



**Indicateurs agroenvironnementaux de la
mobilité du phosphore : Étude de cas du
bassin-versant de la Baie de Fitch**

*Aubert Michaud
Julie Deslandes*

**Institut de Recherche et de Développement
en Agroenvironnement**

**Québec
Novembre 2003**

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	3
LISTE DES TABLEAUX.....	3
REMERCIEMENTS.....	4
1. INTRODUCTION.....	5
2. METHODOLOGIE.....	6
2.1 Acquisition et intégration spatiale des données.....	6
2.2 Évaluation des sources de phosphore.....	7
Bilan du phosphore à la surface du sol.....	7
Saturation du sol en phosphore	10
2.3 Évaluation des facteurs de transport du phosphore.....	10
Ruissellement de surface	10
Érosion hydrique.....	11
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	13
3.1 Caractérisation biophysique du bassin versant de la baie de Fitch	13
3.2 Productions agricoles et bilan d'apport en phosphore.....	15
3.3 Saturation des sols en phosphore	16
3.4 Ruissellement de surface.....	17
3.5 Érosion hydrique	18
3.6 Échantillonnage spatial de la qualité de l'eau.....	20
4. CONCLUSION.....	22
5. REFERENCES.....	24
ANNEXE A Guide d'utilisation de l'atlas électronique.....	27

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Méthode de spatialisation du bilan d'apport en phosphore du bassin de la baie de Fitch ...	9
Figure 2. Facteurs topographiques (LS) et facteurs d'érodabilité (K) des sols du bassin de la baie de Fitch	12
Figure 3. Cartographie des sous-bassins (a) et utilisation du sol du bassin de la baie de Fitch (b).....	13
Figure 4. Pédologie de surface du bassin de la baie de Fitch	14
Figure 5. Représentation spatiale des indices de ruissellement du bassin de la baie de Fitch	18
Figure 6. Représentation spatiale des estimations de pertes de sol évaluées par l'équation universelle révisée (RUSLE) sur le bassin de la baie de Fitch.....	19
Figure 7. Concentrations en P total à l'exutoire des quatre sous-bassins versants de la Baie de Fitch (a) en période d'intense activité hydrologique et hydrogramme de la rivière aux Brochets pour la période correspondante (b).....	20

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Facteurs d'érodabilité du sol (K) évalués pour les sols du bassin de la baie de Fitch.....	12
Tableau 2. Facteurs de gestion des sols (C) utilisés dans les estimations de pertes de sol pour le bassin versant de la baie de Fitch.....	12
Tableau 3. Étendue des séries de sol cultivées dans le bassin versant de la baie de Fitch.....	15
Tableau 4. Profil de culture et bilan annuel des apports en P à la surface du sol des exploitations agricoles du bassin versant de la Baie de Fitch.....	16
Tableau 5: Distribution de la saturation des sols en phosphore pour les municipalités localisées en tout ou en partie dans le bassin versant de la Baie de Fitch.....	16
Tableau 6. Indicateurs agroenvironnementaux de la mobilité du P de sources agricoles diffuses spatialisés à l'échelle des sous-bassins versants de la Baie de Fitch.	21

REMERCIEMENTS

Cette étude a fait l'objet d'une aide financière de la part de la Direction régionale de l'Estrie du ministère de l'Environnement du Québec. La réalisation de l'étude et de l'Atlas agroenvironnemental du bassin versant de la Baie de Fitch a été rendue possible grâce à l'étroite collaboration de :

Monsieur Vincent De Barmon et de madame Marie-Josée Goulet,
Direction régionale de l'Estrie du ministère de l'Environnement;

Messieurs Michel Perron, Réjean Gilbert et madame Huguette Martel,
Direction régionale de l'Estrie du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec;

Pierre Beaudet,
Direction de l'environnement et du développement durable du MAPAQ.

I. INTRODUCTION

La formation de la baie de Fitch découle de la construction du barrage de Magog il y a 120 ans. La baie s'étend aujourd'hui sur 220 ha au nord-est du lac Memphrémagog. D'une profondeur moyenne de 3 mètres, cette baie a historiquement présenté une qualité d'eau moindre par rapport à celle du reste du lac et une sensibilité relativement plus élevée au développement de fleurs d'eau. Il demeure difficile d'établir aujourd'hui dans quelle mesure l'apport de nutriments d'origine anthropique contribue au vieillissement du plan d'eau. Certaines études antérieures attribuent à l'agriculture la responsabilité principale des symptômes d'eutrophisation (Jeudi, 2001). Or, une synthèse des connaissances actuelles sur les principaux mécanismes expliquant l'eutrophisation de la baie, semble démontrer que cette responsabilité est limitée (De Barmon, 2002).

La présente étude supporte une analyse des risques associés à la mobilité du phosphore de sources agricoles diffuses dans le bassin versant de la Baie de Fitch. L'approche conceptuelle de caractérisation des risques de mobilité du P retenue pour la présente étude a été initialement développée par le Service américain de conservation des ressources naturelles (NRCS), en collaboration avec les équipes de recherche nord-américaines, en réponse au besoin d'outils de gestion adaptés au contexte décisionnel en agriculture. Le « P-index » ou *Indice de risque de pertes en phosphore (IRP)* (Lemunyon and Gilbert, 1993) et les dizaines d'adaptations qui en ont découlé aux États-Unis (Sharpley et al., 2003) s'appuient sur des concepts généralement admis dans la pratique agronomique et environnementale pour qualifier de façon relative la vulnérabilité du parcellaire aux exportations de phosphore. Conceptuellement, la vulnérabilité relative du parcellaire est exprimée par une combinaison de facteurs *Source* et *Transport*. Les facteurs *Source* décrivent les conditions qui favorisent l'accumulation de P potentiellement disponible à l'exportation à la surface de la couche arable. La richesse du sol est un facteur *Source*, de même que les pratiques culturales et de fertilisation qui prédisposent à l'accumulation de P à la surface du sol. Les facteurs *Source* sont donc particulièrement influencés par le calendrier des opérations culturales et de fertilisation. Ils expriment l'importance des stocks de P potentiellement disponible pour l'exportation hors du champ. Pour qu'il y ait exportation effective de P, il faut qu'il y ait une prise en charge et transport du P par l'écoulement des eaux de surface ou souterraines. Le modèle de l'IRP qualifie ainsi l'intensité des processus d'érosion et de ruissellement par l'équation universelle de pertes de sol (USLE; Wischmeier et Smith, 1978) et l'indice de ruissellement CN (Curve number; SCS, 1972; Monfet, 1979). Ces indicateurs du facteur *Transport* sont privilégiés en raison de leur utilisation généralisée en gestion des sols et de l'eau en Amérique du Nord depuis les années 1970.

Au Québec, des études récentes réalisées sur des grands bassins versants sur le devenir du phosphore (P) ont établi des liens entre différents descripteurs des activités agricoles, tels que l'occupation du territoire, la densité animale, l'intensité du drainage souterrain et les flux de P dissous et total contenu dans le réseau hydrographique (Gangbazo, 2000). Patoine et Simoneau (2002), ont relié la teneur

moyenne en P (Mehlich-3) des sols de 19 bassins québécois aux concentrations en P total mesurées dans les rivières. Dans les bassins versants ruraux à l'étude dans la région de la Baie Missisquoi, le bilan d'apport de P, l'état de saturation des sols en P et l'intensité du ruissellement se sont révélés des indicateurs révélateurs de la vulnérabilité du territoire aux exportations diffuses de P (Michaud et al., 2002; Deslandes et al., 2002).

La présente étude s'appuie sur la caractérisation biophysique du bassin de même que des systèmes de production agricole en place pour représenter la distribution spatiale d'indicateurs de pression agroenvironnementale associés aux sources de P (bilan d'apport de P, richesse des sols) et de transport (érosion, ruissellement). L'ensemble des informations à référence spatiale ont été intégrées dans un gratuiciel (TNTMips) qui se prête à une utilisation conviviale, sans frais reliés à l'acquisition de logiciel supplémentaire. Le *Système d'information agroenvironnementale sur le bassin versant de la Baie de Fitch* supporte ainsi une analyse globale et qualitative des risques de mobilité du P à l'échelle du bassin (voir annexe au présent document). Le contenu, l'échelle et la convivialité du système d'information en font aussi un outil de première ligne pour supporter ultérieurement l'élaboration de diagnostics agroenvironnementaux et la prestation de services-conseils à l'échelle de l'exploitation agricole et du parcellaire.

2. METHODOLOGIE

La méthodologie développée par Deslandes et al. (2002) dans l'étude du bassin versant de la Rivière aux Brochets a été retenue pour représenter spatialement les risques d'exportation de P de sources agricoles diffuses dans le bassin versant de la Baie de Fitch.

2.1 Acquisition et intégration spatiale des données

Les données de base nécessaires à la caractérisation biophysique du bassin et à la représentation spatiale des indicateurs agroenvironnementaux ont été acquises et intégrées dans un système d'information géographique (SIG) :

- ❖ la pédologie de surface, incluant les propriétés associées à chaque série de sol, a été acquise en format numérique de l'IRDA au 1:63 300 pour les comtés de Stanstead, Richmond, Sherbrooke et Compton (Cann et Lajoie, 1943);
- ❖ l'utilisation du sol a été extraite du système d'information à référence spatiale GIRMA (Gestion intégrée des ressources en milieu agricole) développé par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ, 1998). La carte d'utilisation du sol a été réalisée sur une image Landsat 5 TM acquise en août 1996 (scène 14-28) classifiée à l'aide d'une approche supervisée;

- ❖ le modèle numérique d'altitude (relief) a été généré à partir des données altimétriques de la Banque québécoise de données topographiques (BQDT);
- ❖ le réseau hydrographique provient de la BDTQ du ministère des Ressources naturelles;
- ❖ les données de fertilité du sol sur les terres agricoles proviennent du laboratoire du MAPAQ et du laboratoire privé *Agridirect*;
- ❖ les données descriptives des productions et pratiques agricoles ont été extraites, dé-nominalisées et agrégées depuis les fiches d'enregistrement des producteurs agricoles (MAPAQ, 2000).

2.2 Evaluation des sources de phosphore

Bilan du phosphore à la surface du sol

Le bilan des apports de phosphore à la surface du sol se définit comme la différence entre les apports de P aux sols sous la forme d'engrais de ferme, d'engrais minéraux ou autres amendements et les exportations de P par les cultures. La présente étude intègre les bilans d'apports à l'échelle de l'exploitation agricole compilés par Beaudet (2000) sur la base des déclarations de la fiche d'enregistrement des exploitations agricoles. Les contributions de P associées aux engrais de ferme et aux engrais minéraux y sont estimées sur la base des déclarations de cheptels et d'achats d'engrais minéraux, alors que les prélèvements des cultures en P sont estimés à partir des déclarations de superficies en production. Un recensement complémentaire auprès des entreprises d'élevage participant à des ententes d'épandage complète les données du bilan d'apport en P (MENV, 2002).

Dans le système d'information géographique (SIG), le prélèvement de P par les plantes, de même que les apports organiques et minéraux de P sont localisés ponctuellement à l'aide des *centroïdes* des exploitations agricoles. La spatialisation de cette donnée nécessite une agrégation des données afin de préserver son caractère confidentiel. La méthodologie d'intégration (figure 1) de ces informations à l'échelle des sous-bassins a été réalisée en 3 étapes :

- (1) *Spatialisation des prélèvements de P par les cultures (kg)*. Sur la base de l'information liée à chacun des centroïdes de ferme, une zone d'influence (tampon circulaire) correspondant à la superficie en culture est d'abord générée. L'intersection entre ces zones d'influence et les limites des sous-bassins constitue alors la base de la pondération pour redistribuer spatialement les prélèvements des cultures à l'échelle du territoire à l'étude.
- (2) *Spatialisation des apports de phosphore (kg)*. Suivant une approche similaire à la spatialisation des prélèvements, les apports de P sont distribués suivant une zone d'influence correspondant à :

$$\text{Zone d'influence}^* = \frac{\text{Apport minéral + organique de l'exploitation agricole (kg)}}{\text{Bilan d'apport moyen et pondéré par la superficie agricole}}$$

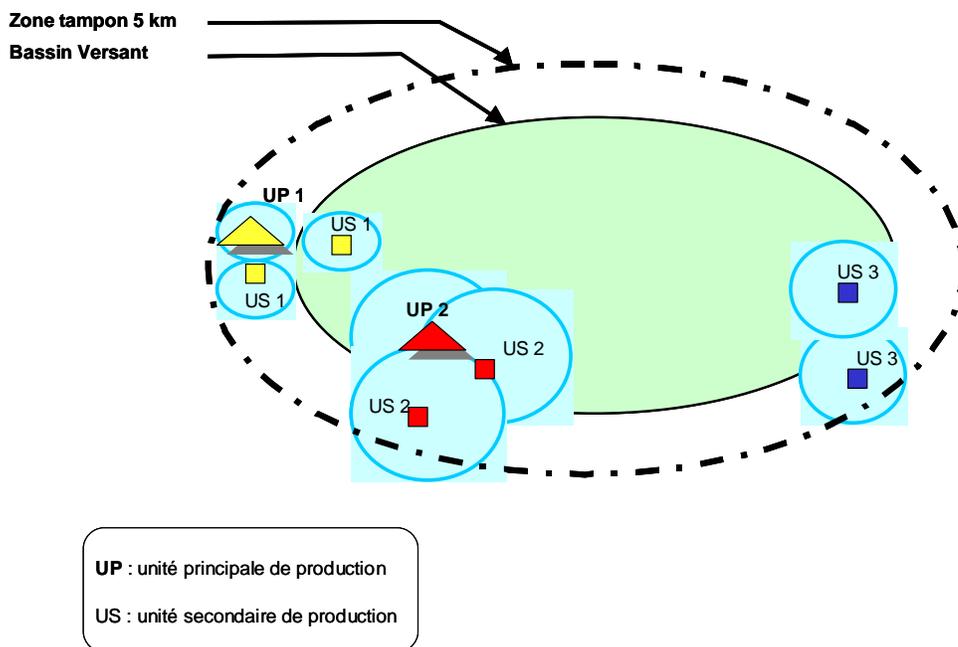
Le rayon maximum a été fixé arbitrairement à 5 km, correspondant à une distance maximale parcourue par un exploitant pour l'épandage d'engrais de ferme.

- (3) *Calcul du bilan d'apport des sous-bassins.* Pour chacun des sous-bassins, le bilan d'apport est calculé de la façon suivante :

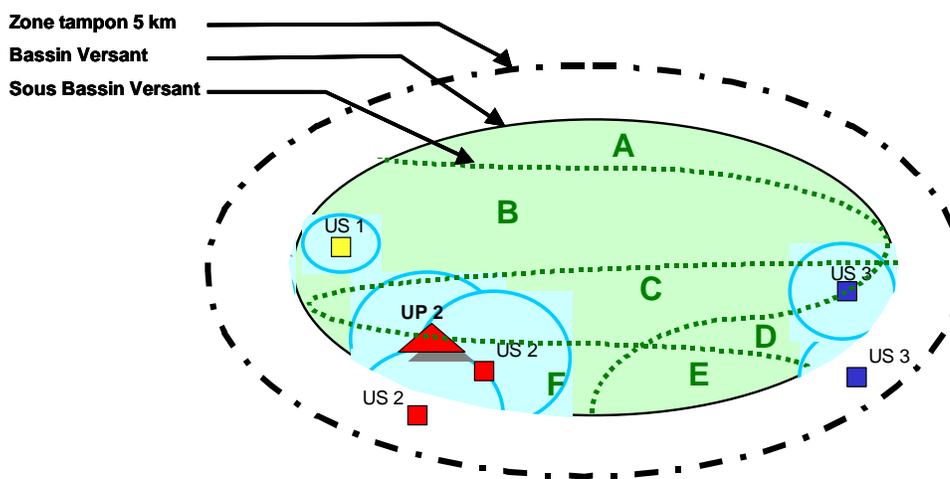
$$\text{Bilan d'apport} = \frac{\text{Apports (minéral + organique) du sous-bassin (kg)} - \text{Prélèvements du sous-bassin (kg)}}{\text{Superficie agricole du sous-bassin (ha)}}$$

Dans le cas où une même entreprise disposait de plus d'une unité de production, les superficies en culture et les apports en P ont été associés en parts égales aux différents centroïdes de l'exploitation (principal et secondaire).

- 1) Création de zones tampons (a) proportionnelles à la superficie en culture déclarée - pour la spatialisation du prélèvement des cultures - et (b) proportionnelles aux intrants organiques et minéraux pour les apports – pour la spatialisation des apports de P.



- 2) Spatialisation des prélèvements et des intrants des entreprises en fonction de l'intersection des zones tampons avec la limite des sous-bassins.



Modifié de : G. Lévesques, 2003

Figure 1. Méthode de spatialisation du bilan d'apport en phosphore du bassin de la baie de Fitch.

Saturation du sol en phosphore

Le dosage des sols en P par la solution Mehlich-3 est couramment utilisé au Québec pour exprimer la disponibilité du phosphore dans les sols et supporter la fertilisation phosphorée des cultures. Cette analyse de sol traduit également le risque environnemental associé à la mobilité du phosphore vers l'écosystème aquatique. L'indice de saturation des sols en P, validé pour les sols du Québec par Giroux et Tran (1996), exprime la solubilité et le potentiel de désorption du P du sol en fonction de sa capacité de fixation. L'indice de saturation du sol est exprimé par le ratio suivant :

$$\text{Indice de saturation en P} = [\text{teneur en P (kg P/ha)} / \text{teneur en Al (mg Al/kg sol)}] \times 2,24 \times 100$$

Dans le cadre de la présente étude, des analyses de sols en provenance du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec couvrant la période 1995-1996, de même que du laboratoire privé Agridirect pour la période 1998-2000, ont été utilisées pour caractériser l'enrichissement en P des sols du bassin de la baie de Fitch. En assumant que les échantillons ont été prélevés dans la municipalité de résidence des personnes ayant fait une demande d'analyse, un total de 200 dosages de saturation du sol en P (P/Al Mehlich-III) ont été géoréférencés à l'échelle de la municipalité.

2.3 Évaluation des facteurs de transport du phosphore

Ruissellement de surface

La vulnérabilité relative du parcellaire à produire du ruissellement de surface a été représentée par la méthode du No, de courbe du SCS (Soil Conservation Service, 1972). Les indices de ruissellement, exprimés sous la forme de numéros de courbe (CN₂), expriment la proportion de la hauteur des précipitations qui sera ruisselée. Les indices sont estimés sur la base de l'intégration spatiale des données pertinentes aux propriétés hydrologiques des sols et des pratiques culturales en cours. Typiquement, les indices sont établis pour des pentes de 5%. Cependant, pour les champs du bassin versant de la baie de Fitch possédant des pentes supérieures à 5%, la méthode de calcul d'indices CN₃ a été retenue :

$$CN_3 = CN_2 * \exp [0,00673(100 - CN_2)]$$

Enfin, l'équation d'ajustement de la pente (Williams, 1995) a été appliquée :

$$CN_{2Pente} = (CN_3 - CN_2) / 3 * [1 - 2 * \exp (-13,86 * pente)] + CN_2$$

Où : CN_{2Pente} est le numéro de courbe corrigé pour la pente

Pente : inclinaison exprimée en pourcentage.

Érosion hydrique

L'équation universelle de perte de sol révisée (RUSLE) (Renard et *al.*, 1991, 1997), basée sur l'USLE (Wischmeier et Smith, 1978) a été retenue comme méthode d'estimation des risques d'érosion hydrique. L'équation prédit les pertes de sol à long terme en fonction des caractéristiques d'érosivité de la pluie, de la fonte des neiges, des propriétés du sol, du relief, du système cultural et des pratiques culturales. L'équation RUSLE estime la perte de terre brute associée à l'érosion en nappe ou en rigoles sans toutefois tenir compte des pertes de terres supplémentaires pouvant être associées au ravinement, au vent et au travail du sol. L'équation s'exprime sous la forme suivante :

$$A = R \times K \times LS \times C \times P, \text{ où :}$$

A correspond à la perte potentielle de sol en tonnes par hectare par an (T/ha).

R est le facteur d'érosivité des précipitations pour la région estimé à 1695 MJ*mm/ha*h (Duchemin, 2001).

K est le facteur d'érodabilité du sol, estimé à partir des données de granulométrie, de teneur en matière organique et de perméabilité du sol (Bernard, 1996; Duchemin, 2001). Voir figure 2b.

LS est le facteur associé au relief et exprime l'effet de l'inclinaison et la longueur de la pente (Duchemin, 2001). Voir figure 2a.

C correspond au facteur de culture et de gestion du sol. Il exprime, de façon relative, l'effet du type de culture et des pratiques culturales sur le taux d'érosion brute de la parcelle. Les estimations courantes sont basées sur des façons culturales primaires (labour) exécutées à l'automne précédent l'établissement de cultures annuelles.

P est un facteur associé aux pratiques de culture en contre-pente ou en terrasses, des pratiques peu répandues au Québec en raison de la division cadastrale des terres. Dans cette étude, l'orientation du travail du sol a donc systématiquement été fixée dans le sens de la pente (P=1,0).

Tableau 1. Facteurs d'érodabilité du sol (K) évalués pour les sols du bassin de la baie de Fitch.

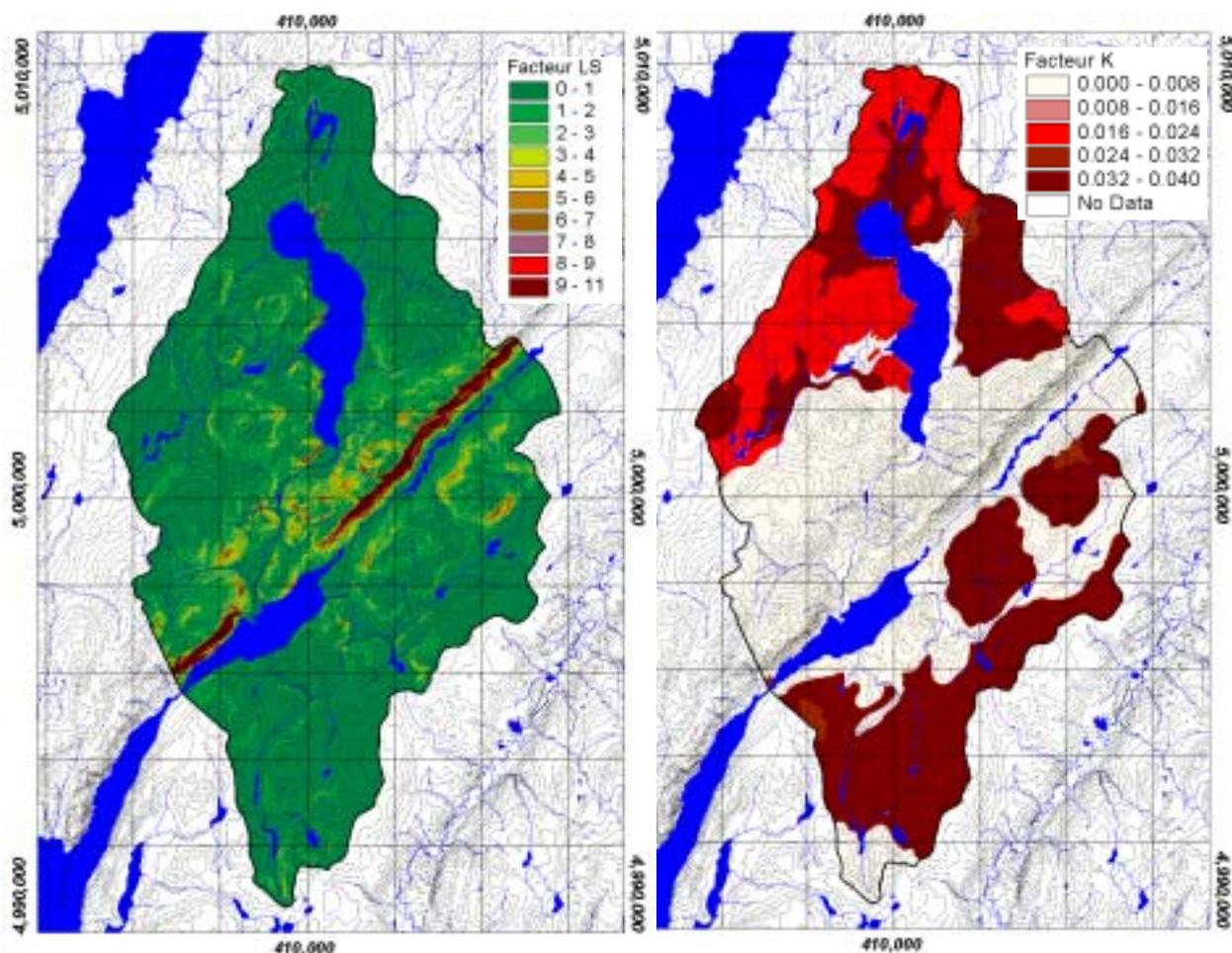
Série de sol	Indice d'érodabilité	Classe de drainage
Berkshire loam	0,0051 ²	Rapide
Greensboro loam	0,0378 ¹	Bien drainé
Magog loam rocheux	0,0373 ¹	Imparfait
Dufferin loam sableux	0,0377 ²	Mal drainé
Ascot loam sableux	0,0194 ¹	Bien drainé
Ascot loam sableux schisteux	0,0194 ¹	Bien drainé
Danby loam sableux graveleux	0,0278 ¹	Très rapide

¹ Extrait de C. Bernard, 1996

² Calculé à l'aide du logiciel développé par Duchemin 2002.

Tableau 2 : Facteurs de gestion des sols (C) utilisés dans les estimations de pertes de sol pour le bassin versant de la baie de Fitch.

Utilisation	Facteur C
Maïs	0.45
Céréales	0.14
Foin/pâturage	0.07
Forêt	0.001

**Figure 2.** Facteurs topographiques (LS) et facteurs d'érodabilité (K) des sols du bassin de la baie de Fitch.

3. Résultats et discussion

3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

3.1 Caractérisation biophysique du bassin versant de la baie de Fitch

Les normales climatiques de 1971 à 2000 de la station de Sherbrooke, située à 50 km au sud-ouest du bassin, indiquent des précipitations annuelles de 1179 mm. Sur le bassin de la baie de Fitch, les unités thermiques maïs (UTM) oscillent entre 2300 et 2500 (Bootsma et *al.*, 1999).

Le bassin versant de la baie de Fitch draine un territoire de 108 km² réparti en quatre sous-bassins (figure 3), soit: le ruisseau de Fitch, qui prend naissance au nord du Lac Lovering (56,1 km²), le ruisseau Gale (16,8 km²), le ruisseau McCutcheon (13,1 km²) et Bunker (10,9 km²). Dominé par la forêt (75%), l'ensemble du bassin versant se prête peu à l'agriculture intensive en raison de la nature des sols et du relief très accidenté. Les élévations y varient de 220 à 430 m, avec des pentes qui sont très abruptes par endroits.

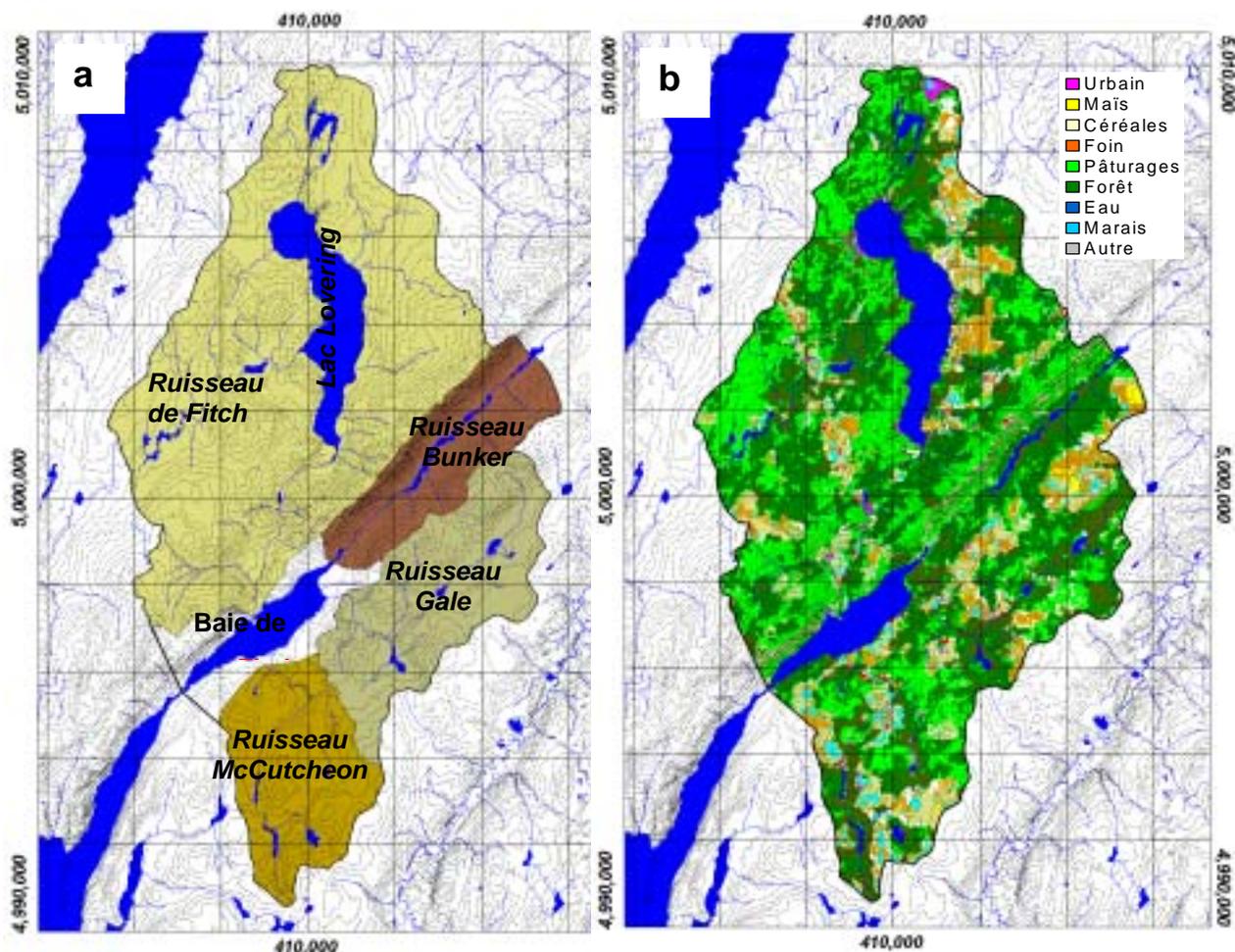


Figure 3: Cartographie des sous-bassins (a) et utilisation du sol du bassin de la baie de Fitch (b).

Seulement 18 % de la superficie du bassin est réservée à des fins agricoles. Localisées sur les plateaux et en bas de versants, ces terres sont essentiellement cultivées pour la production fourragère et céréalière (figure 3b). Les loams sableux grossiers de la série de Berkshire s'étendent principalement dans le secteur vallonné compris entre le lac Lovering et la baie de Fitch. Les loams de Greensboro sont associés au relief ondulé et occupent principalement la portion sud du bassin, alors que les loams de la série Magog sont présents dans les secteurs plats du sud-est et nord-est du bassin (figure 4).

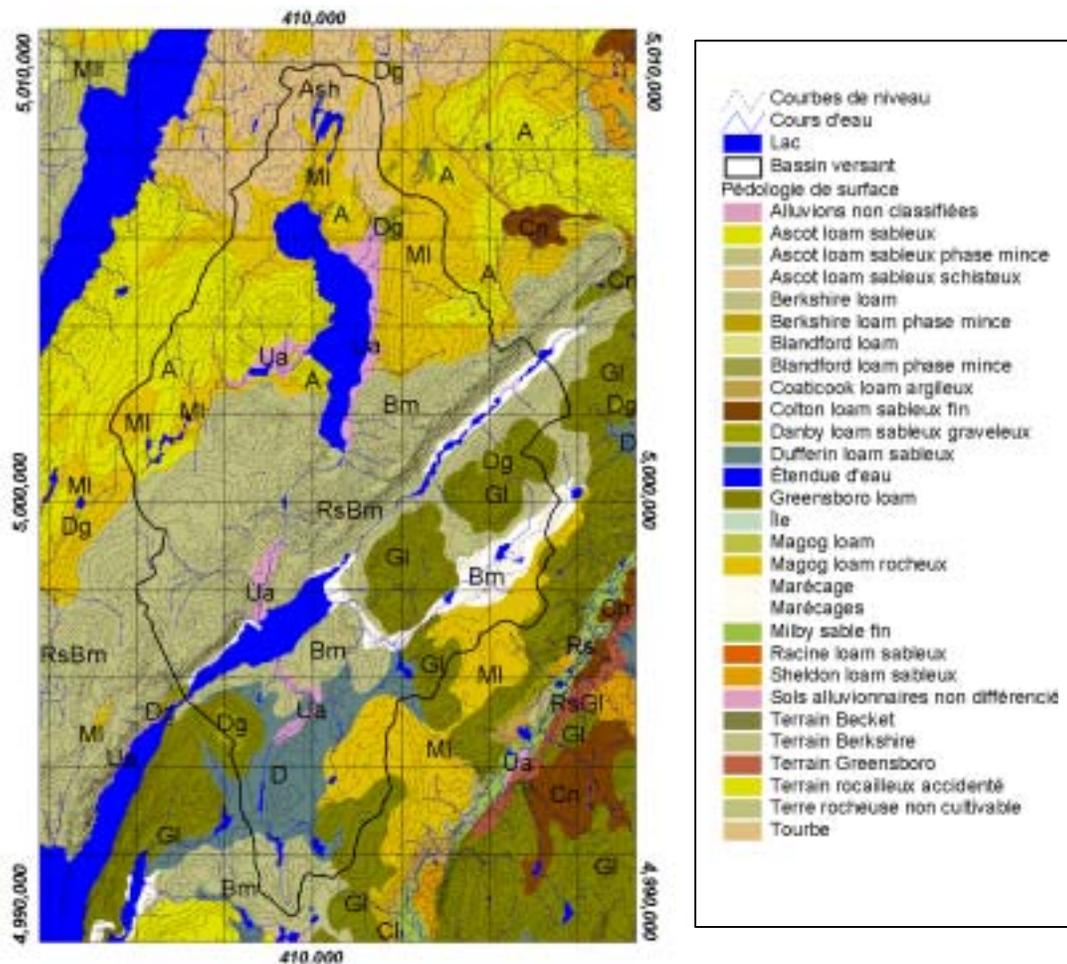


Figure 4. Pédologie de surface du bassin de la baie de Fitch.

Tableau 3 : Étendue des séries de sol cultivées dans le bassin versant de la baie de Fitch.

<i>Série de sol</i>	<i>Superficie (ha)</i>	<i>% des terres agricoles</i>	<i>Drainage</i>
Berkshire loam	692,6	32,4	Rapide
Greensboro loam	548,1	25,7	Bien drainé
Magog loam rocheux	273,6	12,8	Imparfait
Dufferin loam sableux	156,6	7,3	Mal drainé
Alluvions non classifiées à texture variable	123,	5,8	-
Ascot loam sableux	117,6	5,5	Bien drainé
Ascot loam sableux schisteux	109,3	5,1	Bien drainé
Danby loam sableux graveleux	75,4	3,5	Très rapide
Marécages	22,4	1,0	-

3.2 Productions agricoles et bilan d'apport en phosphore

Les données de recensement agricole indiquent que les 23 entreprises agricoles recensées dans le bassin versant de la Baie de Fitch exploitent globalement 1420 ha pour la production de cultures annuelles (céréales à paille et maïs) et pérennes (foin et pâturages). La redistribution spatiale de ce parcellaire en culture attribue 1007 ha au territoire drainé par le bassin versant de la Baie de Fitch, soit environ 10% de la superficie du bassin. La classification de l'image satellitaire du bassin versant (figure 3a) associe cependant 1700 ha du territoire du bassin à des cultures, soit 18% de sa superficie. L'écart entre les estimations générées par les données de recensement et la télédétection, de l'ordre d'environ 700 ha, reflète l'utilisation marginale d'une portion significative du parcellaire, dominée par la prairie naturelle et associée à des propriétaires non enregistrés au MAPAQ.

Au plan des productions animales, les productions bovine, laitière, porcine et avicole se partagent presque équitablement les 1 392 unités animales (UA) déclarées par les entreprises agricoles recensées dans le bassin versant, ce qui se traduit par une densité animale moyenne de 0,98 UA par hectare en culture. Le tableau 4 présente le bilan d'apport en P à la surface du sol pour les 23 entreprises agricoles recensées. Globalement, en considérant l'ensemble des exploitations agricoles, le bilan d'apport en P est déficitaire, c'est-à-dire que les prélèvements théoriques des cultures en P dépassent les apports de P en engrais de ferme et en engrais minéraux. L'apport moyen de P, pondéré pour la superficie en culture, est de l'ordre de 29 kg P₂O₅/ha et provient à 80 % de l'épandage d'engrais de ferme. Cet apport demeure sous le niveau généralement reconnu au plan agronomique pour assurer le maintien de la richesse des sols, soit un apport annuel compris entre 38 kg à 75 kg P₂O₅/ha selon la richesse des sols et la rotation des cultures (Webb et al., 1992). À titre de comparaison, notons que le bilan d'apport global de l'ensemble des exploitations agricoles québécoises est de l'ordre de 18 kg de P₂O₅ ha⁻¹ par an, alors que les bassins de la rivière Yamaska et de la Chaudière présentent respectivement des bilans de 43 et à 42 kg de P₂O₅/ha (Beaudet, 2002).

Tableau 4. Profil de culture et bilan annuel des apports en P à la surface du sol des exploitations agricoles du bassin versant de la Baie de Fitch.

Classe (Statut du bilan en P)	Superficie en culture (ha)			Bilan des apports de phosphore (P ₂ O ₅)			Bilan	
	Total	Annuelle	Pérenne	Apport en engrais (kg)		Prélèvement Des cultures	Masse (kg)	Superf. (kg ha ⁻¹)
				De ferme	Minéraux			
Équilibre/déficitaire ⁽¹⁾	1165	133 (11%)	1032 (89%)	13 767	4 911	40 084	-21 406	-18
Excédentaire ⁽²⁾	255	44 (17%)	211 (83%)	19 625	4 025	8 206	15 444	+60
Sommation	1420	176 (12%)	1243 (88%)	33 392	8 936	48 290	-5 962	-4

(1) Exploitations dont le bilan massique annuel de P est inférieur à 500 kg P₂O₅ (87% des exploitations du bassin versant).

(2) Exploitations dont le bilan massique annuel de P excède 2 500 kg P₂O₅ (13% des exploitations du bassin versant).

La distribution des bilans de P des exploitations agricoles localisées dans le bassin de la Baie de Fitch met en relief deux groupes d'entreprises. La majorité des exploitations (87%) agricoles présentent un bilan annuel d'apports en P équilibré ou déficitaire. Il s'agit essentiellement d'exploitations bovines et laitières qui génèrent un apport annuel total de 19 T de P₂O₅, soit un apport annuel moyen de 16 kg de P₂O₅ par hectare en culture. La majeure partie des apports de P en engrais de ferme des exploitations du bassin versant, soit 20 T P₂O₅ par an, sont cependant attribuables aux 13% des exploitations restantes. En raison de leur taille ou de leur spécialisation, ces entreprises présentent un bilan excédentaire en phosphore moyen, pondéré pour la superficie en culture, de l'ordre de 60 kg P₂O₅ par hectare après la prise en compte des ententes d'épandage.

3.3 Saturation des sols en phosphore

Le tableau 5 expose les taux de saturation des sols en P sur la base des données de dosages de sol associés aux municipalités comprises en tout ou en partie dans le bassin à l'étude. La distribution des richesses de sol (ratio P/Al extractible au Mehlich-III) démontre que la majorité des échantillons (77 %) présentent un faible taux de saturation en P (inférieur à 5 %), alors que 15 % présentent un niveau moyen compris entre 5 à 10 %. Environ 8 % des échantillons analysés possèdent des indices de saturation en P qui dépassent le seuil de vulnérabilité aux exportations diffuses de P établi à 10 %, alors que 1,5 % des analyses témoignent d'un niveau critique de saturation en P, dépassant le seuil de 20 %. Globalement, cette distribution des taux de saturation en P de la région de la Baie de Fitch est indicatrice d'un faible niveau de stockage de P dans le parcellaire agricole du bassin et y reflète les faibles bilans d'apports en P. À titre de comparaison, notons que la distribution provinciale des taux de saturation des sols en P indique que le seuil de vulnérabilité (10% P/Al) est atteint pour 19% des échantillons alors que le seuil critique (20% P/Al) est atteint par 6% des échantillons dosés en laboratoire entre 1996 et 2000 (Beaudet, 2002). Les municipalités de la région de la Baie de Fitch présentent ainsi un enrichissement en P des sols parmi les plus bas de la province.

Tableau 5. Distribution de la saturation des sols en phosphore pour les municipalités localisées en tout ou en partie dans le bassin versant de la Baie de Fitch.

Municipalité	Indice de saturation du sol (P/AI Mehlich-III)						Distribution selon la classe de risque (%)			
	N	Médiane	Moyenne	Ecart-			0-5	5-10	10-20	>20
				type	Min	Max				
Stanstead-Est	21	5.5	6.2	4.5	1.4	17.4	43	43	14	0
Ogden	93	1.7	2.4	3.4	0.7	28.2	96	2	0	2
Ste-Catherine	41	2.7	3.6	2.3	0.9	11	76	22	2	0
Magog	45	3.9	5.9	5.5	0.9	23.6	56	22	20	2
Total	200						77	15	7	2

3.4 Ruissellement de surface

Les indices de ruissellement (CN) estimés pour l'ensemble du bassin versant de la Baie de Fitch expriment de façon relative la proportion des précipitations qui se traduisent en ruissellement de surface. Les indices CN expriment ainsi l'influence de la culture et des pratiques culturales, de la perméabilité des sols et du relief sur la répartition en surface ou souterraine de l'écoulement des eaux dans le bassin. La figure 5 permet de visualiser les secteurs du bassin qui présentent des risques relativement élevés de ruissellement de surface. À l'échelle du bassin, notons la sensibilité relativement plus élevée des terres agricoles au ruissellement dans la partie nord-est du sous-bassin du lac Lovering (30 < CN > 90, moyenne 66), de même que dans certains sous-bassins des ruisseau Bunker (31 < CN > 86, moyenne 61) et McCutcheon (30 < CN > 90, moyenne 72). La présence de cultures annuelles, telles que le maïs et les céréales à paille, contribue à l'expression d'indices de ruissellement plus élevés dans ces secteurs.

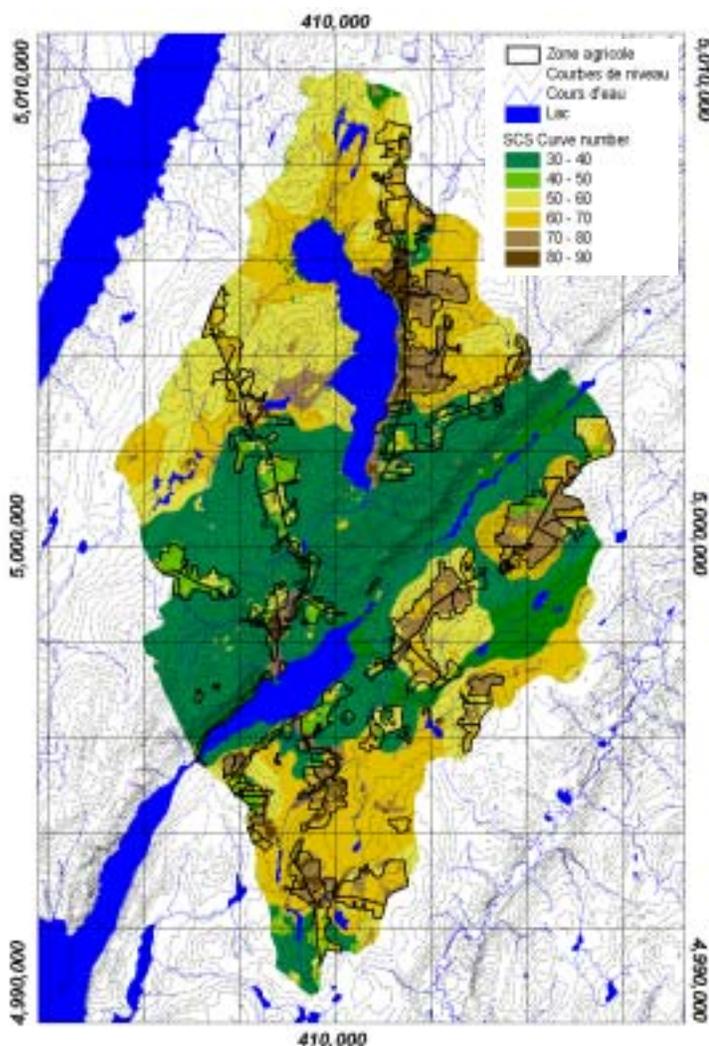


Figure 5. Représentation spatiale des indices de ruissellement du bassin versant de la baie de Fitch.

3.5 Érosion hydrique

Les estimations de pertes de sol modélisées par la méthode révisée de l'Équation universelle de perte de sol (RUSLE) expriment la vulnérabilité du parcellaire aux processus d'érosion en nappes et en rigoles. Rappelons que les pertes de sols brutes estimées par RUSLE ne tiennent pas compte des processus de déposition ou d'érosion par ravinement au champ, et elles n'intègrent pas les contributions de l'érosion des talus de fossés ou en rive de cours d'eau. Pour le parcellaire du bassin de la Baie de Fitch, la perte de sol moyenne pondérée pour la superficie en culture est estimée à $2,02 \text{ T/ha}\cdot\text{an}^{-1}$ (figure 6). Ce taux relativement bas de perte de sol reflète la vocation fourragère des systèmes culturels du bassin versant. Les pertes de sol associées aux prairies établies de légumineuses et de graminées fourragères sont en effet négligeables. L'essentiel des pertes de sol modélisées pour le bassin est donc attribuable aux cultures annuelles. Bien qu'elles ne représentent que 12% de la superficie en culture, la forte érosivité du

relief dans la région à l'étude fait en sorte que des pertes de sol élevées sont attribuées aux cultures annuelles. Les moyennes annuelles de pertes de sol pondérées pour les superficies en culture de maïs et de céréales à paille se situent respectivement à 16 et 3,5 T ha⁻¹ pour le parcellaire du bassin versant de la Baie de Fitch. L'importance relative des superficies en cultures annuelles confère ainsi au parcellaire agricole des ruisseaux Bunker et Gale des estimations pondérées de pertes de sol respectives de l'ordre de 4,33 T/ha* an⁻¹ et 3,88 T/ha* an⁻¹ (tableau 6), qui demeurent supérieures à la moyenne du bassin versant. À titre de référence, notons que le seuil de tolérance agronomique aux pertes de sol, au-delà duquel la productivité de la parcelle est menacée à long terme, est de l'ordre de 6 T/ha* an⁻¹ (Bernard, 1996). Les taux élevés de pertes de sol estimés en année de production de cultures annuelles dans la région à l'étude mettent en relief la vulnérabilité des terres à l'érosion hydrique et militent pour le maintien de rotations longues. Notons par ailleurs que les sols y sont relativement minces, ce qui les prédispose à une perte de productivité accélérée en production de cultures annuelles.

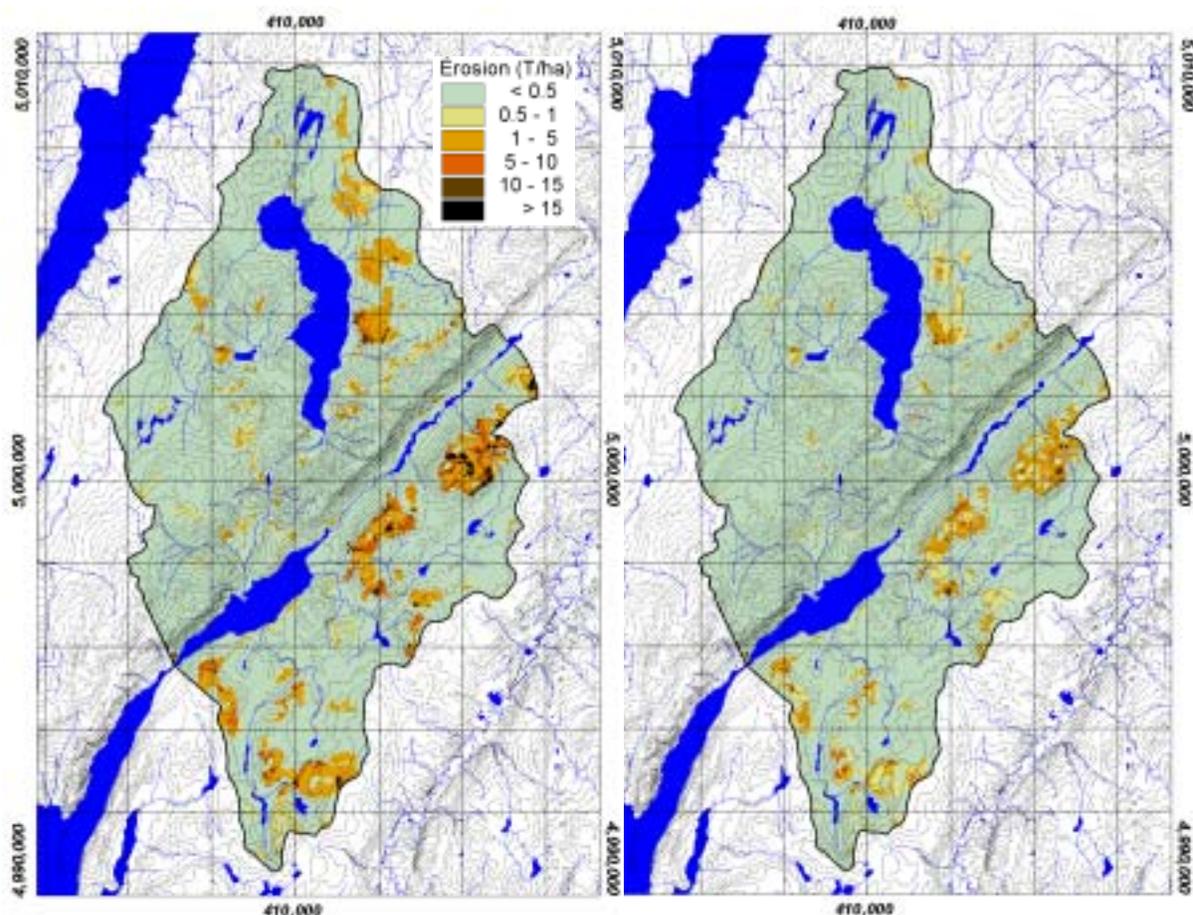


Figure 6. Représentation spatiale des estimations de pertes de sol évaluées par l'équation universelle révisée (RUSLE) sur le bassin de la baie de Fitch.

3.6 Échantillonnage spatial de la qualité de l'eau

Une campagne d'échantillonnage spatial a été supportée au printemps 2002 en différentes stations localisées sur les quatre sous-bassins de la Baie de Fitch (De Barmon, 2002). L'interprétation de telles mesures ponctuelles des concentrations en P dans des petits tributaires est complexe, dans la mesure où elles sont sujettes à de fortes fluctuations temporelles et spatiales, largement tributaires de l'activité hydrologique dans le bassin. Aussi, leur interprétation se base généralement sur des observations hydrométriques (débits du ruisseau). Typiquement, en présence d'apports significatifs de P d'origine diffuse, les concentrations et charges maximales de P d'origine diffuse sont associées aux débits de pointe dans les cours d'eau, alors qu'une portion significative du bassin est sous l'influence du ruissellement de surface. Michaud et *al.* (2002) ont démontré par exemple que 75 % des exportations de P total se concentraient dans une fenêtre de temps correspondant à environ 22 jours dans l'année (6% de la période sur une base annuelle) pour un petit bassin rural de la région de la Baie Misissquoi. De la même façon, à Lennoxville, les périodes de crues d'un petit bassin expérimental ont contribué, à elles seules, à l'exportation de 60 % de la charge totale des sédiments en suspension dans une période correspondant à environ 30 jours dans l'année (Duchemin et *al.*, 2001).

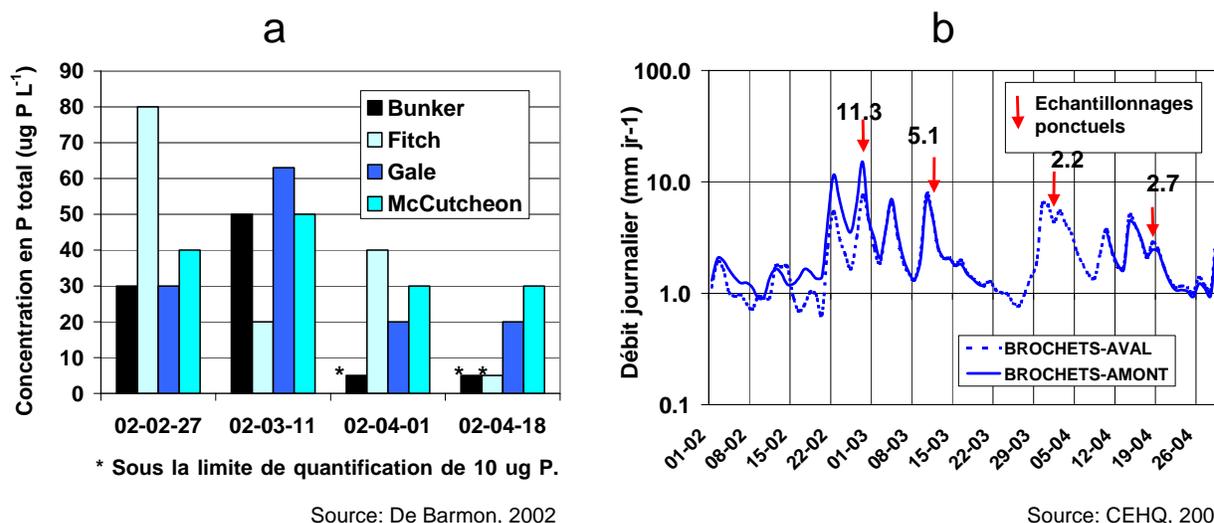


Figure 7. Concentrations en P total à l'exutoire des quatre sous-bassins versants de la Baie de Fitch (a) en période d'intense activité hydrologique et hydrogramme de la rivière aux Brochets pour la période correspondante (b).

Malgré l'absence de jaugeage hydrométrique, le programme d'échantillonnage spatial de la qualité de l'eau des tributaires de la Baie de Fitch (De Barmon, 2002) permet de conclure de façon convaincante à la marginalité des apports de P de sources agricoles diffuses de contamination dans tous les tributaires de la Baie de Fitch. Ce constat découle d'une part des faibles concentrations observées lors des échantillonnages des eaux de surface, alors que ces derniers ont été réalisés sous l'influence d'une

intense activité hydrologique hivernale ou printanière. En effet, les données de suivi hydrométrique de la rivière aux Brochets, dont les influences hydrologiques et météorologiques présentent assurément des similitudes avec la région de la Baie de Fitch en raison de la proximité des bassins versants, indiquent que la région était soumise à des lames de ruissellement journalier de l'ordre de 2 à 11 mm lors des campagnes d'échantillonnage spatial des tributaires de la Baie de Fitch (figure 7). Les conditions hydrologiques étaient donc propices à produire des maxima de concentrations et des charges de P attribuables à des processus de transport diffus dans le réseau hydrographique. Les teneurs en P observées demeurent cependant très faibles, compte tenu de l'intense activité hydrologique à l'œuvre au moment des échantillonnages. À titre de comparaison, les moyennes de concentration en P total observées lors de campagnes d'échantillonnages en période de crue dans le bassin versant expérimental du ruisseau au Castor, tributaire de la rivière aux Brochets dans la région de Missisquoi, se situent entre 200 et 600 $\mu\text{g P L}^{-1}$ (Michaud et al. 2002). Des pointes de concentrations en P total ont par ailleurs été mesurées à plus de 1,600 et 4000 $\mu\text{g P L}^{-1}$, respectivement, aux exutoires des bassins Castor et Walbridge (Duguet et al, 2002), tous deux tributaires de la rivière aux Brochets. Les concentrations en P observées dans les tributaires de la Baie de Fitch demeurent pour leur part comprises entre 20 et 80 $\mu\text{g P L}^{-1}$. Ces concentrations relativement faibles en période de crue printanière ou de redoux hivernal traduisent le potentiel auto-épurateur élevé du bassin, largement dominé par une occupation forestière du territoire, et témoignent d'une faible pression environnementale exercée par les activités agricoles dans le bassin versant.

Tableau 6. Indicateurs agroenvironnementaux de la mobilité du P de sources agricoles diffuses spatialisés à l'échelle des sous-bassins versants de la Baie de Fitch.

	Sous-bassin hydrographique				Total Bassin
	Fitch	Bunker	Gale	McCutcheon	
Superficie - ha (% du sous-bassin)					
En production agricole (recensée)	331 (6%)	144 (13%)	202 (12%)	331 (25%)	1007 (10%)
En production marginale (non recensée)	462 (8%)	12 (1%)	201 (12%)	18 (1%)	693 (7%)
Total - sous-bassin	5 612	1 087	1 681	1 311	9 690
Bilan annuel d'apport en P ⁽¹⁾					
Apports en engrais de ferme et minéraux (kg)	16 008	8 896	6 980	5 184	37 068
Prélèvements des cultures (kg)	15 562	4 144	6 080	8 667	34 453
Bilan (kg/P ₂ O ₅ ha ⁻¹)	0.75	33.08	4.47	-10.53	2.60
Activité hydrologique					
Indice de ruissellement (CN)	59.7	62.7	65.2	69.3	
Perte de sol annuelle moyenne (T ha ⁻¹)	0.96	4.33	3.88	2.1	

(1) Bilans estimés sur la base des superficies en production agricole recensées.

4. CONCLUSION

Les indicateurs agroenvironnementaux estimés pour le bassin versant de la Baie de Fitch (tableau 6) témoignent globalement de faibles risques d'apports diffus de phosphore d'origine agricole. Les observations de la qualité de l'eau en situation d'intense activité hydrologique dans le bassin versant tendent à valider cette thèse. Au plan agronomique, les bilans d'apports et richesses des sols en P relativement bas indiquent que le parcellaire agricole peut largement tirer avantage de la valorisation d'engrais de ferme. Une portion limitée du parcellaire, soit approximativement 3% de la superficie totale du bassin, est cependant sujette à un enrichissement des sols en raison des bilans excédentaires de quelques entreprises d'élevages spécialisés. Un suivi rigoureux des plans agroenvironnementaux de fertilisation et des ententes d'épandage de ces entreprises devraient limiter l'enrichissement des sols à des taux critiques, compte tenu de la disponibilité des terres présentant de faibles taux de saturation en P dans le bassin.

La dominance des systèmes de culture fourragère limite l'exportation de P liée à l'érosion hydrique des sols. La forte érosivité du relief soumet cependant le parcellaire à de forts taux d'érosion lorsqu'il est en culture de céréales à paille ou de maïs. Une progression des superficies en cultures annuelles pourrait ainsi s'avérer problématique au plan de l'exportation de P vers le réseau hydrographique. La productivité du parcellaire soumis à une exploitation exclusive en cultures annuelles est définitivement compromise à long terme compte tenu du relief et de la minceur des sols en présence.

Considérant que les taux d'érosion et les niveaux de richesse actuels des sols indiquent un faible risque de mobilité du P en lien avec les processus érosifs, la régie des épandages des engrais de ferme constitue vraisemblablement le principal vecteur de transport diffus de P vers le réseau hydrographique. Notons que des charges significatives de P peuvent être mobilisées si le mode et la période d'épandage soumettent les engrais de ferme à l'action du ruissellement en surface du sol. La charge de P exporté n'est alors plus contrôlée par la richesse du sol ou le taux d'érosion, mais par l'application récente, non-enfouie, d'engrais de ferme (Kleinmann et al., 2003; Sharpley, 2003). Les recommandations établies par l'OAQ (2003) en matière de pratiques d'épandage établissent les balises agroenvironnementales d'une saine gestion des engrais de ferme. Bien que la présente étude associe aux activités agricoles dans le bassin versant de la Baie de Fitch un apport marginal de sources diffuses de P, la sensibilité du milieu récepteur et la présence de fleurs d'eau dans la Baie motivent une approche préventive à l'égard de la préservation de l'écosystème aquatique. L'accompagnement agronomique des quelques exploitations agricoles en situation de surplus d'engrais de ferme, notamment à l'égard des périodes et modes d'épandage, constitue assurément un investissement rentable à cet égard.

Notons en terminant qu'une influence marginale des sources agricoles diffuses implique que les sources ponctuelles de phosphore ont vraisemblablement un impact non négligeable sur la qualité de

l'écosystème de la Baie. L'influence des sources ponctuelles sur la concentration en P de l'eau de surface se manifeste généralement en conditions de faible activité hydrologique. Ces conditions prévalent lors de la période de croissance de la végétation, alors que l'écosystème aquatique est plus sensible aux apports de nutriments. La caractérisation des sources ponctuelles de P dans le bassin versant de la Baie de Fitch, non investiguées dans le cadre de la présente étude, contribuerait à une meilleure compréhension de la dynamique de développement des fleurs d'eau dans l'écosystème aquatique.

5. RÉFÉRENCES

- Beaudet, P. (2002). La fertilisation et la gestion du risque agroenvironnemental, Colloque sur le phosphore : Une gestion éclairée. Ordre des agronomes du Québec, 20 p.
- Bernard, C. (1996). Estimation de l'érodabilité (K) des principales séries de sol agricole du Québec, à l'aide du nomographe de Wischmeier. *Agrosol*, 9(2) : 1-7.
- Beaudet, Pierre (2002). Indicateurs agroenvironnementaux, Fiche d'enregistrement des producteurs agricoles 2000. Ministère de l'Agriculture et des Pêcheries du Québec, Québec.
- Bootsma, A., G. Tremblay et P. Fillion (1999). Analyses sur les risques associés aux unités thermiques disponibles pour la production de maïs et de soya au Québec, Centre de recherches de l'Est sur les céréales et oléagineux, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada. Bulletin technique CRECO N° de contribution 991396-F, 38 p.
- Cann, D. B. et P. Lajoie (1943). Étude des sols des comtés de Stanstead, Richmond, Sherbrooke et Compton dans la province de Québec. Service des fermes expérimentales, ministère fédéral de l'Agriculture, en collaboration avec le ministère de l'Agriculture de Québec et le Collège Macdonald, Université McGill, 63 p.
- Deslandes, J., A. Michaud et F. Bonn (2002). Développement et validation d'indicateurs agroenvironnementaux associés aux pertes diffuses de phosphore dans le bassin-versant de la rivière aux Brochets. *Agrosol*, Vol. 13, no.2, pp.111-123.
- De Barmon V. Rapport de fin de mission 2001-2002 (2002). Échange de fonctionnaires France-Québec, Ministère de l'Environnement du Québec, Direction régionale de l'Estrie, 17 p.
- Duguet, F., A.R. Michaud, J. Deslandes, R. Lauzier (2002). Gestion du ruissellement et de l'érosion pour limiter les pertes en phosphore en bassin-versant agricole, *Agrosol*, Vol. 13, no.2, pp.140-148.
- Duchemin M., M. Lachance, G. Morin et R. Lagacé (2001). Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments à l'échelle des petits bassins versants, *Water Qual. Res. J. Canada*, Vol. 36, No. 3, pp. 435-473.
- Gangbazo, G. et F. Babin (2000). Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles. *Vecteur Environnement*, Vol. 33, No. 4 : 47-57.
- Giroux, M, et T.S. Tran (1996). Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation en phosphore des sols agricoles du Québec. *Agrosol* Vol. 2, pp. 51-57.

- Jeudi, R. (2001). Portrait global de la pollution de la Baie de Fitch : Plan d'action et mesures correctives. Maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke.
- Kleinman P. J. A., Needelman, B. A., Sharpley, A. N. and R. W. McDowell (2003). Using soil phosphorus profile data to assess phosphorus leaching potential in manured soils. Soil Science Society of America Journal, Vol. 67 pp. 215-224.
- Lemunyon, J.L., and R.G. Gilbert (1993). The concept and need for a phosphorus assessment tool. Journal Proc. Agric, Vol. 6, no. 4, pp. 483-486.
- Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (1998). Gestion intégrée des ressources en milieu agricole (GIRMA).
- Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (2002). Fiche d'enregistrement des producteurs agricoles.
- Ministère de l'Environnement, secteur agricole (2002). Communications personnelles avec M.-J. Goulet pourtant sur le recensement complémentaire réalisé auprès des entreprises d'élevage participant à des ententes d'épandage dans le bassin de la baie de Fitch.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENV) (2001). Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Internet : http://www.mwnv.gouv.qc.ca/eau/critères_eau/index.htm.
- Michaud, A. R., J. Deslandes, R. Lauzier et P. Enright (2001). L'indice des risques de pertes en phosphore : un outil diagnostique des systèmes de production agricole. Colloque en agroenvironnement : L'agriculture et l'environnement en harmonie. IRDA, CRAAQ. Drummondville, pp. 95-100.
- Michaud, A.R., R. Lauzier et M.R. Laverdière (2002). Description du système de transfert de phosphore dans le bassin-versant du ruisseau au Castor. Agrosol, Vol. 13, no.2, pp.124-139.
- Monfet, J. (1979). Évaluation du coefficient de ruissellement à l'aide de la méthode SCS modifiée, Service de l'hydrométrie, Ministère des Richesses naturelles du Québec, Québec.
- Ordre des agronomes du Québec (2003). Ligne directrice de l'Ordre des agronomes du Québec (OAQ) sur la gestion des matières fertilisantes, Montréal, Québec, 9 p.
- Patoine, M. et M. Simoneau (2002). Impacts de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau des rivières au Québec. Vecteur Environnement, Vol. 35, No. 1: 61-66.

- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A. et Porter, J. P. (1991). RUSLE – Revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, Vol. 46, pp. 30-33.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A, Mc Cool, D. K. et Yoder, D.C. (1997). Predicting soil erosion by water : A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). *Agricultural Handbook 703*, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Washington D. C., 404 p.
- Sharpley, A.N. (2003). Soil mixing to decrease surface stratification of phosphorus in manured soils. *Journal of Environmental Quality* Vol. 32, pp. 1375-1384.
- Sharpley, A.N., P.J.A. Kleinman, R. W. McDowell, M. Gitau and R. B. Bryant (2003). Modeling phosphorus transport in agricultural watershed: Processes and possibilities. *Journal of Soil Water Conservation*, Vol. 57, pp. 425-439.
- Tabi, M., L. Tardif, D. Carrier, G. Laflamme et M. Rompré (1990). Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles au Québec, Rapport synthèse et rapports régionaux. Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agroalimentaire.
- U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service (1972). *National Engineering Handbook*, Hydrology Section 4, Chapters 4-10.
- Webb, J.R., A.P. Mallarino et A.M. Blackmer (1992). Effects of residual and annually applied phosphorus on soil test values and yields of corn and soybean. *J. Prod. Agric.* Vol. 5, No. 1: pp. 148-152.
- Williams, J. R. (1995). Chapter 24: The EPIC model. P. 909-1000. *In* V. P. Singh (ed). *Computer models of watershed hydrology*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, CO.
- Wischmeier W.H., Jonhson C.B. and Cross B.V. (1971). A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *J. Soil and Water Conservation*, Vol. 26, No. 5: pp. 189-192.
- Wischmeier W.H and D. D. Smith (1978). Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning. U. S. Dept. Agric., *Agric. Handbook No. 537*. 58 p.

ANNEXE A. Guide d'utilisation de l'atlas électronique

Le CD-ROM joint permet de visualiser les données intégrées dans le SIG sous forme d'atlas : les informations sont disponibles en lecture seule. En insérant le CD dans votre ordinateur, le logiciel TNTAtlas de MicroImages, Inc. s'installera automatiquement sur votre ordinateur et la fenêtre ci-dessous (figure A) apparaîtra. Vous aurez alors accès à l'atlas électronique du bassin versant de votre région.

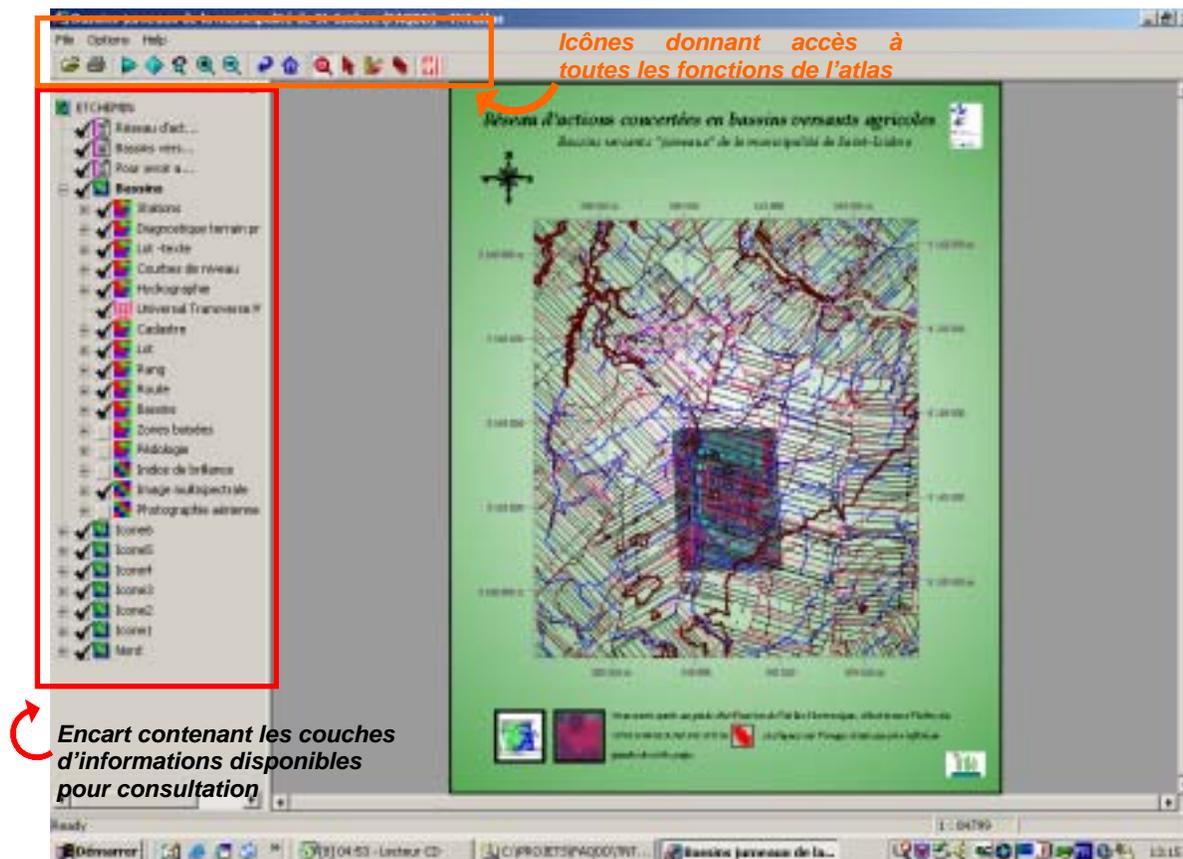


Figure A: Interface du gratuiciel TNTLite

Description des icônes



A	Ouvrir un atlas (d:/Start.atl)
B	Impression de l'atlas
C	Fonction permettant le rafraîchissement de la vue
D	Fonction pour afficher la vue au complet
E	Fonction pour réactiver le zoom précédent
F	Zoomer
G	Dé-zoomer
H	Fonction permettant de naviguer d'une vue à l'autre (Il n'y a qu'une vue dans cet atlas)
I	Fonction permettant de retourner à la vue de départ (Il n'y a qu'une vue dans cet atlas)
J	Zoom personnalisé (sélectionnez cette icône, faites un carré entourant la zone d'intérêt puis

	peser sur le bouton droit de votre souris).
K	Pointeur. Il permet de consulter la base de donnée associée à un élément.
L	Geotoolbox. Utilitaire pour mesurer des distances et superficies.
M	HyperIndex Navigator. Permet de naviguer dans des liens Hypertextes. Par exemple, si vous sélectionnez cette icône puis un élément du thème <i>Diagnostic terrain printemps 2002</i> , vous pourrez visualiser une à une les images acquises le long des cours d'eau dans le bassin intervention.
N	Coordonnées de MicrolImages, Inc.

Consultation des couches d'information

L'encart de gauche rassemble les groupes de l'atlas (regroupement de thèmes c'est-à-dire de couches d'information). Dans cet atlas, un seul groupe contient des thèmes pour la consultation : **Bassins**. Les autres groupes servent à l'habillage de l'atlas. Pour visualiser un groupe, la case située à la gauche de celui-ci doit être cochée (a.) (figure B). Il en est de même pour les thèmes de chaque groupe.

Différents thèmes sont contenus dans chaque groupe : pour les afficher, cliquez sur le carré situé devant le nom du thème (b.). Pour les masquer, cliquez à nouveau sur le carré .

Pour afficher la légende, cliquez sur le du thème désiré puis cliquez le situé devant l'étiquette *legend*.

Pour consulter une base de donnée associée à un thème, cochez la case située à la gauche de celle-ci puis avec l'icône du pointeur, allez sélectionner un élément dans la vue.

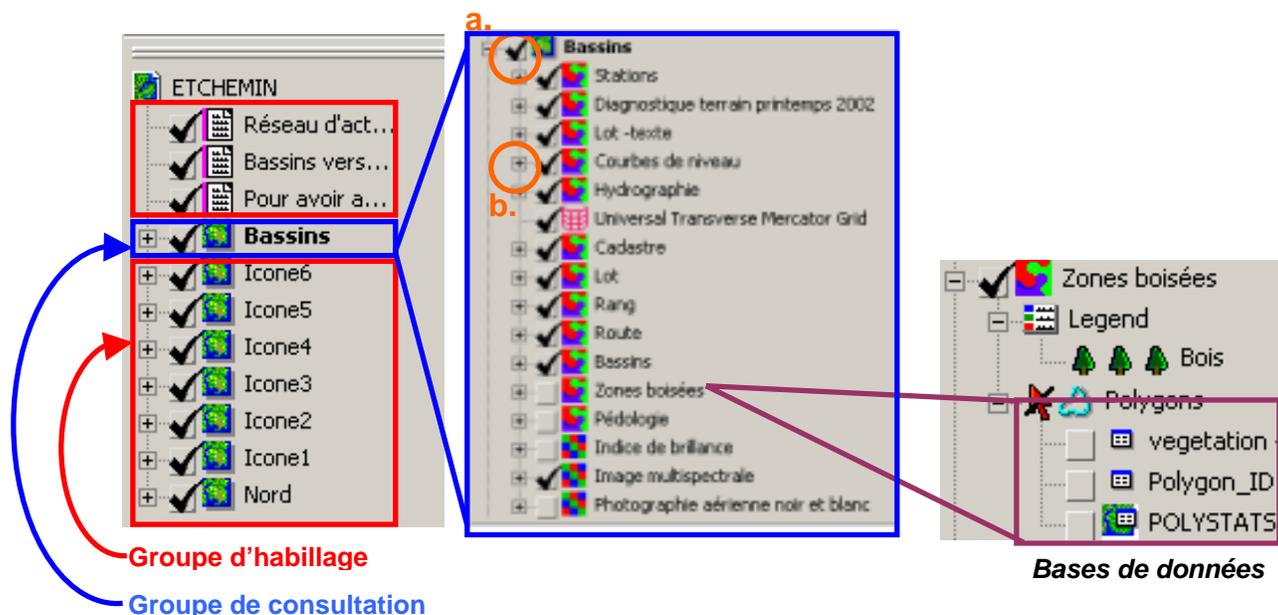


Figure B. Structure des groupes et thèmes de l'atlas électronique

Pour plus d'informations relatives à l'utilisation de l'atlas électronique, consultez le fichier Acrobat *Using TNTAtlas for Windows* accessible par le biais de l'HyperIndex Navigator en cliquant sur la deuxième image située dans le coin gauche inférieur de l'atlas (figure C).



Figure C. Localisation du lien *HyperIndex* permettant de consulter un guide complet d'utilisation du logiciel TNTAtlas

Couches d'informations

Nom	Description des couches
Réseau routier	Réseau routier.
Hydrographie – ligne	Réseau hydrographique.
Hydrographie – surface	Lacs, rivières.
Courbes de niveau	Courbes de niveau à une équidistance de 10 mètres.
Zones agricoles	Numérisation des terres agricoles à partir des orthophotographies du ministère des Ressources naturelles.
Bassins	Délimitation des bassins versants à l'étude.
SCS curve number	Numéro de courbe calculé à l'aide de la méthode du SCS.
Bilans d'apport des sous-bassins	Bilan d'apport en P ₂ O ₅ évalué à l'aide de la fiche d'enregistrement des producteurs agricoles du Québec (représenté à l'échelle des sous-bassins).
Utilisation du sol	Classification de l'utilisation du sol sur le bassin de la baie de Fitch extraite du système GIRMA (Gestion intégrée des ressources en milieu agricole). La carte d'utilisation du sol a été réalisée sur une image Landsat 5 TM acquise en août 1996 (scène 14-28) classifiée à l'aide d'une approche supervisée.
Groupe hydrologique	<p>Classification des séries de sol en fonction de leur comportement hydrologique :</p> <p>A Sol possédant un taux d'infiltration élevé même lorsqu'il est très mouillé, composé principalement de sable ou de graviers profonds, qui sont très rapidement à rapidement drainé. Ces sols possèdent une conductivité hydraulique élevée qui est associée à un potentiel bas de ruissellement;</p> <p>B Sol possédant un taux d'infiltration modéré lorsqu'il est très mouillé, dont la texture est fine à moyennement grossière et qui est bien à modérément bien drainé. Ces sols présentent un taux de transmission de l'eau modéré;</p> <p>C Sol caractérisé par un taux d'infiltration lent, possédant une couche qui empêche le mouvement de l'eau vers le bas ou ayant une texture fine et un taux d'infiltration lent. Ces sols accusent une conductivité hydraulique lente et associée à un potentiel élevé de ruissellement;</p> <p>D Sol accusant un taux d'infiltration très lent lorsque très mouillé, principalement composé d'argile et possédant une nappe d'eau haute. Ce sont des sols qui possèdent une couche d'argile près de la surface ou peu profonds et situés au-dessus d'un matériel imperméable. Ces sols possèdent un taux très lent de transmission de l'eau.</p>

Érosion – taux automne (T/ha*an-1)	Érosion annuelle évaluée à l'aide de l'équation universelle de perte de sol révisée (RUSLE) (Renard et <i>al.</i> , 1991, 1997) en supposant que le travail du sol est réalisé à l'automne.
Érosion – taux printemps (T/ha*an-1)	Érosion annuelle évaluée à l'aide de l'équation universelle de perte de sol révisée (RUSLE) (Renard et <i>al.</i> , 1991, 1997) en supposant que le travail du sol est réalisé au printemps.
Sat. moyenne des sols en P	Saturation moyenne des sols en P (ratio P/AI) évaluée à l'aide des données de dosages de sol réalisés par le MAPAQ et la compagnie AGRIDIRECT à l'aide de la méthode Mehlich-III. Les résultats sont représentés à l'échelle municipale.
Pédologie	<p>Carte de la pédologie de surface, incluant les propriétés associées à chaque série de sol, en format numérique de l'IRDA au 1:63 300 pour les comtés de Stanstead, Richmond, Sherbrooke et Compton (Cann et Lajoie, 1943).</p> <p>Il est possible de consulter la table « Pédologie » contenant certains attributs des séries de sol, soit : son appellation, le nom du sol, la sorte, le niveau de classification, l'état, l'ordre, le sous-groupe, le modèle, le drainage, la présence de nappe, le mode de dépôt, la granulométrie, la minéralogie, la profondeur, la classe de réaction selon le pH du sol, classe calcaire, la source, le facteur d'érodabilité K (USLE) et le groupe hydrologique.</p>
Élévation (m)	Le modèle numérique d'altitude (relief) a été généré à partir des données altimétriques de la Banque québécoise de données topographiques (BQDT).

Pour plus d'informations, veuillez contacter :

Julie Deslandes
 Attachée de recherche en Géomatique et en Télédétection
 Institut de recherche et de développement en agroenvironnement
 2700, rue Einstein B.1.310., Sainte-Foy (Québec), G1P 3W8
 Téléphone: (418) 528-7627, Télécopieur: (418) 644-6855
 Courriel: julie.deslandes@irda.qc.ca, Site Internet: www.irda.qc.ca