

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

CARACTÉRISATION, MODÉLISATION ET ÉTUDE DE LA VULNÉRABILITÉ  
DE L'EAU SOUTERRAINE CONTAMINÉE AUX NITRATES DANS UN SOUS-  
BASSIN DE LA VALLÉE D'ANNAPOLIS  
(NOUVELLE-ÉCOSSE)

MÉMOIRE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE LA TERRE

PAR  
SAMUEL TRÉPANIÉ

DÉCEMBRE 2008

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL  
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

## REMERCIEMENTS

Ce projet n'aurait jamais vu le jour sans la contribution financière du NSEL (*Nova Scotia Environment and Labour*) et l'appui de la Commission géologique du Canada. J'adresse des remerciements tous spéciaux à mes deux directrices de projet, soit Marie Larocque, professeure à l'UQAM (Université du Québec à Montréal) et Christine Rivard, chercheuse scientifique et directrice du projet ÉAVAC (Étude des aquifères de la Vallée d'Annapolis-Cornwallis ayant eu lieu de 2003 à 2006) à la Commission géologique du Canada.

Je tiens également à remercier Marie-Josée Gauthier qui fut ma partenaire de terrain pendant deux étés, et toute l'équipe de la Commission géologique et de l'INRS-ETE, Daniel Paradis, Serge J. Paradis, Andrée Bolduc, Yves Michaud et Jean-Marc Ballard, et à celle du US Geological Survey pour les diagraphies (Roger H. Morin et Barbara Corland) qui ont beaucoup aidé à la compréhension de la zone à l'étude.

L'UQAM a aussi collaboré à ce projet de maîtrise en fournissant des locaux, du matériel de laboratoire ainsi que des expertises bien précises dans certains domaines. Merci à Denise Fontaine, Alfred Jaouich, Gilbert Prichonnet, Moritz Lehmann et à tout le département des Sciences de la terre et de l'atmosphère de l'UQAM. Merci à John Drage du NSEL pour son entière collaboration au projet et pour les fonds qu'il a obtenus permettant de financer ce projet de maîtrise. Merci à Tim Webster, professeur au COGS (Center of Geographic Sciences), à Robert Gordon, professeur au Nova Scotia Agricultural College, et enfin à Lise Leblanc. Les gens de la petite municipalité de Berwick ont été très réceptifs lors des travaux de terrain, un merci tout spécial à Malcolm et à M. Baiani.

Il me faut aussi remercier mon père et ma mère ainsi que toute ma communauté d'amis qui m'ont soutenu et qui m'ont encouragé tout au long de cet exercice. Pour finir, merci aux employés de LCL Environnement, Christophe Gamsonré, Olivier Fontaine et Lisa-Mary Dumas, pour avoir pris soin de mon entreprise pendant la rédaction finale de ce mémoire. Sans eux, je n'aurais pu mener à terme cette maîtrise.

## TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	v
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
RÉSUMÉ .....	x
CHAPITRE I	
INTRODUCTION .....	1
1.1 PROBLÉMATIQUE.....	1
1.2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	2
1.2.1 Modélisation de la migration des nitrates.....	3
1.2.2 Méthodes pour l'estimation de la vulnérabilité .....	5
1.3 OBJECTIF DU MÉMOIRE.....	8
1.4 LIENS AVEC LE PROJET ACVAS.....	9
CHAPITRE II	
DESCRIPTION DE LA ZONE À L'ÉTUDE.....	10
2.1 PHYSIOGRAPHIE ET HYDROGRAPHIE .....	12
2.1 CLIMAT .....	13
2.3 GÉOLOGIE .....	15
2.3.1 Formations rocheuses .....	15
2.3.2 Dépôts quaternaires .....	16
2.4 HYDROGÉOLOGIE .....	17
2.5 PRÉSENCE DE NITRATES DANS LA RÉGION.....	18
CHAPITRE III	
MÉTHODOLOGIE.....	21
3.1 TRAVAUX DE TERRAIN .....	21
3.1.1 Mesures de niveaux d'eau .....	21
3.1.2 Sondages dans les dépôts quaternaires.....	22
3.1.3 Essais hydrauliques .....	27
3.1.4 Roc et interprétation géophysique.....	28
3.2 ANALYSES DE LABORATOIRE .....	29
3.2.1 Mesure de la porosité .....	29
3.2.2 Analyses granulométriques .....	30

3.2.3 Mesure de la teneur en matière organique.....	31
3.2.4 Analyses géochimiques .....	32
3.3 SIMULATION DU LESSIVAGE DES NITRATES .....	34
3.3.1 Paramètres décrivant les sols.....	35
3.3.2 Paramètres décrivant le cycle de l'azote.....	37
3.3.3 Paramètres décrivant les cultures et les cycles culturaux .....	38
3.3.4 Paramètres décrivant les fertilisations .....	40
3.3.5 Données climatiques.....	41
3.4 APPLICATION DE LA MÉTHODE DRASTIC .....	44
3.5.1 Modification du paramètre de l'impact de la zone vadose(I).....	55
CHAPITRE IV	
RÉSULTATS DE TERRAIN .....	57
4.1 GÉOLOGIE .....	57
4.2 HYDROGÉOLOGIE.....	63
4.2.1 Propriétés hydrogéologiques des dépôts de surface .....	63
4.2.2 Propriétés hydrogéologiques du roc .....	65
4.2.3 Relevé piézométrique .....	68
4.3 GÉOCHIMIE DE L'EAU.....	70
4.3.1 Ions majeurs et mineurs.....	70
4.3.2 Les nitrates .....	72
4.3.2 Géochimie isotopique.....	77
CHAPITRE V	
MODÉLISATION .....	83
5.1 LA RECHARGE ET LE BILAN HYDRIQUE.....	83
5.2 LESSIVAGE DES NITRATES .....	86
CHAPITRE VI	
VULNÉRABILITÉ DE L'AQUIFÈRE ROCHEUX.....	91
6.1 RÉSULTATS DE L'ÉTUDE DE VULNÉRABILITÉ SELON LA MÉTHODE DRASTIC .....	92
6.2 RÉSULTATS DE L'ÉTUDE DE VULNÉRABILITÉ SELON LA MÉTHODE DRASTIC MODIFIÉE .....	95

6.3 COMPARAISON DES DEUX MÉTHODES D'ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ.....	97
CHAPITRE VII	
DISCUSSION .....	102
7.1 RÉSULTATS DE TERRAIN .....	102
7.2 MODÉLISATION AVEC LE LOGICIEL AGRIFLUX .....	105
CHAPITRE VIII	
CONCLUSION .....	114
BIBLIOGRAPHIE .....	118

## LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1. Vallée d'Annapolis en Nouvelle-Écosse.....	11
2.2 Topographie et hydrographie de la région à l'étude.....	12
2.3 Géologie du bassin du ruisseau Thomas.....	16
2.4 Géologie des formations en surface pour la zone à l'étude.....	17
3.1 Localisation des relevés piézométriques.....	22
3.2 Localisation des sites d'échantillonnage.....	23
3.3 Site des forages.....	24
3.4 Exemple de résultats obtenus durant les sondages pour le site MG01.....	25
3.5 Localisation des échantillons non remaniés utilisés pour la mesure de la porosité.....	30
3.6 Illustration du mode de fonctionnement du modèle AGRIFLUX.....	34
3.7 Carte d'occupation du territoire du bassin du ruisseau Thomas.....	38
3.8 Histogramme des précipitations totales simulées.....	43
3.9 Distribution spatiale du pointage pour la profondeur de la nappe (D).....	47
3.10 Distribution spatiale du pointage pour la pente (T).....	51
4.1 Section sud du bassin du ruisseau Thomas.....	58
4.2 Coupe de la zone à l'étude représentant le changement de la limite lithologique.....	59

4.3 Méthode cumulative pour la granulométrie des dépôts meubles .....	60
4.4 Distribution granulométrique .....	60
4.5 Analyses granulométrique selon la méthode de Wentworth (1922) .....	61
4.6 Carte actualisée des dépôts meubles du bassin du ruisseau Thomas .....	62
4.7 Résultats des essais effectués au perméamètre de Guelph .....	65
4.8 Résultats d'analyse de la géophysique (USGS, 2006) .....	67
4.9 Carte piézométrique de la zone à l'étude (Gauthier 2008).....	69
4.10 Diagramme de piper des sites d'échantillonnage .....	71
4.11 Sites d'échantillonnage pour les analyses des ions majeurs.....	71
4.12 Distribution spatiale des nitrates dans l'eau souterraine .....	73
4.13 Coupe géologique de la zone à l'étude.....	74
4.14 Distribution spatiale des nitrates dans l'eau souterraine des dépôts de surface .....	75
4.15 Concentrations de nitrate en fonction de la profondeur .....	76
4.16 Composition isotopique de l'eau souterraine et de surface sur le Thomas Brook .....	78
4.17 Distribution spatiale de $\delta^2\text{H}$ et de $\delta^{18}\text{O}$ pour septembre 2005.....	79
4.18 $\delta^{15}\text{N}$ en fonction des concentrations en nitrate N-NO <sub>3</sub> (mg/L).....	80
4.19 Composition isotopique des nitrates contenus dans les eaux souterraines.....	82
5.1 Distribution spatiale de la recharge simulée .....	85
5.2 Lessivage des nitrates modélisé pour le till.....	87



5.3 Lessivage des nitrates modélisé pour les dépôts glacio-lacustres. ....	87
5.4 Distribution spatiale du lessivage des nitrates (moyenne du lessivage calculée sur les douze années de simulation). b) Distribution spatiale des nitrates dans l'eau souterraine. ....	89
6.1 Carte de vulnérabilité de la vallée.....	93
6.2 a) Distribution spatiale des nitrates dans l'eau souterraine b) Carte de la vulnérabilité intrinsèque de la zone à l'étude .....	94
6.3 a) Distribution spatiale des nitrates dans l'eau souterraine b) Carte de la vulnérabilité spécifique de la zone à l'étude.....	96
6.4 Répartition spatiale de la vulnérabilité sur la zone à l'étude pour la vulnérabilité intrinsèque (DRASTIC) et spécifique (DRASTIC MODIFIÉ).....	98
6.5 Cartes de la vulnérabilité intrinsèque et spécifique.....	99
7.1 Explication du déplacement de la limite entre la formation de Blomidon et celle de Wolfville.....	102
7.2 Déplacement de la limite lithologique .....	102
7.3 Comparaison de la carte de l'utilisation du territoire et de la carte de la distribution spatiale des concentrations en nitrates pour l'aquifère rocheux.....	104
7.4 Schéma illustrant le scénario expliquant le changement marqué dans les concentrations en ni.....	109

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Statistiques annuelles sur les précipitations et les températures.....	14
2.2 Évolution des contenus en nitrates dans le comté de Kings (NSEL, 2005) .....	20
3.1 Travaux effectués lors de la campagne de forage.....	26
3.2 Informations générales sur les puits .....	29
3.3 Paramètre des sols .....	36
3.4 Paramètres du cycle de l'azote .....	37
3.5 Cycles culturaux simulés.....	39
3.6 Paramètres utilisés pour les différentes cultures dans AGRIFLUX.....	40
3.7 Paramètres décrivant les fertilisations.....	44
3.8 Données paramètres climatiques.....	44
3.9 Paramètres de l'indice DRASTIC et poids associés .....	45
3.10 Pointage et classe pour la profondeur à la nappe (D) (Aller et al., 1987) .....	46
3.11 Recharge nette (R) (Aller et al., 1987).....	48
3.12 Pointage de l'indice DRASTIC accordé à chacune des unités pour l'impact du paramètre de la lithologie de l'aquifère (A) (Blackmore, 2006) .....	49
3.13 Pointage de l'indice DRASTIC accordé à chacune chacune des unités pour le sol (S)50	

3.14	Pointage de l'indice DRASTIC accordé à chacun des intervalles de pourcentage de pente pour la topographie (T)(Aller et al., 1987) .....	51
3.15	Pointage de l'indice DRASTIC accordé à chacune des classes pour l'impact de la zone non-saturée(I) (Aller et al., 1987).....	52
3.16	Grille de pointage utilisée pour l'indice DRASTIC pour la conductivité hydraulique (C) (Aller et al., 1987).....	53
3.17	Pointage de l'indice DRASTIC attribué aux unités stratigraphiques pour la conductivité hydraulique (C).....	53
3.18	Pointage de l'indice DRASTIC attribué aux couples sol-culture pour le paramètre modifié de la zone vadose (I). .....	56
4.1	Résultats des essais avec obturateurs pneumatiques .....	64
4.2	Taux de fertilisation selon le type de culture .....	81
5.1	Résultats des simulations effectuées sur AGRIFLUX pour l'année 2004-2005 .....	82
6.1	Pointage de l'indice DRASTIC et description de la vulnérabilité .....	92

## RÉSUMÉ

Le présent mémoire s'insère dans un projet de plus grande envergure ayant eu lieu de 2003 à 2006 et qui visait à caractériser qualitativement et quantitativement les eaux souterraines de la vallée d'Annapolis en Nouvelle-Écosse. Le projet intitulé « Étude des aquifères de la vallée Annapolis-Cornwallis » (ÉAVAC) était dirigé par la Commission géologique du Canada en partenariat avec le ministère de l'environnement de la Nouvelle-Écosse (Nova Scotia Environment and Labour, NSEL). L'utilisation intensive de fertilisants pendant de nombreuses années a induit une augmentation des concentrations en nitrates dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines.

La présente étude avait comme objectif de mieux comprendre la contamination de l'eau souterraine par les nitrates sur le bassin du ruisseau Thomas. Ce petit bassin (8 km<sup>2</sup>), situé au nord-ouest de la municipalité de Berwick, est considéré représentatif de l'ensemble de la vallée de par sa géologie, sa topographie et ses activités agricoles. Plus de la moitié des terres du bassin sont cultivées et les principales cultures sont la fléole des prés, la luzerne, l'orge, les fraises et le maïs. Des travaux de terrain effectués en 2005 et 2006 ont permis de recueillir plusieurs échantillons de sol et d'eau sur lesquels des analyses granulométriques et géochimiques (pH, conductivité, ions majeurs), isotopiques (isotopes stables de l'eau et des nitrates) ont été effectuées. À partir de ces résultats et d'une carte d'occupation du territoire, il a été possible de simuler la migration des nitrates au travers de la zone non saturée à l'aide d'un logiciel de modélisation (AGRIFLUX). Finalement, une évaluation de la vulnérabilité intrinsèque et spécifique à la contamination des nitrates a été effectuée à l'aide de la méthode DRASTIC standard et modifiée.

Les analyses en laboratoire ont révélé que la partie centrale de la zone à l'étude montre des concentrations en nitrates élevées (>10 mg N-NO<sub>3</sub>/L) dans l'eau de l'aquifère rocheux. Les résultats de modélisation indiquent que la culture de la fraise et de l'orge ainsi que celle de la fléole des prés provoque un lessivage élevé en nitrates. Cependant, ces cultures ne sont pas

situées dans les secteurs où les plus fortes concentrations en nitrates ont été décelées. L'utilisation de la méthode DRASTIC modifiée a permis d'obtenir une meilleure corrélation entre les concentrations mesurées et les zones de vulnérabilité par rapport à la méthode standard, mais la zone caractérisée par les plus fortes concentrations en nitrates n'est toujours pas classifiée vulnérable. Les caractéristiques géologiques de la région à l'étude et les directions d'écoulement souterrain pourraient expliquer ce résultat.

Mots clés : hydrogéologie, nitrates, modélisation, AGRIFLUX, vulnérabilité, DRASTIC

# CHAPITRE I

## INTRODUCTION

### 1.1 PROBLÉMATIQUE

Près du tiers de la population du Canada utilise l'eau souterraine à des fins domestiques et les deux tiers de ces usagers vivent dans des régions rurales comme celle de la vallée d'Annapolis (Statistiques Canada, 1996). L'eau souterraine est d'une importance capitale dans ces régions puisqu'elle est la source d'eau potable pour la majorité des habitants et qu'elle est utilisée par certains agriculteurs pour l'irrigation des champs (et cette quantité est appelée à augmenter dans les prochaines années étant donné le manque d'eau de surface de bonne qualité durant certaines périodes). L'eau souterraine n'est pas à l'abri de la pollution de surface puisqu'elle est en grande partie renouvelée par les eaux de pluies qui tombent en surface et qui s'infiltrent à travers le sol jusqu'à la nappe phréatique, emportant avec elle certains produits très solubles tels que les nitrates. C'est pourquoi l'on retrouve souvent les minéraux et éléments en excès du sol dans l'eau souterraine. L'épandage d'engrais et de pesticides en trop grande quantité sont des exemples courants de contamination diffuse qui peuvent affecter la qualité des eaux souterraines en milieu rural.

L'azote est un élément utilisé pour fertiliser les terres agricoles; on le retrouve partout dans l'écosystème planétaire même à l'état naturel. Il est l'un des éléments nutritifs indispensables à la croissance des plantes. La pratique courante veut que l'on ajoute de l'ammonium ( $\text{NH}_4$ ) sous forme de lisier ou de fumier, ou de l'azote minéral ( $\text{NH}_4$  ou  $\text{NO}_3$ ) sous forme de fertilisants pour maximiser la pousse des herbes cultivées. L'excès d'azote

dans le sol sera lessivé et transporté sous forme de nitrates jusqu'à la nappe phréatique, puisque que le nitrate ( $\text{NO}_3$ ) est la forme la plus soluble de l'azote. Les processus de transformation de l'azote et de migration des nitrates ( $\text{NO}_3$ ) diffèrent d'un endroit à l'autre en fonction de certains paramètres comme la nature de l'aquifère, la topographie, et la profondeur de la nappe. En étudiant ces paramètres, la vulnérabilité d'un aquifère à la contamination par les contaminants de source diffuse comme les polluants agricoles peut être évaluée.

Le projet de maîtrise porte sur le bassin versant du ruisseau Thomas situé dans la vallée d'Annapolis en Nouvelle-Écosse. Cette région est en grande partie agricole avec des cultures caractéristiques de la vallée. Ainsi, les problèmes de pollution d'eau de surface et souterraine, associés à l'agriculture, s'y retrouvent aussi. Des concentrations en nitrates dépassant largement les niveaux naturels ont été observées dans les puits de la région durant les dernières années. Ce projet vise à étudier la migration des nitrates de la surface jusqu'à l'aquifère rocheux et à évaluer la vulnérabilité des aquifères à la contamination de surface. Le bassin du ruisseau Thomas étant assez représentatif du reste de la vallée, ce projet permettra de mieux comprendre le phénomène de migration des éléments à base d'azote dans cette région.

## 1.2 REVUE DE LITTÉRATURE

La revue de littérature s'intéresse aux modèles numériques et analytiques simulant la migration des nitrates à travers la zone non-saturée et aux approches couramment utilisées pour étudier la vulnérabilité des eaux souterraines. Elle aborde les avantages et les inconvénients des différentes techniques.

### 1.2.1 Modélisation de la migration des nitrates

Le devenir des nitrates et des divers contaminants, lorsqu'ils passent dans la zone non-saturée (vadose), est difficile à analyser en raison de la diversité des processus biochimiques ayant lieu dans le sol. Ces processus sont pourtant d'une importance capitale dans les diverses études de caractérisation environnementale surtout pour les études portant sur les milieux agricoles. Il est essentiel d'évaluer le lessivage du contaminant provenant de la surface et s'infiltrant jusqu'à la nappe d'eau souterraine.

Des outils de simulation reproduisant certains phénomènes biochimiques ont été développés pour mieux quantifier et analyser les flux des contaminants agricoles : Le modèle SOILN (Johnsson et al., 1987) et LEACHM (Wagenet et Hutson, 1989). Ces modèles sont toutefois difficiles à utiliser vu la complexité et le nombre de paramètres à incorporer (Dupuis et al., 1997). Afin de pouvoir utiliser un outil relativement simple à l'échelle régionale, certains chercheurs ont développé des modèles empiriques (e.g. : Shaffer et al., 1991) qui combinent plusieurs processus sans trop les différencier. Ces modèles sont généralement utilisés pour des problématiques spécifiques et les paramètres sont ajustés par calage (Larocque et Banton, 1995). La fiabilité des modèles empirique est limitée et il est difficile de transférer ce genre de modèle d'un contexte agricole à un autre. C'est pourquoi des modèles adaptés à la gestion environnementale et incluant les processus dynamiques d'un contexte agricole ont été créés (Cabon, 1993; Styczen et Storm, 1993). Ils permettent une meilleure évaluation des volumes d'eau et des masses de contaminants susceptibles d'atteindre la nappe d'eau souterraine. D'autres scientifiques ont développé des calculs plus élaborés, basés sur la physique du transport des solutés, pour déterminer les processus de migration des nitrates à travers la zone vadose (e.g. : Connel, 2003). Ce dernier a développé une méthode mathématique (solution analytique) pouvant être utilisée pour calculer le lessivage des nitrates de la surface du sol jusqu'à la nappe d'eau souterraine. Il existe aussi des méthodes d'analyse où les équations et les statistiques sont regroupées pour étudier la contamination des eaux souterraines. Une étude menée par Gardner et Vogel (2005) a utilisé différents modèles d'analyses statistiques dont le modèle Tobit (Tobin, 1958) pour évaluer l'influence de l'utilisation des terres sur la qualité des eaux souterraines. L'expérience a permis de conclure que l'utilisation du



territoire a une incidence directe sur la qualité des eaux souterraines. Néanmoins, puisque l'étude utilise des méthodes statistiques et non scientifiques, les conclusions ne s'appliquent que pour cet endroit et que pour les années antérieures.

Dans ce mémoire, le logiciel AGRIFLUX sera utilisé pour évaluer plus précisément l'impact de la zone vadose sur les risques de contamination. Le modèle AGRIFLUX est un outil qui a été développé pour la gestion environnementale des contaminations agricoles des eaux souterraines. C'est un modèle 1-D analytique qui utilise une représentation conceptuelle des mécanismes à l'aide de réservoirs et les valeurs des paramètres d'entrée peuvent aussi bien être appliquées de façon déterministe que stochastique (Laroque et Banton, 1994). Le but de la conception de ce logiciel était d'avoir un outil nécessitant des paramètres relativement simples que l'on peut évaluer à l'aide d'essais et d'analyses faites sur le terrain. Le modèle sera décrit en détail au chapitre 5.

Laroque et Banton (1994) ont testé le modèle en comparant les concentrations et les contenus en nitrates du sol simulés dans l'eau sous la zone racinaire avec les résultats d'analyses provenant des eaux interstitielles d'un réseau de lysimètres installé près de la ville de Québec. Les chercheurs concluent que les concentrations modélisées correspondent relativement bien aux résultats d'analyses pour les eaux interstitielles. Les contenus en nitrates simulés pour le sol sont moins concluants. De fortes teneurs en nitrates ont été détectées dans les sols pendant l'été tandis que les résultats des simulations montrent des concentrations plus faibles et des concentrations qui restent plus constantes durant l'année. Néanmoins, d'août à décembre, les résultats modélisés correspondent bien aux concentrations mesurées sur le terrain. Les résultats simulés pour l'eau et le sol se situent toutefois dans le même ordre de grandeur que les concentrations mesurées sur le terrain. Dupuy et al. (1997a) ont utilisé le modèle AGRIFLUX pour étudier l'influence du cycle végétatif des cultures, de leur nature ainsi que du type de sol sur l'évolution des flux de nitrates à partir du sol jusqu'à la nappe phréatique. Un petit bassin versant (160 ha) a été utilisé pour évaluer l'évolution des concentrations pendant quatre ans. Le modèle a permis de quantifier l'influence des sols et des cultures sur le lessivage des nitrates et ensuite d'évaluer les flux d'eau et de nitrates hors de la zone racinaire. Il a permis de quantifier l'impact des cycles culturaux et l'influence du

type de sol sur les flux de nitrates et d'eau. Les auteurs ont mis en relief l'importance du couvert végétal en hiver pour limiter le phénomène de lessivage, l'importance aussi de l'épaisseur, de la structure verticale et de la granulométrie des sols sur les flux d'eau et de nitrates. Sur le même bassin, Dupuy et al. (1997b) ont comparé les concentrations en nitrates simulées dans la zone non saturée avec les concentrations observées dans la nappe sur une période de trois ans. Les différences observées sont mises en relation avec la situation topographique et hydrogéologique des zones de simulation dans le bassin (plus le secteur est élevé en altitude, plus les mesures et les résultats des simulations sont semblables). La position relative de la zone dans le bassin semble être un autre élément important. La dénitrification et la dilution sont avancées pour expliquer une diminution des concentrations dans la zone saturée vers l'aval du bassin. Un modèle de dilution simple utilisant les flux issus de la zone non saturée a donc été proposé pour représenter les concentrations mesurées.

### 1.2.2 Méthodes pour l'estimation de la vulnérabilité

L'étude de vulnérabilité de l'eau souterraine à la pollution est un outil qui permet d'identifier les régions les plus susceptibles à la contamination dans un aquifère donné. Il existe plusieurs méthodes pour évaluer la vulnérabilité des aquifères : AQUIPRO (Passero, 1990; US EPA, 1995); EPIK (Doerfliger et al., 1999), DRASTIC (Aller et al., 1987), la méthode dite «allemande» (von Hoyer and Söfner, 1998), GOD (Foster, 1987) et ISIS (Civita et De Regibus, 1995). L'une des méthodes les plus courantes, qui est aussi celle recommandée par le MDDEP (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec), est celle de l'indice DRASTIC (Aller et al. 1987). Cette méthode utilise sept paramètres : la profondeur à la nappe (D pour *Depth to water table*), la recharge (R), la lithologie de l'aquifère (A), le type de sol (S), la pente (T pour *Topography*), la zone non-saturée (I pour *Infiltration*) et la conductivité hydraulique de l'aquifère (C). Un poids de 1 à 5 est attribué à chacun de ces paramètres. Plus la cote est élevée, plus celui-ci aura d'influence sur le résultat final de l'analyse. En fonction de certains critères qualitatifs ou quantitatifs, une valeur est attribuée à chaque paramètre. Un système de pointage prenant en compte les poids et les valeurs des différents paramètres permet d'évaluer la vulnérabilité

relative des différentes zones de la région à l'étude. Cette estimation de la vulnérabilité est généralement réalisée en utilisant huit catégories pour le pointage final, allant d'une vulnérabilité extrêmement faible à extrêmement forte. La méthode sera décrite en détail à la section 3.4.

La méthode DRASTIC a été utilisée pour évaluer la vulnérabilité relative des aquifères rocheux et de surface dans la vallée d'Annapolis à l'échelle régionale (Blackmore, 2006; Rivard et al., 2008). Ces travaux ont utilisé une grille de résolution de 500 m x 500 m tandis que la vulnérabilité était évaluée sur une échelle de huit, commençant par une vulnérabilité dite extrêmement faible et terminant avec une vulnérabilité extrêmement élevée. Pour étudier l'impact des incertitudes associées à chacun des paramètres, plusieurs scénarios ont été réalisés en modifiant les paramètres d'entrée (utilisant des valeurs plausibles minimales, maximales et moyennes). Les conclusions générales de ces travaux sont que les aquifères rocheux sont généralement moins vulnérables que ceux de surface à cause de la faible profondeur de la nappe d'eau souterraine, de la forte perméabilité des sédiments non-consolidés des dépôts de surface à certains endroits et des conditions captives souvent rencontrées pour les aquifères rocheux. L'analyse de sensibilité a montré que lorsque les valeurs minimales des paramètres étaient utilisées, la vulnérabilité ne diminuait généralement que de 1 catégorie, et elle n'augmentait que de 1 catégorie également lorsque les valeurs maximales étaient assignées. Cette étude confirme que la modification de la valeur d'un paramètre ayant une cote élevée (5) affecte significativement les résultats et que le fait de déplacer une limite lithologique peut aussi provoquer des changements dans la vulnérabilité à l'échelle locale.

La méthode DRASTIC, comme les autres méthodes énumérées ci-dessus, étudie la vulnérabilité «intrinsèque», c'est-à-dire qu'elle a été conçue pour évaluer la vulnérabilité de l'aquifère face à des polluants miscibles (qui migrent en même temps que l'eau) sans tenir compte des spécificités géochimiques de certains polluants, comme l'adsorption, la densité des molécules et la dénitrification des composés azotés par exemple. C'est pourquoi des chercheurs (Rupert, 1999; McLay et al., 2001; Kalinsky et al., 1994; Panagopoulos, 2006 ; Lambrakis et al. 2004) ont tenté de mettre en corrélation la vulnérabilité intrinsèque avec des études de terrain sur la qualité de l'eau des aquifères. Ils ont modifié des paramètres de la

méthode conventionnelle DRASTIC pour améliorer l'évaluation de la vulnérabilité des aquifères. Rupert (1999) et Panagopoulos (2006) s'entendent pour dire qu'il n'y a pas de corrélation significative entre les teneurs en nitrates retrouvées dans les analyses d'eau et la conductivité hydraulique des aquifères. De plus, Panagopoulos (2006) a trouvé qu'il n'y avait pas de corrélation non plus entre le type de sol retrouvé en surface et les concentrations de nitrates retrouvées dans les eaux souterraines. Des propos similaires ont aussi été rapportés par McLay (2001) et Lambrakis et al. (2004). Il y a cependant des paramètres qui semblent avoir un influence réel, par exemple Gardner et Vogel (2005) avaient conclu que le paramètre « utilisation des terres » peut servir de bon indicateur pour évaluer le potentiel de vulnérabilité d'un aquifère. C'est pourquoi Panagopoulos (2006) a remplacé deux paramètres (type de sol et conductivité hydraulique de l'aquifère) dans l'indice DRASTIC par celui de « l'utilisation des terres ». Ce paramètre comprend plusieurs catégories (les résidences de ferme, les forêts, les terres servant à l'agriculture, les forêts mixtes, etc.) auxquelles sont associées différents pointages. Panagopoulos (2006) a donc transformé une étude de vulnérabilité dite « intrinsèque » en étude de vulnérabilité « spécifique » aux nitrates. Les analyses statistiques montrent que les changements apportés sur la méthode d'analyse de la vulnérabilité améliorent la corrélation entre les concentrations en nitrates retrouvées dans l'aquifère et le pointage de l'étude de vulnérabilité. Ainsi, les endroits où les pointages sont les plus élevés correspondent aux endroits où les concentrations sont les plus fortes.

DRASTIC est une méthode relativement simple et peu coûteuse à utiliser et les paramètres qu'elle emploie sont disponibles et faciles à évaluer. La méthode donne des résultats relativement bons pour les grandes superficies ayant des structures géologiques complexes pour lesquelles il n'y a pas de données géochimiques requises par d'autres méthodes d'analyses (Kalinski et al. 1994; McLay et al. 2001). Elle s'avère un bon outil de travail comparatif puisque la méthode est l'une des plus utilisées. Toutefois, la méthode DRASTIC a été maintes fois critiquée pour divers facteurs. Par exemple, on reproche à la méthode qu'elle ne prend pas en compte directement la capacité d'absorption du sol, le temps de migration et la dilution des contaminants (Rosen, 1994). Le fait que certains des sept paramètres soient utilisés malgré le fait qu'il n'est aucune influence marquée sur la vulnérabilité provoque parfois l'atténuation du degré d'influence de d'autres paramètres

considérés critiques (Vbra et Zapozec 1994; Merchant, 1994). Selon Rupert (1999), la plus grande faiblesse des cartes de vulnérabilité développées avec la méthode DRASTIC conventionnelle réside dans la pondération exagérée (le plus important, soit 5) accordée à l'impact de la zone vadose. Ce paramètre est difficile à évaluer puisque plusieurs processus peuvent influencer la contamination (épaisseur de la couche, changement de conductivité hydraulique en fonction de la saturation, écoulement préférentiel créé par les hétérogénéités, les cycles de gel/dégel et les roches ou racines, etc.) et ne sont pas pris en compte directement dans l'indice DRASTIC. Dans l'étude de Panagopoulos (2006), l'importance du paramètre de la zone vadose a été réduite de moitié puisque sa corrélation avec les concentrations de nitrates était considérée moyenne. Il apparaît que le paramètre de la zone vadose est difficile à conceptualiser et que son poids est relativement important dans l'analyse de la vulnérabilité. Pour mieux évaluer l'impact de la zone vadose, la vulnérabilité, il est possible d'employer des outils d'évaluation de migration des nitrates à travers la zone non saturée comme les logiciels de modélisation (ex : AGRIFLUX) ou les systèmes mathématiques de calcul (Connel, 2003).

### 1.3 OBJECTIF DU MÉMOIRE

L'objectif principal de ce projet de maîtrise est de quantifier la vulnérabilité de l'aquifère rocheux du bassin du ruisseau Thomas à la contamination par les nitrates de façon à évaluer l'impact de l'agriculture sur la qualité des réserves en eau souterraine. Pour ce faire, une étude approfondie de l'hydrogéologie et de la géochimie du milieu a été effectuée à l'aide de travaux de terrain et de la modélisation des flux de nitrates hors de la zone racinaire. La zone à l'étude est tout d'abord décrite au chapitre 2. La méthodologie employée dans cette étude pour les travaux de terrain, la modélisation et l'estimation de la vulnérabilité sont décrites au chapitre 3. Au chapitre 4, sont présentés les résultats d'analyses suite aux travaux de terrain ayant servis à préciser la géologie de surface et à recueillir des données sur la chimie de l'eau et l'écoulement des eaux souterraines. Les résultats de la modélisation des flux de nitrates sont présentés au chapitre 5, suivis de ceux de l'étude de vulnérabilité au chapitre 6. Une section Discussion, expliquant la problématique de contamination de l'aquifère à l'aide des

résultats de terrain, de la modélisation ainsi que l'étude de vulnérabilité, se trouve au chapitre 7. Le chapitre 8 conclut le mémoire et expose les recommandations et les éléments importants qui ressortent du projet de recherche.

#### 1.4 LIENS AVEC LE PROJET ACVAS

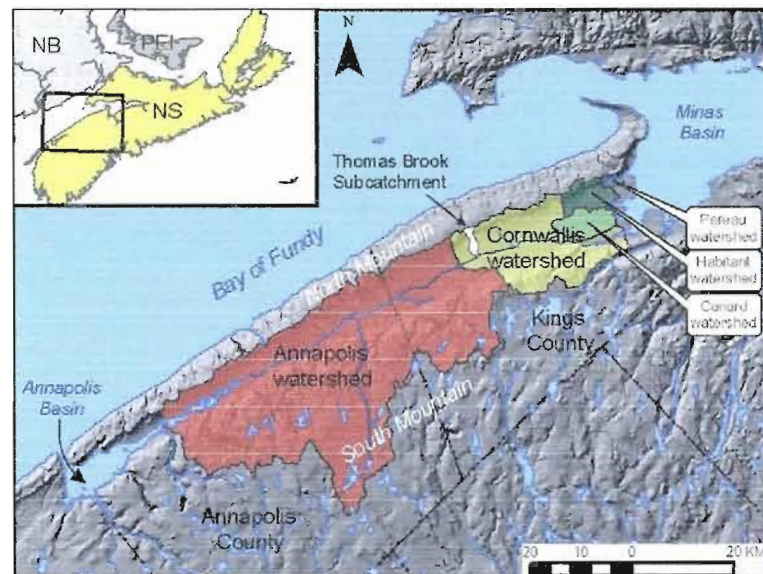
En avril 2003, débutait le projet « Étude des aquifères de la vallée Annapolis-Cornwallis » (ÉAVAC), dirigé par la Commission géologique du Canada en partenariat avec le Ministère de l'environnement de la Nouvelle-Écosse (Nova Scotia Environment and Labour, NSEL). Ce projet faisait partie d'un autre d'envergure nationale qui portait sur l'inventaire des aquifères les plus importants au Canada. Le projet ÉAVAC portait sur la caractérisation des ressources en eau souterraine de la vallée d'Annapolis. Il a donné lieu au présent projet de maîtrise portant sur la vulnérabilité de l'eau souterraine du bassin du ruisseau Thomas ainsi qu'à un second projet de maîtrise sur l'étude des interactions entre l'eau de surface et l'eau souterraine dans ce même bassin (Gauthier, 2007). Les travaux de terrain présentés dans le présent mémoire ont été effectués en partenariat avec l'étudiante du second projet de maîtrise, Marie-Josée Gauthier et la Commission géologique du Canada.

## CHAPITRE II

### DESCRIPTION DE LA ZONE À L'ÉTUDE

La vallée d'Annapolis forme un long corridor parallèle à la Baie de Fundy, bordée au nord par une cuesta dont la pente abrupte fait face à la vallée et au sud par des montagnes formées d'une roche plus ancienne recouvrant la majeure partie du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (voir Figure 2.1). Cette vallée est composée de cinq bassins versants, dont deux beaucoup plus importants de par leur taille : Annapolis à l'ouest et Cornwallis à l'est. Le sous-bassin du ruisseau Thomas se trouve dans la partie nord-ouest du bassin versant Cornwallis, immédiatement au nord de la municipalité de Berwick, sur le flanc de la montagne du Nord. Caractérisée par une agriculture intensive, cette zone est considérée représentative de la vallée d'Annapolis en ce qui a trait au transport des éléments nutritifs à travers le sol et jusqu'aux eaux souterraines. En effet, cette région qui comporte des zones rurales cultivées et urbaines inclue les trois formations aquifères rocheuses de la vallée et possède des dépôts de tills, caractéristiques de la vallée.





**Figure 2.1** Vallée d'Annapolis en Nouvelle-Écosse. Le sous-bassin du ruisseau Thomas est à l'intérieur du bassin de la Cornwallis en jaune.

Des sols riches et fertiles ainsi qu'un micro-climat favorable font de la vallée d'Annapolis une région très importante pour la production commerciale de fruits au Canada. La demande en eau pour alimenter cette région agricole n'a cessé d'augmenter au cours des dix dernières années, créant une pression importante sur les ressources hydriques de la région en général. Les ressources en eau ont aussi subi une dégradation au point de vue de la qualité (NSAF, 2002). Les pratiques agricoles ont induit une augmentation des concentrations en nitrates dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines. Historiquement, les eaux de surface avaient toujours été la principale source d'eau pour l'agriculture et la consommation. Principalement à cause de la pollution, la grande majorité de la population s'approvisionne maintenant à partir de l'eau souterraine. Toutefois, les eaux de surface restent encore la principale source d'approvisionnement pour l'irrigation, mais cela est probablement appelé à changer. La baisse des débits dans les rivières servant à l'irrigation ainsi que la détérioration de la qualité de l'eau sont deux problèmes importants sévissant dans les régions rurales de la vallée d'Annapolis (NSAF, 2002). L'eau souterraine aussi est touchée par cette pollution. Les concentrations en nitrates de plusieurs puits de cette région dépassent la norme de potabilité (Moerman et Briggs 1994; Rivard et al., 2008). La concentration maximale acceptable (CMA) de nitrates dans l'eau potable est établie à 10 mg N-NO<sub>3</sub>/L selon le



gouvernement canadien (Santé Canada, 2006). La consommation d'une eau ayant une concentration qui excède cette norme peut causer la méthémoglobinémie infantile, mieux connue sous le nom de la maladie du bébé bleu (Santé Canada, 2006).

## 2.1 PHYSIOGRAPHIE ET HYDROGRAPHIE

Le bassin à l'étude couvre une superficie de 8 km<sup>2</sup> et est composée d'un haut plateau légèrement penté, d'un flanc de montagne et d'un terrain relativement plat, soit le fond de la vallée (Figure 2.2). La portion nord de la zone se trouve à près de 210 m d'altitude et la portion sud à moins de 30 m. La pente abrupte de la cuesta s'étend sur une distance approximative de 1.5 km. Le secteur le plus agricole se trouve dans la partie aval (sud) du bassin du ruisseau Thomas. Les dépôts quaternaires étant minces (moins de 10 m), la topographie est fortement influencée par le substratum rocheux.

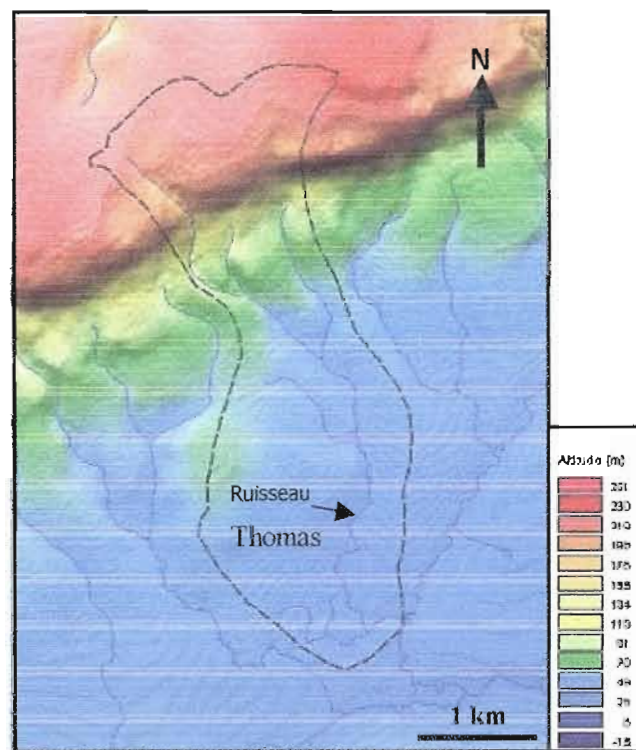


Figure 2.2 Topographie et hydrographie de la région à l'étude

De nombreux petits ruisseaux parsèment les parois de la vallée (figure 2.2). Certains se regroupent avant d'atteindre l'exutoire principal de la région, soit la rivière Cornwallis dans ce cas-ci. La rivière Cornwallis débouche sur le bassin Minas, situé à l'extrémité est de la vallée (Figure 2.1). Des résurgences peuvent être observées sur le flanc et au pied des montagnes du Nord. Elles alimentent parfois ces ruisseaux et servent souvent de source d'approvisionnement aux résidents de la vallée. Pour le bassin Thomas, l'écoulement du ruisseau et de l'eau souterraine circulant dans l'aquifère rocheux se fait principalement du nord vers le sud, cette eau atteint finalement la rivière Cornwallis et ensuite elle se dirige vers la Baie de Fundy.

## 2.1 CLIMAT

La vallée d'Annapolis est caractérisée par un micro-climat qui diffère de celui de la Nouvelle-Écosse en général. La proximité de l'océan et de la Baie de Fundy et la protection apportée par les montagnes du Nord et du Sud permettent à la vallée d'avoir les températures les plus chaudes et un taux de précipitation moins élevé par rapport au reste de la province. Les jours sans gel sont plus nombreux que la moyenne de la province. Ils sont estimés à 140 jours annuellement. Les précipitations dans la vallée tombent principalement durant l'automne et l'hiver. Les mois les plus secs sont habituellement juin et août et les mois recevant le plus de précipitations sont décembre et janvier. En moyenne, entre 15 et 25% des précipitations tombent sous forme de neige. Les mois les plus chauds sont juillet et août et les plus froids sont janvier et février. Le climat de la vallée est propice à l'agriculture puisque l'insolation, la chaleur et l'eau y sont présents en quantité suffisante. Les stations météorologiques d'Annapolis Royal et de Greenwood se trouvent respectivement à 60 km et 20 km à l'ouest de Berwick, celle de Kentville est située à 20 km vers l'est. Les statistiques sur la température et les précipitations des trois stations météorologiques sont présentées au tableau 2.1.

**Tableau 2.1**

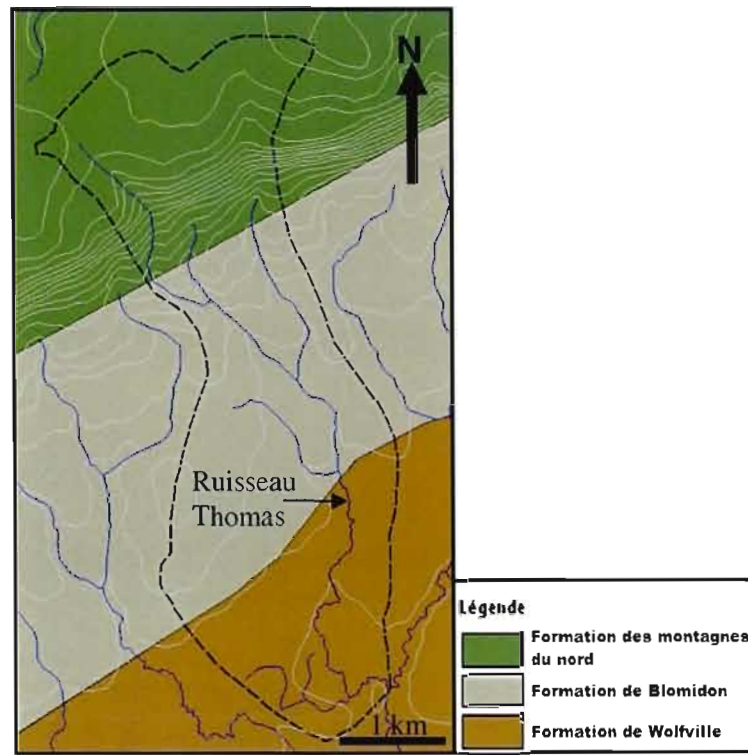
Statistiques annuelles sur les précipitations et les températures  
de la vallée d'Annapolis (Environnement Canada, 1971-2000)

<b>PARAMÈTRES DU CLIMAT</b>	<b>Station climatique d'Annapolis Royal</b>	<b>Station climatique de Greenwood</b>	<b>Station climatique de Kentville</b>
Température moyenne annuelle (°C)	6,9	6,8	6,9
Mois avec des maximums de température journalières de plus de 20°C	juin-juillet-août	juin-juillet-août	juin-juillet-août
Maximum moyen de la température (°C) en juillet	23,6	25,5	24,8
Température moyenne (°C) en juillet	18,4	19,3	19,4
Jours atteignant un maximum de température supérieur à 30°C	0,5	6	3,5
Mois avec des moyennes de température journalières sous 0°C	décembre à mars	décembre à mars	décembre à mars
Température moyenne journalière minimum du mois de janvier (°C)	-8,1	-10,6	-9,8
Précipitations totales annuelles (mm)	1209	1227	1211
Précipitations annuelles sous forme de neige (mm)	188	276	211
Précipitations moyennes du mois de juillet (mm)	86	94	88
Précipitations moyennes du mois de janvier (mm)	131	114	127

## 2.3 GÉOLOGIE

### 2.3.1 Formations rocheuses

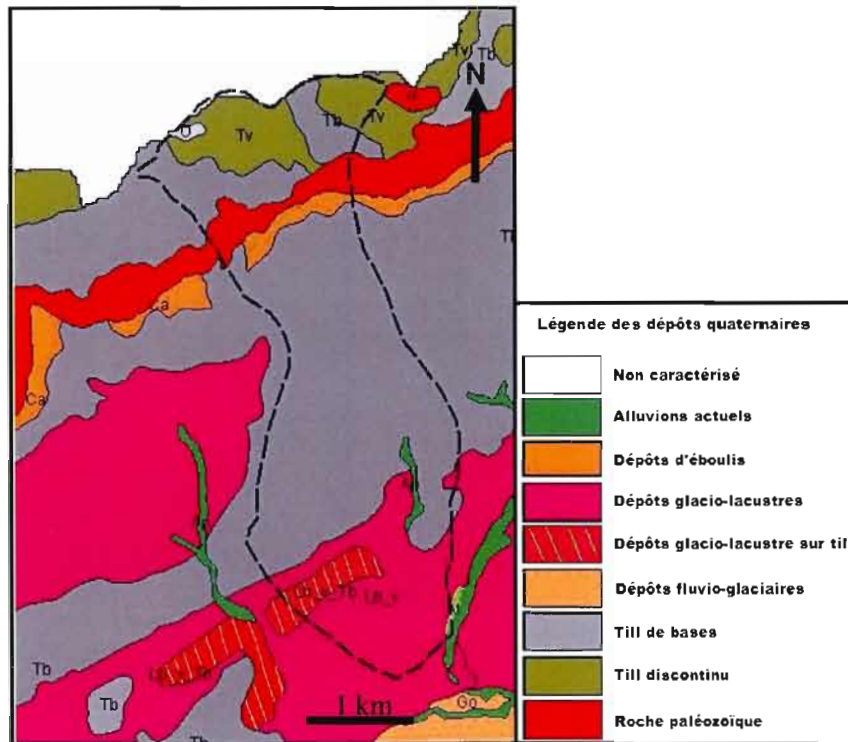
Trois unités géologiques recoupent le secteur étudié (voir Figure 2.3) : le basalte fracturé de la formation des montagnes du Nord, la formation de Blomidon dans le flanc et la formation de Wolfville (Trescott, 1968), qui recouvre la majeure partie du fond de la vallée. Elles sont d'âge triassique et appartiennent au groupe de Fundy. Les stratifications de ces formations plongent vers la baie de Fundy avec un angle de 4 à 12°. La formation des montagnes du Nord est d'âge jurassique et est composée de basaltes tholéitiques. La formation de Blomidon est principalement constituée de grès, de shale et de siltstone. La formation de Wolfville (qui forme la partie inférieure du groupe de Fundy) est formée de lits de grès, de conglomérats, d'arkoses et de shales. Ces deux dernières formations contiennent les mêmes types d'unités, mais dans des proportions différentes, les roches de la formation de Wolfville étant généralement reconnues pour provenir de la consolidation de sédiments plus grossiers que ceux de la formation de Blomidon. Leur composition varie toutefois spatialement. Il est d'ailleurs souvent difficile de délimiter la limite lithologique entre la formation de Wolfville et celle de Blomidon. La formation de Wolfville repose en inconformité angulaire sur les roches déformées du paléozoïque formant les montagnes du Sud.



**Figure 2.3** Géologie du bassin du ruisseau Thomas (Keppie 2000).

### 2.3.2 Dépôts quaternaires

La région à l'étude est caractérisée par des dépôts de surface s'étant formés durant des épisodes glaciaires (voir figure 2.4). Le dépôt le plus profond retrouvé juste au-dessus du roc est un till de base formé lors de la phase initiale d'invasion glaciaire. Ce till est en grande partie formé de poussières de roches silteuses. Au-dessus de cette unité se trouve une unité de sédiments d'épandage proglaciaire subaérien. Ces sédiments sont plus grossiers, ils sont formés de sable et de gravier et se retrouvent sur une épaisseur de près de 5 m au bas de la zone à l'étude, sous des sédiments glacio-lacustres. Suite au retrait glaciaire, des lacs se seraient formés entre les montagnes du Nord et la calotte glaciaire restante située plus bas dans la vallée formant les dépôts glacio-lacustres. Ces dépôts ont une granulométrie très proche du till de fond, soit des silts sablonneux avec de petits cailloux. Le haut de la zone à l'étude est caractérisé par des dépôts de till discontinus et des colluvions se retrouvent près des flancs des montagnes du Nord.



**Figure 2.4.** Géologie des formations en surface pour la zone à l'étude  
(tiré de Paradis et al., 2006)

## 2.4 HYDROGÉOLOGIE

L'aquifère principal de la vallée d'Annapolis est la formation de Wolfville qui s'étend sur la majeure partie du fond de la vallée. Cette unité formée de grès, de siltstone et de conglomérat possède une porosité relativement élevée et un degré de cimentation faible, particulièrement en surface. Tout comme la formation de Blomidon, cette unité est formée d'interlits grossiers et fins, ce qui provoque une hétérogénéité dans la perméabilité de la formation. Les conductivités hydrauliques ( $K$ ) estimées lors d'essais de pompage effectués dans cette formation varient de  $4 \times 10^{-9}$  m/s à  $7 \times 10^{-3}$  m/s avec une médiane de  $6 \times 10^{-6}$  m/s d'après la base de données de la province. La formation de Blomidon est généralement plus cimentée que celle de Wolfville et pourrait avoir plus de lits à grains fins. La moyenne de la conductivité hydraulique de cette unité est semblable à celle du Wolfville, soit de  $3 \times 10^{-6}$  m/s,



bien que les travaux réalisés sur quelques puits dans le bassin du ruisseau Thomas aient indiqué que la formation serait moins perméable que celle de Wolfville. Les montagnes du Nord, formées de basaltes, peuvent produire de bons débits localement, mais le manque de connexité des fractures ne permet pas d'avoir une conductivité hydraulique moyenne élevée. Les nombreuses fractures verticales sont rarement bien reliées à des fractures horizontales (nettement moins nombreuses). La K médiane est de  $5 \times 10^{-7}$  m/s. Les montagnes du Sud sont considérées comme ayant un potentiel hydraulique faible, quoique la K puisse être assez élevée à certains endroits. En résumé, la perméabilité du substratum rocheux est principalement liée aux réseaux de fractures, mais aussi à l'hétérogénéité granulométrique des différentes unités.

## 2.5 PRÉSENCE DE NITRATES DANS LA RÉGION

Dennis Moerman et David Briggins ont produit un document en 1994 s'intitulant : «Nova Scotia farm well water quality assurance study». Les principaux objectifs de cette étude étaient d'évaluer le degré de contamination des eaux souterraines dans les régions agricoles et de découvrir la ou les sources de contamination. Selon McLeod et Fulton (1985, rapporté par Briggins et Moerman, 1994), 7% des puits de la Nouvelle-Écosse excédaient en 1985 la norme pour l'eau potable de 10 mg/L de  $\text{NO}_3\text{-N}$  et 29% des puits dans les régions agricoles du comté de Kings dépassaient cette norme. Lors de la caractérisation du comté de Kings par Briggins et Moerman (1994), 13% des échantillons analysés (18 sur 135 puits) dépassaient cette norme. L'article souligne qu'il ne semblait pas y avoir eu de changement important dans la pollution des eaux souterraines entre 1974 et 1994 dans la région de Canning (une région où l'agriculture est intensive), le pourcentage des puits pollués au-delà de 10 mg/L passant de 25% selon Thomas (1974) à 29%). La source de contamination des puits n'a pu être clairement établie dans cette étude, mais il a été observé que les concentrations excessives de nitrates étaient souvent retrouvées dans les puits mal construits qui permettaient l'infiltration des eaux de surface. Blair (2001) avait observé que 16% des 114 puits visités dans cette même région (comté de Kings) dépassaient la limite 10 mg N- $\text{NO}_3\text{/L}$ , mais n'a observé aucune variation saisonnière des concentrations. Aucune tendance

significative à la hausse ou à la baisse n'avait été observée. Finalement, Blair (2001) avait constaté que la concentration en nitrate semblait diminuer avec la profondeur.

D'après les données du NSEL, les pourcentages de puits du sous-bassin Thomas qui ont des concentrations supérieures à 1 mg/L N-NO<sub>3</sub> (seuil naturel de N-NO<sub>3</sub>) sont de 84%, 70%, 70% et 76% pour les années 1989, 1999, 2000 et 2004 respectivement (voir tableau 2.2). Le pourcentage est resté relativement stable pour ces 20 puits pendant 15 ans tout comme celui des puits ayant une concentration supérieure à la norme de 10 mg/L N-NO<sub>3</sub>. En 2004, 18% des puits du sous-bassin Thomas avaient des concentrations supérieures à 10 mg/L N-NO<sub>3</sub> tandis qu'en 1989, il y en avait 26%. Cependant, deux des puits analysés en 2004 avaient une concentration de 9,9 mg/L N-NO<sub>3</sub>. Le pourcentage serait très semblable à celui de 1989 si on considérait ces deux résultats d'analyses dans la tranche supérieure à 10 mg/L N-NO<sub>3</sub>. Même si ces résultats proviennent d'études très différentes de par leur nature et leur objectif, ceci semble suggérer que l'eau souterraine est affectée par les nitrates et que sa qualité ne s'améliore pas.



**Tableau 2.2**

Évolution des contenus en nitrates dans le comté de Kings (NSEL, 2005)

Puits	Été 1989	Été 1999	Été 2000	Été 2004
18	14,4	4,08	2,8	3,42
29	1,03	0,87	0,49	
35	15,7	19,88	16,33	21
38	0,76	0,98	1,88	
40	11,7	8,71	8,82	8,31
41	0,3	0,73	0,25	0,33
42	19	28,82	23,85	23
43	3,8	9	9,4	3,13
45	7,88	11,73	9,41	11,8
46	1,29	0,78	0,24	0,41
51	0,37	1,35	0,92	1,23
308	17,9	7,44	5,14	9,9
309	4,46	8,21	7,36	8,6
310	6,22	4,17	3,42	5,59
316	1,93	3,6	2,66	6,4
318	8,51	8,01	5,36	6,1
330	2,78	7,5	6,51	9,9
331	2,68	4	2,21	
333	0,31	0,56	0,44	0,34
500		0,46	0,26	0,25
% puits excédant 1 mg/L N-NO <sub>3</sub>	84%	70%	70%	76%
% puits excédant 10 mg/L N-NO <sub>3</sub>	25%	15%	10%	18%

## CHAPITRE III

### MÉTHODOLOGIE

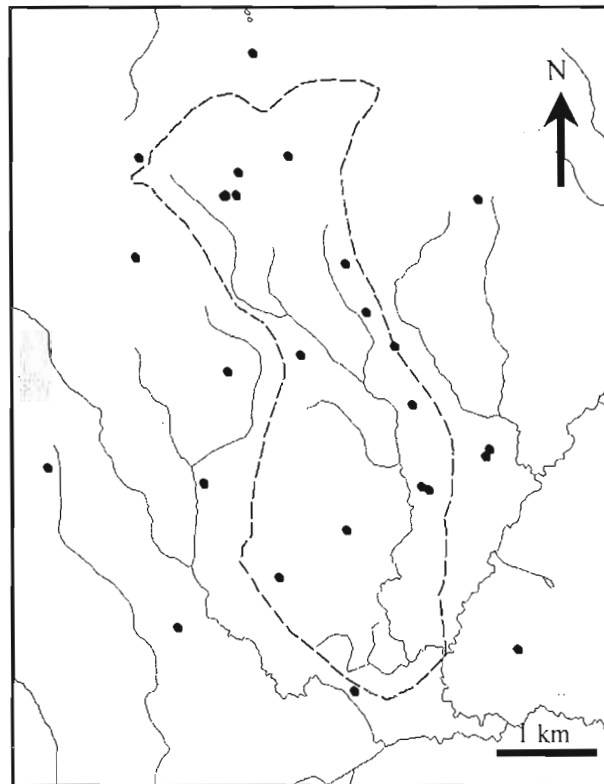
#### 3.1 TRAVAUX DE TERRAIN

Les travaux de terrain ont eu lieu au cours de l'été 2005 et 2006 dans le bassin du ruisseau Thomas, près de la ville de Berwick. L'équipe de terrain regroupait des membres de la Commission géologique du Canada, des employés et des étudiants de l'Institut National de la Recherche Scientifique du centre Eau Terre et Environnement (INRS-ETE), un étudiant de l'Université du Québec à Montréal (UQAM) ainsi qu'un géophysicien du U.S. Geological Survey (USGS). La première partie des travaux a été principalement axée sur les sondages, l'installation de piézomètres, la caractérisation des dépôts meubles, la mesure des niveaux d'eau dans les puits résidentiels et les essais de perméabilité *in situ*. La deuxième partie des travaux visait la caractérisation hydrogéochimique du bassin versant à l'aide de nombreuses analyses effectuées sur des échantillons d'eau souterraine et superficielle.

##### 3.1.1 Mesures de niveaux d'eau

Une carte piézométrique de l'aquifère rocheux régional a été produite à partir de 33 prises de mesure de niveaux d'eau dans des puits résidentiels situés à l'intérieur et juste à l'extérieur de la zone à l'étude (figure 3.1). Le relevé piézométrique a eu lieu du 11 au 15 juillet 2005. Les niveaux d'eau étaient mesurés directement dans les puits des particuliers à l'aide d'une sonde

à niveau d'eau. Le niveau d'eau correspond à celui de l'aquifère rocheux puisque les puits sont tous munis de tubage en acier dans la partie supérieure pour empêcher les dépôts meubles de s'effondrer à l'intérieur du puits.



**Figure 3.1.** Localisation des relevés piézométriques

### 3.1.2 Sondages dans les dépôts quaternaires

#### 3.1.2.1 Échantillonnage de sol

L'échantillonnage de sol à la tarière a permis de recueillir des données sur la granulométrie, la sédimentologie, la teneur en eau ainsi que la teneur en matière organique du premier mètre de sol. Ces échantillons remaniés étaient placés dans des sacs en plastique et leur poids moyen était d'environ 250 g. Les sacs contenant les sols pour l'analyse des teneurs en matière organique ont été congelés le même jour. Les échantillons non-remaniés ont été prélevés dans un petit cylindre de métal de 1,5 cm de diamètre et d'une longueur de 10 cm.

La cellule a été enfoncée par martèlement directement dans le sol à une profondeur moyenne de 30 cm et était ensuite scellée à l'aide de pellicule plastique et de ruban autocollant. La figure 3.2 montre la localisation des échantillons.

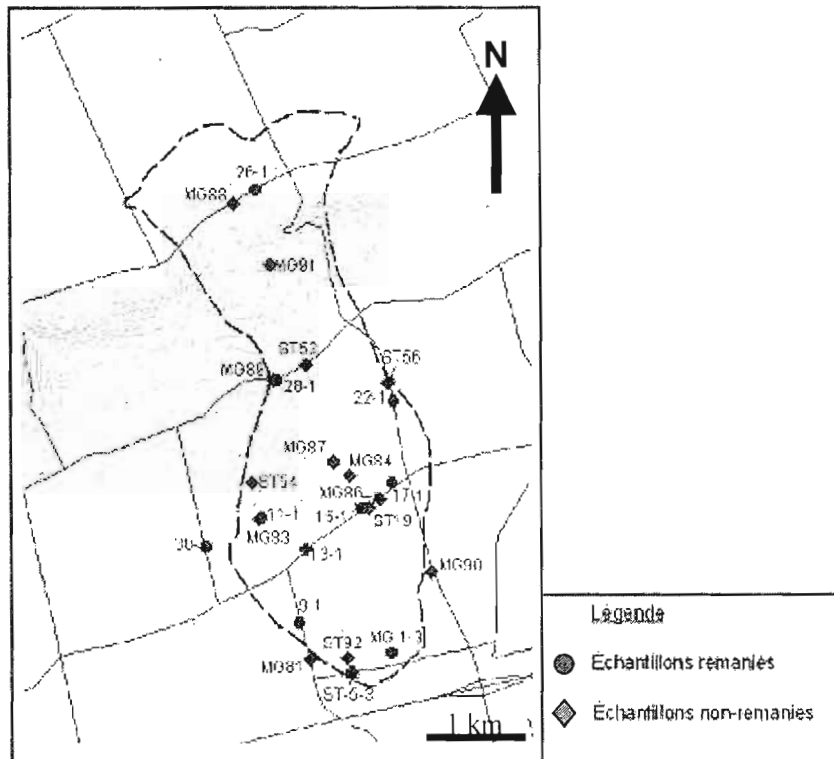
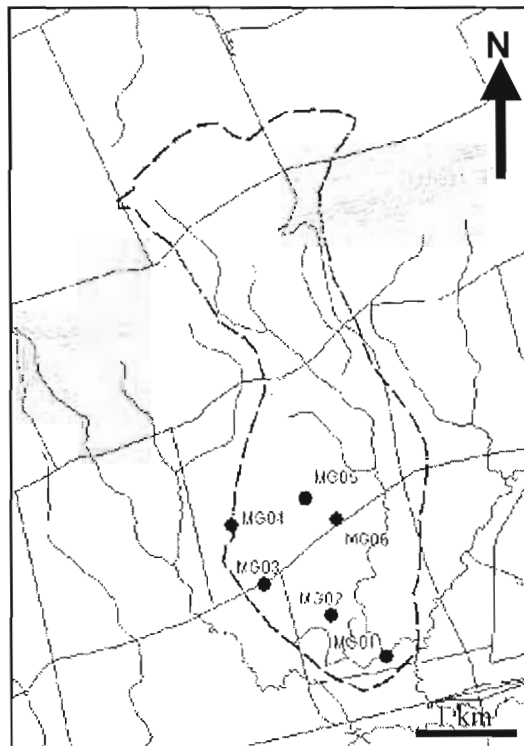


Figure 3.2. Localisation des sites d'échantillonnage

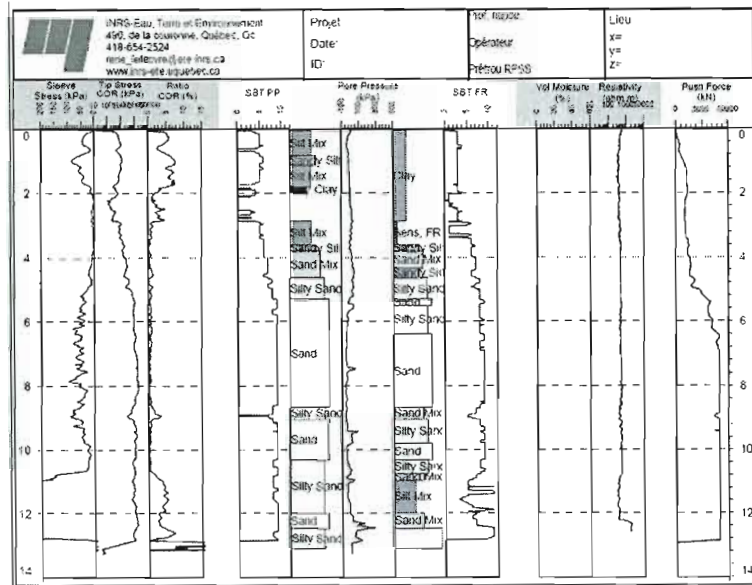
### 3.1.2.2 Essais au pénétromètre à cône CPTU

L'équipement utilisé lors des forages incluait un CPT (Cone Penetration Test) muni d'un lecteur de pression interstitielle nommé CPTU. L'instrument est composé d'une sonde cylindrique vissée à l'extrémité de la foreuse. La sonde est caractérisée par une extrémité en forme de cône qui sert en quelque sorte de capteur de pression. Un fil électrique fait la communication jusqu'à l'ordinateur, il est préalablement inséré dans des tubes métalliques qui sont vissés l'un à l'autre au fur et à mesure que la sonde s'enfonce dans le sol. Le CPTU (Mayne, 1989) permet d'identifier la stratigraphie à l'aide des paramètres suivants : la résistance en pointe, la friction le long de la tige, la pression interstitielle, l'inclinaison de la tige et la conductivité électrique. Au total, le pénétromètre à cône CPTU a été utilisé sur trois

sites (MG01, MG02 et MG05) leur localisation est présentée à la figure 3.3. Un exemple type de résultats obtenus durant les sondages est illustré à la figure 3.4. On peut y voir la stratigraphie décrite à la section 2.3.2 : des dépôts fins (glacio-lacustres) recouvrent des sédiments plus grossiers (fluvio-glaciaires) de sables et de graviers.



**Figure 3.3.** Site des forages



**Figure 3.4.** Exemple de résultats obtenus durant les sondages pour le site MG01, situé à l'extrême sud du bassin.

### 3.1.2.3 RPSS et échantillonnage

Le RPSS (rotoperçusion sounding system) est utilisé pour connaître l'épaisseur des dépôts meubles. Contrairement à la technique du CPT, la foreuse procède par martèlement pour insérer les tiges dans le sol. Le foreur procède au martèlement jusqu'à ce que les tiges cessent de s'enfoncer. La technique est sujette à l'interprétation du foreur et est donc subjective. Certains des dépôts meubles très denses et à la limite de consolidation peuvent sembler être du roc pendant l'essai. À la station MG04 (Figure 3.4), il a été très difficile de savoir si le roc avait été pénétré. Finalement, la collecte d'un échantillon a permis d'identifier un sédiment non consolidé fin et très dense. Les échantillons étaient recueillis à travers un tube de plastique inséré dans une cuillère fendue métallique. Au total, quatre forages ont été réalisés au RPSS et des piézomètres ont été mis en place dans tous les sites de forages (Figure 3.3). Le résumé des travaux réalisés à l'aide de la foreuse est présenté au tableau 3.1.

**Tableau 1.1**

Travaux effectués lors de la campagne de forage

Sites de forage	Description des travaux effectués
MG01	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 2 CPTU jusqu'à 12 m + 2 essais de dissipation (11.6m et 12.2m)</li> <li>- installation de 2 piézomètres : 1 à 16,5 m (tubage : 2cm), l'autre à 8,5 m (tubage : 4cm)</li> <li>- prélèvement de 3 échantillons de dépôt meuble: à partir de 5,76 m, de 7,5 m et de 9 m</li> <li>- 2 essais de perméabilité (<i>slug tests</i>) à 7,47 m (crépine exposée : 119 cm) (voir section 3)</li> </ul>
MG02	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 1 CPTU jusqu'à 5 m + 2 essais de dissipation (3.66 m et 5.18 m)</li> <li>- installation de 2 piézomètres; à 5 m (tubage : 2 cm l'autre à 7 m (tubage : 2 cm)</li> <li>- 1 RPSS jusqu'à 7 m</li> </ul>
MG03	<ul style="list-style-type: none"> <li>- installation de 1 piézomètre jusqu'à 4 m (tubage 2 cm)</li> <li>- 1 RPSS jusqu'à 4 m</li> </ul>
MG04	<ul style="list-style-type: none"> <li>- installation de 1 piézomètre jusqu'à 12,5 m (tubage 2 cm)</li> <li>- prélèvement de 2 échantillons de dépôt meuble ; à partir de 1,8 m et de 2,8 m</li> </ul>
MG05	<ul style="list-style-type: none"> <li>- 1 CPTU jusqu'à 3 m</li> <li>- installation de 1 piézomètre jusqu'à 9 m (tubage 2 cm)</li> <li>- 1 RPSS jusqu'à 10 m</li> </ul>
MG06	<ul style="list-style-type: none"> <li>- installation de 1 piézomètre jusqu'à 7,5 m (tubage 2 cm)</li> <li>- prélèvement de 3 échantillons de dépôt meuble ; à partir de 0,2 m, de 1,5 m et de 2,8 m</li> <li>- 1 RPSS jusqu'à 7 m</li> </ul>

### 3.1.3 Essais hydrauliques

#### 3.1.3.1 Essais de perméabilité

Pour effectuer un essai de perméabilité (« slug test »), un compresseur à air et une valve hermétique insérée au bout supérieur du piézomètre ont été utilisés. De l'air est injecté à l'intérieur du piézomètre pour provoquer un rabattement de la nappe. La remontée du niveau d'eau dans le piézomètre est enregistrée à l'aide d'un capteur de pression à toutes les secondes jusqu'à ce que l'eau revienne à son niveau initial. Ainsi, la conductivité hydraulique peut être évaluée en calculant la vitesse de remontée. Des essais de perméabilité ont été réalisés sur deux sites (MG01 et MG02), ils permettent d'évaluer à la fois la perméabilité et la conductivité hydraulique des dépôts meubles. Trois essais ont eu lieu au site MG01, les essais de perméabilité ont été interprétés avec la méthode de Bouwer and Rice (1989).

#### 3.1.3.2 Essais avec obturateurs pneumatiques

Les essais avec obturateurs pneumatiques (« packer tests ») permettent de réaliser un profil des conductivités hydrauliques dans un puits ouvert jusqu'au socle rocheux. Cette technique est très avantageuse pour caractériser les aquifères hétérogènes. Deux obturateurs pneumatiques sont utilisés pour isoler hermétiquement un intervalle à l'intérieur d'un puits. Tout comme un test de perméabilité, une pression est créée dans cette zone provoquant un rabaissement du niveau d'eau dans le puits et la conductivité hydraulique de cet intervalle est évaluée en fonction de la vitesse de la remontée. Les obturateurs pneumatiques étaient placés à 3,7 mètres l'un de l'autre. À chaque section de 3,7 mètres plusieurs tests étaient effectués, et ce, sur la totalité de la profondeur du puits. Un de ces tests a été effectué tout près de la station d'observation MG06 sur un puits de 32 m de profondeur situé dans la formation de Blomidon, mais tout près de la formation de Wolfville. La partie étudiée se trouvait entre 6 m et 32 m de profondeur, car un tubage couvrait la partie du puits située dans les dépôts de surface.



### 3.1.3.3 Essais au perméamètre de Guelph

L'essai au perméamètre de Guelph consiste à faire un essai de perméabilité *in situ* en condition saturée dans les premiers mètres de sol de façon à caractériser les différentes unités de surface. Le perméamètre est enfoncé dans un trou réalisé à la pelle. Pour cette étude, toutes les profondeurs sont de 90 cm ou moins. À l'aide d'un chronomètre et d'un réservoir d'eau gradué, le taux d'infiltration de l'eau dans le sol est évalué. Les conductivités hydrauliques des différents échantillons ont été estimées avec les méthodes de double charge (conventionnelle) ou de charge unique (lorsqu'une valeur négative avait été obtenue avec la méthode conventionnelle) décrites dans le manuel d'utilisation (SoilMoisture Equipment Corporation, 2005). Les sites où les essais ont eu lieu ainsi que les résultats figurent au chapitre 4.

### 3.1.4 Roc et interprétation géophysique

La diagraphie (une méthode géophysique) a permis d'obtenir de l'information sur la fréquence et l'orientation des fractures ainsi que sur la stratigraphie du substratum rocheux, en plus de fournir des informations sur les débits individuels des fractures et la transmissivité globale pour chacun des puits. M. Roger Morin du USGS a utilisé plusieurs puits de particuliers pour faire ces essais, deux étant situés sur le bassin versant du ruisseau Thomas, un dans la formation Blomidon et l'autre dans les basaltes des montagnes du Nord (Tableau 3.2). Un des autres puits investigués était à Kentville, à environ 20 km du bassin à l'étude, dans la formation Wolfville. Ces unités ont des caractéristiques structurales et hydrogéologiques très différentes qui ont pu être établies à l'aide des paramètres suivants : la radioactivité naturelle, le diamètre (Caliper), les images acoustiques, la résistivité, la température, la vitesse compressionnelle sonique et le débit vertical.

**Tableau 3.2** Informations générales sur les puits

<b>Identité des puits</b>	<b>Profondeur totale(m)</b>	<b>Profondeur du tubage(m)</b>	<b>Formation</b>	<b>Lithologie rencontrées</b>
MN-5 (Kentville)	100	34.8	Wolfville	Grès, siltstone
Malcolm	31.3	6.7	Blomidon	Shale, siltstone
Baiani	66.2	11.0	North Mountain (60m)/Blomidon	Basalte(grès)

Pour le calcul des transmissivités, un capteur de pression, un débitmètre et une pompe submersible ont été utilisés. À l'aide d'un débit de pompage constant et de l'équation de Cooper-Jacob pour un milieu stratifié idéal, la transmissivité globale du puits est obtenue, puis les transmissivités individuelles des fractures sont estimées au prorata du débit rencontré. La conductivité hydraulique est obtenue en divisant la transmissivité par l'épaisseur saturée du puits ouvert.

## 3.2 ANALYSES DE LABORATOIRE

### 3.2.1 Mesure de la porosité

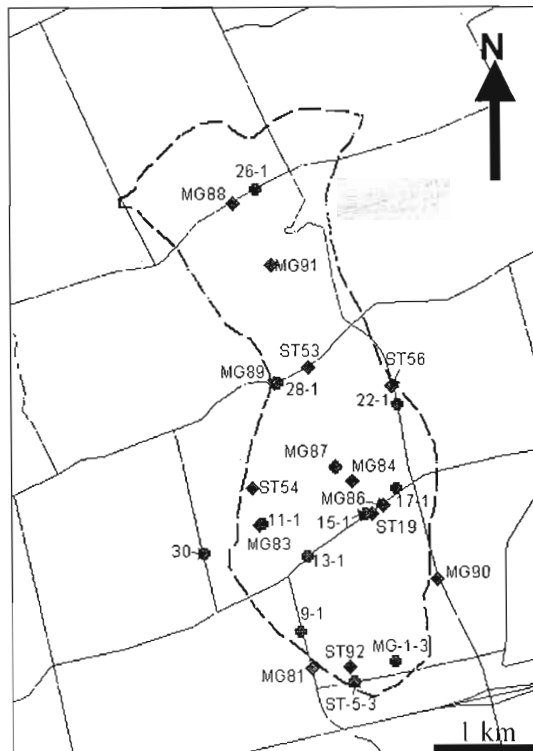
Les analyses de porosité ont été effectuées à partir d'échantillons non-remaniés. Les échantillons ont été analysés dans les laboratoires de l'UQAM. Ils ont été pesés immédiatement après avoir enlevé la pellicule plastique. Les échantillons ont ensuite été déposés dans un contenant rempli d'eau pendant trois jours pour les saturer. Après le trempage, ils ont été pesés avant d'être placés dans une étuve pour le séchage. Après le séchage, les échantillons ont été pesés une dernière fois pour évaluer la porosité. La figure 3.5 illustre les sites d'échantillonnage. L'équation utilisée pour estimer la porosité  $n$  est :

$$n = V_{\text{vide}} / V_{\text{total}} \quad (\text{Équation 1})$$

où

$V_{\text{vide}}$  : volume des vides ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ )

$V_{\text{total}}$  : volume total de l'échantillon ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ )



**Figure 3.5.** Localisation des échantillons non remaniés utilisés pour la mesure de la porosité

### 3.2.2 Analyses granulométriques

Les analyses granulométriques et densimétriques (normes ASTM D 421-85 et D 422-63) ont été faites dans les laboratoires de l'UQAM. Toutes les granulométries emploient la méthode de tamisage humide. Les échantillons sont préalablement séchés pour établir le poids de l'échantillon séché. Ils sont ensuite déposés dans une série de tamis correspondant aux grosseurs granulométriques suivantes : 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,115 mm et 0,063 mm. Les tamis sont installés sur une plaque vibrante. Un couvercle muni d'un tuyau, relié directement à la sortie d'eau de l'évier, recouvre le tout. Le robinet est ensuite ouvert pour laisser circuler l'eau à travers l'échantillon pendant que les tamis vibrent. Ainsi, toutes les particules sont fractionnées jusqu'à leur plus petite grosseur granulométrique. Les particules inférieures à 63  $\mu\text{m}$  sont récupérées pour la densimétrie (ou sédimentométrie). La

densimétrie utilise la loi de Stokes pour évaluer le pourcentage granulométrique des particules inférieures à 200  $\mu\text{m}$ . La loi de Stokes (équation 2) permet de mettre en relation la vitesse de chute de la particule en fonction de sa grosseur granulométrique :

$$v = \frac{2r^2 g\Delta(\rho)}{9\nu} \quad (\text{équation 2})$$

où

- $v$  : vitesse de chute des particules solides (m/s)
- $r$  : rayon de la particule (m)
- $g$  : accélération gravitationnelle (9,81  $\text{m/s}^2$ )
- $\Delta(\rho)$ : différence de masse volumique entre la particule et le fluide ( $\text{kg/m}^3$ )
- $\nu$  : viscosité de l'eau (Pa.s)

Les particules fines récupérées reposent pendant trois jours dans un récipient. On récupère ensuite l'ensemble du sol qui sera mélangé avec de l'eau et un défloculant : l'hexamétaphosphate de sodium. Le jour d'après, la solution est passée aux rayons ultrasoniques pour compléter la défloculation. L'échantillon est ensuite prêt à être transvidé dans un cylindre sur pied de 1 L. L'échantillon et la solution sont transvidés et brassés pendant une minute. Le cylindre est ensuite déposé sur une table dans un endroit limitant les vibrations. Par la suite il suffit de prendre des mesures de densité et de température pendant 24 heures pour calculer les pourcentages granulométriques plus petits que 63  $\mu\text{m}$ .

### 3.2.3 Mesure de la teneur en matière organique

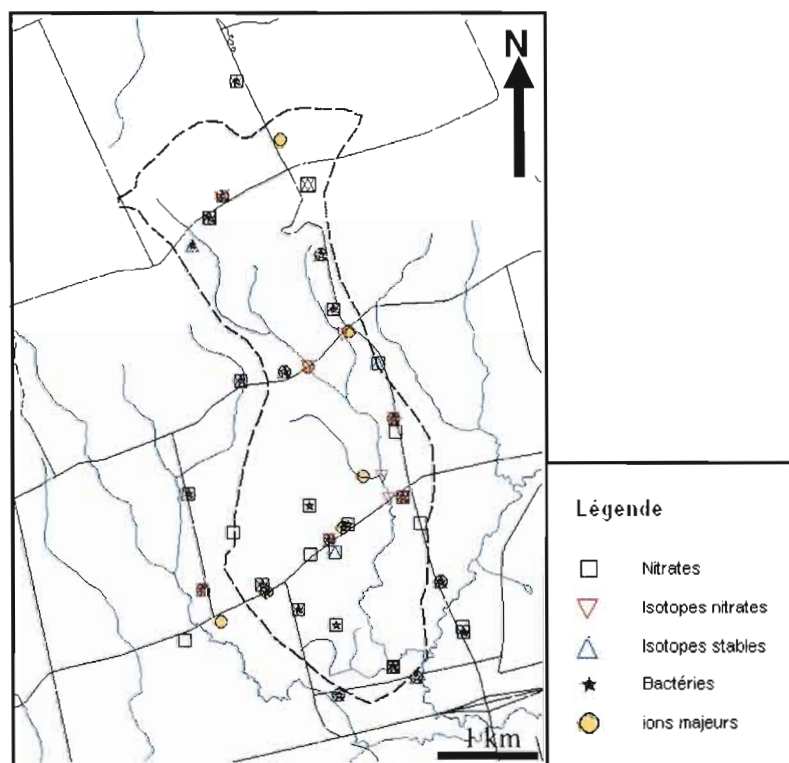
La matière organique joue un rôle clé dans la biogéochimie du sol, elle peut emmagasiner de l'eau et jouer sur la migration de certains éléments comme l'azote. C'est pourquoi elle est mesurée, ainsi on peut l'utiliser comme paramètre dans la modélisation de la migration verticale de l'eau et des nitrates. La méthode liquide de mesure de carbone organique par peroxyde d'hydrogène (Matthieu et al, 2003) a été utilisée. Le peroxyde d'hydrogène est un oxydant fort qui brûle la matière organique. Premièrement, les échantillons sont déposés

dans une étuve à 105°C pendant 12 heures. Ensuite, 30g de l'échantillon sec est ajouté à 100 ml d'une solution de peroxyde d'hydrogène à 1 % dans un bécher allongé de 600 ml; le tout est déposé sur une plaque magnétique et pendant 24 heures la solution est agitée. Le lendemain, la température de la solution doit être augmentée à 60°C et la solution est toujours agitée. De la mousse devrait apparaître à la surface du liquide, cette réaction signifie qu'il reste de la matière organique dans l'échantillon. Il faut ensuite ajouter du peroxyde à 30% par dose de 10ml, et ce, le nombre de fois qu'il faut jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de réaction chimique. À ce moment il n'y a plus de matières organiques dans la solution. L'échantillon est ensuite filtré à l'aide d'une pompe sous vide, séché et pesé. La différence entre le poids pesé au début de l'expérience et le poids de l'échantillon à la fin correspond au poids de la matière organique.

#### 3.2.4 Analyses géochimiques

Des campagnes d'échantillonnage ont eu lieu durant les étés 2005 et 2006. La première campagne, la plus exhaustive, comprenait des analyses portant sur la concentration en nitrates (21 échantillons), le décompte de bactéries (27 échantillons), les isotopes de nitrates (18 échantillons), les isotopes stables de H et O (24 échantillons) ainsi que les ions majeurs (13 échantillons). Les échantillons ont été recueillis au mois de juillet 2005 dans des récipients de plastique de 125ml. Les analyses portant sur les teneurs en nitrates et sur les ions majeurs ont été effectuées au laboratoire de l'INRS-ETE à Québec. Les échantillons ont été acheminés à Québec à la fin de la journée de travail par courrier recommandé dans une glacière remplie de glace. Les échantillons pour les analyses d'isotopes stables, recueillis dans des bouteilles de plastique de 15ml, ont été réfrigérés en Nouvelle-Écosse jusqu'au retour de l'équipe de recherche à Québec à la fin du mois de juillet. Les échantillons d'eau pour les analyses d'isotopes de nitrates étaient recueillis dans des contenants de 1L en plastique et ont été filtrés à l'université Acadia le jour même du prélèvement et congelés dans les 24 heures qui ont suivi, pour être transportés au laboratoire de l'INRS-ETE à Québec à la fin du séjour. Les analyses bactériologiques ont été faites en Nouvelle-Écosse par le laboratoire Synova Group. Ce dernier fournissait les bouteilles et récupérait les échantillons

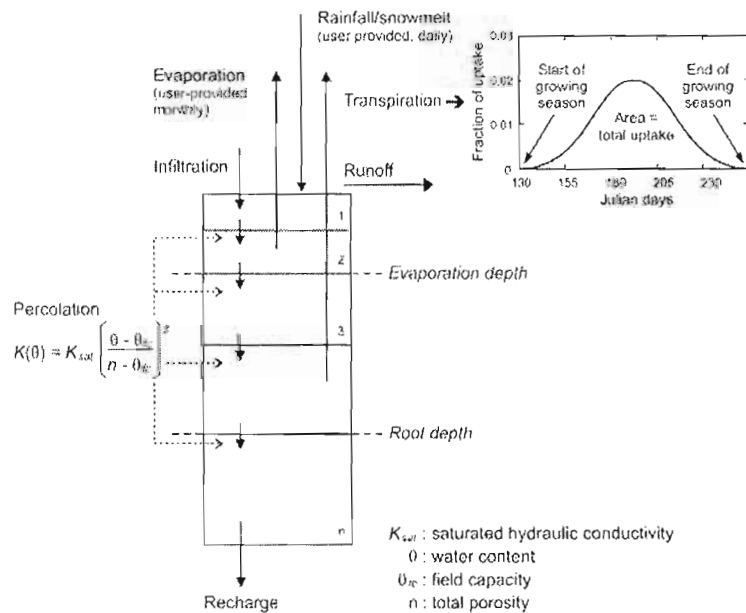
le jour même à l'un de ses centres de service dans la vallée d'Annapolis. La campagne d'échantillonnage de 2006, plus restreinte, comprenait six échantillons de nitrates et six échantillons d'ions majeurs. La méthodologie employée était la même que celle de 2005. La Figure 3.6 indique où les échantillons ont été prélevés. La plupart des échantillons proviennent des eaux souterraines circulant dans l'aquifère régional rocheux. Quelques échantillons d'eau seulement ont été prélevés dans les dépôts meubles puisque ceux-ci sont peu profonds et sont rarement saturés à cet endroit.



**Figure 3.6** Localisation des sites de l'échantillonnage pour les analyses chimiques

### 3.3 SIMULATION DU LESSIVAGE DES NITRATES

La simulation du cycle de l'azote et de la migration verticale des nitrates dans le sol a été réalisée à l'aide du modèle AGRIFLUX (Banton et al, 1993). Le logiciel calcule la recharge et le lessivage des nitrates à travers la zone racinaire. C'est un modèle unidimensionnel qui peut fonctionner en mode stochastique ou déterministe basé sur une approche par réservoirs (Figure 3.7). Le module HydriFlux, faisant partie intégrante de AGRIFLUX, calcule les flux d'eau ruisselés et lessivés entre les couches de sol en considérant l'infiltration, le ruissellement, la percolation, le prélèvement d'eau par les plantes et l'évaporation selon un pas de temps journalier et en tenant compte des caractéristiques hydrauliques de chaque couche (conductivité hydraulique, porosité, capacité au champ, point de flétrissement). Le module NitriFlux simule la transformation et le transport de l'azote dans le sol. Les processus biochimiques simulés par NitriFlux, soit la minéralisation/immobilisation ainsi que la nitrification et la dénitrification, dépendent de la température et de la teneur en eau de chaque couche ainsi que de la fertilisation, de l'incorporation de résidus de récolte, du prélèvement des plantes et du lessivage.



**Figure 3.7** Illustration du mode de fonctionnement du modèle AGRIFLUX  
(Banton et al, 1993)

Dans ce projet de recherche, AGRIFLUX a été utilisé en mode déterministe avec des valeurs discrètes permettant de mieux comparer les résultats entre les divers couples sol-culture analysés. La modélisation permettra d'attribuer un pointage au le paramètre «utilisation des terres» dans l'étude de vulnérabilité spécifique (chapitre 6). Le secteur à l'étude a été divisé en douze zones distinctes, pour quatre types de sol et quatre types de culture. Certaines cultures ne se retrouvent pas sur tous les sols, ce qui explique qu'il n'y ait que 12 (et non 16) zones types. Les zones ont été définies à l'aide d'une photo aérienne pour situer les forêts et à l'aide de la carte des dépôts meubles modifiée (voir section 4.1) pour identifier les sols. Les simulations réalisées pour le bassin versant du ruisseau Thomas s'étendent sur douze années (1995 à 2006 inclusivement). Les données utilisées pour procéder aux simulations avec le logiciel AGRIFLUX sont décrites dans les sous-sections suivantes.

### 3.3.1 Paramètres décrivant les sols

Les quatre types de sols utilisés sont 1) les dépôts glacio-lacustres, 2) le till de base, 3) le sol mince pour le roc affleurant au flanc de la montagne du Nord et les dépôts d'éboulis (colluvions) et 4) le till du haut de la montagne. Les paramètres décrivant le sol nécessaires au logiciel AGRIFLUX sont généralement obtenus des analyses en laboratoire ou des essais in situ, mais certains sont dérivés de valeurs théoriques. Les valeurs de porosité, de granulométrie et de teneur en matière organique proviennent des analyses en laboratoire. Le point de flétrissement et la teneur en eau résiduelle ont été déterminés à partir de valeurs rapportées dans la littérature (Rawls et Brakensiek, 1989). Les valeurs de conductivité hydraulique des sols proviennent d'essais au perméamètre de Guelph (voir section 4.2.1). Chaque sol comporte une couche plus mince en surface (0,1 m) permettant de générer un ruissellement dans le modèle et le point de flétrissement utilisé est légèrement plus haut pour la première couche. Ces deux ajustements permettent au modèle de bien simuler le ruissellement. Les paramètres décrivant le sol utilisés pour la série de simulations sont présentés au tableau 3.3.



**Tableau 3.3**  
Paramètre des sols

Paramètre	Till du sommet de la montagne	Dépôts glacio- lacustres	Till de base	Sol sur roc
Pente (%)	0,02	0,02	0,01	0,12
Profondeur d'évaporation (m)	0,1	0,1	0,1	0,1
Nombres de couches	4	4	4	2
Épaisseur de la couche 1 (m)	0,1	0,1	0,1	0,1
Épaisseur de la couche 2 (m)	0,1	0,1	0,1	0,2
Épaisseur de la couche 3 (m)	0,2	0,2	0,3	
Épaisseur de la couche 4 (m)	0,2	0,3	0,3	
Épaisseur de la zone non saturée (m)	0,6	0,7	0,8	0,3
K (m/j)				
Couche 1	0,4	0,4	0,3	
Couche 2	0,5	0,6	0,5	0,6
Couche 3	1,1	0,7	0,6	0,8
Couche 4	1,1	0,7	0,6	
Porosité	0,32	0,33	0,38	0,38
Teneur en eau résiduelle (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )				
Couche 1	0,17	0,17	0,17	0,17
Couche 2	0,1	0,1	0,1	0,1
Couche 3	0,1	0,1	0,1	
Couche 4	0,1	0,1	0,1	
Point de flétrissement (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> )				
Couche 1	0,087	0,087	0,087	0,095
Couche 2	0,05	0,05	0,05	0,07
Couche 3	0,05	0,05	0,05	
Couche 4	0,05	0,05	0,05	
Sable (%)	78,2	74,3	73	73
Limon(%)	21,5	21	25	25
Argile(%)	0,3	4,7	2	2

### 3.3.2 Paramètres décrivant le cycle de l'azote

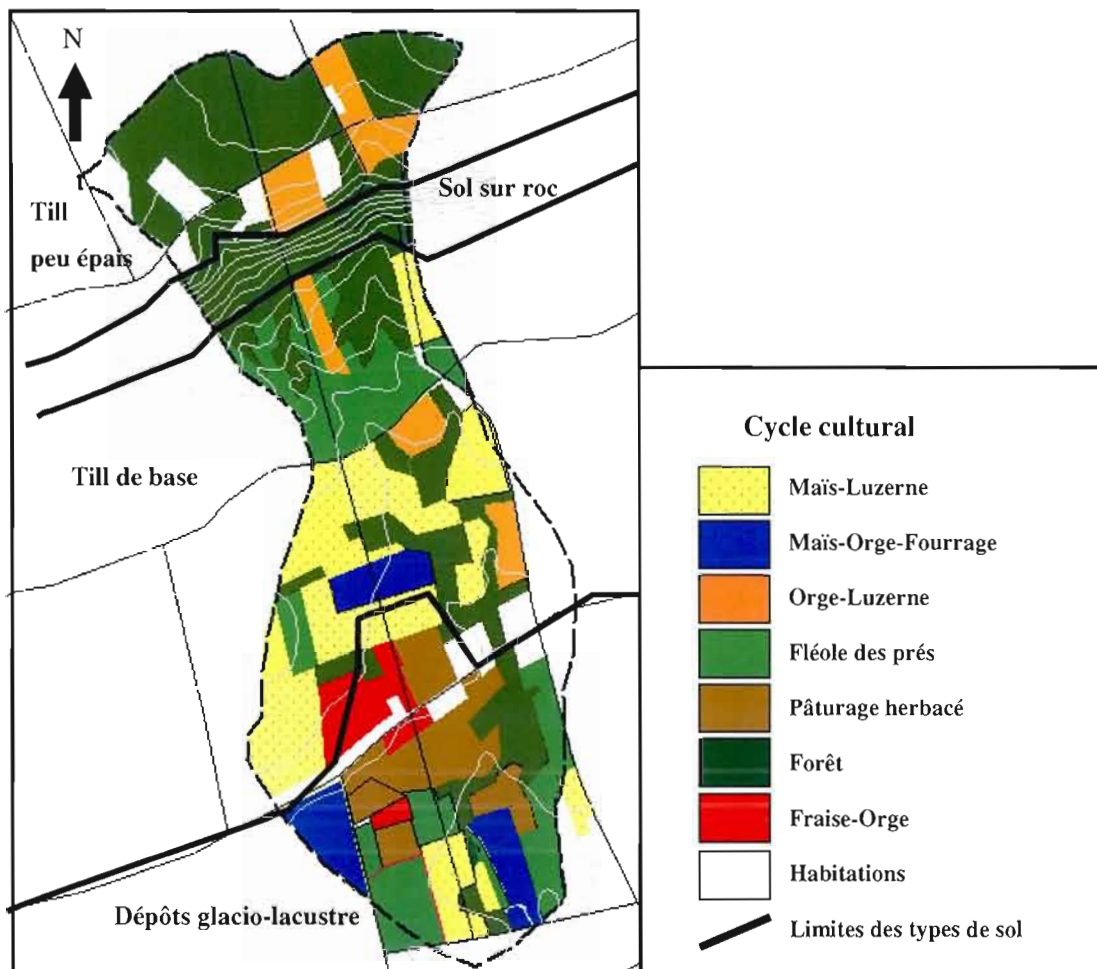
Les paramètres décrivant le cycle de l'azote sont tirés de la littérature (SESAER, 1983 ; Jansson et al., 1991 ; Cabon, 1993 ; Larocque et Banton, 1994). Ces paramètres ont été utilisés dans une étude similaire par Dupuy et al. (1997). Les contenus en azote du réservoir humus ont été calculés à partir du pourcentage en matière organique spécifiquement pour la région à l'étude. Puisque les types de culture et les types de sol ayant été analysés lors de l'étude de Dupuy et al. (1997) sont semblables à ceux de cette étude, il a été jugé raisonnable d'utiliser les mêmes données pour le cycle de l'azote. Ils sont présentés au tableau 3.4.

**Tableau 3.4**  
Paramètres du cycle de l'azote

Paramètre	Valeur
Constante de dégradation de la litière (1/jour)	0,035
Fraction de la litière passant à l'humus	0,4
Rapport C/N du sol	8
Constante de minéralisation de l'humus (1/jour)	0,00005
Fraction de l'azote inorganique disponible	0,055
Rapport NO <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> du sol	8
Constante de nitrification (1/jour)	0,2
Constante de demi-saturation pour la dénitrification (mg N/l)	10
Constante de dénitrification (g N/m <sup>2</sup> /jour)	0,1
Profondeur maximale de dénitrification (m)	1,5
Contenu en azote du réservoir humus(kg N/ha) de la couche 1	1100
Contenu en azote du réservoir humus(kg N/ha)des couches 2,3,4	8700

### 3.3.3 Paramètres décrivant les cultures et les cycles culturaux

Des données recueillies par le NSEL (Nova Scotia Environment and Labor) sur les pratiques agricoles ont permis d'élaborer une carte d'occupation du territoire (figure 3.8). Un questionnaire a été distribué aux agriculteurs qui devaient divulguer leurs taux de fertilisation et leurs types de culture pour l'année 2004, 2005 et 2006.



**Figure 3.8** Carte d'occupation du territoire du bassin du ruisseau Thomas

En plus des résultats du NSEL, des vérifications faites directement auprès des cultivateurs à l'été 2006, concernant leurs habitudes culturelles des dix dernières années, ont servi à établir l'élaboration de cette carte. Les cultures suivantes ont été identifiées : 1) l'orge, 2) la fléole

des prés, 3) la luzerne, 4) le maïs et 5) les fraises. La fléole des prés est une culture de fourrage herbacée, elle sert de nourriture aux animaux de ferme. Les cinq cycles culturaux (figure 3.8 et Tableau 3.5) ont été combinés aux sols sur lesquels ils étaient cultivés. Les simulations ont été faites sur douze ans, de 1995 à 2006.

**Tableau 3.5**  
Cycles culturaux simulés

Cycles culturaux	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Orge-Luzerne	Orge	Orge	Luz.	Luz.	Luz.	Luz.	Orge	Orge	Luz.	Luz.	Luz.	Orge
Fléole des prés	Flé.	Flé.	Flé.	Flé.	Flé.	Flé.	Flé.	Flé.	Flé.	Flé.	Flé.	Flé.
Maïs-Luzerne	Maïs	Maïs	Maïs	Luz.	Luz.	Luz.	Luz.	Maïs	Maïs	Maïs	Luz.	Luz.
Maïs-orge-Fléo.	Maïs	Maïs	Orge	Orge	Flé.	Maïs	Maïs	Orge	Orge	Flé.	Maïs	Maïs
Fraise-orge	orge	orge	fraise	fraise	fraise	orge	orge	orge	fraise	fraise	fraise	orge

Les valeurs des paramètres requis pour simuler la dynamique des cultures ont été obtenues en consultant différents ouvrages, notamment le guide de référence en fertilisation québécois (CRAAQ, 2005) et le guide équivalent pour la Nouvelle-Écosse. Le besoin en azote de la luzerne a été intentionnellement augmenté puisque la luzerne, à l'aide de bactéries, fixe l'azote dans le sol en grande quantité. La culture de la fraise et celle du maïs sont les deux cultures requérant le plus haut taux d'azote, suivi de la fléole des prés et de l'orge. Les cultures «forêt» et «pâturage» n'ont pas de valeur pour tous les paramètres concernant l'azote puisque ces cultures ont un flux d'azote lessivé considéré nul. Le tableau 3.6 présente les paramètres utilisés pour chacune des cultures dans le logiciel AGRIFLUX.

**Tableau 3.6**  
Paramètres utilisés pour les différentes cultures dans AGRIFLUX

Paramètres des cultures	Fléole des prés	Luzerne	Forêt	Fraise	Maïs	Orge	Pâturage
Besoin en eau (m/a)	0,6	0,554	0,5	0,45	0,55	0,6	0,56
Besoin en azote (kg/ N/ha)	112	389	n/a	125	133	70	n/a
Fraction de l'azote récoltée	0,5	0,5	n/a	0,8	0,1	0,9	n/a
Fraction de l'azote résiduelle	0,2	0,2	n/a	0,1	0,8	0	n/a
Rapport C/N des résidus de récolte	60	15	n/a	50	60	80	n/a
Rapport C/N des racines	25	4	n/a	15	25	30	n/a
Profondeur des racines à maturité(m)	1,2	3,5	1,2	0,4	1,2	1,2	0,5

### 3.3.4 Paramètres décrivant les fertilisations

Sur les mêmes banques de données fournies par la recherche de Blackmore (2006) ayant servi à l'identification des cycles culturaux, figuraient le taux de fertilisation ainsi que la nature de ces derniers. Le taux de fertilisation a été étudié par le NSEL dans le but de définir la pratique agricole des agriculteurs. Ces données ont été vérifiées par la suite lors de la campagne de terrain en 2006 pour valider l'information sur la valeur totale de fertilisants utilisée. Le tableau 3.7 présente les taux de fertilisation organique et inorganique ainsi que la méthode d'épandage. La prise d'information a été réalisée directement auprès des agriculteurs et devrait représenter la réalité de la région convenablement. Il est possible que l'application réelle de fertilisants diffère quelque peu des résultats du tableau 3.7, étant donné que beaucoup d'agriculteurs réalisent des tests sur leur sol avant d'appliquer les fertilisants pour vérifier les besoins en nutriments de la terre. La culture de l'orge et de la luzerne nécessite le même taux de fertilisation à chaque année, la fertilisation s'effectue au début de l'été seulement. La fertilisation du maïs s'effectue en deux étapes, un premier épandage de fertilisant organique et inorganique s'effectue en début de saison, un mois plus tard du

fertilisant uniquement inorganique est étendu sur les terres agricoles. Pour la fléole des prés, la fertilisation suit un cycle de trois années. Des fertilisants organiques et inorganiques sont étendus la première et la dernière année du cycle, la deuxième année requiert seulement du fertilisant inorganique. Chacune de ces cultures est récoltée annuellement.

**Tableau 3.7**  
Paramètres décrivant les fertilisations

Culture	Inorganique (kg/ha)		Organique (kg/ha)				
	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	C/N litière	Apport de la litière (kg N/ha)	prof.(m)
Orge	30	25	5	15	15	5	0,1
Luzerne	10	10	0	0	0	0	0
Maïs (1 mois après)	30	30	10	30	15	5	0,1
	25	25	0	0			
Fléole des prés (sur 3 ans)	20	20	10	20	15	5	0,1,
	30	20	0	0			
	20	20	10	20	15	5	0,1

### 3.3.5 Données climatiques

Les données de précipitation et de température proviennent du site internet d'Environnement Canada ([www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climateData](http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climateData)). Une station météorologique fédérale se trouve à Berwick), lieu même de l'étude. Il a été possible d'avoir les données météorologiques journalières de janvier 1995 à janvier 2006 à la station de Berwick, cependant pour l'année 2005 et 2006, elles ont dû être complétées à l'aide d'une station située à Greenwood (dans le centre de la vallée). Des précipitations réelles journalières ont donc été utilisées dans le modèle. Le jour où la température est la plus basse, le nombre de jours de précipitations ainsi que les paramètres concernant la fonte de la neige ont été évalués à l'aide de ces données. La fraction des précipitations totales de l'hiver (en équivalent d'eau)

qui reste au champ lorsque la fonte débute a été calculée à l'aide des données de la station de Kentville puisque la station de Berwick ne disposait pas de ces données. La vitesse de fonte ( $m/°C \cdot j$ ) de la neige a été calculée à l'aide de l'abaque fourni dans le guide d'utilisation d'AGRIFLUX. En introduisant le temps de fonte avec une certaine hauteur de neige, il est possible d'estimer la vitesse de fonte. L'évapotranspiration potentielle a été calculée à l'aide de la méthode de Thorntwaithe (Thorntwaithe, 1948) et des données de température d'Environnement Canada.

$$ETP = 16D(10t/I)^a \quad \text{Équation 3}$$

$$A \approx 0.5 + 0.016(I)$$

$$I = (t/5)^{1.514}$$

où

ETP: Évapotranspiration potentielle (mm)

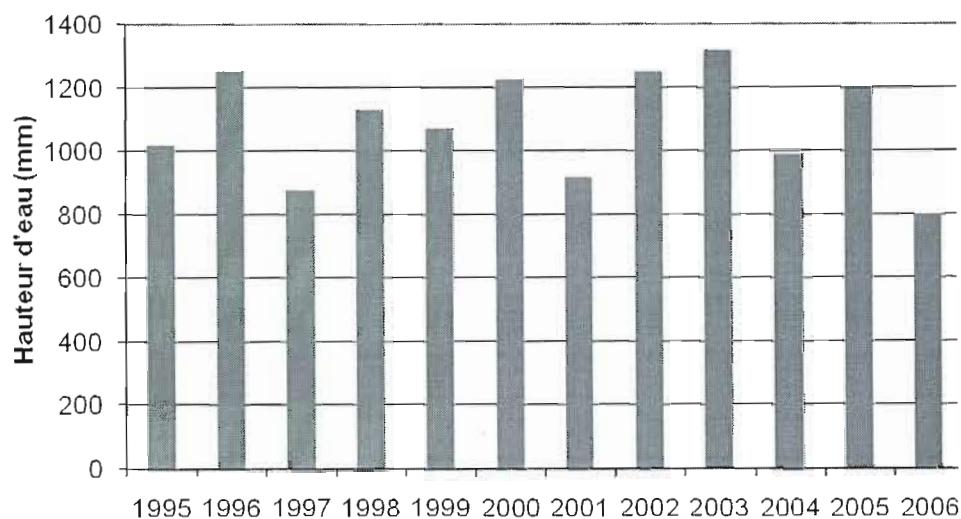
T: Température moyenne de la période considérée ( $°C$ )

I: Indice de chaleur correspondant à la somme des I mensuels

a: coefficient

D : est un coefficient de correction fonction de la latitude et du mois de l'année.

La figure 3.9 présente l'histogramme des valeurs annuelles des précipitations totales (pluie et neige (en équivalent en eau) utilisées dans le modèle. Il est à noter que les valeurs introduites dans le modèle sont journalières et que le logiciel AGRIFLUX considère que les précipitations hivernales s'accumulent sous forme de neige tout le temps que la température se situe sous zéro. Lorsque la température dépasse cette limite, le taux de fonte introduit dans le modèle calculera la quantité d'eau qui s'infiltrera pendant la journée.



**Figure 3.9** Histogramme des précipitations totales utilisées pour les simulations

La moyenne annuelle des précipitations totales est de 1114 mm pour les onze années de simulation ; elle se situe légèrement en dessous de la moyenne des précipitations annuelles de la station météorologique de Kentville pour le total des années compilées (1971-2000) qui est de 1211 mm/an. Les années 1996, 2000, 2002 et 2003 sont les quatre années les plus pluvieuses avec des précipitations supérieures à 1200 mm. Les années 1997 et 2001 et 2006 sont particulièrement sèches (879 mm, 919 mm et 801 mm). Les précipitations totales pour la période visée ne varient pas plus de 200 mm d'une année à l'autre (année consécutive).

Le tableau 3.8 présente les données moyennes mensuelles de température et d'évaporation ainsi que certains paramètres liés à la fonte de la neige, utilisés dans le modèle. Ces valeurs proviennent du site internet d'Environnement Canada.



**Tableau 3.8**  
Données paramètres climatiques

Mois	Température (°C)	Évaporation (m)
janvier	-5,7	0
février	-5	0
mars	-0,7	0
avril	4,5	0,025
mai	10,6	0,056
juin	15,8	0,082
juillet	19,1	0,1
août	18,7	0,096
septembre	14,8	0,071
octobre	8,8	0,042
novembre	3,8	0,017
décembre	-1,6	0
Autres paramètres		
Jour où la température de l'air est la plus basse		23-janv
Fraction de neige au sol au début de la fonte		0,2
Taux de fonte de la neige (m/°C/jour)		0,009

### 3.4 APPLICATION DE LA MÉTHODE DRASTIC

La méthode d'évaluation de la vulnérabilité des aquifères à la contamination de surface la plus répandue en Amérique du Nord est sans doute l'indice DRASTIC (Aller et al., 1987). Cette méthode est simple, assez directe et tient compte de nombreux paramètres importants dans le parcours des contaminants et qui sont relativement disponibles. Pour appliquer la méthode, il suffit de calculer une cote spécifique pour chaque facteur de DRASTIC et de la multiplier cette cote par son poids. Ces opérations sont réalisées pour l'ensemble de la zone étudiée et une carte de variation spatiale de l'indice DRASTIC peut être tracée. DRASTIC considère sept paramètres hydrogéologiques, chaque lettre du nom de la méthode correspond à un paramètre: la profondeur de la nappe souterraine (*Depth*) [D], la recharge nette (*Recharge*) [R], la nature lithologique de l'aquifère (*Aquifer*) [A], la texture du sol (*Soil*) [S],

la topographie ou pente du terrain (*Topography*) [T], l'impact de la zone non saturée (*Impact*) [I] et enfin la conductivité hydraulique ou perméabilité de l'aquifère (*Conductivity*) [C].

$$\text{Indice DRASTIC} = D_R D_w + R_R R_w + A_R A_w + S_R S_w + T_R T_w + I_R I_w + C_R C_w$$

(Équation 4)

Chacun de ces sept paramètres est classé dans une fourchette de valeurs ou selon le type de milieu dominant pour produire un pointage reflétant l'impact de ce paramètre sur la vulnérabilité de l'aquifère. Les fourchettes de valeurs s'échelonnent de 1 (faible potentiel de contamination) à 10 (fort potentiel de contamination). Pour obtenir l'indice DRASTIC, il suffit de combiner les cotes de chaque paramètre avec leur poids et ce, pour tous les secteurs de la zone d'étude. L'indice R correspond au pointage associé au paramètre (*rating* en anglais) et l'indice W au poids (*weight* en anglais). Les poids varient de 1 à 5. Le tableau 3.9 présente les poids des différents paramètres. Plus l'indice DRASTIC est élevé, plus le potentiel de contamination est élevé. L'indice DRASTIC est une valeur relative sans dimension permettant la comparaison entre les sites. Le résultat peut varier entre 23 à 230.

**Tableau 3.9**

Paramètres de l'indice DRASTIC et poids associés

Symbole	Paramètre	Poids
D	Profondeur de la nappe	5
R	Recharge nette	4
A	Lithologie de l'aquifère	3
S	Sol	2
T	Topographie	1
I	Zone non saturée	5
C	Conductivité hydraulique de l'aquifère	3

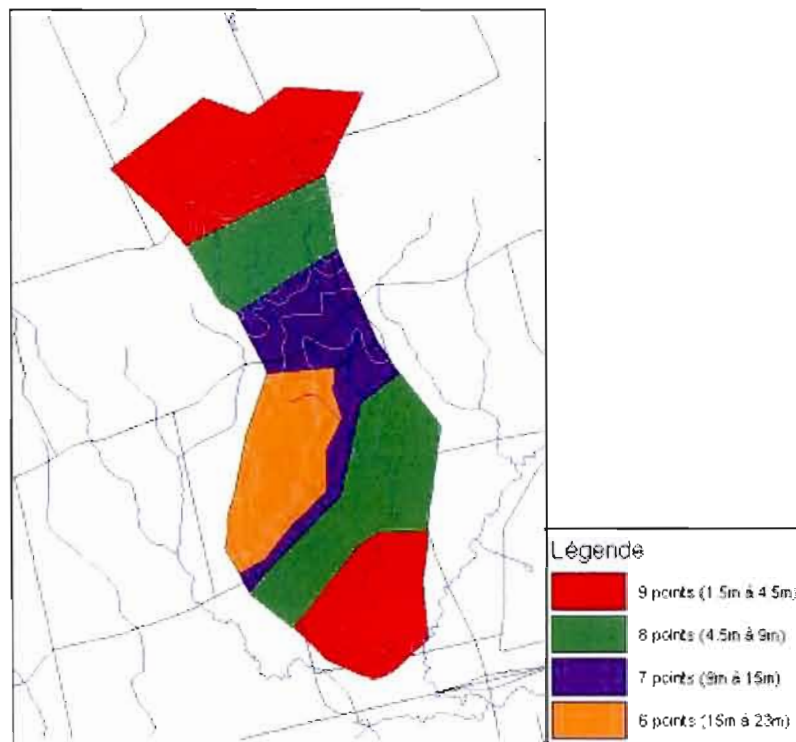
### Profondeur de la nappe (D)

Une campagne piézométrique effectuée en 2004 et 2005 a permis d'évaluer la profondeur de la nappe d'eau de façon assez précise (figure 3.10). Cette carte piézométrique, obtenue par krigeage a été utilisée pour la distribution spatiale de ce paramètre (figure 3.10). Plus la profondeur de la nappe est grande, plus le temps de migration du contaminant est grand et moins la nappe d'eau est considérée vulnérable à la contamination. De plus, les conditions physico-chimiques diffèrent en zones saturées et non-saturées, ainsi le polluant peut se transformer chimiquement avant d'atteindre la nappe. Dans le cas présent, les nitrates sont moins susceptibles à la dénitrification s'ils sont en milieu non-saturé. C'est pourquoi la profondeur à la nappe d'eau est un paramètre important (poids de 5). La profondeur de la nappe d'eau dans la zone à l'étude varie de quelques mètres au bas de la zone à près de 20 m plus à l'ouest. Le pointage attribué à chacune des classes est présenté au tableau 3.10 et la distribution spatiale du pointage est présentée à la figure 3.10.

**Tableau 3.10**

Pointage et classe pour la profondeur à la nappe (D) (Aller et al., 1987)

Classe (m)	Pointage
0 – 1.5	10
1.5 – 4.5	9
4.5 - 9	7
9.0 – 15.0	5
15 - 23	3



**Figure 3.10** Distribution spatiale du pointage pour la profondeur de la nappe (D)

La recharge de l'aquifère est le principal vecteur des contaminants vers les eaux souterraines. Le contaminant peut mieux se solubiliser et atteindre la nappe en plus grande quantité lorsque la recharge est grande. Les valeurs de recharge utilisées dans ce projet de recherche sont celles issues des simulations effectuées avec le logiciel AGRIFLUX pour chacun des couples sol-culture énumérés à la figure 3.9. Le pointage de la méthode DRASTIC, présenté au tableau 3.11, prévoit des classes modales s'étalant d'une recharge de moins de 50 mm/an (classe 1) à des recharges au-delà de 254 mm/an (classe 10). Les résultats des recharges simulées sont plus grands que 254 mm/an pour tous les couples sol-culture. Ainsi, l'entière superficie du territoire se voit attribuer un pointage de 10 pour la recharge nette (R).

**Tableau 3.11**

Recharge nette (R) (Aller et al., 1987)

<b>Classe (mm/an)</b>	<b>Pointage</b>
0 - 50	1
50 - 100	3
100 - 175	6
175 - 225	8
225 - 254	9
>254	10

## Lithologie de l'aquifère (A)

Les caractéristiques de la lithologie de l'aquifère font référence au milieu dans lequel circule les eaux souterraines. La distribution spatiale du pointage correspond aux cartes géologiques présentées à la section 2.3 et 4.1. La consolidation de l'aquifère, la porosité primaire et secondaire ainsi que la granulométrie des grains sont pris en considération puisque tous ces paramètres influencent directement la vitesse et le débit des écoulements souterrains. L'eau et les minéraux qui circulent à travers le sol subissent divers processus physico-chimiques comme l'absorption ou l'adsorption qui peuvent servir à piéger le polluant présent dans l'eau. Il est considéré que plus la granulométrie est fine et que l'eau circule tranquillement dans l'aquifère, plus le piégeage du polluant est grand.

Le pointage utilisé pour ce paramètre est celui développé par Blackmore (2006) (présenté au tableau 3.12). Trois unités obtiennent un pointage de 4 : 1) la formation de Wolfville, qui est considérée comme la plus poreuse des unités, 2) les basaltes, bien que ceux-ci soient très massifs et ne possèdent pas de porosité primaire, ils possèdent de nombreuses fractures verticales qui permettent une infiltration rapide vers la formation Blomidon, et 3) le till, souvent sableux à cause des formations sous-jacentes de grès. Le pointage accordé à l'unité de till pour la zone à l'étude correspond au pointage attribué par Blackmore (2006) pour son scénario « moyen ».

**Tableau 2.12**

Pointage de l'indice DRASTIC accordé à chacune des unités pour l'impact du paramètre de la lithologie de l'aquifère (A) (Blackmore, 2006)

Classe	Pointage
Till	4
Dépôts fluvio-glaciaires (sables)	8
Basaltes des montagnes du Nord	4
Formation de Blomidon (grès, siltstone et shale)	3
Formation de Wolfville (grès)	4

### Sol (S)

Ce paramètre correspond à la première couche de sol rencontrée lors de l'infiltration des eaux de surface. Un sol plus fin favorisera le ruissellement et allongera le temps de séjour de l'eau infiltrée dans la zone vadose, favorisant du coup certains processus physico-chimiques (ex. : absorption, adsorption). La zone à l'étude est caractérisée par des dépôts de surface glacio-lacustres plus au sud et des dépôts de till (glaciaires) au centre et au nord. La granulométrie des deux dépôts est semblable, mais l'unité de till est moins perméable selon les essais au perméamètre de Guelph et selon les gens de la région. C'est pourquoi l'unité de till est considérée ici comme étant un limon silteux avec un pointage de 4 et que les sédiments glacio-lacustres sont considérés comme un limon sablonneux avec un pointage de 6. Les colluvions retrouvées au bas de la montagne se voient accorder une cote de 8 puisqu'ils sont formés en grande partie de gravier. Le pointage (9) est le même pour tout le flanc de la montagne, qui possède une épaisseur de sol très mince. Le till du dessus des montagnes du Nord est plus graveleux que celui du bas de la montagne, ainsi un pointage de 6 lui est accordé. La distribution spatiale du pointage correspond à la carte géologique des dépôts meubles révisée présentée à la section 4.1. Le pointage pour les différentes classes est présenté au tableau 3.13.

**Tableau 3.13**

Pointage de l'indice DRASTIC accordé à chacune des unités pour le sol (S)

<b>Classe</b>	<b>Pointage</b>
Sable limoneux (fluvio-glaciaires)	6
Sable et gravier	8
Limon sablonneux(till du bas des montagnes)	4
Loam et cailloux(till du haut des montagnes)	6
Colluvions	8
Sol peu épais sur le basalte fracturé	9

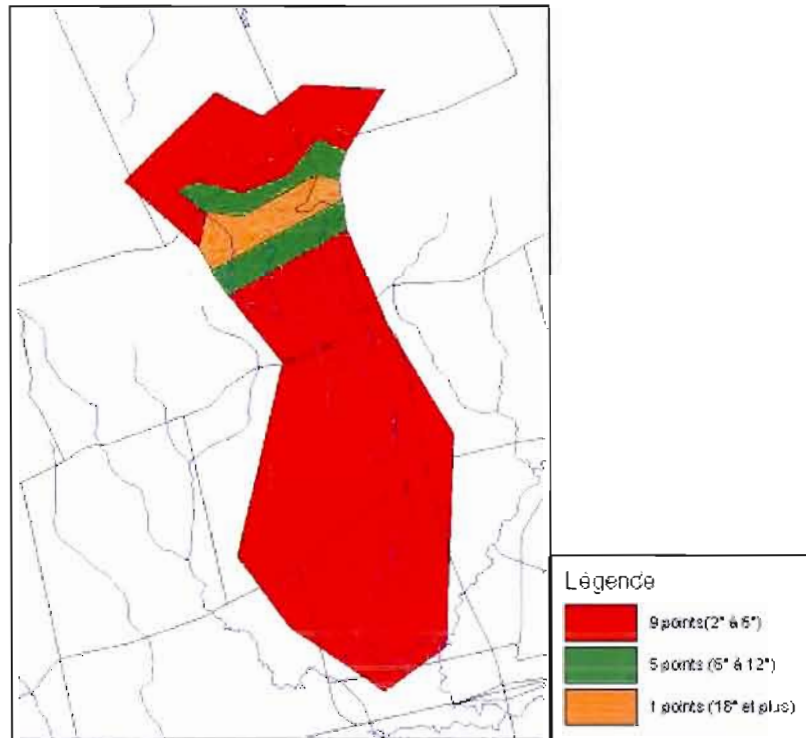
#### Topographie (T)

La topographie influence le taux d'infiltration des eaux de surface. Plus la pente est grande, plus l'eau aura tendance à ruisseler en surface, limitant ainsi l'infiltration dans le sol. Ainsi, les terrains ayant les pentes les plus douces sont plus vulnérables à la contamination. La zone à l'étude est caractérisée par une forte pente dans la partie nord (cuesta); cette zone est forcément moins vulnérable que la partie tout au nord, sur le dessus des montagnes. Des polluants déversés sur cette zone vont plutôt être transportés par ruissellement vers les colluvions en aval, à travers lesquelles ils vont pouvoir s'infiltrer. La partie sud de la zone à l'étude est plus vulnérable à la contamination puisqu'elle récupère une partie des eaux de ruissellement de la partie plus au nord et qu'elle est plus plate. Le pointage et le poids de ce paramètre respectent la méthode classique de l'indice DRASTIC. Le tableau 3.14 et la figure 3.11 présentent le système de pointage.

**Tableau 3.14**

Pointage de l'indice DRASTIC accordé à chacun des intervalles de pourcentage de pente pour la topographie (T)(Aller et al., 1987)

Pourcentage de pente (%)	Pointage
0 à 2	10
2 à 6	9
6 à 12	5
12 à 18	3
> 18	1



**Figure 3.11** Distribution spatiale du pointage pour la pente (T)

Zone non saturée (I)

La zone non saturée se trouve sous le sol et avant la nappe d'eau souterraine. La nature des sédiments dans cette zone peut influencer la contamination des eaux souterraines. Ainsi, plus



La zone non saturée se trouve sous le sol et avant la nappe d'eau souterraine. La nature des sédiments dans cette zone peut influencer la contamination des eaux souterraines. Ainsi, plus le matériel est grossier, plus l'eau infiltrée peut migrer verticalement jusqu'à la nappe rapidement. La structure du sol influence aussi l'écoulement, c'est pourquoi les différentes classes sont séparées par unité géologique. Ce paramètre a un poids élevé (5) car il a un impact important sur la migration des contaminants. Le tableau 3.15 présente le pointage des unités géologiques. Ce paramètre ne tient toutefois pas compte des chemins préférentiels qui peuvent grandement influencer la migration verticale des contaminants, provoqués par la présence d'hétérogénéités, de racines, de fractures de dessiccation ou provenant de l'action des cycles de gel et dégel.

**Tableau 3.15**

Pointage de l'indice DRASTIC accordé à chacune des classes pour l'impact de la zone non-saturée(I) (Aller et al., 1987)

Classe	Pointage
Dépôts glacio-lacustres	6
Dépôts fluvio-glaciaires	8
Till de base	4,5
Till du haut du la montagne	6
Colluvions	8,5
Basalte fracturé	9

#### Conductivité hydraulique (C)

La conductivité hydraulique correspond à la perméabilité intrinsèque de l'aquifère, elle dépend seulement de la connectivité des pores ou des fractures et de la structure du sol et non du fluide circulant dans l'aquifère. Plus la conductivité hydraulique est élevée, plus l'eau peut circuler à rapidement dans l'aquifère et contaminer un plus large volume d'eau sur une plus longue distance. La conductivité hydraulique (K) est très semblable pour la plupart des unités dans la zone à l'étude. Le basalte des montagnes du Nord a une porosité primaire très faible, mais sa structure très fissurée permet tout de même à cette unité d'avoir des zone où la

K est semblable à celle de la formation de Blomidon ( $3 \times 10^{-5}$  m/s);, ces deux unités ont un pointage de 1. La formation de Wolfville et les dépôts fluvio-glaciaires retrouvés au bas de la zone ont un pointage de 2 étant donné leur plus forte conductivité hydraulique. Le tableau 3.16 présente les pointages associés à chaque intervalle de conductivité hydraulique dans la méthode DRASTIC, tandis que le tableau 3.17 présente les intervalles de K rapportés pour chaque unité de la zone à l'étude et le pointage associé. Les valeurs de K pour les dépôts de surface ont été obtenus avec les essais réalisés avec le perméamètre de Guelph et celles pour les formations rocheuses proviennent de l'ensemble des résultats d'essais de pompage réalisés dans la vallée (répertoriés dans la base de donnée de la province, voir Rivard et al., 2008).

**Tableau 3.16**

Grille de pointage utilisée pour l'indice DRASTIC pour la conductivité hydraulique (C)  
(Aller et al., 1987)

Conductivité hydraulique (m/s)	Pointage
$1,5 \times 10^{-7} - 5 \times 10^{-5}$	1
$5 \times 10^{-5} - 1,5 \times 10^{-4}$	2
$1,5 \times 10^{-4} - 3,3 \times 10^{-4}$	4
$3,3 \times 10^{-4} - 5 \times 10^{-4}$	6
$5 \times 10^{-4} - 9,5 \times 10^{-4}$	8
$> 9,5 \times 10^{-4}$	10

**Tableau 3.17**

Pointage de l'indice DRASTIC attribué aux unités stratigraphiques pour la conductivité hydraulique (C)

Unité stratigraphique	Intervalle de K (m/s)	Pointage
Till du haut des montagnes	$9,2 \times 10^{-6} - 1,3 \times 10^{-5}$	1
Sédiments glacio-lacustres	$6,9 \times 10^{-6} - 9,2 \times 10^{-6}$	1
Sédiments fluvio-glaciaires	$1,5 \times 10^{-6} - 6,4 \times 10^{-5}$	2
Till de base	$2,8 \times 10^{-6} - 3,3 \times 10^{-6}$	1
Basalte des montagnes du Nord	$3,0 \times 10^{-7} - 3,0 \times 10^{-5}$	1
Formation de Blomidon	$3,0 \times 10^{-6} - 3,1 \times 10^{-5}$	1
Formation de Wolfville	$3,8 \times 10^{-9} - 7,3 \times 10^{-3}$	2

### 3.5 ESTIMATION DE LA VULNÉRABILITÉ SPÉCIFIQUE (NITRATE) SELON LA MÉTHODE DRASTIC MODIFIÉE

La vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère est définie comme étant la facilité à laquelle un contaminant qui est introduit dans le sol peut atteindre la nappe d'eau souterraine (Vbra et Zaporozec, 1994). Une étude de vulnérabilité spécifique sert quant à elle à évaluer les réelles chances qu'un contaminant puisse atteindre la nappe d'eau souterraine. La revue de littérature présente diverses techniques et méthodes qui ont été employées pour évaluer la vulnérabilité spécifique. Par exemple, Rupert (1999) et Panagopoulos et al. (2006) ont utilisé une méthode statistique pour évaluer l'impact de chacun des paramètres en plus d'ajouter un paramètre évaluant l'impact de l'utilisation des terres. La méthode employée dans ce projet d'étude s'inspire de cette démarche et intègre l'utilisation des terres en remplaçant un des sept paramètres, l'impact de la zone vadose, par le type de cultures. Ce dernier a été choisi puisque dans un premier temps il recoupe le paramètre du sol. Le pointage attribué à la zone vadose dépend en quelque sorte de l'unité de sol, ainsi son impact d'origine n'est pas complètement négligé. Dans un deuxième temps, l'impact de la zone vadose est celui qui se rapproche le plus près logiquement de l'utilisation des terres puisque tous les phénomènes biochimiques impliquant un élément ou un contaminant se produisent de la surface du sol jusqu'à la nappe d'eau souterraine. Dans un troisième temps, le logiciel AGRIFLUX utilisé pour évaluer le lessivage des nitrates à travers la zone non-saturée, intègre toutes les données susceptibles d'influencer les phénomènes biochimiques se produisant dans la zone vadose (section 3.4). Ainsi, au lieu de simplement évaluer l'impact de la zone vadose, la méthode permet d'intégrer l'impact potentiel de la fertilisation, du type de culture et des habitudes agricoles.

### 3.4.1 Modification du paramètre de l'impact de la zone vadose(I)

Le logiciel AGRIFLUX permet de calculer le flux journalier des nitrates ( $\text{mg N-NO}_3/\text{L}$ ) lessivés atteignant la nappe d'eau. La moyenne de ces flux a été calculée pour les douze années simulées. Puisqu'il a été démontré par les résultats d'analyses qu'une partie de l'aquifère dans la zone à l'étude est caractérisée par des concentrations en nitrates dépassant les normes environnementales canadiennes ( $>10 \text{ mg N-NO}_3/\text{L}$ ), le pointage de 10 est d'usage pour le couple sol-culture (Fraise-Orge-Till) ayant la plus forte moyenne ( $11,75 \text{ mg N-NO}_3/\text{L}$ ). Comme une moyenne de  $11,75 \text{ N-NO}_3/\text{L}$  correspond à un pointage de 10, une simple règle de trois a permis de définir le pointage des autres couples sol-culture qui ont été simulés à l'aide du logiciel AGRIFLUX. Le mixte des cultures de l'orge et de la luzerne a le pointage le plus faible (4) pour les cultures simulées. Les types d'utilisation du territoire correspondant à la forêt, aux habitations et au pâturage n'ont pas fait partie des simulations pour le lessivage des nitrates bien qu'ils aient été intégrés dans les simulations pour le bilan hydrique. Les bovins sont souvent retrouvés dans les lieux de pâturage herbacé, il est donc probable d'avoir un certain apport supplémentaire en nitrates par la surface provenant de leurs excréments. C'est pourquoi les zones à pâturage herbacé se voient accorder le plus haut pointage (4) pour les types d'utilisation du territoire non simulés. Les forêts ne sont pas reconnues pour créer des excès d'azote dans le sol, le pointage attribué est de 3 et les zones résidentielles se voient accorder un pointage de 1 étant donné la faible possibilité de pollution. Le pointage attribué caractérise spatialement toutes les zones où l'on retrouve ces cultures, présentées à la figure 3.8.

**Tableau 3.18**

Pointage de l'indice DRASTIC attribué aux couples sol-culture pour le paramètre modifié de la zone vadose (I).

Cultures	Sol	Conc. moy. Simulée (mg N-NO <sub>3</sub> /L) 1995-2005	Pointage DRASTIC attribué
Fraise et orge	Till	10,7	9
Fraise et orge	Glacio-lacustre	11,75	10
Luzerne-orge	Till du haut	5,41	5
Luzerne-orge	Glacio-lacustre	4,18	4
Luzerne-maïs	Till	5,3	5
Luzerne-maïs	Glacio-lacustre	6,65	6
Maïs-orge-fléole	Till	7,3	6
Maïs-orge-fléole	Glacio-lacustre	8,9	8
Fléole des prés	Till	9,05	8
Fléole des prés	Glacio-lacustre	10,16	9
Cultures non simulée pour le lessivage de N			
Forêt			3
Pâturage herbacé			4
Habitation			1

### 3.6 SUPERPOSITION DES INFORMATIONS

La zone à l'étude étant petite (8 km<sup>2</sup>), un système de superposition manuel à l'aide du logiciel MAPINFO a été utilisé. Les cartes de distribution spatiale de pointage des sept paramètres ont été superposées pour obtenir le pointage final. C'est ainsi que 26 zones ont été définies ayant chacune un pointage.

## CHAPITRE IV

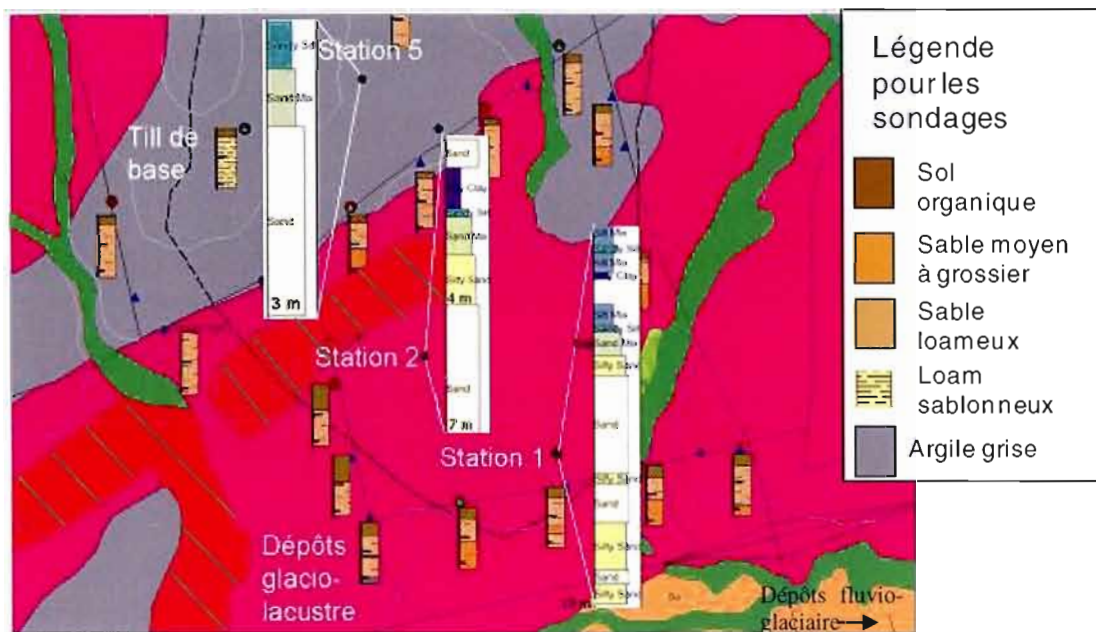
### RÉSULTATS DE TERRAIN

#### 4.1 GÉOLOGIE

Les résultats de laboratoire concernant la géologie se rapportent principalement à la caractérisation des dépôts de surface. Le substratum rocheux est décrit à la section 2.1.3 et ses caractéristiques hydrogéologiques seront présentées à la section suivante. Suite aux analyses effectuées sur le terrain et les résultats des analyses granulométriques, la carte des dépôts meubles de Paradis et al (2006) a été légèrement modifiée pour le bassin du ruisseau Thomas. La figure 4.1 montre un zoom de la carte originale des dépôts meubles produite par Paradis et al. (2006) qui a été faite à l'échelle de la vallée. La limite entre l'unité des dépôts glacio-lacustres (Lb.v) et celle du till de base continu (T.b) a été révisée.

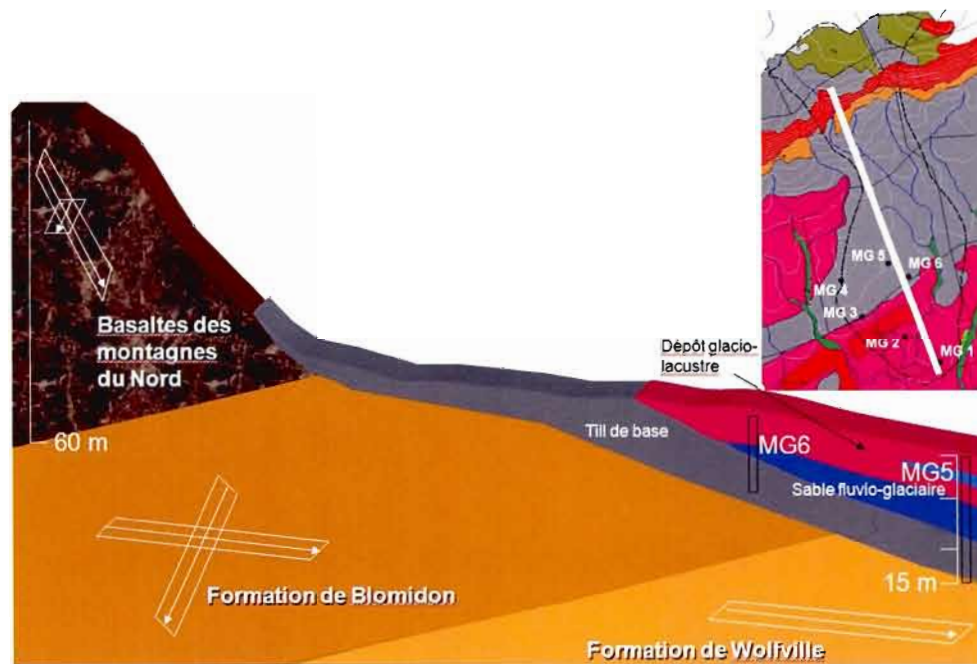
La figure 4.1 met en relation les unités en plan horizontal et les forages (unités en plan vertical), il est ainsi possible de vérifier la cohérence stratigraphique. Les trois résultats des essais au CPTU pour les stations 1, 2 et 5 y sont présentés. Sur la même figure (figure 4.1), les résultats des sondages effectués à la tarière manuelle sont présentés. L'essai au CPTU fait à la station 5 a révélé que le lit de sable de nature fluvio-glaciaire y est encore présent. Cette unité commence au sud de la zone à l'étude (figures 4.1 et 4.2) où elle affleure, puis elle se glisse sous les sédiments glacio-lacustres vers le nord (figures 4.1 et 4.2). Le till est un sédiment se formant sous les calottes glaciaires ou en bordure de celles-ci. On le retrouve donc habituellement sous les sédiments fluvio-glaciaires et pro-glaciaires. Selon l'étude des

dépôts quaternaires menée par Paradis et al. (2006), il serait très peu probable de retrouver des sédiments fluvio-glaciaires sous-jacents au till. La limite entre ces deux unités devrait être déplacée vers le nord tel qu'illustré à la figure 4.2 pour respecter la logique stratigraphique. L'étude des analyses granulométriques (ci-dessous) a d'ailleurs permis de vérifier cette hypothèse.



**Figure 4.1** Section sud du bassin du ruisseau Thomas (tirée de la carte des dépôts meubles de Paradis et al., 2006)

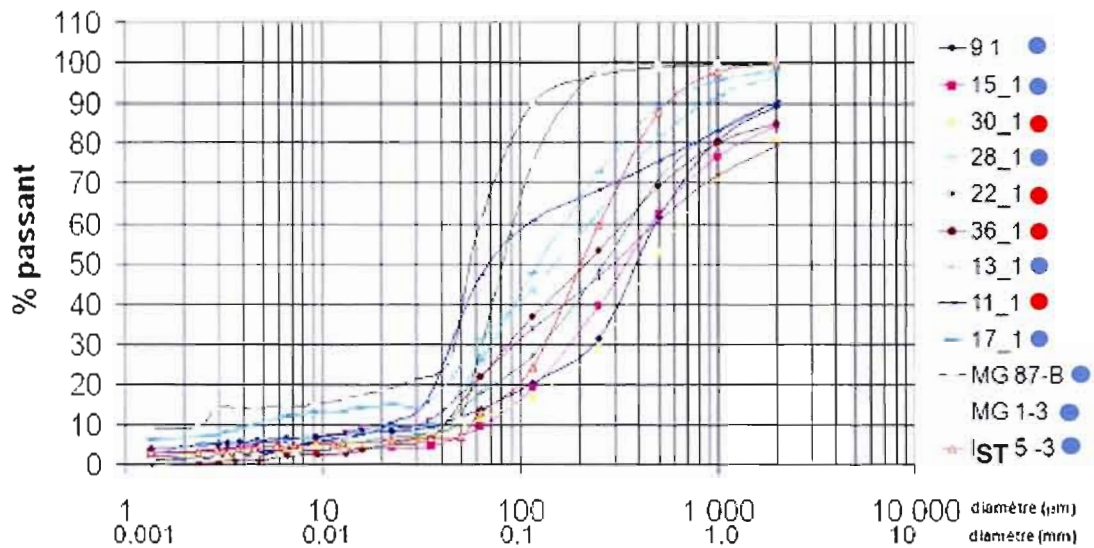




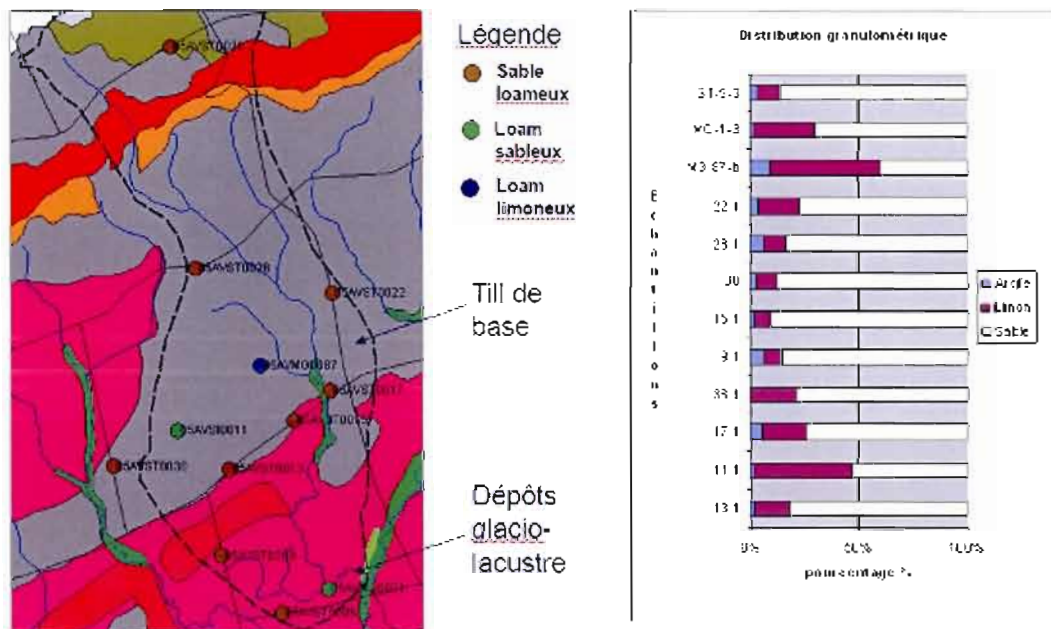
**Figure 4.2** Coupe de la zone à l'étude représentant le changement de la limite lithologique  
La ligne blanche de la figure en plan illustre l'emplacement de la coupe.

Trois méthodes d'analyse ont été utilisées pour évaluer la granulométrie des dépôts de surface. La première (figure 4.3) est la plus répandue en géotechnique, c'est une méthode cumulative. Elle représente le pourcentage passant en ordonnée et la granulométrie correspondante en abscisse. Il y apparaît que les sols ne démontrent pas de différence flagrante, la médiane de 75% des échantillons se trouve entre 0,1 et 0,6 mm. Deux échantillons semblent être légèrement plus fins, mais la courbe est semblable pour tous les échantillons. La figure 4.4 présente la granulométrie des échantillons en séparant chaque échantillon de sol en trois classes granulométriques : argile, limon et sable. Ces données sont nécessaires pour la modélisation de la migration des nitrates à l'aide du logiciel AGRIFLUX. Les échantillons sont plus grossiers qu'ils n'y paraissent sur le terrain; il semble bien que la classe modale se trouve tout près de la limite sable et silt (limon). Ceci explique la variation du pourcentage de limon sur la figure 4.4. Mis à part ces variations de contenu en limon, les échantillons sont généralement composés de beaucoup de sable et de très peu d'argile.





**Figure 4.3** Méthode cumulative pour la granulométrie des dépôts meubles (les sédiments glacio-lacustres sont identifiés par les points bleus et les tills par des carrés rouges, le lieu d'échantillonnage de chacun des échantillons est illustré à la figure 3.2).



**Figure 4.4** Distribution granulométrique

La troisième méthode permet de quantifier les cailloux et les pierres qui sont généralement associés au till de base, malgré la possible présence de cailloux dans les dépôts glacio-lacustres. La méthode employée est celle de Wentworth (Wentworth, 1922). Cette méthode est non cumulative et permet de séparer la granulométrie en quatre classes. L'échelle granulométrique de Udden-Wentworth (Wentworth, 1922) est basée sur le calcul du facteur  $\phi$  qui représente la limite des classes granulométriques :

$$\phi = -\log_2 d(\text{mm}) \quad (\text{Équation 5})$$

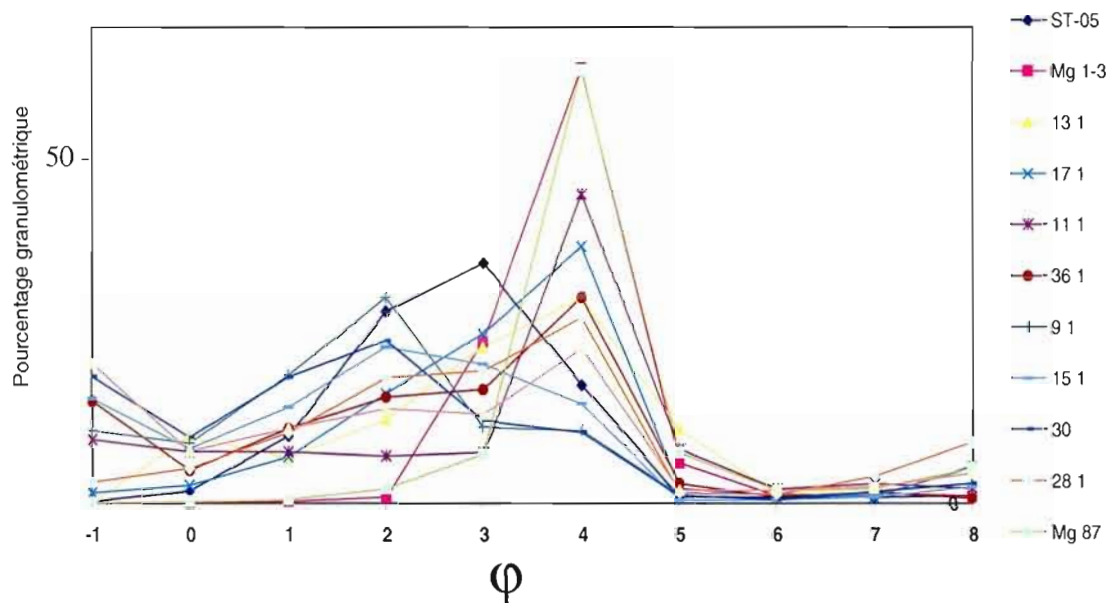
où

$d$  : diamètre des grains(mm)

$\phi$  : la transformation logarithmique de l'échelle de Udden-Wentworth

Les classes granulométriques correspondantes sont les suivantes :

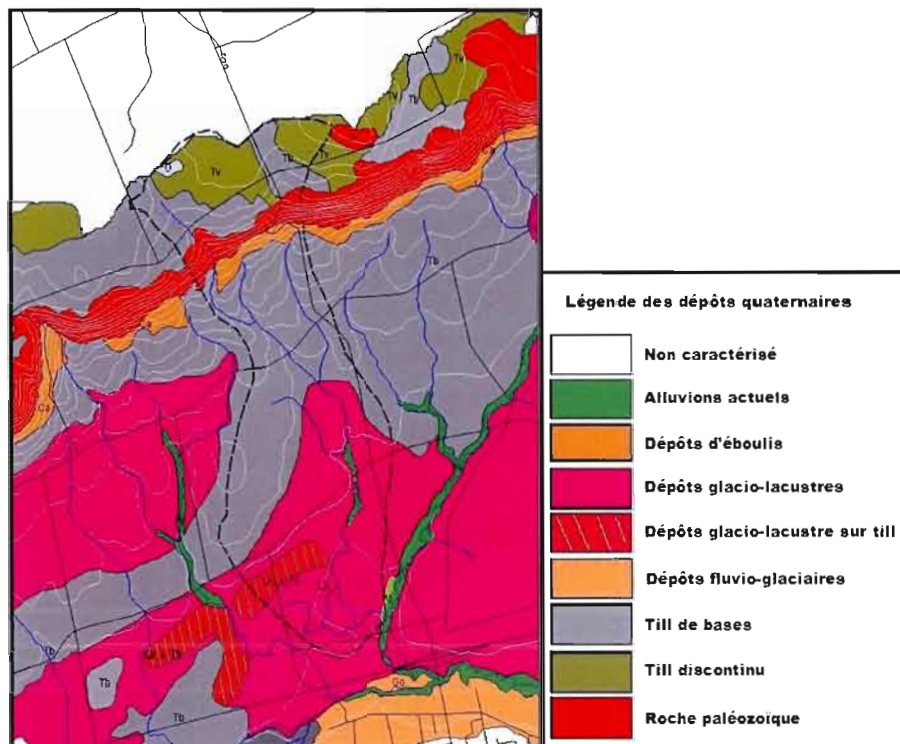
- argile (<4 mm; >8  $\phi$ )
- limon ou silt (4–63 mm; 4–8  $\phi$ )
- sable (63–2000 mm; -1–4  $\phi$ )
- gravier (>2000 mm; <-1  $\phi$ )



**Figure 4.5** Analyses granulométriques selon la méthode de Wentworth (1922)

Cette méthode permet de bien évaluer le pourcentage de clastes (pierre et cailloux) retrouvés dans chacun des échantillons. Un seuil  $\phi = -1$  a été considéré pour ces échantillons pour définir la grosseur minimale des clastes que l'on retrouve dans un till.

En comparant ce graphique (figure 4.5) avec la carte des dépôts meubles et aussi avec les données stratigraphiques obtenues lors des essais au CPTU (Figure 4.1), il a été décidé de déplacer la limite lithologique entre les dépôts glacio-lacustres (Lb.v) et le till de base (Tb). La figure 4.6 présente la modification apportée à la carte des dépôts meubles suite à l'analyse des données granulométriques et des sondages.



**Figure 4.6** Carte actualisée des dépôts meubles du bassin du ruisseau Thomas

Il a été possible de différencier l'unité de till avec celle des dépôts glacio-lacustres d'après les analyses granulométriques. La zone étudiée se trouve tout près d'un paléo-rivage où le till de base aurait été remanié pour devenir le dépôt glacio-lacustre et ce, juste après la formation proglaciaire qui se déposait au sud de la zone. Les sédiments glacio-lacustres et le till de

base sont deux unités lithologiques qui n'ont pas les mêmes caractéristiques hydrogéologiques. Le déplacement de la limite entre les deux unités a par conséquent une incidence sur les résultats de modélisation ainsi que sur l'étude de vulnérabilité.

## 4.2 HYDROGÉOLOGIE

Le sujet majeur de cette étude approfondie est l'hydrogéologie. C'est principalement cette science qui était mis à l'épreuve lors des travaux de recherche, ainsi de nombreux essais ont été effectués sur le site à l'étude et ont permis de mieux comprendre les écoulements des eaux souterraines.

### 4.2.1 Propriétés hydrogéologiques des dépôts de surface

#### Essais de perméabilité

Des essais de perméabilité (*slug tests*) ont été réalisés au site MG01 (un des seuls sites ayant des sédiments de surface saturés), fournissant des données sur la conductivité hydraulique des dépôts meubles. Les conductivités hydrauliques des trois essais réalisés dans deux piézomètres, situés à des profondeurs légèrement différentes, étaient de  $6,41 \times 10^{-5}$  m/s, de  $3,53 \times 10^{-5}$  m/s et de  $1,53 \times 10^{-5}$  m/s (interprétation par la méthode de Bouwer and Rice, 1989). Ces résultats sont du même ordre de grandeur que les conductivités du socle rocheux sous-jacent, soit la formation de Blomidon (voir section 2.1).

#### Essais avec obturateurs pneumatiques

Un essai a été réalisé au puits résidentiel MG45, dans la formation de Blomidon, aux profondeurs suivantes : entre 6,5 et 10,2 m, 10,1 et 13,8 m, 13,70 et 17,4 m, 17,3 et 21,0 m, 20,9 à 24,6 et finalement entre 24,5 et 28,2 m. Le résultat obtenu ( $1,8 \times 10^{-5}$  m/s) pour l'ensemble de la colonne d'eau correspond à la moyenne arithmétique de toutes les sections ( $1,6 \times 10^{-5}$  m/s). Le tableau 4.1 présente l'ensemble des valeurs obtenues pour les différents

intervalles à ce puits qui est situé à quelques mètres seulement de la station MG-6 figurant à la figure 4.2.

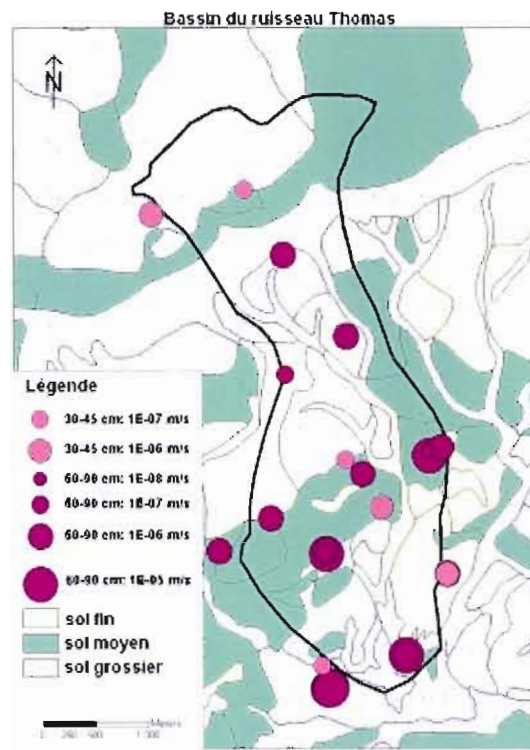
**Tableau 4.1**  
Résultats des essais avec obturateurs pneumatiques

Profondeurs des obturateurs (intervalles de 3,7 m)	Conductivité hydraulique horizontale (m/s)
6,5 - 10,2	$1,34 \times 10^{-5}$
10,1 - 13,8	$3,12 \times 10^{-5}$
13,7 - 17,4	$8,62 \times 10^{-6}$
17,3 - 21,0	$1,36 \times 10^{-5}$
20,9 - 24,6	$2,72 \times 10^{-5}$
24,5 - 28,2	$2,96 \times 10^{-6}$
Moyenne de $K_H$ (m/s) :	$1,6 \times 10^{-5}$

#### Perméamètre de Guelph

Le perméamètre de Guelph a été utilisé à plusieurs endroits de la zone à l'étude pour obtenir des valeurs de conductivité hydraulique du sol. La figure 4.7 résume les résultats obtenus avec cet instrument (Reynolds, 1985 et 1987). Globalement, les résultats de la conductivité hydraulique se situent entre  $10^{-8}$  m/s et  $10^{-4}$  m/s. Les résultats des tests de perméabilité réalisés entre 60 et 90 cm montrent globalement une augmentation de la conductivité hydraulique du nord vers le sud. Le sud de la zone étudié, contenant plus de sable, montre des valeurs relativement élevées, de l'ordre de  $10^{-5}$  m/s.





**Figure 4.7** Résultats des essais effectués au perméamètre de Guelph  
(tirée de Gauthier, 2007)

#### 4.2.2 Propriétés hydrogéologiques du roc

##### Le basalte des montagnes du Nord - puits Baiani

Un sondage dans le basalte a été effectué dans la zone la plus élevée située au nord de la zone à l'étude. Il a permis d'établir que le grès de Blomidon était atteint à 60 m sous la surface. Le basalte présente une structure très différente de celle des deux autres unités sédimentaires, les fractures y sont généralement sub-verticales et de directions plus variées et celles-ci sont également beaucoup plus nombreuses. L'axe des plans de fractures perméables est parallèle à la vallée, comme pour les autres formations. Le réseau primaire de fractures qui semble fournir l'ensemble de l'eau souterraine a un pendage d'environ 65° en direction SSE, le

deuxième réseau plus « sec » possède un pendage d'environ 20° dans la direction opposée, soit ENE. Dans le puits Baiani, l'arrivée d'eau s'effectuait tout au haut du forage, dans les premiers 30 m. Par la suite, la seule arrivée d'eau provenait du grès sous-jacent. Un autre puits étudié à l'extrême ouest de la vallée montrait le même genre de patrons de fractures, mais les arrivées d'eau étaient plus fréquentes.

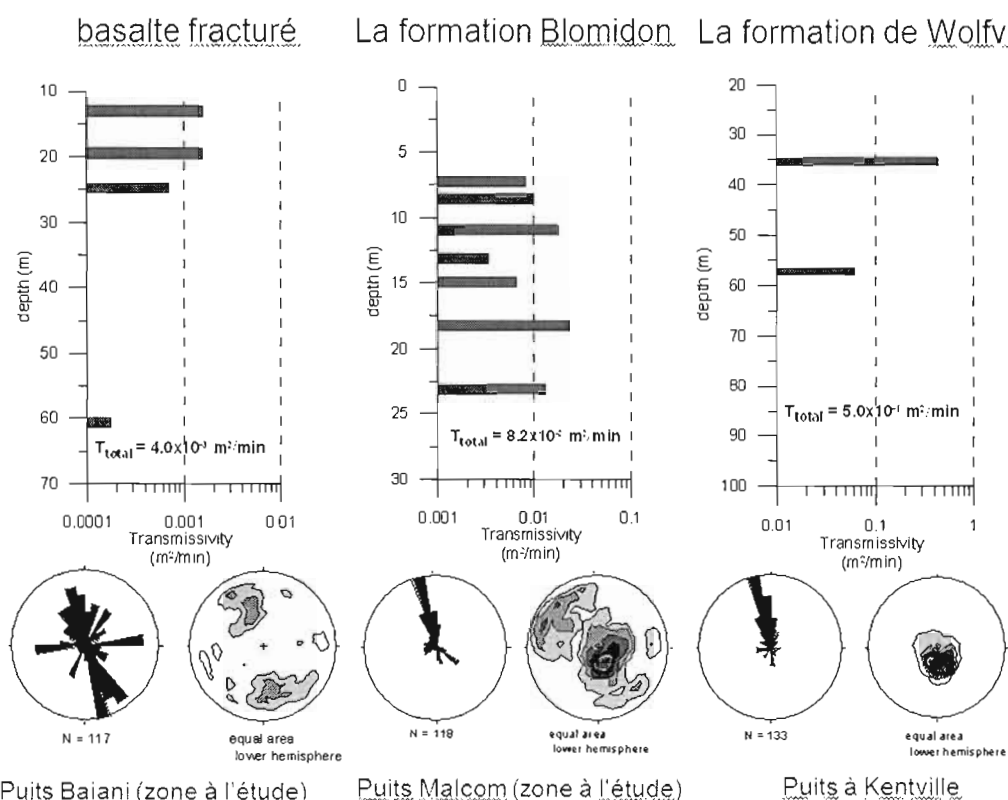
#### La Formation de Blomidon – puits Malcolm

La formation de Blomidon est composée de deux réseaux de fractures orthogonales qui contrôlent l'écoulement souterrain. Les fractures sub-horizontales (figure 4.8) sont habituellement associées aux roches plus malléables comme les mudstones et les siltstones. Les fractures sub-verticales (figure 4.8) sont plutôt associées aux grès qui sont plus rigides et cassants, elles ont été possiblement créées pas la tectonique régionale. Lorsque ces deux réseaux se croisent, il y a habituellement écoulement d'eau. Les plans de litage contrôlent toutefois la majeure partie de l'écoulement. Le réseau de fractures primaires (sub-horizontale) possède un pendage d'environ 12° vers le nord-ouest, tandis que le réseau secondaire (sub-vertical) a un pendage d'environ 78° vers le sud-est. La majorité des fractures sont parallèles à l'axe de la vallée. La conductivité hydraulique obtenue pour ce puits se situe approximativement à  $6.6 \times 10^{-5}$  m/s; cette valeur est inférieure à celle obtenue dans la formation de Wolfville.

#### La formation de Wolfville – puits de Kentville

Le grès de Wolfville se différencie du grès de Blomidon par sa faible résistivité électrique et activité gamma naturelle, synonyme d'une roche plus tendre et moins cimentée. Les résultats ont suggéré que les roches de cette formation étaient plus plastiques, donc moins cassantes que celles de la formation Blomidon, et qu'elles avaient probablement subis une déformation grain à grain (*grain-to-grain displacement*). Même si sa conductivité hydraulique est semblable et même supérieure ( $1,3 \times 10^{-4}$  m/s) à celle du puits de la formation de Blomidon et

que l'orientation et le pendage des fractures sont semblables, le grès investigué dans le puits de la formation Wolfville est différent. Sur 80 m de profondeur, on retrouve près de 20 fractures alimentant le puits dans le grès de Blomidon contrairement à deux dans le grès de Wolfville. Ceci suggère que la formation de Wolfville pourrait contenir très peu de fractures perméables (c'est-à-dire dans lesquelles l'eau circule). Toutefois, un seul puits dans cette formation a été investigué, des conclusions ne peuvent donc être tirées.



**Figure 4.8** Résultats d'analyse de la géophysique (USGS, 2006), les diagrammes en rosette représentent la direction des pendages des différentes fractures.



### 4.2.3 Relevé piézométrique

La carte piézométrique (figure 4.9) présente l'altitude des niveaux d'eau dans l'aquifère rocheux de la zone à l'étude. L'écoulement se fait principalement du nord au sud. Les gradients hydrauliques sont bien corrélés avec la topographie du terrain et les gradients les plus élevés (0,083) se trouvent dans le secteur de la cuesta, les gradients les plus faibles (0,0085) se trouvent près de l'exutoire du ruisseau Thomas plus au sud. À l'aide des données de terrains et de la loi de Darcy (Équation 6), il a été possible d'évaluer la vitesse réelle de l'écoulement horizontal pour la région à l'étude. La conductivité hydraulique utilisée dans le calcul suivant est celle obtenue avec l'essai réalisé avec des obturateurs pneumatiques ( $1,8 \times 10^{-5}$  m/s) pour l'ensemble de la colonne d'eau du puits de Malcolm (qui se trouve au milieu de la zone à l'étude dans la formation de Blomidon, à la limite de la formation de Wolfville). Selon Rivard et al. (2008), la porosité volumétrique totale moyenne pour la formation de Blomidon serait de 7.9% avec une valeur maximale estimée à 11.1% (à partir de lames minces et d'un arrangement rhomboédrique) et la porosité effective de cette formation se situerait plus près de la porosité maximale. La porosité effective utilisée ici est de 10%. Le gradient hydraulique utilisé est 0,01, celui-ci étant représentatif de la partie du terrain débutant juste au bas de la cuesta jusqu'au point le plus bas de la zone à l'étude. La vitesse réelle d'écoulement est donc évaluée à  $1,8 \times 10^{-6}$  m/s.

$$v = \frac{Ki}{n_e} \quad (\text{Équation 6})$$

où

$v$  : vitesse réelle (m/s)

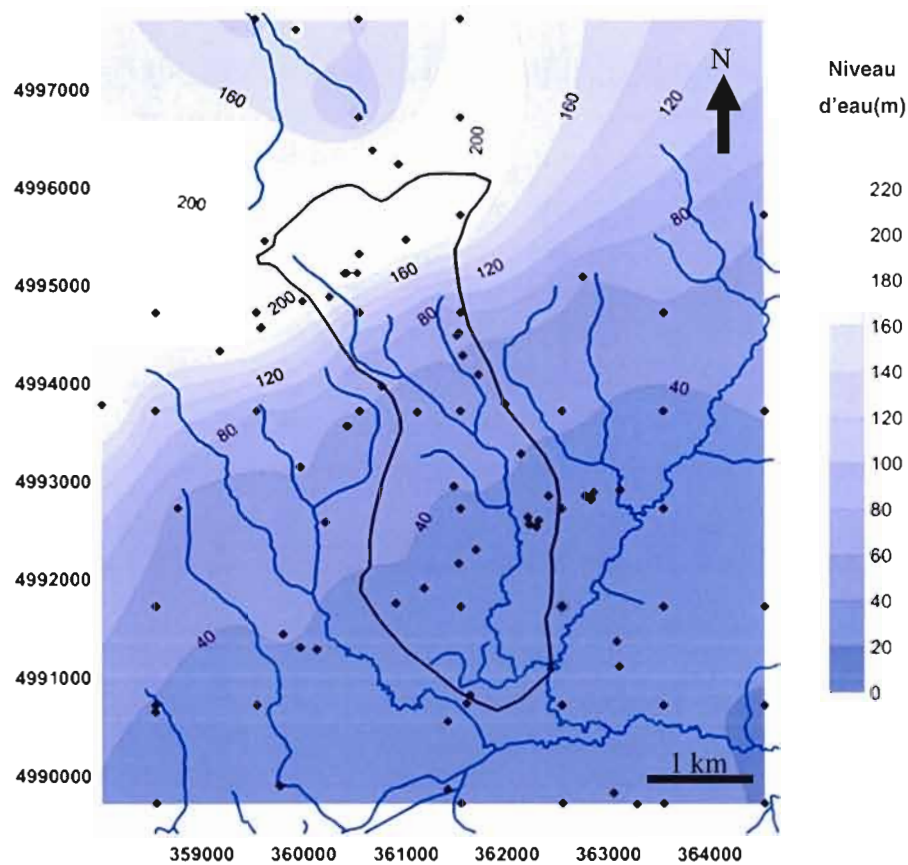
$K$  : conductivité hydraulique (m/s)

$i$  : gradient hydraulique (m/m)

$n_e$  : porosité effective (%)

Les petits cours d'eau à flanc de montagne formant le ruisseau Thomas proviennent de zones de résurgence où l'eau souterraine sort directement du roc. Sur le sommet des montagnes du Nord, il est facile d'observer des endroits où le roc affleure et où de l'eau s'écoule en permanence. Plusieurs résidents de la vallée s'approvisionnent en eau potable à partir de ces

sources. En descendant la montagne on perçoit souvent le roc au fond du ruisseau Thomas, indiquant que ce ruisseau est alimenté en grande partie par la portion superficielle (premiers mètres) de l'aquifère rocheux. En effet, les sédiments non-consolidés ne sont généralement pas saturés d'eau, sauf à l'extrême sud de la zone. Du milieu jusqu'au sud de la zone à l'étude, à partir de l'isocontour de 40 m (figure 4.9), les sédiments s'épaississent et l'écoulement hypodermique alimente le ruisseau. Dans la partie plane au sud (dans la vallée-même), de l'eau a été observée dans les piézomètres installés dans les sédiments non-consolidés.

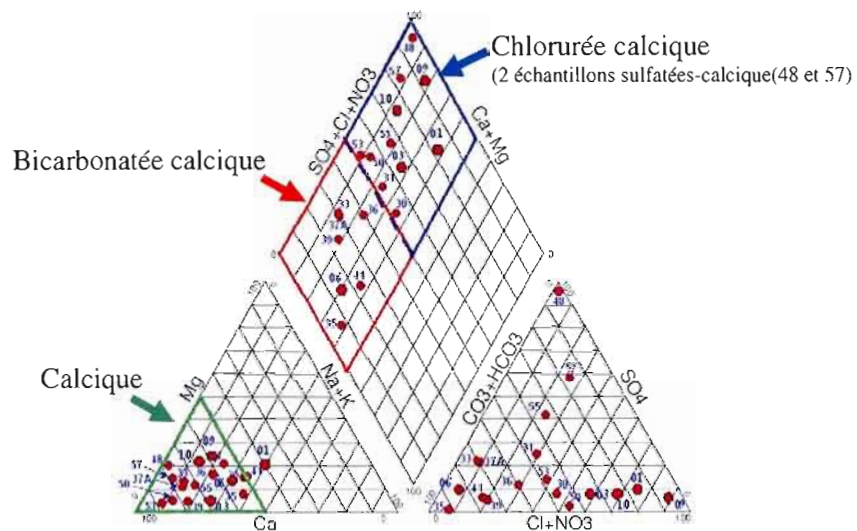


**Figure 4.9** Carte piézométrique de l'aquifère rocheux de la zone à l'étude  
(tirée de Gauthier 2008)

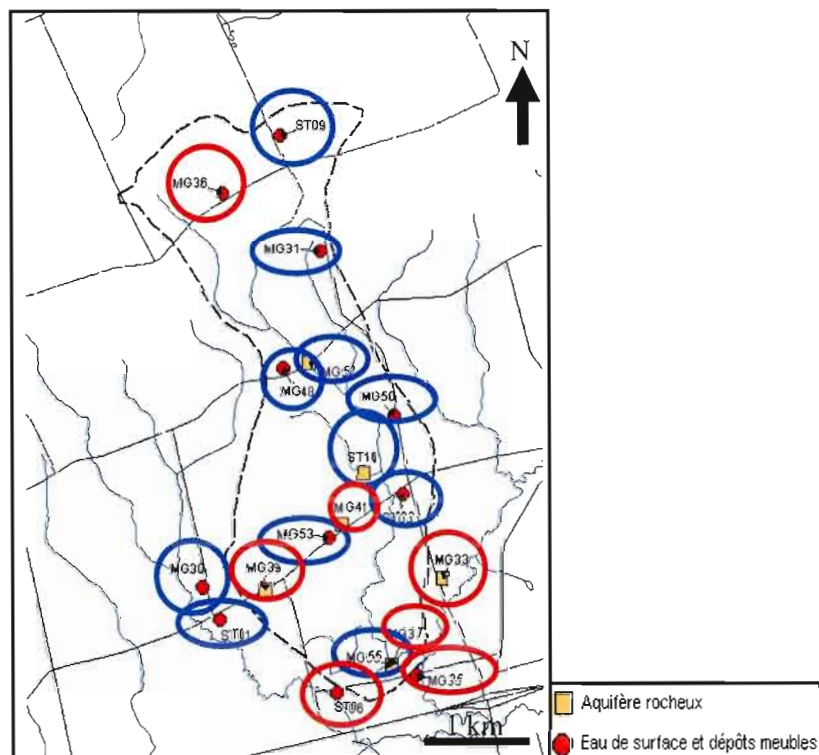
## 4.3 GÉOCHIMIE DE L'EAU

### 4.3.1 Ions majeurs et mineurs

Plusieurs approches graphiques existent pour évaluer l'abondance relative des éléments dans l'eau. La méthode de Piper (1944) est celle utilisée ici. Les concentrations sont transformées en pourcentage de meq/L. Les résultats sont ensuite reportés sur deux diagrammes triangulaires (anions et cations). Ces deux diagrammes servent à former le diagramme cumulatif situé entre les deux diagrammes triangulaires pour qualifier la géochimie de l'eau. L'équilibre ionique se situe tout près de zéro pour tous les échantillons. Un seul a été éliminé du diagramme. La figure 4.10 montre que les échantillons sont globalement de type calcique. Mis à part l'échantillon d'eau provenant de la station MG-36, l'eau provenant des sources situées sur le flanc des montagnes du Nord ainsi que l'eau échantillonnée dans la formation de Blomidon est plus chlorurée, tandis que l'eau retrouvée dans l'aquifère rocheux du plancher de la vallée (formation de Wolfville) est plus bicarbonatée. Ces résultats ont été comparés à ceux de Trescott (1968) qui a caractérisé près de 200 échantillons à travers les trois unités rocheuses (Blomidon, Wolfville et les basaltes des montagnes du Nord) ainsi que les dépôts de surface. Les deux séries de résultats sont cohérentes. C'est donc une eau fortement minéralisée en calcium qui circule dans l'aquifère rocheux du sous-bassin du ruisseau Thomas. La figure 4.11 illustre les sites d'échantillonnage. Des encadrés de couleur ainsi que des cercles permettant d'associer les échantillons à ceux de la figure 4.10 ont été ajoutés.



**Figure 4.10** Diagramme de Piper des sites d'échantillonnage de la figure 4.11

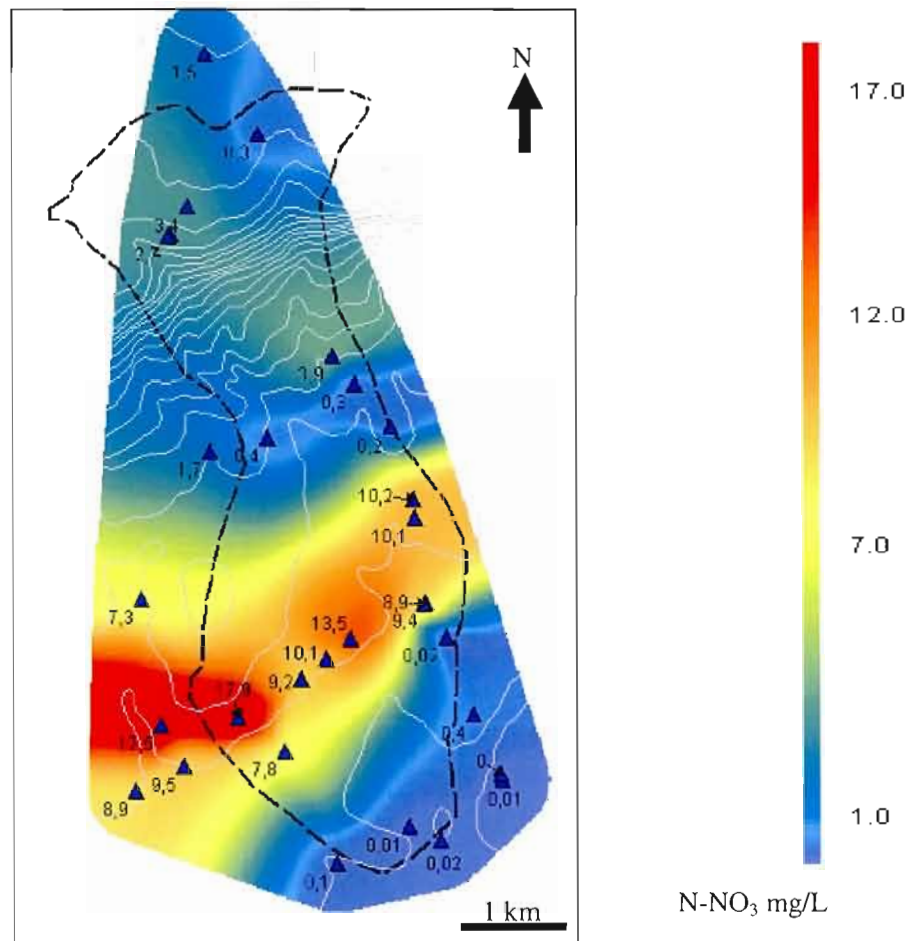


**Figure 4.11** Sites d'échantillonnage pour les analyses des ions majeurs  
(Les échantillons MG55 et MG57 proviennent du ruisseau Thomas)

Trois des quatre échantillons situés en haut du diagramme de Piper dans le losange bleu (figure 4.11) ont une signature géochimique caractéristique de la formation de Blomidon, en se basant sur les résultats de Trescott (1968). Deux de ces analyses proviennent du ruisseau Thomas et l'autre provient de l'aquifère de la formation Blomidon, la signature similaire pourrait être une indication de contribution de la nappe d'eau au ruisseau. Les eaux souterraines du bas de la zone se trouvant dans la formation de Wolfville ainsi que les eaux circulant dans les dépôts meubles sont caractérisées par une plus forte concentration en bicarbonate. La présence des bicarbonates a comme effet d'augmenter l'alcalinité de l'eau, il faut noter que ces deux paramètres influencent le processus de nitrification et de dénitrification. Il est toutefois impossible d'associer les faibles taux de concentration en nitrates retrouvés au bas de la zone à l'étude avec la présence de bicarbonate.

#### 4.3.2 Les nitrates

La zone à l'étude est caractérisée par la présence de nitrates dans ses eaux souterraines. Trente échantillons provenant de l'aquifère rocheux et huit provenant des dépôts de surface sur l'ensemble de la zone à l'étude ont permis d'élaborer deux cartes des distributions spatiales des nitrates pour la zone étudiée (figures 4.12 et 4.14). Les zones situées sur le flanc et au pied des montagnes du Nord ainsi que la zone située tout au sud sont caractérisées par des teneurs en nitrate relativement faibles, entre 0 et 4 mg/L (N-NO<sub>3</sub>). L'écoulement souterrain au nord provient de l'infiltration de l'eau dans les fractures verticales du basalte. Cette eau fait résurgence plus bas dans la montagne ou s'écoule dans les roches sédimentaires de la formation de Blomidon. L'eau de la zone sud, circulant dans la formation de Wolfville, peut provenir de la formation Blomidon ou de l'infiltration verticale des précipitations, elle peut donc être jeune ou vieille (≈6000 ans selon les données rapportées dans Rivard et al., 2008).

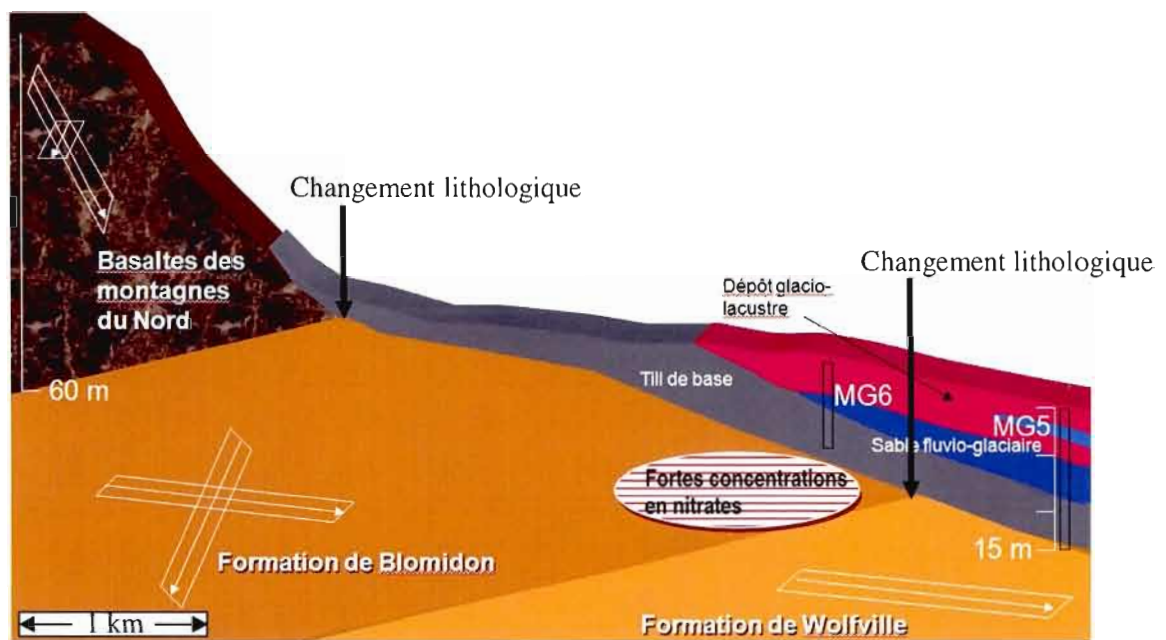


**Figure 4.12** Distribution spatiale des nitrates dans l'eau souterraine des formations rocheuses

La zone centre-sud, correspondant environ à la formation Blomidon (figure 4.12), présente les concentrations en nitrates les plus élevées. C'est à cet endroit que l'agriculture est la plus intense. Les analyses de 2006 ont permis de mieux définir la distribution spatiale des concentrations sur le sous-bassin Thomas. L'eau souterraine de cet aquifère présente des contrastes géochimiques marqués, vraisemblablement liés à l'hétérogénéité des formations (fracturation et stratification). Au sud-est de la zone à forte concentration (zone rouge de la figure 4.13), la teneur en nitrates passe de près de 10 mg/L à une valeur de 0,02 sur une distance de quelques centaines de mètres seulement. Il est intéressant de remarquer que la même diminution brusque se produit vers le nord. Les deux zones où les concentrations

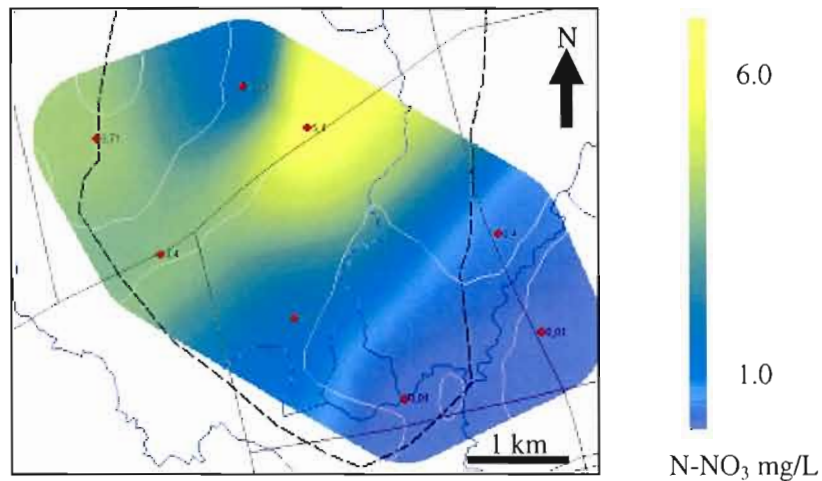


passent de près de 0 mg/L à 10 mg/L, se situent à des endroits de changements de lithologies (figure 4.13). La partie nord de la zone, où l'on retrouve les concentrations fortes, semble être provoquée par l'agriculture de surface, mais la diminution des concentrations vers le sud qui ne provient apparemment pas de la dénitrification (voir section 4.3.2.2) est plus difficilement explicable. Puisque que l'aquifère est hétérogène et que le réseau de fracture est très développé, il est fort probable que des chemins préférentiels se créent, ceci expliquerait en partie l'accumulation en nitrates observable sur la figure suivante.



**Figure 4.13** Coupe géologique de la zone à l'étude

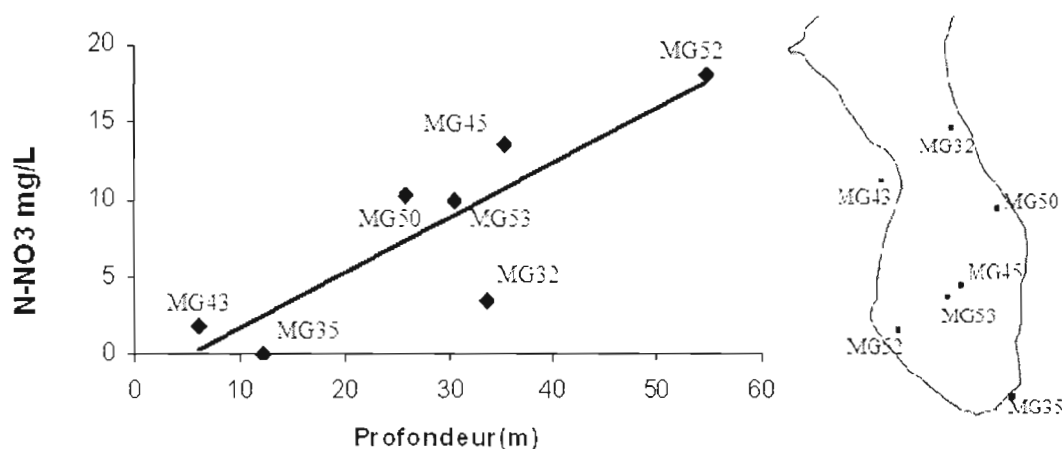
La figure 4.14 présente les résultats d'interpolation des concentrations de nitrates pour les dépôts de surface de la zone sud du bassin. On remarque que les concentrations sont nettement plus faibles que celles retrouvées dans l'aquifère rocheux. La plus forte concentration en nitrates décelée dans les dépôts de surface est 5,4 mg/L, les plus faibles valeurs sont retrouvées complètement au sud de la zone avec des concentrations de 0,01 mg/L.



**Figure 4.14** Distribution spatiale des nitrates dans l'eau souterraine des dépôts de surface

Dans la figure 4.15, les concentrations de nitrates analysées dans l'eau des puits (aquifère rocheux) sont mises en relation avec la profondeur des puits échantillonnés. Le nombre de stations où la profondeur des puits était disponible est cependant limité. Seules les stations au sud des montagnes du nord ont pu être utilisées. La figure 4.15 montre que la concentration en nitrate semble s'accroître avec la profondeur. Ce résultat est un peu étonnant et la littérature rapporte généralement des concentrations plus faibles dans les puits les plus profonds, en raison de la dilution des contaminants provenant de la surface. La stratification empêche souvent le contaminant de migrer verticalement : une couche moins perméable va faire que l'eau va s'écouler horizontalement au-dessus.





**Figure 4.15** Concentrations de nitrate en fonction de la profondeur

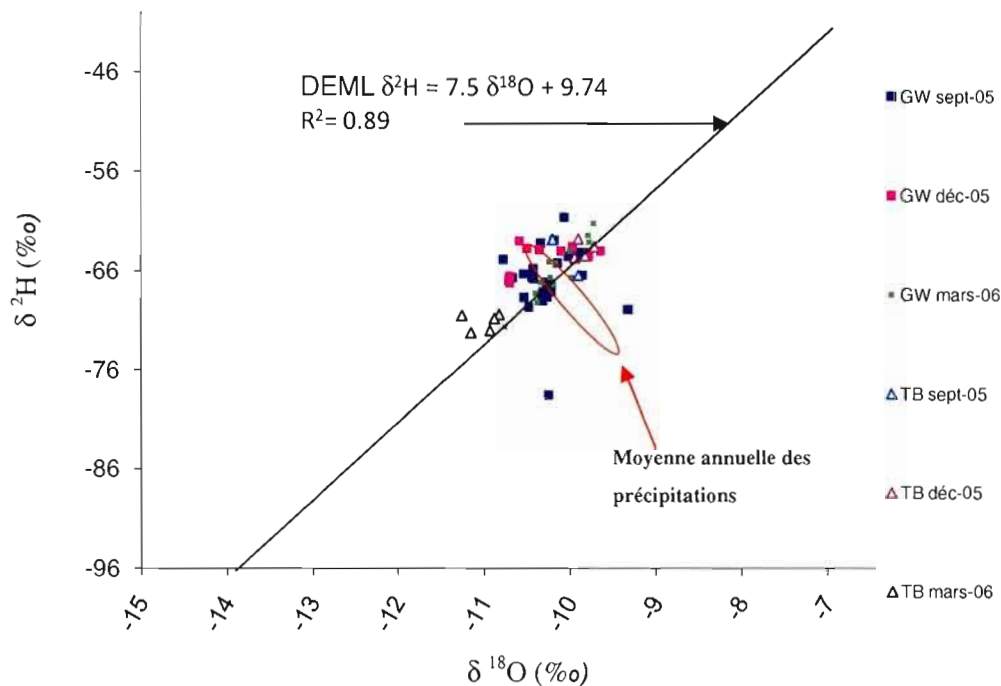
L'emplacement des puits explique ces résultats anormaux. Tous les puits plus creux et plus contaminés sont situés dans la zone où les plus fortes concentrations en nitrates ont été décelées et les puits moins creux sont au nord et au sud de la région plus contaminée. Les hautes concentrations en nitrates retrouvées dans ces puits ne sont pas reliées à leurs profondeurs.

En conclusion, les changements de concentrations observées dans les puits sont souvent situés aux limites des formations rocheuses. Les formations de Blomidon et de Wolfville sont des unités formées de lits de roche plus perméable (ex : conglomérat et grès) alternant avec des lits de roche moins perméable (ex : siltstone et shale). La circulation des eaux souterraines (et les ions très solubles comme les nitrates) est affectée par cette hétérogénéité lithologique. Le sud de la zone est moins exposé à la fertilisation et à l'épandage de fumier, en plus d'avoir un lit de sable perméable sus-jacent (unité fluvio-glaciaire) qui permet une certaine dilution du contaminant par les précipitations avant qu'ils atteignent l'aquifère rocheux. De plus, l'eau chargée en nitrates de la formation Blomidon est probablement restreinte à quelques strates perméables; lorsqu'elle arrive dans la formation Wolfville, les lits de grès sont probablement plus fréquents et l'eau peut également subir une dilution de cette façon.

## 4.3.2 Géochimie isotopique

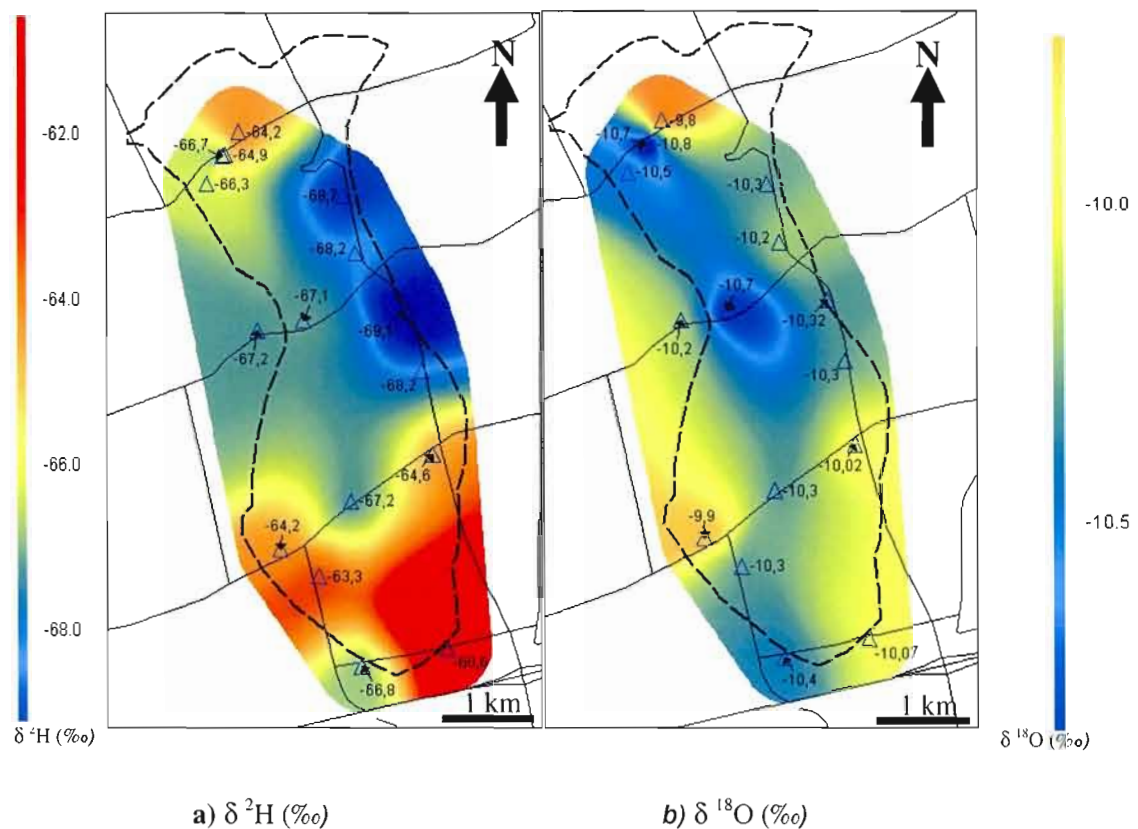
### 4.3.2.1 Isotopes $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$

La composition isotopique des précipitations (droite d'eau météorique : DEML, sur le graphique) a été tracée à partir de la régression linéaire de douze échantillons recueillis mensuellement durant une période de un an en 2004 à Greenwood par l'équipe du projet ACVAS (Rivard et al. 2008). Les résultats des analyses isotopiques pour le  $\delta^{18}\text{O}$  et  $\delta^2\text{H}$  sont comparés avec la droite des DEML sur la figure 4.16. Cette figure illustre également les résultats d'analyses effectuées sur des échantillons d'eau souterraine et d'eau du ruisseau Thomas sur six saisons (en 2005 et 2006). Sur ce graphique, les eaux souterraines ont une signature isotopique se rapprochant de la moyenne annuelle des précipitations, tandis que les compositions isotopiques provenant du ruisseau Thomas sont un peu plus étalées. Les eaux souterraines seraient donc formées d'un mélange de précipitations se produisant à différentes périodes de l'année. Les compositions isotopiques des eaux du ruisseau Thomas sont un peu plus étalées, mais près de la moyenne annuelle des précipitations. Ceci pourrait indiquer une alimentation du ruisseau Thomas par l'eau souterraine durant toute l'année (ce qui correspond au débit de base). La composition isotopique de l'eau du ruisseau Thomas en mars 2006 se rapproche de la signature des eaux de précipitation de mars de la droite des eaux météoritiques, reflétant ainsi le fait que les eaux de fontes du printemps alimentent en partie le ruisseau Thomas à cette période de l'année.



**Figure 4.16** Composition isotopique de l'eau souterraine et de surface sur le Thomas Brook (GW : eau souterraine, TB : eau du ruisseau Thomas)

Les isotopes stables ne réagissent pas aux transformations biochimiques du sol, ils ne réagissent qu'à des phénomènes physiques comme l'évaporation. Ils peuvent donc servir de traceur de l'écoulement souterrain. Sur la figure 4.17, on peut observer les compositions isotopiques des eaux souterraines de l'aquifère rocheux, et les compositions en deutérium ( $\delta^2\text{H}$ ) qui deviennent plus prononcées au sud du sous-bassin. Il semble aussi y avoir un gradient est-ouest de composition isotopique, plus prononcé sur le flanc des montagnes du Nord. Cette tendance est nettement moins claire pour le  $\delta^{18}\text{O}$ . N'ayant aucune autre information, aucune conclusion ne peut être tirée.

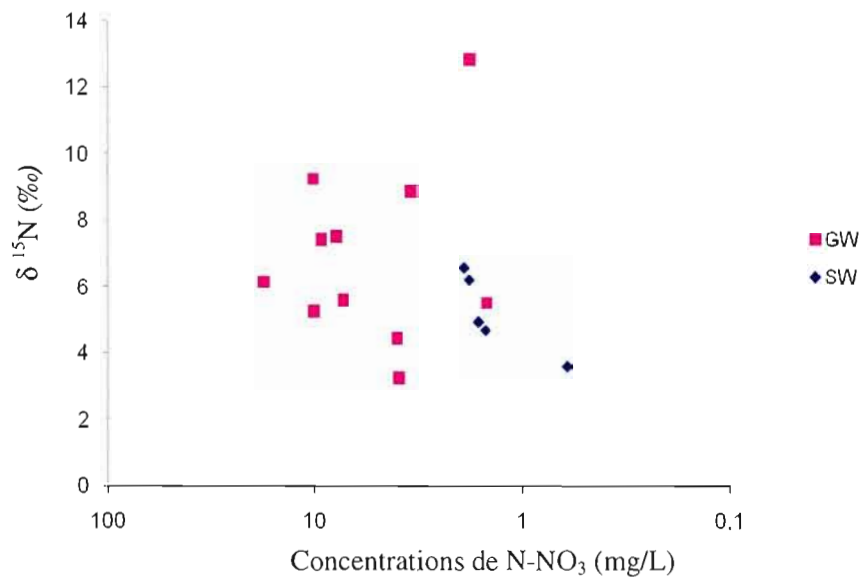


**Figure 4.17** Distribution spatiale de  $\delta^2\text{H}$  et de  $\delta^{18}\text{O}$  pour septembre 2005

#### 4.3.2.2 Isotopes $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$ et $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3$

L'analyse de la composition isotopique des nitrates ( $\delta^{15}\text{N}$  et  $\delta^{18}\text{O}$ ) permet d'évaluer l'origine des nitrates retrouvés dans les eaux souterraines ainsi que la présence de dénitrification. La dénitrification se fait en milieu anaérobie et provoque un enrichissement des isotopes de  $^{15}\text{N}$  et  $^{18}\text{O}$  des ions nitrates. La figure 4.18 présente les résultats obtenus sur les échantillons de la zone à l'étude et met en relation la concentration en nitrates par rapport à l'isotope  $^{15}\text{N}$ . Un fractionnement isotopique a lieu lors de la dénitrification des nitrates transformés en azote gazeux ( $\text{N}_2$ ). L'isotope  $^{14}\text{N}$  sera utilisé préférentiellement par l'azote gazeux. Le nitrate se

voit donc enrichi en  $^{15}\text{N}$ . Si la dénitrification affecte les concentrations en nitrates, le  $\delta^{15}\text{N}$  devrait augmenter lorsque les concentrations diminuent, ce qui n'est pas le cas. La dénitrification ne peut donc pas expliquer la diminution des concentrations de nitrates au bas de la zone à l'étude.



**Figure 4.18**  $\delta^{15}\text{N}$  en fonction des concentrations en nitrates  $\text{N-NO}_3$  (mg/L)

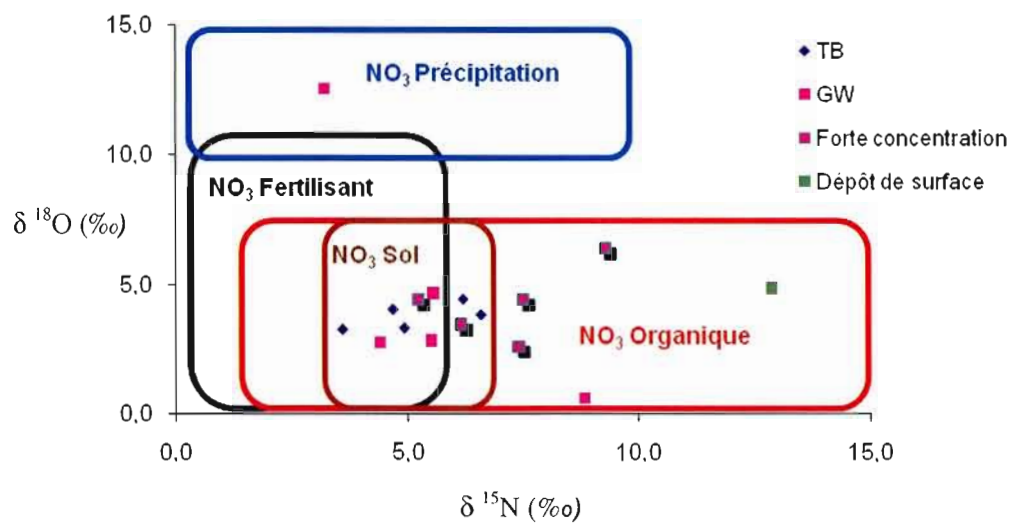
La zone à l'étude est caractérisée par une forte agriculture qui utilise des fertilisants organiques et chimiques. Le tableau 4.2 résume les habitudes de fertilisation des agriculteurs et a été établi suite à une étude du Blackmore A.(2006). Ces quantités représentent bien les habitudes de fertilisation d'aujourd'hui. La plus grande partie des fertilisants utilisées sur le bassin est d'origine chimique (75%).

**Tableau 4.2**

Taux de fertilisation selon le type de culture

Cultures	Fertilisant (kg N/Ha)	
	Chimique	Organique
Orge	55	20
Luzerne	20	0
Maïs	60	30
1 mois après	50	
Fléole des prés - Année 1	40	30
Année 2	50	0
Année 3	40	30
Fraise	30	0
(2 mois après)	80	0
Total	345	110

Les signatures isotopiques sont présentées à la figure 4.19 et sont comparées avec les domaines isotopiques de quelques sources de nitrates connues résultant de 12 études (Kendall and MacDonnell, 1998). Les boîtes de cette figure présentent des fourchettes de valeurs de nitrates provenant de sources variées dans le monde, ce qui entraîne le chevauchement de ces boîtes. Les valeurs obtenues dans le projet montrent que les nitrates proviennent de sources variées, représentant grossièrement les deux types de fertilisation. La valeur moyenne des résultats se situe entre la signature d'une contamination d'origine chimique et d'origine biologique. Il est difficile de tirer des conclusions de ce graphique, mais si les signatures étaient typiquement biologiques elles se situeraient beaucoup plus à droite sur la figure 4.19. La donnée retrouvée dans la boîte des signatures des précipitations provient d'un puits peu profond situé tout près des montagnes du Nord, cette eau proviendrait d'une eau de pluie infiltrée dans le sol peu de temps avant l'échantillonnage.



**Figure 4.19** Composition isotopique des nitrates contenus dans les eaux souterraines. TB correspond à l'eau du ruisseau Thomas et GW à l'eau circulant dans l'aquifère rocheux.

## CHAPITRE V

### MODÉLISATION

Ce chapitre présente les résultats des simulations faites par le logiciel AGRIFLUX sur une période de douze ans. La première étape de modélisation a consisté à simuler les flux d'eau et à valider le bilan hydrique sur les différents types de sols et cultures. Par la suite, le lessivage des nitrates a été simulé sur les cultures agricoles. Les résultats de simulation sont ensuite comparés aux concentrations mesurées sur les échantillons d'eau souterraine provenant du terrain.

#### 5.1 LA RECHARGE ET LE BILAN HYDRIQUE

Les résultats des recharges simulées sont comptabilisés au tableau 5.1 et la distribution spatiale est présentée à la figure 5.1. La recharge modélisée moyenne pour l'ensemble du bassin est de 347 mm/an et le ruissellement est de 160 mm/an. La conductivité hydraulique utilisée pour le till de base était légèrement moins grande que les autres unités géologiques. cet unité se retrouve sur la partie nord du fond de la vallée, ainsi la recharge est quelque peu réduite à cet endroit tandis que la partie sud formée d'un sol plus perméable provoque une plus grande recharge, le tout est cohérent avec les constatations faites sur le terrain et les valeurs obtenues par Gauthier (2008). La forêt est la culture la plus répandue, elle représente au total 33% de la surface de la zone à l'étude. Les recharges modélisées sont plus élevées au sommet de la montagne du Nord (402 mm/an) et sur le flanc de la montagne du Nord (439 mm/an) (figure 34). Dans la réalité, la recharge est probablement plus faible dans les

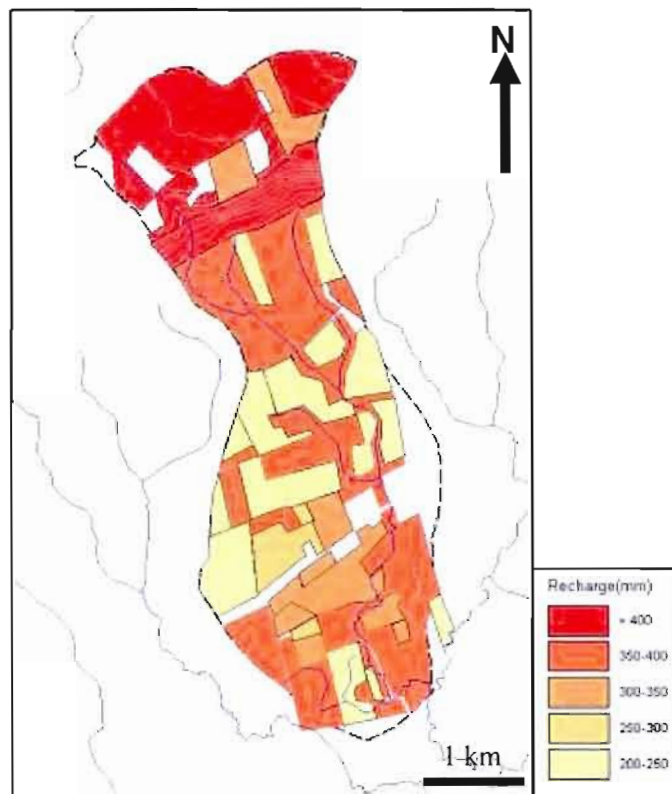


zones pentues en raison d'un plus grand ruissellement. Ceci n'a pu être simulé avec AGRIFLUX qui ne permet pas d'ajuster le ruissellement en fonction de la pente du terrain. Il aurait été possible d'amincir les couches superficielles pour augmenter le ruissellement, mais cet ajustement a été considéré trop subjectif et n'a pas été réalisé. La culture du maïs et de la luzerne sont celles qui puisent le plus d'eau du sol, ces deux cultures combinées ne laissent percoler (recharge) sous les racines que 231 mm/an. La superficie couverte pour chaque type de sol est également fournie au tableau 5.1.

**Tableau 5.1**

Résultats des simulations effectuées sur AGRIFLUX pour l'année 2004-2005

Sol	Cultures	Recharge (mm/an)	Ruissellement (mm/an)	% de superficie
Till du sommet de la montagne	Forêt	402	125	17%
	Orge-Luzerne	300	117	4%
Sol sur roc	Forêt	439	79	8%
Till de base	Forêt	392	160	10%
	Orge-Luzerne	248	162	3%
	Fléole des prés	357	160	9%
	Mais-Luzerne	231	161	10%
	Fraise-Orge	293	152	1%
	Mais-orge-Fourra.	357	160	8%
Dépôts glacio- Lacustre	Forêt	373	210	6%
	Fléole des prés	353	210	8%
	Mais-Luzerne	239	204	4%
	Mais-Orge-Fléo.	354	209	2%
	Fraise-Orge	316	200	3%
	Pâturage	320	200	7%



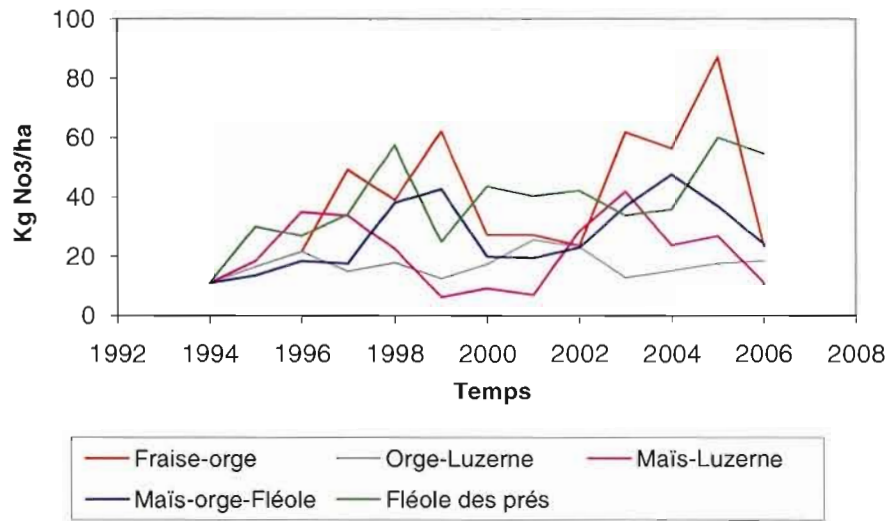
**Figure 5.1** Distribution spatiale de la recharge simulée  
(note : les zones blanches représentent des lieux d'habitation)

Le bilan hydrique a été évalué sur une période de un an, de juin 2004 à juin 2005. Cette période a été choisie puisque des données du niveau d'eau du ruisseau était aussi disponible, ainsi il était possible de vérifier la cohérence de nos résultats. Le bilan hydrique simulé dans AGRIFLUX est satisfaisant, considérant que les précipitations utilisées sont les valeurs observées pour l'année 2004-2005, que la valeur d'ETP a été estimée à priori avec la méthode de Thornthwaite et que le ruissellement et la recharge sont les réponses moyennes d'AGRIFLUX pour l'ensemble des simulations. La plus grande partie de l'eau de pluie retourne à l'atmosphère par évapotranspiration, ce paramètre représente près de 48% des précipitations. Pour l'année 2004-2005, la recharge correspond à environ 34% des précipitations et le ruissellement représente 16% des précipitations.

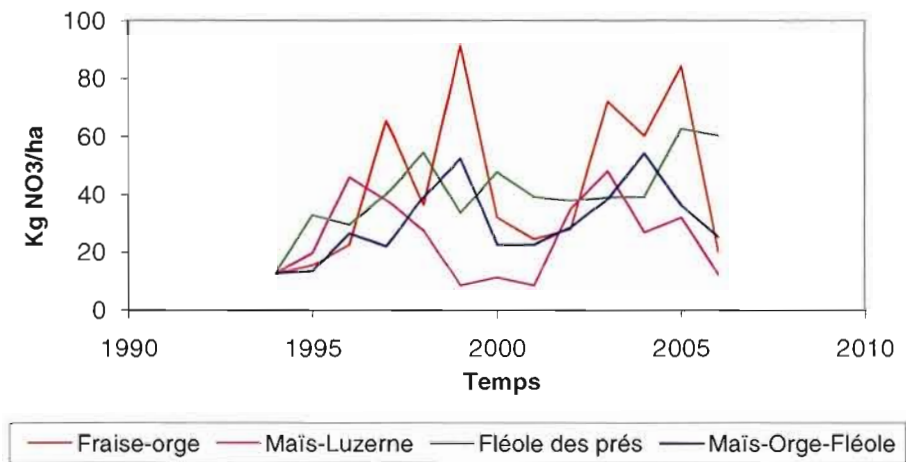
## 5.2 LESSIVAGE DES NITRATES

Les unités culturales «forêt» et «pâturage» n'ont pas été simulées dans cette partie puisque le niveau de lessivage pour la forêt est considéré nul et que celui des terres servant au pâturage dépassait le cadre de ce projet. Le lessivage de nitrates du sol vers l'aquifère a été considéré nul pour ces types de culture. Les simulations ont été réalisées sur les cultures agricoles seulement, qui présentent le plus grand potentiel de contamination de la nappe.

Les résultats présentés aux figures 5.2 et 5.3 présentent la quantité de nitrates lessivées vers la nappe d'eau souterraine. La figure 5.2 met en relation les cinq cycles culturaux sur une même unité de surface, soit le till qui recouvre la majeure partie de la zone agricole. La figure 5.3 illustre les résultats des quatre cycles culturaux utilisés sur les dépôts glacio-lacustres qui sont situés dans le sud de la zone et possèdent une conductivité hydraulique légèrement plus élevée que le reste de la zone à l'étude selon les données de terrain. Les deux figures montrent que ce sont les cultures de fraises et d'orge et de fléole des prés qui lessivent le plus de nitrates vers la nappe d'eau souterraine avec une moyenne respective sur douze ans (1995-2006) de 41 kg N/ha et de 40 kg N/ha. Le lessivage des nitrates pour la culture de la fléole des prés est plus constant dans le temps que celui du cycle cultural de fraise et d'orge. Ce résultat peut s'expliquer par le taux élevé de fertilisation annuelle de ce dernier cycle cultural qui totalise 110 kg N/ha (pour les fraises) et 70 kg N/ha (pour l'orge). La culture de la fléole des prés nécessite quant à elle annuellement entre 50 et 70 kg N/ha (tableau 3.7).



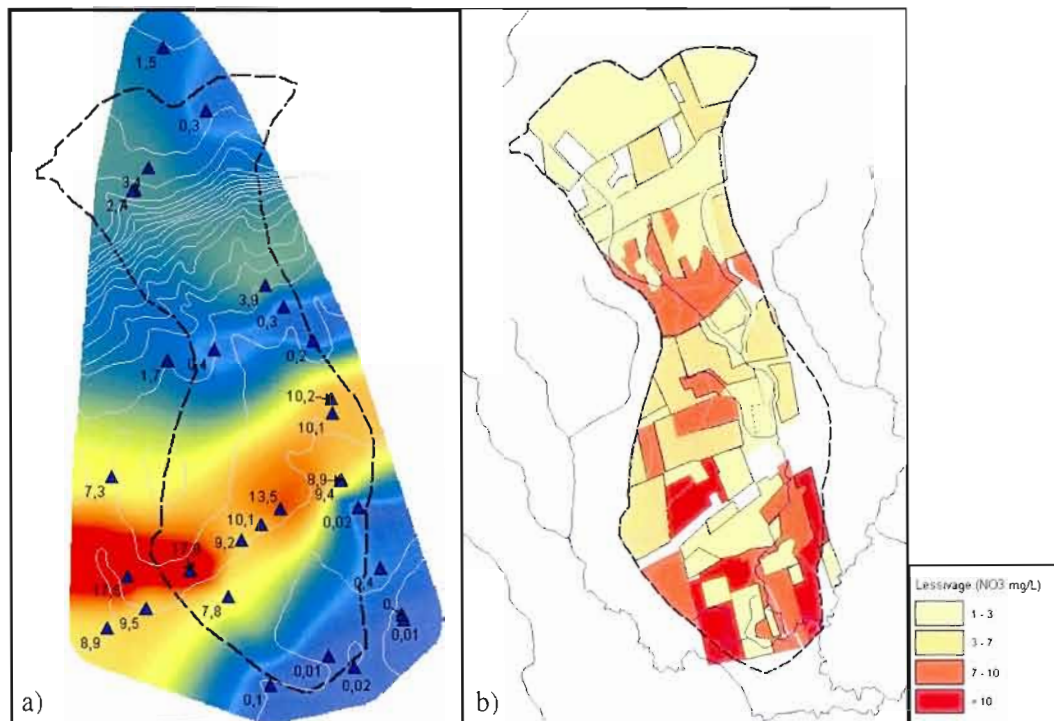
**Figure 5.2** Lessivage des nitrates modélisé pour le till



**Figure 5.3** Lessivage des nitrates modélisé pour les dépôts glacio-lacustres.

La culture «maïs-luzerne» semble bien répondre aux paramètres de sol employés. Le maïs est la culture qui nécessite le plus de fertilisant azoté par année (140 kg N/ha). Pourtant, employée en rotation avec la luzerne, elle ne lessive que 21,9 kg N/ha. Cette valeur représente la moitié de la quantité lessivée par la culture de la fléole des prés et le couple culturale «fraise et orge». La luzerne semble donc jouer son rôle de fixateur d'azote, empêchant le lessivage d'azote vers l'aquifère. La luzerne, qui sert comme nourriture aux animaux de ferme, est une culture de fourrage et une légumineuse qui possède de très longues racines. Cette culture est parfois utilisée en rotation pour aller chercher les minéraux plus profonds et les remonter vers la surface pour la culture suivante. Elle a la capacité d'emmagasiner une énorme quantité d'azote tant que celui-ci est disponible. Combiné avec l'orge et la fléole des prés, le maïs provoque un plus grand lessivage avec une moyenne annuelle de 31,7 kg N/ha. Le cycle cultural provoquant le moins de lessivage est «luzerne-orge» avec une moyenne annuelle de 17,6 kg N/ha. Les mêmes observations sont faites sur la figure 5.3 pour les dépôts glacio-lacustres, mais avec des quantités de lessivages azotés plus grandes que celles calculées avec le till. Par exemple, le cycle cultural «maïs-fléole des prés» est de 26,1 kg N/ha sur les dépôts glacio-lacustres, comparativement à 21 kg N/ha sur le till.

Le logiciel AGRIFLUX permet aussi de calculer la concentration en nitrates de l'eau lessivée quittant la zone racinaire. La figure 5.4a) illustre la distribution spatiale des concentrations en nitrates mesurées dans l'aquifère, tandis que la figure 5.4b) présente le lessivage des nitrates (moyenne des douze années simulées). La section située au-dessus des montagnes du Nord est similaire sur les deux cartes ainsi que la partie ouest du flanc de la montagne. Le reste de la carte ne représente pas systématiquement la contamination actuelle de la région à l'étude comme le bas du flanc de la montagne où les valeurs de concentrations simulées se situent entre 7 et 10 mg/L N-NO<sub>3</sub> tandis que les valeurs calculées à partir des échantillons de terrain ne dépassaient pas 4 mg/L N-NO<sub>3</sub>.



**Figure 5.4** Distribution spatiale a) des concentrations en nitrates observées et b) du lessivage des nitrates (moyenne du lessivage calculée sur les douze années de simulation).

Les concentrations en nitrates simulées les plus élevées ne se trouvent pas aux mêmes endroits que les résultats d'analyses de terrain, particulièrement dans la moitié sud de la région à l'étude. Par exemple, les taux observés de nitrates élevés (zone rouge de la figure 5.4a) ne sont pas reflétés dans les simulations et la zone située à l'extrême sud de la figure 5.4b, où les taux de nitrates lessivés les plus élevés ne sont pas représentatifs des concentrations observées. Ceci est en partie dû aux résultats de simulations de la fléole des prés qui sont élevés. La fertilisation de la fléole des prés s'effectue sur une rotation de trois ans, la moyenne de fertilisation est de 70 kg/ha d'azote par année. Le fait que le besoin en nitrate (112 kg/ha N) soit passablement faible comparativement à la demande en nitrates pour la luzerne (389 kg/ha N) et que le taux de fertilisation soit au-dessus de la moyenne de l'ensemble des cultures semble provoquer un lessivage plus élevé des nitrates pour la culture de la fléole des prés. Le maïs a le plus haut taux de fertilisation (près de 150 kg/ha d'azote), mais il semble que le croisement effectué avec la luzerne minimise énormément son impact, la luzerne ayant le taux de fertilisation le plus bas et la demande en azote la plus élevée. Les

plus hauts taux de lessivage de nitrate ont toutefois été enregistrés sous le cycle cultural des fraises et de l'orge et ce cycle cultural se trouve tout près de la zone où les plus hautes concentrations en nitrates ont été détectées dans l'eau souterraine (voir figures 3.8 et 5.4). Les résultats de simulation du cycle cultural maïs-orge semblent sous-estimer quelque peu en la réalité et les résultats de modélisation pour la fléole des prés semblent avoir au contraire sur-estimé les valeurs réelles.

## CHAPITRE VI

### VULNÉRABILITÉ DE L'AQUIFÈRE ROCHEUX

Deux études de vulnérabilité ont été effectuées sur l'aquifère rocheux de la zone à l'étude. La première utilise la méthode DRASTIC ainsi que le pointage classique. Dans la deuxième méthode, le paramètre de l'impact de la zone vadose est modifié pour produire une étude de vulnérabilité spécifique à la contamination aux nitrates. La grille de pointage (tableau 6.1) pour les deux méthodes est la même; le pointage varie de 23 à 230 où 230 est le niveau le plus élevé de vulnérabilité. L'étude de vulnérabilité ne s'intéresse qu'à l'aquifère rocheux puisque tous les résidents s'approvisionnent à partir de cet aquifère.

Dans ce chapitre, les résultats de l'étude de vulnérabilité seront comparés aux valeurs des concentrations en nitrate retrouvées dans les eaux souterraines de la région à l'étude. De plus, les résultats de vulnérabilité obtenus seront comparés avec ceux d'une étude effectuée sur l'ensemble de la vallée par Blackmore (2006).



**Tableau 6.1**

Pointage de l'indice DRASTIC et description de la vulnérabilité (Aller et al., 1987)

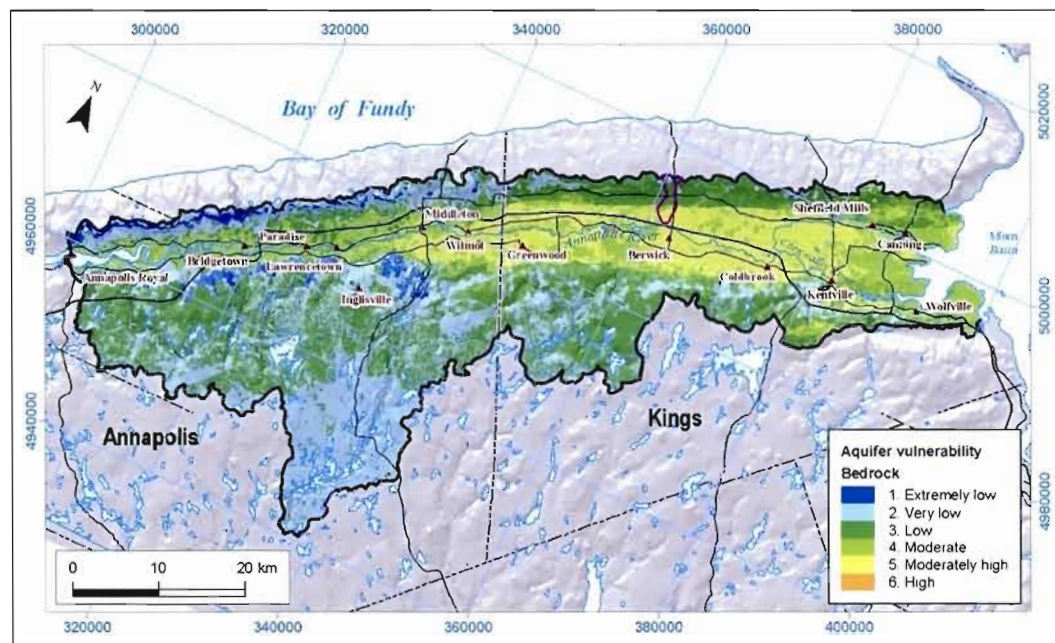
<b>Pointage finale</b>	<b>Description de la vulnérabilité</b>
1 to 79	Extrêmement faible
80 to 99	Très faible
100 to 119	Faible
120 to 139	Moyenne
140 to 159	Moyennement élevée
160 to 179	Élevée
180 to 199	Très élevée
200 to 230	Extrêmement élevée

## 6.1 RÉSULTATS DE L'ÉTUDE DE VULNÉRABILITÉ SELON LA MÉTHODE DRASTIC

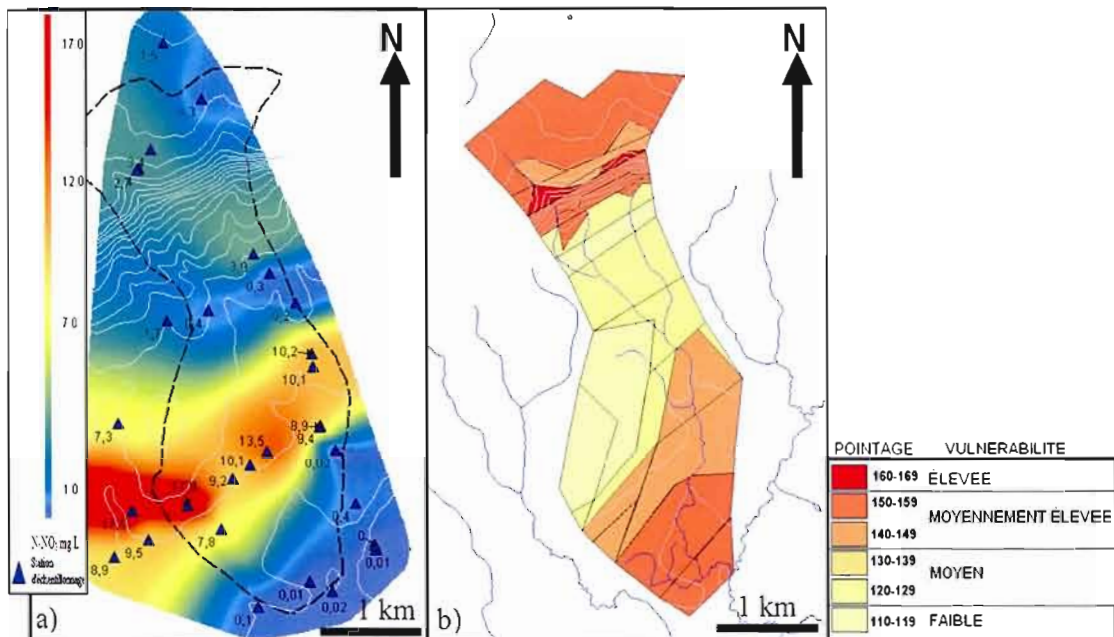
La méthode DRASTIC permet d'évaluer la vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère en évaluant les risques de contamination correspondant à la présence d'un contaminant miscible présent uniformément en surface sur la zone à l'étude. Il est possible de retrouver des contaminants à des endroits où l'indice DRASTIC était pourtant faible, principalement à cause des caractéristiques distinctes du site, qui peuvent être liées à l'hydrogéologie, à la topographie ou à l'utilisation du territoire (par exemple dans le cas de l'étude de Panagopoulos et al. (2006)).

Tout comme les résultats de Rivard et al. (2008) pour la région à l'étude (voir figure 6.1), la vulnérabilité varie de faible à élevée et la région la plus au sud est caractérisée par une vulnérabilité plus élevée (figure 6.2b). Seuls les résultats du haut de la montagne du Nord diffèrent avec ceux de Rivard et al. (2008) puisque les paramètres utilisés dans cette étude sont plus précis, notamment par rapport au type de sol. L'échelle de travail étant très différente entre les deux études, il est difficile de comparer davantage. Les résultats de pointage des vingt-six zones varient de 116 (vulnérabilité faible) à 164 points (vulnérabilité

élevée). Les deux zones les plus vulnérables se trouvent près du flanc des montagnes du Nord à cause du sol peu épais et très perméable, de la nappe d'eau souterraine peu profonde. Cependant, il y a peu de possibilité de pollution à cet endroit puisque la zone se situe à flanc de montagne et donc qu'il n'y a pas d'activité industrielle et très peu d'agriculture. Le paramètre «topographie», dont le poids est très faible (1) n'est pas assez influent pour diminuer le pointage. Les régions où la vulnérabilité est moyennement élevée sont situées en haut des montagnes du Nord et au sud de la zone à l'étude. Les pentes peu prononcées, la faible profondeur de la nappe d'eau ainsi que l'unité de surface du sol (glacio-lacustre) font en sorte que ces zones sont plus vulnérables.



**Figure 6.1** Carte de vulnérabilité obtenue avec l'indice Drastic pour l'ensemble de la vallée (tirée de Rivard et al., 2008)



**Figure 6.2** a) Distribution spatiale des nitrates dans l'eau souterraine  
b) Carte de la vulnérabilité intrinsèque de la zone à l'étude

Le till retrouvé au milieu de la zone à l'étude est l'unité la moins perméable et elle semble diminuer l'indice de vulnérabilité de l'aquifère face à la contamination de surface pour la partie centrale. Toutefois, c'est à cet endroit que les concentrations en nitrates de l'eau des puits des particuliers sont les plus élevées. La partie ouest, où la vulnérabilité est faible, diffère de la partie plus à l'est parce qu'elle est caractérisée par une petite colline de dépôts meubles non-saturés (drumlin) où la zone vadose est plus importante et la nappe plus basse par rapport à la surface.

En comparant les résultats de l'étude de vulnérabilité avec la carte de la distribution spatiale des concentrations en nitrates, on remarque premièrement que le sud de la zone à l'étude, où la vulnérabilité est considérée moyennement élevée, est l'endroit où les concentrations en nitrates sont les plus faibles (0,01 mg N-NO<sub>3</sub>/L). Pourtant à moins de 1 km au nord de cette zone les concentrations en nitrates sont beaucoup plus élevées (atteignant des valeurs de plus de 10 mg N-NO<sub>3</sub>/L) et ce, malgré le fait que l'écoulement souterrain se fasse vers le sud. La zone la moins vulnérable de la région à l'étude se situe également tout près de l'endroit où les

concentrations en nitrates sont les plus élevées. Il n'a malheureusement pas été possible d'échantillonner l'aquifère au roc sous le drumlin (les concentrations y sont donc peut-être plus faibles que ce qui apparaît par interpolation sur la figure 6.2a). Les parties où l'étude de vulnérabilité et les résultats d'analyses semblent le plus corrélées sont celles du milieu et du haut des montagnes du Nord. En effet, bien que l'on ne retrouve pas d'agriculture intensive au haut des montagnes du Nord, on retrouve près de 3,5 mg N-NO<sub>3</sub>/L, ceci semble être le résultat d'un aquifère dont la vulnérabilité est moyennement élevée, provenant de la mince couverture de till et de la forte fracturation verticale des basaltes qui favorise l'infiltration. Malgré le fait que les terres agricoles recouvrent la zone située juste au sud du pied des montagnes du Nord, les concentrations mesurées sont relativement faibles (0,4 à 3,9 mg N-NO<sub>3</sub>/L). Il semble donc plausible que la vulnérabilité de ce secteur soit considérée moyenne, voire faible.

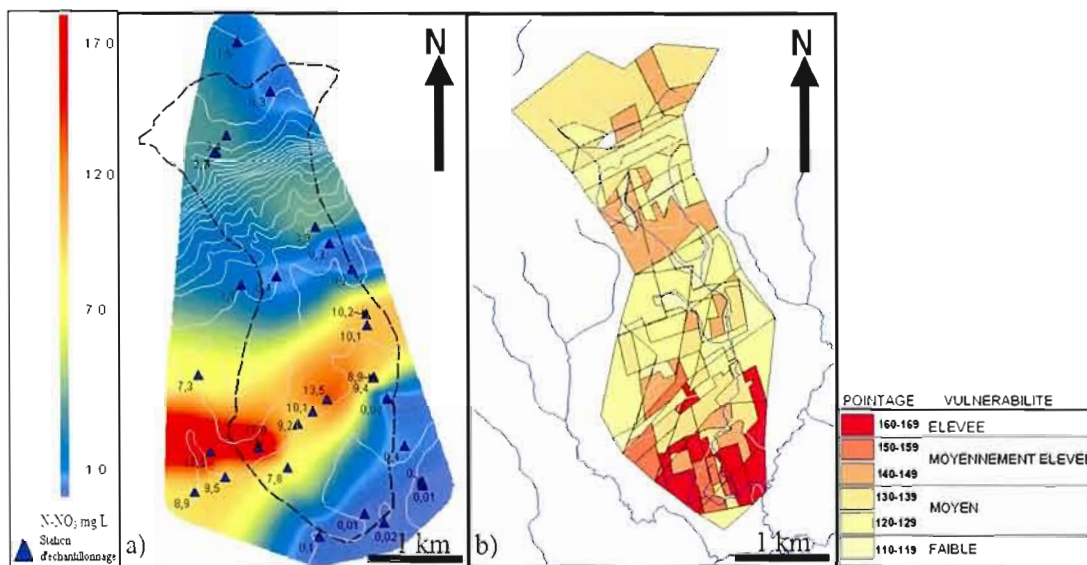
## 6.2 RÉSULTATS DE L'ÉTUDE DE VULNÉRABILITÉ SELON LA MÉTHODE DRASTIC MODIFIÉE

L'étude de vulnérabilité spécifique utilise la méthode DRASTIC et les résultats de modélisation pour attribuer le pointage de l'impact de la zone vadose (paramètre I). L'objectif est d'adapter la méthode d'analyse au type d'activités et de sol de la région pour mieux déterminer les risques de pollution de l'aquifère par les nitrates. L'étude qui suit tient compte des caractéristiques du sol, de l'utilisation des terres ainsi que de la fertilisation. Les résultats des simulations réalisées avec AGRIFLUX sont utilisés pour remplacer le paramètre I. Les résultats de l'étude de vulnérabilité spécifique sont donc dépendants de la qualité des résultats de modélisation.

Les résultats de vulnérabilité spécifique obtenus sont présentés à la figure 6.3b et peuvent être comparés à la carte de distribution spatiale des concentrations en nitrates de la figure 6.3a. Le haut et le flanc des montagnes du Nord sont caractérisés par une vulnérabilité « moyenne ». Plus au sud, au bas du talus des montagnes, la vulnérabilité est légèrement plus



élevée étant donné que des terres agricoles y sont présentes, contrairement au flanc de la montagne qui est recouvert de forêt. La vulnérabilité varie de « faible » à « moyennement élevée » dans la partie centrale du fond de la vallée. Lorsque le type de sol et le type de culture changent plus au sud, la vulnérabilité devient élevée. Cette augmentation de vulnérabilité est causée par la culture de la fléole des prés et par le type de sol qui est légèrement plus perméable que celui plus au nord. Quelques zones ont une vulnérabilité « moyennement élevée » vers l'ouest près de la région caractérisée par les plus grandes concentrations en nitrates mesurées (figure 6.3a).



**Figure 6.3** a) Distribution spatiale des nitrates dans l'eau souterraine  
b) Carte de la vulnérabilité spécifique de la zone à l'étude

Plus au sud, au bas du talus des montagnes la vulnérabilité est légèrement plus élevée puisque les terres agricoles y sont présentes contrairement au flanc de la montagne qui est recouvert d'une forêt. La vulnérabilité varie de « faible » à « moyennement élevée » dans la partie centrale du fond de la vallée et lorsque le type de sol ainsi que le type de culture change plus au sud la vulnérabilité devient élevée (figure 6.3b). Ces résultats sont causés par la culture de la fléole des prés et par le type de sol qui est légèrement plus perméable que la partie légèrement plus au nord. Quelques zones ont une vulnérabilité « moyennement élevée » vers

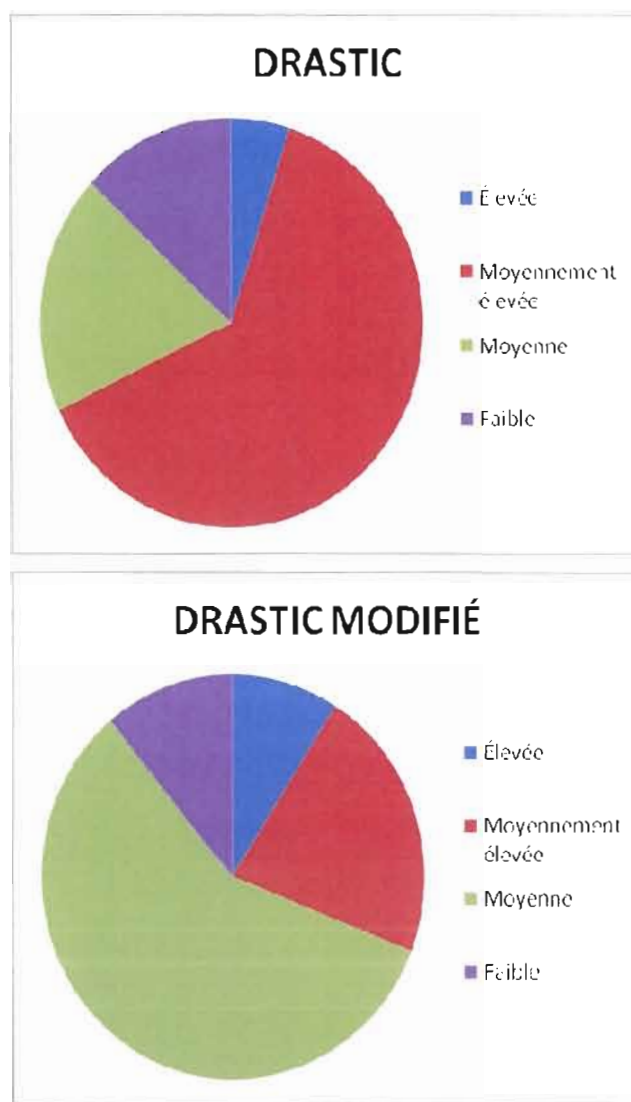
l'ouest près de la région caractérisée par les plus grandes concentrations en nitrates mesurées (figure 6.3a).

De façon générale, la vulnérabilité varie de « moyenne » à « moyennement élevée » mis à part la partie sud où la vulnérabilité de l'aquifère est considérée « élevée ». L'étude de vulnérabilité ne corrèle pas de façon évidente avec la carte de distribution spatiale des concentrations en nitrates. La vulnérabilité correspondant à la zone la plus contaminée est encore classée « moyenne » et celle de la partie la moins contaminée est catégorisée « élevée ». Seul le flanc des montagnes du Nord et la partie centrale-est semblent bien corrélés avec la carte de la figure 6.3a. Il se peut que les résultats de la modélisation ne reflètent pas assez bien la réalité pour que l'on puisse les utiliser pour ce genre d'étude ou que le poids de certains autres paramètres de l'indice DRASTIC influe trop le résultat final. Il est également possible que la vulnérabilité réelle de l'aquifère dans la zone aval du bassin soit influencée encore plus par les chemins préférentiels de l'écoulement souterrain résultant de la fracturation et de la stratigraphie que par l'occupation du territoire et le type de sol. Larocque et Phrand (2008) ont observé une situation similaire sur un aquifère régional situé en Montérégie (Québec). L'indice DRASTIC ne peut refléter la vulnérabilité de l'aquifère dans ce cas.

### 6.3 COMPARAISON DES DEUX MÉTHODES D'ÉVALUATION DE LA VULNÉRABILITÉ

La méthode DRASTIC dite intrinsèque est comparée avec la méthode d'évaluation de la vulnérabilité spécifique de l'aquifère pour la contamination aux nitrates aux figures 6.4 et 6.5. Malgré les dissemblances mentionnées dans la section précédente, la carte de la vulnérabilité spécifique semble être globalement plus cohérente avec les données de terrain. La figure 6.4 présente le pourcentage de la superficie de chacun des classes de vulnérabilité pour les deux méthodes d'analyse de la vulnérabilité. La méthode DRASTIC modifiée correspond à l'étude de vulnérabilité spécifique. Cette modification de la méthode standard a résulté en une diminution des superficies caractérisées par une vulnérabilité « moyennement

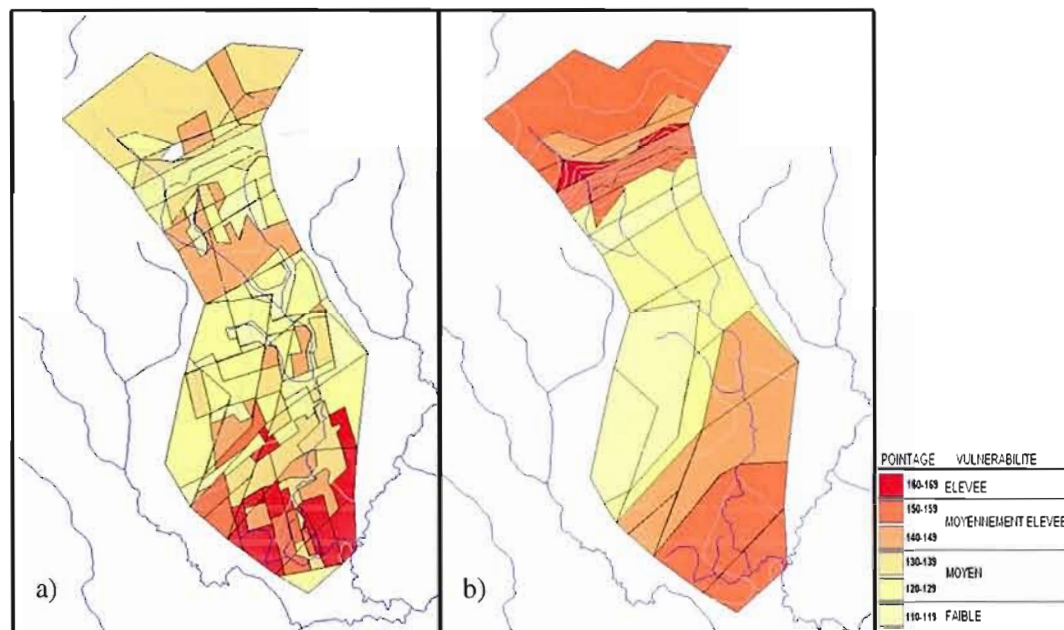
« élevée » et une augmentation des superficies à vulnérabilité « moyenne ». De plus, le pourcentage de superficie à vulnérabilité « élevée » a augmenté et celui de vulnérabilité « faible » a diminué légèrement.



**Figure 6.4** Répartition spatiale de la vulnérabilité sur la zone à l'étude pour la vulnérabilité intrinsèque (DRASTIC) et spécifique (DRASTIC MODIFIÉ).

La figure 6.5 présente les distributions spatiales de la vulnérabilité pour les deux études. La partie du haut des montagnes du Nord devient « moyennement vulnérable » selon l'étude de

vulnérabilité spécifique, contrairement à la méthode DRASTIC qui qualifiait cette zone de vulnérabilité « moyennement élevée ». Une nette amélioration s'affiche à flanc de montagne où la vulnérabilité passe de « élevée » et « moyennement élevée » à « moyenne » ce qui semble être plus cohérent avec la réalité. La partie cultivée juste au sud des montagnes du Nord voit sa vulnérabilité s'accroître quelque peu passant de « moyenne » à « moyennement élevée ». L'impact du type d'unité géologique du sol semble moins important? dans l'étude de vulnérabilité spécifique pour la région centrale du fond de la vallée quand on tient compte des activités agricoles. En effet, il n'y a pas de distinction évidente entre les zones couvertes de dépôts glacio-lacustres et celles où se trouve le till. La partie sud est toutefois toujours caractérisée par une vulnérabilité « élevée » et pourtant il a été démontré que les concentrations en nitrates à cet endroit sont très faibles ( $<1 \text{ mg N-NO}_3/\text{L}$ ).



**Figure 6.5** Cartes de la vulnérabilité a) spécifique et b) intrinsèque

Les résultats de l'étude de vulnérabilité spécifique sont reliés aux résultats de modélisation. Selon ces résultats, la culture de la fléole des prés sur les dépôts glacio-lacustres arriverait au deuxième rang des cultures lessivant le plus de nitrates. C'est pourquoi un pointage de neuf lui a été attribué pour le paramètre de la zone vadose. Le cycle cultural du maïs, de l'orge et



de la luzerne qui a un pointage de huit (8) est le troisième type de culture à lessiver le plus de nitrates. La plupart des zones où la vulnérabilité est considérée « élevée » au bas de la zone à l'étude sont recouvertes de fléoles des prés ou du cycle cultural du maïs de l'orge et de la luzerne, c'est pourquoi la vulnérabilité est plus élevée dans cette région. Néanmoins, il a été discuté dans la section 5.2.3 que le lessivage de la fléole des prés pourrait avoir été surévalué. Ceci provoquerait une légère baisse dans le degré de vulnérabilité de la région du sud. Les deux études de vulnérabilité concluent que la zone sud de la région à l'étude est caractérisée par une vulnérabilité « élevée », étant donné sa position, sa topographie, son type de sol et son type d'aquifère rocheux. Toutefois, il est possible que la dilution réduise significativement les concentrations à cet endroit et que le cheminement préférentiel dans l'aquifère fracturé soit très important, entraînant des écarts de concentrations très marqués qui ne sont pas bien reflétés dans l'interpolation des 28 mesures disponibles. Il se peut également que la conductivité hydraulique des unités de surface au sud ait été surestimée, surestimation du coup la vulnérabilité à cet endroit ou que les cultures utilisées dans les simulations n'aient pas été employées par les fermiers ou en tout cas pas dans le même ordre.

Aucune des deux études de vulnérabilité n'a indiqué que la zone démontrant de fortes concentrations en nitrates à l'ouest de la zone à l'étude était très vulnérable. L'étude de vulnérabilité spécifique montre toutefois un peu plus de cohérence à cet égard. Près de la culture des champs de fraises (voir figure 3.8), la vulnérabilité est même qualifiée de « moyennement élevée » et le reste de la zone a une vulnérabilité « moyenne » au lieu de faible comme c'était le cas dans l'étude DRASTIC classique. Encore une fois, les résultats de modélisation sont peut-être en cause puisque la culture du maïs demande beaucoup d'azote et elle est souvent en cause lors de cas de pollution des eaux souterraines en raison sa forte demande en fertilisant. Ici, elle est utilisée en alternance avec la luzerne qui elle, est reconnue pour purger les nitrates du sol. En modélisant les paramètres des cultures, cet aspect a été pris en compte ce qui a eu comme résultat de diminuer considérablement le lessivage des nitrates pour le cycle cultural maïs-luzerne. Le lieu où les concentrations en nitrates sont élevées sur la figure 6.5a correspond à une région où la culture du maïs est très répandue. Si cette culture n'a pas été utilisée en alternance, le pointage a donc été largement

sous-estimé pour l'impact de la zone vadose, et la vulnérabilité de la nappe de cette zone a été sous-estimée.

En conclusion, malgré certaines lacunes et incohérences avec les résultats de terrain, il semble avantageux de combiner la modélisation du lessivage des nitrates à une étude de vulnérabilité intrinsèque pour produire une étude de vulnérabilité spécifique. Cet indice DRASTIC modifié présente une plus grande variabilité spatiale des résultats et une meilleure cohérence, si subtile soit-elle, avec les concentrations en nitrates mesurées.

## CHAPITRE VII

### DISCUSSION

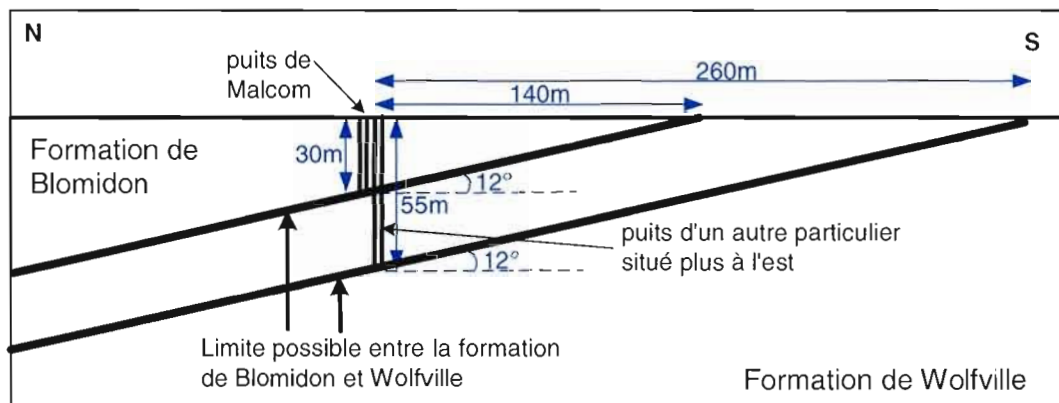
Les différentes méthodes d'investigation utilisées dans ce mémoire ont permis de dresser un portrait de l'état de contamination des eaux souterraines et d'étudier la problématique de la migration des nitrates vers l'aquifère sur le bassin du ruisseau Thomas dans la vallée d'Annapolis en Nouvelle-Écosse. Les analyses et travaux effectués de terrain ont permis d'identifier l'ampleur de la contamination de l'eau souterraine dans la région en plus de fournir beaucoup d'information sur le contexte hydrogéologique de la région. Avec le modèle AGRIFLUX, il a été possible de simuler le lessivage des nitrates pour les différents cycles culturaux et types de sol. Finalement, l'étude de la vulnérabilité a permis d'identifier les endroits qui seraient potentiellement plus sujets à la contamination. Les trois sujets (travaux de terrain, modélisation et étude de vulnérabilité) sont discutés séparément dans ce chapitre.

#### 7.1 RÉSULTATS DE TERRAIN

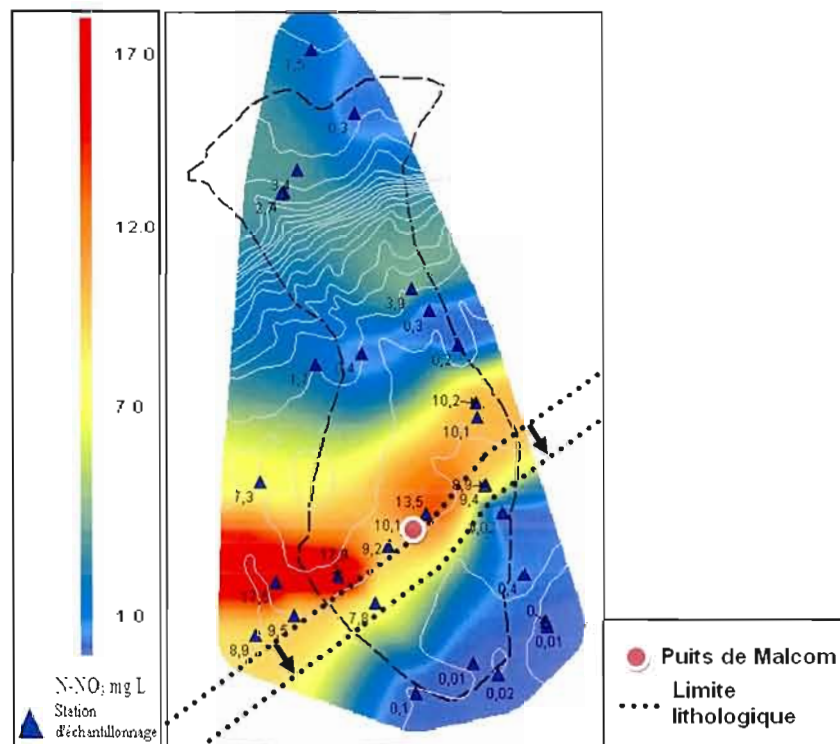
Les travaux de terrain effectués à l'été 2005 et 2006 ont permis de bien évaluer la distribution spatiale des concentrations en nitrates et de mieux comprendre la géologie. Les travaux ont révélés que l'aquifère rocheux de la partie ouest de la région à l'étude est caractérisé par de très fortes concentrations en nitrates ( $>10$  mg N-NO<sub>3</sub>/L) mais que juste au sud de cette région les concentrations sont très faibles ( $<1$  mg N-NO<sub>3</sub>/L). La carte piézométrique indique que

l'écoulement se fait du nord vers le sud dans l'aquifère rocheux. Dans un aquifère poreux et homogène, il est logique que la contamination se propage de façon uniforme dans le sens de l'écoulement et se dissipe graduellement par un phénomène de dilution si bien sûr d'autres sources ne sont pas rencontrées. Ceci se manifesterait par une diminution des concentrations avec la profondeur des forages aussi. Sur la zone d'étude, les changements de concentrations sont très brusques et les concentrations semblent augmenter avec la profondeur, résultats caractéristiques d'un aquifère fracturé (hétérogène) dont l'écoulement (et donc les concentrations en nitrates) est contrôlé par des chemins préférentiels.

L'analyse des diagraphies (section 4.2.2) effectuées par le USGS dans la zone à l'étude a révélé certains indices qui pourraient bien fournir des explications à l'observation précédente. Le puits Malcolm (31 m de profondeur) se trouve à quelques dizaines de mètres au nord du changement lithologique entre les formations de Blomidon et de Wolfville selon la carte géologique de Keppie (2000) (figure 7.2). Pourtant selon l'analyse du USGS, le puits se trouve dans la formation de Blomidon sur toute son épaisseur. Considérant qu'au droit du puits Malcolm la formation de Blomidon est présente à 30 m de profondeur et que le pendage de la formation est de  $12^\circ$  (comme l'indiquent les fractures), la limite du changement lithologique serait déplacée d'environ 140 m vers le sud, tel qu'indiqué aux figures 7.1 et 7.2. De plus, rien n'indique un changement lithologique à 30 m de profondeur, la formation de Blomidon pourrait même être plus profonde à cet endroit. Un des puits contaminés, situé plus à l'ouest, a une profondeur de 55 m. En posant l'hypothèse que tous les puits contaminés se trouvant sur cet axe est-ouest (limite lithologique; figure 7.2) sont dans la formation de Blomidon, on peut supposer que la limite lithologique peut donc se trouver entre 140 m et 300 m plus au sud.



**Figure 7.1** Explication du déplacement de la limite entre la formation de Blomidon et celle de Wolfville

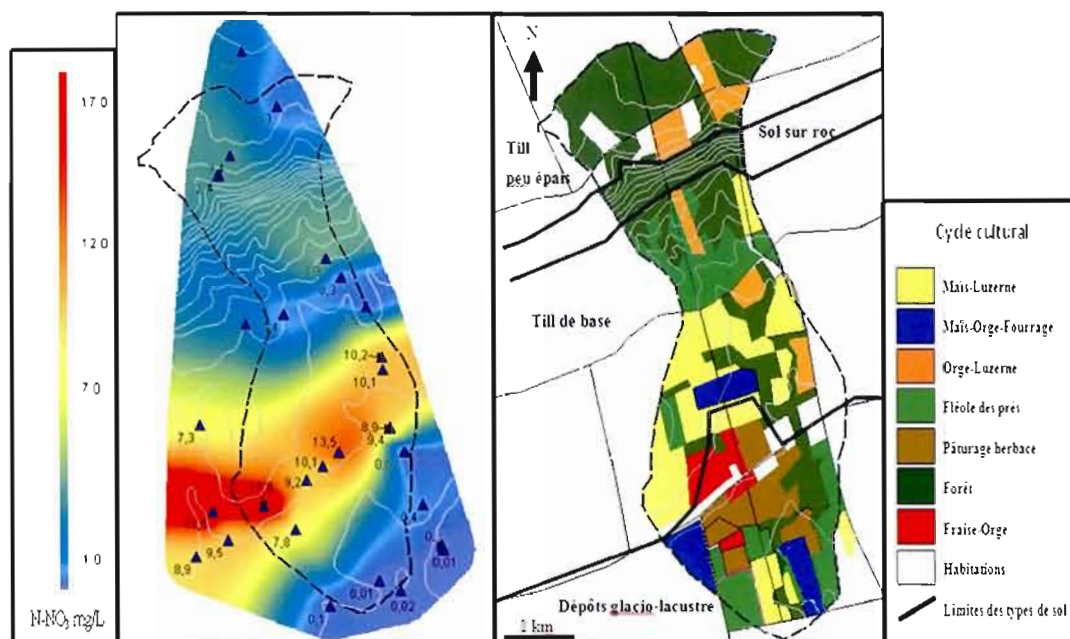


**Figure 7.2** Déplacement de la limite lithologique

En effectuant ce déplacement vers le sud, la figure 7.1 montre que le changement lithologique correspond approximativement à l'endroit où les concentrations en nitrates diminuent. Il faut donc s'attarder aux différences géologiques entre ces deux formations. Premièrement, deux réseaux de fracture caractérisent la formation de Blomidon (sub-horizontal et sub-vertical) contrairement à un seul pour la formation de Wolfville (sub-horizontal). Deuxièmement, un puits analysé par diagraphie dans la formation de Wolfville à Kentville (40 km de Berwick) révélait que malgré la forte perméabilité de l'aquifère, le réseau de fractures était peu développé et que les unités perméables étaient peu fréquentes comparativement à la formation de Blomidon qui comporte beaucoup de fractures (section 4.1.2). Troisièmement, la formation de Wolfville possède plus de lits de grès et de conglomérat que la formation de Blomidon et la porosité de ses grès est nettement plus élevée (28% comparativement à 8% selon Rivard et al., 2008), permettant une plus grande dilution. Les relevés géophysiques effectués sur la zone à l'étude ne sont pas nombreux et puisque ces formations sont hétérogènes, il pourrait être hasardeux de tirer des conclusions sur l'ensemble des formations uniquement basées sur ces analyses. Néanmoins, cette analyse géophysique a l'avantage d'avoir permis l'observation des fractures à divers endroits de la zone à l'étude et de les avoir caractérisées, et d'avoir confirmé que le changement lithologique du substratum rocheux (Blomidon/Wolfville, dont la limite est approximative sur les cartes), et donc de la fracturation qui lui leur est associée, s'effectue au même endroit que la baisse observée dans les concentrations en nitrates.

## 7.2 MODÉLISATION AVEC LE LOGICIEL AGRIFLUX

Les résultats de modélisation ont permis d'évaluer l'impact de la culture de surface sur le lessivage des nitrates migrant vers la nappe. En résumé, les cultures de fraise et d'orge provoquent le plus haut taux de lessivage de nitrates, suivies par la culture de la fléole des prés et par la culture du maïs en rotation avec l'orge et la fléole des prés (fourrage). De ces trois résultats, seul celui de la fléole des prés ne semble pas concorder avec les résultats de terrain. Cette culture produit en effet beaucoup de lessivage de nitrates et pourtant elle se trouve dans la région ayant le moins de concentrations de nitrates dans les eaux souterraines.



**Figure 7.3** Comparaison de la carte de l'utilisation du territoire et de la carte de la distribution spatiale des concentrations en nitrates pour l'aquifère rocheux.

Les deux autres cycles culturels cités ci-haut (fraise-orge et maïs-orge-fléole) semblent bien corrélés avec les résultats de terrain. La culture de la fraise et de l'orge se retrouvent tout près de la zone rouge caractéristique des fortes concentrations en nitrates (figure 7.3) et le cycle cultural du maïs-orge-fléole (fourrage) est présent deux fois sur trois à des endroits où les concentrations en nitrates sont élevées. Les résultats du lessivage de la culture de l'orge et de la luzerne sur le till sont cohérents. Les terres où ce cycle cultural est utilisé se trouvent pour la plupart à des endroits où les concentrations en nitrates sont faibles. Le cycle de culture maïs-luzerne est l'un des plus utilisés dans la zone à l'étude. Comme il a été expliqué à la section 5.2, la luzerne est une culture qui utilise les nitrates disponibles dans le sol. Pour les besoins de la modélisation, il a été décidé que cette culture pouvait puiser les nitrates du sol jusqu'à 389 kg N/ha. Le besoin en azote pour la luzerne n'est pas nécessairement élevé, mais cette plante a comme particularité de limiter le lessivage des nitrates vers la zone saturée notamment à cause de ces longues racines pouvant atteindre trois mètres. Dans une expérience réalisée au Michigan, 672 kg N/ha avaient été appliqués à de la luzerne et



seulement 41 kg N/ha ont été perdus pendant l'hiver vers la nappe (Schertz et Miller, 1972). Donc les résultats de modélisation sont peut-être légèrement faibles (moyenne sur 12 ans : 21,9 kg N/ha/an) mais nous avons tenté de nous rapprocher de la réalité en appliquant seulement 140 kg N/ha pour la culture du maïs annuellement et 20 kg N/ha pour la culture de la luzerne.

Vigneault et al. (en prép.) rapportent que l'agriculture intensive a débuté vers 1965 à l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.) avec l'introduction des fertilisants chimiques. Tout porte à croire que les pratiques agricoles en Nouvelle-Écosse ont dû être similaires. Il se pourrait que les concentrations en nitrates mesurées à cet endroit de l'aquifère reflètent des pratiques agricoles passées ayant lessivé plus de nitrates que les méthodes actuelles. De plus, Paradis et al. (2006) ont montré, à l'aide de simulations numériques pour le bassin Wilmot (81 km<sup>2</sup>, Î.-P.-É.), qu'un délai de l'ordre de 1 à 5 ans était observé entre l'arrêt complet d'applications de nitrates et la teneur maximale des concentrations dans l'eau souterraine, suite à quoi la diminution des concentrations s'étendait sur 40 ans (dû à la capacité du système à accumuler les nitrates et les temps de résidence de l'eau souterraine). Le système aquifère de l'Î.-P.-É. peut se comparer à celui des formations de Wolfville et de Blomidon, ces formations étant toutes deux de l'époque Carbonifère et composées de strates de roches sédimentaires ayant des caractéristiques hydrauliques très variables.

En calculant le temps de séjour dans l'aquifère, il est possible d'évaluer grossièrement quand cette contamination aurait eu lieu. On évalue la vitesse réelle d'écoulement à  $1,8 \times 10^{-6}$  m/s (voir section 4.2.3) et on suppose que la fertilisation intensive aurait pu se produire au pied des montagnes du Nord où les terres agricoles commencent et que les nitrates aient pu migrer jusqu'au lieu où les fortes concentrations ont été observées en 2005 (au centre de la zone d'étude). La distance maximale à parcourir pour une goutte d'eau serait d'environ 2,5 km; le temps de séjour est donc évalué à 44 ans pour ce cheminement. Il est en conséquence possible que la qualité des eaux souterraines retrouvées dans la zone à fortes concentrations représente les habitudes culturelles des années soixante. Il est malheureusement impossible de vérifier le taux de fertilisation pendant ces années.



### 7.3 VULNÉRABILITÉ DE L'AQUIFÈRE ROCHEUX

Deux méthodes ont été utilisées pour analyser la vulnérabilité de l'aquifère rocheux : la méthode DRASTIC classique, qui a permis d'évaluer la vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère, et une méthode DRASTIC modifiée, qui a permis d'étudier la vulnérabilité spécifique à la contamination aux nitrates dans le bassin à l'étude. Les deux méthodes ont révélé que la région la plus au sud était vulnérable à la contamination et pourtant, cette dernière n'est pas contaminée par les nitrates. De plus, la région caractérisée par le plus haut taux de nitrates n'est pas considérée vulnérable dans les deux cas. Nous croyons que l'hétérogénéité du milieu, provenant de la fracturation, de la stratification et du changement de formation géologique, contrôle fortement l'écoulement et empêche l'indice DRASTIC de fournir des classes de vulnérabilité qui reflètent la réalité (concentrations de nitrates observées). Il faut préciser que l'indice DRASTIC ne permet pas de prendre en considération l'écoulement d'eau souterraine horizontal (dans la zone saturée). La méthode permet d'évaluer la vulnérabilité (relative) de l'aquifère à une contamination de surface, c'est-à-dire d'identifier les endroits où les polluants sont susceptibles de migrer verticalement jusqu'à la nappe. DRASTIC ne permet toutefois pas d'identifier le chemin qui sera parcouru par le contaminant dans le système hydrogéologique. Des recommandations à ce sujet sont faites dans la conclusion pour une éventuelle suite de l'analyse.

Malgré ces faits, les deux études de vulnérabilité semblent globalement concorder avec les concentrations mesurées (mis à part la partie du sud) et sont en accord avec l'étude de vulnérabilité régionale de Blackmore (2006). Le fond de la vallée est considéré plus vulnérable à la contamination (formation de Wolfville) puisque le grès y est peu consolidé et que la topographie est assez plate. Bien que l'étude avec l'indice DRASTIC modifié intègre des éléments spécifiques (d'où son nom) à la contamination par les nitrates, elle est encore limitée par les défauts ou limitations de la méthode dont elle est issue. Cette étude employait les sept paramètres de la méthode DRASTIC avec leurs poids respectifs et seul le pointage d'un paramètre a été modifié (impact de la zone vadose). Ce pointage a été établi en fonction des résultats de modélisation calculant le lessivage des nitrates en tenant compte du type de sol, de la topographie, des taux de précipitations et de ruissellement, et des cycles culturaux

(et non uniquement en fonction du type d'unité géologique comme dans le cas de l'indice Drastic standard).

L'étude de vulnérabilité spécifique réalisée dans ce projet a réussi à se rapprocher de la réalité (concentrations observées) mais il faut peut-être remettre en question l'utilisation de la méthode DRASTIC dans le contexte de la vallée d'Annapolis puisque la structure géologique ainsi que la direction des écoulements semblent être des paramètres trop importants pour ne pas être pris en considération. Il faut par conséquent être prudent avec les conclusions de DRASTIC dans tous les contextes où un aspect de l'hydrodynamique apparaît dominant (ex. : topographie, fracturation). Il faut aussi utiliser l'étude de vulnérabilité comme étant un outil devant être couplé avec d'autres analyses au lieu de prendre cette méthode comme étant «la» façon d'évaluer la vulnérabilité des eaux souterraines. S'il y a vingt ans la méthode DRASTIC avait été utilisée pour localiser les meilleurs endroits pour les cultures intensives, la qualité de l'eau souterraine serait probablement comme celle décrite dans ce mémoire puisque les cultures demandant le plus de fertilisants (comme le maïs) sont utilisées dans la partie centrale de la zone à l'étude (considérée moins vulnérable) et la culture utilisée au bas de la zone aurait été l'orge ou la luzerne (considérée plus vulnérable). En fait, il semble bien que la zone centrale soit vulnérable puisque sa qualité est assez mauvaise quant aux nitrates. Cette étude fournit donc un exemple de ce qui peut arriver si, pour gérer les activités d'un territoire, les gestionnaires n'utilisent qu'une étude de vulnérabilité avec l'indice DRASTIC. En effet, cette étude a mis en exergue le fait que, pour effectuer une gestion appropriée de la ressource, il faut également tenir compte de la qualité actuelle de l'eau souterraine et tenter d'adapter une approche pour faire une étude spécifique à la région et au contaminant ciblé. Il pourrait être décidé que, lorsque des concentrations en nitrates sont supérieures à 10 mg N-NO<sub>3</sub>/L (la norme de potabilité), cette zone soit catégorisée comme ayant une vulnérabilité « élevée », peu importe le résultat fourni par l'indice DRASTIC.

Il apparaît que certaines caractéristiques du terrain influent sur plusieurs paramètres dans l'étude de vulnérabilité. Dans le cas présent, le type de sol en surface était probablement beaucoup trop influent dans l'analyse car il avait un impact dans le paramètre sol (*S*), zone vadose (*I*) et conductivité hydraulique (*C*) (dans le sud du bassin où la nappe est située dans

les sédiments de surface) qui ont un poids respectif de 2, 5 et 3. Le type de sol sablonneux a donc fait monter considérablement le pointage pour ces trois paramètres. Déjà en appliquant d'autres caractéristiques pour évaluer le pointage du paramètre de la zone vadose comme le type d'utilisation du sol, la classification de la vulnérabilité semble s'améliorer. L'utilisation de la modélisation du lessivage des nitrates pour modifier ce paramètre s'avère donc être avantageuse. Il serait donc intéressant de coupler la modélisation avec une méthode d'évaluation statistique (par exemple celle de Panagopoulos et al, 2006) pour améliorer l'étude de vulnérabilité intrinsèque. Finalement, un aspect qui est apparu important dans cette étude est que l'indice de vulnérabilité DRASTIC ne tient pas compte des hétérogénéités structurales de la géologie, des directions d'écoulement souterrain ou du facteur de dilution qui interviennent très fréquemment dans les aquifères fracturés.

## 7.5 SYNTHÈSE

En rassemblant les analyses effectuées sur les travaux de terrain, les résultats de laboratoire, les résultats des simulations ainsi que les résultats de l'étude de vulnérabilité, un scénario est proposé pour expliquer la distribution spatiale des concentrations en nitrates pour la zone à l'étude. Ce scénario est basé sur les faits et hypothèses suivants:

Les faits :

- Le réseau de fractures diffère entre les deux unités géologiques (formations de Wolfville et de Blomidon);
- l'unité de Wolfville est plus perméable que l'unité de Blomidon, mais contient moins de fractures productives;
- la porosité volumique de la formation de Wolfville (28%) est nettement plus élevée que celle de la formation de Blomidon (8%) (Rivard et al., 2008);
- une unité de sable et gravier de près de 10 m d'épaisseur se trouve au dessus de l'unité de Wolfville (cette unité a une transmissivité élevée), favorisant l'écoulement horizontal des eaux souterraines;

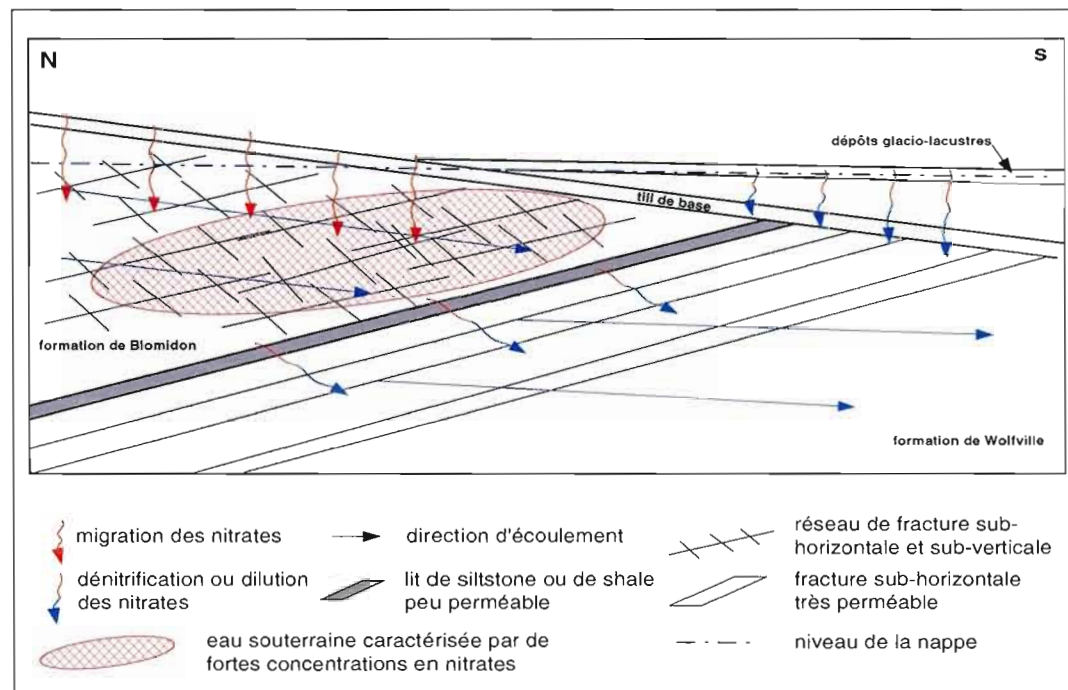
- la culture de la fraise provoque un haut taux de lessivage en nitrates vers les eaux souterraines et celle-ci est cultivée dans le centre de la zone, là où les concentrations sont élevées;
- Le temps de séjour maximal pour l'aquifère souterrain est évalué à 44 ans.

Les hypothèses :

- un lit de siltstone ou de shale se trouve possiblement près de la limite lithologique (basé sur la présence d'une couche nettement moins perméable dans le fond du puits Malcolm), limitant ainsi les échanges entre les formations;
- la culture de la fléole des prés provoque possiblement un plus faible taux de lessivage en nitrates que les résultats de la modélisation l'indiquent, la vulnérabilité de la nappe au sud aurait donc été surestimée puisque les concentrations retrouvées dans l'aquifère de la partie sud sont très faibles;
- les pratiques agricoles des cinquante dernières années étaient peut-être différentes et la culture intensive du maïs en amont de la zone contaminée peut-être plus fréquente;
- la région située au sud de la zone à l'étude est possiblement vulnérable, tel qu'indiqué par les deux études de vulnérabilité;
- la région située plus à l'ouest où les concentrations en nitrates sont élevées serait plus vulnérable que les études de la vulnérabilité intrinsèque et spécifique ne l'indiquent à cause des fortes concentrations en nitrates retrouvées dans l'eau souterraine.

Les hypothèses précédentes permettent de dresser un scénario plausible de la circulation des eaux souterraines dans le bassin du ruisseau Thomas. La figure 7.4 montre le sens de l'écoulement des eaux souterraines, la structure géologique et les processus physico-chimiques pour expliquer le changement des concentrations en nitrates observés sur la zone à l'étude. Premièrement, les cultures de maïs et de fraise qui s'effectuent près du secteur caractérisé par de fortes concentrations en nitrates conduirait à un lessivage élevé en nitrates. Il y a 40 ans, l'utilisation de fertilisant était plus abondante et moins légiférée, ce qui aurait provoqué une migration excessive de nitrates de la surface vers les eaux souterraines sur toute la partie amont de la zone caractérisée par de fortes concentrations en nitrates. Ces nitrates auraient migrés au cours des quarante dernières années vers la zone la plus polluée

identifiée dans ce travail de recherche. Deuxièmement, le réseau de fractures de la formation de Blomidon permettrait une meilleure homogénéité de la circulation des eaux souterraines sans toutefois être caractérisée par une perméabilité supérieure à celle de la formation de Wolfville. C'est pourquoi les nitrates ayant migré vers la nappe se propageraient uniformément dans l'unité. Troisièmement, une couche moins perméable se situerait entre la formation de Wolfville et celle de Blomidon (observée au fond du forage du puits Malcolm) ce qui limiterait les échanges entre la formation de Blomidon et celle de Wolfville et favoriserait l'accroissement des concentrations en nitrates observées dans ce secteur. Quatrièmement, les couches très perméables ainsi que la porosité élevée de la formation de Wolfville permettraient de diluer les nitrates provenant du nord. Finalement, l'unité perméable de dépôts fluvio-glaciaires en surface, favorisant l'infiltration, contribuerait à diluer l'eau chargée en nitrates provenant de la surface. Ainsi les eaux souterraines de la formation de Wolfville seraient caractérisées par des concentrations en nitrates moins élevées.



**Figure 7.4** Schéma illustrant le scénario expliquant le changement marqué dans les concentrations en nitrates au bas de la zone à l'étude.

Il semble que la structure de la géologie et les directions d'écoulement souterrain soient des facteurs importants pour expliquer le processus de transport des nitrates dans les eaux souterraines de la région. L'utilisation d'une étude de vulnérabilité intrinsèque ne serait donc pas l'outil idéal pour évaluer les risques de contamination de la nappe sur le bassin du ruisseau Thomas puisqu'elle ne les prend pas directement en compte.

## CHAPITRE VIII

### CONCLUSION

Les objectifs principaux de ce projet de maîtrise étaient de dresser un portrait de la contamination des eaux souterraines par les nitrates et de quantifier la vulnérabilité de l'aquifère rocheux du bassin du ruisseau Thomas de façon à évaluer l'impact de l'agriculture sur la qualité des réserves en eau souterraine. Cet objectif a été atteint par la mise en œuvre de travaux de caractérisation sur le terrain et de modélisation ainsi que par la réalisation d'études de vulnérabilité intrinsèque et spécifique. Les analyses effectuées sur les eaux souterraines ont montré qu'une partie de l'aquifère rocheux (région centrale-ouest) était contaminée par les nitrates, les concentrations dépassant la norme pour l'eau potable de 10 mg NO<sub>3</sub>-N/L. Le haut des montagnes du Nord ainsi que la région située sur le flanc et au bas des montagnes ne sont pas contaminés. Malgré le fait que les eaux souterraines circulent du nord vers le sud, que la modélisation indique que les cultures du sud de la zone à l'étude devraient provoquer un lessivage important en nitrates vers la nappe et que les deux études de vulnérabilité établissent que les risques de contamination de cette zone sont « élevés », l'aquifère de la région du sud n'est pas pollué par les nitrates. Le manque de corrélation entre les concentrations observées et la classification obtenue avec les études de vulnérabilité pourrait être expliqué par la structure géologique et les directions d'écoulement. Cette hypothèse n'a cependant pas pu être vérifiée dans le présent projet.

L'étape suivante recommandée pour comprendre la répartition spatiale des concentrations en nitrates consisterait à modéliser numériquement en 2-D ou 3-D l'écoulement des eaux



souterraines et le transport des nitrates. Il serait possible de tester quelques scénarios développés dans le cadre de cette étude et de comparer les résultats du modèle avec les données de terrain disponibles. Si possible, le modèle devrait non seulement tenir compte des propriétés hydrauliques ( $K$ ,  $n$ ) très différentes des formations de Wolfville et de Blomidon, mais aussi de leur fracturation très caractéristique. Différents scénarios pourraient être réalisés pour observer les distributions spatiales des concentrations en nitrates (panache de contamination) et leurs temps de séjour (les nitrates étant miscibles) et, de ce fait, vérifier si les pratiques agricoles passées sont responsables de la piètre qualité des eaux souterraines actuelles.

Il est suggéré aux résidents de la région de prendre en considération ces résultats puisque la problématique est bien réelle. Il serait préférable que des cultures demandant moins de fertilisant tel que la culture de l'orge et de la luzerne soient introduites dans ces secteurs pour quelques années et que la culture du maïs et de la fraise s'effectue plus au nord de la zone à l'étude. Utiliser la luzerne en rotation avec d'autres cultures semble être une bonne solution et cette habitude devrait se perpétuer.

La caractérisation provenant de la géophysique tel qu'exécutée par le USGS permet de bien analyser l'hydrogéologie des aquifères rocheux, il aurait été utile d'avoir davantage d'information sur le litage, la porosité et les réseaux de fracture des unités de Blomidon et Wolfville. Un essai de pompage effectué près de la limite des deux unités ou un essai à pompage multiple sur deux puits se situant de part et d'autre de la limite lithologique aurait pu servir à évaluer s'il existe une unité géologique moins perméable à cet endroit. Une étude géochimique plus approfondi, notamment l'emploi de traceur naturel aurait peut-être aussi contribué à l'étude. De plus, il serait intéressant de caractériser d'autres bassins versants longeant les montagnes du Nord pour vérifier si le même phénomène se produit à la limite lithologique entre la formation de Blomidon et celle de Wolfville.

Pour ce qui est de l'impact de l'utilisation des terres sur la qualité environnementale de l'aquifère, il n'a pas été possible d'installer des piézomètres sur toute la superficie de la zone vu la faible profondeur des dépôts meubles. À l'aide de ces piézomètres, il aurait été possible



d'analyser les teneurs en nitrates dans la nappe sous les différentes cultures. De plus, il aurait été intéressant d'évaluer la teneur en nitrates directement dans le sol sur l'espace d'un an et ce pour les divers cultures. Ainsi, il aurait été possible de corréler les résultats de modélisations avec ces résultats. Si un modèle était bien développé pour chacun des types de culture, il serait possible de combiner d'une autre façon les types de culture et d'évaluer son impact sur l'environnement et ainsi proposer de nouveaux cycles culturaux. Il semble que le croisement entre la luzerne et le maïs donne de bons résultats en simulation, il serait très intéressant de pousser ces recherches puisque le maïs a été souvent pointé du doigt pour être une culture demandant beaucoup de fertilisants et du même coup provoquant un fort taux de lessivage en nitrates. Le maïs est souvent cultivé pour produire de la nourriture servant au bétail, il existe d'autres types de culture pouvant faire de même qui pourraient être utilisés à la place du maïs pour réduire le lessivage. Il serait intéressant de vérifier les résultats de simulation sur le lessivage élevé produit par la culture de la fléole des prés, ces résultats sont quelque peu étonnants. Globalement, l'utilisation de la modélisation est très utile et elle s'insère bien à l'intérieur d'une étude de vulnérabilité.

L'évaluation de la vulnérabilité à l'aide de la méthode DRASTIC est un élément à considérer pour évaluer le potentiel de contamination d'un aquifère, mais une étude efficace pouvant servir à la gestion d'un certain territoire doit absolument utiliser d'autres moyens d'analyse comme ceux présentés dans ce mémoire. La méthode DRASTIC classique ne permet pas de caractériser convenablement la vulnérabilité de l'aquifère pour la zone à l'étude. La méthode DRASTIC est un bon outil pour évaluer où le polluant peut s'infiltrer mais celui-ci ne permet pas de prendre en compte la migration des contaminants une fois arrivés dans l'aquifère. Pour une suite éventuelle de l'étude, il serait fortement suggéré d'utiliser un logiciel de modélisation tel que mentionné ci-haut. Le couplage de ces deux méthodes d'analyses (vulnérabilité et modélisation) serait probablement la manière la plus efficace pour dresser un bilan de la vulnérabilité des eaux souterraines d'une région caractérisée par un substratum rocheux hétérogène et des épandages variés qui se sont étendus sur probablement plus de 40 ans. De plus, il est important d'analyser plus en profondeur ce changement de concentration en nitrates découvert lors de cette étude. Pour la vallée d'Annapolis, il serait proposé

d'utiliser une autre méthode d'évaluation de la vulnérabilité qui tient compte des conclusions de ce mémoire à propos de la géologie structurale.

En conclusion, la démarche employée dans ce mémoire s'est avérée efficace et elle pourrait servir à d'autres études du même genre pour la vallée d'Annapolis ou pour d'autres vallées ayant une histoire géologique semblable.

## BIBLIOGRAPHIE

- Aller, L., Bennet, T., Lehr, H.J., Petty, J.R., Hackett, G (1987). DRASTIC : a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. In : Ada OK, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, US Environmental Protection Agency Report EPA-600/2-87-035, 622 pp
- Banton, O., Larocque, M., Surateau, F., Villeneuve, J.P. (1993). AGRIFLUX : logiciel d'évaluation des pertes environnementales de contaminants agricoles. Manuel d'utilisateur. Rapport scientifique INRS-Eau n. R-380. Sainte-Foy, Québec.
- Blackmore, A., 2006, Groundwater Vulnerability to Potential Contamination in the Annapolis Valley, Nova Scotia. M.Sc. Thesis, Acadia University, Wolfville, NS, 206 p.
- Bolduc, S., M. Larocque et G. Prichonnet. 2006. Vulnérabilité de l'eau souterraine à la contamination par les nitrates sur le bassin de la rivière Noire (Montérégie, Québec). *Rev. Sci. Eau*, 19(2): 87-99.
- Bouwer H. et Rice. 1989. Slug test - an update. *Ground Water* 27(3):304-309.
- Blair, Kevin Rhodes. 2001. «Temporal and Spatial Profiles of Groundwater Nitrate Concentration in Kings County, Nova Scotia». Mémoire de maîtrise, Halifax, Nouvelle-Écosse, Université Dalhousie, 96p.
- Cabon, F. (1993). Modélisation du cycle de l'azote dans le système sol-eau-plante du lysimètre au bassin hydrologique. Thèse Université Pierre et Marie Curie, Paris, 193 p.
- CRAAQ; Le Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. 2005. Guide de référence en fertilisation.
- Civita, M., De Regibus, C. (1995). Sperimentazione di alcune metodologie per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi (in Italian). *Quaderni di Geologia Applicata*, Pitagora Ed. Bologna, 3, pp 63-71.
- Connel, L.D., Gerd van de Daele, (2003) A quantitative approach to aquifer vulnerability mapping. *Journal of Hydrology*, vol 276, p.71-88.
- Doerfliger, N., Jeannin, P-Y., Zwahlen, F. (1999). Water vulnerability assessment in karst environments : a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method). *Environ Geol* 39(2) : p.165-176.

- Dupuy, Banton et Razack. 1997a. Contamination nitrée des eaux souterraines d'un bassin versant agricole hétérogène, I-Évaluation des apports à la nappe (modèle AGRIFLUX). *Rev. Sci. Eau* : 23-40.
- Dupuy, Razack et Banton. 1997b. Contamination nitrée des eaux souterraines d'un bassin versant agricole hétérogène. II-Évolution des concentrations dans la nappe. *Rev. Sci. Eau* : 185-198.
- Foster SSD (1987) Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In : Duijvenbooden W, Waageningh HG (eds) *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants*. TNO Committee on Hydrological Research, The Hague, Proc Info. 38 : p.69-86.
- Gauthier, M.-J. 2007 : Étude des interactions entre l'eau de surface et l'eau souterraine dans la vallée d'Annapolis, Nouvelle-Écosse, M.Sc. thesis, INRS-ETE, 2007.
- Gardner, K. et Richard M. Vogel. 2005. Predicting ground water nitrate concentration from land use. *Groundwater*, vol.43, No. 3(mai-juin), p. 343-352.
- Goss, M. et R. Flemming. 1993. Monitoring the quality of Ontario's groundwater. *Agri-food research in Ontario* 16:2-7
- Health and Welfare Canada, 1992. Le nitrite et le nitrate, Canada communication group publishing, ON. 8pp
- Jansson, P.E., Eckersten, H., Johnsson, H. (1991). SOILN model, user's manual. Swedish Univ. of Agric. Sciences. Department of soil sciences. Uppsala, Suède.
- Johnsson, H., Bergstrom, L., Jansson, P.E., Paustian, K. (1987). Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosys. Environ.*, 18 :333-356
- Kalinski, R.J., Kelly, W.E., Bogardi, I., Ehrman, R.L., Yamamoto, P.O. (1994). Correlation between DRASTIC vulnerabilities and incidents of VOC contamination of municipal wells in Nebraska. *Ground Water* 32(1) : p.31-34.
- Kendall C. et McDonnell J.J. (1998), *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. Elsevier Science B.V
- Keppie, J.D., 2000. Geological Map of the Province of Nova Scotia, scale 1:500 000, digital version of Nova Scotia Department of Natural Resources Map ME 2000-1 compiled by B.E. Fisher and J.C. Poole, Scale 1:500 000.
- Larocque, M., Banton, O. (1995). Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : application du modèle AGRIFLUX. *Revue des Sciences de l'Eau*, 8 : p.3-21.

- Larocque, M., Banton, O. (1994). Determining parameter precision for modeling nitrate leaching : inorganic fertilization in nordic climates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, p.396-400.
- Lambrakis, N., Antonakos, A., Panagopoulos, G. (2004). The use of multicomponent statistical analysis in hydrogeological environmental research. *Water Research* 38 : p.1862-1872.é
- Mathieu, Clément et Pieltain, François *Analyse chimique des sols*, Paris, ed TEC&DOC, 2003, 237 pages. ISBN274300620X – Chapitre sur la granulométrie des sols. (matière organique)
- Mayne, P.W. et Bachus, R.C..1989. Penetration pore pressures from CPTU, DMT, and SBPMT. *Comptes-rendus de la 12ième conférence ICSMFE*, Vol. 1, Rio de Janeiro, Brésil, pp :291-294.
- McLay, CDA, Dragden, R., Sparling, G., Selvarajah, N. (2001). Predicting groundwater nitrate concentrations in a region of mixed agricultural land use : a comparison of three approaches. *Environ Pollut* 115 : p.191-204.
- McLeod, N. et G. Fulton. 1985. The occurrence of nitrate contamination in Nova Scotia groundwater. Unpublished report. N.S. Département de l'environnement, Halifax, Nouvelle-Écosse.
- Merchant, J. (1994). GIS-Based groundwater pollution hazard assessment : a critical review of the DRASTIC model, *Photogram Eng Remote Sensing* 60(9) : p.1117-1127.
- Moerman et Briggins. 1994. Nova Scotia farm well water quality assurance study.
- NSAF (Nova Scotia Agriculture and Fisheries). 2002. Water related issues listed in the fact sheet on the Nova Scotia agriculture and Fisheries Water Task Group.
- NSEL (Nova Scotia Environment and Labour). 2005. Compilation de données recueillie auprès des municipalités de la région. Avril 2005.
- Panagopoulos, G.P., Antonakos, A.K., Lambrakis, N.J. (2006) Optimization of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical methods and GIS. *Hydrogeology Journal* (2006) 14 : p.894-911.
- Paradis, S.J., Bolduc, A., and Stea, R.2006: Surficial geology, Annapolis Valley, Nova Scotia, Geological Survey of Canada, Open File 5276, scale 1:100 000.
- Paradis, D., Ballard, J.M., Savard, M.M., Lefebvre, R., Jiang, Y., Somers, G., Shawna, L., Rivard, C., 2006: Impact of agricultural activities on nitrate in ground and surface water in the Wilmot Watershed, PEI, Canada. *Proceedings, 59<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference and 7<sup>th</sup> Joint CGS/IAH Conference*, Vancouver, Canada, October 1-4, 2006, Paper 244, 8 p.

- Passero R.N. 1990. AQUIPRO. Kalamazoo, Michigan: Western Michigan University.
- Piper, A.M. 1944, A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis: Am. Geophys. Union Trans., vol. 25, p.914-923.
- Rawls, W.J., Brakesiek, D.L. 1989. Estimation of soil water retention and hydraulic properties. Dans : Unsaturated flow in hydrologic modeling theory and practice. H.J. Morel-Seytoux (ed.) Kluwer Academic Publishers. Pays-Bas. Pp.275-300.
- Reynolds, W. D., Elrick, D.E. et Clothier, B.E. 1985. The constant head well permeameter: Effect of unsaturated flow. Soil Sci. 139: 172–180.
- Reynolds, W. D. et Elrick, D. E. 1987. A laboratory and numerical assessment of the Guelph permeameter method. Soil Sci. 144: 282–299.
- Rivard et al. 2008, Canadian groundwater inventory: Regional hydrogeological characterization of the Annapolis valley aquifers. Bulletin 2008
- Rosen, L. (1994). A study of the DRASTIC methodology with emphasis on Swedish conditions. Ground Water 32 : p.278-285.
- Rupert, MG (1999). Improvements to the DRASTIC groundwater vulnerability mapping method. U.S. Geological Survey Fact Sheet FS-066-99, USGS, Reston, VA
- Santé Canada. 2006. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment. Health Canada [online]. Available from [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/water-eau/index\\_e.html](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/water-eau/index_e.html) [cited June 1, 2006].
- Schertz, D.L. et D.A. Miller. 1972. Nitrate-N accumulation in the soil profile under alfalfa. Agronomy Journal, 64:660-664.
- SESAER (1983). Étude pédologique du bassin hydrologique de Bourdet. Rapport d'étude no.37, Couhé, France.
- Shaffer, M.J., Halvorson, A.D., Pierce, F.J. (1991). Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP) : model description and application. Dans : Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability. Follett et al. (eds). Soil Science Society of America Inc. Madison, WI.
- SoilMoisture Equipment Corporation 2005. Operating Instructions for the Guelph Permeameter, California, USA, <http://www.soilmoisture.com>.

- Spalding, R. et M. Exner. 1993. Occurrence of nitrate in groundwater – review. *J. Environ. Qual.* 22:392-402
- Statistique Canada, 1996 : Estimations trimestrielles de la population au Canada, des provinces et des territoires, produits 91-001, au catalogue de statistique Canada, Ottawa, vol 11, n.3; 1996
- Styczen, M., Storm, B. (1993). Modelling of N-movements on catchment scale –a tool for analysis and decision making. *Fertilizer Research*, 36 : p.1-6.
- Thomas, L. 1974. Nitrate contamination in groundwater. Mémoire de maîtrise. Université de Waterloo, Waterloo, Ontario.
- Thorntwaite C.W., An approach toward a rational classification of climate, *Geogr. Rev.* 38 (1948) 55–94.
- Tobin, J. (1958). Estimation of relationships for limited dependent variables. *Econometrica* 26, no. 1 : p.24-36
- Trescott C. P. 1968. Groundwater resources and hydrogeology of the Annapolis-Cornwallis valley, Nova Scotia, Department of mines of province of Nova Scotia.
- Udden, J.A. 1914. Mechanical composition of clastic sediments: *Geological Society of America Bulletin*, v. 25, p. 655-644.
- U.S. EPA. 1995. Drinking Water Regulations and Health Advisories. Washington, DC : Office of Water.
- USGS, 2006. Rapport non publié de R. Morin sur les diagraphies faites en nouvelle-Écosse. United States Geological survey
- Vbra, J., Zaporozec, A. (1994). Guidebook on mapping groundwater vulnerability. International Association of Hydrogeologists. International contributions to hydrogeology, vol.16, Heise, Hannover.
- Vigneault, H, Paradis, D., Lefebvre, R., Savard, M.M., Ballard, J.-M. and Qian, B., 2008, Numerical modelling of the evolution in groundwater nitrate concentrations under scenarios of climate change and agricultural practices, en preparation.
- Von Hoyer, M., Sofner, B. (1998). Groundwater vulnerability mapping in carbonate (karst) areas of Germany, Federal institute for geosciences and natural resources, Archiv no 117854, Hanover, Germany, 38 pp.
- Wentworth, C.K. 1922, A scale of grade and class terms for clastic sediments: *Journal of geology*, v 30, p. 377-392

Wagenet, R.J., Hutson, J.L. (1989). LEACHM : Leaching Estimation and Chemistry Model :  
A process based model of water and solute movement transformations, plant uptake  
and chemical reactions in the unsaturated zone. Continuum vol.2 version 2. Water Res.  
Inst. Cornell Univ. Ithaca, NY.