

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

Institut National de la Recherche Scientifique-INRS-EAU
2800, rue Einstein, C.P. 7500, Sainte-Foy, Québec, G1V 4C7

Thèse
présentée
comme exigence partielle
pour l'obtention du grade de Philosophiæ Doctor (Ph.D.)
en sciences de l'eau et de l'environnement

Par

JULIEN A. HOUNTIN

**CAPACITÉ D'ADSORPTION DU PHOSPHORE
ET DISTRIBUTION DES ÉLÉMENTS C, N ET P
DANS UN SOL AGRICOLE TRAITÉ
AVEC DU LISIER DE PORC
PENDANT 14 ANS**

DÉCEMBRE 1996

À

mon père in memorium,
pour sa grande piété et tout l'amour
qu'il a investi dans mon éducation

ma mère, affectueuses pensées

Céline, mon épouse, pour tout son courage et sa détermination

Richard Houédjissin, un frère, un compagnon de tous les temps, pour ces moments d'épouvante et de courage vécus
ensemble...

Jérôme Carlos pour toute son amitié et ses fructueux conseils...

RÉSUMÉ

Les fortes concentrations des industries de production de porcs sur une aire de plus en plus réduite ont entraîné au Québec, des problèmes de surplus de lisier de porc (LP) à résoudre. Depuis plusieurs années, des producteurs disposent le LP à de fortes doses sur des sols cultivés, sans se préoccuper de la qualité de l'environnement. La double fertilisation organique et minérale est devenue pratique courante. De plus, les épandages de lisiers se pratiquent avant le semis et tard en automne sur la seule base de leur contenu en N ignorant ainsi leur concentration en phosphore. Au fil des ans, ces pratiques agricoles ont eu pour conséquences :

1) la perte d'éléments nutritifs pour la plante tels que l'azote, le phosphore et le carbone organique soluble dans les eaux de surface et souterraines, 2) la saturation des sites d'adsorption du phosphore dans les sols, d'où la diminution de leur capacité à recevoir des quantités additionnelles de LP sans risque de polluer davantage le milieu aquatique. Les objectifs de cette thèse sont (i) de mesurer la distribution de trois éléments nutritifs soit le carbone (C), l'azote (N) et le phosphore (P) dans un profil de sol agricole ayant reçu du LP pendant 14 ans, (ii) d'évaluer les formes du phosphore dans le sol, (iii) de déterminer les doses optimales du lisier en fonction des rendements en matière sèche du maïs-ensilage (*Zea mays* L.) et estimer les rendements en fonction du contenu du sol en différentes fractions labiles de phosphore et (iv) d'évaluer la capacité totale d'adsorption du P dans le sol. Des échantillons de sol provenant des parcelles de maïs-ensilage et fertilisées avec du LP en post-levée depuis 1979 ont été prélevés au printemps 1992 jusqu'à 1 m de profondeur. Le sol était un loam limoneux de la série Le Bras, un gleysol humique situé à St-Lambert de Lauzon (Québec). Les parcelles étaient constituées d'unités de quatre blocs complètement aléatoires et fertilisées avec des doses croissantes de LP (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹). Les résultats obtenus ont montré que les contenus en C, N et P totaux dans la couche de labour (0-20 cm) ont augmenté ($p \leq 0.01$) avec l'augmentation de la dose de LP. Toutefois, le taux d'accroissement de ces éléments a diminué avec la profondeur. Comparée au témoin, l'application de la dose de 120 m³ ha⁻¹ a résulté en une accumulation dans la couche de 80-100 cm de 2.37 t N total (N_t) ha⁻¹ et de 169 kg P total (P_t) ha⁻¹ respectivement. Le contenu en P-Mehlich3 (P-M₃) représentait 27 à 69 % de la quantité du P_t accumulée dans la couche 0-20 cm. De plus, la courbe des concentrations de P_t en fonction des doses de LP a évolué à un stade donné de façon quadratique pour

atteindre un plateau (990 mg kg^{-1}) avec la dose de $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Les valeurs des rapports C:N et C:P ont augmenté avec la dose de LP mais ont diminué avec la profondeur. Une tendance à une forte accumulation du P dans la couche 0-20 cm et un déplacement des formes extrêmement labiles (P_i -résine, P_i - NaHCO_3 , P_o - NaHCO_3 , P_o - NaOH) vers les couches profondes du sol ont été observés avec les fortes doses de LP (90 et $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). L'utilisation du test du PPDS ($P \leq 0.05$) a permis d'approximer la dose $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ pour un rendement moyen annuel de 7.68 t ha^{-1} . À partir de la dose $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ aucune augmentation significative du rendement en maïs-ensilage n'a été notée. Un optimum de production (7.95 t ha^{-1}) a été obtenu en 1992. Un plateau de 7.98 t ha^{-1} représentant le rendement moyen annuel a été atteint avec la dose de $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. De plus, l'utilisation du modèle quadratique a permis d'optimiser les rendements de maïs-ensilage en fonction des quantités de fractions labiles de P (P_i -résine, P_i - NaHCO_3 , P_o - NaHCO_3 , P_o - NaOH et P_i - NaOH) ainsi que du P-M3. Les indices d'adsorption du P (P_{siw}) tels qu'évalués par la méthode de Bache et Williams (1971), les indices de capacité totale d'adsorption du P (Pt_{siw}) calculés à partir des formes labiles de P, les valeurs du degré de saturation en P (DP_s) de chaque horizon, les valeurs de la concentration d'équilibre du P (CEP) ainsi que les isothermes d'adsorption du P (Freundlich et Langmuir) dans la couche 0-20 cm indiquaient que le nombre de sites libres avaient diminué au fil du temps à cause des applications répétées de LP. L'établissement du bilan de charge de P dans les parcelles expérimentales a montré que les pertes potentielles moyennes annuelles du P ont été relativement faibles. Toutefois les fortes accumulations de P observées dans les parcelles traitées avec du LP, peuvent constituer à long terme un risque potentiel de pollution de l'eau. Dans une perspective de suivi environnemental des sols fertilisés avec du lisier et autres engrais de ferme, l'estimation de la capacité d'adsorption totale de P, tenant compte du niveau de P initialement présent ou adsorbé, revêt une grande importance dans une nouvelle approche de gestion du P par bilan de charge dans les exploitations agricoles.

AVANT-PROPOS

En choisissant de mener des travaux sur le présent sujet de thèse, j'ai eu pour seule ambition d'apporter mon humble contribution à la recherche et à l'approfondissement des connaissances sur la distribution d'éléments nutritifs dans le sol. Mon intérêt tout particulier touche la définition de nouveaux indices environnementaux relatifs aux excès de phosphore dans les sols à risque c-à-d susceptibles de perdre non seulement rapidement leur fertilité mais aussi de polluer l'eau. Une approche nouvelle d'évaluation de la fertilisation phosphatée visant la protection des écosystèmes aquatiques, devient nécessaire afin d'établir un bilan de charge du phosphore suite à plusieurs années d'application d'engrais de ferme.

Les résultats de ce travail sont certes le fruit de longs mois de recherche conduite et achevée grâce aux concours et appuis pédagogiques, logistiques et affectifs de personne de bonne volonté et de grande sincérité. À toutes ces personnes je dis un grand merci. Encore une fois avant d'exposer rapidement les résultats de ce travail, je tiens à remercier chaleureusement tous ceux qui m'ont aidé à le réaliser.

Je dois donc une reconnaissance toute particulière à mon directeur de thèse, le Dr Denis Couillard, professeur des processus d'assainissement des eaux à l'INRS-Eau, pour toutes les facilités matérielles qu'il m'a accordées, son appui pédagogique, son grand sens de responsabilité et les nombreux conseils d'homme d'expérience qu'il m'a prodigués tout au long de mes travaux. Encore une fois je lui dis merci pour avoir été si près de moi comme un bon père et un bon professeur.

Je remercie également le Dr Michel P. Cescas, professeur de chimie des sols à la Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation de l'Université Laval pour toute son assistance pédagogique et son attention. Je lui dis merci pour avoir accepté de mettre à ma portée, et avec beaucoup d'humour, son expertise en chimie du phosphore dans les sols et d'agir non seulement comme examinateur externe mais aussi comme président de mon jury de thèse. Il me rappelle aussi les fréquentes discussions qu'il m'a accordées tout au long de mes études doctorales.

Je dis également un grand merci au Dr Antoine Karam, professeur de chimie environnementale des sols à la Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation de l'Université Laval pour toute l'aide affective et logistique qu'il m'a apportée durant tout mon cycle d'études supérieures au Québec. Il fait partie au premier chef de tous ceux qui ont favorisé mon intégration à la vie socio-scientifique québécoise et canadienne. C'est un professeur dont la grande probité intellectuelle force à bien des égards mon admiration d'apprenti-chercheur. De plus, je le remercie fort bien d'avoir accepté de lire et d'agir comme examinateur externe de ma thèse.

Ma gratitude s'adresse aussi au Dr Gérard Jones, professeur de chimie environnementale de la neige et de la glace à l'INRS-Eau (Université du Québec) pour avoir accepté de corriger ma thèse avec beaucoup d'attention. Encore une fois je lui exprime toute ma reconnaissance d'avoir agi comme examinateur interne et de faire partie de mon jury de défense de thèse.

Je remercie le Dr Christian Auclair pour sa grande disponibilité et sa précieuse assistance lors de l'interprétation statistique des résultats.

Mes remerciements vont aussi à l'endroit du Dr Georges Gangbazo du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec pour ses conseils d'orientation.

Je désire exprimer toute ma gratitude au Dr J-Louis Sasseville, professeur d'administration publique de l'eau et de contrôle des pollutions à l'INRS-Eau pour ses encouragements.

Ma salutation s'adresse au Dr Ahmed Aajjane pour toute sa solidarité, son amitié et toute sa fraternité.

C'est aussi avec beaucoup de plaisir que j'adresse un cordial remerciement à tout le personnel administratif et de soutien de l'INRS-Eau pour tout son sourire quotidien marquant chaque fois son entière disponibilité à l'égard de tout le collègue étudiant. Je salue en particulier Isabelle St-Jacques, Jean-Daniel Bourgeault, Éline Parent, Suzanne Dussault, et Chantal Paquin.

Je dois une reconnaissance toute particulière à Monsieur Denis Côté du Centre de recherche et d'expérimentation en Sols (CRES) du Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) pour m'avoir laissé échantillonner les horizons de sol Le Bras dans les parcelles de longue durée établies à St-Lambert de Lévis (Québec).

Mes remerciements s'adressent aux Drs Adrien N'dayegamiye (MAPAQ) et Régis Simard (Agriculture Canada) pour leur collaboration technique et quelques conseils dans la conduite d'une partie de mes travaux de recherche.

Enfin l'achèvement de cette thèse tient du support financier du Conseil scientifique de l'INRS, du Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (Subvention CRSNG OGP0003711), du grand sens de responsabilité et de sollicitude du directeur du Centre INRS-EAU, Mr J.P Villeneuve et de la parfaite coordination du directeur du service des études avancées de l'Institut national de la recherche scientifique, Mr Michel Barbeau.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
AVANT PROPOS	v
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX	xi
LISTE DES FIGURES	xiii
LISTE DES ANNEXES	xvii
CHAPITRE 1: CADRE DE L'ÉTUDE ET APERÇU GÉNÉRAL	1
1.1 Problématique de gestion du lisier de porc	1
1.2 Composition des déjections animales	2
1.3 Lisiers de porc et qualité de l'environnement	3
1.4 Modes d'épandage de lisier et pollution diffuse	4
1.5 Problématique du phosphore dans les sols suite à l'application des engrais organiques	5
1.6 Historique du cadre expérimental	6
1.7 Hypothèses posées	9
1.8 Objectifs généraux de la thèse	9
1.9 Originalité de la thèse	9
CHAPITRE 2: REVUE DE LITTÉRATURE	11
2.1 Dynamique du phosphore dans le sol	11
2.1.1 Formes du P dans le sol	11
2.1.2 Phosphore inorganique du sol	15
2.1.3 Minéralisation du phosphore organique du sol	18
2.1.4 Adsorption-désorption du phosphore dans les sols	21
2.1.5 Évolution du phosphore dans le sol suite à l'application des déjections animales	23
2.1.6 Phosphore du sol et qualité de l'environnement	26
CHAPITRE 3: MÉTHODOLOGIE	31
3.1 Site et description du plan expérimental de longue durée (MAPAQ, 1978- 1992)	31
3.2 Historique du site expérimental	31

3.3	Protocole expérimental adopté dans le cadre des travaux de la thèse.....	32
3.4	Méthode d'échantillonnage et préparation des sols.....	32
3.5	Analyses des échantillons de sol	33
3.5.1	pH et conductivité électrique	33
3.5.2	Carbone	33
3.5.3	Azote et phosphore totaux	34
3.5.4	Éléments disponibles:P, Ca, Mg, K, Na.....	34
3.5.5	Fractionnement séquentiel du phosphore	34
3.5.6	Oxydes de Fe, d'Al et de Mn.....	37
3.5.7	Étude de l'adsorption du phosphore.....	38
3.5.7.1	Détermination des indices d'adsorption du phosphore.....	38
3.5.7.2	Établissement des isothermes de Freundlich et de Langmuir	41
3.5.8	Bilan de charge en phosphore	41
3.5.8.1	Bilan de charge et de perte en P total du sol.....	41
3.5.8.2	Bilan de charge et de perte en P labile du sol	41
3.6	Analyse statistique des résultats	43
CHAPITRE 4: DISTRIBUTION DU C, DU N ET DU P DANS		
LE PROFIL D'UN LOAM LIMONEUX LE BRAS.....		
4.1	Résultats et discussion.....	45
4.1.1	Carbone organique.....	48
4.1.2	Azote total.....	48
4.1.3	Phosphore total.....	50
4.1.4	Phosphore extractible avec la solution Mehlich-3.....	53
4.1.5	Signification agronomique et environnementale des rapports C:N et C:P des parcelles	55
4.2	Conclusions.....	58
CHAPITRE 5: DISTRIBUTION DES FRACTIONS LABILES DU P		
DANS LE PROFIL D'UN LOAM LIMONEUX LE BRAS.....		
5.1	Résultats et discussion.....	59
5.1.1	Charge totale de P apportée au sol	60
5.1.2	Formes labiles de phosphore extractible	62
5.1.2.1	Phosphore extrait à la résine échangeuse d'anions	62
5.1.2.2	Formes labiles de P _i et P _o extraites au du 0.5M NaHCO ₃	64
5.1.2.3	Formes labiles de P _i et P _o extraites au 0.1M NaOH.....	66

5.1.2.4 Fractions résistantes extraites au 1M HCl et H ₂ SO ₄ concentré	69
5.1.2.4.1 Phosphore extractible au 1M HCl	69
5.1.2.4.2 Phosphore extrait au H ₂ SO ₄ concentré	70
5.1.3 Corrélation de Pearson entre les fractions labiles de P et les formes stables.....	72
5.1.4 Rendements de maïs-ensilage et fractions labiles de P du sol	74
5.2 Conclusions.....	79
CHAPITRE 6: CAPACITÉ D'ADSORPTION DU PHOSPHORE D'UN LOAM LIMONEUX TRAITÉ AVEC DU LISIER DE PORC.....	81
6.1 Résultats et discussion.....	82
6.1.1 Effets des doses de lisier de porc sur quelques propriétés du sol	82
6.1.2 Effets des applications du lisier de porc sur le contenu en Al _{ox} , Fe _{ox} et Mn _{ox} du sol	80
6.1.3 Effets du lisier de porc sur le P extrait à l'oxalate (P _{ox}) et sur la capacité totale d'adsorption du P.	83
6.1.4 Effets des applications de lisier de porc sur l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971).....	84
6.1.5 Effets de lisier de porc sur le niveau de saturation en P (DP _s) et bilan de charge en P labile du sol	92
6.1.5.1 Degré de saturation en phosphore du sol	92
6.1.5.2 Bilan de charge et de perte du phosphore	98
6.1.6 Prédiction de la capacité totale d'adsorption totale et indices d'adsorption totale du phosphore dans le sol	101
6.1.6.1 Capacité totale d'adsorption de phosphore.....	101
6.1.6.2 Indices d'adsorption totale de phosphore	105
6.2 Conclusions.....	106
CONCLUSIONS GÉNÉRALES	107
1. Synthèse et situation actuelle	107
2. Perspectives de recherche.....	109
2.1 Carbone organique et P organique	109
2.2 Dynamique des ions NH ₄ ⁺ dans le sol.....	110
2.3 Capacité des sols à recevoir de lisier de porc	110
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	112
ANNEXES.....	133

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 5.1 Matrice des coefficients de corrélation linéaire (r) entre les fractions labiles de P et les formes stables et réfractaires de P dans les horizons de surface (0-20 cm) d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc 73
- Tableau 5.2 Équations différentielles d'optimisation des rendements en matière sèche de maïs-ensilage et des quantités de phosphore labile et P-M3 dans la couche arable (0-20 cm) d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc 75
- Tableau 6.1 Équations de régression linéaire simple de de l'indice d'adsorption (Y) de Bache et Williams (1971) sur les doses de lisier de porc (X₁) dans les horizons 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 et 80-100 cm d'un loam limoneux Le Bras pendant 14 ans 84
- Tableau 6.2 Matrice des coefficients de corrélation (r) de Pearson entre le P_{OX}, le P-Mehlich3 (PM3), les fractions extrêmement labiles (P_i-résine, P-NaHCO₃ et P_O-NaOH), le C organique, le pH et les oxydes de Fe, Al et Mn (Fe_{OX}, Al_{OX}, Mn_{OX}) obtenue dans un loam limoneux ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc 87
- Tableau 6.3 Analyse de la variance et des contrastes (F) de quelques propriétés du sol, de l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971) en fonction des effets combinés des doses de lisier de porc (LP) et des profondeurs dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc 88
- Tableau 6.4 Teneurs en P des sols et bilan de masse du P-Mehlich3 (P-M3) et de deux formes de P labile (P_i-résine et P_i-NaHCO₃) dans un loam limoneux (0-20 cm) Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc 100

- Tableau 6.5 Analyse des contrastes (F) pour l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971) et de l'indice de capacité totale d'adsorption du P ($P_{t_{siw}}$) calculé à partir du P originellement adsorbé ou initialement présent dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc 102
- Tableau 6.6 Matrice des coefficients de corrélation (r) de Pearson entre l'indice de Bache et Williams (1971) (P_{siw}), la capacité totale d'adsorption de P (P_{sc}) et quelques propriétés chimiques d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc 103
- Tableau 6.7 Équations de régression étape par étape de l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971) (P_{siw}), de la capacité totale d'adsorption de P (P_{sc}), de l'indice de capacité totale d'adsorption de P ($P_{t_{siw}}$) sur quelques propriétés chimiques et physiques d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc 104

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Principales séries de sol de la station de recherche de Saint-Lambert de Lévis (Service des sols, Direction de la recherche et du développement, MAPAQ, Québec, 1994)	7
Figure 2.1 Principales formes de phosphore dans le sol (adapté de Tiessen et Stewart, 1983)	12
Figure 2.2 Effet du pH sur les formes du P inorganique dans la solution du sol.....	16
Figure 2.3 Échange dynamique du P entre la solution du sol et le complexe adsorbant et différentes voies de recyclage de P par la plante et de perte de P dans un écosystème aquatique suite à l'épandage de lisier de porc	28
Figure 3.1 Schéma de la procédure de fractionnement séquentiel du phosphore selon la méthode de Hedley <u>et al.</u> (1982) telle que modifiée par O'Halloran <u>et al.</u> (1987).....	36
Figure 4.1 Distribution du carbone organique dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)	46
Figure 4.2 Distribution de l'azote total dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)	48
Figure 4.3 Distribution du phosphore total dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc	50
Figure 4.4 Distribution du phosphore extractible avec la solution Mehlich3 dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc.....	53

- Figure 4.5 Évolution des rapports C:N (A) et C:P (B) dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc..... 56
- Figure 5.1 Distribution du P extrait avec la résine échangeuse d'anions dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP) 63
- Figure 5.2 Distribution des fractions labiles de phosphore inorganique (A) et organique (B) extraits avec du NaHCO_3 -0.5 M dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)..... 65
- Figure 5.3 Distribution des fractions labiles inorganique (A) et organique (B) extraites avec du NaOH 0.1M dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)..... 68
- Figure 5.4 Distribution de la fraction inorganique stable extraite avec du HCl 1M dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP) 70
- Figure 5.5 Distribution de la fraction de P résiduel réfractaire extrait avec du H_2SO_4 concentré dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP) 71
- Figure 5.6 Courbe de rendement du maïs-ensilage en fonction des niveaux de Pi-résine dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP) 76
- Figure 5.7 Rendement de maïs-ensilage obtenu en fonction des doses croissantes de lisier de porc dans un loam limoneux dans un loam limoneux Le Bras 78
- Figure 6.1 Indice d'adsorption de P (P_{siw}) de Bache et Williams (1971) dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)..... 84

- Figure 6.2 Isotherme d'adsorption de Langmuir obtenu dans un loam limoneux le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP) 90
- Figure 6.3 Isotherme d'adsorption de Freundlich obtenu dans un loam limoneux le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc..... 91
- Figure 6.4 Relation entre la concentration d'équilibre de phosphore et le degré de saturation en phosphore (A) et entre la dose du lisier de porc (B) dans 0-20 cm 94
- Figure 6.5 Relation entre la concentration d'équilibre de phosphore et l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971) (A) et la capacité totale d'adsorption de P (B), entre le degré de saturation en P et l'indice d'adsorption (C) et la capacité totale d'adsorption de P (D) dans un loam limoneux Le Bras (0-20 cm) ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc..... 96
- Figure 6.6 Relation entre la capacité totale d'adsorption de P et l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971) dans l'horizon 0-20 cm..... 97
- Figure 6.7 Pertes en P_2O_5 par infiltration et écoulement de surface dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc pendant 14 ans 99

LISTE DES ANNEXES

Annexe A.4.1 Distribution du carbone organique total, N total, P total et P-Mehlich3 dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc	136
Annexe A.4.2 Analyse des contrastes des effets simples des doses croissantes de lisier de porc (0, 30, 60, 90 et 120 m ³ ha ⁻¹) sur la distribution du carbone organique total, azote total, P total et P-Mehlich3 dans le profil d'un loam limoneux Le Bras	137
Annexe A.4.3 Analyse des contrastes des effets simples et interactions dose x Horizon dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m ³ ha ⁻¹) de lisier de porc, sur la distribution du carbone, organique total, N total, P total et P-Mehlich3 extractible du sol	138
Annexe B.5.1 Distribution des fractions inorganiques et organiques de P labile, de P stable et de P réfractaire dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m ³ ha ⁻¹) de lisier de porc	139
Annexe B.5.2 Analyse des effets simples du lisier de porc appliqué à des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m ³ ha ⁻¹) sur la distribution des fractions labiles de P dans un loam limoneux Le Bras	140
Annexe B.5.3 Analyse des effets simples de lisier de porc appliqué à des doses croissantes (0, 30, 60, 90, 120 m ³ ha ⁻¹) dans un loam limoneux Le Bras sur la distribution des fractions stables, réfractaires et la somme des fractions de P dans un loam limoneux Le Bras.....	141
Annexe B.5.4 Données des rendements du maïs-ensilage (t ha ⁻¹ de matière sèche) obtenus avec l'application des doses croissantes (0, 30, 60, 90, 120 m ³ ha ⁻¹) de lisier de porc dans un loam limoneux Le Bras pendant 14 ans ...	142

Annexe C.6.1 Quelques propriétés chimiques des horizons d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90, 120 m ³ ha ⁻¹) de lisier de porc	143
Annexe C.6.2 Contenus en Al, Fe et Mn extraits (Al _{ox} , Fe _{ox} et Mn _{ox}) à l'oxalate acide dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90, 120 m ³ ha ⁻¹) de lisier de porc	144
Annexe C.6.3 Contenu en phosphore originellement adsorbé (P _{ox}), degré de saturation en phosphore (DP _s) et capacité totale d'adsorption (P _{sc}) de P d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90, 120 m ³ ha ⁻¹) de lisier de porc	145

CHAPITRE 1

CADRE DE L'ÉTUDE ET APERÇU GÉNÉRAL

1.1 PROBLÉMATIQUE DE GESTION DE LISIER DE PORC

La production croissante du porc au Québec (Cantin et Lebeau, 1996) au cours des deux dernières décennies a fait de l'élimination de lisier de porc (LP) un problème crucial à cause du volume excédentaire de lisiers produits à la ferme (Antoun *et al.*, 1985). L'épandage de lisier de porc sur les sols a créé de sérieux problèmes de pollution de l'eau au Québec (Gangbazo *et al.*, 1992; 1993) et dans les pays où les productions animales sont concentrées sur une aire restreinte. L'Italie (Pagliati et Sequi, 1981), la Hollande et la France (André et Dubois de la Sablonnière, 1983) sont des pays particulièrement touchés par cette situation avec une densité animale ha^{-1} de 10 à 20 fois plus élevée que celle du Québec. Au Québec, des données indiquent que les élevages porcins près de $6 \times 10^6 m^3$ de LP par année soit le quart des déjections animales (Thériault, 1983). En 1996 l'essentiel des 9 millions de m^3 de fumier produits se présentait sous forme de LP (Bernier *et al.* 1996; Trudelle, 1996).

L'épandage de LP à différentes doses en vue de satisfaire les besoins des récoltes en N ont résulté en de fortes accumulations d'azote et d'autres éléments nutritifs dans le profil des sols (King *et al.*, 1990). À cause des problèmes associés aux activités de production porcine, le Ministère de l'Environnement du Québec a établi une réglementation restreignant l'épandage des engrais de ferme (MENVIQ, 1983; MEF, 1996). Dû à leurs charges polluantes, les décharges directes de ces engrais dans l'environnement ont été prohibées par le MENVIQ (Couture *et al.*,

1988). Une augmentation des pertes de phosphore du sol dans les eaux de ruissellement en fonction des doses de LP a été rapportée au Québec et ailleurs (Gangbazo *et al.*, 1993; Edwards et Daniel, 1994). De plus, une relation linéaire entre les concentrations en phosphore dissous dans les eaux de ruissellement et le contenu en P Mehlich-3 du sol a été observée pour des sols cultivés et des prairies en Arkansas et en Oklahoma (Sharpley *et al.*, 1994). De récentes études de suivi environnemental (Grimard, 1990) réalisées sur les tributaires du fleuve St-Laurent ont montré pour certains (Beauce, Yamaska, Assomption) que de fortes décharges de déchets animaux ont entraîné la dégradation de la qualité de l'eau. Ce problème a donc été aggravé par l'épandage de résidus organiques et de lisiers à des doses excessives. L'importance de la pollution due aux éléments nutritifs peut être reliée à la composition chimique générale des déjections animales et aux quantités apportées.

1.2 COMPOSITION DES DÉJECTIONS ANIMALES

Sous le terme générique de déjections animales, on peut distinguer trois principaux produits qui diffèrent selon leurs conditions d'entreposage et leur contenu en matière sèche (Dubé et Bernier, 1983). Il s'agit du fumier, de lisier et du purin. Le fumier est constitué d'un mélange d'excréments (féces, urine, aliments non utilisés et litière). Ce type de déjection est entreposé et manipulé sous forme solide. Le lisier est souvent constitué d'excréments, d'urine, d'aliments non utilisés, d'eaux de lavage ou de pluie; il est entreposé sous forme liquide. Le purin est le liquide s'écoulant d'un tas de fumier. La composition des déjections animales est également influencée par l'espèce animale, son âge, la composition de sa diète et la méthode de collecte. La composition de LP varie considérablement d'une ferme à l'autre et d'une année à l'autre sur une même ferme (Vallée, 1989; Couture, 1994). Au point de vue composition chimique, les déjections animales contiennent du carbone, des éléments majeurs comme l'azote, le phosphore et le potassium et des éléments mineurs comme le fer, le cuivre, le zinc et le manganèse. Il convient de mentionner que le potentiel toxique de LP est lié à des éléments comme le cuivre et le zinc (Harmon et Duncan, 1978). Toutefois la suite de la revue de littérature s'attardera de façon

générale sur le carbone, l'azote, et le phosphore. Elle s'articulera en particulier autour de la capacité d'adsorption du phosphore par le sol qui est le point focal de ce travail bien que la plupart des autres éléments soient susceptibles de contribuer au processus de pollution diffuse.

1.3 LISIERS DE PORC ET QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT

Dans une étude réalisée au Minnesota, le lisier de porc (LP) a été appliqué pendant deux années consécutives sur un loam limoneux à une dose de $636 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Evans et al. (1977) ont trouvé qu'il n'y a pas eu de dommages causés à la croissance du maïs. Le rendement moyen obtenu a été de 7.097 t ha^{-1} . Par contre des concentrations très élevées de sels causant le flétrissement chez les jeunes pousses ont été observées. Dans une autre étude, des applications de LP aux doses supérieures à $270 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ n'ont pas entraîné un phénomène de phytotoxicité ni de contamination du sol par le cuivre (Sutton et al., 1984). Dans une étude de longue durée réalisée au Québec, l'application de LP à une forte dose de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ a significativement augmenté le contenu en C organique, et l'activité biologique autrement dit la fertilité du sol (N'dayegamiye et Côté, 1989). Quoique la valorisation agricole des déchets organiques soit un moyen attractif (Weil et al., 1979) de leur élimination judicieuse et peu dommageable à la qualité des écosystèmes sensibles, les fortes applications peuvent être à l'origine de pertes significatives de nutriments à travers les eaux de ruissellement (Sharpley et al., 1991a; Couillard et Li, 1993). De plus la migration d'éléments peu mobiles comme le phosphore vers les couches profondes du sol par l'intermédiaire des macropores souvent construits par les laboureurs biologiques que sont les vers de terre prévaut en condition de labour réduit (Logan et al., 1991; Cresswell et al., 1993). Le mouvement préférentiel des éléments chimiques à travers les macropores est reconnu comme une source potentielle de contamination des eaux souterraines (Shipitalo et Protz, 1987; Ahuja et al., 1991). Le terme "mouvement préférentiel" décrit le processus par lequel le déplacement de l'eau à travers un milieu poreux suit des voies privilégiées (Luxmoore et al., 1990; Pikul et al., 1990; Burcar et al., 1994).

1.4 MODES D'ÉPANDAGE DE LISIER ET POLLUTION DIFFUSE

La pollution diffuse affecte autant la qualité des eaux de surface que celle des eaux souterraines. En milieu agricole, Ritter (1986) observa que les sources de pollution diffuse proviennent de l'érosion des sols et de la sédimentation des déchets d'origine animale et végétale, des pesticides et des rejets des eaux d'irrigation. Les polluants diffus sont principalement composés de matières en suspension, de substances organiques, de matières nutritives, de certaines substances potentiellement dangereuses comme les pesticides et les sels minéraux (Bernard, 1986). En fait, la pollution diffuse contribue dans une large mesure à environ 80% de la charge totale en azote et à plus de 50% de la charge en phosphore dans les cours d'eau (Novotny et Chesters, 1981; Couillard et Tyagi, 1990). En rapport avec l'application d'engrais de ferme, certaines pratiques agricoles peuvent expliquer le déséquilibre du niveau trophique dans certaines eaux de surface comme la rivière Yamaska, l'embouchure de la rivière Maskinongé et celle de la rivière l'Achigan (Culley et Barnett, 1984). Par exemple, les taux d'épandage excessifs augmentent la quantité d'azote et de phosphore présents dans les eaux de ruissellement (Reddy *et al.* 1980; Duthion, 1981). Toutefois les effets à long terme des applications de lisier de porc après l'émergence du maïs-ensilage sur la dynamique du P sont peu connus. La plupart des expériences de longue durée rapportées dans la littérature ont été effectuées avec de lisier appliqué avant le semis ou à l'automne. Les épandages d'automne et ceux effectués très tôt au printemps ne permettent pas une utilisation optimale des éléments fertilisants d'où des pertes économiques importantes et la contamination des eaux souterraines et de surface (Richard, 1994). De plus la basse température du sol à l'automne ne favorise pas l'expression du pouvoir épurateur du sol qu'on observe en été (Côté *et al.* 1991). Les conditions d'épandage en post-levée peuvent donner naissance à des fentes de retrait favorisant le mouvement préférentiel du C, N et P de lisier. À cause de leur dynamique dans le sol, ces trois éléments (C, N et P) peuvent être considérés comme les principaux éléments nutritifs susceptibles d'affecter la qualité des eaux lorsqu'ils sont en excès.

1.5 PROBLÉMATIQUE DU PHOSPHORE DANS LES SOLS SUITE À L'APPLICATION DES ENGRAIS ORGANIQUES

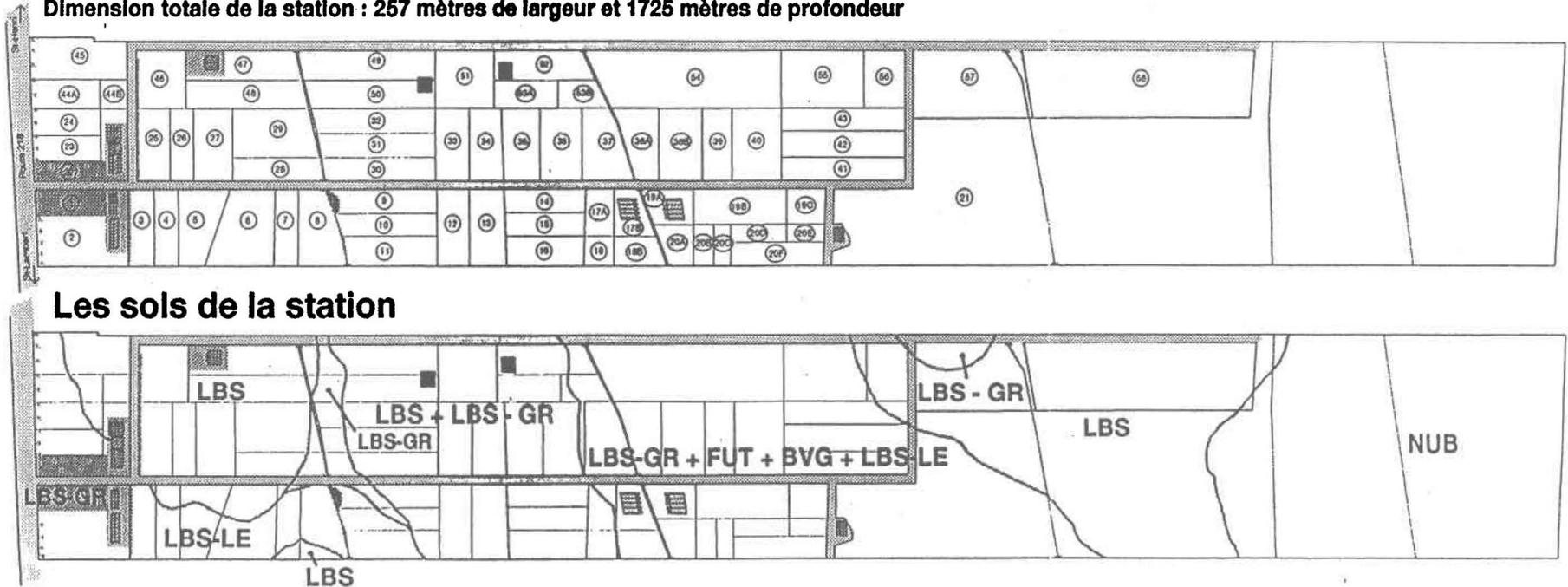
L'accumulation à la surface des sols d'éléments essentiels à la nutrition des plantes suite à des applications de longue durée de lisier de porc et autres engrais de ferme a déjà fait l'objet d'une littérature abondante (Sharpley *et al.*, 1984; Cristie, 1987). Cependant peu d'informations sont disponibles à propos de la mobilité des éléments nutritifs dans le profil du sol. Certaines études ont suggéré que la migration en profondeur du phosphore pourrait être reliée aux conditions climatiques. Contrairement aux études menées dans les conditions de climat chauds (King *et al.* 1990; Sharpley *et al.*, 1993a), le mouvement en profondeur du P disponible s'est révélé plus intense dans les régions tempérées (Kao et Blanchar, 1973; Chang *et al.*, 1991). Dans les régions de climat froid et humide comme ceux rencontrés dans l'Est du Canada, le prélèvement de nutriments par les racines est restreint par la courte durée de la saison de croissance. Ainsi le risque de contamination de la nappe phréatique par l'azote ou le phosphore, due à la longueur de l'hiver, la fonte de neige et aux fortes pluies de printemps demeure élevée dans le cas des sols traités avec de lisier de porc. Dans ces conditions, on peut penser que l'accumulation du phosphore dans les horizons de surface sera d'autant plus forte que la dose d'application de lisier sera élevée. Le rôle que joue le sol comme filtre environnemental est limité par la charge en phosphore et en azote des effluents ainsi que le rapport d'adsorption du sodium (Bouwer et Chaney, 1974; Larson et Pierce, 1991). Le colmatage rapide des pores et l'infiltration limitée de lisier dans le sol au cours des épandages favorisent davantage les pertes de phosphore par détachement de particules terreuses au cours des événements pluvieux (C.P.V.Q. 1986). Pour limiter ce processus de perte d'éléments nutritifs par érosion, plusieurs chercheurs ont développé le concept de labour réduit ainsi que le concept de présemis et de semis en post-levée (Logan *et al.*, 1987; Foran et Deans, 1992).

1.6 HISTORIQUE DU CADRE EXPÉRIMENTAL

Les travaux proprement dits de cette thèse se sont déroulés en deux phases. Il y a eu d'abord les opérations d'échantillonnage de sol au niveau des parcelles expérimentales et ensuite les travaux réalisés en laboratoire. Le site expérimental est situé sur la ferme expérimentale du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) à St-Lambert de Lauzon Québec (46° 35' N; 72° 12' O), avec une saison de végétation variant de 111 à 114 jours. Le fait qui fait partie des basses terres du St-Laurent, est localisé en milieu agricole au sein de la plaine, à 110 m d'altitude. Le climat de la région correspond à la zone climatique 2300 UTM (Service des sols, MAPAQ, DRD, 1994). Les précipitations sont abondantes et bien réparties au cours de la saison de végétation. Une moyenne de 1000 mm de pluie compense bien l'évapotranspiration évitant ainsi un déficit en période de croissance. Les sols, issus de sédiments argileux marins et fluviolacustres présentent généralement une texture de loam et de loam argileux en surface et occasionnellement, de loam sableux et de loam sablo-graveleux plus ou moins profonds sur argile (Rompré, 1990). Ces sols s'apparentent aux séries Neubois, Le Bras et Beurivage (Figure. 1.1).

STATION DE RECHERCHE DE SAINT-LAMBERT DE LÉVIS

Dimension totale de la station : 257 mètres de largeur et 1725 mètres de profondeur



- | | | | |
|-----------------|-------------------------------------|------------|------------------|
| LBS | Série Le Bras | NUB | Série Neubois |
| LBS - GR | Série Le Bras à fragments grossiers | FUT | Série Fourchette |
| LBS - LE | Série Le Bras léger | BVG | Série Beaurivage |

Figure 1.1 Principales séries de sols de la station de recherche de Saint-Lambert de Lévis (Service des sols, Direction de la recherche et du développement, MAPAQ, Québec, 1994)

Le pH des sols de la station de recherche est normalement acide et le drainage est bon à imparfait selon le relief et la nature du sous-sol. L'aire expérimentale, d'une superficie de 44 ha environ, est subdivisée en plusieurs lots ou champs expérimentaux portant différentes cultures et des champs en jachère. Les parcelles utilisées dans la présente étude appartiennent à la série Le Bras, couvrant 75% de la superficie totale de la station (Rompré, 1990). Les parcelles de longue durée ont été mise en place en 1978 et maintenues jusqu'à présent en vue (1) d'évaluer l'efficacité fertilisante et l'arrière-effet de LP apporté en post-levée du maïs-ensilage et (2) de mesurer les effets des apports répétés de lisier sur les propriétés physiques et chimiques du sol (Côté et al., 1991; Côté et al., 1996). L'élément chimique qui a fait l'objet particulier de cette étude est le phosphore à cause de son rôle dans le processus de pollution diffuse des eaux de surface et souterraines en régime de fortes applications d'engrais de ferme (Coote et Zwerman, 1975; Miller, 1979). Plusieurs chercheurs ont observé l'enrichissement du sous-sol jusqu'à plus de 100 cm de profondeur suite à des épandages de lisier après récoltes en automne ou en présemis au printemps (King et al., 1990; Sharpley et al., 1992).

Le phosphore est un élément relativement immobile dans le sol; mais son statut peut changer dans des conditions d'application régulières de matières organiques à cause de la présence de ligands organiques contenus dans les engrais de ferme (Harris et al. 1994). Les effets à long terme des applications de LP en post-levée de maïs-ensilage, sur la dynamique du phosphore dans les profils de sol en conditions de climat froid prévalant dans l'Est du Canada n'ont pas encore été bien élucidés.

En abordant l'étude spécifique du mouvement du C, N et P du sol dans des conditions de fortes applications de lisier de porc, on a posé un certain nombre d'hypothèses touchant la distribution du C, N, P et la réaction spécifique du phosphore avec des couches de sols sous épandages fréquents de lisier de porc.

1.7 HYPOTHÈSES

Les hypothèses posées sont:

1. l'application de doses croissantes de lisier de porc pourraient affecter la distribution du C total, N total et P total ainsi que celle des différentes fractions de P dans le profil du sol;
2. l'application de doses massives de lisier de porc peut entraîner la saturation du complexe adsorbant du sol (facteur d'enrichissement) et diminuer la capacité de rétention du P soluble en excès à long terme.

1.8 OBJECTIFS DE LA THÈSE

Les objectifs fixés sont de deux ordres: un objectif général qui est de

1. mesurer la distribution de trois éléments nutritifs soient le C, l'N et le P dans un profil de sol agricole ayant reçu de lisier de porc pendant 14 ans et deux objectifs spécifiques qui sont de:
2. évaluer les formes du phosphore dans le sol;
3. évaluer la capacité totale d'adsorption du P dans le sol.

1.9 ORIGINALITÉ DE LA THÈSE

Peu de travaux ont été réalisés sur la chimie du phosphore (P) dans les sols traités avec du (LP) pendant une longue période au Québec. La recherche sur les indices environnementaux de l'excès du P dans les sols amendés avec de LP constitue encore l'un des aspects originaux de ce travail. Avant d'initier cette recherche, peu de travaux étaient réalisés sur les indices environnementaux de P dans les sols du Québec et même aux États-Unis. Il s'agit d'indices devant être appliqués prioritairement aux sols ayant un faible pouvoir tampon ou qui sont à risque. Par exemple la concentration du phosphore dans la solution à l'équilibre et le degré de saturation du P d'un sol constituent des paramètres importants de mesure des risques potentiels d'un sol à l'enrichissement en P des eaux de surface (Yuan et Les Lavkulich, 1995). Ce qui fait donc aujourd'hui la préoccupation majeure des chercheurs de par le monde en matière du contrôle de la pollution diffuse par le P est de concevoir des outils pouvant permettre de mesurer facilement les

niveaux de vulnérabilité des sols vis-à-vis du P pour la qualité de l'eau. Ces différentes estimations pourront contribuer à la connaissance des caractéristiques d'adsorption du P dans différents types de sols grâce à la détermination de quelques paramètres considérés comme des indices environnementaux de contrôle des doses de lisier et autres engrais organiques pour prévenir et limiter la pollution des eaux souterraines et de surface. Pour l'ingénieur aménagiste ou l'agro-environnementaliste, elles donnent des indices sur le pouvoir fixateur ou sur le niveau de saturation en P du sol et la disponibilité du P ajouté après après plusieurs années d'applications répétées de LP. Le P est un élément généralement immobile dans les sols, mais son statut immobile peut changer dans des conditions d'applications régulières de matières organiques à cause de la présence de ligands organiques contenus dans les engrais de ferme (Harris et al., 1994). Les effets à long terme des applications de LP en post-levée de maïs-ensilage sur la dynamique du P dans les profils de sol dans les conditions de climat prévalant dans l'Est du Canada ont été peu étudiés. Certaines des expériences de longue durée rapportées dans la littérature, traitent des applications de lisier réalisées avant le semis tôt au printemps ou à l'automne. Une réglementation relative à la disposition des engrais de ferme devrait se baser sur la connaissance du comportement ou de l'effet résiduel du phosphore dans les sols.

CHAPITRE 2

REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 DYNAMIQUE DU PHOSPHORE DANS LE SOL

2.1.1 Formes du P dans le sol

Les niveaux adéquats de P dans les sols sont essentiels à la production des récoltes en agriculture et à la culture de plantes à des buts esthétiques en milieu urbain par exemple. La fertilisation phosphatée est une composante vitale de l'agriculture moderne. Le P trouvé dans tout environnement terrestre provient principalement de la transformation des minéraux et autres matériaux de l'écorce terrestre (figure 2.1). À mesure que le P est solubilisé par des processus biologiques, chimiques et physiques dans le sol, il est accumulé par les plantes et les animaux et se retrouve sous forme stable dans l'environnement ou sous forme de sédiments déposés dans les eaux douces ou océans (Pierzynski *et al.* 1994). Les facteurs qui contrôlent le taux de conversion du P entre les formes inorganique et organique règlent le devenir à court et moyen terme (Tiessen et Stewart, 1983) du phosphore dans l'environnement. Le but ultime de la gestion des engrais phosphatés est de maximiser la réponse des plantes tout en minimisant les pertes de P dans les eaux de surface. De plus il est important de comprendre le rôle de chaque réaction dans le contrôle de la disponibilité du P pour la plante ou dans la perte de P par érosion.

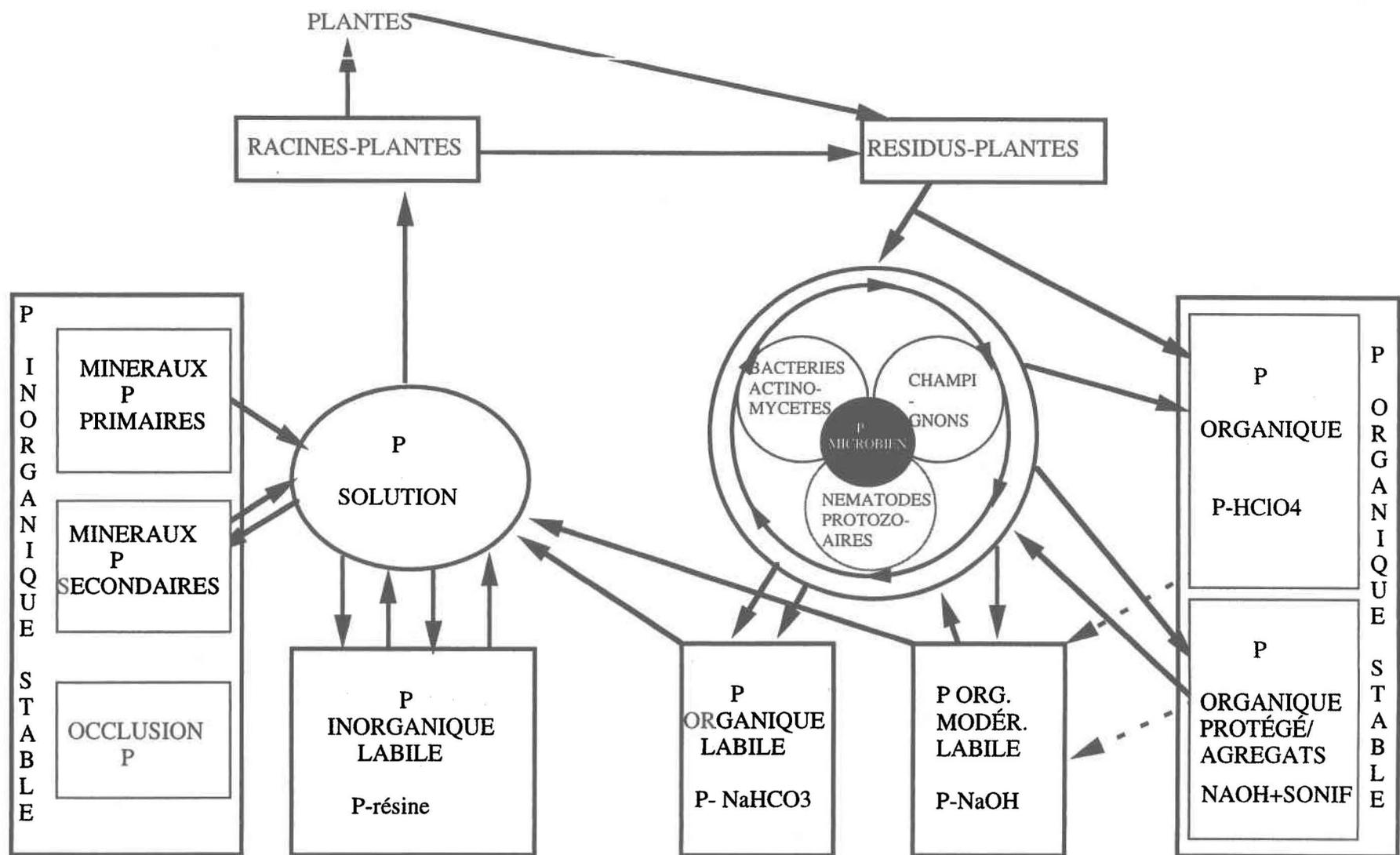


Figure 2.1 Principales formes de phosphore dans le sol (adapté de Tiessen et Stewart, 1983).

Il existe un lien dynamique entre l'azote, le phosphore et le carbone organique du sol. Ce lien s'explique par les rapports C:N et C:P qui ont des significations agronomique et environnementale. Ces rapports constituent des outils précieux d'information additionnelle sur l'évolution de la matière organique dans le sol et sur la capacité d'un sol à emmagasiner et recycler de l'énergie et des nutriments (Gregorich *et al.* 1994). Ainsi un rapport C:P égal ou inférieur à 200 traduit un état de minéralisation avancée de la matière organique du sol (Sharpley *et al.* 1991b) alors qu'un rapport C:P supérieur à 300 (Sims et Wolf, 1994) traduit un niveau d'immobilisation de la matière organique du sol. Dans les sols agricoles, les valeurs des rapports C:N relativement constants mais généralement faibles varient de 10 à 12 (Stevenson, 1982) alors que les rapports C:P varient de 3 à 40 (Sharpley *et al.* 1991b). Selon Singh et Jones (1976), les rapports C:P peuvent servir d'indicateurs environnementaux. Ils ont observé que la quantité de phosphore retenue par le sol diminuait lorsque la concentration en P de la matière organique initialement apportée au sol dépassait 0.31% alors que des résidus organiques, dosant moins de 0.31% de P, augmentaient la capacité d'adsorption en P du sol avec par contre une baisse de la concentration de P en solution du sol. En assumant que la teneur en carbone organique des résidus organiques utilisés par Singh et Jones (1976) dans leur expérience était de 40%, la valeur limite du rapport C:P pour voir l'indice d'adsorption de P du sol baisser est de l'ordre de 130. Le lisier de porc utilisé par les mêmes auteurs avaient un rapport C:P inférieur à 130, indiquant que l'application de lisier de porc pourrait potentiellement baisser la capacité d'adsorption et augmenter la concentration du phosphore en phase liquide du sol (Reddy *et al.* 1980).

La dynamique du phosphore (P) dans le sol est très complexe (Beck et Sanchez, 1994). Les formes organique et inorganique (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}) sont toutes importantes; par conséquent, elles doivent être prises en considération lors de l'étude du statut du phosphore dans le sol. La transformation d'une forme à une autre est influencée par des facteurs physiques, chimiques et biologiques (Stevenson, 1986). La procédure d'extraction séquentielle de Chang et Jackson (1957) et les modifications ultérieures à celle-ci permettent d'identifier différents constituants du

sol responsables de l'adsorption du P. Ces différentes méthodes d'analyse chimique sont largement utilisées dans l'étude des transformations du P ajouté au sol (Nurwakera, 1991) et celles du P initialement présent (Petersen et Corey, 1966; Williams et al., 1967). Ces méthodes peuvent présenter un inconvénient, celui d'extraire préférentiellement les formes fortement retenues par les colloïdes du sol. Par conséquent, elles ne permettent pas d'identifier la forme de P du sol qui influence à la fois le rendement des récoltes et la qualité de l'eau (Sharpley et al., 1982; Trasar-Cepeda et al., 1987).

La procédure d'extraction mise au point par Hedley et al. (1982) puis modifiée par O'Halloran et al. (1987) subdivise le P du sol en sept sources principales: (1) trois sources de P inorganique labile (P_i), (2) deux sources de P organique (P_o) labile, (3) et deux sources de P réfractaire (P_r). Ce qui est particulier dans cette procédure c'est la possibilité de démontrer laquelle des différentes fractions de P est la mieux corrélée avec le P extractible au moyen d'une résine d'échange d'anions. Il a été démontré que cette forme de P (P-résine) est un bon indice de P inorganique biodisponible pour la plante, particulièrement dans les sols acides (van Raij et Quaggio, 1990). En fait, la résine d'échange anionique fonctionne comme un bassin de décantation, une pompe aspirante, à la manière des racines de la plante et extrait la quantité de P qui est corrélée avec la croissance et le prélèvement de P par la plante pour une grande variété de sols (Sibbesen, 1977). De plus, l'étude du fractionnement du P dans les sols est essentielle pour connaître le degré de disponibilité et de mobilité du P (Vaithyanathan et Correl, 1992). Les formes de P labile i.e. [(résine- P_i , NaHCO_3 -(P_i , P_o) et NaOH -P (P_i , P_o)] sont importantes pour la modélisation de la qualité de l'eau (Sharpley et al., 1982a).

L'enrichissement des horizons de surface en P_i et P_o labiles suite à des applications répétées d'engrais de ferme a été largement rapporté par plusieurs chercheurs (Kuo et Baker, 1982; Sharpley et al., 1993a). Cependant les fractions organiques labiles ne sont pas toujours affectées par l'application des engrais de ferme (O'Halloran et Sigrist, 1993). L'accumulation à long terme

des formes labiles de P au seuil de saturation de la capacité adsorbante, peut conduire à un mouvement vertical dans le profil du sol (Indiati et al., 1995). Une augmentation significative du P labile dans les horizons profonds a été observée au cours des études conduites en conditions de climat froid (Kao et Blanchar, 1973; Latterell et al., 1982) alors qu'aucun changement n'a été noté sous climat chaud (Sharpley et al., 1993a). Un mouvement significatif de P sous forme labile dans un sol traité avec de fortes doses de lisiers de bovins, a été observée par Kao et Blanchar (1973) et O'Halloran et Sigrist (1993). Par contre une migration limitée de P en profondeur dans le sol a été notée dans d'autres études (Sharpley et al., 1984).

Les fractions organiques du phosphore du sol sont plus mobiles et migrent plus rapidement en profondeur que les fractions inorganiques à cause de leur faible réactivité avec les colloïdes du sol (Hannapel et al., 1964; Rolston et al., 1975). Le mouvement vertical du P labile vers les eaux souterraines des sols saturés pourrait se produire une fois la capacité adsorptive du sol est atteinte (Goodrich et Monke 1971).

2.1.2 Phosphore inorganique du sol

Le contenu du P total des sols varie normalement de 50 à 1500 mg kg⁻¹, avec 50-70 % sous forme inorganique (Pierzynski et al., 1994). Les principaux minéraux qui s'hydrolysent et libèrent davantage de phosphore sous forme soluble diffèrent selon les sols, d'abord en fonction du temps et ensuite en fonction du développement du sol. Dans les sols non drainés ou modérément drainés, les minéraux les plus répandus sont les apatites, phosphates de calcium avec la formule chimique générale suivante: Ca₁₀(PO₄)₆X₂, où X représente des anions tels que le F⁻, Cl⁻, OH⁻, ou CO₃⁻. Quoique plus de 200 formes de P minéral se rencontrent dans la nature, les fluoroapatites sont les formes les plus couramment rencontrées sous forme de minéral et de composé de la plupart des sols cultivés. Dans les sols fortement mouillés, les cations basiques sont éventuellement lessivés, le pH de la solution du sol décroît et le Fe et l'Al se solubilisent. Les précipités de Fe et d'Al se forment et deviennent les sources de minéraux de

phosphate dans les sols engorgés. Les oxydes amorphes de Fe et d'Al sont aussi répandus dans ces sols. Ils agissent comme des bassins de décantation de phosphore au cours de nombreuses réactions généralement attribuées à la fixation du phosphore. À mesure que le phosphore se dissout ou se désorbe des colloïdes du sol, il diffuse dans la solution du sol où sa forme ionique est largement contrôlée par le pH du sol. Dans la gamme des valeurs de pH communément rencontrées dans les sols agricoles (pH 4.0-9.0), le P est soit sous forme d'anion monovalent (H_2PO_4^-) ou divalent (HPO_4^{2-}), tous deux facilement disponibles dans la solution du sol pour la nutrition de la plante (figure 2.2). Entre le pH 5.5 et le pH 7.5, il y a dans le sol une majorité d'ions H_2PO_4^- et une quantité croissante d'ions PO_4^{3-} . Les ions PO_4^{3-} ne se forment pas aux pH habituels du sol.

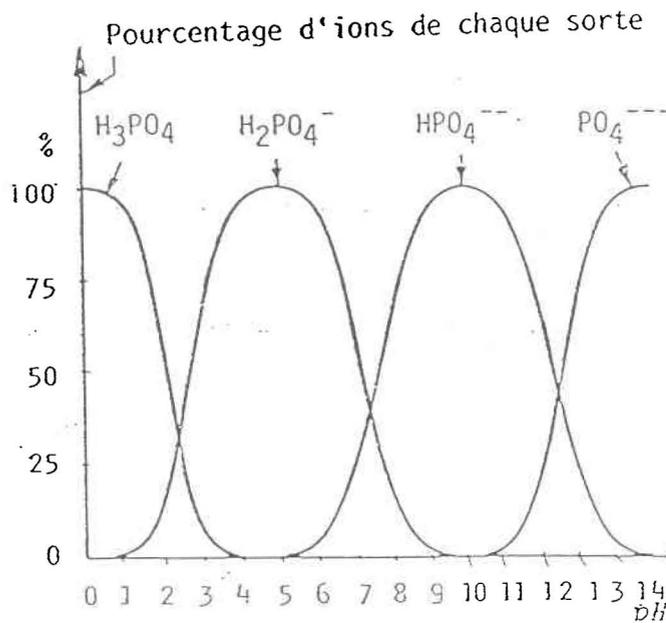


Figure 2.2 Effet du pH sur la distribution des formes de phosphore inorganique dans la solution du sol (tiré de Soltner, 1982)

Une caractéristique générale du P dans les sols à tous les niveaux d'humidité est la faible solubilité des minéraux fixant le phosphore (Pierzynski *et al.* 1994). Dans la plupart des sols agricoles, la concentration de la solution du sol varie de 0.01 à 1mg P L⁻¹. Toutefois, des niveaux élevés de P (6-8 mg L⁻¹) ont été mesurés dans certains sols fortement fertilisés (Pierzynski *et al.* 1994). Des valeurs de 0.02 et 0.2 mg P L⁻¹ sont souvent rapportées comme les concentrations de P requises dans la solution du sol pour donner de hauts rendements de récoltes dans plusieurs sols. La concentration de 0.03 mg L⁻¹ est aussi utilisée comme une valeur critique de l'eutrophisation des eaux douces, indiquant ainsi une identité entre les besoins nutritionnels des plantes terrestres et des plantes aquatiques (Pierzynski *et al.* 1994). Et cette nutrition des plantes est strictement liée au phénomène de charges permanentes et variables à la surface des argiles.

Les charges permanentes se forment sur les surfaces des minéraux argileux après une série de substitution isomorphique à l'intérieur des réseaux cristallins (Brady, 1989). Les substitutions isomorphes portent généralement sur deux atomes de même taille, n'induisent pas de changement de forme du cristal et ont lieu lors de la phase de cristallisation du minéral. Si le cation substituant a une valence inférieure à celle du cation de coordination dans le tétraèdre ou l'octaèdre (c-à-d, Al³⁺ qui se substitue à Si⁴⁺), les charges négatives des atomes d'oxygène ou des groupements OH des tétraèdres ou des octaèdres ne sont plus balancées et il se produit un déséquilibre des charges sur le cristal, ce qui se traduit par une augmentation de la charge négative de surface du minéral. Si le cation substituant a une valence supérieure (c-à-d, Al³⁺ qui remplace Mg²⁺), les surfaces du minéral acquièrent des charges positives supplémentaires. Les substitutions isomorphes, exception faite, sont assez fréquentes dans les minéraux argileux et elles occasionnent généralement la formation de charges négatives sur les surfaces de ces derniers.

Les charges dépendantes du pH sont produites par l'ionisation des OH des groupements fonctionnels RCOOH des molécules organiques ou des groupements OH des sites d'adsorption localisés sur les surfaces amphotères des hydroxydes métalliques et des bordures des minéraux argileux. Suivant le modèle d'adsorption de Hingston *et al.* (1972) sur la goethite et la gibbsite, les sites d'adsorption anionique correspondent à des associations d'atomes de Fe ou d'Al de surface avec des molécules H₂O et OH⁻ à partir de la solution du sol. Lorsque le pH de la solution diminue, des H⁺ en solution s'associent au ligand OH des sites neutres pour donner des sites de charge positive. L'augmentation du pH du sol diminue par contre la densité des charges positives, du fait de la diminution de l'activité de H⁺ associée à une augmentation de l'activité de OH⁻ en solution. Les ions H⁺ et OH⁻ sont dits "ions déterminant le potentiel", du fait que leur activité en solution influence le potentiel de surface des matériaux à charges variables du sol (Herbillon, 1988). La dissociation des groupements fonctionnels associés à la matière organique conduit généralement à la formation de charges négatives sur ces matériaux (Herbillon, 1988). L'étendue des charges de surface sur le complexe adsorbant du sol est fonction du pH de la solution du sol, de la densité des fonctions sur les molécules organiques, de la superficie des régions amorphes sur les argiles et du degré de cristallinité des hydroxydes métalliques.

2.1.3 Minéralisation du phosphore organique du sol

Quoique le P inorganique ait été généralement considéré comme la source majeure de P disponible pour la plante dans les sols, la transformation d'une partie de P apporté sous forme d'engrais en P organique (McLaughlin *et al.*, 1988) et l'absence de réponse parfois observée aux doses de P (Doerge et Gardner, 1978), imposent le besoin de prendre en considération le P organique dans les conditions de pratiques de labour réduit (khasawneh *et al.*, 1988). Les formes du P organique communément rencontrées dans les sols comprennent les phosphates inositols, les phospholipides, les glycérophosphates, les acides nucléiques et les sucres associés à du phosphore. Il s'agit des formes encore mal connues (Tate, 1984). L'inositol est un composé homocyclique dont la configuration moléculaire est assez identique à celle des glucides. L'inositol

peut former une série d'esters avec du H_3PO_4 du type monophosphate à l'hexaphosphate, avec prédominance des penta-phosphates et des hexaphosphates pour 50% du phosphore organique du sol (Mengel, 1985). Les autres esters sont en quantité moindre car leur stabilité est très éphémère dans les sols (Dalal, 1977). Le groupe des hexaphosphates inositols renferment plusieurs formes stéréoisomères dont les myo-inositols hexaphosphates, les chiro-, scyllo et néo-inositols hexaphosphates. Seuls les myo-inositols (acide phytique) ont été trouvés en petites quantités chez les plantes, principalement au niveau des graines, sous forme de sels de Ca et de Mg appelés phytines (Caldwell et Black, 1958).

La minéralisation du P organique dans plusieurs sols témoins et d'autres sols fertilisés avec des engrais phosphatés dans les Plaines du sud des États-Unis a été quantifiée par Sharpley (1985b). Ainsi à mesure que le P organique est reconstitué par l'incorporation de résidus culturaux, la valeur réelle du P organique sera sous-estimée par la valeur de la nette minéralisation du P organique. Le P organique a été fractionné en pools de P labile, modérément labile, modérément résistant, et résistant au moyen de la procédure de fractionnement séquentiel de Bowman et Cole (1978). Cette étude a été menée à mesure que le contenu en P organique du sol diminuait au cours de la période de la croissance maximale de la plante (printemps et tôt en été). Le taux de minéralisation moyen du P organique des sols variait de 15 à 33 kg P ha⁻¹an⁻¹, avec une minéralisation plus grande dans les sols témoins que dans les sols ayant reçu des engrais phosphatés. À cette gamme de P minéralisé, la fraction organique modérément labile a contribué à plus 90 %. Bien que les fractions de P organique labile et résistant demeuraient presque constants durant les deux années d'étude (Sharpley, 1985), la minéralisation du P organique modérément labile compense à nouveau le déficit du P inorganique disponible à la plante, puis descend ensuite à un niveau critique et enfin à un niveau non détectable. Tate et al.(1991) ont eux aussi trouvé que la minéralisation du P organique labile était une source importante de P dans les sols de pâturage de faible ou de forte fertilité en Nouvelle -Zélande.

Les deux études de Sharpley (1985b) et de Tate et al. (1991), suggéraient que les pratiques culturales maximisant l'accumulation de la matière organique au sol en automne et en hiver, pourraient réduire les besoins en P en provenance d'apports externes pour la plante au cours du printemps suivant et tôt l'été. Les quantités de P organique minéralisées dans les sols étudiés par Sharpley (1985b) sont généralement plus faibles par rapport à celles des sols tropicaux (67 à 157 kg P ha⁻¹an⁻¹), où les saisons pluvieuses et sèches sont nettement distinctes et les fortes températures des sols peuvent accroître le taux de minéralisation du P organique du sol.

La gestion des résidus de récolte ou de toute autre source de matière organique peut affecter le cycle et la disponibilité du P en fonction de la quantité, du type, du degré d'incorporation au cours du labour. Une grande quantité de résidus augmenterait la quantité de P à recycler et si en particulier ils sont laissés à la surface du sol, les pertes d'évapotranspiration diminueraient et le taux d'humidité du sol demeurerait constant pour plusieurs jours pendant la période de la saison de croissance avec une augmentation de l'activité microbienne et du taux de minéralisation (Sharpley et Smith, 1989). Un problème environnemental majeur appréhendé dans les zones urbaines, est la conversion du phosphore biologiquement incorporé aux environnements privés ou industriels en matière organique dont les municipalités disposent par enfouissement ou dans les grandes opérations de compostage. De la même façon les déchets humains représentent une transformation du P biologiquement accumulé à partir de la chaîne alimentaire des récoltes (Pierzynski et al. 1994).

2.1.4 Adsorption-désorption du phosphore dans les sols

La capacité d'un sol à adsorber le phosphore est souvent décrite par des isothermes d'adsorption qui établissent la relation entre la concentration de phosphore dans la solution du sol et la quantité de phosphore adsorbée sur des sites actifs comme l'Al et le Fe. La capacité maximale d'adsorption est généralement atteinte lorsque tous les sites d'adsorption sont saturés à la suite de l'addition du phosphore (Yuan et Les Lavkulich, 1995). Cette capacité dépend de plusieurs paramètres physico-chimiques du sol (Reddy *et al.*, 1978). Les isothermes de Freundlich et de Langmuir décrivent cet état du sol. L'adsorption peut être également décrite par une concentration du P dans la solution à l'équilibre (CEP) à laquelle la quantité de phosphore adsorbée est égale à la quantité de phosphore relâchée dans la solution du sol, les deux processus étant dans un état d'équilibre dynamique. La valeur de CEP indique donc la capacité du sol à désorber ou à adsorber le P, lorsque ce sol est mis en contact avec un liquide ayant une certaine concentration de P (Sims et Wolf, 1994).

Les données d'adsorption et de désorption à partir des isothermes de types Langmuir et de Freundlich ont souvent été normalement utilisés par de nombreux chercheurs pour évaluer la capacité d'un sol à recevoir des quantités additionnelles de P (Sharpley et Halvolson, 1994). L'ajustement des données d'adsorption au modèle de Langmuir décrit par l'équation parabolique suivante:

$$x / m = KbC / (1 + KC) \quad \text{Éqn.}(2.1)$$

où x/m = quantité de P adsorbée par unité de sol; $\mu\text{g g}^{-1}$

C = la concentration en P de la solution du sol à l'équilibre; $\mu\text{g ml}^{-1}$

b = la capacité d'adsorption maximale du sol; $\mu\text{g g}^{-1}$

K = représente un rapport de l'adsorption sur la désorption, relié ainsi à l'énergie de liaison; $\text{ml } \mu\text{g}^{-1}$

En traçant $C/x/m$ vs. C , on obtient une droite de pente $[1/b]$ et l'ordonnée à l'origine égale $[1/Kb]$. Ainsi la capacité d'adsorption maximale et l'affinité de l'ion pour le sol étudié se trouvent respectivement estimées. La quantité Kb est obtenue par dérivation de Éqn.2.1 par rapport à C . Ce qui donne l'équation de la forme:

$$dx/m/dC = Kb/(1+KC). \quad \text{Éqn.(2.2)}$$

Lorsque la concentration C des ions orthophosphates à l'équilibre dans la solution du sol tend vers zéro, la dérivée atteint un maximum égal à Kb . Dalal et Hallsworth (1976) ont appelé cette quantité, la capacité tampon maximale définie comme la capacité (d'adsorption) d'un sol à résister à toute variation de la concentration des ions PO_4^{3-} de la solution du sol. Toutefois des études antérieures comme celles de Gunary (1970) et de Bache et Williams (1971) dans le domaine de l'efficacité de la nutrition phosphatée chez la plante, ont montré que les données d'adsorption de P du sol, transformées selon le modèle de Langmuir ne donne pas dans tous les cas un isotherme linéaire ; ce dernier tend à épouser une allure curvilinéaire. Ce phénomène a été expliqué par (1) l'hétérogénéité des sites d'adsorption (Syers *et al.*, 1973), (2) la possibilité d'une désorption des ions adsorbés (Harter et Baker, 1977), (3) la diminution de l'énergie des ions adsorbants avec l'augmentation de la couverture ionique de surface du matériel adsorbant (Sims et Wolf, 1994). De plus, des études récentes dans l'utilisation intensive des engrais organiques et la recherche sur le contrôle de la qualité des eaux de surface ont montré que le facteur intensité de P de la solution du sol augmentait de façon curvilinéaire avec l'accroissement des doses de fumier et atteignait un plateau (Vivikanandan et Fixen, 1990). Des applications répétées de lisier de porc avec pour conséquence l'accumulation du P à des niveaux supérieurs au point de saturation peuvent faire décroître de façon exponentielle le nombre de sites actifs libres et augmenter la quantité de P initialement présente dans la solution du sol (Barrow, 1974). L'application continue de fumier favorise l'activité microbienne avec pour conséquence une plus grande solubilité et mobilité du P initialement présent dans les sols (Abbott et Tucker, 1973). Pour contourner ce problème on a adopté dans la présente étude une approche basée sur la correction de l'indice d'adsorption de

Bache et Williams (1971) et du modèle de van Der Zee et al. (1987) en introduisant un troisième terme représenté par le phosphore labile ou bien le phosphore extractible initialement adsorbé ou présent dans le sol. La même approche a été adoptée par Fitter et Sutton (1975) avec le modèle de Freundlich et de Langmuir élargi représenté par l'expression ci-dessous:

$$\Delta P = KC^n - \Psi \quad \text{Éqn. (2.3)}$$

où C est la concentration du P dans la solution à l'équilibre, n une constante et $\log(\Delta P + \Psi)$ est la quantité totale de P retenue par le sol. Cette équation donne une meilleure droite et est très semblable à l'équation conventionnelle de Freundlich à la seule différence qu'elle introduit un troisième terme Ψ qui théoriquement représente la quantité de P devant être déplacé pour ramener la concentration en solution à zéro car $\Delta P = -\Psi$ quand $C = 0$. Par des mesures d'approximations mathématiques et calculs itératifs, Fitter et Sutton (1975) sont parvenus à établir une parfaite corrélation entre la quantité Ψ et les valeurs de P biodisponible extrait au moyen de la résine d'échange anionique dans les sols alcalins et acides. En faisant:

$$Q = \Delta P + \Psi = KC^n, \quad \text{Éqn. (2.4)}$$

Éqn. 2.3 peut se mettre sous la forme linéaire suivante:

$$\log(\Delta P + \Psi) = \log K + n \log C \quad \text{Éqn. (2.5)}$$

où K et n sont des constantes empiriques donnant respectivement une mesure approximative du nombre total de sites impliqués dans le processus d'adsorption et une estimation de l'intensité de la réaction d'adsorption (Adamson, 1963).

2.1.5 Évolution du P dans le sol suite à l'application des déjections animales

Au Québec, dans les zones de forte concentration animale, les taux d'épandage de lisier de porc sont en moyenne 2 à 3 fois supérieurs aux besoins des cultures depuis plusieurs décennies (Gangbazo et Buteau, 1985a; 1985b; 1985c), ce qui laisse supposer une forte accumulation et un important mouvement du phosphore dans les sols sensibles à l'érosion. Les travaux réalisés par Reddy et al. (1978) expliquent l'évolution du phosphore dans le sol suite à l'épandage des

déjections animales.

Des expériences ont été conduites en laboratoire et aux champs sur trois types de sol: sable loameux, loam sablonneux et loam argileux. Dans le cas des expériences effectuées au champ, des échantillons de sol furent prélevés à différentes profondeurs jusqu'à 1.05 m pour mesurer la migration et les caractéristiques de sorption du phosphore à ces profondeurs (sable loameux). Cependant dans le loam sablonneux, seule la couche de surface (0-15 cm) fut échantillonnée. Les résultats les plus importants de cette étude de Reddy *et al.* (1978) montrent que l'épandage de déjections animales à des doses excédentaires, c'est-à-dire à des taux plus élevés que les besoins agronomiques, augmente la concentration du phosphore soluble à l'eau, du phosphore extractible à l'acide et la CEP du sol. Ainsi les taux d'épandage de déjections animales utilisées dans cette étude correspondent à des taux de phosphore de 365, 374 et 724 kg P ha⁻¹ pour le lisier de bovin de boucherie et de porc respectivement. La capacité d'adsorption maximale du sol était de l'ordre de 315 kg P ha⁻¹. La CEP obtenue, suite à l'épandage de lisier de porc était extrêmement élevée par rapport à celle obtenue sur les sols traités avec le lisier de bovin, indiquant que le sol possédait une capacité énorme à désorber le phosphore lorsqu'il est en contact avec un liquide contenant du phosphore à une concentration inférieure aux valeurs de la CEP. Après cinq années successives d'épandage de lisier de porc sur le sable loameux, la concentration du phosphore soluble à l'eau de la couche superficielle du sol est passée de 0.6 à 19.4 $\mu\text{g ml}^{-1}$ de sol pour le taux d'épandage le plus élevé, celle du phosphore extractible à l'acide, de 16.6 à 152.2 $\mu\text{g ml}^{-1}$ de sol; ce qui correspond respectivement à des valeurs de la CEP égales à 0.012 et 22.0 $\mu\text{g ml}^{-1}$. La capacité de sorption a décri de 200 à 18 $\mu\text{g g}^{-1}$ de sol pour le taux d'épandage le plus élevé. Des augmentations similaires ont également été observées dans le loam sablonneux traité avec de lisier de porc pendant trois années consécutives. On note toutefois que l'augmentation était moins importante que dans le cas précédent.

La distribution du phosphore dans le profil du sable loameux a été mesurée après cinq années

consécutives d'épandage de lisier de porc. Au taux d'épandage le plus élevé ($322 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), la concentration de phosphore soluble dans l'eau était de $22.5 \mu\text{g ml}^{-1}$ de sol dans les premiers 7.5 cm de la surface du sol, et la migration de phosphore a été détectée jusqu'à une profondeur de 75 cm où la concentration du phosphore soluble dans l'eau atteignait $3.5 \mu\text{g ml}^{-1}$ de sol. En considérant que le sol a une densité de 1.5 g cm^{-3} et une porosité de 0.42, les auteurs ont estimé respectivement à 80.4 et $12.5 \mu\text{g ml}^{-1}$ la concentration de P soluble dans l'eau des premiers 7.5 cm et à la profondeur de 75 cm (de la solution du sol) si une pluie saturait tous les pores du sol. Le sol témoin a une concentration de P soluble dans l'eau de $0.6 \mu\text{g ml}^{-1}$ et la concentration de l'eau a été estimée à $2.1 \mu\text{g ml}^{-1}$. À des taux d'épandage de 81 et $161 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pendant cinq années consécutives, la migration du phosphore a atteint 20-30 cm et 30-45 cm respectivement. Pour comprendre davantage les processus impliqués dans le mouvement du phosphore à l'intérieur du profil du sol, la capacité de sorption du sol a été mesurée à plusieurs profondeurs dans les sols traités avec de lisier de porc.

Les résultats ont montré que quelque soit le taux d'épandage de lisier (faible, moyen ou élevé), la capacité d'adsorption de la surface des sols a été dépassée. Les valeurs de la CEP sont très élevées à la surface du sol pour diminuer en fonction de la profondeur, indiquant que ces sols sont susceptibles de relâcher du phosphore dans les eaux de ruissellement et d'infiltration à la suite d'une pluie. Les travaux de Reddy *et al.* (1978) montrent donc que l'épandage de lisier diminue la capacité de sorption du phosphore par le sol. Selon les auteurs, ce résultat s'explique par l'apport de grandes quantités de phosphore inorganique due à la minéralisation du phosphore organique durant la décomposition de lisier; une possible saturation des sites d'adsorption pourrait se produire. Une autre raison évoquée était que, durant la décomposition de lisier, plusieurs acides organiques étaient produits et formaient des complexes stables avec le Fe et l'Al, bloquant ainsi la rétention du phosphore par ces derniers. Les travaux réalisés par Sharpley *et al.* (1984) sur l'épandage des eaux usées ($6900 \mu\text{g l}^{-1}$ contenant en moyenne 78 % de phosphore inorganique par rapport au P total), pendant 1 à 8 années consécutives sur des parcelles (loam

argileux soutenant une culture régulière de sorgho) à des taux variant de 0 à 1890 kg P an⁻¹. Les résultats obtenus après la huitième année indiquent que la concentration de phosphore dans la couche superficielle du sol (0-15 cm) était fortement corrélée avec la quantité totale de phosphore apportée et avec le temps écoulé depuis la plus récente application. Apparemment les risques de transport par érosion hydrique pour le phosphore accumulé dans cette couche superficielle étaient très élevés, selon ces auteurs .

2.1.6 Phosphore du sol et qualité de l'environnement

Bien que la plupart des sources de phosphore ont un potentiel d'eutrophisation des eaux de surface, il sera question dans ce sous-chapitre de la gestion du phosphore dans les sols agricoles en vue de minimiser les problèmes de pollution de l'eau. Les sources diffuses de phosphore en provenance des sols urbains doivent être aussi considérées surtout pour illustrer les différentes options de gestion propres aux régions où l'érosion, les eaux de pluie et les opérations d'agriculture intensive sont les sources majeures de phosphore (Pierziynski *et al.* 1994). La quantité totale de P entrée dans un lac ou dans toute autre eau de surface sera contrôlée par l'équilibre entre les flux entrants de sources externes et les flux sortants comme les eaux de drainage, des lacs vers les rivières, les ruisseaux ou autres cours d'eau.

Un net accroissement de phosphore (P) dans ces conditions augmente la probabilité d'explosion des algues; toutefois, le transfert de P entre les formes soluble, organique et particulaire à l'intérieur du lac va rétablir le niveau de P et contrôler l'importance du phénomène d'eutrophisation. En conséquence, aussi longtemps que le P du sol sera en question, son rôle dans l'eutrophisation sera régulée par les réactions chimique, biologique et physique qui contrôlent la solubilité du P; et des processus du transport et du mouvement de toutes les formes du P vers l'intérieur des plans d'eau (Sharpley et Halvorson, 1994). La Figure 2.3 donne une vue d'ensemble des phénomènes complexes et résume le mouvement du P dans la solution du sol, le mécanisme important du transport du P vers un plan d'eau et les transformations que subit

le P après l'épandage de lisier de porc. En fait la grande partie du P des sols en provenance des sols agricoles ou urbains se trouve soit sous forme de précipités insolubles de Ca, Fe et/ou d'Al ou sous forme de constituant d'une vaste gamme de composés organiques. L'eau s'infiltrant à travers les sols déplace à la fois le P soluble et les sédiments riches en P, de préférence les particules de poids faibles, de petite taille telles que les argiles et une certaine catégorie de matière organique favorisant le processus de transport. Le P soluble ou particulaire peut alors emprunter une voie d'écoulement préférentiel où il peut sédimenter ou passer directement dans un lac ou dans une mare. Le phosphore peut aussi migrer en profondeur dans le sol, peut-être dans un système de labour avec drainage ou dans l'eau souterraine, où l'écoulement souterrain peut décharger le P dans un ruisseau ou un lac. Une fois dans le lac, le P soluble est immédiatement disponible aux organismes aquatiques comme les algues, alors que le P particulaire sédimente au fond du lac (Pierzynski et al. 1994). Il est important de noter cependant, que le P lié au sédiment peut devenir biodisponible. Ceci peut se produire lorsque le prélèvement du P soluble par les plantes aquatiques augmente ou quand les conditions climatiques favorisent la turbulence du lac ou une remontée en suspension des sédiments. En clair une profonde connaissance de la chimie, de la biologie et de la physique du P dans le sol et le milieu aquatique sera nécessaire pour établir un modèle de gestion des sols qui réduirait les impacts de P sur la qualité de l'eau (Pierzynski et al., 1994).

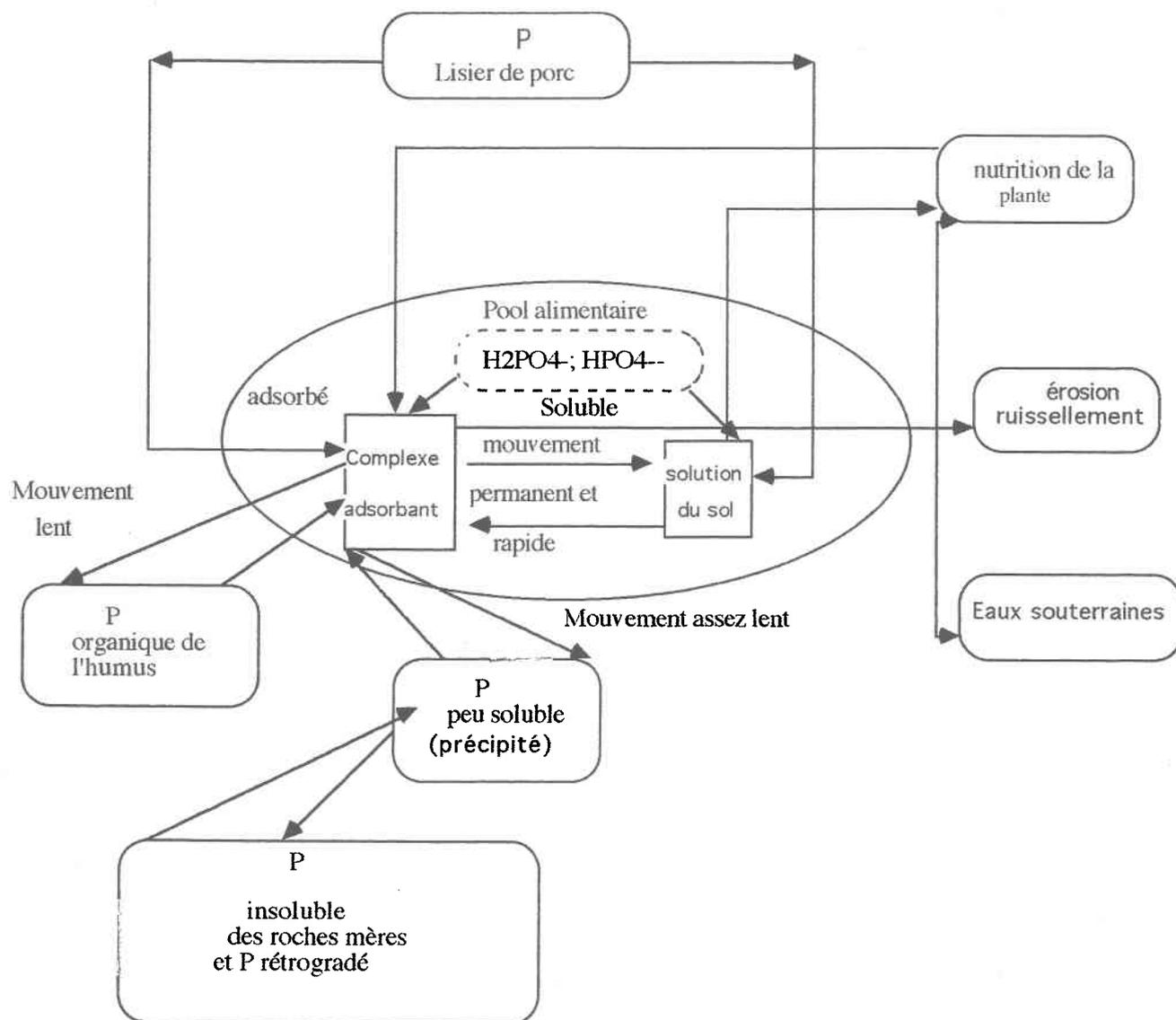
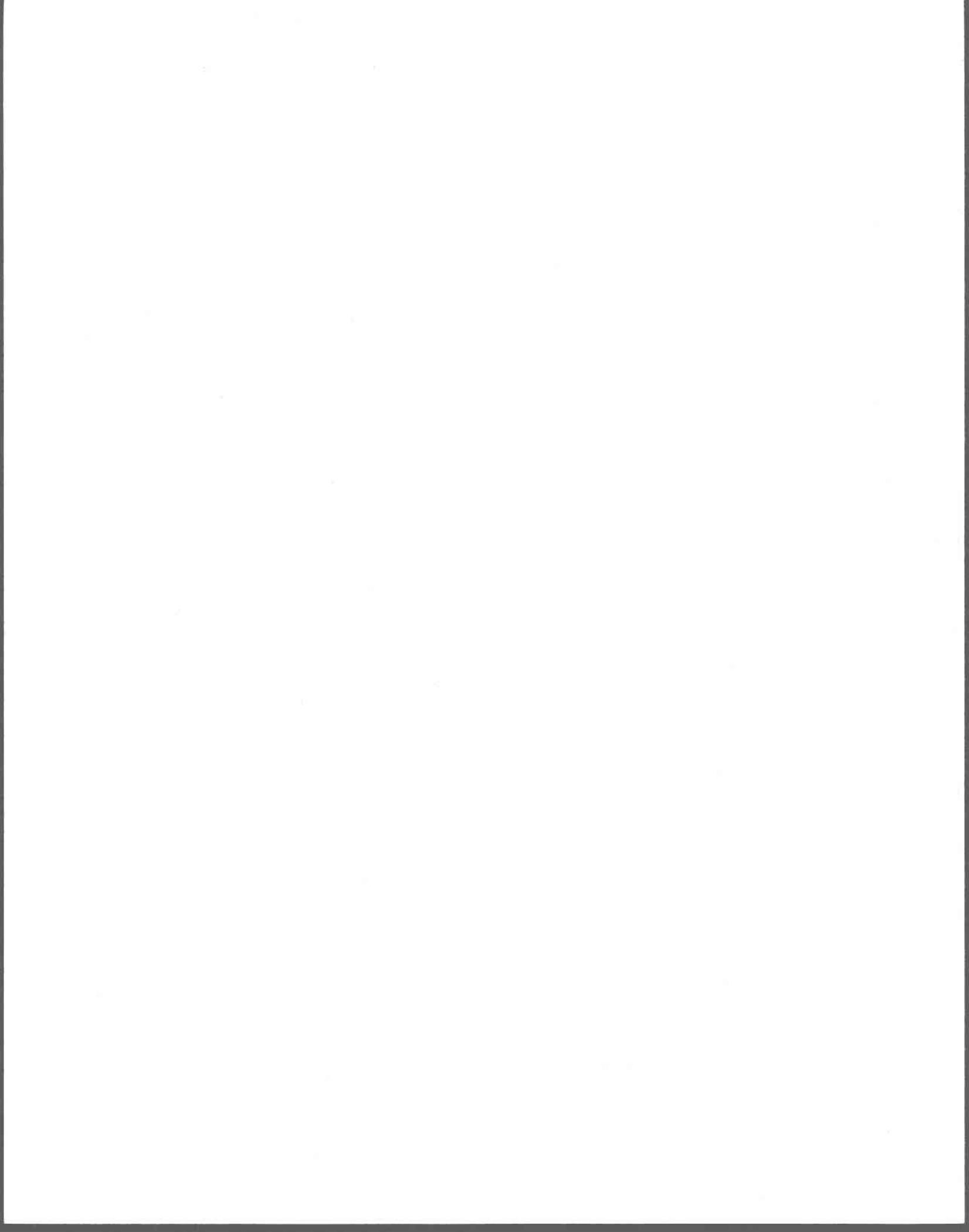


Figure 2.3. Échange dynamique du P entre la solution du sol et le complexe adsorbant et différentes voies de recyclage par la plante et de perte dans l'écosystème aquatique suite à l'épandage du lisier de porc

La qualité des eaux de surface comme celle des eaux souterraines est essentiellement liée à la quantité de carbone, azote (N) et phosphore (P) présents dans le sol au cours des événements pluvieux. Le mouvement du N et du P dans le sol dépend de la dynamique du carbone organique du sol. Et le mouvement en particulier du P ne peut être bien compris sans prendre en considération la relation entre N, C et P (Huffman *et al.*, 1996). Lorsque la concentration en P du sol décroît, il y a peu de C et de N qui se retrouvent dans l'écosystème aquatique, suggérant ainsi qu'une fertilité durable du sol peut être entretenue par une bonne gestion du P du sol (Cole et Heil, 1981). Dans un système aquatique le C organique est considéré comme jouant un grand rôle dans le transport des molécules fixées aux colloïdes du complexe adsorbant vers les eaux de surface (Dean, 1983). Les concentrations excessives de N et P dans les eaux de surface peuvent conduire à des problèmes d'eutrophisation des lacs et des systèmes estuariens (Keeney, 1983).



CHAPITRE 3

MÉTHODOLOGIE

3.1 SITE ET DESCRIPTION DU PLAN EXPÉRIMENTAL DE LONGUE DURÉE

(MAPAQ, 1978-1992)

Les objectifs de l'expérimentation de longue durée fixés par le Service des sols du MAPAQ, étaient d'étudier la valeur fertilisante de lisier de porc appliqué en post-levée pour la culture du maïs-ensilage, en conditions de labour minimal et l'effet de ce système de culture sur les propriétés physiques et chimiques du sol. Pour réaliser les objectifs spécifiques de cette thèse, nous avons sélectionné en 1992, 5 parcelles mesurant chacune 15 m x 3.5 m et recevant annuellement des doses croissantes de lisier de porc (Côté, communication personnelle).

3.2 HISTORIQUE DU SITE EXPÉRIMENTAL

- Dispositif en blocs complets aléatoires;
- Répétitions :4
- Nombre de traitements: 7
- Doses de lisier: 0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹
- Niveaux de fertilisation minérale: 2

Chaque parcelle portait huit rangées de maïs avec des écartements de 75 cm entre les rangs et 15 cm sur les rangs. Les échantillons de lisier de porc provenaient de fermes de privés et le contenu en éléments nutritifs variait d'année en année. La composition chimique moyenne de lisier a été de : 0.35 % N total, 0.20 % N-NH₄⁺, 0.65% P et 1.33 % K (Côté, communication personnelle). Les caractéristiques chimiques et physiques du sol dans 0-20 cm se sont présentées comme suit: pH 6.3, 2.4 %C, 29 % sable, 27% argile, et 44 % limon, densité apparente, 1.21 et

conductivité hydraulique, 4.33 cm h^{-1} (Côté et Simard, communication personnelle). En automne, un chiselage d'une profondeur de 15 cm a été réalisé et au printemps le champ a subi un ou deux passages légers de rotoculteurs pour préparer des lits de semence d'une profondeur de 7.5 cm. En 1980, 1984 et 1991, des quantités de 4, 2 et 1 t ha^{-1} de chaux agricole ont été respectivement appliquées. La densité de semis appliquée a été de $80,000 \text{ graines ha}^{-1}$. La description détaillée ci-dessous du site et des traitements est donnée par Côté et al. (1996).

3.3 PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL ADOPTÉ DANS LE CADRE DES TRAVAUX DE LA THÈSE

Le protocole suivant a été suivi pour le prélèvement des échantillons:

- Dispositif en blocs factoriels
- Nombre de traitements : 5
- Répétitions: 4
- Doses de lisier : $0,30, 60, 90, 120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$
- Profondeurs échantillonnées: 0-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 cm
- Nombre d'échantillons: 100 échantillons composites
- Période d'échantillonnage: été 1992

3.4 MÉTHODE D'ÉCHANTILLONNAGE ET PRÉPARATION DES SOLS

Des parcelles fertilisées avec de lisier de porc en post-levée de maïs-ensilage depuis 1979 en système de labour réduit et situées à St-Lambert de Lauzon sur la Ferme Expérimentale du Centre de recherche et d'expérimentation en sol du Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation du Québec ont été échantillonnées en été 1992. Il s'agit donc de parcelles établies sur un sol de la série Le Bras (Gleysol humique). Les parcelles étudiées sont des unités en quatre blocs complets aléatoires et exclusivement amendés avec de lisier de porc à des doses croissantes de 0, 30, 60, 90 et $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Côté et al., 1996).

À l'aide d'une tarière calibrée, l'échantillonnage a été effectué à tous les 20 cm jusqu'à un mètre

de profondeur dans chaque parcelle. Trois profils ont été ouverts dans chaque parcelle de façon aléatoire entre deux rangées de maïs. Des échantillons composites ont été ensuite formés en mélangeant les couches de mêmes niveaux de prélèvement. Des sacs de plastique ont servi à garder les échantillons prélevés en champs et à les transporter au laboratoire pour traitement et analyses. Ces échantillons ont été séchés à l'air pendant quelques jours, concassés et passés au tamis de 2mm avant d'être soumis aux différentes analyses chimiques. Des prélèvements ont été également effectués jusqu'à un mètre de profondeur pour la détermination de la densité apparente selon la méthode de la carotteuse à double cylindre (Blake et Hartge, 1986) et de la texture selon la méthode de la pipette (Day, 1965) sur trois carottes séparées jusqu'à un mètre de profondeur. La conductivité hydraulique saturée a été évaluée au champ avec un infiltromètre à charge constante (Banton et al., 1991). Ainsi un échantillon intact contenu dans un cylindre métallique de 18.78 cm de diamètre a été obtenu dans chaque parcelle en trois répétitions.

3.5 ANALYSES DES ÉCHANTILLONS DE SOL

3.5.1 pH et conductivité électrique

Le pH des échantillons de sol a été déterminé selon un rapport sol:eau (p/v) de 1:2 tandis que la conductivité électrique a été mesurée sur les filtrats de sol après une heure de contact (McKeague, 1978).

3.5.2 Carbone

Le carbone organique a été déterminé à l'aide d'un analyseur NA 1500 Carlo Erba configuré pour le dosage du carbone et de l'azote (Carlo Erba Strumentazione, 1986). La méthode consiste à introduire environ 5 mg de sol passé au tamis de 2 mm dans une chambre à combustion dont la température est maintenue à 1000°C. Ensuite les produits de combustion passent dans une colonne contenant successivement du trioxyde de tungstène et du cuivre ultra-pur. À la sortie de la colonne, l'échantillon se retrouve sous forme de CO₂. Ce gaz est alors séparé dans une colonne de chromatographie où il est détecté par un détecteur de conductivité thermique. Par la suite le contenu en C de l'échantillon est traduit en courbe par le détecteur de conductivité

thermique.

3.5.3 Azote et phosphore totaux

La détermination du contenu en azote total (N_t) et en phosphore total (P_t) dans les sols a été réalisée selon la méthode de Rowland et Grimshaw (1985). Cette méthode d'extraction par voie humide a été conduite en utilisant un mélange acide de H_2SO_4/H_2SeO_3 .

3.5.4 Éléments disponibles: P, Ca, Mg, K, Na

L'extraction de ces éléments a été réalisée à l'aide de la solution Mehlich-3 composée de 0.25N CH_3COOH , 0.001M EDTA, 0.013N HNO_3 , 0.015N NH_4F et de 0.25 NH_4NO_3 (Mehlich, 1984). Le pH final de la solution était en moyenne 3.0 ± 0.1 . Le dosage du phosphore disponible dans tous les extraits est réalisé avec le spectrophotomètre Ultraspec 11BK Biokrom selon la méthode colorimétrique (Murphy et Riley, 1962). Le calcium et le magnésium ont été déterminés par spectrophotométrie d'absorption atomique tandis que le potassium et le sodium ont été déterminés par émission atomique.

3.5.5 Fractionnement séquentiel du phosphore

La méthode adoptée dans le cadre de ce travail pour la détermination des formes labiles et réfractaires de P est la méthode de fractionnement séquentiel de Hedley *et al.* (1982) légèrement modifiée par O'Halloran *et al.* (1987). La procédure de fractionnement utilisée est schématiquement représentée sur la figure 3.1. Les modifications des techniques de filtration, vitesse de centrifugation et de la température permettaient d'améliorer la méthode d'analyse de routine d'un grand nombre d'échantillons à traiter (O'Halloran *et al.* (1987). Selon Beck et Sanchez (1994), ces modifications n'ont pas eu un effet sur la distribution des formes de phosphore lorsqu'une comparaison a été faite avec la méthode originelle de Hedley *et al.* (1982). Les extractants sont sélectionnés de façon à enlever d'abord les fractions inorganiques (P_i) et organiques (P_o) labiles dans les échantillons. Les formes les plus stables sont ensuite déterminées grâce à des agents extractants plus énergiques. De cette façon, la fraction de P_i la plus facilement biodisponible est extraite par une résine d'échange anionique (Dowex-50w-x8) sous forme de HCO_3 . La résine d'échange ionique agit à la manière des racines de plantes et a la propriété de

retenir des quantités de P bien corrélées avec la croissance et le prélèvement de P chez les plantes dans de nombreux sols (Sibbesen, 1983).

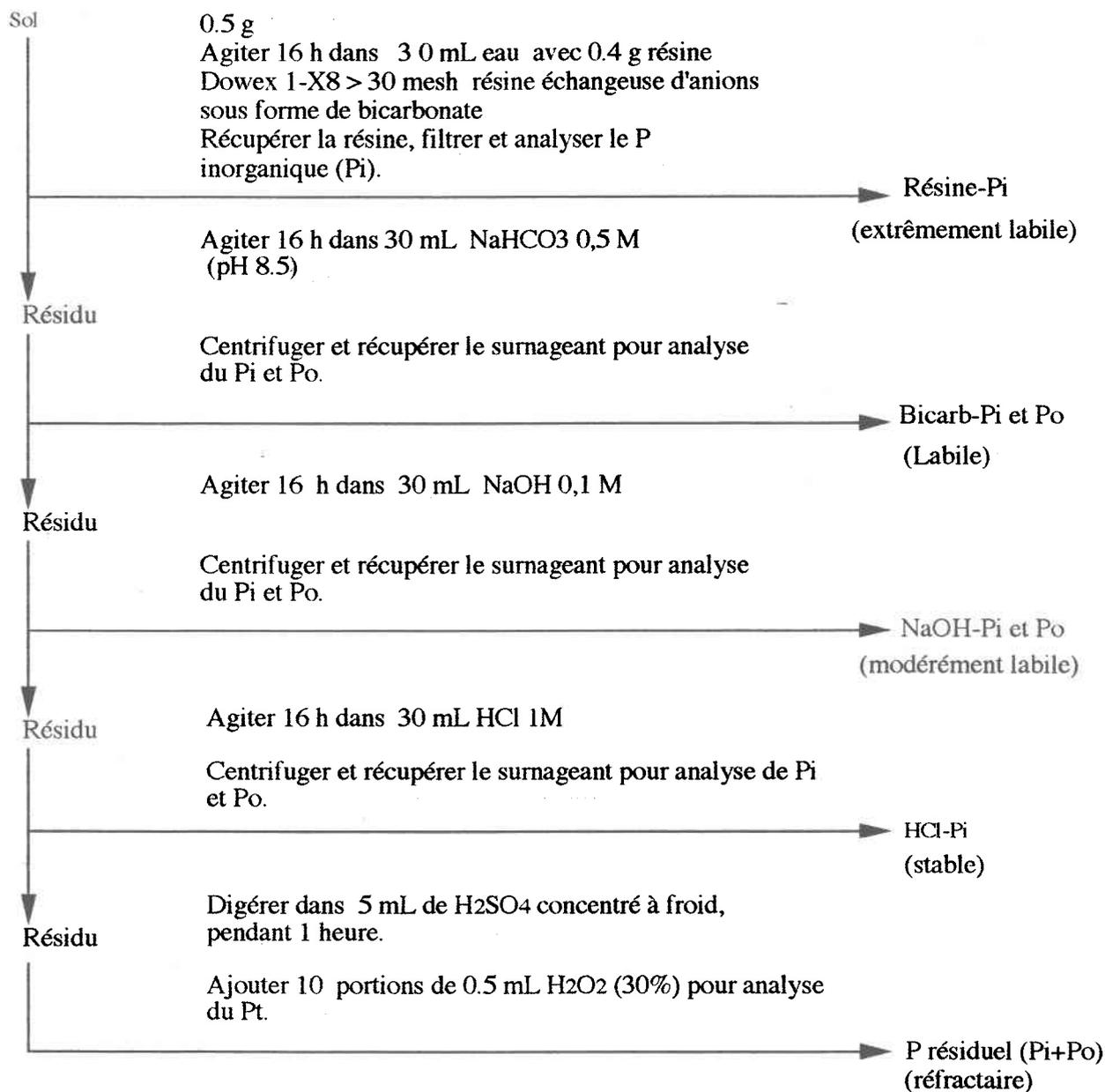


Figure 3.1 Schéma de la procédure du fractionnement séquentiel du phosphore selon la méthode de Hedley *et al.* (1982) telle que modifiée par O'Halloran *et al.* (1987).

Les fractions labiles P_i et P_o plus une portion généralement petite du P biomasse sont déterminées au moyen du NaHCO_3 , 0.5M, pH 8.2 (Bowman, 1988). Ensuite du NaOH , 0.1 M est utilisé pour déplacer la forme de P_i plus fortement liée aux composés de Fe et d'Al (Williams et Walker, 1969) et la forme P_o associée aux composés humiques (Bowman et Cole, 1978). Par la suite on a procédé à l'extraction acide du P_i (HCl-P_i) au moyen de HCl , 1M utilisé pour extraire les minéraux d'apatite relativement insolubles. Enfin les formes insolubles de P_i et de P_o les plus stables sont déplacées avec du H_2SO_4 concentré et du H_2O_2 grâce à la digestion acide de l'échantillon résiduel de sol. Le P_t est déterminé selon la méthode de Rowland et Grimshaw (1985). Le P_o au niveau de chaque échantillon de sol a été estimé par différence entre le P_t et le P_i . Le P_i est déterminé en se servant de la méthode développée par Murphy et Riley (1962). Par mesure de contrôle, le P total a été déterminé séparément sur tous les échantillons afin de calculer le pourcentage de recouvrement de chaque fraction de phosphore.

3.5.6 Oxydes de Fe, d'Al et de Mn

On a adopté dans le cadre de ce travail, la méthode d'extraction des formes amorphes d'Al, Fe et Mn à l'obscurité (McKeague et Day, 1966; Sheldrick, 1984). L'oxalate acide d'ammonium dissout le Fe et l'Al sous forme de minéraux amorphes ainsi que les complexes organiques de Fe et d'Al contenus dans les sols. Le phosphore originellement présent (P_{ox}) dans les échantillons de sol a été également mesuré dans les extraits de sol à l'oxalate acide d'ammonium avec la méthode de Murphy et Riley (1962) grâce à l'addition d'un excès de molybdate (Wolf et Baker, 1990) pour complexer l'oxalate présent en solution et pour éviter les interférences de l'oxalate avec le complexe phospho-molybdate nécessaire au développement de la couleur bleue caractéristique du réactif du SnCl_2 . Cette forme de phosphore inorganique est l'équivalente du P isotopiquement échangeable du sol (Yuan et Les Lavkulich, 1994).

3.5.7 Étude de l'adsorption du phosphore

Pour l'étude de la capacité d'adsorption du phosphore à long terme dans le sol Le Bras, on a procédé de la façon suivante: 1) l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971) a été adopté en vue d'un travail rapide de traitement de tous les échantillons de surface et de profondeur; 2) une correction pour le P originellement présent a été faite et apportée à l'équation de l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971) pour déterminer un indice de capacité totale d'adsorption du P des sols. On a alors intégré dans cette transformation rapide, les différentes formes labiles de P et le P originellement fixé aux oxydes amorphes de Fe, Al et Mn; 3) les isothermes de Freundlich et de Langmuir ont été établis uniquement pour les sols de surface. La concentration d'équilibre du phosphore (CEP) a été estimée à partir des caractéristiques de l'isotherme d'adsorption de Langmuir selon la technique de Green *et al.* (1978). De cette étude, on a dégagé des indices environnementaux du P dans les parcelles longtemps fertilisées avec de lisier de porc. Il s'agit de l'indice corrigé de Bache et Williams, du pourcentage de saturation en P calculé à partir du P extrait à l'oxalate et du P initialement présent et enfin de la CEP.

3.5.7.1 Détermination des indices d'adsorption du phosphore

L'indice d'adsorption du phosphore a été déterminé selon les procédures de Bache et Williams (1971) sommairement modifiées par Mozaffari et Sims (1994). La quantité de phosphore retenue par chaque couche de sol à partir d'une seule concentration de P (addition de 1.5 g P kg^{-1} de sol) a été déterminée. La procédure a donc été modifiée de la façon suivante pour la rendre plus pratique dans un laboratoire d'analyse des sols: 25 ml de 60 mg P l^{-1} de solution préparée en dissolvant du phosphate monopotassique dans du chlorure de calcium (KH_2PO_4 , 0.01M CaCl_2) a été ajouté à 1g de sol, c-à-d dans un rapport solution/sol de 25:1 au lieu de 100:1 (Bache et Williams, 1971). Cette approche a pour avantage de maintenir en solution la quantité initiale de 1.5 g P kg^{-1} sol (Bache et Williams, 1971). Pour limiter l'activité microbienne, 3 gouttes de toluène ont été ajoutées à cette solution de P. Les tubes de centrifugation en plastique ont été soumis à l'agitation pendant 40 heures à $24 \pm 1^\circ\text{C}$. La suspension de sol a été centrifugée à 5000

rpm pendant 10 min puis passée à travers un papier filtre n° 40. Les échantillons des horizons 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 et 80-100 cm ont tous été traités avec l'addition d'une seule concentration de P dissous selon les différentes doses de lisier de porc. Par la suite, l'indice d'adsorption de phosphore a été calculé en se basant sur le quotient de Bache et Williams (1971):

$$P_{\text{siw}} = \frac{X_m}{\log C} \quad \text{Éqn.3.1}$$

où X_m est la quantité de P retenue par le sol à l'équilibre (mg kg^{-1} sol) et C (mg L^{-1} sol) est la concentration de P dans la solution à l'équilibre. P_{siw} est considéré comme la quantité maximale de P retenue par chaque couche de sol en condition d'équilibre (Yuan et Les Lavkulich, 1994). Après l'intégration du P extrait à l'oxalate (P_{ox}) ou de celle des formes labiles de P dans l'Éqn.3.1, on a pu calculer l'indice de la capacité totale d'adsorption (P_{tsiw}) comme suit :

$$P_{\text{tsiw}} = \frac{X_m + P_{\text{ox}}}{\log C} \quad \text{Éqn.3.2}$$

où P_{tsiw} est exprimé en L kg^{-1} ; la quantité $X_m + P_{\text{ox}}$ représente la capacité totale d'adsorption du P d'un sol donné. Cette capacité est une fonction linéaire de la somme des oxydes de Fe et d'Al amorphes présents dans le sol soit:

$$X_m + P_{\text{ox}} = \beta(A_{\text{lox}} + Fe_{\text{ox}}) \quad (\text{Yuan et Les Lavkulich, 1994}) \quad \text{Éqn. 3.3}$$

À partir de l'Éqn. 3.3, la relation suivante peut être écrite pour prédire l'indice de capacité totale d'adsorption du phosphore dans un sol de préférence acide de la façon suivante:

$$\frac{X_m + P_{\text{ox}}}{\log C} = \frac{\beta (A_{\text{lox}} + Fe_{\text{ox}} + Mn_{\text{ox}})}{\log C} \quad \text{Éqn. 3.4}$$

où β étant une caractéristique physique et chimique de chaque type de sol, doit être expérimentalement déterminée selon la méthode de van Der Zee *et al.* (1987)

Le P_{ox} est notamment pris en compte à cause de son importance dans le P originellement adsorbé aux oxydes amorphes de Fe, Al et Mn. Ainsi le degré de saturation des sites d'adsorption du phosphore (DPs) dans les parcelles a été calculé comme suit:

$$DPs = \frac{P_{\text{ox}}}{X_m + P_{\text{ox}}} \times 100 \quad \text{Éqn.3.5}$$

3.5.7.2 Établissement des isothermes d'adsorption de Freundlich et de Langmuir

Les isothermes d'adsorption ont été établis pour les sols de surface (0-20 cm) selon la procédure suivante:

- 1) 0.5 g de sol finement broyé et passé au tamis de 2 mm;
- 2) concentrations initiales de P: 0 à 500 $\mu\text{g P ml}^{-1}$ sous forme de KH_2PO_4 ;
- 3) solution électrolytique : CaCl_2 0.01 M;
- 4) rapport sol/solution: 1:25;
- 5) temps de contact: 40 heures
- 6) température: $24 \pm 1^\circ\text{C}$;
- 7) inhibition de l'activité microbienne: 3 gouttes de toluène;
- 9) paramètre mesuré: concentration de P dans la solution à l'équilibre (C), $\mu\text{g ml}^{-1}$
- 10) centrifugation: 5000 rpm pendant 10 min.

La concentration de P dans la solution à l'équilibre (CEP), un indice typiquement environnemental a été déterminée à partir des paramètres de l'isotherme d'adsorption de Langmuir C vs x/m (Green *et al.*, 1978). La concentration d'équilibre du P se définit comme un point d'équilibre entre la phase solide et la phase liquide où il n'y a ni adsorption, ni désorption de P (Wolf *et al.*, 1985). Les données d'adsorption du P (x/m et C) ont été ajustées aux deux équations de Freundlich et Langmuir dont on peut rappeler ici respectivement et de façon succincte les expressions:

l'équation de Freundlich sous sa forme linéaire s'écrit de la façon suivante:

$$\log x/m = \log K + n \log C \quad \text{Éqn. 3.5}$$

où x/m est la quantité de P retenue par gramme de sol ($\mu\text{g g}^{-1}$); C est la concentration en P ($\mu\text{g ml}^{-1}$) de la solution d'équilibre; K et n sont des constantes empiriques exprimées en $\mu\text{g g}^{-1}$ et ml

μg^{-1}) respectivement qu'on obtient normalement par régression linéaire simple.

l'équation de Langmuir sous sa forme linéaire s'écrit de la façon suivante:

$$C/x/m = 1/Kb + C/b \quad \text{Éqn.}(3.6)$$

où C = la concentration à l'équilibre ($\mu\text{g ml}^{-1}$); x/m = quantité de P adsorbée ($\mu\text{g g}^{-1}$);

b, le maximum d'adsorption ($\mu\text{g g}^{-1}$) et K est une constante empirique indiquant l'énergie d'adsorption ($\text{ml } \mu\text{g}^{-1}$).

3.5.8 Bilan de charge en phosphore

Une approche par bilan du P a été adoptée en vue d'estimer la quantité réellement prélevée par la plante, la quantité de P accumulée ou retenue par le sol (0-20 cm) et enfin la quantité de P infiltrée dans le sol ou perdue par ruissellement.

3.5.8.1 Charge et perte en P total du sol

Pour examiner si le prélèvement de P par les récoltes successives était une fonction linéaire des doses de lisier de porc (LP) appliquées, on s'est inspiré de deux approches testées par Dormaar et Chang (1995). Le but recherché dans cet exercice est de parvenir à estimer la charge de P total apportée au sol en se basant soit sur la teneur en P de LP ou sur la densité apparente du sol. L'utilisation du P total comme paramètre pour établir un bilan environnemental du P avait ses limites. À cette étape, il était difficile d'isoler avec davantage de précision la part du P labile prélevée par la plante. Peut-être pouvait-on maintenir constants tous les autres facteurs. Il s'agit là d'une hypothèse à rejeter vu les conditions de traitement à long terme des parcelles.

3.5.8.2. Bilan de charge et de perte de P labile

Le bilan de charge sur les parcelles expérimentales étudiées ont permis d'une part d'évaluer les quantités totales de P apportées (QP_{t_a}) au sol et d'en estimer les exportations, les accumulations d'une part et les pertes d'autre part. Les exportations c'est-à-dire les quantités de P prélevées (QP_p) par les récoltes successives et les quantités de phosphore accumulées (QP_a) après 14 ans de monoculture de maïs-ensilage. À titre de comparaison, on a réalisé les calculs avec trois formes de P inorganique disponible extraites à l'aide de la méthode Mehlich3 (1984) et de

O'Halloran *et al.* (1987) sur la base d'un niveau de prélèvement moyen de 9.5 mg kg^{-1} soit $48.7 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ (Tran et Simard, 1992). Ces formes de P feront l'objet de discussion dans les chapitres 4 et 5. On a procédé aussi au calcul de la quantité totale de phosphore accumulée sous forme d'engrais ($QP_{ae} = QP_a + QP_p$) dans la couche 0-20 cm. D'un autre côté il a été possible de calculer ce qu'on peut appeler indice relatif de minimisation du potentiel de pollution par le P (IMP) soit:

$$IMP = \frac{(QP_a + QP_p) \times 100}{QP_{ta}} \quad \text{Éqn.3.7}$$

où QP_{ta} est la quantité totale de $\text{P}_2\text{O}_5 \text{ kg ha}^{-1}$ appliquée = dose de LP x [0.65% P] x 2.29

et indice d'identification des pertes globales (IPG) du P pour la plante soit :

$$IPG = 100 \times \left(1 - \frac{IMP}{100}\right) \quad \text{Éqn.3.8}$$

La quantité ($QP_a + QP_p$) représente en fait ce que Côté et Tran (1995) ont appelé quantité totale de P récupérée, donc non perdue ou prélevée par la plante. Cette approche manque cependant de considérer la quantité de P adsorbée ou précipitée et les pertes par infiltration. En isolant la quantité de P fixée par le sol soit une moyenne de 70 % du P ajouté au sol (Loer *et al.* 1982) et après avoir calculé les pertes globales moyennes annuelles (PGMa) comme suit,

$$PGMa = \frac{(QP_{ta} - QP_e)}{14} \quad \text{Éqn. 3.9}$$

où QP_e est définie comme la quantité de $\text{P}_2\text{O}_5 \text{ kg ha}^{-1}$ accumulée sous forme d'engrais, on parvient à déterminer les pertes moyennes potentielles de P dans l'environnement (PM_e)

$$PM_e = PGM_a (1 - 0.70) \quad \text{Éqn. 3.10}$$

Ce type de calcul pourra permettre à l'agriculteur d'évaluer le potentiel en P de son sol et d'apprécier la vulnérabilité de celui-ci en adoptant un meilleur redressement du niveau de fertilité en P du sol.

3.6 ANALYSES STATISTIQUES DES RÉSULTATS

L'analyse statistique des résultats a été réalisée par horizon et par dose de lisier de porc suivant un plan en blocs factoriels complètement aléatoires. Ainsi, dans les différentes étapes de ce travail, des analyses de variance des résultats ont été exécutées par le test des contrastes orthogonaux décrivant des effets simples de lisier de porc sur la distribution et les contenus en C, N et P des parcelles expérimentales. Notons que ce test a été effectué lorsque le test de l'analyse de variance était significatif à $p \leq 0.05$. Des effets d'interaction doses x horizons ont été testés et des erreurs standards sur les moyennes ont été calculées. Le test de Waller-Duncan a été toutefois utilisé pour la séparation des moyennes de certains éléments disponibles du sol. Des analyses de corrélation simple, de régression linéaire simple et multiple ont été utilisées (après avoir vérifié la normalité de la distribution du C, N, P et les différentes fractions de P dans les couches de sol). Ces analyses ont permis d'évaluer la relation entre les différentes formes de phosphore d'une part et leur rôle individuel dans la production de matière sèche du maïs-ensilage d'autre part. Les données de rendement du maïs-ensilage nous ont été fournies par le Service des sols du MAPAQ (Côté, 1992). Le test du PPDS au seuil de probabilité $p=0.05$ a été utilisé pour la séparation des moyennes des rendements en matière sèche du maïs-ensilage. Ce test a permis d'établir le niveau maximal de rendement moyen en matière sèche du maïs-ensilage c'est-à-dire la dose à laquelle le rendement devenait constant. Pour préciser et prédire l'optimum de rendement en fonction des niveaux des différentes fractions labiles de phosphore [(resin- P_i , NaHCO_3 -(P_i , P_o) et NaOH -(P_i , P_o)] du sol, le modèle quadratique a été testé grâce à la procédure GLM de SAS (Ihnen et Goodnight, 1985). Ce modèle se définit comme suit:

$$Y = a + bX + cX^2 \quad \text{Éqn.3.11}$$

où Y est le rendement en matière sèche du maïs-ensilage (t ha^{-1}); X est la dose de lisier de porc générant les concentrations des différentes fractions de phosphore dans la couche arable de 0-20 cm; a est l'ordonnée à l'origine, b et c sont les coefficients de régression. Le choix de ce modèle est souvent guidé par le souci de rendre compte de tout niveau de toxicité, de pollution ou de

saturation du sol en un élément chimique. Malgré l'insuffisance qu'on lui reconnaît de nos jours (Cerrato et Blackmer, 1990), le modèle quadratique, mieux que tout autre modèle prédit l'établissement du risque de pollution ou de saturation du sol en éléments peu mobiles tels que le P, Ca, Mg et K et de toxicité chez la plante avant même que le processus ne s'installe de façon irréversible (Melsted et Peck, 1977). Toutes les analyses statistiques ont été exécutées avec la procédure GLM (SAS Institute Inc., 1988).

CHAPITRE 4

DISTRIBUTION DES ÉLÉMENTS C, N P DANS LE PROFIL D'UN LOAM LIMONEUX LE BRAS

4.1 RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1.1 CARBONE ORGANIQUE

La figure 4.1 montre que les contenus en carbone organique total (C_O) du sol augmentent significativement dans les couches de surface en fonction des doses de lisier (LP). L'effet observé augmente aussi en profondeur à mesure que les doses de LP augmentent. Ainsi lorsqu'on compare les parcelles-témoins aux parcelles traitées, le contenu du C_O dans la couche 0-20 cm augmente de 1.7, 2.4, 4.4, et 10 g kg⁻¹ (annexe A 4.1) pour les doses de 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹ respectivement reflétant le statut du contenu moyen du C_O dans cette couche après des applications répétées de LP sur une longue durée. La même tendance au point de vue distribution du C_O s'observe dans les couches 20-40, 40-60 cm dans les profils. Toutefois on note que les taux d'accroissement diminuent à mesure qu'on aborde les couches profondes. Les travaux de Chang *et al.* (1991) en Alberta (Canada) ont indiqué que 11 années d'application annuelle du fumier de bovin à un taux de 180 m³ ha⁻¹ et en culture irriguée ont augmenté le taux de matière organique d'un Mollisol, préférentiellement dans la profondeur de 60 cm. Cette dose de 180 Mg ha⁻¹ dans leur étude correspondait à une accumulation de 15 t C_O ha⁻¹ an⁻¹, alors que la plus forte dose de 120 m³ ha⁻¹ de lisier de porc appliquée dans la présente étude équivalait à un taux d'accroissement de 23 t C_O ha⁻¹ an⁻¹ dans la même couche de sol. Le mouvement significatif de C_O en profondeur dans le sol Le Bras pourrait être dû au phénomène important des précipitations

plus grandes au sud du Québec qu'au Sud de l'Alberta ou à la nature du carbone organique contenu dans le LP. Il existe donc une proportion non négligeable de carbone organique dissous dans le lisier de porc qui probablement subit facilement une forte minéralisation au cours des processus de transformation de la matière organique du sol. Ce carbone organique soluble pourrait facilement se déplacer en profondeur avec l'eau d'infiltration dans des conditions de labour minimal et de forte production végétale (Reddy *et al.* 1980; Honeycutt *et al.* 1990).

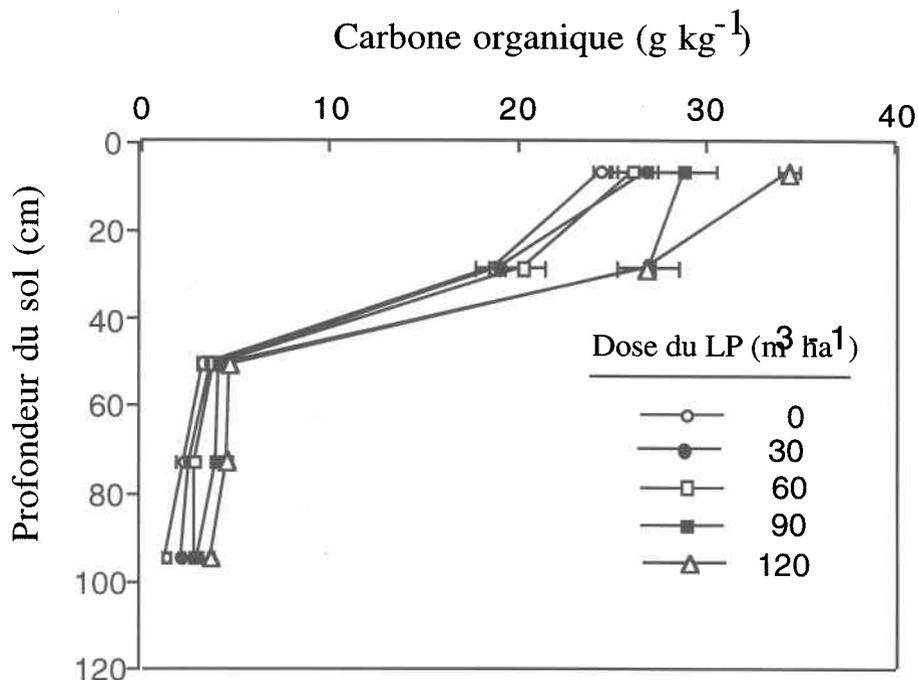


Figure 4.1 Distribution du carbone organique dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)

Selon Qualls et Haines (1991), la matière organique dissoute joue un rôle important dans les écosystèmes terrestres et aquatiques parce qu'elle constitue une voie majeure de transfert du N et P dans de nombreux écosystèmes. Elle est le principal véhicule pour le mouvement d'Al et Fe dans le sol (Sollins et McCorison, 1981). L'accroissement de C_0 dans la couche 0-20 cm avec la dose de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ a dépassé celui du témoin de $0.72 \text{ g kg}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les mêmes calculs réalisés avec des résultats rapportés par N'dayegamiye et Côté (1989), après neuf ans d'application de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ LP dans une prairie, ont donné une valeur de $0.84 \text{ g kg}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les résultats suggèrent que l'application de lisier de porc à long terme peut améliorer les niveaux du C_0 du sol

en condition de monoculture de maïs. Ceci est d'autant plus significatif que la production du maïs-ensilage exporte un volume important de matière organique sous forme de résidus de récoltes (Dick, 1983).

L'analyse des effets simples et des contrastes au niveau de chaque couche de sol échantillonnée dans chacune des parcelles indique encore davantage l'effet de LP sur la distribution verticale du carbone organique total dans les parcelles expérimentales.

Le tableau de l'annexe A.4.2 indique que les doses de LP ont fortement affecté les contenus en C_O de façon linéaire dans les deux premières couches (0-20 et 20-40 cm) car les effets ont diminué progressivement avec la profondeur. Des effets quadratiques et cubiques ont été observés dans les couches 0-20, 20-40, et 40-60 cm. De plus, des effets d'interaction (dose lisier x horizons) linéaire et quadratique ont aussi significativement $p \leq 0.01$ affecté le contenu en carbone organique du sol. Ce qui signifie que le comportement du carbone organique dans le profil de sol dépendait non seulement des doses de lisier de porc mais aussi de la spécificité des horizons de sol (annexe A.4.3). Ces effets différentiels peuvent s'expliquer par le rôle que joue la matière organique dans l'initiation de l'adsorption des anions par le sol; il s'agit essentiellement de la fixation du phosphore due à l'échange de ligand entre les anions phosphates et les groupements hydroxyls de la matière organique (Harter, 1969). On peut donc penser qu'à un moment donné la réaction inverse de blocage pourrait se produire se traduisant par un modèle curvilinéaire décrivant une forte accumulation soit du carbone organique ou du phosphore.

4.1.2 AZOTE TOTAL

Les contenus en N total des parcelles tels que distribués dans les différentes couches sont présentés par la figure 4.2.

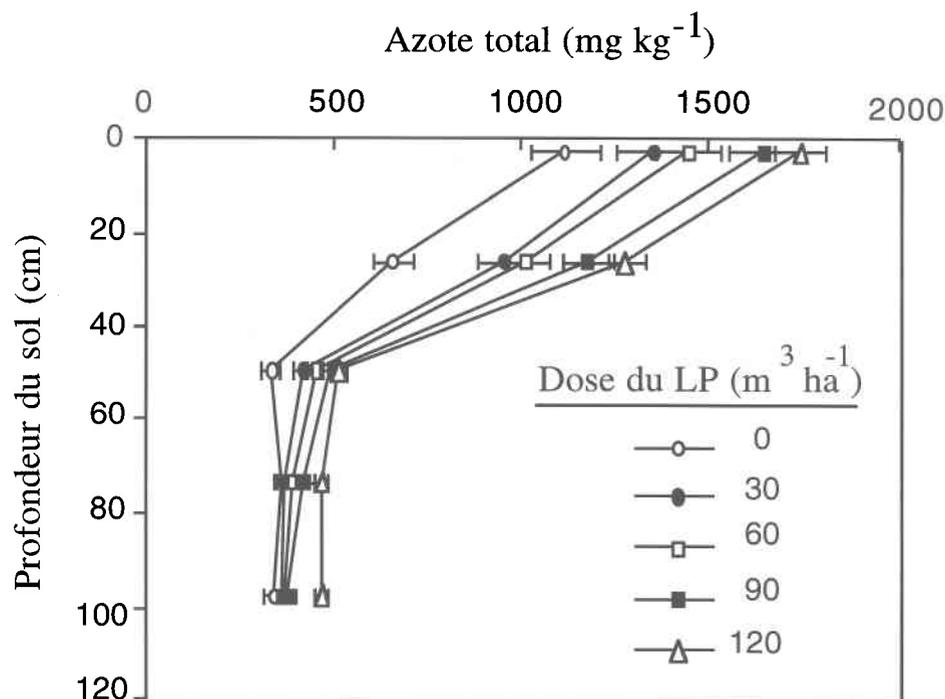


Figure 4.2 Distribution de l'azote total dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes du lisier de porc (LP)

Comparées à celles des parcelles témoins, les quantités d'azote total, trouvées dans les parcelles traitées suite à 14 années d'applications répétées de LP ont augmenté dans la couche 0-20 cm (annexe A 4.1) de 231, 330, 532 et 625 mg kg⁻¹, dans la couche 20-40 cm de 297, 357, 522 et 814 mg kg⁻¹ respectivement pour des doses de 30, 60, 90 et 120 m³ LP ha⁻¹. Comme dans le cas du carbone organique total, les taux d'accroissement du N total ont baissé à partir des horizons 40-60 cm. Les plus forts taux d'augmentation d'azote ont été observés dans les différents horizons avec les doses de 90 et 120 m³ LP ha⁻¹ indiquant une tendance à l'accumulation d'azote dans ces deux horizons. D'un autre côté, on note des effets linéaires et cubiques des doses au niveau de toutes les couches (annexe A.4.2). Des effets linéaires

significatifs d'interaction Dose x Horizon (annexe A.4.3) ont été aussi observés.

Les résultats indiquent en outre que 84 à 98 % des variations des contenus en azote total des horizons 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 et 80-100 cm s'expliquent par l'application des doses de LP. Cette variation est encore plus évidente dans la couche 40-60 cm. L'explication est que le N total s'est accumulé davantage dans les horizons 40-60 cm par unité de LP ajoutée que dans les autres couches inférieures où les valeurs des taux d'accroissement devenaient constantes alors qu'elles sont relativement moindres dans les autres couches. Une explication possible de cette observation est attribuable aux différences dans le contenu en matière organique (MO) des couches de sol. Les couches superficielles avaient un contenu en MO plus faible que celui des couches inférieures; ce qui suppose un fort gradient de concentration avec la profondeur.

Les équations suivantes:

$$Y = 1151 + 5x; r^2 = 0.979 \quad \text{Éqn.4.1}$$

$$Y = 355 + 1.43x; r^2 = 0.930 \quad \text{Éqn.4.2}$$

générées respectivement pour les couches 0-20 et 40-60 cm illustrent bien cette tendance. La faible conductivité hydraulique (0.11 cm h^{-1}) et la valeur relativement élevée de la densité apparente (1.72 g cm^{-3}) dans les horizons 40 à 100 cm pourraient expliquer le mouvement limité du N total vers les couches 60-80 et 80-100 cm. Ceci montre que le mouvement vertical du N total dans les parcelles étudiées dépendait à la fois des propriétés physiques des horizons et de la dose de lisier apportée. On pourrait aussi penser qu'une partie de la fraction du N de LP, ainsi que des produits de minéralisation (N'dayegamye et Côté, 1989), pouvaient avoir migré dans le profil du sol au cours de l'infiltration des eaux de pluie. Les sources du N dans le sol proviennent probablement de résidus organiques des cultures précédentes et de l'N organique du sol. Si on suppose que ces sources sont minéralisées à un taux maximal $<10 \%$ (Nommik, 1967), et si on assume qu'une petite partie du N est perdue par dénitrification, environ $378 \text{ kg NO}_3 \text{ ha}^{-1}$ soit 85 kg N ha^{-1} devraient être disponibles l'année suivante (c-à-d au printemps 1993) dans les 40 premiers cm recevant la plus forte dose appliquée en 1992 ($120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Ainsi selon les recommandations de CPVQ (1996) il resterait à apporter 95 kg N ha^{-1} sous forme d'engrais ou

pour satisfaire les besoins des plantes et limiter les pertes d'N dans l'environnement. Schuman *et al.* 1975 ont montré qu'un apport excessif d'N (448 N kg ha^{-1}) sous forme anhydre ($\text{NO}_3\text{-N}$) peut entraîner une accumulation dans le profil pendant les 3 années d'expérimentation et se déplacer vers les eaux souterraines. Les résultats sont en général comparables avec ceux des études conduites par King *et al.* (1990) et Chang *et al.* (1991) qui ont observé en conditions d'irrigation des augmentations significatives de N total à une profondeur dépassant même 150 cm. Par contre aucun mouvement de migration vers les couches profondes n'a été observé au-delà de 60 cm de profondeur dans les études menées en conditions de précipitations naturelles aux USA et au Canada par Chang *et al.* (1991) et Sharpley *et al.* (1993a). Dans le cas de ce travail il faudrait une recherche future pour déterminer si les applications à long terme de LP ont un impact négatif sur la qualité des eaux souterraines.

4.1.3 PHOSPHORE TOTAL

La figure 4.3 montre le patron de distribution du P total dans le profil du sol Le Bras selon les différents horizons et les doses croissantes de lisier appliquées.

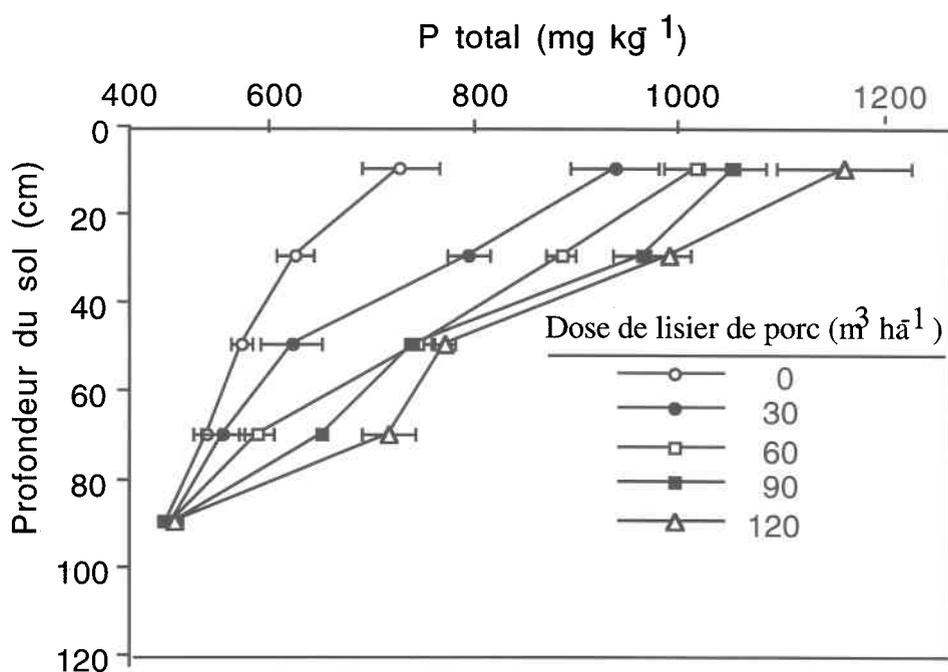


Figure 4.3 Distribution de P total dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)

Comparé au traitement-témoin, le contenu en P total dans la couche arable (0-20 cm) a augmenté en moyenne de 209, 288, 326 et 334 mg kg⁻¹ respectivement avec les doses 30, 60, 90 et 120 m³ LP ha⁻¹ an⁻¹ (annexe A.4.1). Ces accroissements du P total dans la couche 0-20 cm étaient alors respectivement de 31, 43, 49 et 50 % par rapport au témoin. Par contre les accroissements en P total dans la couche 80-100 cm résultant de l'application des doses 30, 60, 90 et 120 m³ LP ha⁻¹ étaient de 1.15, 1.38, 1.60 et 1.83 % par rapport au témoin respectivement. Ces valeurs sont dans un ordre de grandeur plus faible que les valeurs rapportées par Sharpley *et al.* (1993b) pour le fumier de volaille. Cependant, ces données semblaient refléter la dynamique du comportement du P tel qu'influencé par l'application à long terme de lisier de porc. L'analyse de la variance et des contrastes des effets de LP montre des variations hautement significatives du P total dans les profils des parcelles expérimentales. Les effets étaient hautement significatifs et linéaires dans toutes les couches du profil étudié (annexe A.4.2). L'influence combinée de la dose de LP et de l'horizon sur le niveau du P total a été également observée (annexe A.4.3). L'équation de la droite linéaire dans l'horizon 0-20 cm est la suivante:

$$Y = 738 + 2.7x \quad (r^2 = 0.803) \quad \text{Éqn. 4.3}$$

Des effets quadratiques hautement significatifs ont été aussi observés dans la couche 0-20 cm. Ceci semble indiquer que si les mêmes taux d'épandage sont maintenus, l'allure de la courbe d'accroissement du P total dans cet horizon et aussi celle dans d'autres horizons du profil, pourraient avoir à long terme un niveau de signification élevé pour prédire avec plus de précision la limite de la dose de LP à appliquer. En considérant le modèle quadratique, on note une courbe pour l'accroissement du P total dans la couche 0-20 cm par exemple. En dérivant l'équation ci-dessous:

$$Y = 658 + 6.53x - 0.034x^2 \quad (r^2 = 0.981) \quad \text{Éqn.4.4}$$

on obtient un plateau avec la dose de 90 m³ LP ha⁻¹ an⁻¹. L'application de la dose de 120 m³ LP ha⁻¹ an⁻¹ comme dose extrême n'a pas permis de noter une augmentation significative du P total dans cet horizon du profil. On pourrait déjà à cette étape se demander si au point de vue

agronomique et environnemental une dose inférieure à $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ n'est pas mieux indiquée ? Ce qui est important à retenir ici c'est que la représentation du modèle quadratique en ce qui concerne l'évolution du P total dans la couche 0-20 cm ne signifie pas que le P total en lui-même décroît réellement en fonction des doses de lisier de porc. Par contre, l'information additionnelle que semble donner le modèle quadratique c'est que les concentrations des fractions labiles de P composant le P total (P soluble+ P adsorbé + P précipité) pourraient tendre à diminuer avec le temps si l'on continuait à appliquer les fortes doses de LP. On peut attribuer cette éventualité le processus d'infiltration, de fixation et de perte par ruissellement du phosphore sous application de fortes doses de lisier de porc. La vitesse d'accroissement du P total pourrait diminuer à un moment donné de façon significative significativement à cause de la diminution des fractions labiles de P lié aux particules d'argile par exemple perdues par ruissellement ou érosion. Il est donc difficile de penser que le P total du sol dans des conditions d'irrigation ou plus exactement d'apport d'effluents ou de lisier va toujours croître de façon linéaire dans la couche de labour à moins que par simple imagination, on maintienne constantes les pertes potentielles.

On peut interpréter ce phénomène par le fait qu'en marge du processus d'adsorption du P au cours duquel des sites actifs pouvaient être saturés après une longue période d'application répétée de LP, les doses dépassant $60 \text{ m}^3 \text{ LP ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ont résulté en une précipitation d'hydroxyapatites. La même relation a été établie par Vivekanandan et Fixen (1990) avec le P extrait avec la solution Bray-1 au cours d'une étude de l'effet de fortes applications de fumiers sur le contenu phosphore soluble du sol. Amender les sols avec des fumiers, des litières ou autres engrais organiques a paru affecter le processus d'adsorption-désorption du phosphore (Sims et Wolf, 1994). Le modèle quadratique obtenu ici, rend mieux compte des limites des doses de lisier à appliquer dans une perspective d'économie et de conservation de l'eau et du maintien de la fertilité du sol.

4.1.4 PHOSPHORE EXTRACTIBLE AVEC LA SOLUTION MEHLICH-3

La figure 4.4 illustre le patron de distribution du P dans les différentes couches du sol en fonction des doses de lisier de porc.

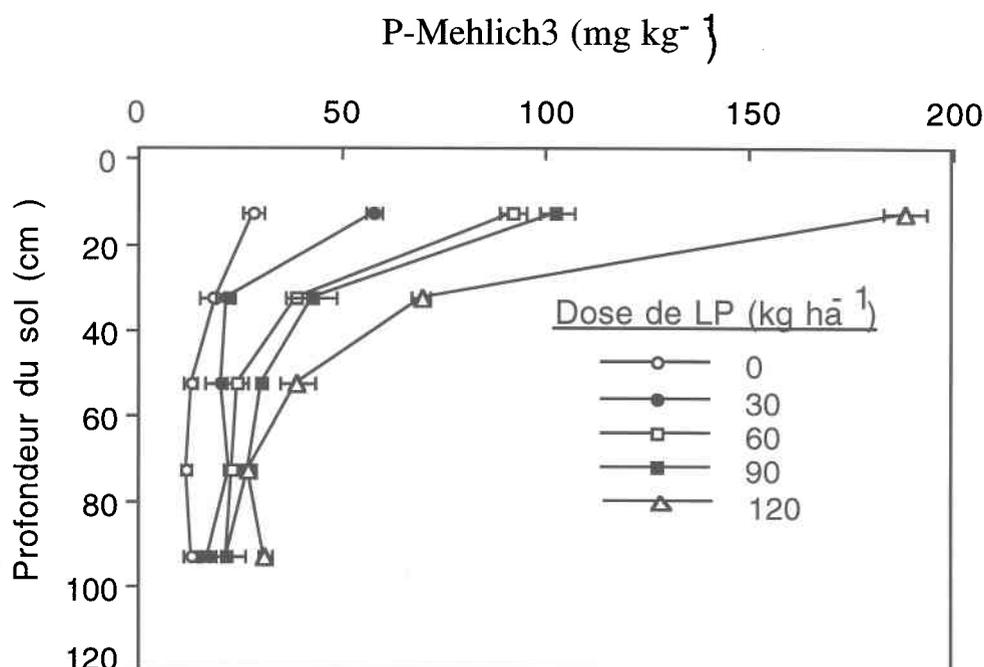


Figure 4.4 Distribution du phosphore extrait avec la solution Mehlich3 dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)

Le P extrait avec la solution Mehlich3 (P-M3) de la couche 0-20 cm augmente avec les doses de lisier de porc (annexe A 4.1). Les applications répétées des doses croissantes de lisier de porc ont donc très significativement affecté les niveaux de P labile dans les cinq horizons étudiés. L'expression mathématique des effets s'est traduite par une fonction linéaire (annexe A.4.2). Mais la même interprétation s'impose ici car le modèle d'une fonction quadratique a été obtenu indiquant qu'une limite optimale d'application de lisier de porc devrait être déterminée pour prévenir un risque d'excès de phosphore labile dans les parcelles étudiées. Les quantités de P M-3 trouvées dans l'horizon 0-20 à partir de la dose de 60 m³ LP ha⁻¹ an⁻¹ dépassent les valeurs critiques de 57 et 52 mg kg⁻¹ déterminées pour la croissance optimale du maïs (Simard *et al.*, 1991; Tran *et al.*, 1992).

Les concentrations en P-M3 dans la couche 0-20 cm des parcelles traitées est de 1.9 à 6 fois supérieures à celles des parcelles-témoins lorsqu'on applique les doses de 30 et 120 m³ LP ha⁻¹ an⁻¹ respectivement; ce qui représente 27-69 % du P total. Comparé au témoin, les doses de 30 et 120 m³ LP ha⁻¹ an⁻¹ ont résulté en des accroissements de 30 et 160 mg P-M3 kg⁻¹ respectivement. Le tableau à l'annexe A.4.3 indique que l'effet profondeur combiné à l'effet dose d'application de lisier (DxH) a significativement affecté le contenu en P-M3 des parcelles expérimentales. On voit ici que le processus d'accumulation du phosphore labile est prépondérant dans la couche arable (0-20 cm) relativement aux horizons plus profonds. Selon Mo et al. (1991), une fraction importante du P se trouve sous forme de P organique soluble dans le lisier du porc; en effet 70 % du P organique total a été dosé sous forme d'hexaphosphate inositol. D'après Hannapel et al. (1964) et Rolston et al. (1975), ces composés sont plus mobiles que les formes minérales de P et peuvent facilement migrer en profondeur dans le sol par des voies préférentielles d'écoulement (Walker et Syers, 1976; Logan et al., 1991). De fortes concentrations des formes de P inorganique ont été trouvées dans un champ ayant reçu de large surplus de lisier de porc appliqués sur la base des besoins en azote des récoltes (Antoun et al. 1985). Campbell et al. (1986) n'ont enregistré aucune augmentation significative du P extractible avec la résine échangeuse d'anions après trois années d'application de 26.9 m³ ha⁻¹ an⁻¹. Les résultats de la présente étude confirment ceux des travaux précédents (Campbell et Racz, 1975; Chang et al. 1991; Dormaar et Chang, 1995). Les doses élevées de 90 et 120 m³ LP ha⁻¹ an⁻¹ devraient être évitées pour la conservation de la qualité de l'environnement. L'augmentation du P labile (P-M3) dans les couches de surface en particulier dépendait en partie du niveau de P total dans le sol.

4.1.5 SIGNIFICATION AGRONOMIQUE ET ENVIRONNEMENTALE DES RAPPORTS C:N ET C:P DES SOLS

Le but de ce sous-chapitre est d'indiquer d'abord la relation entre le C organique total et l'azote total d'une part, le C organique et le P total d'autre part. L'autre intérêt est de montrer l'importance des rapports C:N et C:P comme bioindicateurs agronomiques et comme indicateurs environnementaux. Les rapports C:N et C:P du sol sont considérées comme des valeurs caractéristiques de l'équilibre de la stabilité de l'humus (Alexander, 1977). Ils sont donc des indices capables de renseigner le praticien sur l'état d'évolution ou de transformation de la matière organique du sol.

Les résultats illustrés dans la figure A.4.5 indiquent que les rapports C:N ont varié de 19 à 2.5 alors que les rapports C:P étaient de 38 à 1.5 selon la profondeur et la dose de lisier de porc (LP) appliquée (figure B.4.5). L'observation de la figure ci-dessous montre que les rapports C:N et C:P sont non seulement faibles mais ont diminué de façon importante à partir de la profondeur 60 cm et avec la dose de LP. La quantité relativement élevée d'azote apportée au sol par le lisier de porc et peut-être la minéralisation des résidus laissés en place après les récoltes successives expliqueraient le processus observé.

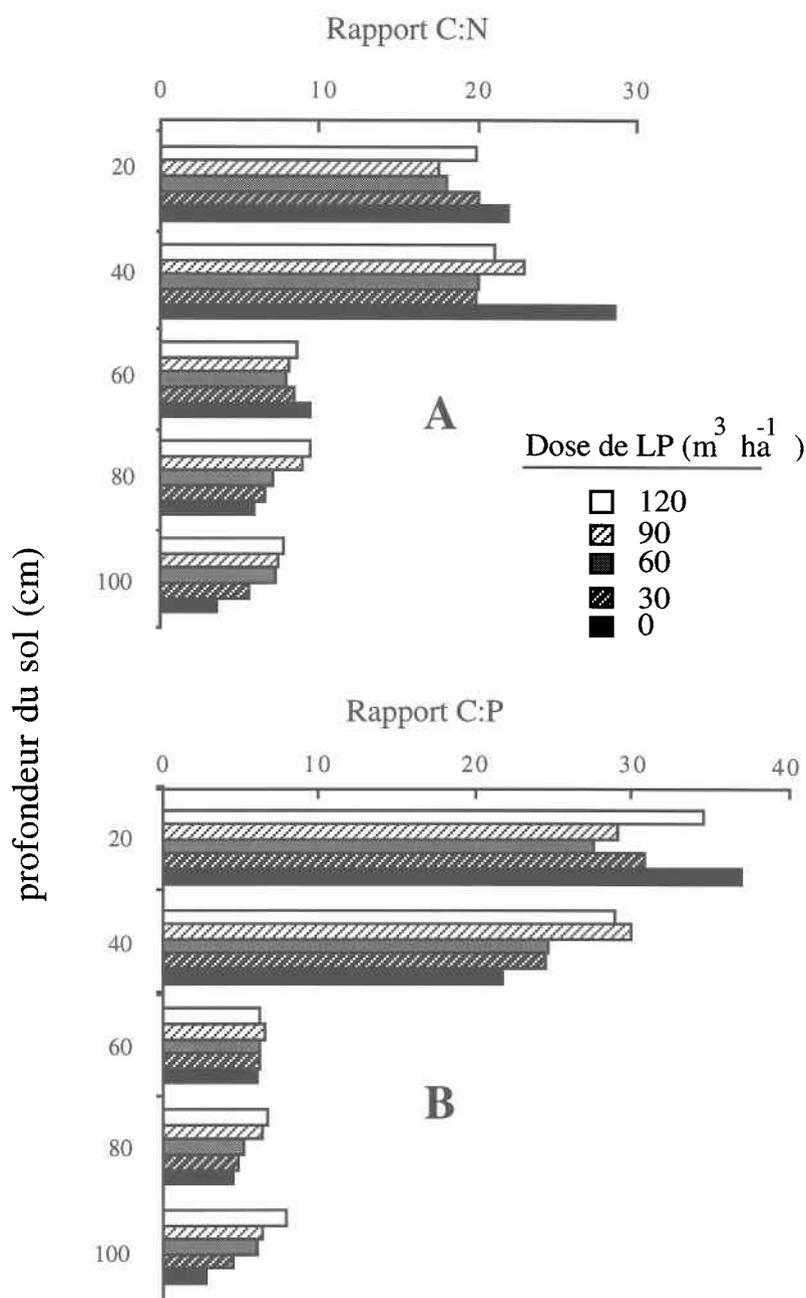


Figure 4.5 Évolution des rapports C:N (A) et C:P (B) dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)

Ce qui caractérise ces rapports c'est qu'ils augmentent dans les horizons de surface et diminuent dans les couches profondes avec l'application des doses de LP. Les rapports C:N de la plupart des sols cultivés varient de 11 à 3, donc diminuent avec la profondeur (Stevenson, 1982). Les

résultats confirment les observations précédentes de N'dayegamiye et Côté (1989) qui ont rapporté une augmentation des rapports C:N dans les horizons Ap d'un sol soumis à l'épandage du fumier et de lisier. Les effets d'application à long terme des engrais organiques sur les rapports C:N ont été récemment étudiés par Leinweber et al. (1993). Ces rapports, selon ces auteurs, variaient en fonction du type de sol et étaient spécifiques d'un site donné à l'intérieur d'une gamme de sols. Des résultats divergents ont été obtenus par Hinman (1964) pour quelques sols canadiens où des variations de C:N de 9.4 à 12.4 ont été notés dans les horizons de surface, tandis qu'elles étaient de 15.5 à 31.5 dans les horizons profonds. Selon Hinman (1964) et Stevenson (1982), l'étroitesse des valeurs de C:N fréquemment observées dans les horizons profonds serait causée par la fixation importante des cations NH_4^+ par des structures de phyllosilicates comme la vermiculite et l'illite qui dominent dans la série Le Bras (Simard et al. 1989). Pour ce qui est des rapports C:P, la même tendance à l'augmentation d'abord en surface puis une baisse en profondeur a été notée. Les raisons de ces variations observées pour les C:N et C:P, pouvaient être liées aux pratiques culturales telles que le travail du sol, la fertilisation et la gestion des résidus organiques qui peuvent fortement influencer les rapports C:N et C:P du sol (Voroney et al. 1981; Bowman et al. 1990). Plusieurs mécanismes contrôlent le phénomène de l'adsorption du phosphore dans le sol. Le P pourrait être immobilisé sous forme organique si le C:P d'un matériel organique ajouté est très élevé, soit supérieur à 300:1 (Sims et Wolf, 1994). Pour un rapport C:P égal ou inférieur à 200:1, le processus de minéralisation du P organique domine (Sharpley et al. 1991b). Dans le cadre de ce travail, le rapport C:P moyen de lisier de porc était très faible, de l'ordre 4.5; ce qui pouvait déjà laisser supposer qu'une diminution de la capacité de fixation à long terme du phosphore se produirait dans les parcelles étudiées. Une étude conduite par Singh et Jones (1976) sur l'influence de lisier de porc sur les caractéristiques d'adsorption du phosphore du sol a montré qu'un rapport C:P de l'effluent, inférieur à 130, pouvait potentiellement prédire la baisse de la capacité de fixation du phosphore et augmenter la valeur de la concentration du P dans la solution du sol à l'équilibre (CEP), un indice environnemental précieux pour l'évaluation tant de la qualité du sol que celle de l'eau (Reddy et

al. 1980; Yuan et Les Lavkulich, 1995).

4.2 CONCLUSIONS

Les résultats de ce chapitre montrent une accumulation du carbone organique (C_O), de l'azote total (N_t), du P total (P_t) et du P extractible à l'aide de la solution Mehlich-3 (P-M3) au niveau des horizons de surface. Les applications de lisier de porc ont donc significativement affecté les contenus en C_O , N_t et P du sol notamment pour les doses les plus élevées de 90 et 120 $m^3 ha^{-1}$. L'accroissement de ces trois éléments dans le profil, dû à des effets à long terme de lisier de porc, peut être décrit par des modèles quadratiques et cubiques. Les résultats indiquent qu'il y a une limite à l'accumulation, limite qu'on ne devrait pas dépasser tout en gardant les doses de lisier de porc inférieures à 90 $m^3 ha^{-1}$. Des interactions Dose x Lisier ont été observées. Ce phénomène semble indiquer la capacité des horizons du profil à emmagasiner, à filtrer ou à relâcher des éléments nutritifs dans la solution du sol. Les rapports C:N et C:P augmentaient en surface en fonction des doses de lisier appliquées mais diminuaient en profondeur. Aucun accroissement significatif n' a été noté au-delà des 60 cm de profondeur.

De ce fait les rapports C:N et C:P pourraient être considérés comme des indices environnementaux du contrôle du statut de l'azote et du phosphore dans le sol. Dans les conditions d'épandages des engrais organiques liquides et même organiques, les rapports C:P des substrats peuvent constituer un indicateur de la capacité des sols traités à retenir ou à désorber du phosphore. La capacité des parcelles expérimentales de continuer à recevoir des apports additionnels de phosphore à partir des applications régulières de lisier de porc sera abordée plus loin au chapitre 6.

CHAPITRE 5

DISTRIBUTION DES FRACTIONS LABILES DE P DANS LE PROFIL D'UN LOAM LIMONEUX LE BRAS

5.1 RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les applications répétées de lisier de porc (LP) en post-levée de monoculture du maïs-ensilage ont affecté ($p \leq 0.01$) les différentes fractions de P tant dans les couches de surface que dans les couches profondes. Les plus fortes doses de LP ont résulté en un accroissement relativement élevé de la somme des fractions de P ainsi que des fractions extrêmement labiles [résine+NaHCO₃-(P_i, P_o)+NaOH-P_o] (annexe B 5.1), c'est-à-dire immédiatement disponibles pour la plante ou pour les algues. Les pourcentages de recouvrement obtenus dans tout le profil ont varié de 72 à 99 % et se trouvent dans le même ordre de grandeur que ceux calculés par Tran et N'dayegamiye (1995) et Dormaar et Chang (1995). Les résultats d'analyse des contrastes pour l'effet des doses croissantes de lisier de porc sur les différentes formes labiles (inorganiques et organiques) ainsi que les formes stables de P sont présentés en annexes B.5.2, et B.5.3. Avant d'aborder la présentation des résultats des fractions solubles de P et la discussion sur l'effet des applications continues de LP, on tentera de mettre en relief l'importance du P total comme outil d'évaluation des doses subséquentes de lisier de porc propices à une agriculture durable. Pour cela la charge totale de P sera calculée ainsi que la quantité de P accumulée dans le profil des parcelles selon les différents traitements.

5.1.1 Charge totale de P apportée au sol

Avec la dose la plus élevée de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (annexe B 5.1), le contenu du P total dans la couche de labour (0-20 cm) est calculé à partir de la concentration moyenne en P de LP (0.65%) apportée à chaque parcelle sur une base humide. Les résultats du calcul ont donné: $664 \text{ mg kg}^{-1} + 2(952-664) = 1240 \text{ mg kg}^{-1}$ alors que les analyses du sol indiquaient seulement 998 mg kg^{-1} . Le même calcul effectué avec les densités apparentes a donné pour le P total toujours avec la plus forte dose dans l'horizon 0-20 cm, le résultat suivant: $1.62 + 2(2.80-1.62) = 3.98 \text{ t ha}^{-1}$. Pourtant l'analyse chimique révélait une valeur équivalente de 2.44 t ha^{-1} (annexe B 5.1). On peut alors estimer entre 10 et 38 % la quantité de P représentant les exportations par les récoltes successives et peut-être les pertes par infiltration et ruissellement. Les résultats corroborent les données de Dormaar et Chang (1995).

La disparité entre la valeur calculée du P total et la valeur résiduelle effectivement déterminée par analyse chimique dans l'horizon 0-20 cm évoque un certain mouvement dû soit au processus d'adsorption-désorption ou mieux au phénomène de consommation de luxe qui pourrait se produire chez le maïs (*Zea mays* L.) en situation d'excès d'un facteur limitant tel que le phosphore. Une autre hypothèse encore possible est qu'un déplacement ou une migration du P total hors de la zone racinaire a pu survenir. Dormaar et Chang (1995) ont tenté de donner la même interprétation du phénomène en se limitant toutefois à la notion de consommation de luxe chez la plante. Quoi qu'il existe une possibilité du transport de P à travers le profil de sol, Chang *et al.* (1991) dans leurs travaux n'ont observé aucun accroissement des niveaux de P dans les eaux souterraines.

En poursuivant toujours les calculs sur la base de la densité apparente dans la couche 0-20 cm en fonction des doses 30, 60 et $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ on a obtenu respectivement 0.51, 3.15 et 3.66 t ha^{-1} de P total (annexe B.5.1). Ces valeurs calculées sont apparemment différentes mais légèrement supérieures aux valeurs résiduelles de 2.13, 2.80 et 2.42 t ha^{-1} (annexe B 5.1) obtenues par analyse chimique. Il ne semble pas y avoir une dynamique particulière ou mouvement apparent

du P total dans la couche 0-20 cm, autrement dit, il y a plutôt une tendance à l'accumulation. Ainsi environ 3.31 t de P total ha⁻¹ se sont accumulés dans la couche de surface. Au total 5.93 t ha⁻¹ se sont accumulés dans le profil des parcelles. Il n'y a pas eu accumulation dans l'horizon 0-40 cm mais une faible proportion dans celui de 80-100 cm soit seulement 2% du P total accumulé. Ces données suscitent à première vue peu d'inquiétude au point de vue environnemental lorsque le lisier de porc est appliqué dans le seul but de satisfaire les besoins des récoltes en éléments nutritifs (N, P).

La quantité du P total augmente à mesure que les doses de lisier de porc augmentent. Mais cela semble avoir une limite due peut-être à la capacité des horizons de traiter des quantités additionnelles de LP. En considérant la plus forte dose de 120 m³ ha⁻¹ an⁻¹, la quantité moyenne annuelle de P apportée (780 kg ha⁻¹ an⁻¹) par le lisier et en connaissant la quantité de P total accumulée dans le profil ou retenue par les différentes couches du sol, on peut estimer à 357 kg ha⁻¹ an⁻¹ la quantité de P total exportée par les récoltes successives de maïs ou perdue par fixation, infiltration ou par ruissellement après 14 ans. Des résultats similaires ont été obtenus par Dowdy *et al.* (1978) et Latterell *et al.* (1982) dans un système de culture irriguée avec des eaux usées. Mais il était toutefois difficile dans cette section d'isoler la fraction du P total prélevée par la plante à cause de l'absence d'analyse foliaire et tous les autres facteurs ne pouvant être maintenus constants. Cette section du chapitre 5 indique qu'au-delà des doses d'application de LP recommandées pour une agriculture respectueuse de l'environnement, le P total pouvait bien être un paramètre utile dans la mesure où il rend compte du statut global ou du facteur capacité du sol, c-à-d sa réserve potentielle en phosphore avant et après l'établissement d'un plan de fertilisation ou de mise en culture d'un sol.

Quoique le P total demeure une quantité mesurable comparativement aux fractions de phosphore, ceci n'est pas un concept fonctionnel (Tiessen et Moir, 1993). Les études de fractionnement séquentiel du P du sol tel que proposé par Hedley *et al.* (1982) sont importantes car elles permettent d'obtenir des informations additionnelles sur la disponibilité et la

mobilité potentielle du phosphore du sol (Vaithyanathan et Correl, 1992). Pour mieux apprécier la problématique de l'accumulation du phosphore liée aux applications de longue durée de LP dans les unités expérimentales, on essaiera de présenter au chapitre 6 le bilan de charge et l'évolution du P-Mehlich-3, du P_i -NaHCO₃ 0.5 et du P_i -résine dans le sol.

5.1.2 Formes labiles de phosphore extractible

5.1.2.1 Phosphore labile extrait à la résine échangeuse d'anions

La quantité de phosphore extraite avec la résine échangeuse d'ions (P_i) varie de 51 à 176 mg kg⁻¹ en fonction de la dose de LP (annexe B 5.1) dans les couches de surfaces (0-20 cm) et représente 8-18% du P total et 13-27% du total des formes extrêmement labiles (résine- P_i +NaHCO₃⁻ (P_i + P_o)+NaOH- P_o). Mais lorsqu'on considère la distribution générale de la fraction P_i -résine dans le profil (0-100 cm), on note une variation de 4-18 % du P total et 9-27 % des formes très labiles. Ces données corroborent les résultats de Tran et N'dayegamiye (1995) ainsi que ceux de Dormaar et Chang (1995). Le phosphore extrait avec de la résine d'échange anionique est, selon plusieurs auteurs, fortement corrélé avec le phosphore extractible avec la solution Mehlich-3 (Giroux et Tran, 1985; Michaelson et Ping, 1986; Tran *et al.* 1990). Les résultats obtenus dans ce travail concordent également avec leurs données car il y a une forte corrélation entre les valeurs de P-Mehlich3 et celles du P extrait à la résine. Comparé au traitement-témoin, le contenu en P_i dans les couches 0-20 cm augmente de 25, 35, 55 et 125 mg kg⁻¹ par rapport aux doses de 30, 60, 90 et 120 Mg LP ha⁻¹ respectivement. Par contre les accroissements notés ont diminué avec la profondeur (figure 5.1).

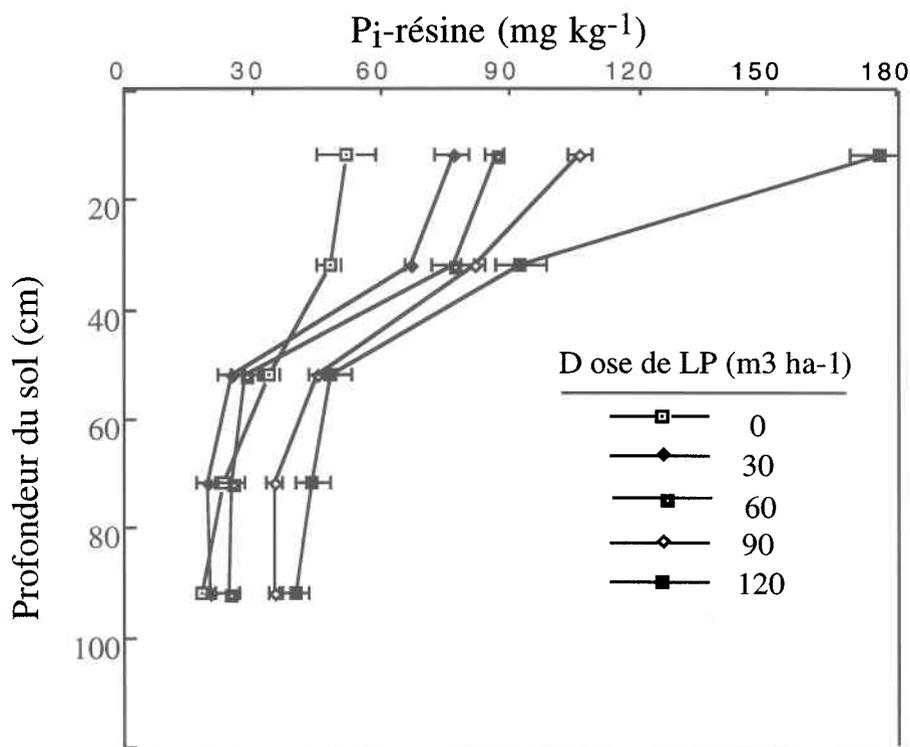


Figure 5.1 Distribution du P extrait avec la résine échangeuse d'anions dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)

Des effets linéaires de lisier de porc sur le contenu en P_i -résine ont été notés pour toutes les profondeurs (annexe B.5.1). Des effets quadratiques et cubiques ont aussi été notés. Des études précédentes conduites par Campbell *et al.* (1986) n'ont pas montré une augmentation significative du phosphore extrait avec de la résine suite à l'application de $27 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de lisier sur un sol calcaire chernozémique.

La différence notée dans ces valeurs pourrait être due à la nature du sol, les pratiques culturales et à la gestion du phosphore du sol (Pierzynski *et al.*, 1994). Mozaffari et Sims (1994) ont trouvé une valeur de 128 mg kg^{-1} de P-M3 dans un bassin versant d'une plaine côtière atlantique dominée par une agriculture basée sur l'élevage. Tenant compte des critères de classification des niveaux de P du sol de l'Université du Delaware respectant l'environnement, ces auteurs ont jugé

comme excessive cette valeur ($>70 \text{ mg kg}^{-1}$) pour les besoins du maïs. Pour les régions du Québec, $52 \text{ mg résine-}P_i \text{ kg}^{-1}$ constitue une valeur critique pour la croissance optimale du maïs (Tran *et al.*, 1992). Considérant que le prélèvement moyen du P disponible pour le maïs dans l'est du Québec est d'environ 10 mg kg^{-1} pour produire une tonne de maïs-ensilage, il aura fallu 18 années de récoltes successives de maïs pour épuiser les $176 \text{ mg } P_i\text{-résine } \text{kg}^{-1}$ apportés par la dose de 120 Mg avant d'atteindre le niveau critique de 52 mg kg^{-1} dans la couche de labour. McCollum (1991) était parvenu à une conclusion similaire après 30 années d'études suivies aux champs. Avec un sol dosant $100 \text{ mg P Mehlich-1 kg}^{-1}$, il a trouvé qu'il fallait 16 années de récoltes pour atteindre le niveau critique de 20 ppm dans un loam sableux fin semé en maïs et en soja dans la Péninsule de Delmarva aux USA.

5.1.2.2 Formes labiles de P_i et P_o extraites au 0.5M NaHCO_3

Les contenus en $\text{NaHCO}_3\text{-}P_i$ et $\text{NaHCO}_3\text{-}P_o$ du profil ont varié de $55\text{-}170 \text{ mg kg}^{-1}$ et de $16\text{-}93 \text{ mg kg}^{-1}$ respectivement avec les doses de lisier de porc et la profondeur (annexe B.5.1).

Ces deux fractions du P biodisponible contenues dans la couche $0\text{-}20 \text{ cm}$ ont représenté en moyenne 24% du P total et 46% du P extrêmement labile [(résine- P_i + $\text{NaHCO}_3\text{-}(P_i+P_o)$)+ $\text{NaOH-}P_o$]. Comparées aux témoins, les quantités de $\text{NaHCO}_3\text{-}P_i$ ont augmenté avec les doses de lisier de porc mais ont diminué avec la profondeur (figures A.5.2 et B.5.2).

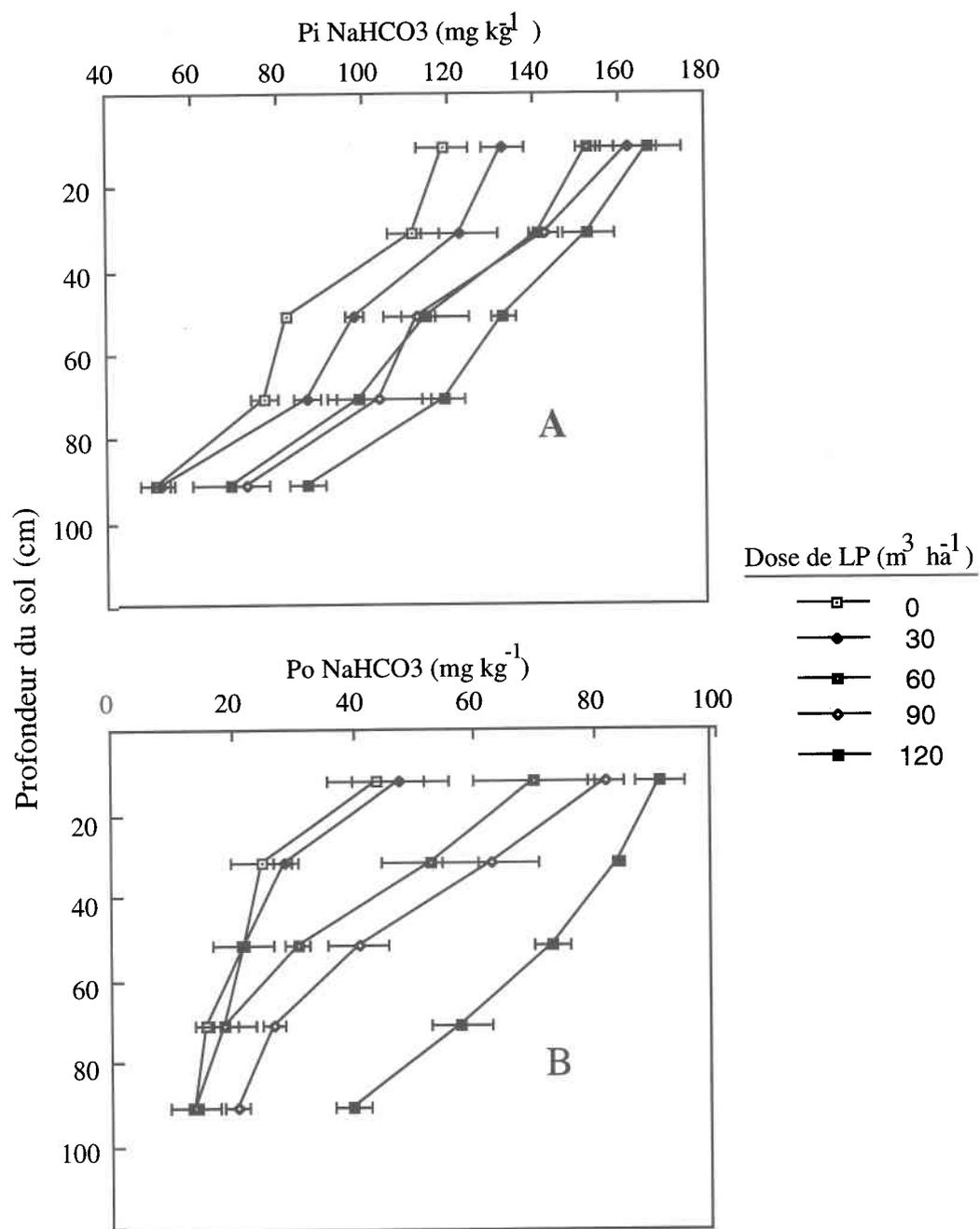


Figure 5.2 Distribution des fractions labiles de phosphore inorganique (A) et organique (B) extraites avec du NaHCO₃ 0.5M dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)

Le tableau de l'annexe B.5.2 fait apparaître les différents effets des doses croissantes de lisier de porc sur les deux fractions labiles. Des effets linéaires hautement significatifs ont été observés dans les horizons 0-20 à 40-80 cm pour la fraction $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ et dans les horizons 0-20 à 40-100 cm pour la fraction $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$. Des modèles de prédiction quadratique et cubiques ont été aussi calculés pour certains horizons (annexe B. 5.2). Selon Bowman et Cole (1978), la somme des formes $0.5\text{M NaHCO}_3\text{-P}_i$ et P_o constituent un meilleur indicateur de réponse chez la plante plutôt que la forme inorganique seule sur laquelle pendant longtemps, plusieurs recherches se sont dirigées. Comme le P-résine, le P- NaHCO_3 (P_i+P_o) correspond à la forme adsorbée à la surface du sol et à la matière organique facilement minéralisable (Chauhan *et al.*, 1981). Ce caractère spécifique de charge variable de surface semble expliquer la grande disponibilité à la plante de cette forme de P. De fortes doses de lisier appliquées continuellement peuvent à long terme entraîner des excès de phosphore labile dans le sol. Quoique qu'il n'existe dans la littérature aucun cas de toxicité chez les humains ou stress physiologique, des niveaux de P labile surpassant le potentiel d'équilibre nutritionnel en microéléments chez la plante peuvent créer des nuisances environnementales (Lonergan *et al.*, 1982; Paul et Clark, 1989). Donc l'excès de P dans le sol peut, dans certaines conditions, provoquer une interférence avec le Zn et le Cu en favorisant un déséquilibre nutritionnel chez la plante (Janzen *et al.*, 1993).

5.1.2.3 Formes labiles de P_i et P_o extraites au le 0.1M NaOH

La quantité de P représentée par les fractions NaOH-P_i et NaOH-P_o du sol extraites avec du 0.1NaOH a varié de $151\text{-}194\text{ mg kg}^{-1}$ et de $167\text{-}198\text{ mg kg}^{-1}$ en fonction des doses de lisier de porc (LP) dans la couche 0-20 cm respectivement. Comparées aux fractions de P extractibles avec du 0.5M NaHCO_3 et la résine échangeuse d'anions, les fractions 0.1M NaOH-P_i et NaOH-P_o apparaissent relativement élevées (annexe B 5.1). Elles représentent en moyenne 40 % du contenu du P total et 46% du P extrêmement labile ($\text{résine-P}_i + \text{NaHCO}_3\text{-P}_i + \text{NaOH-P}_o$) dans les horizons de surface (0-20 cm). Le patron de distribution dans le profil a suivi la même tendance (figures A.5.3 et B.5.3). Ces proportions ont augmenté d'une façon générale dans les horizons

de surface à mesure que les doses de lisier de porc augmentaient (annexe B.5.1). Mais les taux d'accroissement ont diminué dans les horizons profonds (20-100 cm) probablement à cause du pourcentage d'argile relativement élevé du sous-sol d'une part ou de la teneur élevée des oxydes amorphes de Fe et d'Al dans les sols de la série Le Bras d'autre part (Tran et al., 1988). Les fractions 0.1M NaOH-P correspondent aux fractions fortement retenues par les composés du Fe et d'Al à la surface du sol (Ryden et al., 1977). Les résultats obtenus montrent que les applications de lisier de porc ont eu des effets hautement significatifs sur la distribution du NaOH-(P_i, P_o) dans le profil des parcelles expérimentales. L'application des amendements organiques entraîne aussi la baisse de la capacité d'adsorption du P du sol; ce qui a pour conséquence l'augmentation des formes labiles de P du sol (Sharpley et al., 1984; Mnkeni et McKenzie, 1985). Ces fractions apportent des informations précieuses sur l'aptitude du sol des parcelles à contribuer ou non à la charge potentielle en P soluble des eaux de surfaces et favoriser la nutrition des algues. La fraction 0.1M NaOH-P_i représente une approche simplifiée d'estimation du contenu du sol en P biodisponible aux algues (Sonzogni et al., 1982). Mieux, les résultats de l'extraction séquentielle des formes labiles de P contenues dans les parcelles expérimentales montrent particulièrement une fluctuation assez prononcée des fractions organiques dans le profil. Ceci est attribuable à une plus grande proportion de P organique en surface (27% du P total) et aux composés organiques facilement décomposables contenus dans le lisier ou le fumier de porc (Sun et Zhang, 1992; Zhang et al., 1994). Mo et al., (1991) trouvèrent que, dans des conditions anaérobies, l'application de la matière organique au sol augmentait la disponibilité du P organique que les plantes pouvaient directement prélever.

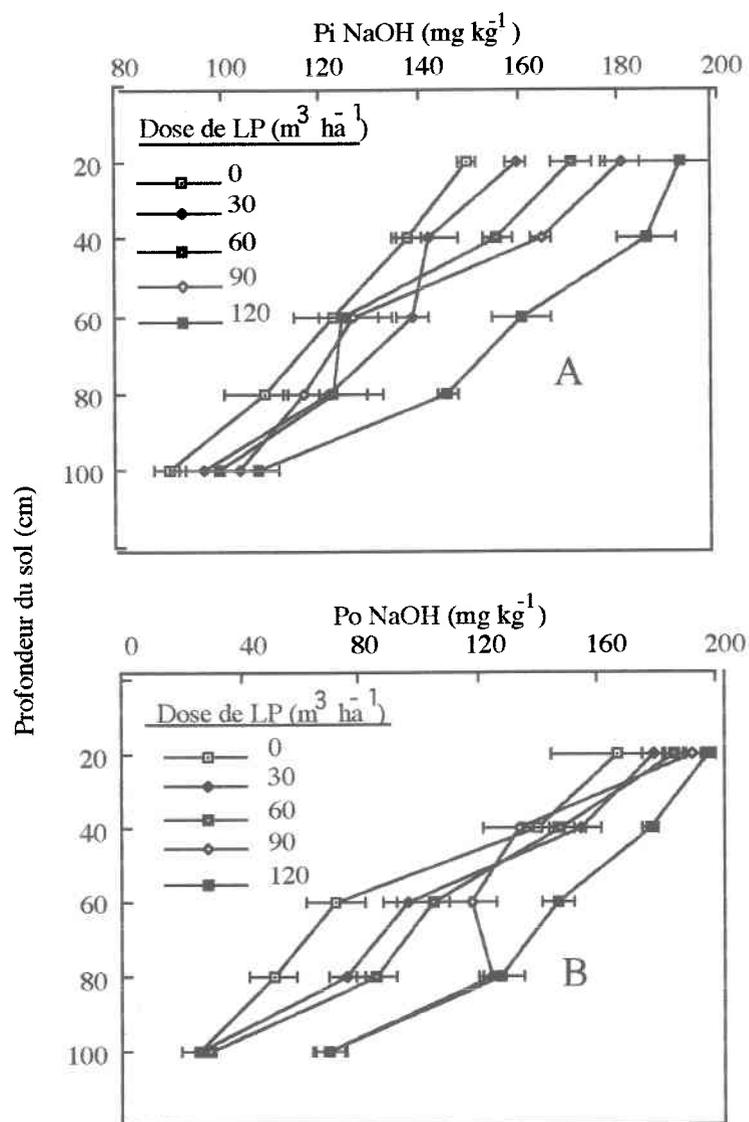


Figure 5.3 Distribution des fractions labiles inorganique (A) et organique (B) extraites avec du NaOH 0.1M dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)

5.1.2.4 Fractions résistantes extraites au HCl 1M et H₂SO₄ 1M concentré

Comme les fractions labiles, les fractions P_i-HCl-P_i et P-H₂SO₄ qui sont les fractions les moins disponibles, stables et réfractaires, ont suivi le même patron de distribution dans le profil de sol. Cependant la fraction P_i-HCl a augmenté de façon peu significative dans les différents horizons avec la dose de lisier de porc et a diminué avec la profondeur (annexe B 5.2). Les teneurs de ces deux formes non disponibles à la plante dans la couche arable (0-20 cm) ont représenté en moyenne 20 % du P total dont 3 % pour la fraction 1M HCl et 17 % pour la fraction P-H₂SO₄ dans la couche 0-20 cm. Les taux d'accroissement des fractions P_i-HCl dans les profils sont relativement faibles. Toutefois le tableau de l'annexe B.5.3 montre des effets linéaires, quadratiques et même cubiques dans la plupart des horizons pour ces deux formes correspondant aux fractions liées aux minéraux d'apatite et aux oxydes de Fe et d'Al respectivement. Des résultats comparables ont été obtenus par Tiessen *et al.* (1983) et Tran et N'dayegamiye (1995).

5.1.2.4.1 Phosphore extractible à la solution HCl 1M

La figure 5.4 montre le patron de distribution de la fraction P_i-HCl dans les différentes couches. Le tableau d'analyse de variance (annexe B.5.3) indique que l'effet des doses sur la fraction P_i-HCl est relativement faible au niveau des horizons. Cette fluctuation peut être due aux propriétés physiques des horizons profonds où prévalent les formes de P_i fortement liées au calcium. Les travaux de Campbell *et al.* (1986), de O'Halloran et Sigrist (1993) et de Tran et N'dayegamiye (1995) ont montré que des applications répétées de fumier de porc ou de bovins n'ont pas affecté significativement la fraction P_i-HCl.

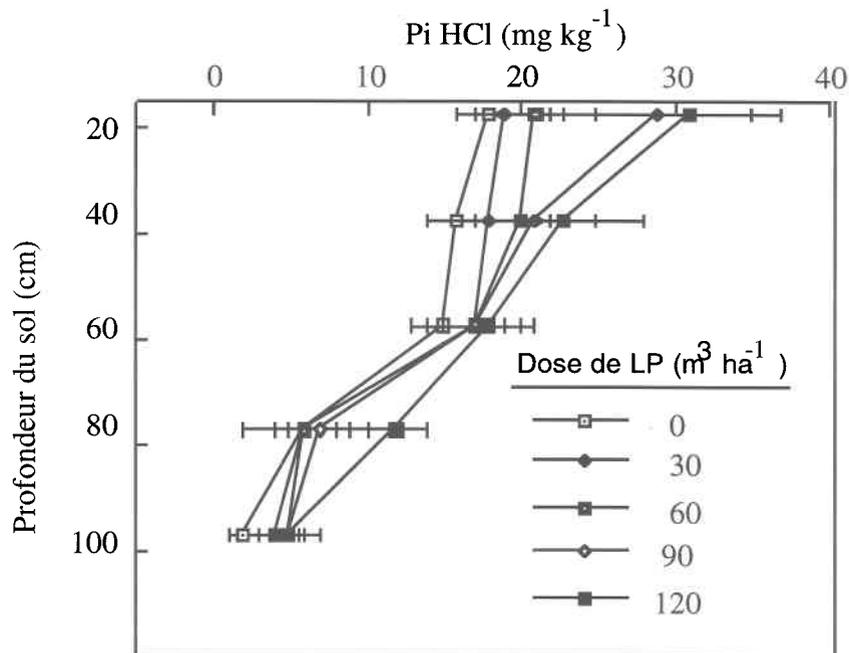


Figure 5.4 Distribution de la fraction inorganique stable extraite avec du HCl 1M dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)

5.1.2.4.2 Phosphore extrait à la solution H₂SO₄ concentré

La figure 5.5 montre le patron de distribution de la fraction 1M H₂SO₄-(P_i+P_o) dans les couches de surface avec une augmentation en surface et une diminution progressive vers les couches du bas du profil. En comparant par exemple les traitements au témoin, on a obtenu des accroissements de 14, 32, 43 et 52 (annexe B 5.1) pour les doses de 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹ respectivement. Les applications à long terme de LP en post-levée du maïs-ensilage ont eu des effets significatifs linéaire, quadratique et cubique sur les contenus en P-résiduel des couches du sol (annexe B.5. 3). Toutefois on peut voir que ces effets ont diminué en fonction de la profondeur. Les résultats corroborent les données de Sharpley *et al.* (1990) et celles d'autres auteurs qui ont observé une forte corrélation entre les quantités de lisier de porc ajoutées et les quantités de P-H₂SO₄ accumulées dans le profil du sol selon les caractéristiques physiques de chaque horizon.

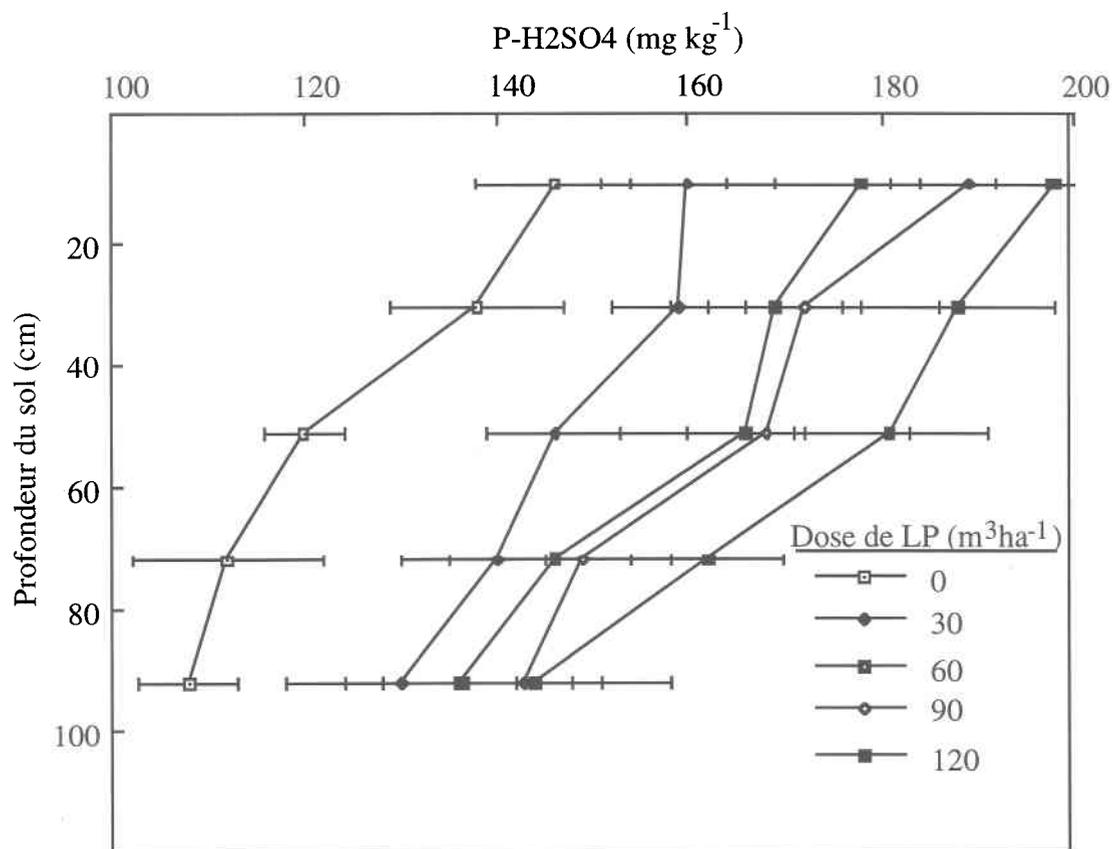


Figure 5.5 Distribution de la fraction de P résiduel réfractaire extrait avec du H₂SO₄ dans le profil d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)

Cette différence dans l'accroissement du P résiduel, comme pour les autres fractions de P sauf la forme HCl-P_i, serait attribuable à la capacité de sorption différentielle à long terme des parcelles traitées avec de lisier de porc suivie d'une accumulation subséquente des fractions de P dans le sol (Guertal *et al.*, 1991). Les comparaisons des témoins aux parcelles traitées indiquent une augmentation du P-H₂SO₄ dans toutes les couches, suggérant ainsi un mouvement du P résiduel dans le profil. Il semble aussi que la présence d'un réseau de biopores ou de galeries souterraines construites par les vers de terre, prévalant en climats tempérés dans des conditions de labour réduit, expliquerait cette tendance particulière à la migration du P résiduel avec les fractions de l'humus à cause de sa nature complexe (Wagar *et al.*, 1986). Des applications de lisier de porc sur des sols cultivés peuvent résulter en une forte accumulation d'éléments nutritifs dans les couches de labour et un enrichissement dans les couches profondes d'éléments apparemment peu

mobiles comme le phosphore, surtout la forme organique solidement fixée aux composés de l'humus qui semblent posséder une grande mobilité (Hannapel *et al.*, 1964; Sharpley *et al.*, 1991a; Breeuwsma et Silva, 1992).

5.1.3 Corrélation de Pearson entre les fractions labiles de P et les formes stables de P

Les analyses de corrélation de Pearson ont été réalisées pour les différentes fractions de P selon chaque profondeur. Les meilleures corrélations ont été obtenues dans les couches de labour. On présentera ici les résultats obtenus dans les couches 0-20 cm de profondeur. Les données du tableau 5.1 indiquent que la fraction extraite avec de la résine échangeuse d'ions est fortement et positivement corrélée avec les formes labiles $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ ($r = 0.81^{**}$), modérément labiles NaOH-P_i ($r = 0.97^{**}$), les formes stables HCl-P_i ($r = 0.83^{**}$) et $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-P}$ ($r = 0.89^{**}$) dans la couche de 0.20 cm. Par contre, la fraction P résine a été significativement mais négativement corrélée avec les fractions labiles organiques $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ et NaOH-P_o (tableau 5.1). Les fractions $\text{NaHCO}_3\text{-P}_i$ et NaOH-P_i sont positivement et fortement interreliées entre elles ($r=0.84^{**}$) mais négativement corrélée avec les formes organiques labiles (tableau 5.1). Tiessen *et al.* (1984) trouvèrent le $\text{NaHCO}_3\text{-P}_o$ comme la forme de P soluble la plus biodisponible alors que le NaOH-P_i est la forme associée à l'Al et aux Fe amorphes et cristallins. Ainsi la proportion relativement grande de NaOHP_i et NaOH-P_o trouvée dans les parcelles expérimentales situées sur la série Le Bras pourrait être probablement liée à la rétention du Fe et de l'Al. Les sols de la série Le Bras contiennent une grande quantité de ces colloïdes et possèdent naturellement une forte capacité d'adsorption (Tran *et al.*, 1988). Dans plusieurs sols tant au Québec qu'en Europe (Laverdière et Karam, 1984; Freese *et al.*, 1992), la capacité de sorption est reliée aux oxydes de Fe et Al. La forte corrélation positive entre le P résine et le 0.1M NaOH-P_i d'une part, et la corrélation négative avec le 0.1M NaOH-P_o d'autre part,

Tableau 5.1

Matrice des coefficients (r) de corrélation linéaire entre les fractions labiles, les formes stables et réfractaires de P dans les horizons de surface (0-20 cm) d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc

Variable	Résine	NaHCO ₃ -P		NaOH-P		HCl-P	P résiduel
	P _i	P _i	P _o	P _i	P _o	P _i	(P _i +P _o)
Résine-P _i	1.00						
NaHCO ₃ -P _i	0.81**	1.00					
NaHCO ₃ -P _o	-0.45*	-0.66**	1.00				
NaOH-P _i	0.97**	0.84**	-0.40	1.00			
NaOH-P _o	-0.92**	-0.66**	0.21	0.95**	1.00		
HCl-P _i	0.83**	0.95**	-0.65**	0.89**	-0.77**	1.00	
H ₂ SO ₄ -P	0.89**	0.97**	-0.63**	0.92**	-0.80**	0.98**	1.00

*, **, Significatif au seuil de $P \leq 0.05$ et $P \leq 0.01$, respectivement.

montre que le P extractible avec l'hydroxyde de sodium constitue une réserve de phosphore minéralisable. La quantité de P_i -résine augmente à mesure que le P_i -NaOH- P_i augmente probablement à cause de la minéralisation du NaOH- P_o dans la couche 0-20 cm. Les deux fractions semblent fortement contribuer au pouvoir tampon du sol après 14 années d'application du lisier en participant au processus de disponibilité du P à la plante. Cette corrélation semble indiquer un équilibre apparent entre le processus de minéralisation et d'immobilisation du phosphore ou de la dynamique du P organique dans le sol (Stewart et Tiessen, 1987). Des corrélations significatives ont été trouvées entre le P résiduel (H_2SO_4 - P_t) et toutes les autres fractions. Des relations similaires ont été obtenues par McKenzie *et al* (1992a ; 1992b) au cours d'une étude des transformations du P dans un système de rotation et de fertilisation à long terme dans des sols luvisolique et chernozémique. Les formes modérément labiles (NaOH- P_i + P_o) et les formes stables (HCl - P_i , H_2SO_4 - P_t) pourraient augmenter la désorption du phosphore sous forme de résine- P_i et $NaHCO_3$ -(P_i + P_o) en maintenant un équilibre nutritionnel satisfaisant du phosphore dans le sol. La forte corrélation négative entre les formes 1M HCl - P_i , H_2SO_4 - P_t et NaOH- P_o (tableau 5.1) suggère que Ca-P, Al-P et Fe-P ont participé au contrôle de la disponibilité du phosphore dans les parcelles étudiées.

5.1.4 Rendements de maïs-ensilage et fractions labiles de P du sol

Des calculs par dérivation des fonctions quadratiques mettant en relation les doses de lisier de porc et les fractions labiles de P d'une part et les rendements du maïs-ensilage (annexe B 5.4) d'autre part ont permis de montrer que les rendements optimaux de maïs-ensilage pouvaient être prédits par les différentes fractions labiles de phosphore (tableau 5.2). Les rendements maxima prédits par les fractions labiles P_i -résine, P_i - $NaHCO_3$, P_o - $NaHCO_3$, P_o -NaOH et P_i -NaOH pour le maïs-ensilage (matière sèche) étaient de 9.48, 8.18, 8.39, 9.16, 8.48 t ha⁻¹ (tableau 5.2) respectivement. La figure 5.6 représente un exemple de courbe tracée des fonctions différentielles établies au tableau 5.2 et qui décrit la relation entre le rendement en matière sèche de maïs-ensilage et la fraction P_i -résine dans la couche 0-20 cm.

Tableau 5.2

Équations différentielles d'optimisation des rendements en matière sèche de maïs-ensilage [$\frac{dy}{dx} = f'(x)$] et des quantités de phosphore labile (PL) et du P-Mehlich3 [$dx = \frac{dy}{f'(x)}$] dans la couche arable (0-20 cm) d'un loam limoneux ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc (LP)

Variable dépendante Y= rendement maïs- ensilage (t ha ⁻¹) [†] x= P L (mg kg ⁻¹)	Maïs-ensilage*					
	b ₀ ^{††}	b ₁ ^{†††}	r ²	y (a)	x (b)	y/x
Variable indépendante						
P _i -résine	0.00169	0.239	0.959	9.48	141	0.067
P _i -NaHCO ₃	-0.00450	0.778	0.995	8.18	173	0.085
P _o -NaHCO ₃	-0.00628	0.540	0.908	8.39	86	0.0975
P _o -NaOH	-0.00918	1.874	0.985	9.16	204	0.0449
P _i -NaOH	-0.00872	1.639	0.990	8.48	188	0.0451
P-Mehlich3	-0.00044	0.1352	0.999	9.11	155	0.060

*La contribution de la variable indépendante x est significative dans tous les cas au seuil de p ≤ 0.01

[†]Y = F(x) + C = ∫f(x) dx est la fonction primitive; ^{††}b₀ = pente, ^{†††}b₁ = ordonnée à l'origine et r² = coefficient de détermination des équations différentielles dy = f(x)dx

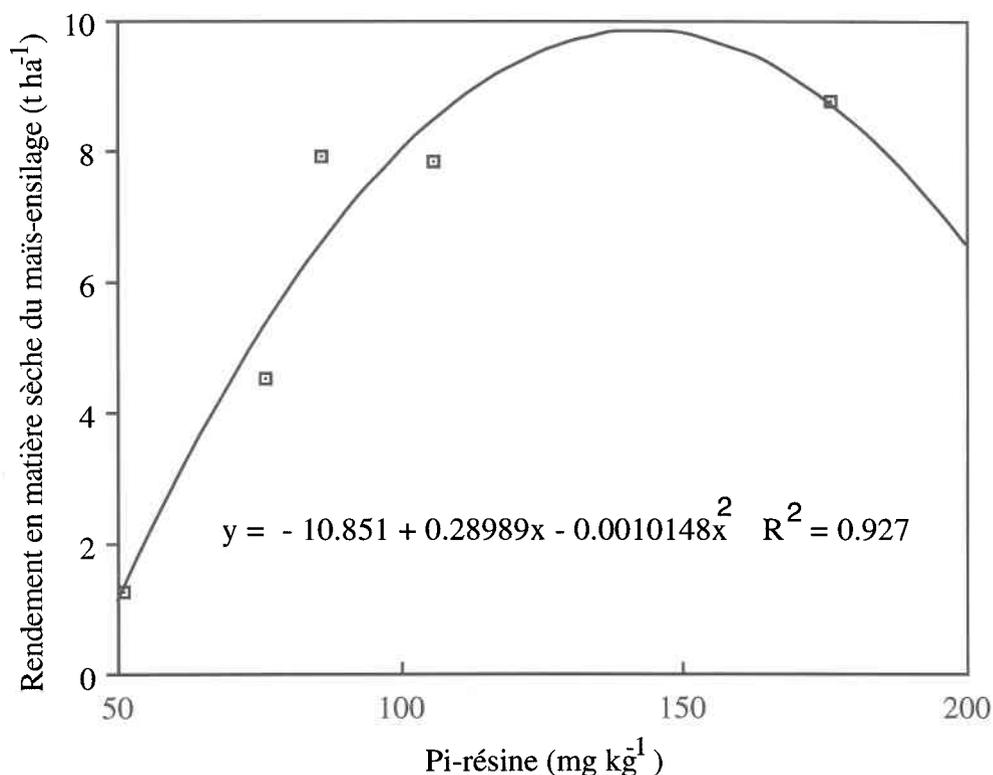


Figure 5.6 Rendement de maïs-ensilage obtenu en fonction des niveaux de P_i -résine dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc

Les contenus en P_i -résine et P_o -NaOH prédits dans la couche 0-20 cm par le modèle quadratique ont été estimés à 141 et 204 mg kg⁻¹ respectivement. Ces deux niveaux de concentrations de P_i et P_o ont été reliés aux rendements les plus élevés de 9.48 et 9.16 t ha⁻¹ (tableau 5.2). Étant donné que le P-Mehlich3 est la base des recommandations pour la fertilisation phosphatée dans la province du Québec, on a procédé au même exercice. On a donc trouvé des valeurs de 9.11 t ha⁻¹ et 155 mg P-Mehlich3 kg⁻¹ respectivement pour le rendement et le niveau correspondant de P disponible dans le sol. Il y a une forte similitude entre ces valeurs et celles de P_i -résine et P_o -NaOH (tableau 5.2). Pour des buts d'évaluation agronomique et environnemental, on peut comparer les différentes fractions labiles ou disponibles de P en se basant sur les trois critères suivants:

- 1) selon le ratio rendement versus concentration de P du sol;
- 2) selon les niveaux minimaux de concentration des différentes fractions ou de P disponible dans le sol;

3) selon les rendements maximaux obtenus avec ces différents niveaux de concentration de P.

On obtient alors respectivement à partir du tableau 5.2, les classements suivants:

- 1) $P_0\text{-NaHCO}_3 > P_1\text{-NaHCO}_3 > P_i\text{-résine} > P\text{-Mehlich3} > P_0\text{-NaOH} > P_i\text{-NaOH}$;
- 2) $P_0\text{-NaHCO}_3 > P_i\text{-résine} > P\text{-Mehlich3} > P_1\text{-NaHCO}_3 > P_i\text{-NaOH} > P_0\text{-NaOH}$;
- 3) $P_i\text{-résine} > P_0\text{-NaOH} > P\text{-Mehlich3} > P_i\text{-NaOH} > P_0\text{-NaHCO}_3 > P_1\text{-NaHCO}_3$.

La forte corrélation entre les fractions labiles de P d'une part et leur relation avec les rendements des récoltes d'autre part ont montré que ces formes de P sont les principaux réservoirs ou sources d'approvisionnement de P pour la plante tel que démontré par des travaux précédents (Sibbessen, 1978; Hedley *et al.*, 1982; Tran et N'dayegamiye, 1995). Dans cette étude, on a trouvé que les fractions 1 M HCl- P_i et 1M H₂SO₄- P_t n'ont pas été corrélées avec les rendements du maïs-ensilage. Bowman et Cole (1978) ont montré que ces fractions originaient des réservoirs des formes résistantes de P fixées aux acides humiques et fulviques qui sont difficilement accessibles aux plantes. D'un autre côté l'analyse statistique (F) basée sur le test de la PPDS (plus petite différence significative) de séparation des moyennes au seuil $p < 0.05$), a donné un rendement moyen économique de 7.95 t ha⁻¹ pour l'année 1992 correspondant à une dose de 60 m³ LP ha⁻¹ à partir de laquelle aucune augmentation significative n'a été obtenue (annexe B 5.4). Mais le modèle quadratique ci-dessous (figure 5.7) décrivant la courbe de production du maïs-ensilage en fonction des doses d'application de lisier de porc a permis de calculer un rendement maximum de 8.49t ha⁻¹ avec une dose de 105 m³ ha⁻¹ pour l'année 1992 seulement. Pour un gain de rendement de 540 kg ha⁻¹, il revient à l'agriculteur de prendre la meilleure décision en se basant non seulement sur des données économiques mais aussi sur le potentiel de pollution environnementale à long terme. D'une façon générale les rendements obtenus sur les parcelles ont été inférieures à 10 t ha⁻¹ (Côté, communication personnelle).

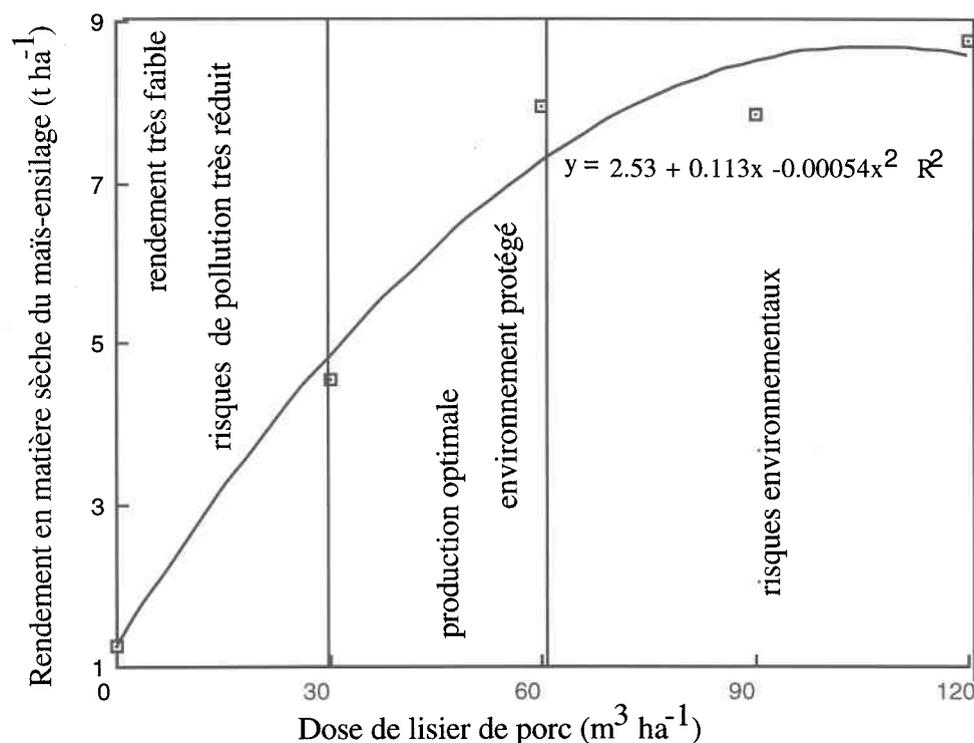


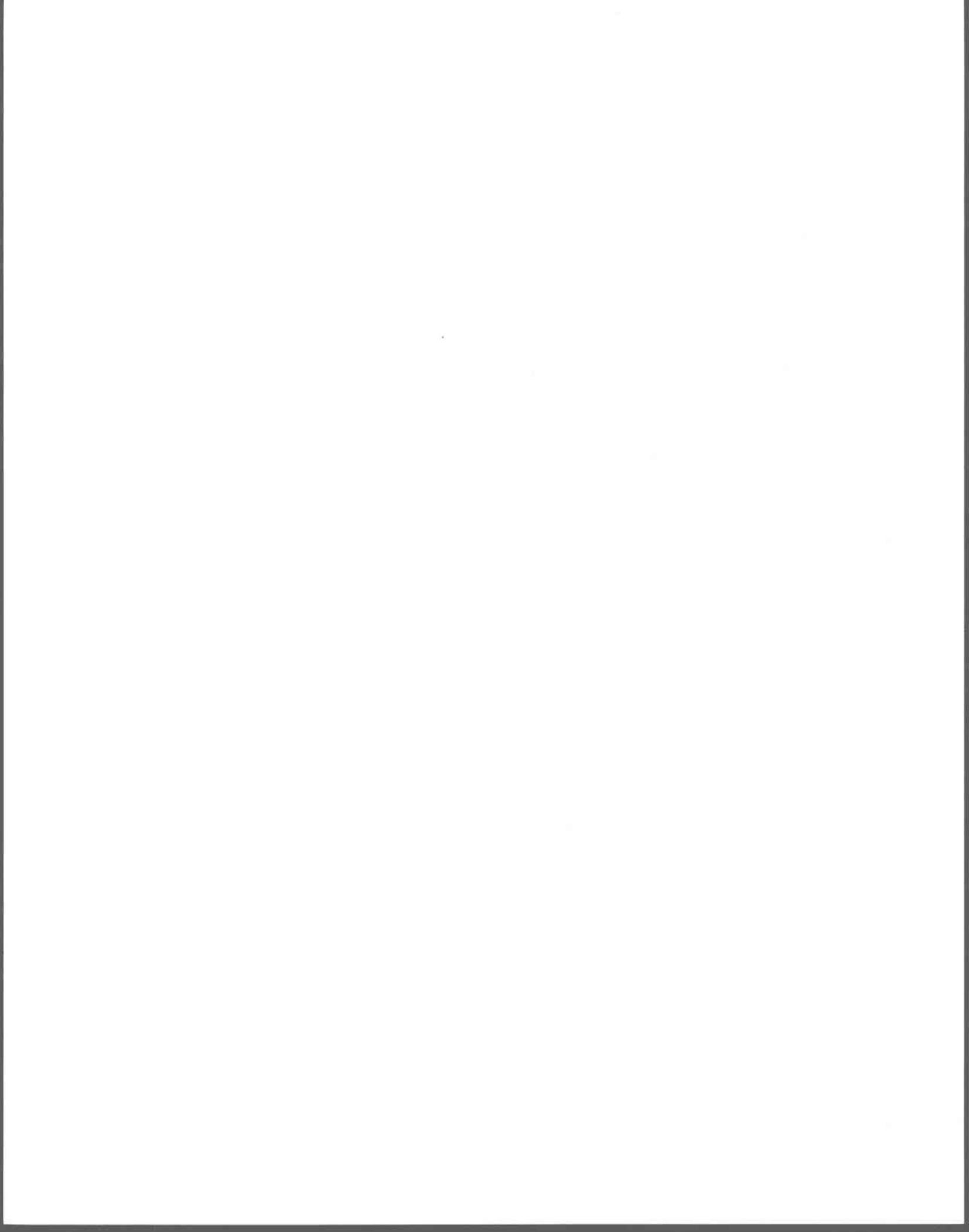
Figure 5.7 Rendement de maïs-ensilage obtenu en fonction des doses croissantes de lisier de porc dans un loam limoneux Le Bras (0-20 cm)

La fraction organique extraite par le 0.5 M NaHCO₃ est donc aussi facilement biodisponible que les fractions de P_i-résine et NaHCO₃-P_i. Selon Mo *et al.* (1991), les valeurs nutritives des fractions organiques labiles sont plus élevées que celles des fractions inorganiques aux mêmes concentrations. Les valeurs trouvées par Antoun *et al.* (1985) étaient dans la même échelle de grandeur que les résultats obtenus dans la présente étude. Ainsi dans une expérience de deux années de culture de maïs-ensilage aux champs sur un sol de Kamouraska, ils ont obtenu des rendements de 7.2 et 8.7 t ha⁻¹ avec des doses de 56 et 112 m³ ha⁻¹ respectivement. Il semble que dans les climats de l'Est canadien, l'accumulation du phosphore dans les horizons profonds de la plupart des sols est moins marquée avec les doses de lisier de porc ou de fumier variant de 30-60 m³ ha⁻¹. Selon Dormaar et Chang (1995), 56-67 m³ ha⁻¹ de fumier étaient recommandés en 1973 alors que 30-60 m³ ha⁻¹ faisaient l'objet de recommandation en 1970 dans des conditions de culture irriguée ou non irriguée en Alberta (Canada). En France les travaux de Gros (1979) recommandaient pour l'épandage de lisier de porc 40-80 m³ ha⁻¹, soit une moyenne de

60 m³ ha⁻¹ de lisier.

5.2 CONCLUSIONS

Les applications des doses croissantes de lisier de porc pour la culture du maïs-ensilage ont significativement affecté la distribution des formes de P labile ainsi que la somme totale des fractions. Cette pratique semble maintenir les niveaux des pools de P_i et P_o pour une production optimale de maïs-ensilage. Toutes les fractions labiles sont fortement corrélées entre elles. Toutes les formes inorganiques sont positivement corrélées entre elles. L'augmentation du P labile, du P organique total (NaHCO₃-P_o+NaOH-P_o) et du P extrêmement labile total [résine-P_i+NaHCO₃-(P_i+P_o) + NaOH-P_o] dans les horizons profonds des parcelles ayant reçu les fortes doses de 90 et 120 m³ LP ha⁻¹ indique qu'un mouvement vertical du phosphore dans le profil se serait produit. Notons que 10-38% de P total représentent les pertes par ruissellement, infiltration, adsorption irréversible et prélèvement par les récoltes. Les résultats d'analyse des différentes fractions labiles et les données de rendement en matière sèche du maïs-ensilage ont aussi permis de calculer les doses maximales de lisier de porc et les concentrations optimales du P labile dans les sols. Les doses de lisier de porc supérieures à 60 m³ ha⁻¹, excédant habituellement les besoins en azote de la plante ne sont pas recommandables du point de vue environnemental. Les résultats de ce travail montrent que le P labile ne s'est pas accumulé de façon importante dans le sol suite aux applications annuelles de la dose de 30 m³ ha⁻¹. Cette dose est acceptable pour un programme de gestion environnementale du sol si une source d'azote était ajoutée pour répondre aux besoins de la plante. Cependant la forte accumulation des fractions labiles de phosphore dans 0-20 cm peut contribuer à la saturation des sites de fixation du phosphore du sol. Les rendements en maïs-ensilage obtenus ou prédits ont été généralement inférieurs à 10 t ha⁻¹. Le prochain chapitre étudiera l'influence des apports de lisier de porc sur la capacité des parcelles de continuer ou non à recevoir des sources additionnelles de P.



CHAPITRE 6

CAPACITÉ D'ADSORPTION DU PHOSPHORE D'UN LOAM LIMONEUX TRAITÉ AVEC DE LISIER DE PORC

Des applications répétées de lisier de porc sur un sol à des doses dépassant les normes agronomiques comme moyen de disposer des quantités excédentaires de lisier peuvent conduire à une accumulation importante de phosphore à la surface du sol et à une baisse significative de la capacité de fixation du phosphore par le sol (Duda et Finan, 1983; Sanyal et De Datta, 1991; Sims, 1992). Ce processus est d'autant plus important que l'on se trouve en situation de labour réduit ou dans une région de forte densité animale et de culture intensive basée sur l'utilisation massive des engrais de ferme (Breeuwsma et Silva, 1992). Le problème que pose une telle régie des engrais de ferme comme le lisier de porc, touche directement la qualité des sols traités qui, progressivement, peuvent perdre leur rôle de filtre environnemental et contribuer fortement au processus de pollution diffuse des eaux par le phosphore désorbable.

6.1 RÉSULTATS ET DISCUSSION

6.1.1 EFFETS DES DOSES DE LISIER DE PORC SUR QUELQUES PROPRIÉTÉS DU SOL

L'effet des doses croissantes de lisier de porc sur le pH et les éléments disponibles (Ca, Mg, et K) des profils du sol Le Bras est présenté en annexe C.6.1. Le pH a été significativement affecté par l'application de lisier de porc dans certaines couches de sol. En général la plus forte dose de lisier a contribué à enrichir le sol en Ca, Mg et K extractibles avec la solution Mehlich3.

6.1.2 EFFETS DES DOSES DE LISIER DE PORC SUR LE CONTENU EN Al_{OX} , Fe_{OX} et Mn_{OX} DU SOL

Les données de l'annexe C.6.2 montrent que les quantités d' Al_{OX} ont significativement augmenté avec la dose de lisier de porc dans certaines couches du sol. Il en a été de même des oxydes de Fe et Mn (annexe C.6.2). Par exemple comparées au témoin, les contenus en Al_{OX} , Fe_{OX} et Mn_{OX} des parcelles traitées avec de lisier de porc ont augmenté avec les doses de 30, 60, 90 et 120 m^3 LP ha^{-1} de 0.1, 0.5, 0.8 et 1 $g\ kg^{-1}$; 7.1, 12.1, 16.7 et 19.8 $g\ kg^{-1}$; 0.20, 0.21, 0.28 et 0.44 $g\ kg^{-1}$ respectivement dans la couche 0-20 cm. Les accroissements des oxydes d'Al, Fe et Mn ainsi que les quantités ($Al_{OX} + Fe_{OX}$) et ($Al_{OX} + Fe_{OX} + Mn_{OX}$) ont été significatifs pour certaines doses de LP dans les couches inférieures du profil (annexe C.6.2).

Les concentrations des complexes organiques de Fe et d'Al dans les horizons de surface (Yuan et Les Lavkulich, 1993) peuvent aussi expliquer ce processus d'accumulation en surface du Fe et Al. Une autre hypothèse est que le lisier de porc a probablement été enrichi en Fe et Mn par les conditions d'alimentation animale. En outre des applications annuelles de lisier de porc ont peut-être influencé la solubilisation du Fe et du Mn natifs contenus dans les parcelles étudiées. Les tendances observées pour les contenus en Mn du profil suggèrent un certain mouvement des Al_{OX} , Mn_{OX} et Fe_{OX} vers les couches profondes du profil. Les résultats concordent avec ceux de Blume et Schwertmann (1969). Ces auteurs ont trouvé que les sesquioxydes ont la propriété de migrer dans l'ordre de podzolisation suivant: $Al \Rightarrow Mn \Rightarrow Fe$ ou $Mn \Rightarrow Al \Rightarrow Fe$. Dans la plupart

des sols, les oxydes de Fe et d'Al amorphes sont des composés qui influencent de façon prépondérante les processus d'adsorption des phosphates (Peña et Torrent, 1990). Les quantités d'Al déterminées par l'acide oxalique, lorsqu'elles sont corrigées pour les données fournies par l'extraction avec le pyrophosphate de sodium ($Al_{ox}-Al_{py}$) constituent une bonne estimation de l'aluminium inorganique soluble, tant dans la solution du sol que dans le milieu aquatique (Parfitt et Childs, 1988). Cette question est d'un intérêt essentiel pour l'environnement à cause de la différence dans les concentrations en Al de sources différentes et du rôle de l'Al dissous dans le pH tampon des eaux acides. Dans la plupart des cas, la méthode de détermination de l'Al avec l'acide oxalique extrait à la fois la forme inorganique et la forme organique si bien que la quantité totale d'Al est à peu près équivalente à la quantité d'Al inorganique trouvée dans l'eau et corrigée pour la quantité de Al déterminée par le pyrophosphate (Lazerte et Findeis, 1995).

6.1.3 EFFET DE LISIER DE PORC SUR LE P EXTRAIT À L'OXALATE (P_{ox}) ET SUR LA CAPACITÉ TOTALE D'ADSORPTION DU P.

Comparées au témoin, les valeurs du P_{ox} des parcelles traitées avec de LP ont ($p < 0.01$) augmenté dans la couche 0-20 cm (annexe C.6.3). En fait le P_{ox} représente le phosphore originellement adsorbé par les oxydes et les hydroxydes amorphes de Fe, Al et Mn (Yuan et Les Lavkulich, 1994). L'accroissement du P_{ox} et de la capacité totale d'adsorption du P (P_{sc}) dépend des doses de LP et de la fonction spécifique de chaque couche de sol (annexe C.6.3). Le P_{ox} a représenté 13 à 39 % de la P_{sc} dans le profil du sol étudié.

La P_{sc} suit la même tendance que le P_{ox} qui a augmenté significativement avec la dose de LP dans la couche 0-20 cm mais qui a diminué avec la profondeur. Le P_{ox} peut être pris en compte pour établir des modèles d'indices de capacité totale d'adsorption et de saturation en phosphore dans les conditions climatiques et édaphiques du Québec pour des buts de contrôle de la pollution en milieu agricole. Van Der Zee *et al.* (1987) ont rapporté que le P_{ox} représentait plus de 93 % du P total dans les sols acides. Ces quantités non négligeables de P_{ox} présentes à la surface du sol sont probablement dues aux fractions de P_i et de P_o résistantes extraites à l'aide de la solution acide oxalique qui n'extrait pas que du P inorganique mais aussi du P organique du sol. Une étude comparative avec d'autres extractants permettront de vérifier cette hypothèse.

6.1.4 EFFETS DES APPLICATIONS DE LISIER DE PORC SUR L'INDICE D'ADSORPTION DE BACHE ET WILLIAMS (1971)

Les valeurs des indices d'adsorption de Bache et Williams (1971) sont inversement corrélées avec les doses de lisier de porc (figure 6.1). Ces valeurs ont donc décré ($p \leq 0.05$) de façon linéaire en fonction des doses de (LP) tant dans les horizons de surface (0-20 cm) que dans les couches profondes (figure 6.1).

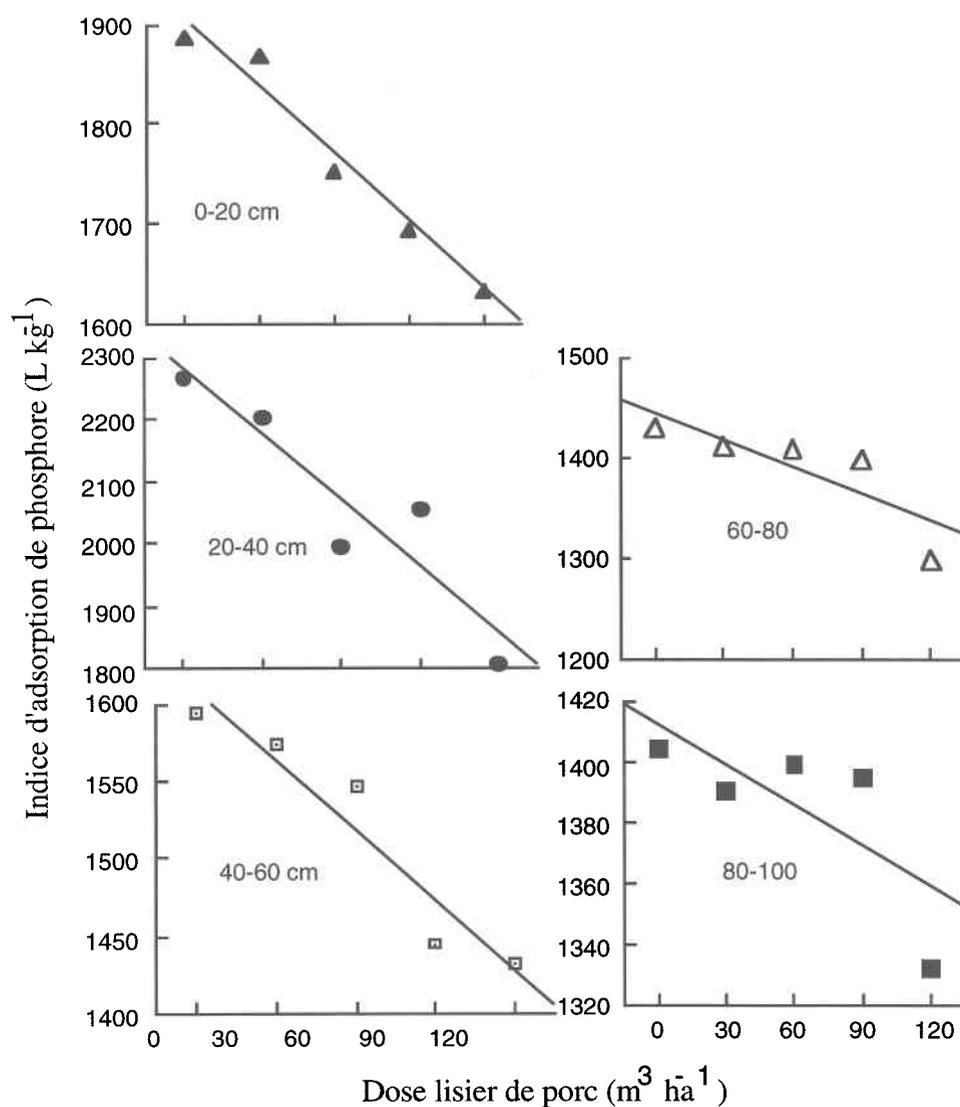


Figure 6.1 Indice d'adsorption de P (P_{Siw}) de Bache et Williams (1971) dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc

Toutefois on constate que les valeurs de P_{Siw} sont relativement élevées dans la couche 20-40 cm

mais ont diminué à partir de la couche 40-60 cm (tableau 6.1). Les valeurs des ordonnées à l'origine (Éqn. 1-5) ont traduit le processus fonctionnel des couches du sol (tableau 6.1) tandis que les pentes représentant les taux d'accroissement du P_{siw} dépendraient des propriétés chimiques et physiques de chaque horizon. En comparant les valeurs des pentes des Éqns 1 et 5, on constate que la plus forte pente a été obtenue dans la couche 0-20 cm. Ce résultat semble démontrer l'importance relative de la baisse d'affinité du P avec le sol de surface à mesure qu'on augmentait la dose de LP parce que de moins en moins des sites actifs d'adsorption devenaient disponibles. Cette particularité observée peut aussi s'expliquer par les contenus en oxydes de Fe, Al et Mn relativement faibles (annexe C. 6.2) et le degré de saturation en P (P_{ox}) relativement élevé dans cette couche de sol (annexe C.6.3).

Tableau 6.1

Équations de régression linéaire simple de l'indice de Bache et Williams (Y) sur les doses d'applications de lisier de porc (X_1)† dans les horizons 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 et 80-100 cm d'un loam limoneux Le Bras pendant 14 ans

Profondeur (cm)	Coefficients de régression†		n =4	Éqn°.
	b_0 ††	b_1	r^2	
0-20	-0.69	1972	0.965	1
20-40	-0.107	2386	0.871	2
40-60	-0.45	1655	0.917	3
60-80	-0.28	1474	0.712	4
80-100	-0.14	1426	0.561	5

†La contribution de la variable indépendante est significative dans tous les cas au seuil $p \leq 0.05$;

†† b_0 et b_1 sont des constantes dans la régression linéaire $Y(X_1) = b_1 + b_0 X_1$ où $Y = P_{siw}$ (indice d'adsorption de Bache et Williams, 1971) et $X_1 =$ lisier de porc (LP).

Le tableau 6.2 montre par ailleurs l'existence d'une forte corrélation entre le P_{ox} , le carbone organique, les fractions labiles de P, le pH et le Fe_{ox} , Al_{ox} et le Mn_{ox} au niveau de certains horizons du sol. Ces relations suggèrent que le P_{ox} est une forme de P fortement liée aux oxydes amorphes du sol qui peuvent, en combinaison avec d'autres facteurs contrôler la disponibilité des

fractions labiles de P dans le sol et par conséquent l'indice d'adsorption du P.

L'analyse des contrastes des effets d'application des doses de lisier de porc sur l'indice d'adsorption de P de Bache et Williams (1971) sur le pH, les oxydes de Fe, Al et Mn ainsi que le coefficient d'adsorption représentant l'énergie de liaison du P avec le sol sont présentés au tableau 6.3. Les effets de lisier de porc sur le P_{Siw} sont linéaires, quadratiques et cubiques ($p \leq 0.01$). Les résultats ont également indiqué que les propriétés chimiques et physiques des couches du sol peuvent avoir une influence sur la capacité d'adsorption du phosphore.

Tableau 6.2

Matrice des coefficients de corrélation (r) de Pearson entre le P_{ox}, le P_i-Mehlich3 (P-M3), les fractions extrêmement labiles (P_i-résine, le P-NaHCO₃ et P_o-NaOH), le C organique, le pH et les oxydes amorphes de Fe, Al et Mn (Fe_{ox}, Al_{ox}, Mn_{ox}) obtenue dans un loam limoneux ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc.

Variable indépendante	variable dépendante	Horizons (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
C organique	P _{ox}	0.966**	0.890**	0.880**	NS	NS
	P-M3	0.985**	0.510**	0.490**	0.830**	NS
	P _i -résine	0.926**	0.991**	0.901**	0.959**	0.979**
	P-NaHCO ₃	0.824**	0.920**	0.951**	0.966**	0.857**
	P _o -NaOH	0.905**	0.919**	0.911**	0.998**	0.969**
pH	P _{ox}	NS	0.761**	NS	NS	NS
	P-M3	NS	0.600**	NS	NS	NS
	P _i -résine	NS	NS	NS	NS	NS
	P-NaHCO ₃	NS	0.943**	0.959**	0.855**	0.975**
	P _o -NaOH	NS	NS	NS	NS	NS
Fe _{ox}	P _{ox}	0.943**	0.859**	0.960**	NS	NS
	P-M3	0.956**	0.891**	0.876**	NS	NS
	P _i -résine	0.848**	0.982**	0.991**	0.989**	0.943**
	P-NaHCO ₃	0.914**	0.814**	0.205*	NS	NS
	P _o -NaOH	NS	NS	0.270*	0.562**	0.550**
Al _{ox}	P _{ox}	0.952**	0.972**	0.917**	NS	0.947**
	P-M3	0.976**	0.919*	0.465*	0.549**	0.771**
	P _i -résine	0.758**	0.498*	0.270*	0.833**	0.842**
	P-NaHCO ₃	0.934**	0.816**	0.674**	NS	NS
	P _o -NaOH	NS	0.250*	0.730**	0.429**	0.445**
Mn _{ox}	P _{ox}	0.918**	0.925**	0.885**	NS	0.916**
	P-M3	0.937**	0.881**	0.751**	0.560**	0.850**
	P _i -résine	0.765**	0.584**	0.494**	0.705**	0.848
	P-NaHCO ₃	0.934**	0.905**	0.552**	0.217*	NS
	P _o -NaOH	NS	0.240*	0.914**	0.405**	0.473**
Al _{ox} + Fe _{ox}	P _{ox}	0.894**	0.828**	NS	0.603**	0.929**
	P-M3	0.919**	0.866**	NS	0.797**	0.77488
	P _i -résine	0.689**	0.746**	0.242*	0.511**	0.927**
	P-NaHCO ₃	0.919**	0.837**	NS	0.205*	0. NS
	P _o -NaOH	NS	NS	0.320*	0.583**	0.546**

NS; *, **, Non significatif; Significatif au P ≤ 0.05 et P ≤ 0.01, respectivement

Tableau 6.3

Analyse de la variance et des contrastes (F) de quelques propriétés du sol, de l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971) ainsi que de l'énergie de liaison (K_d) en fonction des effets combinés de dose de lisier de porc et de la profondeur suite à 14 applications annuelles du lisier de porc

Source de variation	Degré de liberté	pH	Carbone organique	Feox	Alox	Mnox	Pox	Psiw	Kd
Effets principaux									
Lisier de porc	4	4*	84*	253**	849**	320**	1543**	699**	287**
Dose (D)	1	NS	3688**	634**	2067**	1519**	876**	1062**	NS
D Linéaire	1	NS	3126**	481**	1036**	NS	686**	NS	NS
D Quadratique	1	NS	6074**	1172**	155**	91**	23*	166**	NS
D Cubique	1	NS							
Erreur	75								
Horizons (H)									
H Linéaire	1	38*	3021**	318**	3763**	607**	664**	992**	992**
H Quadratique	1	6*	10023**	1113	13704**	2305**	1323**	3330**	NS
H Cubique	1	122**	1109**	NS	56*	112**	985**	322**	NS**
DxH	1	8*	268**	61*	1289**	6*	335**	303**	NS**
Erreur	16	NS	15*	28*	107**	NS	137**	137**	51*
Erreur	75								

NS= non significatif *, ** significatif au seuil de $p \leq 0.05$ et $p \leq 0.01$ respectivement.

Les valeurs calculées de P_{siw} pour les différentes couches du loam limoneux Le Bras sont dans le même ordre de grandeur que celles trouvées par Mozaffari et Sims (1994). Par contre des valeurs relativement plus faibles ont été trouvées par Laverdière et Karam (1984) et Tsadilas *et al.* (1996). Les résultats obtenus ont décrit la réaction des différentes couches de sol et ont semblé indiquer que l'accumulation initiale du phosphore en surface suite à des applications répétées de LP et un mouvement de P-M3 vers les couches profondes ont limité la capacité de fixation de quantités additionnelles de phosphore dans les différents horizons. L'accumulation du P dans les horizons de surface peut accroître le potentiel du P soluble et du P particulaire et accélérer leur transport à travers les eaux de ruissellement (Sharpley *et al.*, 1984). Les travaux antérieurs ont montré que les courbes d'adsorption peuvent être non seulement déplacées en cas de saturation des sites mais les pentes peuvent aussi être réduites avec pour conséquence la baisse de la capacité tampon du sol par rapport au phosphate (Ryden *et al.*, 1981; Sharpley *et al.*, 1990; Vivekanandan et Fixen, 1990).

Les résultats obtenus dans la présente étude n'ont pas permis de calculer l'adsorption maximum pour l'horizon 0-20 cm. Les isothermes calculés de Langmuir (figure 6.2) n'ont pas présenté des droites mais ont plutôt décrit une fonction curvilinéaire avec les différentes doses de lisier de porc. Cependant, bien qu'empirique, le modèle de Langmuir apporte ici une information utile en ce qui concerne la sensibilité des sols étudiés vis-à-vis du P. La déviation des droites explique la sensibilité du modèle de Langmuir aux fortes doses de P ajoutées au sol (figure 6.2). Par contre le Modèle de Freundlich bien qu'également empirique a été moins sensible car la déviation (figure 6.3) des droites a été obtenue avec les fortes doses de 90 et 120 m³ LP ha⁻¹ et non avec les doses faible et moyenne. La nécessité d'introduire un nouveau terme (P_{OX} par exemple) dans certaines équations d'adsorption comme celles de Freundlich ou de Bache et Williams (1971) s'impose dans une perspective environnementale d'une recherche intégrée en ce qui a trait à la capacité maximale d'un sol à retenir du phosphore de source organique notamment en régime de culture intensive.

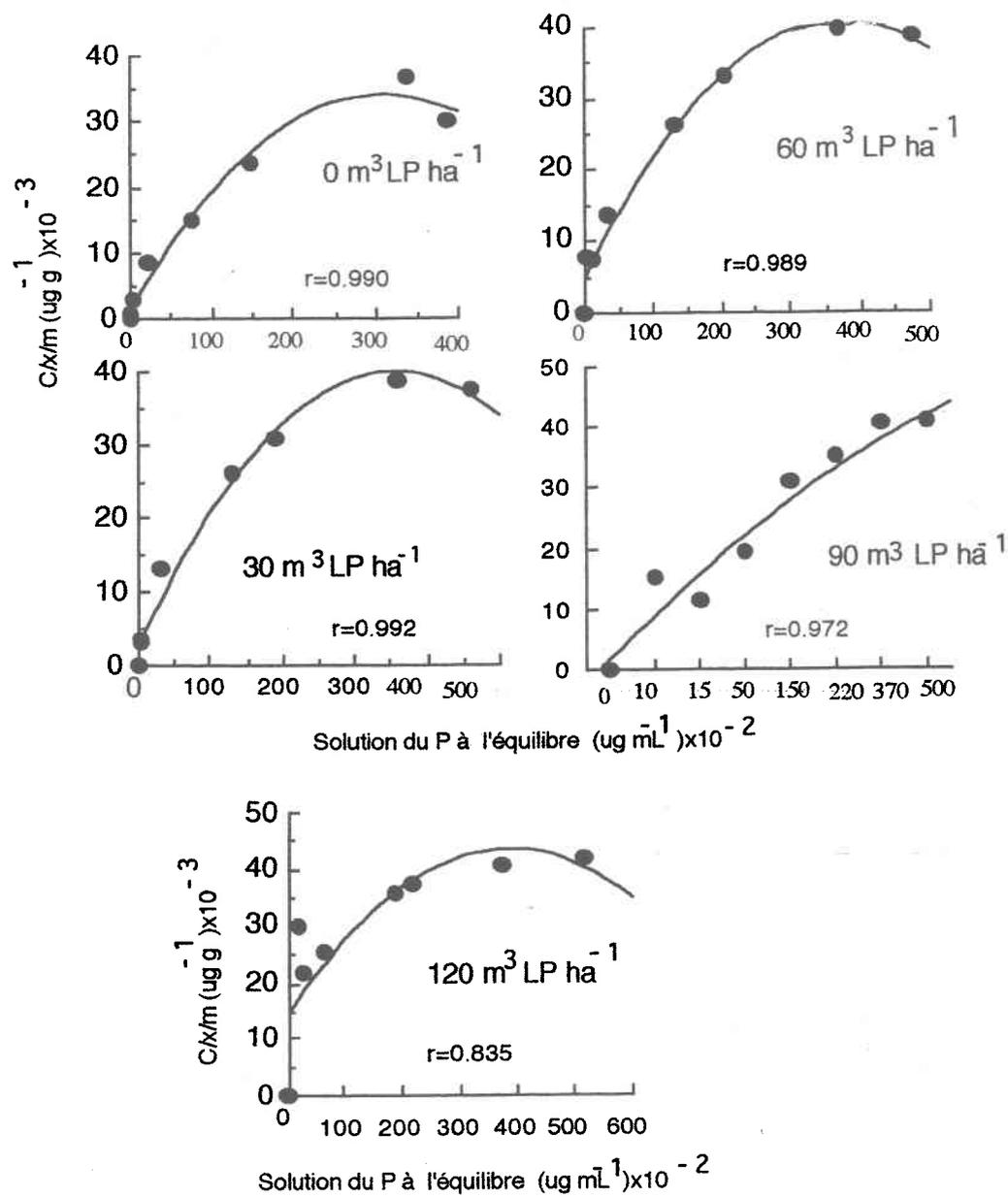


Figure 6.2 : Isotherme d'adsorption de Langmuir obtenu dans un loam limoneux
Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)

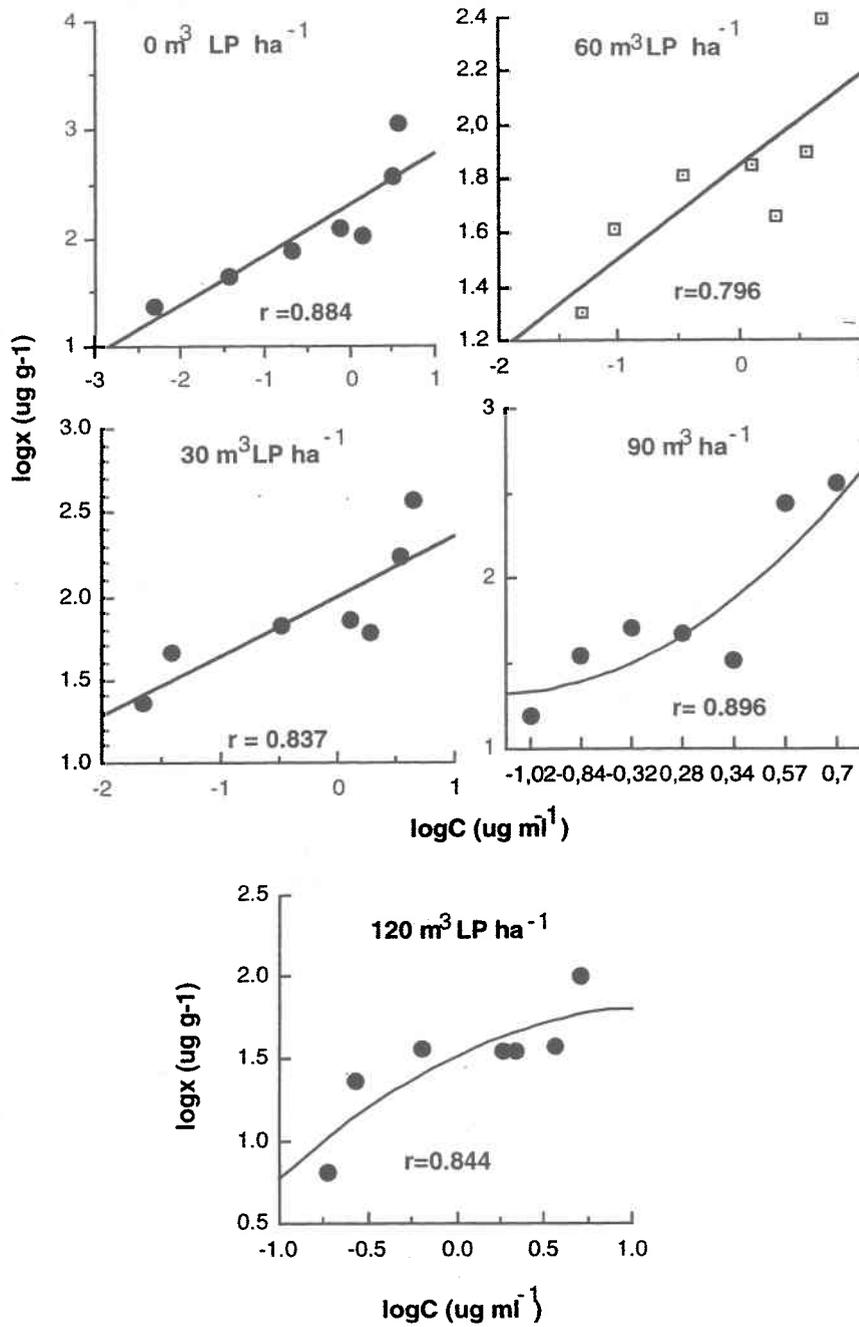


Figure 6.3 Isotherme de Freundlich obtenu dans un loam limoneux
Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc (LP)

6.1.5 EFFETS DE LISIER DE PORC SUR LE NIVEAU DE SATURATION EN P (DP_s) ET BILAN DE CHARGE EN P LABILE DU SOL

6.1.5.1 Degré de saturation en phosphore du sol

Les valeurs du DP_s au niveau des différentes couches du sol sont de l'ordre de 18-39%, 13-23%, 14-23%, 20-24% et 21-24%, dans les couches 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 et 80-100 cm respectivement (annexe C.6.3). Les valeurs les plus élevées ont été obtenues avec les doses de 90 et 120 $m^3 ha^{-1}$ dans la couche 0-20 cm seulement. Elles ont peu varié avec les doses de lisier de porc dans les autres couches. Ceci signifierait que l'indice de saturation en phosphore d'un profil de sol ne dépend pas seulement de la quantité de P ajoutée mais de la quantité de P originellement présente dans la phase solide du sol et du nombre de sites inoccupés. Les résultats concordent avec ceux d'autres auteurs (Van Der Zee *et al.*, 1987); Breeuswama et Silva, 1992); Yuan et Les Lavkulich, 1995; Sharpley *et al.*, 1996) qui ont trouvé des valeurs critiques de 25, 25, 23 et 25%. Les valeurs moyennes calculées dans le cas de notre étude pour chaque horizon étaient: 28, 18, 18, 22 et 22. Selon van Der Zee (1987) et Breeuswama et Silva (1992), un sol est considéré saturé en P lorsque plus de 25 % de sa capacité d'adsorption a été atteinte. Il s'agit de valeurs limite de saturation du P au-delà desquelles le mouvement du P dans un sol donné devient critique du point de vue environnemental (Van Der Zee *et al.*, 1987; Sims et Wolf 1994).

La figure A.6.4 indique le point de saturation (DP_s) limite en P qu'on peut appeler point de saturation du P dans la solution à l'équilibre, c'est-à-dire la dose à laquelle il n'y aurait eu ni désorption, ni adsorption du phosphore dans le sol. Il s'agit du point A de coordonnées (x, y) = (28, 0): La valeur 28% (DP_s) correspond à la dose de 60 $m^3 LP ha^{-1}$ (annexe C.6.3). La figure B. 6.4 décrit également une relation linéaire positive entre les valeurs de la concentration du P dans la solution à l'équilibre et les doses croissantes de lisier de porc dans la couche de surface (0-20 cm). Ce point d'équilibre nommé B a pour coordonnées (x, y) = (60, 0). C'est le point où l'on s'attendrait à obtenir un équilibre d'échange dynamique du P entre la phase solide et la phase liquide du sol après l'application de la dose de 60 $m^3 LP ha^{-1}$. Ce point peut aussi traduire la capacité-tampon de la solution du sol qui s'opposerait momentanément à toute variation de sa

concentration en P. Toutefois, lorsqu'on prend par exemple la valeur de 0.02 ppm comme facteur intensité dans la solution du sol, on obtient à partir de l'équation ci-dessous (figure A. 6.4), un degré de saturation égal à 28.45 %. Cette valeur semble indiquer un léger déséquilibre entre l'adsorption et la désorption; ce qui permet à la solution du sol d'être réapprovisionnée en P et d'assurer la croissance de la plante. En résumé on voit sur l'ensemble de la figure 6.4 que la CEP a augmenté proportionnellement avec le degré de saturation en P du sol et la dose de lisier de porc appliquée. Inversement, lorsque tendent vers zéro les DP et la dose de LP, la CEP aussi tend vers zéro; ce qui entraîne un appauvrissement important en P de la solution du sol.

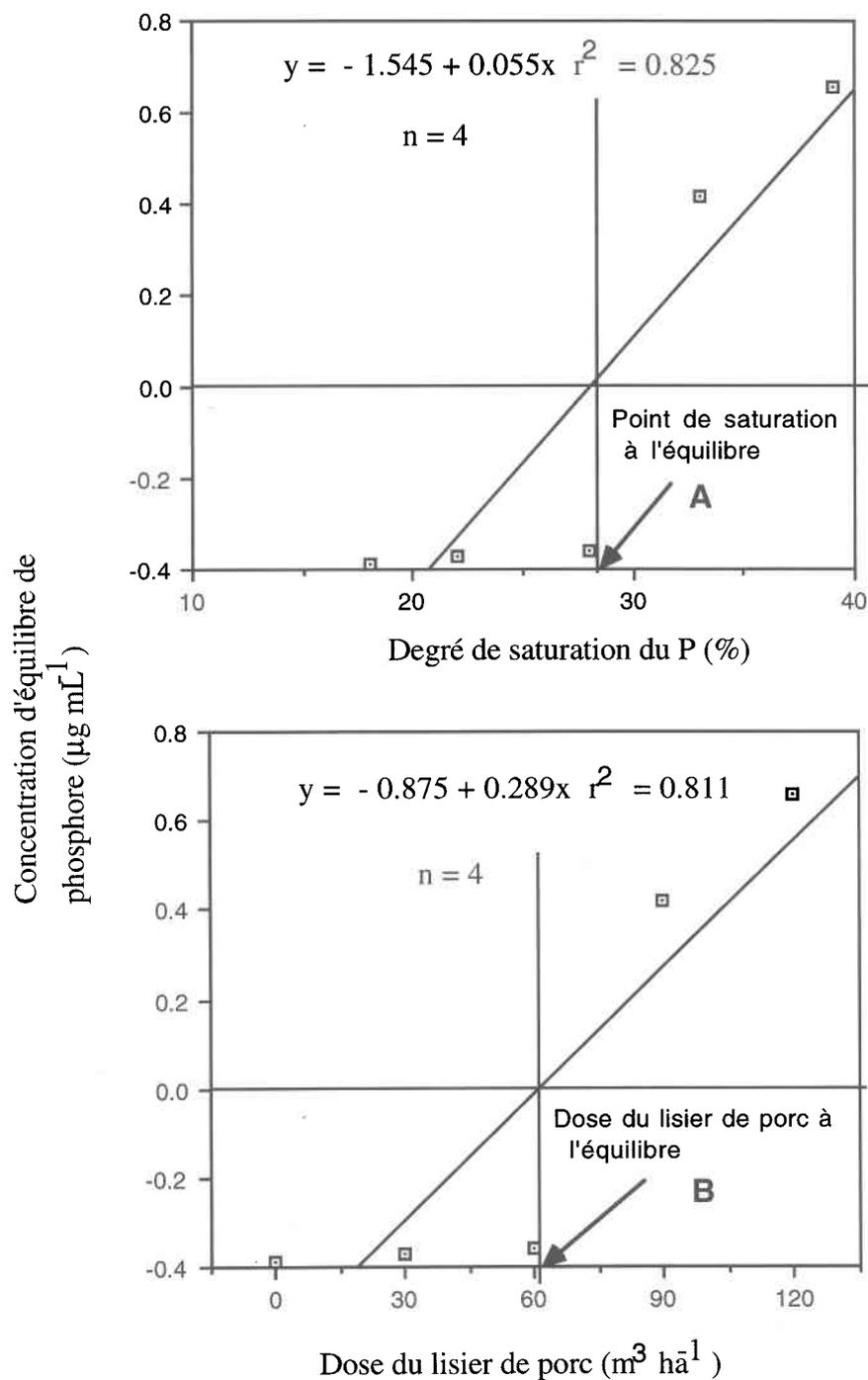


Figure 6.4 Relation entre la concentration d'équilibre de phosphore et le degré de saturation en phosphore (A) et la dose de lisier de porc (B) dans 0-20 cm

De plus, la figure 6.5 indique des relations possibles existant entre le degré de saturation en P (DP_S), la concentration du P dans la solution à l'équilibre (CEP), les indices d'adsorption de P (P_{siw}), et la capacité totale d'adsorption de P (P_{sc}) comme indices environnementaux de suivi des

niveaux de P dans le sol. L'observation des figures A.6.5 et C.6.5 montrent respectivement des relations inverses entre la CEP, le DP_S et l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971). Par contre les figures B.6.5 et D.6.5 montrent que la CEP et le DP_S augmentent à mesure que la capacité totale d'adsorption du P augmente. La CEP et le DP_S sont deux paramètres d'adsorption fortement corrélés (Yuan et Les Lavkulich, 1995). La CEP peut donc décrire le potentiel d'un sol à retenir ou à relâcher du P une fois mis en contact avec les eaux naturelles. Donc, si la CEP du sol excède les concentrations d'équilibre au niveau d'un estuaire ou d'un lac, par exemple dans un bassin versant (0.01 à 0.1 mg P L^{-1}), le sol devrait avoir tendance à désorber du P dans l'eau et accroître le potentiel d'eutrophisation (White et Beckett, 1964; Mason, 1994). La figure 6.6 indiqu'à un moment donné la capacité d'adsorption totale du P a commencé à diminuer à mesure que l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971) augmentait dans la couche 0-20 cm en fonction des doses de lisier de porc montrant une certaine couverture des sites d'adsorption. Ce résultat indique aussi que la capacité d'adsorption d'un horizon de sol dépend de l'énergie de liaison entre les ions phosphoriques et la phase solide du sol. Cette énergie de liaison est contrôlée par les oxydes d' Al_{OX} et de Fe_{OX} amorphes dans les sols acides (van Der Zee et al., 1987) .

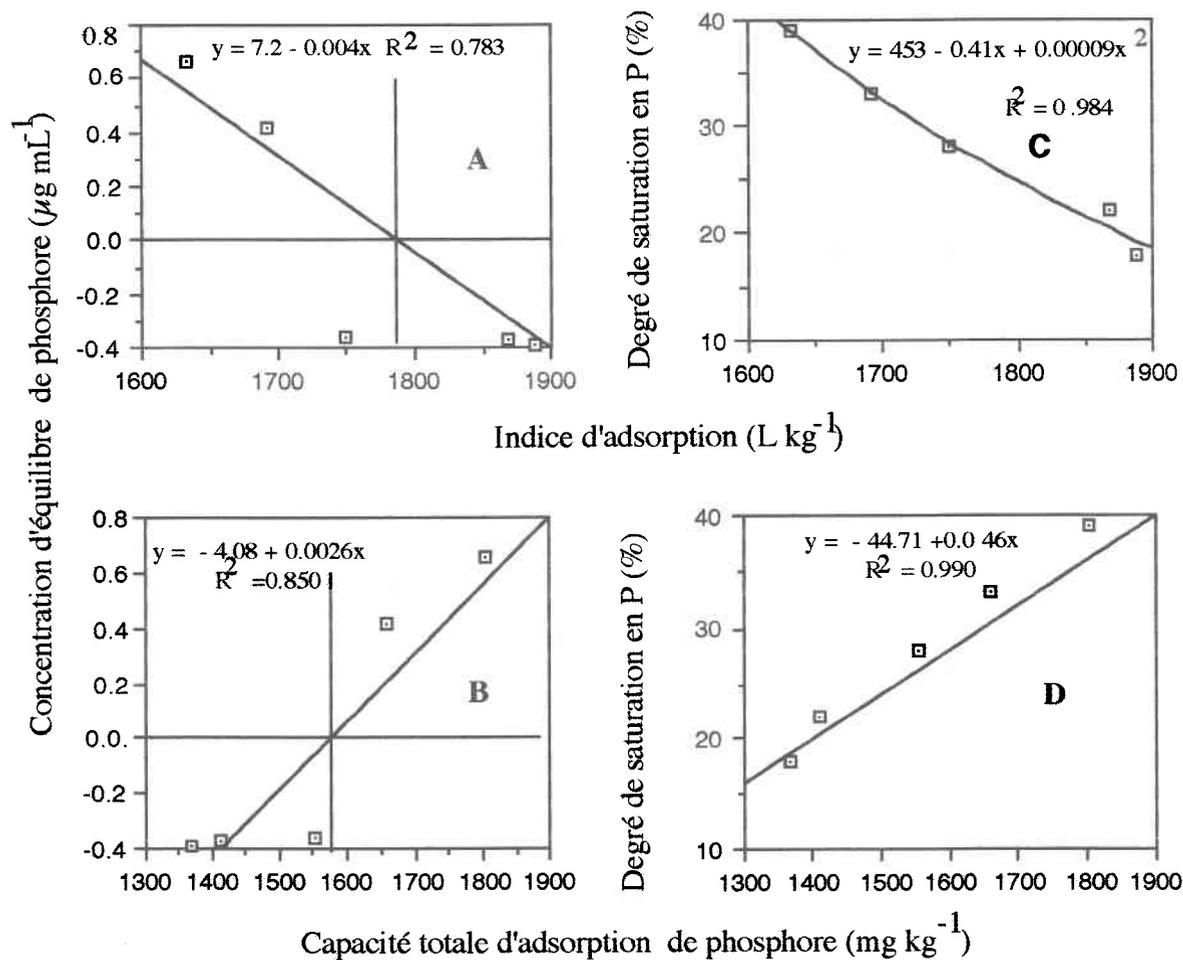


Figure 6.5 Relation entre la concentration d'équilibre de phosphore (P) et l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971) (A) et la capacité totale d'adsorption de P (B), entre le degré de saturation en P et l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971) (C), entre le degré de saturation en P et la capacité totale d'adsorption de P (D) dans un loam limoneux Le Bras (0-20 cm) ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc

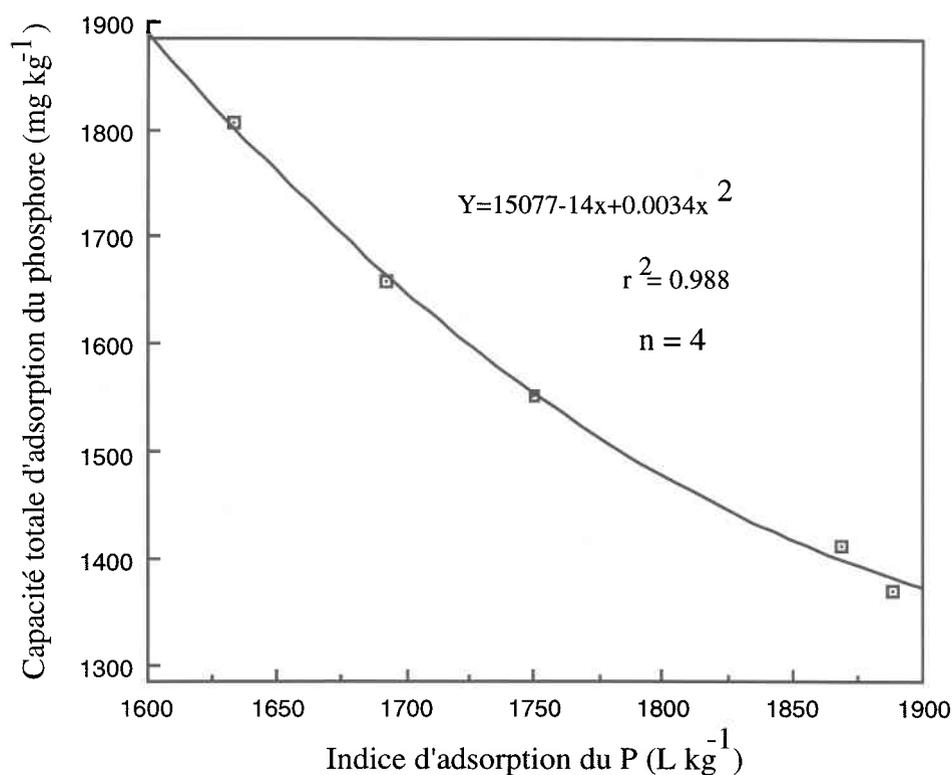


Figure 6.6 Relation entre la capacité totale d'adsorption de P et l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971) dans un loam limoneux Le Bras (0-20 cm) ayant reçu des doses de lisier pendant 14 ans

On sait par ailleurs qu'il existe une corrélation entre la capacité d'adsorption d'un sol et le contenu en Al et Fe (Borggaard *et al.* 1990). Cette relation peut être exprimée par l'équation suivante.

$$P_{sc} = \beta(Alox + Feox + Mnox) \quad \text{Éqn. (6.1)}$$

où β est une constante dépendante des conditions expérimentales de l'étude d'adsorption du P (Freese *et al.*, 1992). Après l'épandage des engrais de ferme sur les sols, les formes de phosphore solubles et solides sont transformées en phosphates d'Al, Fe ou en complexes phospho-ferromanganiques (Yuan et Les Lavkulich, 1994). La capacité d'adsorption du sol pourrait baisser si des applications continues de P excèdent les besoins des récoltes. Dans ces conditions la concentration du phosphore dans les eaux souterraines peut excéder la limite critique de 0.1 mg l^{-1} (Yuan et Les Lavkulich, 1995). Dans un sol typiquement acide, le pourcentage des sites occupés par rapport à la capacité d'adsorption correspondrait à l'équation:

$$DPS = \frac{P_{ox}}{(Al + Fe + Mn)} \times 100 \quad \text{Éqn. (6.2)}$$

Toutefois pour des raisons de commodité et d'économie de temps, l'expression suivante serait préférable:

$$DPS = \frac{P_{ox}}{X_m + P_{ox}} \times 100 \quad \text{Éqn. (6.3)}$$

6.1.5.2 Bilan de charge et de perte du phosphore

Les résultats de calculs ont montré que l'accumulation de P en ce qui concerne les trois formes de phosphore (P-M3, P_i-NaHCO₃ et P_i-résine), a atteint des niveaux excessifs avec l'application des fortes doses de 90 et 120 m³ LP ha⁻¹ (tableau 6.4). Les valeurs de l'IMP ont varié en fonction de la dose de LP et selon la méthode d'extraction du P disponible. Des valeurs de 68%, 35% et 59 % ont été respectivement par exemple obtenues pour la dose de 120 m³ ha⁻¹; ce qui correspond à des accroissements annuels respectifs de 58.6, 17.6 et 45.7 kg P₂O₅ ha⁻¹ (tableau 6.4). Quant à l'IPG (indice représentant les pertes globales de P), il convient de préciser en quoi pourrait constituer ces pertes. Il s'agirait de la part du P contenu dans le LP mais peut-être fortement adsorbé ou précipité par les colloïdes du sol. Cette quantité de P non disponible ajoutée au processus d'infiltration de P favorisé en partie par le réseau des fentes de retrait observées durant la période estivale et aux quantités de P perdues par pertes par ruissellement, le tout pourrait former l'IPG. Essayons d'isoler un instant la quantité de P fixée par le sol donc non immédiatement disponible à la plante. On sait que le sol retient généralement 50-90% de phosphates appliqués en provenance des déchets liquides ou des engrais commerciaux (Bouwer et Chaney, 1974; Loehr *et al.* 1978; Mozaffari et Sims, 1994). Les résultats de la présente étude ont été dans le même ordre de grandeur que ceux de ces auteurs. Considérons une moyenne de 70% pour la quantité de P fixé. Les pertes moyennes annuelles qui représenteraient l'ensemble des pertes potentielles par infiltration, écoulement de surface et peut-être par le phénomène de consommation de luxe chez la plante sont présentées sur la figure 6.7

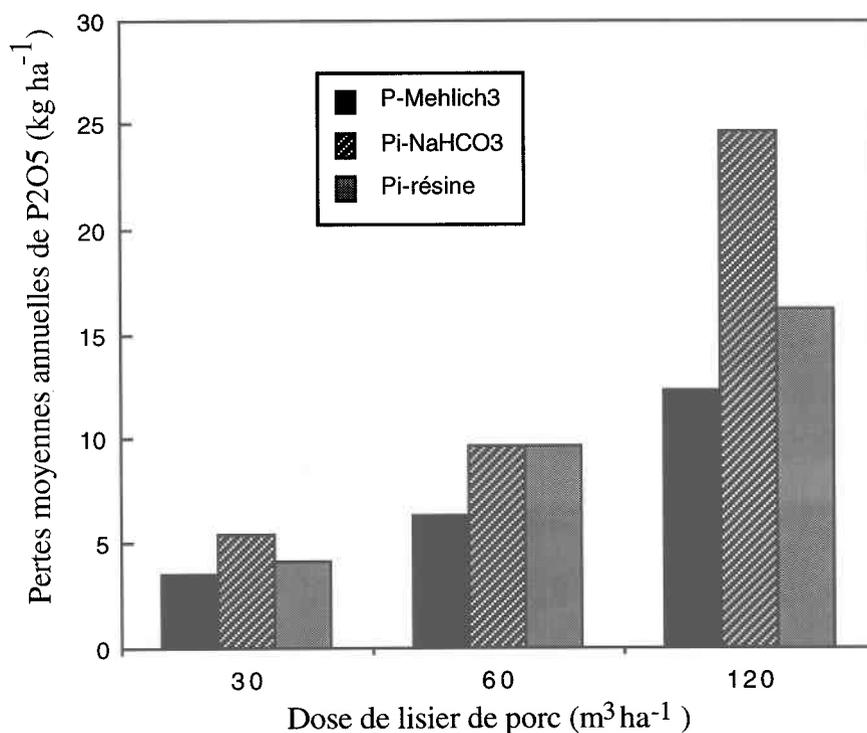


Figure 6.7 Pertes en P₂O₅ par infiltration et écoulement de surface dans loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc pendant 14 ans

en tenant compte de la plus faible dose (30), de la dose moyenne (60) et de la plus forte dose (120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc appliquées. Les pertes enregistrées pour le P-M3, P_i-NaHCO₃ et P_i-résine ont varié de 3 à 5 kg P₂O₅ ha⁻¹an⁻¹ (figure 6.7) pour la dose de 30 m³ LP ha⁻¹, de 6.3 à 9.6 kg P₂O₅ ha⁻¹an⁻¹ pour la dose 60 m³ ha⁻¹ tandis qu'elles ont été de 12 à 25 kg P₂O₅ ha⁻¹an⁻¹ pour la dose 120 m³ LP ha⁻¹. Ces pertes potentielles exprimées après avoir estimé les pertes attribuables au phénomène d'adsorption, sont proportionnelles aux valeurs du degré de saturation en P (DP_S) du sol (tableau 6.4). Rappelons-le, ces valeurs étaient de 18, 28 et 39 % et correspondaient aux doses de 30, 60 et 120 m³ ha⁻¹.

Tableau 6.4

Teneurs en P des sols et bilan de masse de P-Mehlich 3 et de deux formes de P labile (P_i-NaHCO₃ et P_i-résine) dans un loam limoneux (0-20 cm) Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc.

Dose de LP (m ³ ha ⁻¹)	Quantité totale de P appliquée après 14 ans (0-20 cm) QTPa	Teneurs en P ₂ O ₅ du sol après 14 ans kg ha ⁻¹ QP ₁₄	Quantité de P ₂ O ₅ accumulée dans le sol après 14 ans kg ha ⁻¹ QPa	Accroissement annuel de P ₂ O ₅ kg ha ⁻¹	Quantité de P ₂ O ₅ prélevée par les récoltes kg ha ⁻¹ QPp	P ₂ O ₅ total ‡ accumulé sous forme d'engrais kg ha ⁻¹ QPe	Indice de minimisation du potentiel de pollution IMP %	Indice d'identification des pertes globales †† pour la plante IPG %	Perte globale moyenne annuelle kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ PGMa
0	0	P-MB P _i -CO ₃ P _i r	P-M3 P _i -CO ₃ P _i -rés	P-M3 P _i -CO ₃ P _i -rés	P-M3 P _i -CO ₃ P _i -rés	P-M3 P _i -CO ₃ P _i -rés	P-M3 P _i -CO ₃ P _i -rés	P-M3 P _i -CO ₃ P _i -rés	P-M3 P _i -CO ₃ P _i -rés
30	195	164 626 262	154 72 128	11 5.1 9.1	121	419 337 393	94 76 88	24 12	13 8
60	390	318 698 390	174 179 175	23.4 12.3 13	265	702 548 553	61 62 21	39 38	24 24
90	585	492 800 441	328 174 179	27.5 15.7 20.1	374	774 609 671	58 45 50	55 50	48 48
120	780	549 846 544	385 220 282	58.6 17.6 45.7	389	1236 661 1055	69 37 59	63 41	52 80
		872 902 821	246 640		415				

†P x 2.29 = P₂O₅; †† mg kg⁻¹ x 2.24 = kg ha⁻¹; †††IMP = (QPa + QPp) x 100;

‡QPa + QPp

6.1.6 PRÉDICTION DE LA CAPACITÉ TOTALE D'ADSORPTION ET INDICES D'ADSORPTION TOTALE DU PHOSPHORE DANS LE SOL

6.1.6.1 CAPACITÉ TOTALE D'ADSORPTION DE PHOSPHORE

Les résultats d'analyse de variance des effets des doses de lisier de porc sur les différents modes d'expression de la capacité totale d'adsorption du P (P_{sc}) et des indices d'adsorption totale du P ($P_{t_{siw}}$), sont présentés au tableau 6.5. Des effets linéaire, quadratique et cubique ainsi que l'effet d'interaction dose x horizon ont été observés sur ces deux paramètres d'adsorption (tableau 6.5). La capacité totale d'adsorption du P (P_{sc}) et l'indice d'adsorption totale du P ($P_{t_{siw}}$) dans la couche 0-20 cm sont fortement corrélés avec le Fe_{OX} , l' Al_{OX} , le Mn_{OX} et les sommes $Al_{OX}+Fe_{OX}$ et $Al_{OX}+Fe_{OX}+Mn_{OX}$ (tableau 6.6). C'est pour des raisons de commodité de présentation, qu'il a été fait seulement mention des coefficients établis pour la couche 0-20 cm (tableau 6.6). Les équations d'analyse multivariée décrivant les facteurs qui ont le mieux prédit les processus d'adsorption-désorption de P seront aussi présentées pour la couche 0-20 cm (tableau 6.7). L'examen des équations de régression étape par étape a donc révélé la propriété du sol qui a prédit le mieux la capacité totale d'adsorption du P (tableau 6.7)

Tableau 6.5

Analyse des contrastes (F) pour l'indice d'adsorption de P de Bache et Williams (1971) et l'indice de capacité totale d'adsorption du P calculé à partir du P originellement adsorbé ou in présent dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc

Source de variation	dl	$\frac{xm}{\log C}$	$\frac{xm + P - M3}{\log C}$	$\frac{xm + Pox}{\log C}$	$\frac{xm + Pi - NaHCO3}{\log C}$	$\frac{xm + Pt - NaHCO3}{\log C}$	$\frac{xm + NaOH - Po}{\log C}$	$\frac{xm + Pi - ré sine}{\log C}$
Traitement (T)	4	46*	69*	8*	44*	47*	43*	44**
Horizon (H)	4	370**	540**	767**	480**	455**	903**	681**
H Linéaire		1062**	1702**	275**	1615**	1503**	2383**	2196**
H Quadratique		NS	NS	38*	4*	NS	7*	NS
H Cubique		303**	375**	248**	207**	191**	1018**	420**
$\Gamma \times H$	16	6*	4*	7*	3*	3*	6*	4
Erreur	75							

NS; non significatif, *; **, Significatif au seuil de $P \leq 0.05$ et $P \leq 0.01$ respectivement.

Tableau 6.6

Matrice des coefficients de corrélation (r) de Pearson entre l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971)(P_{siw}), la capacité totale d'adsorption du P (P_{sc}) et quelques propriétés chimiques d'un loam limoneux Le Bras (0-20 cm) ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 $m^3 ha^{-1}$) de lisier de porc

variable	P_{siw}^\dagger	Al_{ox}	Fe_{ox}	Mn_{ox}	$Al_{ox}+Fe_{ox}$	S_{ox}	P_{ox}	P_{sc}	Ca-M3	Mg-M3	K-M3
P_{siw}	1.00										
Al_{ox}	-0.65*	1.00									
Fe_{ox}	-0.82**	0.92**	1.00								
Mn_{ox}	-0.81**	0.82**	0.97**	1.00							
$Al_{ox}+Fe_{ox}$	-0.81**	0.93**	0.99**	0.96**	1.00						
S_{ox}^\ddagger	-0.81**	0.93*	0.99**	0.97**	0.99**	1.00					
P_{ox}^\ddagger	-0.91**	0.84**	0.95**	0.95**	0.95**	0.94**	1.00				
P_{sc}	-0.88**	0.85**	0.95**	0.96**	0.95**	0.95**	0.99**	1.00			
Ca-M3 ‡‡‡	-0.68**	0.63**	0.71*	0.71*	0.72**	0.72**	0.91**	0.67*	1.00		
Mg-M3	-0.80**	0.82**	0.96**	0.97**	0.96**	0.96**	0.68*	0.92**	0.80**	1.00	
K-M3	-0.80**	0.86**	0.96**	0.96**	0.95**	0.96**	0.91**	0.91**	0.95**	0.95**	1.00

*, **, Significatif au seuil de $P \leq 0.05$ et $P \leq 0.05$ respectivement.

† Indice d'adsorption, ‡ Somme de $Al_{ox}+Fe_{ox}+Mn_{ox}$, ‡‡ Al, Fe, Mn et P extractible à l'oxalate, ‡‡‡ M3-Ca, Mg et K = Mehlich-3 extractible, Ca, Mg et K.

Tableau 6.7

Équations de régression étape par étape de l'indice d'adsorption (P_{siw}) de Bache et Williams (1971), de la capacité totale d'adsorption de P (P_{sc}), de l'indice de capacité totale d'adsorption de P (P_{tsiw}) sur quelques propriétés chimiques et physiques dans un loam limoneux Le Bras (0-20 cm) ayant reçu des doses croissantes de LP (0, 30, 60, 90 et 120 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$).

Horizons (cm)	Equations [†]	R ²	$\Delta R^2 \times 100$	E.S. ^{††}	Valeur de F	Eqn°
0-20	$P_{\text{siw}} = 344 - 1.024 \text{NaHCO}_3$	0.754		0.138	55***	1
			2.64			
	$= 320 + 2.775 \text{Mn}_{\text{ox}} - 0.699 \text{NaHCO}_3$	0.780		3.182	89***	2
P_{sc} (P-M ₃)	$= 377 - 0.854 \text{NaHCO}_3$	0.805		0.991	74***	3
			8.00			
	$= 537 - 0.492 P_{\text{ox}} + 0.655 \text{NaHCO}_3$	0.885		0.714	83***	4
			3.80			
	$= 247 - 4 \text{Fe}_{\text{ox}} + 0.2 P_{\text{ox}} + 1.681 \text{NaHCO}_3$	0.923		2.453	123**	5
$\pm P_{\text{siw}}^t$ (P_{ox})	$= 343 + 0.437 P_{\text{i-résine}}$	0.499		0.103	17***	6
			10.20			
	$= 485 + 1.01 P_{\text{i-résine}} + 7 \text{CO}_{\pm\pm}$	0.601		2.360	54*	7
			26.30			
	$= 564 + 2.35 P_{\text{i-résine}} - 16 \text{CO} + 43 (\text{Alox} + \text{Fe}_{\text{ox}})$	0.964		3.275	245***	8

[†] Les variables qui apparaissent dans les équations de régression sont données selon la procédure étape par étape. Une nouvelle variable est introduite à condition que l'accroissement de la variance expliquée soit significative au seuil $P < 0.05$, ^{††} P_{tsiw} = Indice de capacité totale d'adsorption calculé à partir du P extrait à l'oxalate, du P-Mehlich3 et des fractions labiles de P; E.S. = ^{††} Erreur standard; $\pm\pm$ CO = C organique

dans les couches du sol et cette propriété semble dépendre de la forme de phosphore introduite dans l'équation de Bache et Williams (1971). Pour la P_{sc} établie à partir du P-Mehlich3, du P_i - $NaHCO_3$ et du P_i -résine par exemple on a comme meilleures propriétés prédictives la somme des oxydes d'Al, Fe et Mn ($AlO_x + FeO_x$) et le carbone organique (C_O) respectivement. L'importance des oxydes amorphes de Fe et Al dans le phénomène d'adsorption du P dans le sol, a été démontrée par les équations de prédiction. Il s'agit d'équations intégrant des variables facilement mesurables. Ces équations ont une bonne valeur de prédiction des caractéristiques d'adsorption du P dans les sols amendés avec de lisier de porc. Des équations similaires ont été établies par d'autres auteurs (Brennan *et al.*, 1994; Freese *et al.* 1992).

6.1.6.2 INDICES D'ADSORPTION TOTALE DE PHOSPHORE

À partir des résultats obtenus (annexes. C.6.1 et C.6.2) et s'appuyant sur les modèles de Bache et Williams (1971), de van Der Zee *et al.* (1987) et de Yuan et Les Lavkulich (1994) on a proposé un indice d'évaluation rapide de la capacité totale d'adsorption de P dans les sols acides fortement ou longtemps fertilisés avec des engrais de ferme. On a donc obtenu l'équation suivante:

$$\frac{x_m + P_{ox}}{\log C} = \beta \frac{(Fe_{ox} + Al_{ox} + Mn_{ox})}{\log C} \quad \text{Éqn. (6.6)}$$

ou β est une constante de chaque type de sol ou des sols d'un ensemble de régions. C'est une caractéristique qui doit être déterminée expérimentalement avec la procédure de van Der Zee *et al.* (1987). Les résultats montrent que les valeurs de β ont varié (0.388 à 0.709) avec la dose de lisier de porc et avec la profondeur. La valeur moyenne obtenue dans la couche de surface (0-20 cm) a permis d'écrire l'expression suivante:

$$P_{sih} = \frac{0.428 (Fe_{ox} + Al_{ox} + Mn_{ox})}{\log C} \quad \text{Éqn. 6.7}$$

où P_{sih} est le nouvel indice d'adsorption total déterminé dans le cadre du présent de recherche.

6.2 CONCLUSIONS

Les résultats indiquent non seulement qu'il y a eu accumulation et mouvement du phosphore vers les couches profondes des parcelles étudiées. Ce mouvement vertical est observé au-delà de 20-40 cm de profondeur. Les quantités importantes de phosphore labile trouvées dans les différentes couches du sol ont significativement affecté la capacité d'adsorption du P des parcelles après quatorze années d'applications de lisier de porc (LP). Ce résultat s'est traduit par une diminution différentielle de la capacité totale d'adsorption de P ($X_m + P_{ox}$, par exemple), des indices d'adsorption de Bache et Williams (1971) (P_{siw}) en fonction de l'augmentation des doses de LP et en fonction de la profondeur. On constate que le taux d'accroissement c'est-à-dire la pente de la droite de P_{siw} dans les 0-20 cm est plus forte que celle calculée dans les couches 20-40 cm. De plus les isothermes d'adsorption de Freundlich et de Langmuir calculés pour les échantillons de surface (0-20 cm) seulement n'ont pas tous donné des droites mais plutôt des fonctions curvilinéaires suggérant un certain niveau de saturation des sites d'adsorption du P car les valeurs du degré de saturation calculées ont augmenté aussi avec les doses de lisier de porc. Les valeurs des concentrations d'équilibre de P (CEP) ont également augmenté avec la dose de LP. Une courbe de régression de la CEP tracée en fonction de la dose de LP a pu donner une dose qu'on peut appeler dose tampon ou d'équilibre de $60 \text{ m}^3 \text{ LP ha}^{-1}$ dans la couche 0-20 cm soit un apport annuel de $893 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$. Une valeur moyenne de 28 % et de $0.5 \mu\text{g ml}^{-1}$ pour le DP_s et la CEP ont été obtenues respectivement. Ces valeurs dépassent les niveaux critiques de 25 % et $0.1 \mu\text{g ml}^{-1}$ trouvées dans les travaux antérieurs. Une courbe de régression linéaire a montré une corrélation positive ($r^2 = 0.89$) entre ces deux paramètres d'adsorption du P. La capacité totale d'adsorption du P (P_{sc}) et l'indice d'adsorption totale du P ($P_{t_{siw}}$) dans la couche 0-20 cm sont fortement corrélés avec le Fe_{ox} , l' Al_{ox} , le Mn_{ox} et les sommes $Al_{ox} + Fe_{ox}$ et $Al_{ox} + Fe_{ox} + Mn_{ox}$. Dans une perspective de suivi environnemental des sols à risque tels que les sols tributaires des zones de fortes densités animales, d'agriculture intensive ou mieux des sols de bassins versants, un indice d'adsorption totale de P calculé comme suit:

$$\frac{X_m + P_{ox}}{\text{Log}C} = \frac{\beta(Fe_{ox} + Al_{ox} + Mn_{ox})}{\text{Log}C} \text{ prend en compte le P initialement présent.}$$

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

1. SYNTHÈSE ET SITUATION ACTUELLE

Les résultats de cette étude montrent qu'il y a eu non seulement un processus d'accumulation du carbone organique (C_o), de l'azote total (N_t), du P total (P_t) et du P- Mehlich-3 (P-M3) au niveau des horizons de surface et un mouvement vers les couches profondes du sol.

Les rapports C:N et C:P ont augmenté en surface en fonction des doses de lisier appliquées mais ont diminué en profondeur. Aucun accroissement significatif n'a été noté au-delà des 60 cm de profondeur. Ces deux rapports pourraient être considérés comme des indices environnementaux de contrôle du statut de l'azote et du phosphore dans le sol. Dans les conditions d'épandages des engrais organiques liquides, les rapports C:P des substrats peuvent constituer un indicateur de la capacité des sols traités à retenir ou à désorber du phosphore.

Les applications répétées de LP pour la fertilisation du maïs-ensilage sur le sol étudié ont significativement affecté la distribution des formes de P labile ainsi que la somme totale des fractions de P. Cependant, les concentrations des fractions résine- P_i et $NaHCO_3$ - P_i sont en excès par rapport aux niveaux critiques des besoins de production pour le maïs-ensilage dans les sols du Québec en ce qui concerne les fortes doses. Si l'on maintenait les mêmes niveaux d'application de fortes doses, un risque potentiel de dégradation des ressources aquatiques devrait être redouté à la longue, notamment si l'on se plaçait dans l'environnement d'un bassin versant.

Les quantités importantes de phosphore labile trouvées dans les différentes couches du sol ont significativement affecté la capacité d'adsorption du P des parcelles après plusieurs années d'applications de lisier de porc. Ce résultat s'est traduit par une diminution différentielle de la

capacité totale d'adsorption du P et l'indice d'adsorption de Bache et Williams (1971 en fonction de l'augmentation des doses de lisier de porc (LP) et en fonction de la profondeur. On constate toutefois que le P_{siw} dans 0-20 cm de sol était plus petit que la valeur rencontrée dans 20-40 cm. Ce qui fait penser à une valeur relativement petite de l'énergie d'adsorption donc à un mouvement de désorption plus importante dans la couche de surface. Ces indices ont baissé à mesure que la capacité d'adsorption totale du P augmentait et qu'augmentait le degré de saturation du P (DP_s). Les valeurs des concentrations du P dans la solution à l'équilibre (CEP) augmentaient également avec le LP. Une courbe de régression de la CEP tracée en fonction de LP a donné pour une dose d'équilibre de $60 \text{ m}^3 \text{ LP ha}^{-1}$ soit un apport annuel de $893 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$. Une valeur moyenne de 28 % et de $0.5 \mu\text{g ml}^{-1}$ pour le DP_s et la CEP ont été obtenues respectivement. Ces valeurs dépassaient les valeurs critiques de 25 % et $0.1 \mu\text{g ml}^{-1}$ rencontrées dans les travaux antérieurs. Dans une perspective de suivi environnemental des parcelles ou des sols à risque, les paramètres d'adsorption que sont la CEP, le DP_s et le P_{siw} doivent être utilisés et étudiés ainsi que l'établissement d'un bilan de charge à partir du P total et du P disponible à la plante pour les travaux rapides de recherche sur la qualité des sols et de l'eau. Un nouvel indice d'adsorption rapide suivant:

$$P_{sih} = \frac{\beta(\text{Feox} + \text{Alox} + \text{Mnox})}{\log C}$$

calculé en intégrant le P soluble originellement présent ou le P originellement fixé au sol selon l'Éqn. 3.4, doit être validé dans une étude d'évaluation environnementale de la capacité totale de fixation du P dans les sols notamment acides. Notons par exemple qu'il a été possible de fixer les pertes globales potentielles du P par prélèvement, fixation, ruissellement ou infiltration à 10-38 % du P total apporté par le lisier de porc dans le cas de la présente étude. À cette étape il été impossible qu'elle part de perte attribuer aux différentes composantes. Mais il a été plutôt possible de donner plus de précision sur les pertes en se servant des rendements en matière sèche du maïs-ensilage et des contenus en P-Mehlich3, $P_i\text{-NaHCO}_3$ et $P_i\text{-résine}$ comme formes de P les plus disponibles à la plante. Les pertes enregistrées pour le P-M3, $P_i\text{-NaHCO}_3$ et $P_i\text{-résine}$

ont varié de 3 à 5 kg P₂O₅ ha⁻¹an⁻¹ pour la dose de 30 m³ LP ha⁻¹, de 6.3 à 9.6 kg P₂O₅ ha⁻¹an⁻¹ pour la dose 60 m³ ha⁻¹ tandis qu'elles ont été de 12 à 25 kg P₂O₅ ha⁻¹an⁻¹ pour la dose 120 m³ LP ha⁻¹. On voit donc que les pertes annuelles déterminées pour ces trois formes de P ne sont pas excessives au point de créer un dommage sérieux au milieu. Cependant l'effet cumulatif des pertes pourrait à long terme constituer un risque potentiel pour la qualité des eaux de surface à cause des quantités parfois excessives de P accumulées et du degré de saturation observés dans les sols. Si les pratiques de fortes doses de lisier se poursuivaient et que rien n'est fait pour une limitation dans le sens d'une gestion intégrée de la fertilisation phosphatée surtout dans les zones à fortes densités animales ou de culture intensive de maïs, le processus de pollution diffuse va s'accroître.

2. PERSPECTIVES DE RECHERCHE

2.1 Carbone organique et P organique

Le carbone organique est un élément très important dans le cycle de la dynamique de la plupart des éléments, son cycle est intimement lié à l'activité des processus vitaux. Il intervient aussi dans une large mesure dans les mécanismes du transport des contaminants organiques dans le sol sous sa forme dissoute. Il convient de développer des avenues de recherche sur les liens entre le carbone organique dissous et le mouvement du P organique dans les sols fortement amendés avec de lisier de porc. On pourrait pousser la curiosité en déterminant les différentes fractions du carbone organique dissous ainsi que le P organique par la méthode de résonance magnétique nucléaire (NMR). Mieux l'utilisation des molécules marquées de ces éléments permettra de suivre plus efficacement leur comportement dans un profil de sol. Ceci aura aussi pour avantage d'isoler l'espèce ou l'ion libre participant le mieux à l'activité du transport des contaminants dans un profil de sol. Une telle étude pourrait améliorer la compréhension des cycles biochimiques du phosphore dans une colonne de sol et peut-être dans une colonne d'eau.

2.2 Dynamiques des ions NH_4^+ dans le sol

Très peu de travaux ont été rapportés dans la littérature sur l'espèce NH_4^+ , son transport dans le sol et son rôle dans la pollution des eaux souterraines et de surface. Un fractionnement de l'azote total des sols supçonnés à risque et l'initiation des travaux sur la cinétique d'adsorption du NH_4^+ permettront de déterminer la part de cette fraction minérale d'azote total. Une étude avec le ^{15}N - NH_4^+ marqué permettra de mieux suivre cet élément très instable dans le sol.

2.3 Capacité des sols à recevoir de lisier de porc

Il s'agit ici de prédire à l'aide de modèles simples le temps d'arrivée du front d'enrichissement en phosphore à une profondeur donnée basé sur l'établissement du bilan nutritionnel du P apporté à la plante . Ainsi la désorption du P dans chaque profil de sol peut être estimée afin de prédire la courbe de fuite maximum à une profondeur donnée à partir de l'équation suivante:

$$T = \frac{P_{sc}}{QP_a - QP_p}$$

où T est le temps de la courbe de fuite du P; P_{sc} la capacité de rétention maximum du P par le volume du sol au-dessus de l'horizon étudié; QP_a est le P ajouté au sol et QP_p est la quantité de P prélevée par la plante. La rétention maximum du P à l'équilibre peut être calculée a partir de l'équation suivante:

$$b = \frac{X_m + P_{ox}}{\theta}$$

où b est la capacité de rétention maximum du P à l'équilibre équivalente à la capacité d'adsorption maximum décrite par le modèle de Langmuir; la quantité $X_m + P_{ox}$ représente une estimation de la capacité d'adsorption totale du phosphore a l'équilibre (Ryden et al. 1977) et θ est la fraction partielle de saturation de la capacité d'adsorption maximum du P en fonction d'une concentration (C) donnée de P dans la solution à l'équilibre. Elle peut être déterminée à partir de l'expression suivante:

$$\theta = 0.778 - (0.455e^{-0.345C}) - (0.217e^{-7.56C})$$

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbot, J.L. et T.C. Tucker. 1973. Persistence of manure phosphorus in calcareous soil. *Soil Sci.Soc.Am.J. Proc.* 37:60-63.
- Agboola, A.A. et B. Oko. 1976. An attempt to evaluate plant available P in Western Nigeria soils under shifting cultivation. *Agron. J.* 68: 798-80.
- Ahuja, L.R., D.G. DeCoursey, B.B. Barnes et K.W. Rojas. 1991. Characteristics and importance of preferential macropore transport studied with the ARS Root Zone Water Quality Model. p.32-49. In T.J. Gish et A. Shirmohammadi (ed.) *Preferential flow, Proc. Natl. Symp., Chicago.* 16-17 Dec. 1991. ASAE, St. Joseph, MI.
- Alexander, M. 1977. Introduction to soil microbiology. Eds. John Wiley. NY. and Sons. N.Y. pp. 139-141.
- André, P. et F. Dubois de la Sablonnière. 1983. Élevage intensif et qualité des eaux souterraines dans un département breton. *TSM-L'eau.* 5:251-258.
- Angers, D.A. et A. N'dayegamiye. 1991. Effects of manure application on carbon, and nitrogen contents of a silt loam and its particle-size fractions. *Biol. Fertil. Soils.* 11:79-82.
- Antoun, H., S. A. Visser, M. P. Cescas, et P. Joyal. 1985. Effects of liquid hog manure application rates on silage corn and nutrient uptake. *Can. J. Plant Sci.* 65: 63-70.
- Bache, B. W. and Williams. 1971. A phosphate sorption index for soils. *J. Soil Sci.* 22: 289-301.
- Banton, O., D. Côté et M. Trudelle. 1991. Détermination au champ de la conductivité hydraulique à l'aide de l'infiltromètre à charge constante: Théories et approximations mathématiques. *Can. J. soil Sci.* 71:119-126.
- Barrow, N. J. 1974. Effect of previous additions of phosphate on phosphate adsorption by soils. *Soil Sci.* 2:82-89.

- Barrow, N. J. 1980. Differences among a wide-ranging collection of soils in the rate of reaction of phosphate. *Aust. J. Soil Res.* 18:215-224.
- Beck, M.A. et P.A. Sanchez. 1994. Soil phosphorus fraction dynamics during 18 years of cultivation on a Typic Paleudult. *Soil Sci. Soc.* 34:1424-1431. 1994.
- Bernard, C. (1986). La modélisation de la pollution agricole diffuse. 13e Colloque de Génie Rural sur la pollution diffuse et la protection de l'environnement. Université Laval. Québec. Canada. pp 112-145.
- Bernier, D., C. Emond et M. Giroux. 1996. Problématique environnementale associée à l'enrichissement des sols en phosphore. CPVQ inc., p. 75-84.
- Bitzer, C.C., et J.T. Sims. 1988. Estimating the availability of nitrogen in poultry manure through laboratory and field studies. *J. Environ. Qual.* 17:47-54.
- Blake, G.R. et K.H. Hartge. 1986. Bulk density, pp. 363-376. In: A. Klute (eds.) *Methods of Soil Analysis, Part I. Second Edition. Agronomy No. 9.* American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Blume, H.P., et U. Schwertmann. 1969. Genetic evaluation of profile distribution of aluminum, iron, and Manganese oxides. *Soil Sci Soc. Am. Proc.* 33:438-443.
- Borggaard, O. K., S. S. Jorgensen, J. P. Moberg, et B. Raben-lange. 1990. Influence of organic matter on phosphate adsorption by aluminium and iron oxides in sandy soils. *J. Soil Sci.* 41: 443-449.
- Bouwer, H. et R.L. Chaney. 1974. Land treatment of waste water. *Adv. Agron.* 26: 133-176.
- Bowman, R.A. 1989. A sequential extraction procedure with concentrated sulfuric acid and dilute base for soil organic phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:362-366.
- Bowman, R.A., et C.V. Cole. 1978. An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soils. *Soil Sci.* 125:95-101
- Bowman, R.A., et S.R. Olsen. 1985. Assessment of phosphate-Buffering capacity: 1. Laboratory methods. *Soil Sci.* 140: 287-291.
- Bowman, R.A., J.D. Reeder, et R.W. Lober. 1990. Changes in soil properties in Central Plains

- rangeland soil after 3, 20, and 60 years of cultivation. *Soil Sci.* 150: 851-857.
- Brady, N.C. 1989. *The nature and properties of soils* (10 th ed.). McMillan, New York.
- Breeuwsma, A., et S. Silva. 1992. Phosphorus fertilization and environmental effects in the Netherlands and the Po region (Italy). Rep. 57. Agric. Res. Dep. The Winand Staring Center for Integrated Land, Soil and Water Research. Wageningen, the Netherlands.
- Brennan, R.F. , M.D.A. Bolland, R.C. Jeffery et D.G. Allen. 1994. Phosphorus adsorption by a range of western australian soils related to soil properties. *Commn. Soil Sci. Plant Anal.* 25: 2785-2795.
- Burcar, S., W.W., Miller, S.W. Tyler, et D.W. Johson. 1994. Seasonal preferential flow in two Sierra Nevada soils under forested and meadow cover. *Soil Sci. Soc. Am J.* 58:1555-1561.
- C.P.V.Q. (1986). La dégradation des sols agricoles au Québec: causes, effets, prévention et correction. Bulletin technique n°13, Conseil des Productions Végétales du Québec. AGDEX 570. p 147
- Caldwell, A.G. et C.A. Black. 1958. Inositol hexaphosphate: I. Quantitative determination in extracts of soils and manures. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 22:290-293.
- Campbell, C. A., M. Schnitzer, J.W.B. Stewart, V.O. Biederbeck, and F. Selles. 1986. Effects of manure and P fertilizer on properties of a black chernozem in southern Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 66:601-613.
- Campbell, L.B., et G.J. Racz. 1975. Organic and inorganic P content movement and mineralization of P in soil beneath a feedlot. *Can. J. Soil Sci.* 55:457-466.
- Cantin, C. et S. Lebeau. 1995. Miseriez-vous sur le porc?. La production porcine: une réalité-journée régionale en production porcine. MAPAQ, direction régionale du Bas-Saint-Laurent-Gaspésie-Iles-de-la-Madeleine. 19 p.
- Carlo Erba Strumentazione. 1986. Nitrogen analyser 1500. Instruction manuel.
- Cerrato, M.E. et A.M. Blackmer. 1990. Comparison of models for describing corn yield response to nitrogen fertilizer. *Agronomy Journal.* 82:138-143.

- Chang, C., T.G. Sommerfeldt, et T. Entz. 1991. Soil chemistry after eleven annual applications of cattle feedlot manure. *J. Environ. Qual.* 20:475-480.
- Chang, S.C., et M.L. Jackson. 1957. Fractionation of soil phosphorus. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 84:133-144.
- Chauhan, B.S., J.W.B. Stewart, et E.A. Paul. 1981. Effect of labile inorganic phosphate status and organic carbon additions on the microbial uptake of phosphorus in soils. *Can. J. Soil Sci.* 61: 373-385.
- Coote, D.R. et P.J. Zwerman. 1975. Manure disposal, pollution control and New York dairy farmer. *New York's Food and Life Sciences Bulletin n° 51*, April 1975. Cornell. Univ. Exp. Stn., Ithaca, N.Y. pp. 20-32
- Côté, D. (1990). Vers une gestion des engrais, favorable à la conservation de l'eau. *Comptes rendus du colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole. Conseil des Productions Végétales du Québec.* pp 199-219.
- Côté, D., M. Giroux, et A. N'dayegamiye. 1991. Étude de la fertilisation du maïs en post-levée avec du fumier solide du bovin laitier: faisabilité et critères d'efficacité. *Agrosol.* 4 (2): 33-38.
- Côté, D. et T.S. Tran. 1995. Étude de l'évolution de la qualité des sols en parcelles de longue durée à St-Lambert (Québec). Effet de la rotation et du type de fumure sur la susceptibilité au ruissellement et à l'érosion. *Soc. Can. Sci. Sol, Québec.*
- Côté, D., T.S. Tran et A. N'dayegamiye. 1996. Efficacité fertilisante de lisier de porc épandu en postlevée du maïs. *Agrosol.* 9 (1):14-20.
- Couillard, D. et J.F. Li. 1993. Assessment of manure application effects upon the runoff water quality by algal assays and chemical analysis. *Environ. Pollut.* 80: 273-279.
- Couillard, D. et R.D. Tyagi (1990). Effets chocs hydrauliques des eaux usées de ruissellement urbain sur un système de traitement des eaux. *Environ. Techn.* 11: 635-651.
- Couture, J.N. 1994. Analyses d'engrais de ferme au laboratoire de Rock Forest. *Porc Québec.* pp 84.

- Couture, P., D. Cluis et C. Bastien. 1988. Phosphorus removal from swine manure supernatant: precipitant efficiency. *Water, Air, and Soil Pollution*. 42: 353-364.
- Cresswell, H.P., D.J. Painter, et K.C. Cameron. 1993. Tillage and water content effects on surface soil hydraulic properties and shortwave albedo. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 816-824.
- Cristie, P. 1987. Some long-term effects of slurry on grassland. *J. Agric. Sci. Camb.* 108:529-541.
- Culley, J.L.B. et G.M. Barnett (1984). Land disposal of manure in the province of Quebec. *Can. J. Soil Sci.* 64:75-86.
- Dahlgren, R.A. et W.J. Walker. 1993. Aluminum release rates from selected spodosol Bs horizons: Effects of pH and solid-phase aluminum pools. *Geochim. Cosmochim. Acta* 57:57-66.
- Dahlgren, R.A., D.C. McAvoy et C.T. Driscoll. 1990. Acidification and recovery of a Spodosol Bs horizon from acidic deposition. *Environ. Sci. Technol.* 24:531-537.
- Dalal, R.C. 1977. Soil organic phosphorus. *Adv. Agron.* 29:83-115
- Dalal, R.C. et E.G. Hallsworth. 1976. Evaluation of the parameters of soil phosphorus availability factors in predicting yield response and phosphorus uptake. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40:541-546.
- Day, P.R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. pp 545-567. In C.A. Black, ed. *Methods of Soil Analysis. Agronomy n° 9, Part I.* Am.Soc.Agron., Madison, Wisconsin.
- Dean, J.D. 1983. *Agricultural management and water quality.* Iowa State University Press, Ames. pp 155-160.
- Dick, W. A. 1983. Organic carbon, nitrogen, and phosphorus concentrations and pH in soil profiles as affected by tillage intensity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:102-107.
- Doerge, T. et E.H. Gardner. 1978. Soil testing for available P in southwest Oregon. p. 143-152. In proc. 29th Ann. Northwest Fertilizer Conf., Beaverton, OR.

- Dormaar, J.F. et C. Chang. 1995. Effect of 20 annual applications of excess feedlot manure on labile soil phosphorus. *Can. J. Soil Sci.* 75: 507-512.
- Dowdy, R.H., G.C.Marten, C.E. Clap et W.E. Larson. 1978. Heavy metal content and mineral nutrition of corn and perennial grasses irrigated with municipal wastewater. Vol. II. p. 175-182. In H.L. McKim State of knowledge in land treatment of wastewater. U.S. Army Cold Regions Res. and Eng. Lab., Hanover, N.H.
- Dubé, A. et P. Bernier. 1983. Manuel de gestion agricole des fumiers. Min. Agric. Pêch. et Alim. Québec. Québec, pp 25-26
- Duda, M. et D.S. 1983. Influence of livestock on non-point source nutrient levels of streams. *Trans. ASAE* 26:1710-1716.
- Duthion, C. 1981. Nitrogen leaching after spreading pig manure. Dans : Nitrogen losses and Surface Run-off, eds J.C. Brogan. ECSC, EEC, EAEC, Bruxelles-Luxembourg. pp 274-283.
- Edwards, D.R. et T.C. Daniel. 1994. Runoff quality impacts of swine manure applied to fescue plots. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 36:81-86.
- Evans, S. D., P. R. Goodrich, R. C. Munter and R. E. Smith. 1977. Effects of solid and liquid hog manure on soil characteristics and on growth, yield and composition of corn. *J. Environ. Qual.* 6:361-368.
- Fitter, A.H. et C.D. Sutton. 1975. The use of the Freundlich isotherm for soil phosphate sorption data. *J. Soil Sci.* 26:241-246.
- Foran. M.E., et D. Deans. 1992. The land application of liquid swine manure and its effects on tile drain water quality. Proceedings of the agricultural nitrate and impacts on water quality in Ontario, workshop held in London, Ont. 13 p.
- Fox, T.R. et N.B. Comerford. 1992. Influence of oxalate loading on phosphorus and aluminum solubility in spodosols. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:290-294.
- Freese, D., S. E. A. T. M. van Der Zee and W. H. van Riemsdijk. 1992. Comparison of different models for phosphate sorption as a function of the iron and aluminum oxides of

- soils. *J. Soil Sci.* 43: 729-738.
- Gangbazo, A.R. Pesant, G.M. Barnett, J.P. Charuest et D. Cluis. 1995. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. *J. Environ. Qual.* 24:420-425.
- Gangbazo, G. et J. Buteau. 1985b. Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière Yamaska: État de la situation et éléments de solution. Min. Env. du Québec., Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides, Service du milieu agricole, Sainte-Foy, Envirodoq 850515, 106p.
- Gangbazo, G. et J. Buteau. 1985c. Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière l'Assomption: État de la situation et éléments de solution. Min. Env. du Québec., Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides, Service du milieu agricole, Sainte-Foy, Envirodoq 850513, 83p.
- Gangbazo, G., A.R. Pesant, D. Cluis et D. Couillard. 1992. Étude en laboratoire du ruissellement et de l'infiltration de l'eau suite à l'épandage de lisier de porc. *Can. J. Agricul. Engineering.* 34 (1): 17-26.
- Gangbazo, G. et J. Buteau. 1985a. Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière Chaudière: État de la situation et éléments de solution. Min. Env. du Québec., Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides, Service du milieu agricole, Sainte-Foy, Envirodoq 850514, 91p.
- Gangbazo, G., D. Couillard, A.R. Pesant et D. Cluis et. 1993. Effets de lisier de porc sur la charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement sous des pluies simulées. *Can. J. Agricul. Engineering.* 35 (2):97-104.
- Gil-Sotres, F., W. Zech, et H.G. Alt. 1990. Characterization of phosphorus fractions in surface horizons of soil from Galicia (N.W. Spain) by ^{31}P -NMR spectroscopy. *Soil Biochem.* 22:75-79.
- Giroux, M. et T.S. Tran. 1985. Evaluation du phosphore assimilable des sols acides avec différentes méthodes d'extraction en relation avec le rendement de l'avoine et propriétés du

- sol. Can. J. Soil Sci. 65: 47-60.
- Goodrich, R.P. et E.J. MonKe. 1971. Movement of pollutant phosphorus in saturated soils. Proc. 1st Int. Symp. on Livestock wastes. ASAE. pp 325-328.
- Green, D.B., T.J. Logan, et N.E. Smeck. 1978. Phosphate adsorption-desorption characteristics of suspended sediments in the Maumee River Basin of Ohio. J. Environ. Qual. 7:208-212.
- Gregorich, E. G., M. R. Carter, D. A. Angers, C. M. Monreal, et B. H. Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. Can. J. Soil Sci. 74: 367-385.
- Grimard, Y. 1990. Qualité générale des eaux au Québec. p. 23-37. In Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole. Conseil des Productions Végétales du Québec, Québec, Can.
- Gros, A. 1979. Engrais. Guide pratique de la fertilisation. 7^e édition. La Maison Rustique, Paris. pp 107.
- Guertal, E.A., D.J.Eckert, S.J. Traina et T.J. Logan. 1991. Differential phosphorus retention in soil profile no-till production. Soil Sci. Soc. Am J. 55:410-413.
- Gunary, D. 1970. A new adsorption isotherm for phosphate in soil. J. Soil Sci. 21:72-77
- Hannapel, R.J., W.H. Fuller, S. Basma et J.S Bullock. 1964. Phosphorus movement in calcareous soil: 1. Predominance of organic forms of phosphorus in phosphorus movement. Soil Sci. 97:350-357.
- Harmon, L. et E.R. Duncan. 1978. Summary of technical assessment on nonpoint pollution in Iowa. Iowa State University, Iowa, 36 p.
- Harris, W.G., H.D. Wang. et K.R. Reddy. 1994. Dairy manure influence on soil and sediment composition. Implication for phosphorus retention. J. Environ. Qual. 23:1071-1081
- Harter, R. D. 1969. Phosphorus sites in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 33: 630-632.
- Harter, R.D. et D.E. Baker, 1977. Applications and misapplications of the Langmuir equation to soil adsorption phenomena. Soil Sci. Soc.Am. J. 41:1077-1080.

- Hedley, M.J., J.W.B. Stewart, et B.S. Chauhan. 1982. Changes in inorganic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and laboratory incubation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46:970-976.
- Herbillon, A.J. 1988. Introduction to the surface charge properties of iron oxides and oxidic soils. pp 251-266 In J.W. Stucki, B.A. Goodman and U. Schertmann (éd.). Publish. D. Reidel, Dordrecht.
- Higashi, T. 1983. Characterisation of Al/Fe-Humus complexes in Dystrandepths through comparisons with synthetics forms. *Geoderma.* 31:228-277.
- Hingston, F.J., A.M. Posner et J.P. Quirk. 1972. Anion adsorption by goethite and gibbsite: I. The role of proton in determining adsorption envelopes. *J. Soil Sci.* 23:177-192.
- Hinman, W. C. 1964. Fixed ammonium in some Saskatchewan soils. *Can. J. Soil Sci.* 44: 151-157.
- Honeycutt, C.W., R.D. Heil et C.V. Cole. 1990. Climatic and topographic relations of three Great Plains soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*
- Hook, J.E. et T.M. Burton. 1978. Land application of municipal effluent on old fields and on grass lands. p 25-65. In T.M. Burton (ed.). *The Felton-Herron Creek, Mill Creek, Pilot Watershed Studies, Env. Prot. Tech. Series., EPA-90/9-78-002.*
- Huffman, S.A., C.V. Cole et N.A. Scott. 1996. Soil texture and residue addition effects on soil phosphorus transformations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:1095-1101.
- Ihnen, L.A. et J.H. Goognight. 1985. The NLN procedure. pp 575-606. In *SAS user's guide: Statistics, 1985 ed.* SAS Inst. Inc., Cary, NC.
- Indiati, R., A.N. Sharpley, C. Izza, A. Figliolia, B. Felici et P. Sequi. 1995. Soil phosphorus sorption and availability as a function of high phosphorus fertilizer additions. *Commun. Soil Sci. plant anal.* 26: 1863-1872.
- Janzen, H.H. H. Clapperton et A.M. Johnston. 1993. Suppression of Zn and Cu uptake by phosphorus fertilization in long-term wheat rotations. pp 42-49 in R. C. Izaurralde, H.H. Janzen and H.P. Vander Pluym, eds. *Report of progress of the sustainable cropping*

- systems research study. Alberta Agricultural research Institute, Edmonton, AB.
- Jardine, P. M., N. L. Weber et J. F. McCarthy. 1989. Mechanisms of dissolved organic C adsorption in soil. *Soil Soc. Soc. Am. J.* 53:1378-1385.
- Johsen, F.H. 1990. Economic analysis of measures to counteract phosphorus runoff from nonpoint agricultural sources. *Nor Landbrusksforsk. Suppl.* N° 7.
- Kao, C.W. et R.W. Blanchar. 1973. Distribution and chemistry of phosphorus in an Albaqualf soil after 82 years of phosphate fertilization. *J. Environ. Qual.* 2:237-240.
- Kay, B.D. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *Adv. Soil Sci.* 12: 1-52.
- Keeney, D.R. 1983. Transformations and transport of nitrogen. Dans: *Agricultural Management and Water Quality*. Shaller, F.W. et G.W., ed.; Iowa State Univ. Press, Ames, pp48-64.
- Khasawneh, F.E., E.C. Sample et E.J. Kamprath. 1988. *The role of phosphorus in agriculture*. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
- King, L.D., J.C. Burns et P.W. Westerman. 1990. Long-term swine-lagoon effluent applications on "Coastal" bermudagrass: II. Effects on nutrient accumulations in soil. *J. Environ. Qual.* 19:756-760.
- Kirchmann, H. et A. Lundvall. 1993. Relationship between immobilization and fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biol. fert. Soils.* 15: 161-164.
- Kuo, S. et A.S. Baker. 1982. The effect of soil drainage on phosphorus status and availability to corn in long-term manure-amended soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 744-747.
- Larson, W.E. et F.J. Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In *Evaluation for sustainable land management in the developing world*. Vol. 2. IBSRAM Proc. 12(2). Int. Board for Soil Res. and Management, Bangkok, Thailand.
- Latterell, J.J., R.H. Dowdy, C. E. Clapp, W.E. Larson et D.R. Linden. 1982. Distribution of phosphorus in soils irrigated with municipal wastewater effluent: A five years' study. *J. Environ. Qual.* 11:124-128.
- Laverdière, M.R. et A. Karam. 1984. Sorption of phosphorus by some surface soils from

- Quebec in relation to their properties. *Commun. In Soil Sci. Plant. Ana.* 15:1215-1230.
- Lazerte, B.D. et J. Findeis. 1995. The relative importance of oxalate and pyrophosphate extractable aluminum to the acidic leaching of aluminum in podzol B horizons from the Precambrian Shield, Ontario, Canada. *Can. J. Soil Sci.* 75:43-54.
- Leinweber, P., G. Reuter et K. Brozio. 1993. Cation exchange capacities of organo-mineral particle-size fractions in soils from long-term experiments. *J. Soil Sci.* 44:111-119.
- Leland, D.E., D. C. Wiggert et T.M. Burton. 1978. Winter spray irrigation of secondary municipal effluent. *J. Water. Pollut. Control Fed.* 51:1850-1858.
- Loehr, C.R., J.W. Jewell, J.D. Novak, W.W. Clarkson et G.S. Friedman. 1978. Land application of wastes. Vol. I. Van Nostrand Reinhold Company. NY. pp 32.
- Logan, T.J., J.M. Davidson, J.L. Baker, et M.R. Overcash. 1987. Effects of conservation tillage on groundwater quality: Nitrates and Pesticides. eds. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan 48118. USA. pp 3-17
- Logan, T.J., R. Lal et W.A. Dick. 1991. Tillage systems and soil properties in North America. *Soil Tillage Res.* 20:241-270.
- Loganathan, P., N.O. Isirismah et D.A. Nwachuku. 1987. Phosphorus sorption by Ultisols and Inceptisols of the Niger Delta in southern Nigeria. *Soil Sci.* 144:330-338.
- Lonergan, J.F., D.L. Grunes, R.M. Welch, E.A. Aduayi, A. Tengah, V.A Lazar and E.E. Cary. 1982. Phosphorus accumulation and toxicity in leaves in relation to Zinc supply.
- Lopez-Hernandez, D. et C.P. Burmham. 1974. The covariance of phosphate sorption with other soil properties in some British and tropical soils. *J. Soil Sci.* 25: 196-206.
- Luxmoore, R.J., P.M. Jardine, G.V. Wilson, J.R. Jones et L.W. Zelazny. 1990. Physical and chemical controls of preferred path flow through a forested hillslope. *Geoderma.* 46:139-154.
- Mason, C.F. 1994. *Biology of fresh water pollution.* 2nd ed. Wiley, NY. pp 66-85
- McCollum, R.E. 1991. Buildup et decline in soil phosphorus: 30-year trend on a typical umprabuult. *Agron. J.* 83:77-85.

- McKeague, J.A. 1978. Manuel de Méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols. 2^e édition, Société Canadienne de la Science du Sol. Agriculture Canada, Ottawa.
- McKeague, J.A. et Day, J.H. 1966. Dithionite and oxalate extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. *Can. J. Soil Sci.* 46:13-22.
- McKenzie, R.H., J.W.B. Stewart, J.F. Dormaar et G.B. Schaalje. 1992a. Long-term crop rotation and fertilizer effects on phosphorus transformations: I. In a Chernozemic soil. *Can. J. Soil Sci.* 72: 569-589.
- McKenzie, R.H., J.W.B. Stewart, J.F. Dormaar and G.B. Schaalje. 1992b. Long-term crop rotation and fertilizer effects on phosphorus transformations: II. In a Luvisolic soil. *Can. J. Soil Sci.* 72: 569-589.
- McLaughlin, M.J., A.M. Alston et J.K. Martin. 1988. Phosphorus cycling in wheat-pasture rotations. III. Organic phosphorus turnover and phosphorus cycling. *Aust. J. Soil Res.* 26:343-353.
- MEF, 1994. Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole. *Gazette Officielle du Québec*. Août 1994, n° 35, p 5272.
- Mellich, A. 1984. Mehlich 3 soil test extractants: a modification of Mehlich 2 extractant. *Soil Sci. Plant Anal.* 15: 1409-1416.
- Melsted, S.W. and T.R. Peck. 1977. The Mitscherlich-Bray growth function. In *Soil Testing: Correlation and Interpreting the Analytical Results*. pp 1-9. ASA Special Publication n°29. USA. Wisconsin.
- Mengel, K. 1985. Dynamics and availability of major nutrients in soils. *Adv. Soil Sci.* 2:66-115.
- MENVIQ, 1983. Réglementation sur la prévention de la pollution des Eaux par les établissements de production animale, Q-2M-18. Ministère de l'Environnement, Ste-foy, Québec.
- Michaelson, G.J. and C.L. Ping. 1986. Extraction of phosphorus from the major agricultural soils of Alaska. *Comm. Soil Sci. Plant Analysis.* 17: 275-297.
- Miller, M.H. 1979. Contribution of nitrogen and phosphorus to subsurface drainage water from intensively cropped mineral and organic soils in Ontario. *J. Environ. Qual.* 8:42-48.

- Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation du Québec. 1990. Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec. Publication no 90-130156, pp. 27.
- Mnkeni, P.N.S. et A.F. McKenzie. 1985. Retention of ortho-and polyphosphates in some Quebec soils as affected by added organic residues and calcium carbonate. *Can. J. Soil Sci.* 65: 575-585.
- Mo, S. X., J.F. Qian et C.J. Qian. 1991. Studies on phosphorus of organic manure and its reutilization. *Acta Pedol. Sinica* 28:309-316.
- Mozaffari, M. et J.T. Sims. 1994. Phosphorus availability and sorption in an atlantic costal plain. Watershed dominated by animal-based agriculture. *Soil Sci.* 157: 97-107.
- Murphy, J. et J. P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27:31-36.
- N'dayegamiye, A. et D. Côté. 1989. Effect of long-term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological properties. *Can. J. Soil Sci.* 69:39-47.
- Nommik, H. (1967). Mineralization and availability of nitrogen and ureaformaldehyde compounds. *Acta Agriculture Scandinavica.* 17:33-38.
- Novotny, V. et G. Chesters. (1981). Handbook of nonpoint pollution. Sources and management. Van Nostrand Reinhold Co. NY. pp 1-24.
- Nurwakera, 1991. Soil phosphorus dynamics during continuous cultivation in a Brazilian Amazon Oxisol. M.Sc. thesis. North Carolina State Univ., Raleigh.
- O'Halloran, I. P. et A. Sigrist. 1993. Influence of incubating monocalcium phosphate with liquid manure on inorganic phosphorus, organic phosphorus and phosphorus availability in two Quebec soils. *Can. J. Soil Sci.* 73: 371-379.
- O'Halloran, I.P. 1993. Effect of tillage and fertilization on inorganic and organic soil phosphorus. *Can. J. Soil Sci.* 73: 359-369.
- O'Halloran, I.P., J.W.P. Stewart et R.G. Kachanoski. 1987. Influence of texture and management practices on the forms and distribution of soil phosphorus. *Can. J. Soil Sci.* 72:569-579.

- Oades, J.M. 1978. Mucilage at the root surface. *J. Soil Sci.* 29:1-16.
- Pagliati, M., et P. Sequi. 1981. The influence of applications of slurries on soil properties related to run-off. Experimental approach in Italy. Dans: Nitrogen losses and surface run-off from landspreading of manures. Brogan, J.C., eds, Martinus Nijhoff/DR. W. Junk Pub., London, pp 45-65.
- Parfitt, R.L. et C.W. Childs. 1988. Estimation of Fe and Al: a review and analysis of contrasting soils by dissolution and Möessbauer methods. *Aust.J.Res.* 26: 121-144.
- Paul, E.A. et Clark, F.E. 1989. Soil microbiology and biochemistry. Academic Press, In., San Diego.
- Paul, J. W. et E. G. Beauchamp. 1995. Availability of manure slurry ammonium for corn using ^{15}N -labelled $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$. *Can. J. Soil Sci.* 75: 35-42.
- Peña, F. et J. Torrent. 1990. Predicting phosphate sorption in soils of mediterranean regions. *Fertilizers Research.* 23:173-179.
- Petersen, G.W. et R.B. Corey. 1966. A modified Chang and Jackson procedure for routine fractionation of inorganic soil phosphates. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 30:563-565
- Pierzynski, G.M. Sims, J.T. et Vance, G.F. 1994. Soils and environmental quality. Lewis Publishers. Boca Raton. London. pp 7-26.
- Pikul, J.L., J.F. Zuzel et R.E. Ramig. 1990. Effect of tillage-induced soil macroporosity on water infiltration. *Soil Till. Res.* 17:153-165.
- Qualls, R.G. et B.L. Haines. 1991. Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:1112-1123.
- Québec Agricultural Statistics Services. 1993. Statistiques agricoles. Ministère de l'agriculture du Quebec, Que, Can.
- Québec Ministry of Environment, 1985. Regulations about the application of animal waste on agricultural land. Québec. Can.
- Raven, K.P. et L.R. Hossner. 1994. Soil phosphorus desorption kinetics and its relationship with plant growth. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:416-423.

- Reddy, K.R., M.R. Overcash, R. Khaleel, and P.W. Westerman. 1980. Phosphorus adsorption-desorption characteristics of two soils utilized for disposal of animal wastes. *J. Environ. Qual.* 9:86-92.
- Reddy, K.R., R. Khaleel, M.R. Overcash et P.W. Westerman. 1978. Phosphorus, a potential nonpoint source pollution problem in the land areas receiving long-term application of wastes. Dans: *Best Management Practices for Agriculture and Silviculture. Proc. of the 1978. Cornell Agricultural waste Management Conference*; Loehr, R.C. et al. eds, Ann Arbor. Sci. Pub. In., Ann. Arbor, Mich., pp 193-211.
- Richard, S. 1994. L'épandage en post-levée une question d'efficacité. *Porc Québec.* pp 84-89.
- Ritter, W.F. (1986). La pollution diffuse: sources, impacts sur l'agriculture et perspectives. 13e Colloque du Génie Rural sur la pollution diffuse et la protection de l'environnement, Université Laval. Québec, Canada, 20 p.
- Rolston, D.E., R.S. Rauschkolb et D.L. Hoffman. 1975. Infiltration of organic phosphate compounds in soil. *Soil Sci. Soc Amer. Proc.* 39: 1089-1094.
- Rompré, M. (1990). Cartographie des sols. Station de recherche, St-Lambert, Québec. pp 1-6.
- Rowland, A.R. and H.M. Grimshaw. 1985. A wet oxidation procedure suitable for total nitrogen and phosphorus in soil. *Commun. Soil Sci. Plant Analysis* 16:551-560.
- Ryden, J.C. J.R. McLaughlin, J.K. Syers. 1977. Mechanisms of phosphate sorption by soils and hydrous ferric oxide gel. *J. Soil Sci.* 28: 72-92.
- Ryden, J.C. Ryden, J.K. Syers et I.K. Iskandar. 1981. Evaluation of a simple model for predicting phosphorus removal by soils during land treatment of wastewater. In I. K. Iskandar. p 648-663.
- Sanyal, S.K. et S.K De Datta. 1991. Chemistry of phosphorus transformations in soil. *Adv. Soil Sci.* 16:2-11.
- SAS Institute, Inc. 1988. *Sas user's guide: Statistics, 5 th Edition.* SAS Institute Inc. Cary, NC. 956 pp.
- Schuman, G.E. T.M. McCalla, K.E. Saxton et H.T. Knox. 1975. Nitrate movement and its

- distribution in the soil profile of differentially fertilized corn watersheds. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39:1192-1197.
- Service des Sols. MAPAQ. DRD. 1994. Station de recherche de St-Lambert, Lévis, Québec, Historique et description. 126p.
- Sharpley, A. N. B. J. Wagner, B. J. Smith, S. J. Cole et G. A. Sample. 1991a. Impact of long-term swine and poultry manure application on soil and water resources in eastern Oklahoma. *Tech. Bull. Okla. Agric. Exp. Stn.* T-169.
- Sharpley, A. N., T.C. Daniel et D. R. Edwards. 1993a. Phosphorus movement in the landscape. *J. Prod. Agric.* 6: 492-500.
- Sharpley, A. N.; L. W. Reed et D. K. Simmons. 1982b. Relationships between available soil P forms and their role in water quality modeling. *Technical Bulletin T-157* pp. 1-15.
- Sharpley, A.N, W.W Troeger et S.J. Smith. 1991b. The Measurement of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 20: 235-238.
- Sharpley, A.N. 1985. Phosphorus cycling in unfertilized and fertilized agricultural soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:905-911.
- Sharpley, A.N. 1991. Soil phosphorus extracted by iron-aluminum-oxide-impregnated filter paper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:1038-1041.
- Sharpley, A.N. et A. Halvorson. 1994a. The management of phosphorus availability and its impact on surface water quality. In *Soil Process and water Quality Adv.* Lewis Pub., Boca Raton, Florida.
- Sharpley, A.N. et S.J. Smith, 1985. Fractionation of inorganic and organic phosphorus in virgin and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 9: 127-130.
- Sharpley, A.N. et S.J. Smith. 1989. Mineralization and leaching of phosphorus from soil incubated with surface-applied and incorporated crop residues. *J. Environ. Qual.* 18:101-105.
- Sharpley, A.N., B.J. Carter, B.J. Wagner, S.J., E.L. Cole et G.A. Sample. 1990. Impact of long-term swine and poultry manure application on soil and water resources in Eastern

- Oklahoma. Technical Bulletin T-169. Agricultural Experiment Station Division of Agriculture Oklahoma State University.
- Sharpley, A.N., S. C. Chapra, R. Wedepohl, J.T. Sims, T.C. Daniel et K. R. Reddy. 1994b. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *J. Environ. Qual.* 23: 437-451.
- Sharpley, A.N., S.J. Smith et R.G. Menzel. 1982. Prediction of phosphorus losses in runoff from Southern Watershed Plains watersheds. *J. Environ. Qual.* 247-251.
- Sharpley, A.N., S.J. Smith and W.R. Bain. 1993b. Nitrogen and phosphorus fate from long-term poultry litter applications to Oklahoma soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1131-1137.
- Sharpley, A.N., S.J. Smith, B.A. Stewart et A.C. Mathers. 1984. Forms of phosphorus in soils receiving cattle feedlot waste *J. Environ. Qual.* 2: 211-215.
- Sharpley, A.N., S.J. Smith, O.R. Jones, W. A. Berg et G. A. Coleman. 1992. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 21: 30-35.
- Sharpley, A.N., T.C. Daniel, J.T. Sims et D.H. Pote. 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *J. Soil and Water Cons.* 51: 160-166.
- Sharpley, A.N., U. Singh, G. Uehara et J. Kimble. 1989. Modeling soil and plant phosphorus dynamics in calcareous and highly weathered soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:153-158.
- Sheldrick, B.H. 1984. Analytical methods manual. Land Resour. Res. Inst., Res. Branch, Agriculture Canada, Ottawa.
- Shipitalo, M.J. et R. Protz. 1987. Comparison of morphology and porosity of a soil under conventional and zero-tillage. *Can. J. Soil Sci.* 67:445-456.
- Sibbesen, E. 1977. A simple ion exchange resin procedure for extracting plant-availability elements from soils. *Plant Soil.* 46:665-669.
- Sibbesen, E. 1983. Phosphate soil tests and their suitability to assess the phosphate status of soil. *J. Sci. Food Agric.* 34: 1368-1374.
- Simard, R.R., C.R. De Kimpe et J. Ziska. 1989. The kinetics of non exchangeable potassium and magnesium release from Quebec soils. *Can. J. Soil Sci.* 69:663-675.

- Simard, R.R., T. Sen Tran et J. Ziska. 1991. Strontium chloride-citric acid acid extraction evaluated as a soil-testing procedure for phosphorus. *Soil Sci. Soc. A. J.* 55:414-421.
- Sims, J. T. et D. C. Wolf. 1994. Poultry waste management agricultural and environmental issues. *Adv. in Agron.* 52: pp 35-49.
- Sims, J.T. 1992. Environmental management of phosphorus in agricultural and municipal wastes. p.59-64. In F.J. Sikora (ed). *Future directions for agricultural phosphorus research.* TVA Bull. Y-224. Agric. Res. Dept., Nalt. Fert. Environ. Res. Cent., Muscle Shoals, AL.
- Singh, B. B. et J. P. Jones. 1976. Phosphorus sorption and desorption characteristics of soil as affected by organic residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40: 389-394.
- Smeck, N.E. 1985. Phosphorus dynamics in soils and landscapes. *Geoderma.* 36: 185-199.
- Soltner, D. 1982. *Les bases de la production végétale.* Tome I. Le Sol. 11^e édition. Sainte-Gemmes-Sur-Loire. p. 112.
- Sollins, P. et F.M. McCorison. 1981. Nitrogen and carbon solution chemistry of an old growth coniferous forest watershed before and after cutting. *Water Resources.* 17:1409-1418.
- Sonzogni, W.C., S.C. Chapra, D.E. Armstrong et T.J. Logan. 1982. Bioavailability of phosphorus inputs to lakes. *J. Environ. Qual.* 11:555-563.
- Stevenson, F. J. 1982. *Humus chemistry, genesis, composition, reactions.* Eds. John Willey and Sons. N.Y. pp 111-117.
- Stevenson, F.J. 1986. *Cycles of soil.* John Wiley & Sons, New York.
- Stewart, J.W.B. et H. Tiessen. 1987. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry.* 4: 41-60.
- Sun, X. et Y. Zhang. 1992. Study on inositol phosphate in organic manure and paddy soils and its effect on rice growth. *Acta Pedol Sinica.* 29:365-369.
- Sutton, A.L., D.W. Welson, V.B. Mayrose, J.C. Nye et D.T. Kelly. 1984. Effects of varying salts levels in liquid swine manure in soil composition and corn yield. *J. Environ. Qual.* 13: 49-59.

- Syers, J.K., M.G. Brown, G.W. Smillie et R.B. Corey. 1973. Phosphate sorption by soils evaluated by the Langmuir adsorption equation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 37:358-363.
- Tate, K.R. 1984. The biological transformation of P in soil. *Plant soil.* 76:245-256.
- Tate, R.L. 1987. *Soil organic matter-Biological and ecological effects.* Wiley, N.Y.
- Tate, K.R., T.W. Spier, D.J. Ross, R.L. Parfitt, K.N. Whate et J.C. Cowling. 1991. Temporal variations in some plant and soils pools in two pasture soils of different P fertility status. *Plant Soil.* 132: 219-232.
- Thériault, J. 1983. Inventaire du cheptel québécois. Dans: *Manuel de gestion agricole des fumiers.* Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Sainte-Foy, Qc, pp 21-24.
- Tiessen, H. et J. O. Moir. 1993. Characterization of available P by sequential extraction. Pages 75-86 in M.R. Carter, ed. *Soil sampling and methods of analysis.* Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Tiessen, H. et J.W.B. Stewart. 1983. The biogeochemistry of soil phosphorus. In: Caldwell, D.E., J.A. and C.L. Brierley (eds), *Planetary Ecology (selected papers from the sixth international symposium on Environmental Biogeochemistry, Sante Fe, N.M., 1983, Chapter 39, pp. 463-472.* Van Nostrand and Reinhold Co., NY.
- Tiessen, H., J.W.B. Stewart et C.V. Cole. 1984. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 853-858.
- Tiessen, H., J.W.B. Stewart et J.O. Moir. 1983. Changes in organic and inorganic phosphorus of two grassland soils and their particle size fractions during 60-90 years of cultivation. *J. Soil Sci.* 34: 815-823.
- Tran, S.T., R.R. Simard, J. C. et J.C. Fardeau. 1992. A comparison of four resins extractions and ³²P isotopic exchange for the assessment of plant-available-P. *Can. J. Soil Sci.* 72:281-294.
- Tran, S.T. et R.R. Simard. 1992. Comparaisons entre les méthodes de résine échangeuses d'ions et les méthodes chimiques usuelles pour déterminer la disponibilité du phosphore

- des sols. *Agrosol*. 5 (1) :44-49.
- Tran, S.T., J.C. Fardeau et M. Giroux. 1988. Effects of soil properties on plant-available phosphorus determined by isotopic dilution ^{32}P method. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 1383-1390.
- Tran, S.T., M. Giroux, J. Guilbeault et P. Audesse. 1990. Evaluation of Mehlich-3 extractant to estimate the available P in Quebec soils. *Commun. Soil Sci. Plant Analysis*. 21: 1-28.
- Tran, S.T. and A. N'dayegamiye. 1995. Long-term effects of fertilizers and manure application on the forms and availability of soil phosphorus. *Can. J. Soil Sci.* 75:281-285.
- Tran, T.S. and R.R. Simard. 1993. Mehlich III-Extractable Elements. pp. 43-49. *In* M.R. Carter
- Trasar-Cepeda, M.C., F. Gil-sotres, and F. Guitian-Ojea. 1987. Characterization of phosphorus in soils of Galicia: Comparison of the methods of Chang and Jackson (1957), and Hedley et al.(1982). *Anal. Edafol. Agrobiol.* 46:1361-1373
- Trudelle, M. 1996. Nature et composition des engrais de ferme et des composts. Colloque sur la fertilisation intégrée des sols. CPVQ inc. pp 136-152.
- Tsadilas, C.D. V. Samaras et D.Dimoyiannis. 1996. Phosphate sorption by red mediterranean soils from Greece. *Commun. Soil. Sci. Plant. Anal.* 27: 2279-
- Udo, E.J. and J.A.Ogunwalé. 1977. Phosphorus fractions in selected Nigerian soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*
- Vaithyanathan, P. et D.L. Corell. 1992. The Rhode River watershed: phosphorus distribution and export in forest and agricultural soils. *J. Environ. Qual.* 21:280-288.
- Vallée, P. 1989. La valorisation des déjections animales: problématique et éléments de solutions. Conférence présentée à la corporation des agronomes de la région des Cantons de l'Est. Sherbrooke, Québec. 28 p.
- Van Der Zee, S.E.A.T.M., L.G.J. Fokkink et W.H. van Riemsdijk. 1987. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:599-604.
- Van Raij, B. et J.A.Quaggio. 1990. Extractable phosphorus availability indexes as affected by

- liming. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 21:13-16, 1267-1276.
- Violante, A., C. Colombo et A. Buonomo. 1991. Competitive adsorption of phosphate and oxalate by aluminum oxides. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:65-70.
- Vivekanandan, M. et P. E. Fixen. 1990. Effect of large manure applications on soil P intensity. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 21: 287-297.
- Voroney, R.P., J.A. Van Veen et E.A. Paul. 1981. Organic C dynamics in grassland soils. 2. Model verification of cultivation effects and predictions of long-term erosion influences. *Can. J. Soil Sci.* 61: 211-224.
- Wagar, B.I., J.W.B. Stewart et J. O. Moir. 1986. Changes with time in the form and availability of residual fertilizer phosphorus on chernozemic soils. *Can J. Soil Sci.* 66: 105-119.
- Walker, T.W. et J.K. Syers. 1976. The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma.* 5: 1-19.
- Walker, W.J., C.S. Cronan et P.R. Bloom. 1990. Aluminum solubility in organic soil horizons from northern and southern forested watersheds. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:369-374.
- Weil, R.R., W. Kroontje et G.D. Jones. 1979. Inorganic nitrogen and soluble salts in a Davidson clay loam used for poultry manure disposal. *J. Environ. Qual.* 8:86-91.
- White, R.E. et P.H.T. Beckett. 1964. Studies on the phosphate potentials of soils. I. The measurement of phosphate potential. *Plant Soil* 20:1-15.
- Williams, J.D.H. et T.W. Walker. 1969. Fractionation of phosphate in a maturity sequence of New Zealand basaltic soil profiles. 1. *Soil Sci.* 107:213-219.
- Williams, J.D.H., J.K. Syers et T.W. Walker. 1967. Fractionation of soil inorganic phosphate by a modification of Chang and Jackson's procedure. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 31:736-739.
- Wolf, A. M. et D.E. Baker. 1990. Colorimetric method for phosphorus measurement in ammonium oxalate soil extracts. *Commun. In Soil Sci. plant Anal.* 21:2257-2263.
- Wolf, A.M., D.E. Baker, H.B. Pionke et H.M. Kunishi. 1985. Soil tests for estimating soluble and algae-available phosphorus in agricultural soils. *J. Environ. Qual.* 14: 341-348.

- Yuan, G. et L.M. Les Lavkulich. 1993. A method for estimating organic-bound iron and aluminum contents in soils. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.* 24: 1333-1343.
- Yuan, G. et L.M. Les Lavkulich. 1994. Phosphate sorption in relation to extractable iron and aluminum in spodosols. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:343-346.
- Yuan, G. et L.M. Les Lavkulich. 1995. Environmental phosphorus indices in manure amended soils in the Fraser Basin of British Columbia, Canada. *J. Environ. Sci. Health, B30.* 6: 841-857
- Zhang, Y.S., W. Werner, H.W. Scherer et X. Sun. 1994. Effect of organic manure on phosphorus fractions in two paddy soils. *Biol. Fertil. Soils.* 17:64-68.

ANNEXES

Annexe A.4.1

Distribution du carbone organique total, N total, P total et P-Mehlich3 dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes de lisier de porc.

Doses de L _{Pa} m ³ ha ⁻¹ y ⁻¹	Horizons (cm)	C organique (g kg ⁻¹)	N total (mg kg ⁻¹)	P total (mg kg ⁻¹)	P-Mehlich3 (mg kg ⁻¹)
0	0-20	24.53 ± 0.48	1118 ± 131 ^b	664 ± 19	32 ± 0.75
	20-40	18.75 ± 0.31	655 ± 155	862 ± 38	23 ± 3.49
	40-60	3.15 ± 0.29	333 ± 83	509 ± 10	1.7 ± 0.80
	60-80	2.10 ± 0.20	364 ± 49	475 ± 13	16 ± 0.39
	80-100	1.18 ± 0.10	335 ± 57	436 ± 7	17 ± 1.63
30	0-20	26.93 ± 0.46	1349 ± 262	873 ± 44	62 ± 0.92
	20-40	18.95 ± 0.42	952 ± 223	731 ± 22	25 ± 2.17
	40-60	3.48 ± 0.17	418 ± 85	558 ± 30	24 ± 3.08
	60-80	2.43 ± 0.36	374 ± 80	492 ± 21	26 ± 1.20
	80-100	2.03 ± 0.60	367 ± 86	441 ± 11	21 ± 1.45
60	0-20	26.20 ± 0.42	1448 ± 269	952 ± 30	96 ± 3.65
	20-40	20.35 ± 0.19	1012 ± 144	821 ± 15	43 ± 2.97
	40-60	3.63 ± 0.13	455 ± 86	682 ± 12	28 ± 2.39
	60-80	2.73 ± 0.21	392 ± 45	524 ± 17	27 ± 1.53
	80-100	2.65 ± 0.10	372 ± 33	442 ± 9	25 ± 5.11
90	0-20	28.90 ± 0.16	1650 ± 388	990 ± 46	107 ± 2.32
	20-40	27.00 ± 0.80	1177 ± 173	901 ± 14	47 ± 5.61
	40-60	4.00 ± 0.15	490 ± 98	675 ± 42	34 ± 1.24
	60-80	3.75 ± 0.19	422 ± 53	588 ± 15	31 ± 0.15
	80-100	2.80 ± 0.14	376 ± 77	443 ± 16	25 ± 0.63
120	0-20	34.53 ± 0.35	1743 ± 443	998 ± 65	192 ± 1.08
	20-40	26.95 ± 0.13	1280 ± 278	927 ± 20	73 ± 2.01
	40-60	4.45 ± 0.13	511 ± 78	708 ± 11	43 ± 4.45
	60-80	4.42 ± 0.17	467 ± 50	653 ± 26	31 ± 1.46
	80-100	3.58 ± 0.15	467 ± 82	444 ± 8	35 ± 1.56

a) Dose de lisier de porc; b) Écart-type

Annexe A.4.2

Analyse des contrastes des effets simples de l'applications des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 Mg ha⁻¹) sur la distribution du carbone organique total, azote total, P total et P Mehlich-3 dans le profil d'un loam limoneux Le Bras

Source de variation	Degré de liberté	Horizons (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
C organique						
Dose (D)	4	67***	61***	9*	7*	3*
Linéaire (L)		235***	191***	32***	27**	12*
Quadratique (Q)		16**	2*	0.5*	NS	NS
Cubique (C)		0.8*	8*	0.65*	NS	NS
Carré moyen de l'erreur (CME)	15	0.15	4.7	0.03	0.06	0.08
N total						
Linéaire	4	NS	332115***	21104***	NS	NS
Quadratique		104943	1281772***	77616***	23863***	25857***
Cubique		NS	NS	NS	NS	NS
Carré moyen de l'erreur (CME)	15	74	40414***	7494***	4865***	3242***
P total						
Linéaire	4	83391***	53295***	22081***	21525***	23058***
Quadratique		45136***	207547***	82842***	81009***	85923***
Cubique		63842***	2547***	NS	NS	NS
Carré moyen de l'erreur (CME)	15	69	741***	606***	359***	117***
Mehlich-3 P						
Linéaire	4	15740***	1600***	380***	142***	171***
Quadratique		62087***	5848***	1495***	468***	604***
Cubique		450***	308***	71**	NS	NS
Carré moyen de l'erreur (CMEb)	15	84***	NS	NS	10*	36**
		4.2	12	8.8	1.2	6.7

NS Non significatif à 5%; *Significatif à 5%; **Significatif à 1%; ***Significatif à 0.1%

^aSomme des carrés moyens; ^bCarré moyen de l'erreur.

Analyse des contrastes des effets simples et interactions Dose x Horizon dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 de $m^3 ha^{-1}$) de lisier de porc sur la distribution du carbone organique total, azote total, P total et P Mehlich-3 extractible du sol.

Sources de variation	Degré de liberté	Variables		
		C organique	N total	P total
Somme des carrés moyens ^a				
Effets principaux				
Dose (D)	4	83***	384769***	172547***
Linéaire (L)	1	320***	1512994***	685672***
Quadratique (Q)	1	8*	NS	NS
Cubique	1	6*	NS	NS
Horizon (H)	4	2985***	4716972***	585791***
Linéaire	1	9904***	1570426***	218953***
Quadratique	1	1096***	2610972***	57622***
Cubique	1	265***	NS	33029***
Interaction				
DxH	16	14*	61715***	7701**
DLxHL	1	101***	NS	41676***
DLxHQ	1	10*	NS	37589***
DLxHC		NS	23*	5081***
Carré moyen de l'erreur	75	15	312	787
				25403***
				359**
				NS
				NS
				64

NS=Non significatif à 5%; *Significatif à 5%; **Significatif à 1%; Significatif à 0.1%

^aSomme des carrés moyens.

Annexe A.5.1

Distribution des fractions inorganiques et organiques de P labile, de P stable et de P réfractaires dans un loam limoneux Le Bras Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) de lisier de porc

Dose de LDPe tha ⁻¹ y ⁻¹ (pois humidé)	Horizons (cm)	P _{tz} (mg kg ⁻¹)	DBa Mg m ⁻³	P _{tc} Mg ha ⁻¹	Résine-extractible (mg kg ⁻¹)		NaHCO ₃ -extractible (mg kg ⁻¹)		NaOH-extractible (mg kg ⁻¹)		S ²		S ³		HCl-extractible (mg kg ⁻¹)		H ₂ SO ₄ -extractible (mg kg ⁻¹)		% de recouvrement		
					P _{1w} %P ₁	%P ₁	P _{1i}	P _{0v} %P ₁	%P ₁	P ₀	%P ₀	S ₁ %P ₁	S ₂ %P ₁	S ₃ %P ₁	P ₁	%P ₁	Résine-P ₁ %S ³	P ₁		%P ₁	dP ₁
0	0-20	664±19	1.22	1.62†	51±7	8	122±6	46±6	25	151±2	167±22	48	49	25	58	13	24±0.4	4	96±8	14	99
	20-40	862±38	1.65	2.84	47±3	5	115±4	27±4	16	139±3	140±4	32	37	25	50	14	22±0.2	3	138±9	16	88
	40-60	509±10	1.72	1.75	33±2	6	85±1	24±5	21	124±3	72±10	38	35	19	42	15	21±2	3	120±4	24	92
	60-80	475±13	1.72	1.63	22±2	5	80±3	18±2	21	110±8	51±8	34	34	15	36	13	12±1	2	112±10	24	86
80-100	436±7	1.72	1.49	17±1	4	55±4	16±1	16	91±3	26±6	27	30	7	26	18	8±1	1	108±5	25	73	
30	0-20	873±15	1.22	2.13	76±4	9	136±5	50±8	21	161±2	179±4	39	43	26	54	17	25±3	2	160±9	18	89
	20-40	731±22	1.65	2.41	66±1	9	126±9	31±2	21	143±6	154±2	51	46	25	39	17	24±4	3	159±7	22	96
	40-60	558±30	1.72	1.92	24±3	4	101±2	24±1	22	140±3	96±8	42	47	21	36	10	23±3	3	146±7	25	86
	60-80	492±28	1.72	1.69	18±2	4	90±3	21±5	23	123±8	76±6	40	52	20	36	9	12±2	2	140±5	27	96
80-100	441±11	1.72	1.51	19±1	4	56±2	16±4	16	98±7	26±1	28	39	10	34	16	11±1	2	130±12	29	78	
60	0-20	952±30	1.47	2.80	86±2	9	156±3	72±10	24	172±4	186±4	38	44	26	36	16	27±4	2	178±14	19	92
	20-40	821±17	1.65	2.71	76±1	9	144±2	55±8	24	157±3	148±13	37	46	25	40	22	26±3	2	169±7	21	93
	40-60	581±12	1.72	2.00	27±2	5	118±10	33±2	26	126±10	105±12	40	40	23	38	9	23±2	3	166±6	24	95
	60-80	524±17	1.72	1.80	24±2	5	102±5	21±2	24	124±10	86±7	40	46	21	38	11	12±2	2	146±16	28	97
80-100	442±9	1.72	1.52	23±1	5	72±9	16±4	20	101±8	30±2	30	44	11	39	19	10±1	2	136±12	31	88	
90	0-20	990±46	1.22	2.42	106±12	11	165±7	84±3	25	182±4	192±3	38	47	29	36	19	35±6	3	189±18	19	97
	20-40	901±18	1.65	2.97	81±3	9	146±3	65±8	23	166±2	134±12	33	38	22	38	19	27±4	3	172±14	19	87
	40-60	615±42	1.72	2.12	44±2	7	116±4	43±5	26	128±5	118±8	30	37	24	37	14	23±4	4	168±15	27	94
	60-80	585±51	1.72	2.01	34±2	6	107±12	29±2	23	118±3	125±3	41	33	26	33	13	13±2	2	149±9	25	97
80-100	443±16	1.72	1.52	34±1	8	76±5	23±2	22	105±4	70±5	39	71	21	72	17	11±2	2	143±15	32	94	
120	0-20	998±65	1.22	2.44	176±7	18	170±8	93±4	26	194±15	198±2	39	50	27	44	27	37±6	2	198±14	9	98
	20-40	927±47	1.65	3.06	92±2	10	156±6	86±1	26	187±6	178±3	39	48	28	42	18	29±5	2	188±10	20	99
	40-60	708±46	1.72	2.44	47±5	7	136±3	75±3	29	162±6	147±5	44	45	29	40	12	24±3	2	181±10	26	99
	60-80	653±19	1.72	2.25	43±4	7	122±5	60±5	28	147±2	128±8	42	45	27	39	12	18±3	2	162±8	25	99
80-100	444±30	1.72	1.53	39±2	9	90±4	42±2	35	109±4	70±6	30	43	20	42	16	11±1	2	144±7	30	95	

† Ex. de calcul : 20cm=0.2m sur 1m x 1m x 1m= 0.20m³ = 200L x 1.22= 244 kg m⁻²; 1Mg ha⁻¹ x 244 x 10⁴ x 0.664 x 10⁻³ x 10⁻³ = 1.62 Mg ha⁻¹

a_{LDP} = Lisier de porc; bDB= Densité apparente; cP₁=P total calculé à partir de DB; dP₁=P organique; wP= P organique; S²=(NaHCO₃-Po+NaOH-Po); S³=(résine-P₁+NaHCO₃-Po+NaOH-Po);

P_{tz} = P total extrait et dosé séparément.

Annexe B.5.2

Analyse des effets simples du lisier de porc appliqué à des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹ sur la distribution des fractions labiles de P dans un loam limoneux Le Bras.

Source de variation	Degré de liberté	Horizons (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
P _i -résine		CMA ^a				
Dose	4	8933***	762558**	558**	458**	442**
Linéaire	1	27811***	1609**	2928**	1795**	1453**
Quadratique	1	3822***	448***	NS	NS	NS
Cubique	1	3749***	172*	NS	NS	NS
CME ^b	15	11	13	17	4	2
P _i -NaHCO ₃						
Dose	4	12264***	4363***	4035**	341**	NS
Linéaire	1	47837***	16297***	9327***	1153**	NS
Quadratique	1	5979**	127*	NS	NS	NS
Cubique	1	1182***	992***	NS	NS	NS
CME	15	78	53	17	98	77
P _o -NaHCO ₃						
Dose	4	3330***	2885**	1998**	1630**	416**
Linéaire	1	9684***	4776***	944**	690**	NS
Quadratique	1	9661***	6923***	34521***	1897**	1262**
Cubique	1	1376**	2151**	36*	NS	NS
CME	15	3	75	102	273	139
P _i -NaOH						
Dose	4	30993***	4101***	1542**	970**	NS
Linéaire	1	95943***	15671***	1844**	NS	NS
Quadratique	1	2590**	NS	NS	NS	NS
Cubique	1	2019**	7831**	1557**	NS	NS
CME	15					
P _o -NaOH						
Dose	4	9862***	3234**	2242**	618**	238*
Linéaire	1	36867**	10444**	7297**	735**	563**
Quadratique	1	NS	NS	NS**	NS	NS
Cubique	1	1539**	1140**	11*	NS	NS
CME	15	10	76	166	115	450
P _i -résine+NaHCO ₃ †						
NaOH-P _o						
Dose	4	33839***	4911**	2158**	2058**	827**
Linéaire	1	12789***	4812**	1709**	1858**	NS
Quadratique	1	5998***	5603***	1932***	1005***	1005***
Cubique	1	433*	350*	1277***	NS	NS
CME	15	45	51	254	59	129
P _i -résine+P-NaHCO ₃ †						
P-NaOH†						
Dose	4	76455***	7895***	13739***	2887***	NS
Linéaire	1	28836***	28039***	12703***	7643***	5116***
Quadratique	1	15223***	2867**	1905**	NS	NS
Cubique	1	885**	1580***	NS	NS	NS
CME	15	144	131	147	354	402

NS, Non significatif à 5%; *Significatif à 5%; **Significatif à 1%; ***Significatif à 0.1%;

^aSomme des carrés moyens; † somme des fractions inorganique et organique; †_t = total

Annexe B.5.3

Analyse des effets simples de lisier de porc appliqué à des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) sur la distribution des fractions stables et réfractaires de P et la somme des fractions de P dans un loam limoneux Le Bras

Source de variation	Degré de liberté	Horizons (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
CMA ^a						
Dose de lisier de porc (D)						
P-HCl						
(D)	4	13*	3*	2*	0.1*	NS
Linéaire	1	68**	49**	48**	11*	2***
Quadratique		30**	0.3	NS	NS	NS
Cubique	1	13*	12*	0.4*	NS	NS
CME	15	0.9	0.06	0.35	0.7	
P-H ₂ SO ₄						
(D)	4	60737 ***	27354 ***	24746***	8427***	1634***
Linéaire	1	32421***	17624***	10467***	6170***	NS
Quadratique	1	16014***	9123**	358**	NS	NS
Cubique	1	170***	NS	NS	6245***	NS
CME	15	11	24	428	579	1901
Somme des fractions (D)						
(D)	4	79061***	40863***	25847***	10902 1***	10593***
Linéaire	1	305695***	54549 ***	42820 ***	34618***	1588**
Quadratique	1	28700**	8520 **	10*	NS	NS
Cubique	1	2018**	697**	NS	NS	NS
CME	15	124	210	1662	1017	2468

NS=Non significatif à 5%; *Significatif à 5%; **Significatif à 1%; ***Significatif à 0.1%
^aSomme des carrés moyens.

Annexe B.5.4

Données des rendements du maïs-ensilage ($t\ ha^{-1}$ de matière sèche) obtenus avec l'application des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 $m^3\ ha^{-1}$) de lisier de porc dans un loam limoneux Le Bras pendant 14 ans.

Année	Dose de lisier de porc ($m^3\ ha^{-1}$)					PPDS†
	0	30	60	90	120	
1979	3.43	3.61	4.58	3.63	3.38	1.50
1980	5.65	5.76	6.23	6.19	6.24	1.40
1981	4.27	6.69	7.68	8.02	8.17	1.52
1982	3.23	4.66	6.67	6.86	6.69	1.36
1983	1.73	2.89	4.82	4.39	4.64	0.87
1984	2.16	5.68	6.15	6.68	6.53	1.01
1985	3.20	4.94	6.36	6.79	7.62	1.74
1986	0.83	2.28	3.26	3.12	3.24	1.25
1987	1.68	6.47	8.91	9.23	10.1	1.56
1988	3.28	8.00	10.4	10.5	10.9	1.48
1989	2.32	4.74	7.19	7.99	8.37	0.69
1990	3.70	6.82	9.57	9.37	10.2	1.25
1991	3.56	5.72	7.82	9.00	9.02	1.11
1992	1.27	4.55	7.95	7.85	8.78	1.92
Moyenne	2.48	5.44	7.68	7.98	8.52	

†PPDS = plus petite différence significative
(Côté, Communication personnelle)

Annexe C.6.1

Quelques propriétés chimiques des horizons d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60, 90 et 120 m³ ha⁻¹) † de lisier de porc

Propriétés	Dose de LP (m ³ ha ⁻¹)	Horizons (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
pH (H ₂ O)	0	6.2a	5.7a	5.5a	6.0a	6.4a
	30	6.2a	5.6a	5.4a	5.6b	5.9b
	60	5.9b	5.6a	5.2b	5.8c	6.2c
	90	6.0ab	5.6a	5.3c	5.8c	6.2c
	120	6.0ab	5.6a	5.3c	5.9ab	5.9b
Ca-Mehlich3 (g kg ⁻¹)	0	10.9d	5.7d	4.6c	3.8d	2.6e
	30	21.3c	8.0c	5.1b	4.1c	3.4d
	60	31.8b	9.6b	5.4b	4.3c	3.9c
	90	31.9b	9.6b	5.5b	5.4b	4.2b
	120	41.2a	10.7a	7.0a	5.8a	5.4a
Mg-Mehlich3 (g kg ⁻¹)	0	4.2e	3.3d	3.1c	1.7d	3.9d
	30	5.9d	4.0c	4.1b	2.0c	4.2c
	60	7.0c	4.3c	4.2b	2.3b	4.5b
	90	8.5b	4.7b	4.4a	2.4b	4.7a
	120	13.4a	5.5a	4.5a	2.9a	4.8a
K-Mehlich3 (g kg ⁻¹)	0	9d	6b	6b	5a	6a
	30	13c	8a	6b	6a	6a
	60	15b	8a	6b	6a	6a
	90	15b	8a	6b	6a	7a
	120	21a	9a	8a	6a	7a

† Les valeurs avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes au seuil de probabilité $p \leq 0.05$ selon le test de comparaison multiple de Waller-Duncan; †† seules les valeurs sur colonnes ont été considérées pour les comparaisons.

Annexe C.6.2

Contenus en Al, Fe et Mn extraits à l'oxalate acide (Al_{ox} , Fe_{ox} et Mn_{ox}) dans un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60 90 et 120 $m^3 ha^{-1}$) de lisier de porc †.

Paramètres	Dose de LP ($m^3 ha^{-1}$)	Profondeur (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
$g kg^{-1}$						
Al_{ox}	0	2.3d ^{††}	1.5c	1.3c	1.0c	6.4b
	30	2.4d	1.7c	1.6b	1.1c	5.9c
	60	2.8c	3.1b	1.8b	1.1c	6.2b
	90	3.1b	3.1b	1.9b	1.1b	6.2b
	120	3.3a	3.6a	2.1a	1.4a	6.9a
Fe_{ox}	0	22.3d	26.1d	20.5d	22.2b	17.2e
	30	29.4c	29.9d	25.5c	24.5a	20.8d
	60	34.4b	39.9c	27.2c	25.5a	23.4c
	90	39.0a	45.6b	29.7b	26.6a	25.2b
	120	42.1a	56.0a	30.7a	27.3a	27.8a
Mn_{ox}	0	0.68d	0.56d	1.2c	1.3c	1.3c
	30	0.88c	0.80c	1.3c	1.8b	1.8b
	60	0.89c	1.00c	1.4c	1.8b	1.8b
	90	0.96b	1.30b	1.7b	1.9b	1.9b
	120	1.12a	1.92a	1.9a	2.2a	2.2a
$(Al+Fe)_{ox}$	0	24.6e	27.6d	22.4d	23.2c	17.8e
	30	31.8d	32.3c	26.8c	25.6b	21.5d
	60	37.1c	33.0c	29.0b	26.6a	24.4c
	90	42.1b	43.0b	32.0a	27.7a	26.3b
	120	45.4a	59.6a	32.4a	28.4a	29.2a
$(Al+Fe+Mn)_{ox}$	0	26.1e	28.3d	23.6b	25.8a	19.2e
	30	32.6d	33.3c	28.1a	27.6a	23d
	60	38.0c	34.3c	30.5a	28.6a	26.1c
	90	43.0b	44.9b	33.2a	29.6a	28.3b
	120	46.5a	61.5a	34.3a	30.9a	31.4a

† Les valeurs avec la même lettre sont significativement différentes au seuil de probabilité $p \leq 0.05$ selon le test de comparaison multiple de Waller-Duncan; †† Les comparaisons ont été faites en considérant les valeurs sur les colonnes.

Annexe C.6.3

Contenu en phosphore originellement adsorbé (P_{ox}), degré de saturation en phosphore (DPs) et capacité totale d'adsorption (P_{sc}) de P d'un loam limoneux Le Bras ayant reçu des doses croissantes (0, 30, 60 90 et 120 $m^3 ha^{-1}$) de lisier de porc†

Paramètres	Dose de lisier de porc ($m^3 ha^{-1}$)	Horizons (cm)				
		0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
DPs (%)	0	18e	14c†	18b	20b	20b
	30	22d	17b	21a	21a	21a
	60	28c	25a	21a	22b	22b
	90	33b	24a	22a	22b	22b
	120	39a	23a	23a	24c	24c
P_{ox} (g kg^{-1})	0	250a	180d	250c	270d	280a
	30	290a	240c	290b	290c	290a
	60	440c	340a	290b	310b	300a
	90	550d	370b	310a	310b	310a
	120	700e	400a	330a	350a	330a
P_{sc} (mg kg^{-1})	0	1371e	1317d	1352a	1355b	1362a
	30	1410d	1374d	1390b	1373b	1370a
	60	1553c	1466c	1388b	1392b	1381a
	90	1659b	1529b	1397b	1391b	1391a
	120	1805a	1707a	1415a	1467a	1397a

† Les valeurs avec la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de $p \leq 0.05$ selon le test de comparaison multiple de Waller-Duncan.

† Les comparaisons ont été faites en considérant les valeurs sur colonnes; † Degré de saturation en P; †† P extrait à l'oxalate; †††

Capacité d'adsorption totale du P