



ARCHIVED - Archiving Content

Archived Content

Information identified as archived is provided for reference, research or recordkeeping purposes. It is not subject to the Government of Canada Web Standards and has not been altered or updated since it was archived. Please contact us to request a format other than those available.

ARCHIVÉE - Contenu archivé

Contenu archivé

L'information dont il est indiqué qu'elle est archivée est fournie à des fins de référence, de recherche ou de tenue de documents. Elle n'est pas assujettie aux normes Web du gouvernement du Canada et elle n'a pas été modifiée ou mise à jour depuis son archivage. Pour obtenir cette information dans un autre format, veuillez communiquer avec nous.

This document is archival in nature and is intended for those who wish to consult archival documents made available from the collection of Public Safety Canada.

Some of these documents are available in only one official language. Translation, to be provided by Public Safety Canada, is available upon request.

Le présent document a une valeur archivistique et fait partie des documents d'archives rendus disponibles par Sécurité publique Canada à ceux qui souhaitent consulter ces documents issus de sa collection.

Certains de ces documents ne sont disponibles que dans une langue officielle. Sécurité publique Canada fournira une traduction sur demande.



Agriculture et
Agroalimentaire Canada

Agriculture and
Agri-Food Canada



Indicateur de risque de contamination de l'eau par le phosphore (IRCE-P)

Manuel d'utilisation des algorithmes de l'IRCE-P

Canada 

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2010

N° AAC 11152F

N° ISBN 978-1-100-93680-2

N° cat A22-514/2010F-PDF

Also available in English under the title: *Indicator of risk of water contamination by phosphorus (IROWC-P)*



Agriculture et
Agroalimentaire Canada

Agriculture and
Agri-Food Canada

Indicateur de risque de contamination de l'eau par le phosphore (IRCE_P)

Manuel de présentation des algorithmes IRCE_P

Canada

Indicateur de risque de contamination de l'eau par le phosphore (IRCE_P)

Manuel de présentation de l'algorithme IRCE_P

Ce projet fait partie du programme national d'analyse et de rapport sur la santé agroenvironnementale (PNARSA) du cadre stratégique pour l'agriculture (CSA) des gouvernements fédéraux, provinciaux et territoriaux (2003-2008).

Préparé par :
Eric van Bochove, Georges Thériault et Jean-Thomas Denault (éditeurs)
Traduction: Marie.-Line Leclerc
Direction générale de la recherche
Agriculture et agroalimentaire Canada
Québec, Québec

CRDSC numéro de contribution, AAC numéro de contribution

Copies sous forme électronique disponibles auprès de:

Dr. Eric van Bochove
Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures
Agriculture and agroalimentaire Canada
Québec, QC G1V 2J3

eric.vanbochove@agr.gc.ca

Citation bibliographique:

van Bochove, E., G. Thériault et J.-T. Denault (éditeurs). 2009. Indicateur de risque de contamination de l'eau par le phosphore (IRCE_P). Manuel de présentation des algorithmes de l'IRCE_P. Direction générale de la recherche. Agriculture et agroalimentaire Canada. Québec. Contribution No. AAC/AAFC, 99 pp.

TABLE DES MATIÈRES

Auteurs collaborateurs	1
Section 1 – IRCE_P Algorithme général	3
Section 2 – P_Source	7
Section 2.1 – P_Balance	28
Section 2.1.1 – P_{manure}	30
Section 2.1.2 – P_{mineral}	36
Section 2.1.3 – P_{removal}	57
Section 3 –Transport-Hydrologie	60
Section 3.1 – Érosion des sols.....	64
Section 3.2 – Balance en eau du sol (ruissellement/ infiltration).....	70
Section 3.3 – Drainage de surface.....	75
Section 3.4 – Drainage souterrain	79
Section 3.5 – Indice topographique.....	86
Section 3.6 – Écoulement préférentiel	92

Auteurs collaborateurs

Dr Suzanne E. Allaire, *Université Laval, Québec*

Dr J. Malcolm W. Black, *Administration du rétablissement agricole des Prairies, Agriculture et agroalimentaire Canada, Nouvelle-Écosse*

Dr Humaira Dadfar, *University of Guelph, Ontario*

Dr Farida Dechmi, *Direction générale de la recherche, Agriculture et agroalimentaire Canada, Québec*

Dr Reinder DeJong, *Direction générale de la recherche, Agriculture et agroalimentaire Canada, Ottawa*

M Jean-Thomas Denault, *Direction générale de la recherche, Agriculture et agroalimentaire Canada, Québec*

Mme Nadia Goussard, *Direction générale de la recherche, Agriculture et agroalimentaire Canada, Québec*

Dr Jalal Khaldoune, *Direction générale de la recherche, Agriculture et agroalimentaire Canada, Québec*

Dr Lotfi Khiari, *Université Laval, Québec*

Mme Marie-Line Leclerc, *Direction générale de la recherche, Agriculture et agroalimentaire Canada, Québec*

Dr Sheng Li, *University of Manitoba, Manitoba*

Dr David A. Lobb, *University of Manitoba, Manitoba*

M Stéphane Martel, *Direction générale de la recherche, Agriculture et agroalimentaire Canada, Québec*

Dr Brian G. McConkey, *Direction générale de la recherche, Agriculture et agroalimentaire Canada, Saskatchewan*

Dr Alain N. Rousseau, *Institut national de recherche scientifique, Centre Eau, Terre, Environnement, Québec*

M Georges Thériault, *Direction générale de la recherche, Agriculture et agroalimentaire Canada, Québec*

Dr Eric van Bochove, *Direction générale de la recherche, Agriculture et agroalimentaire Canada, Québec*

Remerciements:

Nous remercions David Kroetsch, Bahram Daneshfar et les collègues du Service national sur les terres et les eaux de AAC pour leur expertise, leur assistance technique, ainsi que les données fournies. Nous remercions Dr Craig Drury, Bob Eilers et les pédologues à travers le pays pour avoir procuré les échantillons de sols à notre laboratoire. Nous sommes reconnaissants à Annie Simard Consultante, à Chris Lochner d'Environnement Canada, et à l'ARAP, ainsi qu'aux provinces de Colombie Britannique, d'Alberta, de Saskatchewan, de l'Ontario, du Québec, de Nouvelle-Écosse et de l'Ile-du-Prince-Édouard pour avoir fourni et compilé des données de qualité de l'eau. Nous remercions également Anaïs Charles pour son aide au développement de l'écoulement préférentiel. Finalement, nous sommes très reconnaissants au Dr Andrew Sharpley de University of Arkansas et au Dr William Gburek retraité de USDA-ARS pour leurs révisions détaillées du manuel.

Ce Manuel a pu être réalisé grâce au support d'Alexandre Lefebvre et Warren Eilers responsables du programme PNARSA.

Section 1 – IRCE_P Algorithme général

Auteurs

Eric van Bochove
Georges Thériault
Farida Dechmi
Jean-Thomas Denault
Alain Rousseau
Suzanne Allaire
Lotfi Khiari

Introduction

Le but de ce manuel est de présenter en un seul document les équations, les sources de données, les références et les limites associées à chaque composante de l'indicateur du risque de contamination de l'eau par le phosphore (IRCE_P). L'indicateur se concentre exclusivement sur les risques associés aux pratiques agricoles et a été développé pour être utilisé aux échelles des pédo-paysages du Canada (PPC) et des bassins versants. Les paramètres influençant les résultats de l'IRCE_P qui sont pertinents à ces deux échelles et pour qui il existe des bases de données nationales ont été intégrés dans les algorithmes de l'IRCE_P. De plus, d'autres paramètres associés généralement à des échelles plus grandes (plus petites superficies), tel les composantes de l'écoulement préférentiel, ont également été intégrés à cause de l'impact substantiel qu'ils peuvent avoir aux échelles des PPC et des bassins versants. Différents types de modèles ont été développés pour simuler et évaluer des scénarios de gestion à l'échelle des bassins versants. Les modèles sont souvent complexes et nécessitent des données de paramétrage détaillé sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol ainsi que des données agronomiques (Sharpley, 2007). Toutefois, des outils de mesure de vulnérabilité basés soit sur une approche additive (Lemunyon et Gilbert, 1993; Bolinder et al., 2000) ou multiplicative (Gburek et al., 2000) sont également disponibles pour évaluer les zones à plus grand risque de perte de P. Un indicateur du risque de contamination de l'eau par le P (IRCE_P) pour les terres agricoles du Canada a été conceptualisé sur la base de l'approche multiplicative pour intégrer un modèle de bilan hydrique et de connectivité au réseau hydrologique à l'échelle des bassins versants au sens large (van Bochove et al., 2006). La pertinence de développer un IRCE_P du Canada est d'identifier les zones critiques à travers le pays, où plus de prospection est nécessaire pour protéger l'eau de surface à l'échelle d'une gestion opérationnelle de bassin versant ainsi que pour évaluer les impacts des pratiques de gestion bénéfiques (PGB) sur l'atténuation des risques (Tableau 1.1).

L'indicateur du risque de contamination de l'eau par le phosphore (IRCE_P) a été développé pour évaluer les tendances temporelles et spatiales pour le risque de contamination des eaux de surface par le P des terres agricoles canadiennes à l'échelle du bassin versant. La première composante de IRCE_P estime le montant annuel de phosphore dissous qui est potentiellement libéré (désorbé) provenant des sols agricoles (composante P_Source). La composante P_Source a été estimée en fonction des ajouts et des pertes de P cumulés sur une période de 30 ans jusqu'en 2006 et le degré de saturation en P du sol. IRCE_P intègre alors la composante P_Source à une composante transport-hydrologie qui considère les processus de transport (ruissellement de surface, de drainage et d'érosion par l'eau) et la connectivité hydrologique (topographie, le drainage souterrain, le drainage de surface et l'écoulement préférentiel) pour estimer la probabilité du P à rejoindre les cours d'eau ou plans d'eau

Tableau 1.1 Pratiques de gestion bénéfiques (PGB) prises en compte dans les algorithmes de l'IRCE_P qui influencent directement une composante de l'IRCE_P ou un processus associé à une composante de l'IRCE_P.

Composantes de l'IRCE_P	Processus	PGB
P Balance	Ne s'applique pas	Usage de la phytase (porc, volaille) Gestion des fumiers/lisiers Guides de fertilisation
P Transport	Érosion hydrique des sols	Pratiques de conservation des sols
Écoulement préférentiel	Écoulement par macropores Écoulement par fentes de retrait	Pratiques de travail du sol Pratiques de travail du sol

Sources des données

Les sources de données pour les calculs IRCE_P sont décrites dans les sections suivantes du présent document et sont spécifiques à chaque composante et sous-composante du IRCE_P.

- ***P_Source***

- P_Status
- P_Balance
 - P_{manure}
 - P_{mineral}
 - P_{removal}

- ***Transport_Hydrologie (T_H)***

- Érosion du sol (E) et taux d'exportation de sédimentation (DR)
- Balance en eau (R & D): ruissellement de surface (R) et drainage (D)
- Drainage de surface (SD)
- Drainage souterrain (TD)
- Indice topographique (TI)
- Écoulement préférentiel (PF)
 - Écoulement par macropores (faune et plantes) (BF)
 - Écoulement par fentes de retrait (CF)
 - Écoulement latéral (LF)
 - Écoulement préférentiel digité (FF)

Algorithme général

$$IRCE_P = [P_Source] * [T_H] \quad (1.1)$$

Cet algorithme général vise à séparer le risque annuel de contamination de l'eau à l'échelle du bassin par le phosphore dissous (DP) et le phosphore particulaire (PP).

Le montant total de DP, qui peut potentiellement être désorbé des terres agricoles et transporté vers les plans d'eau, est estimé quantitativement (mg L^{-1}) par la composante P_Source multiplié par la composante transport-hydrologie (équation 1.1). La composante P_Source dépend de la saturation en P du sol et la balance de P cumulé sur 30 ans (de 1976 à 2006). Le montant total de PP est estimé indirectement par la quantité de particules du sol enlevée par l'érosion hydrique et transportée aux cours d'eau en fonction de la saturation en P, exprimée par la composante P_Source . $IRCE_P$ est donné par l'équation 1.2:

$$IRCE_P = [P_Source] * [\alpha\{R(connectivity)\} + \beta\{D(connectivity)\} + \gamma\{E(DR)\}] \quad (1.2)$$

qui s'exprime ainsi dans sa forme développée,

$$IRCE_P = [P_Source] * \left[\alpha \left\{ R \left(\frac{TI + SD + BF + CF}{4} \right) \right\} + \beta \left\{ D \left(\frac{TD + LF + FF}{3} \right) \right\} + \gamma \{ E(DR) \} \right] \quad (1.3)$$

où:

P_Source est la concentration de phosphore réactif dissous (DRP) (mg L^{-1}), qui peut potentiellement être désorbé, provenant des sols agricoles dans un bassin versant au cours d'une année de recensement;

R et D sont le ruissellement de surface et le drainage (mm eau an^{-1}) à travers le profil de sol;

TI, SD, BF, CF, TD, LF et FF sont les facteurs de connectivité sans unité ayant une valeur entre 0 et 1;

E^1 est la quantité de particules de sols érodée par l'eau à l'intérieur d'un champ agricole ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$);

DR est le taux d'exportation de sédiments des champs agricoles vers le cours d'eau à l'échelle du bassin versant;

α, β et γ sont les coefficients de régression obtenus par analyse de régression multiple pour calibrer l' $IRCE_P$ (voir section 3 : Transport-Hydrologie).

¹Dans l'avenir, les proportions respectives de PP et PP bio-disponible provenant des particules de sols érodés devraient être définies pour chacune des séries de sol des pédo-paysages du Canada ou pour chaque région pour estimer la quantité de PP qui peut contaminer l'eau.

Afin d'éviter une disproportion entre les eaux de ruissellement et l'érosion dans le modèle IRCE_P, en raison de leurs valeurs de différentes dimensions, les trois composantes du T_H (Équation 1.2) sont normalisées (R et D) avec la précipitation maximale pour un pédo-paysage du Canada¹ (PPC) (mm d'eau par an⁻¹) au Canada, et le seuil critique pour l'érosion du sol en eau (6 t ha⁻¹ an⁻¹), pour obtenir des valeurs comprises entre 0 et 1.

Références

- Bolinder, M.A., R.R. Simard, S. Beauchemin, and K.B. Macdonald. 2000.** Indicator of risk of water contamination by P for soil landscape of Canada polygons. *Can. J. Soil Sci.* 80:153-163.
- Gburek, W.J., A.N. Sharpley, A.L. Heathwaite, and G.J. Folmar. 2000.** Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index. *J. Environ. Qual.* 29: 130-144.
- Lemunyon, J.L. and R.G. Gilbert. 1993.** The concept and need for a phosphorus assessment tool. *J. Prod. Agric.* 6: 483-496.
- Sharpley, A.N. 2007.** Modeling phosphorus movement from agriculture to surface waters: pp. 3-19 in Radcliffe, D.E. and Cabrera M.L. Eds., *Modeling phosphorus in the environment*, CRC Press, Boca Raton, FL.
- van Bochove, E., G. Thériault, F. Dechmi, A.N. Rousseau, R. Quilbé, M.-L. Leclerc and N. Goussard. 2006.** Indicator of risk of water contamination by phosphorus from Canadian agricultural land. *Water Science and Technology.* 53:303–310.

¹ Pédo-paysages du Canada : Série nationale de cartes pédologiques à grande échelle (1 :1 million) contenant de l'information à propos des propriétés et du relief des sols.

Section 2 – P_Source

Auteurs

Eric van Bochove
Jean-Thomas Denault
Georges Thériault
Lotfi Khiari
Marie-Line Leclerc
Nadia Goussard

Introduction

Le risque environnemental de la fertilisation en P peut être évalué selon plusieurs méthodes, notamment, l'analyse de sol en P (STP) (Sims, 1993), la capacité de sorption P (CFP) (Bache et Williams, 1971; Syers et al., 1973), et la saturation en P du sol (PSI) (Sharpley, 1995; Giroux et Tran, 1996). L'analyse de sol en P est la méthode la plus couramment utilisée pour identifier les sols avec des concentrations élevées en P qui peuvent affecter la qualité de l'eau; ces tests de routine sont peu coûteux et bien corrélés avec le P soluble et biodisponible (Sims et al., 2000). Toutefois, l'analyse de sol ne suffit pas à caractériser le processus de transport associés aux pertes de P en surface et plus en profondeur. Au Canada, différents tests sont utilisés pour déterminer le P disponible à la plante. L'analyse Mehlich-III (M-III) est souvent utilisée pour des sols acides à neutre au Québec et les Maritimes, les extractions Olsen sont utilisées principalement en Ontario et au Manitoba et le P extrait par la méthode de Kelowna est utilisé dans les provinces de l'Ouest (Saskatchewan, Alberta et Colombie-Britannique), où les sols sont variables (classe de calcaire du matériel parental).

La caractérisation du P soluble à l'eau (PW) (Self-Davis et al., 2000; Sissingh, 1971) représente une grande amélioration, en rapportant les différentes valeurs STP ou de PSI à une valeur générale de désorption en P, l'état de fertilité en P est intégré à la capacité de sorption du sol. Tous les sols canadiens peuvent donc être comparés de manière uniforme.

Fondement du P_Source

La mobilité du phosphore dans le sol a été estimée par les Néerlandais avec le développement du degré de saturation en P (DPS). Van der Zee et al. (1987), suivis par Breeuwsma et Silva (1992), ont défini le DPS comme le rapport de P adsorbé sur les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium, lesquels sont extraits par l'oxalate d'ammonium (P_{ox} , exprimée en $kg\ mmol^{-1}$), sur la capacité totale de sorption P (PSC également exprimé en $mmol\ kg^{-1}$) (équation 2.1):

$$DPS(\%) : \frac{P_{ox}}{PSC} * 100 \quad (2.1)$$

Van der Zee et al. (1987) rapporte que Beek (1979), de Beek et al. (1980), et van der Zee et Riemsdijk (1986) ont démontré que la PSC, exprimée en $mmol\ kg^{-1}$, est proportionnelle à la somme de fer et d'aluminium extraits par l'oxalate d'ammonium ($Fe_{ox} + Al_{ox}$), exprimée en $kg\ mmol^{-1}$:

$$PSC : \alpha_m(Fe_{ox} + Al_{ox}) \quad (2.2)$$

Le coefficient de proportionnalité α_m représente le coefficient de saturation maximale de la sorption ou de la fixation (en moyenne = 0,5 pour tous les sols). Considérant les équations 2.1 et 2.2, DPS peut être écrit comme suit:

$$DPS(\%) : \frac{P_{ox}}{\alpha_m(Fe_{ox} + Al_{ox})} \quad (2.3)$$

Afin de maintenir une concentration maximale de 0,10 mg de L⁻¹ d'orthophosphates dans l'eau de ruissellement, Breeuwsma et Silva (1992) ont proposé une valeur critique DPS de 25 %, ce qui représente la valeur du seuil où le risque de contamination des eaux par le P devient inacceptable.

De nombreuses méthodes ont été développées pour estimer le DPS et sont appelées indices de saturation en phosphore (PSI). Le principal objectif d'un PSI est d'utiliser les analyses de sols en laboratoire de routine pour estimer le DPS. Des indices environnementaux plus récents, les indices de désorption du phosphore (PDI) estiment la quantité de phosphore dans la solution du sol qui est susceptible d'être transportée par l'eau de ruissellement. Un groupe de ces PDI est connue comme l'indice de phosphore extractible à l'eau, ou P_w, car l'eau est la seule solution d'extraction. L'avantage de cette méthode est que les résultats peuvent être utilisés pour décrire différents types de sols en intégrant ainsi la variabilité des sols agricoles canadiens. La figure 2.1 montre la hiérarchie entre les trois indices environnementaux (DPS, PSI et PDI), plusieurs PSI liés aux groupes de sols et des trois principaux PDI.

Au Québec, l'indicateur P_w, noté par P_{Sissingh} (ratio sol/eau: 1/60) (Sissingh, 1971), a été relié à un indice de saturation en phosphore (P/M Al-III) et utilisé pour évaluer la biodisponibilité du phosphore pour les cultures et le P potentiellement disponible pour le transport dans les eaux de drainage (Tableau 2.1). La valeur critique du point vue environnemental du P_{Sissingh} généralement admise est de 9,7 mg kg⁻¹, qui correspond à un DPS de 25 %. Bien que toutes les réglementations environnementales concernant le P au Québec sont basées sur P_{Sissingh}, le temps et les manipulations nécessaires à cette méthode ne permettent pas d'obtenir cette analyse de façon routinière en laboratoire. Une autre mesure de P_w, le P_{Self-Davis} (ratio sol/eau: 1/10), est utilisé aux États-Unis pour estimer le risque de transport du P, puisqu'il est bien corrélé à la concentration de P dans les eaux de drainage par infiltration de surface (Self-Davis et al., 2000). L'analyse d'environ 50 sols minéraux provenant de partout au Canada a montré une forte corrélation entre les deux méthodes P_w. Le seuil de 9,7 mg kg⁻¹ (P_{Sissingh}) correspond à 4 mg kg⁻¹ (P_{Self-Davis}) comme le démontre la figure 2.2.

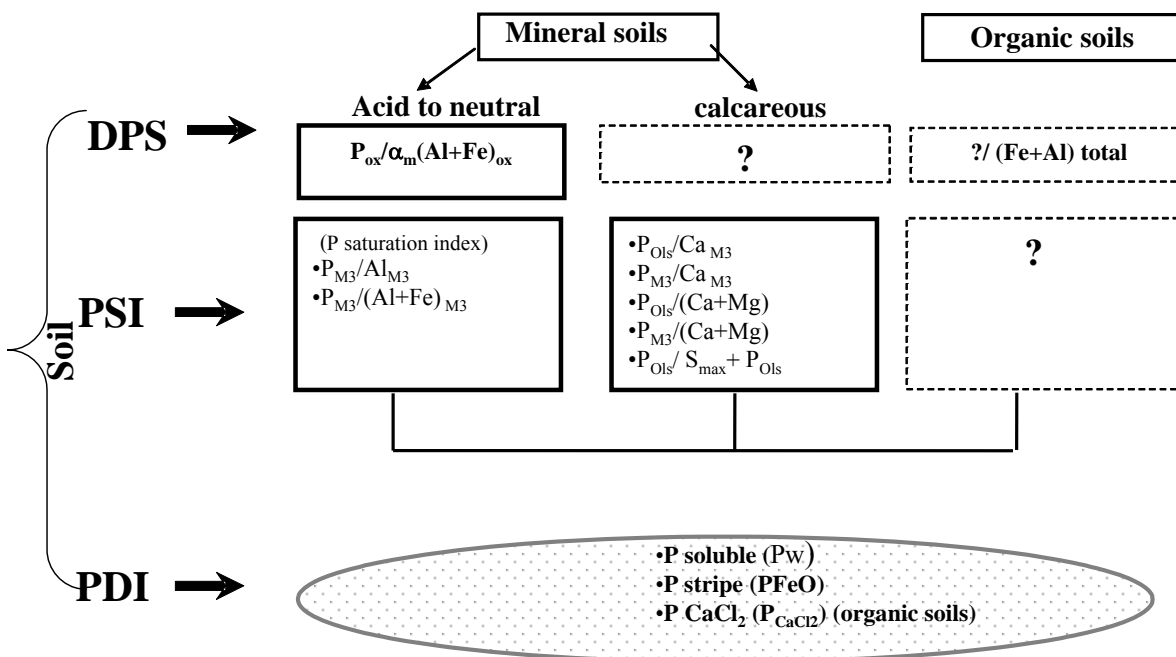


Figure 2.1. Schéma du fondement de l'utilisation des indices de désorption en P (PDI)

Tableau 2.1. Valeurs de seuil critique proposées au Québec (source - Beaudin *et al.*, 2008)

Sols	Seuil critique de PSI (P/AI) M-III	Interprétation	Justification	Risque	Auteurs
Histosols	5 %	Seuil critique environnemental pour la contamination de l'eau	9.7 mg Pw _{Sissngh} /L correspond à 0.25 DPS _{ox}	Contamination de l'eau de surface	Guérin <i>et al.</i> , 2007
Sols sableux acides	11.3 %	Seuil critique environnemental pour la contamination de l'eau	9.7 mg Pw _{Sissngh} /L correspond à 0.25 DPS _{ox}	Contamination de l'eau de surface	Parent et Marchand, 2006
Sols neutres à acides		Limite supérieure de la classe de fertilité modérée-élevée et le risque environnemental	9.7 mg Pw _{Sissngh} /L correspond à 0.10 mg Pi/L dans la solution du sol	Contamination de l'eau de surface	Pellerin <i>et al.</i> , 2006a and b
≤30 % argile	7.6 %				
>30 % argile	13.1 %				
Podzols					
0-20 % argile	17 %	Seuil critique environnemental pour le ruissellement horizontal et vertical en P	9.7 mg Pw _{Sissngh} /L correspond à 0.10 mg Pi/L dans la solution du sol	Contamination de l'eau de surface	Parent <i>et al.</i> , 2002
20-30 % argile	12.5 %				
30-60 % argile	7.8 %				
>60 % argile	5.8 %				
Gleysols					
0-20 % argile	13.7 %				
20-30 % argile	9.7 %				
30-60 % argile	7.8 %				
>60 % argile	5.8 %				
Sols sableux acides	15 %	Limite inférieure de la classe de risque environnemental	0.25 DPS _{ox} ou 0.10 mg Pi/L dans la solution du sol	Contamination de l'eau de surface et de l'enrichissement du sous-sol des sols	Khiari <i>et al.</i> , 2000
Non spécifique	10 % 20 %	Limite inférieure et supérieure de la classe de risque environnemental	250 à 600 µg P/L eau de ruissellement	Contamination de l'eau de surface	Giroux et Tran, 1996

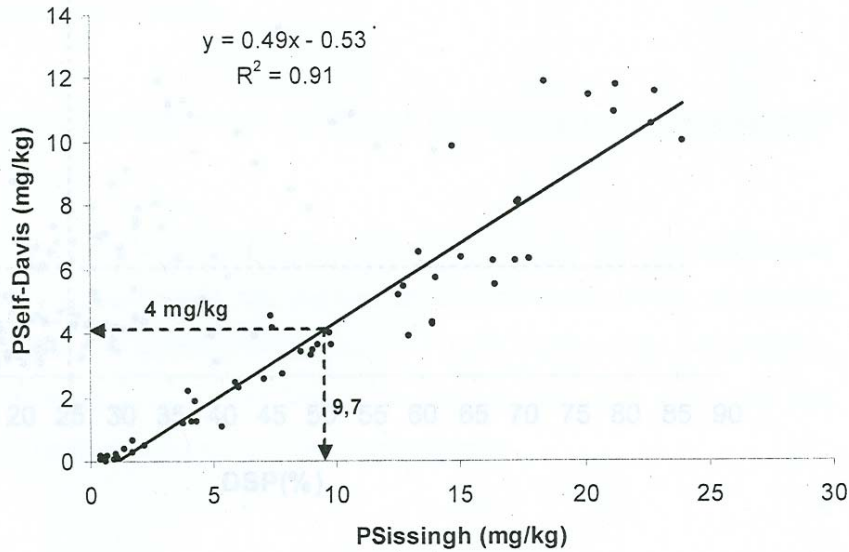


Figure 2.2. Relation linéaire entre les deux méthodes d'extraction de la désorption en P du sol

Les sols minéraux de genèse différente, représentant les sols des différentes provinces, ont été testés pour la saturation P en utilisant les méthodes P_{Self-Davis} et de DPS (équation 2.3). La relation entre ces deux méthodes est présentée à la figure 2.3. La valeur critique du DPS de 25 % semble correspondre à la valeur de partition entre la faible influence du DPS sur la désorption P (quadrant I positif) et la haute influence du DPS sur la désorption en P (quadrant II positif). La désorption en P est proportionnelle au DPS pour les valeurs de P_{Self-Davis} supérieures à 4 mg kg⁻¹, alors qu'il semble n'y avoir aucune relation avec les valeurs de P_{Self-Davis} inférieures à 4 mg kg⁻¹. Cependant, il est important de noter, qu'au-dessous de 2 mg kg⁻¹, le processus de mobilité est difficile à évaluer et doit être décrit comme un risque faible.

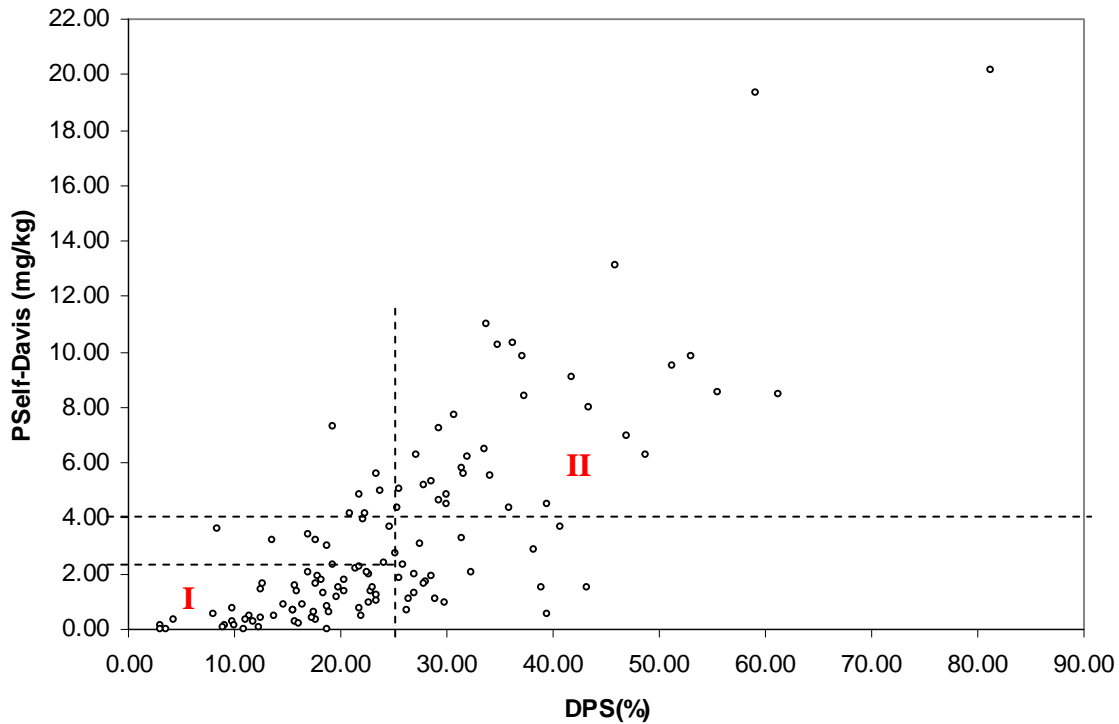


Figure 2.3. Relation entre le DPS (%) et P_{Self-Davis} pour les sols acides à neutres au Canada.

Le P soluble à l'eau (P_w), utilisé pour déterminer le potentiel des sols à libérer le P dans l'eau du sol (eaux de ruissellement et le lessivage), est également corrélé avec les analyses de sol en phosphore (STP) et les indices de saturation en phosphore (PSI). Toutefois, les valeurs de STP et de PSI ne sont pas disponibles pour toutes les régions du Canada, puisque dans la plupart des provinces ces mesures de STP et de PSI sont analysées et compilées par des laboratoires privés. En fait, les valeurs STP étaient uniquement disponibles au Québec pour la période allant de 1996 à 2001 (Beaudet, 2003). Les valeurs STP ou de PSI sont donc estimées pour tous les polygones des pédo-paysages du Canada (PPC) et converties en $P_{\text{Self-Davis}}$ pour évaluer le risque que le P soluble à l'eau soit libéré dans les eaux de ruissellement et de lessivage.

Source de données

- Indices de désorption en phosphore
- Pédo-paysages du Canada v3.1.1
- Variables du Recensement de l'agriculture (CoA)
- Balance en P pour les années de recensement 1981–1986, 1991, 1996, 2001–2006 (Section 2.1, page 30)
- Modèle d'enrichissement du STP pour différentes régions du Canada (Tableaux 2.3a et 2.3b)

• *Classification des séries de sols à l'intérieur des groupes d'index de désorption en P*

La classification des séries de sols était basée sur les classes de texture de l'horizon A provenant des valeurs présentes dans les 3 tables d'attributs des pédo-paysages du Canada (v3.1.1) telles que définies ci-dessous :

1. Liste des polygones agricoles des pédo-paysages du Canada (PPC/SLC) pour le calcul des indicateurs de PNARSA (SL_AGR_EXT) (Warren Eilers, 2007, communication personnelle);
2. La table des composantes (National Soil Component Table-CMP) (nationalslc311cmp) (Soil Landscapes of Canada Working Group, 2007), laquelle contient la liste des sols présents dans chacun des PPC;
3. Le fichier des couches de sol (National Soil Layer File-SLF) (nationalslf311) (Soil Landscapes of Canada Working Group, 2007), lequel contient la description de chaque horizon ou couche d'un profil de sol.

Nom de l'attribut	Table source
SL	SL_AGR_EXT
CMP	nationalslc311cmp
SOIL_CODE	nationalslc311cmp
PERCENT	nationalslc311cmp
LAYER_NO	nationalslf311
HZN_MAS	nationalslf311
KIND	nationalslf311
UDEPTH	nationalslf311
LDEPTH	nationalslf311
TSAND	nationalslf311
TSILT	nationalslf311
TCLAY	nationalslf311

- **Méthodologie de calcul**

1. Sélection des 4 composantes dominantes pour chacun des polygones de PPC agricoles;
2. Sélection des horizons ou couches supérieures (LDEPTH <= 25 cm) des sols minéraux (KIND=M);
3. Pour les profondeurs de sols plus importantes mettre à jour pour avoir un maximum de 25 cm pour ainsi obtenir une moyenne pondérée de la texture de sol en culture;
4. Calcul de la profondeur de l'horizon;

$$HorDepth = LDEPTH - UDEPTH \quad (2.4)$$

5. Calcul de la moyenne pondérée pour TSAND, TSILT et TCLAY, respectivement;

$$AvgSAND = \frac{\sum TSAND * HorDepth}{\sum HorDepth} \quad (2.5)$$

6. Classification des sols selon leur groupe textural suivant le système canadien de classification des sols (Appendice 1);
7. Classification des composantes de sols selon les trois groupes (G1, G2 et G3) basée sur leur classe texturale;
 - **Group 1 (G1)**: argile lourde (HC), argile (C), loam argileux (CL), loam limono-argileux (SiCL), argile limoneuse (SiC) et argile sableuse (SC)
 - **Group 2 (G2)**: loam (L), loam limoneux (SiL), limon (Si) et loam sablo-argileux (SCL)

– **Group 3 (G3):** loam sableux (SL), sable loameux (LS) et sable (S).

• **Indices de désorption en phosphore**

Les sols des différentes provinces (Tableau 2.2) sont classifiés sur la base de leur analyse de sol en P commune (STP). Les analyses de corrélation sont effectuées entre le STP ou le PSI avec le $P_{\text{Self-Davis}}$ pour différentes classes de texture de l'horizon A. Les sols acide ou neutre du Québec, Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l'Île du Prince-Édouard et la Colombie-Britannique sont corrélés avec $(P/Al)_{\text{M-III}}$. Les sols de l'Ontario et du Manitoba sont corrélés avec P_{OLSEN} et les sols de la Saskatchewan et de l'Alberta sont corrélés avec P_{KELOWNA} . Les analyses de corrélation et les indices de désorption en P sont présentés aux figures 2.4 à 2.7.

Tableau 2.2. Les séries de sols représentatives du Canada analysées en laboratoire : pH, pH-CaCl₂, pH-tampon, texture, matière organique, STP (M-III, OLSEN ou Kelowna), Ca-Mg-K¹, P_{TOTox}, Pi_{ox}, Al_{ox}, Fe_{ox}, Mn_{ox}, et P_{Self-Davis}

Province	Banque de données	Nom du contact	Organisation
Colombie-Britannique	42 séries de sols	Elizabeth Kenney	AAC, Agassiz
Alberta	17 séries de sols	Wayne Pettapiece (retraité)	AAC, Edmonton
Saskatchewan	13 séries de sols	Alvin Anderson	AAC, Saskatoon
Manitoba	93 séries de sols	Norma Sweetland et Bob Eilers (retraité)	AAC, Winnipeg
		Steve et Maria Sheppard	Ecomatters Inc., Pinawa
Ontario	202 sols	Craig Drury	AAC, Harrow
Québec	63 séries de sols	Laboratoire de pédologie et d'agriculture de précision	AAC, Québec
		Gordon Barnett (retraité)	AAC, Lenoxville
		Nicolas Tremblay	AAC, St-Jean-sur-Richelieu
		Denise Desrosiers	ITA, La Pocatière
		Pierre Audesse (retraité)	IRDA, Québec
Nouveau-Brunswick	Aucun sol analysé	--	
Nouvelle-Écosse	1 série de sols	Ken Webb	AAC, Truro

¹Utilisation de l'extractif M-III pour le Québec, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Île du Prince-Édouard et Terre-Neuve; Utilisation de l'acétate d'ammonium comme extractif pour la Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba et Ontario.

Tableau 2.2. Les séries de sols représentatives du Canada analysées en laboratoire : pH, pH-CaCl₂, pH-tampon, texture, matière organique, STP (M-III, OLSEN ou Kelowna), Ca-Mg-K¹, P_{TOT}, P_{ox}, Al_{ox}, Fe_{ox}, Mn_{ox}, et P_{Self-Davis}

Province	Banque de données	Nom du contact	Organisation
Île du Prince-Édouard	12 séries de sols	Delmar Holmstrom	AAC, Charlottetown
Terre-Neuve et Labrador	Aucun sol analysé	--	

Quatre modèles de désorption en P ont été développés suivant les analyses de laboratoire des séries de sols représentatives du Canada.

1. P_{Self-Davis} VS (P/Al)_{M-III} EAST

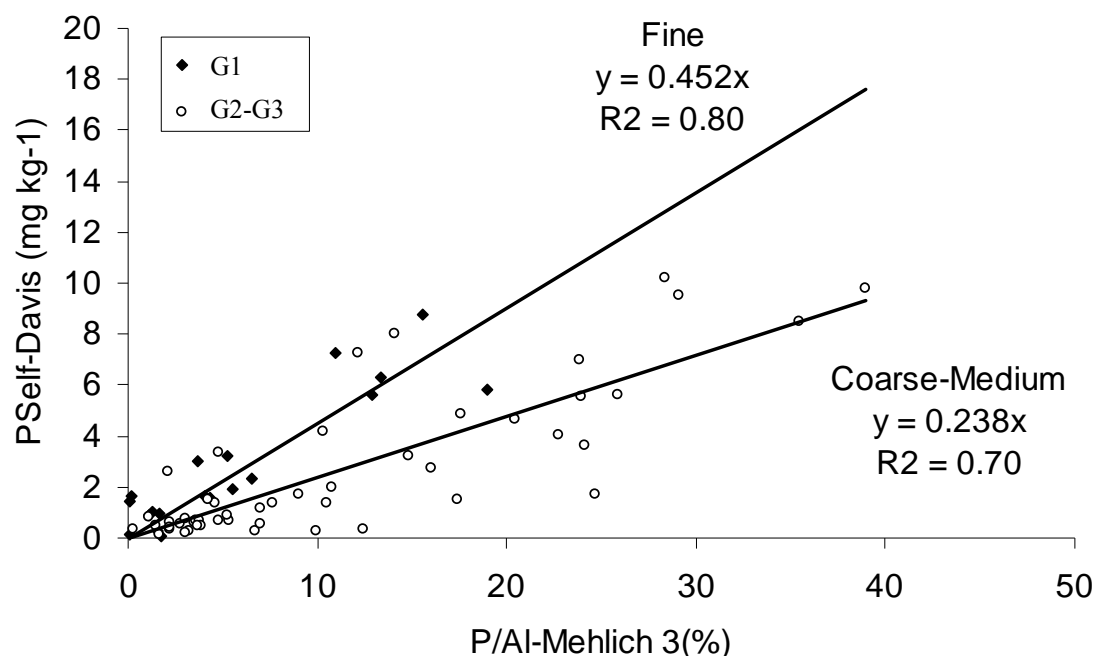


Figure 2.4. Modèle général de désorption en P pour PSI (P/Al)_{M-III}

Pour l'Est canadien (EAST), les sols sont analysés avec l'extractif M-III, le risque s'exprime de la façon suivante:

- $PDI = (P/Al)_{M-III} \text{ EAST} * 0.45$ pour G1
- $PDI = (P/Al)_{M-III} \text{ EAST} * 0.24$ pour G2 et G3

2. $P_{\text{Self-Davis}}$ vs STP_{OLSEN}

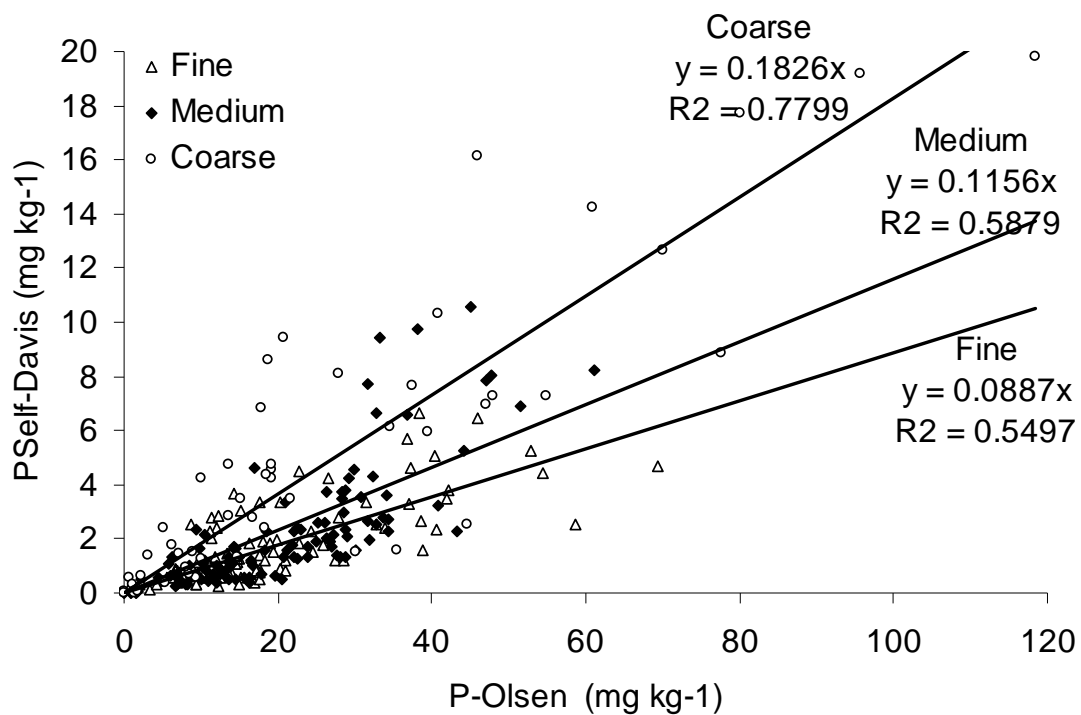


Figure 2.5. Modèle général de désorption en P pour STP OLSEN

Pour les sols qui ont été analysés à partir de l'extractif P_{OLSEN} , le risque s'exprime de la façon suivante:

- $PDI = P_{\text{OLSEN}} * 0.09$ pour G1
- $PDI = P_{\text{OLSEN}} * 0.12$ pour G2
- $PDI = P_{\text{OLSEN}} * 0.18$ pour G3

3. $P_{\text{Self-Davis}}$ vs $STP_{\text{KELOWNA-mod}}$

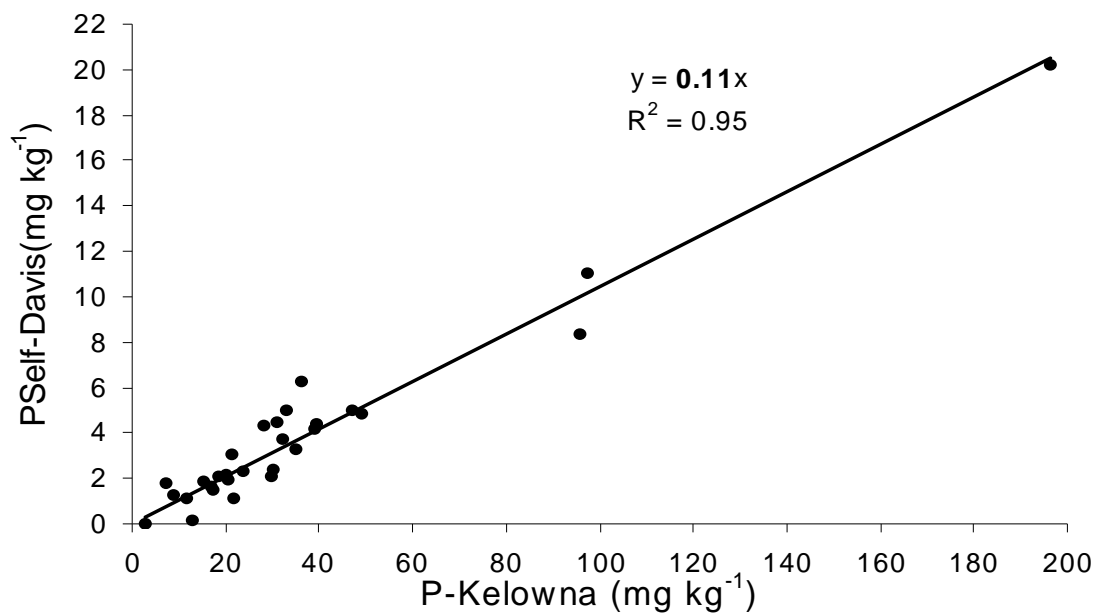


Figure 2.6. Modèle général de P désorption STP_{KELOWNA}

Pour les sols analysés avec l'extractif P_{KELOWNA} , le risque s'exprime de la façon suivante:

- $PDI = P_{\text{KELOWNA}} * 0.11$ pour G1, G2 et G3

4. $P_{\text{Self-Davis}}$ vs $(P/Al)_{\text{M-III}}$ WEST

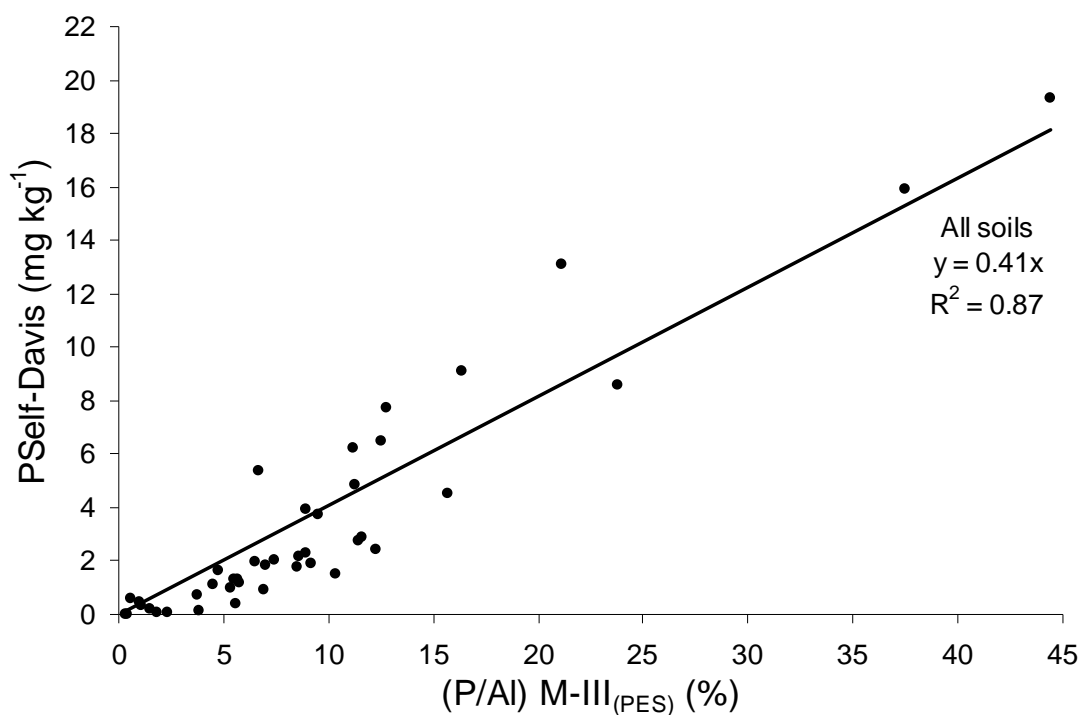


Figure 2.7. Modèle général de désorption en P pour $PSI(P/Al)_{\text{M-III}}$

Pour l'Ouest canadien, les sols sont analysés avec l'extractif M-III, le risque s'exprime de la façon suivante:

– $PDI = (P/Al)_{\text{M-III}} * 0.41$ pour G1, G2 et G3

• ***Influence du P Balance***

Plusieurs études ont documenté l'effet à long terme des applications en P sur l'accumulation du P dans l'horizon de surface du sol (Tableaux 2.3a et 2.3b).

Tableau 2.3a. Description des modèles d'enrichissement du STP en relation avec des applications répétées sur les sols acides à neutres en utilisant l'extractif STP M-III^z (Adapté de Giroux et al., 2002)

Source	Année	Amendement	Lieu	Niveau initial en P	Balance moyenne en P	Variation annuelle moyenne en P	Coefficient d'enrichissement
				mg P kg ⁻¹	kg P ha ⁻¹	mg P kg ⁻¹	mg P kg ⁻¹ par 100 kg P Balance ha ⁻¹
Bruulsema	2001	Minéral		62.3	-14.6	-2.1	14.7
Cantin	---	Minéral	Québec	29.8	12.2	0.0	-0.1
Giroux & Lemieux	1996	Minéral	Québec	47.8	10.0	0.0	0.0
Rivest	1998	Minéral & fumier (Bovins)	Québec	47.8	8.5	-0.2	-2.1
Tran <i>et al.</i>	1996	Fumier (Bovins)	Québec	22.8	40.3	4.3	10.7
Tran <i>et al.</i>	1996	Fumier (Bovins)	Québec	45.5	29.7	3.4	11.5
Tremblay <i>et al.</i>	2002	Minéral	Québec	60.3	-7.8	-2.2	28.7
Zhang <i>et al.</i>	1995	Minéral & fumier (Bovins)	Québec	50.0	86.2	11.7	13.6
Zhang <i>et al.</i>	2006	Minéral	Oklahoma	40.2	6.3	1.0	15.9
Médiane							11.5

^z(M-III: Extraction des sols par la méthode de Mehlich-III).

Tableau 2.3b. Description des modèles d'enrichissement du STP en relation avec des applications répétées sur les sols calcaires en utilisant l'extractif STP OLSEN

Source	Année	Amendement	Lieu	Niveau initial en P	Balance moyenne en P	Variation annuelle moyenne en P	Coefficient d'enrichissement
				mg P kg ⁻¹	kg P ha ⁻¹	mg P kg ⁻¹	mg P kg ⁻¹ par 100 kg P Balance ha ⁻¹
McCartney <i>et al.</i>	1998	Minéral	Saskatchewan	13.0	8.9	1.4	15.4
McCartney <i>et al.</i>	1998	Minéral	Saskatchewan	8.3	-3.8	0.1	-2.9
Allen & Mallarino	2006	Minéral	Iowa	3.0	22.0	0.7	3.0
Allen & Mallarino	2006	Minéral	Iowa	5.0	24.0	1.4	5.8
Allen & Mallarino	2006	Minéral	Iowa	6.0	22.0	1.7	7.5
Koehler <i>et al.</i>	2007	Fumier (Porcs)	Minnesota	5.0	13.5	1.2	8.9
Heming	2007	Minéral & Fumier	GB	22.0	7.0	0.8	10.7
MAFF	2000	Minéral & Fumier	GB	n.a.	9.0	0.4	4.2
Shepherd & Whitters	1999	Minéral	GB	41.0	25.0	1.5	5.9
Aulakh <i>et al.</i>	2007	Minéral	Inde	12.0	25.0	0.6	2.2
Tang <i>et al.</i>	2008	Minéral	Chine	4.6	34.0	1.2	3.4
Shen <i>et al.</i>	2004	Minéral	Chine	11.0	-18.9	-0.5	2.7
Shen <i>et al.</i>	2004	Minéral	Chine	11.0	7.6	0.4	4.6
Chang <i>et al.</i>	2005	Fumier (Bovins)	Alberta	141.0	144.0	16.2	11.3
Chang <i>et al.</i>	2005	Fumier (Bovins)	Alberta	95.0	259.0	27.9	10.8
Médiane							5.8

Giroux et al. (2002) ont rapporté plusieurs modèles d'enrichissement de la littérature pour le Québec (Tableau 2.3a). Basé sur la valeur médiane de ces modèles particuliers, un coefficient d'enrichissement a été utilisé pour hausser le STP_{M-III} d'un sol donné basé sur le P_Balance cumulatif depuis 1976. Une revue de littérature similaire a été conduite pour les sols calcaires utilisant l'extractif STP_{OLSEN}, selon laquelle un coefficient médian a été dérivé (Tableau 2.3b). Par conséquent, les recommandations en fertilisants ont été modifiées conformément au PSI défini par (P/Al)_{M-III}, toutes les valeurs devraient être converties sur cette base. Une forte corrélation existe entre STP_{M-III} (PES) et PSI définie par (P/Al)_{M-III} (PES) (Khiari et Sbih, 2005).

Tableau 2.4. Modèle de conversion du STP_{M-III} en (P/Al)_{M-III}

Groupe de sol	G1 ^z	G2	G3
MODEL	$(P/Al)_{M-III}^y = 0.206 \times STP_{M-III}$	$(P/Al)_{M-III} = 0.171 \times STP_{M-III}$	$(P/Al)_{M-III} = 0.146 \times STP_{M-III}$

^zG1: Groupe de texture fine (FINE): loam argileux, loam limono-argileux, argile, argile sableuse, argile limoneuse et argile lourde; G2: Groupe de texture moyenne (MEDIUM): loam, loam sablo-argileux, loam limoneux et limon; G3 : Groupe de texture grossière (COARSE): sable, sable loameux et loam sableux.

^yM-III: Extraction des sols par la méthode Mehlich-III.

Pour mettre en relation le niveau actuel de phosphore du sol à un niveau de risque pour l'environnement, la composante P_Source intègre le risque de désorption P eau avec le P_Balance cumulatifs (1981-2006) pour chacun des polygones des PPC.

Le bilan de phosphore sur le sol peut seulement être calculé tous les 5 ans, lorsque les données du Recensement de l'agriculture est disponible. Entre les années de recensement, une interpolation linéaire a été utilisée pour estimer la tendance du P_Balance.

$$\text{Cumulative_PB} = \text{Cumulative_PB}_{t-1} + \text{PB}_{t-1} + (m_{p1} * t) \quad (2.6)$$

Où:

t représente l'incrément de 1-année;

m_{p1} représente la pente du P_Balance (PB) pour la période de référence; *m* est ajusté $\left(\frac{\Delta PB}{\Delta t} \right)$ pour chaque période (Figure 2.8).

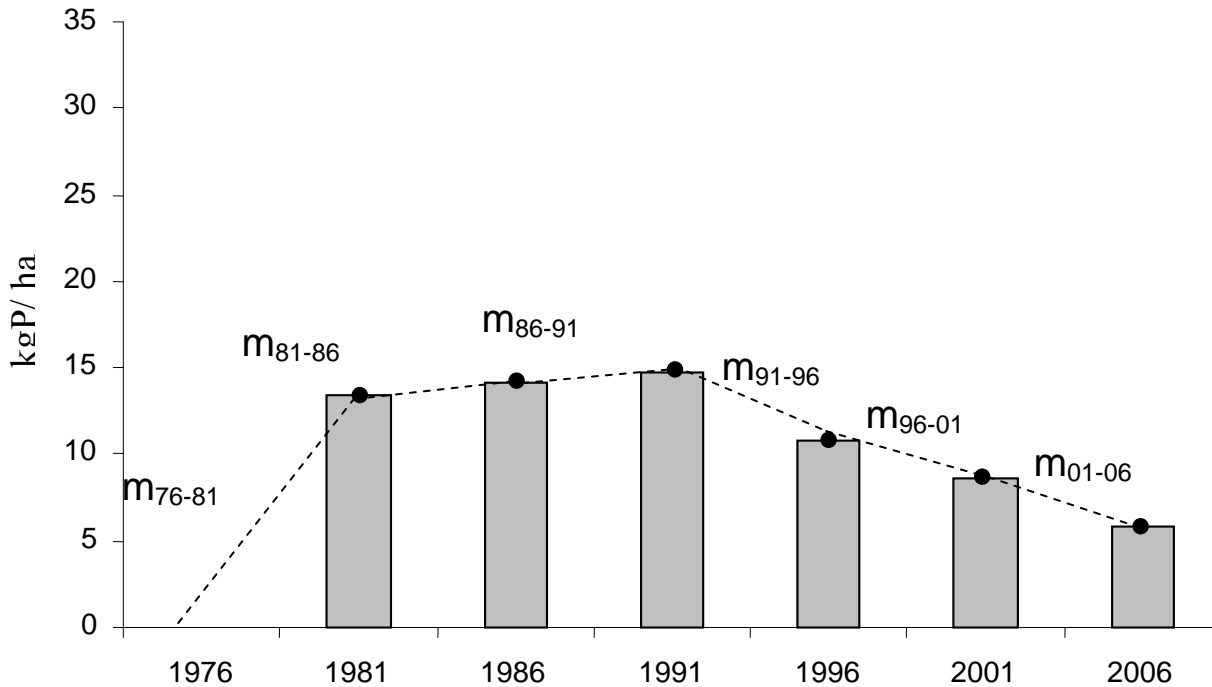


Figure 2.8. Exemple de calcul du P_Balance pour un polygone de SLC donné.

Après 5 années, l'équation 2.6 peut être définie comme suit:

$$\text{Cumulative_PB}_t = \text{Cumulative_PB}_{t-1} + (\text{PB}_{t-1} * 4 + \text{PB}_t * 4) / 2 + \text{PB}_t \quad (2.7)$$

Où:

t représente une période de 5 années entre les années de recensement

- **Algorithme du P_Source**

P_Source à un temps t peut être défini en utilisant l'équation 2.8,

$$P_Source_t = ([X_0] + PER * \text{Cumulative_PB}) * PDI \quad (2.8)$$

Où:

$([X_0] + PER * \text{Cumulative_PB})$ représente une estimation pour STP_{OLSEN} , STP_{KELOWNA} ou $(P/Al)_{\text{M-III}}$ (PES) au temps de recensement;

X_0 représente le niveau naturel de P prédit à partir d'une analyse spécifique du sol. Cette valeur représente le niveau initial de P estimé pour 1976 et tiré de Giroux et al. (2008) pour les groupes de sol de texture fine, moyenne et grossière des sols de nature acide du Québec. Pour les sols calcaires, une valeur représentant le niveau de fertilité le plus bas des grilles (Alberta, Ontario et Manitoba) a été adoptée pour définir le niveau naturel de P dans le sol;

PER représente le coefficient d'enrichissement en P. Celui-ci est calculé en utilisant la médiane des modèles d'enrichissement provenant de la littérature (Tableaux 2.3a et 2.3b).

Cumulative_PB représente le P_Balance cumulatif calculé pour chacune des années de recensement. Des coefficients de fonction de pédotransfert ont été utilisés pour convertir STP_{M-III} en $(P/Al)_{M-III}$ (Tableau 2.4) et STP_{M-III} en $STP_{Kelowna}$ (Casson et al., 2006). Si le P_Balance est négatif, cette fonction est mise à zéro;

PDI est la relation linéaire entre $P_{Self-Davis}$ ($mg\ kg^{-1}$) et STP_{OLSEN} , $STP_{KELOWNA}$ ou $(P/Al)_{M-III}(SEP^1)$;

Pour chaque série de sol ou composante de sol d'un polygone de PPC, il y a un accroissement des estimations de STP pour les années 1976, 1981, 1986, 1991, 1996, 2001 et 2006. Cette donnée de STP est ensuite ramenée en P soluble à l'eau $P_{Self-Davis}$ en utilisant une valeur appropriée de PDI (Figures 2.4-2.7). Les valeurs finales sont ensuite agrégées aux polygones de PPC en utilisant le pourcentage de couverture de chacun des sols,

$$P_SOURCE_{SL} = \frac{(P_SOURCE_{CMP1} * PERCENT_{CMP1}) + (P_SOURCE_{CMP2} * PERCENT_{CMP2}) + \dots}{\sum PERCENT_{CMP1+CMP2+\dots}} \quad (2.9)$$

Où:

SL représente le numéro du PPC;

CMP représente le numéro de chacune des composantes du sol du PPC (1-999);

PERCENT représente le pourcentage de couverture du sol pour une composante de sol d'un polygone.

Limitations et incertitudes

1. Limitations de la base de donnée des PPC

Pour le calcul du P_Source, seulement les quatre premières composantes de chacun des PPC sont considérées. Pour certaines régions, celles-ci correspondent à 100 % de couverture des polygones, tandis que dans les Prairies celles-ci représentent la majorité de la couverture (>80 % de couverture pour plus que 75 % des PPC). En suivant cette approche, les polygones de PPC sont comparés sur la base de leurs caractéristiques dominantes considérées sur une base uniforme.

Cependant, les séries de sols dominantes peuvent ne pas être sous culture (Autres usages). Dans cette même avenue, la proportion de chacune des séries de sols dans un PPC peut ne pas correspondre à la proportion réelle des principales séries de sols sous culture dans un polygone.

¹SEP; Spectroscopie à émission plasma.

2. Limitations du paramètre $[X_0]$

Les niveaux naturels de phosphore du sol sont tributaires de la géologie et de la pédogenèse de tous les sols. Giroux et al (2008) a estimé les niveaux naturels de trois classes de texture. Cette approche inclut le type de dépôt de la plupart des sols au Québec (till glaciaire, alluvions, fluviatile ou marin). Pour les autres provinces, cette approche ne peut être considérée. Aucune information n'a été trouvée dans la littérature. L'utilisation d'un niveau naturel unique basé sur la classe de très faible fertilité a été retenue pour tenir compte de la faible quantité de P présente dans un environnement naturel. Cette hypothèse sous-estime les niveaux naturels qui présentent une quantité abondante d'apatite et où les alluvions peuvent s'accumuler.

3. Limitations de l'enrichissement du P dans les sols

Les valeurs de P_Balance sont disponibles seulement pour les années de recensement (1976, 1981, 1986, 1991, 1996, 2001 et 2006). Pour calculer le P_Balance cumulatif, nous supposons qu'il y a une tendance linéaire du P_Balance entre deux années de recensement. Pour les années entre deux années de recensement, nous devons compter sur des études régionales pour déterminer si le P_Balance régional est estimé avec précision. Pour les polygones des PPC qui ont un P_Balance très faible ou très élevé, et pour les polygones des PPC qui ont un P_Balance négatif, l'inclusion de valeurs extrêmes provenant des modèles d'enrichissement dans les calculs de correction peut affecter la fiabilité des estimations du P_Source. Giroux et al. (2008) ont démontré que les sols très riches ne répondent pas de la même façon à la fertilisation en P. À une concentration élevée en P, la stabilisation du phosphore ajouté sous des formes insolubles se produit davantage qu'à une faible concentration de P. Ce phénomène est appelé la rétroversion du phosphore. Étant donné qu'il y ait très peu d'information sur ce phénomène, celui-ci n'a pas été considéré dans cette version de la composante P_Source.

La plupart des modèles d'enrichissement en P ont été développés sur des parcelles qui avaient été fertilisées pendant de nombreuses années et sont généralement localisées sur un site spécifique. La diversité des équations d'enrichissement du STP (Tableaux 2.3a et 2.3b) représente probablement la variabilité inhérente des sols quant à leur capacité de sorption en P. En utilisant l'équation 2.9 à l'échelle du polygone de PPC, nous supposons que le taux d'enrichissement est la même pour tous les sols. Une partie de la variabilité peut être attribuable à l'imprécision dans les mesures de STP. Pour l'analyse de Mehlich III, par exemple, nous estimons que l'incertitude serait de 7 % de la valeur de STP.

4. Limitations du PDI

Les modèles de STP_{OLSEN} et $(P/Al)_{M-III}$ ont été réalisés sur un bon nombre d'échantillons de sols ($n = 268$ pour STP_{OLSEN} et $n = 70$ pour $(P/Al)_{M-III}$) et une différence significative a été constatée pour les différentes classes texturales des modèles. Cependant, certaines corrélations ($R^2 \approx 0.50$) ne sont pas élevées démontrant la variabilité de la relation qui est souvent liée à l'histoire récente de l'application des engrais. Si nous avions davantage de sols avec des antécédents connus d'application de P, les coefficients de régression pourraient être plus précis.

Le modèle pour $STP_{KELOWNA}$, avec les sols analysés, n'a pu être calculé pour les classes de texture, comme cela a été fait pour le P_{OLSEN} et $(P/Al)_{M-III}$. Bien qu'il y ait une relation entre le modèle et les concentrations $Fe_{ox} + Al_{ox}$, ces éléments ne sont généralement pas déterminés par des analyses de

routine dans l'Ouest canadien. Au total, 69 des 82 sols ont été utilisés pour développer le modèle STP_{KELOWNA}. Il est probable que de meilleures relations générales, fondées sur les caractéristiques inhérentes des sols, pourraient être établies s'il y avait une plus grande diversité de textures des sols disponibles pour le développement du modèle.

Il n'y a pas de modèles développés pour les sols organiques à ce stade du projet. La plupart des sols dominants de nature organique présents dans les polygones de PPC sont manquants dans les données de recensement, lesquelles sont nécessaires pour le calcul IRCE_P. Puisque la structure du P_w permet à différents types de sol d'être comparés entre eux, un modèle général pourrait être développé pour les sols organiques cultivés avec un STP général approprié.

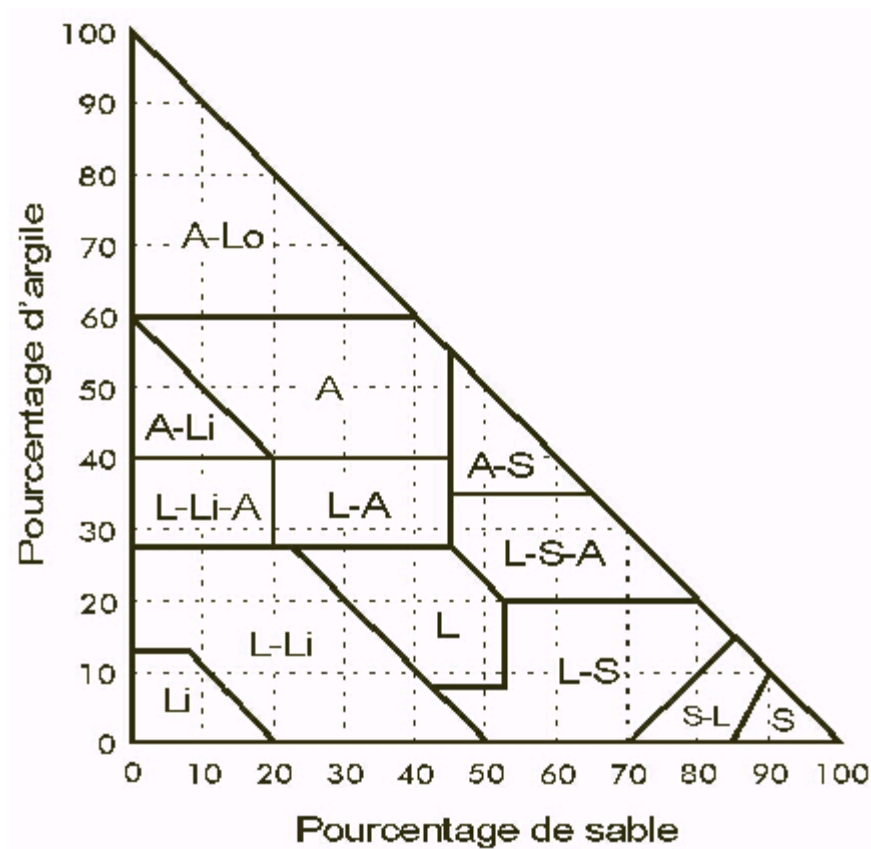
Références

- Allen B. L. and A. P. Mallarino. 2006.** Relationship between extractable soil phosphorus and phosphorus saturation after long-term fertilizer or manure application. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* **70**:454–463.
- Aulakh, M. S., A. K. Garg, B. S. Kabba. 2007.** Phosphorus accumulation, leaching and residual effects on crop yields from long-term applications in the subtropics. *Soil Use and Management*. Volume 23(4):417-427
- Bache, B.W. and E.G. Williams. 1971.** A phosphate sorption index for soils. *J. Soil Sc.* **22**:289–301.
- Beudet, P., M. Grenier, M. Giroux, and V. Girard. 2003.** Description statistique des propriétés chimiques des sols minéraux du Québec. IRDA et MAPAQ. 108p. [Online] Available: <http://www.agrireseau.qc.ca/references/6/SOLS/index.htm>. [2008 Sept. 01].
- Beudin I., M. Giroux, A. Michaud, P. Beudet. 2008.** Les sources, les formes et la gestion du phosphore en milieu agricole, Technical factsheet, IRDA et CRAAQ. 16p. Available: <http://www.craaq.qc.ca/data/DOCUMENTS/EVC019.pdf> [2009 May. 01].
- Beek, J. 1979.** Phosphate retention by soil in relation to waste disposal. *In* Ph.D. thesis, Agriculture University, Wageningen, The Netherlands.
- Beek, J., W.H. van Riemsdijk, and K. Koenders. 1980.** Aluminium and ion fractions affecting phosphate bonding in a sandy soil treated with sewage water. Pages 369–379. *In* A. Banin and U. Kafkafi (ed.), *Agrochemicals in Soils*. Pergamon Press, Oxford.
- Breeuwsmma, A. and S. Silva. 1992.** Phosphorus fertilization and environmental effects in the Netherlands and the Po region (Italy). *Agric. Res. Dep. Rep. 57*, Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Res. Wageningen, The Netherlands. 39 pp.
- Bruulsema, T. 2001.** QFMA long-term P and K fertility research. Rapport de recherche 1996–2000 pour l'AFEQ.
- Casson J. P., D.R. Bennet, C. Sheilah, B. Nolan, M. Olson, and G.R. Ontkean. 2006.** Degree of phosphorus saturation thresholds in manure-amended soils of Alberta. *J. Env. Qual.* **35**:2212–2221.
- Chang C., J.K. Whalen, and X. Hao. 2005.** Increase in surface phosphorus concentration of a clay loam surface soil receiving repeated annual feedlot cattle manure applications in southern Alberta. *Can J. Soil Sci.* **85**:589–597.
- Giroux M., J. Cantin, R. Rivest, MAPAQ, G. Tremblay, and CEROM. 2002.** L'évolution des teneurs en phosphore dans les sols selon leur fertilité, leur richesse en phosphore et les types de sols. Compte rendu sur CD du Colloque sur le phosphore OAQ-APAQ. Une gestion éclairée. 6 November 2001. 19 p.

- Giroux M., M., Duchemin, A.R., Michaud, I., Beaudin, C., Landry, P., Enright, C.A., Madramootoo et M.R. Laverdière. 2008.** Relation entre les concentrations en phosphore particulaire et dissous dans les eaux de ruissellement et les teneurs en P total et assimilables des sols pour différentes cultures. *Agrosolutions* **19**(1):4–14.
- Giroux, M. and M. Lemieux. 1996.** Effets de la fertilisation N, P et K et leurs interactions sur le rendement d'une prairie à dominance de mil (*Phleum pratense L.*), la teneur en éléments nutritifs de la récolte et l'évolution de la fertilité des sols. *Agrosol* **11**(1):40–47.
- Giroux, M. and T.S. Tran. 1996.** Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation du phosphore des sols agricoles du Québec. *Agrosol* **9**(2):51–57.
- Heming, S.D. 2007.** Phosphorus balances for arable soils in Southern England. *Soil Use and Management* **23**:162–170.
- Khiari, L., L.E. Parent, A. Pellerin, A.R.A. Alimi, C. Tremblay, R.R. Simard, and J. Fortin. 2000.** An agri-environmental phosphorus saturation index for acid coarse-textured soils. *J. Environ. Qual.* **29**:1561–1567.
- Khiari L. and M. Sbih. 2005.** Étude sur la modification à apporter au "Guide de référence en fertilisation" du Québec pour les cultures maraîchères. Agriculture et Agroalimentaire Canada. Rapport final du projet AAC-04-04. 168 p.
- Koehler R., A. Lewandowski, and J. Moncrief. 2007.** Effects of swine manure applications on soil nutrient levels and phosphorus loss risk. University of Minnesota Extension Service and University of Minnesota Department of Soil, Water, and Climate. AG-BU-08424.16 pp.
- McCartney, D.H., S. Bittman, P.R. Horton, J. Waddington, and W.F. Nuttall. 1998.** Uptake of N, P, and S in fertilized pasture herbage and herbage yield response to fertiliser as affected by soil nutrients. *Can J. Soil Sci.* **78**:241–247.
- Rivest, R. and P. Leduc. 1998.** Évaluation du risque de pollution diffuse associée au phosphore des sols classés excessivement riches. Bureau de renseignements agricoles de St-Hyacinthe, MAPAQ et Société d'Agriculture du comté de St-Hyacinthe. Rapport final. 67 p.
- Self-Davis, M.L., P.A. Jr. Moore, and B.C. Joern. 2000.** Determination of water- and/or dilute salt-extractable phosphorus. Pages 24–26. *In* G.M. Pierzynski (ed.), *Methods for Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters*. Southern Cooperative Series Bulletin No. 396. A publication of SERA-IEG 17.
- Sharpley, A.N. 1995.** Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.* **24**:920–926.
- Shen, J., R. Li, F. Zhang, J. Fan, C. Tang, and Z. Rengel. 2004.** Crop yields, soil fertility and phosphorus fractions in response to long-term fertilization under the rice monoculture system on a calcareous soil. *Field Crops Research* **86**:225–238.
- Shepher M.A. and P.J. Whitters. 1999** Applications of poultry litter and triple superphosphate fertilizer to a sandy soil: effects on soil phosphorus status and profile distribution. *Nutrient cycling in Agroecosystems.* **54** :233-242
- Sims, J.T. 1993.** Environmental soil testing for phosphorus. *J. Prod. Agric.* **6**:501–507.
- Sims, J.T., A.C. Edwards, O.F. Schoumans, and R.R. Simard. 2000.** Integrating soil phosphorus testing into environmentally-based agricultural management practices. *J. Environ. Qual.* **29**:60–71.
- Sissingh, H.A. 1971.** Analytical technique of the P_w method used for the assessment of the phosphate status of arable soils in the Netherlands. *Plant Soil* **43**:483–486.
- Soil Landscapes of Canada Working Group. 2007.** Soil Landscape of Canada v3.1.1. Agriculture and Agri-Food Canada. (Digital map and database at 1:1 millions scale). [Online] Available: CanSIS-<http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/slc/v3.1.1/intro.html> [2008 Sept. 01].

- Syers, J.K., M.G. Browman, G.W. Smillie, and R.B. Corey. 1973.** Phosphate sorption by soils evaluated by Langmuir adsorption equation. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **37**:358–363.
- Tang, X., J. Li, Y. Ma, X. Hao, X. Li. 2008,** Phosphorus efficiency in long-term (15 years) wheat-maize cropping systems with various soil and climate conditions. *Field Crops Research.* **108**:231–237
- Tran, T.S., D. Côté, and A. N'Dayegamiye, 1996.** Effets des apports prolongés de fumier et de lisier sur l'évolution des teneurs du sol en éléments nutritifs majeurs et mineurs. *Agrosol* **9(1)**:21–30.
- Tremblay, G.J., L. Robert, P. Fillion, G. Gorvaerts, R. Mongeau, J. Filiatrault, J.M. Beausoleil, G.F. Moreau, and T.S. Tran. 2002.** Effets à long terme de deux régies culturales et des fertilisations minérales azotées et phosphatées dans une rotation maïs-soya sur un sol classé bon en P. Bulletin technique no 3.05. Centre de recherche sur les grains (CÉROM) inc. Québec. 8 pp.
- van der Zee, S.E.A.T.M., L.G.J. Fokkink, and W.H. van Riemsdijk. 1987.** A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **51**:599–604.
- van der Zee, S.E.A.T.M. and W.H. van Riemsdijk. 1986.** Sorption kinetics and transport of phosphate in sandy soil. *Geoderma* **38**:293–309.
- Zhang T.Q., A.F. MacKenzie, and B.C. Liang. 1995.** Long-term changes in Mehlich-3 extractable P and K in a sandy clay loam under continuous corn (*zea mays L.*). *Can J. Soil Sci.* **75**:361–367.
- Zhang, H., J.L. Schroder, R.L. Davis, J.J. Wang, M.E. Payton, W.E. Thomason, Y. Tang, and W.R. Raun. 2006.** Phosphorus Loss in Runoff from Long-term continuous wheat fertility trials. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **70**:163–171.

Appendice 1. Triangle des classes texturales du sol.



Légende:

L=loam, Li=limon, S=sable, A=argile, Lo=lourde.

Classes texturales du sol. Pourcentage d'argile et de sable dans les principales classes texturales du sol; le reste de la composition de chaque classe se compose de limon. Source: Comité d'experts sur la prospection pédologique d'Agriculture Canada, 1987. Le Système canadien de classification des sols. Seconde édition. Agric. Can., publ. 1646. 170 p.

Section 2.1 – P_Balance

Auteurs

Georges Thériault
Eric van Bochove
Stéphane Martel

Introduction

La sous-composante P_Balance du P_Source estime, le cas échéant, la balance en P pour les polygones agricoles des pédo-paysages du Canada (PPC) ou à l'échelle du bassin versant. Le raisonnement derrière le P_Balance repose sur deux hypothèses:

1. Le phosphore provient principalement de deux sources: les fumiers provenant de troupeaux d'animaux qui sont estimés par la sous-composante de P_{manure} et les engrais minéraux phosphatés appliqués aux cultures, qui sont estimés par la sous-composante $P_{mineral}$;
2. Les exportations du phosphore résultent principalement du P immobilisé par les récoltes des cultures et sont estimées par la sous-composante $P_{removal}$.

La valeur du P_Balance est exprimée en quantité de P sur la base de la superficie agricole du polygone, c'est à dire, en kg P ha^{-1} .

Données sources

L'estimation du P_Balance est basée sur les trois sous-composantes décrites ci-dessous. Les sources de données pour faire ces calculs sont décrites dans les sections suivantes de ce document technique :

- Section 2.1.1 – P_{Manure} pages 32–37
- Section 2.1.2 – $P_{mineral}$ pages 38–58
- Section 2.1.3 – $P_{removal}$ pages 59–62.

Méthodologie

Par rapport à l'hypothèse initiale, le calcul du P_Balance est basé sur l'équation suivante:

$$P_Balance = [P_{manure}] + [P_{mineral}] - [P_{removal}] \quad (2.10)$$

Limitations et incertitudes

Les limites de la composante P_Balance se rapportent directement aux contraintes des trois sous-composantes utilisées dans son calcul. Brièvement, pour le P_{manure} , l'utilisation de coefficients standardisés pour le fumier et la production de P, ainsi que les facteurs environnementaux et les différences dans les pratiques d'élevage, spécifiquement les aliments (ajout de phytase à la ration),

introduit un certain degré d'incertitude qui a trait à la valeur estimée de la quantité de P provenant du fumier. Pour le P_{mineral} , l'estimation de la richesse en P du sol, utilisée pour estimer les applications de fertilisants aux cultures, est la principale source d'incertitude de la valeur P_{mineral} . Enfin, l'utilisation de coefficients régionaux (Est et Ouest canadien) de contenu en P dans la culture et, dans certains cas, l'utilisation des rendements moyens provinciaux, introduit un certain degré d'incertitude à la valeur de P_{removal} . Pour obtenir une image plus claire des limites et des incertitudes associées à la sous-composante P_{Balance} , consulter les sections correspondantes.

Section 2.1.1 – P_{manure}

Auteurs

Georges Thériault
Eric van Bochove
Stéphane Martel

Introduction

La sous-composante P_{manure} est une estimation de la quantité de P produit à partir de fumier dans les polygones agricoles des pédo-paysages du Canada (PPC) ou du bassin versant. Les catégories d'animaux considérées dans le calcul P_{manure} sont décrites dans le tableau 2.5. Initialement, on suppose que tout le P provenant des fumiers dans un polygone agricole de PPC est utilisé comme fertilisant aux cultures du polygone. Le transport de fumier entre les polygones adjacents n'est pas encore considéré puisque cette information n'est pas encore disponible.

Plusieurs études suggèrent que l'utilisation de la phytase (une enzyme) chez les animaux monogastriques réduit la teneur en P du fumier provenant de l'élevage du porc de 30 % (Grandhi, 2001; Knowlton et al., 2004) et des volailles de 25 % (Lefrançois et Ouyed, 2004). Au Québec, l'utilisation de l'enzyme phytase dans la production porcine a augmenté de 12 % en 1996, à 28 % en 1998, de 83 % en 2001, et de 90 % en 2003 (BPR Groupe-conseil, 2003; BPR inc, 2005). Aussi, pour la production porcine, le pourcentage d'utilisation de la phytase a été de 25 % en 2004 en Ontario (MAAARO, 2004) et environ de 50 % au Manitoba en 2006 (Marc Trudelle, Conservation Manitoba, communication personnelle). Pour la volaille, le pourcentage d'utilisation de la phytase au Québec était de 3 % en 1998 et 54 % en 2003 (BPR inc, 2005). Ces données permettent de poser une seconde hypothèse: de 1981 à 1996, l'utilisation de la phytase canadienne pour les porcs et les aliments pour la volaille a été de 0 %, sauf pour l'industrie porcine du Québec, qui atteignait 12 % en 1996. Pour 2001, le pourcentage d'utilisation de la phytase dans l'industrie porcine de l'Ontario était semblable à celui des autres provinces, sauf au Québec et, pour 2006, le pourcentage d'utilisation est d'environ la moitié de celui du Québec, selon les estimations provenant du Manitoba (Tableau 2.6). Si les données nationales sur les ventes de phytase (enzyme) ou des aliments en contenant deviennent disponibles, une meilleure estimation pourra être possible.

Sources de données

Les coefficients de P excrété (animaux) utilisés par Statistique Canada pour estimer les quantités de P à partir de l'American Society of Agricultural Engineers (ASAE, 2003) ne tiennent pas compte de l'utilisation de la phytase dans la production porcine et de volaille. Le tableau 2.5 énumère les différentes catégories d'animaux considérées, ainsi que leurs poids moyens, le fumier produit et leurs coefficients respectifs de production de P. La variable LVKGP (Équation 2.11), provenant du Recensement de l'agriculture, estime la quantité de P (kg P) provenant de la production annuelle de fumier pour chacun des polygones agricoles du PPC et intègre les animaux et leurs coefficients respectifs fondés sur l'équation suivante:

$$LVKGP = \sum_{i=1}^n [(animal_heads)_i * (annual_P_excretion_coefficient)_i] \quad (2.11)$$

Où:

i index de la catégorie animale n décrit dans le tableau 2.5.

Tableau 2.5. Catégories animales considérées dans la détermination de la variable LVKGP qui proviennent du Recensement de l'agriculture, avec le fumier produit et leurs coefficients de production en P respectifs.

Catégories animales	Variable du Recensement de l'agriculture	Poids moyen par animal (kg)	Fumier /1000-kg animal/jour (kg)	Fumier/ animal/année (kg)	P _{manure} /1000-kg animal/jour (kg)	P _{manure} /animal/année (kg)	N _{manure} / 1000-kg animal /jour (kg)	N _{manure} / animal/ année (kg)
Bétail : vache	BFCOW	635	58	13444	0.09	21.3	0.34	78.8
Chevaux et poneys : total	HORSES	450	51	8377	0.07	11.7	0.30	49.3
Autre gros bétail	LVLRG	201	58	4273	0.09	6.8	0.34	25.1
Autres petits animaux : visons, lapins et renards	LVMRF	4	40	59	0.09	0.1	0.42	0.6
Agneaux et moutons : total	TSHEEP	45	40	662	0.09	1.4	0.42	7.0
Chèvres	GOATS	64	41	958	0.11	2.6	0.45	10.5
Bétail : taureaux d'un an et plus	BULLS	726	58	15364	0.09	24.4	0.34	90.1
Bétail : veaux de moins d'un an	CALFU1	204	58	4321	0.09	6.9	0.34	25.3
Bétail : génisses d'un an ou plus	HEIFERS	420	58	8904	0.09	14.1	0.34	52.2
Bovins : vaches laitières	MLKCOW	612	102	22706	0.12	26.8	0.55	122.0
Porcs : verrats	PIGBRS	159	23	1358	0.06	3.3	0.17	9.9
Porcs : engraissement et de finition	PIGHOG	61	58	1287	0.15	3.2	0.38	8.5
porcs : porcelets allaités et sevrés	PIGNW	11	148	613	0.35	1.4	0.87	3.5
porcs : truies et jeunes truies	PIGSOW	125	30	1358	0.07	3.1	0.21	9.6
Bétail : bouvillons d'un an ou plus	STEERS	454	58	9603	0.09	15.2	0.34	56.3
Volaille : poulets à rôtir et de cornouaille	PLTBRC	0.9	85	28	0.30	0.1	1.10	0.4
Volaille : pondeuses, > 19 semaines	PLTLAYH	1.8	64	42	0.30	0.2	0.84	0.6
Volaille : pondeuses < 19 semaines	PLTPUL	0.9	85	28	0.30	0.1	1.10	0.4
Volaille : dindes	PLTRKY	6.8	47	117	0.23	0.6	0.62	1.5

Tableau 2.6. Estimation de la proportion de porcs et de volailles recevant de la phytase dans leur alimentation

Région	Production animale	Année	Proportion du cheptel qui reçoit des phytases (%)
Maritime	Porcine	≤ 1996	0
		2001	25
		2006	50
	Volaille	≤ 1996	0
		2001	0
		2006	25
Québec ^z	Porcine	≤ 1991	0
		1996	12^w
		2001	83
		2006	90
	Volaille	≤ 1996	0
		2001	3
Ontario ^y	Porcine	≤ 1996	0
		2001	25
		2006	50
	Volaille	≤ 1996	0
		2001	0
		2006	25
Prairies ^x	Porcine	≤ 1996	0
		2001	25
		2006	55
	Volaille	≤ 1996	0
		2001	0
		2006	25
Colombie-Britannique	Porcine	≤ 1996	0
		2001	25
		2006	50
	Volaille	≤ 1996	0
		2001	0
		2006	25

^zBPR Groupe-conseil, 2003; BPR Inc., 2005.

^yOMAFRA, 2004.

^xMarc Trudelle, Manitoba Conservation, communication personnelle.

^wValeurs en gras représentent un nombre provenant de rapports de l'industrie ou de communications personnelles; autres valeurs sont arbitrairement estimées par les auteurs.

Méthodologie

Dans le calcul du P_{manure} , l'utilisation des phytases est considérée uniquement pour la production de porcs et de volailles, le fumier produit par ces animaux doit être traité séparément des autres fumiers.

• **Étape des calculs**

1. Calculer la quantité de P produit annuellement par les porcs et la volaille en utilisant les variables du recensement et de leurs coefficients respectifs de production en P du tableau 2.5;

$$P_{pig} = \sum_{i=1}^n [(animal_heads)_i * (annual_P_excretion_coefficient)_i] \quad (2.12)$$

Où:

i index des variables *n* du recensement: PIGBRS, PIGHOG, PIGNW et PIGSOW.

$$P_{poultry} = \sum_{i=1}^n [(animal_heads)_i * (annual_P_excretion_coefficient)_i] \quad (2.13)$$

Où:

i index des variables *n* du recensements: PLTBRC, PLTLAYH, PLTPUL et PLTTRKY.

2. Calculer la quantité de P produit annuellement par les porcs et les volailles en utilisant les variables provenant du recensement avec leurs coefficients de production en P respectifs (Tableau 2.5) et appliquer leurs facteurs de correction respectifs;

$$P_{corrected_pig} = \sum_{i=1}^n \left[\left\{ \begin{array}{l} (animal_heads)_i * (annual_P_excretion_coefficient)_i * \\ (\%_phytase_feed)_i * (P_reduction_coefficient)_i \end{array} \right\} + \left\{ \begin{array}{l} (animal_heads)_i * (annual_P_excretion_coefficient)_i * \\ (1 - (\%_phytase_feed)_i) \end{array} \right\} \right] \quad (2.14)$$

Où:

i index des variables *n* du recensement : PIGBRS, PIGHOG, PIGNW et PIGSOW.

$$P_{corrected_poultry} = \sum_{i=1}^n \left[\left\{ \begin{array}{l} (animal_heads)_i * (annual_P_excretion_coefficient)_i * \\ (\%_phytase_feed)_i * (P_reduction_coefficient)_i \end{array} \right\} + \left\{ \begin{array}{l} (animal_heads)_i * (annual_P_excretion_coefficient)_i * \\ (1 - (\%_phytase_feed)_i) \end{array} \right\} \right] \quad (2.15)$$

Où:

i index des variables *n* du recensement: PLTBRC, PLTLAYH, PLTPUL et PLTTRKY.

3. Soustraire les valeurs déterminées à l'étape 1 de la variable LVKGP et ajouter les valeurs déterminées à l'étape 2 pour obtenir une valeur corrigée qui tient compte de l'utilisation de la phytase, $LVKGP_{phytase}$:

$$LVKGP_{phytase} = \left[(LVKGP) - (P_{(pig)}) - (P_{(poultry)}) + (P_{corrected_{(pig)}}) + (P_{corrected_{(poultry)}}) \right] \quad (2.16)$$

4. La valeur de $LVKGP_{phytase}$ est transférée sur la base de la superficie agricole du polygone afin d'obtenir une valeur pour P_{manure} comparable dans l'espace et dans le temps entre les polygones et elle est exprimée en terme de $kg P_{manure} ag ha^{-1}$. La somme des superficies des cultures (CROPLND), les pâturages améliorés (IMPAST) et les pâturages non améliorés (UNIMPST) d'un polygone, tirées du Recensement de l'agriculture, est considérée comme la superficie agricole du polygone (équation 2.17):

$$P_{manure} = \left[\frac{(LVKGP_{phytase})}{\sum (CROPLND; IMPAST; UNIMPST)} \right] \quad (2.17)$$

Limitations et incertitudes

Le P_{manure} est calculé sur la période d'une année. L'estimation du nombre de têtes dans chaque catégorie d'animaux provenant du recensement comporte des incertitudes, en particulier pour les catégories avec une production à rotation rapide (par exemple, les porcs et volailles). L'utilisation de fumier et des coefficients normalisés de production en P introduit un biais dans la quantité de P produite par chacun des élevages. La variabilité de la quantité de phosphore dans le fumier est fonction des facteurs environnementaux, comme les différences entre les pratiques d'élevage, en particulier l'alimentation animale (phytase). Bien que les facteurs de conversion normalisés ne considèrent pas cette variabilité, il peut être généralement admis que la quantité de P_{manure} estimée au niveau du polygone intègre convenablement la variabilité intra-polygone. Des données plus récentes sur l'utilisation de la phytase dans l'alimentation animale permettra une estimation plus précise des quantités de P effectivement excrétées par les animaux.

Références

- ASAE. 2003.** Manure Production and Characteristics. ASAE D384.1 FEB03. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI.
- BPR Groupe-conseil, Groupe AGÉCO. 2003.** Suivi des plans des interventions agroenvironnementales des fermes hogs du Québec (Année de Référence 2001). Fédération des Producteurs de Porcs du Québec. 76 pp.
- BPR Inc. 2005.** Suivi 2003 du Portrait agroenvironnemental des fermes du Québec: rapport présenté au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, à l'Union des Producteurs Agricoles et à Agriculture et Agroalimentaire Canada. 134 pp.
- Grandhi, R.R. 2001.** Effect of supplemental phytase and ideal dietary amino acid ratios in covered and hullless-barley-based diets on pig performance and excretion of phosphorus and nitrogen in manure. *Can. J. Anim. Sci.* **81**:115–124.
- Knowlton, K.F. et al. 2004.** Animal management to reduce phosphorus losses to the environment. *Can. J. Anim. Sci.* **82**:173–195.

Lefrançois, M. and A. Ouyed. 2004. Réduction des rejets de phosphore dans la litière des poulets de chair. Final research report submitted to Chicken Farmers of Canada and the Livestock Environmental Initiative. 63 pp.

OMAFRA. 2004. Nutritional Strategies to Decrease Nutrients in Swine Manure. Factsheet. Agdex 440/51. Ontario.

Section 2.1.2 – P_{mineral}

Auteurs

Georges Thériault
Eric van Bochove
Stéphane Martel

Introduction

La sous-composante du P_{mineral} estime la quantité de P provenant des engrais minéraux phosphatés utilisés dans la fertilisation des cultures au niveau des polygones agricoles des pédo-paysages du Canada (PPC) ou du bassin versant.

Les hypothèses générales initiales sont les suivantes:

- Les fumiers sont le premier choix pour la fertilisation des cultures et représente jusqu'à 75 % de la recommandation en N.
- La culture de la pomme de terre et des légumes ne sont pas fertilisés avec le fumier.
- Seulement au Québec, et depuis 2001, il y a une grille de fertilisation basée sur un indice de saturation en P pour la culture du maïs-grain et de l'ensilage de maïs, par conséquent, le critère de 75 % de l'azote recommandé n'est pas appliqué.
- Seuls les bovins (BFCOW, BULLS, MLKCOW, HEIFERS, STEERS et CALFU1), les ovins (TSHEEP) et les chèvres (GOATS) sont considérés lors de l'estimation de la fraction de fumier qui est produite dans les pâturages, et donc non disponible pour la fertilisation des cultures (Tableau 2.7).
- La culture de gazon à pelouses, les fruits, les noix et la culture de plants sous abri (culture en serre et pépinière) ne sont pas considérés lors de l'estimation des quantités d'engrais minéraux phosphatés vendus à l'échelle provinciale.

La quantité estimée de P_{mineral} considère la fraction de P_{manure} en priorité d'utilisation pour satisfaire la demande de P des cultures. La fraction de P_{manure} disponible pour la fertilisation des cultures est obtenue en soustrayant la proportion de P_{manure} retrouvé sur les pâturages améliorés ou non du P_{manure} lui-même. Seuls les bovins, les chèvres et les moutons sont considérés comme des animaux de pâturage. L'azote du fumier et la disponibilité du phosphore sont également pris en compte dans les estimations des besoins en fertilisation des cultures. On suppose que le N contenu dans la fraction du fumier peut être utilisé dans la fertilisation des cultures et peut contribuer jusqu'à 75 % de l'exigence en N de la culture, fixant ainsi un plafond pour l'utilisation du fumier pour répondre aux besoins de fertilisation des cultures dans le calcul du P_{mineral} . S'il reste des quantités excédentaires de P_{manure} après l'utilisation du fumier pour répondre aux besoins des cultures, aucun autre traitement n'est nécessaire car celui-ci a déjà été comptabilisé dans la composante P_{manure} . La quantité de P recommandée pour les grandes cultures est basée sur la teneur moyenne de P du sol, tandis que pour la production de légumes, la moyenne des recommandations a été utilisée comme référence. Selon le type de légumes, les recommandations d'engrais varient considérablement et les superficies sont signalées dans le Recensement de l'agriculture incluant tous les types de légumes. Pour mieux représenter les proportions

relatives des principaux types de légumes cultivés dans chaque province, les données de Statistique Canada (CANSIM) peuvent être utilisées pour calculer les recommandations moyennes pour chacune des provinces. Ces recommandations varient selon les années de recensement en fonction de l'évolution des superficies de culture de légumes.

Sources de données

Les catégories de culture considérées dans le calcul du P_{mineral} sont présentées au tableau 2.7. Les données initiales utilisées pour calculer le P_{mineral} pour chacun des polygones de PPC sont présentées aux tableaux 2.8 à 2.13. Deux des six fichiers principaux présentés dans le tableau 2.8 se rapportent à des groupes de fichiers secondaires (Tableaux 2.9 et 2.10) et deux fichiers secondaires du tableau 2.10 se réfèrent à un groupe de fichiers de référence (Tableaux 2.11 à 2.13).

Les recommandations d'engrais sont tirées de guides de fertilisation pour le Nouveau-Brunswick, le Québec, l'Ontario, le Manitoba et la Colombie-Britannique. Pour les grandes cultures dans les provinces des Maritimes et de la Colombie-Britannique, les recommandations sont réalisées à partir de grilles de fertilisation du Nouveau-Brunswick et du Manitoba, respectivement. Les recommandations concernant l'ensemble des cultures maraîchères à l'intérieur du Canada sont tirées de grilles de fertilisation du Québec. Les recommandations en fertilisation du Manitoba ont été utilisées comme référence pour les trois provinces des Prairies (Manitoba, Alberta et Saskatchewan).

Tableau 2.7. Les cultures maraîchères considérées dans le calcul de la sous-composante P_{mineral} et les variables respectives du recensement

Catégories des cultures	Variables
Maïs cultivé pour le grain : superficie ensemencée	CORNGR
Maïs pour l'ensilage : superficie ensemencée	CORNSLG
Soya : superficie ensemencée	SOYBNS
Seigle et blé d'automne : superficie ensemencée	WHTRYE
Blé de printemps : superficie ensemencée	WHTSPG
Grains et céréales choisis : superficie ensemencée	GRNCRL
Luzerne et mélanges de luzerne : superficie ensemencée	ALFALFA
Foin cultivé et cultures fourragères : toutes les autres	OHAYFD
Pommes de terre : superficie ensemencée	POTATS
Légumes : superficie totale (P_{mineral} seulement)	TOTVEG

Tableau 2.8. Les principaux fichiers pour déterminer la quantité de P d'origine minérale

Fichiers principaux	Unité	Source
Superficies des cultures	ha	Recensement de l'agriculture
Recommandation en P	kg P	Guides de fertilisation provinciaux
Recommandation en N	kg N	Guides de fertilisation provinciaux
Contenu relatif en P	Catégorie	Tableau 2.9
Disponibilité en P et N du fumier pour la fertilisation des cultures	kg P-N an ⁻¹	Tableau 2.10
Fertilisants phosphatés vendus dans la province (valeur ajustée)	kg P	Korol (2002); CFI-Rapports statistiques sur les ventes au détail (2007)

Tableau 2.9. Les fichiers secondaires pour déterminer le contenu relatif en P du sol

Fichiers secondaires (Contenu relatif en P)	Unité	Source
Superficies des cultures et des pâturages	ha	Recensement de l'agriculture
P total du fumier	kg P an ⁻¹	Recensement de l'agriculture
Prélèvement en P de la culture (Fichiers prélèvement en P)	kg P an ⁻¹	Fichiers IRCE_P

Tableau 2.10. Les fichiers secondaires pour calculer les quantités de P et de N provenant du fumier disponible pour la fertilisation des cultures

Fichiers secondaires (Disponibilité en P et N)	Unité	Source
Quantité en P et N déposée sur les pâturages	kg P et N an ⁻¹	Tableau 2.11
Fichier de référence pour la disponibilité en N et en P		Tableaux 2.12 et 2.13
Nombre d'animaux	Tête	Recensement d'agriculture
Production moyenne de fumier par catégories animales	kg fumier	Statistique Canada et AAC
Coefficients de production en P et en N par catégories animales	kg P-N tête ⁻¹	Statistique Canada et AAC

Tableau 2.11. Les fichiers de références pour calculer les quantités de P et de N déposées sur les pâturages

Fichiers de référence (Gestion des animaux et fumier)	Unité	Source
Nombre d'animaux adaptés pour le pâturage (bovins et ovins)	Tête	Recensement de l'agriculture
Nombre d'animaux (Bovins et ovins) sur les pâturages améliorés et non améliorés	Tête	Statistique Canada-FEMS (2006)
Temps approximatif sur les pâturages améliorés et non améliorés	jour	Statistique Canada-FEMS (2006)
Superficies des pâturages améliorés et non améliorés	ha	Recensement de l'agriculture
Total de P et N provenant des fumiers	kg P-N an ⁻¹	Recensement de l'agriculture
Production moyenne de fumier par catégorie animale	Kg fumier	Statistique Canada and AAC
Coefficients de production en P et N par catégorie animale	kg P-N an ⁻¹	Statistique Canada and AAC

Tableau 2.12 Les fichiers de références pour déterminer la disponibilité du P

Fichiers de référence (phosphore)	Source
Texture de sol	CanSIS
Ratio liquide/solide (Disponible depuis 1996)	Recensement de l'agriculture
Ratio de la période d'épandage (Été, automne, hiver et printemps)	Statistique Canada-FEMS (2001, 2006)
Ratio de la méthode d'épandage (Délai d'incorporation : <24 h, 1-7 jours, >7 jours)	Statistique Canada-FEMS (2001, 2006)
Coefficient de disponibilité du P (Type de fumier et texture du sol)	CRAAQ (2003)
Facteur de partage (Période d'épandage)	CRAAQ (2003)

Tableau 2.13. Les fichiers de référence pour déterminer la disponibilité en N

Fichiers de référence (Azote)	Source
Texture du sol	CanSIS
Ratio liquide/solide (Disponibilité depuis 1996)	Recensement de l'agriculture
Ratio type de culture (Pâturage et autres)	Recensement de l'agriculture
Ratio de la période d'épandage (Été, automne, hiver et printemps)	Statistique Canada-FEMS (2001, 2006)
Ratio de la méthode d'épandage (Délai d'incorporation: <24 h, 1-7 jours, >7 jours)	Statistique Canada-FEMS (2001, 2006)
Coefficient de disponibilité en N (Type de fumier et texture du sol)	CRAAQ (2003)
Facteur de partage (Méthode d'épandage, type de fumier et délai d'incorporation)	CRAAQ (2003)
Facteur de partage (Période d'épandage, texture du sol, type de culture et type de fumier)	CRAAQ (2003)

Méthodologie

- *Étapes du calcul*

1. Calculer la proportion de P_{manure} disponible pour la fertilisation des cultures;

– Déterminer la quantité annuelle de P_{manure} produite par les animaux allant aux pâturages (bovins, ovins et chèvres):

$$(Annual_P_{manure})_i = [(animal_heads)_i * (annual_P_excretion_coefficient)_i] \quad (2.18)$$

Où:

i index des catégories animales n allant aux pâturages (bovins, ovins et chèvres).

– Déterminer la proportion d'animaux allant aux pâturages (bovines, ovins et chèvres):

$$(animal_ratio_i)_{pasture} = \left[\frac{(Nb_animal_i)_{pasture}}{(Nb_animal_i)_{permanently_outside} + (Nb_animal_i)_{buildings}} \right] \quad (2.19)$$

Où:

i index des catégories animales allant aux pâturages (bovins, ovins et chèvres);

$(Nb_animal)_{pasture}$, $(Nb_animal)_{permanently_outside}$ et $(Nb_animal)_{buildings}$ sont données respectivement par les Questions 36, 5 et 8 du FEMS_2006.

– Déterminer les proportions de P_{manure} produites par les animaux allant aux pâturages (bovins, ovins et chèvres):

$$(P_{manure_pasture})_i = \left[\left\{ (Annual_P_{manure})_i * (animal_ratio_i)_{pasture} \right\} * \left[\left\langle \left(\frac{days_{impast}}{365} \right) * \left(\frac{area_{impast}}{area_{impast} + area_{unimpst}} \right) \right\rangle + \left\langle \left(\frac{days_{unimpst}}{365} \right) * \left(\frac{area_{unimpst}}{area_{impast} + area_{unimpst}} \right) \right\rangle \right] \right] \quad (2.20)$$

Où:

i index des catégories animales (bovines, ovins et chèvres);

days_{impast} et *days_{unimpst}* sont donnés par la Question 39 du FEMS_2006;

area_{impast} et *area_{unimpst}* sont donnés par le Recensement de l'agriculture.

- Déterminer les proportions de P_{manure} disponibles pour la fertilisation des cultures provenant des cheptels bovins, ovins, caprins, avicoles et autres.

La quantité de P_{manure} disponible pour la fertilisation des cultures provenant du cheptel bovin, est estimée par la soustraction de la quantité produite sur les pâturages à la quantité totale produite.

$$(P_{manure_fertilizer})_{bovine} = [(Annual_P_{manure})_{bovine} - (P_{manure_pasture})_{bovine}] \quad (2.21)$$

La quantité de P_{manure} disponible pour la fertilisation des cultures du cheptel porcin est donnée par l'équation 2.14 et la quantité provenant des volailles est donnée par l'équation 2.15. La quantité de P_{manure} disponible pour la fertilisation des cultures à partir des autres catégories d'animaux ($P_{manure\ fertilizer} Other$), laquelle comprend tous les animaux sauf les bovins, les porcs, les volailles, est estimée en soustrayant la quantité de P_{manure} produites sur les pâturages et la quantité de P_{manure} produites par les bovins, les porcs et les volailles de la quantité totale de P_{manure} produite.

$$(P_{manure_fertilizer})_{other} = [LVKGP_{phytase}] - \left[\left\{ \sum_{i=1}^n (P_{manure_pasture})_i \right\} + \left\{ (P_{manure_fertilizer})_{bovine} + (P_{corrected_pig}) + (P_{corrected_poultry}) \right\} \right] \quad (2.22)$$

Où:

i index des catégories animales *n* allant aux pâturages (bovin, ovin et chèvre).

- Déterminer la proportion corrigée du P_{manure} disponible pour estimer la quantité totale de P disponible pour la fertilisation des cultures:

La proportion de P_{manure} disponible pour la fertilisation des cultures doit être corrigée pour prendre en considération la disponibilité du P aux cultures. Les coefficients de disponibilité en P considèrent l'état du fumier (solide ou liquide, Tableau 2.14), la période d'épandage (printemps-été ou automne-hiver; Tableau 2.15) et sont tirés du Guide de référence en fertilisation (CRAAQ, 2003).

Tableau 2.14. Coefficients de disponibilité du P en fonction de l'état du fumier (solide ou liquide)

Catégorie animale	État du fumier	Coefficient de disponibilité en P
Bovin et volaille	solide	0.65
Bovin, volaille et porc	liquide	0.80

La détermination des proportions de fumier liquide ou solide est basée sur quatre variables (MIRRIG, MLIQINJ, MLIQSUR et MSOLID) provenant du Recensement de l'agriculture. Les trois premières variables représentent la portion liquide et la quatrième, la portion solide. Ainsi,

$$Liquid_ratio = \left[\frac{(MIRRIG + MLIQINJ + MLIQSUR)}{(MIRRIG + MLIQINJ + MLIQSUR + MSOLID)} \right] \quad (2.23)$$

et

$$Solid_ratio = \left[\frac{(MSOLID)}{(MIRRIG + MLIQINJ + MLIQSUR + MSOLID)} \right] \quad (2.24)$$

Pour le cheptel bovin,

$$(Corr1_P_{manure_fertilizer})_{bovine} = \left[\left\{ (P_{manure_fertilizer})_{bovine} \right\} * \left[\left\{ (Liquid_ratio) * (availability_coeff)_{liquid} \right\} + \left\{ (Solid_ratio) * (availability_coeff)_{solid} \right\} \right] \right] \quad (2.25)$$

Pour le cheptel porcin (100 % du fumier est considéré sous forme liquide),

$$(Corr1_P_{manure_fertilizer})_{pig} = \left[P_{corrected_pig} \right] * \left[(availability_coeff)_{liquid} \right] \quad (2.26)$$

Pour les volailles,

$$(Corr1_P_{manure_fertilizer})_{poultry} = \left[P_{corrected_poultry} \right] * \left[\left\{ (Liquid_ratio) * (availability_coeff)_{liquid} \right\} + \left\{ (Solid_ratio) * (availability_coeff)_{solid} \right\} \right] \quad (2.27)$$

Pour les autres animaux de ferme,

$$(Corr1_P_{manure_fertilizer})_{other} = \left[(P_{manure_fertilizer})_{other} \right] * \left[\left\{ (Liquid_ratio) * (availability_coeff)_{liquid} \right\} + \left\{ (Solid_ratio) * (availability_coeff)_{solid} \right\} \right] \quad (2.28)$$

La quantité totale de $P_{manure_fertilizer}$ corrigée selon l'état du fumier est estimée par la somme des quatre composantes:

$$(Corr1_P_{manure_fertilizer})_{total} = \sum_i [(Corr1_P_{manure_fertilizer})_i] \quad (2.29)$$

Où:

i index des bovins, porcs, volailles et autres catégories.

Pour estimer la quantité totale de P provenant du fumier disponible pour la fertilisation des cultures, une seconde correction est effectuée pour tenir compte de la période d'épandage (printemps-été et automne-hiver).

Tableau 2.15. Coefficients de disponibilité du P en fonction de la période d'épandage

Période d'épandage	Coefficient de perte en P
Printemps-été	1.0
Automne-hiver	1.6

$$P_{manure_fertilizer} = [(Corr1_P_{manure_fertilizer})_{total}] * \left[\begin{array}{c} \left\{ \frac{(\%_spread)_{spring_summer}}{(P_loss_factor)_{spring_summer}} \right\} + \\ \left\{ \frac{(\%_spread)_{fall_winter}}{(P_loss_factor)_{fall_winter}} \right\} \end{array} \right] \quad (2.30)$$

Où:

$(\%_spread)_{spring_summer}$ et $(\%_spread)_{fall_winter}$ sont donnés par le Recensement LFAS.

2. Calculer la proportion de N_{manure} disponible pour la fertilisation des cultures;

Étant donné que, dans plusieurs cas, la proportion de l'azote disponible contenue dans le fumier épandu sur les cultures détermine la quantité de fumier pour une application, cette proportion ($N_{manure\ fertilizer}$) doit être estimée. La procédure d'estimation de la proportion de $N_{manure\ fertilizer}$ suit essentiellement le même raisonnement que pour l'estimation du $P_{manure\ fertilizer}$. La valeur N_{manure} est corrigée en tenant compte de la méthode et de la période d'épandage (FEMS_2006), du délai d'incorporation du fumier (FEMS_2006), du type de fumier - solide ou liquide (Census_2006), du type de culture (Census_2006), et de la texture des sols (SISCan/CanSIS).

– Déterminer la quantité de N_{manure} produite annuellement par les animaux allant aux pâturages (bovin, ovin et chèvre):

$$(Annual_N_{manure})_i = [(animal_heads)_i] * [(annual_N_excretion_coefficient)_i] \quad (2.31)$$

Où:

i index des catégories animales allant aux pâturages (bovin, ovin et chèvre).

– Déterminer la proportion d’animaux allant aux pâturages (bovin, ovin et chèvre):

$$(animal_ratio_i)_{pasture} = \left[\frac{(Nb_animal_i)_{pasture}}{\{(Nb_animal_i)_{permanently_outside} + (Nb_animal_i)_{buildings}\}} \right] \quad (2.32)$$

Où:

i index des catégories animales allant aux pâturages (bovin, ovin et chèvre);

$(Nb_animal)_{pasture}$, $(Nb_animal)_{permanently_outside}$ et $(Nb_animal)_{buildings}$ sont donnés respectivement par les Questions 36, 5 et 8 du recensement FEMS_2006.

– Déterminer les proportions de N_{manure} produites sur les pâturages par les cheptels bovin, ovins et caprins:

$$(N_{manure_pasture})_i = \left[\begin{array}{c} (Annual_N_{manure})_i \\ * (animal_ratio_i)_{pasture} \end{array} \right] * \left[\begin{array}{c} \left\{ \left(\frac{(days)_{impast}}{365} \right) * \left(\frac{area_{impast}}{area_{impast} + area_{unimpst}} \right) \right\} + \\ \left\{ \left(\frac{(days)_{unimpst}}{365} \right) * \left(\frac{area_{unimpst}}{area_{impast} + area_{unimpst}} \right) \right\} \end{array} \right] \quad (2.33)$$

Où:

i index des catégories animales (bovin, ovin et chèvre);

$days_{impast}$ et $days_{unimpst}$ sont donnés par la Question 39 du recensement FEMS_2006;

$area_{impast}$ et $area_{unimpst}$ sont donnés par le Recensement de l’agriculture.

– Déterminer les proportions de N_{manure} disponibles pour la fertilisation des cultures provenant du cheptel bovin, ovin, caprin, avicole et les autres:

La quantité de $N_{manure_fertilizer}$ disponible pour la fertilisation des cultures provenant du cheptel bovin est estimée en soustrayant la quantité produite sur les pâturages de la quantité totale produite:

$$(N_{manure_fertilizer})_{bovine} = [(Annual_N_{manure})_{bovine}] - [(N_{manure_pasture})_{bovine}] \quad (2.34)$$

La quantité de $N_{manure_fertilizer}$ disponible pour la fertilisation des cultures provenant du cheptel porcin est égale à la quantité de N produite annuellement:

$$\left(N_{manure_fertilizer}\right)_{pig} = \sum_{i=1}^n \left[(animal_heads)_i * (annual_N_excretion_coefficient)_i \right] \quad (2.35)$$

Où:

i index des variables *n* provenant du recensement: (Tableau 2.5): PIGBRS, PIGHOG, PIGNW et PIGSOW.

La quantité de $N_{manure_fertilizer}$ provenant du cheptel avicole disponible pour la fertilisation des cultures est égale à la quantité de N produite annuellement:

$$\left(N_{manure_fertilizer}\right)_{poultry} = \sum_{i=1}^n \left[(animal_heads)_i * (annual_N_excretion_coefficient)_i \right] \quad (2.36)$$

Où:

i index des *n* variables provenant du recensement (Tableau 2.5): PLTBRC, PLTLAYH, PLTPUL et PLTTRKY.

La quantité de N_{manure} disponible pour la fertilisation des cultures provenant des autres cheptels, lesquels incluent tous les animaux à l'exception des bovins, porcs et volailles, est estimée par la soustraction de la quantité de N_{manure} produite sur les pâturages et celles produites par les bovins, les porcs et les volailles de la quantité totale de N_{manure} produite:

$$\left(N_{manure_fertilizer}\right)_{other} = [LVKGN] - \left[\left\{ \sum_{i=1}^n \left(N_{manure_pasture}\right)_i \right\} + \left\{ \left(N_{manure_fertilizer}\right)_{bovine} + \left(N_{manure_fertilizer}\right)_{pig} + \left(N_{manure_fertilizer}\right)_{poultry} \right\} \right] \quad (2.37)$$

Où:

i index des catégories animales *n* allant aux pâturages (bovin, ovin et chèvre).

– Déterminer la proportion corrigée du N_{manure} disponible pour estimer la quantité totale disponible de N pour la fertilisation des cultures :

Les proportions de N_{manure} disponibles pour la fertilisation des cultures doivent être corrigées pour tenir compte de la disponibilité du N pour la culture.

Les coefficients de disponibilité de N considèrent les catégories d'animaux, l'état de fumier (solide ou liquide) et la texture du sol sur laquelle le fumier a été appliqué (Tableau 2.16). Une première série de coefficients de pertes en N (volatilisation) est fonction de la méthode d'application, le délai d'incorporation et les catégories animales (Tableau 2.17). Une seconde série de coefficients de pertes en N (volatilisation) est fonction de la période d'épandage, le type de culture et le groupe de la texture

du sol (Tableau 2.18). Les coefficients utilisés sont tirés du Guide de référence en fertilisation (CRAAQ, 2003).

Tableau 2.16. Coefficients de disponibilité du N en fonction des catégories animales, des types d'épandage de fumier (solide ou liquide) et de la texture du sol

Catégorie animale	Type de fumier	Texture du sol ^z	
		S, LS, SL	Autre
Bovin	solide	0.55	0.45
	liquide	0.60	0.50
Porc	liquide	0.70	0.60
Volaille	solide	0.75	0.65
	liquide	0.85	0.75

^zS=sable, LS=sable loameux et SL=loam sableux.

Tableau 2.17. Coefficients de pertes (*Loss_factor1*) fonction du type de fumier (liquide ou solide), la méthode d'épandage (injection, aspersion, irrigation et épandeur), le délai d'incorporation (<24 h ou >24 h) et la catégorie animale

Méthode d'épandage	Délai d'incorporation	Type de fumier				
		Porc		Bovin		Volaille
		liquide	liquide	solide	liquide	solide
Injection en surface		1.0	1.0		1.0	
Irrigation	<24 h	1.2	1.2		1.3	
	>24 h	1.4	1.4		1.5	
Aspersion	<24 h	1.1	1.1		1.2	
	>24 h	1.3	1.3		1.4	
Épandeur (solide)	<24 h			1.1		1.3
	>24 h			1.3		1.5

Tableau 2.18. Coefficients de perte en azote (*Loss_factor2*) en fonction du type de fumier (liquide ou solide), la période d'épandage, le type de culture (pâturage ou autre) et le groupe textural

Type de fumier	Catégorie de culture	Pâturage		Autre	
		S, LS, SL	Autre	S, LS, SL	Autre
Liquide	Texture du sol ^z				
	Printemps-été	1.1	1.0	1.1	1.0
	Automne-hiver	1.6	1.4	1.8	1.4
Solide	Printemps-été	1.0	1.0	1.0	1.0
	Automne-hiver	1.3	1.2	1.4	1.3

^zS=sable, LS=sable loameux, SL=loam sableux et autre.

Les proportions du fumier liquide ou solide sont évaluées à partir des Équations (2.23) et (2.24). Puisque le coefficient de disponibilité en N est fonction du groupe de texture du sol, une correction initiale est effectuée pour estimer la disponibilité du N pour les trois premières composantes des polygones de PPC (CMP1, CMP2 et CMP3).

Pour le cheptel bovin,

$$(Corr1_N_{manure_fertilizer})_{bovine} = \sum_{ij} \left[\left[\left[(N_{manure_fertilizer})_{bovine} * (\%_texture_j)_i \right]^* \right. \right. \\ \left. \left. \left\{ (liquid_ratio) * (availability_coeff_j)_{liquid} \right\} + \right. \right. \\ \left. \left. \left\{ (solid_ratio) * (availability_coeff_j)_{solid} \right\} \right] \right] \quad (2.38)$$

Où:

i index de trois premières composantes du polygone et *j* index du groupe de texture (sable, sable loameux, loam sableux et autre).

Pour le cheptel porcin (100 % du fumier est considéré sous forme liquide),

$$(Corr1_N_{manure_fertilizer})_{pig} = \sum_{ij} \left[\left[(N_{manure_fertilizer})_{pig} * (\%_texture_j)_i \right]^* \right. \\ \left. \left[(availability_coeff_j)_{liquid} \right] \right] \quad (2.39)$$

Où:

i index des trois composantes des polygones et *j* index des groupes de texture (sable, sable loameux, loam sableux et autre).

Pour le cheptel avicole,

$$(Corr1_N_{manure_fertilizer})_{poultry} = \sum_{ij} \left[\left[\left[(N_{manure_fertilizer})_{poultry} * (\%_texture_j)_i \right]^* \right. \right. \\ \left. \left. \left\{ (liquid_ratio) * (availability_coeff_j)_{liquid} \right\} + \right. \right. \\ \left. \left. \left\{ (solid_ratio) * (availability_coeff_j)_{solid} \right\} \right] \right] \quad (2.40)$$

Où:

i index des trois composantes des polygones et *j* index des groupes texturales (Sable, sable loameux, loam sableux et autre).

Pour les autres cheptels,

$$(Corr1_N_{manure_fertilizer})_{other} = \sum_{ij} \left[\left[\left[(N_{manure_fertilizer})_{other} * (\%_texture_j)_i \right]^* \right. \right. \\ \left. \left. \left\{ (liquid_ratio) * (avg_availability_coeff_j)_{liquid} \right\} + \right. \right. \\ \left. \left. \left\{ (solid_ratio) * (avg_availability_coeff_j)_{solid} \right\} \right] \right] \quad (2.41)$$

Où:

$$(avg_availability_coeff_j)_{liquid} = \left[\frac{\sum_j (availability_coeff_j)_{liquid}}{3} \right] \quad (2.42)$$

et

$$(avg_availability_coeff_j)_{solid} = \left[\frac{\sum_j (availability_coeff_j)_{solid}}{2} \right] \quad (2.43)$$

Où:

i index des trois composantes d'un polygone et *j* index des groupes de texture (sable, sable loameux, loam sableux et autre).

Une seconde correction pour tenir compte des pertes par volatilisation considère le type de fumier (liquide ou solide), la méthode d'épandage (variable du Recensement de l'agriculture) (MLIQINJ, MLIQSUR, MIRRIG et MSOLID), le délai d'incorporation (<24 h ou > 24 h) et la catégorie d'animaux, en utilisant loss_factor1 (Tableau 2.17).

Pour les cheptels bovin, porcine et avicoles,

$$(Corr2_N_{manure_fertilizer})_i = \sum_j \left[\left\{ (Corr1_N_{manure_fertilizer})_i * (\%_spreading_method)_j \right\} * \left\{ \left(\frac{(\% < 24h)}{(loss_factor1)_{j(<24h)}} \right) + \left(\frac{(\% > 24h)}{(loss_factor1)_{j(>24h)}} \right) \right\} \right] \quad (2.44)$$

Où:

i index d'un des trois cheptels (bovin, porcine ou avicole) et *j* index d'une des quatre méthodes d'épandage (injection – MLIQINJ, liquide en surface – MLIQSUR, irrigation – MIRRIG et solide en surface – MSOLID).

Pour les autres cheptels, les coefficients de pertes utilisés (avg_loss_factor1) sont une moyenne des coefficients de pertes.

$$(Corr2_N_{manure_fertilizer})_{other} = \sum_j \left[\left\{ (Corr1_N_{manure_fertilizer})_{other} * (\%_spreading_method)_j \right\} * \left\{ \left(\frac{(\% < 24h)}{(avg_loss_factor1)_{j(<24h)}} \right) + \left(\frac{(\% > 24h)}{(avg_loss_factor1)_{j(>24h)}} \right) \right\} \right] \quad (2.45)$$

Où:

$$(avg_loss_factor1)_{jk} = \left[\frac{\sum_j (loss_factor1)_{jk}}{(number_of_loss_factor1)_{jk}} \right] \quad (2.46)$$

Où:

j représente une des quatre méthodes d'épandage (injection – MLIQINJ, liquide en surface – MLIQSUR, irrigation – MIRRIG et solide en surface – MSOLID);

k représente un des deux délais d'incorporation (<24 h ou >24 h).

Pour estimer la quantité totale d'azote provenant du fumier et disponible pour la fertilisation des cultures, une troisième et dernière correction est faite. Cette correction estime les pertes par volatilisation, tenant compte du groupe de texture du sol (Sable, sable loameux, loam sableux et autre) pour les trois premières composantes (CMP1, CMP2 et CMP3) de sol du polygone, le type de culture (pâturage ou autre), le type de fumier (liquide ou solide) et la période d'épandage (printemps-été ou automne-hiver) à l'aide du Loss_factor2 (tableau 2.18). Donc,

$$N_{manure_fertilizer} = \sum_{ijkmn} \left\{ (Corr2_N_{manure_fertilizer})_i * (\%_texture_k)_j * (\%_manure_type)_m * \left[(\%_spread)_n * \left[\frac{\%_pasture}{(loss_factor2)_{kmn-pasture}} + \frac{\%_other}{(loss_factor2)_{kmn-other}} \right] \right] \right\} \quad (2.47)$$

Où:

i index du cheptel animal;

j, la première des trois composantes du polygone de sol;

k, les deux groupes de texture (Sable, sable loameux, loam sableux et autres);

m, les deux types de fumier;

n, les deux périodes d'épandage.

3. Calculer la recommandation en P et en N et la recommandation corrigée de la fertilisation du P minéral pour la culture;

Les recommandations de fertilisation en phosphore sont habituellement fondées sur une estimation de l'analyse de sol qui estime la richesse de P du sol. En classant les polygones en fonction de la richesse relative du sol en P, les doses de P recommandées peuvent être variables. Dans une perspective historique, on peut supposer que l'enrichissement en P du sol est lié à des quantités de P ajoutées par l'utilisation régulière de fumier comme source d'engrais ou à un excédent de P à partir du fumier par

rapport aux quantités exportées de P via les récoltes. Par conséquent, l'indice d'enrichissement de P des sols est calculé comme suit:

$$SoilP_relative_richness_index = \left[\frac{(P_{manure_fertilizer}) - (P_{removal})}{(CRPLND + IMPAST + UNIMPST)} \right] \quad (2.48)$$

Les polygones sont classés pour la richesse de P qui repose sur la valeur de l'indice relative de richesse en P. Le nombre de catégories de richesse est fonction du nombre de classes de l'indice de P (Analyse du sol en phosphore et un indice de P) dans les grilles provinciales de référence en fertilisation (Tableau 2.19). Lorsque l'indice relatif de richesse en P donne une valeur égale ou inférieure à 0, le polygone est classé comme ayant une richesse de P de 1. Plus de 99 % des polygones ayant une richesse relative en P supérieure à 0 ont des valeurs de moins de 100. Ainsi, la catégorie la plus élevée de richesse en P comprend des polygones ayant un indice de richesse en P supérieur à 100 et les catégories de richesse intermédiaires en P donnent des valeurs de richesse en P comprises entre 0 et 100 (Tableau 2.20).

Tableau 2.19. Nombre de classes de l'indice du P selon les grilles de référence en fertilisation et le nombre de catégories de richesse en P par province

Province	Nombre de classes de l'indice du P		Nombre de catégories de richesse en P	Notes
	Culture	Légume		
Colombie-Britannique	10	5	5	<ul style="list-style-type: none"> • Classes de l'indice en P pour les cultures et les légumes provenant des grilles de référence en fertilisation du Manitoba. • Quelques classes de l'indice en P pour les cultures sont jumelées pour obtenir 5 catégories de richesse en P.
Alberta	10	5	5	<ul style="list-style-type: none"> • Classes de l'indice en P pour les cultures et les légumes provenant des grilles de référence en fertilisation du Manitoba. • Quelques classes de l'indice en P pour les cultures sont jumelées pour obtenir 5 catégories de richesse en P.
Saskatchewan	10	5	5	<ul style="list-style-type: none"> • Classes de l'indice en P pour les cultures et les légumes provenant des grilles de référence en fertilisation du Manitoba. • Quelques classes de l'indice en P pour les cultures sont jumelées pour obtenir 5 catégories de richesse en P.
Manitoba	10	5	5	<ul style="list-style-type: none"> • Quelques classes de l'indice en P pour les cultures sont jumelées pour obtenir 5 catégories de richesse en P.
Ontario	13	13	6	<ul style="list-style-type: none"> • Quelques classes de l'indice en P pour les cultures sont jumelées pour obtenir 6 catégories de richesse en P.
Québec	7	7	7	<ul style="list-style-type: none"> • Quelques classes de l'indice en P pour les cultures sont jumelées pour obtenir 7 catégories de richesse en P.
Nouveau-Brunswick	6	7	6	<ul style="list-style-type: none"> • Classes de l'indice en P pour les légumes provenant des grilles de référence en fertilisation du Québec. • Quelques classes de l'indice en P pour les cultures sont jumelées pour obtenir 6 catégories de richesse en P.
Nouvelle-Écosse	6	7	6	<ul style="list-style-type: none"> • Classes de l'indice en P pour les cultures provenant des grilles de référence en fertilisation du Nouveau-Brunswick. • Classes de l'indice en P des légumes provenant des grilles de référence en fertilisation du Québec. • Quelques classes de l'indice en P pour les légumes sont jumelées pour obtenir 6

Tableau 2.19. Nombre de classes de l'indice du P selon les grilles de référence en fertilisation et le nombre de catégories de richesse en P par province

Province	Nombre de classes de l'indice du P		Nombre de catégories de richesse en P	Notes
				catégories de richesse en P.
Île du Prince-Édouard	6	7	6	<ul style="list-style-type: none"> • Classes de l'indice en P pour les cultures provenant des grilles de référence en fertilisation du Nouveau-Brunswick. • Classes de l'indice en P des légumes provenant des grilles de référence en fertilisation du Québec. • Quelques classes de l'indice en P pour les légumes sont jumelées pour obtenir 6 catégories de richesse en P.
Terre-Neuve	6	7	6	<ul style="list-style-type: none"> • Classes de l'indice en P pour les cultures provenant des grilles de référence en fertilisation du Nouveau-Brunswick. • Classes de l'indice en P des légumes provenant des grilles de référence en fertilisation du Québec. • Quelques classes de l'indice en P pour les légumes sont jumelées pour obtenir 6 catégories de richesse en P.

Tableau 2.20. Catégories de richesse en P et correspondance avec les valeurs de l'indice de richesse en P

Nombre de catégories d'enrichissement en P	Catégories d'enrichissement en P	Valeurs relatives de l'indice d'enrichissement en P, équation (2.48)
5	1	indice ≤ 0
	2	0 < indice < 25
	3	25 ≤ indice < 50
	4	50 ≤ indice < 75
	5	indice ≥ 75
6	1	indice ≤ 0
	2	0 < indice < 20
	3	20 ≤ indice < 40
	4	40 ≤ indice < 60
	5	60 ≤ indice < 80
	6	indice ≥ 80
7	1	indice ≤ 0
	2	0 < indice < 16.6
	3	16.6 ≤ indice < 33.2
	4	33.2 ≤ indice < 49.8
	5	49.8 ≤ indice < 66.4
	6	66.4 ≤ indice < 83
	7	indice ≥ 83

Pour chaque polygone de PPC d'une province, la quantité totale de P nécessaire pour satisfaire la recommandation d'engrais en P des cultures est déterminée en multipliant la superficie des cultures par leurs recommandations en P correspondant à l'indice relatif de richesse en P, obtenues à partir de l'équation (2.48), classé en fonction du nombre de catégories de richesse en P pour la province (Tableau 2.19):

$$P_{recpoly} = \sum_{i=1}^n [(Area) * (P_recommendation)]_i \quad (2.49)$$

Où:

i index des différentes cultures.

Pour chaque polygone d'une province, la quantité totale de N nécessaire pour satisfaire les recommandations de fertilisation en N des cultures est calculée en multipliant la superficie des cultures par leurs recommandations en N à partir des grilles provinciales de fertilisation:

$$N_{recpoly} = \sum_{i=1}^n [(Area) * (N_recommendation)]_i \quad (2.50)$$

Où:

i index des différentes cultures.

La recommandation de fertilisation minérale en P doit être corrigée pour tenir compte de la quantité de $P_{\text{manure fertilizer}}$ disponible pour la fertilisation des cultures. La quantité de $P_{\text{manure fertilizer}}$ disponible pour la fertilisation des cultures considère l'hypothèse selon laquelle un maximum de 75 % des besoins en N des cultures peuvent être comblés par le fumier. Ainsi, lorsque $(0.75N_{\text{recpoly}})$ est inférieure à $(N_{\text{manure}})_{\text{fertilizer}}$, un facteur de correction pour $(P_{\text{manure}})_{\text{fertilizer}}$ correspondant à la quantité de fumier non utilisée comme fertilisant pour les cultures et est estimé par l'équation (2.52) pour ajuster le $(P_{\text{manure}})_{\text{fertilizer}}$; sinon, aucun ajustement n'est nécessaire:

$$Factor_{(P_{\text{manure}})_{\text{fertilizer}}} = \left[(N_{\text{manure}})_{\text{fertilizer}} - (0.75N_{\text{recpoly}}) \right] * \left[\frac{(P_{\text{manure}})_{\text{polygon}}}{(N_{\text{manure}})_{\text{polygon}}} \right] \quad (2.51)$$

La quantité ajustée de $P_{\text{manure fertilizer}}$ est calculée en soustrayant la quantité de fumier non utilisée par la fertilisation des cultures de la quantité totale de $P_{\text{manure fertilizer}}$.

$$adjusted_{(P_{\text{manure}})_{\text{fertilizer}}} = \left[(P_{\text{manure}})_{\text{fertilizer}} \right] - \left[Factor_{(P_{\text{manure}})_{\text{fertilizer}}} \right] \quad (2.52)$$

La quantité corrigée de la recommandation en fertilisation minérale en P est estimée par l'une des équations suivantes, considérant une seule partie (Équation 2.53) ou tous les fumiers (Équation 2.54) utilisés comme fertilisants:

$$corrected_{P_{\text{mineral recpoly}}} = P_{\text{recpoly}} - adjusted_{(P_{\text{manure}})_{\text{fertilizer}}} \quad (2.53)$$

$$corrected_{P_{\text{mineral recpoly}}} = P_{\text{recpoly}} - (P_{\text{manure}})_{\text{fertilizer}} \quad (2.54)$$

Si la quantité de $adjusted_{(P_{\text{manure}})_{\text{fertilizer}}}$ ou $(P_{\text{manure}})_{\text{fertilizer}}$ est supérieure à P_{recpoly} , la quantité corrigée de P minéral pour satisfaire les besoins des cultures en termes de P est considérée comme nulle.

4. Calculer la valeur ajustée des engrais minéraux phosphatés vendus par province;

Une partie de l'engrais est vendu à des fins agricoles non couvertes par l'indicateur; principalement des activités liées à la culture en serre et aux pépinières, les ventes de gazon, des cultures de fruits et de noix. Les estimations des dépenses liées à ces secteurs d'activités sont basées sur les données de CANSIM (Tableau 002-0044) et sont disponibles à partir de 2001.

$$FERTPD_{\text{non-accounted}} = \sum_{i=1}^n \left[(Nb_{\text{ farms}}) * (averaged_{FERTPD}) \right] \quad (2.55)$$

Où:

i index des activités reliées à la culture en serre, aux pépinières, ventes de gazon, de fruits et de noix.

Ces dépenses sont alors divisées par les dépenses consacrées aux engrais et la chaux dans tous les secteurs de l'agriculture (FERTPD), rapportés dans le Recensement de l'agriculture, pour estimer la fraction de FERTPD associés à ces activités qui ne sont pas couvertes par l'indicateur:

$$Fraction_FERTPD_{non_accounted} = \left[\frac{FERTPD_{non_accounted}}{FERTPD_{census}} \right] \quad (2.56)$$

Cette fraction a été calculée pour les années de recensement 2001 et 2006 seulement, car les données sur les dépenses d'engrais et de chaux pour la culture en serre et des pépinières, les ventes de gazon en plaques, les fruits et les noix ne sont pas disponibles pour les années antérieures à 2001. Par conséquent, la proportion des zones d'activités agricoles non couvertes par l'indicateur a été utilisée avec la fraction FERTPD associée à des activités non couvertes par l'indicateur, à partir de 2001, pour extrapoler la fraction de FERTPD_{non_accounted} pour les années de recensement antérieures à 2001:

$$\left(Fraction^* _ FERTPD_{non_accounted} \right)_i = \left[\frac{\left\{ \left(Fraction_FERTPD_{non_accounted} \right)_{2001} \right\}^*}{\left\{ \frac{\left(\sum (area)_{non_accounted} \right)_i}{\left(\sum (area)_{non_accounted} \right)_{2001}} \right\}^*} \right] \quad (2.57)$$

Où:

i index des années 1976, 1981, 1986, 1991 et 1996.

La fraction de FERTPD associée aux activités couvertes par l'indicateur est estimée en soustrayant la fraction de FERTPD_{non_accounted} (équation 2.58) ou la Extrapolated_Fraction_FERTPD_{non_accounted} (équation 2.59), selon l'année de Recensement de l'agriculture, de la variable FERTPD_{census}:

$$Fraction_FERTPD_{accounted} = [FERTPD_{census}] - [Fraction_FERTPD_{non_accounted}] \quad (2.58)$$

$$Fraction_FERTPD_{accounted} = [FERTPD_{census}] - [Fraction^* _ FERTPD_{non_accounted}] \quad (2.59)$$

Dans le cas des provinces de l'Atlantique, aucune valeur n'est disponible pour spécifier les quantités d'engrais phosphatés vendus chaque année selon la province, il y a seulement une valeur globale pour les quatre provinces de l'Atlantique (Terre-Neuve, Île du Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse et Nouveau-Brunswick). Les valeurs des quantités spécifiques d'engrais phosphatés vendus chaque année par province ont été estimées en utilisant la fraction des dépenses d'engrais et de chaux de chaque province sur les dépenses totales des quatre provinces (Census_2006 ΣFERTPD):

$$\left(P_{soldprov} \right)_i = \left[\left(P_{soldprov} \right)_{Maritimes} \right]^* \left[\frac{FERTPD_i}{FERTPD_{Maritimes}} \right] \quad (2.60)$$

Où:

i index de chacune des quatre provinces des Maritimes (Terre-Neuve, Île du Prince-Édouard, Nouvelle-Écosse et Nouveau-Brunswick).

Ainsi, la valeur ajustée de la quantité d'engrais phosphatés vendus par province, $P_{adjusted\ soldprov}$, est estimée en multipliant la quantité totale vendue de la province, $P_{soldprov}$ (Équation 2.61), par le $Fraction_FERTPD_{accounted}$ (Équations 2.58 et 2.59):

$$P_{ajusted_soldprov} = [P_{soldprov}] * [Fraction_FERTPD_{accounted}] \quad (2.61)$$

Où:

$P_{soldprov}$ pour les années 1976 et 2001 est tiré de Korol (2002) et la valeur pour 2006 est tirée du système canadien d'information sur les fertilisants (CFI, 2007).

5. Calculer le $P_{mineral}$, la valeur estimée du P des ventes d'engrais minéraux phosphatés au niveau du polygone;

Un ratio "agronomique" pour un polygone donné est estimé en divisant la valeur de la recommandation corrigée en P, nécessaire pour satisfaire les besoins en phosphore des cultures du polygone (Équations 2.53 et 2.54), par la somme des recommandations corrigées en P nécessaire pour satisfaire les besoins des cultures en phosphore de tous les polygones dans la province. Ce ratio "agronomique" est utilisé avec la quantité totale de P ajustée vendue dans la province pour estimer la quantité de P provenant des engrais minéraux phosphatés vendus au niveau du polygone, $P_{soldpoly}$:

$$P_{soldpoly} = [P_{ajusted_soldprov}] * \left[\frac{(corrected_P_{mineral_recpoly})}{\sum_{i=1}^n (corrected_P_{mineral_recpoly})_i} \right] \quad (2.62)$$

Où:

i index de chacun des polygones *n* d'une province donnée.

La valeur finale de $P_{mineral}$ est estimée sur la base de la superficie agricole du polygone pour obtenir une valeur qui est comparable dans l'espace et le temps entre les polygones et est exprimée en termes de kg de P ag ha⁻¹. La somme des superficies des cultures, des pâturages améliorés et des pâturages non améliorés d'un polygone est considérée comme la région agricole du polygone et est estimée par la somme des variables CROPLND, IMPAST et UNIMPST du Recensement de l'agriculture. Donc,

$$P_{mineral} = \left[\frac{P_{soldpoly}}{\sum (CROPLND; IMPAST; UNIMPST)} \right] \quad (2.63)$$

Limitations et incertitudes

Le climat, la sélection des cultivars et les objectifs de performance des producteurs peuvent induire des variations dans les quantités d'engrais minéraux effectivement utilisées par rapport aux recommandations agronomiques pour N et P. Les calculs sont basés sur les recommandations agronomiques, ces facteurs introduisent un certain degré d'incertitude dans l'estimation des valeurs d'engrais minéraux phosphatés utilisés dans les polygones des PPC.

Références

- CAMSIM.** Canadian Socioeconomic Statistics. Agriculture. [Online] Available: <http://www.statcan.gc.ca/> [2008 Sep. 01].
- CanSIS.** Soil Landscapes of Canada (SLC) Version 3.1.1. Canadian Soil Information System (CanSIS) [Online] Available: <http://sis.agr.gc.ca/cansis/intro.htm> [2008 Sep. 01].
- CFI, 2007.** Canadian Fertilizer Information System. [Online] Available: [http://www.cfi.ca/files/PDF/2006_\(June30th\)_Retail_Stats_Report_\(revised_June_12_2007\).pdf](http://www.cfi.ca/files/PDF/2006_(June30th)_Retail_Stats_Report_(revised_June_12_2007).pdf) [2009 April 27].
- CRAAQ, 2003.** Guide de Référence en Fertilisation. 1^{re} édition. Centre de référence en agriculture et Agroalimentaire du Québec. 294 pages.
- Korol, M. 2002.** Canadian Fertilizer Consumption, Shipments and Trade 2001/2002. Strategic Policy Branch, Agriculture and Agri-Food Canada.
- Statistics Canada.** Farm Environmental Management Survey (FEMS). Detailed information for 2001 and 2006. [Online] Available: Statistics Canada- <http://www.statcan.gc.ca> [2008 March 14] [2002 Sep. 19].

Section 2.1.3 – P_{removal}

Auteurs

Georges Thériault
Eric van Bochove
Stéphane Martel

Introduction

Une partie du P introduit à l'intérieur des pédo-paysages du Canada (PPC) par l'intermédiaire du fumier et des engrais minéraux et une partie du P déjà présent dans les sols agricoles du polygone sont immobilisées par les cultures présentes dans le polygone. Le calcul de P_{removal} est basé sur l'hypothèse que sur une base annuelle, une fraction du P immobilisé par les cultures pendant la saison de croissance est littéralement exclue de la possibilité de mouvement vers les eaux avant et après la récolte. La fraction restante de P immobilisé par les cultures revient au polygone sous la forme de résidus de culture et est exclue des calculs ultérieurs, car il est directement pris en compte dans les calculs P_{manure} et P_{mineral} . Ainsi, la sous-composante P_{removal} permet d'estimer la quantité annuelle de P exporté par la récolte des cultures au niveau du polygone agricole des PPC ou des bassins versants.

Sources de données

Le calcul de l'absorption de P par la culture utilise la superficie de la culture, les données de rendements des cultures, un ratio de récolte des cultures et des coefficients d'exportation de P applicable à une catégorie de culture.

Le tableau 2.21 énumère les cultures considérées dans le calcul. Les superficies en culture sont tirées du Recensement de l'agriculture (voir les variables dans le tableau 2.21). Les données de rendement sont tirées d'un document de travail préparé par AAC (Daneshfar, 2007) pour toutes les années du Recensement de l'agriculture (1981 à 2001) et pour tous les polygones des PPC, à l'exception des rendements pour l'ensilage de maïs, la pomme de terre et les légumes. Les rendements provinciaux pour ces trois cultures sont tirés de Statistique Canada (CANSIM, 2001a) et réaffectés au niveau du polygone en supposant un rendement homogène pour tous les polygones au sein d'une province. Lorsque les données de rendement ne sont pas disponibles à partir du document d'AAC (Daneshfar, 2007), elles sont estimées sur la base de la moyenne des polygones de l'écodistrict.

Lorsque les données pour un polygone des PPC sont manquantes pour une ou toutes les années de recensement, la valeur est estimée sur la base de la moyenne de l'écodistrict pour chaque année de recensement. Lorsque la moyenne de l'écodistrict ne peut pas être calculée, la valeur de rendement est estimée sur la base de la moyenne provinciale de Statistique Canada (CANSIM, 2001a). Lorsque les données sont manquantes pour une ou plusieurs années pour tous les polygones, la valeur est estimée en fonction de la moyenne provinciale de Statistique Canada (CANSIM, 2001a). Enfin, si un polygone des PPC est absent du document d'AAC (Daneshfar, 2007), les valeurs sont estimées en se basant sur la moyenne des polygones de l'écodistrict duquel fait partie le polygone en question. En outre, si la moyenne de l'écodistrict n'est pas disponible, la valeur de rendement est estimée sur la base de la moyenne provinciale de Statistique Canada (CANSIM, 2001a). Étant donné que toutes les superficies

ensemencées ne sont pas obligatoirement récoltées, un ratio de récolte provinciale est calculé en fonction de la valeur des superficies récoltées sur la valeur des superficies ensemencées, toutes deux publiées par Statistique Canada (CANSIM, 2001b). Ainsi, un ratio de récolte prend une valeur comprise entre un minimum de 0 et un maximum de 1. Le ratio de la récolte attribue un poids à la quantité maximale de phosphore disponible pour l'exportation en considérant uniquement la fraction de la récolte des cultures:

$$(Harvest_Ratio)_i = \left[\frac{Harvested_area}{Seeded_area} \right]_i \quad (2.64)$$

Où:

i index de chacune des cultures *n* considérées (Tableau 2.21).

Les coefficients d'exportation du P par la culture sont tirés des tables de références de l'Institut canadien des engrais (CFI, 2001a et 2001b) et sont présentés au tableau 2.21.

Tableau 2.21. Coefficients d'exportation spécifique à une culture exprimés kg P par tonne récoltée (Matériel récolté)

Cultures considérées dans le calcul du $P_{removal}$	Variables du Recensement d'agriculture (hectare)	Coefficients d'exportation (kg P tonne ⁻¹)
Maïs cultivé pour le grain : superficie ensemencée	CORNGRN	3.097
Maïs pour l'ensilage : superficie ensemencée	CORNSLG	2.486
Soya : superficie ensemencée	SOYBNS	6.020
Céréales d'automne – seigle et blé d'automne	WHTRYE	3.686
Céréales de printemps	WHTSPG	4.300
Céréales mélangées – avoine, orge, céréales mélangées et seigle de printemps	GRNCRL	3.313
Luzerne et mélange de luzerne	ALFALFA	2.903
Foin cultivé et cultures fourragères : toutes les autres	OHAYFD	2.688
Pomme de terre : superficie ensemencée	POTATS	0.457
Légumes : superficie totale	TOTVEG	0.358

Méthodologie

La première étape consiste à calculer la quantité de P exportée par toutes les cultures récoltées dans le polygone de PPC, selon l'équation suivante:

$$P_{exported} = \sum_{i=1}^n [(Area)_i * (Yield)_i * (Harvest_ratio)_i * (removal_coefficient)_i] \quad (2.65)$$

Où:

i index de chacune des *n* cultures considérées.

La valeur finale de $P_{removal}$ est réduite sur la base de la superficie agricole du polygone pour obtenir une valeur $P_{removal}$ qui est comparable dans l'espace et le temps entre les polygones et exprimée en kg P

agricole ha⁻¹. La somme des superficies des cultures, des pâturages améliorés et des pâturages non améliorés d'un polygone, donnée par les variables CROPLND, IMPAST et UNIMPST du Recensement de l'agriculture, est considérée comme la superficie agricole du polygone

$$P_{removal} = \left[\frac{P_{exported}}{\sum (CROPLND; IMPAST; UNIMPST)} \right] \quad (2.66)$$

Limitations et incertitudes

Seule l'exportation de P via la récolte au champ est considérée dans les calculs. Le phosphore exporté via les ventes d'animaux n'est pas pris en compte. Les données manquantes sur le rendement qui ne pouvaient être estimées à partir de la moyenne de l'écodistrict ont dû être estimées en utilisant le rendement moyen de la province. Ces estimations impliquent une incertitude considérable en rapport avec les variations de climat et de type de sol rencontrées dans une province.

Références

Daneshfar, B. 2007. Excel file – All crop by SLC.xls. Extraction of crop data (Census of Agriculture) by SLC.

CANSIM. 2001a.

- Table 001-0013 - Area, production, and farm value of vegetables, annual.
- Table 001-0014 - Area, production, and farm value of potatoes, annual.
- Table 001-0010 - Estimated areas, yield, production, and average farm price of principal field crops, in metric units, annual.

CANSIM. 2001b.

- Table 001-0017: Estimated areas, yield, production, average farm price and total farm value of principal field crops, in imperial units, annual.
- Table 001-0018: Estimated areas, yield, production, average farm price and total farm value of selected principal field crops: sugar beets, tame hay and fodder corn, in imperial units, annual.

CFI. 2001a. Nutrient uptake and removal by field crops – Eastern Canada 2001. Compiled by the Canadian Fertilizer Institute from research and agronomic information obtained in Canada, 1998. pdf file. [Online] Available: http://www.cfi.ca/_pvw47c7cf14/publications/statistical_documents.asp [2008 Sep. 01].

CFI. 2001b. Nutrient uptake and removal by field crops – Western Canada 2001. Compiled by the Canadian Fertilizer Institute from research and agronomic information obtained in Canada, 1998. pdf file. [Online] Available: http://www.cfi.ca/_pvw47c7cf14/publications/statistical_documents.asp [2008 Sep. 01].

Section 3 –Transport-Hydrologie

Auteurs

Eric van Bochove
 Farida Dechmi
 Alain N. Rousseau
 Suzanne Allaire
 Jean-Thomas Denault

Introduction

La composante de transport-hydrologie (T_H) intègre l'ensemble des différents processus de transports impliqués dans le mouvement du phosphore au moyen d'une équation multiplicative et additive (équation 3.2). Il est construit à la fois comme un indice multiplicatif et additif. Tous les processus de transport (ruissellement de surface - Hortonien ou par saturation, drainage sous la zone racinaire et érosion) sont associés à une quantification de la connectivité aux eaux de surface (drainage de surface, densité du drainage souterrain et écoulement préférentiel).

Sources de données

Les sources de données pour les processus de transport et les sous-composantes de connectivité sont décrites aux sous-sections suivantes:

- Section 3.1 – Érosion des sols (E) page 67
- Section 3.2 – Balance en eau du sol (R & D) page 73
- Section 3.3 – Drainage de surface (SD) page 76
- Section 3.4 – Drainage souterrain (TD) page 81
- Section 3.5 – Indice topographique (TI) page 89
- Section 3.6 – Écoulement préférentiel page 95

Algorithme

$$T_H = [\alpha\{R(connectivity)\} + \beta\{D(connectivity)\} + \gamma\{E(DR)\}] \quad (3.1)$$

$$T_H = \left[\alpha \left\{ R \left(\frac{TI + SD + BF + CF}{4} \right) \right\} + \beta \left\{ D \left(\frac{TD + LF + FF}{3} \right) \right\} + \gamma \{ E(DR) \} \right] \quad (3.2)$$

Méthodologie

- *Les processus de transport*

1. Ruissellement de surface (R)

Le bilan en eau du sol (Versatile Soil Moisture Budget - VSMB) a été utilisé pour estimer le ruissellement et l'infiltration de l'eau sur les terres agricoles. Le modèle VSMB est un bilan en eau du sol calculé sur une base quotidienne. Les intrants du modèle comprennent les données météorologiques au niveau de l'écodistrict et la base de données des paramètres du sol des pédo-paysages du Canada (PPC). Le modèle a été exécuté à partir des neuf plus importantes cultures reliées aux classes présentes dans le Recensement de l'agriculture (COA). Toutes les données ont été réaffectées au PPC en utilisant une procédure de moyenne pondérée. La valeur des eaux de ruissellement est estimée à la fois pour la fonte des neiges et l'eau des précipitations. Pour IRCE_P, les valeurs journalières ont été résumées pour chacune des années de recensement disponibles (1981, 1986, 1991, 1996, 2001 et 2006).

2. Drainage sous la zone racinaire (D)

Le modèle VSMB estime également le montant journalier de l'excédent d'eau traverse la zone racinaire (entre 1 m et 1,20 m). Au-delà de ce point, l'eau contribue soit à la surface du sol ou à la nappe phréatique. Encore une fois, pour la IRCE_P, les valeurs journalières ont été résumées pour chacune des années de recensement disponibles (1981, 1986, 1991, 1996, 2001 et 2006).

3. Érosion (E (DR))

Les valeurs d'érosion ont été estimées en utilisant le modèle d'érosion hydrique du sol (WatERI) de l'indicateur de risque d'érosion du sol (SoilERI) – voir section 3.1. La valeur d'érosion du sol par l'eau représente la quantité de sol qui est déplacée au sein d'un champ agricole. Seule une partie de ce sol peut quitter le terrain pour atteindre le cours d'eau. Pour quantifier cette fraction, un taux d'exportation des sédiments (DR) qui est fonction des paysages dominants de chacune des régions climatiques (Bassin des Grands Lacs/Saint-Laurent, région des Prairies et la Colombie-Britannique-Provinces de l'Est) a été appliqué aux valeurs de l'érosion des sols. Ces valeurs d'érosion corrigées représentent, par conséquent, le risque de perte des particules de sol par le ruissellement de surface. Comme indiqué dans le recensement, les valeurs de l'érosion sont affectées par l'utilisation des terres et les pratiques culturales. Toutes les valeurs sont rapportées entre 0 et 1 et correspondent à un risque significatif.

- ***Les facteurs de connectivité***

1. Densité du drainage de surface (SD)

La densité du drainage de surface évalue la proximité des diverses structures d'eau à l'intérieur d'une région agricole. Ceci est représenté par les lignes de rivage des cours d'eau par unité de superficie (ha) calculé à partir de la base nationale de données topographiques (National Topographic Data Base - NTDB) disponible à l'échelle de 1 :50 000 et développée par Géomatique Canada. Ces entités cartographiques sont extraites d'une couche englobant la zone agricole (Agricultural mask) développée par le Service national d'information sur les terres et les eaux (NLWIS) pour lier cette composante SD à la position de la zone agricole du paysage. Les valeurs finales sont rapportées sur une échelle de 0 à 1.

2. Densité de drainage souterrain (TD)

Le drainage souterrain est principalement utilisé dans les régions humides qui présentent des sols argileux et des nappes d'eau souterraine de niveau élevé. Au Canada, le drainage souterrain est une pratique commune dans quelques provinces et son utilisation est grandement influencée par les politiques. Pour évaluer cette composante, les données sont collectées dans plusieurs provinces. Pour les données manquantes ou

incomplètes, la règle générale était d'utiliser la densité de drainage présente dans les régions humides. Ceci a été complété avec des données qui ont été recueillies pour créer cet indice.

3. Indice topographique (TI)

L'indice topographique représente la propension au ruissellement de saturation dans un paysage. Les valeurs de TI ont été calculées en utilisant l'approche présentée dans TOPMODEL et intégrées dans le logiciel PHYSITEL ©. Toutes les valeurs de la matrice ont été agrégées en utilisant les statistiques des zones de terres agricoles qui se trouvent dans chaque PPC. Une procédure de moyenne pondérée a été utilisée pour les polygones de PPC qui sont présents à l'intérieur de plus d'un bassin versant. Les valeurs finales ont été rapportées sur une échelle de 0-1.

4. Écoulement préférentiel (PF)

Quatre composantes distinctes sont incluses dans la composante PF. L'écoulement par fentes de retrait (CF), l'écoulement par les macropores (faune et plantes) (BF), l'écoulement préférentiel digité (FF) et l'écoulement latéral (LF) sont évaluées à l'échelle des PPC en utilisant les caractéristiques des sols, le type d'utilisation des terres provenant du Recensement de l'agriculture et les données climatiques extrapolées au niveau des écodistricts.

– Écoulement par fentes de retrait (CF)

L'écoulement par les fentes de retrait représente la propension combinée du sol, de l'utilisation des terres et du climat dans le développement des fissures. Cette fente peut intercepter l'eau de la surface du sol et servir de voie préférentielle pour les contaminants. Les valeurs de CF se situent entre 0 et 1. Une valeur de CF est déterminée pour chaque année de recensement.

– Écoulement par les macropores (faune et plantes) (BF)

L'écoulement par les macropores représente la propension combinée du sol, de l'utilisation des terres, de l'aménagement des terres et du climat pour supporter la population du ver de terre, *Lumbricus terrestris*. Ces macropores peuvent intercepter le ruissellement de surface et servir comme une voie préférentielle pour les contaminants. Une valeur de BF est déterminée pour chaque année de recensement.

– Écoulement préférentiel digité (FF)

L'écoulement préférentiel digité représente la propension du sol à développer une voie rapide d'infiltration lorsque l'eau s'accumule à l'interface de deux couches de sols. Ce phénomène apparaît habituellement dans les sols sableux qui ont une couche de texture plus grossière sous-jacente à une plus fine.

– Écoulement latéral (LF)

L'écoulement latéral représente la propension des terres à développer des voies préférentielles le long d'horizons indurés ou fortement cimentés ou le long de larges racines. Une valeur de LF est déterminée pour chaque année de recensement.

- *Coefficients de régression (α , β et γ)*

L'IRCE_P a été modélisé à l'aide de régressions multiples (procédure PROC REG) afin de déterminer la meilleure combinaison linéaire des coefficients α , β et γ pour les composantes R, D et E de l'équation 3.2 pour expliquer la médiane des concentrations de phosphore total (TP) provenant d'exutoires de 88 bassins versants à travers le Canada. Sachant que la pédologie et le climat sont contrastés à travers le Canada, des régressions multiples ont été effectuées en utilisant les données de qualité pour l'eau de tout le Canada et les données respectives de l'Ouest canadien, soit la Colombie-Britannique (C.-B.), Alberta (AB), Saskatchewan (SK), et le Manitoba (MB), et de l'Est du Canada, soit l'Ontario (ON), Québec (QC), Nouveau-Brunswick (NB), la Nouvelle-Écosse (NS), l'Île du Prince-Édouard (PE) et Terre-Neuve-et-Labrador (NL), afin de trouver les meilleures équations.

Hypothèses générales et limitations

- La somme des incertitudes de toutes les sous-composantes
- Incertitudes reliées à l'échelle spatiale et aux terres agricoles
- Considération uniforme pour les terres agricoles pour chacun des polygones
- Voir section 3.6 pour plus de détails sur les incertitudes des sous-composantes.

Section 3.1 – Érosion des sols

Auteurs

David A. Lobb
Brian G. McConkey
Sheng Li
J. Malcolm W. Black

Introduction

L'érosion des sols continue d'être une menace grave pour la durabilité de l'agriculture au Canada. La perte de sols due à la gestion actuelle et passée est une cause majeure de dégradation des sols entraînant des pertes de productivité des cultures et une utilisation inefficace des intrants de culture. L'érosion du sol se fait par trois processus principaux: le vent, l'eau et l'érosion du travail du sol. Les effets combinés du vent, l'eau et l'érosion du travail du sol constituent une menace plus grave que les processus d'érosion individuels.

En plus de la dégradation causée par la perte de sol arable, les sols érodés par le vent et l'eau sont transportés vers les drains agricoles, les fossés et autres voies navigables, où les particules de sol érodé augmentent la turbidité de l'eau, causent la sédimentation dans les cours et plans d'eau, et entraînent les nutriments et les pesticides dans l'eau. Bien que distincte des érosions éolienne et hydrique, l'érosion du travail du sol influence celles-ci en exposant le sous-sol, qui est plus sensible à ces processus d'érosion, et en déposant des sols dans les zones du paysage où l'érosion de l'eau est la plus intense. En tant que tel, l'érosion du travail du sol contribue aux impacts environnementaux de l'érosion des sols par le vent et l'eau.

Méthodologie

L'indicateur de risque d'érosion des sols (SoilERI), y compris ses résultats, est décrit dans Lobb et al. (2010). Les suppléments techniques pour SoilERI et ses indicateurs de composante de vent, d'eau et d'érosion de labour (Li et al. 2009a, 2009b, Lobb et al. 2009, McConkey et al. 2009) fournissent une description détaillée des méthodes utilisées. Un résumé de ces documents où existe un lien avec l'indicateur IROWCP est fourni ci-dessous.

SoilERI est utilisée pour évaluer le risque de dégradation des sols contre les effets combinés du vent, de l'eau et de l'érosion du travail du sol sur les terres agricoles cultivées. Cet indicateur et les indicateurs qui le composent pour le vent, l'eau et l'érosion du travail du sol tiennent compte des caractéristiques du climat, du sol et de la topographie et répondent aux changements observables dans les pratiques agricoles.

Les indicateurs de l'érosion donnent des mesures de risque d'érosion des sols basées sur des taux calculés de perte de sol. Ces valeurs sont classées en six catégories : négligeable (moins de $3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), très faible ($3 \text{ à } 6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), faible ($6 \text{ à } 11 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), modérée (de $11 \text{ à } 22 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), élevé ($22 \text{ à } 33 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et très élevé (supérieur à $33 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Pour fins d'analyse, les classes de risque négligeable et très faible sont regroupées dans la classe de risque très faible. Les superficies

se trouvant dans la classe à très faible risque sont considérées comme capables de soutenir la production agricole à long terme et de maintenir la santé agroenvironnementale dans les conditions actuelles. Les quatre autres catégories représentent des situations où les conditions nécessitent des pratiques de conservation des sols pour soutenir la production agricole à long terme et pour réduire les impacts sur la qualité de l'eau. L'objectif de performance pour chaque indicateur de l'érosion est d'accroître la proportion de terres cultivées dans la classe à très faible risque et de réduire la proportion de terres cultivées dans les classes de risque modéré à très élevé.

L'érosion des sols est calculée à partir de données de relief et de données topographiques de la Base nationale de données sur les sols. Chaque Pédopaysages du Canada (PPC) polygone est caractérisé par un ou plusieurs reliefs représentatifs, et chaque forme de relief est caractérisée par des segments de pentes (haut, milieu et bas des pentes et dépression), et chaque segment de pentes est caractérisé par un gradient de pente et une longueur de pente (voir Figure 3.1).

L'érosion des sols est calculée comme la somme des érosions hydrique, éolienne et du travail du sol pour chaque segment de pentes en utilisant l'algorithme suivant:

$$A_{\text{Soil}} = A_{\text{Ti}} + A_{\text{Wt}} + A_{\text{Wd}} \quad (3.3)$$

Où A_{Soil} est la somme des érosions hydrique, éolienne et du travail du sol, A_{Ti} est l'estimation de la perte des sols par l'érosion de travail du sol, A_{Wt} est l'estimation de la perte de sol par érosion hydrique, et A_{Wd} est l'estimation de la perte de sol par érosion éolienne. Les interactions (effets non additifs) entre les processus d'érosion différents, n'ont pas été considérées.

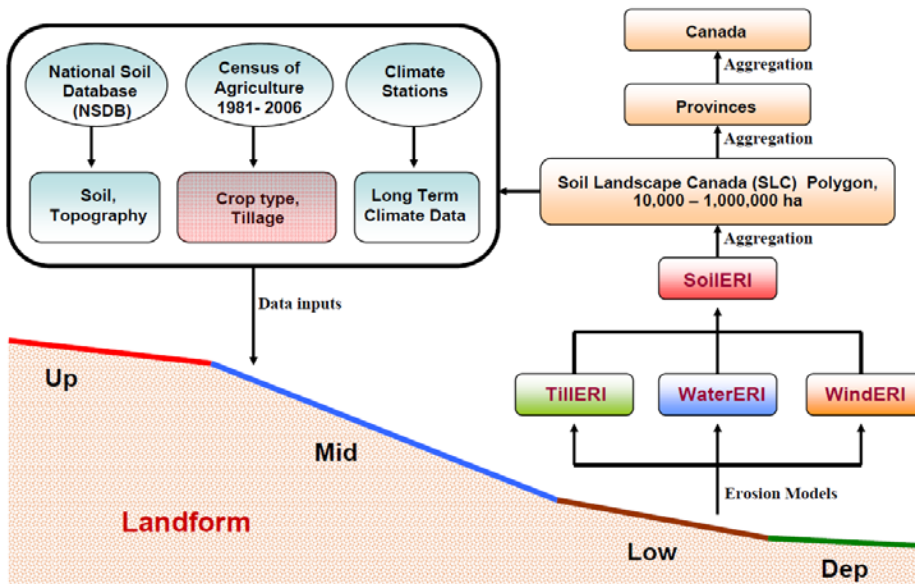


Figure 3.1. Le cadre de l'indicateur de risque d'érosion des sols (SoilERI).

Le risque d'érosion du sol par le vent, l'eau et le travail du sol est évalué comme la perte de sol sur le segment d'un relief le plus sévèrement touché par l'érosion: le segment en haut de pente pour l'érosion éolienne et l'érosion du travail du sol, le segment du milieu de pente pour l'érosion hydrique. Ceci est fait pour identifier les superficies de terres cultivées qui pourraient exiger des changements dans la gestion. Les effets combinés du vent, de l'eau et du travail du sol est évalué comme une perte de sol moyenne sur la superficie totale des segments de haut de pente et de milieu de pente. La modification du risque d'érosion des sols dans le temps est calculée en considérant les effets des changements dans l'utilisation des terres et des pratiques de gestion des terres partout au Canada, tels que les fluctuations dans les zones cultivées, les changements dans les systèmes culturels utilisés (rotation des cultures, y compris les fourrages et les jachères) et les systèmes de travail du sol utilisés (labour conventionnel, labour de conservation et sans labour). Cette information est obtenue à partir du Recensement de l'agriculture (1981, 1986, 1991, 1996, 2001 et 2006), et est également liée à chaque domaine de cartographie des PPC. Les pratiques culturelles et de travail du sol dans la base de données du recensement sont regroupées en classes (par exemple du maïs grain après le soja en labour conventionnel, du maïs grain après le soja cultivé en semis direct, etc.). La proportion de terres cultivées dans chacune des classes de risques qui sont décrites ci-dessus est calculée pour le Canada et pour chaque province. Les changements dans chaque classe de risque pour chaque zone donnent une indication si le risque global de l'érosion est croissant ou décroissant. Les taux d'érosion sont calculés pour chaque combinaison de culture et de travail du sol sur chaque segment de pentes des pédopaysages du Canada. Pour fins d'analyse et de rapports, les taux d'érosion sont additionnés pour chaque superficies aux échelles du SLC, provinciale, régionale et nationale. Seul le risque d'érosion de l'eau était considéré comme pouvant contribuer aux pertes de sédiments dans les cours d'eau dans le calcul du IRCE_P.

Pour l'indicateur de risque d'érosion hydrique des sols (WatERI), le taux d'érosion hydrique est estimé en utilisant un modèle de la forme de l'équation universelle des pertes en sols (USLE), mais qui intègre la science de l'équation universelle révisée des pertes en sols, version 2 (RUSLE2) pour tenir compte des interactions entre les facteurs individuels de USLE. L'algorithme utilisé dans WatERI est:

$$A_{Wt} = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (3.4)$$

Où, A_{Wt} est le taux annuel moyen d'érosion hydrique, R est le facteur climatique, K est le facteur d'érodabilité des sols, LS est le facteur de la topographie, C est le facteur de gestion des cultures et P est le facteur qui favorise la pratique. Le coefficient de ruissellement par la pluie (valeur R) a été calculé en utilisant les données de pluviomètres à travers le pays. Une fonction de probabilité pour les séquences de culture a été développée pour calculer le facteur de gestion (valeur C) pour une culture donnée. L'érodabilité inhérente de chaque sol (valeur K), l'inclinaison de la pente (inclinaison) et des facteurs de longueur (valeur LS) ont été déterminés en premier lieu l'aide d'équations nomographiques puis ont été ajustés à des valeurs équivalentes RUSLE2 à l'aide d'équations de régression établies basées sur l'exécution de milliers d'essais avec RUSLE2 en utilisant des données provenant des comtés le long de la frontière Canada-États-Unis (Li et al., 2009b). L'ajustement a été fait pour saisir les importantes avancées en science de l'érosion hydrique (par exemple, les interactions entre les facteurs individuels).

La perte totale du sol est calculée pour chaque combinaison de type de sol / relief topographique/ cultures et reportée à l'échelle du polygone des PPC en utilisant une procédure de moyenne pondérée. Le sol érodé provenant de la partie érosive d'un versant peut se déposer transitoirement à divers endroits avant qu'il n'atteigne les cours d'eau. Afin d'obtenir la quantité de sédiments entrant dans le

cours d'eau, les ratios de distribution doivent être appliqués aux pertes de sol, en particulier la perte de sol induite par l'eau. Il y a très peu de données dans la littérature scientifique qui concernent les ratios de distribution. Dans cette étude, trois ratios de distribution ont été élaborés pour estimer la distribution des pertes de sol à travers différents reliefs topographiques du Canada (tableau 3.1). Le premier ratio de distribution, DelR1, est le rapport de livraison hors versant, défini comme étant le rapport des quantités de sols quittant le versant sur la quantité totale de sol érodé provenant de la partie érosive du versant. Une fraction des sols érodés (par exemple, $1.00 - \text{DelR1}$) est déposée dans la partie inférieure du versant. Les valeurs de DelR1 étaient initialement estimées sur la base d'itérations intensives du modèle RUSLE2 avec les données de trois comtés des États-Unis situés le long de la frontière avec le Canada, comprenant chacun 3 à 5 sols et 5 dossiers de gestion pour des reliefs topographiques sélectionnés (Li et al., 2009b). Un sous-ensemble des scénarios testés avec RUSLE2 a été vérifié avec WEPP et les deux programmes ont concordé dans la plupart des cas. Les valeurs de DelR1, obtenues lors des essais de calculs avec RUSLE2, ont été généralisées pour tous les types de relief (tableau 3.1). Le deuxième ratio de distribution, DelR2, est le rapport de livraison hors champ, défini comme le rapport des quantités de sol quittant le champ vers les voies navigables ou plans d'eau sur la quantité qui a quitté le versant. DelR2 tient compte des sédiments interceptés par la zone riveraine et est estimé à 50% dans la plupart des cas. Le troisième ratio de distribution, DelR3, est le rapport de livraison hors-paysage, défini comme le rapport des quantités de sédiments entrant dans les cours d'eau (par conséquent, contribue directement à la décharge des bassins versants) sur la quantité de sol quittant le champ. DelR3 tient compte du drainage interne du ruissellement et des sédiments entrant dans les dépressions locales et les zones humides. La détermination des valeurs de DelR3 a été basée en fonction du pourcentage de drainage hors site estimé à l'aide d'analyses de terrain détaillées des formes typiques de relief topographique au Canada (Li et al., 2009c). Les valeurs DelR3 ont également été généralisées pour tous les types de relief topographiques (tableau 3.1).

Tableau 3.1. Estimations de ratios de distribution de premier, deuxième et troisième ordre associés à différents reliefs.

Relief (codification)	Classe	DelR1	DelR2	DelR3
Incliné (i) et disséqué (d)	A	0.80	0.50	1.00
Incliné (i) et disséqué (d)	B	1.00	0.50	1.00
Incliné (i) et disséqué (d)	C	0.80	0.50	1.00
Incliné (i) et disséqué (d)	D	1.00	0.50	1.00
Incliné (i) et disséqué (d)	E	0.80	0.50	1.00
Abrupte (s)	F	1.00	0.50	1.00
Bosselé (h) et Knoll et Kettle (k)	A	0.30	0.50	0.03
Bosselé (h) et Knoll et Kettle (k)	B	0.30	0.50	0.03
Bosselé (h) et Knoll et Kettle (k)	C	0.30	0.50	0.03
Bosselé (h) et Knoll et Kettle (k)	D	0.30	0.50	0.03
Nivelé (l)	A	1.00	0.50	0.50
Vallonné (m)	B	0.30	0.50	1.00
Vallonné (m)	C	0.30	0.50	1.00
Vallonné (m)	D	0.30	0.50	1.00
Crête (r)	A	0.35	0.50	1.00
Crête (r)	B	0.35	0.50	1.00
Crête (r)	C	0.35	0.50	1.00
Crête (r)	D	0.35	0.50	1.00
Terrassé (t)	A	0.65	0.50	1.00
Ondulant (u)	A	0.50	0.50	0.90
Ondulant (u)	B	0.50	0.50	0.90

Limitations

Les indicateurs de l'érosion des sols sont soumis à plusieurs limitations qui affectent leur précision et leur incertitude. Néanmoins, les résultats sont considérés comme offrant des mesures de tendances spatiales et temporelles assez précises lorsqu'ils sont interprétés à l'échelle provinciale et nationale et lorsqu'ils couvrent plusieurs dates de recensement. Ces limitations incluent:

- Les pratiques de travail du sol conventionnelles, de conservation ou de travail minimum sont supposées être inchangées pendant toute la durée de l'analyse (période de 25 ans, à ce jour). Les pratiques de travail du sol sont également supposées être équitablement réparties entre les cultures au sein de chaque polygone des PPC.
- Les formes de relief sont représentées dans la Base nationale de données sur les sols (BNDS) par de simples pentes à deux dimensions, ce faisant les données de relief ne reflètent pas la diversité topographique et la complexité qui existent dans les paysages réels. Les données de relief ne reflètent pas la complexité topographique qui existe dans certains paysages, ni l'effet des lignes de clôture, des lignes d'arbres, des routes, des fossés et des voies de drainage sur la pente. Pour certaines formes de relief, l'utilisation de ces données surestime les pertes de sol par l'érosion hydrique et sous-estime les pertes de sol par l'érosion du travail du sol. Des travaux sont en cours pour améliorer l'information topographique de la BNDS pour les besoins des indicateurs agro-environnementaux.
- Les indicateurs d'érosion éolienne et hydrique ne tiennent pas compte de certaines pratiques de lutte contre l'érosion: voie d'eau engazonnée, culture en bandes alternantes, le terrassement, la culture en courbes de niveau, l'utilisation de plantes de couverture l'hiver et de brise-vent.
- L'indicateur de l'érosion hydrique ne comprend pas le ravinement qui se produit lorsque le ruissellement de surface se concentre. Dans certaines situations, la perte de sol due au ravinement peut être plus importante que la perte de sol due aux rigoles. Le risque d'érosion hydrique devrait aussi être considéré comme moins précis pour les lieux exposés à l'érosion lorsque les sols sont gelés. En particulier, le risque d'érosion hydrique sur la couche de sol dégelé recouvrant une couche de sol gelé est vraisemblablement sous-estimée.
- Il existe très peu de données expérimentales permettant de calibrer les modèles indicateur de l'érosion des sols au Canada, et seuls quelques sites existent au Canada où ces modèles peuvent être correctement validés. Dans un ordre décroissant de validation, les indicateurs d'érosion sont classés comme suit: par le travail du sol, par l'eau et par le vent.
- Les modèles d'indicateur d'érosion évaluent le risque de perte de sol à l'intérieur des terres cultivées et ne permettent pas d'évaluer les risques d'impact hors site. Les liens entre les modèles indicateurs de l'érosion et le risque d'impacts hors site de l'érosion des sols ont été établis par les trois ratios de distribution développés dans cette étude (tableau 3.1). Cependant, ces valeurs de ratios de distribution ont été principalement basées sur des simulations de modèles ou sur des évaluations d'experts et n'ont pas été validées avec des mesures de terrain. Par conséquent, le tableau 3.1 est considéré comme préliminaire à ce stade. D'autres études sont nécessaires pour améliorer la précision des valeurs de ratios de distribution.
- Les modèles d'indicateur d'érosion fournissent des valeurs moyennes annuelles. Ils ne peuvent pas donner plus de détail temporel. Comme tels, ils peuvent servir en tant que données de référence dans la validation d'autres modèles d'indicateur ayant une plus grande résolution temporelle, comme l'indicateur de risque de contamination de l'eau par le phosphore, l'IRCE_P.

Références

- Li, S., D.A. Lobb, et B.G. McConkey. 2009a.** *Soil Erosion Risk Indicator (SoilERI) Methodology* in Soil Erosion Risk Indicators. Technical Supplement. Agriculture and Agri-Food Canada, National Agri-environmental Health Analysis and Reporting Program. Ottawa, Canada.
- Li, S., B.G. McConkey, M.W. Black et D.A. Lobb. 2009b.** *Water Erosion Risk Indicator (WatERI) Methodology* in Soil Erosion Risk Indicators. Technical Supplement. Agriculture and Agri-Food Canada, National Agri-environmental Health Analysis and Reporting Program. Ottawa, Canada.
- Li, S., D.A. Lobb, and B.G. McConkey. 2009c.** Role of topographic data on the accuracy and uncertainty of NAHARP Indicators --- Project report 1: the development and verification of the methodology. Agriculture and Agri-Food Canada, National Agri-environmental Health Analysis and Reporting Program. Ottawa, Canada.
- Lobb, D.A., B.G. McConkey, S.Li et J.M.W. Black. 2010.** Soil Erosion. In: W. Eilers, L. Palmer (ed). Environmental Sustainability of Canadian Agriculture (<http://www.agr.ca/env/naharp-pnarsa>). Agriculture and Agri-Food Canada. Ottawa, Ontario, Canada. 8 p. (in press)
- Lobb, D.A., S. Li, K.H.D. Tiessen, G.R. Mehuys, T.E. Schumacher, J.A. Schumacher, J. Mollinedo, D.J. Pennock, J. Liu. et T. Yates. 2009.** *Tillage Erosion Risk Indicator (TillERI) Methodology* in Soil Erosion Risk Indicators. Technical Supplement. Agriculture and Agri-Food Canada, National Agri-environmental Health Analysis and Reporting Program. Ottawa, Canada.
- McConkey, B.G., S. Li et M.W. Black. 2009.** *Wind Erosion Risk Indicator (WindERI) Methodology* in Soil Erosion Risk Indicators. Technical Supplement. Agriculture and Agri-Food Canada, National Agri-environmental Health Analysis and Reporting Program. Ottawa, Canada.

Section 3.2 – Balance en eau du sol (ruissellement/ infiltration)

Auteur

Reinder De Jong

Introduction

L'eau du sol est un facteur clé pour la répartition des précipitations dans l'interception du couvert végétal, le ruissellement de surface, le stockage en eau du sol, l'évapotranspiration et le drainage profond. Les effets des variations spatiales et temporelles sur les composantes du bilan hydrique sont, cependant, non seulement purement hydrologiques. Les processus biologiques et chimiques dépendent particulièrement de l'état hydrique du sol. La croissance des plantes et le développement des cultures sont directement liés à l'état temps-profondeur du profil de l'eau du sol. Le mouvement et la transformation de produits agrochimiques (par exemple, le phosphore, l'azote et les pesticides), et la composition chimique résultante des eaux de surface et souterraines, sont déterminés par des mécanismes de transport des solutés, qui sont directement liés à l'eau en mouvement dans le profil du sol.

Méthodologie

Le modèle « Versatile Soil Moisture Budget » (VSMB), développé à l'origine par Baier et ses collaborateurs (Baier et Robertson, 1966; Baier et al., 1979; Baier et al., 2000) et, plus tard adapté par Akinremi et al. (1996), a été utilisé pour estimer la teneur en eau du sol et les composantes du bilan hydrique du sol (par exemple, l'évapotranspiration potentielle et réelle, les eaux de ruissellement et de drainage profond) sous cultures annuelles et pérennes. Le modèle calcule le bilan hydrique des sols en considérant les précipitations, l'interception des précipitations, les eaux de ruissellement, l'évapotranspiration et le drainage profond. À chaque jour de l'année, la perte nette ou le gain a été ajouté à l'eau déjà dans le sol. L'eau a été retirée de différentes profondeurs dans le sol à des taux différents selon le taux d'évapotranspiration potentielle, le stade de développement des cultures, les caractéristiques de libération de l'eau du sol, et la quantité d'eau disponible dans le sol.

Le profil de sol a été divisé en six couches représentant à partir de la surface, 5%, 7,5%, 12,5%, 50%, 75% et 100% de la profondeur d'enracinement. Chaque couche est caractérisée par un des trois contenus en eau –saturation, capacité au champ et point de flétrissement permanent. Dans le modèle VSMB modifié (Akinremi et al., 1996), l'eau des précipitations descend des couches de sol supérieures vers les inférieures lorsque les couches supérieures atteignent la capacité au champ. De plus, la redistribution vers le haut et vers le bas de l'eau du sol a été simulé en utilisant un algorithme adapté du modèle Ceres-Wheat (Ritchie et Otter, 1985). Akinremi et al. (1996) ont également amélioré la sous-routine des eaux de ruissellement pour les pluies et la fonte des neiges (voir ci-dessous).

Le taux d'absorption de l'eau par les cultures a été simulé à l'aide de coefficients cultureux dont la valeur est fonction de la profondeur du sol ciblée (Baier et al., 1979; De Jong et MacDonald, 1975) et qui changent selon les différents stades phénologiques de la culture. Les dates de semis des cultures annuelles ont été estimées selon les procédures décrites par Bootsma et De Jong (1988) et De Jong et al. (2001). La durée de chaque stade de croissance (du semis à l'émergence, de l'émergence à une couverture complète, d'une couverture complète à la sénescence, de la sénescence à la récolte, et de la

récolte à la date de plantation suivante) a été définie par un modèle de calendrier biométéorologiques (Robertson, 1968) pour les céréales, et par l'accumulation des degrés-jours pour le maïs, le soja et les pommes de terre (Shaykewich et al. 1998; De Jong et MacDonald, 1999). Les dates de début et de fin de saison de croissance des cultures pérennes ont été déterminées en utilisant les procédures décrites par Sly (1982). Pour les graminées vivaces et la luzerne, nous avons utilisé les coefficients cultureux proposés par Baier et al. (1979), en faisant la distinction entre la saison de croissance et la saison morte. Pour les parcours, nous avons utilisé les coefficients cultureux mensuels rapportés par De Jong et MacDonald (1975).

Les caractéristiques de perte en eau des sols, telles que définies par Dyer et Baier (1979), étaient similaires à celles utilisées par De Jong et Bootsma (1988). Les courbes 1 (concave), 2 (linéaire) et 4 (convexe) ont été utilisées respectivement pour les sols à textures grossière, moyenne et fine. Les sols à texture grossière ont été définis comme ayant entre 40 et 65% de sable, ceux à texture fine comme ayant entre 65 et 80% d'argile, et ceux à texture moyenne comme complétant le reste du spectre de textures. Selon Gallichand et al. (1991), la valeur R (i.e., la teneur en eau disponible pour les plantes à laquelle le taux d'évapotranspiration réelle est plus bas que le taux d'évapotranspiration potentielle) est fonction des cultures. Sur la base de résultats présentés par Van Keulen et Wolf (1986) et Allen et al. (1998), la valeur R variait de 0,65 pour les pommes de terre (une culture relativement sensibles à la sécheresse) à 0,40 pour la luzerne (i.e., une culture plus résistantes à la sécheresse).

Selon Akinremi et al. (1996), la température de surface du sol a été calculée en utilisant un algorithme adapté du modèle EPIC (Williams, 1995) qui a examiné l'effet isolant de la couverture de neige. La moyenne mobile de cinq jours de la température de surface, calculée à partir des températures de l'air quotidiennes maximales et minimales, a été corrigée pour la couverture de neige par un facteur de décalage qui varie de façon exponentielle entre 0, lorsqu'il n'y avait pas de couverture de neige, et de 1,0 avec un couvert de neige de 12 cm. Il était assumé que le sol était gelé lorsque sa température était calculée en dessous de 0 ° C.

Le flux des eaux de ruissellement sur sol gelé a été calculé selon la procédure décrite par Ash et al. (1992). Lorsque le sol n'est pas gelé, la technique du numéro de courbe (CN) a été utilisée (Soil Conservation Service, 1972). Le numéro de courbe de ruissellement a été déterminée à partir d'une matrice intégrant l'information sur l'utilisation des terres (cultures de petites céréales, des jachères, des pâturages, cultures ensemencées à la volée et les cultures en rangs), la condition hydrologique du sol (par exemple, bonne, moyenne, et pauvre), et les groupes hydrologiques de sols (A, B, C et D). Selon Bolinder et al. (2000), les groupes hydrologiques de sols étaient basés sur la classe de drainage du sol et la profondeur d'enracinement. La condition hydrologique (qui tente de quantifier l'état du couvert végétal des cultures similaires) des cultures pérennes a été considérée comme bonne au cours de la saison de croissance et moyenne au cours de la saison de non croissance. Pour les cultures annuelles, la condition hydrologique entre l'émergence et la pleine couverture a été considérée moyenne, et entre la pleine couverture et la récolte, bonne. Pour la période entre la récolte et l'émergence au printemps suivant, le numéro de courbe pour les cultures annuelles a été choisi pour les terres en jachère.

Le VSMB a encore été modifié en incluant les calculs d'interception des précipitations, selon les procédures de Feddes et al. (1978), laquelle est une fonction des précipitations quotidiennes et du degré de couverture du sol. Celui-ci varie d'une culture à l'autre et avec la progression de la saison de croissance des cultures.

La procédure d'estimation du couvert de neige, décrite par Baier et al. (1979), a été utilisée pour estimer la teneur en eau du sol au début du printemps. Cette procédure nous a permis de simuler en continu sur une période de 31 années sans avoir à réinitialiser le programme chaque année. Pour chaque couche de sol, la modélisation a commencé avec une teneur en eau du sol à 75% du maximum possible, le 15 avril 1975. Les résultats de l'exercice de simulation initiale (1975) n'ont pas été inclus dans les analyses ultérieures des données de sortie VSMB.

Sources de données

• Données d'entrée pour le VSMB

La teneur en eau du sol a été estimée au niveau de la série de sol (ou composante de sol) pour chacun des 2780 polygones des pédo-paysages du Canada (PPC) couvrant la zone de terres agricoles au Canada (Pédo-paysages du Canada Groupe de travail, 2006). Les calculs ont été faits pour toutes les séries de sols au sein de chaque SLC pour les terres en jachère et huit types de cultures (les céréales de printemps, le canola, fourrages, les terres de pâturage, la luzerne, le maïs, le soja et les pommes de terre). Les résultats ont été ensuite rapportés à l'échelle des polygones des PPC (De Jong et al. 2009).

Les données météorologiques, comprenant les maxima et minima quotidiens des températures de l'air (° C) et les précipitations quotidiennes (mm) pour la période 1975 à 2005, ont été obtenues des bases de données climatiques d'Agriculture et Agroalimentaire Canada à l'échelle des éco-districts (1:7,500,000) décrites par Xu et al. (2010). Il a été convenu que tous les polygones des PPC, relevant d'un même éco-district afficheraient les mêmes données climatiques. Les précipitations totales ont été divisées entre la pluie et la neige selon les travaux de Bélanger et al. (2002). L'évapotranspiration potentielle quotidienne (mm) a été calculée en utilisant la technique de Baier et Robertson (1965).

Les données sur les sols proviennent du Système d'information sur les sols du Canada (SISCan), version 3.1 des Pédo-paysages du Canada (Groupe de travail sur les pédo-paysages du Canada, 2006). Les données de pédo-paysages, y compris la superficie de chaque série de sols dans le PPC, la classe de drainage et la profondeur d'enracinement proviennent du tableau national des composantes de sol pour chaque série de sols au sein d'un PPC. Les données sur les profils de série de sol, y compris la teneur en eau de saturation et la teneur en eau aux tensions de 10, 33, et 1500 kPa, interpolées aux profondeurs appropriées utilisées dans le VSMB, ont été obtenues à partir du fichier national des couches de sol de SISCan. Pour les sols à texture grossière, on a supposé que la capacité de teneur en eau au champ est atteinte à 10 kPa de tension. Pour tous les autres sols, la capacité de teneur en eau au champ s'atteint à 33 kPa.

La superficie de 27 cultures agricoles ont été recueillies une fois tous les 5 ans (1981, 1986, 1991, 1996 et 2001) par Statistique Canada dans le cadre du Recensement de l'agriculture, et ces données ont été redistribuées à l'échelle des polygones des PPC (Huffman et al., 2006). Neuf grandes cultures, couvrant 80 à 100% de la superficie des terres agricoles des PPC dans 96% de tous les polygones, ont été utilisées dans le VSMB. Pour les années où aucune donnée de recensement n'a été recueillie, la superficie des cultures a été obtenue par extrapolation et interpolation linéaire.

Limitations

Les calculs de bilans hydriques des sols sont soumis à plusieurs limites qui affectent l'exactitude et l'incertitude des résultats. Toutefois, lorsqu'ils sont interprétés à l'échelle du PPC sur plusieurs années de recensement, les résultats donnent des tendances spatiales et temporelles assez précises. Les limitations incluent:

Le modèle VSMB a été développé pour des profils de sol se drainant librement, c'est à dire, qu'il ne tient pas compte de la fluctuation des nappes phréatiques. Heureusement, dans les régions les plus arides du Canada, la plupart des terres agricoles repose sur des nappes qui sont bien en deçà de la profondeur d'enracinement des cultures. Dans les régions plus humides, le drainage souterrain des terres agricoles est une pratique de gestion courante qui empêche la nappe phréatique d'atteindre la zone racinaire.

Le bilan hydrique du sol n'a pas été calculé dans 26 polygones des PPC à cause de données manquantes et / ou de données physiques du sol imparfaites. Les sols organiques ont été exclus parce que les concepts de la capacité de teneur en eau au champ et du point de flétrissement, tel qu'employés dans le VSMB, n'étaient pas applicables. La plupart des polygones avec des informations manquantes du sol étaient situées au Québec.

Le numéro de courbe (CN), une technique qui sépare les précipitations en deux composantes, les eaux de ruissellement et d'infiltration, dépend d'une grande banque de données empiriques sur les bassins versants et les modes d'utilisation des terres aux États-Unis. La technique possède une base physique limitée dans les processus qui gouvernent l'infiltration. Des procédures d'optimisation peuvent être utilisées pour estimer des valeurs améliorées de CN pour des bassins versants expérimentaux (Perrone et Madramootoo 1998).

L'hiver, associé à une couverture de neige et au sol gelé, joue un rôle important dans de nombreux systèmes hydrologiques. Le VSMB est axé sur le budget de la neige (ie, l'accumulation de neige, de la dérive de la neige, la fonte des neiges, etc.), mais ne tient pas compte de la physique de l'eau et du transfert de chaleur du système neige – sol.

Références

- Akinremi, O.O., S.M. McGinn, and A.G. Barr. 1996.** Simulation of soil moisture and other components of the hydrological cycle using a water budget approach. *Can. J. Soil Sci.* **76** (2):133–142.
- Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes, and M. Smith. 1998.** Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. FAO, Rome, Italy.
- Ash, C.H.B., C.F. Shaykewich, and R.L. Raddatz. 1992.** Moisture risk assessment for spring wheat on the eastern prairies: a water-use simulation model. *Clim. Bull.* **26**:65–78.
- Baier, W., J.B. Boisvert, and J.A. Dyer. 2000.** The versatile soil moisture budget (VB) reference manual. ECORC No. 001553. Agriculture and Agr-Food Canada, Ottawa, ON.
- Baier, W., J.A. Dyer, and W.R. Sharp. 1979.** The versatile soil moisture budget. *Tech. Bull. No. 87.* LRRC, Research Branch, Agriculture Canada, Ottawa, ON. 52 p.
- Baier, W. and G.W. Robertson. 1965.** Estimation of latent evaporation from simple weather observations. *Can. J. Plant Sci.* **45**:276–284.
- Baier, W. and G.W. Robertson. 1966.** A new versatile soil moisture budget. *Can. J. Soil Plant Sci.* **46**:299–315.
- Bélanger, G., P. Rochette, Y. Castonguay, A. Bootsma, D. Mongrain, and D.A.J. Ryan. 2002.** Climate change and winter survival of perennial forage crops in eastern Canada. *Agron. J.* **94**:1120–1130.
- Bolinder, M.A., R.R. Simard, S. Beauchemin, and K.B. MacDonald. 2000.** Indicator of risk of water contamination by P for soil landscapes of Canada polygons. *Can. J. Soil Sci.* **80**:153–163.

- Bootsma, A. and R. De Jong. 1988.** Estimates of seeding dates of spring wheat on the Canadian Prairies from climate data. *Can. J. Plant Sci.* **68**:513–517.
- Boughton,
- De Jong, R. and A. Bootsma. 1988.** Estimated long-term soil moisture variability on the Canadian Prairies. *Can. J. Soil Sci.* **68**:307–321.
- De Jong, R., K.Y. Li, A. Bootsma, T. Huffman, G. Roloff, and S. Gameda. 2001.** Crop yield and variability under climate change and adaptive crop management scenarios. Final report for Climate Change Action Fund Project A080. 50 p.
- De Jong, R., Drury, C.F., Yang, J.Y. and Campbell, C.A. 2009.** Risk of water contamination by nitrogen in Canada as estimated by the IROWC-N model. *J. of Env. Manage.* **90**: 3169-3181.
- De Jong, E. and K.B. MacDonald. 1975.** The soil moisture regime under native grassland. *Geoderma* **14**:207–221.
- De Jong, R. and K.B. MacDonald. 1999.** Water balance components in the Canadian Mixed Wood Ecozone. *In Proceedings of 10th Intern. Soil Conserv. Conf.*, West Lafayette, IN, May 1999.
- Dyer, J.A. and W. Baier. 1979.** An index for soil moisture drying patterns. *Can. Agric. Eng.* **21**:117–118.
- Feddes, R.A., P.J. Kowalik, and H. Zaradny. 1978.** Simulation of field water use and crop yield. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, PUDOC, Wageningen. 189 p.
- Gallichand, J., R.S. Boughton, J. Boisvert, and P. Rochette. 1991.** Simulation of irrigation requirements for major crops in South Western Quebec. *Can. Agric. Eng.* **33**:1–9.
- Huffman, T., R. Ogston, T. Fiset, B. Daneshfar, P.Y. Gasser, L. White, M. Maloley, and R. Chenier. 2006.** Canadian agricultural land-use and land management data for Kyoto reporting. *Can. J. Soil Sci.* **86**:431–439.
- Perrone, J. and Madramootoo, C.A. 1998.** Improved Curve Number selection for runoff prediction. *Can. J. Civ. Eng.* **25**: 728-734.
- Ritchie, J.T. and S. Otter. 1985.** Description and performance of Ceres-Wheat: a user oriented wheat yield model. USDA-ARS, *ARS* **38**:159–170.
- Robertson, G.W. 1968.** A biometeorological time scale for a cereal crop involving day and night temperatures and photoperiod. *Int. J. Biometeorol.* **12**:191–223.
- Shaykewich, C.F., G.H.B. Ash, R.L. Raddatz, and D.J. Tomasiewicz. 1998.** Field evaluation of a water use model for potatoes. *Can. J. Soil Sci.* **78**:441–448.
- Sly, W.K. 1982.** Agroclimatic maps for Canada-derived data: Soil water and thermal limitations for spring wheat and barley in selected regions. *Agric. Canada, Res. Br., Land Resource Research Institute, Ottawa, Tech. Bull.* 88. 25p.
- Soil Conservation Service (USDA). 1972.** National Engineering Handbook. Hydrology, Section 4. United States Department of Agriculture, Beltsville, MD, USA.
- Soil Landscapes of Canada Working Group. 2006.** Soil Landscapes of Canada v3.1. Agriculture and Agri-Food Canada (digital map and database at 1:1 million scale). [Online] Available: CanSIS-<http://res.agr.ca/cansis/nsdb/slc/v3.1/intro.html> [2007 Aug 26].
- Van Keulen, H. and J. Wolf. 1986.** Modelling of agricultural production: weather, soils, and crops. PUDOC, Wageningen, The Netherlands.
- Williams, J.R. 1995.** The EPIC model. *In V.P. Singh (ed.), Computer Models of Watershed Hydrology.* Water Resources Publications, Littleton, Colorado.
- XU, H., De Jong, R., Gameda, S. and Qian, B. 2010.** Development and evaluation of a Canadian agricultural ecodistrict climate data base. *Can. J. Soil Sci.* **90**:373-385.

Section 3.3 – Drainage de surface

Auteurs

Jean-Thomas Denault
Eric van Bochove
Farida Dechmi

Introduction

Le drainage de surface fait partie des facteurs de connectivité utilisés dans la composante Transport-Hydrologie de l'IRCE_P (Équation 3.2). La distance du champ au plan d'eau est généralement utilisée pour illustrer la vulnérabilité du cours d'eau à la contamination par le phosphore (Gburek et al., 2000). Toutefois, puisque cette information n'est pas souvent disponible au niveau régional, l'indice de la densité de drainage a été introduit. En hydrologie, la densité de drainage est définie comme la longueur totale des structures de drainage retrouvées dans une zone donnée et, elle est généralement calculée en utilisant la concentration de l'écoulement, provenant de propriétés du terrain (Dobos et al., 2005). Les structures de drainage peuvent être soit naturellement formées ou construites pour servir les besoins d'une population. Les faibles valeurs de la densité de drainage représentent les crêtes, où il y a peu de dissection du paysage alors que les valeurs plus élevées représentent les fonds de vallée qui sont fortement disséqués.

Algorithme

Le réseau hydrographique est constitué de lignes et de polygones représentant les principales rivières, ruisseaux, lacs et étangs dans un polygone des PPC. Selon l'échelle de la source de données, la densité du réseau peut être très importante. Pour représenter le risque de contamination des cours d'eau, nous avons calculé le périmètre des rives et les segments agrégés au PPC. La longueur totale du rivage par hectare sert d'indice de densité du réseau hydrographique de surface pour le calcul IRCE_P.

$$SD = \left\{ \frac{[Length_of_WC * 2] + [Lenght_of_WB_WT]}{AGR_Hectares} \right\} \quad (3.5)$$

Où:

Length_of_WC (cours d'eau) représente la longueur totale de tous les détails cartographiques de forme linéaire avec deux lignes qui sont en contact avec les terres agricoles;

Length_of_WB_WT représente le périmètre total de tous les polygones des cours d'eau (WB) et des marécages/zones humides (WT);

AGR_Hectares correspond à la superficie du masque agricole de chacun des polygones de PPC (Total).

Sources de données

Afin de maintenir une précision constante à l'échelle nationale, les données hydrographiques ont été extraites de la base nationale de données topographiques (BNDB) (National Topographic Data Base-NTDB), publiée par Ressources naturelles Canada (RNCAN) à l'échelle 1:50 000. Un accord spécifique a été conclu entre le service national d'information sur les terres et les eaux (SNITE) et les Ressources naturelles Canada pour offrir un accès à la base de données pour tous les indicateurs de PNARSA¹. La couverture de l'ancienne base nationale de données topographiques (1 :50 000) a été validée par la photo-interprétation de la région. Les données sont séparées en fonction de l'objet représenté. Premièrement, tous les petits ruisseaux et les rivières sont représentés en utilisant un seul segment lequel relie tout le réseau. Une classe d'entités de polygones représentant les plans d'eau comprend les lacs, les étangs et les rivières qui sont assez grands pour être représentés à l'échelle 1:50 000. Enfin, une autre classe d'entités de polygone représente tous les types de zones humides (sans spécification)². Avec l'aide de l'équipe SNITE, nous avons effectué un pré-traitement des données de telle sorte que toutes les feuilles techniques pourraient être annexées ensemble pour fournir une couverture uniforme de la superficie agricole

Hypothèses générales et limitations

Théoriquement, la principale limitation concerne le réseau de bordure de rives d'une terre agricole. Dans certains polygones, les zones sensibles peuvent être situées en amont des zones agricoles, tandis que le risque calculé peut être élevé, il y a en fait aucune, ou une contamination limitée possible. En tenant compte de cette limitation, le SD a été calculé sur l'intercepte du réseau hydrographique et du masque agricole (couverture proposée des terres agricoles au Canada) des polygones des PPC.

Bien entendu, les valeurs finales pour la densité de drainage sont touchées par l'échelle des valeurs d'entrée. Quand une source de données uniforme est utilisée pour l'ensemble du pays, l'impact de cette échelle peut être réduite. Toutefois, les données topographiques numériques proviennent d'une variété de sources et peuvent être affectées par la précision des données disponibles. Aussi, les fossés ouverts utilisés dans la pratique du drainage, lesquels peuvent jouer un rôle important en matière de connectivité hydrologique, sont absents de l'échelle utilisée dans ces calculs.

Les caractéristiques numériques sont également dépendantes du temps. Certaines caractéristiques peuvent évoluer au fil du temps, surtout dans les zones où il y a une forte pression anthropique. Par exemple, des systèmes de drainage nouvellement construits, l'utilisation de terre de remplissage, ou le drainage des zones humides peuvent être existants et ne seront pas intégrés à la base de données. Une autre limitation concerne la frontière des zones humides. La détermination de la rive d'une zone humide peut fluctuer considérablement d'année en année et cela pourrait affecter la précision de l'indice de densité de drainage de surface.

Méthodologie

- **Données nécessaires**
 - Les polygones de PPC pour les différentes provinces (coordonnées de longitude/latitude). Les fichiers ARC/INFO des entités en degrés décimaux (DD) (pr3dd.shp). [Online] Disponible: Système canadien d'information sur les sols- <http://sis.agr.gc.ca/cansis/>.

¹Publiquement disponible au site <http://www.nrcan-rncan.gc.ca>.

² Un marécage ou une zone humide est une région où la terre est submergée pour un temps significatif au cours d'une année.

- Les feuillets du relevé topographique national couvrant la partie agricole des provinces. Les fichiers ARC/INFO des entités: MAPNO_water_c_1.shp, MAPNO_water_b_a.shp et MAPNO_wetland_a.shp sont utilisés pour déterminer la connectivité au cours d'eau.
- Les fichiers ARC/INFO des entités qui comprennent les polygones de PPC agricole de chacune des provinces.

- ***Méthodologie du traitement de données géographiques (Geoprocessing)***

1. Annexer les feuillets de la BNDT pour obtenir un fichier complet couvrant l'ensemble de la région agricole des provinces. Cette étape devrait être répétée pour les trois types de cours d'eau illustrés sur les feuillets;
2. Combiner tous les polygones (cours d'eau et zone humide/marécage) et les fusionner ensemble éliminer la superposition des entités géographiques; ceci améliore notre capacité à déterminer le périmètre des polygones.
3. Projeter les feuillets résultant vers un système de coordonnées conforme pour évaluer les propriétés physiques;
4. Convertir les polygones en polygones (polylignes) Cette étape est nécessaire pour éliminer les vecteurs ou lignes combinés suite à l'annexion de tous les feuillets;
5. Éliminer toutes les lignes qui ne représentent pas des lacs ou des contours des zones humides;
6. Superposer (Intersect) les fichiers d'entités résultants et le masque agricole (Mask) agrégé aux polygones de PPC;
7. Calculer la longueur de tous les segments
8. Additionner les longueurs des segments pour chacun des PPC;
9. Répéter les étapes 5 à 8 pour le fichier des cours d'eau;
10. Additionner les champs nécessaires pour le calcul de la densité de drainage de surface, laquelle correspond au total de la longueur des segments (m) divisé par la superficie agricole (hectares). La superficie agricole est évaluée en utilisant le masque agricole pour chacun des polygones de PPC.

- ***Procédure de mise à l'échelle***

Pour obtenir des valeurs entre 0 et 1, les valeurs de SD ont été divisées par la valeur représentant le 99th centile de la distribution des SD. Toutes les valeurs supérieures à 1 ont reçu la valeur de 1.

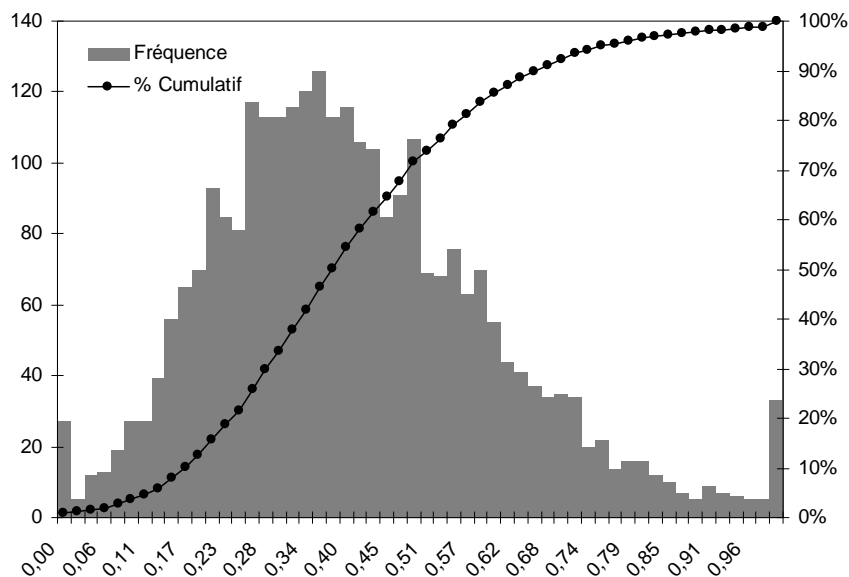


Figure 3.2 Histogramme de la distribution des valeurs de SD mise à l'échelle pour l'ensemble de 2780 polygones.

Références

- Dobos, E. and J. Daroussin. 2005.** Potential Drainage Density Index (PDD). Pages 40–51. *In* E.J. Dobos, J. Daroussin and L. Montanarella (ed.), An SRTM-based procedure to delineate SOTER Terrain Units on 1:1 and 1:5 million scales. EUR 21571 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 55 pp.
- Gburek, W. J., A. N. Sharpley, L. Heathwaite, G.J. Folmar. 2000.** Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index. *Journal of environmental quality*. 29(1): 130-144.

Section 3.4 – Drainage souterrain

Auteurs

Jean-Thomas Denault

Eric van Bochove

Farida Dechmi

Introduction

Les systèmes de drainage souterrain joueraient un rôle important dans le transfert des contaminants vers les plans d'eau (Sims et al., 1998). Le drainage souterrain améliore l'infiltration de l'eau en réduisant la rétention de l'eau dans le sol entre les précipitations. Il a été démontré que le drainage souterrain peut représenter un processus hydrologiques dominant sur les terres drainées (Enright et Madramootoo, 2004) afin de réduire le risque de ruissellement de surface et de l'érosion hydrique. Toutefois, des recherches récentes indiquent que l'eau infiltrée peut transporter d'importantes quantités de matières dissoutes, et même les formes particulières, de P par lessivage et par écoulement préférentiel, en particulier dans les sols riches en P (Sims et al., 1998; Beauchemin et al., 2003; Kinley et al., 2007). Ces niveaux sont signalés de façon constante au seuil de $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ au Québec pour les sols présentant une faible capacité de sorption (Beauchemin et al., 2003). En Nouvelle-Écosse, la qualité de l'eau à la sortie du drain de 98 % des champs expérimentaux et de 55 % des échantillons, avaient des concentrations supérieures à $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ (Kinley et al., 2007). Les valeurs les plus élevées sont généralement associées à des débits élevés.

Pour quantifier le risque associé à la présence ou à l'absence de réseaux de drainage, nous avons évalué l'intensité des pratiques de drainage souterrain dans des paysages spécifiques. L'information sur les drains souterrains est de juridiction provinciale et ces données n'ont jamais été intégrées par une institution fédérale. Nous avons collaboré avec des spécialistes en sol pour recueillir des données de chaque province lesquelles sont inégales et n'ont pu être intégrées dans un fichier unique. Chaque source de données devrait être étudiée séparément et chaque indice devrait être validé par un expert avant de procéder à son intégration au modèle IRCE_P.

Sources de données

- *Colombie-Britannique*

L'emplacement des systèmes de drainage souterrain n'est pas enregistré par aucune institution publique en Colombie-Britannique. Cependant, selon certains experts, cette pratique agricole couvre environ 20 000 ha, principalement dans les basses terres de la vallée du Fraser et sur la côte Est de l'île de Vancouver.¹

¹David Lobb, communications personnelles 2007.

- ***Alberta et Saskatchewan***

Les autorités locales en Alberta et en Saskatchewan n'ont pas encouragé l'utilisation des systèmes de drainage souterrain, à l'exception de quelques projets qui existent dans ces provinces. Un total de 8 500 ha a été rapporté aux autorités locales et ces structures ont été enregistrées avec leurs coordonnées UTM. Cette information devrait être utilisée directement pour créer un indice TD pour chaque province.

- ***Manitoba***

Les systèmes de drainage souterrain ne sont pas populaires au Manitoba et il n'y a aucun projet enregistré par les autorités. Nous considérons qu'il n'y a pas de tuyaux de drainage installés dans les terres de cette province.

- ***Ontario***

L'Ontario recueille actuellement des informations sur les parcelles qui sont systématiquement ou aléatoirement drainées. Cette information sera utilisée pour mettre à jour les caractéristiques du sol dans les bases de données pédologiques. Il y a environ 2 000 000 ha de terres avec des drains installés. À l'heure actuelle, 835 000 ha de ces terres ont été numérisés mais pour certains comtés l'analyse est complètement absente. Ces données, bien que de bonne qualité, peuvent être incomplètes et donc insuffisantes pour produire un indice pour la province.

- ***Québec***

Au Québec, les politiques encourageant la pratique du drainage souterrain ont été mises en œuvre dans les années 1960 et maintenues jusqu'au début des années 1980. Des informations considérables ont été recueillies et synthétisées dans différents rapports, mais il n'y a pas eu de mise à jour publique de l'information. Il ressort de ces documents que nous avons reçus, que 700 000 ha sur un total estimé à 1 000 000 ha ont été déclarés sur la base des comtés et que seulement 169 000 ha ont été rapportés sur une base commune. Là encore, ces données ne peuvent pas créer un indice, mais peuvent seulement servir à compléter la règle générale.

- ***Nouveau-Brunswick et Nouvelle-Écosse***

Aucune information concernant la localisation des systèmes de drainage souterrain n'a été collectée par les autorités provinciales. Toutefois, les experts estiment que les pratiques de drainage souterrain couvrent environ 15 000 ha au Nouveau-Brunswick et 25 000 ha en Nouvelle-Écosse.

- ***Île du Prince-Édouard***

Delmar Holmstrom, scientifique en science pédologique (Agriculture et Agroalimentaire Canada, Charlottetown), a évalué l'étendue des systèmes de drainage souterrain installés sur les principaux types de sols de la province. Cette information devrait être utilisée directement pour créer l'indice de TD pour la province.

• *Terre-Neuve et Labrador*

Aucune donnée sur les pratiques de drainage souterrain n’a été collectée. Dans l’annexe 2, un tableau présente une estimation et la distribution spatiale des superficies avec un drainage systématique.

Règle générale de l’algorithme

Pour les provinces où il n’y a aucune information spatiale sur le drainage souterrain, ou que celle-ci est incomplète, un algorithme général a été utilisé pour évaluer la probabilité qu’un drainage souterrain soit installé dans chacun des polygones de PPC.

$$\text{TD: IF } \left[\text{IMPERFECT} \geq 90\%, \left[\frac{\sum_{i=1}^n (\text{SumAnnualCrop})_i}{n} \right], \left[\frac{\sum_{i=1}^n (\text{SumAnnualCrop})_i}{n} \right] - \left[\left(\frac{100 - \text{IMPERFECT}}{100} \right) * (\text{TFAREA}) \right] \right] \quad (3.6)$$

*** Seulement les valeurs positives sont considérées

Où:

IMPERFECT: somme du pourcentage de couverture de la composante de sol présentant des conditions de drainage plus mauvaise que imparfaitement drainé¹ inclusivement;

n: correspond à l’année du recensement 1–5;

SumAnnualCrop: superficie annuelle des cultures dans les PPC durant la période de 1981-2001;²

TFAREA: superficie agricole totale (hectares) = Terres en culture [CROPLND] + pâturage amélioré [IMPAST] + pâturage non amélioré [UNIMPST].

Hypothèses générales et limitations

Les cultures annuelles sont généralement cultivées sur des sols qui ont peu de limitations quand à leur utilisation. Avec l’utilisation de la base de données SISCan, nous avons trouvé qu’il est difficile de réaffecter les cultures à l’intérieur d’un polygone de façon à ce qu’elle soit la plus appropriée. Par conséquent, notre méthode suppose que les cultures annuelles devraient être cultivées de préférence sur des sols sans limitation quant à leur drainage. Bien sûr, à partir des données de recensement, un certain

¹Classes de drainage des sols: drainage imparfait, drainage pauvre et drainage très pauvre (CanSIS, Soil Name File (SLC version 3.0)).

²Voir appendice 1 pour une définition complète de la moyenne annuelle des cultures.

nombre de cultures qui sont sensibles au drainage ne sont pas clairement représentées par l'une des classes. Ces classes sont considérées pour être des cultures annuelles et sont présentés à l'Appendice 1.

La base de données des PPC ne tient pas compte des groupes importants de sol dans une région; les superficies couvertes par ces groupes de sols ont été estimées. Pour les larges polygones, un changement de 1 % de variation résulte en des centaines ou des milliers d'hectares de terres agricoles. Parce que la superficie des polygones varie grandement, la fiabilité de l'information varie également. Aussi, parce que les groupes de sol mineurs sont absents de la base de données, l'étendue des sols de drainage pauvre n'est pas prise en compte dans nos calculs.

Les politiques provinciales ont eu un grand impact sur le développement des pratiques de drainage souterrain. Au Québec et en Ontario, par exemple, l'implantation des systèmes de drainage dans les années 1960 et 1970 a été largement subventionnée. Pour ces deux provinces, certains sols avec des problèmes de drainage mineur peuvent avoir été systématiquement drainés pendant ces années. Puisque ces sols ne sont pas intégrés à l'aide de la règle générale, les résultats pour l'Ontario et du Québec ont été complétés uniquement avec les données enregistrées.

Dans deux provinces (Québec et Ontario), les résultats de la règle générale peuvent être comparés aux données enregistrées. Toutefois, pour les autres provinces (Colombie-Britannique, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse et Terre-Neuve), il n'existe pas de données disponibles pour valider les résultats, alors l'opinion des experts est nécessaire.

La sous-composante TD tient compte seulement des systèmes de drainage systématique; ainsi, celui-ci sous-estime la mise en œuvre actuelle des systèmes de drainage sur les terres agricoles. Les systèmes de drainage conçu plus au hasard sont plus difficiles à localiser car ils constituent de petites zones de terres agricoles. Ils sont généralement installés sans l'apport de subventions, ils sont pour la plupart non enregistrés.

Méthodologie

- ***Données nécessaires***

- Les polygones de PPC pour les différentes provinces (Coordonnées de longitude/latitude) avec leurs fichiers d'entités ARC/INFO (Shapefile) en degrés décimaux (DD) (pr3dd.shp). [En ligne] Disponible: Le système canadien d'information sur les sols- <http://sis.agr.gc.ca/cansis/>.
- Les polygones agricoles de PPC pour chaque province utilisés pour les calculs de PNARSA et les fichiers d'entités de ARC/INFO (Shapefile).
- La base de donnée du Recensement de l'agriculture (CoA-1981, 1986, 1991, 1996 et 2001).

- ***Méthodologie***

1. Calculer l'étendue (en pourcentage de couverture) des sols de drainage imparfait, mauvais ou très mauvais pour chaque polygone agricoles des PPC.
2. Calculer l'étendue (en hectares) des cultures annuelles à l'intérieur des polygones pour la période de 1981-2001. Calculer la superficie moyenne des cultures annuelles dans chacun des PPC;

3. Joindre les deux tableaux à partir de numéros uniques des PPC.
4. Calculer la proportion estimée des terres agricoles drainées souterrainement (TD) à l'aide de l'équation 3.6. Pour la Colombie-Britannique, seuls les polygones agricoles de la vallée du Fraser et de la côte Est de l'île de Vancouver ont été sélectionnés pour le calcul suite à l'avis d'expert;
5. Les résultats ont été comparés avec les estimés d'experts recueillis pour chacune des provinces (annexe 2).

Références

- Beauchemin, S., R.R. Simard, M.A. Bolinder, M.C. Nolin, and D. Cluis. 2003.** Prediction of phosphorus concentration in tile-drainage water from the Montreal Lowlands soils. *J. Soil Sci.* **83**:73–87.
- Enright, P. and C.A. Madramootoo. 2004.** Phosphorus losses in surface runoff and subsurface drainage waters on two agricultural fields in Quebec. Pages 160–170. *In* R.A. Cooke (ed.), *Drainage VIII - Proceedings of the 8th International Drainage Symposium*. ASAE, St. Joseph, MI, USA.
- Kinley, R.D., R.J. Gordon, G.W. Stratton, G.T. Patterson, and J. Hoyle. 2007.** Phosphorus losses through agricultural tile drainage in Nova Scotia, Canada. *J. Environ. Qual.* **36**:469–477.
- Simard, R.R., S. Beauchemin, I. Royer, and G.M. Barnett. 2001.** Manure impact on phosphorus transfer from soils to surface water. Pages 21–33 I F. *In* *Proceedings of 38th Annual Alberta Soil Science Workshop*. February 2001. Lethbridge, Alberta.
- Sims, J.T., R.R. Simard, and B.C. Joern. 1998.** Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *J. Environ. Qual.* **27**:277–293.

Annexe 1. Liste des champs du recensement et leurs cultures correspondantes

OTHFLD: Superficie des autres plantes de grandes cultures: grain pour canari, millet, grain de carvi, ginseng, coriandre et autres.

CORNGR: Superficie de maïs en grain.

CORNSLG: Superficie de maïs d'ensilage.

GRNTOT: Total des céréales à grain incluant: avoine, orge, mélange de céréales, seigle, sarrasin et triticale.

OILSD: Total des oléagineux incluant: canola, lin, graine de moutarde, tournesol et carthame.

POTATS: Superficie en pomme de terre.

SUGARB: Superficie en betterave à sucre.

TOBACO: Superficie en tabac.

TOTVEG: Superficie de toutes les cultures légumières.

SOYBNS: Superficie en soya.

PULSE: Superficie des légumineuses alimentaires incluant: haricot sec, pois sec, haricot blanc, lentille, féverole, pois chiche et autres haricots.

FRTBRY: Superficie des cultures de petits fruits.

FRTGRP: Superficie des cultures de fruits à grappes.

PERAGR: Pourcentage des terres utilisées pour des fins agricole.

$$\frac{\sum_{i=1}^n (\text{SumAnnualCrop})_i}{n} = \left[\frac{\sum_{i=1}^5 \left\{ (OTHFLD)_i + (CORNGR)_i + (CORNSLG)_i + (GRNTOT)_i + (OILSD)_i + (POTATS)_i + (SUGARB)_i + (TOBACO)_i + (TOTVEG)_i + (SOYBNS)_i + (PULSES)_i + (FRTBRY)_i + (FRTGRP)_i \right\}}{5} \right]$$

Où:

i correspond aux années de recensement de 1 à 5;

le nombre 5 est le nombre de recensement (1981, 1986, 1991, 1996 et 2001).

Annexe 2. Estimation et distribution spatiale des superficies avec un drainage systématique

Province	Superficie estimée du drainage souterrain (ha)	Donnée collectée	Pédo-paysages du Canada (PPC) méthodologie de l'estimation du drainage souterrain (TD)	Estimation de la superficie drainée (TD) des PPC (ha)	Pourcentage de la superficie drainée (%)
Colombie-Britannique	19 100	Aucune donnée collectée	Règle générique appliquée au basse terre de la vallée du Fraser	24 038	125
Alberta	12 900	Valeurs de projet ponctuel	Somme des valeurs ponctuelles dans chacun des polygones	5793	45
Saskatchewan	10 000	Valeurs de projets ponctuels	Somme des valeurs ponctuelles dans chacun des polygones	316	3.1
Manitoba	1000	Aucune donnée collectée	---	0	0
Ontario	1 994 000	Parcelles numérisées	Règle générique + correction pour les valeurs collectées	1 976 044	99
Québec	1 000 000	Enregistrement des superficies drainées par municipalité pour les années 1976 à 1980	Règle générique + Correction pour les valeurs collectées	761 124	76
Nouveau-Brunswick	14 600	Aucune donnée collectée	Règle générique	5799	40
Nouvelle-Écosse	24 300	Aucune donnée collectée	Règle générique	8343	34
Ile du Prince-Édouard	1650	Superficie des terres drainées associées avec le type de sol	Liaison avec le type de sol – valeurs de drainage	3237	196
Terre-Neuve	>0	Aucune donnée collectée	---	0	
TOTAL	3 077 550			2 784 694	90

Section 3.5 – Indice topographique

Auteurs

Alain Rousseau
 Jean-Thomas Denault
 Farida Dechmi
 Eric van Bochove
 Jalal Khaldoune

Introduction

Le ruissellement par saturation excédentaire est un des processus hydrologiques dominants dans les climats tempérés et humides. Ce type de ruissellement est généralement dicté par la topographie dans les zones en pente douce qui ont des sols peu profonds au-dessus d'un substratum rocheux imperméable ou des couches de sols imperméables (Figure 3.2). Pour ces zones, et dans ces conditions spécifiques, le processus de ruissellement de surface peut être prédit avec un indice de similarité hydrologique fondée sur des considérations topographiques. Selon l'indice topographique (TI) présenté par Beven et Kirkby (1979), toutes les unités topographiques ou éléments spatiaux d'un bassin versant avec une valeur d'indice identique, en principe, ont les mêmes conditions de saturation, de surface et d'écoulement souterrain/ruissellement.

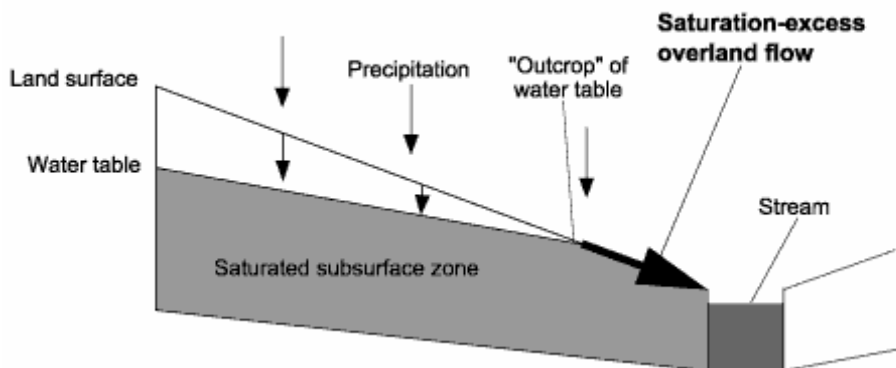


Figure 3.3. Ruissellement de saturation excédentaire

Algorithme

$$TI_i = \ln \left[\frac{a_i}{\tan(\beta_i)} \right] \quad (3.7)$$

Où:

TI_i est l'indice topographique calculé au point i . Des valeurs élevées sont observées soit par une longue pente ou des contours en amont convergeant avec des pentes faibles, et ces surfaces auront tendance à être saturées en premier;

a_i est la zone de pente ascendante par unité de courbe de niveau drainé à travers le point (i). Cette zone est calculée en utilisant un algorithme d'accumulation de l'écoulement à travers le bassin versant. En comparant avec différents algorithmes de direction de flux, il apparaît que le D8-LTD (Orlandini et al., 2003) est le mieux adapté pour la détermination du réseau de drainage. Cependant, tous ces algorithmes ont du mal à cerner le sens d'écoulement dans les zones à pente faible (Garbrecht et Martz, 1997), ce qui rend souvent difficile le calcul du TI. Conséquemment, la direction du flux modélisée peut ne pas correspondre à l'emplacement du réseau de la rivière. Pour contourner ce problème, Turcotte et al. (2001) ont développé une méthode en utilisant le réseau numérique des rivières et des lacs (DRLN) comme intrant en plus d'un modèle numérique d'élévation (MNE) pour corriger le sens d'écoulement modélisé. L'utilisation d'un MNE initial reconditionné, par la procédure de brûlage (burning), pour diriger le drainage vers la position la plus plausible du flux au sein du paysage est nécessaire, surtout dans les terres plates. Nous recommandons fortement l'élimination des fossés avant d'effectuer l'algorithme du sens de l'écoulement;

β_i est l'angle local de la pente topographique agissant au point i . Le gradient hydraulique de la zone saturée peut être approximé par la surface locale de la pente topographique, mesurée en respectant l'angle du plan (en degrés) $\tan(\beta)$.

Des matrices résultantes, l'intersection entre les valeurs de TI et les aires des polygones des PPC est réalisée et les statistiques sont calculées (en utilisant les statistiques par zone de ArcMap 9.2 Extension Spatial Analyst). La moyenne pondérée de tous les bassins versants est ensuite calculée pour chacun des polygones de PPC considérés comme agricole.

$$AVG_TI = \left[\frac{MeanTI * AREA}{\sum AREA} \right] \quad (3.8)$$

Où:

AREA est la résolution du pixel multipliée par le nombre de pixels retrouvé à l'intérieur d'un polygone de PPC.

Les hypothèses générales et les limitations

La première hypothèse, laquelle considère la dynamique de la zone saturée comme des états d'équilibres successifs, implique qu'il existe un taux de recharge constant et un flux de pente descendante pour tous les versants. Clairement, cette hypothèse est fautive pour les versants qui se retrouvent périodiquement en saison sèche. Sous ces conditions sèches (Beven, 1997; Beaven et al., 2001; Blazkova et al., 2002), (i) la courbe ascendante effective des zones contributives ne s'étend pas jusqu'à la limite des versants ou ligne de partage des eaux et (ii) la zone saturée peut être localisée et isolée et donc être inefficace. Ainsi, dans les bassins versants où il y a une longue saison sèche suivie d'une longue période d'humectation, les dynamiques ou l'absence de conditions saturées stables devraient restreindre l'utilisation du modèle TOPMODEL, ou mettre en évidence le fait que la

dynamique des zones contributives gouverne le comportement hydrologique du bassin versant. L'occurrence potentielle du ruissellement à saturation exprimée par le TI reste à valider pour les différentes régions du pays.

La seconde hypothèse est que la nappe phréatique est presque parallèle à la topographie de surface des sols, lorsqu'ils sont relativement minces sur une couche de sol imperméable sur des pentes modérées. Sous cette condition, le gradient hydraulique est supposé être égal à l'angle de pente. Cependant, ce comportement va changer pour les sols plus profonds ou s'il y a un changement spatial ou temporel du taux de recharge (Beven et Freer, 2001).

Les valeurs de TI sont calculées pour chaque pixel sur un versant et statistiquement agrégées à l'échelle du PPC. Initialement, durant ce processus, les lacs qui ont des valeurs naturellement élevées de TI étaient encore considérés et contribuaient à surestimer le risque de saturation de ruissellement des champs agricoles. Ce résultat illustre une limitation conceptuelle qui se trouve dans les autres composantes et qui concerne la position des champs agricoles dans le paysage relativement aux autres limites spatiales. Afin de minimiser l'impact de cette limitation conceptuelle, seules les valeurs de TI des pixels compris dans le masque de l'agriculture, créé par le Service national d'information sur les terres et les eaux (SNITE), ont été utilisées pour obtenir la valeur générale de TI d'un polygone des PPC.

Méthodologie

- ***Données nécessaires***

1. Le réseau linéaire des ruisseaux et rivières avec les orientations du courant associé aux polygones des lacs (Appendice 1);
2. La mosaïque des MNE délimitée par les contours des bassins versants en utilisant les données numériques d'élévation du Canada à l'échelle de 1:50 000 (CDED-DNEC) de GeoBase. [En ligne] Disponible: GeoBase-<http://geobase.ca/>;
3. Liste des polygones agricoles qui sont utilisés dans les calculs des indicateurs du PNARSA;
4. La couche cartographique du masque agricole provient du Service national d'information sur les terres et les eaux (SNITE).

- ***La préparation des données***

1. Préparation du MNE
 - Création d'un index pour les feuillets.
 - Convertir les données du DNEC en MNE de format matriciel
 - Faire une mosaïque des MNE
 - Projection du MNE dans la projection de Lambert Conique en utilisant une taille de pixel uniforme (20m – Reformater en image matricielle avec une interpolation bilinéaire)
 - Délimiter le MNE avec le contour des bassins versants
 - Convertir les résultats en ASCII

2. Préparation du réseau hydrographique en utilisant PHYSITEL
 - Utiliser la ligne centrale du réseau de données hydrographiques
 - Positionner les indicateurs de direction selon le sens de l'écoulement
 - Enlever les rivières en format de polygone
 - Enlever le réseau présent à l'intérieur des lacs
 - Ajouter des points (nœuds) sur le contour des lacs
 - Faire un nettoyage final du réseau selon les capacités de PHYSITEL

- ***Calculs des indices topographiques***

1. Le pré-traitement du MNE par une procédure de brûlage "burning" et un algorithme de suppression des cuvettes;
2. Détermination de l'inclinaison à l'aide d'un algorithme de pente effectué sur le MNE original;
3. Implémentation de la direction d'écoulement sur un MNE reconditionné;
4. Détermination du flux d'accumulation;
5. Calcul des valeurs de TI.

- ***Détermination des valeurs i agrégées***

1. Préparation de l'index TI avec les images matricielles (rasters)
 - Convertir les matrices de TI en format matriciel de ESRI
 - Définir la projection des images matricielles
2. Création de tableau de statistiques par zone pour chacun des PPC
 - Utilisation des statistiques par zone à l'aide de l'extension Spatial Analyst sur le masque agricole des polygones interceptant chacun des PPC
 - Création d'un tableau synthèse avec tous les fichiers de sorties.

- ***Procédure de la mise à l'échelle***

Pour obtenir des valeurs entre 0 et 1, les valeurs de *AVG_TI* ont été divisées par la valeur représentant le 99th centile de la distribution des *AVG_TI*. Toutes les valeurs supérieures à 1 ont été ramenées à la valeur de 1.

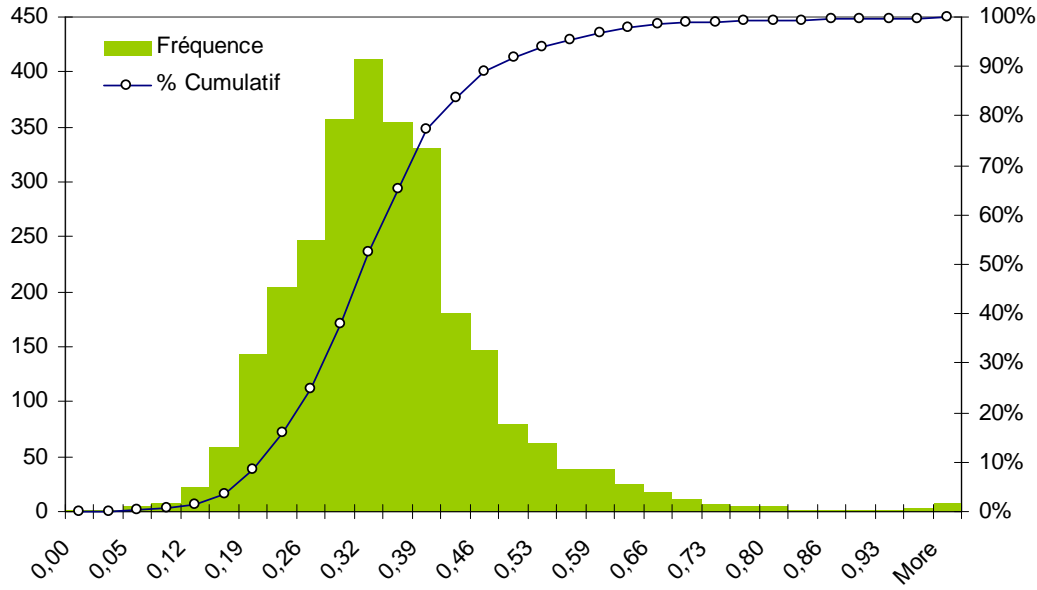


Figure 3.4. Histogramme de la distribution des valeurs de AVG_TI mises à l'échelle (n = 2780 polygones).

Références

- Beven, K. J. 1997.** TOPMODEL: A critique. *Hydrol. Process.* **11**:1069–1085.
- Beven, K.J. and J. Freer. 2001.** A dynamic TOPMODEL. *Hydrol. Process.* **15**:1993–2011.
- Beven, K.J. and M.J. Kirkby. 1979.** A physically-based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.* **24(1)**:43–69.
- Blazkova, S., K. Beven, P. Tacheci, and A. Kulasova. 2002.** Testing of the distributed water table predictions of TOPMODEL (allowing for uncertainty in model calibration): the death of TOPMODEL? *Water Resour. Res.* **38(11)**:1257.
- Garbrecht, J. and L.W. Martz. 1997.** The assignment of drainage direction over flat surfaces in raster digital elevation models. *J. Hydrol.* **193**:204–213.
- Orlandini, S., G. Moretti, M. Franchini, B. Aldighieri, and B. Testa. 2003.** Path-based methods for the determination of nondispersive drainage directions in grid-based digital elevation models. *Water Resour. Res.* **39(6)**:1144.
- Turcotte, R., J.-P. Fortin, A.N. Rousseau, S. Massicotte, and J.-P. Villeneuve. 2001.** Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network. *J. Hydrol.* **240**:225–242.

Appendice 1. Données sources du réseau hydrologique

Province	Source de donnée hydrographique	Échelle des données hydrographiques	Coordonnées
Colombie-Britannique	Projet bassin versant dans la province	1:20 000 et 1:50 000	Ministère des ressources renouvelables de la Colombie-Britannique http://aardvark.gov.bc.ca/apps/dwds/acceptTerms.do
Alberta	Base nationale de données topographiques (BNDT)	1:50 000	Ressources naturelles Canada http://www.cits.rncan.gc.ca
Saskatchewan	Saskatchewan watershed project	1:50 000	Environnement Saskatchewan http://gisweb1.serm.gov.sk.ca/mapserver/ssn/downloads/version2/master_ssn.htm
Manitoba	Indice des canalisations de drainage	1:20 000	Manitoba Land Initiative https://web2.gov.mb.ca/mli/
Ontario	Lignes virtuelles de l'eau	1:20 000	Mike Robertson, Information sur les terres en Ontario mike.robertson@ontario.ca
Québec	Réseaux hydrographique du	1:20 000	Daniel Blais, Ministère du Développement Durable, Environnement et Parc (MDDEP) daniel.blais@mddep.gouv.qc.ca
Nouveau-Brunswick	BNDT	1:50 000	Ressources naturelles Canada http://www.cits.rncan.gc.ca
Nouvelle-Écosse	BNDT	1:50 000	Ressources naturelles Canada http://www.cits.rncan.gc.ca
Île du Prince-Édouard	BNDT	1:50 000	Ressources naturelles Canada http://www.cits.rncan.gc.ca
Terre-Neuve	BNDT	1:50 000	Ressources naturelles Canada http://www.cits.rncan.gc.ca

Section 3.6 – Écoulement préférentiel

Auteurs

Suzanne E. Allaire
Humaira Dadfar
Eric van Bochove
Jean-Thomas Denault
Reinder DeJong
Georges Thériault

Introduction

L'écoulement préférentiel (PF) réfère au mouvement non uniforme de l'eau avec des matières en suspension dissoutes et/ou en suspension à travers des voies de cheminement telles que les trous de vers de terre, les fissures de dessiccation, le long des limites de deux terrains et les canaux des racines dans le sol. Ceci empêche que les contaminants se mélangent avec la solution de matrice du sol et réduit le temps de rétention dans le sol important pour l'échange avec les surfaces, la réaction de catalyse et la biodégradation (Bergström et al., 2001). L'écoulement préférentiel accélère le transport de polluants dans les eaux souterraines et de surface et est donc inclu dans la composante T_H de l'indicateur de risque de contamination de l'eau par le P (IRCE_P). Quatre types de processus de PF ont été identifiés: 1) écoulement par fentes de retrait (CF), 2) écoulement par macropores (faune et plantes) (BF), 3) écoulement préférentiel digité (FF), et 4) écoulement latéral (LF). L'objectif de la sous-composante PF est de prédire partout au Canada la probabilité d'occurrence de ces processus d'écoulements à l'échelle des polygones des pédo-paysages du Canada (PPC) (1: 1 000 000) partout au Canada.

Source de données

Les données proviennent de la base nationale de données sur les sols/Pédo-paysages du Canada: Fichier des couches de sols (National Soil Layer File - nationalslf311.dbf) et le fichier des composantes (National SLCv3.1.1 Component Table - nationalslc311cmp.dbf), la version 3.1.1 (Soil Landscapes of Canada Working Group, 2007), la base de donnée du Recensement de l'agriculture (1981–2001), le modèle sur le bilan en eau du sol (Versatile Soil Moisture Budget - VSMB) (Akinremi et al., 1996), l'ensemble des données provinciales et/ou fédérales sur le drainage souterrain proposées par les experts locaux, les données climatiques provenant du système canadien d'information sur les sols – base de données climatiques des écodistricts (CanSIS, 1997) (<http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/district/climate.html>), l'enquête sur la gestion agroenvironnementale (Farm Environmental Management Survey - FEMS) (Statistics Canada, 2001–2006), l'enquête sur les pratiques des fermes d'élevage (Livestock Farm Practice Survey - LFPS) (Statistics Canada, 2007) et les données numériques d'élévation du Canada (Canadian Digital Elevation Data - CDED) (Centre for Topographic Information et al., 2006) (<http://www.geobase.ca/geobase/en/partners/index.html>).

Méthodologie

- *Écoulement par fentes de retrait (CF)*

L'écoulement par fentes de retrait est un mouvement préférentiel le long de fissures continues à travers une matrice de sol saturée (Dadfar et al., 2010a).

La fissuration se produit lorsque les sols riches en argile sont sujets à des périodes de sécheresse (Hendrickx et Flury, 2001) et lorsque l'eau du sol est uniformément répartie. Plusieurs facteurs influencent la fréquence et la gravité du CF. (1) La formation des fissures, dix jours de sécheresse sont généralement suffisants pour faire croître les fissures suffisamment pour influencer sur le transport des contaminants. Une fois que les fissures se forment, (2) l'écoulement doit se produire à la surface du sol et pénétrer dans les fissures. (3) le drainage souterrain peut augmenter l'hétérogénéité de la distribution de l'eau et favoriser la formation de fissures. (4) l'extraction de l'eau de façon hétérogène par les cultures peut aussi accroître la formation de fissures. Les racines pivotantes et les racines de grandes dimensions (par exemple, des arbres), ont un impact plus important sur la formation de fissures. La probabilité d'occurrence des CF est calculée avec l'équation 3.9:

$$CF = \frac{\text{Text} * \left[\sum_{i=1}^n \left(\sum_{j=1}^9 \left[\frac{\sum_{i=1}^n (CFE * Area)_i}{\sum_{i=1}^n (Area)_i} * CropArea \right]_j \div \sum_{j=1}^9 (CropArea)_j \right) \right]}{n} + \frac{TDraigned}{AGRAREA} + \frac{RFC}{TFAREA} \quad (3.9)$$

Où:

Text (0-1) est la profondeur normalisée (épaisseur des trois couches supérieures, ce qui représente 5 %, 7,5 %, et 12 % de la profondeur d'enracinement) et la superficie moyenne pondérée teneur en argile (%) des types de sols présents dans chaque PPC agricoles (Text = 1 lorsque % d'argile ≥ 40%; TEXT= % argile*0.025 quand le % argile <40%);

i les années utilisées pour calculer le nombre probable d'événement(s) de formation de fentes de retrait sur une période d'une année (basé sur 5 année de conditions météo entre les années de recensement de l'agriculture);

j indice des type de cultures;

CFE est le nombre probable d'événement(s) de formation de fentes de retrait sur une période d'une année dans chacun des types de sols et de cultures, calculé par le modèle VSMB;

Area et **CropArea** sont respectivement la superficie des types de sols (%) et des types de cultures (ha) dans un polygone de PPC. Le second terme dans l'équation 3.9 varie entre 0 et 15 (les nombre supérieurs à 15 sont fixés à 15);

TDraigned est la superficie totale des terres drainées (ha);

AGRAREA est la superficie totale (ha) des terres agricoles dans un polygone de PPC;

RFC est la somme des superficies (ha) des cultures avec racines favorisant la formation de fissures (luzerne, sarrasin, maïs-grain, maïs ensilage et des graines fourragères*0.5, oléagineux, cultures de plein champ*0.5, légumineuses, soya, betterave à sucre, tabac, produits de pépinière*0,39, arbres fruitiers, raisins, baies, arbres de Noël et érables). Le nombre d'hectares d'érables est calculé en divisant le nombre d'entailles par 163 en considérant qu'en moyenne, il y a 163 entailles par hectare d'érables (Chapeski, 2005);

TFAREA est la superficie agricole totale (ha) dans un polygone de PPC laquelle représente la somme des superficies du foin, des grandes cultures, des légumes, des produits de pépinière, des fruits, des baies et des noix, des arbres de Noël, des érables, des jachères, des pâturages cultivés ou ensemencés, et des pâturages naturels déclarés au Recensement de l'agriculture;

CF varie entre 0 et 1 (les valeurs supérieures à 1 sont fixées à 1).

• **Écoulement par les macropores (BF)**

L'écoulement par les macropores est un mouvement préférentiel lié aux canaux des animaux à travers une matrice non saturée (Zehe and Flüher, 2001) lorsque le ruissellement se produit. Les canaux verticaux profonds, tels que ceux fait par le ver de terre *Lumbricus terrestris* L. (Whalen and Fox, 2007), sont rapportés pour être des types de canaux effectifs dans le transport des contaminants (Stehouwer et al., 1993). Les calculs suivants sont basés sur la population de vers de terre au Canada (Dadfar et al., 2010b). La population de vers de terre dépend de plusieurs facteurs comme le climat, les propriétés du sol et l'activité anthropique. Ces composantes sont intégrées dans les calculs (Équation 3.10) de BF en tant que:

$$BF = \frac{(Precip + Temp)}{2} * \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{Area_i * (ORG_C_N + C_N + SI_N)}{3} \right)}{100} * \left(\frac{\sum_{j=1}^7 \left[\sum_{k=1}^l (CROP)_k * CRF \right]_j}{TFAREA} + \frac{\sum_{p=1}^5 \left[\sum_{q=1}^m (TILLAGE)_q * TMR \right]_p}{TFAREA} + \frac{(MANUR + 0.2NONMANUR)}{TFAREA} \right) \quad (3.10)$$

Où:

Precip et **Temp** sont des données climatiques; les précipitations et les températures, respectivement. Les conditions climatiques du corridor Québec/Windsor sont considérées optimales pour *L. terrestris* au Canada (Communication personnelle: C. A. Fox, 3-4 Octobre, 2007);

Precip et **Temp** sont exprimés comme suit:

$$\begin{aligned} Precip &= 0 \text{ si } TotAnnualPrecip \leq 500 \text{ mm} \\ &= (0.02 * TotAnnualPrecip) - 10 \text{ si } 500 < TotAnnualPrecip < 550 \text{ mm} \\ &= 1 \text{ si } TotAnnualPrecip \geq 550 \text{ mm} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Temp &= 0 \text{ si } 5^\circ\text{C } \text{degrés-jours de croissance (GDD5)} \leq 1250 \\ &= (0.00667 * GDD5) - 8.33 \text{ si } 1250 < GDD5 < 1400 \\ &= 1 \text{ si } GDD5 \geq 1400 \end{aligned}$$

SoilPTL (second terme de l'équation 3.10) estime le potentiel d'un sol à soutenir la survie de *L. terrestris*. Ce terme requiert une profondeur de sol d'au moins 75 cm, l'absence de couches indurées, un pH entre 4 et 8, et un fort contenu en carbone organique, en limon et en argile. Dans le calcul de SoilPTL:

- **i** index du nombre de type de sol dans un PPC;
- **Area** est le pourcentage du type de sol dans les polygones PPC;
- **ORGC_N** est la profondeur normalisée de la moyenne pondérée de la teneur en carbone organique (ORGCARB) dans 0-75 cm:

$$\begin{aligned} \text{ORGC_N} &= 0.2 * \text{ORGCARB} \text{ si } \text{ORGCARB} < 5 \\ &= 1 \text{ si } \text{ORGCARB} \geq 5; \end{aligned}$$

- **C_N** est la profondeur normalisée de la moyenne pondérée de la teneur en argile (TCLAY) dans 0-75 cm:

$$\begin{aligned} \text{C_N} &= 0 \text{ si } \text{TCLAY} < 5 \\ &= (0.04 * \text{TCLAY}) - 0.2 \text{ si } 5 \leq \text{TCLAY} < 30 \\ &= 1 \text{ si } \text{TCLAY} = 30 \\ &= (-0.0143 * \text{TCLAY}) + 1.4286 \text{ si } 30 < \text{TCLAY} < 100; \end{aligned}$$

- **SI_N** est la profondeur normalisée de la moyenne pondérée de la teneur en limon (TSILT) dans 0-75 cm:

$$\begin{aligned} \text{SI_N} &= 0 \text{ si } \text{TSILT} < 5 \\ &= (0.0286 * \text{TSILT}) - 0.1429 \text{ si } 5 \leq \text{TSILT} < 40 \\ &= 1 \text{ si } \text{TSILT} = 40 \\ &= (-0.0167 * \text{TSILT}) + 1.6667 \text{ si } 40 < \text{TSILT} < 100. \end{aligned}$$

- **Facteurs anthropogéniques** (troisième et dernier terme de l'équation 3.10) inclut les facteurs cultureux pour les canaux, l'aménagement du travail du sol et les sources supplémentaires de nourritures, telle que l'application de fumier;
- **j** index du nombre de classes de cultures;
- **k** index du nombre de cultures pour chacune des classes;
- **CROP** représente la superficie (ha) des cultures en production dans un polygone de PPC selon le Recensement de l'agriculture (CoA-1981, 1986, 1991, 1996 et 2001);
- **CRF** représente le facteur de notation pour chacune des classes de cultures;
- **TFAREA** représente la superficie totale des fermes dans un polygone de PPC (définie dans la section CF);
- **p** représente le nombre de classes d'aménagement du travail du sol, **q** est le nombre de système de travail du sol dans chacune des classes;
- **TILLAGE** représente la superficie (ha) de chacun des systèmes de travail du sol dans un polygone de PPC;
- **TMR** représente le facteur de notation utilisé pour chacune des classes des aménagements du travail du sol;
- **MANUR** et **NONMANUR** représente la superficie des terres agricoles dans un polygone de PPC avec ou sans application de fumier, respectivement;
- **BF** varie entre 0 et 1.

- **Écoulement préférentiel digité (FF)**

L'écoulement préférentiel a lieu quand l'eau d'infiltration s'accumule à l'interface entre deux couches contrastantes de sols, principalement dans les sols sableux avec un horizon de texture grossière sous-jacent un horizon de texture fine. L'eau pénètre dans la couche sous-jacente par les chemins d'écoulement préférentiel, plutôt que de manière uniforme à travers la couche entière (Rezanezhad et al., 2006). Les fragments grossiers, tels que les pierres, sont considérés pour accroître le FF (Baker et Hillel, 1990):

$$FF = \frac{\sum_{i=1}^n \left[\frac{\sum_{k=1}^m [(y + NCOFRAG).L]_k}{\sum_{k=1}^m L_k} * Area \right]_i}{\sum_{i=1}^n (Area)_i} \quad (3.11)$$

Où:

NCOFRAG est le contenu normalisé des fragments grossiers (0 quand y est 0);

L est la profondeur de la couche;

Area est le pourcentage de la superficie totale d'un polygone d'un PPC qu'occupe un type de sol;

i index du numéro du type de sol dans un PPC;

k index du numéro de couche dans un profil de sol;

y est le facteur pondéré de 0.8 ou 0, pour les couches avec ($\geq 70\%$ sable) ou sans sable ($< 70\%$ sable), respectivement;

FF varie entre 0 et 1.

- **Écoulement latéral (LF)**

L'écoulement latéral a lieu quand l'eau d'infiltration se déplace latéralement le long d'un horizon fortement cimenté-induré, i.e., la roche-mère (McDonnell, 1990) ou le long des racines latérales. Les propriétés critiques influençant LF sont la présence d'arbres, les couches de sols restrictives, la profondeur d'une couche restrictive et le gradient de pente. L'incidence de LF (Équation 3.12) est calculée comme suit:

$$LF = Slope * \left[\frac{\sum_{i=1}^n (RESTER_TYPE_{wf} \cdot DEPTH_{wf} \cdot Area)_i}{\sum_{i=1}^n (Area)_i} + \frac{TREES}{TFAREA} \right] \quad (3.12)$$

Où:

Slope est le pourcentage de l'inclinaison dans un SLC (Pente=1 si le pourcentage d'inclinaison ≥ 10 %; pente=pourcentage d'inclinaison*0.1 si le pourcentage d'inclinaison < 10 %). Les données numériques d'élévation du Canada (DNEC) à l'échelle 1 :50 000 sont utilisées pour déterminer l'inclinaison de la pente (Centre for Topographic Information et al., 2006; ESRI, 2007). Le pourcentage de l'inclinaison a été agrégé au polygone de PPC en utilisant la moyenne de l'inclinaison qui intercepte le polygone de PPC (La procédure de moyenne pondérée est utilisée quand un polygone intercepte un ou plus d'un feuillet);

i index du numéro du type de sol dans un polygone de PPC;

RESTER_TYPE_{wf} est le facteur utilisé pour définir un sol avec (1) ou sans (0) une couche restrictive pour les racines des cultures;

DEPTH_{wf} est le facteur utilisé pour définir la profondeur de la couche restrictive;

Area est le pourcentage de la superficie totale d'un polygone qu'occupe un type de sol;

TREES (ha) est la somme des produits de pépinière (TNURSRY \times 0.2), arbre fruitiers (FRTTREE), superficie total des fruits à grappes (FRTGRP), arbre de Noël (XMSTREE) et des érables (MAPLET/163 taps ha⁻¹);

TFAREA est la superficie totale des fermes (ha) dans un polygone de PPC (défini dans la section CF);

LF varie entre 0 et 1.

Hypothèses générales et limitations

- **Écoulement par fentes de retrait**

- **Hypothèses:** Un minimum de 10 jours de déficit en eau suivis d'une forte pluie journalière utile (pluie journalière utile = total de pluie journalière – interception, i.e., infiltration) d'au moins 10 mm sont considérés comme nécessaires pour le CF. Pour les plantes fourragères et autres cultures en champs, 50 % des superficies, et les produits de pépinières, 39 % des superficies, sont des cultures favorisant par leurs racines la formation de fentes.
- **Limitations:** Le nombre de jours nécessaires pour la formation de fentes est basé sur la connaissance d'un expert puisqu'il n'est pas égal pour les différents sols, cultures et conditions climatiques, il. La hauteur de pluie nécessaire pour débiter un ruissellement dépend du contenu initial d'eau dans le sol et les propriétés hydrauliques du sol; ces facteurs ne sont pas suffisamment détaillés dans la base de donnée et ils sont basés sur la connaissance d'un expert. La relation entre la culture et la position du sol dans un PPC n'est pas disponible, cela fait décroître la précision du CFE. Il n'y a pas une base nationale de données sur le drainage souterrain (TD) et sur la distribution exacte des drains dans les polygones de PPC.

- **Écoulement par les macropores**

- **Hypothèses:** Total des précipitations annuelles ≥ 550 mm, 5°C degré-jour de croissance de ≥ 1400 , pH du sol varie entre 4.0 à 8.0, profondeur du sol ≥ 75 cm et résidus de culture laissés sur la surface du sol sont considérés comme des conditions optimales pour la survie des vers de terre. Ces facteurs sont déterminés à partir de la littérature et de la connaissance d'experts.
- **Limitations:** Les calculs sont basés sur les conditions optimales de *Lumbricus terrestris* L. Les autres espèces de vers de terre qui font des canaux verticaux requièrent pour la plupart des conditions environnementales différentes pour avoir une croissance optimale.

- **Écoulement préférentiel digité**
 - Hypothèses: L'écoulement préférentiel digité est généré dans les sols sableux avec un horizon contenant ≥ 70 % de sable n'importe où dans le profil, à l'exception de la surface, quand celui-ci est couvert d'une couche de texture plus fine.
 - Limitations: La valeur limite pour un horizon de sol sableux (≥ 70 % contenu en sable total), le facteur pondéré pour la couche sableuse (0.8), et les fragments grossiers (maximum 0.2) sont basés sur la connaissance d'experts.
- **Écoulement latéral**
 - Hypothèses: Théoriquement l'horizon cimenté-induré doit suivre la même pente que la surface du sol. Pour les produits de pépinières, on suppose que 20 % de la superficie est occupée par les arbres.
 - Limitations: Le facteur pondéré pour la profondeur est basé sur la connaissance d'experts.

Références

- Akinremi, O.O., S.M. McGinn, and A.G. Barr. 1996.** Simulation of soil moisture and other components of the hydrological cycle using a water budget approach. *Can. J. Soil Sci.* **76** (2):133–142.
- Baker, R.S. and D. Hillel. 1990.** Laboratory tests of a theory of fingering during infiltration into layered soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54** (1):20–30.
- Bergström, L., N. Jarvis, M. Larsson, F. Djodjic, and A. Shirmohammadi. 2001.** Factors affecting the significance of macropore flow for leaching of agrochemicals. Pages 25–28. *In* D. Bosch and K. King (ed.), *Preferential flow water: Movement and chemical transport in the environment. Proceedings of the 2nd International Symposium. Honolulu, Hawaii, USA. 3–5 January 2001.* St. Joseph, Michigan, ASAE 701P0006.
- CanSIS.1997.** Canadian Ecodistrict Climate Normals 1961–1990. [Online] Available: Agriculture and Agri-Food Canada-<http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/ecostrat/district/climate.html>. [2007 Oct. 1].
- Centre for Topographic Information, Government of Canada, and Natural Resources Canada. 2006.** Canadian Digital Elevation Data, Level 1(1:50,000) (CDED1). [Online] Available: GeoBase portal-<http://www.geobase.ca/geobase/en/data/cded/index.html>. [2007 Nov. 1].
- Chapeski, D. 2005.** The Maple Syrup Industry in Ontario: Answers to Commonly Asked Questions and References. [Online] Available: Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs-<http://www.omafra.gov.on.ca/english/crops/facts/maple.htm#tapping>. [2007 March 20].
- Dadfar, H., S.E. Allaire, R. De Jong, E. van Bochove, J.-T. Denault, G. Thériault and F. Dechmi. 2010a.** Development of a method for estimating the likelihood of crack flow in Canadian agricultural soils at the landscape scale. *Can. J. Soil Sci.* **90**: 129-149.
- Dadfar, H., S.E. Allaire, E. van Bochove, J.-T. Denault, G. Thériault and A. Charles. 2010b.** Likelihood of Burrow flow in Canadian agricultural lands. *J. Hydrology*. In press.
- Hendrickx, J. M. H. and M. Flury. 2001.** Uniform and preferential flow mechanisms in the vadose zone. Pages 149–188. *In* *Conceptual Models of Flow and Transport in the Fractured Vadose*

Zone. U.S. National Committee for Rock Mechanics, Board on Earth Sciences and Resources, and National Research Council. National Academy Press, Washington DC.

- ESRI GIS and Mapping Software. 2007. How Slope (3D Analyst) works.** [Online] Available: ArcGIS 9.2 Desktop Help-
[http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.2/index.cfm?topicname=how_slope_\(3d_analyst\)_works](http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.2/index.cfm?topicname=how_slope_(3d_analyst)_works)
[2007 Nov. 26].
- McDonnell, J. J. 1990.** The influence of macropores on debris flow initiation. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*. **23 (4)**:325–331.
- Rezanezhad, F., H.-J. Vogel, and K. Roth. 2006.** Experimental study of fingered flow through initially dry sand. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* **3**:2595–2620.
- Soil Landscapes of Canada Working Group. 2007.** Soil Landscapes of Canada v3.1.1. Agriculture and Agri-Food Canada. (digital map and database at 1:1 million scale). [Online] Available: CanSIS-<http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/slc/v3.1.1/intro.html> [2008 Sept. 01].
- Statistics Canada. 2001–2006.** Farm Environmental Management Survey (FEMS). Detailed information for 2001 and 2006. [Online] Available: Statistics Canada-<http://www.statcan.ca> [2002 Sept.19][2008 March 14].
- Statistics Canada. 2007.** Livestock Farm Practices Survey. Detailed information for 2005. 5107. Statistique Canada and Agriculture and Agroalimentaire Canada. [Online] Available: Statistics Canada-<http://www.statcan.ca> [2007 Dec. 07].
- Stehouwer, R. C., W.A. Dick, and S.J. Traina. 1993.** Characteristics of earthworm burrow lining affecting atrazine sorption. *J. Environ. Qual.* **22(1)**:181–185.
- Whalen, J. K. and C.A. Fox. 2007.** Diversity of *Lumbricid* earthworms in temperate agroecosystems. Pages 249–261. *In* G. Benckiser and S. Schnell (ed.), *Biodiversity in Agricultural Production Systems*. CRC Press. Taylor & Francis Group. Boca Raton, FL.
- Zehe, E. and H. Flüher. 2001.** Preferential transport of isoproturon at a plot scale and a field scale tile-drained site. *J. Hydrol.* **247**:100–115.