Université du Québec
INRS-Eau

ANALYSE PAR GÉOMATIQUE DES BILANS ET DES FLUX D'AZOTE ET DE PHOSPHORE DANS UN BASSIN VERSANT AGRICOLE : LE CAS DE LA RIVIÈRE BOYER

Par
Isabelle Landry
B. Sc. A. (Génie civil)

Mémoire présenté
pour l'obtention
du grade de Maître ès science (M.Sc.)

Jury d'évaluation

Examinateur externe	Thi Sen Tran, chercheuse CRES MAPAQ
Examinateur interne	Monique Bernier, professeur INRS-Eau Université du Québec
Directeur de recherche	Daniel Cluis, professeur INRS-Eau Université du Québec

Septembre 1998

© droits réservés de Isabelle Landry, 1998

REMERCIEMENTS

Je désire exprimer ma reconnaissance à monsieur Daniel Cluis, professeur à l'INRS-Eau, pour ses conseils dans la direction de ce mémoire, sa confiance envers moi et son soutien financier, sans quoi cette recherche n'aurait pu être possible. Je remercie également Emmanuelle Quentin, finissante au doctorat, qui m'a beaucoup aidée aux différentes étapes de ce travail, tant au niveau scientifique qu'au niveau du support moral.

Je tiens aussi à remercier madame Thi Sen Tran et monsieur Claude Bernard, agronomes au service des sols du Ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), pour leur patience infinie, leurs judicieux conseils et leur grande collaboration dans la réussite de ce projet. Je désire aussi exprimer ma gratitude à monsieur Aubert Michaud, également du service des sols du MAPAQ, ainsi qu'à monsieur Pierre Beaudet, du Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), pour les données fournies.

Je me dois également d'adresser des remerciements à mesdames Monique Bernier et, encore une fois, Thi Sen Tran, pour leurs commentaires constructifs dans la correction de mon mémoire et à monsieur Jean-Marie Landry, mon père, qui a relu et corrigé mon texte. Enfin, je remercie mes amis de l'INRS-Eau pour le bon temps passé en leur compagnie.

RÉSUMÉ

L'essor et la concentration géographique des productions animales, dans certains bassins versant à vocation agricole, génèrent d'imposants volumes de fumiers et de lisiers qui dépassent souvent la superficie de sol disponible pour les valoriser. On assiste alors à une surfertilisation des cultures, qui provoque l'accroissement de la teneur en phosphore du sol, le risque de transfert vers l'environnement ainsi que le lessivage des nitrates. Ces nutriments, lorsqu'ils dépassent un certain niveau, sont responsables de l'eutrophisation des cours d'eau. Cette problématique de pollution diffuse est actuellement largement responsable de la détérioration de la qualité des eaux dans plusieurs régions du Québec.

Ce projet de maîtrise a pour objectif d'analyser les bilans et les flux d'azote et de phosphore dans le bassin versant de la rivière Boyer, un bassin où la pollution diffuse a été constatée. Ceci permet d'estimer les stocks d'éléments nutritifs présents et de définir les zones critiques où les pertes vers l'environnement sont les plus susceptibles de se produire. Pour ce faire, nous devons considérer plusieurs données spatiales des différents facteurs qui interviennent, telles que l'occupation du sol, la topographie, la pédologie, les conditions climatiques, les différentes pratiques culturales, etc. Ces informations sont intégrées en exploitant les propriétés des Systèmes d'Information Géographique (SIG) qui tiennent compte de la localisation spatiale des données considérées. Dans le cadre du présent travail, nous exploitons le SIG IDRISI.

Afin d'obtenir une représentation réaliste du mode de fonctionnement du bassin versant à l'étude, un bilan des apports et des exportations d'azote et de phosphore et des modèles de pertes annuelles d'azote et de phosphore sont établis au sein du SIG. Les pertes annuelles de phosphore particulaire et soluble peuvent être estimées en intégrant un modèle de perte de sol au SIG. Les pertes annuelles d'azote, par lessivage et ruissellement superficiel, sont estimées à l'aide d'un modèle intégré au SIG, qui est construit à partir de coefficients de pertes tirés de la littérature.

Les charges annuelles de phosphore et d'azote sont cumulées sur l'ensemble du bassin versant. Le cumul se fait suivant les directions d'écoulement, qui sont déterminées grâce à un algorithme de drainage interfacé au logiciel IDRISI. Cet algorithme utilise un modèle numérique d'altitude (MNA) pour générer les directions d'écoulement suivant la plus forte pente. Une comparaison entre les valeurs des concentrations d'azote et de phosphore, issues des simulations et des valeurs mesurées en 28 points d'échantillonnage du bassin, permet de discuter des modèles développés et d'établir des relations avec certaines caractéristiques du territoire.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS iii

RÉSUMÉ v

TABLE DES MATIÈRES vii

LISTE DES FIGURES xi

LISTE DES TABLEAUX xiii

1 INTRODUCTION 1

2 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE 5
2.1 Pollution ponctuelle et diffuse 5
2.1.1 Définition 5
2.1.2 Sources de pollution diffuse d'origine agricole 6
2.1.3 Conséquences 7
2.2 Problématique du phosphore 8
2.2.1 Le phosphore dans l'environnement 8
2.2.2 Mécanisme du transport du phosphore en contexte agricole 9
2.2.3 Origines des pertes de phosphore en contexte agricole 11
2.3 Problématique de l'azote 13
2.3.1 L'azote dans l'environnement 13
2.3.2 Mécanisme du transport de l'azote en contexte agricole 15
2.3.3 Origines des pertes d'azote en contexte agricole 15
2.4 Modèles de transport des nutriments 17
2.4.1 Modèles interfacés aux SIG 18
2.4.1.1 AGNPS 18
2.4.1.2 ANSWER 19
2.4.1.3 SWRRB 19
2.4.1.4 QUALE2E 20
2.4.2 Modèles incorporés aux SIG 20
2.4.3 Limites des modèles interfacés ou incorporés aux SIG 21
2.5 Systèmes d'information géographique 22
2.5.1 Description 22
2.5.2 Traitements effectués 24
2.5.2.1 Analyses spatiales 24
2.5.2.2 Modélisation et simulations 24
2.5.3 SIG et problématique de pollution diffuse 25
2.5.4 IDRISI 26

2.6 Algorithmes de drainage 27
2.6.1 Présentation du modèle TOPAZ 28
2.6.2 Creusage 30
2.6.3 Adaptation du modèle TOPAZ à L'INRS-Eau 30

3 DESCRIPTION DU BASSIN VERSANT ET DE LA BASE DE DONNÉES DU SIG 33
3.1 Description du bassin versant de la rivière Boyer 33
3.1.1 Profil physique 33
3.1.2 Profil socio-économique 34
3.2 Données intégrées dans le SIG 34
3.2.1 Structure des données 34
3.2.2 Modèle numérique d'altitude (MNA) 35
3.2.3 Sous-bassins 36
3.2.4 Utilisation du territoire 36
3.2.4.1 Classification de l'image satellite 36
3.2.4.2 Classes 39
3.2.5 Données dérivées de l'occupation du territoire 40
3.2.6 Types de sol 42
3.2.7 Sites d'échantillonnage 42
3.2.8 Données de qualité de l'eau 44
3.2.9 Débits 44
3.2.10 Analyses de sol 46
3.3 Autres données 46

4 MODÉLISATION DU BILAN AGRONOMIQUE ET DU TRANSPORT DU PHOSPHORE ET DE L'AZOTE 47
4.1 Bilan agronomique 48
4.1.1 Apports 49
4.1.1.1 Engrais de ferme 49
4.1.1.1.1 Quantité d'azote et de phosphore des engrais de ferme 50
4.1.1.1.2 Disponibilité des éléments nutritifs apportés par les engrais de ferme 51
4.1.1.1.3 Répartition des engrais de ferme sur les différentes cultures 53
4.1.1.2 Engrais minéraux 56
4.1.1.2.1 Détermination de la quantité d'engrais minéraux à ajouter 57
4.1.1.2.2 Répartition sur les différentes cultures 57
4.1.1.3 Réserves d'azote et de phosphore accumulées dans le sol 58
4.1.2 Exportations 58
4.1.3 Surplus ou déficits 59
4.1.4 Intégration dans IDRISI 59
4.2 Transport du phosphore 62
4.2.1 Charges annuelles de phosphore particulaire 62

4.2.1.1 USLE . . . 62
4.2.1.1.1 Facteur LS . . . 64
4.2.1.1.2 Facteur relié au taux de couverture végétale(C) . . . 65
4.2.1.1.3 Facteur des pratiques de conservation (P) . . . 66
4.2.1.1.4 Facteur d'érodabilité des sols (K) . . . 66
4.2.1.1.5 Facteur d'érosivité des pluies (R) . . . 67
4.2.1.2 Phosphore particulaire attaché aux particules érodées . . . 69
4.2.2 Cumul des charges annuelles de phosphore particulaire . . . 70
4.2.3 Intégration du modèle de phosphore particulaire dans IDRISI . . . 70
4.2.4 Charges annuelles de phosphore soluble . . . 71
4.2.5 Cumul des charges annuelles de phosphore soluble . . . 73
4.2.6 Intégration du modèle de phosphore soluble dans IDRISI . . . 73
4.3 Transport de l'azote . . . 75
4.3.1 Charges annuelles d'azote . . . 75
4.3.1.1 Modèle minéral . . . 75
4.3.1.1.1 Coefficients de pertes pour les 7 jours suivant l'épandage . . . 77
4.3.1.1.2 Coefficients de pertes pour la période d'épandage . . . 77
4.3.1.1.3 Coefficients d'utilisation de l'azote par les cultures . . . 78
4.3.1.1.4 Coefficients d'immobilisation dans le complexe argilo-humique . . . 78
4.3.1.1.5 Autres coefficients de pertes . . . 81
4.3.1.2 Modèle organique . . . 81
4.3.2 Cumul des charges annuelles d'azote . . . 82
4.3.3 Intégration du modèle d'azote dans IDRISI . . . 82

5 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS ET DISCUSSION . . . 83
5.1 Résultats . . . 83
5.1.1 Bilan agronomique . . . 83
5.1.2 Modèle de transport du phosphore . . . 83
5.1.2.1 Charges . . . 83
5.1.2.2 Concentrations . . . 88
5.1.3 Modèle de transport de l'azote . . . 90
5.1.3.1 Charges . . . 90
5.1.3.2 Concentrations . . . 92
5.2 Évaluation des résultats . . . 92
5.3 Exemple typique d'application des modèles . . . 95
5.4 Discussion . . . 96
5.4.1 Comparaison avec les données de qualité de l'eau . . . 97
5.4.2 Échelles de travail . . . 97
5.4.2.1 Temporelle . . . 97
5.4.2.2 Spatiale . . . 98
5.4.3 Utilisation d'un système d'information géographique . . . 98
5.4.3.1 Image satellite . . . 99
5.4.3.2 Carte pédologique . . . 100

5.4.3.3 Modèle numérique d'altitude (MNA) 100
5.4.3.4 Algorithme de drainage 100
5.4.4 Modèle d'azote 101
5.4.5 Modèle de phosphore 101

6 CONCLUSION 103

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 107

ANNEXES 113

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1: Schéma simplifié du devenir de l'engrais azoté (Tran et al., 1996). 14
Figure 3.1: Division en six sous-bassins du bassin versant de la rivière Boyer 37
Figure 3.2: Occupation du territoire du bassin versant de la rivière Boyer (1995) 41
Figure 3.3: Textures du sol du bassin versant de la rivière Boyer 43
Figure 3.4: Répartition des 28 points d'échantillonnage sur le bassin versant de la rivière Boyer 45
Figure 4.1: Principe de l'intégration du bilan dans un système d'information géographique 61
Figure 4.2: Principe de l'intégration de l'équation de perte de sol dans un système d'information géographique 72
Figure 4.3: Principe de l'intégration du calcul du phosphore particulaire dans un système d'information géographique 74
Figure 4.4: Organigramme du modèle d'azote pour la partie minérale des engrais de ferme 76
Figure 4.5: Organigramme du modèle d'azote pour les engrais minéraux et l'équivalent minéral des engrais de ferme 79
Figure 5.1: Résultat du bilan azoté intégré au système d'information géographique (kgN/ha) 84
Figure 5.2: Résultat du bilan phosphaté intégré au système d'information géographique (kgP/ha) 85
Figure 5.3: Résultat du calcul des pertes annuelles de phosphore pour l'ensemble du bassin versant (gP/ha) 86
Figure 5.4: Concentrations en phosphore pour les sous-bassins (réseau hydrographique) et l'emplacement des points d'échantillonnage (points colorés) 89
Figure 5.5: Résultat du calcul des pertes annuelles d'azote pour l'ensemble du bassin versant (kgN/ha) 91
Figure 5.6: Concentrations en azote pour les sous-bassins (réseau hydrographique) et l'emplacement des points d'échantillonnage (points colorés) 93

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Pourcentages des déjections sous forme d'azote minéral et d'azote organique 16
Tableau 3.1: Superficies des sous-bassins hydrographiques 38
Tableau 3.2: Superficies des cultures des différents sous-bassins 42
Tableau 4.1: Quantités d'azote (N) et de phosphore (P) des engrais de ferme produits annuellement à l'entreposage et aux pâturage 52
Tableau 4.2: Coefficients d'efficacité des éléments fertilisants des engrais de ferme 54
Tableau 4.3: Facteurs de division pour la calcul des pertes d'azote liées au mode d'épandage 54
Tableau 4.4: Facteurs de division pour le calcul des pertes d'azote liées à la date d'épandage 55
Tableau 4.5: Disponibilité des éléments nutritifs apportés par les engrais de ferme 55
Tableau 4.6: Besoins des cultures en azote et en phosphore 56
Tableau 4.7: Valeurs fertilisantes des engrais minéraux 57
Tableau 4.8: Rendements et prélèvements des cultures 59
Tableau 4.9: Facteurs LS pour les différentes classes d'inclinaison 64
Tableau 4.10: Distribution annuelle des facteurs C des types de cultures (Lagacé, 1980) . . . 65
Tableau 4.11: Indices d'érodabilité (K) selon différentes séries de sols 68
Tableau 4.12: Répartition saisonnière du facteur d'érosivité des pluies (R) 69
Tableau 4.13: Coefficients pour les pertes 7 jours suivant l'épandage 77
Tableau 4.14: Coefficients pour les pertes reliées à la période d'épandage (automne) 78
Tableau 4.15: Coefficients d'utilisation de l'azote pour les différentes cultures 80
Tableau 4.16: Coefficients d'immobilisation de l'azote dans le complexe argilo-humique selon le type de culture 80
Tableau 4.17: Coefficients de perte pour l'azote résiduel 81
Tableau 5.1: Moyennes annuelles des surplus ou déficits en azote (N)et en phosphore (P) pour chaque sous-bassin 87
Tableau 5.2: Valeurs moyennes annuelles de phosphore (P) particulaire et dissous perdu par ruissellement superficiel pour chaque sous-bassin 87
Tableau 5.3: Valeurs moyennes annuelles de nitrates perdus par lessivage et ruissellement superficiel pour chaque sous-bassin 90
Tableau 5.4: Résultats de l'analyse catégorielle pour les classes d'azote 94
Tableau 5.5: Résultats de l'analyse catégorielle pour les classes de phosphore 94

1 INTRODUCTION

Depuis le début des années soixante, le Québec a connu une véritable révolution de l'agriculture. Afin d'accroître la production agricole, on a assisté à la spécialisation des cultures, à l'intensification de certaines productions végétales, comme le maïs, et l'intensification de la production animale hors-sol, comme l'industrie porcine. Ces changements dans les pratiques agricoles ont créé une pression sur le sol et les cours d'eau du Québec et ont accru le phénomène de pollution diffuse d'origine agricole (Environnement Canada, 1996).

La pollution diffuse d'origine agricole est maintenant largement responsable de la détérioration de la qualité des eaux dans plusieurs régions du Québec. L'essor et la concentration géographique des productions animales génèrent d'imposants volumes de fumiers et de lisiers qui dépassent souvent la superficie de sol disponible pour les valoriser, mettant en péril la qualité des cours d'eau avoisinants. De plus, la fertilisation chimique appliquée sur les mêmes champs d'épandage se fait souvent sans tenir compte des apports organiques. Les apports nutritionnels excèdent donc la dose requise par les cultures.

La surfertilisation provoque l'accroissement de la teneur en phosphore du sol et le risque de son transfert vers l'environnement, de même que le lessivage des nitrates. Ces nutriments, azote et phosphore, lorsqu'ils dépassent un certain seuil, sont responsables de l'eutrophisation des cours d'eau. Afin de dégager des pistes de solution à la dégradation de la qualité des eaux du Québec, une meilleure compréhension du phénomène de pollution diffuse s'impose. Pour y arriver, il est nécessaire de cerner les sources de pollution et de comprendre le phénomène de pertes de nutriments vers l'environnement. L'unité géographique retenue est le bassin versant puisqu'il apparaît que cette entité est devenue incontournable lorsqu'il s'agit de pollution diffuse (Abrassart, 1995). En effet, la pollution diffuse est, par définition, non-locale et véhiculée par l'eau.

Le présent projet a pour but de modéliser de façon réaliste le mode de fonctionnement d'un bassin versant agricole par l'analyse des bilans et des flux d'azote et de phosphore dans un bassin versant agricole où des signes de pollution diffuse ont été observés. Pour ce faire, plusieurs données spatiales des différents facteurs à considérer sont nécessaires, telles l'occupation du sol, la topographie, la pédologie, les différentes pratiques culturales, etc. Ceci nécessite qu'on exploite les propriétés des Systèmes d'Information Géographique (SIG) qui ont la particularité de tenir compte de la localisation spatiale des données pour intégrer des informations, les analyser et fournir des résultats (Freissinet, 1992). Dans le cadre de ce projet de maîtrise, le logiciel d'information géographique IDRISI est exploité.

Un bassin représentatif d'une région agricole dominée par la production animale hors-sol a été choisi, c'est celui de la rivière Boyer. L'étude de ce bassin est pertinente vu la présence d'une frayère d'éperlan arc-en-ciel dans la rivière Boyer et la disponibilité des données nécessaires pour mener à bien ce projet. En effet, suite à l'alarme donnée par la dégradation de la frayère utilisée comme site de reproduction par l'Éperlan arc-en-ciel dans la rivière Boyer, le *Groupe d'Intervention pour la Restauration de la rivière Boyer* (GIRB) a été mis sur pied en 1992. Ce groupe se propose de rassembler et d'approfondir les connaissances du milieu et des facteurs liés à la problématique. Il joue aussi un rôle important de sensibilisation et d'information de la population entre autres par la publication d'un bulletin. Les principales interventions qu'il a menées jusqu'à présent, dans le milieu agricole, ont été l'aménagement de bandes riveraines, l'élaboration de plans de ferme et la gestion des fumiers et lisiers.

Cinq objectifs sont poursuivis dans le cadre de ce projet :

- Faire le bilan des apports et des exportations annuels d'azote et de phosphore pour l'ensemble du bassin versant au sein du SIG;

- Faire une estimation des pertes annuelles d'azote et de phosphore vers les cours d'eau, grâce à un modèle de perte de sol pour le phosphore et à un modèle qui intègre des coefficients de pertes par lessivage et ruissellement pour les nitrates;
- Cumuler les pertes annuelles d'azote et de phosphore suivant le sens d'écoulement des eaux sur le territoire;
- Faire la comparaison entre les valeurs d'azote et de phosphore issues des modèles et les valeurs mesurées aux stations d'échantillonnage, afin de discuter des modèles développés;
- Établir un lien entre, d'une part, l'utilisation du sol, le type de sol et la topographie et, d'autre part, les exportations d'azote et de phosphore enregistrées aux stations d'échantillonnage.

Les hypothèses de travail à vérifier sont les suivantes :

- Les concentrations d'azote et de phosphore observées dans les cours d'eau d'un bassin versant agricole augmentent avec le pourcentage de la superficie du bassin versant vouée à l'agriculture.
- Les concentrations d'azote et de phosphore observées dans les cours d'eau d'un bassin versant agricole sont influencées par les types de cultures, les types de sol et la topographie des lieux.

La première partie de ce travail présente une revue de littérature relativement à la problématique de pollution diffuse, au comportement des nutriments concernés (azote et phosphore) et à leur mécanisme de transport. Par la suite, la description du bassin versant et des données intégrées au SIG est présentée. La partie suivante décrit la méthodologie utilisée afin d'atteindre les objectifs. Enfin, la dernière partie présente les résultats obtenus ainsi qu'une discussion.

2 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

Le but de cette section est de faire une revue de littérature relativement à la problématique de la pollution diffuse. En premier lieu, la pollution diffuse est définie. En deuxième lieu, le comportement des principaux nutriments concernés (azote et phosphore) par cette problématique est décrit. Ensuite, on présente une brève revue des modèles de transport des nutriments. Enfin, l'outil de travail est présenté : les Systèmes d'Information Géographiques (SIG).

2.1 Pollution ponctuelle et diffuse

2.1.1 Définition

La pollution des eaux peut être classée en pollution ponctuelle ou en pollution diffuse, tout dépendant de son origine. Les sources ponctuelles de pollution des eaux, comme la pollution industrielle et domestique, sont généralement repérables, quantifiables et leurs impacts peuvent être facilement évalués (Abrassart, 1995). Ces sources de pollution ne sont pas du tout ou sont très peu liées aux facteurs météorologiques. L'entrée de cette forme de pollution dans le milieu récepteur, en l'occurrence l'eau, se fait directement. Autre caractéristique de la pollution ponctuelle, l'effet des sources individuelles de pollution est important et se fait ressentir immédiatement.

La pollution diffuse, quant à elle, se fait de façon intermittente et en provenance de l'ensemble du territoire. En effet, les sources de pollution diffuse sont dispersées dans l'environnement, tout comme leurs voies de transfert vers le milieu aquatique. Elles se manifestent en premier lieu par temps de pluie et à la fonte des neiges, quand l'écoulement d'eau se fait sur le territoire, entraînant les sols, les composés chimiques adsorbés et les substances dissoutes vers les cours d'eau récepteurs (Abrassart, 1995).

Le transit terrestre de la pollution diffuse peut être plus ou moins long et complexe. Il se fait par ruissellement superficiel, par érosion, par infiltration préférentielle ou par écoulement diffus. Les principales causes de la diffusion des matières polluantes vers les eaux de surface sont le ruissellement superficiel et l'érosion (Lavoie et al., 1995). La pollution diffuse varie d'une région à l'autre et d'une année à l'autre en fonction des conditions géographiques, météorologiques et géologiques (Freissinet, 1992). Contrairement à la pollution ponctuelle, l'effet des sources individuelles de la pollution diffuse est négligeable. Le problème provient plutôt de l'effet cumulatif amont-aval des charges polluantes en plus de l'effet à retardement dû au transport terrestre.

2.1.2 Sources de pollution diffuse d'origine agricole

Dans le cadre agricole, la pollution diffuse provient de l'effet cumulatif de plusieurs sources de contamination, qui peuvent sembler anodines à première vue. Les surplus de fumier et de lisier, provenant des concentrations d'élevages porcins, constituent la cause principale de pollution diffuse d'origine agricole. Le fumier et le lisier fournissent une part importante des besoins des cultures en éléments fertilisants, notamment grâce au phosphore et à l'azote qu'ils contiennent. Cependant, on se retrouve souvent confronté à un manque de superficie d'épandage disponible pour les valoriser. De plus, la fertilisation chimique, appliquée par les cultivateurs sur les mêmes superficies d'épandage, se fait souvent sans tenir compte des apports en fumiers et lisiers, avec le résultat que les apports nutritionnels en azote et phosphore excèdent les doses requises par les cultures. Ces nutriments non-assimilés sont en partie directement acheminés vers les cours d'eau lors d'un événement hydrologique, ou demeurent immobilisés dans le sol. Ceci contribue à l'enrichissement du sol en azote et en phosphore et augmente le risque de transfert vers l'environnement.

Les structures d'entreposage inadéquates, qui laissent fuir le fumier ou le lisier, sont aussi une source de pollution diffuse. Au Québec, moins de 30% des lieux d'entreposage du fumier solide

sont conformes à la réglementation (Environnement Canada, 1996). Enfin, une autre source de pollution diffuse provient de certaines pratiques culturales (cultures dans le sens de la pente, absence de rotation des cultures, etc.) qui augmentent les risques d'érosion et facilitent le transport de nutriments vers les cours d'eau.

2.1.3 Conséquences

La pollution diffuse d'origine agricole est maintenant devenue une préoccupation majeure dans le domaine de l'environnement, puisqu'elle est maintenant largement responsable de la détérioration de la qualité des eaux dans plusieurs régions du Québec. En effet, les eaux naturelles sont des milieux vivants qui abritent généralement une grande variété d'animaux et de végétaux. Les apports de nutriments d'origine agricole, tels le phosphore et l'azote provenant des engrais organiques et minéraux, peuvent augmenter la productivité globale des cours d'eau, mais peuvent aussi être nuisibles parce qu'ils créent un déséquilibre de l'écosystème aquatique (Freissinet, 1992).

Le phosphore contribue à l'eutrophisation des cours d'eau avoisinants. L'eutrophisation est une réponse des milieux aquatiques à leur enrichissement en nutriments. Sous forme soluble ou lié aux particules de sol, le phosphore favorise la prolifération de plantes aquatiques, ce qui réduit la quantité d'oxygène disponible dans l'eau, au détriment des autres espèces. Il est à noter que les différentes formes de phosphore exporté ne présentent pas toutes le même niveau de risque environnemental (Bernard, 1997). Afin d'être assimilé par les plantes aquatiques et les algues, le phosphore doit se présenter sous forme biodisponible. Le phosphore dissous est directement disponible pour la croissance des plantes aquatiques. Le phosphore particulaire, quant à lui, peut devenir disponible à long terme. Le phosphore biodisponible total est donc constitué des formes dissoutes et d'une fraction des formes particulaires.

L'azote est aussi potentiellement polluant pour l'atmosphère, les eaux de surface et les eaux souterraines (Lavoie et al., 1995). L'azote ammoniacal en grande quantité accroît le pH des cours d'eau et acidifie les sols par nitrification. La volatilisation de l'azote sous forme ammoniacale contribue aux pluies acides.

La pollution diffuse d'origine agricole n'est pas récente, mais ce n'est que depuis peu qu'on lui accorde plus d'importance. Historiquement, la lutte contre la pollution des eaux se résumait au contrôle des pollutions d'origine domestique et industrielle, soit celles de sources ponctuelles. La pollution de source diffuse était considérée négligeable, car les sources de pollution semblaient incontrôlables et les répercussions anodines, voire même invisibles (Environnement Canada, 1996). En effet, le processus de pollution diffuse est un processus lent puisque les sources de pollution prennent du temps avant de se manifester dans les cours d'eau. C'est pourquoi on parle maintenant de la pollution diffuse d'origine agricole comme d'une bombe chimique à retardement (Haidar et al., 1996).

Afin d'amener des pistes de solutions à ce problème de pollution diffuse d'origine agricole, une meilleure compréhension des sources de pollution et des facteurs qui les influencent ainsi que la compréhension du phénomène des pertes de nutriments vers l'environnement sont nécessaires. Il est donc important de bien comprendre, avant tout, la dynamique du comportement de ces deux nutriments que sont l'azote et le phosphore.

2.2 Problématique du phosphore

2.2.1 Le phosphore dans l'environnement

Le phosphore présent dans l'environnement peut être divisé en deux catégories : le phosphore organique et le phosphore inorganique. Le phosphore organique est l'un des éléments qui constituent la matière organique du sol; il peut devenir disponible pour les plantes ou pour le lessivage seulement après minéralisation (Freissinet, 1992). Le phosphore inorganique est associé

aux particules minérales du sol. Le phosphore dans le sol est classé en phosphore particulaire (solide) et en phosphore dissous (soluble). La phase solide se présente sous trois formes : le phosphore adsorbé à la surface de certains constituants du sol sur les oxydes et les hydroxydes de fer et d'aluminium (inorganique), le phosphore associé aux formes minérales (inorganique) et le phosphore organique qui est transformé en phosphore inorganique après minéralisation. La phase dissoute comprend aussi une forme inorganique qui est directement disponible à la faune aquatique, une forme condensée qui peut être hydrolysée puis transformée en forme inorganique directement disponible et une forme organique qui peut aussi être transformé en forme inorganique après minéralisation (Moore, 1997).

2.2.2 Mécanisme du transport du phosphore en contexte agricole

Le transport du phosphore des sols agricoles vers l'eau est régit par deux mécanismes de transport : le ruissellement de surface et l'érosion. Le transport peut se faire sous forme dissoute et sous forme particulaire. Le phosphore dissous provient du phosphore relâché de la couche superficielle du sol (Moore, 1997). Le phosphore particulaire, quant à lui, comprend majoritairement la sorption du phosphore par les particules de sol et la matière organique érodée durant le processus de ruissellement. Il représente la principale portion (75 à 90%) du phosphore transporté dans l'eau de ruissellement depuis les terres cultivées (Sharpley et Halvorson, 1994). En général, la discussion sur le transport du phosphore peut être simplifiée en posant comme hypothèse que le ruissellement contrôle le phosphore dissous tandis que l'érosion contrôle le phosphore particulaire (Sharpley et al., 1993).

Lorsque la pluie entre en contact avec le sol, elle favorise la dissolution, la désorption et l'extraction du phosphore qui vient du sol, des engrais appliqués en surface et des résidus de culture. La quantité de phosphore désorbée est fonction du contenu en phosphore du sol considéré et de la capacité de fixation en phosphore. Plus le sol est riche en phosphore, plus faible

est la capacité de fixation en phosphore et plus la concentration de phosphore dissous est élevée dans l'eau de ruissellement (Sharpley et Halvorson, 1994).

La quantité de phosphore particulaire qui arrive au cours d'eau est fonction de la charge du cours d'eau en sédiments. Si le taux d'érosion est élevé, la charge en sédiments de l'eau sera plus élevée. Une partie du phosphore dissous dans l'eau peut être réadsorbé par les particules. Cependant, il faut tenir compte du transport des fines particules car le contenu en phosphore de ces particules érodées est plus élevé que celui des sols d'où elles proviennent. Ceci est dû au transport préférentiel des petites particules, de la grosseur de l'argile et moins (2 µm et moins), qui ont des capacités de sorption-désorption plus grandes que les particules plus grossières. C'est pourquoi on a dû définir la notion de rapport d'enrichissement (ER). Elle se définit comme le rapport entre la concentration de phosphore dans les sédiments et celle du le sol d'où ils proviennent (Sharpley et Halvorson, 1994).

Des variations dans les concentrations de phosphore dissous et de phosphore particulaire surviennent durant le transport dans les cours d'eau. Le phosphore biodisponible peut être prélevé par la faune aquatique tandis que le phosphore particulaire peut être déposé ou érodé des berges avec les fluctuations du courant. L'ampleur des variations dépend des concentrations en phosphore dissous et en phosphore particulaire des sédiments contenus dans l'eau qui ruisselle. Ces variations sont accentuées par le transport sélectif de particules fines.

Le lessivage du phosphore est une autre composante du transport du phosphore. Elle était généralement ignorée puisque le phosphore avait la réputation d'être très peu mobile et de tendre à se fixer dans la couche de surface du sol. Mais des études récentes nous amènent maintenant à douter du caractère peu mobile du phosphore dans les sols. En effet, Behrendt et al. (1996) ont observé le lessivage du phosphore dans certains sols lors d'une étude conduite en Allemagne. Lorsqu'on assiste à un bilan positif de phosphore sur une longue période, il peut y avoir

saturation du sol en phosphore, puisque la capacité du sol à emmagasiner le phosphore est limitée. C'est alors que peut se produire le lessivage. Une partie du phosphore dissous peut donc être transportée par écoulement hypodermique.

Les sols les plus propices au lessivage sont les sols poreux, tels les sols sableux avec une nappe phréatique peu profonde et situés à l'intérieur de la zone d'épandage d'engrais organiques et minéraux. Toujours selon l'étude faite par Behrendt et al. (1996), 94% des sols seraient peu sensibles au lessivage du phosphore. Dans le cadre de ce travail, l'étude du transport du phosphore se limitera aux phénomènes du ruissellement superficiel et de l'érosion.

2.2.3 Origines des pertes de phosphore en contexte agricole

Chaque fois que les quantités d'engrais appliquées sur les cultures dépassent les exportations par les cultures, il y a enrichissement du sol en phosphore, ce qui augmente les risques de pertes vers l'environnement. Au Québec, la fertilisation est souvent basée sur les besoins azotés des cultures. Or, les engrais de ferme présentent un rapport phosphore/azote plus élevé que celui requis par les plantes, ce qui explique l'augmentation de la teneur en phosphore des sols (Moore, 1997). Cette augmentation influence les concentrations et les pertes de phosphore dans l'eau de ruissellement. En effet, une relation très significative a été démontrée entre le niveau d'enrichissement du sol en phosphore et le niveau d'enrichissement des eaux (Beauchemin, 1996).

Les pertes de phosphore soluble dans les eaux de ruissellement dépendent des caractéristiques propres à chaque sol. En effet les sols ont des propriétés physico-chimiques très variées qui proviennent de leurs processus de formation et de leur matériau originel respectifs (Giroux, 1996). La capacité de fixation et la teneur naturelle en phosphore varient selon le type de sol. Pour des sols ayant la même teneur en phosphore, un sol qui a une capacité de fixation plus forte présentera moins de risque de perte soluble par ruissellement ou lessivage. Pour les sols qui ont

une faible capacité d'adsorption, la perte de phosphore soluble peut être élevée, surtout lorsque l'application d'engrais se fait immédiatement avant un événement hydrologique et lorsque le sol possède un degré de saturation élevé en phosphore sur les sites d'adsorption. Dans certaines situations, plus de 10% de phosphore peut être perdu. Sur les sols argileux, qui contiennent peu de phosphore, on peut estimer les pertes solubles à moins de 1% (Gabriels et Michiels, 1992). En plus de la teneur en argile, les pertes en phosphore dépendent aussi de certains autres facteurs intrinsèques au sol tels le pH du sol, la teneur en matière organique et la teneur en oxydes et en hydroxydes d'aluminium et de fer.

La quantité de phosphore soluble retrouvée dans les eaux de ruissellement dépend aussi grandement des pratiques agricoles (Sharpley et Halvorson, 1994). En effet, elle varie selon le mode d'épandage, selon la dose de fertilisant phosphaté appliquée et selon le moment d'application. L'épandage peut se faire de deux manières principales, en bande ou "à la volée". Il faut distinguer les engrais minéraux phosphatés et les engrais de ferme, tels le fumier ou le lisier. Généralement, les engrais minéraux sont appliqués au printemps, en bande, pour le maïs et les céréales, ou à la volée sur les prairies. Quant aux engrais de ferme, ils sont surtout appliqués à la volée et ils sont incorporés ou non incorporés au sol dans la couche de labour. Les pertes sont plus importantes lorsque les engrais de ferme sont appliqués à la volée, surtout quand ils ne sont pas incorporés au sol. De plus, l'épandage tôt au printemps ou tard à l'automne augmente les risques de ruissellement puisque l'épandage se fait alors sur des terrains dénudés ou des sols gelés. Enfin, les pertes sont plus importantes lorsqu'un événement de pluie survient peu de temps après l'épandage de l'engrais de ferme (Gangbazo, 1991).

Pour ce qui est du phosphore particulaire, certaines pratiques de conservation, comme des résidus de culture laissés à la surface ou près de la surface du sol, sont mises en place afin de diminuer la perte de sol par érosion. Ces pratiques favorisent la redéposition des particules lourdes en réduisant la lame d'eau ruisselée et la vitesse d'écoulement. Il en résulte un tri des particules, qui

favorise surtout le transport des fines particules. Cependant, il a été démontré que les fines particules présentent des concentrations en nutriments plus élevées que les particules lourdes (Bernard, 1997). Quantitativement, la perte de phosphore particulaire se trouve ainsi diminuée, mais par contre, les sédiments transportés sont plus riches en nutriments, ceci en négligeant le fait que les formes solubles de phosphore peuvent augmenter, puisqu'en se décomposant ces mêmes résidus deviennent eux-mêmes source de nutriments.

2.3 Problématique de l'azote

2.3.1 L'azote dans l'environnement

L'azote est présent dans l'environnement sous forme organique ou inorganique. Il provient principalement du sol et des fertilisants azotés. Pour la forme organique, le sol constitue une réserve considérable d'azote. De plus, les engrais de ferme sont principalement sous cette forme. Cependant, pour que les plantes puissent utiliser l'azote sous forme organique, il faut que l'azote soit décomposé par les microorganismes du sol, c'est à dire minéralisé. Sous sa forme inorganique, l'azote inclut entres autres : l'ammonium (NH_4+), les nitrites (NO_2^-) et les nitrates (NO_3^-). L'ammonium provient de la minéralisation de l'azote organique du sol et des engrais organiques (fumiers, lisiers, engrais verts) ainsi que de l'apport de fertilisants azotés sous forme minérale. L'ammonium peut être perdu par volatilisation et par dénitrification; il peut être fixé par l'argile dans le complexe argilo-humique, être absorbé par les plantes, être immobilisé sous formes organiques plus stables ou être transformé en nitrates par le processus de nitrification. Dans le processus de nitrification, les bactéries nitrosomases peuvent convertir rapidement l'ammonium en nitrites, puis en nitrates (Mizgalewicz et Maidment, 1996).

Les nitrates peuvent être perdus par dénitrification, être absorbés par les plantes, être immobilisés sous des formes organiques plus stables ou enfin être perdus par ruissellement superficiel ou lessivage (figure 2.1). Ces anions étant très solubles et mobiles, ils sont très vulnérables aux pertes par écoulement superficiel et souterrain. Les pertes par dénitrification produisent de l'acide

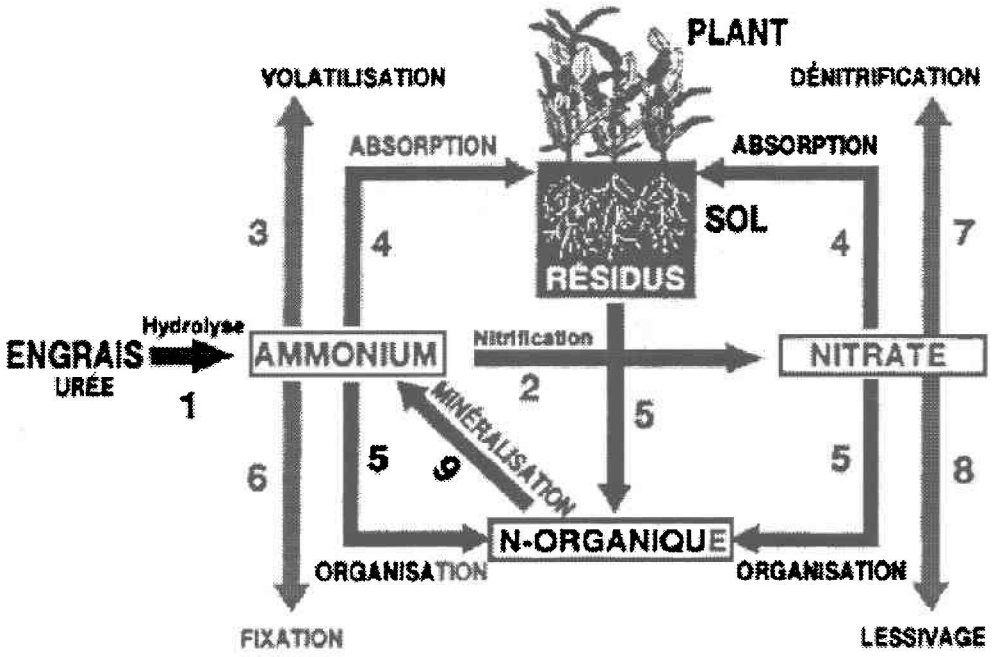


Figure 2.1: Schéma simplifié du devenir de l'engrais azoté (Tran et al., 1996).

nitrique, que l'on relie aux problèmes de la couche d'ozone et de l'effet de serre. La quantité d'azote volatilisée, quant à elle, varie suivant la quantité et la nature de l'azote appliquée ainsi que selon la période et le mode d'épandage (Lavoie et al., 1995).

Les nitrates que l'on retrouve dans les cours d'eau proviennent de diverses sources naturelles et anthropogéniques, dont les fertilisants organiques et minéraux, la minéralisation des résidus des récoltes, la minéralisation de la matière organique du sol et les apports atmosphériques à travers des processus industriels, électriques et de combustion (Tran et al., 1996). Comparativement au phosphore, l'azote est un élément plus difficile à cerner. En effet, tous les processus de

transformation de l'azote, que ce soit celui du sol ou celui provenant des fertilisants azotés, sont d'origine biologique. Ils dépendent donc beaucoup des types de sol et des conditions climatiques.

2.3.2 Mécanisme du transport de l'azote en contexte agricole

Les pertes d'azote dues à l'érosion, en contexte agricole, sont beaucoup plus faibles que celles provenant du ruissellement et du lessivage, surtout dans les climats humides (Mizgalewicz et Maidment, 1996). Le transport de l'azote des sols agricoles vers l'eau se fait par écoulement superficiel et souterrain, par le biais du ruissellement superficiel, du lessivage et de l'infiltration. L'ammonium (NH4+) est en partie adsorbé par les colloïdes du sol; il est moins mobile jusqu'à ce qu'il soit converti rapidement en nitrates (NO_3^-). Une fois converti en nitrates, il devient très mobile et soluble, et ceci favorise les pertes vers les eaux superficielles et souterraines.

Le transport de surface peut durer de quelques minutes à quelques heures pour que l'azote atteigne un cours d'eau, tandis que les pertes vers les eaux souterraines et le transport souterrain qui s'ensuit se font beaucoup plus lentement. Dans le cas de l'eau de drainage, l'évacuation peut être très rapide, surtout si le sol est saturé d'eau (période automnale et fonte de neige printanière). Quant aux nitrates qui proviennent du transport souterrain (infiltration), ils peuvent prendre des années voire même des décennies avant d'apparaître dans le cours d'eau en tant qu'écoulement polluant de base (Mizgalewicz et Maidment, 1996).

2.3.3 Origines des pertes d'azote en contexte agricole

Les pertes d'azote par ruissellement et lessivage varient selon la source d'azote, le type de sol, les conditions climatiques et les pratiques culturales (Tran et Giroux, 1998). L'azote peut être amené sous forme minérale ou organique. Les engrais minéraux les plus utilisés se présentent surtout sous forme d'urée et de nitrates ou sous forme ammoniacale. Les engrais de ferme, quant à eux, sont à la fois des engrais minéraux et organiques. Le tableau 2.1 donne la proportion minérale et organique des engrais de ferme selon la catégorie d'animaux (Tran et al., 1992).

Dans une étude menée par Tran et Giroux (1998), on trouve que la quantité d'engrais azoté prélevé par le maïs (grain et ensilage) équivaut approximativement à la moitié de la dose appliquée. La fertilisation en azote, à des doses excédant la dose optimale pour la culture, provoque donc l'accumulation de quantité appréciable d'azote minéral dans le profil du sol et peut contribuer à la pollution de l'environnement en nitrates, surtout dans les cultures en rangs espacés.

La quantité résiduelle d'azote, dans le profil du sol, peut rester en partie sous forme minérale, être immobilisée dans le pool organique par les microorganismes ou être fixée dans le complexe argilo-humique. Le reste de l'engrais azoté peut être perdu durant la saison de croissance ou

Tableau 2.1: Pourcentages des déjections sous forme d'azote minéral et d'azote organique

Catégories d'animaux	Forme des déjections	% des déjections sous forme N organique	% des déjections sous forme N minéral
Bovins	**Solide**	80	20
	Liquide	40	60
Porcs	**Solide**	---	---
	Liquide	30	70
Volailles	**Solide**	30	70
	Liquide	30	70

durant l'hiver par lessivage et ruissellement superficiel. Les résultats de l'étude de Tran et Giroux (1998) avec l'engrais marqué au ^{15}N confirment le processus d'immobilisation de l'azote appliqué au sol. Ils ont observé que la quantité immobilisée d'azote est plus grande dans les loams argileux Ste-Rosalie (38.7%) que dans les loams sableux (16.3 à 19.3%). L'azote immobilisé peut être

inclus dans les fine racines, assimilé dans les tissus microbiens, fixé dans le complexe argilo-humique ou converti sous des formes organiques difficilement disponibles. La quantité d'engrais azoté immobilisé dans le sol sous formes fixées ou organiques ne subit pas de pertes importantes durant la période automnale et hivernale, tandis que l'azote résiduel, sous forme minérale, peut être facilement perdu durant la saison de croissance et après la récolte, dans des conditions de précipitations abondantes.

Les pertes d'azote par dénitrification sont relativement plus petites dans les sols québécois (Liang et Mackenzie, 1994). Les pertes par ruissellement superficiel sont beaucoup plus faibles quand les fertilisants azotés sont bien incorporés au sol. Les pertes par volatilisation ammoniacale dépendent du pH du sol, du type d'engrais (urée, fumier, lisier ou purin) et du mode d'épandage (aéro-aspersion, aspersion, épandeur, etc.).

2.4 Modèles de transport des nutriments

La modélisation du transport de l'azote et du phosphore est un sujet sur lequel plusieurs chercheurs concentrent leurs efforts depuis quelques années. Beaucoup de modèles ont été élaborés visant à simuler le transport de l'azote et du phosphore, dans le but d'évaluer l'efficacité des certaines pratiques mises au point pour diminuer ce même transport (Sharpley et Halvorson, 1994). Ces modèles peuvent varier du plus simple, tel un modèle empirique, aux plus sophistiqués, qui exploitent les éléments finis (Corwin et Wagenet, 1996).

Les modèles empiriques ont généralement la forme d'une équation simple, qui exprime la relation entre un paramètre facilement mesurable et un paramètre de qualité de l'eau (Levine et al., 1993). L'équation universelle de perte de sol (Wischmeier et Smith, 1978) est un exemple de modèle empirique largement utilisé. Généralement, les modèles empiriques ne permettent pas la modélisation à l'échelle d'un événement. Ils sont plutôt pratiques pour déterminer des moyennes annuelles, ce qui diminue la résolution temporelle. Plusieurs critiques sont faites à l'égard de ces

modèles. Au manque de résolution temporelle s'ajoute le manque de résolution spatiale, puisque ces modèles ignorent souvent la variation spatiale des paramètres, considérant plutôt une moyenne pour le territoire à l'étude (Levine et al., 1993).

Les modèles basés sur des éléments finis, quant à eux, utilisent des équations aux dérivées partielles pour modéliser les phénomènes entrant dans le transport des nutriments. La modélisation est alors possible à l'échelle de l'événement. Bien que ces modèles soient beaucoup plus efficaces, ils sont complexes, ce qui en limite l'utilisation dans le cadre du présent travail.

Plusieurs modèles mathématiques ont été développés afin de simuler le transport des nutriments. Ils sont basés sur une description physique des différents processus qui influencent le transport de l'azote et du phosphore (Sharpley et Halvorson, 1994). Ces modèles peuvent être interfacés ou incorporés dans des systèmes d'information géographique (SIG). En effet, utilisés de pair avec un modèle de qualité de l'eau, les SIG représentent une approche à popularité croissante pour la modélisation dans les contextes de pollution diffuse (Mizgalewicz et Maidment, 1996). Ils tiennent compte de la variabilité spatiale des données lors de l'intégration des informations, fournissent une base de données spatiales nécessaires aux modèles et permettent la représentation visuelle des résultats. Les modèles présentés dans le cadre de cette revue de littérature sont AGNPS, ANSWER, SWRRB, QUALE2E.

2.4.1 Modèles interfacés aux SIG

2.4.1.1 AGNPS

AGNPS (AGricultural Non-Point-Source) calcule le ruissellement provenant d'un bassin versant agricole suite à un événement pluvieux ainsi que les quantités de sédiments, de phosphore et d'azote transportés (Mizgalewicz et Maidment, 1996). Le bassin versant est divisé en cellules de 0.4 à 16 hectares qui sont caractérisées par 22 paramètres. Ces paramètres concernent les données de l'équation de perte de sol, la texture du sol, le niveau de fertilisation, la pente, etc. AGNPS

calcule la quantité de sédiments transportés par l'eau de ruissellement grâce à une équation de perte de sol dérivée de l'équation universelle de perte de sol (USLE). Le modèle AGNPS calcule aussi une valeur d'azote et de phosphore solubles et particulaires pour chaque cellule. Les valeurs sont par la suite cumulées le long de l'écoulement. Le cumul tient compte de l'atténuation des charges particulaires suivant l'écoulement. On suppose cependant qu'il n'y a pas de pertes solubles dans les cours d'eau. Ce modèle nécessite plusieurs paramètres d'entrée, ce qui en limite l'application à des bassins versant d'une superficie maximale de 200 km^2. AGNPS a été interfacé à plusieurs SIG dont Arc-Info et IDRISI.

2.4.1.2 ANSWER

ANSWER (Aerial Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation) calcule le ruissellement d'un bassin versant agricole et simule les processus de transport des sédiments, de l'azote et du phosphore. Le bassin versant est divisé en cellules auxquelles certains paramètres moyens sont affectés, dont la pente, la porosité du sol, les paramètres décrivant la perte de sol, la capacité d'infiltration, la capacité au champ, etc. Les calculs concernant le ruissellement, l'érosion, la sédimentation et la qualité de l'eau sont effectués pour chaque cellule, puis cumulés (Mizgalewicz et Maidment, 1996).

2.4.1.3 SWRRB

SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basin) utilise une échelle journalière afin de prédire le devenir des nutriments, des pesticides et des sédiments. Les bassins étudiés par ce simulateur peuvent compter plusieurs centaines de kilomètres carrés. Ils sont divisés suivant les différents types de sol, l'utilisation du territoire, les cultures, la topographie et les conditions météorologiques, pour une division maximale en dix sous-bassins. Le profil du sol peut être divisé en couches allant jusqu'à dix couches. Une nouvelle version de SWRRB a été développée en 1993 (SWAT- Soil Water Assessment Tool). Dans la version SWAT, le nombre de sous-bassins est illimité. De plus, il est maintenant possible de suivre le cheminement de l'eau, de simuler le

transport latéral, le transport souterrain, les pertes le long du parcours, et de modéliser le transport des sédiments et des nutriments à travers les marécages, les réservoirs et les cours d'eau. Les principales composantes de SWAT sont les conditions météorologiques, l'hydrologie, l'érosion, la température du sol, les nutriments, les pesticides, la croissance des cultures et les aménagements agriculturaux (Mizgalewicz et Maidment, 1996).

2.4.1.4 QUALE2E

QUALE2E (Enhanced Stream Water Quality Model) est une composante du modèle SWAT. Des relations de décroissance de premier ordre permettent de caractériser l'oxygène dissous, l'azote organique, l'ammonium, les nitrates, les nitrites, le phosphore organique et dissous. Le modèle utilise les différences finies afin de déterminer les différentes équations qui régissent le transport selon le phénomène d'advection-dispersion. Pour l'application de ce modèle, le réseau hydrographique doit être décomposé en différentes catégories : les sources des cours d'eau, les tronçons et les embranchements. Pour chaque tronçon, le modèle requiert des données concernant 26 paramètres physiques, chimiques et biologiques (Mizgalewicz et Maidment, 1996).

2.4.2 Modèles incorporés aux SIG

La plupart des SIG sont équipés d'un macro-langage, qui permet à l'utilisateur de créer des modèles au sein même du logiciel. Plusieurs modèles sont ainsi construits afin de déterminer certains paramètres de qualité de l'eau, telles : la charge en nutriments des bassins versants agricoles, certaines concentrations, etc. Smith (1993) a construit un modèle de concentration en phosphore total pour les rivières du New Jersey. Ce modèle utilise une équation de régression, qui relie les concentrations en phosphore total, mesurées en certains points d'échantillonnage et les concentrations résultant des charges de phosphore auxquelles une atténuation exponentielle est appliquée. L'atténuation exponentielle est fonction de la distance parcourue.

A partir de données locales, certains modèles utilisent le "temps de parcours" afin de faire des prédictions sur la qualité de l'eau. Une simple équation, calibrée à partir des données locales, permet de déterminer la vitesse du cours d'eau en plusieurs points. Une équation de transport du premier ordre est par la suite appliquée, tenant compte de la non conservativité du transport. Des variations sur ce type de modèle peuvent être faites, en établissant les équations du premier ordre, à partir de la topographie au lieu de la vitesse de l'eau.

2.4.3 Limites des modèles interfacés ou incorporés aux SIG

Quelque soit le type de modèle utilisé, il faut toujours des paramètres physiques, chimiques et biologiques en entrée. Ces paramètres doivent être mesurés et il est important de connaître leur structure et leur variation spatiale. Le problème dans la modélisation du transport de polluants de sources diffuses réside présentement dans l'obtention de données suffisantes afin de déterminer la variabilité spatiale des paramètres. Par exemple, la complexité et l'hétérogénéité spatiale des sols nécessitent la prise d'un énorme volume de données spatiales, ce qui peut être très long et très dispendieux quand on étudie de grandes superficies.

Comme alternative, il est possible d'estimer la variabilité spatiale des paramètres d'entrée d'un modèle, en utilisant les données disponibles sur le sol et en y appliquant certaines fonctions de transfert. Les données généralisées ainsi obtenues sont susceptibles de poser des problèmes puisqu'elles sont entachées de très grandes incertitudes et qu'il est impossible d'évaluer les impacts environnementaux du transport des polluants de sources diffuses, ce qui est pourtant le but de la modélisation. On se sert alors de ces modèles comme guides pour les stratégies de prises de données. Il devient donc impérieux de trouver une méthode qui serait un moyen simple de mesurer chaque paramètre d'entrée du modèle. La télédétection est probablement la solution à ce problème. Malheureusement elle en est à ses débuts dans le domaine du transport de polluants de sources diffuses, et c'est ce qui en limite l'application pour l'instant (Corwin et Wagenet, 1996).

Un autre problème relié à l'utilisation des modèles décrits dans les sections antérieures est qu'ils sont conçus et calibrés pour les régions où ils ont été développés. Les équations décrites dans ces modèles ne sont donc pas nécessairement applicables pour les problématiques du territoire québécois.

2.5 Systèmes d'information géographique

2.5.1 Description

Depuis une dizaine d'années, de nombreux outils se sont développés dans le domaine de la cartographie, dont le dessin assisté par ordinateur (DAO) et la cartographie thématique. Ces outils sont issus en grande partie de la technologie de l'interprétation des images satellitaires. Les derniers nés de cette technologie sont les Systèmes d'Information Géographique (SIG) (Guitton, 1997). Les SIG sont des systèmes informatisés d'acquisition, qui assurent le stockage cohérent des données, la gestion, l'analyse et la représentation des données à référence spatiale (Eastman, 1995). Ils intègrent plusieurs composantes. Les composantes qui se retrouvent dans un SIG "complet" sont les suivantes (Haidar et al., 1996) :

- **La base de données** : elle constitue le coeur du système. Elle est composée d'un ensemble numérique de cartes et d'informations qui lui sont associées. Elle comprend une composante spatiale et thématique de l'objet à représenter;
- **Le système de gestion de la base de données** : il permet de gérer et d'analyser les données;
- **Le système de représentation cartographique** : il permet de sélectionner des éléments de la base de données et de les représenter cartographiquement;
- **Le système de saisie numérique** : il permet de convertir l'information analogique d'une carte en information numérique;
- **Le système d'analyse spatiale** : il constitue la spécificité des SIG en permettant une analyse des données basée sur leurs caractéristiques spatiales;

- **Le système de traitement de l'image** : il permet le traitement des images satellites en transformant le contenu originel de l'image en une information exploitable, et ce, par des procédures de classification;
- **Le système d'analyse statistique** : il permet de faire des procédures d'analyse statistique tant au niveau thématique que spatial.

Les SIG offrent de nombreuses possibilités à leur utilisateur, depuis la simple consultation de l'information jusqu'à la modélisation de phénomènes. Pour l'utilisateur des SIG, il s'agit d'une extension de ses capacités d'analyse puisque les SIG n'ont pas de réponses propres et ne peuvent se passer du travail de l'analyste.

Plusieurs logiciels sont qualifiés de SIG, mais leur façon de gérer l'information et de la représenter diffère. Il existe deux grandes familles de SIG : les SIG à base vectorielle et les SIG à base de mailles (matrice, *raster*, etc.). Les SIG vectoriels sont constitués de points, d'arcs et de polygones qui peuvent être repérés sur une carte par une paire de coordonnées spatiales (longitude/latitude ou UTM). Les SIG matriciels sont constitués de cellules qui découpent la région étudiée. Chaque cellule contient une valeur numérique. Les deux modes ont des avantages et des inconvénients. Le mode vectoriel permet une compacité des données et une représentation graphique précise. Cependant, la combinaison et la superposition des images sont difficiles à réaliser, puisque chaque cellule est différente. Le mode matriciel permet d'effectuer plusieurs calculs, de faire la superposition et la combinaison de données géographiques, de faire le changement de résolution spatiale, etc. Ce modèle est le plus adapté à l'analyse et à la modélisation de la distribution spatiale des phénomènes. Cependant, le volume de données est considérable et l'aspect visuel est moins bon (Guitton, 1997). Même si initialement le mode vectoriel et le mode matriciel étaient bien différenciés, dans certains logiciels les deux systèmes ont tendance à être combinés (IDRISI, SPANS, ArcInfo).

Dans les SIG on peut distinguer deux types majeurs de données : les informations spatiales et les attributs. Les entités spatiales peuvent être enregistrées sous format vectoriel ou sous format matriciel. Leur position est définie de façon unique dans un système de référence quelconque. On y attribue la valeur du thème considéré, qu'il s'agisse d'une classe (type de sol, végétation), d'une catégorie, d'une valeur thématique, etc. Quant aux attributs, on peut distinguer ceux qui ne sont pas rattachés à une localisation précise, comme certains paramètres de modèles, et ceux pour lesquels un identificateur permet d'effectuer le lien entre la valeur d'attribut et l'entité spatiale à laquelle elle correspond.

Tous les fichiers des SIG qui contiennent de l'information spatiale sont géoréférencés. La géoréférence se définit comme le lien qui existe entre une couche et la surface de la terre définie par un système de coordonnées de référence.

2.5.2 Traitements effectués

2.5.2.1 Analyses spatiales

Les analyses spatiales fournissent des résultats statistiques, les plus fréquemment utilisés étant l'histogramme des valeurs d'une image et le calcul de superficies. Puisque les diverses couches thématiques d'un SIG sont géoréférencées, on peut les superposer les unes aux autres et effectuer une multitude de calculs croisés, selon les besoins. Pour ce faire, on fait appel à des fonctions d'agrégation (moyenne, somme, minimum, maximum, nombre) appliquées à une carte selon les limites d'une autre carte. Ce sont souvent des opérations effectuées sous forme de requête interactive dont le résultat est un tableau ou un graphique (Haidar et al., 1996).

2.5.2.2 Modélisation et simulations

Les opérations de modélisation et de simulation permettent d'effectuer des simulations selon divers scénarios envisagés. Ils nécessitent des hypothèses quant aux phénomènes modélisés. Les considérations sur les modèles en général, quant à leur utilité et quant à leurs limites, s'appliquent

aussi dans le contexte d'un SIG (Haidar et al., 1996). On peut mentionner deux problèmes récurrents liés à l'aspect spatial de la modélisation :

- La "spatialisation" d'une variable de type continu dont on ne connaît la valeur qu'en certains lieux (points cotés, courbes de niveau, stations météorologiques, etc.). Les méthodes les plus courantes se basent sur l'interpolation et sur les polygones de Thiessen.

- La répartition spatiale d'une variable de type discret selon des limites géographiques qui ne coïncident pas (limites municipales vs sous-bassins versants) : ce problème est souvent lié à celui de l'accès limité à des données non agrégées (cas des statistiques municipales).

2.5.3 SIG et problématique de pollution diffuse

L'étude du phénomène de la pollution diffuse est complexe. L'abondance des données spatiales à manipuler lors d'une telle étude implique nécessairement l'utilisation d'outils informatisés, tels les systèmes d'information géographique (SIG). Les informations spatiales requises par les SIG pour étudier la problématique de la pollution de source diffuse en milieu agricole sont essentiellement :

- **Les limites du bassin versant** : elle permet de délimiter le territoire à l'étude;
- **Le réseau hydrographique** (lacs et cours d'eau) : il sert à localiser les tronçons critiques;
- **Les altitudes** : elles sont indispensables pour le calcul des pentes et les directions d'écoulement;
- **Les entités pédologiques** : elles sont indispensables pour certains calculs, comme celui de la perte de sol;
- **L'occupation du sol** : elle est indispensable dans la connaissance des superficies agricoles, afin de faire la simulation d'épandage de fumiers et lisiers;

- **Les limites administratives** (municipalités, cadastre) : elles s'avèrent souvent nécessaires afin de répartir spatialement les attributs fournis selon ces limites (statistiques agricoles);
- **Le réseau routier** : il sert à l'étude des trajets, par exemple lors du transport de fumier/lisier des zones excédentaires vers les régions en déficit;
- **La localisation des producteurs agricoles** (bâtiments de ferme, lots possédés) : cette géoréférence est employée dans les cas où on dispose d'une base de données agricoles à l'échelle des producteurs.

Pour chacune de ces couches d'information spatiale, on dispose en général d'une table d'attributs dans laquelle une des colonnes contient un identificateur d'entité spatiale.

2.5.4 IDRISI

Le logiciel de système d'information géographique et de traitement d'images IDRISI a été développé au département de géographie de l'Université Clark, aux États-Unis. La première version d'IDRISI remonte à 1987. Depuis, IDRISI est devenu l'un des systèmes d'information géographique les plus diffusés; on l'utilise dans plus de 80 pays de par le monde. Ce logiciel est un outil de recherche à but non-lucratif, qui est vendu à coût minime. La version actuellement utilisée est la deuxième.

IDRISI est un SIG en mode matriciel. Il comporte un ensemble de modules qui travaillent sur une base de données géoréférencées. Les cinq différents modules comportent plus de 100 fonctions. On retrouve le module central, qui fournit les outils de base pour la saisie et la gestion de la base de données. Les modules d'analyse gravitent autours de ce module. On compte un module d'analyse spatiale, de traitement de l'image, d'analyse statistique, ainsi qu'un module périphérique. Les données spatiales d'entrée et de sortie peuvent être en format matriciel ou vectoriel (Eastman, 1995.).

2.6 Algorithmes de drainage

De plus en plus, le contrôle de la pollution de l'eau se fait à l'échelle du bassin versant. Il faut donc arriver à relier les sources de pollution, d'origine ponctuelle ou diffuse, aux valeurs de contamination qui sont exportées puis mesurées dans les cours d'eau en certains points d'échantillonnage. Dans le cas d'un bassin versant agricole, les utilisations du territoire du bassin versant et leurs contributions en contaminants doivent être reliées aux exportations dans les cours d'eau. Pour ce faire, il faut déterminer le cheminement de l'eau par gravité, suivant la plus forte pente; ceci permet de calculer le transfert massique de l'eau et des contaminants (Quentin, 1997).

Traditionnellement, il fallait travailler avec des cartes topographiques imprimées pour déterminer les caractéristiques du cheminement de l'eau, et on procédait manuellement au traçage des limites du bassin versant. Les développements de la géomatique et de l'informatique ont rendu accessible une automatisation des tâches, notamment grâce aux systèmes d'information géographique (SIG). Il est maintenant possible de générer le cheminement de l'eau superficielle sous l'action de la gravité par l'intégration de modèles de drainage dans les systèmes d'information géographique. Les modèles supposent que les schémas de drainage sont entièrement déterminés par la topographie, qui est donnée sous forme d'un modèle numérique d'altitude (MNA).

On trouve plusieurs avantages à utiliser un MNA plutôt que de procéder manuellement avec les cartes topographiques. En effet, il est possible d'utiliser le MNA pour la caractérisation de grands bassins versant (10 km^2 et plus) où la détermination manuelle serait longue, fastidieuse et entachée d'erreurs. De plus, les données générées sont numériques, ce qui facilite l'importation dans un SIG.

Il existe plusieurs types d'algorithmes de drainage (Singh et Fiorentino, 1996). En effet, il est possible de choisir un algorithme à structure de données matricielle ou vectorielle. De plus, le type d'écoulement peut varier d'un algorithme à l'autre, par exemple par la discrétisation des

directions permises. Enfin, le traitement des singularités du modèle numérique d'altitude peut différer suivant les différents algorithmes de drainage.

Le choix d'un type d'algorithme de drainage plutôt qu'un autre influence les résultats. Parmi les nombreux modèles de drainage existants, les plus probants adoptent la structure matricielle pour discrétiser l'espace. L'hypothèse de base des modèles suppose que le ruissellement est non divergent et s'effectue selon la direction de plus grande pente. On applique alors la méthode D8 (Fairfield et Leymarie 1991) pour faire le cheminement de l'eau. Selon cette méthode, seulement huit directions de drainage sont permises, c'est à dire que le déversement doit s'effectuer vers l'une des huit cellules adjacentes et qu'il doit progresser ainsi jusqu'à l'exutoire. Cependant, il faut qu'une superficie minimale soit drainée pour qu'un ruisseau permanent soit généré.

2.6.1 Présentation du modèle TOPAZ

C'est sur cette approche qu'a été développé le logiciel TOPAZ (TOpographic ParametiZation) (Garbrecht et Martz 1995). Ce logiciel possède une structure de données matricielle et est construit de façon modulaire, son code source étant disponible, il offre des possibilités d'accès à des résultats intermédiaires, à des adaptations et à des ajouts. Il permet de représenter plusieurs propriétés du bassin versant et du réseau de drainage à partir d'un MNA. En effet, le programme TOPAZ peut délimiter le bassin versant, donner l'ordre de Strahler, la surface de drainage totale et directe, la longueur, la pente et les coordonnées du haut et du bas de chaque tronçon. De plus, on peut délimiter les sous-bassins et numéroter tous les noeuds de façon cohérente et exhaustive.

Pour exécuter le programme TOPAZ, il faut disposer du MNA qui représente le territoire à l'étude. Les MNA proviennent généralement de la numérisation des cartes topographiques quoiqu'ils peuvent être obtenus par télédétection (images stéréoscopiques du satellite SPOT ou RADARSAT). Le programme procède tout d'abord au prétraitement du MNA, afin d'éliminer les singularités qui pourraient bloquer l'algorithme de drainage. Dans le cas du logiciel TOPAZ,

il s'agit de traiter les surfaces planes et les dépressions sans modifier le reste du MNA. Ces surfaces ne présentent pas de direction d'écoulement. Elles peuvent représenter la réalité du terrain, quoique la plupart du temps elles proviennent d'erreurs faites dans l'interpolation lors de la génération du MNA, ou tout simplement de la résolution verticale limitée du MNA, qui est inadéquate pour représenter les petits changements de la topographie (Martz et Garbrecht, 1992).

Pour régler le problème des dépressions, il faut les remplir jusqu'à l'élévation de l'exutoire le plus proche, ce qui crée alors une surface plane. Par la suite, il faut imposer un relief aux surfaces planes afin que l'écoulement soit orienté vers la zone voisine la moins élevée. Le relief est imposé en additionnant une valeur représentant 1/1000ième de la résolution verticale du MNA à chaque cellule qui n'a pas de voisin à une plus basse élévation. Une si petite incrémentation a peu d'impact sur le MNA, mais est suffisante pour identifier la direction de l'écoulement (Garbrecht et Martz, 1995). Le processus doit se poursuivre jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de surface plane. Cette méthode s'avère très efficace lorsqu'elle est appliquée au cas de régions à relief peu marqué (Rechatin, 1994).

Une fois le prétraitement de l'image complété, une direction d'écoulement est assignée à chaque cellule du MNA en utilisant la méthode D8 décrite plus haut, représentant la plus forte pente. Par convention, si deux des plus proches voisins ont la même altitude, la première cellule rencontrée lors du balayage ligne par ligne est choisie. Aussi, toujours par convention, lorsque l'altitude d'une cellule est indéterminée, l'écoulement doit se diriger vers cette cellule. Ce dernier élément explique l'importance qu'il y a de disposer d'un MNA plus grand que la région à l'étude, si on veut éviter les effets de bord (Rechatin, 1994).

Dans le programme TOPAZ, une routine de cumul permet d'obtenir, pour chaque cellule, le nombre de cellules en amont ayant contribué au drainage vers cette cellule. Pour ce faire, il suffit de cumuler le nombre de cellules rencontrées en suivant, de proche en proche, la direction

d'écoulement. Pour délimiter le bassin versant, la zone dans laquelle le réseau de drainage est défini doit être déterminée. Il faut entrer quelques paramètres supplémentaires, soit la superficie de drainage minimale (SD_{min}) et la longueur de tronçon minimale. La superficie de drainage minimale est un paramètre lié au site à l'étude, et représente la superficie pour laquelle la surface drainée est suffisante pour créer un tronçon. La longueur de tronçon minimale, quant à elle, permet d'éliminer les tronçons trop courts.

2.6.2 Creusage

Lors de l'application du programme TOPAZ, bien que le MNA du territoire à l'étude soit initialement corrigé, les résultats de la génération du réseau hydrographique peuvent présenter des divergences avec le tracé réel du réseau étudié. Il est préférable d'avoir des résultats plus précis, bien que l'objectif ne soit pas d'avoir une génération parfaite du cours d'eau.

Afin d'avoir une meilleure génération du réseau hydrographique, quelques modifications supplémentaires peuvent être apportées au MNA initial. Ces modifications ont pour but d'imposer de nouvelles altitudes à certaines cellules du MNA. Pour ce faire, il s'agit de creuser le relief à l'emplacement du réseau hydrographique de référence, ce qui force l'écoulement à aboutir dans le cours d'eau réel. Cette méthode s'appelle le *burning-in* ou *creusage* (Maidment, 1996). Le programme TOPAZ est exécuté à partir de ce nouveau MNA. Un autre type de creusage peut aussi être expérimenté. Il s'agit du creusage élargi à l'emplacement du réseau de référence, ce qui représente l'effet des berges. Le MNA obtenu est alors surcreusé à l'emplacement du réseau de référence et graduellement creusé autour afin de créer l'effet des berges. Différentes largeurs de berges peuvent être retenues.

2.6.3 Adaptation du modèle TOPAZ à L'INRS-Eau

L'algorithme de drainage a été programmé en FORTRAN 77 à l'INRS-Eau par Emmanuelle Quentin . La version utilisée dans le présent travail a été interfacée avec le logiciel IDRISI. Le

programme comporte trois modules distincts appelés Drainage1, Drainage2 et Drainage3. Le module Drainage1 nécessite le MNA du territoire à l'étude en format image IDRISI. Dans l'exécution de ce module, le MNA est corrigé (remplissage des dépressions, etc.) et les directions du ruissellement de surface sont déterminées pour chaque cellule de l'image.

La génération du réseau hydrographique est faite dans le module Drainage2 à partir des résultats du module Drainage1. Il faut alors entrer deux paramètres supplémentaires, soit la superficie de drainage minimale et la longueur de tronçon minimale. Ce module détermine aussi la distance parcourue jusqu'au cours d'eau, etc. Enfin, le module Drainage3 est le module qui permet de cumuler un facteur quelconque suivant la direction de ruissellement de surface. Le programme demande alors en entrée l'attribut à cumuler et le schéma de drainage tel que définit dans le module Drainage1.

3 DESCRIPTION DU BASSIN VERSANT ET DE LA BASE DE DONNÉES DU SIG

3.1 Description du bassin versant de la rivière Boyer

3.1.1 Profil physique

La rivière Boyer est une petite rivière qui se jette dans le fleuve St-Laurent, sur la rive sud, à environ 35 kilomètres à l'est de la ville de Québec. Elle coule du sud au nord. Le bassin versant de la rivière Boyer se situe dans la région administrative 03 (Québec), entre 70°49′30″ et 71°03′30″ de longitude ouest et 46°37′00″ et 46°53′30″ de latitude nord. La partie amont du bassin versant de la Boyer est située sur le plateau des Appalaches, culminant à 275 mètres. La rivière Boyer descend progressivement vers les Basses-Terres du St-Laurent pour atteindre une altitude de moins de 10 mètres à l'exutoire.

En ce qui concerne les caractéristiques hydrographiques, le bassin versant de la rivière Boyer est drainé par environ 345 km de cours d'eau et couvre une superficie de 217 km^2. Il est divisée en cinq sous-bassins, soit celui de la Boyer, de la Boyer Sud, de la Boyer Nord, de la rivière Du Portage et d'un tributaire de la Boyer Sud.. Chaque sous-bassin couvre une superficie de plus de 20 km^2. La pente générale des cours d'eau du bassin varie entre 2.5 m/km, pour la branche principale de la rivière, et 10.5 m/km, pour la branche Sud. On note la présence d'un lac à l'intérieur du bassin de la rivière Boyer, soit le lac St-Charles, qui couvre une superficie de moins de 1 km^2. Le débit moyen mesuré à l'embouchure de la rivière Boyer est de 5 m^3/s, avec un débit maximum de 20 m^3/s atteint durant la crue printanière du mois d'avril.

Le climat rencontré dans le bassin versant de la rivière Boyer est de type tempéré à froid, à caractère continental très prononcé. Il existe deux stations météorologiques sur le bassin : la première est localisée à Saint-Michel de Bellechasse et la deuxième à Honfleur. Les températures annuelles moyennes de l'air sont de 3.4 et 3.8 degrés Celsius, respectivement. On compte environ

120 jours sans gel par année. Les précipitations mesurées aux deux stations s'équivalent pour donner une moyenne de 1135 mm de précipitations annuelles, dont 25% sous forme de neige. Les valeurs de températures et de précipitations sont des moyennes calculées de mars 1965 à décembre 1990. Les sols du bassin sont originaires de trois types de dépôts : Les dépôts glaciaires de la zone des Appalaches, les dépôts d'argiles marines et les anciennes plages de la mer Champlain.

3.1.2 Profil socio-économique

Administrativement, le bassin est situé sur deux Municipalités Régionales de Comté (MRC). Plus de 80% se retrouve dans dans la MRC de Bellechasse et le reste dans la MRC de Desjardins. On compte 11 municipalités ayant une portion de territoire à l'intérieur du bassin versant.

L'agriculture domine l'utilisation du sol du bassin versant de la rivière Boyer; elle est son pilier économique. Le reste du bassin est occupé à 40% par la forêt et moins d'un pour cent se retrouve consacré aux zones urbaines. On compte près de 300 entreprises agricoles en opération dans le bassin, dont le tiers tire son revenu principal de la production laitière. L'importance de la culture des céréales et des fourrages confirme d'ailleurs la vocation laitière du bassin. En effet, la culture du maïs se voit consacrer plus de 5% de la superficie agricole, les céréales près de 10% et le foin et les pâturages, 45%. On recense un cheptel de 5000 bovins, 6500 truies, 45000 porcs à l'engraissement et 300 000 volailles. Le secteur laitier est présent dans chacun des sous-bassins tandis que les élevages porcins sont concentrés dans le sud du bassin, soit dans la municipalité de Honfleur (GIRB, 1995).

3.2 Données intégrées dans le SIG

3.2.1 Structure des données

Le SIG IDRISI est utilisé afin d'intégrer les données du bassin versant de la rivière Boyer. La première étape, dans l'établissement des données d'un SIG matriciel, consiste à définir certains

paramètres qui affecteront l'acquisition des données et surtout la résolution des résultats à obtenir. Il faut choisir en premier lieu un système de projection donné pour les images à construire. Aussi, il faut déterminer les coordonnées maximales et minimales du rectangle qui définit le secteur concerné. Enfin, il faut définir la résolution des images en déterminant la taille des cellules ou le nombre de rangées et de colonnes désirées (Haidar et al., 1996). Ces derniers paramètres sont liés par les équations suivantes :

résolution en X = (coordonnée max.X - coordonnée min.X) / nombre de colonnes
résolution en Y = (coordonnée max.Y - coordonnée min.Y) / nombre de lignes.

Pour ce projet, le système de projection a été conçu à l'INRS-Eau pour le bassin de la rivière Boyer. Il a été nommé : **qc83mtm7**. Le datum choisi est le North American Datum de 1983 (NAD83) qui utilise le système de référence géodésique de 1980 (GRS80) comme ellipsoïde définissant l'orientation relative au "geoïd" de la terre.

Les coordonnées du rectangle, qui définissent le secteur à l'étude, sont les suivantes :

min.X = 260 000 mètres	min.Y = 5 162 000 mètres
max.X = 282 000 mètres	max.Y = 5 196 000 mètres

L'étendue considérée est de 22 kilomètres par 34 kilomètres, pour une superficie totale de 748 kilomètres carrés. La résolution des cellules des images a été fixée à 100 mètres carrés, soit 1 hectare.

3.2.2 Modèle numérique d'altitude (MNA)

Les courbes de niveau et les points cotés proviennent des cartes topographiques au 1/50 000 du Ministère de l'Énergie, des Mines et Ressources Canada. La numérisation a été faite à l'aide du

logiciel ATLAS*DRAW, sur une table numérisante Altek. La conversion a été faite pour le logiciel IDRISI à l'aide du module IMPORT/EXPORT. L'interpolation des courbes de niveau provient du module INTERCON du logiciel IDRISI. Les altitudes du MNA sont exprimées en mètres. Le MNA se retrouve en format matriciel dans le logiciel IDRISI sous le nom *boyemna0.img*.

3.2.3 Sous-bassins

La division du bassin versant de la rivière Boyer en sous-bassins hydrographiques a été faite suivant les superficies drainées par les stations de mesures principales et secondaires opérées par le Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). Ce type de division provient de la direction des écosystèmes aquatiques du MEF. On compte six stations principales et secondaires dans le bassin versant de la rivière Boyer, ce qui permet de délimiter six sous-bassins. Pour la division du bassin versant, chaque station est considérée comme l'exutoire d'un sous-bassin, ce qui permet de délimiter la région drainée en amont.

Le format numérique des limites des sous-bassins a été corrigé sur logiciel Atlas Draw puis importé dans le logiciel IDRISI à l'aide du module IMPORT/EXPORT. La division du bassin de la rivière Boyer en sous-bassins présentée à la figure 3.1 est disponible en format matriciel sous le nom *83sbas6.img/vec*. Les superficies des sous-bassins sont calculées à l'aide du module AREA du logiciel IDRISI et sont présentées au tableau 3.1.

3.2.4 Utilisation du territoire

3.2.4.1 Classification de l'image satellite

L'utilisation du territoire du bassin versant de la rivière Boyer provient de la classification d'une image satellitaire du capteur TM d'une résolution de 30 mètres, acquise le 28 août 1995. Un composé fausses couleurs de l'image satellite a été obtenu avec trois canaux LANDSAT, soit TM3, TM4, et TM5. La classification de l'image satellite est faite à partir de ce composé fausses

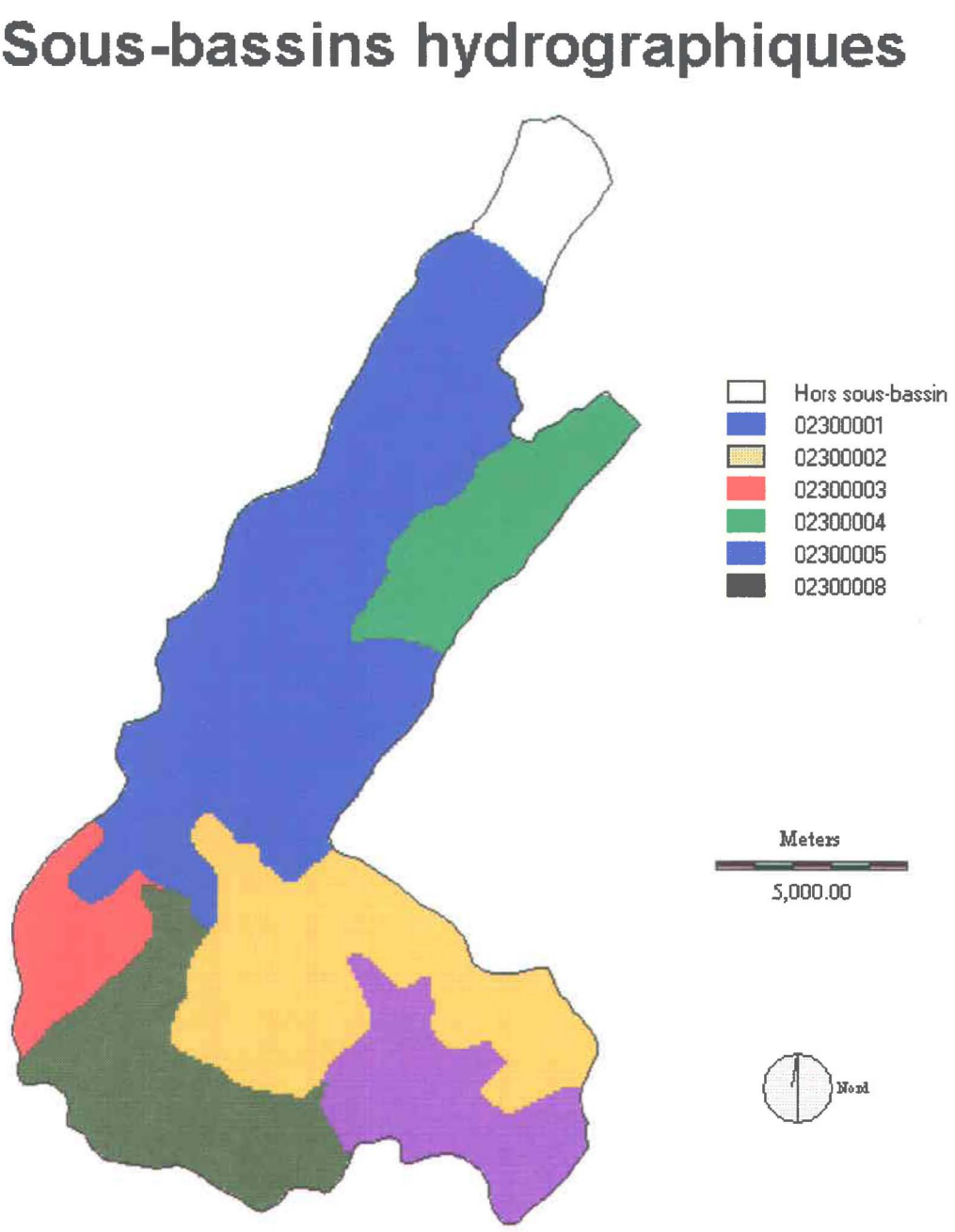


Figure 3.1: Division en six sous-bassins du bassin versant de la rivière Boyer

Tableau 3.1: Superficies des sous-bassins hydrographiques

Sous-bassin hydrographique	superficie (hectares)
Boyer (aval)	8 529
Boyer sud (aval)	4 212
Boyer nord (aval)	1 188
Portage	1 967
Boyer sud (amont)	2 212
Boyer nord (amont)	2 997
Total	21 105

couleurs. Une procédure de classification supervisée a été utilisée. Elle se base sur les signatures spectrales des zones d'entraînement, qui représentent des zones de l'image satellite où l'occupation du sol est connue par l'utilisateur (Eastman, 1995).

La classification supervisée consiste en trois étapes : la définition de zones d'entraînement, la création de signatures spectrales à partir des zones d'entraînement et l'application d'un algorithme suivant les signatures spectrales développées. Les zones d'entraînement sont créées en numérisant chaque utilisation du territoire qui est connue, à l'aide de module DIGITIZE de IDRISI. On doit veiller à choisir des zones les plus homogènes possibles afin de bien différencier les signatures spectrales. On associe un identificateur à chaque utilisation du territoire; on obtient ainsi des polygones caractéristiques de cet identificateur. Il est possible de numériser plusieurs polygones pour un même identificateur.

On fabrique par la suite les différentes signatures spectrales à partir de sites d'entraînement. Pour ce faire, la fonction MAKESIG de IDRISI extrait, pour chaque cellule de chaque classe définie, les valeurs dans les différentes bandes spectrales et calcule les statistiques relatives à chaque

signature spectrale. Enfin, un algorithme permet de déterminer la classe d'appartenance de chaque cellule de l'image aux catégories définies, à l'aide des signatures spectrales des zones d'entraînement.

Le classement supervisé de l'image a été fait grâce à la fonction MAXLIKE de IDRISI. C'est une méthode de classement qui procède par maximum de vraisemblance. Elle calcule la probabilité de chaque cellule d'appartenir à une classe correspondant aux signatures spectrales et choisit la classe dont la probabilité est la plus forte. C'est la méthode la plus précise, à condition que les zones d'entraînement soient bien définies (Eastman, 1995). L'image classifiée étant obtenue, un filtre a été appliqué afin de nettoyer l'image. En effet, on retrouve parfois quelques cellules d'une certaine classe (une zone urbaine, par exemple) au coeur d'une zone majoritairement d'une autre classe (un champ de maïs), ce qui laisse croire à quelques erreurs. Le filtre permet d'éliminer ces cellules.

3.2.4.2 Classes

Sept classes d'utilisation du territoire ont été retenues pour la classification de l'image satellite du bassin versant de la rivière Boyer :

1 : Zones urbaines
2 : Foin
3 : Céréales
4 : Maïs
5 : Pâturage
6 : Boisé
7 : Lacs/rivières

Le choix des quatre classes de cultures représente bien les principaux groupes de cultures retrouvés dans la région de la rivière Boyer. La classe foin comprend un mélange de mil et de trèfle (70%) ainsi qu'un mélange de mil et de luzerne (30%). La classe céréales comprend l'orge (69%), l'avoine (24%), les céréales mélangées (4%) et le soya (4%). La classe maïs inclut le maïs-grain (65%), le maïs à ensilage (29%), et le maïs frais (6%). Enfin la classe pâturage comprend les pâturages améliorés (87%) et naturels (13%). Les pourcentages des composantes des quatre classes ont été calculées suivant les fiches d'enregistrement des exploitations agricoles pour l'année 1995, obtenues grâce à la collaboration de monsieur Aubert Michaud (MAPAQ).

L'utilisation du territoire, pour le bassin de la rivière Boyer, est disponible en format matriciel dans IDRISI sous le nom *occ25m.img* et *occ100m.img*. L'utilisation du territoire est présentée à la figure 3.2.

3.2.5 Données dérivées de l'occupation du territoire

partir de l'image d'occupation du territoire, il est possible de créer d'autres couches d'information pouvant être nécessaires ultérieurement. Ces nouvelles couches sont construites à l'aide des différentes commandes du logiciel IDRISI. Ainsi, la couche d'information de la superficie des classes de cultures, pour chaque sous-bassin hydrographique du bassin versant de la rivière Boyer, peut être créée. Il est alors nécessaire de reclassifier l'image d'occupation du territoire en ne conservant que les quatre classes de cultures. Par la suite, le croisement de l'image des six sous-bassins et de l'image des quatre classes de cultures permet d'obtenir une image contenant 24 classes distinctes. La fonction AREA, appliquée à cette dernière image, permet le calcul des superficies de chaque culture pour chaque sous-bassins (tableau 3.2). Les superficies des cultures sont disponibles sous format matriciel, dans IDRISI, sous le nom *area.img*.

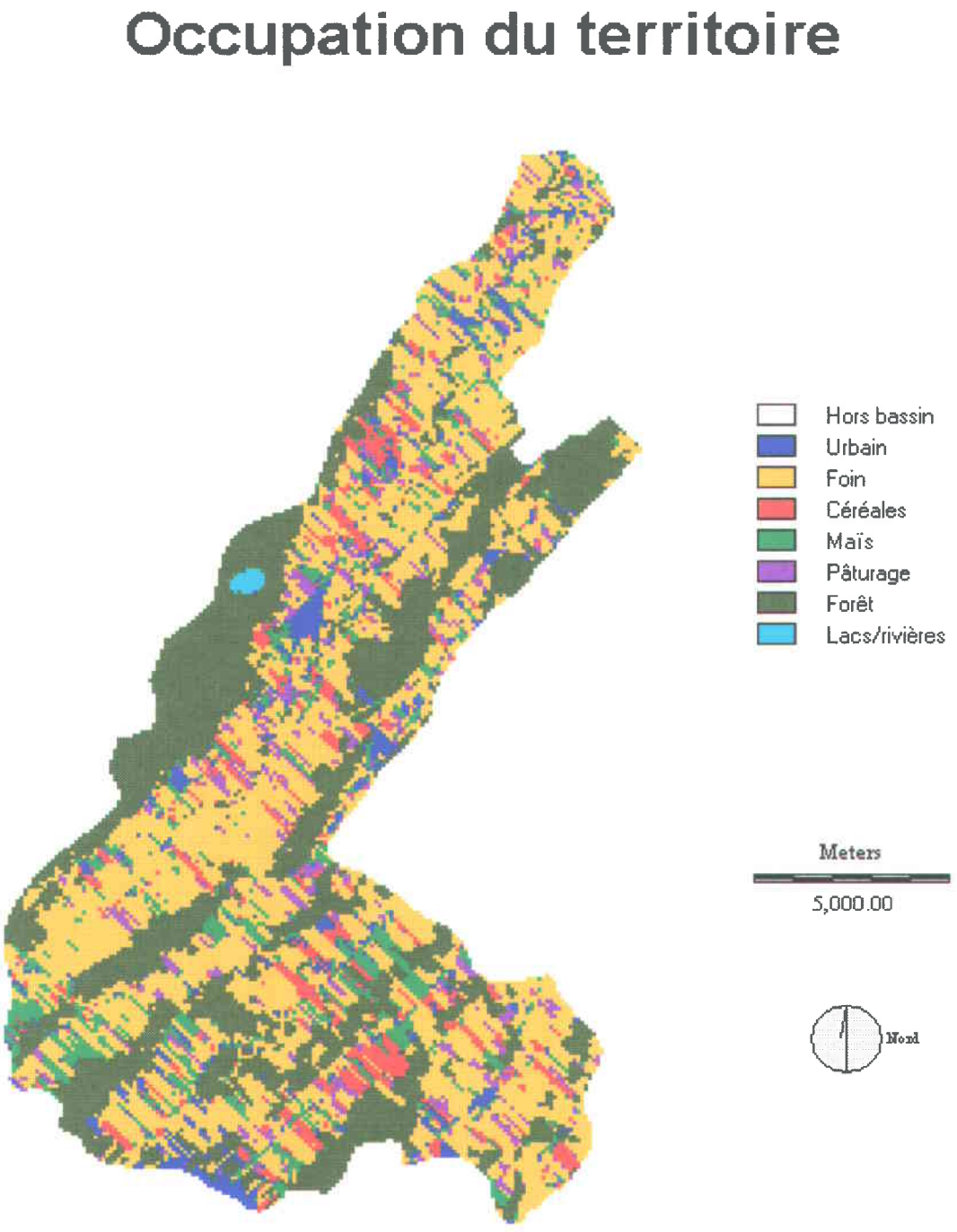


Figure 3.2: Occupation du territoire du bassin versant de la rivière Boyer (1995)

Tableau 3.2: Superficies des cultures des différents sous-bassins

Sous-bassin	Foin (hectares)	Céréales (hectares)	Maïs (hectares)	Pâturages (hectares)
Boyer (aval)	3 784	534	555	517
Boyer sud (aval)	2 101	252	324	221
Boyer nord (aval)	551	29	125	34
Portage	641	36	41	69
Boyer sud (amont)	924	265	190	130
Boyer nord (amont)	1 204	135	130	106
Total	9 205	1 251	1 365	1 077

3.2.6 Types de sol

Les différents types de sol du bassin versant de la rivière Boyer proviennent de trois cartes pédologiques qui ont été découpées selon les limites du bassin, réduites puis numérisées à l'aide du logiciel ATLAS*DRAW, sur une table numérisante Altek. La conversion a été faite pour le logiciel IDRISI grâce au module IMPORT/EXPORT. Les polygones ont été reclassés afin d'obtenir une couche d'information qui représente les séries de sol du bassin et les différentes textures. Les caractéristiques des différents polygones sont enregistrées dans des tables d'attribut qui décrivent certaines caractéristiques, dont la classe de drainage, la pierrosité, etc. La pédologie est disponible dans IDRISI en format matriciel pour les séries de sol et pour les textures sous les noms *pedoseri.img* et *pedotext.img*. Les différentes textures du sol du bassin versant de la rivière Boyer sont présentées à la figure 3.3.

3.2.7 Sites d'échantillonnage

On retrouve 28 sites d'échantillonnage dans le bassin versant de la rivière Boyer. Ces sites ont été déterminés par monsieur Régis Simard, d'Agriculture et agroalimentaire Canada. Ils sont

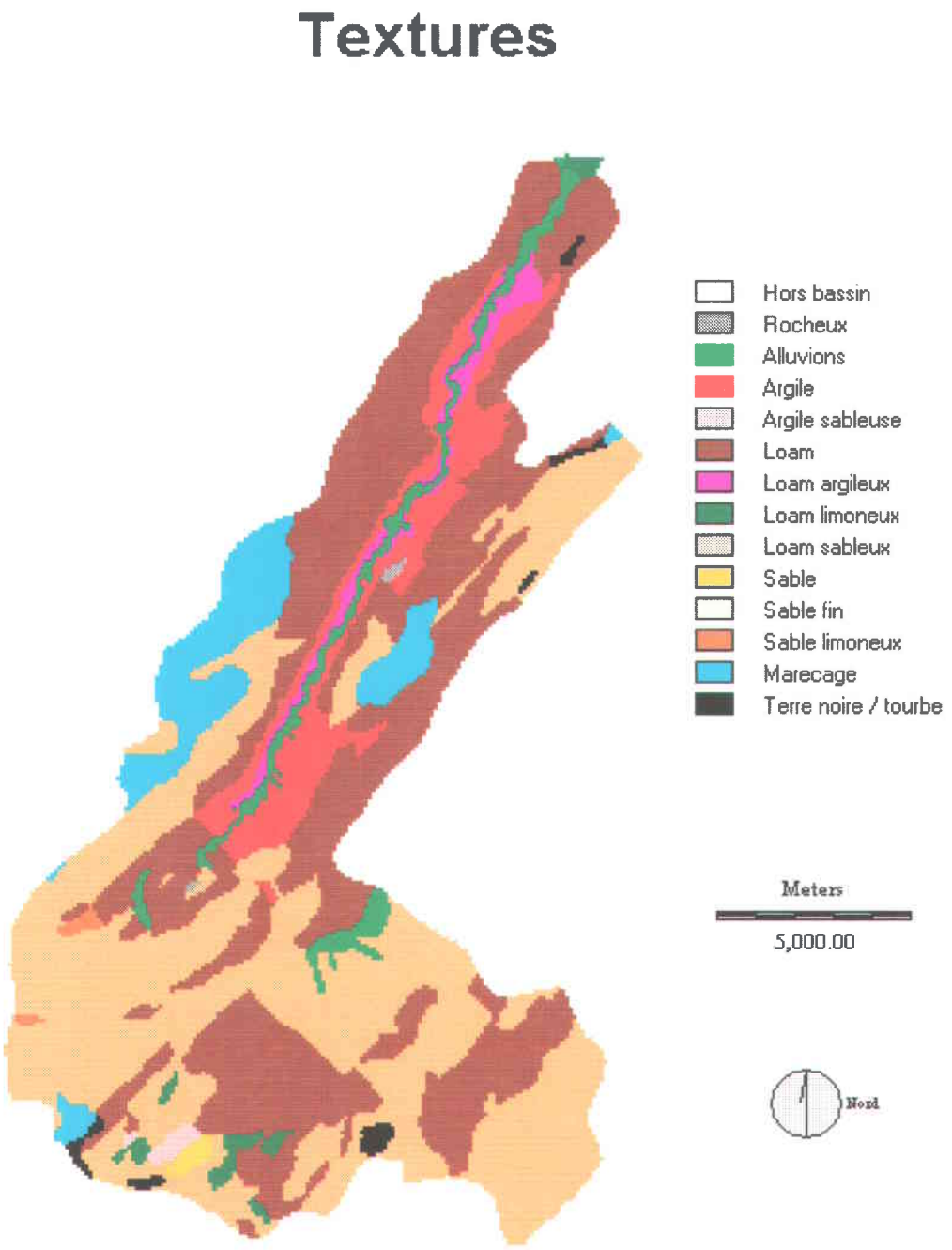


Figure 3.3: Textures du sol du bassin versant de la rivière Boyer

distribués sur l'ensemble du réseau hydrographique du bassin versant. La représentation géomatique des sites a été faite à l'INRS-Eau par Emmanuelle Quentin. La représentation visuelle des sites d'échantillonnage est présentée à la figure 3.4 et se retrouve en format matriciel et vectoriel dans le logiciel IDRISI sous le nom *ech96.img/vec*.

3.2.8 Données de qualité de l'eau

Les données de qualité de l'eau, pour les 28 points d'échantillonnage, proviennent de deux campagnes d'échantillonnage effectuées au cours des étés 1996 et 1997. Les mesures de qualité de l'eau qui nous intéressent, dans le cadre de ce travail, sont celles concernant le phosphore et l'azote. Elles sont intégrées dans la base de données du logiciel IDRISI. Les données de qualité de l'eau, pour les campagnes d'échantillonnage 1996 et 1997, sont présentées dans l'annexe A.1.

3.2.9 Débits

Les débits annuels sont nécessaires, dans le cadre de ce travail, afin de faire la comparaison avec les données de qualité de l'eau. Les débits utilisés sont ceux qui correspondent à la période d'étiage, soit la période où les données de qualité de l'eau ont été recueillies (juillet 1996 et 1997). Le recueil "la Boyer de long en large" mentionne un débit annuel d'étiage de 2.20 mètres cubes/seconde à l'embouchure pour une superficie drainée de 23 110 hectares. Cette valeur du débit d'étiage a été extrapolée à partir des données de la station de mesure la plus proche (GIRB, 1995) .

A partir de cette valeur de débit et de la superficie drainée, il est possible d'obtenir une approximation des débits sur chaque point du réseau de la rivière Boyer en utilisant la routine de cumul de l'algorithme de drainage. En effet, en cumulant l'image du bassin où chaque cellule contient une valeur unitaire, on retrouve en chaque point du réseau de la rivière la superficie amont qui se trouve drainée. Une règle de trois permet de déterminer le débit à chacun de ces points. L'image des débits annuels pour la période d'étiage de la rivière Boyer est disponible dans IDRISI sous le nom *debits.img*.

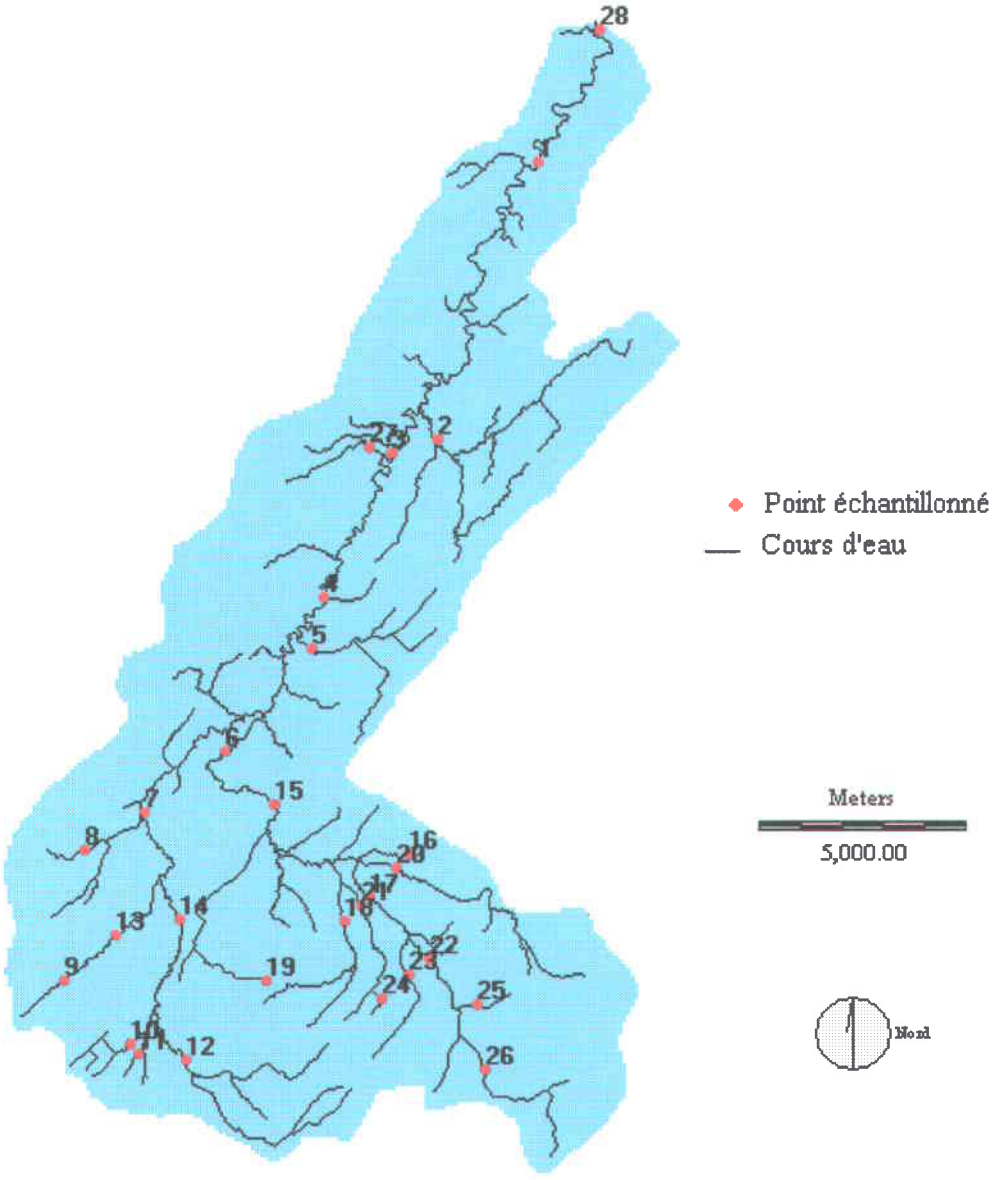


Figure 3.4: Répartition des 28 points d'échantillonnage sur le bassin versant de la rivière Boyer

3.2.10 Analyses de sol

Les analyses de sol, pour le bassin versant de la rivière Boyer, sont disponibles pour l'année 1995. Ces analyses proviennent du Ministère de l'Environnement et de la Faune, grâce aux travaux de monsieur Pierre Beaudet. Les analyses de phosphore sont disponibles pour différentes classes de cultures, selon les municipalités que l'on retrouve dans le bassin versant de la rivière Boyer. Une moyenne des teneurs en phosphore est faite pour les classes cultures de chaque municipalité. Les valeurs des teneurs en phosphore sont disponibles dans l'annexe A.2. Une couche des teneurs en phosphore pour la bassin versant de la rivière Boyer est créée; elle est disponible dans IDRISI sous le nom *solp.img*.

Pour l'azote, il n'existe pas encore de méthodes d'analyse permettant de quantifier la disponibilité de l'azote du sol (Giroux, 1988). La contribution du sol en azote est déduit de la littérature à partir d'une pondération des valeurs disponibles (Tran, 1995), (Pesant et al., 1998). Les valeurs de la contribution du sol en azote pour le bassin versant de la rivière Boyer sont disponibles dans l'annexe A.3.

3.3 Autres données

La répartition des animaux, au sein du bassin versant de la rivière Boyer, permet de calculer les quantités de déjections produites pour chaque sous-bassin. Cette répartition est disponible dans l'annexe A.4. Les teneurs à l'entreposage des déjections animales permettent de calculer le contenu en azote et en phosphore des déjections animales. Elles sont exprimées en kilogrammes par tête par année, pour les différentes catégories d'animaux et sont aussi disponibles dans l'annexe A.5. Ces données nous ont été rendues disponibles par monsieur Aubert Michaud.

4 MODÉLISATION DU BILAN AGRONOMIQUE ET DU TRANSPORT DU PHOSPHORE ET DE L'AZOTE

Dans le cadre de ce travail d'analyse par géomatique des bilans et des flux de phosphore et d'azote pour le bassin versant de la rivière Boyer, trois modèles ont été adaptés et intégrés à un SIG. Ces modèles sont représentatifs des possibilités qu'offrent les SIG de type matriciel, tel le logiciel IDRISI. Le premier modèle est un modèle de bilan agronomique en azote et en phosphore. Ce bilan est constitué d'apports et d'exportations en azote et en phosphore pour chaque classe de cultures. Selon cette approche, on estime les surplus ou les déficits d'azote et de phosphore en kilogrammes par hectare.

Les quantités de nutriments perdus annuellement (azote et phosphore) varient suivant le nutriment considéré, le type de sol, le type de culture, etc. Les deux autres modèles sont développés afin de quantifier ces pertes. Un modèle de perte de sol est développé pour le phosphore particulaire. Il calcule les pertes annuelles de phosphore particulaire par ruissellement superficiel. Les pertes annuelles de phosphore soluble sont déduites à partir des quantités de phosphore particulaire calculées, en appliquant un ratio hypothétique. Les pertes d'azote (nitrates), par lessivage et ruissellement superficiel, sont estimées à l'aide d'un modèle construit avec des coefficients de pertes tirés de la littérature. Ces coefficients sont appliqués aux différents types d'apports (organiques et minéraux), ce qui permet d'obtenir les pertes par ruissellement et lessivage. La contribution du sol en azote entre aussi dans le modèle d'azote.

Afin de déterminer le cheminement des pertes d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement superficiel et dans l'eau de lessivage au sein du bassin versant, un algorithme de drainage est utilisé. Cet algorithme permet de déterminer les directions d'écoulement. Il fait appel à un programme externe pour générer, à partir des altitudes du bassin de la rivière Boyer, le réseau hydrographique, les limites du bassin versant, les directions de ruissellement de surface, les distances parcourues par le ruissellement en phase terrestre et l'écoulement dans le cours d'eau.

Le cumul des charges annuelles d'azote et de phosphore, des sources de la rivière jusqu'à son embouchure, se fait grâce à une routine de cumul, qui permet d'effectuer le cumul amont-aval des charges suivant la direction de l'écoulement, telle que déterminée à l'aide du modèle de drainage. Le cumul des charges se fait jusqu'à chaque point d'échantillonnage, chacun étant considéré comme l'exutoire d'un bassin indépendant. Connaissant le débit aux points d'échantillonnage, la concentration des nutriments (azote et phosphore) peut être calculée, et cela permet de les comparer avec les données de qualité de l'eau provenant de campagnes d'échantillonnage.

Enfin, il faut ajouter que le cumul doit tenir compte que la charge exportée à chaque cellule ne se retrouve pas nécessairement à l'exutoire. C'est le cas pour le transport particulaire, et c'est pourquoi il faut introduire un facteur d'atténuation lors du cumul. Le facteur d'atténuation permet de tenir compte du phénomène de redéposition et de remise en suspension des particules érodées, ce qui produit un décalage temporel entre le moment où le sol est érodé et celui où les sédiments atteignent l'exutoire du bassin versant

4.1 Bilan agronomique

Le bilan agronomique permet de quantifier les apports et les exportations sans chercher à reconstituer le devenir du polluant (Abrassart et al., 1993). Il permet d'avoir une vue synthétique des excédents ou des déficits en éléments fertilisants au niveau d'une région, d'une exploitation agricole ou d'une parcelle. Le bilan agronomique est généralement réalisé sur une couche de sol. Les termes d'entrées incluent les apports d'éléments nutritifs ajoutés sous forme de lisier, de fumier et d'engrais minéraux, les résidus végétaux des cultures précédentes, les apports atmosphériques (précipitations) et les réserves d'azote et de phosphore accumulées dans les sols cultivés qui se minéralisent au cours des années. Les termes de sortie sont les exportations vers les eaux superficielles, les exportations vers la nappe phréatique, les quantités immobilisées dans le sol et le prélèvement des cultures.

Dans le cas du phosphore, le bilan agronomique permet d'observer la progression de l'enrichissement en phosphore des sols cultivés, soit le rythme de l'accumulation de cet élément dans la couche arable (Michaud, 1997). Il informe donc sur le taux de saturation des sols en phosphore, qui est directement relié à l'eutrophisation des cours d'eau, puisque plus le sol est saturé en phosphore, plus grands sont les risques d'exportation dans les eaux de ruissellement. Dans le cas de l'azote, le bilan agronomique permet aussi d'observer le rythme d'accumulation de l'azote dans le sol, qui est par le suite transformé en nitrates. L'augmentation des nitrates dans le sol augmente les risques de pertes par ruissellement et par lessivage, à cause de la grande mobilité des nitrates.

4.1.1 Apports

Pour le bilan agronomique du bassin versant de la rivière Boyer, les entrées sont principalement les apports en azote et en phosphore provenant des engrais de ferme, des engrais minéraux et des fluctuations des réserves accumulés dans le sol. Les apports en azote provenant des résidus végétaux sont négligés puisqu'on ne connaît pas les précédents culturaux pour les cultures du bassin versant. Les apports atmosphériques sont aussi négligés puisqu'ils sont d'un ordre de grandeur inférieur aux apports anthropiques dans un bassin d'agriculture intensive.

4.1.1.1 Engrais de ferme

Les engrais de ferme peuvent fournir une part importante des besoins des cultures en éléments fertilisants. Ils contiennent les éléments nutritifs nécessaires aux cultures, tels le phosphore l'azote et le potassium. Les engrais de ferme proviennent des excréments d'animaux d'élevage que l'on retrouve sur une exploitation agricole. Ils comprennent le fumier, le purin, le lisier et le compost.

Le fumier solide est un mélange de déjections animales (fèces et urines) avec une quantité suffisante de litière pour en abaisser la teneur en eau autour de 85% ou moins. Le fumier solide est la fraction du fumier dont le purin a été enlevé. La litière est composée de paille, de copeaux

de bois, etc. Elle agit comme absorbant pour l'ammoniac contenu dans le fumier. En effet, le fumier frais est à 50 p. 100 sous forme ammoniacale; il est donc très volatil et tend à s'échapper dans l'air. Le purin est la fraction liquide qui s'écoule du fumier mis en tas.

Le lisier est un mélange de déjections animales (fèces et urines) produites par des animaux qui sont maintenus sur des aires non paillées et dont la teneur en eau est supérieure à 90%. Enfin, le compost est un mélange de débris organiques divers, incluant généralement des excréments animaux, dont la décomposition est plus ou moins avancée (MAPAQ, 1983).

4.1.1.1.1 Quantité d'azote et de phosphore des engrais de ferme

Le calcul des quantités d'azote et de phosphore provenant des engrais de ferme, pour le bassin de la rivière Boyer, se fait à partir des teneurs en azote et en phosphore à l'entreposage des déjections animales; elles sont disponibles dans l'annexe A.5. Au plan de l'azote, les teneurs à l'entreposage tiennent compte d'une perte de 30% par rapport à la valeur brute en éléments fertilisants. Cette perte peut être associée aux processus de volatilisation de l'ammoniac contenu dans les engrais de ferme (Michaud, 1997).

Pour effectuer le calcul des quantités d'azote et de phosphore des engrais de ferme, on doit connaître la répartition des différentes catégories animales. Or, comme ces données ne sont disponibles qu'à l'échelle des sous-bassins, nous devons donc travailler à cette même échelle. De plus, puisque dans le cadre de ce travail nous ne disposons que des répartitions entre les quatre principales catégories animales (bovins laitiers, bovins de boucherie, porcs et volailles), les hypothèses suivantes ont été posées concernant les valeurs des teneurs à prendre :

- Pour les bovins laitiers, on prend les valeurs des teneurs en azote et en phosphore à l'entreposage des vaches laitières, puisqu'elles sont les plus représentatives de cette catégorie;

- Pour les bovins de boucherie, on fait une moyenne entre les teneurs en azote et en phosphore à l'entreposage des deux espèces les plus représentatives, soit les bovins de finition et les vaches de boucherie;
- Pour les porcs, une moyenne est faite entre les teneurs en azote et en phosphore à l'entreposage des truies et des porcs à l'engraissement;
- Pour les poulets, une moyenne générale est faite entre toutes les espèces de volailles.

Il faut aussi tenir compte de l'azote et du phosphore apportés aux pâturages par les déjections des bovins laitiers et de boucherie qui y séjournent l'été, du mois de mai au mois d'octobre (150 jours). Le calcul des quantités d'azote et de phosphore se fait tel que précédemment, sauf qu'au plan de l'azote il ne faut plus calculer la perte de 30% liée au processus de volatilisation à l'entreposage. On conserve la valeur "sous la queue" des éléments fertilisants.

Le tableau 4.1 donne les quantités d'azote et de phosphore produits annuellement par la totalité des animaux à l'entreposage et des animaux aux pâturages pour chacun des 6 sous-bassin du bassin versant de la rivière Boyer.

4.1.1.1.2 Disponibilité des éléments nutritifs apportés par les engrais de ferme

Afin de faire un bilan réaliste, il faut tenir compte du fait que l'azote et le phosphore, provenant des engrais de ferme, ne sont pas tous disponibles aux cultures. En effet, les engrais de ferme sont à la fois des engrais minéraux et organiques (CPVQ, 1996). La partie organique doit être décomposée par les microorganismes du sol avant d'être assimilée par les différentes cultures, ce qui signifie qu'il faut effectuer certains calculs afin d'obtenir les quantités d'éléments nutritifs finalement disponibles aux cultures. Aussi, la partie minérale de l'azote des engrais de ferme est sujette à des pertes, selon le mode et la date d'épandage. Divers coefficients doivent donc être appliqués afin d'obtenir la quantité réelle disponible aux cultures. Ces coefficients, pour l'azote et le phosphore, sont disponibles dans les grilles de référence en fertilisation du CPVQ (1996).

Tableau 4.1: Quantités d'azote (N) et de phosphore (P) des engrais de ferme produits annuellement à l'entreposage et aux pâturage

Nutriments	Sous-bassins	Entreposage (t/an)	Pâturages (t/an)
AZOTE	**Boyer (aval)**	1 372	403
	Boyer sud (aval)	613	137
	Boyer nord (aval)	240	68
	Portage	54	30
	Boyer sud (amont)	181	46
	Boyer nord (amont)	171	32
PHOSPHORE	**Boyer (aval)**	978	212
	Boyer sud (aval)	460	71
	Boyer nord (aval)	173	36
	Portage	32	16
	Boyer sud (amont)	133	24
	Boyer nord (amont)	126	23

En premier lieu, il faut appliquer un coefficient moyen d'efficacité aux teneurs en azote et en phosphore des engrais de ferme, ce qui donne l'équivalent minéral pour la première année. Ces coefficients d'efficacité varient suivant les catégories d'animaux (bovins, porcs et volailles) et la forme de l'engrais de ferme (fumier, lisier et purin). En second lieu, il faut utiliser des facteurs de division pour les pertes d'azote minéral liées au mode d'épandage et à la date d'épandage. Ces facteurs de division sont définis suivant le mode d'épandage utilisé et la période d'épandage préconisée. Enfin, pour le phosphore, un facteur de division doit être utilisé afin de tenir compte des pertes d'efficacité liées à la date d'épandage (CPVQ, 1996).

Afin de déterminer les coefficients utilisés pour le calcul des pertes d'azote minéral, il faut connaître le mode d'épandage et la date d'épandage. Pour cela, il faut donc connaître les habitudes des agriculteurs du bassin versant de la rivière Boyer. Afin de simplifier la question du mode d'épandage, une moyenne des coefficients présentés à ce sujet dans les grilles du CPVQ est effectuée. Un scénario hypothétique d'épandage est élaboré afin de simplifier la question des périodes d'épandage. On estime que 50% des apports sont épandus à l'automne et 50% au printemps-été.

La connaissance des proportions solide/liquide des déjections est nécessaire pour effectuer les calculs de disponibilité en éléments nutritifs des engrais de ferme. Pour les catégories d'animaux, ces proportions sont les suivantes : bovins : 90% solide et 10%liquide, porcs : 100% liquide et volaille : 50% solide et 50% liquide. Les différents coefficients adaptés des grilles du CPVQ utilisés, pour le calcul de la disponibilité des éléments nutritifs apportés par les engrais de ferme, sont présentés aux tableaux 4.2, 4.3 et 4.4. Les résultats du calcul de la disponibilité des éléments nutritifs apportés par les engrais de ferme pour l'azote et le phosphore sont présentés au tableau 4.5 pour chacun des sous-bassin.

4.1.1.1.3 Répartition des engrais de ferme sur les différentes cultures

La répartition des engrais de ferme, pour chacun des sous-bassins, se fait différemment suivant la culture pratiquée. Dans le cadre de ce projet, pour le foin, les céréales et le maïs, la répartition est faite proportionnellement aux besoins respectifs en azote et en phosphore des cultures, tels que définis dans les grilles de fertilisation du CPVQ. Afin de déterminer les besoins des cultures en phosphore, la teneur du sol en phosphore doit être connue. Une hypothèse de richesse moyenne du sol en phosphore (91-120 kg/ha) est retenue, ce qui est représentatif des dosages effectués dans le bassin de la rivière Boyer (GIRB, 1995). Les besoins des différentes cultures sont présentés au tableau 4.6. Pour les pâturages, aucun engrais de ferme n'est ajouté. En effet, les animaux aux pâturages durant l'été fournissent l'apport en engrais de ferme. La répartition des

Tableau 4.2: Coefficients d'efficacité des éléments fertilisants des engrais de ferme

Catégories d'animaux	Régie	Coefficients d'efficacité (%)	
		Azote	Phosphore
Bovins	Solide	45	65
	Liquide	50	80
Porcs	Liquide	60	80
Volaille	Solide	65	65
	Liquide	75	80

Tableau 4.3: Facteurs de division pour la calcul des pertes d'azote liées au mode d'épandage

Catégories d'animaux	Régie	Facteurs de division
Bovins	Solide	1.23
	Liquide	1.22
Porcs	Liquide	1.22
Volailles	Solide	1.3
	Liquide	1.43

Tableau 4.4: Facteurs de division pour le calcul des pertes d'azote liées à la date d'épandage

Saisons	Régie	Facteurs de division
Printemps-été	**Solide**	1
	Liquide	1
Automne	**Solide**	1.25
	Liquide	1.4

Tableau 4.5: Disponibilité des éléments nutritifs apportés par les engrais de ferme

Nutriments	Sous-bassin	Entreposage (t/an)	Pâturages (t/an)
Azote (N)	**Boyer (aval)**	523	139
	Boyer sud (aval)	239	48
	Boyer nord (aval)	92	24
	Portage	19	10
	Boyer sud (amont)	70	16
	Boyer nord (amont)	66	15
Phosphore (P)	**Boyer (aval)**	595	138
	Boyer sud (aval)	285	46
	Boyer nord (aval)	105	24
	Portage	18	10
	Boyer sud (amont)	82	16
	Boyer nord (amont)	77	15

engrais de ferme des sous-bassins sur les différentes cultures a été calculée à l'aide du logiciel Excel. Les résultats sont présentés dans l'annexe B.1.

Tableau 4.6: Besoins des cultures en azote et en phosphore

Cultures	Besoin azote (kgN/ha)	Besoin phosphore (kgP/ha)
Avoine	50	30
Blé	90	35
Céréales mélangées	70	35
Soya	30	50
Orge	70	35
Seigle	90	35
Maïs ensilage	170	50
Maïs grain	120	50
Maïs sucré	80	50

4.1.1.2 Engrais minéraux

Les engrais minéraux sont des produits industriels d'origine organique, minérale ou de synthèse que l'on épand ou que l'on mélange au sol pour l'enrichir d'un ou de plusieurs éléments essentiels à la croissance des plantes. Ils sont une combinaison d'azote, de phosphore et de potassium, que l'on retrouve en différentes proportions selon les besoins des cultures. Plusieurs composés entrent dans la fabrication des engrais minéraux, tels l'urée, le nitrate d'ammoniaque, le sulfate d'ammoniaque, l'azote liquide 32%, le nitrate calcique, le phosphate diammoniacal, le phosphate monoammoniacal, le muriate de potasse, le sulfate de potasse, le superphosphate triple et plusieurs éléments secondaires (Agrocentre St-Rémi, 1997).

4.1.1.2.1 Détermination de la quantité d'engrais minéraux à ajouter

La quantité d'engrais minéraux à ajouter annuellement représente généralement la portion des besoins en fertilisation des cultures qui ne peut être comblée par les engrais de ferme disponibles pour l'épandage (Michaud, 1997). Cependant, les achats d'engrais minéraux dépassent souvent les besoins agronomiques des cultures. Dans le cadre de ce travail, les quantités d'engrais minéraux ajoutées proviennent des données du GIRB.

Tableau 4.7: Valeurs fertilisantes des engrais minéraux

Nutriments	Sous-bassins	valeurs fertilisantes (t/an)
Phosphore	**Boyer (aval)**	45
	Boyer sud (aval)	28
	Boyer nord (aval)	7
	Portage	6
	Boyer sud (amont)	12
	Boyer nord (amont)	14
Azote	**Boyer (aval)**	198
	Boyer sud (aval)	126
	Boyer nord (aval)	33
	Portage	26
	Boyer sud (amont)	52
	Boyer nord (amont)	62

4.1.1.2.2 Répartition sur les différentes cultures

Pour la fertilisation minérale, la répartition des engrais se fait proportionnellement aux besoins des cultures, tel que spécifié dans le tableau 4.6. Pour la fertilisation minérale des pâturages, les grilles

de fertilisation du CPVQ (1996) recommandent un apport de 100 kg/ha d'azote et de 25 kg/ha de phosphore, avec une hypothèse de richesse moyenne du sol en phosphore et une capacité moyenne de fixation. La répartition des engrais minéraux des sous-bassins sur les différentes cultures a été calculée dans le logiciel Excel. Les résultats sont présentés dans l'annexe B.2.

4.1.1.3 Réserves d'azote et de phosphore accumulées dans le sol

Les réserves cumulées dans le sol proviennent de la minéralisation de la matière organique, de la minéralisation des résidus de culture et de l'arrière-effet de la minéralisation provenant des fertilisations antérieures. Ces réserves d'azote et de phosphore sont disponibles pour les différentes cultures; c'est pourquoi il faut en tenir compte dans le bilan. Pour l'azote, les hypothèses de contribution du sol en azote (annexe A.3) sont utilisées. Pour la phosphore, on ne tient pas compte de l'apport du sol en phosphore, puisqu'il est très faible.

4.1.2 Exportations

Les termes de sortie du bilan agronomique sont principalement les exportations vers les cultures. Les exportations vers les cultures sont déterminées suivant la quantité de nutriments prélevés par les cultures. Afin de déterminer la quantité de nutriments prélevés annuellement par les cultures du bassin de la rivière Boyer, il est nécessaire de connaître le rendement annuel des cultures de la région, c'est-à-dire les quantités récoltées. Ces données proviennent du Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) pour la région Chaudière-Appalaches et nous ont été transmises par monsieur Pierre Beaudet. Elles sont disponibles dans l'annexe A.6.

Le rendement annuel des cultures est exprimé en tonnes par hectare. Connaissant les superficies des cultures du bassin versant, on peut déduire le nombre de tonnes récoltées pour les différentes cultures sur l'ensemble du bassin versant. Le prélèvement des cultures s'obtient en multipliant la quantité récoltée (exprimée en tonnes) par le prélèvement (exprimée en kilogrammes par tonne).

Pour le bassin versant de la rivière Boyer, une pondération des rendements et des prélèvements des différentes cultures a été nécessaire afin de déterminer un rendement et un prélèvement moyen pour les classes de cultures du bassin de la rivière Boyer. Le tableau 4.8 présente les rendements et les prélèvements des cultures pour le bassin de la rivière Boyer.

Tableau 4.8: Rendements et prélèvements des cultures

Cultures	Teneurs en eau	Rendements des cultures	Prélèvements des cultures par tonne récoltée	
	%	t/ha	kg - N	kg - P
Foin	15%	5.7	16.6	2.2
Céréales	15%	2.6	17.5	4.0
Maïs	15%	7.4	13.7	2.7
Pâturages	15%	5.5	15.6	2.1

4.1.3 Surplus ou déficits

L'addition des apports organiques, des apports minéraux et de la contribution du sol donnent la quantité d'azote et de phosphore disponible aux cultures annuellement. En soustrayant le prélèvement des cultures, soit les quantités d'azote et de phosphore prélevées annuellement par les cultures, on obtient un surplus ou un déficit annuel d'azote et de phosphore (Gangbazo et al., 1997). C'est ce qui constitue les résultats du bilan agronomique.

4.1.4 Intégration dans IDRISI

Les bilans d'azote et de phosphore sont exécutés au sein du logiciel d'information géographique IDRISI à l'aide de macro-commandes qui facilitent le travail en automatisant les tâches. L'organigramme de la figure 4.1 démontre le principe d'intégration du bilan dans le SIG. Les

macro-commandes IDRISI des bilans, pour l'azote et le phosphore, se nomment *bilan*n et *bilanp* et sont présentées dans l'annexe C.

Les couches représentant les apports d'azote et de phosphore des engrais de ferme et des engrais minéraux, les apports du sol en azote et le prélèvement en azote et en phosphore par les cultures, sont créées en format matriciel. Les couches représentant les apports provenant des engrais de ferme et des engrais minéraux sont créées en assignant les valeurs provenant du calcul de répartition des engrais de ferme et des engrais minéraux sur les différentes cultures (annexe B) à l'image représentant l'utilisation du territoire. Cette image a été reclassifiée en ne conservant que les quatre classes de cultures présentes dans le bassin versant de la rivière Boyer. Pour les apports du sol en azote, les valeurs présentées dans l'annexe A.3 (contribution du sol en azote suivant le type de texture et de culture) doivent être assignées à une couche qui représente les combinaisons de textures du sol avec les cultures. Cette opération est possible au sein du logiciel IDRISI par croisement d'images. Afin de limiter le nombre de classes obtenues par croisement, la carte des textures du sol a été reclassifiée en ne conservant que les quatre classes de textures suivantes : argile, argile sableuse, loam et sable. Les trois couches représentant les apports sont additionnées entre elles.

La couche représentant les prélèvements par les plantes est soustraite des apports. Cette couche s'obtient en multipliant, en premier lieu, la couche des superficies des cultures par les valeurs de rendements des cultures (tableau 4.8). Ceci donne la quantité récoltée par classe de cultures. En second lieu, la multiplication des ces quantités récoltées et des valeurs de prélèvements (4.8) donne le prélèvement des cultures du bassin versant de la rivière Boyer. Cette couche peut maintenant être soustraite des apports en azote et en phosphore afin d'obtenir les résultats de bilan. Les résultats du bilan sont un surplus ou un déficit annuel d'azote et de phosphore en kilogrammes pour chaque cellule de l'image du bassin versant de la rivière Boyer.

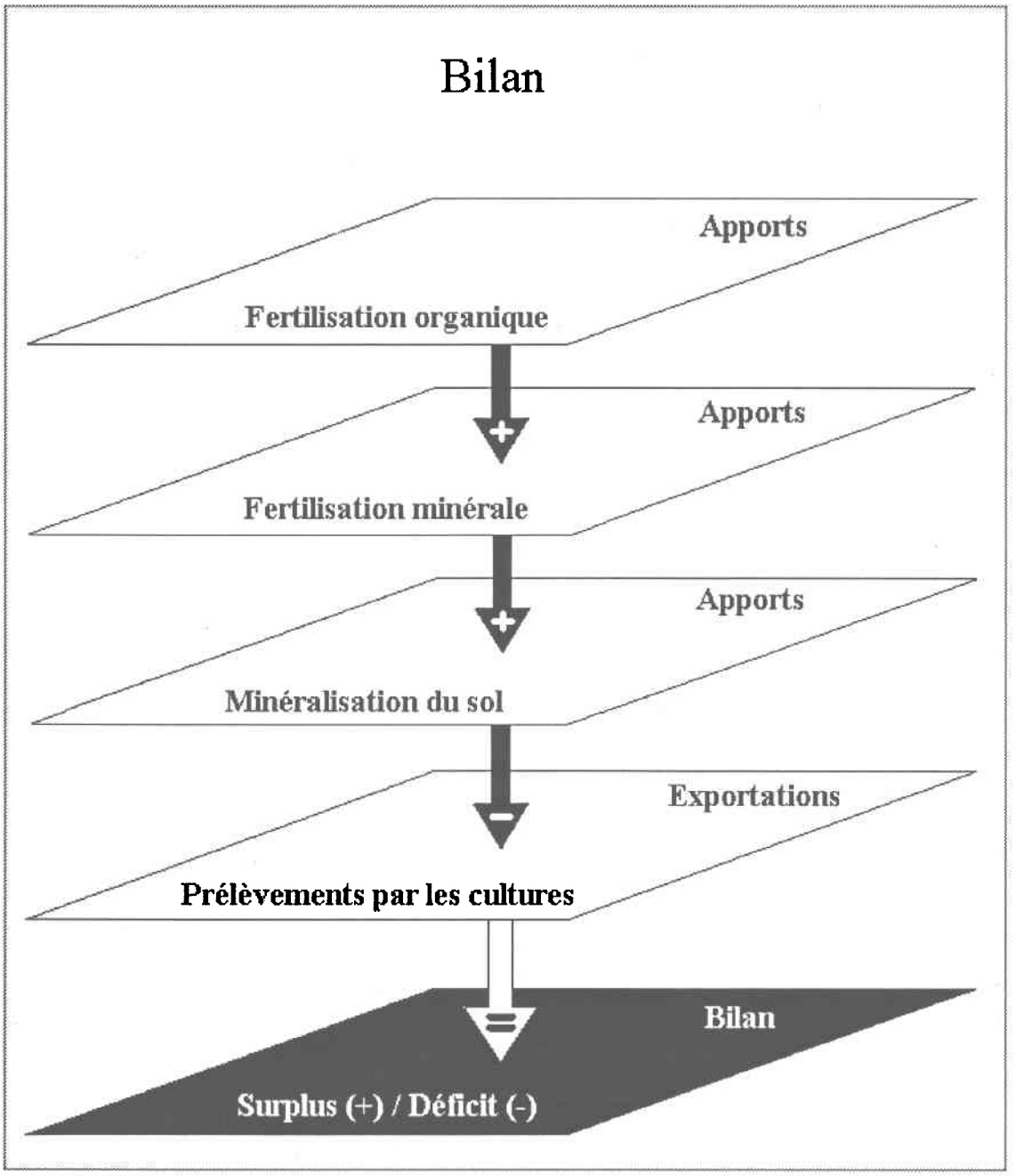


Figure 4.1: Principe de l'intégration du bilan dans un système d'information géographique

4.2 Transport du phosphore

Les apports de phosphore vers les cours d'eau se font principalement par voie superficielle plutôt que souterraine (Sharpley et al., 1993). L'érosion et le ruissellement des terres cultivées amènent le phosphore sous forme particulaire ou dissoute aux différents cours d'eau. En général, le phosphore particulaire (PP) représente la principale forme (75 à 90%) du phosphore transporté dans l'eau de ruissellement depuis les terres cultivées (Sharpley et Halvorson, 1994). La transport du phosphore soluble représente une plus faible portion du transport total du phosphore. Il est tout de même important de le considérer puisqu'il est directement disponible pour les plantes. Pour ce modèle de transport du phosphore, seul le ruissellement superficiel est considéré comme vecteur de transport.

4.2.1 Charges annuelles de phosphore particulaire

Les particules de sol arrachées proviennent de l'action érosive de la pluie sur le sol, du ruissellement et de l'entraînement que cela provoque. La mesure de la quantité de sol perdu par ruissellement superficiel par le biais de l'érosion peut se faire sous forme d'une moyenne annuelle pour une culture donnée, suivant les caractéristiques du terrain (topographie, texture du sol, etc.). Elle se calcule grâce à des équations de perte de sol. La charge de phosphore particulaire exportée annuellement par le sol érodé peut être calculée à partir des valeurs de perte de sol. En effet, une équation développée par Sharpley établit une relation entre la perte de sol et la quantité de phosphore particulaire transporté (Sharpley et Halvorson, 1994).

4.2.1.1 USLE

La perte de sol peut être déterminée à l'aide de l'équation universelle de perte de sol (USLE, Universal Soil Loss Equation, Wischmeier et Smith, 1978) qui se présente de la manière suivante :

$$A = R\,K\,LS\,C\,P \qquad (1)$$

où :

A : perte de sol par unité de surface	LS : facteur relié à la longueur et à l'angle de pente
R : érosivité des pluies	C : facteur relié au taux de couverture végétale
K : érodabilité des sols	P : facteur relié aux pratiques agricoles de conservation

Les unités des paramètres de l'USLE sont exprimées en unités internationales. La perte de sol s'exprime en tonnes par hectare par année (Foster et al., 1981).

Souvent appliquée dans les SIG, parce que particulièrement facile à intégrer, l'USLE a été développée aux États-Unis et appliquée par la suite au Québec (Bonn, 1996). Ce modèle empirique d'érosion permet de cibler les zones potentiellement critiques. Les différents paramètres sont normalement mesurés à l'aide de mesures ponctuelles au niveau parcellaire, ce qui permet d'estimer la perte de sol pour une parcelle. Cependant, pour faire une bonne évaluation de l'érosion, il est préférable de considérer le bassin versant dans son intégrité. Les mesures de chaque paramètre sur le terrain deviennent alors plus complexes, puisqu'il faut maintenant représenter les différents facteurs et mécanismes responsables de l'érosion pour une plus grande surface. Il faut alors veiller à représenter les différents paramètres avec une assez bonne précision et une bonne homogénéité pour l'ensemble du territoire considéré (Landry, 1997).

Plusieurs méthodologies ont été développées pour estimer les divers paramètres, allant de tables simples de correspondance entre un type d'entité et sa valeur de facteur, jusqu'à des équations relativement complexes nécessitant un grand nombre de données d'entrée (Haidar et al., 1996). Pour ce travail, les divers paramètres ont été fixés en adaptant des valeurs trouvées dans la littérature aux données disponibles pour la rivière Boyer.

4.2.1.1.1 Facteur LS

Selon Wischmeier et Smith (1978), le facteur LS de l'USLE, relié à la longueur et à l'angle de pente, se calcule de la manière suivante :

$$LS = (\lambda/22.15)^m (65.41 \sin^2 \alpha + 4.56 \sin\alpha + 0.065) \qquad (2)$$

Où :

λ : Longueur de pente α : Angle de pente

Le logiciel IDRISI permet de dériver les angles de pentes à partir du MNA. Les angles sont exprimés en pourcentages. Pour ce qui est des longueurs de pente, un programme externe doit être construit afin d'effectuer le calcul, puisque le logiciel IDRISI ne le permet pas. Dans le cadre de ce travail, le paramètre LS est déterminé à partir des valeurs citées par Wischmeier et al. (1971). Pour les différentes classes d'inclinaison, les valeurs du facteur LS sont présentées au tableau 4.9. Les valeurs du facteur LS représentent un ratio par rapport à un facteur LS de 1 d'une parcelle standard de 22 mètres de long et de 9% d'inclinaison. Ce facteur n'a pas d'unité.

Tableau 4.9: Facteurs LS pour les différentes classes d'inclinaison

Description de la pente	**Inclinaison (%)**	**Facteur LS**
Horizontale, en dépression, faiblement ondulée	0 - 2	0,30
Ondulée	2 - 5	0.95
Faiblement vallonnée, vallonnée	5 - 15	1.6
Fortement vallonnée	15 - 30	4
Montueuse	30 - 60	5.3
Très montueuse	60 - 100	10

4.2.1.1.2 Facteur relié au taux de couverture végétale(C)

La végétation est un facteur important pour le contrôle de l'érosion hydrique. Le couvert végétal protège la surface du sol contre l'impact des gouttes de pluie et réduit la vitesse de ruissellement de l'eau. Le facteur C permet de tenir compte de la couverture végétale dans le calcul de la perte de sol. Il représente un ratio de la perte de sol d'une couverture de sol par rapport à celle d'un champ à nu. Afin d'établir la couche des facteurs "C" pour le territoire à l'étude, il faut en premier lieu identifier chaque classe de couverture végétale selon les types de cultures. Par la suite, il faut assigner à chaque type de culture une valeur "C" qui lui est propre. Le facteur C n'a pas d'unité.

Tableau 4.10: Distribution annuelle des facteurs C des types de cultures (Lagacé, 1980)

Cultures	Facteur C
Maïs	49
Céréales	43
Herbages (pâturages, foin)	1
Autre	0

Les valeurs du facteur C, présentées au tableau 4.10, sont valables pour les mono-cultures. Si on désire faire une évaluation de la perte de sol à long terme, il faut tenir compte du fait qu'il peut y avoir rotation des cultures, surtout pour les fermes laitières où des rotations sont faites entre les céréales et les herbages (GIRB, 1995). Ceci fait diminuer le facteur C de la classe "céréales" puisque celui de la classe"herbages" est très faible. Pour les herbages (pâturages et foin), les valeurs annuelles du facteur C citées correspondent bien puisqu'il s'agit d'un couvert permanent. Pour le maïs, il s'agit de cultures plus intensives, qui peuvent se faire durant plusieurs années au même endroit. Les valeurs fournies pour les mono-cultures peuvent aussi s'appliquer pour faire une estimation à long terme de la perte de sol.

Dans la cadre de ce travail, parce-qu'on désire obtenir une valeur annuelle de la perte de sol, on est amené à considérer les coefficients C qui s'appliquent aux cultures telles qu'observées au moment de la prise de l'image satellite. Il est donc préférable de ne pas tenir compte de la rotation des cultures et d'appliquer les valeurs des mono-cultures présentées au tableau 4.10.

4.2.1.1.3 Facteur des pratiques de conservation (P)

Peu importe le type de culture que l'on retrouve sur un territoire, on utilise habituellement certaines pratiques de conservation afin de ralentir l'eau qui s'écoule et de diminuer la quantité de sol qu'elle entraîne. Le facteur P reflète l'utilisation de mesures anti-érosives. Les valeurs du facteur P représentent un ratio par rapport à une culture dans le sens de la pente où la valeur de P est l'unité. Ce facteur n'a pas d'unité. Les différentes pratiques de conservation sont normalement identifiées au niveau de la parcelle grâce à des observations. La direction et l'intensité des labours ainsi que la classification des résidus de culture peut être suffisante pour déterminer le facteur P.

Pour le bassin de la rivière Boyer, la valeur du paramètre P est fixée à 1. En effet, le cadastre fait en sorte que les parcelles sont étroites, ce qui oblige les agriculteurs à cultiver dans le sens de la pente.

4.2.1.1.4 Facteur d'érodabilité des sols (K)

L'érodabilité des sols est différente de l'érosion d'un sol. L'érosion d'un sol est le phénomène lié à la pente terrain, aux caractéristiques de la pluie ou aux aménagements que l'on retrouve sur le terrain. Cependant, certains sols s'érodent plus que d'autres, bien que tous ces facteurs soient identiques. C'est l'érodabilité d'un sol et elle se mesure à partir des caractéristiques propres au sol lui-même, telles certaines données granulométriques, la structure et la perméabilité du sol considéré. Une étude pédologique du terrain permet de préciser les caractéristiques du sol, qui

permettront à leur tour de préciser son facteur d'érodabilité (K) en utilisant une équation établie par Wischmeier et al. (Bernard, 1996).

Pour se servir de l'équation de Wischmeier, il faut connaître le pourcentage de limon, le pourcentage de sable très fin, le pourcentage d'argile, le pourcentage de matière organique, la structure du sol (séparée en quatre classes) et sa perméabilité (séparée en 6 classes). Dans le cadre de ce travail, les valeurs du facteur K ont été tirées d'une étude faite au Québec par Bernard (1996). Cette étude portait sur 158 séries de sols et utilisait cette relation établie par Wischmeier. Les valeurs du facteur d'érodabilité (K) sont présentées au tableau 4.11.

4.2.1.1.5 Facteur d'érosivité des pluies (R)

Le facteur R représente le pouvoir érosif des précipitations. Afin d'évaluer ce facteur, il ne suffit pas de se référer aux quantités totales de précipitation. En effet, il faut évaluer l'énergie cinétique développée par l'averse, ce qui signifie qu'il est important de connaître l'intensité de l'averse. Les valeurs de ce facteur proviennent d'une étude faite par Madramootoo (1987) pour les provinces de l'est du Canada, incluant le Québec. Les valeurs calculées sont basées sur une averse d'une durée de 6 heures qui a lieu une fois par deux ans. La répartition saisonnière du facteur R pour la région de Québec est présentée au tableau 4.12.

Tableau 4.11: Indices d'érodabilité (K) selon différentes séries de sols

Séries de sol	Indices K (tonne*hectare*heure) / (hectare*mégajoule*millimètre)
Affleurements rocheux	0
Alluvions	0
Beaurivage	0.0135
Dessaint	0.0261
Du Creux	0.0199
Fourchette	0.022
Kamouraska	0.0119
La Pocatière	0.0194
Marécages	0
Mawcook	0.0282
Montmagny	0.0465
Neubois	0.0269
Rivière-Du-Loup	0.014
Saint-Aimé	0.0221
Saint-André	0.0167
Saint-Bruno	0.0167
Sainte-Rosalie	0.0253
Saint-Jude	0.0246
Saint-Nicolas	0.018
Saint-Samuel	0.0201
Terre noire	0.03
Tourbe	0

Tableau 4.12: Répartition saisonnière du facteur d'érosivité des pluies (R)

Saison	Fraction du facteur R annuel (%)	Facteur R (megajoule*millimètre) / (hectare*heure*an)
Hiver	2	24.8
Printemps	26	322.4
Été	43	533.2
Automne	29	359.6
Année	100	1240

4.2.1.2 Phosphore particulaire attaché aux particules érodées

Une fois la perte de sol calculée, il faut déterminer la quantité de phosphore particulaire attachée aux particules de sol érodé. Sharpley et Halvorson (1994) ont développé une relation entre la perte de sol et cette quantité de phosphore. Pour appliquer cette relation, il faut d'abord calculer un rapport d'enrichissement (ER) qui se définit comme le rapport entre la teneur en phosphore des sédiments et la teneur en phosphore du sol en place. En effet, il y a un phénomène de transport sélectif pour les particules fines, de la taille des grains d'argile, et pour les plus petits (moins de 2 µm). Ces particules ont des capacités de sorption-désorption plus grandes que les particules plus grossières. La notion de rapport d'enrichissement (ER) du phosphore tient compte de ce phénomène. La relation de Sharpley et Halvorson entre le rapport d'enrichissement et la perte de sol se définit comme suit :

$$\text{Ln (ER)} = 1.21 - 0.16 \text{ Ln (perte de sol)} \qquad (3)$$

La valeur du phosphore particulaire peut par la suite être déduite de la manière suivante :

$$\text{Phosphore particulaire} = \text{P total dans le sol} * \text{perte de sol} * \text{ER} \qquad (4)$$

4.2.2 Cumul des charges annuelles de phosphore particulaire

Le cumul amont-aval des charges de phosphore particulaire exportées au sein du bassin versant se fait suivant le modèle de drainage, à l'aide du SIG IDRISI. Le cumul doit tenir compte du fait que la fraction de sol érodé en amont, qui atteint effectivement l'exutoire du bassin hydrographique, varie suivant certains paramètres caractéristiques du bassin hydrographique (la taille du bassin, la pente, les inclinaisons, les textures du sol, l'occupation du territoire, etc.). Ainsi, la charge exportée à l'exutoire n'est pas le résultat de l'addition des charges exportées à chaque cellule.

En effet, il faut tenir compte du phénomène de redéposition et de remise en suspension des particules érodées qui explique le décalage temporel entre le moment où le sol est érodé et celui où les sédiments atteignent l'exutoire du bassin versant. Tout ceci amène à considérer un facteur d'atténuation de la charge de phosphore particulaire dans le processus de cumul des charges. Ce facteur d'atténuation s'appelle le rapport de restitution (*delivery ratio*) (Novotny et Chester, 1989). Nous supposons un rapport de restitution constant à chaque cellule de l'image du bassin versant. Dans le cadre de ce travail, plusieurs simulations ont été effectuées afin de déterminer le facteur de restitution à appliquer au bassin versant de la rivière Boyer. Il a été fixé à 0.985. Une modification de la routine de cumul a été effectuée afin de tenir compte du rapport de restitution.

4.2.3 Intégration du modèle de phosphore particulaire dans IDRISI

Les images représentant la valeur de chaque paramètre de l'équation universelle de perte de sol (LS, C, K, P et R) et leur distribution spatiale sont créées au sein du logiciel IDRISI. Pour la facteur LS, la couche est créée en appliquant un module qui calcule la pente à partir du MNA du territoire à l'étude. Une fois les pentes calculées, elles sont reclassifiées selon les classes de valeurs fournies au tableau 4.9. Pour le facteur C, la couche est créée en assignant les valeurs respectives du facteur C à la couche représentant les classes de cultures. Pour le facteur K, la couche est créée en assignant les valeurs respectives de K à la couche représentant les différentes

séries de sol. La couche représentant le facteur R est créée en assignant l'unique valeur annuelle à l'ensemble de la carte du bassin versant. Aucune couche n'est créée pour le facteur P puisque ce facteur est unitaire.

La superposition de ces couches, grâce à un processus multiplicatif, permet d'obtenir la perte de sol exprimée en kilogramme par hectare par année. L'organigramme de la figure 4.2 présente le principe de l'intégration de l'équation universelle de perte de sol dans un SIG.

Pour le calcul du phosphore particulaire, le rapport d'enrichissement ER se calcule au sein du SIG à partir de la couche de perte de sol. Les modules SCALAR et TRANSFOR du logiciel IDRISI permettent d'effectuer les opérations algébriques sur la couche de perte de sol afin de créer la couche ER. La superposition des couches de perte de sol, du facteur ER et des teneurs du sol en phosphore, grâce à un processus multiplicatif, permet d'obtenir la charge de phosphore particulaire, exprimée en grammes par hectare. L'organigramme de la figure 4.3 présente le principe du calcul du rapport d'enrichissement et du phosphore particulaire à partir de la perte de sol dans un SIG. Le calcul de la perte de sol, du rapport d'enrichissement et du phosphore particulaire a été automatisé à l'aide d'une macro-commande incorporée dans le logiciel IDRISI. La macro-commande est présentée dans l'annexe C.4 sous le nom *pparti*.

4.2.4 Charges annuelles de phosphore soluble

La concentration de phosphore soluble peut être prédite grâce à une équation développée par Sharpley et al. (1989) qui décrit la kinétique de désorption du phosphore du sol. Cette équation est basée sur un événement et dépend principalement de la durée et du volume de ruissellement, de la profondeur d'interaction avec le sol et de quelques autres paramètres intrinsèques au sol. Plusieurs paramètres doivent être calibrés afin d'utiliser cette équation, ce qui la rend difficile l'application dans le cadre de ce travail.

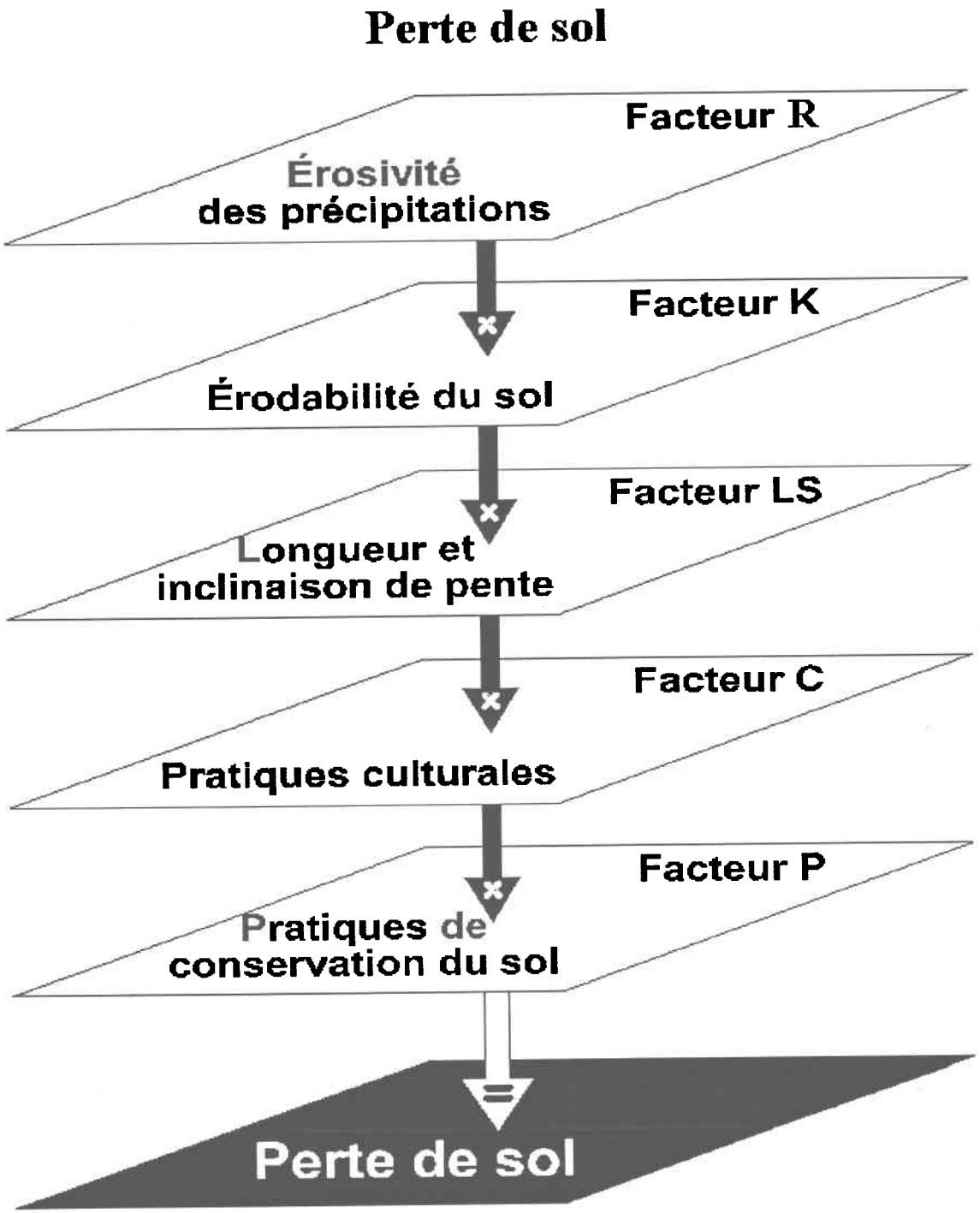


Figure 4.2: Principe de l'intégration de l'équation de perte de sol dans un système d'information géographique

La concentration de phosphore soluble est donc déduite à partir de celle du phosphore particulaire à l'aide de ratios. Ces ratios varient suivant le type de culture et sont tirés de quelques études, notamment celle de Bernard (1996). Pour les herbages, ce ratio est de 50% du phosphore particulaire tandis que pour les céréales et le maïs, il est fixé à 20%.

4.2.5 Cumul des charges annuelles de phosphore soluble

Le cumul des quantités de phosphore soluble perdues par ruissellement superficiel sur l'ensemble du bassin versant est fait sans tenir compte de l'atténuation durant le transport, puisqu'on suppose que le transport soluble est conservatif (U.S Department of Agriculture, 1998). Le cumul se fait en additionnant simplement les charges de phosphore soluble pour chaque cellule suivant la direction d'écoulement. La routine de cumul de l'algorithme de drainage est donc appliquée directement.

4.2.6 Intégration du modèle de phosphore soluble dans IDRISI

La couche représentant les ratios à appliquer à la couche de phosphore particulaire, afin d'obtenir la couche de phosphore dissous, est créée au sein du logiciel IDRISI en assignant les ratios définis à la section 4.2.4 à la carte représentant les différentes cultures. La superposition des couches de phosphore particulaire et des ratios, grâce à un processus multiplicatif, permet d'obtenir la couche de phosphore dissous. Le calcul a été automatisé à l'aide d'une macro-commande incorporée dans le logiciel IDRISI. La macro-commande est présentée dans l'annexe C.5 sous le nom *psolu*.

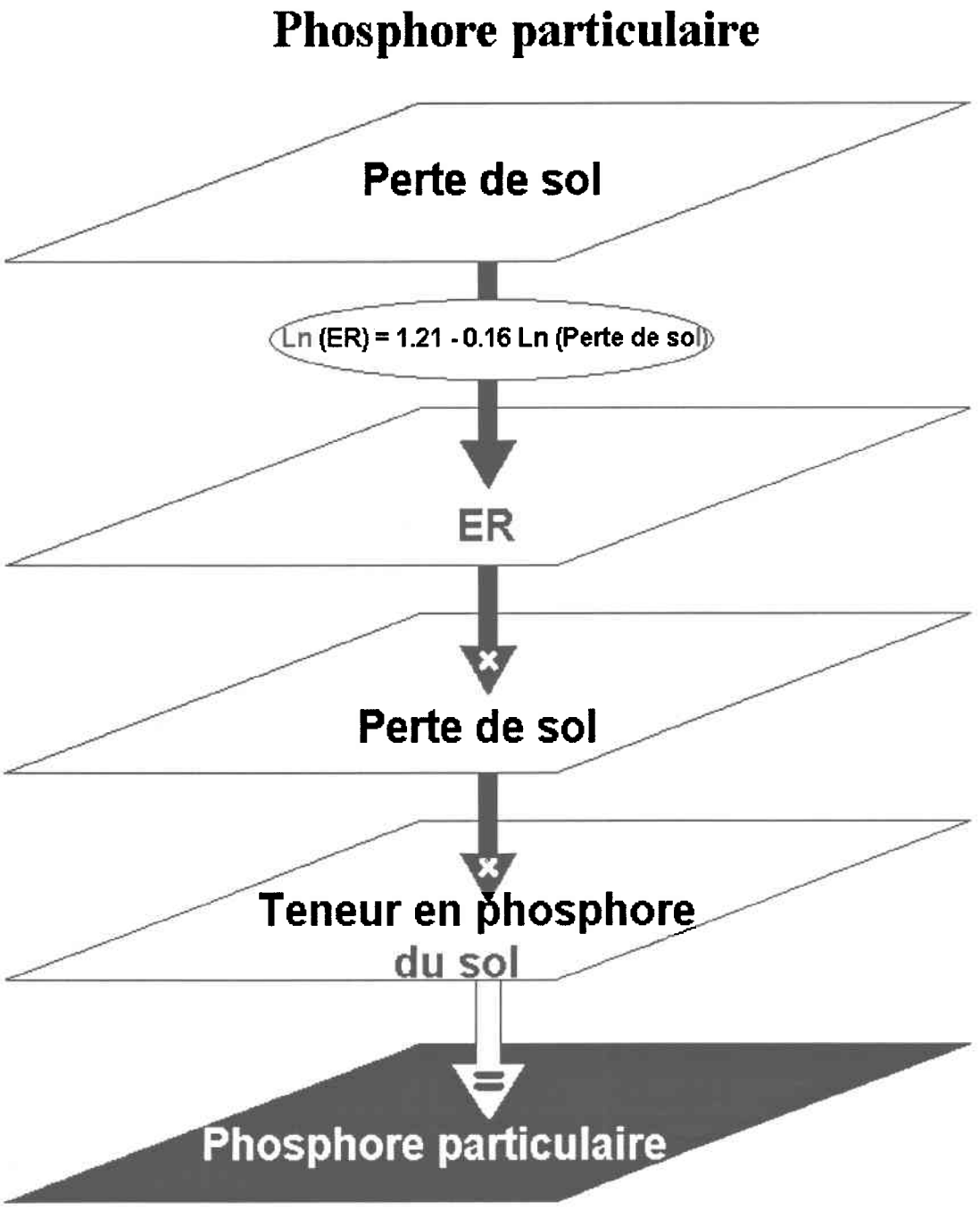


Figure 4.3: Principe de l'intégration du calcul du phosphore particulaire dans un système d'information géographique

4.3 Transport de l'azote

Les pertes d'azote vers les cours d'eau, provenant des amendements organiques et minéraux et de la contribution du sol en azote, se font généralement par ruissellement superficiel et par lessivage mais très peu par érosion. Le transport de l'azote se fait donc principalement sous forme soluble (nitrates), par écoulement superficiel et souterrain. C'est le transport souterrain (lessivage) qui contribue le plus à l'apport de nitrates vers les cours d'eau.

4.3.1 Charges annuelles d'azote

Afin de déterminer la charge de nitrates exportée annuellement par ruissellement superficiel et souterrain, un modèle de pertes annuelles d'azote vers les cours d'eau est créé. Ce modèle applique différents coefficients de pertes, par lessivage et ruissellement, aux apports annuels d'azote provenant des engrais de ferme et des engrais minéraux. Le modèle se présente en deux parties distinctes. La première partie s'applique aux apports d'azote sous forme minérale tandis que la deuxième s'applique aux apports d'azote sous forme organique. Rappelons que les apports d'azote sous forme minérale comprennent les engrais minéraux et une fraction des engrais de ferme, puisque ces derniers sont à la fois sous forme organique et minérale (tableau 2.1, page 13).

4.3.1.1 Modèle minéral

Le modèle minéral se divise en deux parties, une pour les engrais de ferme et une pour les engrais minéraux. Pour les engrais de ferme, le modèle applique en premier lieu des coefficients de perte qui permettent de transformer la partie minérale des engrais de ferme en équivalent minéral. Ces coefficients tiennent compte des pertes par volatilisation, par ruissellement superficiel et par lessivage pour les 7 jours suivant l'épandage et des pertes par ruissellement superficiel et par lessivage reliées à la période d'épandage (automne). Ces coefficients proviennent des grilles du CPVQ sur les coefficients d'efficacité des engrais de ferme (Beaudet, 1994). L'organigramme de la figure 4.4 permet de visualiser le modèle pour la fraction minérale des engrais de ferme.

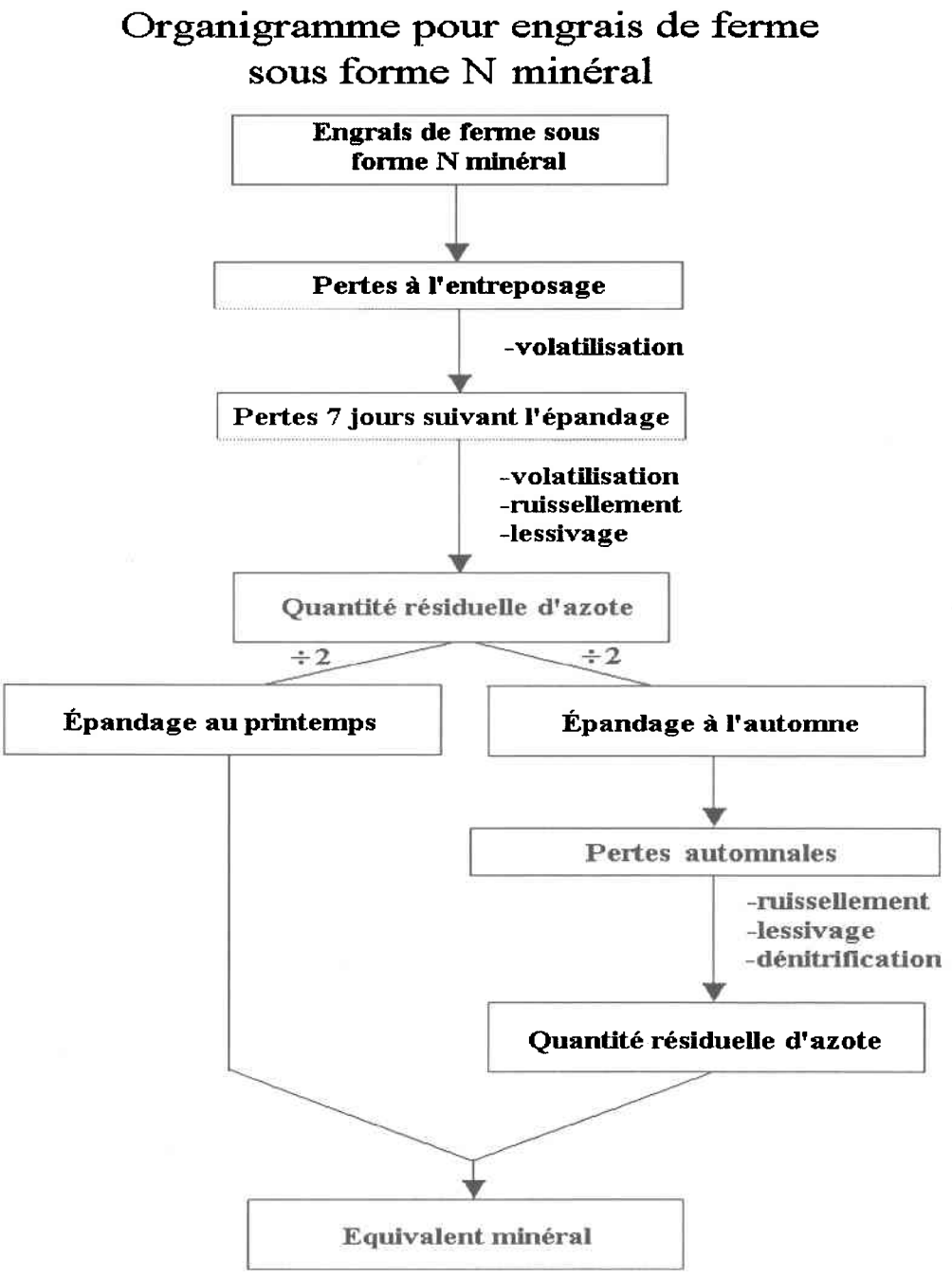


Figure 4.4: Organigramme du modèle d'azote pour la partie minérale des engrais de ferme

4.3.1.1.1 Coefficients de pertes pour les 7 jours suivant l'épandage

Durant la semaine qui suit l'épandage des engrais de ferme, la fraction minérale des engrais est sujette à des pertes, plus particulièrement par volatilisation de l'ammoniac contenu dans les fumiers et lisiers. Cependant, il y a aussi risque de perte par ruissellement superficiel et lessivage, surtout s'il y a des précipitations. Les coefficients choisis pour représenter ces pertes tiennent compte d'une moyenne des facteurs climatiques, soit l'absence de pluie suite à l'épandage ou une pluie moyenne durant la semaine qui suit l'épandage. Ils sont présentés au tableau 4.13.

Tableau 4.13: Coefficients pour les pertes 7 jours suivant l'épandage

	Coefficients pour les pertes à l'épandage (%)
Volatilisation	30
Ruissellement	2
Lessivage	2

4.3.1.1.2 Coefficients de pertes pour la période d'épandage

Lorsqu'il y a épandage d'engrais organiques à l'automne, les pertes d'azote risquent d'être plus considérables puisque l'épandage se fait alors sur des sols dénudés ou gelés. Les pertes d'azote à l'automne se font principalement par ruissellement superficiel, lessivage et dénitrification. Dans le cadre de ce travail, puisqu'il est posé comme hypothèse que 50% de l'épandage des engrais de ferme se font à l'automne, on doit appliquer les coefficients de perte à la portion minérale des engrais de ferme afin de tenir compte des pertes automnales d'azote. Ces coefficients tiennent compte des pertes pouvant survenir à l'automne, durant l'hiver et tôt le printemps. Les proportions des pertes sont présentées au tableau 4.14.

Tableau 4.14: Coefficients pour les pertes reliées à la période d'épandage (automne)

	Coefficients pour les pertes à l'automne (%)
Lessivage	10
Ruissellement	6
Dénitrification	8

Une fois ces coefficients appliqués, la fraction minérale des engrais de ferme est convertie en équivalent minéral. On peut dès lors additionner les apports sous forme d'engrais minéraux, ce qui donne les apports d'azote minéral. D'autres coefficients de perte s'appliquent alors. Ces coefficients proviennent d'expériences réalisées par Tran (1995) sur des parcelles expérimentales. Ils représentent les processus qui régissent le devenir de l'engrais minéral azoté, soit le prélèvement par les plantes, l'immobilisation dans le complexe argilo-humique, les pertes par ruissellement et par lessivage. L'organigramme de la figure 4.5 permet de visualiser le modèle pour les apports minéraux.

4.3.1.1.3 Coefficients d'utilisation de l'azote par les cultures

Le prélèvement de l'azote par les différentes cultures se fait différemment suivant le type de culture. Les valeurs des coefficients d'utilisation de l'azote pour les cultures proviennent d'expériences effectuées par Liang et Mackenzie (1994), Tran (1995), Isfan et al. (1995), Tran et al. (1997), et Tran et al. (1998). Ces coefficients sont présentés au tableau 4.15.

4.3.1.1.4 Coefficients d'immobilisation dans le complexe argilo-humique

L'immobilisation, ou réorganisation, se produit lorsqu'il y a fixation de l'azote sur le complexe argilo-humique. La quantité immobilisée dépend de la texture du sol et plus particulièrement du

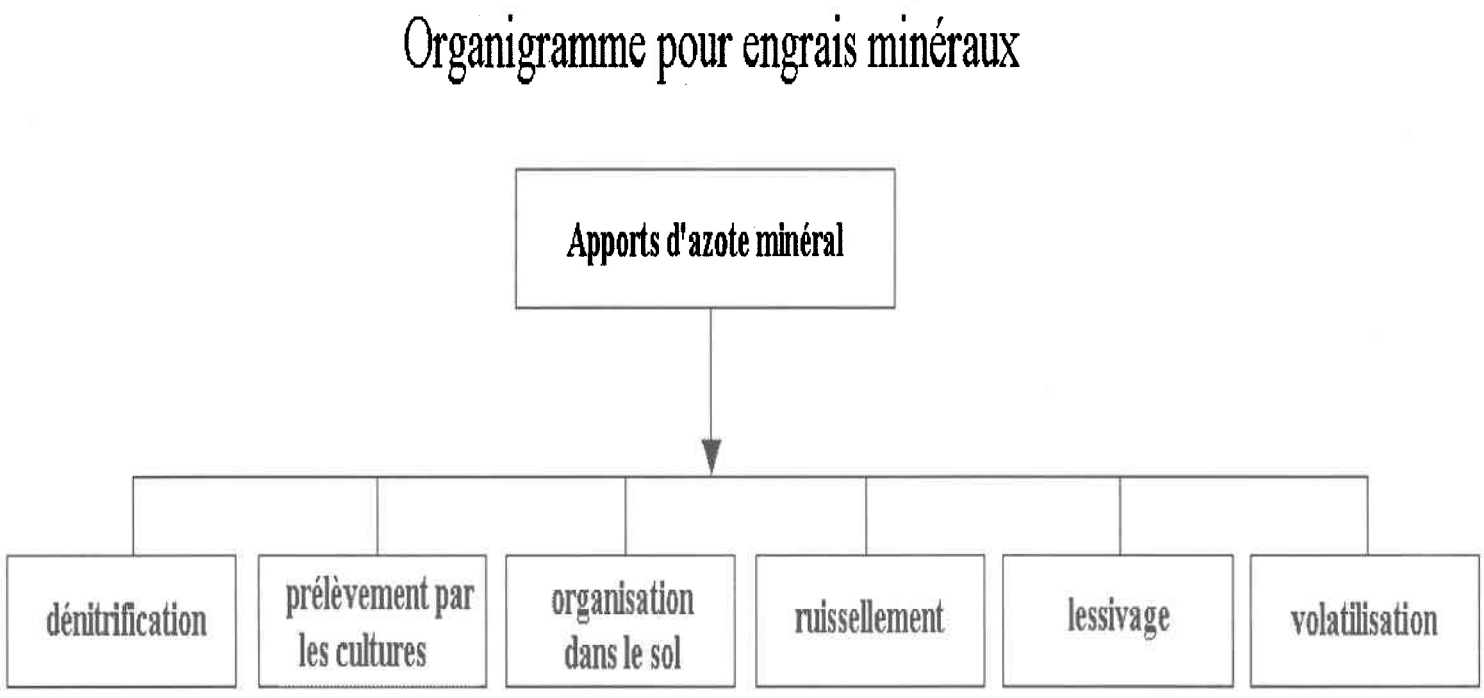


Figure 4.5: Organigramme du modèle d'azote pour les engrais minéraux et l'équivalent minéral des engrais de ferme

Tableau 4.15: Coefficients d'utilisation de l'azote pour les différentes cultures

Cultures	Coefficients d'utilisation pour les différentes cultures (%)
Foin	55
Céréales	45
Maïs	50
Pâturage	55

contenu en argile de chaque classe de texture. Pour simplifier l'étude, un reclassement des textures du sol du bassin versant de la rivière Boyer, selon le contenu en argile, est nécessaire. L'immobilisation dépend aussi du type de culture. Les coefficients d'immobilisation sont donc déterminés selon les 4 nouvelles classes texturales et les 4 classes de cultures du bassin versant de la rivière Boyer. Ils sont présentés au tableau 4.16. (Tran et al., 1996), (Tran et Giroux, 1998).

Tableau 4.16: Coefficients d'immobilisation de l'azote dans le complexe argilo-humique selon le type de culture

Textures du sol	Coefficients de réorganisation (%)			
	Foin	**Céréales**	**Maïs**	**Pâturages**
Argile	35	40	35	35
Loam argileux, argile sableuse	30	35	25	30
Loam, loam limoneux, loam sableux	25	30	20	25
Sable, sable fin, sable limoneux	20	20	15	20

4.3.1.1.5 Autres coefficients de pertes

L'azote résiduel, après le prélèvement par les plantes et après l'immobilisation dans le complexe argilo-humique, est perdu par lessivage, par ruissellement, par volatilisation et par dénitrification. Les proportions de pertes de l'azote résiduel, pour chacun de ces quatre processus, sont présentées au tableau 4.17. (Gangbazo, 1991), (Liang et Mazkenzie, 1994), (Gangbazo et al., 1997), (Pesant et al., 1998).

Tableau 4.17: Coefficients de perte pour l'azote résiduel

	Coefficients de perte pour l'azote résiduel (%)
Lessivage	85%
Ruissellement	3%
Dénitrification	10%
Volatilisation	2%

4.3.1.2 Modèle organique

Le modèle organique se présente sous la même forme que le modèle minéral. En premier lieu, des coefficients de perte reliés à l'épandage sont appliqués à la fraction organique des engrais de ferme. Par la suite, des coefficients de perte par dénitrification, ruissellement et lessivage sont appliquées pour l'épandage automnal. Ces coefficients sont les mêmes que pour le modèle minéral. Mais, contrairement au modèle minéral, l'azote résiduel est par la suite minéralisé ou organisé dans le sol; donc aucun coefficient de perte n'est appliqué à l'azote résiduel.

Afin d'obtenir les pertes totales d'azote, les quantités de nitrates, provenant du ruissellement superficiel et du lessivage de la fraction organique et minérale des engrais, sont additionnées à la contribution du sol en azote. Pour le modèle organique, on considère que les toutes les pertes sont nulles. En effet, durant la première année de fertilisation, la partie organique des engrais de ferme

est minéralisée ou stockée sous forme d'humus dans le sol, ce qui la rend non-disponible pour les pertes (Ziegler, 1987). C'est pourquoi on n'en tient pas compte dans le cadre de ce travail. Cependant, cet humus sera minéralisé au cours des années suivantes et il libérera une partie de l'azote qu'il contient.

4.3.2 Cumul des charges annuelles d'azote

Les quantités de nitrates perdues par ruissellement superficiel et lessivage durant les 7 jours suivant l'épandage, durant l'automne et durant le reste de l'année, sont additionnées aux quantités de nitrates provenant du sol, ce qui donne la quantité de nitrates perdue annuellement. Le cumul des quantités de nitrates perdues annuellement sur l'ensemble du bassin versant est fait sans tenir compte de l'atténuation durant le transport, puisqu'on suppose que le transport soluble est conservatif. Le cumul se fait en additionnant les charges d'azote pour chaque cellule suivant la direction d'écoulement. La routine de cumul de l'algorithme de drainage est donc appliquée directement.

4.3.3 Intégration du modèle d'azote dans IDRISI

Le calcul des quantités de nitrates perdues annuellement, en kilogrammes par hectare, est intégré au sein du logiciel IDRISI sous forme de macro-commande, telle que présentée dans l'annexe C.3. La macro-commande se nomme *nitrates*. Les images IDRISI des coefficients sont créées en assignant la valeur des coefficients aux classes appropriées. Par exemple, l'image IDRISI des coefficients d'immobilisation est créée en effectuant un croisement de l'image des 4 classes de textures et de l'image des cultures. On obtient ainsi seize combinaisons de textures et de cultures. Une valeur est assignée à chacune des combinaison, ce qui permet d'obtenir l'image des coefficients d'immobilisation.

5 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS ET DISCUSSION

Cette section présente et discute les résultats obtenus à partir des trois modèles intégrés dans le SIG IDRISI. Les résultats concernent le modèle de bilan agronomique et les modèles de transport de phosphore et d'azote.

5.1 Résultats

5.1.1 Bilan agronomique

Les bilans agronomiques annuels, en azote et phosphore, ont été effectués pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer, grâce aux macro-commandes ***bilann*** et ***bilanp*** intégrées au logiciel IDRISI. Une valeur de surplus ou de déficit annuel, en azote et en phosphore, a été calculée pour chaque cellule du bassin versant. Le tableau 5.1 présente les moyennes des surplus ou des déficits annuels, en azote et en phosphore, pour chaque sous-bassin hydrographique du bassin. Les figures 5.1 et 5.2 représentent la distribution spatiale, pour l'ensemble du bassin versant, des surplus ou des déficits annuels, en azote et en phosphore.

5.1.2 Modèle de transport du phosphore

5.1.2.1 Charges

Les charges de phosphore particulaire et de phosphore dissous perdues annuellement ont été calculées pour chaque cellule du bassin versant de la rivière Boyer. Pour ce faire, les macro-commandes ***pparti*** et ***psolu,*** intégrées au logiciel IDRISI, ont été utilisées. Le tableau 5.2 présente une moyenne des charges annuelles de phosphore particulaire et de phosphore dissous pour chaque sous-bassin hydrographique. La figure 5.3 représente la distribution spatiale, pour l'ensemble du bassin versant, des charges annuelles de phosphore particulaire et dissous.

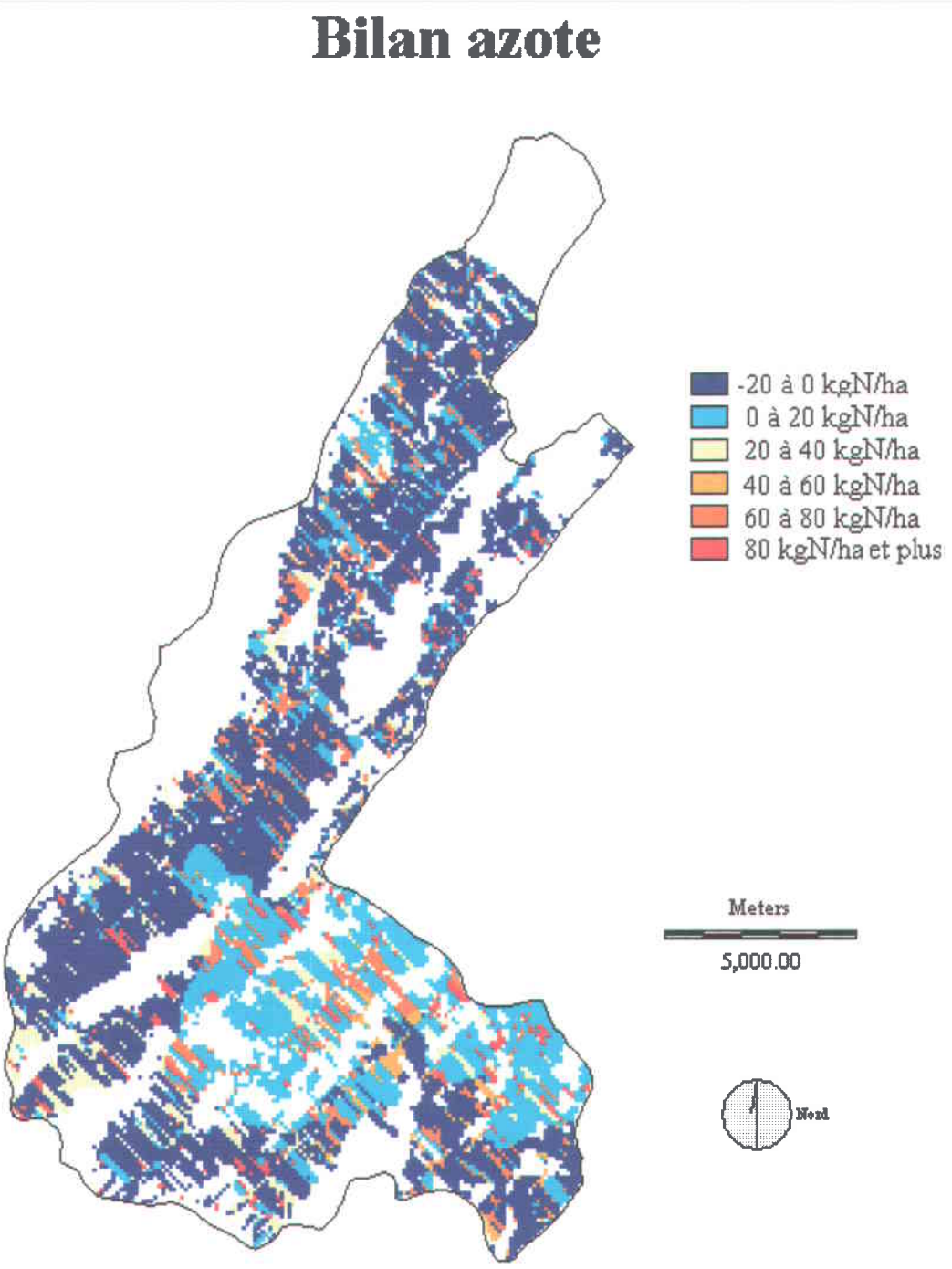


Figure 5.1: Résultat du bilan azoté intégré au système d'information géographique (kgN/ha)

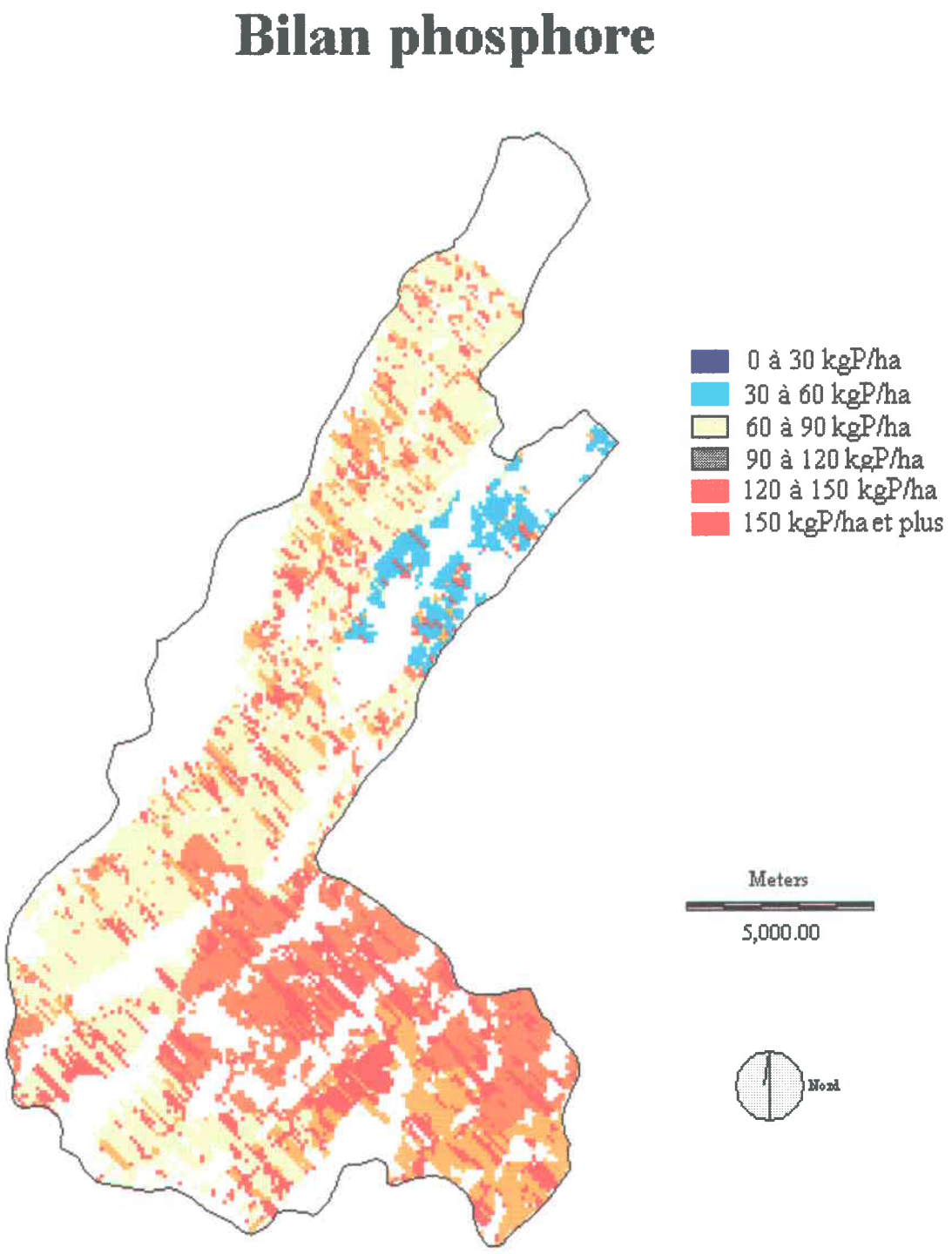


Figure 5.2: Résultat du bilan phosphaté intégré au système d'information géographique (kgP/ha)

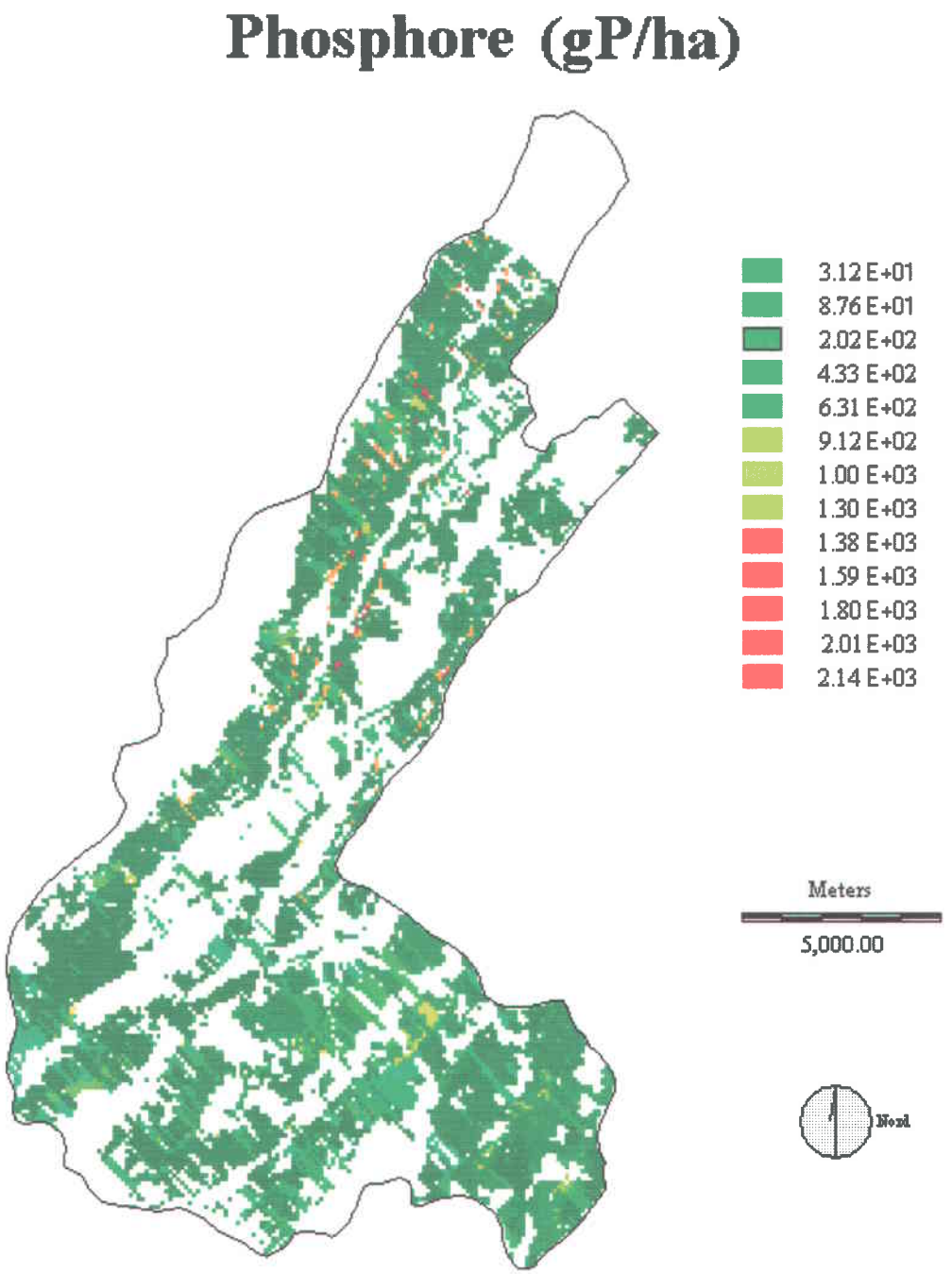


Figure 5.3: Résultat du calcul des pertes annuelles de phosphore pour l'ensemble du bassin versant (gP/ha)

Tableau 5.1: Moyennes annuelles des surplus ou déficits en azote (N)et en phosphore (P) pour chaque sous-bassin

Sous-bassin	AZOTE Surplus(+)/déficit(-) (kgN/ha)	PHOSPHORE Surplus(+)/déficit(-) (kgP/ha)
Boyer (aval)	-2.3	62.32
Boyer sud (aval)	20.73	124.79
Boyer nord (aval)	3.92	68.39
Portage	-6.07	31.23
Boyer sud (amont)	9.14	97.77
Boyer nord (amont)	-1.25	66.78

Tableau 5.2: Valeurs moyennes annuelles de phosphore (P) particulaire et dissous perdu par ruissellement superficiel pour chaque sous-bassin

Sous-bassin	Phosphore particulaire (gP/ha)	Phosphore dissous (gP/ha)
Boyer (aval)	18.34	3.79
Boyer sud (aval)	18.85	3.82
Boyer nord (aval)	15.11	3.04
Portage	5.09	1.07
Boyer sud (amont)	24.67	4.98
Boyer nord (amont)	25.97	5.24

Le cumul des charges annuelles de phosphore particulaire et de phosphore dissous, pour chaque cellule du bassin versant, est effectué à l'aide de l'algorithme de drainage. Pour le phosphore particulaire, le cumul des charges annuelles est fait à l'aide du rapport de restitution, qui tient compte de l'atténuation des charges durant le transport vers l'exutoire du bassin versant. Le cumul des charges annuelles de phosphore dissous est fait sans tenir compte de l'atténuation durant le transport, puisqu'il est supposé que le transport soluble est conservatif.

5.1.2.2 Concentrations

Afin d'exprimer les charges de phosphore obtenues en concentration, ce qui permettra de faire la comparaison avec les données de qualité de l'eau, il suffit d'appliquer la relation suivante :

$$\text{Concentration (mg/l)} = \text{charge totale (kg/an)} / \text{débit (m3/an)} / 1000 \qquad (5)$$

Pour le phosphore, les charges de phosphore dissous et de phosphore particulaire cumulées sont additionnées puis divisées par le carte de débit. Les valeurs des concentrations de phosphore obtenues à l'emplacement des 28 points d'échantillonnage (valeurs simulées) sont comparées avec les données de qualité de l'eau en annexe D.2 (valeurs mesurées).

La figure 5.4 permet de visualiser graphiquement les concentrations simulées en phosphore du bassin versant. Sur cette figure, la concentration moyenne en phosphore de chaque sous-bassins est exprimée en dégradé de couleur sur le réseau hydrographique, partant du bleu, pour la concentration la plus faible, jusqu'au rouge, pour la concentration la plus élevée. Les concentrations obtenues par simulation, à l'emplacement des 28 points d'échantillonnage, sont aussi représentées sur cette même figure. Pour simplifier la représentation des concentrations aux 28 points d'échantillonnage, les valeurs ont été réparties en 6 classes, qui sont représentées par des points de couleurs et de grosseurs différentes.

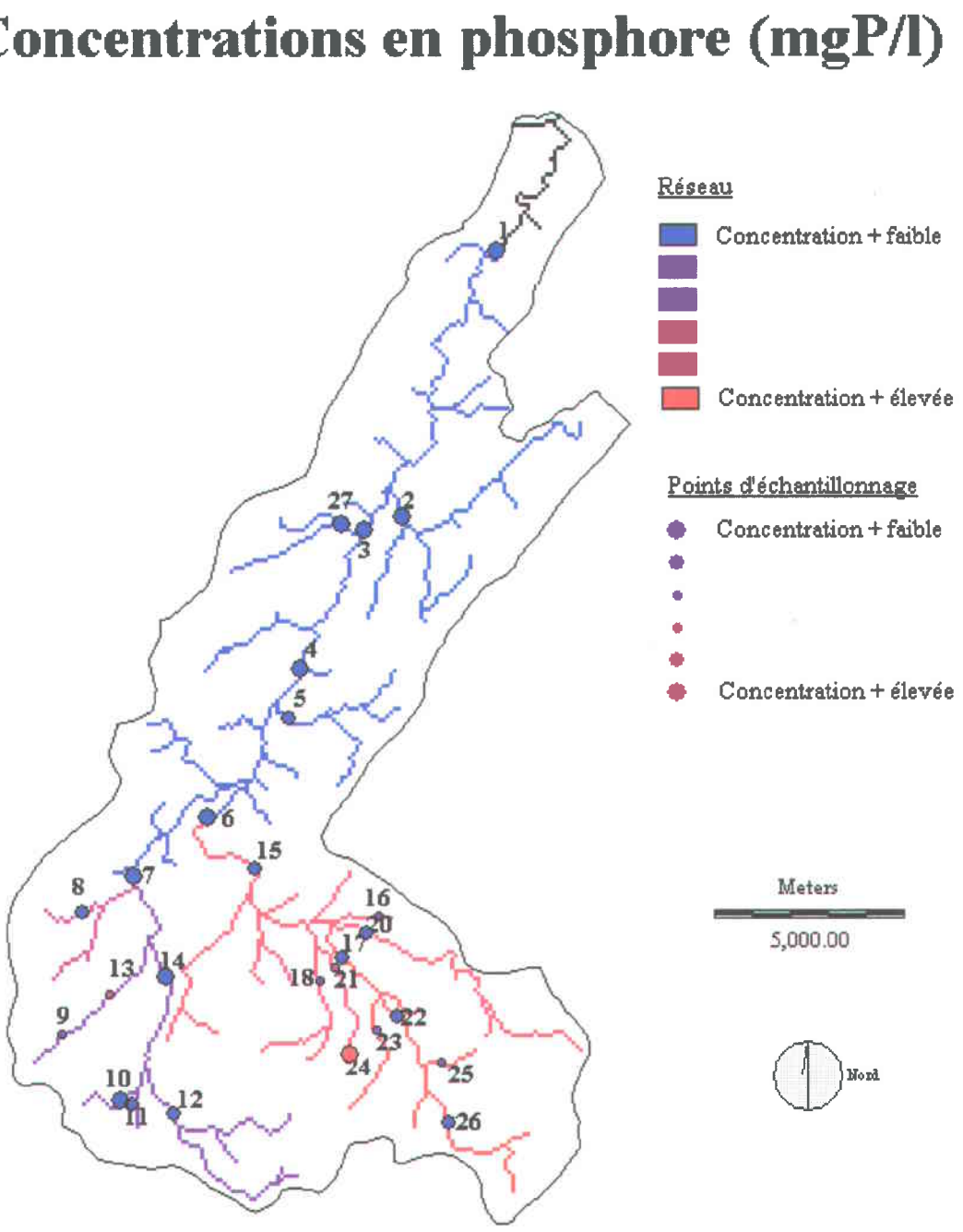


Figure 5.4: Concentrations en phosphore pour les sous-bassins (réseau hydrographique) et l'emplacement des points d'échantillonnage (points colorés)

5.1.3 Modèle de transport de l'azote

5.1.3.1 Charges

Les charges de nitrates perdues annuellement par lessivage et ruissellement superficiel ont été calculées pour chaque cellule du bassin versant de la rivière Boyer. Pour ce faire, la macro-commande ***nitrates***, intégrée au logiciel IDRISI, a été utilisée. Le tableau 5.3 présente les moyennes des charges annuelles de lessivage et de ruissellement superficiel pour chaque sous-bassin hydrographique. La figure 5.5 représente la distribution spatiale, pour l'ensemble du bassin versant, des charges annuelles de nitrates perdues par ruissellement superficiel et lessivage.

Tableau 5.3: Valeurs moyennes annuelles de nitrates perdus par lessivage et ruissellement superficiel pour chaque sous-bassin

Sous-bassin	Nitrates-lessivage (kgN/ha)	Nitrates-ruissellement (kgN/ha)
Boyer (aval)	9.3	1.44
Boyer sud (aval)	17.6	2.98
Boyer nord (aval)	11.86	1.6
Portage	4.73	0.64
Boyer sud (amont)	13.61	2.3
Boyer nord (amont)	10.34	1.62

Le cumul des charges annuelles d'azote de chaque cellule du bassin versant, par ruissellement superficiel et par lessivage, est effectué à l'aide de l'algorithme de drainage. Le cumul est fait sans tenir compte de l'atténuation durant le transport, puisqu'il est supposé que le transport soluble est conservatif.

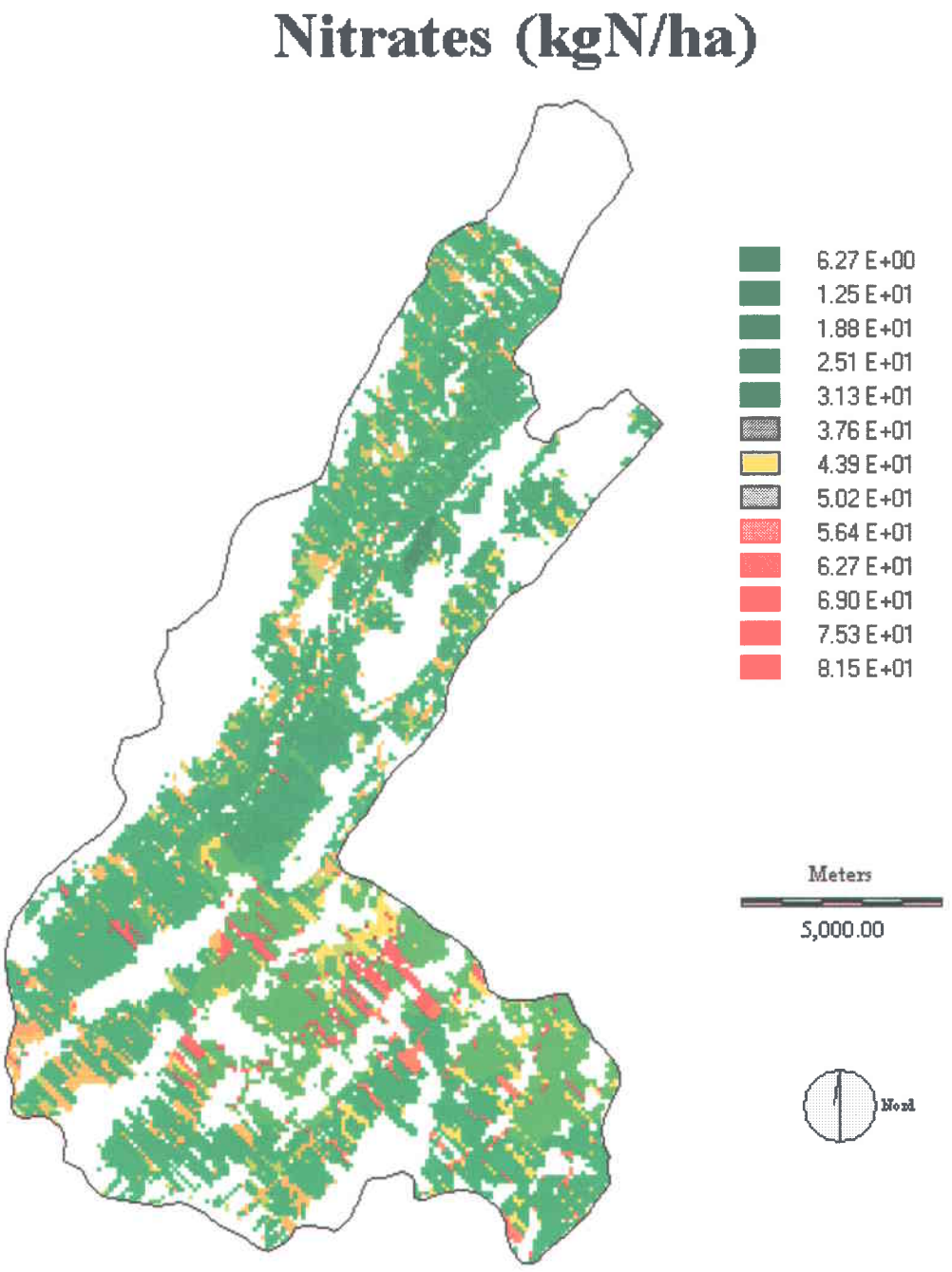


Figure 5.5: Résultat du calcul des pertes annuelles d'azote pour l'ensemble du bassin versant (kgN/ha)

5.1.3.2 Concentrations

L'expression des charges d'azote en concentration se fait comme expliqué précédemment pour le phosphore (section 5.1.2.2). Les charges d'azote provenant du lessivage et du ruissellement sont additionnées puis divisées par le carte de débit. Les valeurs des concentrations d'azote obtenues à l'emplacement des 28 points d'échantillonnage (valeurs simulées) sont comparées avec les données de qualité de l'eau (valeurs mesurées) en annexe D.1. La figure 5.6 permet de visualiser graphiquement les concentrations simulées en azote du bassin versant.

5.2 Évaluation des résultats

Cette section vise à comparer les concentrations simulées avec les concentrations mesurées (données de qualité de l'eau). Pour l'azote, les concentrations simulées sont à peu près dans le même ordre de grandeur que les concentrations mesurées. Cependant, pour le phosphore soluble, les concentrations simulées sont en moyenne dix fois plus faibles que les concentrations mesurées. Afin de pouvoir faire une comparaison, il est alors préférable de séparer les valeurs en classes de concentrations, ce qui permet de réduire les effets d'échelle entre les concentrations simulées et celles mesurées. Pour ce faire, les valeurs ont été également réparties en six classes. Les histogrammes, présentés dans l'annexe E, représentent la classe d'appartenance (de 1 à 6) des concentrations d'azote et de phosphore, pour les valeurs simulées et les valeurs mesurées, en fonction de chacun des points d'échantillonnage.

Une analyse catégorielle permet de présenter les différences entre les classes des valeurs simulées et celles des valeurs mesurées. Les résultats de l'analyse catégorielle sont présentés aux tableaux 5.4 et 5.5. Pour l'azote, 35% des valeurs appartiennent à la même classe (simulée et mesurée), 38% ont une différence de 1 entre ces classes, 23% ont une différence de 2 et 4% ont une différence de 3. Pour le phosphore, 30% des valeurs appartiennent à la même classe, 35% ont une différence de 1, 27% ont une différence de 2, 4% ont une différence de 3 et 4% ont une différence

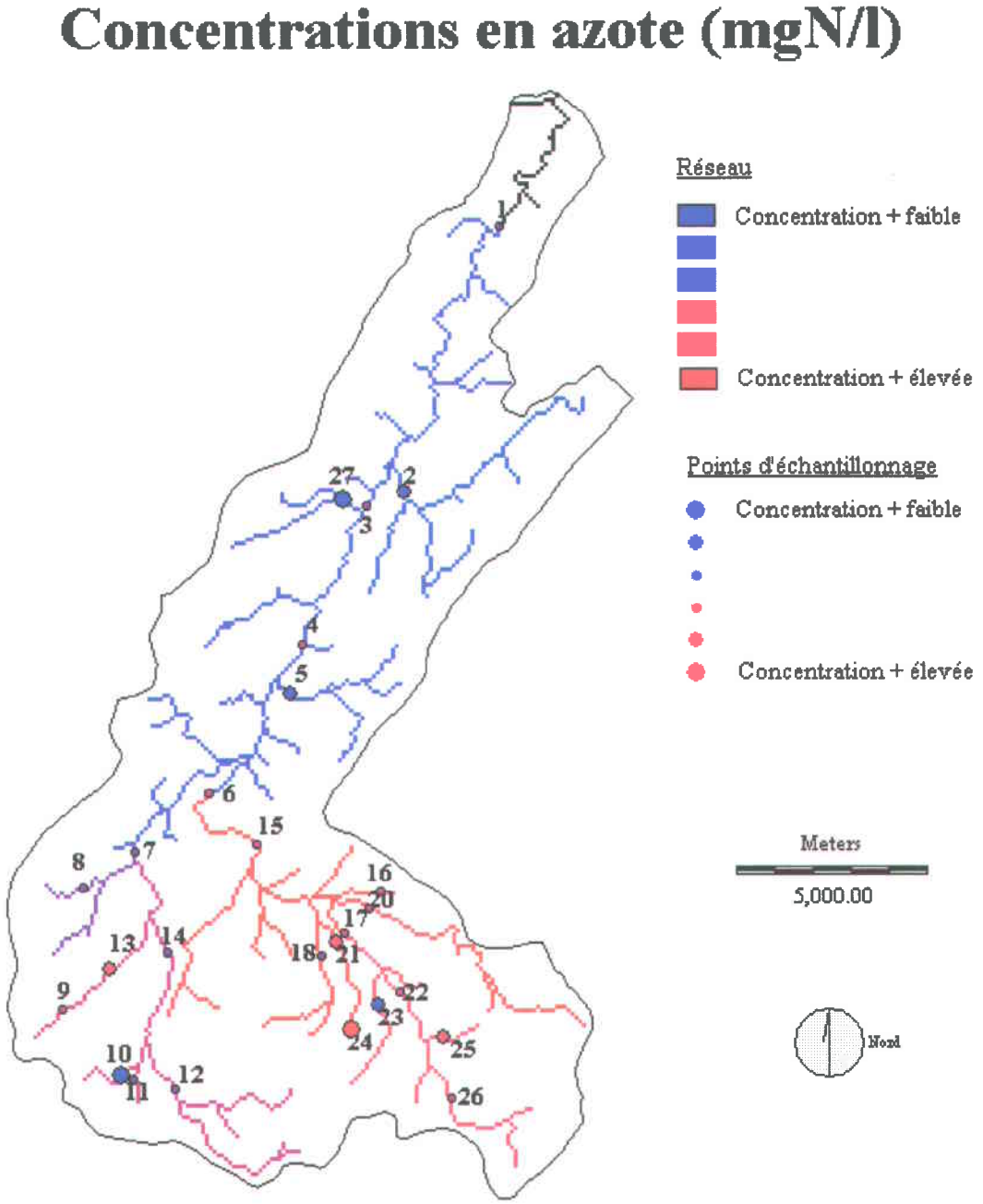


Figure 5.6: Concentrations en azote pour les sous-bassins (réseau hydrographique) et l'emplacement des points d'échantillonnage (points colorés)

de 5. Il est à noter que le point d'échantillonnage 19 ne fait pas partie de l'analyse catégorielle puisqu'une erreur de localisation géographique a été observée.

Tableau 5.4: Résultats de l'analyse catégorielle pour les classes d'azote

Sous-bassin	diff. nulle	diff. de 1	diff. de 2	diff. de 3	diff. de 4	diff. de 5
Boyer aval	2/26	4/26	0/26	0/26	0/26	0/26
Boyer sud aval	2/26	3/26	2/26	0/26	0/26	0/26
Boyer nord aval	4/26	1/26	1/26	0/26	0/26	0/26
Portage	0/26	0/26	0/26	0/26	0/26	0/26
Boyer sud amont	1/26	0/26	3/26	1/26	0/26	0/26
Boyer nord amont	0/26	2/26	0/26	0/26	0/26	0/26
Total	**9/26**	**10/26**	**6/26**	**1/26**	**0/26**	**0/26**

Tableau 5.5: Résultats de l'analyse catégorielle pour les classes de phosphore

Sous-bassin	diff. nulle	diff. de 1	diff. de 2	diff. de 3	diff. de 4	diff. de 5
Boyer aval	2/26	3/26	1/26	0/26	0/26	0/26
Boyer sud aval	2/26	2/26	2/26	0/26	0/26	0/26
Boyer nord aval	3/26	2/26	1/26	0/26	0/26	0/26
Portage	0/26	0/26	0/26	0/26	0/26	0/26
Boyer sud amont	1/26	0/26	3/26	1/26	0/26	1/26
Boyer nord amont	0/26	2/26	0/26	0/26	0/26	0/26
Total	**8/26**	**9/26**	**7/26**	**1/26**	**0/26**	**1/26**

5.3 Exemple typique d'application des modèles

Les résultats obtenus à partir des modèles de transport des charges d'azote et de phosphore intégrés au SIG démontrent des concentrations plus fortes pour certains sous-bassins hydrographiques du bassin de la rivière Boyer. Il s'agit donc de zones plus critiques. En supposant que les modèles développés et les données utilisées soient cohérents, un exemple typique d'application concrète de ces modèles serait de mettre ces zones critiques en relation avec certaines caractéristiques du territoire. Ceci permettrait de faire une interprétation des résultats et de faire la proposition de scénarios d'intervention visant à diminuer le phénomène de pollution diffuse.

Dans le cas de l'azote, les concentrations simulées les plus critiques sont observées dans le sous-bassin Boyer sud aval. En effet, on retrouve une grosse concentration de porcheries dans ce sous-bassin. Selon le tableau de la répartition des espèces animales par sous-bassin (annexe A.4), près de la moitié des porcs du bassin versant de la rivière Boyer s'y retrouvent. Ceci signifie que la quantité de fumiers et de lisiers produits risque de dépasser la capacité de réception des terres agricoles qui sont disponibles pour l'épandage. De plus, ce sous-bassin a une grande superficie vouée à la culture du maïs (une superficie de 324 hectares pour une superficie totale de 4212 ha). Or, nous savons que la culture du maïs requiert une grande quantité d'azote, ce qui risque de provoquer des problèmes de surfertilisation.

Dans le cas du phosphore, les concentrations les plus élevées sont observées dans le sous-bassin Boyer sud amont. Ce sous-bassin est situé en tête du bassin de la rivière Boyer, dans la zone des Appalaches. Les pentes y sont plus abruptes, ce qui augmente les chances de ruissellement de l'eau, aux dépens de l'infiltration. L'arrachement des particules (érosion) et les pertes de phosphore qui s'en suivent sont alors amplifiés. Aussi, le type de couvert végétal influence l'érosion et les pertes de phosphore. Par exemple, la présence de cultures annuelles à grands interlignes dans le sous-bassin Boyer sud amont, comme le maïs, favorise les pertes, contrairement à des cultures plus denses, comme les herbages (Bernard, 1997). La texture du sol influence aussi

les pertes de phosphore, favorisant le transport des particules plus fines. Dans ce sous-bassin, il s'agit principalement d'un loam sableux, qui a une teneur plus faible en fractions fines. Ce facteur ne devrait donc pas avoir trop d'influence sur les pertes de phosphore.

Le fait de mettre les zones critiques en relation avec certaines caractéristiques du territoire permet de confirmer les hypothèses de travail émises dans le premier chapitre de ce présent travail, à savoir que les concentrations d'azote et de phosphore augmentent avec la superficie du bassin versant vouée à l'agriculture et sont influencées par le type de culture, le type de sol et la topographie des lieux.

Les zones critiques nécessitent des mesures d'intervention. Dans le cas de l'azote, le risque de pollution est plus élevé quand les doses d'azote utilisées dépassent le seuil de réponse à l'azote de la culture (Tran et al., 1992). Il faut alors penser à une fertilisation raisonnée, à l'aide de plan de fertilisation à l'échelle de l'exploitation agricole. La fertilisation se fait alors en fonction du besoin des cultures, tout en limitant l'application d'engrais chimiques. De plus, il faut penser à exporter les surplus de lisiers vers les autres sous-bassins.

Dans le cas du phosphore, il faut appliquer des pratiques de conservation visant à réduire l'érosion, ce qui diminuerait, par le fait même, les pertes de phosphore vers les cours d'eau. La conservation des sols peut se faire grâce à des rotations des cultures, surtout si elle comporte une production herbagère. En effet, cette dernière offre un couvert végétal plus dense, donc qui protège le sol (Bernard, 1997). Des pratiques culturales réduites sont aussi nécessaires. Elles se distinguent des pratiques traditionnelles par un travail du sol moins intensif et plus superficiel. On vise alors à maintenir les résidus de récolte à la surface afin de bénéficier au maximum de leur effet protecteur.

5.4 Discussion

Les résultats provenant des modèles élaborés dans le cadre de ce travail, à l'aide du SIG, sont plus ou moins concluants. Les résultats sont entachés de plusieurs erreurs. Le but de cette présente

section est de discuter des points susceptibles d'avoir créé des erreurs dans les modèles et qui pourraient être corrigés ou améliorés éventuellement. Les erreurs proviennent de plusieurs sources. Dans le cadre de cette discussion, il est préférable de se limiter aux principales, soient la comparaison avec les données de qualité de l'eau, le choix de l'échelle de travail (spatiale et temporelle), l'utilisation du SIG, l'algorithme de drainage et les hypothèses émises dans l'élaboration des modèles.

5.4.1 Comparaison avec les données de qualité de l'eau

La comparaison avec les données de qualité de l'eau (valeurs mesurées) permet de discuter des résultats provenant des modèles incorporés au SIG, mais ne doit pas être le seul élément de discussion afin de juger de leur validité. En effet, les données de qualité de l'eau sont des données ponctuelles, prises à un moment précis au cours de l'année, tandis que les valeurs issues des modèles sont des moyennes annuelles. Les valeurs mesurées sont prises à l'étiage (durant l'été). Ainsi, elles "surreprésentent" l'écoulement de base (eau souterraine) et ne représente pas assez le ruissellement. La comparaison entre les valeurs mesurées et les valeurs simulées s'effectue donc à une échelle différente.

Aussi, les données de qualité de l'eau tiennent compte de toutes les sources de pollution pouvant contaminer les cours d'eau, dont les sources ponctuelles agricoles et urbaines. Les modèles développés dans le cadre de ce travail ne tiennent compte que du phénomène de pollution diffuse provenant des engrais appliqués et du sol. Ceci pourrait expliquer pourquoi les valeurs issues des modèles sont toujours inférieures aux données de qualité de l'eau.

5.4.2 Échelles de travail

5.4.2.1 Temporelle

Le choix de la base annuelle, comme échelle de travail temporelle, amène plusieurs erreurs susceptibles d'influencer les résultats des modèles développés dans le cadre de ce travail. En effet, l'échelle de travail annuelle ne permet pas de tenir compte de la caractéristique de chaque

événement pluvieux. Pourtant, la durée et l'intensité de chaque événement pluvieux influencent le transport des contaminants.

L'échelle annuelle de travail fait en sorte qu'il faut travailler avec un débit moyen annuel, ce qui ne permet pas de tenir compte des variations annuelles et saisonnières du débit. L'utilisation du débit moyen annuel risque aussi de créer des imprécisions supplémentaires dans les modèles. En effet, les stations débimétriques du bassin de la rivière Boyer ne sont pas en place depuis assez longtemps pour calculer un débit moyen annuel. Une estimation de la valeur annuelle a donc été utilisée.

Pour le modèle d'azote, l'échelle de travail annuelle créée des imprécisions. Les pertes par ruissellement superficiel et par lessivage sont influencées par plusieurs facteurs qui varient au cours d'une même année, selon les conditions climatiques. Dans le cadre de ce travail, une pondération annuelle est effectuée, ce qui diminue la précision du modèle. Pour le modèle de phosphore, l'équation de perte de sol est une équation qui donne une tendance à long terme de la perte de sol. L'échelle de travail annuelle n'influence donc pas trop la précision du modèle.

5.4.2.2 Spatiale

Le choix de la résolution des images matricielles IDRISI influence les résultats des différents modèles développés dans le cadre de ce travail. Le choix d'une résolution de 100 mètres par 100 mètres (un hectare) permet de simplifier certains calculs puisque les données en agriculture sont souvent disponibles à cette échelle. Cependant, ce choix de résolution oblige une uniformité des valeurs sur une superficie de 100 mètres carrés pour certaines données disponibles à une échelle plus fine.

5.4.3 Utilisation d'un système d'information géographique

Les erreurs dans un SIG sont nombreuses et se situent à plusieurs niveaux. Elles commencent avec la collecte de données et continuent à travers l'intégration des données dans le SIG, la

manipulation, les sorties et l'interprétation des résultats (Collins et Smith, 1994). Aussi, l'utilisation d'un SIG nécessite une grande quantité de données spatiales qui proviennent de sources différentes, donc de différents niveaux d'incertitude, ce qui génère des images de sortie d'une précision inconnue (Elmes et Cai, 1994). Voyons quelques exemples d'erreurs que l'on retrouve dans les données de base et les modèles interfacés au SIG.

5.4.3.1 Image satellite

L'image satellite du bassin versant de la rivière Boyer contient certaines imprécisions susceptibles d'influencer les résultats des modèles développés dans le cadre de ce travail. La résolution de l'image satellite peut être une cause d'imprécision. En effet, certaines pratiques culturales font en sorte que les cultures doivent être semées en bandes étroites, soit de moins de 25 mètres, ce qui rend la reconnaissance difficile pour la résolution de 30 mètres du capteur TM (Carignan, 1987).

Le processus de classification de l'image satellite influence aussi les résultats des modèles. L'obtention de signatures spectrales uniformes augmente la précision du résultat. Pour l'image satellite du bassin versant de la rivière Boyer, l'image a été prise au mois d'août. Bien que cette période d'enregistrement permette la meilleure distinction des principales cultures des basses terres du Saint-Laurent, certaines cultures ont déjà été coupées ou récoltées, ce qui rend difficile l'obtention de signatures spectrales uniformes pour chaque classe d'occupation du territoire. Aussi, les sites connus d'utilisation du territoire, qui servent de zones d'entraînement pour faire la classification de l'image, sont donnés de mémoire par les producteurs, ce qui risque d'entraîner des erreurs.

Le choix du nombre de classes d'utilisation du territoire, dans le processus de classification, influence aussi les résultats. Dans le cadre de ce travail, le nombre de classes est limité à 7 (motiftechnique), ce qui diminue la précision de la cartographie. De plus, la classification de l'image couvre l'ensemble du territoire, de sorte que certaines surfaces, qui n'appartiennent à

aucune classe (talus des cours d'eau, bord de route), sont tout de même classifiées (Carignan, 1987).

5.4.3.2 Carte pédologique

La carte pédologique a été obtenue par numérisation. Le processus de numérisation risque d'entraîner des erreurs puisqu'il faut uniformiser les séries pédologiques afin de créer des polygones pour chaque série. Afin de mieux représenter la réalité, il faudrait faire des limites floues entre les séries, ce qui permettrait d'attribuer des probabilités d'appartenance à certaine séries suivant la carte source.

5.4.3.3 Modèle numérique d'altitude (MNA)

Afin de créer le modèle numérique d'altitude à partir des courbes de niveau, il faut interpoler entre les courbes, qui ont été numérisées à partir de cartes topographiques. Dans le processus d'interpolation, certaines aberrations risquent de se glisser, ce qui crée des zones où le relief est artificiel. Ces anomalies du MNA sont corrigées dans l'exécution de l'algorithme de drainage, lorsqu'il s'agit de dépression ou de surfaces planes, mais il s'agit tout de même d'erreurs qui risquent d'influencer les résultats.

5.4.3.4 Algorithme de drainage

L'algorithme de drainage est susceptible de créer des imprécisions qui font en sorte que les résultats des modèles risquent d'en être affectés. En effet, la discrétisation des directions d'écoulement en seulement 8 directions, dans l'assignement des vecteurs d'écoulement à chaque cellule, limite les directions permises lors du cumul. Aussi, l'algorithme ne permet pas d'écoulement divergent, ce qui ne représente pas la réalité. Les paramètres d'entrée de l'algorithme de drainage, soient la superficie minimale drainée et le longueur minimale de cours d'eau, risquent aussi d'influencer les résultats.

5.4.4 Modèle d'azote

Les données nécessaires au modèle d'azote, intégré au SIG, proviennent majoritairement de données sur les exploitations agricoles. Ces données sont disponibles pour chaque exploitation. Elles concernent le nombre d'animaux (à partir desquels on calcule la quantité d'engrais de ferme produit), la quantité d'engrais minéraux achetés, etc. Le problème est qu'il n'est pas possible de savoir quels sont les champs qui appartiennent à une même exploitation. Ainsi, dans la redistribution des engrais de ferme et des engrais minéraux sur le différentes cultures, on fait face à un problème. Dans le cadre de ce travail, le problème est surmonté en choisissant de travailler à l'échelle des sous-bassins. Donc, la redistribution des engrais sur les cultures se fait uniformément pour chaque sous-bassin, ce qui n'est pas le cas en réalité, puisque chaque producteur agit différemment.

Aussi, dans l'élaboration du modèle d'azote, certaines hypothèses ont dû être posées, notamment sur la contribution du sol en azote, le scénario d'épandage, le type d'épandeur utilisé, le mode d'épandage, etc. Ces hypothèses ont été posées dans le but de simplifier le modèle, ce qui est donc susceptible de créer des erreurs dans les résultats.

5.4.5 Modèle de phosphore

Dans l'établissement de l'équation de perte de sol, il faut définir cinq paramètres qui entrent dans l'équation (LS, C, K, R et P). Afin de définir ces paramètres, certaines hypothèses simplificatrices doivent souvent être posées, ce qui est susceptible d'engendrer des erreurs. Pour le paramètre LS, ne connaissant pas la longueur de pente, il faut utiliser des valeurs de LS tirées de la littérature (Wishmeier, 1971), ce qui diminue la précision de ce paramètre. En réussissant à calculer la longueur de pente, la précision du facteur LS augmenterait. Aussi, afin d'être plus réaliste dans l'évaluation du facteur LS, il faudrait tenir compte des variations de pentes (Foster et Wishmeier, 1974), telles celles observées en bordure des cours d'eau. Cependant ceci dépasse le cadre de ce travail.

Pour le paramètre R, une seule valeur est associée à tout le bassin. En réalité, une certaine variation spatiale devrait être observée, ce qui augmenterait la précision des résultats. Pour le facteur C, en ayant une meilleure classification de l'image satellite, la précision augmenterait. Afin de calculer le phosphore particulaire attaché aux particules de sol, une relation établie par Sharpley est utilisée, faute de relation existant pour la région à l'étude. Cette équation n'est cependant pas calibrée pour la région étudiée dans le cadre de ce travail, ce qui est susceptible d'engendrer des erreurs.

La teneur en phosphore du sol a été obtenue par des analyses de sol faites chez les producteurs. Il s'agit de données ponctuelles. Afin d'avoir une couche d'information avec des teneurs en phosphore pour toutes les cellules de l'image du bassin versant de la rivière Boyer, une moyenne par classe de culture et par municipalité a été faite, ce qui diminue la précision. Pour évaluer les quantités de phosphore soluble perdues, on est parti du phosphore particulaire avec un ratio approximatif, ce qui cause beaucoup d'erreurs dans le modèle. Cependant, il n'existe pas encore d'autres moyens de déterminer le phosphore soluble, à moins de travailler sur la base d'un événement.

6 CONCLUSION

La problématique de pollution diffuse d'origine agricole est un phénomène maintenant reconnu comme responsable de la détérioration de la qualité des eaux dans plusieurs bassins versants du Québec. L'objectif de cette recherche était d'avoir une meilleure compréhension du fonctionnement d'un bassin versant à vocation agricole, ce qui permettrait ultérieurement de cibler les zones vulnérables et de trouver des pratiques permettant de diminuer le phénomène de pollution diffuse. Plus concrètement, l'objectif était de faire l'analyse des bilans et des flux des principaux nutriments concernés, l'azote et le phosphore, dans un bassin versant à vocation agricole.

L'utilisation de la géomatique, par le biais d'un SIG, a été justifiée par la complexité du phénomène de pollution diffuse qui fait en sorte que plusieurs données de sources différentes sont nécessaires. Le SIG facilite l'intégration des données multi-sources, permet leur gestion, permet d'effectuer une analyse spatiale et fournit une représentation spatiale des résultats. Les données du SIG sont géoréférencées, ce qui permet de faire plusieurs opérations sur les couches d'information. Le SIG IDRISI a été utilisé dans le cadre de ce travail. Il utilise le format matriciel, ce qui signifie que les images sont divisées en cellules de taille identique.

Le cadre du travail considérait un bassin versant à vocation agricole, situé à une trentaine de kilomètres à l'ouest de la ville de Québec : le bassin versant de la rivière Boyer. La dégradation de la qualité des eaux du bassin versant, par le phénomène de pollution diffuse d'origine agricole, a été observée depuis la disparition de la frayère des éperlans arc-en-ciel, à l'embouchure de la rivière.

La première partie du travail visait à établir un bilan des surplus et/ou des déficit en azote et en phosphore pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Boyer. Pour ce, il fallait déterminer les entrées et les sorties du bilan. Les entrées étaient les apports d'azote et de phosphore sous formes d'engrais de ferme, d'engrais minéraux et les apports provenant du sol. Les sorties étaient le

prélèvement en azote et en phosphore par les différentes cultures. Les bilans ont été créés au sein du logiciel IDRISI.

Les résultats du bilan azoté démontrent des surplus pour le sud du bassin versant, là où des concentrations de productions animales (porcs) sont situées. Les résultats du bilan phosphaté démontrent des surplus pour tout le bassin, particulièrement pour les régions situées au sud du bassin. Le surplus de phosphore sur l'ensemble du bassin est expliqué par le rapport phosphore/azote des engrais qui est plus élevé que celui des besoins des plantes, ce qui crée une accumulation aux grés des fertilisations.

La deuxième partie de ce travail visait à établir un modèle de transport des charges annuelles d'azote et de phosphore sur l'ensemble du bassin versant, suivant la direction d'écoulement des eaux sur le territoire. Pour ce, des modèles ont été créés à l'intérieur du SIG, grâce à l'utilisation de macro-commandes. Ces modèles calculent, en premier lieu, les charges d'azote et de phosphore qui sont perdues annuellement par ruissellement superficiel et lessivage pour chaque cellule du bassin versant.

Pour l'azote, le modèle applique des coefficients tirés de la littérature afin de déterminer les pertes annuelles de nitrates provenant des apports sous formes organiques, minérales et de la contribution du sol. Pour le phosphore, le modèle est construit à partir d'une équation de perte de sol qui détermine la quantité de phosphore particulaire qui est perdue annuellement sur les particules de sol érodé. La quantité de phosphore soluble perdue annuellement est déterminée en appliquant un ratio théorique du phosphore particulaire.

Ces charges (pertes) sont additionnées (cumulées) le long de la trajectoire d'écoulement des eaux. Afin de déterminer la direction d'écoulement des eaux sur l'ensemble du bassin versant, un algorithme de drainage, interfacé au SIG, a été utilisé. Cet algorithme utilise un modèle numérique d'altitude (MNA) afin d'assigner un vecteur d'écoulement à chaque cellule du bassin versant. Le

cumul des charges de cellule en cellule est fait suivant un facteur d'atténuation afin de tenir compte du fait que la charge exportée ne se retrouve pas nécessairement à l'exutoire du bassin. En effet, il y a phénomène de déposition et remise en suspension des particules lors du transport dans les cours d'eau.

La comparaison des valeurs issues des modèles (valeurs simulées) avec des données de qualité des eaux (valeurs mesurées) a été faite en 28 points d'échantillonnage du réseau hydrographique. La comparaison s'est effectuée en reclassant les valeurs simulées et mesurées en six classes, afin de diminuer les effets d'échelle. Une analyse catégorielle permet de déterminer que dans plus de 70% des cas les valeurs simulées et les valeurs observées présentent une différence de classes de moins de 1, mais les ordres de grandeur des valeurs simulées et des valeurs mesurées peuvent être très différents.

Un exemple d'application des modèles a été fait avec les concentrations simulées les plus fortes, en les mettant en relation avec l'utilisation du territoire . Dans le cas de l'azote, le sous bassin Boyer aval sud est le plus critique. En effet on y retrouve la plus grande concentration de porcheries de tout le bassin. Pour le phosphore, le sous-bassin Boyer amont sud est le plus critique. Ce sous-bassin est situé en tête du bassin de la Boyer, donc dans les Appalaches, où les pentes sont plus fortes. De plus, ce sous-bassin comporte une grande superficie de cultures érosives, comme le maïs. Ces exemples viennent confirmer les deux hypothèses de travail émises au chapitre premier de ce présent travail.

Les zones critiques nécessitent des mesures d'intervention. Dans le cas de l'azote, il faut penser à une fertilisation raisonnée, à l'aide de plan de fertilisation à l'échelle de l'exploitation agricole. La fertilisation se fait alors en fonction du besoin des cultures, tout en limitant l'application d'engrais chimiques. De plus, il faut penser à exporter les surplus de lisiers vers les autres sous-bassins. Dans le cas du phosphore, il faut appliquer des pratiques de conservation visant à réduire l'érosion, ce qui diminuerait, par le fait même, les pertes de phosphore vers les cours d'eau. La

pratiques de conservation peuvent se faire grâce à des rotations des cultures et des pratiques culturales réduites.

Les trois modèles adaptés pour un SIG et intégrés dans IDRISI pourront être améliorés, mais déjà on constate l'intérêt de cette modélisation puisqu'il est maintenant possible d'avoir une représentation schématique du mode de fonctionnement d'un bassin à vocation agricole et de cibler les zones critiques où il importe d'agir. Ceci permet de proposer des scénarios d'intervention dans le but de réduire le problème de pollution diffuse. Il reste à espérer que les scénarios d'intervention proposés seront mis en application.

En effet, le problème, avec la pollution diffuse, est que c'est une problématique qui se fait sentir à long terme, ce pourquoi nous parlons d'une bombe chimique à retardement. Ainsi, les répercussions des mesures d'intervention se font aussi sentir à long terme, ce qui ne permet pas de créer de satisfaction immédiate pour celui qui les met en pratique. Cependant, il faut garder en tête qu'un petit pas pour aujourd'hui est un grand pas pour demain...

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Agrocentre St-Rémi. (Page consultée le 8 novembre 1997). *Engrais minéraux*, [En ligne]. Adresse URL : http ://www.microtec.net/~agrofer/engrais.htm.

Abrassart, J. (1995). *Analyse de la sensibilité des bassins versants à la pollution nitratée des eaux*. [Mémoire de DEA de géographie]. Rennes, Université de Rennes, 72 pages.

Abrassart. J., M. Bertrand et A. Hervé (1993). *Bilan global de l'azote, phosphore et potassium, méthode pour une évaluation à différentes échelles*. Information technique du Cemagref, septembre 1993, no. 91, note 1, 8 pages.

Beauchemin, S. (1996). *Évaluation du risque de lessivage du phosphore dans les sols agricoles*. [Thèse de Doctorat ès Sciences (Eau)]. Québec, INRS-Eau, 154 pages.

Beaudet, P. (1994). *Coefficients d'efficacité des engrais de ferme*. Bulletin technique no. 22. CPVQ. Agdex 538, 18 pages.

Behrendt, H., L. Lademann et G. Pagenkopg (1996). Vulnerable areas of phosphorus leaching - detection by GIS-analysis and measurements of phosphorus capacity. *Wat.Sci.Tech.*, 33(4) :175-181.

Bernard, C. (1997). *Le développement durable des entreprises et des communautés agricoles*. [Session de formation]. Québec, 21 pages.

Bernard, C. (1996). Estimation de l'érodabilité (K) des principales séries de sol agricole du Québec à l'aide du monographe de Wischmeier. *Agrosol*, 9(2) :6-12.

Bonn, F. et G. Rochon (1996). *Précis de télédétection, volume 2 : applications thématiques*. Presses de l'Université du Québec, Ste-Foy, 633 pages.

Carignan, M., M. Bernier, O. Dupont et C. Seuthé (1987). Classification automatique des images Thematic Mapper pour la cartographie de l'utilisation du sol agricole au Québec : aspect opérationnel. Dans : *11ième symposium canadien sur la télédétection*. Waterloo, Ontario, 22-25 juin 1987, pp 165-172.

Collins, F.C. et J.L. Smith (1994). Taxonomy for error in GIS. Dans : *International symposium on the spatial accuracy of natural resource data bases*. Williamsburg, Virginie, 16-20 mai 1994, pp 1-7.

Corwin, D.L. et R.J. Wagenet (1996). Applications of GIS to the modeling of nonpoint source pollutants in the Vadose zone : a conference review. *J. Environ. Qual.*, 25 :403-411.

CPVQ (1996). *Grilles de référence en fertilisation*. Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ), Québec, Agriculture Québec, Agdex 540, 128 pages.

Environnement Canada (1996). Une problématique particulière. *Bulletin d'information Saint-Laurent Vision 2000*, 6(2) :1-4.

Eastman, J.R. (1995). *IDRISI, un SIG en mode image, version 4.0 et 4.1*. Centre Régional IDRISI Francophone, CRIF, Suisse.

Elmes, G.A. et G. Cai (1994). Structural reasoning for spatial database accuracy assessment. Dans : *International symposium on the spatial accuracy of natural resource data bases*. Williamsburg, Virginie, 16-20 mai 1994, pp 141-149.

Fairfield, J. et P. Leymarie. (1991). Drainage Networks From Grid Digital Elevation Models. *Water Resources Research*, 27(5) :709-717.

Foster, G.R., D.K. McCool, K.G. Renard et W.C. Moldenhauer (1981). Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. *J. of soil and water conserv.*, 36 :355-359.

Foster, G.R. et W.H. Wischmeier (1974). Evaluating irregular slopes for soil loss predictions. *American Society of Agricultural Engineers Transactions*, 17 :305-309.

Freissinet, C. (1992). *Evaluation par un système d'information géographique de la contribution des activités agricoles sur le bassin versant de la Beaurivage en matières fertilisantes provenant des fumiers et lisiers*. [Rapport de stage]. Québec, INRS-Eau, 37 pages.

Gabriels, D et P. Michiels (1992). Mineral phosphorus losses associated with soil erosion. Dans : *4th international imphos conference*. Ghent, Belgique, 8-11 septembre 1992, p. 391-399.

Gangbazo, G., A.R. Pesant et G.M. Barnett (1997). *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures*. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, 82 pages.

Gangbazo G. (1991). *Effets des évènements hydrologiques (pluies et fonte de la neige) sur les pertes d'azote et de phosphore résultant de l'épandage du lisier de porc au printemps et à l'automne*. [Rapport scientifique]. Québec, INRS-Eau, 79 pages.

Garbrecht, J.D. et L.W. Martz (1995). *TOPAZ, an automated digital landscape analysis tool for topographic evaluation, drainage identification, watershed segmentation, and subcatchment parameterization - TOPAZ overview - version 1.10*. National Agricultural Water Quality Laboratory, USDA, Agricultural Research Service, Oklahoma, 17 pages.

Garbrecht, J.D. et L.W. Martz (1992). Numerical definition of drainage network and subcatchment areas from digital elevation models. *Computers and geosciences*, 18(6) : 747-761.

GIRB (1995). *La Boyer de long en large. Volume 1 : Recueil des connaissances actuelles.* Groupe d'Intervention de la Rivière Boyer (GIRB), Québec.

Giroux, M. (1988). La pollution diffuse par les nitrates. *Agrosol*, Octobre 1988 :35-39.

Giroux, M. (1996). Problématique et méthode de gestion des charges de phosphore appliquées aux sols agricoles en provenance des engrais de ferme. *Agrosol*, 9(1) :36-45.

Guitton, L. 1997. *Restructuration du cadastre de la rivière Boyer*. [Rapport de stage]. Québec, INRS-Eau, 34 pages.

Haidar, A., D. Cluis et E. Quentin (1996). *Apport de la géomatique pour localiser les zones à risque de pollution du Loiret et de la rivière Boyer*. [Rapport de stage]. Québec, INRS-Eau, 106 pages.

Isfan, D., M. Lamarre et A. D'Avignon (1995). *Nitrogen-15 fertilizer recovery in spring wheat and soil as related to the rate and time application*. P. 175-187. Proceedings of an international symposium on nuclear and related techniques in soil-plant studies. IAEA, Vienne.

Lagacé, R. (1980). L'équation universelle de perte de sol : un outil. Dans : *érosion et conservation des sols*. 8e colloque de Génie rural. Univ. Laval. Robert Lagacé éditeur. pp. 39-59.

Landry, I. (1997). *Application de la télédétection à la perte de sol*. [Travail présenté dans le cadre du cours de télédétection : principes et méthodes (Eau-924)]. Québec, INRS-Eau, 15 pages.

Lavoie, S., M.C. Nolin et J.L. Sasseville (1995). Pollution issue de l'épandage d'engrais de ferme sur les terres agricoles : causes et processus. *Agrosol*, 8(1) :43-50.

Levine, D.A., C.T. Hunsaker, P.T. Sidey et J.J Beauchamp (1993). *A geographic information system approach to modeling nutrient and sediment transport*. Environmental Sciences Division, Publication no.3993, 164 pages.

Liang, B.C. et A.F. Mackenzie (1994). Changes of soil nitrate-nitrogen and denitrification as affected by nitrogen fertilizer on two Quebec soil. *J. Environ. Qual*, 23 :521-525.

Liang, B.C. et A.F. Mackenzie (1994). Corn yield, nitrogen uptake and nitrogen use efficiency as influenced by nitrogen fertilisation. *Can. J. Soil Sci*. 74 :235-240.

Madramootoo, C.A. (1987). Rainfall and runoff erosion indices for eastern Canada. *Transactions of the ASAE,* 31(1) :107-110.

Maidment, D.R. (1996). GIS and hydrologic modeling - an assessment of progress. Dans : *Third international conference/workshop integrating GIS and environmental modeling.* Santa Fe, New Mexico, 21-25 janvier 1996.

MAPAQ. (1983). *Manuel de gestion agricole des fumiers.* Québec, Gouvernement du Québec. 227 pages.

Michaud, Aubert. (1997). *Analyse de la problématique et opportunités d'intervention à l'égard de la gestion des engrais de ferme et des engrais minéraux dans le bassin versant de le rivière Boyer.* [Communication personnelle]. Québec, 15 pages.

Mizgalewicz, P.J. et D.R. Maidment (1996). *Modeling agrichemical transport in midwest rivers using geographic information systems.* CRWR Online Report 96-6. 339 pages.

Moore, H. (1997). *Évaluation et cartographie du risque de pollution diffuse par le phosphore dans le bassin versant du ruisseau Turmel à Sainte-Marie de la Beauce.* [Mémoire ès Sciences]. Québec, Université Laval. (Sous-presse)

Novotnoy V. et G. Chester (1989). Delivery of sediment and pollutants from nonpoint sources : A water quality perspective. *J. Soil Water Conser.*, 44(6) :568-576.

Pesant, A., M. Perron, G. Barnett, S.P. Guertin, A. Bélanger et G. Gangbazo (1998). *Effet de la période et du type de travail primaire du sol sur les déplacements d'azote et de phosphore dans les eaux de surface et de drainage.* Fondation québécoise pour la recherche en agro-foresterie. UPA, Québec, 83 pages.

Quentin, E. (1997). Mesure d'erreurs d'un réseau de drainage généré dans un système d'information géographique en mode matriciel, Dans : *Symposium international sur la géomatique à l'ère de RADARSAT.* Ottawa, Ontario, 24-30 mai 1997.

Rechatin, C. (1994). *Mise au point d'un complément à un logiciel d'analyse automatique du relief.* [Rapport de stage]. Québec, INRS-Eau, 37 pages.

Smith, J.A. (1993). Precipitations. Dans : *Handbook of hydrology*, D.R. Maidment (Ed.), pp. 3.1-3.47. McGraw-Hill, New York.

Sharpley, A.N., T.C. Daniel et D.R. Edwards (1993). Phosphorus movement in the landscape. *J. Prod. Agric.*, 6 :492-500.

Sharpley, A.N. et A.D. Halvorson (1994). The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. Dans : *Advances in soil science : soil processes and water quality,* R. Lal and B.A. Stewart (Eds.), pp. 7-90. Boca Raton. Lewis publishers.

Sharpley, A.N. et S.J. Smith (1989). Prediction of soluble phosphorus transport in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.*, 18 :313-316.

Singh, V.P. et M. Fiorentino. (1996). *Geographical Information Systems in Hydrology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, 443 pages.

Tran, T.S., R.R Simard et D. Cluis (1998). *Etude du bilan de l'azote et de l'engrais ^{15}N et du lisier de bovins dans les champs sous prairie*. Congrès de l'Association Québécoise de Spécialistes en Science du sol (AQSSS). Université Laval, Québec.

Tran, T.S. et M. Giroux (1998). Fate of ^{15}N labeled fertilizer applied to corn in different soil types. *Can. J. Soil sci.* (sous-presse).

Tran, T.S., M. Giroux et M.P. Cescas (1997). Utilisation de l'engrais azoté marqué au ^{15}N par le maïs selon les modes d'application et les doses d'azote. *Can. J. Soil sci*, 77 :9-19.

Tran, T.S., D. Isfan, F. Chalifour, A. Mailloux et S.P. Guertin (1996). Utilisation rationnelle de l'azote en agriculture, pp. 19-47. Dans : *Colloque sur la fertilisation intégrée des sols*, Drummondville, 24 janvier 1996, 257 pages.

Tran, T.S. (1995). *Efficacité et devenir de l'engrais azoté marqué (^{15}N) appliqué à la culture de maïs (Zea may L.)*. [Thèse de Doctorat es Sciences]. Québec, Université Laval, 162 pages.

Tran, T.S., M. Giroux et A. N'Dayegamiye (1992). Utilisation rationnelle des fumures azotées minérales : Aspects agronomiques et environnementaux. *Agrosol,* 5(2) :18-25.

U.S. Department of Agriculture. (Page consultée le 8 janvier 1998). *Agricultural Non-Point Source (AGNPS) pollution model,* [En ligne]. Adresse URL : http ://www.itc.nrcs.usda.gov/huwq/agnps.htm

Wischmeier, W.H. et D.D Smith (1978). *Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning*. U.S. Department of Agriculture. Agriculture Handbook no.537, 58 pages.

Wischmeier, W.H., C.B. Johnson et B.V. Cross (1971). A soil erodability nomograph for farmland and construction sites. *J. Soil Water Conserv.*, 26 :189-193.

Ziegler, D. (1987). Azote et déjections animales. *Perspectives agricoles*, 115 :159-164.

ANNEXE A

Données supplémentaires

Point no.	Phosphore 1997	Azote 1997	Phosphore 1996	Azote	Point no.	Phosphore 1996	Azote 1996	Phosphore 1996	Phosphore 1997
1	0.088	11.8	0.03	9.7	**15**	0.062	17.05	17.24	0.06
2	0.111	5.05	0.09	4.9	**16**	0.076	10.25	10.43	0.03
3	0.077	12.71	0.06	11.	**17**	0.077	15.01	20.23	0.02
4	0.084	12.67	0.03	12.	**18**	0.020	16.03	17.36	0.02
5	0.052	8.7	0.12	9.9	**19**	0.269	0.99	1.86	0.05
6	0.050	18.08	0.02	16.	**20**	0.012	22.84	100.14	0.05
7	0.091	15.17	0.02	15.	**21**	0.054	17.86	27.4	0.05
8	0.106	13.90	0.22	1.7	**22**	0.110	11.21	12.02	0.08
9	0.082	44.34	0.07	71.	**23**	0.077	7.88	15.96	0.06
10	0.062	0.88	0.07	2.4	**24**	0.032	27.45	32.12	0.02
11	0.040	7.62	0.35	7.5	**25**	0.042	3.81	4.69	0.01
12	0.041	17.72	0.02	16.	**26**	0.085	10.49	10.46	0.12
13	0.059	34.81	0.02	50.	**27**	0.062	10.69	10.67	0.03
14	0.037	13.34	0.12	10.	**28**	0.094	11.16	8.51	0.06

Annexe A.1 : Données de qualité de l'eau (N et P) pour les années 1996-1997 (mg/l)

Annexe A.2 : Teneurs en phosphore disponible (Mehlich-3) du sol par municipalité pour les différentes cultures

Municipalité	Culture	Teneur en phosphore (kgP/ha)	Municipalité	Culture	Teneur en phosphore (kgP/ha)
St-Charles	Foin	153	**St-Michel**	Foin	153
	Céréales	153		Céréales	66
	Maïs	305		Maïs	305
	Pâturages	132		Pâturages	132
St-Henry	Foin	153	**St-Gervais**	Foin	298
	Céréales	109		Céréales	121
	Maïs	176		Maïs	158
	Pâturages	129		Pâturages	153
St-Anselme	Foin	153	**La Durantaye**	Foin	153
	Céréales	159		Céréales	106
	Maïs	93		Maïs	55
	Pâturages	129		Pâturages	88
Honfleur	Foin	298	**St-Etienne**	Foin	0
	Céréales	149		----	----
	Maïs	157		Maïs	121
	Pâturages	212		Pâturages	0

Annexe A.3 : Contribution du sol en azote sous forme de nitrate dans l'eau de drainage suivant le type de texture et de culture

	Foin (kg/ha)	Céréales (kg/ha)	Maïs (kg/ha)	Pâturages (kg/ha)
Argile	3	6	10	3
Argile sableuse, loam argileux	5	8	12	5
Loam, loam limoneux, loam sableux	7	10	14	7
Sable, sable fin, sable limoneux	9	12	16	9

Annexe A.4 : Répartition des espèces animales par sous-bassin

	Nombre de bovins de boucherie	Nombre de bovins laitiers	Nombre de porcs	Nombre de volailles
Boyer (aval)	750	2 611	12 702	169 664
Boyer sud (aval)	314	1 476	23 709	69166
Boyer nord (aval)	80	410	2 756	17
Portage	208	416	777	1 000
Boyer sud (amont)	101	788	9 878	0
Boyer nord (amont)	321	592	7 333	58 332

Annexe A.5 : Teneurs en azote et en phosphore à l'entreposage des déjections animales

Catégorie d'animaux	Teneur à l'entreposage (kg/an-tête) - 70% Teneur brute	
	N	P2O5
BOVINS LAITIERS		
Vaches laitières	**83.0**	**42.0**
Taureaux(15 mois et +)	82.0	31.4
Génisses laitières (moins d'un an)	36.7	19.5
Veaux laitiers (0-2 ms)	68	35
BOVINS DE BOUCHERIE		
Vaches de boucherie	**56.0**	**35.0**
Taureaux (1 an et plus)	76.7	29.3
Taureaux (1 an et moins)	82.0	31.2
Bovins de finition	**45.8**	**30.4**
Bouvillons	41.8	27.6
Veaux d'embouche	20.7	77
Veaux (moins d'un an)	18.5	7.8
PORCS		
Truies	**13.9**	**13.6**
Porcelets	2.2	1.9
Porcelets (7-30 kg)	3.1	1.5
Porcelets (4,5-30 kg)	4.1	3.2
Porcs à l'engraissement	**8.6**	**6.0**
Porcs à l'engraissement (30-107kg)	10.5	6.9
POULETS		
Poulets de grain	**31**	**0.14**
Gros poulets	**53**	**0.59**
Poulets à griller	**31**	**33**
Pondeuses	49	35

Annexe A.6 : Rendements et prélèvements des cultures pour la région Chaudière-Appalaches

Cultures	Teneurs en eau	Rendements des cultures	Prélèvements des cultures par tonnes récoltées	
	%	t/ha	kg - N	kg - P
Avoine	15%	2.5	17.8	3.95
Céréales mélangées	15%	2.6	18.8	3.95
Soya	15%	2.5	8.0	5.66
Orge	15%	2.7	17.8	3.95
Maïs sucré frais	Frais	11.5	6.2	1.24
Maïs d'ensilage	15%	11.3	12.1	2.19
Maïs-grain	15%	5.3	15.0	3.00
Luzerne	15%	6.3	18.9	2.55
Mil	15%	5.5	15.6	2.12
Pâturages améliorés	15%	5.5	15.6	2.12
Pâturages naturels	15%	5.5	15.6	2.12

ANNEXE B

Répartition des engrais de ferme et des engrais minéraux

Annexe B.1 : Répartition des engrais de ferme sur les différentes cultures

	Foin (t/ha)	Céréales (t/ha)	Maïs (t/ha)	Pâturages (t/ha)
AZOTE				
Boyer (aval)	35	22	54	112
Boyer sud (aval)	61	39	95	143
Boyer nord (aval)	33	21	52	255
Portage	26	16	39	149
Boyer sud (amont)	50	32	78	123
Boyer nord (amont)	37	24	58	140
PHOSPHORE				
Boyer (aval)	14	20	29	48
Boyer sud (aval)	29	40	57	61
Boyer nord (aval)	15	21	29	109
Portage	10	14	21	66
Boyer sud (amont)	22	30	43	52
Boyer nord (amont)	17	23	33	62

Annexe B.2 : Répartition des engrais minéraux sur les différentes cultures

	Foin (t/ha)	Céréales (t/ha)	Maïs (t/ha)	Pâturages (t/ha)
AZOTE				
Boyer (aval)	36	23	56	36
Boyer sud (aval)	42	27	65	42
Boyer nord (aval)	42	27	65	42
Portage	33	21	50	33
Boyer sud (amont)	34	22	53	34
Boyer nord (amont)	33	21	50	33
PHOSPHORE				
Boyer (aval)	8	5	13	8
Boyer sud (aval)	10	6	15	10
Boyer nord (aval)	9	6	14	9
Portage	8	5	12	8
Boyer sud (amont)	8	5	12	8
Boyer nord (amont)	7	5	11	7

ANNEXE C

Macro-commandes

Annexe C.1 : macro bilan azote *(bilann)*

```
reclass x i occb100m cult 3 cult
crosstab x cult 83sbas6 1 temp
assign x temp cultsbas cultsbas
Assign x pedotext pedo4 pedo4
Crosstab x pedo4 cult 1 temp1
overlay x 3 temp1 83bass6 cultpedo

rem apports fertilisation
Assign x cultsbas apportn apportn

rem apports sol
Assign x cultpedo appsol appsol

rem prélèvements
assign x cult rendem rendem
overlay x 3 rendem airecult recolte
assign x cult prelvn prelvn
overlay x 3 recolte prelvn prlvtotn
overlay x 4 prlvtotn airecult prlvhan

rem bilan par hectare
overlay x 1 appsol apportn temp2
overlay x 2 temp2 prlvhan temp3
overlay x 3 temp3 83bass6 bilann
```

Annexe C.2: macro bilan phosphore (*bilanp*)

```
reclass x i occb100m cult 3 cult
crosstab x cult 83sbas6 1 temp
assign x temp cultsbas cultsbas
Assign x pedotext pedo4 pedo4
Crosstab x pedo4 cult 1 temp1
overlay x 3 temp1 83bass6 cultpedo

rem apports fertilisation
Assign x cultsbas apportp apportp

rem prélèvements
assign x cult rendem rendem
overlay x 3 rendem airecult recolte
assign x cult prelvp prelvp
overlay x 3 recolte prelvp prlvtotp
overlay x 4 prlvtotp airecult prlvhap

rem bilan par hectare
Rem overlay x 1 appsol apportp temp2
Rem overlay x 1 temp2 apportmp apptotp
overlay x 2 apportp prlvhap temp3
overlay x 3 temp3 83bass6 bilanp
```

Annexe C.3 : macro modèle azote (*nitrates*)

```
reclass x i occb100m cult 3 cult
crosstab x cult 83sbas6 1 temp
assign x temp cultsbas cultsbas
Assign x pedotext pedo4 pedo4
Crosstab x pedo4 cult 1 temp1
overlay x 3 temp1 83bass6 cultpedo

rem répartition des apports
rem apports des engrais de ferme
Assign x cultsbas appn appn

rem apports des engrais minéraux
Assign x cultsbas appmn appmn
```

rem apports du sol
assign x cultpedo appsol appsol

rem répartition des apports sur les pâturages
assign x cultsbas patur patur

rem pâturages, partie minérale
scalar x patur patmin 3 0.50

rem coefficients (prélèvement, immobilisation, lessivage et ruissellement)
Assign x cult coefprel coefprel
Assign x cultpedo coefimm coefimm
Overlay x 1 coefimm coefprel coeftot
Assign x cultmsk6 coefruis coefruis
Assign x cultmsk6 coefless coefless

rem répartition animale
assign x 83sbas6 bovins bovins
assign x 83sbas6 porcs porcs
assign x 83sbas6 volail volail
overlay x 3 bovins appn appnbov
overlay x 3 porcs appn appnpor
overlay x 3 volail appn appnvol

rem bovins, partie minérale
scalar x appnbov appnbovs 3 0.90
scalar x appnbov appnbovl 3 0.10
scalar x appnbovs appnbov1 3 0.20
scalar x appnbovl appnbov2 3 0.60
overlay x 1 appnbov1 appnbov2 appnbovm

rem porcs, partie minérale
scalar x appnpor appnporm 3 0.70

rem volailles, partie minérale
scalar x appnvol appnvolm 3 0.70

rem partie minérale totale
overlay x 1 appnbovm appnporm temp
overlay x 1 temp appnvolm minferme

rem modèle minéral des engrais de ferme
rem perte 7 jours suivant l'épandage
rem scalar x minferme vola 3 0.3
scalar x minferme ruis1 3 0.02
scalar x minferme less1 3 0.02
scalar x minferme temp 3 0.66

rem pertes automne
scalar x temp temp1 3 0.50
rem scalar x temp1 deni 3 0.08
scalar x temp1 ruis2 3 0.06
scalar x temp1 less2 3 0.10
scalar x temp1 temp2 3 0.76
overlay x 1 temp1 temp2 eqmin

rem modèle mineral des engrais minéraux
overlay x 1 appmn eqmin temp
overlay x 3 temp coeftot temp1
overlay x 2 temp temp1 reste
overlay x 3 coefruis reste ruis3
overlay x 3 coefless reste less3

overlay x 1 ruis1 ruis2 temp
overlay x 1 temp ruis3 ruis
overlay x 1 less1 less2 temp
overlay x 1 temp less3 less

rem modèle minéral pour pâturages
rem pertes 7 jours suivant l'épandage
scalar x patmin patvola 3 0.3
scalar x patmin patruis1 3 0.02
scalar x patmin patless1 3 0.02
scalar x patmin patmin1 3 0.66

Overlay x 3 patmin1 coeftot temp
Overlay x 2 patmin1 temp reste
Overlay x 3 coefruis reste patruis2
Overlay x 3 coefless reste patless2

overlay x 1 patruis1 patruis2 patruis
overlay x 1 patless1 patless2 patless

overlay x 1 patruis ruis bassruis
overlay x 1 patless less bassless

overlay x 1 bassruis bassless bassnitr
overlay x 1 bassnitr appsol bassntot

Annexe C.4 : macro modèle phosphore particulaire (*pparti*)

rem calcul des pentes du bassin en %
surface x 1 boyemna0 temp # p 1
overlay x 3 temp 83bassin pentes

rem préparation des couches pour USLE
reclass x i pentes temp 3 factorls
scalar x temp factorls 4 100
assign x occb100m factorc factorc
assign x pedoseri factork factork

rem calcul de perte de sol et du rapport d'enrichissement (ER)
overlay x 3 factorc factorls temp1
scalar x temp1 temp2 3 1240.0
overlay x 3 temp2 factork USLE
scalar x usle uslekg 3 1000

transfor x uslekg temp 2
Scalar x temp temp1 3 -0.16
Scalar x temp1 temp2 1 1.21
Transfor x temp2 temp3 3
Overlay x 3 temp3 uslemk ER

rem préparation de la couche des teneurs en phosphore du sol
overlay x 3 83mun 83bass6 83MUNBA
reclass x i 83munba 83MUNBAS 3 83munbas
crosstab x cult 83munbas 1 muncult
assign x muncult solp solp 2

rem calcul de phosphore particulaire
scalar x solp solppm 4 2.24
overlay x 3 uslekg solppm temp
overlay x 3 temp er ppartimg
scalar x ppartimg ppartig 4 1000

Annexe C.5 : phosphore soluble (*psolu*)

```
assign x cult %soluble %soluble
overlay x 3 %soluble ppartig psolug
overlay x 1 ppartig psolug bassptot
```

ANNEXE D

Comparaison entre les résultats des concentrations de nitrates obtenues du modèle (valeurs simulées) et les données de qualité de l'eau (valeurs mesurées)

Annexe D.1 : Comparaison entre les résultats des concentrations de nitrates obtenues du modèle (valeurs simulées) et les données de qualité de l'eau (valeurs mesurées)

Point	Nitrates valeurs simulées (mg/l)	Nitrates valeurs mesurées (mg/l)	Point	Nitrates valeurs simulées (mg/l)	Nitrates valeurs mesurées (mg/l)
1	5.51	11.8	**15**	7.64	17.05
2	2.61	5.05	**16**	7.86	10.25
3	5.99	12.71	**17**	7.15	15.01
4	6.37	12.67	**18**	5.5	16.03
5	4.08	8.7	**19**	10.56	0.99
6	7.68	18.08	20	7.18	22.84
7	5.71	15.17	**21**	9.24	17.86
8	5.9	13.9	22	7.69	11.21
9	7.61	44.34	23	3.61	7.88
10	1.55	0.88	**24**	10.89	27.45
11	4.79	7.62	25	9.54	3.81
12	5.8	17.72	26	7.26	10.49
13	8.12	34.81	27	1.96	10.69
14	4.96	13.34	**28**	---	11.16

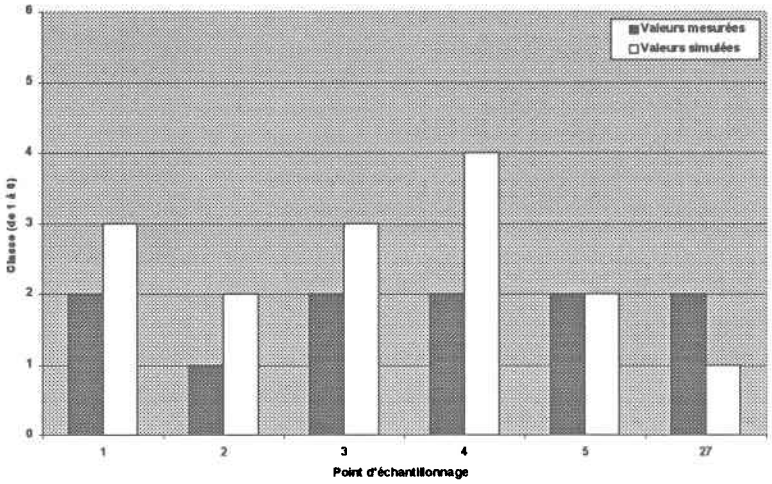
Annexe D.2 : Comparaison entre les résultats des concentrations de phosphore obtenues du modèle (valeurs simulées) et les données de qualité de l'eau (valeurs mesurées)

Point	Phosphore valeurs simulées (mg/l)	Phosphore valeurs observées (mg/l)	Point	Phosphore valeurs simulées (mg/l)	Phosphore valeurs observées (mg/l)
1	0.00983	0.088	**15**	0.0037	0.062
2	0.00332	0.111	**16**	0.00721	0.076
3	0.00979	0.077	**17**	0.00485	0.077
4	0.00961	0.084	**18**	0.00711	0.02
5	0.00867	0.052	**19**	0.0028	0.269
6	0.01134	0.05	20	0.00326	0.012
7	0.00785	0.091	**21**	0.017	0.054
8	0.0044	0.106	22	0.0027	0.11
9	0.00956	0.082	23	0.00815	0.077
10	0.0013	0.062	24	0.0372	0.032
11	0.00467	0.04	25	0.00461	0.042
12	0.00795	0.041	26	0.00375	0.085
13	0.0117	0.059	27	0.00184	0.062
14	0.00432	0.037	**28**	---	0.094

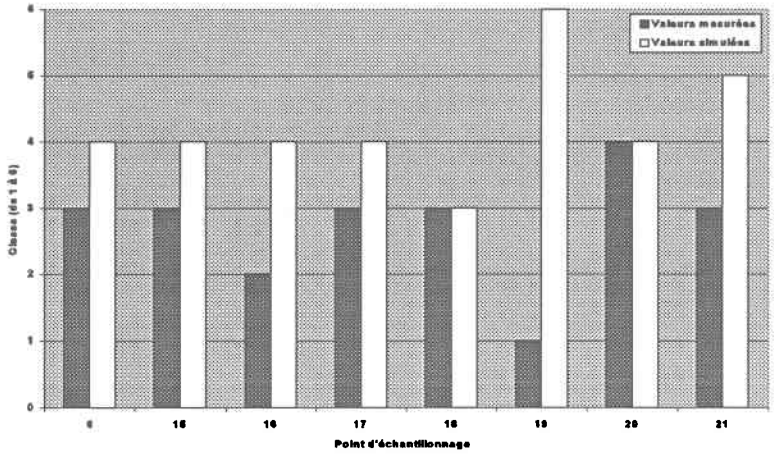
ANNEXE E

Comparaison par classe des valeurs mesurées et simulées pour chaque sous-bassin

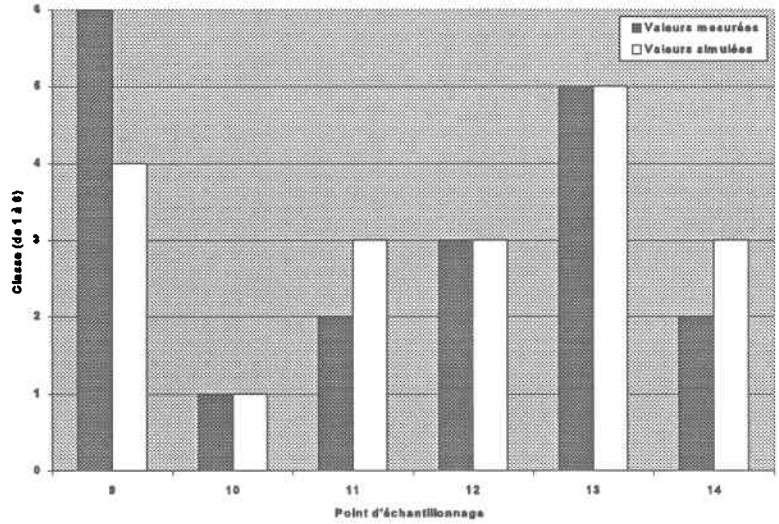
Annexe E.1: Comparaison par classe des valeurs mesurées simulées d'azote pour le sous-bassin Boyer aval



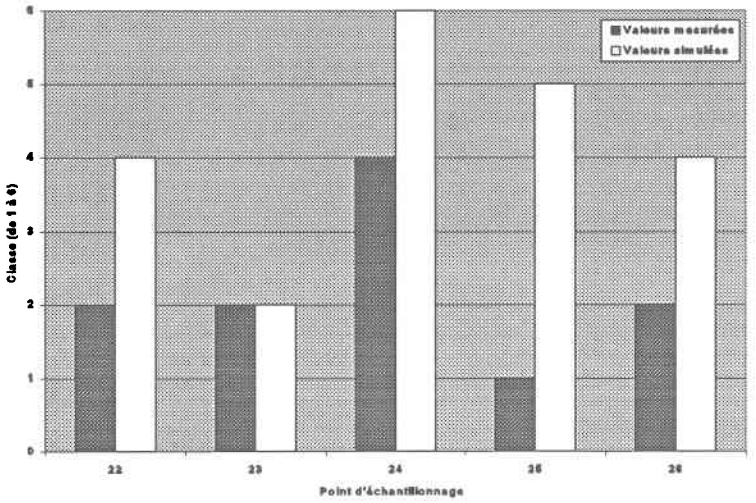
Annexe E.2: Comparaison par classe des valeurs mesurées simulées d'azote pour le sous-bassin Boyer sud aval



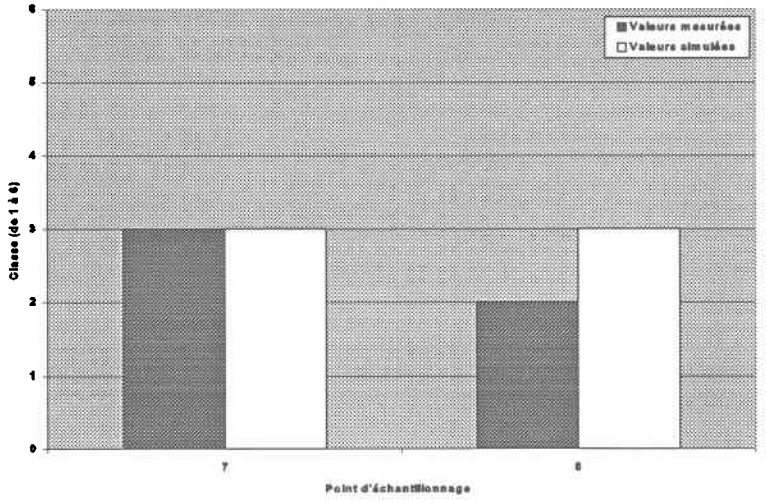
Annexe E.3: Comparaison par classe des valeurs mesurées et simulées d'azote pour le sous-bassin Boyer nord aval



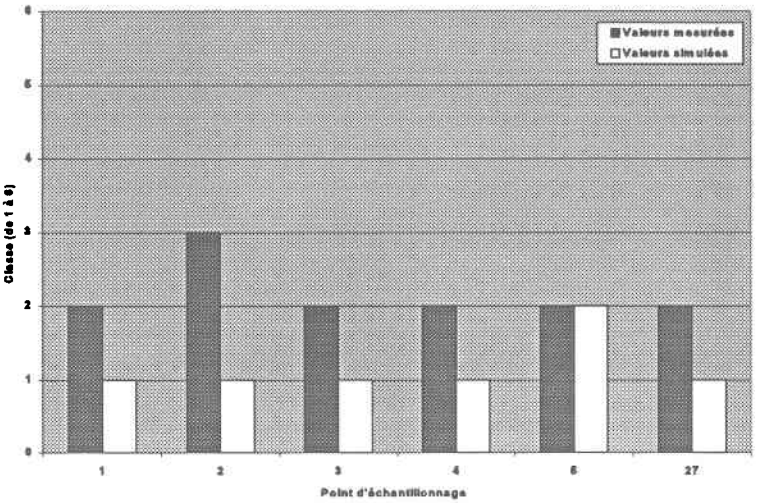
Annexe E.4: Comparaison par classe des valeurs mesurées simulées d'azote pour le sous-bassin Boyer sud amon t



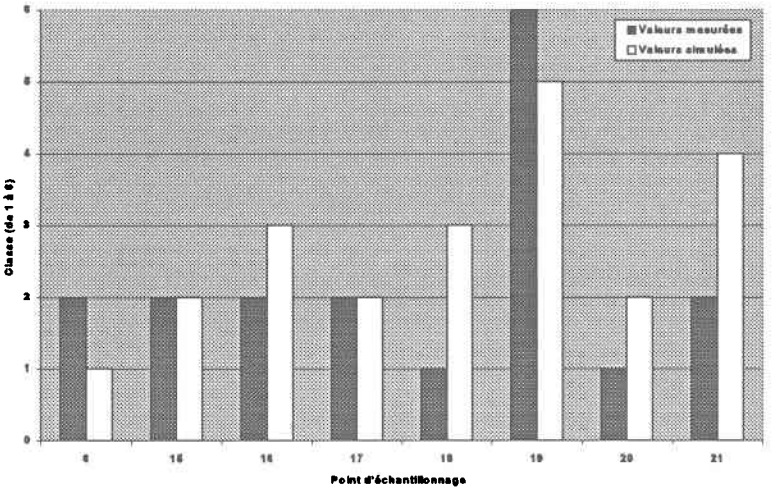
Annexe E.5: Comparaison par classe des valeurs mesurées et simulées d'azote pour le sous-bassin Boyer nord amont



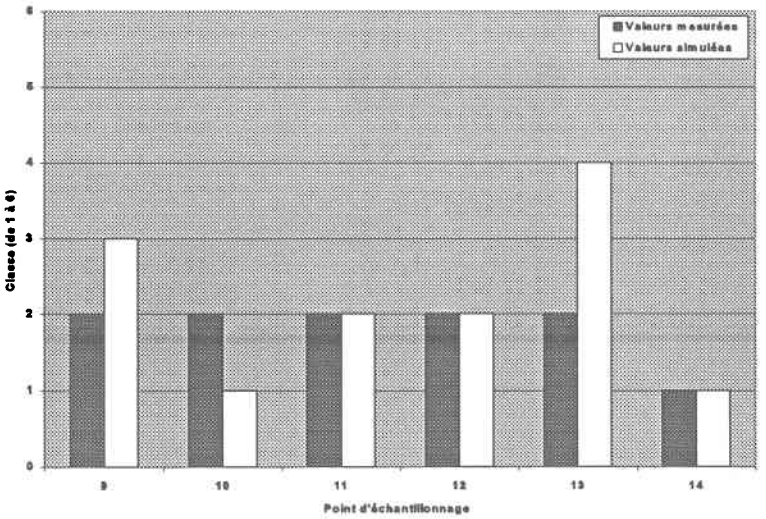
Annexe E.6: Comparaison par classe des valeurs mesurées et simulées de phosphore pour le sous-bassin Boyer aval



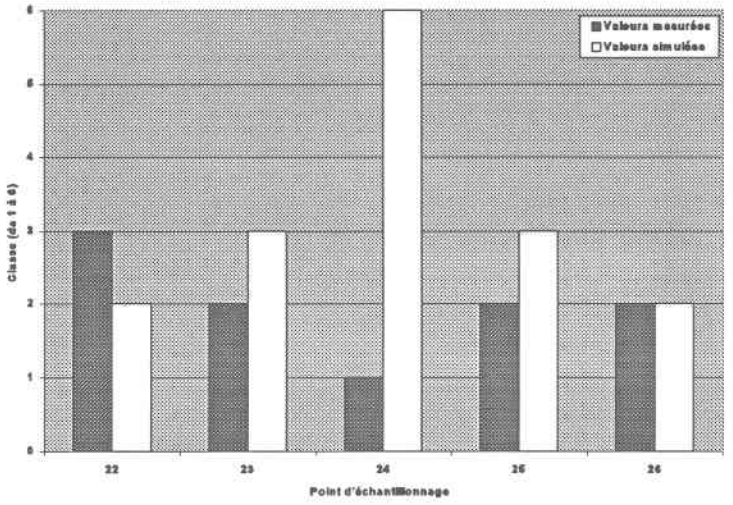
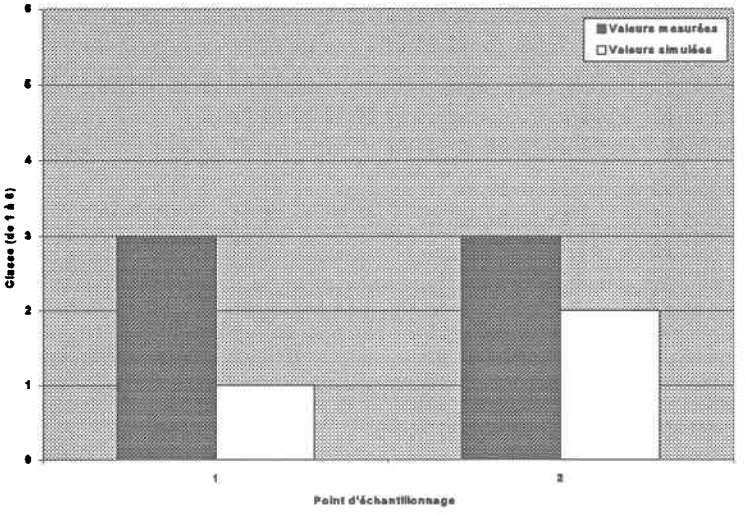
Annexe E.7: Comparaison par classe des valeurs mesurées et simulées de phosphore pour le sous-bassin Boyer sud aval



Annexe E.8: Comparaison par classe des valeurs mesurées et simulées de phosphore pour le sous-bassin Boyer nord aval



Annexe E.9: Comparaison par classe des valeurs mesurées et simulées de phosphore pour le sous-bassin Boyer sud amont



Annexe E.10: Comparaison par classe des valeurs mesurées simulées de phosphore pour le sous-bassin Boyer nord amont