



Université du Québec
à Rimouski

**LA PROBLÉMATIQUE DES NITRATES DANS L'EAU SOUTERRAINE EN
MILIEU AGRICOLE : DU SOL À L'AQUIFÈRE. CAS DE L'AIRE
D'ALIMENTATION DE L'EAU SOUTERRAINE DE LA MUNICIPALITÉ DE
SAINTE-LUCE, QUÉBEC, CANADA**

Mémoire de maîtrise présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en géographie

en vue de l'obtention du grade de M.Sc en sciences

PAR

FILION ÉRIC

16 août 2017

Composition du jury :

Thomas Buffin-Bélanger, président du jury, Université du Québec À Rimouski

Gwenaëlle Chaillou, directrice de recherche, Université du Québec À Rimouski

Richard Saint-Louis, codirecteur de recherche, Université du Québec À Rimouski

Marie Larocque, examinatrice externe, Université du Québec À Montréal

Dépôt initial le 15 février 2017

Dépôt final le 16 août 2017

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski 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 Rimouski 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 été possible sans l'aide et l'appui de nombreuses personnes. Tout d'abord, merci aux partenaires m'ayant permis financièrement de mener à terme ce travail. Cela inclut le Fonds de Recherche Nature et Technologie du Québec (FQRNT), le Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG) et l'entreprise Terre-Eau inc. Grâce à la bourse BMP obtenue, j'ai été en mesure de m'investir à temps plein dans mon projet de maîtrise et j'en suis très reconnaissant.

J'aimerais remercier l'équipe du PACES-NEBSL de m'avoir aidé et de m'avoir inclus dans le projet (Claude-André Cloutier, Maud Touchette, Thomas Buffin-Bélangier, Gwenaëlle Chaillou). Je remercie également toutes les personnes m'ayant aidé sur le terrain (Francis Bonnier-Roy, Hélène Cocheril, Vincent Dugas, Antoine Biehler, Catherine Tremblay, Marie-Pierre Tremblay, Cyril Ros, Clémence Compan). Un énorme remerciement à Steveen Ouellet, ton aide au laboratoire m'a été primordiale. Merci surtout pour ta patience! Merci aussi à Gwendoline Tommi-Morin pour l'aide au laboratoire et d'avoir supporté mes nombreuses vaisselles tardives! Merci à toute l'équipe de Terre-Eau inc. J'inclus ici Valérie Guérin, André Pinel, Guillaume Bérubé, Jonanthan Ferté et sans oublier, Louis Drainville. Louis, merci pour tes conseils et merci de m'avoir bien accueilli à Rimouski. Tes valeurs et tes principes sont inspirantes pour ton entourage. Ce fut un réel plaisir de travailler et de collaborer avec toute l'équipe de Terre-Eau inc. Je remercie aussi la municipalité de Sainte-Luce pour l'ouverture d'esprit accordé au projet.

Merci à mon codirecteur de recherche, Richard Saint-Louis. Ton grand calme m'a toujours rassuré et a toujours réussi à me mettre en confiance. Il y a une phrase que tu m'as dite un jour et que je n'oublierais jamais : « Il n'y a jamais de mauvais résultats, il y a seulement de mauvaises interprétations ». Finalement, j'aimerais remercier sincèrement ma directrice de recherche, Gwenaëlle Chaillou. Merci pour tout le temps que tu as investi et

merci d'avoir cru en moi et de m'avoir fait confiance tout au long du projet. Merci pour tes nombreuses disponibilités et merci de m'avoir remis à l'ordre et de m'avoir guidé vers le droit chemin lorsqu'il était nécessaire! Tu m'as permis de dépasser mes limites et aujourd'hui, deux ans plus tard, je peux dire que tu as fait de moi un bien meilleur scientifique. Mais à l'extérieur du cadre « professeure d'université » et « directrice de recherche », j'ai surtout appris à connaître tes valeurs humaines et j'ai découvert l'importance que tu accordes au bien-être de tes étudiant-es, ce que j'ai grandement apprécié pendant ces deux années passées au sein de ton équipe de recherche.

Merci également à ma famille et ami-es pour le support moral et pour m'avoir fait passé des moments inoubliables durant mon séjour à Rimouski.

RÉSUMÉ

La contamination de l'eau souterraine par les nitrates (NO_3^-) est un phénomène mondialement grandissant. À ce jour, les NO_3^- représentent le contaminant le plus omniprésent au niveau mondial dans les eaux souterraines et ceux-ci sont étroitement liés aux pratiques agricoles.

Le but de cette recherche est de mieux documenter la problématique des NO_3^- dans l'eau souterraine en milieu agricole, tant au niveau du sol qu'au niveau de l'aquifère. La première partie de ce mémoire est basée sur une meilleure compréhension de la dynamique de l'azote d'un sol agricole de la région de Sainte-Luce (Québec, Canada). De plus, deux techniques d'amendement au sol (chaux et sciure de bois) pouvant aider à mieux gérer la biodisponibilité du N ont été testées expérimentalement. Avec plus de 910 analyses de sol effectuées sur une parcelle en friche lors de la saison agricole de 2014-2015, il est suggéré que les différences ($p < 0.05$) en azote inorganique (NO_3^- , NH_4^+) du sol lors d'une saison agricole sont expliquées par une dynamique saisonnière des processus du cycle de l'azote. Le chaulage (3tonnes/ha) et un amendement en sciure de bois (8tonnes/ha) ont eu un léger impact sur la biodisponibilité du N au sein de la première année d'application. Il est suggéré que la chaux a légèrement favorisé une meilleure assimilation du N par la plante et que l'amendement en sciure de bois a immobilisé temporairement les NO_3^- dans la matière organique du sol. Dans un deuxième lieu, les concentrations en azote inorganique dans l'eau lessivée ont été mesurées suite à des expériences au laboratoire. Des simulations de pluies sur des carottes de sol ($n=120$) montrent une régression linéaire simple significative ($p < 0.01$) entre les concentrations en NO_3^- contenues dans l'eau lessivée ($0.3 < \text{N-NO}_3^- < 8.5\text{mg/L}$) et la charge en NO_3^- du sol ($2 < \text{N-NO}_3^- < 144\text{ g/ha}$). De plus, le NO_3^- représente 90% de la forme azotée inorganique de l'eau lessivée. Au niveau de l'aquifère, les analyses spatio-temporelles de plusieurs bases de données (piézométriques, météorologiques, concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine, agronomiques) suggèrent que la fonte des neiges représente une période préférentielle sur l'apport de NO_3^- vers l'eau souterraine, dans ce type de contexte hydrogéologique.

Mots clés : Nitrate, eau souterraine, cycle de l'azote, lessivage, dénitrification, agriculture

ABSTRACT

Groundwater nitrate (NO_3^-) contamination represents a massive environmental problem. From today, NO_3^- is the most ubiquitous groundwater contaminant in the world and agricultural activities are mainly blame for these problems.

The purpose of this work was to obtain a better understanding of groundwater NO_3^- contamination in agricultural areas, from the soil to the aquifer. The first chapter aimed to go further in the comprehension of the nitrogen dynamics in a loam soil from Sainte-Luce area (Quebec, Canada). Furthermore, the impact of liming (3 tons/ha) and sawdust (8 tons/ha) on the N biodisponibility was tested experimentally. With more than 910 soils analysis over a whole agricultural season in 2014-2015 on a wasteland plot, the differences ($p < 0.05$) on inorganic N in soil reflected a seasonal N dynamic over an agricultural season. It is also suggested that liming (3 tons/ha) enhanced slightly the N assimilation by plants and a soil amendment of sawdust (8 tons/ha) immobilized temporarily NO_3^- into soil organic matter. Secondly, NO_3^- leaching through a heavy rain or through the snow melt was tested by performing simulation of rain on soil cores. Our results ($n=120$) showed a significant linear regression ($p < 0.01$) between NO_3^- concentrations in leachate water ($0.3 < \text{N-NO}_3^- < 8.5 \text{ mg/L}$) and NO_3^- content in soil ($2 < \text{N-NO}_3^- < 144 \text{ kg/ha}$). NO_3^- represented around 90% of the inorganic N in leachate water. Thirdly, spatial and temporal analysis of data bases in Sainte-Luce area (water table level, meteorological data, NO_3^- concentrations in groundwater, agronomic data) suggests that snowmelt represents a critical period of NO_3^- loading through the water table, in this specific hydrogeological context.

Keywords: Nitrate, groundwater, nitrogen cycle, leaching, denitrification, agricultural activities

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	VIII
RÉSUMÉ	X
ABSTRACT	XII
TABLE DES MATIÈRES	XIV
LISTE DES TABLEAUX	XVII
LISTE DES FIGURES	XVIII
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES	XX
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE 1	11
LA PROBLÉMATIQUE DES NITRATES : DU SOL À L’AQUIFÈRE	11
1.1 LE SOL	11
1.1.1 Différentes formes et sources d’azote dans le sol.....	12
1.1.2 Les processus de transformation de l’azote dans le sol.....	13
1.2 L’AQUIFÈRE	21
1.2.1 Le devenir des NO ₃ ⁻ dans l’aquifère.....	21
1.2.2 Les conditions à la dénitrification	22
1.2.3 Les impacts à long terme de l’agriculture	26
1.3 LE CHAULAGE	29
1.3.1 Processus et impact de l’acidification des sols.....	29
1.3.2 Propriétés et bénéfices du chaulage.....	31
1.3.3 Impact du pH sur le cycle de l’azote	33
1.3.4 Effets négatifs du chaulage.....	34
CHAPITRE 2	35
PORTRAIT DES SOLS ET DE L’AQUIFÈRE DE SAINTE-LUCE	35
2.1 L’AQUIFÈRE	36
2.1.1 Contexte géologique et histoire quaternaire	36

2.1.2	Le delta de contact glaciaire de Luceville	37
2.1.3	Contexte hydrogéologique.....	40
2.1.4	Propriétés hydrauliques de l'aquifère de Sainte-Luce.....	41
2.1.5	Dynamique régionale de recharge des aquifères du NEBSL	45
2.2	LE SOL.....	46
2.2.1	Contexte pédologique	46
2.2.2	Pratiques agricoles.....	48
2.5	DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES.....	52
2.6	VULNÉRABILITÉ DE L'AQUIFÈRE.....	55
2.6.1	Indice DRASTIC	55
2.6.2	Concentrations en NO ₃ ⁻ dans l'eau souterraine	56
2.6.3	Contexte du projet de recherche	58
CHAPITRE 3		61
DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DU N INORGANIQUE ET IMPACT DU CHAULAGE ET D'UN AMENDEMENT EN SCIURE DE BOIS SUR LA BIODISPONIBILITÉ DU N.....		61
3.1	MÉTHODOLOGIE.....	61
3.1.1	Parcelle expérimentale.....	62
3.1.2	Méthodologie expérimentale	65
3.1.3	Méthodes analytiques	67
3.1.4	Méthodes statistiques.....	72
3.2	RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	75
3.2.1	Variation de l'azote inorganique au cours d'une saison culturale.....	75
3.2.2	Impact du chaulage et d'un amendement en sciure de bois	82
CHAPITRE 4		91
LESSIVAGE DE L'AZOTE INORGANIQUE		91
4.1	APPROCHES MÉTHODOLOGIQUES POUR LES ÉTUDES DE LESSIVAGE	92
4.2	MATÉRIEL ET MÉTHODE	93

4.1.1	Méthode choisie pour le lessivage.....	93
4.1.2	Méthodes analytiques	96
4.1.3	Méthodes statistiques.....	97
4.2	RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	99
4.2.1	Concentrations en NO_3^- dans l'eau gravitaire.....	99
4.2.2	Lien entre la charge en NO_3^- dans le sol et la concentration en NO_3^- dans l'eau lessivé.....	101
4.2.3	Concentrations estimées en NO_3^- de l'eau lessivée sur les parcelles agricoles de Sainte-Luce.....	103
4.2.4	Concentrations en NH_4^+ et bilan azoté inorganique de l'eau gravitaire	105
	CHAPITRE 5	109
	DYNAMIQUE DES NO_3^- DANS L'AQUIFÈRE DE SAINTE-LUCE.....	109
5.1.	MÉTHODOLOGIE.....	109
5.1.1	Description des données utilisées	111
5.1.2	Méthodes statistiques.....	112
5.2	RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	113
5.2.1	Dynamique de recharge et rôle du couvert de neige	113
5.2.2	L'aquifère de Sainte-Luce, nappe libre ou nappe semi-captive ?.....	118
5.2.3	Impact de la zone vadose sur la recharge de l'aquifère de Sainte-Luce....	120
5.2.4	Le « décalage » des impacts des activités agricoles	123
5.2.5	Dynamique des NO_3^- dans le sol et dans l'aquifère de Sainte-Luce	124
5.2.6	Les scénarios possibles de recharge face aux changements climatiques...	127
5.2.7	Impact des pratiques agricoles sur les NO_3^- dans l'eau souterraine	128
	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	131
	ANNEXES	135
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	147

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Paramètres de l'indice DRASTIC	5
Tableau 1.1 : Réactions des processus du cycle de l'azote	15
Tableau 1.2 : Synthèse des différentes méthodes afin de limiter ou de réduire les NO_3^- dans l'environnement.....	28
Tableau 2.1 : Stratigraphie du piézomètre 4.....	44
Tableau 2.2 : Stratigraphie du piézomètre 5.....	44
Tableau 2.3 : Stratigraphie du piézomètre 6.....	44
Tableau 2.4 : Application totale d'engrais azotée N (minéral et/ou organique).....	49
Tableau 2.5 : Indice DRASTIC pour l'aquifère de Sainte-Luce	55
Tableau 3.1 : Propriété physique de la parcelle expérimentale	64
Tableau 3.2 : Description des horizons de sol de la parcelle expérimentale	65
Tableau 3.4 : Synthèse des interprétations des résultats obtenus en fonction des résultats escomptés pour les traitements	90
Tableau 5.1 : Résumé des données utilisées, de leurs sources, de leurs fréquences et des objectifs recherchés	110
Tableau 5.2 : Remontée de la nappe suite à la fonte du couvert de neige	117

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Aire d'alimentation et périmètres de protection de l'eau souterraine	3
Figure 2 : Schéma illustrant les quatre objectifs du projet	7
Figure 1.1 : Schéma illustrant les différents processus du cycle de l'azote	14
Figure 1.2 : Séquence thermodynamique des différents accepteurs d'électron pour l'oxydation du carbone organique.....	23
Figure 1.3 : Schéma illustrant la variation deux facteurs limitants à la dénitrification	25
Figure 2.1 : Carte de localisation de la municipalité de Sainte-Luce	38
Figure 2.2 : Interprétation géomorphologique de la région de Sainte-Luce à partir d'un relevé LIDAR aéroporté.et photo du delta de Luceville.	39
Figure 2.3 : Aire d'alimentation de l'eau souterraine de la municipalité de Sainte-Luce....	42
Figure 2.4 : Coupe stratigraphique.	43
Figure 2.5 : Caractéristiques des sols de Sainte-Luce	47
Figure 2.6 : Types de cultures pratiquées entre 2012-2014.....	50
Figure 2.7 : Données météorologiques	54
Figure 2.8 : Histogramme compilé des précipitations solides et liquides.	54
Figure 2.9 : N-NO ₃ ⁻ dans l'eau souterraine de Sainte-Luce	57
Figure 3.1 : Localisation de la parcelle expérimentale et disposition des différents traitements appliqués au sol.....	63
Figure 3.2 : Profil de sol de la parcelle expérimentale.	64
Figure 3.3 : Schéma illustrant les cinq périodes d'échantillonnages en 2014-2015	67
Figure 3.4 : Échantillonnage de sol à la tarière	68
Figure 3.5 : Exemple d'une droite de calibration pour le dosage des NO ₃ ⁻	70
Figure 3.6 : Exemple d'une droite de calibration pour le dosage des NH ₄ ⁺	71
Figure 3.7 : Diagrammes en boîte à moustache des concentrations en azote inorganique (NO ₃ ⁻ et NH ₄ ⁺) mesurées dans le sol lors des cinq campagnes d'échantillonnages.	77
Figure 3.8 : Histogramme compilé du bilan de l'azote inorganique (N-NO ₃ ⁻ + N-NH ₄ ⁺) ...	78
Figure 3.9 : pH, N-NO ₃ ⁻ (mg/kg) et N-NH ₄ ⁺ (mg/kg) mesuré dans le sol en fonction des différents traitements lors des cinq périodes d'échantillonnage en 2014-2015.....	84

Figure 4.1 : Différentes formes d'eau dans un sol.....	93
Figure 4.2 : Différentes étapes de l'expérimentation du lessivage du N inorganique.....	95
Figure 4.3 : Différentes étapes de la simulation d'une pluie sur une carotte de sol.	96
Figure 4.4 : Concentrations en N-NO ₃ ⁻ dans l'eau lessivée d'un loam.	100
Figure 4.5 : Charge résiduelle en N-NO ₃ ⁻ (kg/ha) dans les 0-17cm des sols agricoles de Sainte-Luce le 10 octobre 2014.....	104
Figure 4.6 : Concentrations en N-NH ₄ ⁺ dans l'eau lessivée d'un loam	106
Figure 5.1 : Hydrogramme en fonction des précipitations liquides quotidiennes	115
Figure 5.2 : Hydrogramme en fonction de la hauteur cumulée du couvert de neige.....	116
Figure 5.3 : Comparaison entre deux périodes de recharge avec des contextes climatiques différents.....	117
Figure 5.4 : Corrélations croisées entre les niveaux d'eau des piézomètres 1, 4 et 6..	119
Figure 5.5 : Localisation du piézomètre 7	120
Figure 5.6 : Hydrogramme du piézomètre 7 en fonction des précipitations liquides quotidiennes et de la hauteur cumulée du couvert de neige	121
Figure 5.7 : Interprétation d'une année hydrique en fonction de l'autocorrélation des niveaux d'eau de deux nappes libres de profondeur différentes.	123
Figure 5.8 : Concentrations en N-NO ₃ ⁻ (mg/L) dans l'eau souterraine en fonction du niveau piézométrique.	127
Figure 5.9 : Fertilisation azotée appliquée annuellement sur les parcelles agricole de Sainte-Luce entre 2012-2014.....	130

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

°C	Degré Celsius
CO ₂	Dioxyde de carbone
C _{org}	Carbone organique
DOC	Dissolve Organic Carbon
EEA	European Environment Agency
FIA	Flow Injection Analysis
Ha	Hectare
KCl	Chlorure de potassium
M	Masse molaire
MDDELCC	Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre le Changement Climatique
N	Azote
NEBSL	Nord-Est-du-Bas-Saint-Laurent
NH ₄ ⁺	Ion ammonium
N-NH ₄ ⁺	Azote ammoniacal
N-NO ₃ ⁻	Azote nitrique
NO ₂ ⁻	Ion nitrite
NO ₃ ⁻	Ions nitrate
nm	Nanomètre
O ₂	Dioxygène
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PACES	Projet d'Acquisition et de Connaissance des Eaux Souterraines
PAEF	Plan AgroEnvironnement de Fertilisation

RCES	Règlement sur le Captage des Eaux Souterraines
RPEP	Règlement sur le Prélèvement des Eaux et leur Protection
µm	Micromètre
T	Température

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Mise en contexte et problématique

L'azote est un nutriment essentiel à la production et à la croissance végétale et il est utilisé mondialement comme fertilisant dans le domaine de l'agriculture pour améliorer la productivité (N'Dayegamiye, 2007; Benoit *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2016). Cependant, quand l'application de fertilisant excède la demande et la capacité du sol à dénitrifier, l'excès d'azote peut migrer vers l'aquifère, généralement sous forme de nitrate (NO_3^-), une espèce azotée fortement mobile et avec une faible capacité d'absorption (Institut de la santé publique du Québec, 2003; Wendland *et al.*, 2005; Mkandawire, 2008). Depuis les années 1970, la contamination de l'eau par les NO_3^- représente une problématique majeure. L'excès de NO_3^- dans les cours d'eau superficiels a entraîné une eutrophisation (e.g : détérioration d'un écosystème aquatique par la prolifération de certains végétaux) due à un surplus de nutriments (Vitousek *et al.*, 1997; Conley *et al.*, 2009). Les concentrations trop élevées dans l'eau potable peuvent aussi être la cause de méthémoglobinémie chez le nourrisson et de cancer gastrique chez l'adulte (European Environment Agency, 2000; Institut de la santé publique au Québec, 2003). C'est pour ces raisons que l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) ainsi que l'Union Européenne ont établi la norme à 11.3mg-N- NO_3^- /L dans l'eau pour la consommation humaine. Au Canada et au Québec, la recommandation est de 10 mg-N- NO_3^- /L (Institut de la santé publique au Québec, 2003).

Dans l'eau souterraine, les fortes concentrations en NO_3^- seraient directement liées aux activités humaines et plus particulièrement aux activités agricoles, qui représentent les plus importantes sources anthropiques de contamination (Foster, 2000; Defra, 2002; Ferrier *et al.*, 2004; Torrecilla *et al.*, 2005; Oyarzun *et al.*, 2007). En effet, plusieurs études indiquent l'existence d'un lien étroit entre l'agriculture intensive et les quantités importantes de NO_3^- dans l'eau souterraine (Primeau et Grimard, 1989; Bergstrom et Jarvis,

1991; Andrews *et al.*, 1997; Lasserre *et al.*, 1999; Comité d'experts sur les eaux souterraines au Canada, 2009; Wang *et al.*, 2016).

Cette problématique est un phénomène mondialement grandissant. À ce jour, les NO_3^- représentent le contaminant le plus omniprésent dans les eaux souterraines au niveau mondial (Thayalakumaran *et al.*, 2008). En Europe et aux États-Unis, des analyses d'eau souterraine en milieu agricole ont montré que les concentrations en NO_3^- étaient souvent supérieures aux normes (Egboka, 1984; Strebel *et al.*, 1989). En 2003, l'European Environment Agency (EEA) a estimé que la proportion des eaux souterraines ayant des valeurs moyennes de concentrations en $\text{N-NO}_3^- > 5.5\text{mg/L}$ étaient de 80% en Espagne, 50% au Royaume-Uni, 36 % en Allemagne, 34% en France et 32% en Italie.

Au Canada, des concentrations importantes en NO_3^- ont été observées dans les eaux souterraines et sont en hausse constante. Il a été établi que la concentration en NO_3^- de l'eau d'infiltration sur les terres agricoles¹ (selon la classification de pédo-paysages du Canada), déterminée à partir de l'azote résiduel présent dans le sol et du bilan hydrologique estimatif, était plus élevée de 24% en 2001 qu'en 1981 (Comité d'experts sur les eaux souterraines au Canada, 2009). Les risques de contamination ont augmenté suite à la plus grande utilisation d'engrais, l'accroissement du cheptel et l'augmentation de la culture de légumineuses (Comité d'experts sur les eaux souterraines au Canada, 2009). Au Québec, cette problématique constitue un enjeu majeur puisque près d'un million de personnes utilisent l'eau souterraine comme source d'approvisionnement en eau potable (MDDELCC, 2016). Quantifier, caractériser et identifier les sources de contamination en NO_3^- est donc essentiel afin de préserver la qualité des eaux souterraines.

Depuis les années 2000, le gouvernement québécois a mis en place plusieurs règlements afin de protéger la ressource en eau. Le règlement sur le captage des eaux

¹ Les terres agricoles se rapportent à la part du secteur de terre qui est arable, et qui, de surcroît, fait l'objet de récoltes permanentes ou de pâturages permanents.

souterraines (RCES), adopté en juin 2002, a permis d'instaurer des périmètres de protection autour des ouvrages de prélèvement d'eau de catégorie de type 1¹ (Figure 1). Trois périmètres de protection ont été établis :

- 1) Périmètre de protection immédiat : défini par un rayon de 30m autour de l'ouvrage de captation
- 2) Périmètre de protection bactériologique : portion de l'aire d'alimentation² correspondante à un temps de migration de l'eau souterraine de 200 jours
- 3) Périmètre de protection virologique : portion de l'aire d'alimentation correspondante à un temps de migration de l'eau souterraine de 550 jours

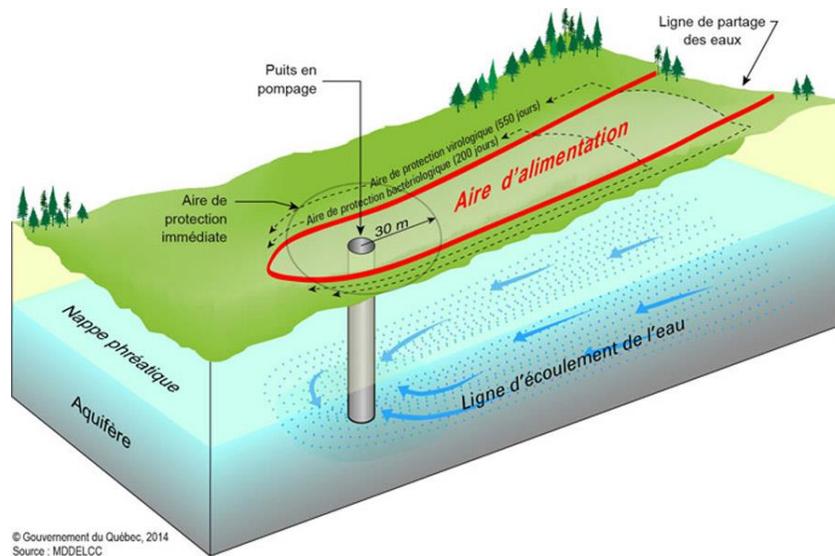


Figure 1 : Schéma illustrant l'aire d'alimentation et les différents périmètres de protection autour d'un puits de pompage de catégorie 1, tiré du MDDELCC (2016)

¹ Un prélèvement d'eau de catégorie 1 est un captage desservant le système de distribution d'eau potable d'une municipalité, lorsque ce système alimente plus de 500 personnes et au moins une résidence (article 51 du RPEP).

² L'aire d'alimentation est la portion du territoire à l'intérieur de laquelle toute l'eau souterraine qui y circule aboutira tôt ou tard au point de captage

Le 14 août 2014, le RCES fut remplacé par le nouveau règlement sur le prélèvement des eaux et leurs protections (RPEP). Ce nouveau règlement vise une protection accrue des nappes phréatiques face aux activités agricoles. Pour chaque responsable d'un prélèvement d'eau de catégorie 1, un rapport d'analyse quinquennal sur la vulnérabilité de la source d'eau est désormais exigé. Ce document vise notamment à évaluer les risques potentiels que représentent les activités anthropiques sur la nappe d'eau (<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/EAU/prelevements/reglement-prelevement-protection/index.htm>).

La vulnérabilité d'une nappe d'eau est définie par la sensibilité d'un aquifère à toute contamination provenant de la surface du sol. La réglementation québécoise [article 13 du Règlement sur la qualité de l'eau potable (Q-2, r.40), l'article 53 du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (Q-2, r.35.2) de la Loi sur la qualité de l'environnement], recommande l'utilisation de la méthode DRASTIC pour définir la vulnérabilité d'un aquifère. L'indice DRASTIC ne prend pas en considération les aléas naturels et anthropiques et il représente la vulnérabilité intrinsèque de l'aquifère (Vrba et Zaporozec, 1994). Cet indice est calculé selon un système de cotation numérique incluant plusieurs paramètres de poids différents. La profondeur de la nappe, l'impact de la zone vadose et la recharge annuelle sont les paramètres ayant le plus de poids dans l'équation. Le milieu aquifère et la conductivité hydraulique sont aussi des paramètres importants. Le Tableau 1 résume les différents paramètres et le poids respectif de chacun et l'équation 1 présente la formule mathématique permettant de calculer l'indice DRASTIC.

Tableau 1 : Paramètres de l'indice DRASTIC

Paramètre	Poids (P)	Cote (C)	Indice (I = P x C)
Profondeur de l'eau (D epth)	5	1 à 10	5 à 50
Recharge annuelle (R echarge)	4	1 à 9	4 à 36
Milieu aquifère (A quifer)	3	1 à 10	3 à 30
Type de sol (S oil)	2	1 à 10	2 à 20
Topographie (T opography)	1	1 à 10	1 à 10
Impact de la zone vadose (I mpact)	5	1 à 10	5 à 50
Conductivité hydraulique de l'aquifère (C onductivity)	3	1 à 10	3 à 30
Total	23 à 236		

* Le tableau 1 montre le poids respectif(P), la cote(C) et l'indice (I = P x C) pour les sept paramètres pris en considération dans le calcul de l'indice DRASTIC

$$ID = DpDc + RpRc + ApAc + SpSc + TpTc + IpIc + CpCc \quad (1)$$

Malgré le renforcement des mesures de protection de l'eau souterraine, certaines municipalités du Québec font encore face à des problèmes de contamination en NO_3^- . Située en zone agricole, l'aire d'alimentation de l'eau souterraine de la municipalité de Sainte-Luce (Bas-St-Laurent, Québec, Canada) est exposée à plusieurs risques de contamination anthropiques reliés aux activités de surfaces. Depuis 2008, les concentrations en NO_3^- mesurées dans les ouvrages de captage de l'eau souterraine ont montré des valeurs inquiétantes, frôlant parfois la norme de $10 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$. L'origine et la dynamique de ces importantes concentrations sont mal connues, mais pourraient résulter des activités agricoles (Michaud, 2012). De manière préventive, la municipalité de Sainte-Luce a mandaté une entreprise en agro-conseil afin d'établir un plan d'intervention jumelant la pérennité des activités agricoles et le maintien de la qualité de l'eau potable. L'entreprise

Terre-Eau inc., située à Saint-Joseph-de-Lepage (Bas-Saint-Laurent, Québec, Canada) est chargée de ce mandat depuis 2013. Étant plus axée dans le domaine de l'agronomie et de la biologie, celle-ci a fait appel à l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) et à l'équipe du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Nord-Est du Bas-Saint-Laurent (PACES-NEBSL) afin de bénéficier de leurs connaissances en hydrogéologie régionale. Ce projet de maîtrise a pu se mettre en place grâce à un partenariat entre l'UQAR et Terre-Eau Inc. et par l'obtention d'une bourse de maîtrise en milieu pratique (BMP) co-financée par le CRSNG et le FQRNT.

Objectifs de l'étude

L'objectif principal vise à **documenter le cycle de l'azote dans les sols et aussi à mieux comprendre l'impact des pratiques de surface sur la qualité de l'eau souterraine de la municipalité de Sainte-Luce**. Afin d'y parvenir, trois objectifs spécifiques ont été mis en place (schématisés à la Figure 2) :

- 1) Documenter la **dynamique saisonnière** de l'azote dans un sol agricole de Sainte-Luce et tester expérimentalement **l'impact du chaulage** et d'un amendement organique riche en carbone sur les concentrations en NO_3^- et en NH_4^+ du sol
- 2) Documenter **le lessivage de l'azote inorganique** dans un loam¹
- 3) Mieux comprendre les **concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine** de Sainte-Luce en fonction de la dynamique de l'aquifère

¹ Un loam est une classe texturale composée de moins de 52% de sable, de 28 à 50% de limon et de 7 à 27% d'argile.

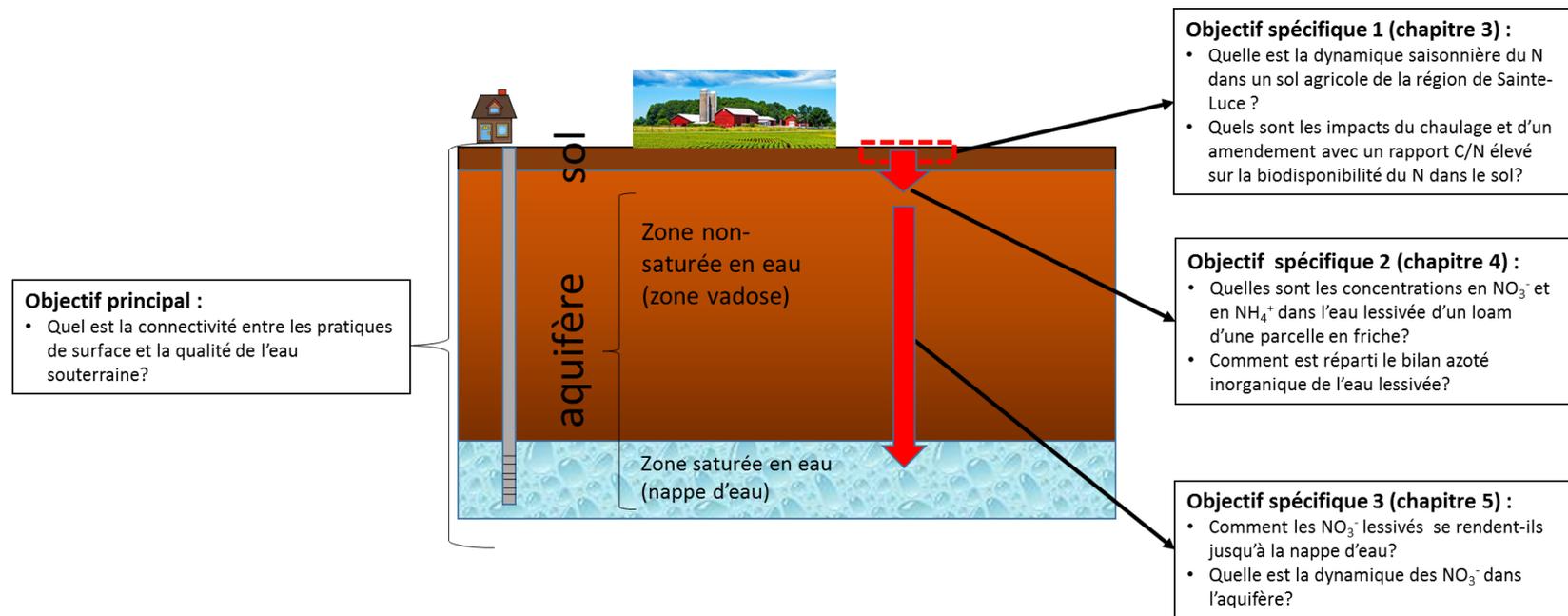


Figure 2 : Schéma illustrant l'objectif principal et les trois objectifs spécifiques du projet

Organisation du mémoire

Dans cette introduction, il a été question de présenter la problématique générale des NO_3^- dans l'eau souterraine avec un intérêt particulier sur la réglementation québécoise mise en place pour pallier et limiter ces contaminations. Il apparaît cependant que malgré les efforts politiques et les réglementations mises en place, de nombreuses municipalités au Canada et au Québec souffrent d'un manque de connaissance fondamentale de leurs aquifères pour gérer durablement leurs sources d'eau potable. Même si des efforts ont été déployés depuis 2009 pour augmenter ces connaissances dans le Québec municipalisé via les programmes PACES et le portail de l'eau du gouvernement du Québec, des études à une échelle plus locale s'avèrent tout de même essentielles afin de mieux gérer la ressource en eau souterraine. Ce projet constitue donc une opportunité de travailler étroitement avec une entreprise locale afin d'atteindre un but commun qui est de préserver la qualité de l'eau souterraine de la municipalité de Sainte-Luce.

Le premier chapitre de ce présent mémoire montre l'intérêt d'étudier le cycle de l'azote dans les sols en milieux agricoles ainsi que dans l'ensemble de l'aquifère. La problématique des NO_3^- doit être vue de manière complète et c'est pour cette raison qu'il est primordial de bien comprendre les mécanismes pouvant mener à une contamination dans l'eau souterraine. Ce chapitre repose donc sur une présentation des processus du cycle de l'azote dans le sol et dans l'aquifère, en présentant une synthèse des résultats des différentes études pouvant aider à mieux appréhender la problématique. De plus, une partie entière sera consacrée au rôle du chaulage sur le cycle de l'azote et permettra de comprendre comment cette pratique agricole peut permettre de réduire le lessivage des NO_3^- vers la nappe d'eau.

Avant de présenter les résultats obtenus au cours de ce travail, une section est consacrée à la description de la zone d'étude. Dans ce deuxième chapitre, le contexte géologique et quaternaire de l'aquifère de Sainte-Luce, le contexte hydrogéologique, le contexte pédologique, le contexte hydro climatique, les activités agricoles pratiquées et la vulnérabilité de l'aquifère de Sainte-Luce face aux contaminants de surface sont décrits en détails.

La section résultats et interprétation est divisée en trois grands chapitres selon les objectifs spécifiques décrits précédemment. Dans un premier temps, les résultats des analyses de sol au cours de la saison culturale de 2014-2015 sont discutés et interprétés afin de mieux comprendre la dynamique de l'azote dans un sol agricole de Sainte-Luce. L'impact du chaulage et d'un amendement organique riche en carbone y est également discuté. Dans un deuxième temps, les résultats des expériences de lessivage sur des carottes de sol permettent de s'intéresser aux concentrations en azote inorganique contenu dans l'eau d'infiltration d'un loam. Dans un troisième temps, l'interprétation des concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine en fonction de la dynamique de l'aquifère et des pratiques agricoles est rendue possible suite à l'analyse de bases de données existantes sur le site d'étude. Pour chacun de ces trois chapitres, la méthodologie est expliquée en détail.

Finalement, la dernière partie de ce travail de recherche porte sur une synthèse du projet et des perspectives de recherches.

* Il est à mentionner qu'afin d'alléger et de faciliter la lecture de ce présent rapport, le terme utilisé « les NO_3^- » fait référence à la molécule de NO_3^- .

CHAPITRE 1

LA PROBLÉMATIQUE DES NITRATES : DU SOL À L'AQUIFÈRE

La contamination des NO_3^- dans l'eau souterraine est un phénomène grandissant non seulement au Québec, mais également au niveau mondial. Mais comment se fait-il que les NO_3^- représentent à ce jour le contaminant le plus omniprésent dans les eaux souterraines? Ce chapitre portera sur une synthèse de la problématique des NO_3^- , en commençant par les mécanismes présents dans le sol et en finissant par les mécanismes présent dans l'aquifère.

1.1 LE SOL

L'azote représente l'élément nutritif le plus important pour la croissance des cultures et pour les niveaux de rendements (Soltner, 2000; N'Dayegamiye, 2007; Benoit *et al.*, 2014). C'est principalement l'azote qui permet le bon développement de la plante et le bon développement du système racinaire (Miller et Cramer, 2004). L'azote permet aussi de stimuler l'absorption optimale des autres éléments nutritifs du sol. Il est un constituant essentiel des protéines, des acides nucléiques et de la chlorophylle. C'est pourquoi l'azote est un facteur de croissance, mais également de qualité des plantes (Soltner, 2000; N'Dayegamiye, 2007). Afin d'améliorer le rendement et la productivité des cultures, les agriculteurs font couramment usage à l'application de fertilisants azotés (Benoit *et al.*, 2014 ; Wang *et al.*, 2016). Cependant, quand ceux-ci sont appliqués trop abondamment dans le sol, les excès migrent dans l'environnement et engendrent des risques pour les écosystèmes et pour la santé humaine (Vitousek *et al.*, 1997; Conley *et al.*, 2009). C'est pourquoi une bonne gestion des fertilisants azotés est primordiale. Toutefois, cela s'avère difficile puisque l'azote est présent sous plusieurs formes et que la biodisponibilité du N dans le sol

dépend d'une multitude de facteurs. Parmi tous les éléments nutritifs, l'azote est identifié comme étant celui le plus difficile à gérer en terme de fertilisation (N'Dayegamiye, 2007).

1.1.1 Différentes formes et sources d'azote dans le sol

L'azote existe sous plusieurs formes et sous plusieurs états d'oxydation (Figure 1.1). Ces états vont conditionner sa mobilité entre les différents réservoirs et notamment entre le sol et l'aquifère sous-jacent.

Azote organique

L'azote organique compte pour plus de 90% de l'azote total dans le sol (Kelley et Stevenson, 1995; Chambenoit *et al.*, 2002). Cette forme d'azote liée à la matière organique représente une source importante de nutriments au sol et représente aussi une source d'énergie à l'activité microbienne (Soltner, 2000; Chambenoit *et al.*, 2002; Kende, 2010). Bien que cette forme représente la principale source d'azote dans le sol, celle-ci doit être minéralisée afin que les plantes et les micro-organismes puissent l'utiliser (Soltner, 2000; Kende, 2010).

Azote minéral

L'azote minéral est composé de nitrite (NO_2^-), de nitrate (NO_3^-) et d'ammonium (NH_4^+), et représente moins de 2 % de l'azote total du sol (Chantigny, 2007, Kende, 2010). Cette forme d'azote est disponible grâce à la décomposition de la matière organique du sol, des débris végétaux et animaux ou des amendements (organique ou inorganique) ajoutés aux sols (Kende, 2010). Les plantes assimilent l'azote principalement sous la forme ammoniacale (NH_4^+) et nitrique (NO_3^-) (Miller et Cramer, 2004; Atanasova, 2008).

Cependant, la forme nitrique est plus facilement assimilable et représente la meilleure source d'azote pour les cultures (Heuer, 1991; Kende, 2010). Une trop grande assimilation du NH_4^+ peut être néfaste sur la croissance de plusieurs espèces végétales lorsque celui-ci est absorbé comme principale source d'azote (Lamb *et al.*, 1993; Dejoux *et al.*, 2000; Kotsiras *et al.*, 2005; Kende, 2010).

1.1.2 Les processus de transformation de l'azote dans le sol

Plusieurs processus sont responsables de la transformation de l'azote dans le sol et ils contrôlent la biodisponibilité du N (Figure 1.1). Ces processus sont : la fixation biologique de l'azote atmosphérique, la minéralisation, l'immobilisation, la nitrification, la dénitrification, l'ammonification, la volatilisation et le lessivage. La minéralisation, la nitrification et la dénitrification sont les processus majeurs du cycle de l'azote dans le sol et ils seront abordés plus en détail dans la section suivante.

Fixation biologique de l'azote atmosphérique

La fixation biologique est la conversion de l'azote moléculaire (N_2) en azote organique (NH_2) par les micro-organismes du sol, selon l'équation 1.1. Ce processus se produit grâce à deux types de micro-organismes fixateurs d'azote : les bactéries libres dans le sol (*Clostridium spp*, *Azobacter vinelandi*, *Azospirillum liporefum*) et/ou par les fixateurs symbiotiques qui sont liés aux nodules des légumineuses (*Rhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Azorhizobium*) (; Kende *et al.*, 2010).

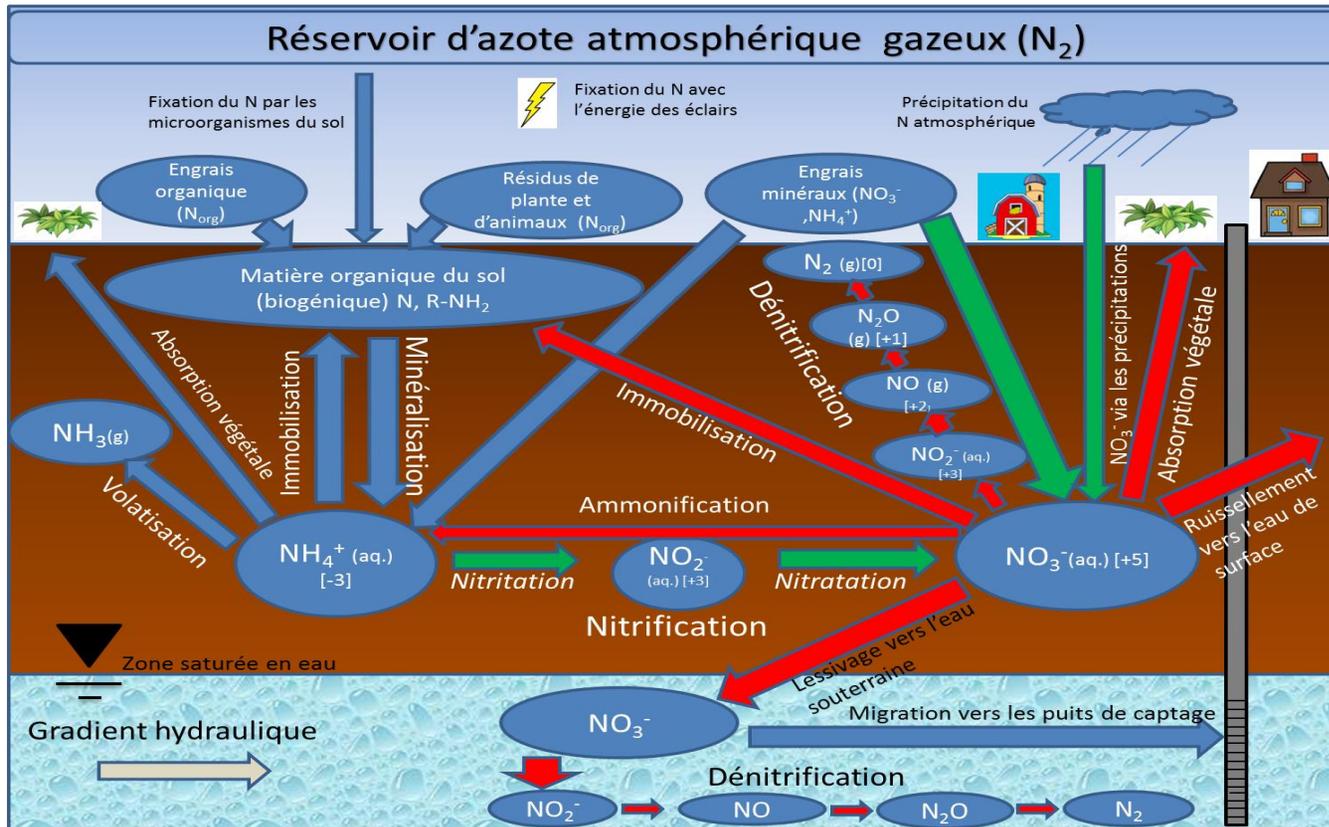


Figure 1.1 : Schéma illustrant les différents processus du cycle de l'azote dans les différents compartiments (atmosphère, sol, aquifère). Les flèches vertes indiquent les apports de NO_3^- dans l'environnement, tandis que les flèches rouges indiquent les processus de pertes de NO_3^- dans l'environnement. (Adapté de Rivett *et al.* 2008)

Tableau 1.1 : Réactions des processus du cycle de l'azote

Processus	Réaction	Numéro d'équation
Fixation du N ₂ atmosphérique	$2\text{N}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + 4\text{R-OH} \rightarrow 4\text{R-NH}_2 + 3\text{O}_2$	(1.1)
Minéralisation	$\text{R-NH}_2 + \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{R-OH} + \text{NH}_4^+$	(1.2)
Immobilisation du NH ₄ ⁺	$\text{NH}_4^+ + \text{R-OH} \rightarrow \text{R-NH}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{H}^+$	(1.3)
Immobilisation du NO ₃ ⁻	$\text{NO}_3^- + 8\text{H}^+ + 8\text{e}^- \rightarrow \text{NH}_3 + 2\text{H}_2\text{O} + \text{OH}^-$	(1.4)
Nitrification	$\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$	(1.5)
Dénitrification	$4\text{NO}_3^- + 4\text{H}^+ \rightarrow 2\text{N}_2 + 5\text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	(1.6)
Volatilisation	$\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightarrow \text{NH}_3(\text{g}) + \text{H}_2\text{O}$	(1.7)

*Source : Bolan *et al.* (2003)

Minéralisation de l'azote organique

La minéralisation correspond à la conversion biotique de l'azote organique (protéine, acide nucléique) du sol à la forme minérale selon l'équation 1.2. Cette réaction joue un rôle primordiale puisque le sol peut fournir naturellement une quantité importante d'azote minéral, réduisant ainsi les applications de fertilisants de synthèse à appliquer (N'Dayegamiye, 2007). Cependant, déterminer le taux de minéralisation de la matière organique s'avère difficile, puisque celui-ci est influencé par plusieurs facteurs, tels que les cultures de rotation, les modes de fertilisation organique ou minérale, les techniques culturales, la teneur en matière organique du sol, les résidus organiques apportés, la texture et la structure du sol, le pH et les conditions pédoclimatiques (N'Dayegamiye, 2007). Synchroniser le taux de minéralisation de l'azote organique avec la demande en nutriments de la plante est essentiel afin de minimiser les pertes d'azote dans l'environnement. Une mauvaise interprétation du taux de minéralisation peut mener à des utilisations inadéquates

de fertilisants azotés et augmenter le risque de lessivage des NO_3^- (Wong et Nortcliff, 1995).

Immobilisation de l'azote

L'immobilisation est le processus inverse de la minéralisation (Kende, 2010) (Figure 1.1). La forme minérale de l'azote passe sous la forme organique (biomasse). Lors de l'immobilisation, le NH_4^+ peut être immobilisé selon l'équation 1.3 et les NO_3^- peuvent aussi être immobilisés selon l'équation 1.4. Cependant, le NH_4^+ représente l'ion prépondérant lors de processus (Kende, 2010). L'immobilisation du N est fortement liée au rapport C/N de la matière organique apporté au sol. Une immobilisation nette de l'azote inorganique est susceptible de se produire quand le rapport C/N de la matière organique décomposable dépasse 25 (Myrold, 1998). Puisque le NH_4^+ est l'ion prépondérant, l'immobilisation du NO_3^- devient faible dans les sols où le NH_4^+ se trouve en abondance (Recous *et al.*, 1988). Les processus de minéralisation et d'immobilisation jouent un rôle essentiel dans le cycle de l'azote et s'opèrent simultanément. Ce sont ces deux processus qui permettent le maintien et la croissance de la biomasse du sol (Chapdelaine, 1992).

Nitrification

La nitrification est un processus d'oxydation, qui transforme le NH_4^+ en NO_3^- selon l'équation 1.5. Ce processus s'effectue principalement en milieu aérobie (e.g : en présence d'oxygène). Deux types de nitrification sont possibles : la nitrification autotrophe et la nitrification hétérotrophe (Kende, 2010)

Nitrification autotrophe : Ce type de nitrification se fait à l'aide de bactéries chimio autotrophes (utilisant le CO_2 comme source de C) et s'effectue en deux étapes. Premièrement, il y a la phase de nitritation où le NH_4^+ est oxydé en NO_2^- , et vient ensuite

la phase de nitratisation, où le NO_2^- est oxydé en NO_3^- (Figure 1.1). Avec la rapidité d'oxydation de la nitratisation, les NO_3^- se retrouvent en beaucoup plus grande quantité dans les sols que les NO_2^- (Chapdelaine, 1992).

Nitrification hétérotrophe : Ce type de nitrification se fait à l'aide de bactéries hétérotrophes en utilisant le carbone organique comme source d'énergie. C'est l'oxydation de l'ammoniac ou de composés organiques en NO_2^- ou en NO_3^- (Focht et Verstraete, 1977). Ce type de nitrification est de 10^4 à 10^5 fois inférieure par rapport à la nitrification autotrophe (Van Niel *et al.* 1993). Cependant, ce processus prend de l'importance lorsque les conditions à la nitrification autotrophe sont inhibées, par exemple dans des environnements avec un faible pH et un rapport C/N élevé du substrat dans le milieu (Van Niel *et al.*, 1993).

Plusieurs facteurs contrôlent le processus de nitrification. Parmi ceux-ci, on retrouve: la température et l'humidité (Gilliam *et al.*, 2001), le substrat, l'oxygène, le pH (Chapdelaine, 1992; Stark et Firestone, 1996; Kelley *et al.*, 2013), la présence de matière organique en vue de fournir des microorganismes nécessaire à la nitrification (Tietema *et al.*; 1992; Nugroho *et al.*, 2007), les espèces végétales, la présence de NH_4^+ dans le sol (Chapdelaine, 1992), l'utilisation des sols (Goodale et Aber, 2001) et le potentiel d'oxydo-réduction du sol (Chapdelaine, 1992). Une étude effectuée par Kelley *et al.* (2013) dans le Nord-Ouest des États-Unis montre que l'origine et le taux de nitrification varient saisonnièrement en fonction des conditions hydro-climatiques d'une région. Les profils de sol aérés favorisent le processus de nitrification, puisque c'est un processus strictement aérobie et qu'un excès d'eau empêche les bactéries nitrifiantes de se procurer l'oxygène nécessaire. C'est pourquoi il est suggéré de bien connaître les conditions hydro climatiques de chaque région d'étude afin de mieux comprendre les processus actifs dans le sol (Kelley *et al.*, 2013). La température optimale pour la nitrification se situe entre 30 et 35°C. Les

bactéries des sols des régions froides ont une température de croissance optimale plus basse. Elles sont par contre moins tolérantes aux élévations de température que celles des régions plus chaudes (Van Cleemput et Boeckx, 2002). De manière générale, un sol humide et froid n'est pas optimal pour la nitrification. Il est estimé qu'un minimum de 4 à 5°C est nécessaire pour la nitrification (Schmidt, 1982). Le rôle du pH sur le cycle de l'azote sera abordé en détail dans la section 1.3 (page 29).

Dénitrification

La dénitrification est un processus anaérobie (e.g : conditions limitées en oxygène) qui convertit le NO_3^- en N_2 (Chapdelaine, 1992) selon l'équation 1.6. Ce processus se produit à l'aide de bactéries hétérotrophes et nécessite la présence d'une source de carbone organique (Aulakh et Rennie, 1987; Drury *et al.*, 1991). Avant d'être totalement réduit sous forme de N_2 , la dénitrification produit plusieurs gaz à effet de serre puissant, dont le N_2O , le NO et le NO_2 (Figure 1.1). Par exemple, le N_2O est un gaz à effet de serre 300 fois plus puissant que le CO_2 . Le processus de dénitrification sera abordé en détail dans la section 2.2 (page 21).

Volatilisation

La volatilisation se définit comme un processus qui transforme le NH_4^+ en NH_3 (gazeux) (Figure 1.1) selon l'équation 1.7, où le NH_3 s'évade ensuite vers l'atmosphère. Le relâchement du NH_3 dans l'atmosphère est dû à plusieurs sources, par exemple les sols naturels et les sols agricoles, les émissions d'effluents d'élevages et les fertilisants (Lee *et al.*, 1997).

Lessivage de l'azote

Le lessivage est défini comme étant le transport des éléments du sol par les eaux de surface. Contrairement au NH_4^+ qui affiche une faible solubilité dans l'eau puisqu'il se fixe rapidement sur le complexe argilo-humique du sol, les NO_3^- sont beaucoup plus exposés au processus de lessivage (Brady, 1990; Dejoux *et al.*, 2000; Soltner, 2000). Les NO_3^- représentent un des anions les plus mobiles dans l'eau (Wendland *et al.*, 2005; Mkandawire, 2008). Le lessivage joue un rôle considérable sur les pertes de NO_3^- dans l'environnement. L'étude de Cripps et Smith-Carington (1982) sur des terres agricoles au Royaume-Uni estime des pertes annuelles en NO_3^- par lessivage de 40-70kg N ha⁻¹, soit l'équivalent d'entre 26 à 78% du total de N appliqué en fertilisant. Plusieurs conditions affectent le taux de lessivage dans les sols (Miller et Cramer, 2004). L'étude de Strebel *et al.* (1989) montre que le climat, le type de sol, le type de culture et le type de fertilisation représentent les principaux facteurs liés au lessivage. L'étude de Beaudoin *et al.* (2005), effectuée sur des sols agricoles dans le Nord de la France, montre que pour une infiltration annuelle de 231 mm d'eau, le sol a perdu 27 kg-N- NO_3^- ha⁻¹ de son contenu en NO_3^- par lessivage. Cette même étude montre que la concentration en NO_3^- de l'eau lessivée d'un loam est de 31 mg/L et de 92 mg/L pour un sol sableux. Une autre étude effectuée en Allemagne par Nieder *et al.* (1995) portant sur une analyse de 205 échantillons de sol a calculé des pertes en NO_3^- de 16 kg N ha⁻¹an⁻¹ pour un loam argileux et de 63 kg N ha⁻¹an⁻¹ pour un sol sableux. Cela indique que le type de sol peut jouer un rôle majeur sur le lessivage des NO_3^- .

Au Québec, l'étude de Chapdelaine (1992) en milieu agricole estime une vitesse de lessivage des NO_3^- de 4 cm/jour pour un loam sableux et de 2 cm/jour pour un loam argileux. Le type de fertilisant et le moment d'application sont également des facteurs pouvant influencer le lessivage. Les fertilisants azotés utilisés en agriculture peuvent être de deux types : les engrais organiques ou les engrais minéraux. Les engrais organiques sont

constitués principalement de déjections animales et des effluents d'élevage. Ceux-ci doivent être minéralisés avant d'être assimilés par la plante (Figure 1.1) tandis que les engrais minéraux peuvent être directement assimilés par la plante (Figure 1.1). Une étude de Borg *et al.* (1990) montre que l'utilisation d'un fertilisant inorganique seul est plus à risque d'être lessivée qu'un épandage combiné de fertilisant organique et inorganique. Les fertilisants organiques augmentent également la structure et la stabilité du sol, ce qui permet un taux d'infiltration d'eau supérieur (Ekwue, 1991).

La fertilisation azotée est difficile à gérer puisque la biodisponibilité du N varie en fonction de multiples facteurs. Afin de préserver une saine qualité de l'eau et de jumeler la pérennité des activités agricoles, il est important de limiter le lessivage des NO_3^- vers l'eau souterraine et vers l'eau de surface. Cependant, ce processus représente une perte importante au sol et la section suivante portera sur le devenir des NO_3^- une fois ceux-ci lessivés.

1.2 L'AQUIFÈRE

D'importantes quantités de NO_3^- peuvent être perdues continuellement du sol par lessivage et mener à une contamination de l'eau souterraine. Cette section portera sur le devenir des NO_3^- dans l'aquifère. On entend par le terme « aquifère » une formation géologique contenant de l'eau mobilisable constituée de roches perméables et capable de la restituer l'eau souterraine naturellement ou par exploitation. Dans cette section, nous allons nous intéresser plus spécifiquement aux nappes libres¹.

1.2.1 Le devenir des NO_3^- dans l'aquifère

La Figure 1.1 montre que plusieurs procédés interviennent sur la présence des NO_3^- dans l'environnement. Dans le sol, l'absorption végétale représente le principal procédé d'atténuation du stock de NO_3^- du sol (Sebilo *et al.* 2013). Cependant, une fois lessivés hors de la zone racinaire, les NO_3^- peuvent migrer vers l'aquifère, où les racines des plantes sont absentes. À cette profondeur, les NO_3^- peuvent être transformés par : 1) ammonification 2) assimilation par la biomasse et 3) dénitrification (Rivett *et al.*, 2008). Dans cette section, il sera question d'aborder plus spécifiquement le phénomène de dénitrification, qui représente le principal processus d'atténuation des NO_3^- dans l'aquifère (Rivett *et al.*, 2008). Anciennement perçu de façon négative étant donné la perte potentielle des NO_3^- accessible aux plantes ainsi que par le relâchement d'un gaz à effet de serre puissant (N_2O), la dénitrification est aujourd'hui étudiée pour son rôle d'épurateur des eaux souterraines (Germon *et al.*, 1999). Ainsi, de nombreuses études se sont penchées sur le mécanisme de dénitrification dans les aquifères. La dénitrification est un processus naturel se produisant

¹ Une nappe libre est défini comme une unité géologique partiellement saturée, limitée par un plancher « imperméable » et où il existe une surface sur laquelle la pression de l'eau est égale à la pression atmosphérique.

dans tous les types de milieu (sols, sédiments, rivières, lacs, eau souterraine). Il joue un rôle majeur dans le maintien de la qualité de l'eau souterraine. L'étude de Sacchi *et al.* (2013) sur des parcelles agricoles en Italie montre que la dénitrification a enlevé de 40-60% des NO_3^- lessivés à partir d'un champ de maïs et de 80% à partir d'un champ de riz. Une étude de Zhu *et al.* (2003) sur une nappe libre de 2.5 m de profondeur située sous une culture de riz montre que la majorité des NO_3^- lessivés vers la zone saturée sont principalement transformés par dénitrification au sein de la même année.

1.2.2 Les conditions à la dénitrification

Lors de la dénitrification, les bactéries utilisent principalement le carbone organique comme donneur d'électron et celui-ci s'oxyde avec différents accepteurs d'électron (Rivett *et al.*, 2008). L'oxydation du carbone organique est effectuée en premier lieu par l'oxygène libre (O_2). Lorsque l' O_2 est consommé et que le milieu atteint des conditions anaérobies (e.g : pauvre en oxygène), le carbone organique est oxydé par les NO_3^- , représentant le 2^e oxydant libérant la plus grande quantité d'énergie libre (Figure 1.2). La séquence thermodynamique des différents accepteurs d'électrons pour l'oxydation du carbone organique ainsi que l'énergie de Gibbs et le potentiel d'oxydo-réduction (mV) sont présentés dans la Figure 1.2.

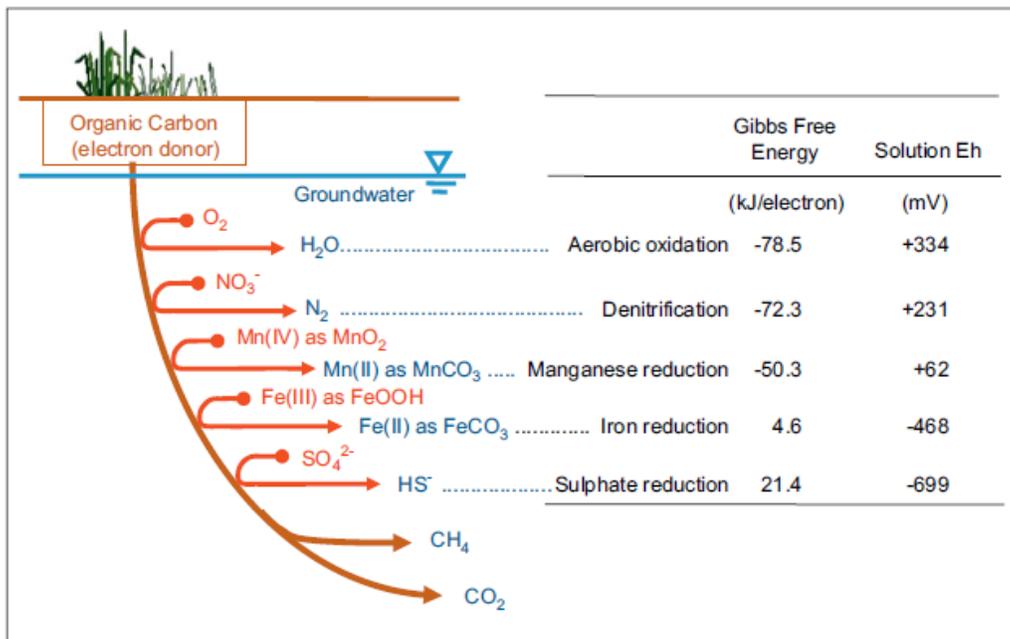


Figure 1.2 : Séquence thermodynamique des différents accepteurs d'électron pour l'oxydation du carbone organique (Rivett *et al.*, 2008)

Les quatre principales conditions requises pour la dénitrification sont : 1) la présence de carbone organique 2) un milieu réducteur en oxygène 3) la présence de bactéries dénitrifiantes et 4) la présence de NO_3^- . La troisième condition, soit la présence de bactéries dénitrifiantes, est rarement un facteur limitant. Beauchamp *et al.* (1989) montrent que les organismes capables de dénitrification sont présents dans tous les types de milieux (eau de surface, sol, eau souterraine). Whitelaw et Rees (1980) ont observé que les bactéries dénitrifiantes se retrouvent jusqu'à 50 m de profondeur dans la zone vadose. La quatrième condition, soit la présence de NO_3^- , est rarement un facteur limitant dans les aquifères libres en milieu agricole (Starr et Gillham, 1993). Ce sont donc les deux premières conditions, soit la présence de carbone organique et la présence d'un milieu réducteur, qui vont conditionner la dénitrification dans l'aquifère.

Le carbone organique

Le carbone organique est identifié comme étant le principal facteur limitant à la dénitrification (Smith et Duff., 1988; Starr et Gillham, 1993; DeSimone et Howes, 1998; Jacinthe *et al.*, 1998; Devito *et al.*, 2000; Pabich *et al.*, 2001) et le taux de dénitrification est relié à la quantité de carbone organique dissous disponible (Cannavo *et al.*, 2004). Une étude effectuée en Ontario (Canada) par Starr et Gillham (1993) sur deux nappes libres de profondeur différentes en milieu agricole montre que la disponibilité du carbone organique dissous diminue avec la profondeur de la nappe d'eau. Les concentrations en NO_3^- observées pour une nappe de surface (niveau d'eau à 1.5 m sous la surface du sol) étaient moins élevées que celles d'une nappe profonde (4.5 m sous la surface du sol). L'étude relie cela à une vitesse de dénitrification différente pour chacun des aquifères. Suite à des mesures *in situ* sur une période de 10 jours, il est suggéré que la vitesse de dénitrification de la nappe de surface est de $2.4 \times 10^{-5} \text{ g-N-L}^{-1}\text{-h}^{-1}$. À cette vitesse, une eau infiltrée contenant une concentration en NO_3^- de 20 mg-N/L est ramenée à 0 mg-N/L en l'espace de 35 jours. Dans le cas de la nappe profonde, il est observé que la dénitrification est quasi absente, puisque le carbone organique dissous se dégrade dans la zone vadose avant d'atteindre la nappe d'eau. Ainsi, le temps de résidence du carbone organique dans la zone vadose joue un rôle direct sur le taux de dénitrification dans la zone saturée.

La concentration en oxygène

Thermodynamiquement, le processus de dénitrification est moins favorable que le processus de réduction de l'oxygène (Figure 1.2) et c'est pourquoi un milieu anaérobie va conditionner la dénitrification. Ce processus s'effectue à partir des concentrations en dessous de 1-2 mg- O_2 /L (DeSimone et Howes, 1998). L'étude de Sacchi *et al.* (2008) montre que la dénitrification est optimale en dessous d'une concentration en oxygène dissous de 1 mg- O_2 /L. Le fonctionnement de la dénitrification dépend du niveau d'humidité

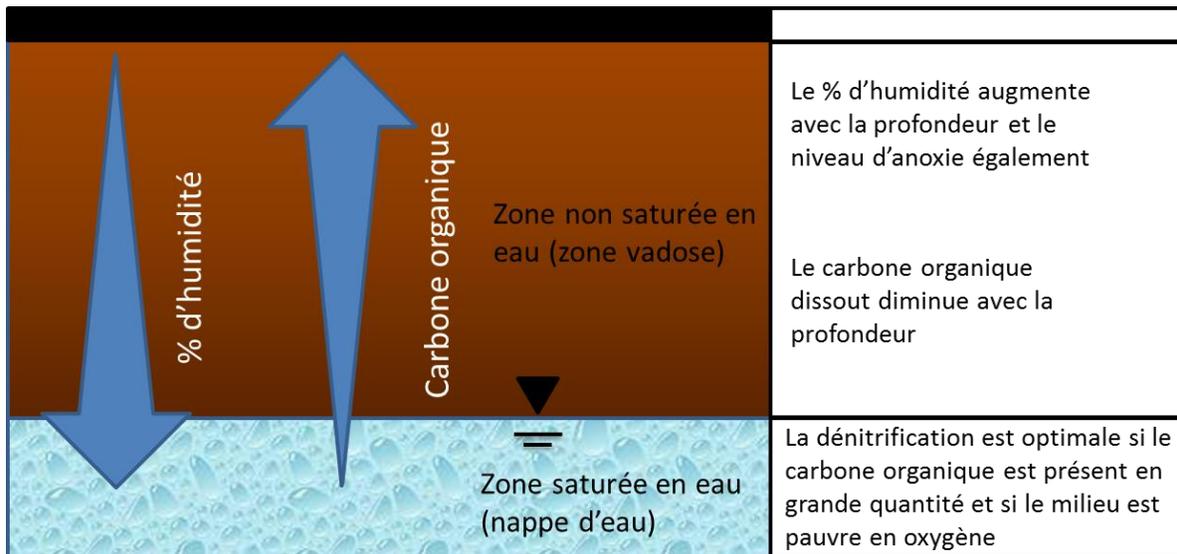


Figure 1.3 : Schéma illustrant la variation de deux facteurs limitants à la dénitrification (carbone organique dissout et oxygène libre) dans un aquifère granulaire libre

du milieu, qui conditionne l'aération et le niveau d'anoxie (Grundman et Rolston, 1987). La Figure 1.3 schématise la variation des deux principaux facteurs limitant la dénitrification au sein d'un aquifère libre.

Ainsi, une nappe libre peu profonde peut afficher un potentiel de dénitrification important puisque : 1) le niveau d'anoxie est atteint rapidement et 2) le carbone organique dissout est plus abondant. Plusieurs études le démontrent (Starr et Gillham, 1993; Thayalakumaran *et al.*, 2008; Sacchi *et al.*, 2013). Puisque le carbone organique dissout et la concentration en oxygène sont les deux facteurs les plus limitants à la dénitrification, il est important de comprendre leur disponibilité au sein des différents environnements pédo-géologiques. Les endroits propices à la dénitrification incluent les zones ripariennes (Burt *et al.*, 1999; Puckett, 2004; Puckett et Hugue, 2005; Domagalski *et al.*, 2008), les zones hyporhéiques (Triska *et al.*, 1989; Pretty *et al.*, 2006; Smith et Lerner, 2008) et les aquifères dont la recharge est riche en DOC (Robert et McArthur, 1998).

1.2.3 Les impacts à long terme de l'agriculture

Dans le cadre d'une étude française portant sur le devenir des fertilisants azotés, Sebilo *et al.*, (2013) suggèrent que les NO_3^- actuellement enregistrés dans les eaux souterraines proviendraient en partie des pratiques agricoles passées. En analysant la composition isotopique des NO_3^- sur une échelle de 30 ans, l'étude montre que 61-65% de la fertilisation en N est assimilée par la plante, que 8-12% est mobilisé dans l'hydrosphère et que 12-15% réside dans la matière organique du sol. L'étude suggère que le N contenu dans la matière organique peut être minéralisé progressivement et être lessivé vers l'hydrosphère sur une période d'au moins 50 ans. Les pratiques agricoles passées peuvent donc contribuer à l'augmentation actuelle des concentrations en NO_3^- dans les eaux souterraines. Ce phénomène « d'impact à long terme » des fertilisants azotés est étudié depuis longtemps au Royaume-Uni. Depuis les années 1970, plusieurs chercheurs britanniques se sont penchés sur les « réservoirs de NO_3^- » causés par un mouvement de percolation lent de l'eau d'infiltration dans la zone non saturée (Foster et Crease, 1974; Young *et al.*, 1976; Dautrebande *et al.*, 1996). Une étude du Royaume-Uni sur un aquifère calcaireux ayant avec une zone non saturée allant de 20 à 50 m et une recharge de 0.9 m/an suggère que les fortes concentrations en NO_3^- enregistrées dans l'eau souterraine lors des années 1990 peuvent être attribuées aux pratiques agricoles exercées depuis les années 1960 (Burt et Trudgill, 1993). Le modèle, « Nitrate Time Bomb » développé par Wang *et al.* (2012) permet de prédire l'arrivée du front de NO_3^- dans l'eau souterraine en fonction des caractéristiques de l'aquifère et du passé agricole. Selon ce modèle, il est estimé que 16 des 28 plus grands aquifères en Angleterre et aux pays de Galles pourraient avoir une tendance à la hausse des concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine due aux activités agricoles passées (Wang *et al.*, 2016).

Plusieurs stratégies existent et sont mises en place afin de pallier aux problèmes des NO_3^- dans l'environnement. Au sein des aquifères profonds, des puits d'injection en

matière riche en carbone organique dans la zone saturée ont été testés afin de stimuler la dénitrification dans l'aquifère. Cette technique a été expérimentée par Janda *et al.* (1988) et par Hamon et Fustec (1991), mais la difficulté de gérer les micro-organismes dans le sous-sol et les risques de perturber le fonctionnement des aquifères ont restreint cette application. Dans les eaux de surface, Schipper et Vokovic (1998) ont testé l'effet d'une tranchée artificielle enrichi en sciure de bois (35 m de longueur et 1.5 m de largeur et de profondeur) sur la vitesse de dénitrification des NO_3^- dans l'eau de surface. Les résultats montrent que les concentrations en NO_3^- entre 5 et 16 mg/L en amont sont réduites à des valeurs inférieures à 2 mg/l en aval de la tranchée, suggérant une dénitrification importante suite à l'enrichissement de la tranchée en sciure de bois. L'implantation de bandes riveraines peut aussi jouer un rôle considérable sur le lessivage des NO_3^- dans l'environnement. Des études montrent que les bandes riveraines peuvent diminuer les concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine de 75-99% (Altman et Parizek, 1995; Lowrance *et al.*, 1997; Schoonover et Williard, 2003; Mayer *et al.*, 2007; Woodward *et al.*, 2009). Au niveau des sols, des pratiques agro-environnementales telles que la fragmentation de l'application des engrais azotés, l'application de cultures de couverture, l'utilisation d'engrais azotés à « minéralisation lente » et le chaulage peuvent réduire le lessivage des NO_3^- . Le Tableau 1.2 présente les différentes méthodes permettant de limiter ou de réduire les surplus de NO_3^- dans l'environnement. La prochaine section s'intéressera spécifiquement aux effets positifs du chaulage et de comprendre comment l'amélioration du pH peut s'avérer une solution afin de limiter les risques de lessivage des NO_3^- .

Tableau 1.2 : Synthèse des différentes méthodes afin de limiter ou de réduire les NO₃⁻ dans l'environnement

Type de milieu	Méthode	Objectifs	Références
Eau	<ul style="list-style-type: none"> • Puits d'injection en carbone organique (méthanol et éthanol) dans la zone saturée en eau 	<ul style="list-style-type: none"> • Stimuler la dénitrification dans la nappe d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> • Jandal <i>et al.</i>, 1988; Hamon et Fustec, 1991
	<ul style="list-style-type: none"> • Implantation de bande riveraine 	<ul style="list-style-type: none"> • Absorption des NO₃⁻ par la végétation avant que ceux-ci soit transportés vers l'hydrosphère 	<ul style="list-style-type: none"> • Altman et Parizek, 1995; Lowrance <i>et al.</i>, 1997; Schoonover et Williard, 2003; Mayer <i>et al.</i>, 2007; Woodward <i>et al.</i>, 2009
	<ul style="list-style-type: none"> • Installation d'une tranchée en sciure de bois 	<ul style="list-style-type: none"> • Stimuler la dénitrification 	<ul style="list-style-type: none"> • Schipper et Vodvodic, 1998
Sol	<ul style="list-style-type: none"> • Fractionnement des applications d'engrais azotés au cours d'une saison culturale. • Travail réduit du sol 	<ul style="list-style-type: none"> • Éviter des pertes sporadiques de NO₃⁻ par lessivage et optimiser la production végétale • Favoriser la minéralisation du N • Limiter l'érosion hydrique du sol 	<ul style="list-style-type: none"> • Pronovost <i>et al.</i>, 2008; Parent et Gagné, 2010; Duquette, 2016
	<ul style="list-style-type: none"> • Application de culture de couverture et de cultures intercalaires dans les cultures annuelles 	<ul style="list-style-type: none"> • Assimiler les NO₃⁻ restants dans le sol suite à la récolte afin de limiter le lessivage lors de la saison non-culturale 	<ul style="list-style-type: none"> • Pronovost <i>et al.</i>, 2008; Parent et Gagné, 2010
	<ul style="list-style-type: none"> • Chaulage 	<ul style="list-style-type: none"> • Optimiser l'assimilation des NO₃⁻ par la plante en améliorant le pH du sol • Favoriser la minéralisation du N 	<ul style="list-style-type: none"> • Nyborg et Hoyt 1978; Bolan <i>et al.</i> 2003; Parent et Gagné, 2010; Bergholm <i>et al.</i>, 2015

1.3 LE CHAULAGE

« Le pH est reconnu comme étant une caractéristique physico-chimique dominante dans la régulation de la biodisponibilité des nutriments dans le sol, dans la structure de la communauté végétale, dans la production primaire des plantes et dans une multitude de processus présents dans la communauté bactérienne du sol. Le pH joue un rôle physique, chimique et biologique au sol. Le contrôle et le maintien de ce paramètre sont donc essentiels dans la conservation et pour la gestion durable des sols » (tiré de Bolan *et al.*, 2003).

1.3.1 Processus et impact de l'acidification des sols

L'acidification des sols est un processus naturel causé par un relâchement d'ions hydrogènes au cours de la transformation du carbone, de l'azote et du soufre (Bolan *et al.*, 2003). Même si ces processus se produisent naturellement, ceux-ci ont été grandement accélérés par l'humain, notamment par les activités agricoles. Plusieurs autres phénomènes anthropiques sont aussi responsables de cette acidification. Par exemple, les activités minières et industrielles peuvent mener à une acidification des sols via l'oxydation de la pyrite. Les pluies acides causées par les émissions de gaz sulfurique (SO_x) et nitrique (NO_x) peuvent aussi acidifier les sols. Les impacts de cette acidification sont multiples : déclin des forêts, mauvaises récoltes, augmentations des métaux dans le sol (Bolan *et al.*, 2003). En présence d'un sol trop acide (pH <4), la croissance des plantes est gravement affectée et les activités des micro-organismes du sol sont inhibées. Le pH intervient aussi sur la mobilité des métaux dans le sol. En milieu acide, les métaux affichent une plus grande mobilité et peuvent être plus facilement accessibles aux plantes (Bolan *et al.*, 2003). Plusieurs études montrent qu'en Amérique du Nord et en Europe, de nombreuses forêts ont été affectées par les pluies acides (Binns, 1988; Longhurst, 1991) et qu'à quelques endroits

en Australie, des champs ont dû être abandonnés suite à une toxicité importante en aluminium et en manganèse (Bolan *et al.*, 2003).

1.3.2 Propriétés et bénéfices du chaulage

Pour contrer les effets néfastes reliés à l'acidification des sols, plusieurs approches sont considérées : 1) réduire la quantité d'ions H^+ générés dans le sol 2) réduire les processus déséquilibrés entre les ions OH^- et H^+ et 3) neutraliser les ions H^+ . Dans le monde agricole, le chaulage représente une méthode couramment utilisée afin d'améliorer le pH du sol. Seulement aux États-Unis, plus de 20 Tg (Tétragramme = $10^{12}g = 10^6$ tonne métriques) de chaux a été employé en 2001 (West et McBride, 2005). Appliquée généralement sous forme calcareuse ($CaCO_3$) ou magnésienne ($MgCa(CO_3)_2$), la chaux engendre des bénéfices physiques, chimiques et biologiques au sol.

Amélioration physique du sol

La stabilité d'un sol est attribuée à la dispersion ou à la floculation des particules colloïdales⁶. Cette stabilité est associée à la densité de charge des particules. Un sol a tendance à se disperser lorsque les particules colloïdales se repoussent et à tendance à se floculer lorsque la balance des charges s'attire. C'est donc la balance des forces de charges attractive et répulsive qui vont déterminer si un sol est floculé ou dispersé (Bolan *et al.*, 2003). En agronomie, il est souhaitable d'obtenir un sol bien floculé, puisque celui-ci assure une meilleure stabilité en présence d'eau (Soltner, 2000). Plusieurs facteurs peuvent intervenir sur la dispersion/floculation d'un sol : 1) la concentration en électrolyte de la solution du sol 2) la valence des cations dominants qui occupe les sites échangeables du sol et 3) le pH. La chaux influence sur la dispersion/floculation avec ses effets sur le pH et sur les concentrations en Ca^{2+} ou Mg^{2+} dans la solution du sol. Pour une même valeur de charge, un sol saturé en ion Ca^{2+} entraîne moins de dispersion qu'un sol saturé en ion Na^{2+} .

⁶ Les colloïdes sont des macromolécules organiques ou minérales qui, placées dans l'eau, ne forment pas une solution, mais forme une suspension colloïdale.

Donc, en appliquant de la chaux, les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} se fixent sur les charges négatives des colloïdes argilo-humiques du sol et provoquent une floculation (Bolan *et al.*, 2003). La chaux assure ainsi une meilleure structure et une meilleure stabilité au sol en favorisant l'humification et la formation d'un complexe argilo-humique (Soltner, 2000).

Amélioration chimique du sol

La chaux a comme objectif principal de neutraliser le pH du sol. L'hydrolyse des cations présents dans la chaux produit des ions OH^- qui neutralise les ions H^+ du sol. Le chaulage joue aussi un rôle sur la mobilité de certains éléments. Par exemple, cela augmente la solubilité du P, augmentant ainsi leur biodisponibilité (Bolan *et al.*, 2003). La régularisation du pH favorise aussi les échanges d'ions dans le sol, primordial à la nutrition des plantes. En dessous d'un pH 6, les éléments (P, K, N, Ca, Mg, S, Mo) sont absorbés d'autant plus difficilement que le pH s'abaisse (Soltner, 2000). Le maintien d'un bon pH est donc nécessaire pour une assimilation efficace des éléments majeurs et des oligo-éléments par les plantes.

Amélioration biologique du sol

La microfaune et la microflore qui assurent les grandes fonctions biologiques au sol et qui sont responsables de la décomposition de la matière organique, de l'humification et de la minéralisation sont optimales près d'un pH neutre ou légèrement acide (Soltner, 2000). Le chaulage amène des conditions favorables pour la fixation du N et pour la minéralisation du N, P et S.

1.3.3 Impact du pH sur le cycle de l'azote

Plusieurs études montrent que la minéralisation, la nitrification et la dénitrification sont plus efficaces lorsque le pH est optimal. Le pH optimal pour la nitrification se situe entre 7.5 à 8.0 et le pH optimal pour l'ammonification se situe entre 6.0 à 8.0 (Paul et Clark, 1989). Les études de Nyborg et Hoyt (1978) au Canada (Alberta) portant sur 40 incubations de sol à texture variable (loam sableux à sol argileux) montre que la minéralisation du N a doublé suite à une élévation du pH du sol via le chaulage (pH initial entre 4.0-5.6 à un pH final de 6.7). Lors de la même étude, des essais aux champs ont montré que l'absorption du N par l'avoine est passée de 15 à 42 kg/ha lors de la première année suivant le chaulage. La chaux permet donc une meilleure croissance pour les végétaux, puisque la croissance des feuilles est souvent associée à la biodisponibilité du N (Ogata et Caldwell, 1960; Nyborg et Hoyt, 1978).

La compréhension du pH sur le cycle de l'azote et plus spécifiquement sur la biodisponibilité du N a poussé certains auteurs à expérimenter la manipulation du pH comme un outil pouvant réduire les pertes de NO_3^- par lessivage. Par exemple, l'étude de Kemmit *et al.* (2005) effectuée sur une parcelle agricole expérimentale au Royaume-Uni, propose l'acidification des sols comme une alternative pour réduire les pertes de N par lessivage. Cette logique repose sur le fait que le NH_4^+ est beaucoup moins mobile dans l'eau que le NO_3^- . De ce fait, en abaissant le pH et en inhibant la nitrification, les concentrations en NH_4^+ sont plus élevées au détriment des NO_3^- et cela peut limiter le lessivage du N. L'étude montre effectivement que les concentrations en NO_3^- mesurées dans l'eau interstitielle du sol sont moins élevées pour les sols ayant été acidifiés.

1.3.4 Effets négatifs du chaulage

Malgré tous les effets positifs, cette pratique agricole présente des effets néfastes sur l'environnement. Les ions Ca^{2+} ou Mg^{2+} libérés dans le sol suite au chaulage peuvent ultérieurement mener à la formation d'acide carbonique et mener à des émissions de CO_2 dans l'atmosphère (West et McBride, 2005). En 2001, le chaulage a contribué à 0.13% des gaz à effets de serre totaux aux États-Unis et a représenté 1.7% des gaz à effet de serre en agriculture. L'émission de CO_2 causé par le chaulage aux États-Unis est comparable aux émissions totales de CO_2 émis par le Luxembourg et est plus élevé que l'émission totale de CO_2 émis par la moitié des pays de l'ONU (West et McBride, 2005). Sur les 20 à 30 Tg de chaux appliquée aux États-Unis en 2001, il est estimé que près de 4.4 à 6.6 Tg de CO_2 avait été émis dans l'atmosphère. De plus, l'étude de Wong *et al.* (1992) montrent l'interaction entre les cations Ca^{2+} et Mg^{2+} avec l'anion NO_3^- . Lorsque le Ca^{2+} est lessivé de la surface du sol, celui-ci entraîne le NO_3^- comme compagnon et vice-versa afin de maintenir l'équilibre des charges du sol. Aussi, les pertes de Ca^{2+} et Mg^{2+} peuvent également se retrouver dans les océans et créer des problèmes sur le fonctionnement de ceux-ci (West et McBride, 2005).

CHAPTRE 2

PORTRAIT DES SOLS ET DE L'AQUIFÈRE DE SAINTE-LUCE

Dans le cadre du PACES-NEBSL, l'équipe de l'UQAR a dressé un portrait global de la ressource et de la vulnérabilité de l'eau souterraine dans la région. Buffin-Bélanger *et al.* (2015) présentent la géologie du roc et des dépôts meubles, la recharge, la pédologie et les niveaux de nappes. Pour connaître la description globale du NEBSL, le lecteur peut se référer au site web de l'OBV du NEBSL (<http://obv.nordestbsl.org/paces.html>). Dans le cadre du présent projet, la zone d'étude est restreinte au secteur de Sainte-Luce, une municipalité de trois mille habitants située dans la MRC de la Mitis (Figure 2.1)

La description du site d'étude est divisée en deux grandes parties : d'abord « l'aquifère » et ensuite le « sol ». Dans la partie « aquifère », il est question de s'intéresser plus spécifiquement à la géologie et à l'histoire quaternaire de la région de Sainte-Luce afin de mieux comprendre l'origine et la formation de l'aquifère exploité. De plus, les propriétés hydrauliques (conductivité hydraulique, débit exploité, transmissivité, porosité), le système de captage de l'eau souterraine et les différentes aires de protection établies autour des ouvrages de captage sont abordés. Dans la section « sol », le contexte pédologique (type de sol, pente, drainage des sols) et les activités agricoles (types de rotation des cultures, travail du sol, fertilisations azotées appliquées) sont présentes. Les données météorologiques de 2006 à 2015 sont aussi décrites. Finalement, la dernière partie de ce chapitre traite de la vulnérabilité de l'aquifère face aux contaminants de surface.

2.1 L'AQUIFÈRE

2.1.1 Contexte géologique et histoire quaternaire

Le substrat rocheux de la région de Sainte-Luce est composé du groupe de Trois-Pistoles, faisant partie de la formation de la Rivière Ouelle. Ce groupe est composé principalement d'argilite, de schiste, de conglomérat et de grès feldspathique provenant de l'orogénèse Taconienne. Ces roches sont d'âge Cambro-Ordovicien (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015).

L'histoire quaternaire du Bas-Saint-Laurent fut marquée par les événements liés à la glaciation, à la déglaciation et à l'invasion marine lors des 30 000 à 40 000 dernières années (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015). À l'exception du fragment de bois de caribou (*Rangifer tarandus*) daté au ^{14}C à $40\,640 \pm 420$ BP observé dans la Moraine de Saint-Antonin (Harrington, 2003), l'ensemble des dépôts observés au Bas-Saint-Laurent appartient au dernier cycle glaciaire du Wisconsinien supérieur (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015). Le Bas-Saint-Laurent regorge de dépôts qui témoignent d'un historique glaciaire dynamique. Les vestiges laissés par le passage des glaciers ont donné lieu à des complexes géomorphologiques importants sur le territoire. La moraine de Saint-Antonin et le delta de Trois-Pistoles en sont de bon exemple. Dans la région de la MRC de la Mitis, le delta de contact glaciaire de Luceville représente un des corps sédimentaires les plus importants (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015).

2.1.2 Le delta de contact glaciaire de Luceville

D'une superficie d'environ 6 km², le delta de Luceville a été construit il y a près de 15 000 BP lors de la dernière phase de déglaciation (Hétu, 1998; Buffin-Bélanger *et al.*, 2015). Ce delta, dont la majorité du replat se situe à une altitude entre 135-140 m, a été formé lors du retrait de la calotte appalachienne. Lors du retrait glaciaire, la marge de la calotte s'est stabilisée sur le flanc nord des barres appalachiennes émergées, servant de point d'ancrage au glacier et laissant place à un delta de contact glaciaire. Trois gorges fluvioglaciaires en assuraient l'alimentation (Hétu, 1998). Le relevé LIDAR (Figure 2.2a) effectué par l'équipe du PACES-NEBSL montre la forme des trois lobes deltaïques, des deux moraines frontales et des différents chenaux fluvioglaciaires laissés lors du passage et du retrait du glacier. Les formes fuselées dans le substrat rocheux indiquent un écoulement du glacier appalachien orienté vers le Nord-Est. La Figure 2.2b montre l'épaisseur des dépôts deltaïques et la Figure 2.2c montre le contact entre les lits sommitaux inclinés vers le nord qui recourent une importante séquence de lits frontaux (Hétu, 1998). Les dépôts meubles possèdent une épaisseur entre 10 et 35 mètres (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015). Étant donné la nature grossière et perméable de ces sédiments, les deltas représentent des zones intéressantes d'un point de vue hydrogéologique par leurs facilités à bien transmettre l'eau.

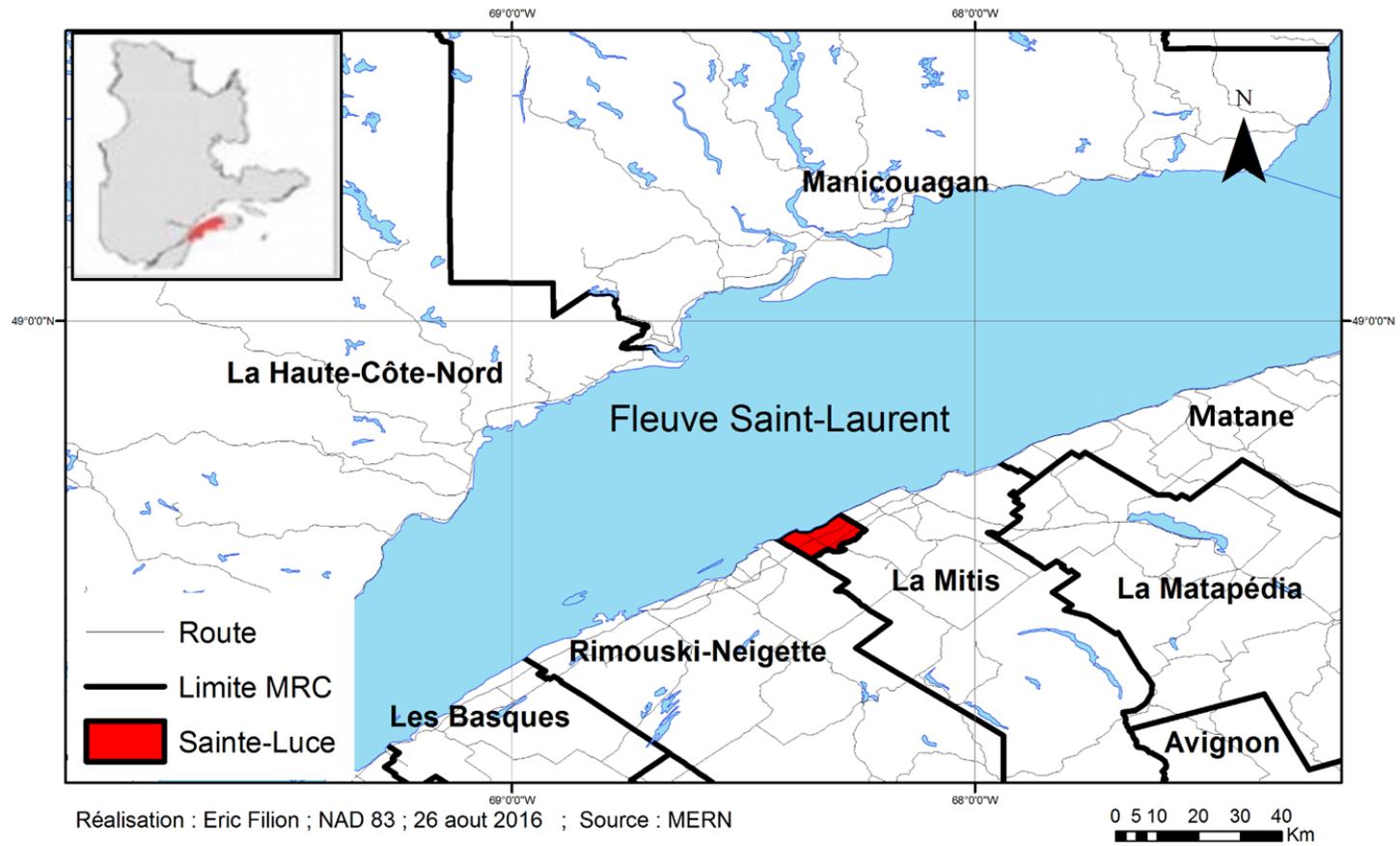


Figure 2.1 : Carte de localisation de la municipalité de Sainte-Luce

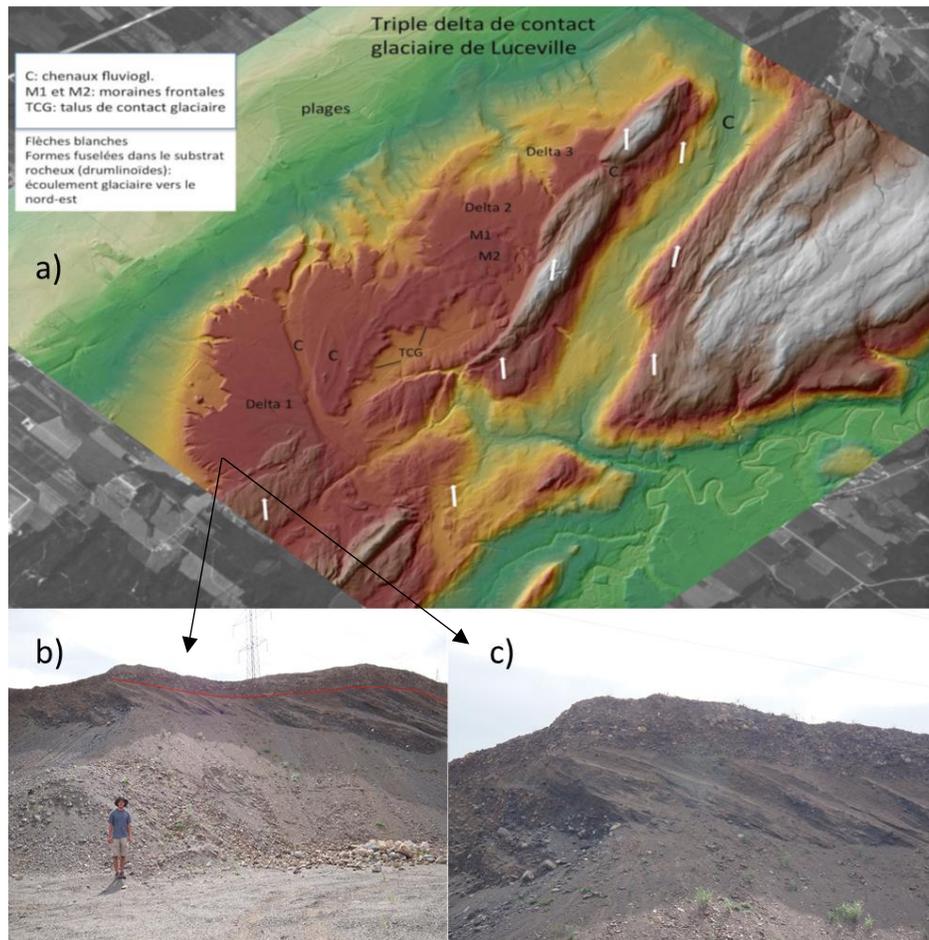


Figure 2.2 : a) Interprétation géomorphologique de la région de Sainte-Luce à partir d'un relevé LIDAR aéroporté. On remarque la présence des trois lobes deltaïques, des principaux chenaux fluvioglaciaires(C), du talus de contact glaciaire (TCG) ainsi que les 2 moraines frontales (M1 et M2). On observe aussi les plages laissées suite à l'invasion de la mer de Goldthwait. Les flèches blanches indiquent le sens de l'écoulement de la calotte appalachienne, déterminées à partir des formes fuselées observées sur le substrat rocheux (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015) b) photo du delta de Luceville. La ligne rouge montre le contact entre les lits sommitaux faiblement inclinés et les lits deltaïques fortement inclinés et c) photo du contact entre les lits sommitaux et les lits deltaïques.

2.1.3 Contexte hydrogéologique

Le delta de Luceville représente un aquifère important dans la région. L'absence d'argile marine recouvrant ce corps sédimentaire lui confère les propriétés d'un aquifère granulaire en condition de nappe libre (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015). La zone non saturée de l'aquifère a une épaisseur de 13 à 19 m et la zone saturée possède une épaisseur de ~3.5 m. Comme 60 % de la population du Bas-Saint-Laurent, la municipalité de Sainte-Luce s'approvisionne majoritairement (86 %) en eau potable à partir de l'eau souterraine tandis que l'eau de surface en alimente 14 % de la population (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015). Le système de captation de l'eau souterraine à Sainte-Luce fonctionne de façon gravitaire et ne nécessite aucun système de pompage. Plusieurs galeries (drain) de captages horizontaux sont installées à une faible profondeur dans talus sableux où l'eau souterraine est captée et dirigée vers des collecteurs. Celle-ci est donc captée avant de faire résurgence à la surface. Les collecteurs d'eau sont reliés à des réservoirs et l'eau potable est ensuite dirigée vers les citoyens de Sainte-Luce via le système d'aqueduc municipal (Michaud, 2014). La chloration est le seul procédé avant la distribution de l'eau potable.

L'aire d'alimentation des systèmes de captage de l'eau souterraine couvre une surface totale de 216 ha (2.16 km²). La zone bactériologique couvre 92 ha (0.92 km²), la zone virologique couvre 108 ha (1.08 km²) et le périmètre de protection éloigné, nommé « hors zone » couvre 16 ha (0.16 km²) (Ferté et Drainville, 2013). Six piézomètres d'observations sont installés en amont hydraulique des ouvrages de captation afin d'y faire un suivi des niveaux de la nappe. La Figure 2.3 montre l'emplacement des ouvrages de captage, les six piézomètres d'observations, l'aire d'alimentation, les différentes aires de protections, la coupe stratigraphique et l'emplacement de la station météorologique. On remarque que l'aire de d'alimentation de l'eau souterraine présente une forme « inhabituelle » puisque le système de captage de l'eau repose sur une technique « peu

conventionnelle » qui consiste en une série de drains horizontaux installés dans la zone saturée de l'aquifère, contrairement à un système de pompage plus « conventionnel »..

Les unités stratigraphiques rencontrées lors des forages des piézomètres 4, 5 et 6 sont décrites dans les Tableau 2.1, Tableau 2.2, Tableau 2.3 et les rapports complets de forages sont joints en annexes (ANNEXE I, ANNEXE II, ANNEXE III). Ces rapports indiquent que l'aquifère est composé principalement de dépôts grossiers (sable, gravier) avec une présence de silt. Il est à noter que le piézomètre 4 possède une couche de 1.83 m de silt argileux entre la profondeur de 10.97 à 12.19 m, qui pourrait rendre l'aquifère plutôt semi-captif à cet endroit. Une coupe stratigraphique effectuée sur le site d'étude est montrée à la Figure 2.4.

2.1.4 Propriétés hydrauliques de l'aquifère de Sainte-Luce

Selon l'étude hydrogéologique effectuée par la firme de génie-Conseil AKIFER en 2007 (Michaud, 2009), un débit estimé de 2 111 m³/jour est capté par l'ensemble des ouvrages de captage de l'eau souterraine et la consommation totale annuelle d'eau par la municipalité est évaluée à 571 519 m³ (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015). La porosité totale est de 0.2 (sans unité), le gradient hydraulique est de 0.013 (sans unité), la conductivité hydraulique est de 2.0×10^{-4} m/s, l'épaisseur de la zone saturée est de 3.5 m et la transmissivité est de 7.0×10^{-4} m²/s (Michaud, 2007). Le gradient hydraulique est orienté vers le Nord (Mission HGE, 1987)

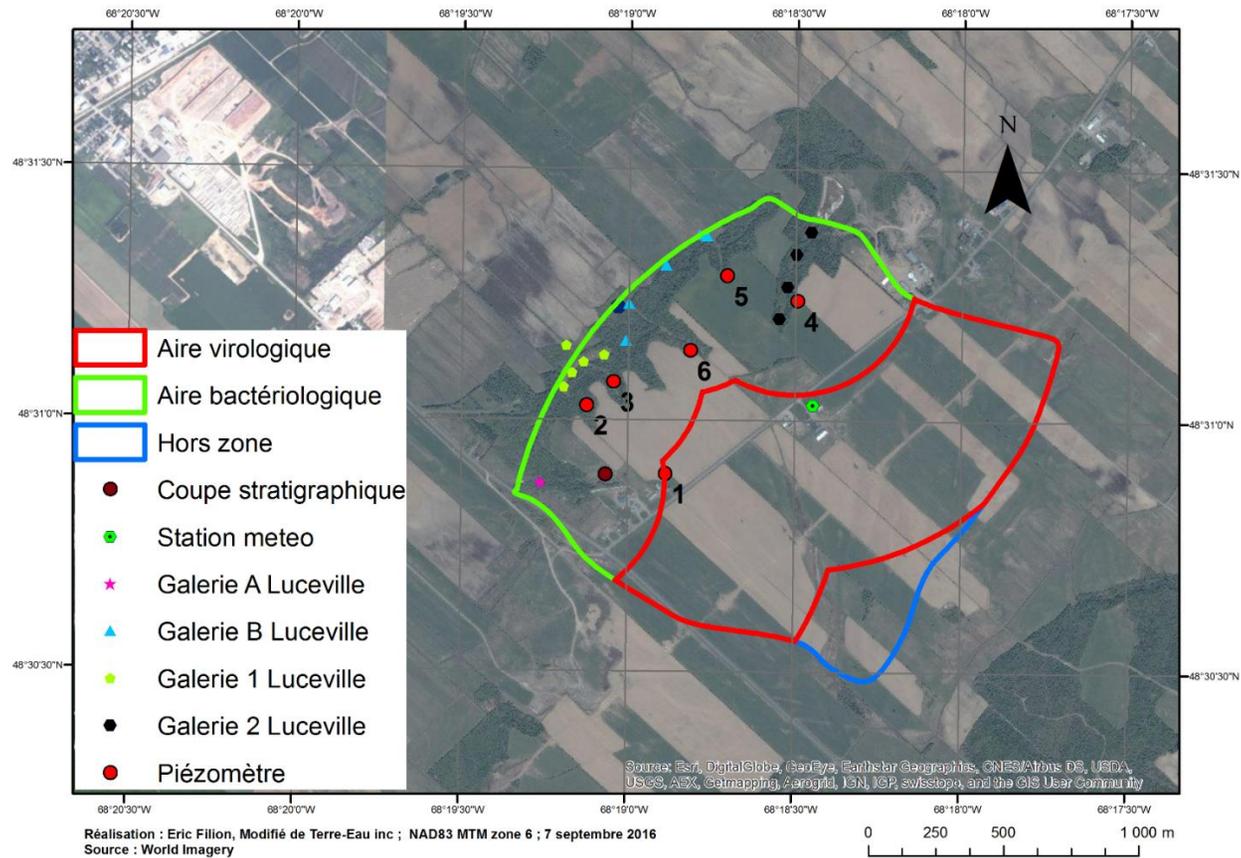


Figure 2.3 : Aire d'alimentation de l'eau souterraine de la municipalité de Sainte-Luce ainsi que l'aire bactériologique et virologique. L'emplacement des six piézomètres, de la coupe stratigraphique, de la station météorologique et des différents ouvrages de captage de l'eau souterraine sont montrés sur la carte.

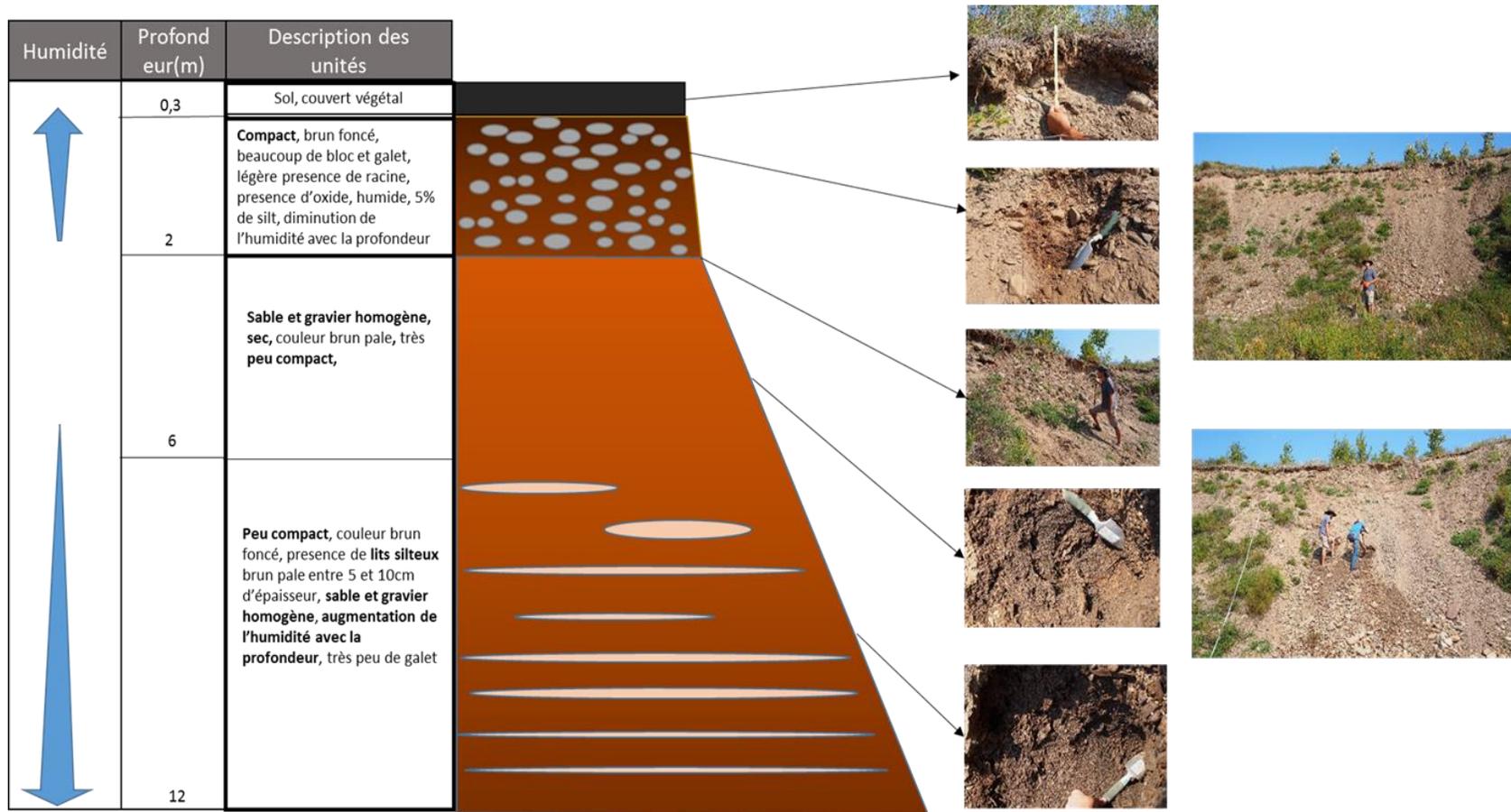


Figure 2.4 : Coupe stratigraphique à l'intérieur de l'aire de captation de l'eau souterraine de Sainte-Luce effectuée le 7 septembre 2016. Se référer à la Figure 2.3 pour la localisation.

Tableau 2.1 : Stratigraphie du piézomètre 4

Profondeur (m)	Stratigraphie
0.00 à 0.15	Couvert végétal
0.15 à 9.14	Silt, sable et gravier compact brun
9.14 à 10.97	Silt argileux, un peu de sable et gravier, brun
10.97 à 12.19	Silt, sable et gravier, brun-rouge
12.19 à 16.15	Sable fin silteux, traces à peu de gravier, brun
Profondeur de la nappe d'eau (11-06-2008)	13.01m

*Source : Michaud (2009)

Tableau 2.2 : Stratigraphie du piézomètre 5

Profondeur (m)	Stratigraphie
0.00 à 0.15	Couvert végétal
0.15 à 10.97	Silt, sable et gravier compact, brun
10.97 à 16.15	Sable et gravier, un peu de silt, brun
16.15 à 22.25	Sable fin avec un peu de silt, brun
Profondeur de la nappe d'eau (12-06-2008)	19.08m

*Source : Michaud (2009)

Tableau 2.3 : Stratigraphie du piézomètre 6

Profondeur (m)	Stratigraphie
0.00 à 0.15	Couvert végétal
0.15 à 16.15	Silt, sable et gravier très compact, brun
16.15 à 17.68	Sable et gravier, un peu de silt, brun
17.68 à 19.20	Sable fin, traces à peu de silt, traces de gravier fin, brun
Profondeur de la nappe d'eau (13-06-2008)	13.79m

*Source : Michaud (2009)

2.1.5 Dynamique régionale de recharge des aquifères du NEBSL

Les analyses d'éléments dissous sur plus de 144 échantillons d'eau souterraine montrent que les aquifères régionaux du NEBSL sont caractérisés par une eau de type carbonaté-calcique (Ca-HCO_3^-) peu minéralisé. Ce faciès géochimique indique une recharge récente et un temps de résidence rapide de l'eau d'infiltration. Cette tendance globale est expliquée par le fait que près de 77% du territoire couvert par le PACES se trouve dans des conditions de nappe libre (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015). De plus, les analyses d'isotopes stables de l'eau ($\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$) confirment la contribution significative de l'eau de fonte dans la recharge des aquifères. Les résultats montrent que les eaux souterraines du NEBSL sont caractérisés par une signature isotopique pauvre en $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ avec une valeur moyenne régionale de $-12.4 \pm 1.0\text{‰}$ et $-86.6 \pm 8.3\text{‰}$ respectivement (Chaillou *et al.*, soumis). Basé sur une signature isotopique moyenne des précipitations liquides ($-7.5 \pm 2.6\text{‰}$ $\delta^{18}\text{O}$ et $-53.2 \pm 15.7\text{‰}$ $\delta^2\text{H}$) et solide ($-17.2 \pm 3.1\text{‰}$ $\delta^{18}\text{O}$ et $-122.2 \pm 21.9\text{‰}$ $\delta^2\text{H}$), Chaillou *et al.* (soumis) estiment que la neige contribue entre 33 et 81% de la signature isotopique de l'eau souterraine, avec les plus fortes contributions pour les échantillons d'eau collectés dans les aquifères granulaires libres, comme celui du delta de Luceville. Les aquifères régionaux du NEBSL montrent donc une tendance régionale où l'eau de fonte et les précipitations froides du printemps représentent la principale période de recharge.

2.2 LE SOL

2.2.1 Contexte pédologique

Les sols présents dans l'aire d'alimentation de l'eau souterraine de Sainte-Luce font partie des sols de la série Neigette. Ceux-ci se sont développés à partir des sédiments pro-glaciaires ou juxtaglaciaires laissés lors des épisodes quaternaires (Bélanger *et al.*, 1989). Le matériel original est composé de loam sableux, graveleux et caillouteux. Les sols de la série Neigette sont caractérisés par une faible capacité de rétention en eau et en éléments nutritifs dû à la faible teneur en argile du matériau originel (Bélanger *et al.*, 1989). Ceux-ci possèdent une tendance naturelle à l'acidification et possèdent un drainage généralement bon à rapide partout. La zone d'étude est caractérisée par des pentes faibles, en général de l'ordre de 1% et moins, comme l'indique la Figure 2.5a. Pour l'ensemble du site d'étude, le sol est bien drainé et aucun réseau de drainage agricole n'y est installé (Figure 2.5b). La classe de sol est graveleuse (Figure 2.5c) et le type de sol est un loam (Figure 2.5d).

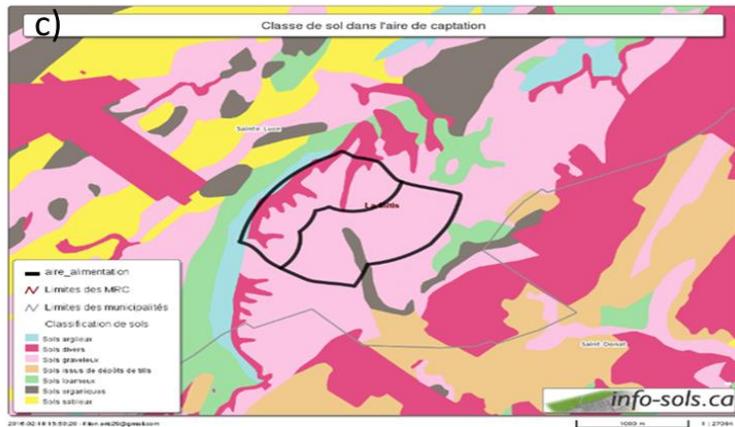
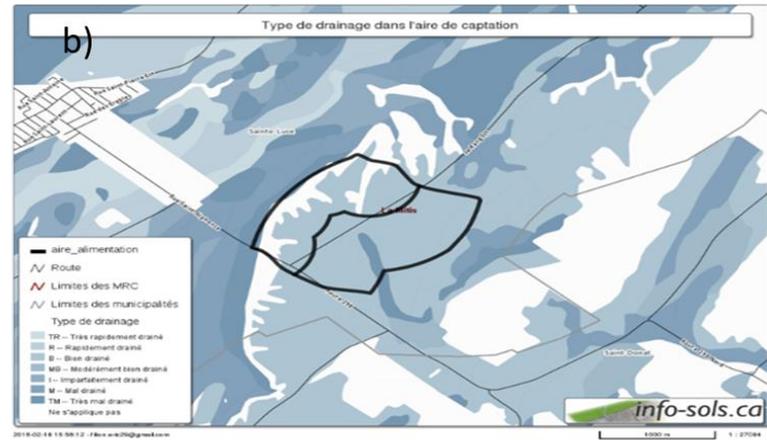
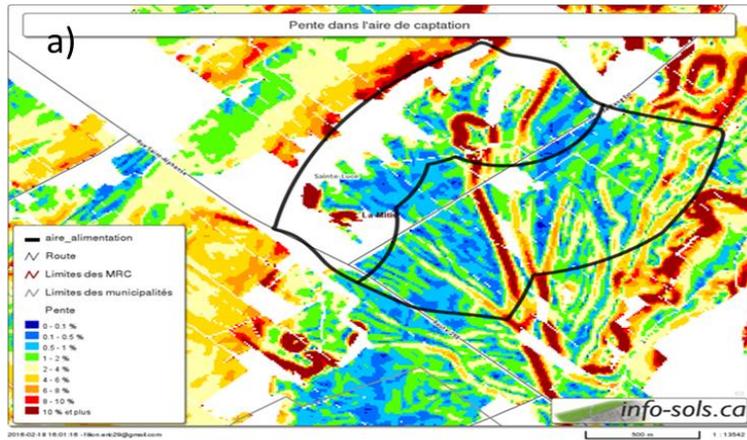


Figure 2.5 : a) Pente dans l'aire d'alimentation de l'eau souterraine de Sainte-Luce, b) Type de drainage, c) Classe de sol et d) Type de sol

2.2.2 Pratiques agricoles

Utilisation du territoire

Les activités agricoles couvrent près de 75 % de l'aire d'alimentation. Les secteurs boisés et arbustifs occupent environ 20% du territoire et les résidences, les routes et les chemins en couvrent approximativement 5% (Ferté et Drainville, 2013).

Les pratiques de fertilisation et les types de cultures

Huit entreprises agricoles cultivent à l'intérieur de l'aire d'alimentation et elles sont toutes dans l'obligation de suivre un PAEF (Plan agroenvironnemental de fertilisation) réalisé par des agronomes. Les quatre plus grandes entreprises utilisent de l'engrais minéral uniquement. Parmi elles, trois pratiquent le fractionnement de l'azote en deux applications, selon les types cultures qui ont une demande en azote élevée (Ferté et Drainville, 2013). Les types de cultures pratiquées dans l'aire d'alimentation varient en fonction des années et du type de rotation, mais les cultures retrouvées sont :

- Avoine
- Blé
- Canola
- Graminée
- Maïs
- Légumineuse
- Orge
- Lin
- Soya
- Friche
- Pâturage

La Figure 2.6 montre l'historique des cultures des parcelles agricoles entre 2011 et 2014 et le Tableau 2.4 montre les applications totales de fertilisants azotés (sous forme minérale et/ou organique) appliqués annuellement dans l'aire d'alimentation entre 2012 et

2015. Une seule entreprise sur huit pratique le travail réduit du sol (Ferté et Drainville, 2013) et aucune culture de couverture (engrais verts intercalaires, engrais vert en dérobé ou cultures d'automne) n'est utilisée sur les parcelles agricoles (Ferté et Drainville, 2013).

Tableau 2.4 : Application totale d'engrais azotée N (minéral et/ou organique)

Année	Application totale d'azote N (kg)
2012	12 301
2013	9 104
2014	7447
2015	7123

* Application totale d'engrais azotés (minéral et/ou organique) sur l'ensemble des parcelles agricoles entre 2012 et 2015

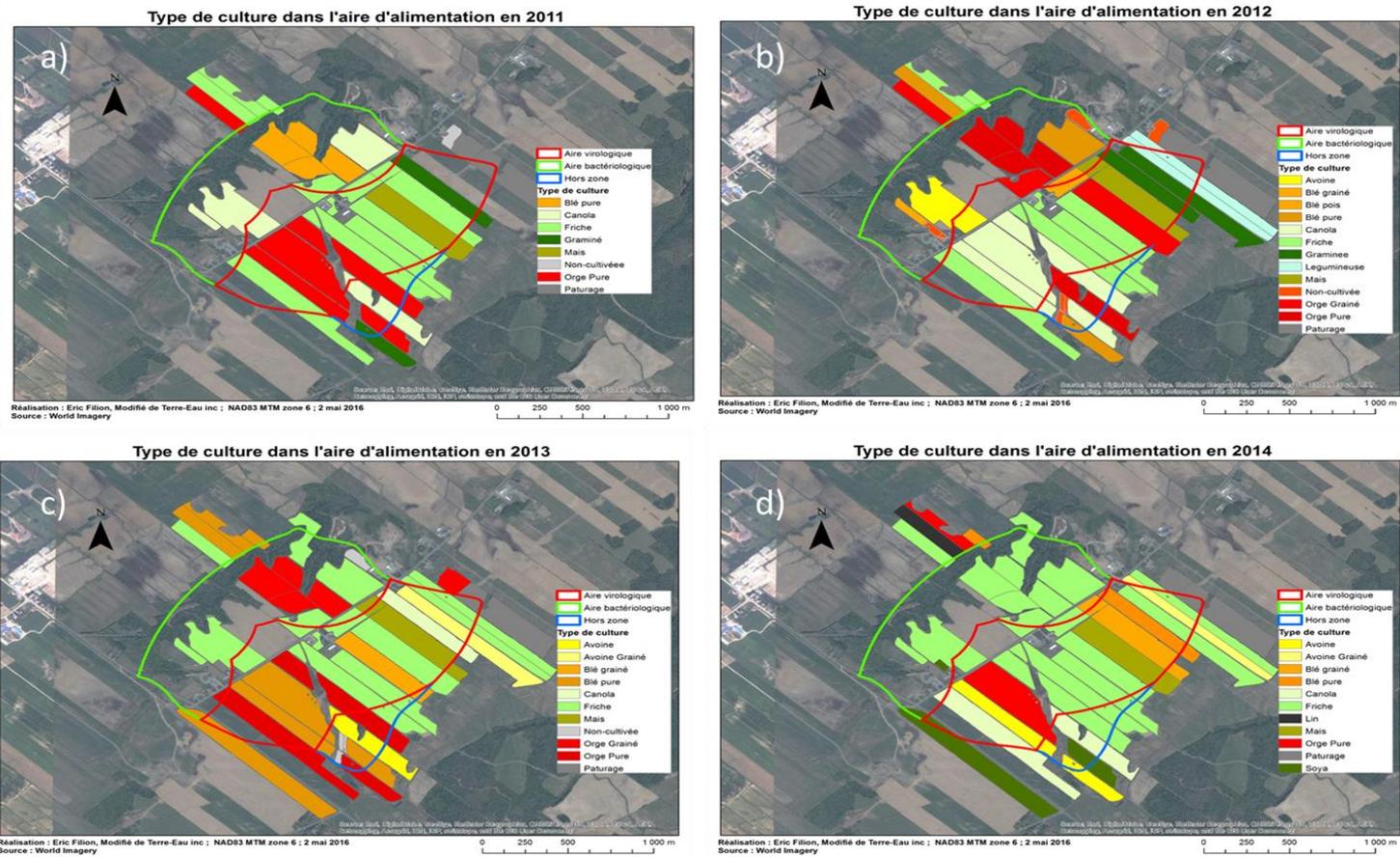


Figure 2.6 : Types de cultures pratiquées au sein des différentes portions de l'aire d'alimentation de l'eau souterraine de Sainte-Luce. a) 2011, b) 2012, c) 2013 et d) 2014

Rotation des cultures

Trois types de rotation sont effectués (Ferté et Drainville, 2013) :

Intensives : Ce sont des parcelles qui sont occupées par des cultures annuelles pendant plus de trois années consécutives. Les cultures pratiquées incluent des céréales (orge, blé) et le canola. Les cultures intensives couvrent près du tiers de l'aire d'alimentation entre 2007 et 2012 (Ferté et Drainville, 2013).

Semi-intensives : Ce sont des parcelles qui sont laissées en prairies tant que celles-ci sont productives (4 à 8 ans selon les cas). Elles sont ensuite cultivées en céréales, en canola ou en maïs durant trois années consécutives avant de retourner en prairies. Ces parcelles représentent près de 40% de l'aire d'alimentation, dont la moitié de la superficie de l'aire bactériologique (Ferté et Drainville, 2013).

Extensives : Ce sont des parcelles qui sont laissées en prairies tant que celles-ci sont productives (plus de 5 ans selon les cas) et qui sont ensuite réimplantées en prairies dès la première année (« céréales grainées » ou « semi-pur de prairie»). Cette catégorie inclut également le pâturage ou les prairies depuis de nombreuses années sans avoir été réimplantée. Cette rotation représente moins de 20% des superficies cultivées dans l'aire d'alimentation (Ferté et Drainville, 2013).

2.5 DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

Le Territoire du Nord-Est-du-Bas-Saint-Laurent est caractérisé par un climat de type subpolaire subhumide intermédiaire influencé par les courants froids en provenance du fleuve Saint-Laurent et des Appalaches (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015). Une station météorologique a été installée à Sainte-Luce entre 2006 et 2014 (Figure 2.3). Les données sont prises quotidiennement par un observateur (c'est-à-dire que la prise de donnée est effectuée par un humain et non par une station météorologique automatique). Il est à noter que cette station a été fermée le 10 octobre 2014 et qu'après cette date, les données météorologiques utilisées sont celles de la station météorologique de Mont-Joli (Lat : 48.58567°, Long : -68.142462°, alt : 85 m), située à 14 km du site d'étude. De plus, quelques données de la station météorologique de Mont-Joli sont utilisées afin de combler certaines valeurs manquantes pour la station de Sainte-Luce entre 2006 et 2014. Les valeurs manquantes correspondent à des périodes d'environ deux à dix jours où l'observateur était absent pour la prise de donnée. Les données enregistrées sont :

- Température maximale quotidienne (°C)
- Température minimale quotidienne (°C)
- Température moyenne quotidienne (°C)
- Pluie quotidienne (mm)
- Neige quotidienne (cm)
- Précipitation totale (mm)
- Hauteur du couvert de neige (cm)

La Figure 2.7 montre la température moyenne quotidienne (°C), les précipitations liquides quotidiennes (mm) et les précipitations solides quotidiennes (cm) entre le 1er janvier 2006 et le 31 décembre 2015. Les températures moyennes varient généralement entre 22°C en été à -20°C en hiver. La température moyenne annuelle est de 4.1°C. La moyenne des précipitations liquides annuelles est de 687 mm et de 290 cm pour les

précipitations solides, pour un total de 977 mm (selon un ratio de 1 cm de neige = 1 mm d'eau) (Figure 2.8). Cette valeur est plus faible que celle reportée par les 14 stations météorologiques situées à l'intérieur du territoire du PACES-NEBSL, montrant une moyenne annuelle de 1091 mm (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015). Les précipitations annuelles sont faibles entre 2010 et 2015 (Figure 2.8). La moyenne des précipitations annuelles totales entre 2006 et 2009 (inclusivement) est de 1078 mm, tandis que cette valeur diminue à 909 mm entre 2010 et 2015 (inclusivement). C'est surtout sous forme solide que les précipitations ont baissé, où une somme annuelle moyenne de 377 cm est enregistrée entre 2006 et 2009, contrairement à une somme annuelle moyenne de 231 cm entre 2010 et 2015.

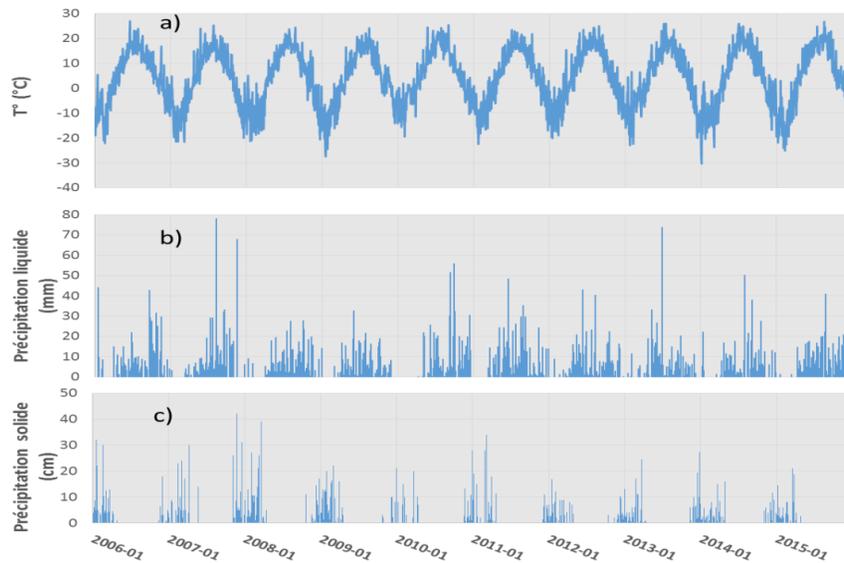


Figure 2.7 : a) Température moyenne quotidienne (°C), b) Précipitation liquide quotidienne (mm) et c) Précipitation solide quotidienne (cm) enregistrée à la station météorologique de Sainte-Luce entre le 1er janvier 2006 et le 31 décembre 2015

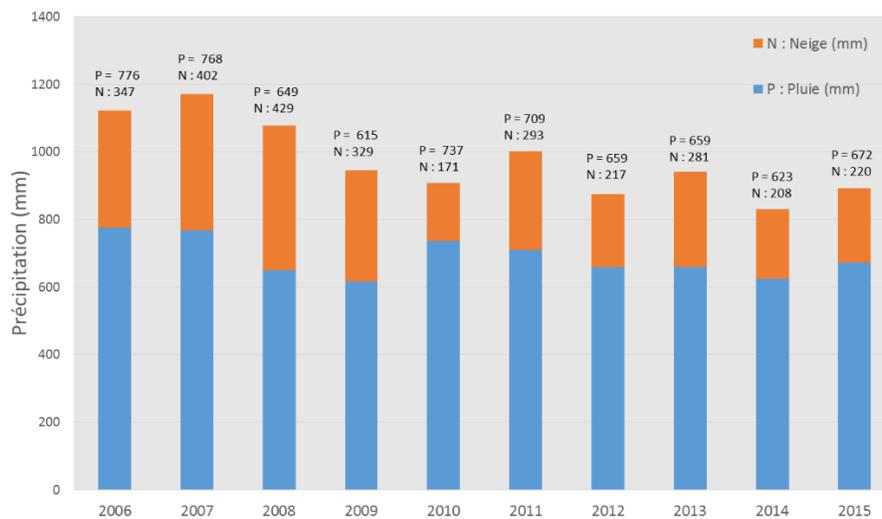


Figure 2.8 : Histogramme compilé des précipitations totales annuelles sous forme solide et liquide. Les valeurs de précipitations solides sont converties en mm avec un ratio 1:10 (1 cm de neige = 1 mm d'eau)

2.6 VULNÉRABILITÉ DE L'AQUIFÈRE

2.6.1 Indice DRASTIC

Dans la réglementation québécoise, l'indice DRASTIC est utilisé afin d'établir la vulnérabilité intrinsèque d'un aquifère face aux potentielles contaminations venant de la surface. Pour l'aquifère de Sainte-Luce, l'indice DRASTIC est évalué à 105 (Michaud 2009), ce qui lui attribue une vulnérabilité de classe moyenne (Mercier-Shanks, 2016). Le Tableau 2.5 montre le poids, la cote et l'indice DRASTIC total calculé pour chaque paramètre de l'équation. On observe que les pentes faibles (topographie) et une recharge annuelle faible viennent augmenter la vulnérabilité de l'aquifère, tandis qu'une conductivité hydraulique élevée et une zone vadose classée généralement imperméable (cote de 3 sur 10) viennent diminuer la vulnérabilité de l'aquifère.

Tableau 2.5 : Indice DRASTIC pour l'aquifère de Sainte-Luce

Paramètres	Poids (P)	Cote (C)	Indice (I = P x C)
Profondeur de l'eau	5	5	25
Recharge annuelle	4	8	32
Milieu aquifère	3	4	12
Type de sol	2	4	8
Topographie	1	10	10
Impact de la zone vadose	5	3	15
Conductivité hydraulique	3	1	3
Indice DRASTIC (I)	105		
Indice en %	40,4 %		

*Source : Michaud (2009)

2.6.2 Concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine

À des fins réglementaires, la municipalité de Sainte-Luce doit faire analyser régulièrement (~mensuellement) l'eau dans les ouvrages de captage. La Figure 2.8a montre les concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine entre 2008 et 2016 pour les six piézomètres d'observation et la Figure 2.8b montre les concentrations en NO_3^- de 2011 à 2016 dans les galeries de captage. La norme québécoise dans l'eau potable, fixée à 10 mg-N- $\text{NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ /L, a été dépassé à quelques reprises au cours de l'année 2011 pour le piézomètre 6 et a été dépassée à quelques reprises entre 2012 à 2015 pour le piézomètre 4. Quant à lui, le seuil de 5 mg-N- $\text{NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ /L établis dans le RPEP afin de moduler certaines pratiques agricoles (représenté par la ligne noir sur la Figure 2.9), a été dépassé à plusieurs reprises au cours des six dernières années dans le piézomètre 3,4 et 6. Ce règlement du RPEP s'adresse uniquement pour l'eau contenue dans les ouvrages de captage de l'eau souterraine. Dans les galeries de captage, la norme québécoise n'a jamais été dépassée mais le seuil de 5 mg-N- $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ /L a été dépassé à plusieurs reprises depuis 2011.

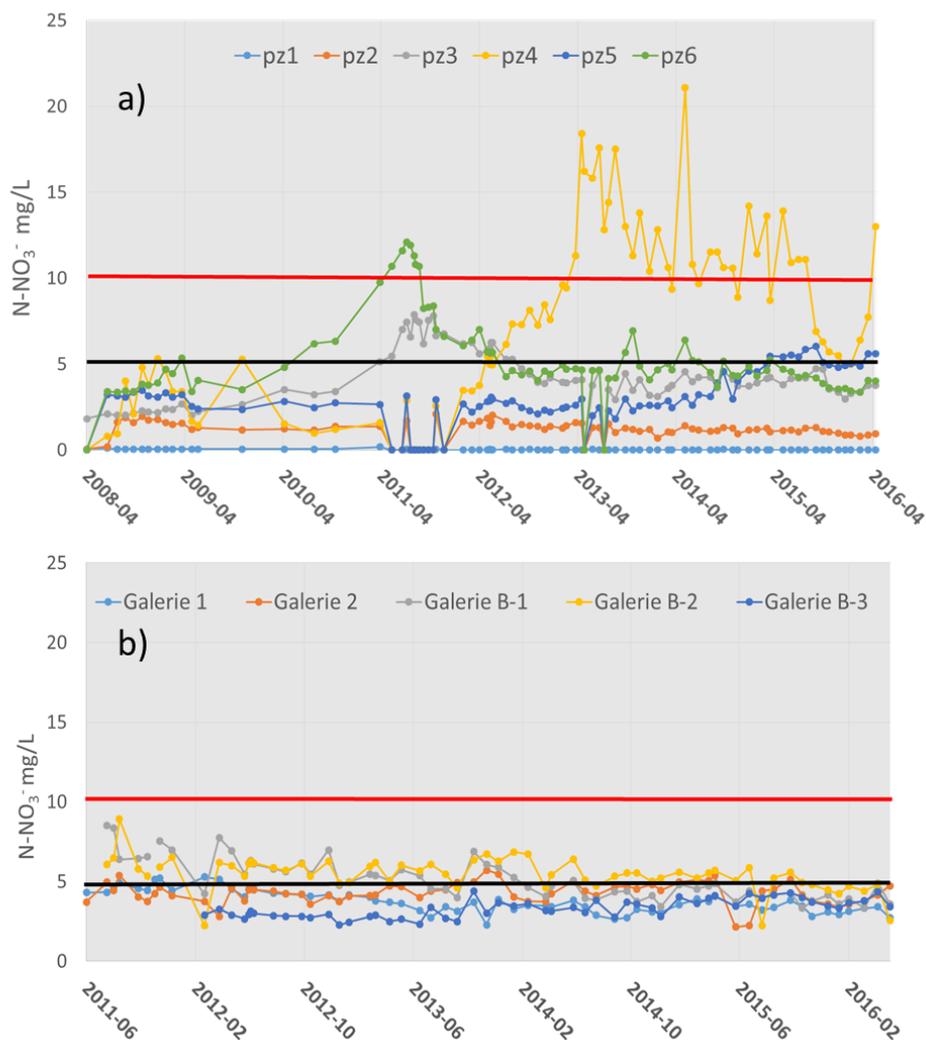


Figure 2.9 a) Concentrations en mg-N-NO₃⁻+N-NO₂⁻/L dans les six piézomètres d'observation b) Concentrations en mg-N-NO₃⁻+N-NO₂⁻/L dans les différentes galeries de captage de l'eau souterraine. La ligne rouge représente la norme québécoise de 10mg-N-NO₃⁻+N-NO₂⁻/L dans l'eau potable et la ligne noire représente le seuil de 5 mg-N-NO₃⁻+N-NO₂⁻/L établie dans le RPEP afin de moduler certaines pratiques agricoles. Il est à noter que le RPEP s'applique seulement aux galeries de captage.

2.6.3 Contexte du projet de recherche

Les fortes concentrations en NO_3^- observées dans les piézomètres et dans les ouvrages de captage de l'eau souterraine ont forcé les intervenants locaux à réagir. En plus de présenter certains risques sur la santé humaine associés à des concentrations en NO_3^- trop élevées dans l'eau potable, le dépassement des normes peut entraîner des conséquences sur les pratiques agricoles. Les trois articles du RPEP concernant les dispositions agricoles en fonctions des concentrations en NO_3^- dans une eau souterraine de catégorie de type 1 sont énumérés comme suit (<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/prelevements/reglement-prelevement-protection/>) :

*Article 59, alinéa 2. L'aménagement d'une cour d'exercice et le stockage, à même le sol, de déjections animales, de matières fertilisantes azotées, de compost de ferme ou de matières résiduelles fertilisantes non certifiées conformes aux normes CAN/BNQ 0413-200, CAN/BNQ 0413-400 ou BNQ 419-090 sont **interdits**: dans l'aire de protection virologique d'un prélèvement d'eau souterraine lorsque la concentration en nitrates + nitrites (exprimée en N) de l'eau échantillonnée conformément au Règlement sur la qualité de l'eau potable (chapitre Q-2, r. 40) est supérieure à **5 mg/l** à **2 reprises** ou plus sur une période de 2 ans*

*Article 63, alinéa 2 : Le pâturage et l'épandage de déjections animales, de compost de ferme ou de matières résiduelles fertilisantes non certifiées conformes aux normes CAN/BNQ 0413-200, CAN/BNQ 0413-400 ou BNQ 419-090 sont **interdits** dans l'aire de **protection virologique** d'un prélèvement d'eau souterraine lorsque la concentration en NO_3^- + nitrites (exprimée en N) de l'eau échantillonnée conformément au Règlement sur la qualité de l'eau potable (chapitre Q-2, r. 40) est supérieure à **10 mg/l** à **2 reprises** ou plus sur une période de 2 ans.*

*Article 64, alinéa 2 : Le pâturage et l'épandage de déjections animales, de compost de ferme ou de matières résiduelles fertilisantes doivent être effectués conformément à la recommandation d'un professionnel dans l'aire de **protection intermédiaire virologique** d'un prélèvement d'eau souterraine lorsque la concentration en NO_3^- + nitrites (exprimée en N) de l'eau échantillonnée conformément au Règlement sur la qualité de l'eau potable (chapitre Q-2, r. 40) est supérieure à **5 mg/l** à **2 reprises** ou plus sur une période de 2 ans.*

Pour préserver la qualité de l'eau potable tout en maintenant la pérennité des activités agricoles, la municipalité de Sainte-Luce a mandaté en mars 2013 la firme en agro-conseil Terre-Eau inc. afin d'y établir un diagnostic d'intervention. Celle-ci a ensuite fait appel à l'UQAR et à l'équipe du PACES-NEBSL afin de bénéficier des connaissances plus approfondies en hydrogéologie. C'est donc en partenariat avec Terre-Eau inc. que ce projet de maîtrise s'inscrit dans un contexte de préservation de la qualité de l'eau souterraine à Sainte-Luce et vise plus précisément à mieux documenter le cycle de l'azote dans les sols agricoles de Sainte-Luce et à mieux comprendre la connectivité entre les activités de surface et la qualité de l'eau souterraine.

CHAPITRE 3

DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DU N INORGANIQUE ET IMPACT DU CHAULAGE ET D'UN AMENDEMENT EN SCIURE DE BOIS SUR LA BIODISPONIBILITÉ DU N

Depuis les années 1970, de nombreuses études ont montré le lien entre les contaminations en NO_3^- dans les eaux souterraines et les pratiques agricoles, dont l'utilisation des fertilisants azotés (Primeau et Grimard, 1989; Bergstrom et Jarvis, 1991; Lasserre *et al.*, 1999; Gestion durable des eaux souterraines au Canada, 2007 ; Wang *et al.*, 2016). Afin de préserver la qualité de l'eau en milieu agricole, il est important de gérer adéquatement la fertilisation en N. Une fertilisation azotée adéquate implique une assimilation efficace et optimale de l'azote par les plantes. Cela nécessite de bien connaître l'impact des pratiques culturales choisies, de bien connaître la demande en azote pour chaque plante, de bien connaître l'impact des fertilisants azotés utilisés (minérale ou/et organique) et finalement, cela nécessite d'avoir une bonne compréhension de la dynamique de l'azote dans le sol. Ce chapitre s'intéresse à:

- 1) Documenter la dynamique saisonnière de l'azote au sein d'un sol agricole de Sainte-Luce
- 2) Tester expérimentalement l'impact de deux pratiques culturales, soit le chaulage et un amendement en matière riche en carbone, sur la biodisponibilité du N dans sol

3.1 MÉTHODOLOGIE

Afin de documenter la dynamique de l'azote au sein d'une saison agricole, des analyses de sol ont été effectuées sur une parcelle expérimentale située à l'intérieur de l'aire d'alimentation de l'eau souterraine de la municipalité de Sainte-Luce sur cinq périodes d'échantillonnage entre 2014-2015. Pour tester l'effet du chaulage et d'un amendement

riche en carbone sur la biodisponibilité du N, des parcelles ont été chaulées à une teneur de 3 tonnes/ha et d'autres parcelles ont été amendées en sciure de bois à une teneur de 8 tonnes/ha.

3.1.1 Parcelle expérimentale

La parcelle expérimentale, mise à disposition par Terre-Eau inc, est située sur le 3^e rang Est à Sainte-Luce (Figure 3.1a). C'est une parcelle d'une superficie de 1.95 ha qui est en friche depuis plus de cinq ans. Le sol de la parcelle expérimentale fait partie des sols de la série Neigette (revoir à partir de la page 46 pour la description des sols). La classe texturale est un loam (44% sable, 30% limon, 26% argile). La CEC est de 22.8 meq/100g, le rapport C/N est de 13.3 et le pourcentage de matière organique est de 7. Le pH initial du sol est de 5.9. L'analyse complète par l'entreprise AgroEnviroLab est jointe en annexe (ANNEXE IV) et les paramètres physiques sont résumés dans le Tableau 3.1. La végétation de ce site en 2015 est constituée de prairie. Cette parcelle expérimentale a été choisie puisqu'elle représente un sol typique de l'aire d'étude. La Figure 3.2a montre une coupe pédologique sur une profondeur de 0-70 cm et la description des horizons de sol est illustrée au Tableau 3.2. La conductivité hydraulique de la zone non-saturée a été estimée à l'aide d'un perméamètre de Guelph. Deux essais ont été effectués à l'intérieur de la parcelle expérimentale. Les valeurs obtenues sont respectivement de 2.74×10^{-3} et 1.03×10^{-3} cm/s, pour une valeur moyenne de 1.89×10^{-3} cm/s. Cette valeur est typique de dépôts meubles allant de silt sableux, de sable fin bien trié et de dépôts de plaine d'épandage, selon les valeurs théoriques reportées par Fetter (1994) Cette valeur est aussi comparable aux valeurs moyennes de conductivité hydraulique reportées par le PACES-NEBSL pour les dépôts deltaïques et les dépôts fluvioglaciers de la région (Buffin-Bélanger *et al.*, 2015), qui sont respectivement de 1.38×10^{-3} cm/s (n=4) et de 2.47×10^{-3} cm/s (n=19).

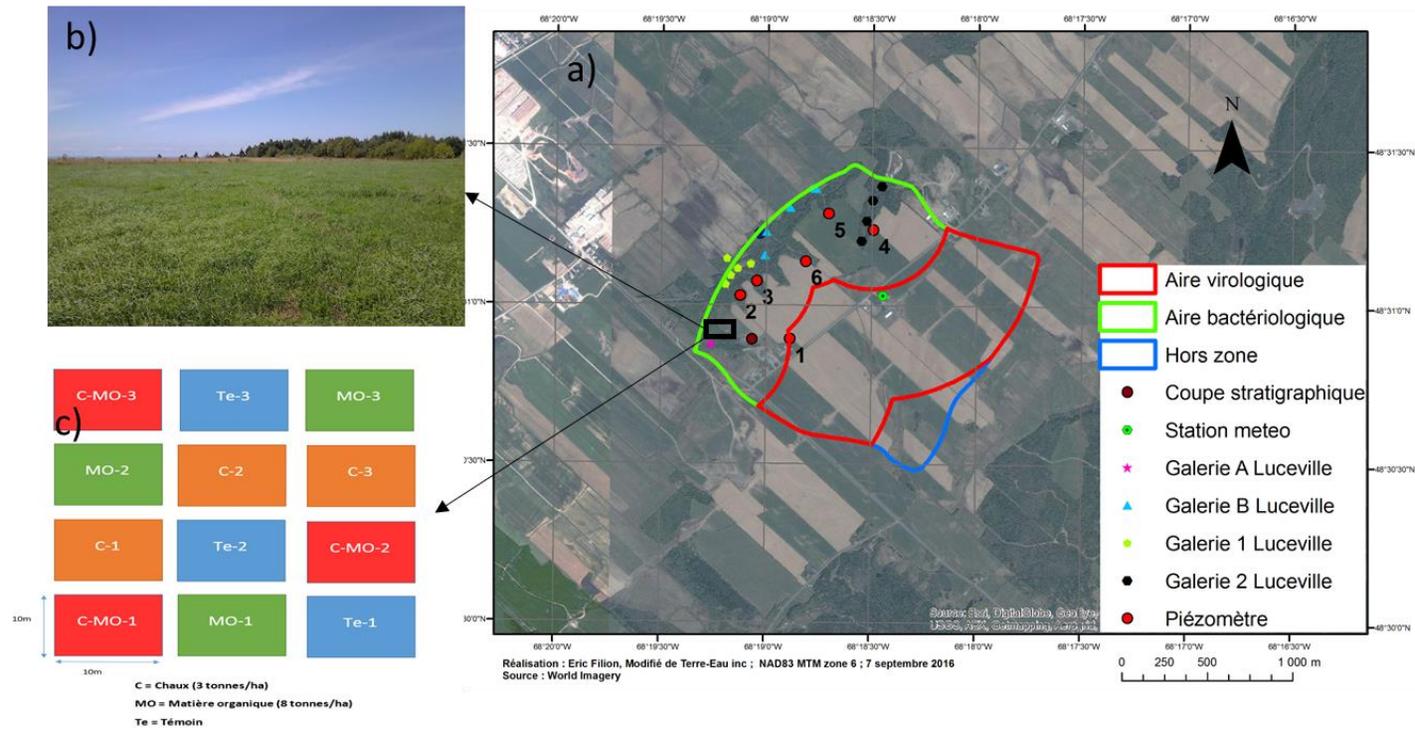


Figure 3.1 : a) Localisation de la parcelle expérimentale dans l'aire de captation de l'eau souterraine de la municipalité de Sainte-Luce, b) Photo de la parcelle expérimentale prise le 20 août 2014, avant l'application des différents traitements et c) Disposition « des mini-parcelles » expérimentales : 1) Témoin (Te), 2) Chaux (C), 3) Matière organique (MO) et 4) Chaux + Matière organique (C-MO). La chaux a été appliquée à une teneur de 3 tonnes/ha et la matière organique appliquée est de la sciure de bois à une teneur de 8 tonnes/ha. Trois répliques par traitement ont été placés aléatoirement et les « mini-parcelles » expérimentales sont d'une dimension de 10 m x 10 m.

Tableau 3.1 : Propriété physique de la parcelle expérimentale

Texture(%)	(Sable : 44,0 Limon : 30,1 Argile : 25,9)
Type de sol	Léger
Classe texturale	Loam
Densité estimée (g/cm ³)	0,99
Porosité estimée (%)	61,0
Perméabilité estimée	Perméable
Coefficient réserve eau utile (CRU g eau / 100g sol sec	19.0
Matière organique(%)	7

*Source : Terre-Eau inc.

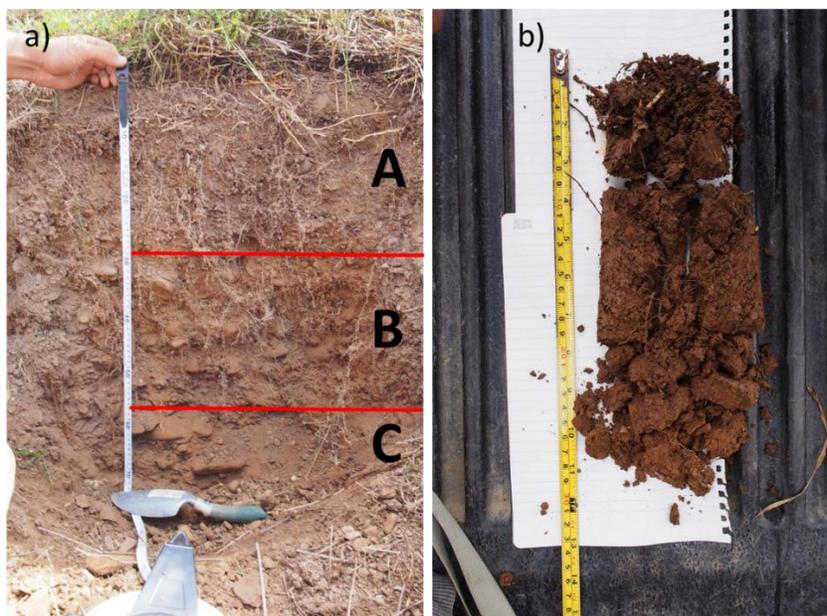


Figure 3.2 : a) Profil de sol de la parcelle expérimentale le 7 septembre 2016 sur une profondeur de 0-70 cm. Les horizons pédologiques sont montrés sur le profil et la description des horizons est montrée au Tableau 3.2 b) photo de l'horizon A (0-28 cm) échantillonnée le 7 mai 2015.

Tableau 3.2 : Description des horizons de sol de la parcelle expérimentale

Horizon	Profondeur (cm)	Description
A	0-28	Loam (44% sable, 30% limon, 26% argile), couleur brun foncé, présence de pédo-faune (ver de terre), consistance très friable, forte présence de racine,
B	28-62	Granulométrie grossière, forte présence de gravier et galet, couleur brun pâle, consistance très friable, présence légère de racine
C	62 et +	Granulométrie grossière, forte présence de gravier, caillou et bloc, couleur brun pâle, consistance meuble, absence de racine

3.1.2 Méthodologie expérimentale

Douze mini-parcelles de 10 m × 10 m ont été aménagées sur la parcelle expérimentale le 29 octobre 2014 et différents traitements ont été appliqués le 3 novembre 2014. Quatre types de traitement ont été réalisés : 1) Témoin (sans application de chaux et de Matière organique), 2) Chaux 3) Matière organique et 4) Chaux + Matière organique (Figure 3.3). Trois répliquats de chaque traitement ont été mis en place afin de pouvoir traiter statistiquement les résultats (Figure 3.1c). La chaux utilisée provient de la COOP de chaux du Bas-Saint-Laurent et l'analyse complète est accessible dans en annexe (ANNEXE V). Elle est composée d'un minimum de 65% de CaCO₃ et d'un minimum de 7% de MgCO₃. La chaux a été appliquée à une teneur de 3 tonnes/ha. Cette teneur a été suggérée par les agronomes de Terre-Eau inc afin de ramener le sol à un pH optimal pour assurer les bonnes fonctions physiques, chimiques et biologiques au sol (Revoir la section « propriétés et bénéfices du chaulage » à la page 31). La matière organique utilisée est de la sciure de peuplier faux-tremble provenant de la scierie Saint-Fabien avec un rapport C/N très élevé (505.5) et un fort potentiel d'immobilisation du N. L'analyse complète est jointe en annexe (ANNEXE VI). La sciure de bois a été appliquée à une teneur de 8 tonnes/ha.

Cette teneur a été déterminée par les agronomes de Terre Eau inc. afin d'immobiliser une partie du N inorganique dans le sol tout en augmentant de façon graduelle et optimale le taux de matière organique du sol. Il est estimé qu'à une teneur de 8 tonnes/ha, la sciure de peuplier faux-tremble pourrait fournir entre 3-5 tonnes d'humus au sol lors 4 à 7 années suivant l'application (Drainville, 2012). Étant donné l'acidité de la sciure de bois (pH = 5.5), ce produit forestier a été accompagné d'une application de chaux afin de rétablir le pH du sol, d'où l'explication du traitement Chaux + Matière organique.

L'épandage de la chaux et de la sciure de bois s'est fait manuellement en prenant soin de répartir uniformément les quantités sur chacune des mini-parcelles. Des échantillons de sol ont été collectés avant l'application des traitements, soit le 29 octobre 2014. Ces échantillons servent de « témoin » (de blanc) pour étudier l'évolution des bilans azotés et ceux-ci permettent d'observer l'hétérogénéité spatiale présente au sein de la parcelle expérimentale. Quatre campagnes d'échantillonnages ont ensuite eu lieu l'année suivante, soit le 7 mai, le 8 juillet, le 10 septembre et le 14 octobre, afin d'y étudier le cycle de l'azote sur une saison agricole complète. La Figure 3.3 résume les périodes d'échantillonnage et présente des photographies de l'état de la végétation à ces mêmes périodes.

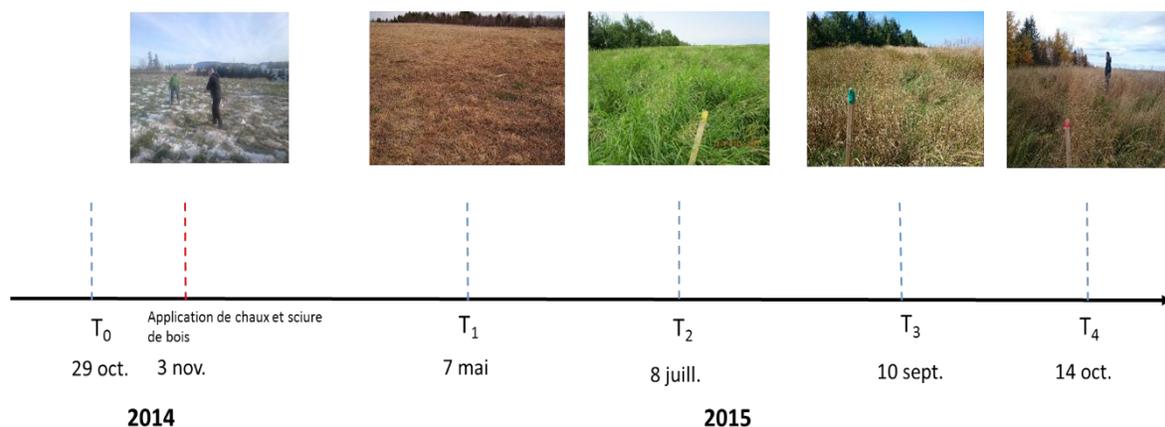


Figure 3.3 : Schéma illustrant les cinq périodes d'échantillonnages en 2014-2015 et le moment d'application de la chaux et de la sciure du bois.

Les échantillons de sol ont été collectés manuellement à l'aide d'une tarière à deux profondeurs : de 0 à 15 cm et de 15 à 30 cm (Figure 3.4) afin d'échantillonner l'ensemble de l'horizon A du sol (Figure 3.2a). Pour tenir compte de l'hétérogénéité spatiale, trois échantillons de sol ont été prélevés aléatoirement au sein d'une même mini-parcelle (10 m²) et ils ont été mélangés et homogénéisés pour former un seul échantillon. Un volume de 1 000 cm³ a été récupéré pour chaque échantillon. Les échantillons ont été préservés quelques heures suivant l'échantillonnage dans un réfrigérateur à une température de 5°C jusqu'au moment de l'analyse.

3.1.3 Méthodes analytiques

Les échantillons de sol ont été analysés au laboratoire du Centre d'Appui à l'Innovation par la Recherche (CAIR) de l'UQAR, au maximum six jours après l'échantillonnage (à l'exception des échantillons du 29 octobre 2014 qui ont été congelés à -20°C avant d'être analysés quelques mois plus tard)



Figure 3.4 a) Échantillonnage de sol à la tarière le 8 juillet 2015, b) échantillon de sol à la tarière

pH

La méthode utilisée pour mesurer le pH des sols agricoles est celle développée par le Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ, *Détermination du pH à l'eau dans les sols agricoles*). Le domaine d'étalonnage de cette méthode se situe entre 4 et 8 unités de pH. En premier lieu, le sol a été mélangé dans un mélange eau/sol d'un ratio 1 :1 (poids/volume). 10 ml d'eau distillée a été ajouté à 10 g de sol sec (séché à la température pièce pendant une nuit complète) et tamisé à 2 mm. Une fois le mélange eau/sol complété, la solution a été agitée pendant 30 minutes avec un agitateur de modèle *SK-600* à une vitesse de 150 rotations par minute (rpm). La solution a ensuite reposé pendant 60 minutes et le pH de la solution a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre de type *HANNA HI9812-5*. La précision du pH-mètre est de 0.1 unité de pH. Avant chaque utilisation, le pH-mètre a été calibré à l'aide de solutions tampon à pH=4 et pH=7. L'erreur relative liée à la méthode est <0.1%. Des duplicas ont été effectués pour chaque échantillon de sol.

Extraction du N inorganique (NO_3^- et NH_4^+) dans le sol et analyse

L'extraction du N inorganique s'est fait avec une solution de KCl 2M (1 :10 poids/volume d'un ratio sol : solution). Un volume de 40 ml de la solution KCl 2M a été ajouté à 4 g de sol préalablement tamisé à 2 mm. Le mélange a ensuite été agité avec un agitateur de modèle *SK-600* pendant une heure à une vitesse de 150 rpm. Par la suite, la solution a décanté pendant quelques heures et le surnageant a été recueilli et filtré par gravité sur un filtre Whatman GF/F de 0.7 μm afin de récupérer la partie dissoute seulement. Le filtrat a été congelé immédiatement à -20°C jusqu'au moment de l'analyse. Un blanc de réactif a été effectué tout au long de l'extraction. Des triplicats ont été effectués pour chaque échantillon de sol.

Les NO_3^- ont été analysés par colorimétrie en injection continue (Flow Injection Analysis) sur des volumes inférieurs à 1 ml, en utilisant une réduction des NO_3^- en NO_2^- par une colonne de cadmium et par du N-1-naphtyléthylènediamin-chromophore selon la méthode de Wood (1967) et Anderson (1979). C'est donc la somme des NO_3^- et des NO_2^- contenus dans l'échantillon de sol qui a été mesurée. Le protocole complet est joint en annexe (ANNEXE VII). Le principe de la méthode repose sur le fait qu'en milieu acide ($\text{pH}<2$), les NO_2^- forment de l'acide nitreux HNO_2 , qui réagit avec le sulfaminamide pour former un complexe diazoïque. En présence du N-1-naphtyléthylènediamin-chromophore, un complexe rose se forme. L'intensité de ce rose est proportionnelle à la concentration en NO_2^- contenue dans l'échantillon. Le dosage est calculé selon l'absorbance de l'échantillon mesurée à une longueur d'onde de 542nm avec un spectrophotomètre de la marque *Perkin Elmer Lambda 850*. Une gamme d'étalonnage a été réalisée préalablement avec des concentrations standards en NO_3^- allant de 0 mg- NO_3^-/L à 46.5 mg- NO_3^-/L . Un exemple d'une droite de calibration est montré à la Figure 3.5. Tous les échantillons se situaient à l'intérieur de la gamme d'étalonnage et aucune dilution n'a été nécessaire. Au minimum quatre standards ont été utilisés pour former la droite de calibration à chaque

période d'analyse. Une solution standard a été mesurée tous les dix échantillons afin de s'assurer de l'efficacité des réactifs et de la colonne de cadmium. Le pourcentage d'erreur relié à cette méthode est inférieur à 10%. Aucuns pseudo-répliquas n'ont été effectués pour le dosage. L'efficacité de réduction de la colonne de cadmium a été testée avant le début des analyses en mesurant l'absorbance d'une solution standard en NO_2^- de 0.62 mg/L et en mesurant l'absorbance d'une solution standard en NO_3^- de 0.62 mg/L. Théoriquement, si l'efficacité de la colonne de cadmium est de 100%, l'absorbance de la solution standard en NO_3^- et en NO_2^- serait identique. Avant le début des analyses, il a été vérifié que le pourcentage d'efficacité de la colonne de cadmium était toujours $> 80\%$. À moins d'indication contraire, toutes les données de NO_3^- présentées dans ce mémoire représentent la somme des concentrations en NO_3^- et en NO_2^- contenue dans l'échantillon.

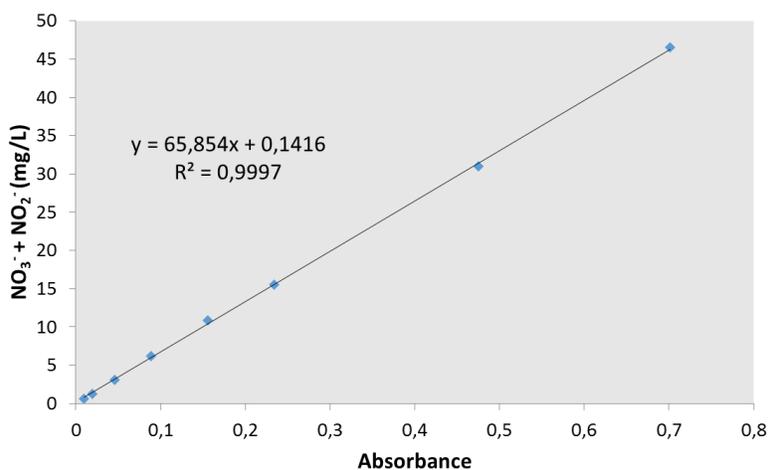


Figure 3.5 : Exemple d'une droite de calibration effectuée pour calculer les concentrations en $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ (mg/L) des échantillons. La concentration en $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ est calculée en fonction de l'absorbance mesurée par le spectrophotomètre *Perkin Elmer Lambda 850*. L'équation de la droite de calibration ainsi que le coefficient de corrélation sont reportés sur la figure.

Le NH_4^+ a été analysé par colorimétrie selon la méthode de Koroleff (1969). Cette méthode est basée sur le principe de Berthelot, où l'ammoniac en milieu basique réagit avec de l'hypochlorite pour former une monochloramine, puis avec deux molécules de phénol pour former un bleu d'indophénol. Le protocole complet est joint en annexe (ANNEXE VIII). L'intensité de ce bleu est proportionnelle à la concentration en NH_4^+ contenue dans l'échantillon. Le dosage est calculé selon l'absorbance de l'échantillon. L'absorbance a été mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre de marque *Thermo Spectro Genesys 20* à une longueur d'onde de 630 nm. Une gamme d'étalonnage a été préparée préalablement avec des solutions standard de NH_4^+ allant de 0 mg- NH_4^+ /L à 0.9 mg- NH_4^+ /L (Figure 3.6). Une solution standard a été passée à chaque dix échantillon afin de s'assurer de l'efficacité des réactifs. Dans certains cas, les échantillons dépassaient la limite maximale d'absorbance et ces échantillons ont été dilués de moitié avec de l'eau nano pure.

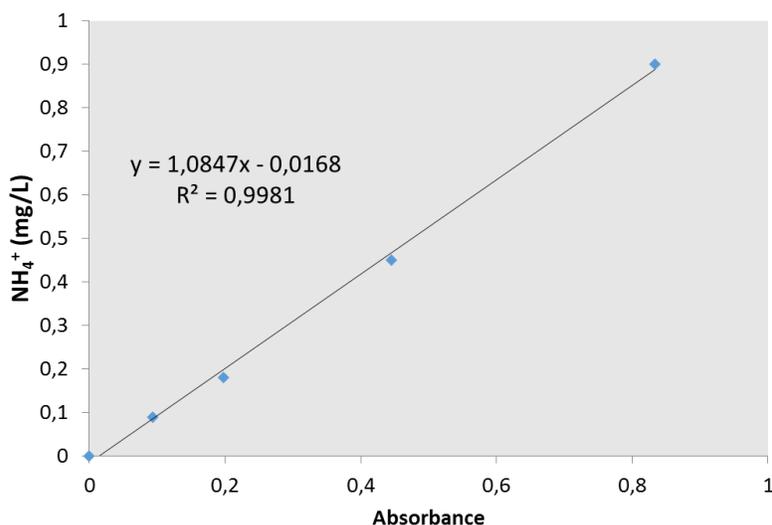


Figure 3.6: Exemple d'une droite de calibration effectuée pour calculer les concentrations en NH_4^+ (mg/L) contenues dans l'échantillon. La concentration en NH_4^+ est calculée en fonction de l'absorbance mesurée par le spectrophotomètre *Thermo Spectro Genesys 20* à une longueur d'onde de 630 nm. L'équation de la droite de calibration ainsi que le coefficient de corrélation sont reportés sur la figure.

Facteur d'humidité du sol

Entre 5 à 10 g de sol humide a été pesé dans une coupole en aluminium. L'échantillon a ensuite été séché une nuit à l'étuve à une température de 105°C. La masse de l'échantillon a de nouveau été mesurée. Le facteur d'humidité a été calculé selon l'équation 3.1 :

$$\text{Facteur d'humidité} = \frac{\text{Masse humide}}{\text{Masse sèche}} \quad (3.1)$$

La moyenne de quatre échantillons de sol a été utilisée pour calculer le facteur d'humidité. Les concentrations en NO_3^- et en NH_4^+ ont été multipliées par le facteur d'humidité afin d'arriver à des valeurs sur une masse sèche. Pour tous les résultats de sol présentés dans ce mémoire, les concentrations en NO_3^- et NH_4^+ sont exprimées sous une base de sol sec. Il est à noter que les résultats sont présentés sur une base d'azote nitrique (N- NO_3^-) et sur une base d'azote ammoniacal (N- NH_4^+). Selon la masse molaire de la molécule de NO_3^- (M= 62g) et de la masse molaire de la molécule de NH_4^+ (M=18g), les concentrations en NO_3^- sont multipliées par un facteur de 0.226 afin d'arriver à des concentrations en N- NO_3^- et les concentrations en NH_4^+ sont multipliées par un facteur de 0.780 afin d'arriver à des concentrations en N- NH_4^+ .

3.1.4 Méthodes statistiques

Le test de Kruskal-Wallis a été appliqué afin de déterminer si les concentrations en NO_3^- et NH_4^+ sont significativement différentes ($p < 0.05$) en fonction de la période d'échantillonnage. Ce test statistique a été privilégié puisque les groupes d'échantillonnage

(n=36 pour chaque groupe) ne suivent pas une distribution normale et qu'une analyse de variance (ANOVA) n'est pas applicable. Contrairement à l'ANOVA, le test de Kruskal-Wallis est un test non-paramétrique et celui-ci peut être utilisé lorsque les conditions de l'ANOVA ne sont pas respectées. Un test post hoc, le test de Nemenyi, a été utilisé afin de déterminer les différences entre chaque date d'échantillonnage ($p < 0.05$). Le test de Kruskal-Wallis se base sur la valeur médiane du groupe d'échantillonnage (n=36) et les différences significatives et l'interprétation des données sont basées sur cette valeur.

Une analyse de variance (ANOVA) à un critère a été utilisée afin de déterminer l'impact du chaulage et de la sciure de bois sur la biodisponibilité du N. Il est à rappeler que les deux conditions d'utilisations de l'ANOVA sont que : 1) le groupe d'échantillonnage doit suivre une distribution normale et 2) les différents groupes d'échantillonnages doivent suivre l'égalité des variances (homoscédasticité). La normalité de la distribution de chacun des groupes (n=9) a été vérifiée à l'aide du test de Shapiro-Wilk ($p < 0.1$) et l'égalité des variances a été vérifiée avec le test de Levene ($p < 0.1$). Un test post hoc à l'ANOVA, le test de Tukey, a été utilisé pour déterminer les traitements significativement différents ($p < 0.05$) aux autres. Dans le cas où un groupe d'échantillon ne suivait pas les conditions d'utilisation de l'ANOVA, celui-ci a été transformé (transformation logarithmique) afin d'atteindre une normalité et une égalité des variances. Dans cet objectif, puisque le test d'ANOVA a été privilégié, les différences significatives et l'interprétation des données sont basées sur la moyenne de chaque groupe (n=9).

Les tests statistiques (ANOVA, Kruskal-Wallis), les tests post hoc (Tukey et Nemenyi) et les tests de conditions à l'ANOVA (Shapiro-Wilk et Levene) ont été effectués avec le logiciel *Rstudio* selon les fonctions respectives : *aov*, *kruskal.test*, *TukeyHSD*, *posthoc.kruskal.nemenyi.test*, *shapiro.test*, *levneTest*. Les diagrammes en boîtes à

moustaches ont aussi été faits avec ce logiciel avec la fonction *boxplot*. Tous les autres calculs (moyennes, écart-type, somme) et les autres graphiques ont été calculés et produits avec le logiciel Excel 2013.

3.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.2.1 Variation de l'azote inorganique au cours d'une saison culturale

Résultats

Pour les concentrations en NO_3^- , plusieurs différences significatives entre les différentes périodes d'échantillonnage (Figure 3.7) sont observées. Pour les deux horizons de sol, les valeurs médianes maximales ont été observées lors du mois de mai 2015 (28.8 mg-N- NO_3^-/kg et 21.3 mg-N- NO_3^-/kg) et les valeurs médianes minimales ont été observées en octobre 2015 (3.7 mg-N- NO_3^-/kg et 2.9 mg-N- NO_3^-/kg). On remarque une augmentation significative entre l'échantillonnage d'octobre 2014 et de mai 2015 pour l'horizon de 0-15 cm (13.2 mg-N- NO_3^-/L) et pour l'horizon de 15-30 cm (13.9 mg-N- NO_3^-/kg). Ensuite, on observe une baisse graduelle des concentrations en NO_3^- tout au long de la saison culturale. Entre l'échantillonnage de mai 2015 et de juillet 2015, on observe une baisse de 13.2 mg-N- NO_3^-/kg pour l'horizon de 0-15 cm et une baisse de 4.3 mg-N- NO_3^-/kg pour l'horizon de 15-30 cm. Cependant, ces différences ne sont pas significatives à un intervalle de confiance de 95%. De juillet à octobre, les concentrations en N- NO_3^- baissent significativement de 11.9 mg-N- NO_3^-/kg pour l'horizon de 0-15 cm et de 14.1 mg-N- NO_3^-/kg pour l'horizon de 15-30 cm. Pour les deux profondeurs d'échantillonnage, la période de mai 2015 présente une plus grande hétérogénéité des résultats, où la boîte à moustache est plus étendue et où l'amplitude est plus élevée.

Pour les concentrations en N- NH_4^+ , une variation moins prononcée entre les différentes dates d'échantillonnage est observée. Pour l'horizon de 0-15 cm, la valeur médiane maximale a été mesurée en mai 2015 (5.9 mg N- NH_4^+/kg) et pour l'horizon de 15-30 cm, la valeur médiane maximale a été mesurée en octobre 2014 (3.6 mg-N- NH_4^+/kg). Les valeurs médianes minimales ont été observées en septembre 2015 pour les deux profondeurs de sol (1.9 mg-N- NH_4^+/kg et 2.0 mg/kg). Pour l'horizon de 0-15 cm, une

baisse significative de 3.4 mg-N-NH₄⁺/kg entre l'échantillonnage de mai 2015 et l'échantillonnage d'octobre 2015 est observée.

La Figure 3.8 montre que la somme de l'azote inorganique (N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺) est maximale lors du mois de mai 2015 pour les deux profondeurs d'échantillonnage, soit de 34.7 mg/kg et de 23.9 mg/kg, respectivement. Les concentrations médianes sont minimales lors de l'échantillonnage d'octobre 2015, avec des valeurs de 6.1 mg/kg et de 5.6 mg/kg, respectivement. Le NO₃⁻ représente la principale forme d'azote inorganique du sol. Pour les périodes d'échantillonnages de mai 2015, de juillet 2015 et de septembre 2015, celui-ci occupe entre 80% et 90%, du bilan azoté inorganique. Pour les périodes d'échantillonnage d'octobre 2014 et d'octobre 2015, le NO₃⁻ occupe entre 50 et 70% du bilan azoté inorganique.

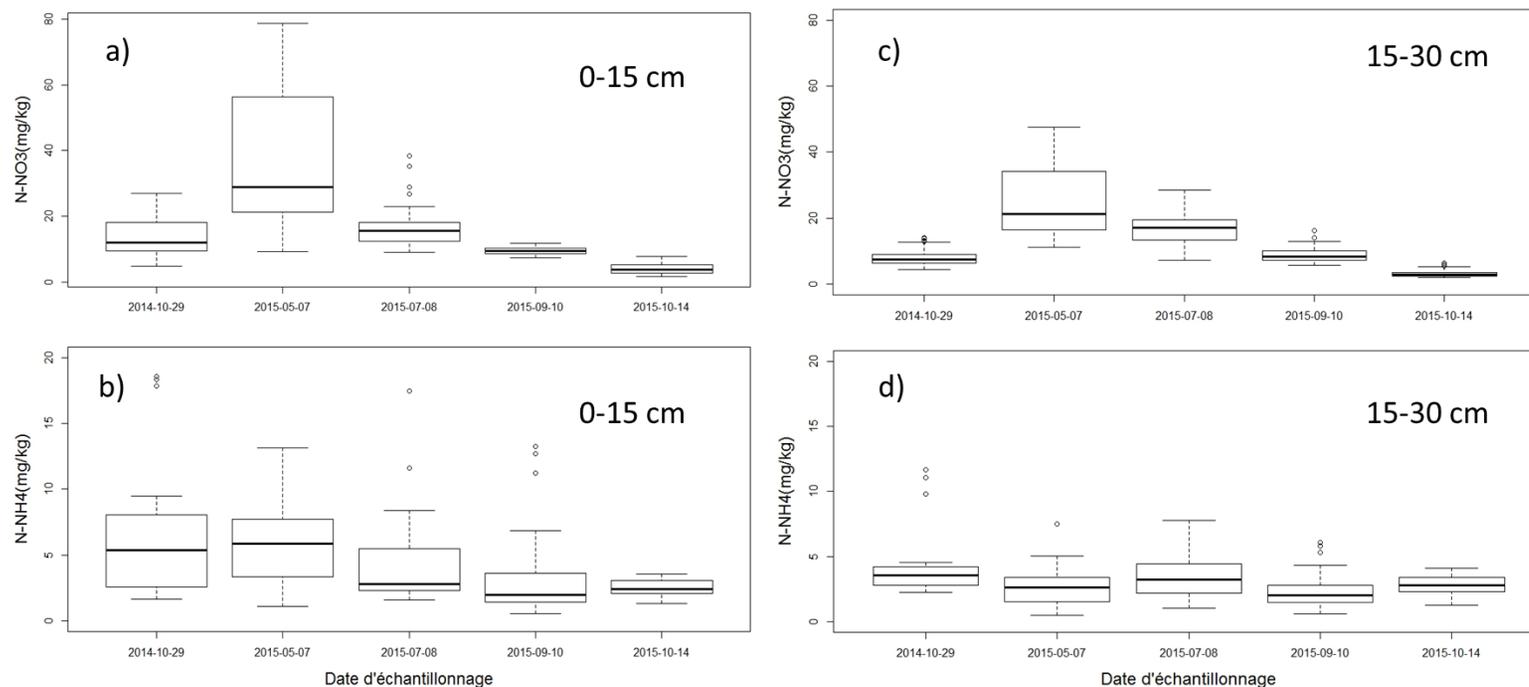


Figure 3.7 : Concentrations en azote inorganique (N-NO_3^- et N-NH_4^+) mesurées dans le sol lors des 5 campagnes d'échantillonnages au cours de la saison agricole de 2014-2015. a) N-NO_3^- (mg/kg) pour l'horizon de sol de 0-15 cm, b) N-NH_4^+ (mg/kg) pour l'horizon de sol de 0-15 cm, c) N-NO_3^- pour l'horizon de sol de 15-30 cm et d) N-NH_4^+ (mg/kg) pour l'horizon de sol de 15-30 cm ($n=36$ pour chaque boîte). Les valeurs sont exprimées sous une base de sol sec. La boîte à moustache présente le premier quartile (barre inférieure), la médiane (ligne grasse au milieu de la boîte), le troisième quartile (barre supérieure de la boîte) et les valeurs maximales et minimales (les extrémités).

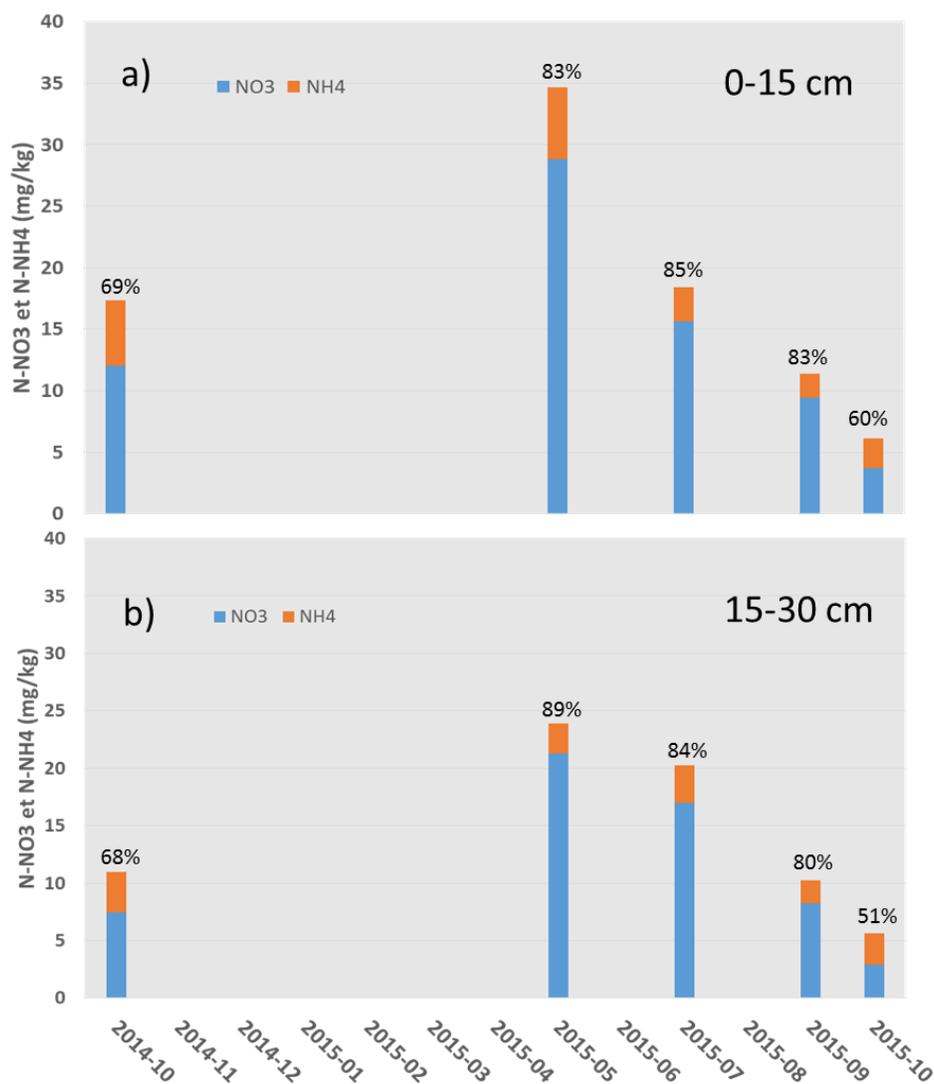


Figure 3.8 : Histogramme compilé du bilan de l'azote inorganique (N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺) en mg/kg du sol lors des cinq campagnes d'échantillonnage lors de la saison agricole de 2014-2015. Les résultats présentent la valeur médiane de chaque groupe d'échantillonnage (n=36) et les données sont exprimées sous une base de sol sec. Les chiffres au-dessus de chaque colonne indiquent le pourcentage qu'occupe le N-NO₃ sur la somme de l'azote inorganique. a) horizon de sol de 0-15 cm et b) horizon de sol de 15-30 cm.

Discussion

Les variations en NO_3^- observées au sein d'une saison culturale peuvent être expliquées par la dynamique saisonnière du cycle de l'azote (minéralisation/immobilisation, nitrification, dénitrification, volatilisation, lessivage). Dans le cadre de ce projet, il n'est pas possible de quantifier les pertes ou les productions de NO_3^- ou de NH_4^+ pour chacun des différents processus. Les méthodes utilisées dans la littérature permettant de quantifier et de déterminer l'origine de ces processus sont plutôt basées sur des analyses isotopiques. Par exemple, l'analyse des isotopes stables des NO_3^- ($\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$) peuvent être utilisées afin de déterminer l'origine des NO_3^- et peuvent permettre de quantifier la production de NO_3^- dans le sol via la nitrification (Lake *et al.*, 2001; Robinson, 2001; Chang *et al.*, 2002; Wankel *et al.*, 2009; Kelley *et al.*, 2013). Des analyses de N_2 peuvent aussi permettre de quantifier le taux de dénitrification. (Morse et Bernhardt, 2013). Les mesures d'azote inorganique obtenues dans ce travail permettent plutôt de documenter la dynamique de l'azote au sein d'une saison culturale.

Il est à rappeler que dans un sol agricole, la production de NO_3^- peut provenir 1) d'un apport direct via une fertilisation minérale azotée, 2) d'un apport via la nitrification du NH_4^+ produit lors de la minéralisation de la matière organique du sol et, finalement, 3) d'un apport via les précipitations. Kelley *et al.* (2013) montre que l'apport de NO_3^- via les précipitations ne représente pas un apport considérable au sol. Ces auteurs ont montré, avec des analyses d'isotopes stables de NO_3^- , que l'apport de NO_3^- au sol dans un site situé au nord-ouest des États-Unis via les précipitations est de 12 à 22 fois moins importantes que pour la fertilisation azotée. C'est pourquoi l'apport de NO_3^- dans le sol via les précipitations ne sera pas considéré dans ce travail. Aussi, il est à rappeler que lors de la minéralisation du N, l'azote organique est tout d'abord converti en azote minéral sous forme de NH_4^+ . Les NH_4^+ sont ensuite converties en NO_3^- grâce à la nitrification (revoir les processus du cycle de l'azote à la Figure 1.1).

Les fortes concentrations en NO_3^- observées en début de saison agricole peuvent être expliquées par une prédominance de la minéralisation à cette période de l'année. En effet, l'étude de Gasser (2000) sur des incubations de sol sableux montre que la minéralisation du N débute au mois de mars et augmente jusqu'au mois de juillet, pour ensuite diminuer et atteindre des valeurs quasi nulles au mois de décembre. La présente étude montre qu'un sol sableux avec un antécédent de prairie a minéralisé 5 kg-N/ha lors du mois d'avril et 8 kg-N/ha lors du mois de mai. Puisqu'aucun fertilisant minéral azoté n'a été appliqué sur le sol lors de la période d'étude, les concentrations en NO_3^- mesurées lors du mois de mai proviendraient de la nitrification du NH_4^+ issu de la minéralisation de l'azote organique.

En mai 2015, le NO_3^- constitue 83% du bilan azoté inorganique du sol et s'élève à 89% pour l'horizon de 15-30cm. Kelley *et al.* (2013) ont montré que la nitrification représentait le principal processus du cycle de l'azote au cours des cinq années de leur étude. Ainsi, les fortes concentrations en N inorganique combinées à un bilan azoté inorganique composé à près de 90% de NO_3^- suggèrent que la minéralisation et la nitrification sont deux processus dominants en début de saison agricole.

Les baisses de NO_3^- dans le sol entre le mois de mai et le mois de juillet ne signifient pas un ralentissement de la minéralisation. Au contraire, comme le montre Gasser (2000), le processus de minéralisation est optimal au mois de juillet. Les deux facteurs principaux influençant le taux de minéralisation sont la température et l'humidité du sol (Browder et Volks, 1978). Il a été établi que les processus microbiens sont plus actifs à des températures entre 20 et 35°C. Ainsi, l'augmentation de température entre les mois de mai et de juillet a très probablement favorisé les taux de minéralisation et de nitrification du sol. Cette diminution en N inorganique peut être attribuée à une dominance de l'absorption végétale lors de cette période. En effet, lors de la période d'échantillonnage de mai, la végétation n'avait pas encore débuté (Figure 3.3) et la production de NO_3^- par nitrification

est supérieure à l'absorption par les plantes : le sol se charge alors en azote minéral. Lors de l'échantillonnage de juillet, la végétation a atteint son stade de croissance maximale. La hauteur de la plante atteignait plus d'un mètre de hauteur, comme on peut le constater sur les photos de la Figure 3.3. L'assimilation par la plante est alors supérieure à la production dans le sol, ce qui fait baisser la charge en N inorganique du sol. Le pourcentage élevé qu'occupe le NO_3^- dans le bilan du N inorganique suggère aussi que le processus de nitrification est encore important en milieu de saison agricole (Figure 3.8).

Par la suite, la baisse graduelle des NO_3^- entre le mois de juillet jusqu'au mois d'octobre peut être expliquée par d'autres processus pouvant mener à des pertes de NO_3^- dans le sol. À ce stade, l'absorption végétale du N est moins importante et cette baisse de NO_3^- peut être reliée au lessivage et/ou la dénitrification. Au Québec, la période automnale est reconnue pour être sensible au lessivage puisque les pluies sont généralement abondantes (Berrouard *et al.*, 2001). Piché et Gangbazo (1991) ont mesuré des pertes de NO_3^- par lessivage plus importantes en automne qu'au printemps et en été. Bjorneberg *et al.* (1996) ont estimé que les pertes automnales représentaient entre 45 et 85% des pertes annuelles de NO_3^- par lessivage. Ainsi, les faibles concentrations en NO_3^- observées en automne suggèrent un lessivage important lors de cette période. De plus, le faible pourcentage qu'occupe le NO_3^- dans le bilan azoté inorganique lors du mois d'octobre 2014 et lors du mois d'octobre 2015 (Figure 3.8), supporte cette idée. La forte mobilité des NO_3^- dans le sol favorise le lessivage de cette forme azotée. Donc, lors des épisodes de pluies automnales, le NO_3^- est lessivé du sol tandis que le NH_4^+ reste fixé à celui-ci, expliquant le plus faible pourcentage de NO_3^- dans le bilan azoté inorganique du sol lors des périodes automnales.

3.2.2 Impact du chaulage et d'un amendement en sciure de bois

Après avoir documenté la dynamique saisonnière du N au sein d'une saison culturale, cette section traitera de l'impact du chaulage et d'un amendement en sciure de bois sur la biodisponibilité du N inorganique du sol.

Résultats

Les analyses de variance (ANOVA) montrent que seulement l'horizon de 0-15 cm a été affecté par le chaulage et aucune différence significative de pH n'a été observée pour l'horizon de 15-30 cm (Figure 3.9). Un amendement en calcaire à une teneur de 3 tonnes/ha a ramené le pH du sol à une valeur de 6.8 unités de pH en l'espace d'une saison agricole (pH initial de 5.9). Au moins de mai, le pH du sol des parcelles chaulées est de 6.2, tandis que le pH du sol atteint sa valeur maximale en octobre 2015, soit de 6.8. La différence d'unités de pH entre les parcelles témoins et les parcelles chaulées se situe entre 0.3 à 0.7. Lors de la campagne d'échantillonnage de mai 2015, la différence de pH entre les parcelles témoins et les parcelles chaulées est de 0.3 (pH témoin=5.9 et pH chaulée=6.2). En octobre 2015, cette différence est de 0.7 (pH témoin= 6.1 et pH chaulée = 6.8). L'ajout de sciure de bois vient légèrement acidifier le sol. Lors des deux dernières campagnes d'échantillonnage (septembre 2015 et octobre 2015), on observe une différence significative de 0.3 unité de pH entre les parcelles chaulées (pH=6.8) et les parcelles chaulées + amendées en sciure de bois (pH=6.5).

Pour les concentrations en NO_3^- , le mois de juillet présente la période d'échantillonnage avec le plus de différence significative ($p < 0.05$) entre les traitements. Pour l'horizon de 0-15 cm, les parcelles témoins montrent des concentrations plus élevées de 7.1 mg-N- NO_3^- /kg que les parcelles chaulées et des concentrations plus élevées de 8.1 mg-N- NO_3^- /kg que les parcelles avec un amendement en sciure de bois. Pour l'horizon de 15-30cm, les différences significatives sont observées en juillet 2015, septembre 2015 et

octobre 2015. En juillet 2015, les parcelles témoins affichent des concentrations plus élevées de 10.9 mg-N-NO₃⁻/kg que les parcelles avec un amendement en sciure de bois. En septembre 2015, les parcelles témoins montrent des concentrations plus élevées de 3.5 mg-N-NO₃⁻/kg que les parcelles chaulées et des concentrations plus élevées de 2.9 mg-N-NO₃⁻/kg que les parcelles avec un amendement en sciure de bois. En octobre 2015, les parcelles témoins montrent des concentrations plus élevées de 1.5 mg-N-NO₃⁻/kg que les parcelles chaulées.

Pour les concentrations en NH₄⁺, on observe quelques différences significatives entre les traitements. Pour l'horizon de 0-15 cm, les différences significatives sont observées lors de la période d'échantillonnage de septembre 2015. Les parcelles témoins affichent des concentrations plus élevées de 4.0 mg-N-NH₄⁺/kg que les parcelles chaulées et elles affichent des concentrations plus élevées de 4.6 mg-N-NH₄⁺/kg que les parcelles chaulées + amendées en sciure de bois. En juillet 2015, on observe une différence de 3.3 mg-N-NH₄⁺/kg entre les parcelles amendées en sciure de bois et celles amendées en sciure de bois + chaulées. Cependant, malgré plusieurs tentatives de transformation des données, ces deux groupes d'échantillons n'obéissent pas aux critères de l'ANOVA et ne sont pas considérés comme différents significativement à un intervalle de confiance de 95%. Pour l'horizon de 15-30 cm, on observe uniquement une différence significative pour la campagne d'échantillonnage du mois de juillet 2015. Les parcelles chaulées montrent des concentrations plus élevées de 2.3 mg-N-NH₄⁺/kg que les parcelles chaulées + amendées en sciure de bois.

Il est à noter que quelques différences significatives en N sont observées pour l'échantillonnage d'octobre 2014, avant même l'application des traitements.

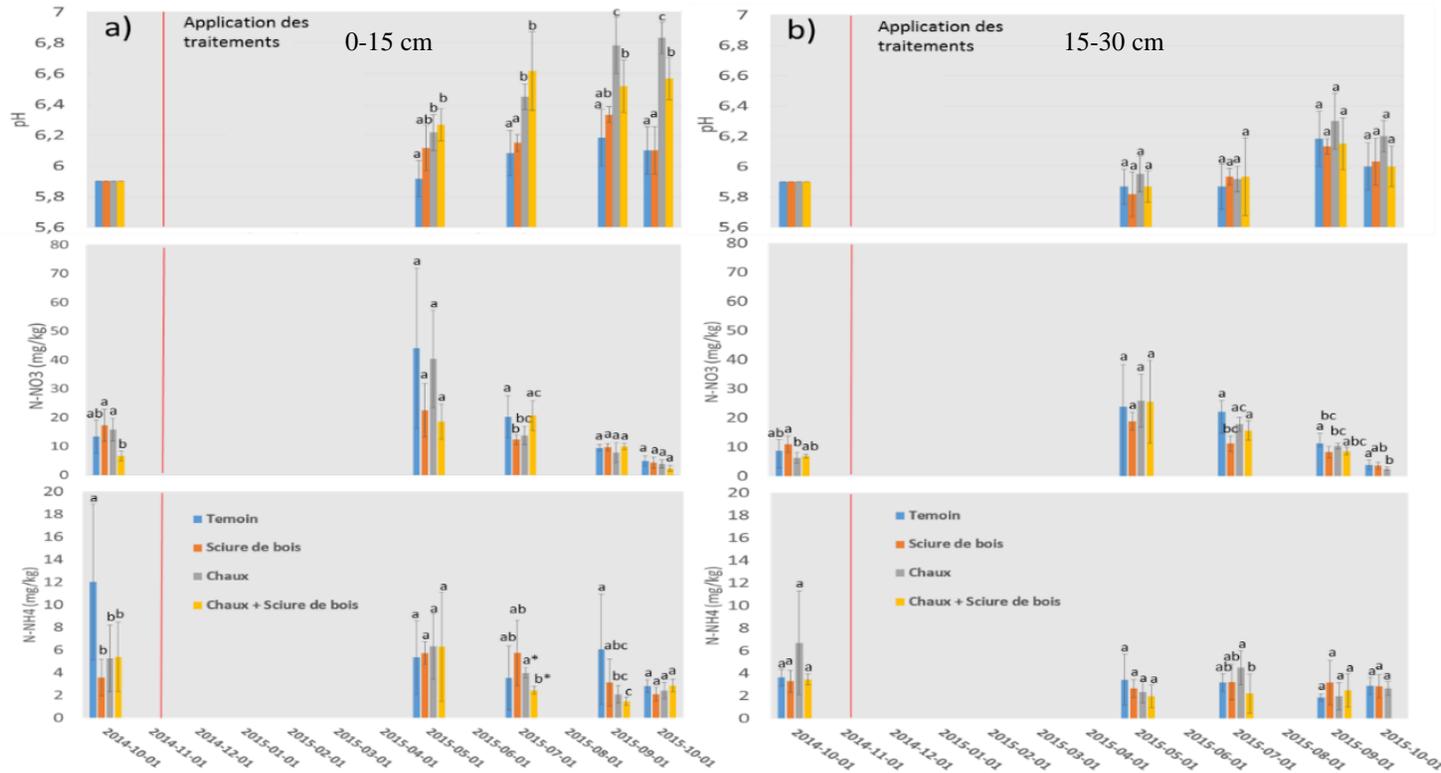


Figure 3.9 : pH, N-NO₃⁻(mg/kg) et N-NH₄⁺ (mg/kg) mesuré dans le sol en fonction des différents traitements lors des 5 périodes d'échantillonnage en 2014-2015. Les valeurs représentent la moyenne et l'écart-type (n=6 pour les valeurs de pH et n=9 pour les valeurs de N-NO₃ et de N-NH₄⁺). Les lettres différentes indiquent une différence significative (p < 0.05) selon le test post hoc à l'ANOVA (Test de Tukey) et * signifie que les conditions de l'ANOVA ne sont pas respectées. a) profondeur de sol de 0-15 cm et b) profondeur de sol de 15-30 cm. Il est à noter qu'aucune mesure de pH n'a été faite en octobre 2014 et que la valeur initiale pH (5.9) représente la valeur fournie par l'entreprise AgroEnvirolab.

Impact du chaulage sur la biodisponibilité du N

À une teneur de 3 tonnes/ha et lors de la première année suivant l'application, le chaulage a affecté uniquement la partie supérieure du sol (0-15cm). La discussion qui suit est donc basée sur les résultats de l'horizon de 0-15 cm seulement. De plus, les différences significatives en N inorganique observées lors de la campagne d'échantillonnage d'octobre 2014 peuvent être expliquées par une hétérogénéité spatiale de la parcelle expérimentale. En effet, les sols en milieux naturels sont représentés par une grande variabilité spatiale et cette variable représente la source d'incertitude la plus importante (Fecteau, 2013). Cette variabilité spatiale peut être attribué à la micro-topographie, à la pente et à la répartition non homogène des espèces végétales (Fons *et al.*, 1997)

Les résultats obtenus ne supportent pas l'hypothèse suggérant qu'une augmentation du pH devrait d'accélérer le processus de nitrification (e.g : transformation du NH_4^+ en NO_3^-) dans le sol et augmenter les concentrations en NO_3^- au détriment des concentrations en NH_4^+ . Par exemple, Kemmitt *et al.* (2005) ont montré qu'une baisse de pH des sols agricoles a diminué les concentrations en NO_3^- . L'étude montre qu'après deux années suivant l'application d'éléments sulfureux utilisés pour acidifier le sol, les concentrations en NO_3^- des parcelles témoins (pH = 5.1) affichaient des concentrations de ~ 70 mg-N- NO_3^- /kg, tandis que les parcelles acidifiées (pH = 4.2) affichaient des concentrations de ~ 30 mg-N- NO_3^- /kg. Pour les NH_4^+ , les parcelles témoins montraient des valeurs de 7 mg-N- NH_4^+ /kg tandis que les parcelles acidifiées montraient des valeurs de 36 mg-N- NH_4^+ /kg. L'étude de Pietri *et al.*, (2008), portant sur des incubations de sol, montre que les concentrations en NH_4^+ sont maximales à un pH de 3.79 (16.51 mg-N- NH_4^+ /kg) et que les valeurs sont minimales à un pH de 7.82 (0.21 mg-N- NH_4^+ /kg). De plus, il était espéré d'observer une plus grande quantité de N inorganique pour les parcelles chaulées puisque le chaulage peut augmenter le processus de minéralisation du sol, comme le témoigne l'étude de Nyborg et Hoyt (1978). Suite à des tests d'incubations de sol, cette étude montre que le

chaulage a pratiquement doublé la quantité de N minéralisé lors de la première année suivant l'application. Ici, le chaulage n'a pas accentué le processus de nitrification et de minéralisation : les concentrations en NO_3^- des parcelles chaulées sont plus faibles que les celles des parcelles témoins.

La différence significative de 7.1 mg-N- NO_3^- /kg observée en juillet 2015 entre les parcelles chaulées et les parcelles témoin peut être expliquée par une meilleure assimilation du N par la plante suite au chaulage. Nyborg et Hoyt (1978) montrent que le chaulage a augmenté l'absorption du N par l'avoine de 15 à 42 kg/ha lors de la première année suivant l'application. Les résultats suggèrent donc que le chaulage pourrait avoir favorisé légèrement l'assimilation du NO_3^- par la plante lors de la période de croissance de celle-ci. Des analyses de la teneur en N sur les tissus de la plante permettraient de confirmer cette hypothèse. La différence significative de 4.0 mg-N- NH_4^+ /kg observée entre les parcelles témoins et les parcelles chaulées en septembre 2015 suggèrent aussi une meilleure assimilation du NH_4^+ par la plante.

Les résultats montrent que lors de la première année d'application et à une teneur de 3 tonnes/ha, le chaulage a agi sur la couche supérieure du sol seulement (0-15 cm). Les résultats suggèrent que le chaulage a peu ou presque pas joué sur les processus de nitrification et de minéralisation du sol, mais pourrait avoir légèrement favorisé une meilleure assimilation du N par la plante lors de la période de croissance de celle-ci.

Impact de la sciure de bois sur la biodisponibilité du N

Le phénomène de minéralisation/immobilisation du N par des amendements en matières organiques apportés au sol est directement lié à leur rapport C/N (Paul et Clark, 1989; Myrold, 1998). Alexander (1977) et Aulakh *et al.*, (1991) suggèrent que l'incorporation de matières organiques au sol avec un rapport C/N supérieur à 29 permet une immobilisation nette de l'azote, tandis que l'incorporation de matières organiques inférieures à un C/N de 10-15 mène à une minéralisation nette de l'azote. Avec un rapport C/N très élevé (505), il était escompté que l'incorporation de sciure de peuplier faux tremble au sol puisse immobilisé une grande quantité de N inorganique, spécialement pour le NH_4^+ qui représente l'ion prépondérant dans le processus d'immobilisation (Recous *et al.*, 1988; Milan *et al.*, 2009).

Les résultats obtenus montrent qu'à un intervalle de confiance de 95%, les concentrations moyennes en NH_4^+ ne sont pas significativement moins élevées pour les parcelles amendées en sciure de bois lors des différentes périodes d'échantillonnage de 2015, et ce, pour les deux profondeurs de sol. Cela suggère que l'amendement en sciure de bois n'a pas immobilisé de N sous la forme de NH_4^+ lors de la première année suivant l'application. Ces résultats vont dans le sens contraire de l'étude de Homyak *et al.*, (2008), qui montre que les concentrations en NH_4^+ d'un sol forestier ayant reçu un amendement en copeaux de bois à une teneur de 12tonnes/ha (rapport C/N : 125) étaient significativement moins élevées. Cette étude montre que sept semaines suivant le traitement, une concentration moyenne de $\sim 24 \text{ mg-N-NH}_4^+/\text{kg}$ a été mesurée pour les parcelles témoins et une concentration moyenne de $\sim 13 \text{ mg-N-NH}_4^+/\text{kg}$ a été mesurée pour les parcelles ayant reçu un amendement en copeaux de bois.

Pour les concentrations en NO_3^- , les analyses de variances (ANOVA) montrent que les parcelles ayant reçu un amendement en sciure de bois ont des valeurs significativement moins élevées que les parcelles témoins. Pour l'échantillonnage du 8 juillet 2015, une

différence de 7.1 mg-N-NO₃⁻/kg est observée pour l'horizon de 0-15 cm et de 10.9 mg-N-NO₃⁻/kg pour l'horizon de 15-30 cm. Cela suggère que le sol a immobilisé un total de 18.0 mg-N-NO₃⁻/kg. Les résultats suggèrent aussi que la sciure de bois a immobilisé une forte quantité de NO₃⁻ en hiver, puisqu'une différence de 21.5 mg-N-NO₃⁻/kg est observée dans les 0-15cm du sol entre les parcelles témoins et les parcelles amendées lors de l'échantillonnage de mai 2015. Cependant, cette différence n'est pas significative à un intervalle de confiance de 95%. Nos valeurs d'immobilisation de NO₃⁻ sont plus importantes que celles trouvées par Homyak *et al.* (2008), où une baisse significative de ~2.5 mg-N-NO₃⁻/kg a été observée dans les 5-10 cm d'un sol forestier sept semaines suivant l'application de copeaux de bois à une teneur de 12tonnes/ha. Les valeurs d'immobilisations plus élevées obtenues ici s'expliquent par le fait que la matière organique incorporée au sol lors de notre étude affiche un rapport C/N de 505, comparativement à une valeur de C/N de 150 dans l'étude de Homyak *et al.* (2008). De plus, les valeurs initiales en NO₃⁻ étaient plus élevées puisque l'étude s'est déroulée en milieu agricole et que l'étude de Homyak *et al.* (2008) s'est déroulé en milieu forestier.

Pour des expérimentations en milieu agricole, Laroche (1994) a montré une baisse significative des concentrations en NO₃⁻ dans l'horizon de 0-15 cm suite à l'incorporation d'un produit forestier avec un rapport C/N de 221. La concentration moyenne mesurée dans les parcelles témoins dans l'horizon de 0-15 cm 26 jours après l'application était de ~45 mg-N-NO₃⁻/kg, tandis que la concentration moyenne était de ~10 mg-N-NO₃⁻/kg pour les parcelles amendées. Les travaux de Lalande *et al.* (1998) ont aussi montrés des concentrations en NO₃⁻ plus faibles pour l'horizon de 0-15cm des sols amendés avec un produit forestier. Nos résultats suggèrent que l'immobilisation du NO₃⁻ s'opère principalement au début et au milieu de la saison agricole, puisqu'aucune différence significative en NO₃⁻ n'a été observée après l'échantillonnage de juillet 2015 (à l'exception d'une différence de 2.9 mg-N-NO₃⁻/kg observée dans l'horizon de 15-30 cm en septembre 2015). Les résultats obtenus appuient donc l'hypothèse initiale et ceux obtenus dans la

littérature, où l'incorporation de matières organique au sol avec un rapport C/N élevé peut favoriser une forte immobilisation du N.

Les deux techniques d'amendements testées au sol de manière *in situ* sur une parcelle en friche ont eu un léger impact sur la biodisponibilité du N inorganique du sol. Ces traitements affichent une baisse significative ($p < 0.05$) des NO_3^- du sol lors d'une seule campagne d'échantillonnage, soit celle de juillet 2015. Pour le chaulage à une teneur de 3 tonnes/ha, il est suggéré que cette baisse de NO_3^- peut être expliquée par une meilleure absorption du N par la plante. Pour l'amendement en sciure de peuplier faux tremble ($\text{C/N} = 505.5$) à une teneur de 8 tonnes/ha, cette baisse en NO_3^- peut être attribuée à une légère immobilisation nette de l'azote dans la matière organique. De plus, les résultats obtenus montrent que seulement la couche de 0-15 cm a été affectée par les traitements. Le Tableau 3.3 présente une synthèse de l'interprétation des résultats.

Tableau 3.3 : Synthèse des interprétations des résultats obtenus en fonction des résultats escomptés pour les traitements

Traitements appliqués au sol	Propriétés	Résultats escomptés sur les NO_3^- et NH_4^+ du sol	Résultats obtenus sur les NO_3^- et NH_4^+ du sol	Interprétation
Chaux (3 tonnes/ha)	<ul style="list-style-type: none"> Favorise le processus de nitrification ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$) (Kemmit <i>et al.</i>, 2005) Augmente la minéralisation du N (Nyborg et Hoyt, 1978) Augmente l'assimilation du N par la plante (Nyborg et Hoyt, 1978) 	<ul style="list-style-type: none"> ↑ NO_3^- et ↓ NH_4^+ ↑ NO_3^- et ↑ NH_4^+ ↓ NO_3^- et ↓ NH_4^+ 	<ul style="list-style-type: none"> ↓ NO_3^- de 7.1mg/kg en juillet 2015 ↓ NH_4^+ de 4mg/kg en septembre 2015 	<ul style="list-style-type: none"> Meilleure assimilation du N par la plante lors de la période de croissance
Sciure de peuplier faux tremble (C/N = 505) (8 tonnes/ha)	<ul style="list-style-type: none"> Forte immobilisation du N inorganique (Larochelle, 1994; Lalande <i>et al.</i>, 1998; Homyak <i>et al.</i>, 2008) 	<ul style="list-style-type: none"> ↓ NO_3^- ↓ NH_4^+ 	<ul style="list-style-type: none"> ↓ NO_3^- de 18mg/kg en juillet 2015 (0-30cm) Aucune différence significative sur les NH_4^+ 	<ul style="list-style-type: none"> Immobilisation des NO_3^- dans la matière organique du sol NO_3^- représente la forme dominante de N inorganique immobilisée

*Les résultats obtenus pour le NO_3^- et NH_4^+ représentent la différence entre la valeur moyenne des parcelles témoins

(n=9)

CHAPITRE 4

LESSIVAGE DE L'AZOTE INORGANIQUE

Lors d'une précipitation, les NO_3^- peuvent être transportés hors du sol à l'aide de deux moyens de transport : le ruissellement et/ou le lessivage. Cependant, le lessivage représente la voie préférentielle empruntée par les NO_3^- . Selon Guertin *et al.* (2001), par exemple, les NO_3^- dans les eaux de drainage agricoles sont de 20 à 100 fois supérieures à l'eau de ruissellement. Dans ce chapitre, il est question de s'intéresser spécifiquement au lessivage du N inorganique (NO_3^- et NH_4^+) d'un loam (44% sable, 30% limon, 26% argile) suite à une averse importante. Les points suivants sont abordés :

- Quelles sont les concentrations en NO_3^- et en NH_4^+ contenues dans l'eau lessivée d'un loam suite à une infiltration d'eau de 40 mm?
- Quelles seraient les concentrations en NO_3^- observées dans l'eau lessivée des parcelles agricoles de Sainte-Luce suite à une pluie automnale?
- Comment est réparti le bilan de l'azote inorganique (NO_3^- , NH_4^+) de l'eau lessivée?

4.1 APPROCHES MÉTHODOLOGIQUES POUR LES ÉTUDES DE LESSIVAGE

Plusieurs approches sont développées pour documenter le lessivage des NO_3^- . La méthode la plus courante dans la littérature repose sur l'utilisation de lysimètres à succion (avec des embouts en céramique) afin de récupérer l'eau du sol. (Davis *et al.*, 2012; Delin et Stenberg, 2013; Benoit *et al.*, 2014; Hansen et Eriksen, 2016). Ces dispositifs sont installés en dessous de la zone racinaire et récupèrent l'eau du sol en appliquant une pression dans ceux-ci. Les pertes en NO_3^- par lessivage sont ensuite calculées en multipliant les concentrations en NO_3^- mesurées dans l'eau des lysimètres par le volume d'eau totale qui a percolé saisonnièrement ou annuellement en dessous de la zone racinaire. Ce volume d'eau peut être calculé à partir de logiciels, par exemple EVACROP, ou à partir d'un bilan hydrique (Davis *et al.*, 2012; Delin et Stenberg, 2013; Benoit *et al.*, 2014; Hansen et Eriksen, 2016). Cependant, ces lysimètres ne donnent pas de mesure directe sur l'eau lessivée et présentent l'inconvénient de récoltées plusieurs formes d'eau du sol (Xin-Qiang *et al.*, 2011; Arauzo et Valladolid, 2013). La Figure 4.1 montre les différentes fractions d'eau contenue dans un sol. L'eau gyroskopique représente l'eau fortement retenue par la matrice du sol et qui n'est pas accessible pour la plante, tandis que l'eau interstitielle représente l'eau disponible pour la plante. Ces deux formes d'eau sont retenues par la matrice du sol et sont moins susceptibles de migrer vers l'aquifère. Pour sa part, l'eau gravitaire n'est pas retenue par la matrice du sol et peut migrer vers la nappe d'eau sous-jacente. Les lysimètres à succion récupèrent donc les différentes fractions de l'eau du sol (Grover et Lamborn, 1970; Marques *et al.*, 1996) et cela peut mener à des surestimations en NO_3^- lessivées (Xin-Qiang *et al.*, 2011; Arauzo et Valladolid, 2013). Dans ce travail, l'objectif était de récupérer l'eau gravitaire et c'est pourquoi ces dispositifs n'ont pas été utilisés. D'autres études proposent d'échantillonner l'eau à la sortie des drains agricoles (Berrouard *et al.*, 2001; Patoine *et al.*, 2010) afin d'évaluer les pertes de NO_3^- par lessivage.

Cependant, la forte conductivité hydraulique naturelle des sols de Sainte-Luce fait en sorte qu'aucun réseau de drainage agricole n'y est installé. D'autres types de lysimètres ne nécessitant pas d'appliquer une pression au sol peuvent aussi être utilisés afin d'échantillonner directement l'eau gravitaire (Xin-Qiang *et al.*, 2011; Arauzo et Valladolid, 2013).

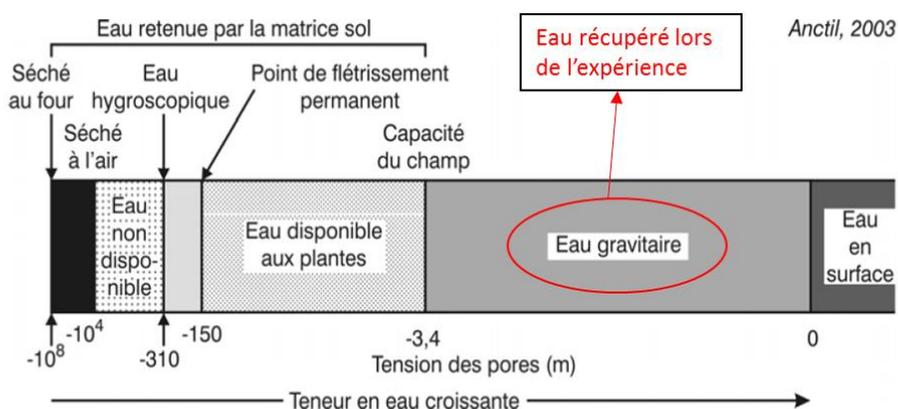


Figure 4.1 : Schéma montrant les différentes formes d'eau dans un sol ainsi que la tension des pores reliée pour chacune d'elles. L'eau gravitaire représente la fraction d'eau récupérée dans ce travail (image tirée d'Ancil *et al.* 2012)

4.2 MATÉRIEL ET MÉTHODE

4.1.1 Méthode choisie pour le lessivage

La méthode retenue repose sur une simulation de pluie sur des carottes de sol. Celles-ci sont récoltées conjointement aux échantillons de sol lors de l'objectif 1 pour la saison agricole de 2015 (7 mai, 8 juillet, 10 septembre, 14 octobre). Trois carottes de sol d'une profondeur de 15 cm (à l'exception de l'échantillonnage du 7 mai où la profondeur

de la carotte est de 30 cm) et d'un diamètre de 5 cm sont prises aléatoirement sur chacune des mini-parcelles (10 m²) expérimentales (Figure 4.2). Les carottes sont échantillonnées en enfonçant manuellement un tuyau de plastique dans le sol à l'aide d'une petite masse et d'une planche de bois (Figure 4.2b). Pour chaque campagne d'échantillonnage, 36 carottes de sol sont récoltées (à l'exception de l'échantillonnage du mois de mai où seulement 12 carottes de sols ont été faites), pour un total de 120 carottes sur l'ensemble de la saison. La simulation de pluie au laboratoire s'effectue le lendemain de l'échantillonnage et les carottes sont préservées à la température pièce pendant la nuit.

La simulation de pluie est effectuée en versant un volume d'eau (équivalent à une pluie de 40 mm) sur une carotte de sol à l'aide d'un verre en plastique finement troué (Figure 4.2c). L'eau utilisée pour faire la pluie est de l'eau distillée afin d'éliminer la contribution possible des NO₃⁻ pouvant provenir des précipitations. Des blancs avec de l'eau distillée sont effectués lors de chacune des étapes de l'expérimentation afin de confirmer que l'eau distillée et les verres en plastiques utilisés pour faire la pluie ne sont pas des sources de N. L'eau lessivée de la carotte de sol est récoltée jusqu'à ce que plus d'eau ne s'écoule de celle-ci (Figure 4.3). En moyenne, l'expérimentation prend fin une heure après l'application de la pluie. Le volume d'eau lessivé est noté à la fin de l'expérimentation afin de pondérer les résultats. L'eau lessivée est ensuite filtrée par gravité sur un filtre Whatman GF/F de 0.7 µm afin de récupérer la partie dissoute seulement. L'échantillon est congelé immédiatement à -20°C jusqu'au moment de l'analyse.

En simulant une pluie de 40 mm, cette méthode a comme objectif de déterminer le potentiel de lessivage de l'azote inorganique du sol suite à une infiltration importante d'eau que peut représenter la fonte de la neige en milieu nordique ou lors d'une très forte averse. Cette méthode mise sur une quantité réelle d'eau pouvant s'infiltrer lors d'une précipitation, mais ne prend pas en considération l'intensité de celle-ci. La simulation de pluie créée au laboratoire est beaucoup plus intense qu'une pluie réelle, ce qui peut

augmenter la vitesse d'infiltration de l'eau et surestimer les concentrations en azote inorganique contenu dans l'eau lessivée. De plus, les parois des carottes de sol forcent un mouvement vertical de l'eau sans prendre en considération le mouvement horizontal. Cette méthode surestime probablement le volume d'eau lessivé puisque les parois empêchent le ruissellement et « force » l'infiltration.

Cette méthode d'échantillonnage de l'eau gravitaire est très peu connue dans la littérature et il est difficile d'estimer la confiance de cette méthode. Cependant, cette méthode est peu dispendieuse et permet de recueillir directement l'eau gravitaire. Étant donné le nombre élevé d'échantillons, l'achat de plaques lysimétriques tel que fréquemment utilisées dans la littérature aurait été trop dispendieux afin d'obtenir un nombre suffisant de données pouvant être traitées statistiquement.

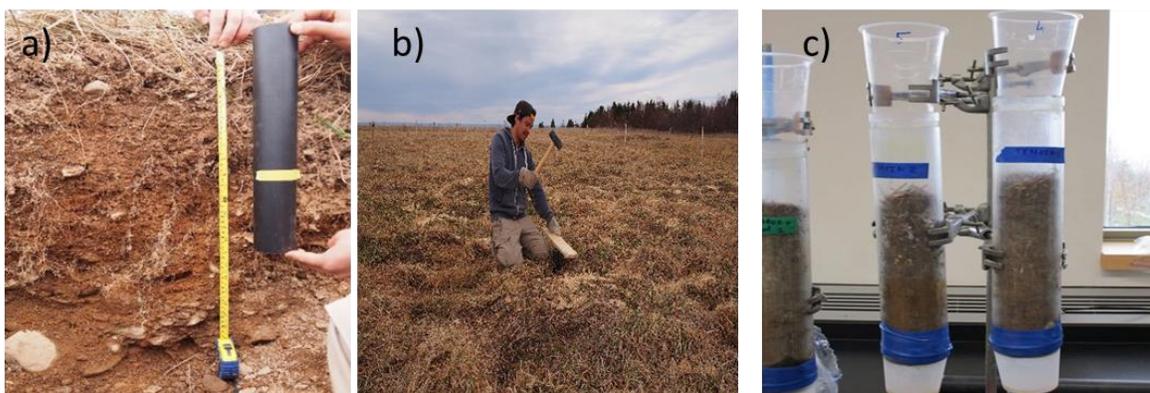


Figure 4.2 : Photos prises lors des différentes étapes de l'expérimentation a) photo de la profondeur d'échantillonnage (15 cm) de la carotte de sol sur le profil de sol de la parcelle expérimentale, b) méthode d'échantillonnage d'une carotte de sol à l'aide d'une petite masse et c) simulation d'une pluie au laboratoire

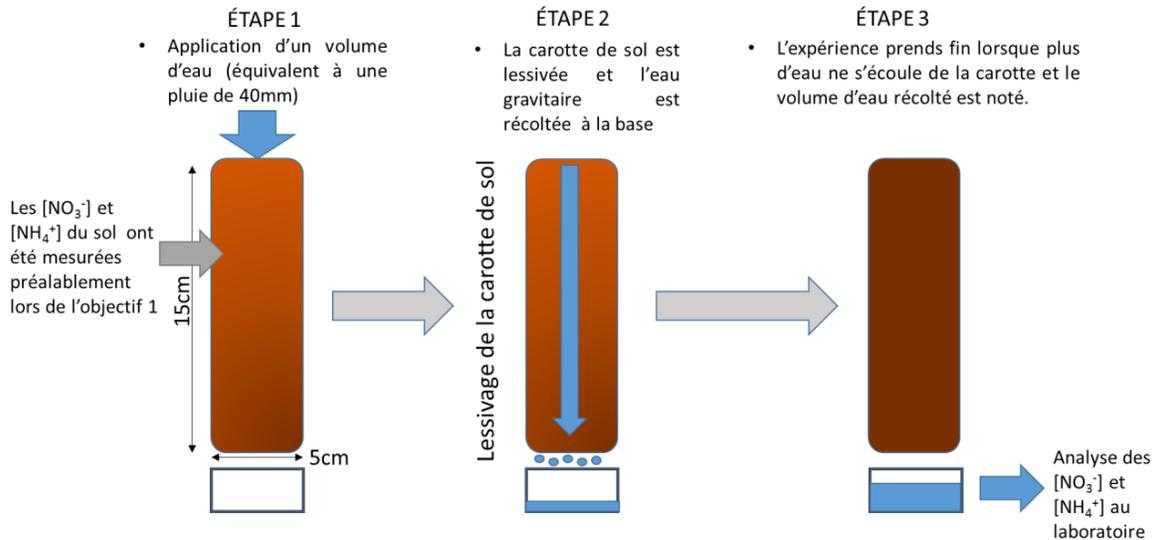


Figure 4.3 : Schéma illustrant les différentes étapes de la simulation d'une pluie sur une carotte de sol. Les concentrations en NO_3^- et en NH_4^+ contenues dans le sol sont mesurées préalablement lors de l'objectif 1. Suite à l'application du volume d'eau à l'étape 1, l'expérience prend fin en moyenne 60 minutes plus tard

4.1.2 Méthodes analytiques

L'eau lessivée est analysée au laboratoire du CAIR. Les deux paramètres analysés sont les NO_3^- et les NH_4^+ . Les méthodes d'analyse pour les différents paramètres de la phase dissoute sont les mêmes que celles utilisées dans l'objectif 1 (revoir à partir de la page 67). Les concentrations en NO_3^- et en NH_4^+ contenues le sol correspondent aux valeurs mesurées dans le chapitre 3.

4.1.3 Méthodes statistiques

Les calculs (moyenne, écart-type) et les graphiques sont faits avec le logiciel Excel 2013. Les concentrations en NO_3^- dans le sol ont été converties de (mg/kg) à (kg/ha) en fonction de la masse volumique du sol selon l'équation 4.1 :

$$\text{NO}_3^- \left(\frac{\text{kg}}{\text{ha}} \right) = \text{NO}_3^- \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right) \times \frac{\rho \text{ du sol } \left(\frac{\text{g}}{\text{cm}^3} \right) \times \text{épaisseur du sol (cm)}}{10\text{cm}} \quad (4.1)$$

Cette conversion part du principe qu'une superficie d'un hectare à une profondeur de 10 cm équivaut à 1000 m^3 . La densité du sol de la parcelle expérimentale est de 0.99 g/cm^3 (Tableau 3.1). Selon cette densité et pour une épaisseur de sol de 15 cm, les concentrations en mg/kg sont multipliées par un facteur de 1.485 afin d'arriver à des valeurs en kg/ha. Ainsi, il sera question de charge lorsque les valeurs seront exprimées en kg/ha et il sera question de concentration lorsque les valeurs seront exprimées en mg/kg ou mg/L. Pour les carottes de sol échantillonnées à une profondeur de 0-30 cm lors du mois de mai 2015 (n=12), la charge en N- NO_3^- du sol a été calculée en additionnant la charge du sol de l'horizon de 0-15 cm (kg/ha) à celle de l'horizon de 15-30 cm (kg/ha), selon la méthodologie utilisée par Berrouard *et al.* (2001). La concentration en NO_3^- de l'eau lessivée représente une concentration pondérée en fonction de la moyenne (n=120) du volume d'eau lessivée pour l'ensemble des simulations de pluies (équation 4.2). Le volume d'eau est converti en mm afin de le comparer à une précipitation. Le volume d'eau moyen lessivée (n=120) est de $24.1 \pm 3.3 \text{ mm}$, représentant 60.3% du volume infiltré (40 mm).

$$\text{NO}_3^- \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) (\text{pondérée}) = \text{NO}_3^- \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \times \frac{\text{Volume d'eau lessivé (mm)}}{\text{Volume d'eau lessivé moyen (mm)}} \quad (4.2)$$

Le principe de conversion d'unité et de pondération sont les mêmes pour les concentrations en NH_4^+ . Les cartes utilisées afin d'évaluer les risques de lessivage sur

l'ensemble des parcelles agricoles de Sainte-Luce sont réalisées à partir du logiciel ArcMAP 10.4.2.

4.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.2.1 Concentrations en NO_3^- dans l'eau gravitaire

Pour la totalité des échantillons d'eau gravitaire récoltées ($n=120$), les concentrations mesurées ne dépassent pas la norme québécoise de $10 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$ et ne dépassent pas le seuil de $5 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$ établi en milieu agricole (à l'exception d'un seul échantillon). La valeur maximale mesurée est de $8.5 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$ et la valeur minimale est de $0.3 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$. La valeur moyenne sur les 0-15 cm du sol est de $1.0 \pm 0.5 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$ ($n=108$) et la valeur moyenne sur les 0-30 cm est de $5.0 \pm 2.5 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$ ($n=12$).

Les concentrations en NO_3^- sont plus faibles que celles mesurées dans la littérature via des lysimètres à succion. Par exemple, Benoit *et al.* (2014), ont mesuré des concentrations de $\sim 13 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$ pour l'eau récupérée via des lysimètres à succion pour une culture de pratique conventionnelle et de $18 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$ pour une pratique culturale organique, pour des pertes saisonnières respectives de $32 \text{ kg-N-NO}_3^-/\text{ha}$ et de $37 \text{ kg-N-NO}_3^-/\text{ha}$. Hansen et Eriksen (2016) ont mesuré des valeurs de $\sim 23 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$ pour un champ de maïs non fertilisé, pour une perte de $86 \text{ kg-N-NO}_3^-/\text{ha}$. Kemmit *et al.* (2005) ont mesuré des valeurs généralement au-dessus de $10 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$. Au Québec, Larocque et Banton (1995) ont mesuré des valeurs comprises entre 7 et $8 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$ entre le mois de mai et le mois d'août 1990 sur l'eau interstitielle du sol à 100 cm de profondeur.

Les résultats obtenus ici sont comparables à ceux des études qui utilisent une méthodologie permettant de récupérer l'eau gravitaire directement. Par exemple, Xin Quang *et al.* (2011) ont trouvé une valeur moyenne de $4.5 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$ dans l'eau gravitaire d'un sol suite à l'utilisation d'un autre type de lysimètres (sans succion) installé à une profondeur de 0-30 cm. Des études échantillonnant l'eau à la sortie des drains agricoles montrent également des valeurs comparables aux nôtres. Par exemple, Berrouard *et al.* (2001) ont mesuré des concentrations généralement inférieures à $2 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$ lors de la

saison automnale pour des cultures de maïs et de canola sans ajout de fertilisants azotés et Patoine *et al.* (2010) ont mesuré une valeur médiane de 0.8 mg-N-NO₃⁻/L. Ainsi, les concentrations en NO₃⁻ mesurées sont plus faibles que celles obtenus dans l'eau interstitielle du sol via des lysimètres à succion, mais se rapportent aux valeurs mesurées dans l'eau gravitaire directement (lysimétriques sans succion, drains agricoles).

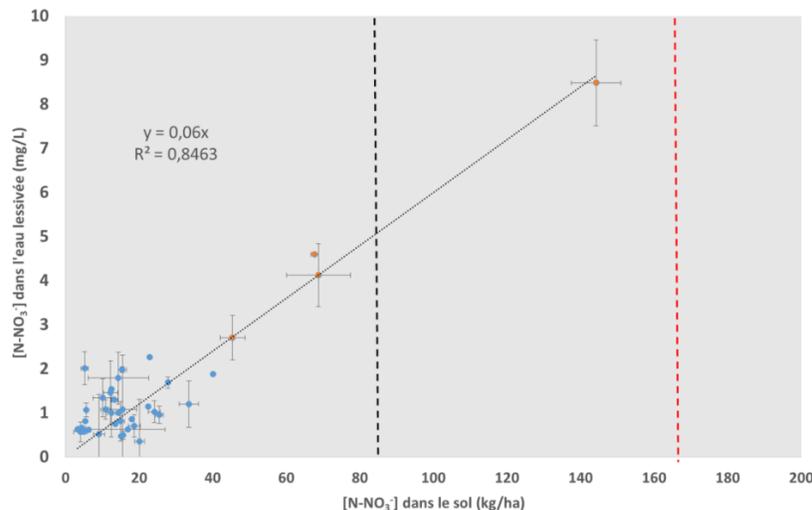


Figure 4.4 : Concentrations en N-NO₃⁻ (mg/L) mesurées dans l'eau lessivée des carottes de sol (n=120) suite à une simulation d'une pluie de 40mm, en fonction de la charge en N-NO₃⁻ (kg/ha) dans le sol (n=120). Les points représentent la moyenne des échantillons de sol (n=3) et des échantillons d'eau lessivée (n=3) et les écarts-types verticaux et horizontaux sont illustrés pour chaque échantillon. La ligne pointillée bleue montre la droite d'une régression linéaire simple forcée pour passer par l'origine. L'équation de la droite et le coefficient de corrélation sont reportés sur la figure. Les points orange représentent les valeurs des carottes de sol d'une profondeur de 0-30 cm échantillonnées lors du mois de mai 2015 (n=12). La ligne verticale pointillée noire représente la charge en N-NO₃⁻ (88kg/ha) du sol à laquelle l'eau lessivée dépasse le seuil de 5mg/L et la ligne verticale pointillée rouge représente la charge en N-NO₃⁻ (166kg/ha) à laquelle l'eau lessivée dépasse le seuil de 10mg/l.

4.2.2 Lien entre la charge en NO_3^- dans le sol et la concentration en NO_3^- dans l'eau lessivé

La Figure 4.4 montre une régression linéaire significative ($p < 0.01$, $R^2 = 0.85$) entre la charge en NO_3^- dans le sol ($2 < \text{N-NO}_3^- < 144$ kg/ha) et la concentration en NO_3^- mesurée dans l'eau lessivée ($0.3 < \text{N-NO}_3^- < 8.5$ mg/L). La pente de la droite est de 0.06. Cette relation suggère que la concentration en NO_3^- dans l'eau lessivée d'un loam suite à une précipitation de 40mm peut être estimée selon l'équation 4.3.

$$[\text{N} - \text{NO}_3^-] \text{ eau lessivée } \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = 0.06 \times [\text{N} - \text{NO}_3^-] \text{ du sol } \left(\frac{\text{kg}}{\text{ha}} \right) \quad (4.3)$$

Cette pente est plus faible que celle trouvée par Benoit *et al.* (2014), qui rapportent une régression linéaire de $y=0.7x$. Cependant, cette relation présente un faible coefficient de corrélation de 0.4 et les concentrations en NO_3^- peuvent avoir été surestimées suite à l'usage de lysimètres à suction (Xin-Qiang *et al.*, 2011; Arauzo et Valladolid, 2013). À l'exception de cette étude, il existe peu d'ouvrages *in situ* qui rapportent des équations semblables.

La Figure 4.4 montre que les carottes de 0-30 cm échantillonnées lors du mois de mai 2015 contrôlent en majorité la relation de la droite puisque les charges en NO_3^- du sol et les concentrations en NO_3^- dans l'eau lessivée sont beaucoup plus élevées que les autres points. Les charges (kg/ha) élevées en NO_3^- dans le sol pour ces points peuvent s'expliquer par le fait que : 1) l'échantillonnage du mois de mai montrent les concentrations en NO_3^- dans le sol les plus élevées (voir section précédente « dynamique saisonnière de l'azote ») et 2) l'eau d'infiltration a lessivé les NO_3^- sur une plus grande profondeur, soit sur 30 cm. Ces points sont donc primordiaux pour l'équation de la droite puisqu'ils représentent les seuls essais de lessivage effectués sur des charges supérieures à 40 kg/ha en NO_3^- dans le

sol. Les essais de lessivage effectués sur les carottes de 0-15 cm ont des charges trop faibles afin d'établir une relation significative.

L'équation 4.3 ne permet pas de déterminer les pertes saisonnières en NO_3^- mais permet plutôt d'estimer ponctuellement les concentrations en NO_3^- dans l'eau lessivée en fonction d'une charge quelconque au sol. La Figure 4.4 montre deux seuils importants à considérer en termes de gestion des pratiques agricoles. La ligne pointillée noire montre qu'à partir d'une charge dans le sol au-dessus de $88 \text{ kg-N-NO}_3^-/\text{ha}$, l'eau lessivée est susceptible de dépasser le critère de $5 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$, tandis que la ligne pointillée rouge montre qu'à partir d'une charge dans le sol au-dessus de $166 \text{ kg-N-NO}_3^-/\text{ha}$, l'eau lessivée est susceptible de dépasser la norme de $10 \text{ mg-N-NO}_3^-/\text{L}$ établie dans l'eau potable. Dans le cas d'une parcelle en friche, où aucun fertilisant azoté n'a été appliqué et que les concentrations en NO_3^- du sol proviennent uniquement de la minéralisation de la matière organique, le sol se charge en NO_3^- au début de la saison agricole (voir le chapitre 3 à la page 75). L'eau gravitaire d'une parcelle en friche risque donc de présenter des concentrations en NO_3^- plus élevées lors des pluies printanières. Cependant, cela n'implique pas que le lessivage est plus important au printemps, puisque la fréquence des précipitations n'est pas prise en considération dans cette relation.

Il est à considérer que les expériences de simulation de pluie effectuées au laboratoire étaient surexagérées et que l'infiltration d'eau a été « forcée » et « accélérée » dans le sol. De manière *in situ*, le volume d'eau gravitaire qui pénètre dans le sol et qui est susceptible de percoler vers la nappe d'eau sous-jacente dépend de plusieurs facteurs (conditions hydro climatiques, type de sol, pente, type de culture, capacité au champ du sol, etc). Par exemple, en période estivale, la demande en eau par la plante est plus grande et le sol est plus sec, ce qui peut limiter la percolation de l'eau. En période automnale ou printanière, la demande en eau par la plante est plus faible et le sol est plus humide, ce qui peut augmenter l'infiltration d'eau. L'équation 4.3 s'applique donc mieux aux moments de

l'année où les précipitations sont plus propices de percoler vers l'aquifère. **Afin de s'assurer que l'eau de recharge de l'aquifère de Sainte-Luce ne dépasse pas la norme de 10 mg-N-NO₃⁻/L, il est suggéré que le sol ne doit pas être chargé au-dessus de 166 kg-N-NO₃⁻/ha, selon notre approche.**

4.2.3 Concentrations estimées en NO₃⁻ de l'eau lessivée sur les parcelles agricoles de Sainte-Luce

L'équation 4.3 a permis d'estimer les concentrations en NO₃⁻ contenues dans l'eau lessivée des parcelles agricoles de Sainte-Luce suite à une pluie automnale. Le 10 octobre 2014, une campagne d'échantillonnage a été effectuée avec l'équipe de Terre-Eau inc. afin de mesurer les NO₃⁻ résiduels des parcelles agricoles de Sainte-Luce. Le terme « résiduel » désigne les NO₃⁻ restant au sol suite à la récolte et représente les NO₃⁻ n'ayant pas été assimilés par la plante lors de la saison culturale. Le sol a été échantillonné à une profondeur de 0-17 cm. Les échantillons ont été envoyés la journée même au laboratoire Agro-Envirolab. La Figure 4.5 montre la charge en N-NO₃⁻ (kg/ha) mesurée sur les 0-17 cm des sols agricoles de Sainte-Luce le 10 octobre 2014. La valeur maximale est de 72 kg-N-NO₃⁻/ha et la plupart des sols affichent des charges inférieures à 14 kg-N-NO₃⁻/ha. En ramenant la valeur de 72 kg-N-NO₃⁻/ha à l'équation 4.3, on estime que la concentration maximale de l'eau lessivée des parcelles agricoles est de 3.5 mg-N-NO₃⁻/L. Selon cette relation, aucune eau lessivée sur les 0-17cm des sols de Sainte-Luce à la post-récolte ne dépasse pas le critère de 5 mg-N-NO₃⁻/L et la norme de 10 mg-N-NO₃⁻/L établie dans l'eau potable.

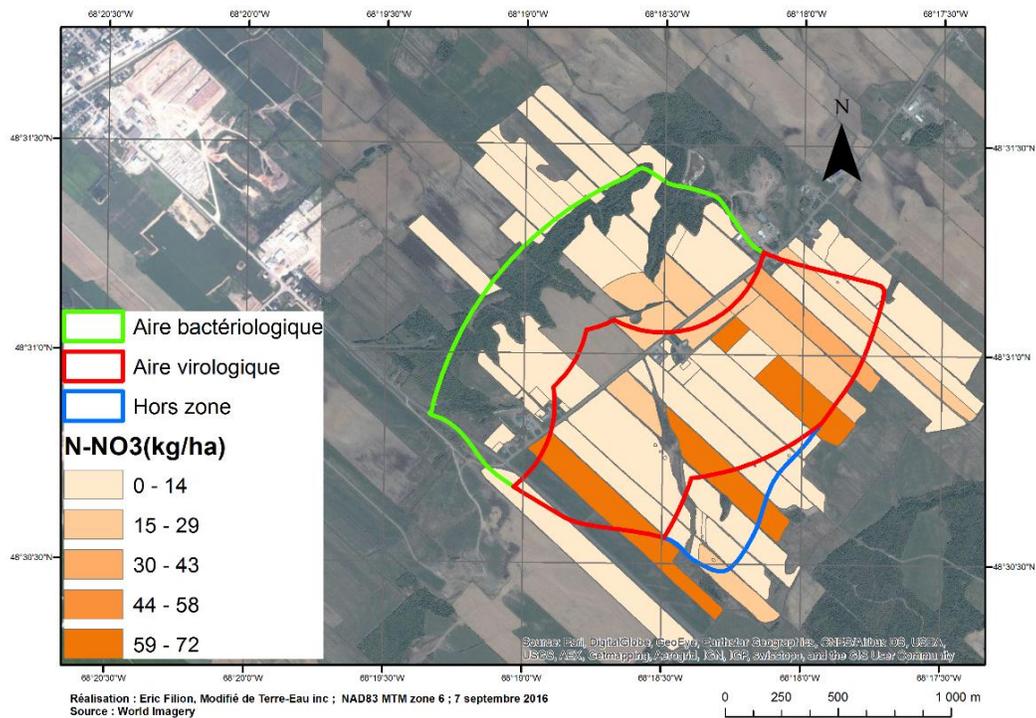


Figure 4.5 : Charge résiduelle en $N-NO_3^-$ (kg/ha) mesurée dans les 0-17 cm des sols agricoles de Sainte-Luce le 10 octobre 2014

4.2.4 Concentrations en NH_4^+ et bilan azoté inorganique de l'eau gravitaire

L'azote inorganique du sol est composé de NO_2^- , NO_3^- et NH_4^+ . Par sa grande mobilité dans l'eau, les problèmes de NO_3^- dans les eaux souterraines sont plus fréquents que les problèmes de NH_4^+ . Le NH_4^+ lui-même présente peu de toxicité et son impact sur la santé humaine est encore peu documentée. Cependant, des trop grandes quantités de NH_4^+ dans les eaux souterraines et dans les eaux de surfaces provoquent des problèmes environnementaux et des problèmes sur l'eau de consommation humaine (MENV, 2003). Il est estimé qu'au-dessus de 2 mg-N- NH_4^+ /L et à un pH entre 7.4 à 8.5, la vie aquatique des écosystèmes peut être gravement affectée (Agence de l'eau et Ministère de l'Environnement, 1994) et qu'au-dessus de 1.5 mg-N- NH_4^+ /L, les propriétés organoleptiques et/ou esthétiques de l'eau de consommation humaine peuvent être impactés négativement (MENV, 2003). La norme de l'Union Européenne dans l'eau potable a été fixée à 0.5 mg- NH_4^+ /L.

Pour la totalité des échantillons d'eau lessivée, les concentrations en NH_4^+ mesurées ne dépassent pas la norme de 0.5 mg-N- NH_4^+ /L (Figure 4.6). La valeur maximale est de 0.28 mg-N- NH_4^+ /L et la valeur minimale est de 0.02 mg-N- NH_4^+ /l. La moyenne (n=108) est de 0.09 mg-N- NH_4^+ /L. Il n'y a pas de corrélation entre la charge en N- NH_4^+ dans le sol et la concentration en N- NH_4^+ dans l'eau lessivée, mais les écarts-types verticaux sont importants.

Les concentrations mesurées sont plus faibles que celles obtenues par Arauzo et Valladolid (2013), où une valeur moyenne de 0.44 mg-N- NH_4^+ /L a été mesurée dans l'eau lessivée d'un sol argileux et une valeur moyenne de 1.28 mg-N- NH_4^+ /L a été mesurée dans un loam sableux. Nos valeurs se rapportent cependant à celles mesurées par Kemmit *et al.* (2005), où les concentrations en NH_4^+ de l'eau récupérée via des lysimètres à succion étaient généralement inférieures à 0.5 mg-N- NH_4^+ /L pour une culture en prairie. Les

valeurs mesurées dans l'eau lessivée du sol se rapportent aussi aux valeurs mesurées dans l'eau souterraine de Sainte-Luce (Michaud, 2009). Sur les 72 échantillons d'eau souterraine mesurée entre 2008-2009 dans les six piézomètres d'observations, 52 présentaient des concentrations inférieures à $0.05 \text{ mg-N-NH}_4^+/\text{L}$ et la concentration maximale mesurée était de $0.21 \text{ mg-N-NH}_4^+/\text{L}$.

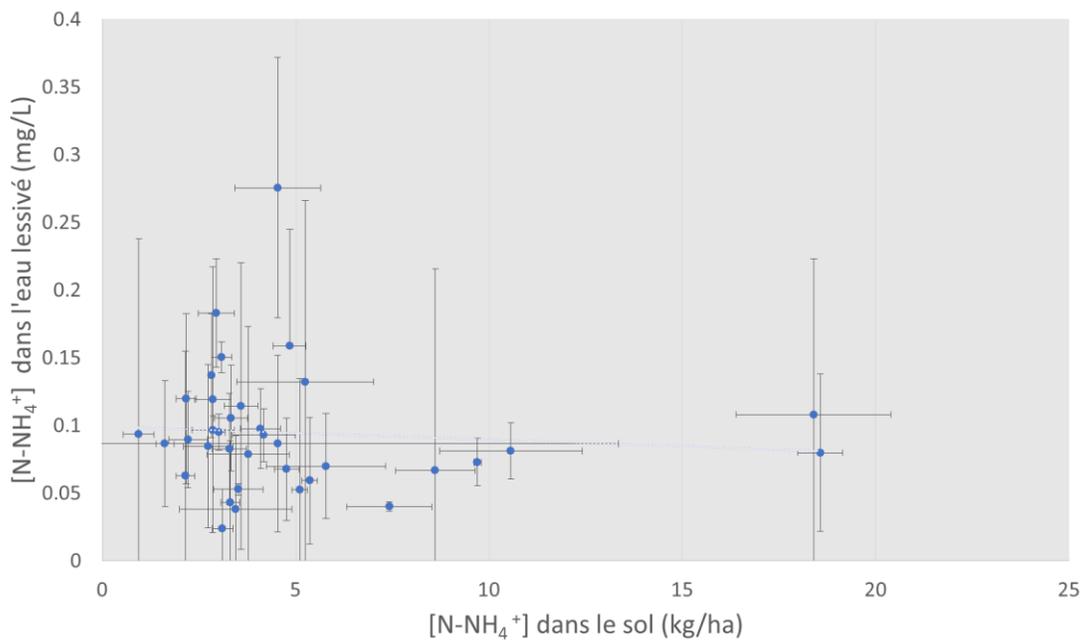


Figure 4.6 : Concentrations en N-NH_4^+ (mg/L) mesurées dans l'eau lessivée des carottes de sol ($n=108$) suite à une simulation d'une pluie de 40 mm, en fonction de la charge en N-NH_4^+ dans le sol (kg/ha). La charge en N-NH_4^+ du sol est exprimée sur une base de sol sec. Les points représentent la moyenne des échantillons de sol ($n=3$) et des échantillons d'eau lessivée ($n=3$) et les écarts-types verticaux et horizontaux sont illustrés pour chaque échantillon

Les expériences de simulation de pluie montrent que $90.6 \pm 5.0\%$ du bilan azoté inorganique de l'eau lessivée est composé de NO_3^- . Les résultats obtenus se rapportent à ceux d'Arauzo et Valladolid (2013), qui montre que le NO_3^- représente $90.0 \pm 9.1\%$ de la forme azotée de l'eau de drainage d'un sol argileux et de $68.8 \pm 28.2\%$ d'un loam sableux. Ainsi, cela confirme l'hypothèse que le NO_3^- est beaucoup plus mobile dans l'eau que le NH_4^+ . Ces données appuient les travaux de Kemmit *et al.* (2005), suggérant qu'une baisse de pH volontaire des sols agricoles peut limiter le risque de lessivage du N inorganique (revoir à la page 33).

Les résultats obtenus dans ce chapitre montrent que les concentrations en NO_3^- mesurées dans l'eau gravitaire d'un loam ne dépassent pas le critère de 5 mg-N- NO_3^- /L (à l'exception d'un échantillon) et la norme de 10 mg-N- NO_3^- /L. Les simulations de pluie sur 120 carottes de sol montrent une régression linéaire simple significative ($p < 0.01$) entre la concentration en NO_3^- de l'eau gravitaire ($0.3 < \text{N-NO}_3^- < 8.5$ mg/L) et la charge en NO_3^- du sol ($2 < \text{N-NO}_3^- < 144$ kg/ha). Ces résultats indiquent que le sol ne doit pas être chargé au-dessus de 166 kg-N- NO_3^- /ha afin de s'assurer que l'eau de recharge de l'aquifère ne dépasse pas la norme dans l'eau potable de 10 mg-N- NO_3^- /L. Les concentrations en NH_4^+ dans l'eau lessivée sont généralement faibles et le NO_3^- représente 90.6% de la forme azotée inorganique de l'eau lessivée.

CHAPITRE 5

DYNAMIQUE DES NO₃⁻ DANS L'AQUIFÈRE DE SAINTE-LUCE

Bien que le lien entre les pratiques agricoles intensives et les fortes concentrations en NO₃⁻ dans l'eau souterraine ait bien été documenté depuis les années 1970, la dynamique des NO₃⁻ dans l'aquifère est pour sa part moins bien détaillée. Quel est le devenir des NO₃⁻ une fois ceux-ci lessivés de la surface du sol? Comment les NO₃⁻ perdus du sol peuvent-ils atteindre la nappe d'eau? Comment les NO₃⁻ évoluent-ils dans l'aquifère ? Ce chapitre permettra de répondre aux questions suivantes:

- 1) Quelle est la dynamique de recharge de l'aquifère de Sainte-Luce?
- 2) Comment cette dynamique peut influencer les concentrations en NO₃⁻ dans l'eau souterraine?
- 3) Quels sont les impacts des activités agricoles sur les concentrations en NO₃⁻ dans l'eau souterraine?

5.1. MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre repose sur l'analyse de données fournies par les différents partenaires du projet. Le Tableau 5.1 résume les données utilisées, leurs sources, leurs fréquences et les objectifs recherchés pour chacun.

Tableau 5.1 : Résumé des données utilisées, de leurs sources, de leurs fréquences et des objectifs recherchés

Type de données	Sources	Fréquence	Objectifs
Niveau d'eau (Piézomètre 1, 4, 6)	Firme de génie-conseil AKIFER	2h, de 2010 à 2016	- Comprendre la dynamique de l'aquifère (recharge, étiage)
Météorologique	MDDELCC	Données quotidiennes, de 2006 à 2016	- Comprendre l'impact des précipitations sur le niveau piézométrique
NO ₃ ⁻ dans l'eau souterraine	Municipalité de Sainte-Luce via la firme de génie-conseil AKIFER	Données ~mensuelles, de 2008 à 2016	- Documenter les concentrations en NO ₃ ⁻ dans l'eau souterraine en fonction de la dynamique de recharge de l'aquifère
Pratiques agricoles et données physico-chimiques des parcelles cultivées de Sainte-Luce	Terre-Eau inc.	Données saisonnières, de 2012 à 2015	- Déterminer l'impact des pratiques agricoles sur les concentrations en NO ₃ ⁻ dans l'eau souterraine

5.1.1 Description des données utilisées

Données piézométriques

Six piézomètres sont installés sur l'aire de captation de Sainte-Luce, mais seulement les piézomètres 1, 4 et 6 (notés pz1, pz4, pz6) contiennent des sondes à niveau d'eau (Figure 2.3). Les niveaux piézométriques sont déterminés à l'aide de capteurs à pression, plus communément appelés «*level logger*». Ces sondes sont immergées à l'intérieur des piézomètres et enregistrent la pression exercées par la colonne d'eau. La hauteur est ensuite convertie pour donner le niveau piézométrique. Le niveau d'eau est représenté par rapport à l'élévation du niveau marin. Les pz1, pz4 et pz6 se situent à une élévation approximative de 122m, 121m et 122m, selon le logiciel *Google Earth*. L'enregistrement des niveaux d'eau est fait aux 2h (à l'exception de l'année 2010 où la fréquence est de 1h). Les sondes à niveau d'eau sont retirées pendant quelques jours des piézomètres afin d'y télécharger les données enregistrées, quatre fois par année. La firme en génie-conseil AKIFER est responsable des données de niveaux d'eau.

Données météorologiques

Voir la partie « données météorologiques » à la page 52 pour la description des données.

Concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine

À des fins de réglementation sur l'eau potable, l'eau souterraine de Sainte-Luce doit être analysée à une fréquence ~mensuelle. L'échantillonnage est effectué par la firme de génie-conseil AKIFER et les données sont ensuite disponibles via la municipalité de Sainte-Luce. Plusieurs paramètres sont analysés (coliformes fécaux, coliformes totaux, E-

coli, température de l'eau, turbidité, NO_3^-), mais la concentration en NO_3^- est le seul paramètre utilisé dans le cadre de ce chapitre.

Données agronomiques des parcelles agricoles

L'entreprise en agro-conseil (Terre-Eau inc.) maintient un suivi des sols et des cultures sur l'ensemble des parcelles agricoles situées à l'intérieur de l'aire de captation de l'eau souterraine de Sainte-Luce depuis plusieurs années. Les données sur les caractéristiques physico-chimiques des sols (pH, CEC, % de MO, granulométrie, etc) et sur les pratiques agricoles (type de culture, type de fertilisation, type de rotation, engrais azotés appliqués). Celles-ci serviront à documenter la connectivité entre les pratiques de surfaces et les concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine.

5.1.2 Méthodes statistiques

La dynamique de recharge de l'aquifère est étudiée par l'analyse d'hydrogrammes et par des analyses de séries temporelles (autocorrélation et corrélation croisée). Les hydrogrammes sont faits à partir du logiciel Excel 2013 et les analyses de séries temporelles sont effectuées avec le logiciel Paleontological Statistics Software (PAST) (Hammer *et al.*, 2001). Les analyses spatiales sont basées sur des cartes réalisées à partir du logiciel ArcMAP 10.4.2.

5.2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.2.1 Dynamique de recharge et rôle du couvert de neige

Les Figures 5.1 et 5.2 montrent la variation du niveau piézométrique du mois de février 2010 au mois de février 2016 en fonction des épisodes journaliers de précipitations liquides (Figure 5.1) et en fonction de la hauteur cumulée du couvert de neige (Figure 5.2). La nappe d'eau fluctue annuellement entre 0.3 à 2.0 m. Les cycles observés sont saisonniers. La période de recharge a lieu principalement au printemps suite à la fonte des neiges et la période d'étiage suit généralement jusqu'à la fonte lors de l'année suivante. Le Tableau 5.2 montre la remontée de la nappe dans le pz1, le pz4 et le pz6 suite aux épisodes de fonte des neiges entre 2011 et 2015. Au printemps 2014, pour une fonte d'un couvert de neige d'une hauteur de 0.68 m, le niveau d'eau monte de 1.49 m dans le pz1, de 0.55 m dans le pz4 et de 1.05 m dans le pz6. Au printemps 2012, une fonte d'un couvert de neige d'une hauteur de 0.43 m fait monter le niveau d'eau de 0.61 m dans le pz1, de 0.30 m dans le pz4 et de 0.37 m dans le pz6. La hauteur du couvert de neige lors de la fonte semble donc influencer l'amplitude de la recharge. Cependant, il est à noter qu'il serait plus précis d'avoir des données en « équivalence d'eau en mm », car la hauteur du couvert de neige ne prend pas en considération la densité de celui-ci.

Afin de mieux documenter l'impact des épisodes de fonte sur la recharge de l'aquifère, deux années avec des contextes climatiques différents sont comparées. Dans un premier cas, l'année 2013 est choisie, où plusieurs épisodes de gel-dégel ont eu lieu en hiver. Dans un deuxième cas, l'année 2014 est choisie, où une seule période importante de dégel a lieu lors de la fonte printanière. La Figure 5.3a montre l'hydrogramme pour l'année 2013 et la Figure 5.3b montre l'hydrogramme pour l'année 2014. La ligne jaune représente la température moyenne quotidienne et les cercles noirs représentent les épisodes de dégels, où les températures moyennes quotidiennes sont supérieures à 0°C. Pour l'année 2013, on

observe quatre épisodes de dégel et on observe que la recharge de l'aquifère s'effectue en forme de « marche d'escalier », caractérisée par plusieurs recharges de faible importance. Ces périodes de recharge se produisent quelques jours suivant la fonte du couvert de neige. Pour l'année 2014, la recharge est de plus grande amplitude et s'effectue en une seule occasion suite à la fonte du couvert de neige au mois d'avril.

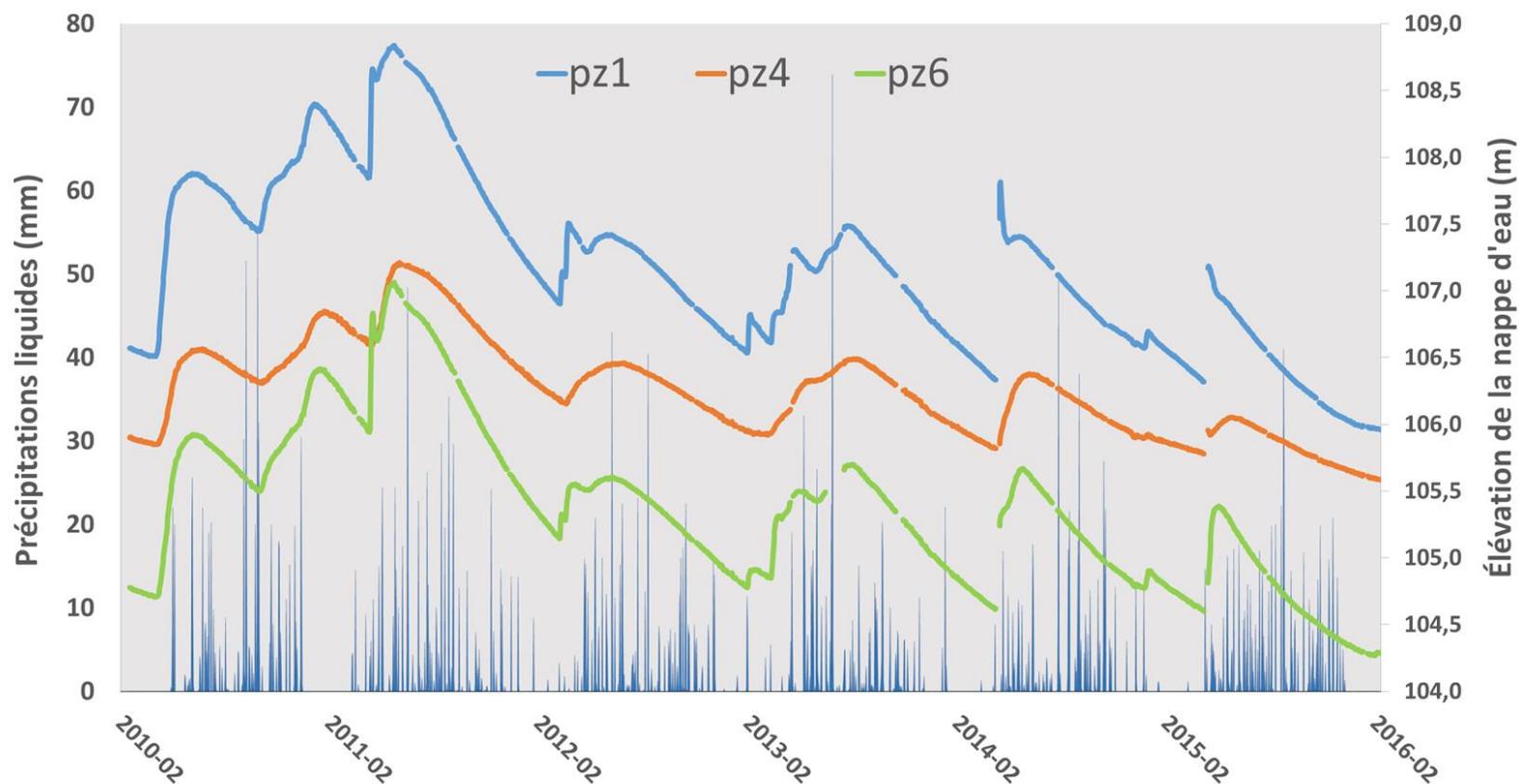


Figure 5.1 : Hydrogramme des pz 1, 4 et 6 en fonction des précipitations liquides quotidiennes (en mm) entre février 2010 et février 2016. Les « trous » observés dans les données de niveau d'eau indiquent les périodes pour lesquelles les sondes ont été retirées des piézomètres afin d'y télécharger les données.

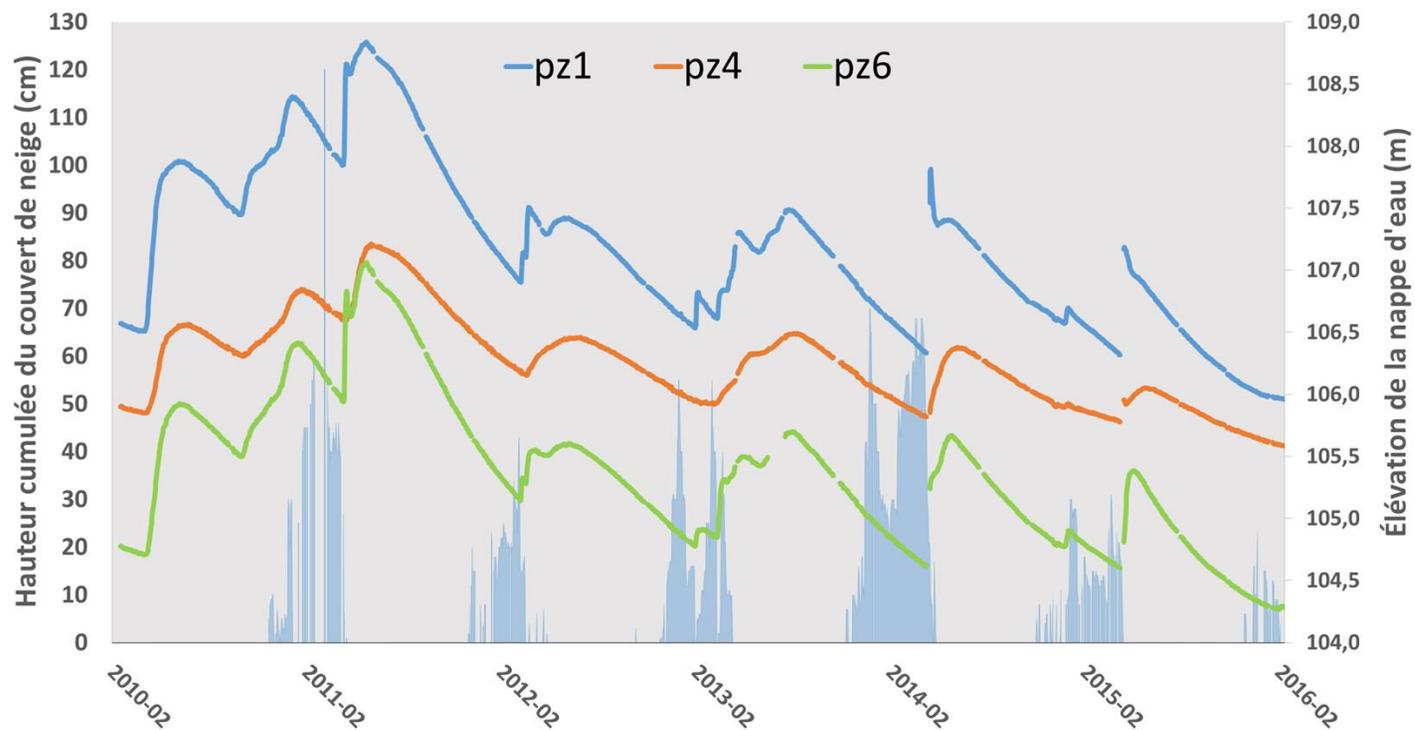


Figure 5.2 : Hydrogramme des pz 1, 4 et 6 en fonction de la hauteur cumulée du couvert de neige (en cm) entre février 2010 et février 2016. Les « trous » observés dans les données de niveau d'eau indiquent les périodes pour lesquelles les sondes à niveaux d'eau ont été retirées du piézomètre afin d'y télécharger les données. Il est à noter que les valeurs de la hauteur du couvert de neige sont absentes pour l'hiver 2010 et que plusieurs données sont manquantes en 2011. Le « trou » dans le couvert de neige observé en 2011 montre une absence de donnée et non une fonte rapide du couvert de neige.

Tableau 5.2 : Remontée de la nappe suite à la fonte du couvert de neige

Année	Hauteur cumulée du couvert de neige juste avant la fonte (cm)	Δh (m) pz1	Δh (m) pz4	Δh (m) pz6
2011	0.46	0.79	0.59	0.87
2012	0.43	0.61	0.3	0.37
2013 (première fonte)	0.18	0.26	*	0.13
2013 (deuxième fonte)	0.55	0.2	*	0.43
2013 (troisième fonte)	0.40	0.46	*	0.17
2014	0.68	1.49	0.55	1.05
2015	0.30	0.85	0.2	0.77

* Les données sont absentes car le pz4 ne montre pas une réponse directe suite à la fonte.

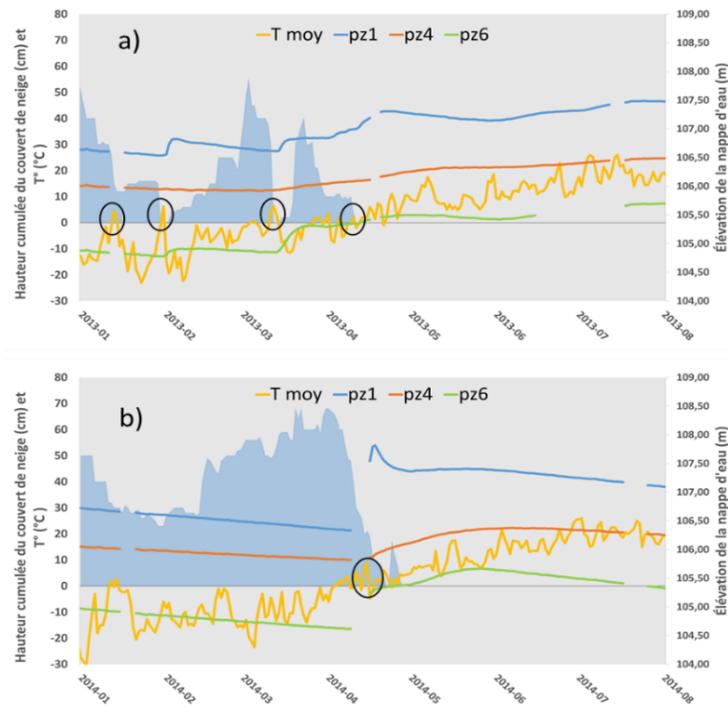


Figure 5.3 : Comparaison entre deux périodes de recharge avec des contextes climatiques différents, a) 2013, caractérisé par plusieurs épisodes de gel-dégel durant l'hiver et b) 2014, caractérisé par un seul épisode de dégel lors de la fonte printanière. Les cercles noirs représentent les épisodes de dégel, où les températures moyennes quotidiennes dépassent 0° C.

5.2.2 L'aquifère de Sainte-Luce, nappe libre ou nappe semi-captive ?

L'amplitude des fluctuations de niveau d'eau lors de la fonte du couvert de neige (Tableau 5.2) ainsi que la vitesse de réponse à ces évènements (Figure 5.1 et Figure 5.2) n'est pas totalement similaire au sein des différents piézomètres. Afin de déterminer le décalage et la corrélation du signal entre les piézomètres, des analyses par corrélation croisée sont effectuées entre le niveau d'eau de chacun des piézomètres. La Figure 5.4 montre les corrélations croisées entre le pz1, le pz4 et le pz6 entre 2012 et 2014. Le pz1 et le pz6 sont fortement corrélés et sont bien synchronisés avec des corrélations maximum centrées sur un décalage de 0 h (ou inférieur au pas de temps de 2 h). Le pz4 montre aussi une forte corrélation avec les deux autres piézomètres, mais avec un léger décalage positif. Ce décalage se situe entre 100 à 250 (à un pas de temps de 2h), pour un décalage de 200h et 500h, soit de 8 à 20 jours. Ainsi, les trois piézomètres répondent similairement, mais le pz4 affiche une réponse plus lente et graduelle. Cela est possiblement attribué à un contexte stratigraphique différent. La description des unités stratigraphiques du pz4 (revoir à la page 44) rapporte la présence d'une couche de 1.83 m de silt argileux entre la profondeur de 9.14 et 10.97 m. Basée sur les valeurs théoriques de conductivité hydraulique des dépôts meubles rapportées par Fetter (1994), la vitesse d'infiltration de l'eau peut être ralentie considérablement en entrant en contact avec cette couche argilo-silteuse, où la conductivité hydraulique est estimée entre 10^{-6} - 10^{-4} cm/s. Le pz1 et le pz6 affichent donc les propriétés d'une nappe libre tandis que le pz4 affiche plutôt les propriétés d'une nappe semi-captive.

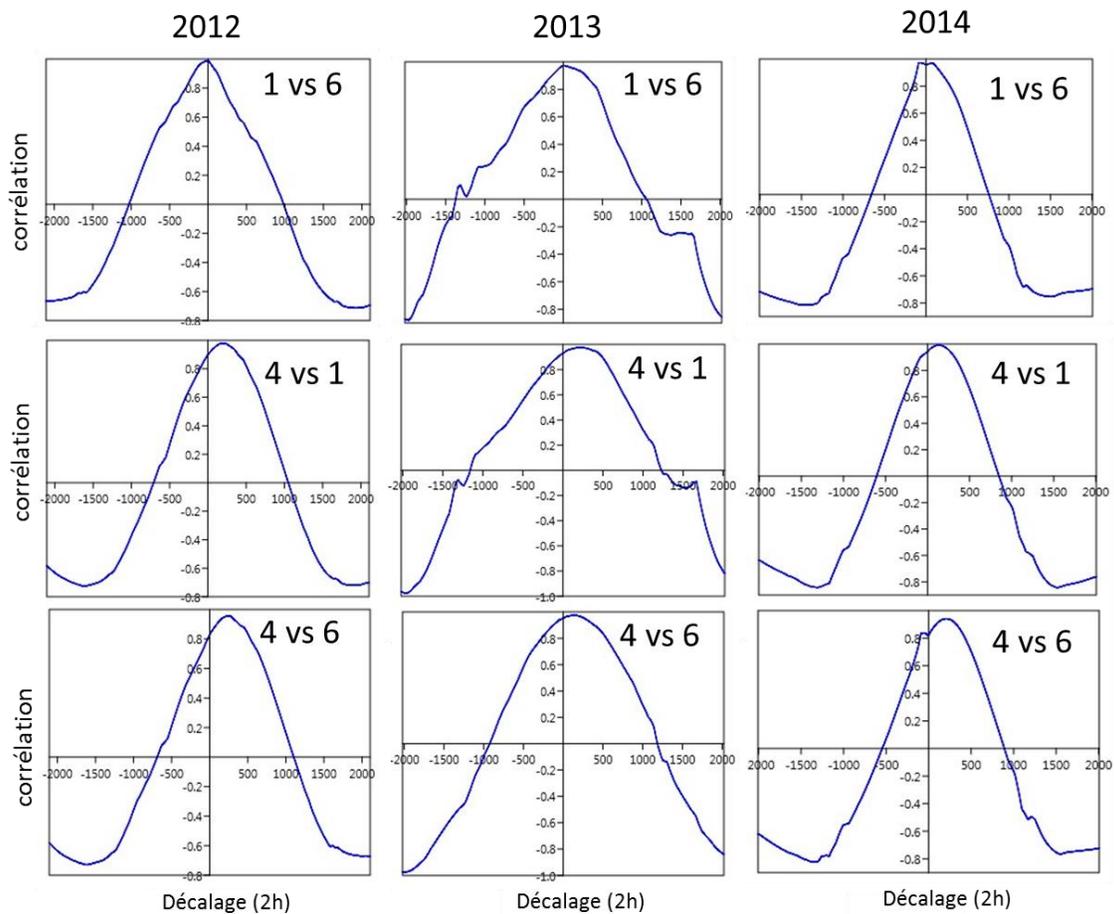


Figure 5.4 : Corrélations croisées pour les trois années d'enregistrement (2012 à 2014) entre les niveaux d'eau enregistrés dans les piézomètres 1, 4 et 6. Les décalages (ou lag) sont exprimés sous une fréquence de 2 h. Les séries temporelles débutent au début d'une année (1er janvier à 0h) et se terminent à la fin de celle-ci (31 décembre à 22h). Le premier piézomètre est utilisé comme « input » et le deuxième comme « output ».

5.2.3 Impact de la zone vadose sur la recharge de l'aquifère de Sainte-Luce

Afin de documenter l'impact de la zone vadose sur la recharge de l'aquifère, les niveaux d'eau des trois piézomètres (pz1, pz4, pz6) situés dans l'aquifère de Sainte-Luce sont comparées avec les niveaux d'eau d'un autre piézomètre situé à l'extérieur de celui-ci. Ce piézomètre, géré par le réseau de surveillance des eaux souterraines québécoises, se situe à ~4.5 km du site d'étude (Figure 5.5) et est aussi en condition de nappe libre (nappe d'eau à ~1 m). À des fins pratiques, ce piézomètre est nommé pz7. Celui-ci se situe à une élévation approximative de 34 m. Une sonde enregistre quotidiennement le niveau piézométrique depuis 2009 et les données sont accessibles sur le site du *Réseau de suivi des eaux souterraines du Québec* (<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/EAU/piezo/index.htm>) (piézomètre #02000002). Le schéma complet du rapport de forage est joint en annexe (ANNEXE IX)

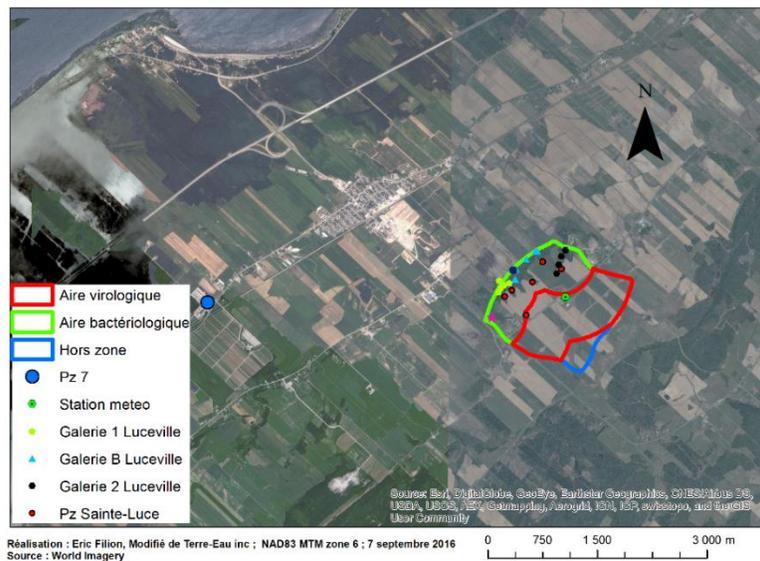


Figure 5.5 : Localisation du pz7. Les données de niveau d'eau sont accessibles via le Réseau de suivi des eaux souterraines du Québec (Piézomètre #02000002). Le pz7 est installé dans une nappe libre (nappe d'eau à ~1 m)

La Figure 5.6 montre le niveau d'eau enregistré en fonction des épisodes de pluies et en fonction de la hauteur cumulée du couvert de neige entre le 17 février 2010 et le 24 novembre 2015. La nappe d'eau varie annuellement de ~ 1 m et l'aquifère se recharge principalement lors de la fonte des neiges, ce qui est similaire à la dynamique des pz1, pz4 et pz6. Par contre, le pz7 répond rapidement aux épisodes de pluies, contrairement aux autres piézomètres.

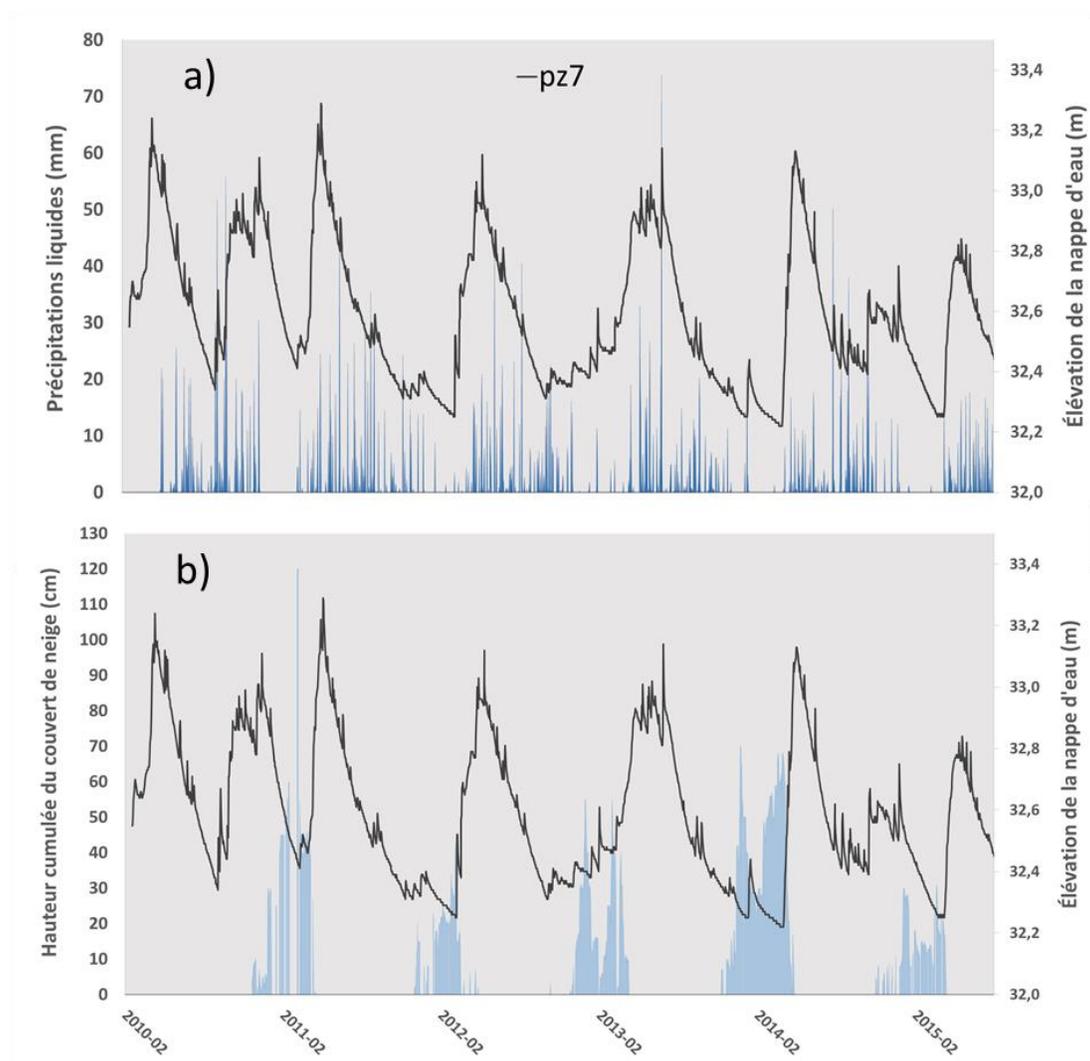


Figure 5.6 : Hydrogramme du pz7 de février 2010 à novembre 2015.

Des analyses d'autocorrélation du niveau d'eau pour chacun des piézomètres sont réalisées afin de mieux comprendre la mémoire du système hydrogéologique dans les deux aquifères à nappes libres. L'analyse d'autocorrélation d'une série temporelle permet de détecter des régularités, des profils répétés dans un signal et ainsi voir si un phénomène à un instant t peut être corrélé aux mesures précédentes (au temps $t-1$, $t-2$, $t-3$ etc) ou aux mesures suivantes (au temps $t+1$, $t+2$, $t+3$ etc). La Figure 5.7a montre les autocorrélations pour les pz1, pz4, pz6 et la Figure 5.7b montre l'autocorrélation pour le pz7. L'interprétation d'une année hydrique est montrée sur chacune des figures. Pour les piézomètres situés dans l'aquifère de Sainte-Luce, les signaux montrent une corrélation sur eux-mêmes avec un décalage de 365 jours. Pour le pz7, situé à l'extérieur de l'aquifère de Sainte-Luce, deux signaux sont observés au sein d'une année. Le niveau d'eau montre une bonne corrélation sur lui-même avec un décalage de ~ 365 jours et montre également une corrélation à un décalage de ~ 225 jours. Cette corrélation à ~ 225 jours est interprétée comme une remontée du niveau d'eau suite aux pluies automnales.

Ces résultats montrent pour un même contexte hydro-climatique que la nappe libre de surface du pz7 (niveau d'eau ~ 1 m) se recharge en deux périodes, soit lors des pluies automnales et lors de la fonte des neiges. La fonte des neiges reste cependant la période de recharge principale. Pour une nappe libre profonde (niveau d'eau ~ 14 m), l'aquifère se recharge majoritairement lors de la fonte des neiges. L'intérêt de cette comparaison est de montrer que la zone vadose de l'aquifère de Sainte-Luce, composé principalement de dépôts deltaïques, diffuse la recharge via les précipitations liquides. Ce contexte hydrogéologique peut jouer un rôle important sur la dynamique des NO_3^- dans l'aquifère et les deux prochaines sections porteront spécialement sur ce sujet.

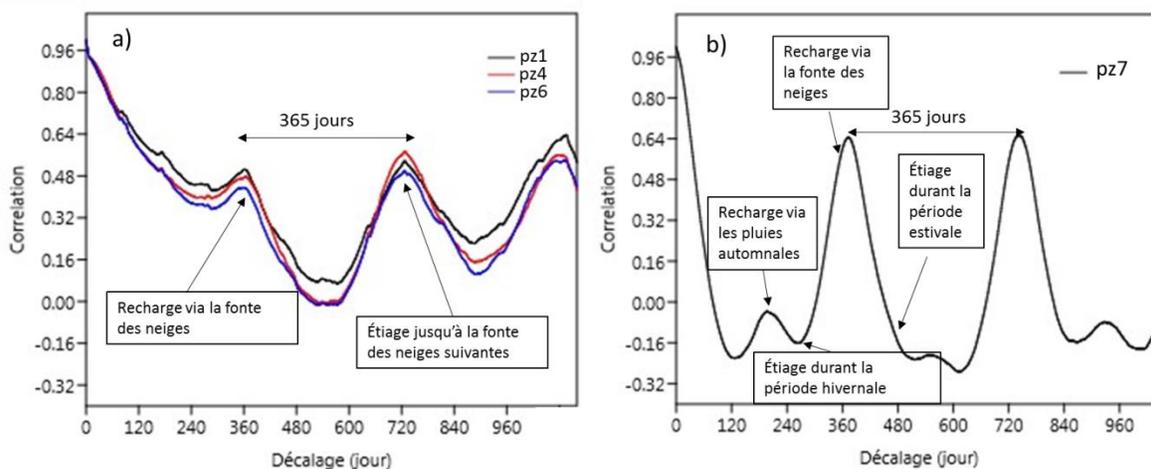


Figure 5.7 : Interprétation d'une année hydrique en fonction de l'autocorrélation de deux séries temporelles de niveaux d'eau. Les séries temporelles débutent le 1er février 2010 et se termine le 7 avril 2016 (pz1, pz4, pz6) et se termine le 24 novembre 2015 pour le pz7. a) piézomètres dans l'aquifère de Sainte-Luce dans un contexte de nappe libre ou semi-captive (niveau d'eau à ~14 m) b) piézomètre situé à l'extérieur de l'aquifère de Sainte-Luce dans un contexte de nappe libre (niveau d'eau à ~ 1 m). Les piézomètres sont distants de ~4.5 km.

5.2.4 Le « décalage » des impacts des activités agricoles

Le temps de résidence de l'eau d'infiltration dans la zone non saturée joue un rôle primordial sur les concentrations en NO_3^- observées dans l'eau souterraine. Lors d'une étude effectuée sur une zone non saturée de 25 m en Ontario (Canada) et en utilisant des traceurs CFC-11 et $^3\text{H}/^3\text{He}$, le temps de résidence de l'eau d'infiltration dans la zone vadose a été évalué entre 10-15 ans. Les auteurs Johnston *et al.* (1998) suggèrent donc un large décalage entre les NO_3^- perdu du sol et l'arrivée des NO_3^- dans l'eau souterraine. Une étude effectuée en Angleterre par Burt et Trugdill (1993) dans un aquifère calcaire sur les 40 premiers mètres de la zone non saturée montre que les concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine sont liées aux infiltrations d'eau des 30 dernières années. Une autre étude

effectuée par Edmunds et Gaye (1997) en milieu aride au Sahara montre que les concentrations en NO_3^- enregistrées dans les 10-40 m de la zone non saturée sont attribués aux infiltrations des 50 à 400 dernières années. En se basant sur des traceurs chronologiques tels que les CFC, Schaap (1999) montre que l'augmentation des concentrations en NO_3^- observées dans une nappe phréatique de l'Iowa (États-Unis) entre 1975 et 1995 est attribuée à la fertilisation importante en N appliquée lors des années 1955 à 1975. Il attribue ce décalage de près de 20 ans à l'âge de l'eau. Ainsi, de nombreuses études témoignent d'un décalage temporel entre les impacts des pratiques agricoles et les concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine (Burt et Trugdill, 1993; Edmunds et Gaye, 1997; Johnston *et al.*, 1998; Schaap, 1999; Sebilo *et al.*, 2013;). Dans un contexte hydrogéologique où le temps de résidence de l'eau d'infiltration dans la zone vadose est lent, un réservoir de NO_3^- lié aux pratiques agricoles antérieures peut être présent. À l'opposé, dans un contexte hydrogéologique caractérisé par un temps de résidence rapide de l'eau d'infiltration dans la zone non saturée (quelques années et moins), les impacts des pratiques agricoles peuvent se faire ressentir beaucoup plus rapidement (Baker et Johnson 1981; Hallberg, 1986).

5.2.5 Dynamique des NO_3^- dans le sol et dans l'aquifère de Sainte-Luce

Les caractéristiques des sols agricoles de Sainte-Luce suggèrent que le lessivage est important puisque : 1) les pentes sont faibles, en général < 1% (Figure 2.5a), 2) les sols sont caractérisés par une faible rétention en eau et sont perméables (Figure 2.5b), 3) les sols ont une faible teneur en argile et 4) aucun réseau de drainage agricole n'est installé sur les parcelles agricoles. Nieder *et al.* (1995) montrent qu'un sol sableux présente des valeurs de lessivage de 5 à 9 fois plus élevées qu'un sol argileux. L'absence de drain agricole peut être un facteur important sur l'apport de NO_3^- vers l'aquifère sous-jacent. Une étude de Patoine

et al. (2010) effectuée sur la rivière Boyer (Québec, Canada), où près du tiers de la superficie du bassin versant est occupé par des terres agricoles drainées artificiellement, montre que l'eau de drainage souterrain contribue à près de 50% de la charge annuelle en NO_3^- apportée à la rivière. À Sainte-Luce, l'absence de drain agricole suggère que les NO_3^- lessivés du sol percolent directement dans l'aquifère et migre vers la nappe d'eau sous-jacente, au lieu d'être « évacuées » vers les eaux de surface via le drainage agricole.

Cependant, cela n'implique pas que le lessivage automnal est absent. Au contraire, les pluies automnales représentent une période préférentielle pour le lessivage des NO_3^- au Québec (Piché et Gangbazo, 1991). Les NO_3^- lessivées des sols de Sainte-Luce migrent donc dans l'aquifère, mais l'épaisseur et la nature de la zone vadose ferait en sorte que l'eau d'infiltration via les précipitations liquides n'atteindrait pas directement la zone saturée. Une fois dans l'aquifère, ces NO_3^- peuvent être soit : 1) ammonifiés; 2) immobilisés dans la matière organique; et 3) dénitrifiés. Cependant, la dénitrification représente le principal processus d'atténuation des NO_3^- dans l'aquifère (Bohlke, 2002; Rivett *et al.*, 2008) et il est connu que celui-ci s'effectue principalement dans la zone saturée en eau (Bohlke, 2002). Germon *et al.* (1999) suggère que l'activité dénitrifiante d'un milieu augmente exponentiellement avec la part de la portion de la porosité que l'eau occupe. Il est donc suggéré que la dénitrification est limitée dans la zone non saturée puisque le milieu affiche des conditions peu favorables à la dénitrification (voir chapitre 2 à la page 21 pour mieux comprendre les conditions à la dénitrification). Ainsi, les NO_3^- lessivés du sol lors des pluies automnales et estivales seraient temporairement emmagasinés dans la zone non-saturée de l'aquifère. Lors de la fonte des neiges, qui représente la principale période de recharge, une quantité considérable de NO_3^- accumulées dans la zone non-saturée pourrait être amenée vers la nappe d'eau.

Afin de voir le lien entre la recharge et l'apport de NO_3^- dans l'eau souterraine, les concentrations en NO_3^- sont mises en évidence avec le niveau d'eau. La Figure 5.8 montre

les concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine en fonction du niveau piézométrique entre le 1er février 2010 et 1er février 2016. Le pz4 montre les valeurs en NO_3^- les plus élevées et les concentrations augmentent à partir de l'été 2012. Plusieurs pics récurrents entre 16 et 19 mg-N- NO_3^- sont observées en 2013 et la valeur la plus élevée (21 mg-N- NO_3^-) est observée en 2014. Pour le pz1, les concentrations en N- NO_3^- sont faibles et quasi-nulles. Pour le pz6, les concentrations frôlent la norme de 10 mg-N- NO_3^-/L en 2011 et les concentrations baissent par la suite jusqu'en 2015.

Pour le pz4, les pics de NO_3^- semblent être synchronisés avec la recharge de l'aquifère. La période de recharge en 2013 se distingue par plusieurs pics de NO_3^- , tandis que la période de recharge de 2014 est caractérisée par un seul pic de 21mg-N- NO_3^-/L . Alors que la recharge de 2013 s'est produite à l'occasion de nombreux épisodes de gel-dégel, la recharge de 2014 s'est effectuée via une seule fonte printanière (Figure 5.3). Les données disponibles dans cette étude montrent qu'il pourrait exister un lien la recharge et les concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine. Les pics en NO_3^- observés en 2013 pourraient être associés au lessivage des NO_3^- du sol apportés via les multiples recharges tandis que l'unique pic de 21 mg-N- NO_3^-/L pourrait être associé au lessivage en NO_3^- apportée via l'eau de fonte au printemps 2014. Cependant, il est impossible de démontrer statistiquement ce lien puisque le nombre de données est insuffisant.

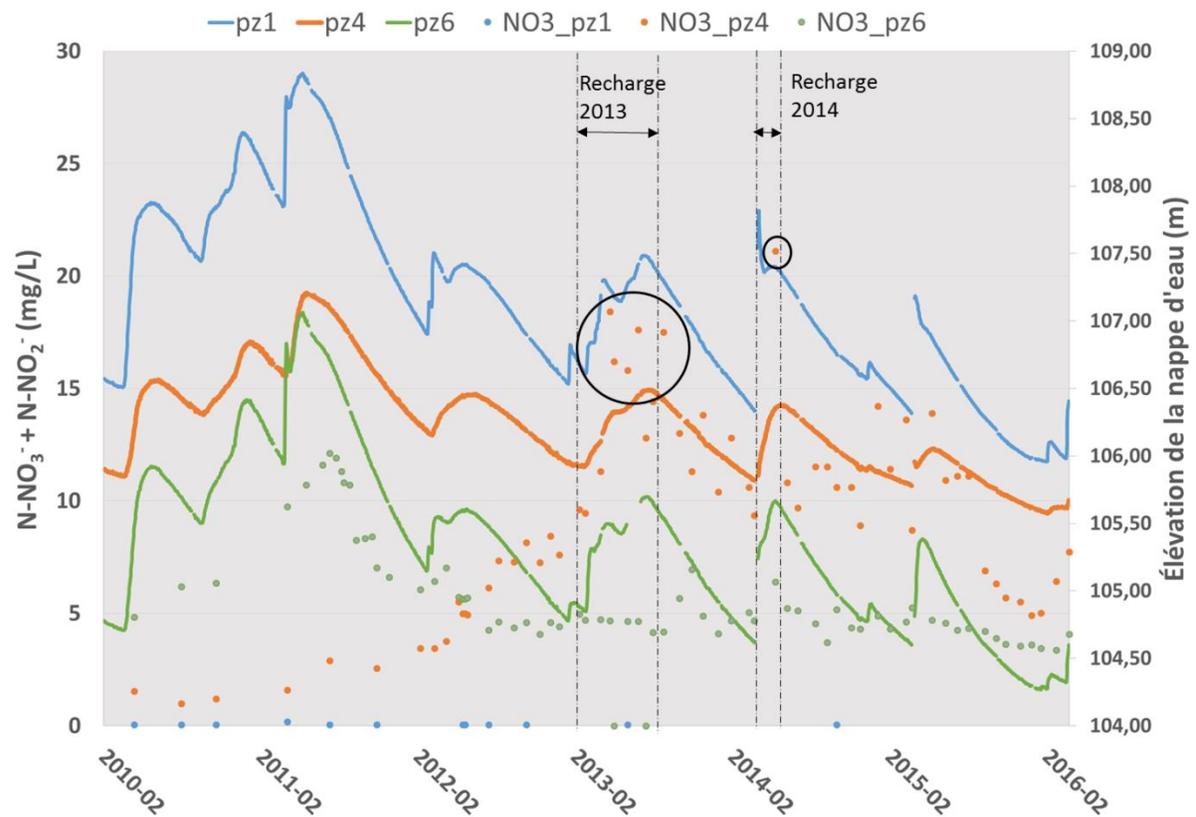


Figure 5.8 : Concentrations en $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ (mg/L) dans l'eau souterraine en fonction du niveau piézométrique.

5.2.6 Les scénarios possibles de recharge face aux changements climatiques

Dans un contexte de réchauffement climatique, la dynamique de recharge des aquifères nordiques risque d'être perturbée (Jyrkama et Sykes, 2007). La hausse des températures hivernales risque d'augmenter les précipitations sous forme liquide et de diminuer les précipitations sous forme solide. Sutinen *et al.* (2008) suggère que la hausse

des températures hivernales va accroître les périodes d'infiltrations via l'eau de fonte et diminuer l'amplitude de la recharge. Plusieurs auteurs suggèrent que l'augmentation des périodes de recharge au sein des aquifères nordiques va entraîner une augmentation du lessivage des éléments dissous, des polluants et des pesticides accumulés dans la zone vadose (Gooddy *et al.*, 2001; Johnson *et al.* 2001; Bloomfield *et al.*, 2006). Ainsi, les changements climatiques risquent de perturber la quantité mais également la qualité de l'eau de recharge des aquifères (Silander *et al.*, 2006)

Les données cumulées depuis 2010 au sein de l'aquifère de Sainte-Luce ont permis d'observer deux scénarios de recharge différents. La recharge de 2013 peut être perçue comme une recharge « typique » associée à un scénario de réchauffement climatique, tandis que la recharge de 2014 peut être perçue comme une recharge « normale ». Ainsi, l'augmentation des périodes de recharge lors de la saison hivernale pourrait favoriser le transport des NO_3^- dans la zone non-saturée et engendrer plusieurs pics de NO_3^- dans l'eau souterraine, comme ceux observés lors de la recharge de 2013.

5.2.7 Impact des pratiques agricoles sur les NO_3^- dans l'eau souterraine

Basé sur l'interprétation des hydrogrammes, le temps d'infiltration de l'eau d'infiltration dans la zone non-saturée est relativement rapide (un an et moins). Ainsi, cela signifie que l'impact des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau souterraine devrait se faire ressentir rapidement. De nombreuses données sur l'usage des parcelles agricoles (type de culture, type et quantité de fertilisants azoté appliqué, technique de travail du sol, etc) et des caractéristiques physico-chimiques des sols (pH, CEC, % de MO, etc) sont disponibles via l'entreprise Terre-Eau inc. afin de déterminer l'impact des pratiques agricoles. Cependant, la donnée la plus pertinente choisie repose sur la quantité de fertilisant azoté appliquée annuellement. Plusieurs études montrent que le risque de lessivage est plus élevé

en fonction des doses de N appliqués. Xin-Quang *et al.* (2011) montre une corrélation positive entre la dose de fertilisant azoté appliquée et la quantité d'azote perdue par lessivage du sol. Cripps et Smith-Carington (1982) estiment qu'entre 26 et 78 % du total de N appliqué en fertilisant est lessivé de la surface du sol alors que Sebilo *et al.* (2013) et Liu *et al.* (2003) montre des contributions plus faibles, comprises entre 3 et 12%. Même si les chiffres varient d'une étude à l'autre, le risque de perte en N reste plus important suite à de plus grandes applications d'engrais azotés.

La Figure 5.9 montre la quantité annuelle d'engrais azoté total (en kg/ha), sous forme minérale et/ou organique, appliquée sur les parcelles agricoles pour les années culturales de 2012, 2013 et 2014. L'année 2012 est celle où la plus grande quantité de fertilisant azoté a été appliquée à l'intérieur de l'aire d'alimentation (voir le Tableau 2.6 à la page 49). Les plus grandes quantités d'engrais azotés, de l'ordre de 269 kg/ha, ont été appliquées sur les parcelles agricoles situées en amont hydraulique du pz4. Cela suggère que les pics récurrents observés dans le pz4 pourraient être associés aux fortes applications d'engrais azotés appliqués sur les sols situés en amont hydraulique.

Dans le type de contexte hydrogéologique retrouvé à Sainte-Luce, où le temps de résidence de l'eau d'infiltration dans la zone vadose semble être rapide et caractérisé par une recharge principale via la fonte des neiges, les pratiques agricoles à la surface peuvent se faire ressentir rapidement. Ainsi, la connexion entre les pratiques agricoles et la qualité de l'eau souterraine est étroite. Afin de réduire les concentrations en NO_3^- observées dans l'eau souterraine, il est important d'adapter rapidement des pratiques agricoles qui permettent de diminuer le lessivage des NO_3^- vers l'aquifère.

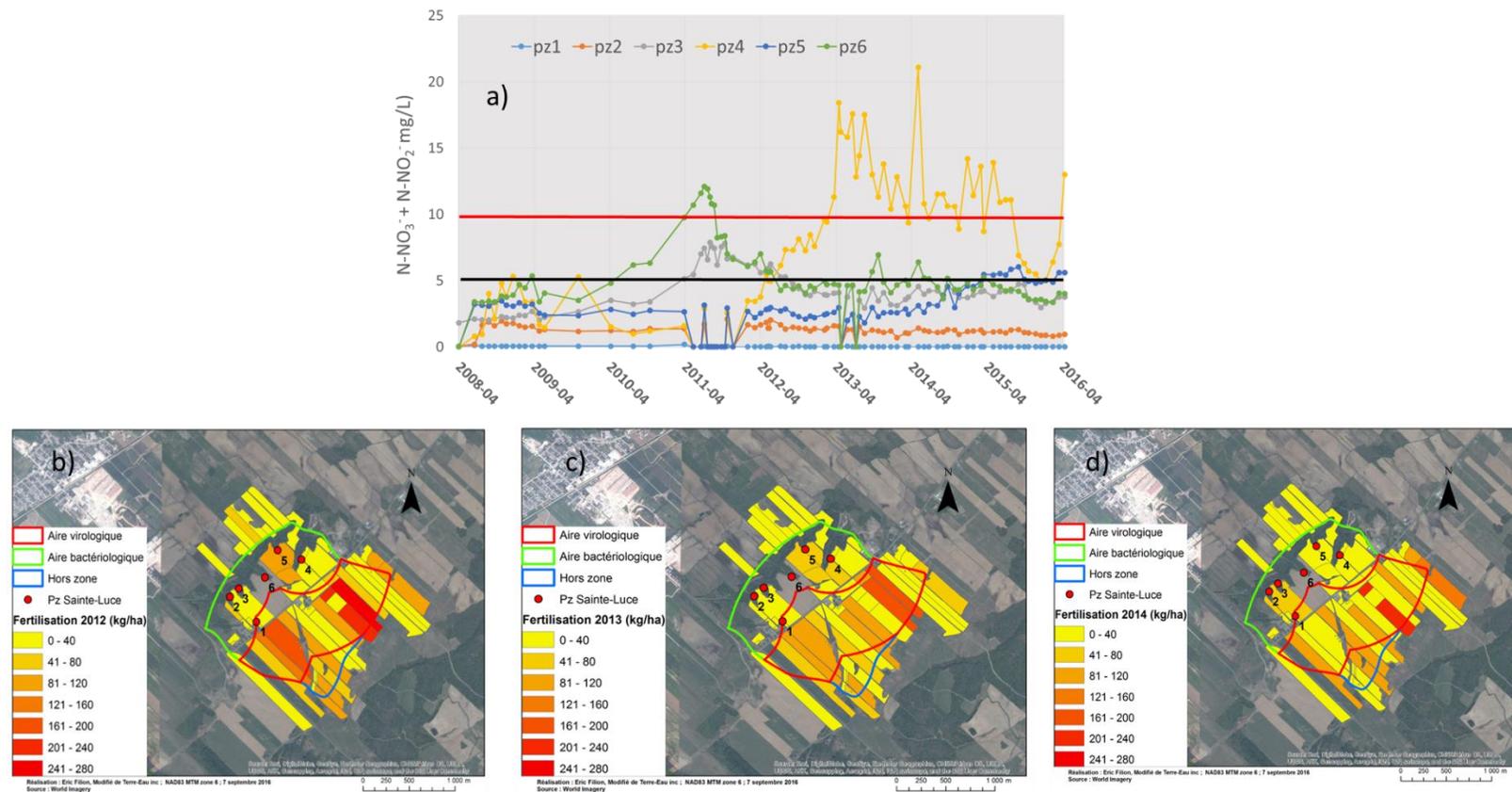


Figure 5.9 : a) Concentrations en $N-NO_3^-$ dans l'eau souterraine dans les six piézomètres de Sainte-Luce et fertilisation azotée totale annuelle appliquée sur les parcelles agricole a) 2012, b) 2013, c) 2014.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Dynamique saisonnière du N

Les résultats d'analyses en N inorganique d'un sol d'une parcelle en friche de Sainte-Luce lors de la saison agricole de 2014-2015 montrent la dynamique saisonnière de l'azote dans un loam. Le processus de minéralisation et de nitrification semble être prédominant en début de saison agricole, expliquant les concentrations en NO_3^- plus élevées. Au milieu de la saison, l'assimilation du N par la plante surpasse les autres processus, créant une diminution des NO_3^- du sol. Les concentrations en NO_3^- diminuent vers la fin de la saison agricole suite à d'autres processus du cycle de l'azote, comme le lessivage et/ou la dénitrification. Des analyses d'isotopes stables en NO_3^- ($\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$) et en N_2 permettraient de quantifier et de confirmer l'importance relative de ces processus dans le cycle de l'azote. De plus, une étude à long terme, basée sur des campagnes d'échantillonnages sur plusieurs saisons agricoles complètes permettraient de confirmer cette dynamique saisonnière.

Impact du chaulage et d'un amendement en sciure de bois sur la biodisponibilité du N

Le chaulage à une teneur de 3 tonnes/ha et un amendement en sciure de peuplier faux-tremble (C/N = 505) à une teneur de 8 tonnes/ha ont modifié légèrement la biodisponibilité du N dans le sol au sein de la première année d'application. Il est suggéré que le chaulage a favorisé le processus d'assimilation du N par la plante, tandis que l'incorporation de sciure de bois au sol a immobilisé légèrement et de façon temporaire les NO_3^- dans la matière organique du sol. Ces deux traitements ont diminué significativement ($p < 0.05$) la charge en NO_3^- du sol lors de la campagne d'échantillonnage de juillet 2015 et pourraient permettre de limiter les pertes de N dans l'environnement. Cependant, ces pratiques culturales doivent être utilisées avec prudence. Il est important de s'assurer que

l'incorporation de sciure de bois n'ait pas d'impact négatif sur le rendement de la culture. Pour le chaulage, il est important de prendre en considération les effets secondaires que peuvent apporter les amendements calcaireux, dont l'apport possible de métaux lourds dans le sol et/ou les émissions de gaz à effet de serre. Des analyses de N sur la plante permettraient de confirmer et de s'assurer que l'application de sciure de bois n'ait pas d'impact négatif sur le rendement des cultures et permettraient aussi de confirmer l'impact positif du chaulage sur l'assimilation du N par la plante. Des tests d'incubations de sol en milieu contrôlé permettraient aussi de mieux documenter l'impact de ces traitements sur la dynamique du N. De plus, un échantillonnage sur d'autres saisons culturales permettrait de mieux connaître les impacts à long terme de ces deux pratiques culturales.

Lessivage du N inorganique

Les expériences de simulation de pluie sur plus de 120 carottes de sol montrent une régression linéaire simple significative ($p < 0.01$) entre la concentration en NO_3^- de l'eau lessivée ($0.3 < \text{N-NO}_3^- < 8.5$ mg/L) et la charge en NO_3^- du sol ($2 < \text{N-NO}_3^- < 144$ kg/ha). Selon cette droite, il est suggéré qu'au-dessus d'une charge de 88 kg-N- NO_3^- /ha, l'eau gravitaire est susceptible de dépasser le critère de 5 mg-N- NO_3^- /L et qu'au-dessus de 166 kg-N- NO_3^- /ha, l'eau gravitaire est susceptible de dépasser la norme de 10 mg-N- NO_3^- /L. Cette relation montre l'importance de gérer adéquatement la fertilisation en N et d'éviter de surcharger le sol en NO_3^- , spécialement lors des périodes de recharge de l'aquifère. Les résultats obtenus montrent aussi que le bilan azoté inorganique de l'eau lessivé est composé à 90% de NO_3^- . Il serait intéressant d'essayer d'autres méthodes d'échantillonnages ou d'analyses (lysimètre à succion, plaque lysimétrique, modélisation, etc.) afin de confirmer l'exactitude des données obtenues. Il serait aussi pertinent de tester le lessivage sur des parcelles cultivées avec une fertilisation en N, afin d'obtenir des données qui représentent mieux la réalité agricole.

Dynamique des NO_3^- dans l'aquifère de Sainte-Luce

Les analyses de bases de données (piézométriques, météorologiques, concentrations en NO_3^- dans l'aquifère, agronomiques) cumulées entre 2010 et 2015 montrent que la dynamique de recharge de l'aquifère de Sainte-Luce est caractérisée par une recharge principale par l'eau de fonte. Cette dynamique est similaire à celle des nappes libres régionales dans le NEBSL. Les analyses par hydrogrammes et par autocorrélation montrent que la zone vadose de l'aquifère de Sainte-Luce, caractérisée par une importante épaisseur de dépôts deltaïques, diffuse la recharge de l'aquifère, suggérant une accumulation temporaire des NO_3^- dans la zone non saturée jusqu'à la fonte neige suivante.

Plusieurs perspectives de recherches se dessinent:

- 1) *Confirmer le lien entre la recharge et les concentrations en NO_3^-* : Afin de confirmer l'hypothèse d'un apport majeur de NO_3^- vers la nappe d'eau lors de la fonte des neiges, il serait pertinent d'augmenter la fréquence d'échantillonnage de l'eau souterraine et de mesure des espèces azotées, plus spécialement lors de fonte printanière. Ainsi, il serait possible de faire des analyses statistiques plus précises. Par exemple, des analyses de corrélations croisées entre le niveau d'eau et les concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine seraient intéressantes afin de voir la dynamique des NO_3^- dans l'aquifère.
- 2) *Quelles sont les conditions à la dénitrification dans l'aquifère?* Des analyses de concentrations en carbone organique dissous et en oxygène dissous seraient pertinentes afin d'estimer le potentiel de dénitrification de l'aquifère de Sainte-Luce. La quantification des taux de dénitrification seraient possible via des expériences d'incubation couplées à des analyses d'amendements isotopiques. Elles permettraient de répondre à quelques questionnements comme : Est-ce que les

conditions de dénitrification sont homogènes dans l'aquifère? Est-ce que les concentrations plus élevées en NO_3^- dans le piézomètre 4 sont liées à des conditions moins favorables à la dénitrification?

3) *Existe-t-il un bruit de fond en NO_3^- associé aux pratiques agricoles antérieures?*

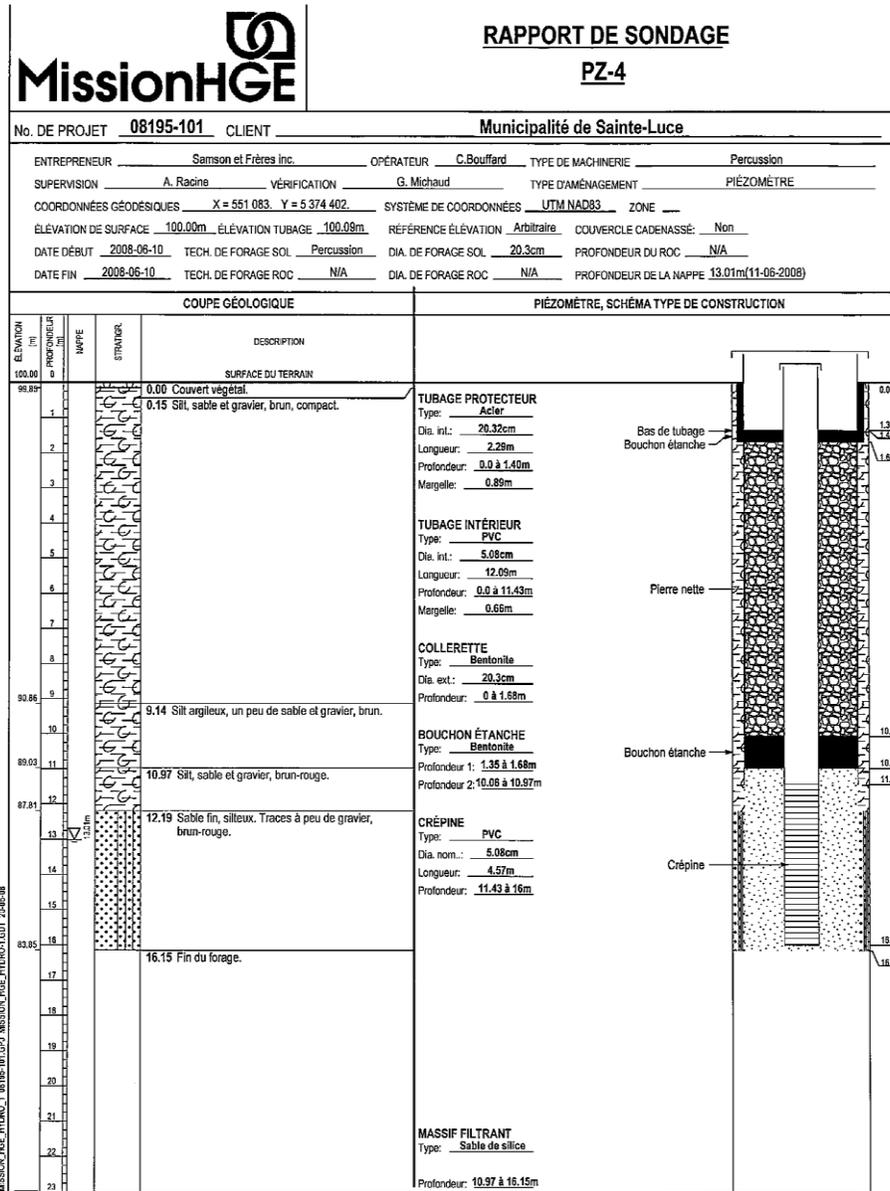
Plusieurs études montrent les effets à long terme des pratiques culturales et suggèrent un « réservoir » de NO_3^- dans la zone non saturée de l'aquifère. Ainsi, des analyses en NO_3^- sur l'ensemble de la zone vadose permettraient de confirmer cette hypothèse. Par exemple, cela pourrait être possible suite à la réalisation d'un forage à l'intérieur de l'aire de captation de l'eau souterraine de Sainte-Luce.

Ce mémoire montre l'importance d'une gestion intégrée de l'eau souterraine en milieu agricole. Tout au long de ce projet, l'emphase a été mise sur la connexion entre le sol et l'aquifère. Le partenariat créé entre l'entreprise en agro-conseil Terre-Eau inc. et l'UQAR, plus spécifiquement l'équipe du PACES-NEBSL, a permis d'aborder la problématique des NO_3^- dans son ensemble et a montré l'importance d'intégrer la multidisciplinarité dans un contexte de préservation de la qualité de l'eau souterraine. D'un point de vue du sol, l'agronome et les agriculteurs locaux peuvent jouer un rôle majeur en adoptant des pratiques agroenvironnementales permettant de limiter ou de réduire le lessivage des NO_3^- vers l'eau souterraine. D'un point de vue de l'aquifère, l'hydrogéologue s'intéresse à la vulnérabilité de la nappe d'eau face aux contaminants de surface et s'intéresse à comprendre comment la dynamique de l'aquifère peut influencer les concentrations en NO_3^- dans l'eau souterraine. Ainsi, c'est en intégrant l'expertise de chacun des acteurs et en travaillant étroitement avec les intervenants locaux que la pérennité de l'eau souterraine en milieu agricole peut être assurée pour les générations actuelles et futures.

ANNEXES

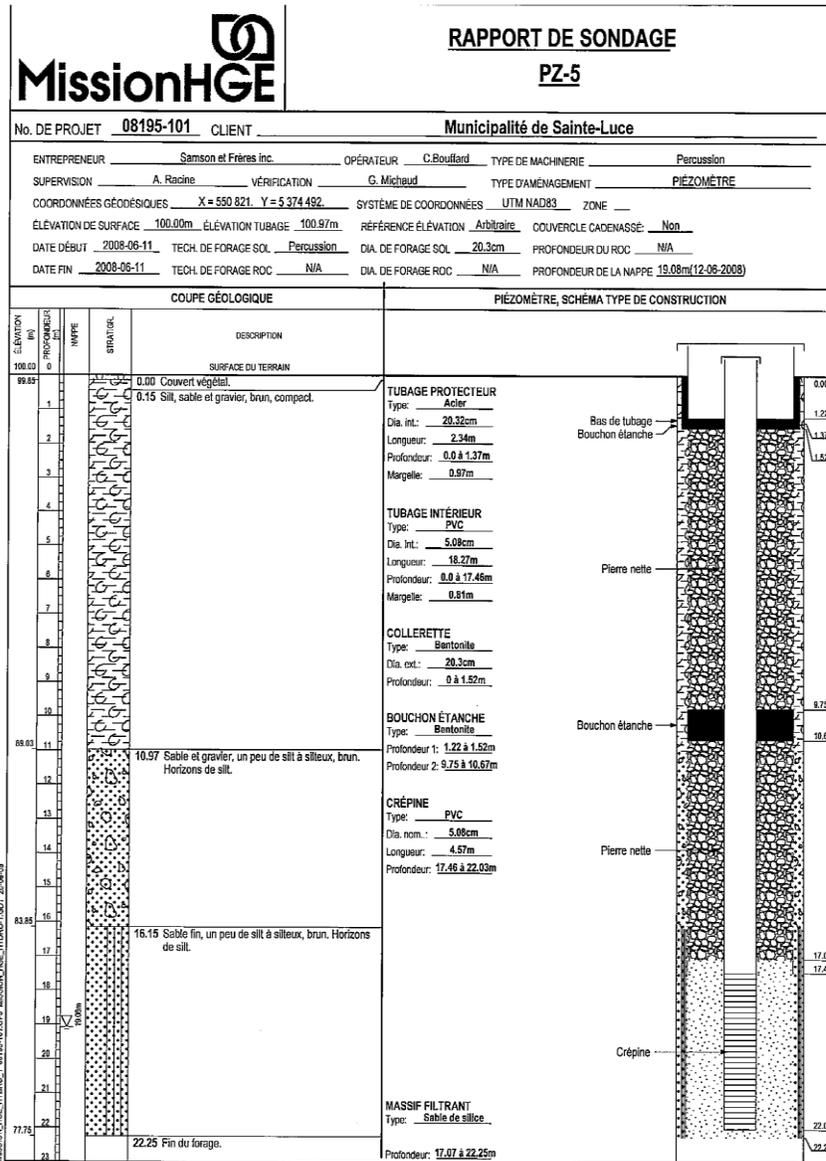
ANNEXE I

RAPPORT DE FORAGE DU PIÉZOMÈTRE 4



ANNEXE II

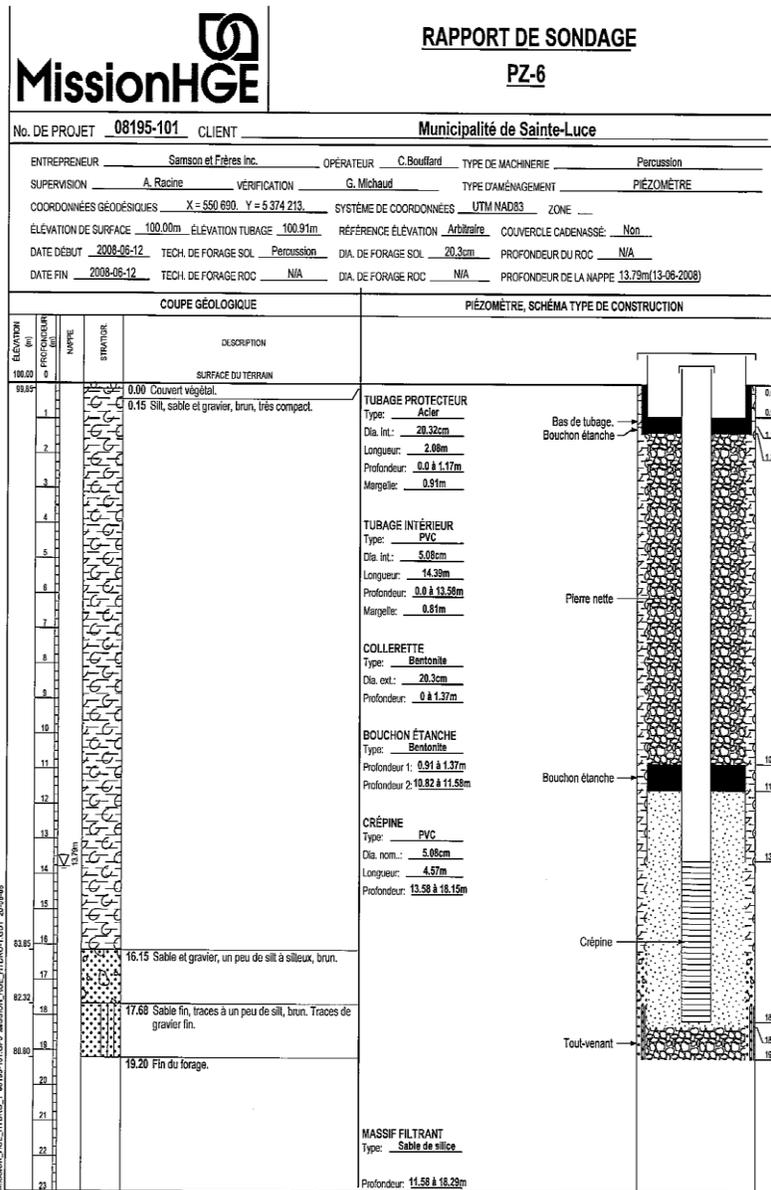
RAPPORT DE FORAGE DU PIÉZOMETRE 5



MISSION_HGE_INTRO_1_08195-101_GPJ_MISSION_HGE_INFORM_1_GDT_20-06-09

ANNEXE III

RAPPORT DE FORAGE DU PIÉZOMETRE 6



ANNEXE IV

CARACTÉRISTIQUE PHYSICO-CIMIQUE DE LA PARCELLE EXPERIMENTALE

Accrédité par CEAEQ, ISO-CEI 17025		Accrédité pour pH, pH tampon, Mat.Org, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, B(Mehlich) par CEAEQ													
Numéro du champ: AR-30 Numéro du lab: 369999 Date de réception: 8 oct. 14 Date du rapport: 28 oct. 14 Méthode: Extraction Mehlich 3 Numéro d'accréditation: 459 Numéro du certificat: 369999		Provenance 					Échantillon Terre-Eau inc. 199, Rang 4 Ouest Saint-Joseph-de-Lepage G5H3K6 Louis Drainville, GDS Pointe-à-La-Par : Jonathan Ferté ET Valérie								
Résultat d'analyse		Base sèche					Culture prévue :								
Méthode		Extraction Mehlich 3													
Nom méthode		Dosage ICP													
		AEL-SOL-003+AEL-LEOP-026													
Éléments	pH		Matière organique	P	K	Ca	Mg	Al	P/Al ^{1-2,3}	Mn	Cu	Zn	B	S	
	eau	tampon													Phosphore
Unités			%	kg/ha					ppm	%	ppm				
AR-30	5.9	6.3	7.0	184	927	3 990	544	927	8.9	83.6	0.79	5.82	0.41		
<small>1- P/Al Valeur environnementale critique = limite entre bon et riche. Valeurs agronomiques critiques = limite entre pauvre et moyen, et, entre riche et très riche. 2-Si la culture est la canneberge, le calcul est le P / (Al+Fe) 3- Sols Organiques, ISP 3: P / (Al+5*Fe) TP très pauvre, P pauvre, M moyen, MB moyen bon, B Bon, R riche, TR très riche</small>															
Besoins en chaux IVA 100%			CEC et saturations en bases					Autres résultats							
Besoins en chaux (t/ha)			CEC (meq/100 g)					N total (%)		C / N		13.3			
Type de chaux			Saturation (%)					N-NO3 (ppm)		N-NH4 (ppm)					
Type de chaux			Potassium					Conductivité électrique (mmhos/cm)		Fer (ppm)		334			
Type de chaux			Calcium					Texture		Sable (%)		Limon (%)		Argile (%)	
Type de chaux			Magnésium					Type de sol		44.0		30.1		25.9	
Type de chaux			Total des bases					Classe texturale		L					
Type de chaux			Rapports					Type de sol		Léger					
Type de chaux			K/Mg					Densité estimée g/cm3		Moyenne		0.99			
Type de chaux			K/Ca					Porosité estimée %		Moyenne		61.0			
Type de chaux			Mg/Ca					Perméabilité estimée		perméable					
Type de chaux			Sodium					Coefficient de perméabilité estimée cm/h		2		Bon			
Type de chaux			Ratio d'adsorption du sodium					Coefficient réserve eau utile (CRU) g eau / 100 g sol sec		19.0		Bon			
Type de chaux								Très faible, Faible, Bon, Élevé, Très élevé							
Type de chaux								Voir votre conseiller pour interprétation des résultats plus spécifique							
Type de chaux								Résultats applicables aux échantillons soumis à l'analyse seulement. Ce document est à l'usage exclusif du client et est confidentiel, si vous n'êtes pas le destinataire visé, soyez avisé que tout usage, reproduction, ou distribution de ce document est strictement interdit. Ce certificat ne doit pas être reproduit, sinon en entier, sans l'autorisation écrite du laboratoire.							
Remarques Le sol est sableux et relativement riche en matière organique; la disponibilité du Cu est faible; attention à la déficience en B.															

1642, de la Ferme, La Pocatière (Québec) G0R 1Z0
 Tél. : 418 856.1079 Téléc. : 418 856.6718
 Sans frais : 1 866-288-1079
 Courriel : agro-enviro-lab@bellnet.ca
 www.agro-enviro-lab.com

Michel
 Michel Champagne, agronome

Karin
 Karin Arsenault, chimiste



ANNEXE V

RAPPORT DE CARACTÉRISATION DE LA CHAUX

CHAUX BSL

Pierres à Chaux Naturelle Magnésienne Conventioneelle
Référence Bureau de normalisation du Québec : BNQ D419-070/2011

Analyse garantie (produit brut à 5% d'humidité)

CaCO ₃ min.	65%	Humidité max. (1)	5%
MgCO ₃ min.	7%	Pouvoir neutralisant min.	
Ca min.	25%	En équivalent CaCO ₃ (2)	85%
Mg min.	2%	Efficacité min. (2)	73%
Finesse min. Tyler 9 mailles (2,00 mm) ...	95%	IVA min. (2)	62%
(passant tamis) Tyler 100 mailles (0,150 mm) .	40%		

(1) Taux d'humidité maximal garanti au lieu de production

(2) Basé sur le taux d'humidité maximal garanti au lieu de production

Mode d'emploi

Analyser le pH du sol (pH eau et pH tampon) pour connaître son acidité et déterminer les apports requis selon le type et la profondeur de sol, le pH visé ainsi que les cultures prévues. Il est recommandé que les besoins en produits chaulants soient établis par un agronome.

Mises en garde générales

- Il est recommandé de fractionner les applications pour les sols nécessitant un apport massif de ce produit.
- Prévoir un délai de réaction suffisant et une incorporation adéquate en fonction des sols récepteurs et des cultures prévues.
- Afin de faciliter la manutention de ce produit, il est recommandé de l'utiliser sur réception ou de le protéger des précipitations.

Fabrication et distribution

Manufacturé par :

**La Coopérative de Producteurs
De Chaux du Bas St-Laurent**
512, route Melucq
Saint-Moise QC G0J 2Z0
Tél. : (418) 776-2425 Fax : (418) 776-2428
Courriel : coopdechaux@globetroiter.net



Certifié BNQ

MODE DE LIVRAISON : VRAC

Signature du transporteur

Signature du client

BON DE LIVRAISON

ANNEXE VI

RAPPORT DE CARACTÉRISATION DE LA SCIURE DE BOIS



Numéro du certificat FU-0046131
 Date de réception: 18 juillet 2012
 Date du rapport: 22 octobre 2012
 Minéralisation acide, dosage ICP
 Résultats en base humide
 Numéro d'accréditation : 459

Terre-Eau Inc.
 199, rang 4 Ouest
 Mont-Joli
 G5H 3K6
 Échantillonné le: 2012-07-17

Serdam
 Qc
 Qc
 Par: André Pinel

RÉSULTATS		Matériel référence		Écorce - bran de scie							
Méthode	Paramètre	Matériel analysé		Écorce - bran de scie							
		Identification client		Écorce 2C							
		No Laboratoire		Ref.	FU-0046131						
chf-01	Matière sèche	M.S.	(%)		50,8						
chf-01	Matière organique	M.O.	(%)		50,5						
chf-02	Densité	D	(t/m3)		0,458	C					
chf-03	Rapport C / N	C / N			505,5						
chf-03	Azote total	N total	(kg/t)		0,5						
chf-04	Azote ammoniacal	N-NH ₄	(kg/t)		0,12						
chf-05	Azote nitrate	N-NO ₃	(ppm)								
chf-06	Phosphore	P ₂ O ₅	(kg/t)		0,1						
chf-06	Potassium	K ₂ O	(kg/t)		0,4						
chf-06	Calcium	Ca	(kg/t)		0,8						
chf-06	Magnésium	Mg	(kg/t)		0,1						
chf-06	Cuivre	Cu	(ppm)		0						
chf-06	Manganèse	Mn	(ppm)		4						
chf-06	Zinc	Zn	(ppm)		13						
chf-06	Bore	B	(ppm)								
chf-06	Fer	Fe	(ppm)		61						
chf-06	Soufre	S	(ppm)								
chf-06	Sodium	Na	(ppm)		44						
chf-06	Aluminium	Al	(ppm)		61						
chf-07	Acidité	pH			5,5						
				Écorce 2C							
C / N				505,5							
NH ₄ / N total				%		23,4					
Niveau de minéralisation						Forte immobilisation					
Disponibilité de l'azote						Négative					
N potentiellement disponible				kg/t		0,0					
Valeur fertilisante et monétaire du fumier				N: 0,75, P ₂ O ₅ : 0,75, K ₂ O: 1,20		\$ / kg					
Valeur fertilisante du fumier				N		P ₂ O ₅		K ₂ O		N	
Valeur brute				kg/t		0,50		0,08		0,44	
Valeur épandue été				kg/t		0,04		0,05		0,39	
Valeur épandue automne				kg/t		0,03		0,03		0,32	
Valeur monétaire du fumier				tonne		1 t		500 t		1000 t	
Valeur brute				\$		0,84		418		835	
Valeur épandue été				\$		0,33		164		327	
Valeur épandue automne				\$		0,25		126		252	

Résultats applicables aux échantillons soumis à l'analyse seulement. Ce document est à l'usage exclusif du client et est confidentiel, si vous n'êtes pas le destinataire visé ou son mandataire, soyez avisé que tout usage, reproduction, ou distribution de ce document est strictement interdit. Ce certificat de doit pas être reproduit, sinon en entier, sans l'autorisation écrite du laboratoire.

ANNEXE VII
PROTOCOLE D'ANALYSE DES NITRATES + NITRITES

Dosage des Nitrates+Nitrites
en FIA (Flow Injection Analysis)

(Wood, 1967; Anderson, 1979)

Principe

La méthode utilisée est celle de l'injection en flux continu (FIA pour Flow Injection Analysis). L'échantillon, tamponné par une solution de chlorure d'ammonium (NH_4Cl), passe dans une colonne de cadmium traitée au cuivre qui sert à réduire les nitrates en nitrites. C'est donc la somme des nitrites présents dans l'échantillon + ceux formés par la réduction des nitrates qui est mesurée.

En milieu acide ($\text{pH} < 2$), les ions nitrites forment de l'acide nitreux HNO_2 qui réagit avec de la sulfanilamide pour former un complexe diazoïque. En présence de N-Naphtyl-1-éthylène diamine, il se forme un complexe rose dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites. Le pourcentage d'erreur avec cette méthode est inférieur à 10%.

2. Réactifs

- Réactif 1 : Solution de sulfanilamide

Dissoudre à froid : 2,5 g de sulfanilamide avec 13 mL de HCl concentré et 250 mL d'eau milliQ

- Réactif 2 : Solution de N-Naphtyl-1-éthylène diamine

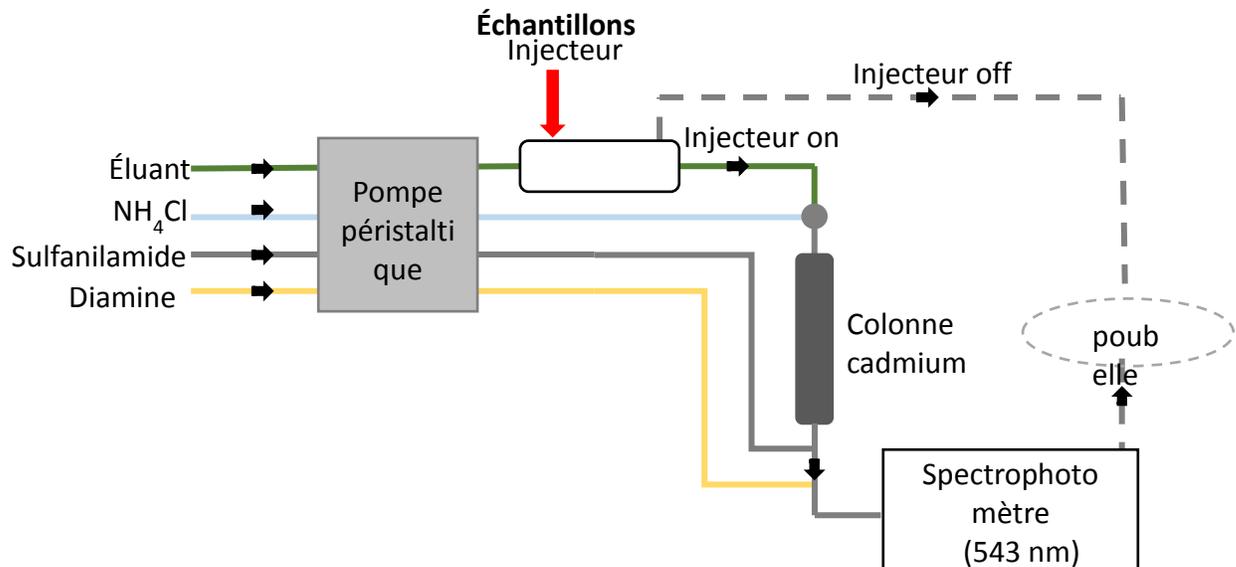
Dissoudre à froid : autant de milligrammes de N-Naphtyl-1-éthylène diamine que de millilitres d'eau milliQ. Cette solution est instable et ne peut pas être conservée longtemps (max 24h)

- Solution de chlorure d'ammonium (= tampon)

Dissoudre à froid : 10 g de NH_4Cl dans 1 L d'eau milliQ

3. Système

Schéma du système pour le dosage des Nitrates+Nitrites en FIA (Flow Injection Analysis)



Colonne de cadmium :

Entouré de cuivre elle permet de réduire les nitrates en nitrites. Sans traitement de cuivre, elle a une couleur grise.

Préparation d'une colonne (attention à la manipulation du cadmium), quand plus de cuivre autour de la colonne :

- Nettoyer la colonne à l'HCl → acidification permet d'éliminer tout le cuivre
- Plonger la colonne dans une solution de sulfate de cuivre

ATTENTION : ne pas faire rentrer d'air dans la colonne

Quand la colonne devient noire, elle est prête

Si la colonne est rouge ou devient rouge, le cuivre est oxydé et donc inefficace

Quand tout le système est monté avec la colonne, une solution de NH₄Cl doit toujours circuler dans la colonne, elle permet de maintenir la colonne à un pH neutre

Mise en route du système :

Au départ, le système tourne **sans** la colonne, permet de faire circuler de l'eau distillée afin de rincer le circuit et éliminer les bulles d'air, fatal à la colonne.

Puis on branche la colonne après l'arrivée du chlorure d'ammonium

ATTENTION : pas de bulles d'air

Le chlorure d'ammonium (tampon) doit circuler en continu dans le circuit dès que la colonne est branchée. Il circule en même temps que l'éluant ici l'eau de mer artificielle. Ce mélange est ainsi toujours présent dans la colonne. L'échantillon est injecté dans le circuit et se retrouve dilué avec le chlorure d'ammonium et l'eau de mer, une fois dans la colonne, les nitrates sont réduits en nitrites et les réactifs branchés à la sortie de la colonne interviennent, le sulfalinamide dans un premier temps puis la diamine. Le temps d'attente de réaction nécessaire est ici sans importance (contrairement aux dosages des nitrites), la vitesse de passage étant la même pour la gamme et pour tous les échantillons.

Modification de la sensibilité :

Il est possible d'augmenter ou diminuer la sensibilité du système suivant les concentrations en nitrate de nos échantillons.

- Variation de la longueur des tuyaux entre les réactifs, plus ils sont longs, plus on augmente le temps de réaction et donc la sensibilité.
- Taille des tuyaux : Diamètre plus important pour l'échantillon, permet de conserver les proportions de dosage de la méthode sans FIA.
- Vitesse de la pompe : en moyenne 12 (compromis entre temps d'analyse et vitesse de réaction)

4. Dosage

Une gamme d'étalonnage doit être réalisée au préalable. L'échantillon ou l'étalon est injecté dans une boucle, préalablement rincée par l'échantillon ou l'étalon, et qui connectée au circuit via un système de valves. L'absorbance est mesurée en continu par un spectrophotomètre à la longueur d'onde **543 nm**. Les absorbances maximales sont relevées et les concentrations sont déterminées à l'aide de la courbe d'étalonnage.

Pensez à relever le temps d'injection et l'absorbance max lue, sécurité pour vérifier la concentration des échantillons à partir des pics.

Tous les 10/12 échantillons, passer un standard pour vérifier l'efficacité de la colonne et des réactifs

A la fin du dosage :

Débrancher la colonne (attention au bulle), on la branche sur elle-même.

Rinçage du système à l'eau distillée.

Penser à retirer les tuyaux de la poubelle, car refoulement.

Desserrer les tuyaux branchés sur la pompe

ANNEXE VIII

PROTOCOLE D'ANALYSE DE L'AMMONIUM

Protocole 4 :

Analyse de l'ammonium dans les eaux interstitielles

(méthode basée sur Koroleff (1969))

I- Principe

Cette méthode est basée sur le principe de berthelot où l'ammoniac, en milieu basique, réagit avec l'hypochlorite pour former une monochloramine, puis avec deux molécules de phénol pour former le bleu d'indophénol. Schématiquement la réaction s'écrit :



Pour le dosage de l'ammonium dans les eaux naturelles, un catalyseur est nécessaire afin d'accroître la sensibilité. On utilise le nitroprussiate. En milieu marin, la précipitation des hydroxydes de magnésium et de calcium en milieu basique est empêchée par la formation d'un complexe avec le citrate.

II- Réactifs

- Hydroxyde de sodium en pastilles : 2 g
- Citrate trisodique dihydraté ($\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$) : 38 g
- Hypochlorite de sodium : 0.4 g
- Eau distillée
- (1) Solution chlorée :
 - Préparation
 - Dissoudre l'hydroxyde de sodium et le citrate trisodique dans 80 mL d'eau environ.
 - Porter la solution à l'ébullition et maintenir celle-ci pendant 20mn.
 - Après refroidissement, ajouter l'hypochlorite de sodium.
 - Ajuster le volume à 100 mL.
 - **Conserver cette solution au réfrigérateur.**
- (2) Solution de nitroprussiate de sodium et de phénol

- **Produits**
 - Phénol : 3.5 g
 - Nitroprussiate de sodium ($\text{Na}_2\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}, 2 \text{H}_2\text{O}$) : 0.04 g
- **Préparation**
 - Dissoudre le phénol et le nitroprussiate dans 100 mL d'eau distillée.
 - **Conserver cette solution dans un flacon en verre brun au réfrigérateur .**

III- Préparation de la gamme d'étalonnage

Une gamme d'étalonnage doit être réalisée au préalable. Les étalons sont des solutions dont la concentration en ammonium est connue. On utilise une solution dite « stock », très concentrée en ammonium (solution de sulfate d'ammonium à 1 mmol/L – établi à partir d'une solution mère de 10 mmol/L soit 0,6607 g de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ séché à 50 °C pendant une nuit), qu'on dilue avec une solution qui ne contient pas d'ammonium mais qui doit être de même matrice que les échantillons analysés (eau de mer artificielle). Les concentrations des étalons à préparer sont les suivantes :

50 $\mu\text{mol/L}$ \rightarrow 20 $\mu\text{mol/L}$ \rightarrow 10 $\mu\text{mol/L}$ \rightarrow 5 $\mu\text{mol/L}$ \rightarrow 2,5 $\mu\text{mol/L}$ \rightarrow 0 $\mu\text{mol/L}$

IV- Dosage

Dans un tube test en pyrex®, lavé à l'acide et séché, on ajoute : (le volume sera ajusté en fonction des cellules disponibles, information à venir)

- 5 mL de l'échantillon ou standard -

- Ajouter rapidement dans chaque tube :

- 0,250 mL de solution de nitroprussiate de sodium et de phénol
- 0,250 de solution chlorée

Mélanger les réactifs dans le tube puis le placer à l'abri de la lumière (dans un placard sous un papier d'aluminium) entre 6 à 30 heures. Prélever le volume nécessaire pour remplir une cuve en verre de 5 cm que vous placez dans le porte-cellule du spectromètre. Les absorbances de chaque étalon puis de chaque échantillon sont lues à l'aide un spectrophotomètre à la longueur d'onde 630 nm. Le zéro du spectrophotomètre doit être calibré avec le « blanc » (l'étalon 0 $\mu\text{mol/L}$ + le réactif). On établit une courbe d'étalonnage à l'aide des étalons dont on a mesuré les valeurs d'absorbance. Les concentrations des échantillons sont déterminées à l'aide de cet étalonnage.

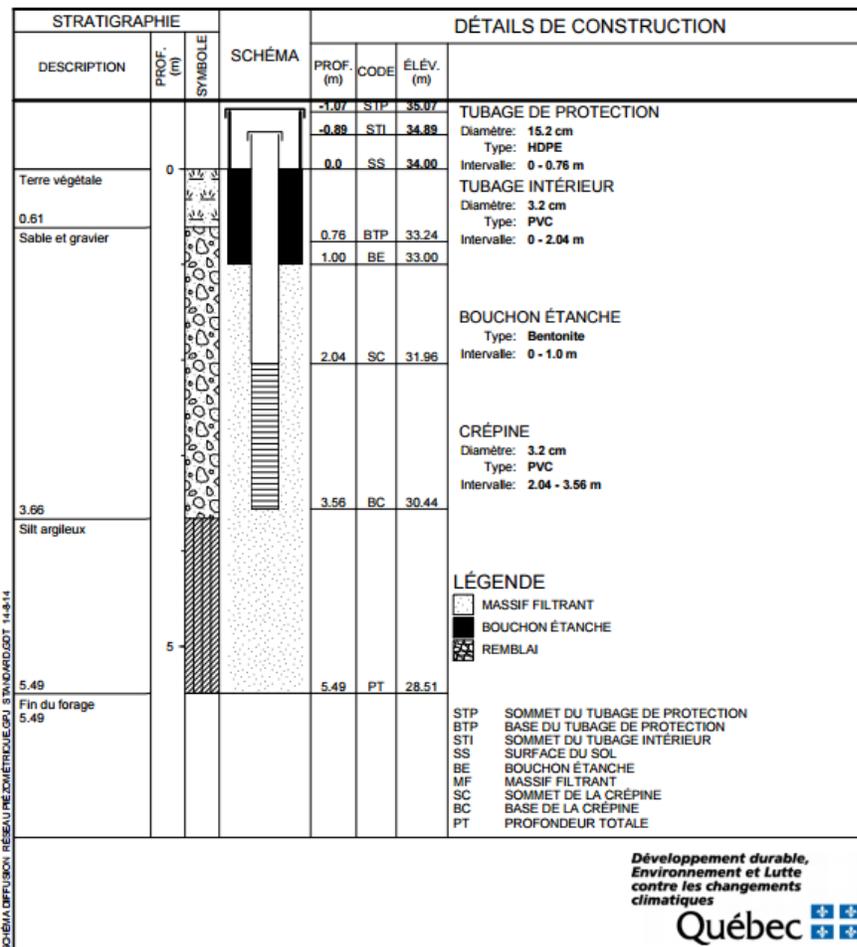
V- Évaluation de l'effet de sel

ANNEXE IX

RAPPORT DE FORAGE DU PIEZOMETRE 7

SCHÉMA DU PIÉZOMÈTRE No. 02000002

MUNICIPALITÉ: **Sainte-Luce**
 LONGITUDE: **-68.37383**
 LATITUDE: **48.51604**
 NAD: **83**
 ALTITUDE DU SOL (m): **34.0**



RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Alexander, M., 1977. Introduction to soil microbiology. Second ed. John Wiley & Sons, New York, Santa Barbara, London, Sydney, Toronto, 467 p.
- Altman, S.J., Parizek, R.R., 1995. « Dilution of Nonpoint-Source Nitrate in Groundwater ». *Journal of Environmental Quality*, Volume 24, n°4, pp. 707-718.
- Anctil, F., Rouselle, J., Lauzon., N., 2012. Hydrologie : Cheminement de l'eau. 2e édition. « Presses internationales Polytechnique », 418 p.
- Arauzo, M., Valladolid, M., 2013. « Drainage and N-leaching in alluvial soils under agricultural land uses: Implications for the implementation of the EU Nitrates Directive ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Volume 179, pp. 94-107.
- Atanosova, E., 2008. « Effect of nitrogen sources on the nitrogenous forms and accumulation of amino acid in head cabbage ». *Plant, Soil and Environment*, Volume 54, pp. 66-71.
- Aulack, M. S., Doran, J. W., Walters, D. T., Mosier, A.R., Francis, D. D., 1991. « Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralisation ». *Soil Science Society of American Journal*, Volume 55, pp. 1020-1025.
- Aulakh, M.S., Rennie, D.A., 1987 « Effect of wheat straw incorporation on denitrification of N under anaerobic and aerobic conditions ». *Canadian Journal of Soil Science*, Volume 67, pp. 825-834.
- Baker, J.L., Johnson, H.P., 1981. « Nitrate-nitrogen in tile drainage as affected by fertilization ». *Journal of Environment Quality*, Volume 10, pp. 519-522.
- Beauchamp, E.G., Trevors, J.T., Paul, J.W., 1989. « Carbon sources for bacterial denitrification ». *Advanced Soil Science*, Volume 10, pp. 113-142.
- Beaudoin, N., Saad, J.K, Van Laethem, C., Machel, J.M., Maucorps, J., Mary, B., 2005. « Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations ». *Agricultural, Ecosystems and Environment*, Volume 111, pp. 292-310.

- Bélangier, J-H., Cossette, J-M., Tardif, L., Carrier, D., 1989. « Étude des sols Défrichés du Comté de Rimouski (Qué.) ». Dans Direction générale du développement agricole, En ligne. 189 p. http://sis.agr.gc.ca/siscan/publications/surveys/pq/pq47/pq47_report.pdf. Consulté le 10 octobre 2015.
- Benoit, M., Josette, G., Anglande, J., Billien, Gilles., 2014. « Nitrate leaching from organic and conventional arable crop farms in the Seine Basin (France) ». *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Volume 100, numéro 3, pp. 285-299.
- Bergholm, J., Olsson, B.A., Vegerfors, B., Persson, T., 2015. « Forest Ecology and Management Nitrogen fluxes after clear-cutting. Ground vegetation uptake and stump / root immobilisation reduce N leaching after experimental liming, acidification and N fertilisation ». *Forest Ecology and Management*, Volume 342, pp. 64-75.
- Bergstrom, L., Jarvis, N.J., 1991. « Prediction of nitrate leaching losses from arable land under different fertilization intensities using the SOIL_SOILN models ». *Soil Use Manage*, Volume 7, pp. 79-85.
- Berrouard, A., Giroux, M., Blackburn, M., 2001. Effets comparatifs de différentes cultures et modes de fertilisation sur la teneur en nitrates dans les sols en fin de culture et dans les eaux de drainage souterraine(IRDA) : Rapport final. 37p.
- Binns, W. 1988. Vegetation and soils. Report Number 18, The Watt Committee on Energy. In “Air Pollution, Acid Rain and the Environment” (K. Mellanby, Ed.), Elsevier Applied Science, New York, pp. 13–22.
- Bjorneberg, D.L., Kanwar, R.S., Melvin, S.W., 1996. « Seasonal changes in flow and nitrate-N loss from subsurface drains ». *Transactions of the ASAE*, Volume 39, pp. 961-976.
- Bloomfield, J.P., Williams, R.J., Gooddy, D.C., Cape, J.N., Guha, P., 2006. « Impacts of climate change on the fate and behaviour of pesticides in surface and groundwater -a UK perspective ». *The Science of the Total Environment* Volume 369, n°1–3, pp. 163–177.
- Bohlke, J.K., 2002. « Groundwater recharge and agricultural contamination ». *Hydrogeological Journal*, Volume 10, pp. 153-179.

- Bolan, N.S., Adriano, D.C., Curtin, D., « Soil Acidification and Liming Interactions with Nutrient and Heavy Metal Transformation and Bioavailability ». *Advances in Agronomy*, Volume 78, pp. 215-271.
- Borg, G.C., Jansson, P.E., Lindén, B., 1990. « Simulated and measure nitrogen conditions in a manured and fertilized soil ». *Plant and Soil*, Volume 121, pp. 251-267.
- Brady, N.C., 1990. *The Nature and Properties of Soils*. 10e édition. Maxwell MacMillan, New York. 550 p.
- Browder, J.A., et Volks, B.G., 1978. « System model of carbon transformation in soil subsidence ». *Ecological Model*, Volume 5, pp. 269-292.
- Buffin-Bélanger, T., Chaillou, G., Cloutier, C-A., Touchette, M., Héту, B. et McCormack, R. 2015. Programme d'acquisition de connaissance sur les eaux souterraines du nord-est du Bas- Saint-Laurent (PACES-NEBSL) : Rapport final. 199 p.
- Burt, T.P., Trugdill, S.T., 1993. « Nitrate in groundwater ». Wiley, New York, pp. 213-238.
- Burt, T.P., Matchett, L.S., Goulding, K.W.T., Webster, C.P., Haycock, N.E., 1999. « Denitrification in riparian buffer zones: the role of floodplain hydrology ». *Hydrological Processes*, Volume 13, n°10, pp. 1451-1463.
- Cannavo, P., Richaume, A., Lafolie, F., 2004. « Fate of nitrogen and carbon in the vadose zone: in situ and laboratory measurements of seasonal variations in aerobic respiratory and denitrifying activities ». *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 36, n°3, pp. 463-478.
- Chambenoit, C., Laurent, F., Machet, J.M., Scheurer, O., 2002. *Fertilisation azotée de la pomme de terre : Guide pratique*. Éditions INRA, France,
- Chang, C.C.Y., Kendall, C., Silva, S.R., Battaglin, W.A., Campbell, D.H., 2002. « Nitrate stable isotopes: tools for determining nitrate sources among different land uses in the Mississippi River Basin ». *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Science*, Volume 59, pp. 1874-1855.
- Chantigny, M.H., 2007. *Mythes et réalités sur l'azote et des fumiers*. Colloque sur l'azote. Centre de Référence Agronomique et Agroalimentaire du Québec et l'Ordre des Agronomes du Québec, 6 p.

- Chapdelaine, M.C., 1992. « Contamination des eaux souterraines par les nitrates ». Mémoire de maîtrise, INRS-EAU, 67 p. + annexes.
- Clark, I. et Fritz, P., 1997. Environmental isotopes in hydrogeology. CRC Press LLC. Florida. 328 p.
- Comité D'experts sur les eaux souterraines, 2009. « La gestion durable des eaux souterraines au Canada ». Dans Conseil des académies canadiennes. En ligne. 292 pages.
[http://sciencepourlepublic.ca/uploads/fr/assessments%20and%20publications%20and%20news%20releases/groundwater/\(2009-05-11\)%20gw%20rapport.pdf](http://sciencepourlepublic.ca/uploads/fr/assessments%20and%20publications%20and%20news%20releases/groundwater/(2009-05-11)%20gw%20rapport.pdf). Consulté le 10 septembre 2015.
- Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C., Likens, G.E., 2009. « Controlling eutrophication : nitrogen and phosphorus ». *Science*. Volume 323, pp. 1014-1015.
- Cripps, A.C et A. Smith-Carington., 1982. « Nitrate leaching to groundwater » *Biological Sciences*, Volume 296, n°1082.
- Dautrebande, S., Dewez, A., Hallet, V., Guiot, J., Rouxhet, F., Monjoie, A., 1996. « Programme action » Hesbaye. Final Report of the EC-Life Project, 167 p.
- Davis, M., Graham, C., Watt, M., Graham, D., Pearce, S., Dando, J., 2012. « Nitrogen leaching after fertilising young *Pinus radiata* plantations in New Zealand ». *Forest Ecology and Management*, Volume 280, pp. 20-30.
- Dejoux, J.F., Recous, S., Meynard, J.M., Trinsoutrot, I., Leterne, P., 2000. « The fate of nitrogen from winter-frozen rapeseed leaves: mineralisation, fluxes to the environment and uptake by rapeseed crop in spring ». *Plant and Soil*, Volume 218, pp. 257-272.
- Delin, S., Stenberg, M., 2014. « Effect of nitrogen fertilization on nitrate leaching in relation to grain yield response on loamy sand in Sweden ». *European Journal of Agronomy*, Volume 52, pp. 291-296.
- Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), 2002. « The Government's Strategic Review of Diffuse Water Pollution from Agricultural in England and Wales ». Department for Environment, Food and Rural Affairs. En ligne.
<http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20130123162956/http://www.defra.gov.uk/environment/water/dwpa/reports/pdf/dwpa01-b.pdf>. Consulté le 10 septembre 2015.

- DeSimone, L., Howes, B., 1998. « N transport and transformations in a shallow aquifer receiving wastewater discharge: a mass balance approach ». *Water Resources Research*, Volume 34, n°2, pp. 271-285.
- Devito, K.J., Fitzgerald, D., Hill, A.R., Aravena, R., 2000. « Nitrate dynamics in relation to lithology and hydrologic flow path in a river riparian zone ». *Journal of Environmental Quality*, Volume 29, n°4, pp. 1075-1084.
- Domogalski, J.L. Philips, S.P., Bayless, E.R., Zamora, C., Kendall, C., Wildmand Jr, R.A., Hering, J.G., 2008. « Influences of the unsaturated, saturated, and riparian zones on the transport of nitrate near the Merced River, California, USA ». *Hydrogeological Journal*, Volume 16, n°4, pp. 675-690.
- Drainville, L., 2012. Maintien de la qualité de l'eau potable et des activités agricoles dans le bassin versant des ouvrages de captages des eaux de la Municipalité de Sainte-Luce-Étape 1 : Rapport de caractérisation de co-produits forestiers, Rapport MSL-12-01, Terre-Eau inc. : 2 p.
- Drury, C.F., McKenney, D.J., Findlay, W.I., 1991. « Relationships between denitrification microbial biomass and indigenous soil properties ». *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 23, pp. 751-755.
- Duquette, M-C., 2016. Étude sur la santé des sols agricoles au Bas-Saint-Laurent, Rapport final Volume 1, 113 p.
- Edmunds, W.M., Gaye, C.B., 1997. « Naturally high nitrate concentrations in groundwaters from the Sahel ». *Journal of Environment Quality*, Volume 26, pp. 1231-1239.
- Egboka, B.C.E., 1984. « Nitrate contamination of shallow groundwaters in Ontario, Canada ». *The Science of the Total Environment*, Volume 35, pp.53-70.
- Ekwue, E., 1991. « Effect of organic and fertilizer treatments on soil physical properties and erodibility ». *Soil ant Tillage Reseach*, Volume 22, pp. 199-209.
- Europe Environement Agency (EEA), 2000. « Groundwater Quality and Quantity in Europe » Dans Environmental Assesment Report No.3. En ligne. 123 pages. <http://www.eea.europa.eu/publications/groundwater07012000>. Consulté le 10 octobre 2015.

- Fecteau, N., 2013. « Contribution du sol et de l'atmosphère à la biogéochimie du couvert nival en milieu tempéré froid, Mont-Label, Bas-Saint-Laurent (Québec) ». Université du Québec À Rimouski, 191p.
- Ferrier, B., D'Arcy, B., MacDonald, J., Aitken, M., 2004. « Diffuse Pollution – What is the nature of the problem? ». Dans *The Water Framework Directive; Integrating Approaches to Diffuse Pollution*. En ligne. 50 pages. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.110.2953&rep=rep1&type=pdf>. Consulté le 20 janvier 2016.
- Ferté, J., et Drainville, L., 2013 « Diagnostic d'intervention-Mise en valeur de l'eau et des activités agricoles sur l'aire d'alimentation des puits de captage d'eau potable pour la municipalité de Sainte-Luce », Rapport MSL-13-02, Sainte-Luce (Qc), Terre-Eau inc. 43 p. + Annexes.
- Fetter, C.W., 1994. *Applied Hydrogeology*. 4^e édition. « Prentice-Hall, Inc », Upper Saddle River, New Jersey, 615 p.
- Focht, D.D., et Verstraete, W., 1997. « Biological ecology of nitrification and denitrification ». *Advances in Microbial Ecology*, Volume 1, pp. 135-214.
- Fons, J., Sauras, T., Romanya, J., Vallejo, V.R., 1997. « Sampling strategies ». *Annals of Forest Sciences*, Volume 54, n°604, pp.493-499.
- Foster, S.S.D., 2000. « Assessing and controlling the impacts of agricultural on groundwater-from barley barons to beef bans ». *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*. Volume 33, pp. 263-280.
- Foster, S.S.D., Crease, R.I., 1974. « Nitrate pollution of Chalk groundwater in East Yorkshire – a hydrogeological appraisal ». *Journal of the Institute of Water Engineer*, Volume 28, pp.178-194.
- Gangbazo, G., Pesant, A.R., Barnett, G.M., 1997. Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, ISBN 2-550-32097-2, Envirodoq no EN970287, 46 p. + 3 annexes.
- Gasser, M.O., 2000. « Transformation et transfert de l'azote dans les sols sableux cultivés en pommes de terre (*Solanum tuberosum* L.) ». Thèse de doctorat. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Université Laval. 200 p.

- Germon, J.C., Hénault, C., Garrido, F., Reau, R., 1999. « Mécanismes de production, régulation et possibilités de limitation des émissions de N₂O à l'échelle agronomique ». *Compte Rendu de l'Académie d'Agriculture de France*, Volume 85, n°6, pp. 148-162.
- Gilliam, F.S., Yurish, B.M., Adams, M.B., 2001 « Temporal and spatial variation of nitrogen transformations in nitrogen-saturated soils of a central Appalachian Hardwood forest ». *Canadian Journal Forest Research*, Volume 31, pp. 1768-1785.
- Goodale, C.L et Aber, J.D., 2001. « The long-term effects of land-use history on nitrogen cycling in northern hardwood forests ». *Ecological Applications*, Volume 11: pp. 252-267.
- Goody, D.C., Bloomfield, J.P., Chilton, P.J., Johnson, A.C., Williams, R.J., 2001. « Assessing herbicide concentrations in the saturated and the unsaturated zone of a chalk aquifer in Southern England ». *Ground Water*, Volume 39, n°2, pp. 262–271.
- Grover, B.L., Lamborn, R.E., 1970. « Preparation of porous ceramic cups to be used for extraction of soil water having low soluble concentration ». *Soil Science Society of America Proceedings*, Volume 34, pp. 706–708.
- Grundmann, G.L., et Rolston, D.E., 1987. « A water function approximation to degree of anaerobiosis associated with denitrification ». *Soil Science*, Volume 144, pp. 437-441.
- Guertin, S.P., Barnett G.M., Giroux, M., Mackenzie, A.F., Pesant, A., Parent, L.E., 2001. « Effet de pratiques culturales dans la culture de maïs, en terrain vallonné, sur les risques de contamination des eaux de ruissellement et de drainage ». *Agrosol*, Volume 11, n° 2, pp. 107-113.
- Hallberg, G.R., 1986. « Overview of agricultural chemicals in ground water. Proc Conf Agricultural Impacts on Ground Water, Omaha, Nebraska ». *National Water Well Association*, pp. 1–63.
- Hammer, O., Harper D.A.T., Ryan, P.D., 2001. « PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis ». *Palaeontologia Electronica*, Volume 4, n°1, pp. 1-9.
- Hansen, E.M., et Eriksen, J., 2016. « Nitrate leaching in maize after cultivation of differently managed glass-cover leys on coarse sand in Denmark ». *Agricultural, Ecosystems and Environment*, Volume 216, pp. 309-313.

- Hamon, M., Fustec, E., 1991. « Laboratory and field study of an in situ groundwater denitrification reactor ». *Journal of Water Pollution Control*, Volume 63, pp-942-949.
- Hétu, B., 1998. « La déglaciation de la région de Rimouski, Bas-Saint-Laurent (Québec) : indices d'une récurrence glaciaire dans la Mer de Goldthwait entre 12 400 et 12 000 BP », *Géographique physique et Quaternaire*, Volume 52, n°3, pp. 325-347.
- Heuer, B., 1991. « Growth, photosynthesis and protein content in cucumber plants as affected by supplied nitrogen form ». *Journal of Plant Nutrition*, Volume 14, pp. 363-373.
- Homyak, P.M. Yanai R., Burns, D., Briggs R., Germain, R 2008. Nitrogen immobilization by wood-chip application: Protecting water quality in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 255(7), pp. 2589-2601.
- Institut de la santé publique du Québec 2003. « Nitrates / Nitrites » Dans Institut de la santé publique du Québec. En ligne <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/nitrates>. Consulté le 10 septembre 2016.
- Jacinthe, P.A., Groffman, P.M., Gold, A.J., Mosier, A., 1998. « Patchiness in microbial nitrogen transformations in groundwater in a riparian forest ». *Journal of Environmental Quality*, Volume 27, n°1, pp. 156-164.
- Janda, V., Rudovsky, J., Wanner, J., Mahrak, K., 1988. « In situ denitrification of drinking water ». *Water Sciences Technologies*, Volume 20, pp. 215-219.
- Johnson, A.C., Besien, T.J., Bhardwaj, C.L., Dixon, A., Goody, D.C., Haria, A.H., White, C., 2001. « Penetration of herbicides to groundwater in an unconfined chalk aquifer following normal soil applications ». *Journal of Contaminant Hydrology* Volume 53, n°1-2, pp. 101-117.
- Johnston, C.T., Cook, P.G., Frape, S.K., Plummer, L.N., Busenberg, E., Blackport, R.J., 1998 « Ground water age and nitrate distribution within a glacial aquifer beneath a thick unsaturated zone ». *Ground Water*, Volume 36, pp. 171-180.
- Jyrkama, I.M., Sykes, J.F., 2007. « The impact of climate change on spatially varying ground- water recharge in the grand river watershed ». *Journal of Hydrology*, Volume 338, n°3-4, pp. 237-250.

- Kelley, J.C., Keller, C.K., Evans, R.D., Orr, C.H., Smith, L.J., Harlow, B.A., 2013. « Nitrate-nitrogen and oxygen isotope ratios for identification of nitrate sources and dominant nitrogen cycle processes in a tile-drained dryland agricultural field ». *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 57, pp. 731-738.
- Kelley, K.R., Stevenson, F.J., 1995. « Forms and nature of organic N in soil ». *Fertilizer research*, Volume 42, pp. 1-11.
- Kemmit, S.J., Wright, D., Jones, D.L., 2005. « Soil acidification used as a management strategy to reduce nitrate losses from agricultural land ». *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 37, n°5, pp. 867-875.
- Kende, S., 2010. « Minéralisation de l'azote dans deux sols amendés avec deux composts enrichis d'un antibiotique ». Mémoire de maîtrise, Université Laval, Département des sols et génie agroalimentaire, 73 p. + annexes.
- Kotsiras, A., Olympios, C.M., Passam, H.C., 2005. « Effects of nitrogen form and concentration on yield and quality of cucumbers grown on rockwool during spring and winter in southern Greece ». *Journal of Plant Nutrition*, Volume 28, pp. 2027-2035.
- Lake, J.L., McKinney, R.A., Osterman, F.A., Pruell, R.J., Kiddon, J., Ryba, S.A., Libby, A.D., 2001. « Stable nitrogen isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater systems ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Volume 58, pp. 870-878.
- Lalande, R., Furlan, V., Angers, D.A., Lemieux, G., 1998. « Soil Improvement Following Addition of Chipped Wood from Twigs ». *American Journal of Alternative Agriculture*, Volume 13, n°3, pp. 132-137.
- Lamb, M.J., Clough, G.H., Hemphill, D.D., 1993. « Pretransplant watermelon nutrition with various nitrate:ammonium ratios and supplemental calcium. Horticultural Science ». *Horticultural Science*, Volume 28, pp. 101-103.
- Larochelle, L., 1994. « L'impact du bois raméal fragmenté sur la dynamique de la mésofaune du sol ». Mémoire présenté pour l'obtention du grade de M. sc., Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval. 56 p.
- 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 / Journal of Water Science*, Volume 8, n°1, pp. 3-20.

- Lasserre, F., Razck, M., Banton, O., 1999. « A GIS-linked model for the assessment of nitrate contamination in groundwater ». *Journal of Hydrology*, Volume 224, pp. 81-90.
- Lee, D.S., Kohler, I., Grobler, E., Rohrer, F., Sausen, R., Gallardo-Klenner, L., Olivier, J.G.J., Dentener, F.J., Bouwman, A.F., 1997. « Estimations of global NO_x emissions and their uncertainties ». *Atmospheric Environment*, Volume 31, n°12, pp. 1735-1749.
- Longhurst, J.W.S., (1991). In “Acid Deposition: Origin, Impacts and Abatement Strategies”. Springer, New York.
- Lowrance, R., Altier, L.S., Newbold, J.D., Schnabel, R.R., Groffman, P.M., Denver, J.M., Correll, D.L., Gilliam, J.W., Robinson, J.L., Brinsfield, R.B., Staver, K.W., Lucas, W., Todd, A.H., 1997. « Water Quality Function of Riparian Forest Buffers in Chesapeake Bay Watershed ». *Environmental Management*, Volume 21, n°5, pp. 687-712.
- Marques, R., Ranger, J., Gelhaye, D., Pollier, B., Ponette, Q., Gedert, O., 1996. « Comparison of chemical composition of soil solutions collected by Zero-tension plate lysimeters with those from ceramic-cup lysimeters in a forest soil ». *European Journal of Soil Science*, Volume 47, pp. 407–417.
- Mayer, P.M., Reynolds Jr, S.K., Canfiel, T.J., McCutchen, M.D., 2005. « Riparian Buffer Width, Vegetative Cover, and Nitrogen Removal Effectiveness: A Review of Current Science and Regulation ». EPA/600/R-05/118. USEPA, Office of Research and Development, Washington, D.C.
- Mercier-Shanks, S, C., Robert, C., Théberge, S., 2016. « Guide de réalisation des analyses de vulnérabilité des sources destinées à l'alimentation en eau potable au Québec ». Dans Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, En ligne. 183 pages. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/prelevements/guide-analyse-vulnerabilite-des-sources.pdf>. Consulté le 15 novembre 2016.
- Michaud, G., 2007. Aire de protection autour des ouvrages de captage pour l'approvisionnement en eau des municipalités de Luceville et de Sainte-Luce, Rapport n°06245-101. Sainte-Luce (Qc), Mission HGE : 29 p. + annexes.
- Michaud, G., 2009. Avis technique-Suivi analytique en amont des drains de captage, Rapport n°08195-101. Sainte-Luce (Qc), Mission HGE : 105 p.

- Michaud, G., 2012. Rapport technique/Suivi de la nappe aquifère/Municipalité de Sainte-Luce. Rapport n°11211-101. Sainte-Luce (Qc) : Mission HGE, 26 p.
- Michaud, G., 2014. Rapport technique/Gestion d'aquifère/Année 2014, Rapport n°14131-101. Sainte-Luce (Qc) : AKIFER, 7 p. + annexes.
- Miller, A.J., et Cramer, M.D., 2004. « Root nitrogen acquisition and assimilation ». *Plant and Soil*, Volume 274, pp. 1-36.
- Mission H.G.E., 1987. Municipalité de Luceville/ recherche en eau souterraine /N/D : HGE-86-177-2 » 9 p. + annexes.
- Mkandawire, T., 2008. « Quality of groundwater from shallow wells of selected villages in Blantyre District, Malawi ». *Physic and Chemistry of the Earth*, Volume 33, pp. 807-811.
- Morse, J.L., et Bernhardt, E.S., 2013. « Using 15N tracers to estimate N2O emissions from nitrification and denitrification in coastal plain wetlands under contrasting land-uses ». *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 57, pp. 635-643.
- Myrold, D.D., 1999. Transformations of nitrogen. Edition « Principles and applications of soil microbiology ». Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, pp. 259-294.
- N'Dayegamiye, D., 2007. « La contribution en azote du sol relié à minéralisation de la MO : facteur climatique et régies agricoles influençant les taux de minéralisations de l'azote ». Colloque sur l'azote, 11p.
- Nieder, R., Kersebaum K.C., Richter, J., 1995. « Significance of nitrate leaching and long term N immobilisation after deepening the plough layers for the N regime of arable soils in N.W. Germany ». *Plant Soil*, Volume 173, pp. 167-175.
- Nugroho, R.A., Røling, W.F.M., Laverman, A.M., Verhoer, H.A., 2007. « Low nitrification rates in acid Scots pine forest soils are due to pH-related factors ». *Microbial Ecology*, Volume 53, pp.89-97.
- Nyborg, M., et Hoyt, P.B., 1978. « Effects of Soil Acidity and Liming on Mineralization of Soil Nitrogen ». *Canadian Journal of Soil Science*, Volume 58, pp. 331-338.
- Ogata, G., Caldwell, A.C., 1960. « Nitrate content of soils and nitrogen of oat plants as affected by rates of liming ». *Journal of Agronomy*, Volume 52, pp. 65-68.

- Oyarzun, R., Arumi, J., Salgado, L., Marino, M., 2007. « Sensitivity analysis and field testing of the RISK-N model in the Central Valley of Chile ». *Agricultural Water Management*. Volume 87, pp. 251-260.
- Pabich, W.J., Valiela, I., Hemond, H.F., 2001. « Relationship between DOC concentration and vadose zone thickness and depth below water table in groundwater of Cape Cod, USA ». *Biogeochemistry*, Volume 55, n°3, pp. 247-268.
- Parent, L.É., Gagné, G., (2010). Guide de référence en fertilisation (2e éd.). Sainte-Foy, Québec : Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ).
- Patoine, M., 2010. « Influence du drainage souterrain sur la qualité de l'eau de la rivière Boyer Nord, Québec ». Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN : 978-2-550-59876-3 (PDF), 24 p.
- Piché, I. et G. Gangbazo., 1991. « Étude de la qualité des eaux de drainage souterrain ». Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de l'assainissement agricole, ISBN 2-550-22077-3, Envirodoq no EN890624, 37 p. + annexes.
- Pietri Aciego, J.C., Brookes, P.C., 2008. « Nitrogen mineralisation along a pH gradient of a silty loam UK soil ». *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 40, n°3, pp. 792-802.
- Pretty, J.L., Hildrew, A.G., Trimmer, M., 2006. « Nutrient dynamics in relation to surface-subsurface hydrological exchange in a groundwater fed chalk stream ». *Journal of Hydrology*, Volume 330, n°1-2, pp. 84-100.
- Primeau, S., et Y. Grimard., 1989. « Rivière Yamaska, 1975-1988, volume 2 : résultats complémentaires sur la qualité des eaux » Dans Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau. Envirodoq no 900060, rapport no QE-66-2, 150 p. + annexes.
- Pronovost, J., Dumais, M., Tremblay, P., Dion, S. et Boudreau, Y., 2008. Agriculture et agroalimentaire : assurer et bâtir l'avenir. Rapport de la Commission sur l'avenir de l'agriculture et de l'agroalimentaire québécois. Québec, Québec : Commission sur l'avenir de l'agriculture et de l'agroalimentaire québécois.
- Puckett, L.J., 2004. « Hydrogeologic controls on the transport and fate of nitrate in ground water beneath riparian buffer zones: results from thirteen studies across the United States ». *Water Sciences Technologies*, Volume 49, n°3, pp.47-53.

- Puckett, L.J., Hughes, W.B., 2005. « Transport and fate of nitrate and pesticides: hydrogeology and riparian zone processes ». *Journal of Environmental Quality*, Volume 34, n°6, pp. 2278-2292.
- Recous, S., Fresneau, C., Faurie, G., Mary, B., 1988. « The fate of labelled 15N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop ». *Plant and Soil*, Volume 112, pp. 205-214.
- Rivett, M.O., Buss, S.R., Morgan, P., Smith, J.W.N., Bemment, C.D., 2008. « Nitrate attenuation in groundwater: A review of biochemical controlling processes ». *Water Research*, Volume 42, pp. 4215-4232.
- Roberts, S.C., McArthur, J.M., 1998. « Surface/groundwater interactions in a UK limestone aquifer ». *American Institute of Hydrology*, pp. 125-130.
- Robinson, D., 2001. « δ 15N as an integrator of the nitrogen cycle ». *Trends Ecological Evolution*, Volume 16, pp. 153-156.
- Sacchi, E., Acutis, M., Bartoli, M., Brenna, S., Delconte, C.A., Laini, A., Pennisi, M., 2013. « Origin and fate of nitrates in groundwater from the central Po plain: Insights from isotopic investigations ». *Applied Geochemistry*, Volume 34, pp. 164-180.
- Schaap, B.D., 1999 « Concentrations and possible sources of nitrate in water from the Silurian-Devonian aquifer, Cedar Falls, Iowa ». *US Geological Survey Water Resources Investigations Report 99-4106*, 19 p.
- Schipper, A., Vodvodic-Vukovic, M., 1998. « Nitrate removal from groundwater using a denitrification wall amended with sawdust: field trial ». *Journal of Environmental Quai*, Volume 27, pp. 664-668.
- Schoonover, J.E., Williard, K.W.J., 2003. « Groundwater Nitrate Reduction in Giant Cane and Forest Riparian Buffer Zones ». *Journal of the American Water Resources Association*, Volume 39, n°2, pp. 347-354.
- Sebilo, M., Mayer, B., Nicolardot, B., Pinay, G., Mariotti, A., 2013. « Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils ». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Volume 110, n°45, pp. 18185-18189.
- Silander J., Vehviläinen B., Niemi J., Arosilta A., Dubrovin T., Jormola J., Keskisarja V., Keto A., Lepistö A., Mäkinen R., Ollila M., Pajula H., Pitkänen H., Sammalkorpi I.,

- Suomalainen M., Veijalainen N., 2006. Climate change adaptation for hydrology and water resources. FINADAPT working paper 6, Finnish Environmental Institute Mimeographs 336, Helsinki.
- Smith, J.W.N., Lerner, D.N., 2008. « Geomorphologic control on pollutant retardation at the groundwater–surface water interface ». *Hydrological Processes*, Volume 22, n°24, pp. 4679-4694.
- Smith, R.L., Duff, J.H., 1988. « Denitification in a sand and gravel aquifer ». *Applied and Environmental Microbiology*, Volume 54, n°5, pp. 1071-1078.
- Soltner, D., 2003. Les Bases de la production végétale : Le Sol et son amélioration. 23e édition. « Sciences et techniques agricoles », Dominique Soltner, Volume 1, 472 p.
- Stark, J.M., Firestone, M.K., 1996. « Kinetic characteristics of ammonium-oxidizer communities in a California oak woodland-annual grassland ». *Soil Biological Biochemistry*, Volume 28, pp. 1307-1317.
- Starr, R.C., Gillham, R.W., 1993. « Denitrification and organic carbon availability in two aquifers ». *Ground Water*, Volume 31, n°6, pp. 934-947.
- Strebel, O., Duynisveld, W.H.M., Bottcher, J., 1989. « Nitrate pollution of groundwater in Western Europe ». *Agricultural Ecosystem and Environment*, Volume 26, pp.189-214.
- Sutinen, R., Hänninen, P., Venäläinen, A., 2008. « Effect of mild winter events on soil water content beneath snowpack ». *Cold Regions Science and Technology*, Volume 51, pp. 56-67.
- Thayalakumaran, T., Bristow, K.L., Charlesworth, P.B., Fass, T., 2008. « Geochemical conditions in groundwater systems: Implications for the attenuation of agricultural nitrate ». *Agricultural Water Management*, Volume 95, pp. 103-115.
- Tietema, A., Warmerdam, B., Lenting, E., Riemer, L., 1992. « Abiotic factors regulating nitrogen transformations in the organic layer of acid forest soils-moisture and pH ». *Plant and Soil*, Volume 147, pp. 69-78.
- Torrecilla, N.J., Galve, J-P., Zaera, L.G., Retamar, J-F., Alvarez, A.N.A., 2005. « Nutrient sources and dynamics in a Mediterranean fluvial regime (Ebro River, NE Spain) and their applications for water management ». *Journal of Hydrology*. Volume 304, pp. 166-182.

- Triska, F.J., Kennedy, V.C., Avanzino, R.J., Zellweger, G.W., Bencala, K.E., 1989. « Retention and transport of nutrients in a third order stream: hyporheic processes ». *Ecology*, Volume 70, n°6, pp. 1893-1905.
- Van Niel, E.W.J., Arts P.A.M., Wesselink, B.J., Roberston, L.A., Kuenen, J.G., 1993. « Competition between heterotrophic and autotrophic nitrifiers for ammonia in chemostat cultures ». *FEMS Microbiology ecology*. Volume 11, n°2, pp. 109-118
- Van Cleemput, O., Boecks, P., Xu, X., 2005. « Mitigation of N₂O and CH₄ Emission from Rice and Wheat Cropping Systems Using Dicyandiamide and Hydroquinone ». *Nutrient cycling in Agroecosystems*. Volume 72, n°1, pp. 41-49.
- Itousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G., 1997. « Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences ». *Ecological Applications*. Volume 7, pp. 737-750.
- Vrba, J., et Zaporozec, A., 1994. Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability. Verlag HeinzHeise, Hannover, Germany, International Contributions to Hydrogeology, Volume 16, 131 p.
- Wang, L., Stuart, M.E., Bloomfield, J.P., Butcher, A.S., Goody, D.C., McKenzie, A.A., Lewis, M.A., Williams, A.T., 2012. « Prediction of the arrival of peak nitrate concentrations at the water table at the regional scale in Great Britain ». *Hydrological Processes*, Volume 26, pp. 226-239.
- Wang, L., Stuart, M.E., Lewis, M.A., Ward, R.S., Skirvin, D., Nadien, P.S., Collins, A.L., Ascott, M.J., 2016. « The changing trend in nitrate concentrations in major aquifers due to historical nitrate loading from agricultural land across England and Wales from 1925 to 2150 ». *Science of the Total Environnement*. Volume 542, Partie A, pp. 694-705.
- Wankel, S.D., Kendall, C., Paytan, A., 2009. « Using nitrate dual isotopic composition ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$) as a tool for exploring sources and cycling of nitrate in an estuarine system: Elkhorn Slough, California ». *Journal of Geophysical Research*, Volume 114, pp. 1-15.
- Wendland, F., Bogena, H., Goemann, H., Hake, J.F., Kreins, P., Kunkel, R., 2005. « Impact of nitrogen reduction measures on the nitrogen loads of the river Ems and Rhine (Germany) ». *Physic and Chemistry of the Earth*, Volume 30, pp. 527-541.

- West, T.O., et McBride, A.C., 2005. « The contribution of agricultural lime to carbon dioxide emissions in the United States: Dissolution, transport, and net emissions ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Volume 108, n°2, pp. 145-154.
- Whitelaw, K., et Rees, J.F., 1980. « Nitrate-reducing and ammonium-oxidizing bacteria in the vadose zone of the Chalk aquifer of England ». *Geomicrobiology Journal*, Volume 2, n°2, pp. 179-187.
- Wong, M.T.F., et Nortcliff, S., 1995. « Seasonal fluctuations of native available N and soil management implications ». *Fertilizer Research*, Volume 42, pp. 13-26.
- Wong, M.T.F., Vanderkrujis, A.C.B.M., Juo, A.S.R., 1992. « Leaching loss of calcium, magnesium, potassium and nitrate derived from soil, lime and fertilizers as influenced by urea applied to undisturbed lysimeters in south-east Nigeria ». *Fertilizer Research*, Volume 31, pp. 281-289.
- Woodward, K.B., Fellows, C.S., Conway, C.L., Hunter, H.M., 2009. « Nitrate Removal, Denitrification and Nitrous Oxide Production in the Riparian Zone of an Ephemeral Stream ». *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 41, n°4, pp. 671-680.
- Xin-Qiang, L., Xu, L., Li, H., He, M.M., Qian, Y.C., Liu, J., Nie, Z.Y., Ye, Y.S., Chen, Y., 2011. « Influence of N fertilization rates, rainfall, and temperature on nitrate leaching from a rainfed winter wheat field in Taihu watershed ». *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, Volume 36, n°9, pp. 395-400.
- Young, C.P., Oakes, D.B., Wilkinson, W.B., 1976. « Prediction of future nitrate concentrations in groundwater ». *Ground Water*, Volume 14, pp. 426-438.
- Zhu, J.G., Liu, G., Han, Y., Zhang, Y.L., Xing, G.X., 2003. « Nitrate distribution and denitrification in the saturated zone of paddy field under rice/wheat rotation ». *Chemosphere*, Volume 50, pp. 725-732.