



INSTITUT DE RECHERCHE  
ET DE DÉVELOPPEMENT  
EN AGROENVIRONNEMENT  
ИИ ВСВОЕИЛІВОИИЕШЕНІ  
ET DE DÉVELOPPEMENT

## RAPPORT FINAL

# IMPACT DE LA DATE D'ÉPANDAGE DU LISIER DE PORC SUR LE RENDEMENT DES CULTURES AINSI QUE LA QUALITÉ DU SOL, DE L'EAU ET DE L'AIR



**Responsable scientifique : MATTHIEU GIRARD, ing. jr., Ph.D.**

Co-auteurs : Marc-Olivier GASSER, Ariane LÉVESQUE et Marie-Ève TREMBLAY

Rapport présenté à : Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec

Date : 22 février 2017

Projet IRDA # : 901090

www.  
irda.  
qc.ca



L'IRDA a été constitué en mars 1998 par quatre membres fondateurs, soit le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), l'Union des producteurs agricoles (UPA), le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) et le ministère de l'Économie, de l'Innovation et des Exportations (MEIE).

L'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement est une corporation de recherche à but non lucratif qui travaille à chaque année sur une centaine de projets de recherche en collaboration avec de nombreux partenaires du milieu agricole et du domaine de la recherche.

#### **Notre mission**

L'IRDA a pour mission de réaliser des activités de recherche, de développement et de transfert en agroenvironnement visant à favoriser l'innovation en agriculture, dans une perspective de développement durable.

#### **Notre vision**

En 2017, l'IRDA est reconnu à l'échelle canadienne comme un chef de file en recherche, développement et transfert en agroenvironnement. L'IRDA se démarque par son approche intégrée et par le dynamisme de ses partenariats qui lui permettent d'anticiper les problèmes et de proposer des solutions novatrices répondant aux besoins des agriculteurs et de la société.

#### **Pour en savoir plus**

[www.irda.qc.ca](http://www.irda.qc.ca)

# Impact de la date d'épandage du lisier de porc sur le rendement des cultures ainsi que sur la qualité du sol, de l'eau et de l'air

Rapport final

Présenté à :

**Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec**

*Programme Innov'Action agroalimentaire*

Préparé par :

---

Matthieu Girard ing. jr., Ph. D.

IRDA

---

Marc-Olivier Gasser, agr., Ph. D.

IRDA

---

Ariane Levesque, ing. jr., M.Sc.

IRDA

---

Marie-Eve Tremblay, agr. M.Sc.

IRDA

## LE RAPPORT PEUT ÊTRE CITÉ COMME SUIT :

Girard M., M.O. Gasser, A. Lévesque et M.-E. Tremblay. 2017. Impact de la date d'épandage du lisier de porc sur le rendement des cultures ainsi que sur la qualité du sol, de l'eau et de l'air. Rapport final. IRDA. 60 pages.

© Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA)

## RESPONSABLE DE L'ÉTABLISSEMENT

- Stéphane P. Lemay, ing., P.Eng., agr., Directeur de la recherche et du développement, IRDA

## ÉQUIPE DE RÉALISATION DU PROJET

- Responsable scientifique : Matthieu Girard, ing. jr., Ph. D., IRDA
- Marc-Olivier Gasser, agr., Ph. D., IRDA
- Ariane Levesque, ing. jr., M.Sc., IRDA
- Marie-Eve Tremblay, agr. M.Sc., IRDA
- Martin Belzile, ing., M.Sc., IRDA

Les lecteurs qui souhaitent commenter ce rapport peuvent s'adresser à :

Matthieu Girard

Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)

2700, rue Einstein, Québec (Québec) G1P 3W8

Téléphone : 418 643-2380, poste 670

Courriel : [matthieu.girard@irda.qc.ca](mailto:matthieu.girard@irda.qc.ca)

## REMERCIEMENTS

Ce projet de recherche a été réalisé grâce à une aide financière du Programme Innov'Action agroalimentaire, un programme issu de l'accord du cadre Cultivons l'avenir conclu entre le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation et Agriculture et Agroalimentaire Canada. Des remerciements s'adressent également à l'IRDA qui a fourni une contribution importante dans le cadre de cette étude. Les auteurs remercient les participants du projet et reconnaissent l'appui technique fourni par le personnel de recherche de l'IRDA, dont notamment Marie-Hélène Perron et Antoine Lamontagne.

## RÉSUMÉ

---

L'épandage de lisier de porc tard à l'automne pourrait comporter certains avantages agronomiques et environnementaux qui justifieraient la promotion de cette pratique. En fait, l'épandage tardif permettrait de profiter des basses températures et du ralentissement de l'activité microbienne responsable de la minéralisation et de la nitrification de l'azote pour réduire les pertes d'azote dans l'environnement et améliorer la synchronisation de la mise en disponibilité des nitrates avec le moment où la plante prélève l'azote. Pour mieux renseigner les agronomes qui s'interrogent sur la valeur fertilisante et l'impact environnemental des différentes périodes d'épandage des lisiers de porc, ce projet a comparé en dispositif expérimental contrôlé trois dates d'épandage du lisier (tôt à l'automne, tard à l'automne et au printemps suivant) à la fertilisation à l'engrais minéral seulement.

Dans le cadre de ce projet, les résultats semblent indiquer qu'il n'y avait pas d'avantage ni d'inconvénient agronomique majeur à appliquer du lisier plus tard à l'automne par rapport aux épandages actuellement permis, soit tôt à l'automne et au printemps. En effet, l'application du lisier a été effectuée selon les règles de l'art (dose à appliquer, portance du sol, incorporation du lisier, etc.); aucun effet significatif sur les rendements n'a été observé et les pertes dans l'environnement étaient semblables d'un traitement à l'autre. Le niveau de fertilité élevé du sol aurait atténué les effets potentiels de la période d'épandage, à la fois pour les rendements et le bilan environnemental.

Au niveau des rendements, aucun effet clair de la période d'épandage n'a été observé. Des problèmes de verse dans le blé ont réduit les rendements et semblaient indiquer un excès d'azote. Le retour de prairie précédant l'année d'implantation des dispositifs de drainage ainsi que le bouleversement du sol lors de l'installation auraient favorisé une grande minéralisation d'azote dans le sol. Pour le maïs, des bons rendements ont été obtenus et il a été possible d'observer une certaine réponse de la culture de maïs aux apports de lisier, mais il n'y a peu eu d'effet significatif de la période d'épandage.

Pour la qualité du sol, l'épandage du lisier a eu un effet appréciable sur la concentration de nitrate dans le sol et même au niveau de la concentration d'ammonium suivant certains traitements. Il semble que les conditions plus froides tard à l'automne pourraient ralentir la nitrification de l'ammonium du lisier. L'analyse des teneurs en N minéral du sol en post-levée du maïs au stade V5 a permis de bien représenter le faible potentiel de réponse à l'engrais azoté. D'autre part, l'analyse des propriétés physiques des sols a bien démontré le passage de la machinerie, mais aucune période d'épandage ne semblant engendrer une compaction plus importante.

Certaines différences ont été observées entre les volumes d'eau collectés par parcelle, mais l'ensemble du champ semblait suffisamment uniforme pour chacun des traitements. L'azote qui est lessivé par les eaux de ruissellement et de drainage combinées se retrouve principalement sous forme de nitrates dans l'eau (N-NO<sub>3</sub>). Les pertes d'azote dans l'eau représentent le tiers à la moitié de l'azote appliqué pour l'ensemble des traitements avec épandage de lisier. Aucune différence significative n'a été observée entre les pertes d'azote cumulées pour les

différents traitements. Il y a toutefois des différences dans la période de l'année où l'azote est perdu dans les eaux de ruissellement et de drainage. La grande variabilité des résultats entre les parcelles d'un même traitement a probablement limité la force statistique des données.

Les pertes d'azote dans l'air ( $\text{NH}_3$  et  $\text{N}_2\text{O}$  combinés) semblaient plus faibles si l'épandage du lisier était effectué tard à l'automne par rapport à tôt à l'automne et au printemps. Par contre, puisque le lisier a été incorporé rapidement après l'épandage, la diminution des émissions gazeuses n'était pas marquante par rapport au bilan global d'azote. En effet, les pertes maximales observées dans l'air ont été de 3 % de l'azote appliqué.

Le bilan plus complet réalisé sur l'azote a permis de démontrer que les pertes d'azote dans l'eau étaient aussi importantes que les exportations d'azote dans le grain. D'autre part, plus la dose d'engrais minéral était élevée, plus l'azote total récupéré dans le système (eau, air et grain) l'était aussi. Toutefois, cet azote supplémentaire ne s'est traduit pas en exportation dans le grain, mais plutôt en pertes dans l'eau.

Compte tenu que la récolte de certaines cultures comme le maïs-grain et le soya se fait plus tard à l'automne, il est parfois difficile de respecter les exigences en ce qui concerne les périodes d'épandages permises. Puisque les résultats de ce projet n'ont pas révélé d'impact majeur de la période d'épandage du lisier, aucun nouvel argument soutient une restriction des épandages réalisés plus tard à l'automne après le 1<sup>er</sup> octobre, du moment que le lisier est appliqué sur un sol non gelé et non enneigé, et qu'il est rapidement incorporé après l'épandage. Afin de s'éloigner de quelques éléments qui ont limité la portée des résultats obtenus dans ce projet et d'améliorer la force statistique des données, il serait pertinent de poursuivre ce projet afin de mieux comprendre et documenter les effets de la période d'épandage.

# TABLE DES MATIÈRES

1	Introduction.....	1
2	Objectifs de l'étude .....	5
3	Matériel et méthodologie .....	6
3.1	Dispositif expérimental.....	6
3.1.1	Site d'étude .....	6
3.1.2	Traitements appliqués.....	7
3.1.3	Station météorologique.....	9
3.2	Opérations au champ .....	9
3.2.1	Fertilisation.....	10
3.2.2	Récolte.....	12
3.3	Suivi expérimental .....	13
3.3.1	Suivi des propriétés physiques et chimiques des sols.....	13
3.3.2	Suivi de la qualité des eaux de ruissellement et de drainage .....	14
3.3.3	Suivi des émissions gazeuses.....	15
3.4	Analyse statistique .....	17
3.4.1	Dispositif expérimental.....	17
3.4.2	Modèles et tests statistiques.....	17
4	Analyse des résultats.....	18
4.1	Rendement des cultures.....	18
4.1.1	2015 - Blé.....	18
4.1.2	2016 – Maïs .....	20
4.2	Qualité des sols.....	22
4.2.1	Propriétés chimiques des sols .....	22
4.2.2	Propriétés physiques des sols.....	25
4.3	Qualité de l'eau .....	28
4.3.1	Hydrologie .....	28
4.3.2	Pertes en azote .....	30
4.3.3	Pertes en phosphore .....	35
4.3.4	Pertes en potassium .....	36

4.3.5	Bilan des pertes dans l'eau .....	36
4.4	Qualité de l'air .....	38
4.4.1	Ammoniaque .....	38
4.4.2	Protoxyde d'azote.....	39
4.4.3	Bilan des pertes dans l'air.....	43
4.5	Bilan global sur l'azote.....	45
5	Conclusions et recommandations .....	47
5.1	Conclusion générale .....	47
5.2	Limites du projet.....	49
5.3	Recommandations.....	49
	Références.....	50
	Annexe A – Travaux de terrain .....	53
	Annexe B – Caractérisation des sols.....	55
	Annexe C – Données météorologiques .....	56
	Annexe D – Caractérisation de l'eau .....	58

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Analyse de sol initiale du dispositif expérimental pour la profondeur 0-20cm .....	7
Tableau 2: Description des traitements .....	8
Tableau 3 : Cultivar, dates et taux de semis.....	9
Tableau 4 : Traitements phytosanitaires réalisés.....	10
Tableau 5 : Valeur fertilisante et dose de lisier appliquée en fonction des traitements durant les deux années de culture .....	10
Tableau 6 : Fertilisation azotée en kg de N à l'hectare, réalisée pendant les deux années du projet.....	11
Tableau 7 : Applications d'engrais minéraux phosphatés et potassiques réalisées .....	12
Tableau 8 : Rendement en grain, matière sèche et prélèvements en éléments nutritifs du blé en 2015.....	18
Tableau 9 : Rendement en grain, matière sèche et prélèvements en éléments nutritifs du maïs en 2016.....	21
Tableau 10 : Effets des apports de lisier à différentes dates et des engrais minéraux sur les teneurs (moyennes de 2015 et 2016) en éléments extraits à la solution Mehlich-3 de 0 à 20 cm de profondeur .....	23
Tableau 11: Bilan des pertes dans l'eau (N-P-K) pour T1-T4 (2015-016) .....	37
1. Lisier de porc et engrais minéral combinés.....	37



Tableau 12: Effet de la période d'épandage et de la dose d'engrais sur les pertes dans l'eau (N-P-K) (2015-2016)	38
Tableau 13: Bilan des pertes d'azote dans l'air (NH <sub>3</sub> et N <sub>2</sub> O) pour T1-T4 (2015-2016)	44
Tableau 14: Bilan des pertes d'azote dans l'air (NH <sub>3</sub> et N <sub>2</sub> O) pour T1-T4 (2015-2016)	55
Tableau 15: Bilan des pertes d'azote dans l'air (NH <sub>3</sub> et N <sub>2</sub> O) pour T1-T4 (2015-2016)	55
Tableau 16: Bilan des conditions météorologiques	57
Tableau 17: Caractérisation complète de l'eau de ruissellement et drainage combinée en 2016 (partie 1)	58
Tableau 18: Caractérisation complète de l'eau de ruissellement et drainage combinée en 2016 (partie 2)	59
Tableau 19: Critères de qualité de l'eau	60

## LISTE DES FIGURES

Figure 1: Dispositif expérimental (vue en plan) comprenant 12 parcelles principales en tiroir	6
Figure 2: Avaloirs sur le site	7
Figure 3: Disposition des traitements dans les parcelles	8
Figure 4 Système de mesure de débit et d'échantillonnage de l'eau de drainage et ruissellement	14
Figure 5: Chambre ventilée pour mesure du NH <sub>3</sub>	16
Figure 6: Chambre statique pour mesure du N <sub>2</sub> O	16
Figure 7 Rendement en blé et courbe de réponse en fonction de l'azote disponible apporté par les épandages de lisier et la fertilisation minérale (les symboles pleins représentent la moyenne des observations)	19
Figure 8 Rendement en maïs grain et courbe de réponse en fonction de l'azote disponible apporté par les épandages de lisier et la fertilisation minérale (les symboles pleins représentent la moyenne des observations)	22
Figure 9 Concentrations d'azote minéral dans le sol (0 à 30 cm), deux semaines après les épandages de lisier	24
Figure 10 Concentration en azote minérale dans les 0-30 cm de sol, au stade V5 du maïs	25
Figure 11 Masse volumique apparente en fonction des périodes d'épandage et du trafic de l'épandeur 2015	26
Figure 12 Masse volumique apparente en fonction des périodes d'épandage et du trafic de l'épandeur en 2016	26
Figure 13 Valeurs moyennes de résistance à la pénétration d'un cône sous les secteurs compactés et non-compactés par le passage de l'épandeur à lisier (A - pression en psi et B - pression en kPa)	27
Figure 14: Précipitations vs volume d'eau collecté (ruissellement et drainage combiné) annuellement pour T1-T4 (2015-2016). T1: Automne tôt, T2: Automne tard, T3: Printemps, T4: Engrais minéral	28
Figure 15: Répartition des volumes d'eau collectés annuellement [m <sup>3</sup> ] (ruissellement et drainage combiné) dans les sous-parcelles (dose 1x et 0x) (2015-2016)	29
Figure 16: Fertilisation et différentes formes de charge azotée cumulée mensuellement dans l'eau pour T1-T4 (dose 1x) (2015 -2016). T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral	32

Figure 17: Répartition des charges (a) et charges cumulées (b) en N tot. par période annuelle pour T1-T4 en 2016. <i>T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral</i> .....	33
Figure 18: Charge moyenne en azote total cumulée pour T1-T4 (2015-2016). <i>T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral</i> .....	35
Figure 19: Charge moyenne en phosphore cumulée pour T1-T4 (2015-2016). <i>T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral</i> .....	35
Figure 20: Charge moyenne en potassium cumulé pour T1-T4 (2015-2016). <i>T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral</i> .....	36
Figure 21: Émissions cumulatives d'azote ammoniacal dans l'air suivant l'épandage pour T1-T4 (2015-2016). <i>T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral</i> .....	39
Figure 22: Émissions cumulatives de protoxyde d'azote dans l'air suivant l'épandage pour T1-T4 (2015-2016). <i>T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral</i> .....	40
Figure 23: Émissions totales de N <sub>2</sub> O et température moyenne durant cette période pour T1-T4 (dose 1x) (2015-2016). <i>T1: Automne tôt, T2: Automne tard, T3: Printemps, T4: Engrais minéral</i> .....	41
Figure 24: Émissions totales de N <sub>2</sub> O et précipitations totales durant cette période pour T1-T4 (dose 1x) (2015-2016). <i>T1: Automne tôt, T2: Automne tard, T3: Printemps, T4: Engrais minéral</i> .....	42
Figure 25: Corrélation entre le ratio d'émissions totales de N <sub>2</sub> O selon le N appliqué et A) la température moyenne et B) les précipitations totales, pour T1-T4 (dose 1x) (2015-2016). <i>T1: Automne tôt, T2: Automne tard, T3: Printemps, T4: Engrais minéral</i> .....	42
Figure 26: Bilan d'azote (prélèvement et pertes) pour la culture de blé (2015) pour T1-T4. <i>T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral</i> .....	45
Figure 27: Bilan d'azote (prélèvement et pertes) pour la culture de maïs (2016) pour T1-T4. <i>T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral</i> .....	45
Figure 28: Excavation des tranchées dans chacune des parcelles principales.....	53
Figure 29: Installation des avaloirs et drains agricole (quatre réseaux indépendants par parcelles principales) ..	53
Figure 30: Connexion des drains aux cabanons pour récolter les eaux de chaque sous-parcelle .....	54
Figure 31: Installation des membranes d'étanchéité pour former les avaloirs de chaque sous-parcelle .....	54
Figure 32: Précipitations et température pour 2015 et 2016 .....	56
Figure 33: Degrés jours 5°C et 10°C.....	57

# 1 INTRODUCTION

---

Au Québec, il y aurait environ 9 millions de m<sup>3</sup> de lisier de porc qui sont épandus annuellement sur les terres agricoles. Ce volume correspond à un apport de 33 millions de kg d'azote (Chantigny et al., 2004). En général, les applications de lisier dans les cultures annuelles telles que le maïs se font à l'automne et au printemps (Randall et al., 1999). Selon plusieurs, l'automne est une période où l'épandage présente moins de contraintes telles que la portance du sol, le conflit avec d'autres opérations à la ferme et le temps disponible. De plus, l'automne serait le moment où les épandages causeraient le moins de problèmes de cohabitation (OAQ, 2011). Le Règlement sur les exploitations agricoles stipule toutefois que l'épandage de matières fertilisantes ne peut être fait que du 1<sup>e</sup> avril au 1<sup>e</sup> octobre de chaque année, à moins que l'agronome qui conçoit le plan de fertilisation y précise une nouvelle période d'interdiction et que l'épandage soit réalisé sur un sol non gelé et non enneigé (MDDELCC, 2017). Compte tenu de certaines cultures dont la récolte se fait tard à l'automne, comme le maïs et le soya, certains épandages sont tout de même réalisés en octobre et parfois même en novembre.

Le 29 août 2011, l'Ordre des agronomes du Québec (OAQ) publiait une ligne directrice portant sur les épandages post-récolte. Selon cette ligne directrice, pour le cas des lisiers et autres fumiers à teneur élevée en azote ammoniacal, l'épandage en post récolte devrait se faire le plus tardivement possible à l'automne tout en respectant certains critères de conditions de sol et de portance. Cette pratique permettrait de profiter des basses températures et du ralentissement de l'activité microbienne responsable de la minéralisation et de la nitrification de l'azote entre autres. Cela diminuerait potentiellement les pertes d'azote par lessivage ainsi que les pertes d'azote dans l'air dues à la dénitrification et à la volatilisation de l'ammoniac (OAQ, 2011). En réduisant les pertes d'azote, il serait possible d'augmenter la valeur fertilisante des lisiers épandus à l'automne à des niveaux comparables aux épandages de printemps. Par ailleurs, l'impact de la circulation des épandeurs sur la compaction des sols seraient plus à risque au printemps, étant donné la hauteur de la nappe d'eau plus élevée dans la plupart des sols après l'hiver. À moyen terme, les épandages de printemps pourraient conduire à des baisses de productivité des sols et réduire l'efficacité des engrais.

Selon la théorie, les racines des plantes prélèvent en majeure partie l'azote du sol sous forme de nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Par contre, l'azote contenu dans les lisiers est à plus de 60% sous forme ammoniacale (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) et la différence est sous forme organique (N<sub>org</sub>; Sommer et Husted 1995). La plupart des engrais minéraux épandus sont également sous forme ammoniacale. Dans le sol, l'azote ammoniacal est transformé relativement rapidement en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> par nitrification, tandis que le N<sub>org</sub> est minéralisé plus lentement pour produire du NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. La réaction de nitrification se produit sous l'action des bactéries nitrifiantes et en présence d'oxygène. Par contre, ces processus microbiens sont très sensibles à la température et sont significativement ralentis lorsque la température du sol devient inférieure à 2°C (Clark et al., 2009).

Idéalement, la meilleure gestion de l'azote vise à synchroniser la mise en disponibilité du nitrate avec le moment où la plante prélève l'azote (Randall et al., 1999). Dans les cas où les applications de lisier ne sont pas synchronisées avec les besoins des plantes, elles peuvent également conduire à des pertes d'azote dans l'environnement et donc à une contamination du sol, de l'air et de l'eau. Gasser et al. (2002) abondent dans le

même sens et s'appuient sur le fait qu'une surfertilisation ou un manque de synchronisation entre « l'offre et la demande » en azote conduisent à une augmentation de l'azote résiduel dans le sol après la récolte et à des pertes en nitrate lessivé.

Suite à l'épandage de lisier, la volatilisation d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) est la principale voie par laquelle est perdu l'azote ammoniacal (Rochette et al., 2013). Les pertes d'azote par volatilisation peuvent être très grandes durant les premières heures suivant l'application de lisier et dépendent principalement de la quantité de  $\text{NH}_4^+$  épandue à la surface du sol et des conditions d'échanges atmosphériques. Ainsi les modes d'épandage et d'incorporation des lisiers au sol ont un impact important sur les émissions de  $\text{NH}_3$ . L'azote ammoniacal peut également être perdu par le ruissellement de surface et se retrouver dans les cours d'eau. Bien que ce phénomène soit moins important, il peut tout de même augmenter la toxicité des cours d'eau jusqu'à affecter la vie aquatique ou nuire aux systèmes de traitement d'eau potable (Rochette et al., 2013).

Lorsque l'azote contenu dans le lisier est nitrifié dans le sol, les risques de pertes par lessivage et dénitrification du nitrate augmentent. En effet, les nitrates, qui se trouvent en solution dans l'eau contenue dans le sol, peuvent être lessivés lors de précipitations intenses ou encore à la fonte des neiges. Ce lessivage des nitrates dans le sol peut mener à une diminution de la qualité de l'eau en contaminant les cours d'eau ou encore les puits d'approvisionnement en eau potable. Plusieurs estiment que les pertes d'azote par lessivage sont observées principalement lorsque les doses de lisiers sont élevées et lorsque les sols sont très perméables (Spalding et Exner 1993; Gasser et al. 2002). La dénitrification est un autre phénomène important. Cette réaction en chaîne se produit sous l'action des bactéries dénitrifiantes et aboutit ultimement à la production d'azote moléculaire ( $\text{N}_2$ ) (Zumft, 1997). Contrairement à la nitrification du  $\text{NH}_4^+$ , cette série de réactions s'effectue principalement en absence d'oxygène. Dépendamment des conditions, la dénitrification conduit également à la libération de composés intermédiaires tels le protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ) qui est un gaz à effet de serre puissant, soit 298 fois plus puissant que le dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ; Rochette et al. 2013). Selon certaines études, la proportion de l'azote qui serait perdue par dénitrification varierait de moins de 1 % à plus de 30 % des doses de lisier de porc appliquées selon les conditions d'humidité du sol (Carey et al. 1997; Chadwick et al. 1998; Maag and Vinther 1999).

Il est donc clair que les conditions hydrologiques et thermiques dans le sol ont un impact important sur les réactions que subiront les différentes formes de l'azote. Puisque ces paramètres varient grandement entre des périodes telles que tôt à l'automne, tard à l'automne et au printemps, il est important que les effets de la période d'épandage sur les rendements et les pertes dans l'environnement soient évalués. Malheureusement, il n'existe qu'un nombre limité d'études ayant évalué l'impact de la période d'épandage à la fois sur les rendements et l'environnement, et encore moins sur l'effet d'un épandage tardif à l'automne.

Dans une étude portant sur la fertilisation du maïs en Ontario, Jayasundara et al. (2009) ont démontré que la culture a prélevé 31 % de l'azote du lisier de porc appliqué au printemps, alors que la culture en a prélevé seulement 16 % lorsque le lisier était appliqué tard à l'automne (18 novembre). Le faible pourcentage de prélèvement d'azote par le maïs pour les épandages d'automne a été expliqué par les pertes environnementales substantielles en azote. Les auteurs ont démontré que l'application de lisier de porc tard à l'automne a augmenté

les concentrations d'azote dans l'eau de drainage et de ruissellement comparativement à l'épandage au printemps. Puisque la grande majorité de l'azote contenu dans le lisier est sous forme ammoniacale, le moment de l'année auquel il est appliqué influence grandement les phénomènes de transformation et le devenir de l'azote. Même si les températures du sol étaient basses durant les mois suivant l'application d'automne, des quantités considérables de  $\text{NH}_4^+$  ont pu être nitrifiées durant l'hiver. Ce phénomène peut être expliqué par l'effet du couvert de neige qui maintient des conditions de sol non gelées ou par la présence d'eau non gelée même dans le sol gelé (Clark et al., 2009). De plus, l'absence de prélèvement par les plantes a laissé ces nitrates au sol les rendant susceptibles d'être lessivés. Au contraire, lorsque le lisier de porc a été appliqué au printemps, le  $\text{NH}_4^+$  a été rapidement immobilisé par les organismes microbiens, réduisant les pertes potentielles. Une étude de van Es et al. (2006) rapporte des concentrations de nitrate lessivé plus élevées suite à un épandage de lisier de bovin laitier tôt à l'automne par rapport à un épandage de printemps. En revanche, en effectuant l'épandage tard à l'automne, ils observent une diminution des concentrations en nitrate de 4 mg/L comparativement aux concentrations obtenues avec l'épandage tôt à l'automne.

Rochette et al. (2004) estiment pour plusieurs raisons que les applications de lisier de porc à l'automne dans l'est du Canada ont un potentiel plus élevé de pertes de  $\text{N}_2\text{O}$  que les autres périodes. Entre autres, l'ajout d'azote sans prélèvement de culture, jumelé à l'évapotranspiration limitée en automne, conduit à des conditions qui favorisent la dénitrification. Ce phénomène peut même se poursuivre durant l'hiver dans des conditions fraîches et humides où le sol n'est pas gelé. De plus, les apports d'automne en azote et en carbone organique pourraient potentiellement initier d'importantes pertes de  $\text{N}_2\text{O}$  le printemps suivant à la fonte des neiges. Cependant, les résultats des essais de Rochette et al. (2004) démontrent le contraire. Dans cette étude, les pertes cumulées de  $\text{N}_2\text{O}$  ont été plus importantes après l'application de printemps par rapport à l'application d'automne. Les auteurs expliqueraient ceci par des conditions climatiques contrastantes entre les deux périodes d'épandage. L'automne a été plutôt frais et humide et le printemps, chaud et sec. La nitrification a été favorisée après les applications printanières, menant à une production élevée de  $\text{NO}_3^-$ , élément qui favorise la dénitrification et l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$ , lors de fortes précipitations. Quant aux applications automnales, le taux de nitrification a été ralenti par les conditions froides, produisant de très faibles quantités de  $\text{NO}_3^-$  dans le sol. Durant l'hiver, le sol gelé a également limité les pertes sous forme gazeuse. Les auteurs concluent donc que l'impact de la période d'épandage sur les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  semble varier selon les conditions climatiques et le type de culture.

Randall et al. (1999) ont mesuré les impacts de trois périodes d'épandage de lisier de porc et de bovin (printemps, tôt à l'automne et tard à l'automne) sur les rendements du maïs grain. Sur les sept sites étudiés, quatre d'entre eux ont démontré une augmentation du rendement en maïs grain avec l'application de lisier au printemps comparativement aux applications d'automne. Deux de ces quatre sites avaient reçu du lisier de porc. Cependant l'augmentation ne représente que 5 %. Dans l'étude de van Es et al. (2006), on dénote également que les rendements en maïs ensilage ont été faiblement affectés par la période durant laquelle le lisier de bovin laitier a été appliqué. Une faible augmentation de rendement liée à la date d'épandage doit toutefois être mise en perspective par rapport aux effets négatifs des épandages de printemps sur la compaction des sols, lesquels sont souvent plus humides à cette période. La compaction des sols peut s'avérer très dommageable sur le rendement des cultures et ainsi réduire l'efficacité des engrais. Patni et Culley (1989) abondent dans le même sens en

mentionnant que le poids élevé des citernes à lisier qui circulent dans les champs au printemps sur des terres où le sol est presque saturé en eau peut nuire aux rendements et à la santé des sols. Selon ces auteurs, l'automne représente une période plus intéressante parce que les fenêtres d'épandage dans des conditions de sol portantes sont plus fréquentes par rapport au printemps, moment où les semis urgent et le sol est à peine ressuyé.

Il apparaît donc que la date d'épandage peut avoir un effet significatif sur les rendements des cultures et les pertes d'azote dans l'environnement, mais que les études existantes semblent se contredire. Une étude englobant l'analyse des rendements ainsi que de la qualité de l'eau, de l'air et du sol permettrait d'obtenir des réponses plus précises sur l'effet réel de la période d'épandage du lisier.

## 2 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

---

L'épandage de lisier de porc tard à l'automne pourrait comporter certains avantages agronomiques et environnementaux qui justifieraient la promotion de cette pratique. Pour mieux renseigner les agronomes qui s'interrogent sur la valeur fertilisante et l'impact environnemental des différentes périodes d'épandage des lisiers de porc, ce projet a comparé en dispositif expérimental contrôlé trois périodes d'épandage du lisier (tôt à l'automne, tard à l'automne et au printemps suivant) à la fertilisation à l'engrais minéral seulement.

L'objectif principal de ce projet consiste donc ainsi à mesurer l'impact de la période d'épandage du lisier de porc sur :

- Le rendement des cultures de blé et de maïs et leur réponse à la fertilisation azotée;
- La qualité des sols quant à leurs propriétés physiques et valeur fertilisante;
- La qualité de l'air en termes d'émissions de composés azotés;
- La qualité de l'eau portant particulièrement sur les principaux éléments fertilisants N-P-K.

Les nouvelles connaissances générées permettront de dresser un portrait des effets agronomiques et environnementaux de la période d'épandage du lisier de porc. Il sera alors possible de pondérer les recommandations du Guide de références en fertilisation (CRAAQ, 2010) en fonction du rendement des cultures et des bilans environnementaux sur la qualité de l'air, du sol et de l'eau.

## 3 MATÉRIEL ET MÉTHODOLOGIE

### 3.1 DISPOSITIF EXPÉRIEMENTAL

#### 3.1.1 Site d'étude

Le projet a été réalisé à la station expérimentale de l'IRDA de Saint-Lambert-de-Lauzon dans la région de Chaudière-Appalaches près de Québec (Lat. : 46°36'31"N Long. : 71°10'33"O; Élev. : 115 m). Le site comprend 12 parcelles principales côte-à-côte de 220 m<sup>2</sup> chacune (5,5 m x 40 m). Elles se situent entre un boisé à une trentaine de mètres en amont et un chemin agricole à une quinzaine de mètres en aval. Le terrain possède une pente de 3% (Duchemin et Hogue 2009) orientée vers le Nord-Est. Chacune des parcelles est subdivisée en quatre sous-parcelles (5,5 x 8,5 m<sup>2</sup> chacune) pour lesquelles les eaux de ruissellement sont récoltées en aval par des avaloirs indépendants. Les eaux de ruissellement et de drainage combinées sont acheminées par des drains agricoles vers quatre cabanons où les volumes sont mesurés et des échantillons peuvent être prélevés. Le dispositif expérimental est présenté à la Figure 1.



Figure 1: Dispositif expérimental (vue en plan) comprenant 12 parcelles principales en tiroir



On retrouve sur le site un sol de la série Lebras classifié comme gleysol humique (SISCAN, 2002) et la texture de surface est un loam limoneux (Duchemin et Hogue 2009). Le Tableau 1 présente les caractéristiques physico-chimiques du sol en 2013, soit avant le démarrage du projet. Le sol était alors légèrement acide et présentait un niveau de fertilité faible à moyen en phosphore et potassium respectivement, pour les cultures de blé et de maïs (CRAAQ, 2010).

**Tableau 1: Analyse de sol initiale du dispositif expérimental pour la profondeur 0-20cm**

pH	P M3 (kg/ha)	K M3 (kg/ha)	Ca M3 (kg/ha)	Mg M3 (kg/ha)	Al M3 (kg/ha)	P/Al (%)
5,95	112	251	2072	218	112	4,27

Les travaux d'aménagement du site pour répondre au besoin du projet ont dû être réalisés le plus tôt possible, soit à l'été 2014, afin de limiter l'impact de la perturbation du sol et s'assurer que le dispositif soit fonctionnel avant la première période d'épandage à l'automne 2014. Les travaux réalisés comprennent l'aménagement des avaloirs (voir Figure 2), l'installation des drains agricoles et un système de chauffage dans les cabanons afin de suivre la qualité de l'eau toute l'année. Une revue photographique détaillant les travaux est présentée à l'Annexe A.



**Figure 2: Avaloirs sur le site**

### 3.1.2 Traitements appliqués

Les 12 parcelles principales du dispositif expérimental ont permis de tester quatre modes de fertilisation avec trois répétitions en blocs aléatoires. Afin d'évaluer l'effet de la période d'épandage, l'étude a comparé trois dates



### 3.1.3 Station météorologique

Une station météorologique sur la station expérimentale permet de recueillir certaines données climatiques. Elle est située à moins de 200 m au Sud-Est du site d'étude. La fréquence d'acquisition de données est à tous les 10 minutes. On y récolte de l'information telle la température de l'air et du sol, la précipitation, l'humidité de l'air, la vitesse et la direction des vents ainsi que le rayonnement photosynthétique (PAR). Les données météorologiques permettent de documenter les conditions sous lesquelles les cultures sont réalisées et les eaux de ruissellement, de drainage et les émissions gazeuses sont générées.

## 3.2 OPÉRATIONS AU CHAMP

Suite à la mise en place des systèmes de collecte des eaux de drainage et de ruissellement à l'été 2014, le terrain a été nivelé avec un passage de chisel réalisé dans le sens des parcelles, ainsi que des passages de herse à disque et de vibroculteur réalisés perpendiculairement aux parcelles. Un engrais vert d'avoine et de ray-grass a été implanté afin de couvrir le sol. Avant chaque épandage aux printemps 2015 et 2016, et après la récolte de blé en 2015, le sol a été travaillé avec deux passages de vibroculteur exécutés perpendiculairement aux parcelles. Le sol n'a toutefois pas été travaillé avant ni après les épandages à l'automne 2014, car il était sous le couvert d'un engrais vert.

Le Tableau 3 présente les informations relatives aux cultures implantées sur le site au cours du projet, alors que le Tableau 4 fait l'inventaire des traitements phytosanitaires appliqués. Une application de chaux granulaire a été réalisée au printemps 2016 à une dose de 3 t/ha avant le passage du vibroculteur, en raison de la baisse de pH observée à l'automne 2015.

**Tableau 3 : Cultivar, dates et taux de semis**

Année	Culture	Cultivar	UTM	Date de semis	Taux de semis
<b>2014</b>	Engrais vert	Mélange avoine ray-grass	-	27-août	-
<b>2015</b>	Blé	Nass	-	25-mai	500 grains/m <sup>2</sup>
<b>2016</b>	Maïs grain	MZ 1624DBR	2300	26-mai	88 000 plants/ha

**Tableau 4 : Traitements phytosanitaires réalisés**

Année	Date d'application	Nom commercial + concentration	Ingrédient actif	Groupe	Stade de culture	Dose [L/ha]	IRS	IRE
<b>2014</b>	20-août	Touchdown total (550 g/L)	Glyphosate	9	Pré-semis	2 L/ha	24	2
<b>2015</b>	26-juin	Buctril M	Bromoxynil, MCPA	6, 4	Tallage	1 L/ha	443	52
	23-sept	Liberty 200 SN	Glufosinate d'ammonium	10	Post-récolte	2 L/ha	35	1
<b>2016</b>	16-mai	R/T 540	Glyphosate	9	Pré-semis	4,67 L/ha	38	4
	13-juin	R/T 540	Glyphosate	9	Stade 6 feuilles	1,67 L/ha	23	1

### 3.2.1 Fertilisation

Les besoins en éléments fertilisants des cultures ont été établis suivant les grilles de référence en fertilisation et l'analyse de sol (CRAAQ, 2010; CRAAQ, 2013). Les besoins pour le blé en 2015 ont été fixés à 120 kg N/ha, 35 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha et 20 kg de K<sub>2</sub>O/ha, tandis que ceux pour le maïs en 2016 ont été fixés à 150 kg N/ha, 60 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha et 60 kg de K<sub>2</sub>O/ha. Les doses et valeurs fertilisantes des lisiers employés au cours du projet sont présentées au Tableau 5. Il est à noter que lors de l'épandage du traitement T1 à l'automne 2014, un lisier de maternité porcine avait été initialement prévu. Cependant, ce lisier s'est avéré trop dilué, occasionnant du ruissellement lors de l'épandage en raison des doses de lisier trop importantes. La seule parcelle du bloc 1 ayant reçu ce lisier a donc été éliminée. Un lisier de préfosse provenant d'une porcherie de porcs à l'engraissement a été employé dans tous les chantiers d'épandage subséquents. À chaque chantier, le lisier était incorporé dans les trois heures suivant l'épandage avec un rotoculteur opérant à 5 cm de profondeur.

**Tableau 5 : Valeur fertilisante et dose de lisier appliquée en fonction des traitements durant les deux années de culture**

Année culturale	Traitement	Date d'épandage	Dose appliquée (tm/ha)	MS (%)	N total (mg/kg)	N-NH <sub>4</sub> (mg/kg)	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	C/N
<b>2015</b>	<b>T1</b>	15 octobre 2014	27	8,46	4805	3235	781	2544	1078	490	7,01
	<b>T2</b>	17 novembre 2014	33	4,36	5403	3550	939	2888	1285	600	2,74
	<b>T3</b>	21 mai 2015	22	4,99	6429	4257	952	3841	1455	552	2,62
<b>2016</b>	<b>T1</b>	1 octobre 2015	47	2,67	4068	2880	473	2469	831	322	1,97
	<b>T2</b>	5 novembre 2015	33	7,14	5529	2827	1606	2605	3315	832	4,91
	<b>T3</b>	24 mai 2016	32	6,38	4903	2919	1176	2297	1473	673	0,65

Afin d'établir des courbes de réponse à l'azote, la fertilisation azotée de chaque traitement de lisier et du témoin en engrais minéral a été ajustée avec des apports supplémentaires et variables d'engrais azoté (nitrate d'ammonium calcique : 27-0-0) pour atteindre des doses correspondant à plus ou moins 0,5, 1 et 1,5 fois la dose recommandée de N disponible pour le blé et le maïs-grain (Tableau 6). Ainsi, la dose 1X visait à apporter 120 et

150 kg/ha de N disponible pour le blé et le maïs-grain respectivement. Tout l'engrais minéral a été apporté au semis dans le blé, tandis que dans le maïs l'apport a été fractionné à 60 kg N/ha au semis et le reste en post-levée. L'engrais appliqué au semis a été enfoui avec un passage de vibroculteur. Les apports d'azote en post-levée du maïs ont été épandus en bandes et laissés en surface.

**Tableau 6 : Fertilisation azotée en kg de N à l'hectare, réalisée pendant les deux années du projet.**

	2015					2016					
	Pré-semis			FINAL		Pré-semis			Post-levée	FINAL	
	Lisier		Minéral	Total	Dispo.	Lisier		Minéral	Minéral	Total	Dispo.
Total	Dispo.	Total				Dispo.					
<b>T1 - Automne tôt</b>											
Dose 0X	130	56	0	130	56	191	85	-	0	191	85
Dose 0.5X	130	56	25	155	81	191	85	-	30	221	115
Dose 1X	130	56	50	180	106	191	85	-	60	251	145
Dose 1.5X	130	56	75	205	131	191	85	-	90	281	175
<b>T2 - Automne tard</b>											
Dose 0X	178	79	0	178	79	182	79	-	0	182	79
Dose 0.5X	178	79	10	188	89	182	79	-	30	212	109
Dose 1X	178	79	25	203	104	182	79	-	60	242	139
Dose 1.5X	178	79	50	228	129	182	79	-	90	272	169
<b>T3 - Printemps</b>											
Dose 0X	141	94	0	141	94	157	104	-	0	157	104
Dose 0.5X	141	94	10	151	104	157	104	-	30	187	134
Dose 1X	141	94	25	166	119	157	104	-	60	217	164
Dose 1.5X	141	94	50	191	144	157	104	-	90	247	194
<b>T4 - Engrais minéral</b>											
Dose 0X	-	-	0	0	0	-	-	0	0	0	0
Dose 0.5X	-	-	75	75	75	-	-	60	60	120	120
Dose 1X	-	-	100	100	100	-	-	60	90	150	150
Dose 1.5X	-	-	125	125	125	-	-	60	120	180	180

Dispo. : Quantité d'azote disponible calculée selon les facteurs de disponibilité de la 3<sup>e</sup> édition du Guide de référence en fertilisation (CRAAQ, 2013)

Pour combler les besoins résiduels en phosphore et potassium de la culture de blé en 2015, seules les parcelles témoins ont reçu avant le semis des engrais phosphatés et potassiques sous forme de Superphosphate triple (0-46-0) et de Sulpomag (0-0-22) (Tableau 7). Pour la culture du maïs-grain en 2016, les traitements T1 et T3 ont aussi reçu des apports supplémentaires d'engrais minéraux. Tous ces engrais ont été épandus manuellement à la volée avant le semis et enfouis au vibroculteur.

**Tableau 7 : Applications d'engrais minéraux phosphatés et potassiques réalisées**

Année culturale	Traitement	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (kg/ha)	K <sub>2</sub> O (kg/ha)
<b>2015</b>	T1 Automne tôt	0	0
	T2 Automne tard	0	0
	T3 Printemps	0	0
	T4 Engrais minéral	35	20
<b>2016</b>	T1 Automne tôt	35	0
	T2 Automne tard	0	0
	T3 Printemps	20	0
	T4 Engrais minéral	60	60

### 3.2.2 Récolte

Les récoltes ont été réalisées avec une moissonneuse-batteuse pour parcelle expérimentale (Wintersteiger, Salt Lake City) opérant sur une largeur de 1,52 m. En 2015, la récolte du blé a eu lieu le 10 septembre dans le centre des parcelles. Le poids en grain humide a été pesé, un échantillon de grain a été prélevé et la longueur récoltée d'environ 7 m a été mesurée. La teneur en matière sèche du grain a été déterminée par séchage à l'étuve à 60°C jusqu'à poids constant. Le rendement en paille a été mesuré sur un passage supplémentaire dans les parcelles 7A et 7B.

La récolte du maïs-grain a été effectuée le 18 novembre 2016 avec un nez à maïs de deux rangs. Deux passages de batteuse par parcelle ont été réalisés sur des rangs en dehors du centre de la parcelle où se trouvait le drain et l'avaloir. Le premier passage était localisé sur une section non affectée par la circulation de la machinerie, alors que le second était localisé dans une section affectée par le trafic des roues de l'épandeur. Le poids en grain humide a été pesé, un échantillon de grain a été prélevé et la longueur récoltée d'environ 5 m a été mesurée. Un sous-échantillon de grain a été constitué. La matière sèche du grain a été obtenue par séchage à 65°C pendant 72 h.

Des sous-échantillons de grain de blé et de maïs ont été envoyés au laboratoire pour fin d'analyse des teneurs en éléments avec les méthodes standards reconnues (CPVQ, 1993; CPVQ, 1988). Les biomasses ont été préalablement broyées et tamisées à 0,5 mm. Les teneurs en éléments totaux (P, K, Ca, Mg Na, B, Al Cu, Fe et Mn) ont été dosées par spectrophotométrie dans le plasma (ICP), après digestion de l'échantillon par voie humide à l'acide sulfurique et sélénieux (Isaac et Johnson, 1976). Les teneurs en C et N total ont été dosées par combustion sèche sur un appareil LECO. Les prélèvements en éléments dans les parties exportées des cultures ont été calculés avec ces teneurs et les rendements mesurés.

## 3.3 SUIVI EXPÉRIMENTAL

### 3.3.1 Suivi des propriétés physiques et chimiques des sols

Un échantillonnage stratifié des sols a été réalisé à l'automne en 2015 et en 2016 aux profondeurs de 0-20, 20-40 et 40-60 cm pour en analyser les propriétés physico-chimiques. Sous le maïs, les sols ont été échantillonnés de 0 à 30 cm de profondeur pour analyse des teneurs en N minéral (N-NH<sub>4</sub> et N-NO<sub>2</sub>+N-NO<sub>3</sub>) dans les parcelles sans engrais azoté (0X) deux semaines après chaque chantier d'épandage de lisier à l'automne 2015 (T1 et T2) et au printemps 2016 (T3). Lors de ces échantillonnages, le témoin engrais minéral sans engrais (T4-0x) a été échantillonné de la même manière afin d'obtenir une valeur témoin de l'azote naturellement présente dans le sol. Un composite de quatre carottes de sol prélevées sur une profondeur de 0 à 30 cm a aussi été réalisé dans les sous-parcelles 0X et 1X en post-levée du maïs au stade V5 pour analyse des teneurs en N minéral (N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub>+N-NO<sub>3</sub>).

Au laboratoire, la granulométrie a été déterminée par densimétrie à l'hydromètre de Bouyoucos sur les échantillons prélevés à l'automne 2015 selon des méthodes standards reconnues (CPVQ, 1993; CPVQ, 1988). La granulométrie des sables a été déterminée par tamisage à sec sur les mêmes échantillons. Le pH à l'eau a été déterminé avec une électrode dans une solution de sol et d'eau dans un ratio 1:5 et le pH tampon (SMP) dans un ratio de 1:10 après ajout de la solution tampon. Les teneurs en C et N total ont été déterminées par combustion sèche sur un appareil LECO. La matière organique a aussi été déterminée par perte au feu à 375°C. Les teneurs en N minéral (N-NO<sub>2</sub>+N-NO<sub>3</sub> et N-NH<sub>4</sub>) ont été dosées par colorimétrie automatisée sur FIA (flow injection analysis, Lachat Instruments, Milwaukee, WI) dans des extraits de sol:solution de KCl 2M dans un ratio 1:10. Les teneurs en P, K, Ca, Mg, Al, Cu, Fe, Mn, Zn, et Na ont été dosées par spectroscopie à l'ICP dans des extraits de sol:solution Mehlich 3 dans un ratio 1:5.

Des mesures de résistance à la pénétration d'un cône ont été réalisées à l'automne 2015, sur un transect. Ces mesures ont été réalisées à l'aide d'une sonde Veris 3100 (Veris Technologies, Salina, KS) jusqu'à une profondeur de 80 cm à 25 cm d'intervalle horizontal. La masse volumique apparente, la porosité ainsi que la teneur en eau et en air volumique du sol ont été mesurés par prélèvement de cylindres de sol d'un diamètre de 3,8 cm jusqu'à une profondeur de 60 cm, à l'aide d'un échantillonneur de sol Giddings. Ces cylindres ont été prélevés le long d'un transect parallèle à celui de la sonde pénétromètre, à raison de 2 cylindres par parcelle. Dans chaque parcelle, le premier cylindre était localisé dans une zone non-compactée par le passage des roues d'épandeur, alors que le second était situé directement dans la zone de circulation. Les carottes de sol étaient redécoupées en sections de 7,5 cm de hauteur et conservées en sac hermétique. La masse humide des carottes de sol a été déterminé, ainsi que la masse sèche après séchage à 105°C jusqu'à poids constant. La masse volumique apparente (MVA) des strates de sol a été déterminée en divisant la masse du sol sec par le volume de la carotte. En assumant une masse volumique réelle (MVR) du sol de 2,65 g/cm<sup>3</sup>, il était possible d'estimer la porosité totale du sol :

$$Porosité = 1 - \left( \frac{MVA}{MVR} \right)$$

où la porosité est exprimée en cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>, la MVA et la MVR sont exprimées en g/cm<sup>3</sup>

La teneur en air a été estimée par différence entre la porosité totale et la teneur en eau volumique.

### 3.3.2 Suivi de la qualité des eaux de ruissellement et de drainage

Chaque parcelle était munie d'un drain souterrain pour évaluer la qualité des eaux de drainage et d'un avaloir pour capter les eaux de ruissellement. Ces eaux se combinaient et étaient acheminées vers un cabanon via des collecteurs souterrains. Le débit de ces eaux était mesuré avec des augets basculant en acier inoxydable d'un volume connu. Les augets étaient munis de lecteurs magnétiques et de compteurs électroniques permettant d'enregistrer les volumes d'eau ruisselés et drainés durant chaque évènement. Un sous échantillon d'eau était collecté à chaque deux bascules avec un tuyau de petit diamètre fixé sur la base de l'auget. L'eau ainsi acheminée dans un bac de plastique était échantillonnée après chaque évènement d'importance. L'aménagement du système d'auget est présenté à la Figure 4.



**Figure 4** Système de mesure de débit et d'échantillonnage de l'eau de drainage et ruissellement

Les échantillons d'eau prélevés étaient acheminés au laboratoire d'analyse agroenvironnemental (LAE) de l'IRDA pour analyse avec des méthodes standards reconnues (Eaton et al., 2005; Greenberg et al., 1992; CEAEQ, 2008). Les matières en suspension (MES) ont été déterminées après filtration de l'eau brute sur un papier millipore de 0,45  $\mu\text{m}$ . Le P total a été dosé en colorimétrie automatisée après digestion acide de l'eau brute au persulfate ( $\text{K}_2\text{SO}_4$ ) acide. Les teneurs en N total ont été déterminées par une méthode Kjeldahl alors que le contenu en azote minéral ( $\text{N-NH}_4$  et  $\text{N-NO}_2+\text{N-NO}_3$ ) a été déterminé par colorimétrie automatisée sur FIA (flow injection analysis, Lachat Instruments, Milwaukee, WI). Le P réactif à la solution bleu molybdène a été déterminé par colorimétrie sur l'eau filtré à 0,45  $\mu\text{m}$ , et les teneurs en éléments totaux dissous P, K, Ca, Mg, Na Al, B, Cu, Fe, Zn, Mn ont été dosés à l'ICP.



### 3.3.3 Suivi des émissions gazeuses

Pour évaluer l'impact de la date d'épandage sur la qualité de l'air, deux composés azotés ont été mesurés : l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) et le protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ).

Les émissions d'ammoniaque ( $\text{NH}_3$ ) ont été mesurées après chaque épandage avec des chambres ventilées mises au point à l'IRDA (voir Figure 5) et décrites dans Girard et al. (2014). Les chambres étaient disposées au sol une fois l'épandage de lisier effectué et laissées en place durant une période d'échantillonnage d'environ 21 jours, soit jusqu'à l'atténuation des émissions. Les chambres (30 cm x 75 cm x 10cm de hauteur) étaient ventilées à l'aide d'une pompe à un débit de 12 L/min pour assurer un changement d'air tous les 2 minutes. Afin de réduire l'incidence de la contamination de l'air à l'entrée des chambres par les surfaces avoisinantes ayant reçu du lisier, l'entrée d'air était située dans une cheminée à 1,5 m du sol. Une partie de l'air à l'entrée et à la sortie des tunnels (1L/min) était échantillonnée en continu en étant acheminée vers des bulleurs placés dans une solution acide (acide sulfurique à 0,1M) pour piéger le  $\text{NH}_3$ . Des échantillons étaient prélevés régulièrement (4h, 24h, 4jours, 10 jours et 20 jours suivant l'épandage) pour évaluer l'évolution des émissions dans le temps. Le débit d'air et la différence de concentration d'ammonium dans les solutions acides récoltées à l'entrée et la sortie de la chambre permettait d'établir les émissions de  $\text{NH}_3$  provenant de la parcelle étudiée.

Les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  ont été mesurées avec la méthode des chambres statiques basée sur celle de Klein et Harvey (2012) après chaque épandage (voir Figure 6). Les chambres (38 x 76 x 30 cm de hauteur) ont été déposées au sol pour une période de 30 minutes. Pendant ce temps, la concentration en  $\text{N}_2\text{O}$  dans la chambre augmentait progressivement dû à l'accumulation des émissions. Un échantillon était prélevé avec une seringue étanche aux gaz à une fréquence de dix minutes pour un total de quatre échantillons. Les gaz prélevés étaient ensuite conservés dans des fioles sous vide pour être analysés dans un délai de 24h à l'aide d'un GC-MS (chromatographe en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse). Le taux d'augmentation de la concentration était ensuite utilisé pour calculer le flux de  $\text{N}_2\text{O}$ . La mesure du flux était prise ponctuellement sur base hebdomadaire durant une période de 7 semaines suivant l'épandage. De plus, pour les parcelles dont l'épandage était réalisé tard à l'automne (T2), les émissions ont aussi été mesurées au printemps suivant pour évaluer toute production de  $\text{N}_2\text{O}$  supplémentaire suite à la fonte.

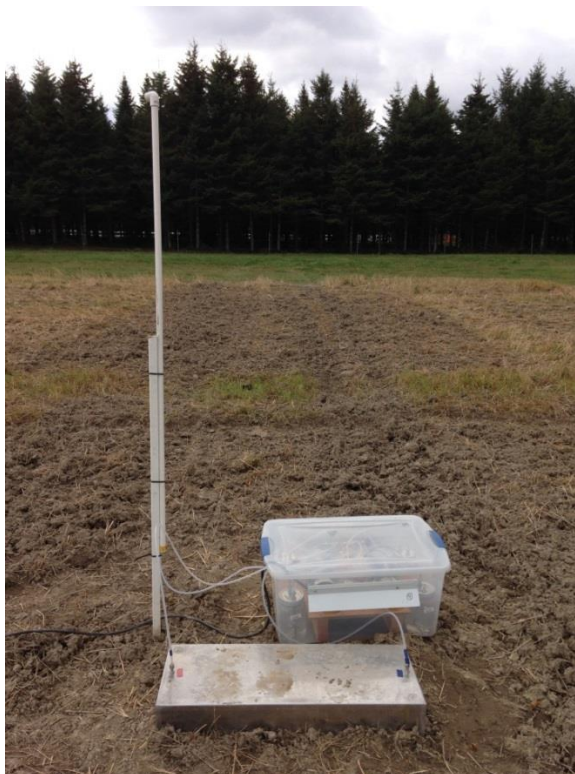


Figure 5: Chambre ventilée pour mesure du  $\text{NH}_3$



Figure 6: Chambre statique pour mesure du  $\text{N}_2\text{O}$

## 3.4 ANALYSE STATISTIQUE

### 3.4.1 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental au champ est un plan à parcelles partagées. Les quatre traitements sont attribués aux 12 parcelles principales disposées en blocs aléatoires complets pour obtenir trois répétitions. Les quatre doses sont attribuées aux sous-parcelles de façon complètement aléatoire. Selon la variable, plusieurs mesures ont pu être effectuées dans une même parcelle, à différentes profondeurs ou à différentes dates de prélèvements. Ces mesures constituent alors des mesures répétées et possiblement corrélées.

### 3.4.2 Modèles et tests statistiques

Afin de tester les effets des facteurs fixes traitement et dose sur chaque variable étudiée, un modèle d'analyse de variance a été appliqué à l'aide de la procédure PROC MIXED de SAS (version 9.4). Le dispositif expérimental et la présence de mesures répétées, s'il y a lieu, sont tenus en compte dans ces modèles en modélisant la partie aléatoire. L'effet des blocs, des parcelles, des sous-parcelles et l'erreur expérimentale sont des effets aléatoires. Les facteurs fixes comme la profondeur ou la date de prélèvement dans une même parcelle font l'objet de mesures répétées qui peuvent être corrélées et les modèles en tiennent compte. Un test de F est d'abord appliqué pour tous les effets fixes et les interactions entre eux afin de déterminer s'ils sont significatifs. Pour les effets déclarés significatifs, des tests de t des différences deux à deux entre les moyennes des niveaux de facteurs sont effectués. La validité des modèles est vérifiée au moyen de graphiques de résidus pour s'assurer de la normalité de leur distribution et de l'homogénéité des variances.

## 4 ANALYSE DES RÉSULTATS

L'analyse des résultats traite de quatre principaux sujets qui tentent de répondre aux objectifs du projet: 1) le rendement des cultures, 2) la qualité des sols, 3) la qualité de l'eau, 4) la qualité de l'air. Une dernière section, «Bilan global sur l'azote», présente une vue d'ensemble des résultats du projet quant au cheminement de l'azote durant les deux saisons de culture, du prélèvement par les plantes aux différentes pertes dans l'environnement.

### 4.1 RENDEMENT DES CULTURES

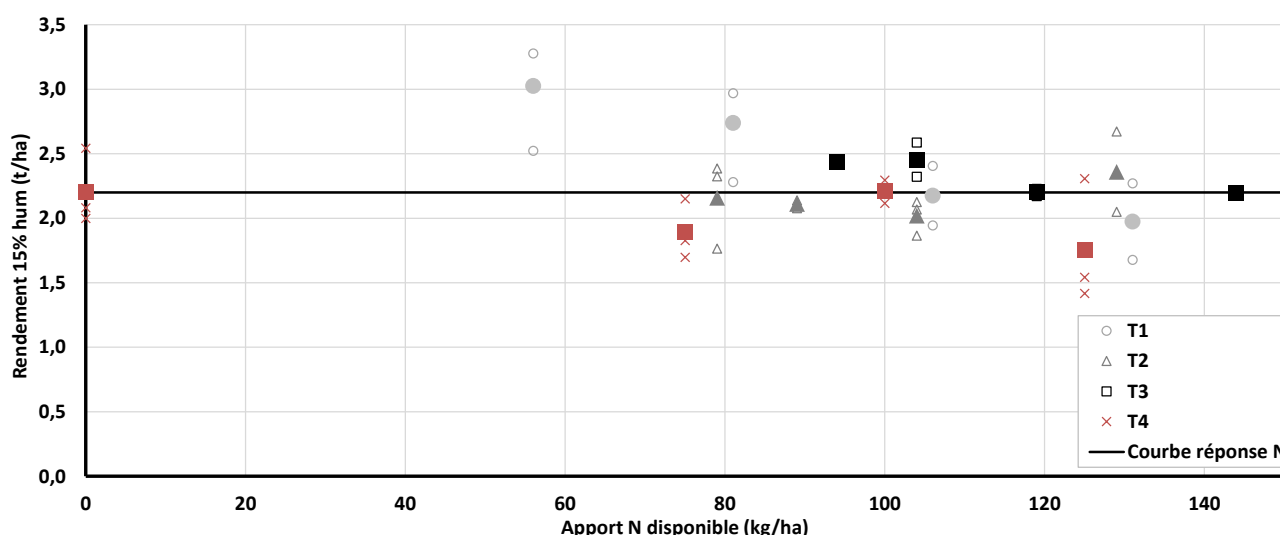
#### 4.1.1 2015 - Blé

Les rendements en grain pour le blé cultivé en 2015 sont présentés au Tableau 8 pour chaque traitement en plus de la teneur en matière sèche et les prélèvements en éléments nutritifs (N, P, K, Ca et Mg). Pour la section sur l'effet de la période d'épandage, les chiffres représentent la moyenne des quatre sous-parcelles ayant reçues les sous-doses d'engrais minéral (0, 0.5X, 1X et 1.5X). En revanche, la section sur la dose d'azote minéral présente les moyennes de tous les traitements pour une même sous-dose d'engrais minéral. L'analyse statistique des données a été réalisée à l'aide de tests de Fisher et permet de conclure à une différence significative lorsque la probabilité de F est inférieure à 0,1. Pour les besoins de ce projet, il est considéré que les données représentent une tendance lorsque la probabilité de F est entre 0,1 et 0,15.

**Tableau 8 : Rendement en grain, matière sèche et prélèvements en éléments nutritifs du blé en 2015**

	Rdmt 15% hum (tm/ha)	Matière sèche (g/g)	Prélèvements (kg/ha)				
			N	P	K	Ca	Mg
<b>Effet de la période d'épandage du lisier</b>							
<b>T1 – Automne tôt</b>	2,49	0,81	55,34	8,49	8,96	0,82	2,83
<b>T2 – Automne tard</b>	2,18	0,80	53,62	7,73	8,24	0,79	2,63
<b>T3 - Printemps</b>	2,37	0,79	52,12	8,24	8,82	0,79	2,63
<b>T4 – Engrais minéral</b>	2,01	0,80	41,62	7,01	7,40	0,72	2,29
<b>Erreur type</b>	0,16	0,01	3,29	0,51	0,55	0,06	0,13
<b>Valeur de F</b>	3,25	0,57	11,81	2,84	2,97	1,13	3,93
<b>Probabilité de F</b>	0,1276	0,6574	<0,0001***	0,1552	0,1451	0,3569	0,0661*
<b>Effet de la dose d'azote minérale</b>							
<b>0X</b>	2,47	0,81	52,45	8,50	9,02	0,80	2,75
<b>0,5X</b>	2,30	0,80	50,03	7,97	8,40	0,75	2,58
<b>1X</b>	2,17	0,79	51,12	7,69	8,22	0,80	2,60
<b>1,5X</b>	2,11	0,79	49,09	7,30	7,78	0,76	2,45
<b>Erreur type</b>	0,14	0,01	3,07	0,43	0,46	0,05	0,11
<b>Valeur de F</b>	2,97	3,49	0,62	2,46	2,43	0,31	1,38
<b>Probabilité de F</b>	0,0553*	0,0347**	0,6104	0,0917*	0,0945*	0,8162	0,2775
<b>Interaction Période d'épandage * Dose d'azote</b>							
<b>Valeur de F</b>	2,02	2,52	1,37	1,90	2,04	0,81	1,76
<b>Probabilité de F</b>	0,0899*	0,0409**	0,2534	0,1100	0,0868*	0,6096	0,1381

Les résultats du tableau 8 indiquent qu'aucun effet significatif de la période d'épandage des lisiers sur les rendements n'a été observé dans le blé. Les rendements tendaient toutefois à être plus élevés dans les traitements où le lisier avait été appliqué à l'automne tôt (T1) et au printemps (T3) et plus faible sous l'engrais minéral (T4), mais la différence est faible (2,49 et 2,37 tm/ha versus 2,01 tm/ha). Le rendement moyen pour toutes les parcelles (2,3 tm/ha) était relativement plus faible par rapport au rendement moyen mesuré en parcelles d'essai dans la même zone climatique (4,5 tm/ha) (RGCQ, 2016). Une fertilisation azotée trop importante peut causer de la verse dans le blé et même retarder la maturité des grains. Or, de la verse est survenue dans les parcelles de blé. La production de grains en a été affectée en plus de rendre la récolte plus difficile, diminuant ainsi les rendements. En conséquence, l'apport supplémentaire d'engrais minéral a induit des baisses de rendements significatives (Probabilité de F de 0,0553), de 2,47 à 2,11 tm/ha. En compilant toutes les valeurs du rendement en blé pour dresser la courbe de réponse en fonction de l'azote disponible, tel que présenté à la Figure 7, le blé ne semble pas avoir répondu aux différentes périodes d'épandage des lisiers. Selon ces observations, aucune fertilisation azotée supplémentaire n'aurait été requise pour le blé. Le retour de prairie précédant l'année d'implantation des dispositifs de drainage ainsi que le bouleversement du sol lors de l'installation auraient favorisé une grande minéralisation d'azote dans le sol.



**Figure 7 Rendement en blé et courbe de réponse en fonction de l'azote disponible apporté par les épandages de lisier et la fertilisation minérale (les symboles pleins représentent la moyenne des observations)**

Les différentes périodes d'épandage ont aussi très peu affecté les teneurs en matière sèche (MS) et les prélèvements en éléments nutritifs (Tableau 8). Toutefois, des teneurs en MS plus faibles ont été observées avec les doses d'engrais azoté plus élevées. En effet, la maturation des grains de blé a probablement été retardée par les surplus d'azote. On observe aussi des prélèvements en azote beaucoup plus faibles dans le blé fertilisé seulement à l'engrais minéral (T4) par rapport aux autres traitements avec lisier, 41,6 kg/ha versus une moyenne de 53,7 kg/ha. Ainsi, en plus d'avoir connu un rendement moyen plus faible que celui des autres traitements, le

blé n'ayant reçu que de l'engrais minéral présentait une concentration en azote du grain plus faible (2,4 % vs 2,7 %; données non présentées). De plus, en lien direct avec la baisse de rendement occasionnée par un excès d'azote du sol et de l'engrais, les prélèvements en P et en K étaient plus faibles pour les doses d'azote les plus importantes.

#### 4.1.2 2016 – Maïs

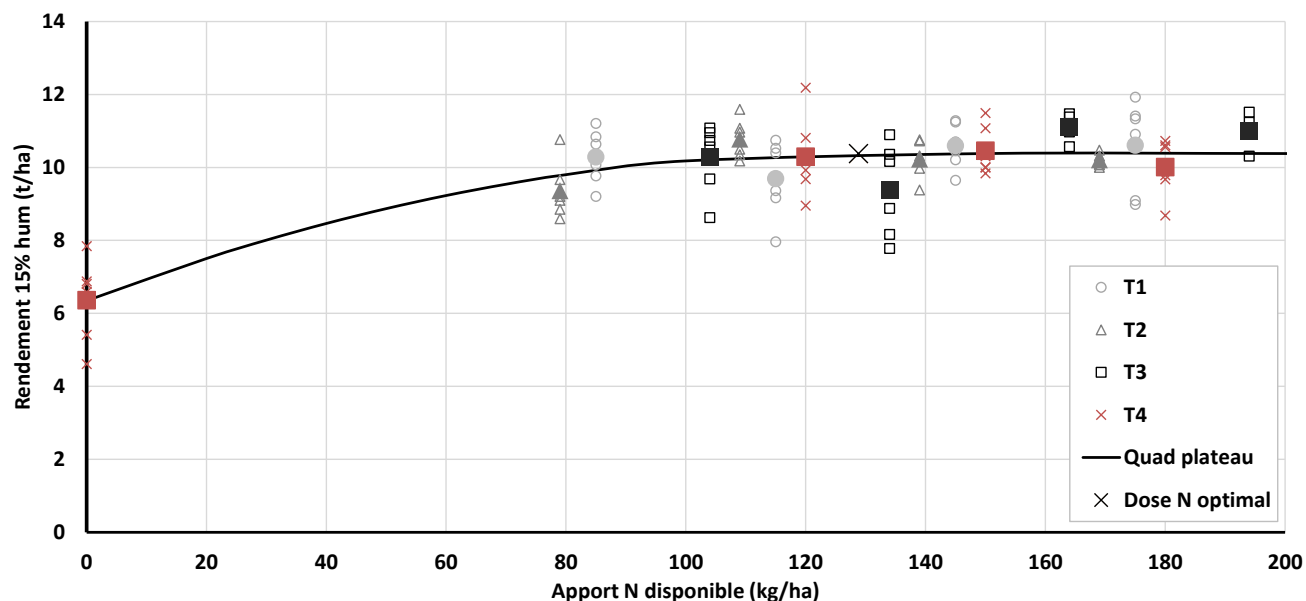
L'effet des périodes d'épandage et des doses d'azote sur les rendements en maïs-grain en 2016 sont présentés au Tableau 9 en même temps que le teneur en matière sèche des grains et les prélèvements en éléments nutritifs. Le rendement optimal obtenu dans ces essais (10,4 tm/ha) était très comparable au rendement moyen obtenu dans les essais de comparaison d'hybrides de maïs-grain dans la même zone (10,9 tm/ha) (RGCQ, 2106). Les rendements de maïs-grain ont été mesurés dans une zone sous le passage de la roue de l'épandeur et dans une zone entre les deux roues pour mesurer l'impact de ce passage selon les différentes périodes d'épandage. Puisque ce facteur n'a pas eu d'effet sur les rendements, celui-ci n'a pas été retenu dans l'analyse. La période d'épandage a seulement affecté de manière significative les rendements et le prélèvement en potassium (Probabilités de F de 0,0006 et de 0,0252 respectivement). Par contre, il n'y avait pas de différence significative ni des rendements ni du prélèvement en potassium entre les trois périodes d'épandage; c'est seulement le rendement du traitement T4 avec l'engrais minéral qui s'est démarqué. Le prélèvement en azote a aussi eu tendance (Probabilité de F de 0,1221) à être plus faible sous le traitement T4 par rapport aux autres traitements avec lisier, lié en grande partie au rendement plus faible mesuré.

Les doses croissantes d'azote ont aussi affecté les rendements, de même que l'interaction des périodes d'épandage avec ces doses de N (Probabilités de F plus faibles que 0,0001). De fait, l'effet de la dose d'azote et son interaction avec les périodes d'épandage étaient très significatifs sur la presque totalité des paramètres mesurés. L'effet de la dose de N et son interaction s'expliqueraient principalement par l'accroissement de rendement produit par tous les traitements avec lisier (T1, T2 et T3) et les doses 0.5, 1 et 1.5 X en engrais minéral (T4) qui ont apporté de l'azote par rapport aux parcelles sans azote (0X) du traitement avec engrais minéral (T4). Donc, contrairement au blé en 2015, il a été possible d'observer une certaine réponse de la culture de maïs aux apports de lisier.

Tableau 9 : Rendement en grain, matière sèche et prélèvements en éléments nutritifs du maïs en 2016

	Rdmt 15% hum (t/ha)	Matière sèche (g/g)	Prélèvements (kg/ha)				
			N	P	K	Ca	Mg
<b>Effet de la période d'épandage du lisier</b>							
<b>T1 – Automne tôt</b>	10,30	0,72	97,53	25,38	31,18	0,50	9,24
<b>T2 – Automne tard</b>	10,16	0,72	96,78	25,07	30,35	0,50	9,13
<b>T3 - Printemps</b>	10,45	0,72	100,82	25,80	30,97	0,59	9,10
<b>T4 – Engrais minéral</b>	9,28	0,72	90,13	23,70	27,63	0,56	9,02
<b>Erreur type</b>	0,22	0,005	3,19	0,77	0,70	0,10	0,28
<b>Valeur de F</b>	7,74	0,12	2,92	1,38	5,40	0,89	0,10
<b>Probabilité de F</b>	<b>0,0006***</b>	0,9475	0,1221	0,2680	<b>0,0252**</b>	0,4992	0,9568
<b>Effet de la dose d'azote minérale</b>							
<b>0X</b>	9,08	0,71	83,18	23,23	27,80	0,45	8,21
<b>0,5X</b>	10,05	0,73	95,56	25,57	30,58	0,56	9,23
<b>1X</b>	10,61	0,73	104,02	24,70	30,33	0,53	9,34
<b>1,5X</b>	10,46	0,73	102,50	26,46	31,41	0,60	9,70
<b>Erreur type</b>	0,22	0,004	3,13	0,77	0,70	0,10	0,28
<b>Valeur de F</b>	13,26	13,18	14,21	3,17	5,03	4,68	5,20
<b>Probabilité de F</b>	<b>&lt;0,0001***</b>	<b>&lt;0,0001***</b>	<b>&lt;0,0001***</b>	<b>0,0376**</b>	<b>0,0076**</b>	<b>0,0103**</b>	<b>0,0049**</b>
<b>Interaction Période d'épandage * Dose d'azote</b>							
<b>Valeur de F</b>	7,17	6,41	6,45	1,45	1,58	1,30	2,45
<b>Probabilité de F</b>	<b>&lt;0,0001***</b>	<b>0,0001***</b>	<b>0,0001***</b>	0,2108	0,1769	0,2858	<b>0,0298**</b>

En utilisant l'ensemble des observations sous tous les traitements et une estimation de l'azote disponible du lisier basé sur le Guide de référence en fertilisation (CRAAQ, 2013), la dose optimale de N à apporter pour obtenir un rendement maximal de 10,4 t/ha serait de 129 kg N/ha (Figure 8). Basé uniquement sur les observations avec engrais minéral (T4), cet estimé seraient de 116 kg N/ha pour produire 10,3 t/ha de maïs-grain. Ces valeurs obtenues de l'optimisation des courbes de réponses soulignent le fait que les besoins en engrais azoté étaient inférieures à l'apport de 150 kg N/ha initialement visé comme dose optimale à 1X, mais qu'elles étaient supérieures aux apports d'azote disponible provenant seulement des lisiers, soit de 79 à 104 kg N/ha (Tableau 6). En revanche, l'apport supplémentaire de N sous forme d'engrais minéral n'a pas produit d'effet marqué sur les rendements dans tous les traitements avec lisier.



**Figure 8 Rendement en maïs grain et courbe de réponse en fonction de l'azote disponible apporté par les épandages de lisier et la fertilisation minérale (les symboles pleins représentent la moyenne des observations)**

## 4.2 QUALITÉ DES SOLS

Les résultats concernant la qualité des sols sont divisés en deux sections, soit les propriétés chimiques (éléments Mehlich-3 et azote minéral) et propriétés physiques (masse volumique apparente et résistance à la pénétration d'un cône).

### 4.2.1 Propriétés chimiques des sols

#### Éléments Mehlich-3

L'analyse des sols échantillonnés à trois profondeurs (0 à 20 cm, 20 à 40 cm et 40 à 60 cm) en fin de saison a révélé des effets de l'année d'échantillonnage et de la profondeur sur la majorité des éléments mesurés. En revanche, aucun effet de traitement n'a été observé en utilisant la moyenne des trois profondeurs de sol. La comparaison des traitements à la profondeur de 0 à 20 cm de sol a toutefois révélé des effets de traitements. Donc, seulement les résultats pour la profondeur de 0 à 20 cm sont présentés ici. Le Tableau 10 regroupe les teneurs en éléments extraits à la solution Mehlich-3 pour chaque traitement (P, K, Ca, Mg, Fe, B, Cu, Zn, Mn et Na). Les parcelles recevant des lisiers (traitements T1, T2 et T3) se sont enrichies en potassium, zinc et sodium, par rapport aux parcelles avec engrais minéral seulement (T4) (Probabilité de F plus faible que 0,001). Un enrichissement en cuivre a aussi été observé (Probabilité de F plus faible que 0,1) avec les apports de lisier réalisés à l'automne (T1 et T2). Cependant, malgré les différences significatives observées, les teneurs mesurées à cette profondeur sont demeurées moyennes à faibles et ne permettent pas de tirer de conclusions pertinentes (CRAAQ, 2010). Le pH du



sol a également été suivi à chaque année et en 2015, le pH eau du sol était de 5,62. En 2016, le chaulage a permis de ramener celui-ci à un niveau de 5,92 sur l'ensemble du dispositif (données non présentées).

**Tableau 10 : Effets des apports de lisier à différentes dates et des engrais minéraux sur les teneurs (moyennes de 2015 et 2016) en éléments extraits à la solution Mehlich-3 de 0 à 20 cm de profondeur**

	P	K	Ca	Mg	Fe	B	Cu	Zn	Mn	Na
	----- mg/kg -----									
<b>Effet de la période d'épandage du lisier (0-20 cm)</b>										
<b>T1 – Automne tôt</b>	56	94	835	135	332	0,192	4,16	2,64	28,4	17,9
<b>T2 – Automne tard</b>	55	87	865	141	321	0,175	3,97	2,62	32,6	12,9
<b>T3 - Printemps</b>	53	85	883	126	326	0,169	3,55	2,39	22,6	16,5
<b>T4 – Engrais minéral</b>	48	66	929	130	319	0,165	3,33	1,79	24,8	8,7
<b>Erreur type</b>	6	4	64	34	17	0,017	0,26	1,16	5,2	0,8
<b>Valeur de F</b>	0,74	9,88	1,03	0,07	0,12	0,57	3,16	10,09	1,95	25,29
<b>Probabilité de F</b>	0,5424	<b>0,0004***</b>	0,4011	0,9776	0,9479	0,6411	<b>0,0510*</b>	<b>0,0005***</b>	0,1505	<b>&lt;0,0001***</b>
<b>Contrastes (Probabilité de F)</b>										
<b>T1 vs T2</b>	-	0,2077	-	-	-	-	0,5225	0,9180	0,3516	<b>0,0005***</b>
<b>T1 vs T3</b>	-	<b>0,0893*</b>	-	-	-	-	<b>0,0568*</b>	0,1836	0,2043	0,2460
<b>T1 vs T4</b>	-	<b>&lt;0,0001***</b>	-	-	-	-	<b>0,0135**</b>	<b>0,0002***</b>	0,4279	<b>&lt;0,0001***</b>
<b>T2 vs T3</b>	-	0,6326	-	-	-	-	0,1826	0,2170	<b>0,0341**</b>	<b>0,0066**</b>
<b>T2 vs T4</b>	-	<b>0,0009***</b>	-	-	-	-	<b>0,0510*</b>	<b>0,0002***</b>	<b>0,0924*</b>	<b>0,0022**</b>
<b>T3 vs T4</b>	-	<b>0,0028**</b>	-	-	-	-	0,4883	<b>0,0033**</b>	0,6217	<b>&lt;0,0001***</b>

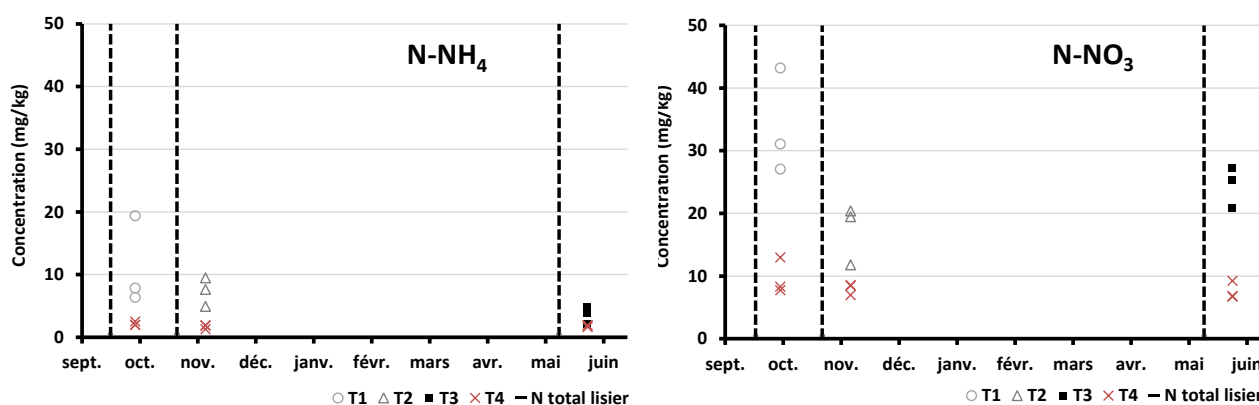
## Azote minéral

Deux semaines après les épandages de lisier, le sol a été échantillonné de 0 à 30 cm de profondeur pour suivre le développement des concentrations d'azote minéral (Figure 9). À chaque date, les concentrations d'azote minéral sous apport de lisier (T1, T2 ou T3-0X) étaient comparées à celles dans les parcelles sans apport d'engrais azoté (T4-0X). Pour l'ammonium (NH<sub>4</sub>), des concentrations moyennes de 10,9, 7,0, 3,2 et 1,6 mg/kg ont été observées pour les traitements T1, T2, T3 et T4 sans ajout d'engrais minéral (0X). Vu la variabilité des données, il y avait peu de différences significatives entre les traitements. En fait, seulement le traitement où le lisier a été appliqué tôt à l'automne (T1) était significativement différent du traitement T4 (Probabilité de t de 0,0121). L'épandage tard à l'automne (T2) a eu tendance à produire des concentrations plus élevées que la parcelle sans engrais T4 (7,0 versus 1,6 mg/kg), mais l'épandage au printemps (T3) n'était pas différent du T4 (3,2 versus 1,6 mg/kg). Il semble donc que la nitrification de l'ammonium ou les pertes dans l'environnement étaient plus rapides pour l'épandage au printemps pour éliminer presque totalement l'ammonium dans le sol.

Pour le nitrate (NO<sub>3</sub>), des concentrations moyennes de 33,8, 17,2, 24,5 et 8,4 mg/kg ont été observées pour les traitements T1, T2, T3 et T4 sans ajout d'engrais minéral (0X). En comparaison avec le traitement T4, tous les

traitements avec apport de lisier ont présentés des concentrations en nitrate significativement plus élevées (Probabilité de t plus faible que 0,08; données non présentées). Puisque le sol a été significativement enrichi en nitrate, ces résultats semblent démontrer que l'azote ammoniacal contenu dans le lisier a été rapidement nitrifié par les microorganismes. Une partie de l'azote ammoniacal du lisier a pu être perdue dans l'eau de ruissellement et de drainage ainsi que dans l'air (voir les sections 4.3 et 4.4), mais puisqu'il n'y a pratiquement pas de nitrate dans le lisier, l'augmentation de nitrate dans le sol proviendrait presque exclusivement de la nitrification de l'ammonium du lisier.

Pour comparer les traitements entre eux, la valeur d'azote minéral dans la parcelle T4-0X échantillonnée en même temps que chaque traitement a été soustraite de cette dernière. De cette façon, il est possible de comparer les traitements sans l'effet du nitrate naturellement présent dans le sol. L'analyse statistique a démontré que la concentration de nitrate était significativement plus faible (Probabilité de t de 0,0412) lorsque le lisier a été appliqué tard à l'automne (T2) par rapport à l'application à l'automne tôt (T1). Les conditions plus froides tard à l'automne ont pu ralentir la nitrification de l'ammonium, tel qu'il a été rapporté ailleurs (OAQ, 2011). Par contre, l'augmentation significative du nitrate par rapport au traitement avec engrais minéral seulement (T4), révèle quand même une activité de nitrification importante malgré les faibles températures maximales journalières variant de 3 à 20 °C pendant les deux semaines suivant l'épandage tard à l'automne.

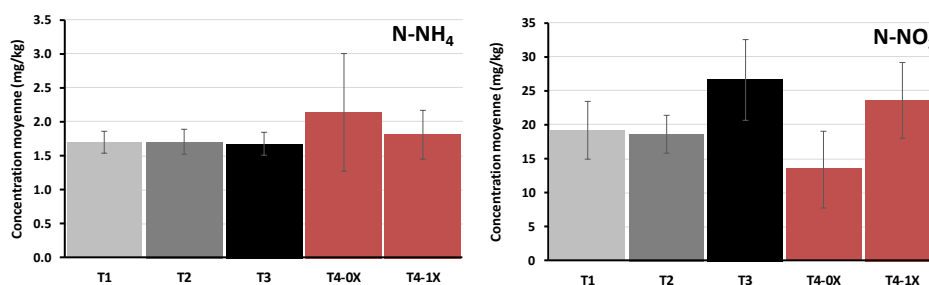


**Figure 9 Concentrations d'azote minéral dans le sol (0 à 30 cm), deux semaines après les épandages de lisier**

Le sol a également été échantillonné le 30 juin 2016 en post levée du maïs au stade V5 pour comparer le développement des concentrations d'azote minéral sous les différents traitements à la période où le test de nitrate en post levée est généralement réalisé pour ajuster la fertilisation azotée (Beegle et al., 1999). Au niveau de l'azote ammoniacal, aucune différence significative n'a été observée entre les traitements, même sous les apports de lisier (T3) ou de 60 kg N/ha de nitrate d'ammonium calcique épandus le 25 mai 2016 (Figure 10). Ces concentrations d'ammonium étaient aussi relativement faibles (< 2 mg/kg) par rapport à celles mesurées à

l'automne deux semaines après les épandages des lisiers (jusqu'à 10,9 mg/kg). La nitrification était probablement plus efficace à cette période de l'année et l'azote ammoniacal ne s'est pas accumulé dans le sol.

Pour le nitrate, des concentrations plus élevées ont été observées, de 13 à 27 mg/kg (Figure 10). Les concentrations de nitrate dans les parcelles ayant reçu du lisier au printemps (T3) et de l'engrais minéral (T4-1X) étaient significativement plus élevées (Probabilité de t plus faible que 0,02) que la concentration de nitrate dans la parcelle qui n'a pas reçu d'engrais (T4-0X). Pour les épandages d'automne, seul une tendance à être plus élevés que la parcelle T4-0X était observée. Il semble donc qu'un apport d'engrais minéral en post-levée n'aurait pas été nécessaire pour l'épandage au printemps, mais que cette pratique aurait peut-être été nécessaire lors des épandages à l'automne. Des valeurs de 21 et 25 mg/kg de nitrate dans le sol en post levé du maïs indiquent généralement des seuils à partir desquels la réponse à l'azote sera probablement très faible ou inexistante (Beegle et al., 1999; Ketterings et al., 2012). À cet effet, les teneurs en nitrate mesurées sous ces différents traitements le 30 juin 2016 indiquaient un très faible potentiel de réponse à l'engrais azoté ou peu probable dans les parcelles fertilisées avec le lisier à l'automne (T1 et T2) et une réponse pratiquement inexistante dans les parcelles ayant reçu leur fertilisation au printemps (T3 et T4). Seul le témoin sans azote (T4-0X) démontrait un besoin plus clair en engrais azoté. Ceci explique la réponse très faible, voire inexistante de la culture du maïs en 2016 aux différents doses d'engrais azoté apportées en post-levée dans les différents traitements ayant reçu des lisiers (Figure 8).



**Figure 10** Concentration en azote minérale dans les 0-30 cm de sol, au stade V5 du maïs

#### 4.2.2 Propriétés physiques des sols

##### Masse volumique apparente

Les Figure 11 et Figure 12 présentent les masses volumiques apparentes mesurées le long de transects traversant les douze parcelles principales à l'automne 2015 et 2016.

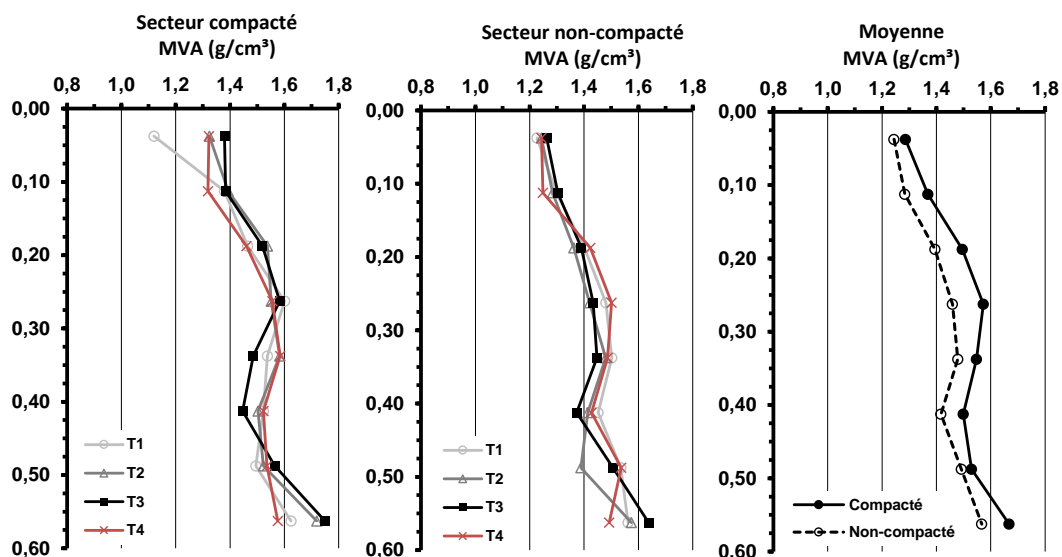


Figure 11 Masse volumique apparente en fonction des périodes d'épandage et du trafic de l'épandeur 2015

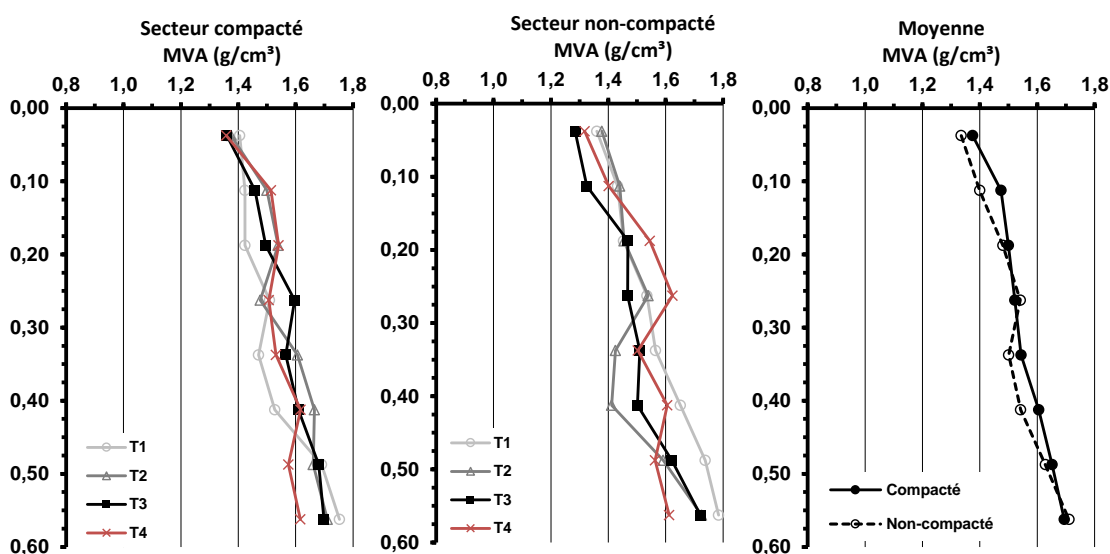
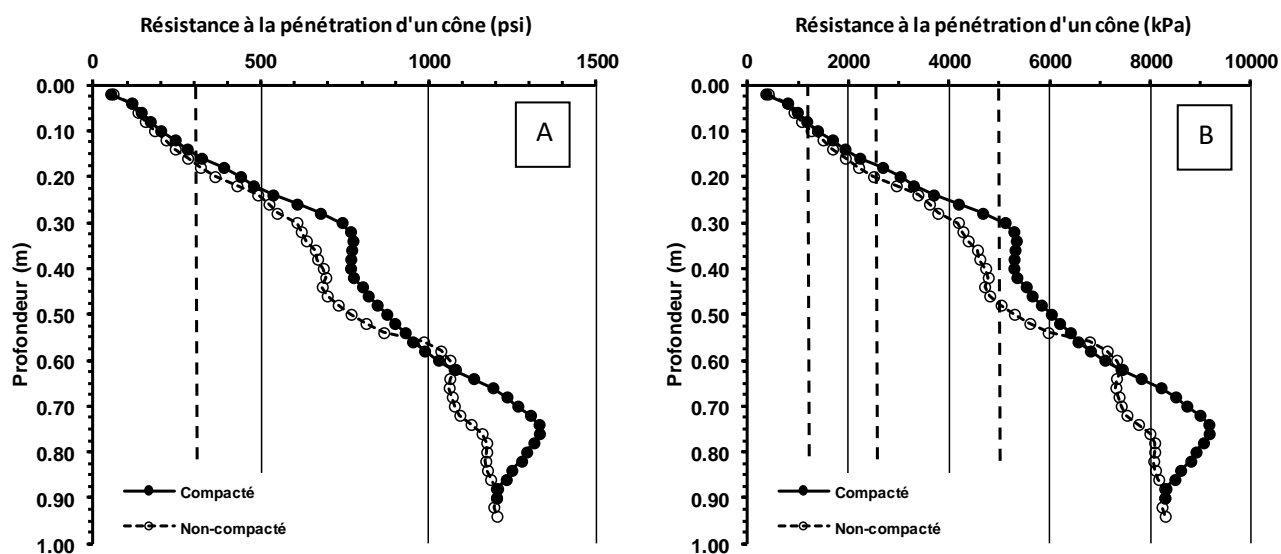


Figure 12 Masse volumique apparente en fonction des périodes d'épandage et du trafic de l'épandeur en 2016

En 2015, les sols sous l'influence du passage de la roue de l'épandeur (secteur compacté) étaient significativement plus denses que ceux entre les roues de l'épandeur (secteur non-compacté) ( $Pr$  de  $t < 0,0020$ ). En 2016, la différence entre les deux secteurs était moins marquée, mais tendait à être encore présente ( $Pr$  de  $t < 0,1090$ ). Toutefois, à l'étude de ces résultats, aucune période d'épandage en particulier ne semble favoriser une plus grande compaction. D'ailleurs, la circulation du reste de la machinerie semble avoir créé de la compaction en 2016 dans le secteur non compacté du témoin à l'engrais minéral (T4), où aucun épandeur n'a circulé. Des valeurs de  $1,6 \text{ g/cm}^3$  de MVA mesurées en bien des endroits de 25 à 30 cm de profondeur indiquent aussi la présence d'une semelle de labour et l'état compact de ce sol.

## Résistance à la pénétration d'un cône

La Figure 13a présente les résultats de résistance à la pénétration d'un cône obtenus lors de la prise de mesure le long d'un transect à l'automne 2015. La valeur de 300 psi est généralement considérée comme une valeur critique au-delà de laquelle la croissance racinaire est restreinte (Duiker, 2002). De façon générale, les parcelles se comportaient de manière comparable, aucune période d'épandage ne semblant engendrer une compaction plus importante (données non présentées). Dans les secteurs compactés par le passage de la roue de l'épandeur, la résistance du sol augmente à plus de 300 psi à 16 cm de profondeur, alors que dans les secteurs non-compactés (ou entre les roues de l'épandeur), le seuil critique est atteint à 18 cm. À des profondeurs plus importantes, on observe que les secteurs compactés présentent une résistance plus importante, soit plus de 1200 psi. Canarache (1992) a classé les valeurs de résistance à la pénétration d'un cône selon les contraintes suivantes qu'elles imposent à la croissance des racines : <1,1 MPa sans limitation à la croissance des racines; 1,1 à 2,5 MPa faible limitation; 2,6 à 5,0 MPa avec limitation; 5,1 à 10,0 MPa avec limitation sévère à la croissance ; 10,1 à 15,0 MPa les racines ne croissent presque plus; >15,0 MPa les racines ne croissent plus. La Figure 13b présente ces mêmes résultats sur une échelle en kPa. Les conclusions diffèrent quelques peu considérant que seulement une faible limitation à la croissance serait observée à 2,5 MPa ou près de 300 psi, tandis que des limitations sévères à la croissance des racines seraient observées à partir 30 cm de profondeur dans la zone compactée et seulement à 50 cm de profondeur dans la zone non-compactée. Toutefois, tel que discuté plus haut, ces différences n'ont pas eu d'impact sur les rendements du maïs en 2016.



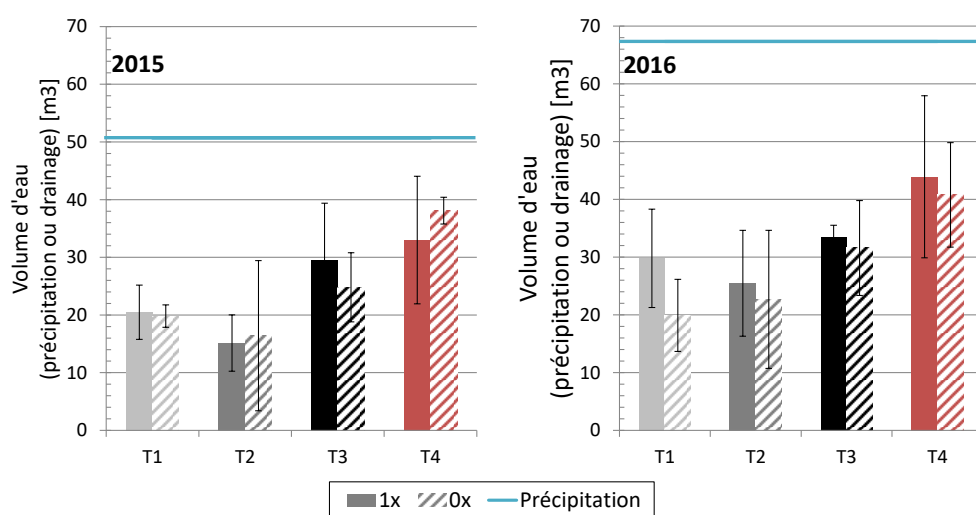
**Figure 13 Valeurs moyennes de résistance à la pénétration d'un cône sous les secteurs compactés et non-compactés par le passage de l'épandeur à lisier (A - pression en psi et B - pression en kPa)**

## 4.3 QUALITÉ DE L'EAU

Cette section traite du cumul des précipitations et des quantités d'eaux de ruissellement et de drainage combinées, et se concentre sur les principaux éléments fertilisants (azote, phosphore et potassium). Pour un aperçu plus général de la qualité de l'eau et des précipitations, voir les Annexes C et D respectivement.

### 4.3.1 Hydrologie

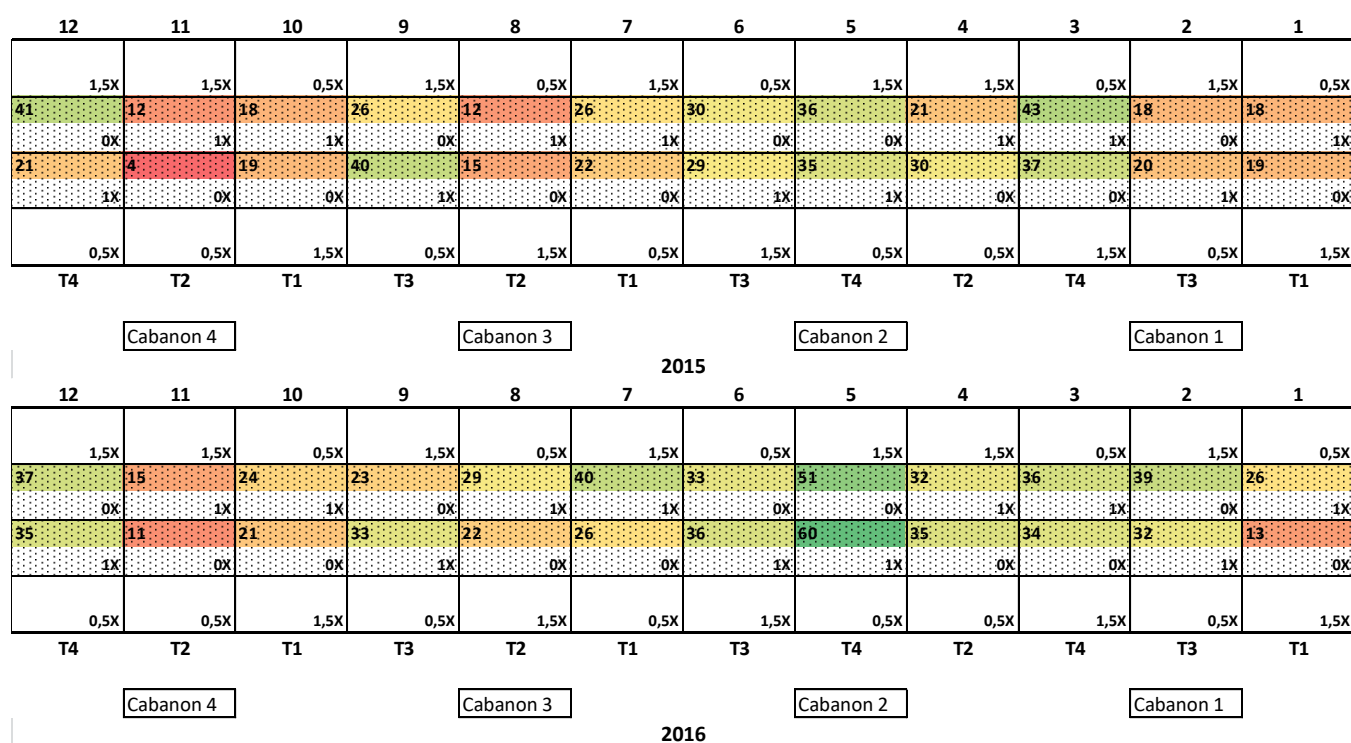
Les données prélevées par la station météorologique permettent d'évaluer la quantité de précipitations reçue sur le site durant les deux années de culture. Le site a reçu moins de précipitations durant la première année culturale que la seconde année (108 cm contre 144 cm respectivement). Les volumes d'eau de ruissellement et de drainage combinés ont aussi été mesurés quotidiennement, et ce, dans toutes les sous-parcelles recevant des doses de 0 et 1x d'engrais minéral. La Figure 14 présente la moyenne des volumes collectés pour chaque traitement. Le cumul des précipitations y est rapporté en volume en considérant la surface d'une sous-parcelle similaire sur tout le site d'environ 47 m<sup>2</sup>. Chaque année, l'eau de ruissellement et de drainage correspondait à près de 50% des précipitations (49% en 2015 et 46% en 2016). Comme les eaux de ruissellement et de drainage sont combinées avant d'être mesurées, il n'est pas possible de déterminer leur proportion.



**Figure 14: Précipitations vs volume d'eau collecté (ruissellement et drainage combiné) annuellement pour T1-T4 (2015-2016). T1: Automne tôt, T2: Automne tard, T3: Printemps, T4: Engrais minéral**

On observe à la Figure 14 une différence entre les volumes d'eau collectés par traitement (2015 : Pr de F > 0,0231 et 2016 : Pr de F > 0,0636). Les parcelles avec engrais minéral seulement (T4) semblent avoir produit un plus grand ruissellement et drainage des précipitations que les autres (70% et 63% en 2015 et 2016 respectivement). Cette différence est particulièrement notable en comparaison des épandages réalisés tôt et tard à l'automne. Cet effet significatif du traitement d'engrais minéral (T4) pourrait être attribuable en partie à une moins grande évapotranspiration dû à des rendements inférieurs (voir section 4.1), plus particulièrement dans le maïs.

Toutefois, considérant les grandes variations au sein d'un même traitement, il est possible que certaines parcelles principales offrent des conditions favorisant le ruissellement et le drainage. La Figure 15 présente la répartition au sein du site des volumes collectés en 2015 et 2016 dans chacune des sous-parcelles étudiées. On observe une zone définie par les parcelles 3 à 5 en 2015 qui laisse s'écouler de plus grands volumes. Cet effet semble s'être amenuisé en 2016. Il est possible que le travail de sol réalisé en 2014 ait eu un impact sur le drainage et le ruissellement et que cet effet se soit estompé de 2015 à 2016. Par contre, la parcelle 5 (T4) semble, d'une année à l'autre toujours favoriser le ruissellement et le drainage par rapport aux autres parcelles. À l'opposé, la parcelle 11 (T2) laisse s'écouler beaucoup moins d'eau, tant en 2015 que 2016. Somme toute, l'ensemble du champ apparaît suffisamment uniforme pour chacun des traitements.



**Figure 15: Répartition des volumes d'eau collectés annuellement [m³] (ruissellement et drainage combiné) dans les sous-parcelles (dose 1x et 0x) (2015-2016)**

### 4.3.2 Pertes en azote

#### Formes d'azote lessivées suivant la fertilisation

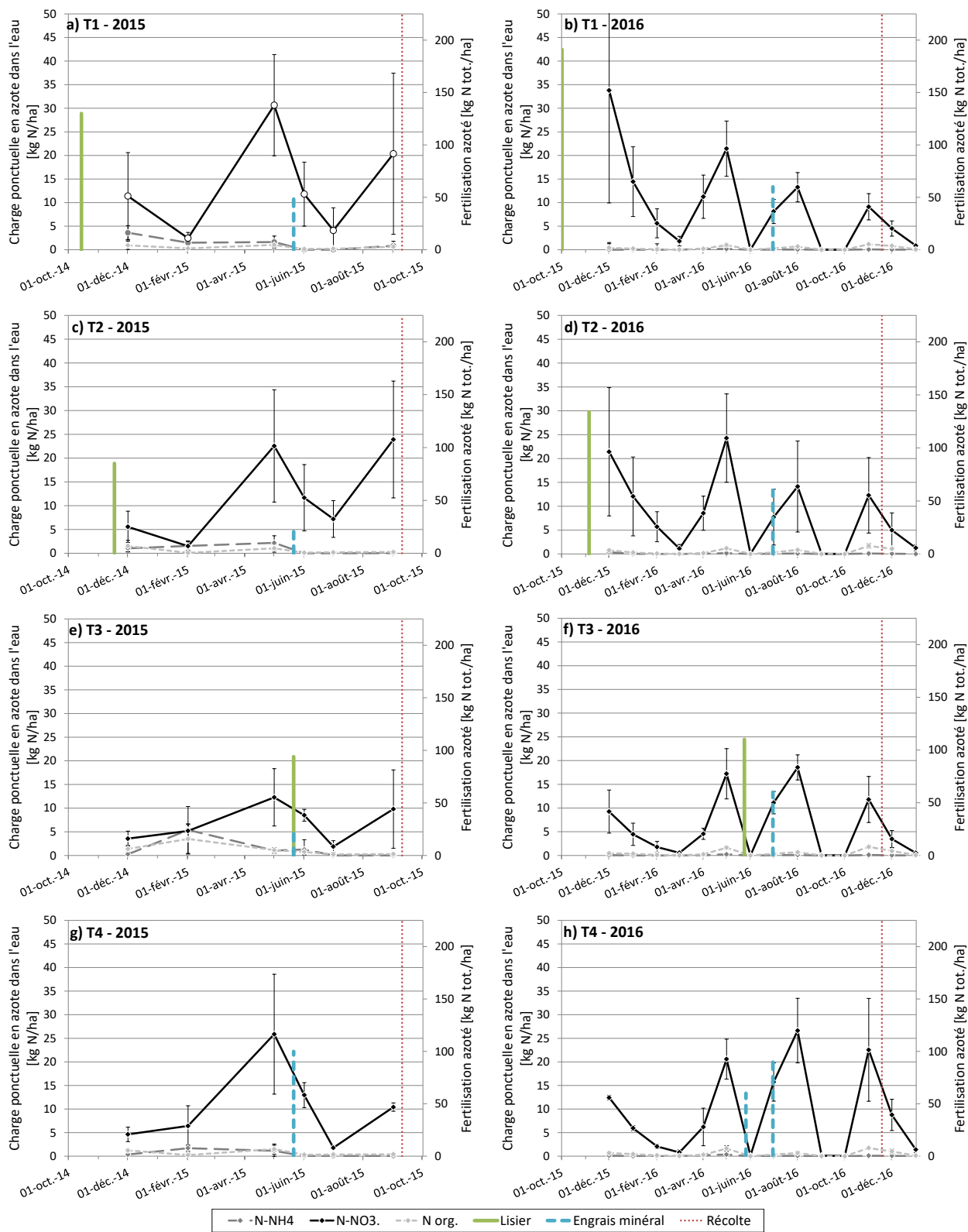
L'azote qui est lessivé par les eaux de ruissellement et de drainage combinées se retrouve principalement sous forme de nitrate dans l'eau ( $\text{N-NO}_3$ ). La Figure 16, qui présente les événements de fertilisation et les charges azotées ponctuelles sous ses différentes formes, indique clairement que les quantités perdues sous forme ammoniacale ( $\text{N-NH}_4$ ) et organique ( $\text{N org.}$ ) sont négligeables. En effet, la charge ponctuelle mesurée en nitrates est en moyenne de 8 kg N/ha, pouvant atteindre des pointes de l'ordre de 35 kg N/ha, alors qu'elle est en moyenne de 0,5 kg N/ha et atteint à peine 6 kg N/ha pour les autres formes d'azote.

Au cours de la première année culturale (2015), on constate une pointe de charge azotée sous forme de nitrates qui est lessivée au printemps suivant les épandages d'automne tôt et tard (T1 et T2) de 31 kg N/ha et 23 kg N/ha respectivement. Pour les parcelles dont le lisier est épandu au printemps (T3), on peut aussi observer une pointe avant même l'épandage, mais moins prononcée (12 kg N/ha). La présence d'une pointe de charge azotée au printemps des parcelles sans épandage (T4), avant même l'ajout d'engrais minéral, indique qu'une partie de l'azote lessivé proviendrait possiblement d'une fertilisation précédente ou encore de la minéralisation de l'azote du sol et des résidus de cultures de la prairie. En effet, le site était précédemment en prairie et un engrais vert y a été cultivé en 2014 afin de remettre le sol en état après les travaux d'installation. Les retours de prairie contribuent de façon importante à la fertilisation azotée des cultures subséquentes, mêmes après deux ans (Gasser et al. 2014; Lawrence et al. 2008). Ainsi, la perte en azote que l'on observe au printemps pour les parcelles avec traitement T1 et T2 ne proviendrait pas seulement du lisier de porc appliqué à l'automne précédent, mais du retour de prairie et de l'engrais vert de la saison 2014. Il en est de même pour les parcelles avec traitement T3. Pour tous les traitements, on observe un même profil de charge en nitrates suivant la fertilisation printanière et les semis. La charge diminue durant les deux premiers mois, soit durant les premiers stades de croissance des cultures, puis tend à augmenter jusqu'au moment de la récolte, alors que les besoins sont moindres. Les pertes en azote ammoniacal apporté principalement par le lisier sont pratiquement nulles durant la saison de croissance. Cette forme est alors transformée en nitrates par les microorganismes pour être prélevés par les plants. Les conditions favorables aux activités bactériennes durant la saison de croissance explique les faibles pertes en azote ammoniacal dans l'eau.

Comme un suivi rigoureux couvrant une plus grande période a pu être réalisé au cours de la seconde année culturale (2016) dû à une amélioration des méthodes de suivi, on observe un profil de la charge azotée selon les activités au champ mieux défini qu'en 2015 (voir Figure 16). Ainsi, on observe un profil assez similaire d'un traitement à l'autre. Il y a d'abord une pointe de charge azotée sous forme de nitrates lessivée avant le gel et cette perte diminue durant la saison hivernale jusqu'au printemps. Cette première pointe est plus prononcée pour les traitements T1 et T2 (34 et 21 kg N/ha respectivement) dû à l'application de lisier à l'automne. Pour ce qui est des traitements T3 et T4, la charge observée (9 et 12 kg N/ha respectivement) proviendrait en partie de la fertilisation précédente sous la culture du blé, mais aussi de la minéralisation l'azote du sol et des résidus de culture, puisque le traitement T4-0X sans apport d'engrais azoté produit aussi des charges en azote total du même ordre de grandeur que le traitement T3-1X (Figure 18). Ensuite, lors du dégel printanier, une hausse des pertes en



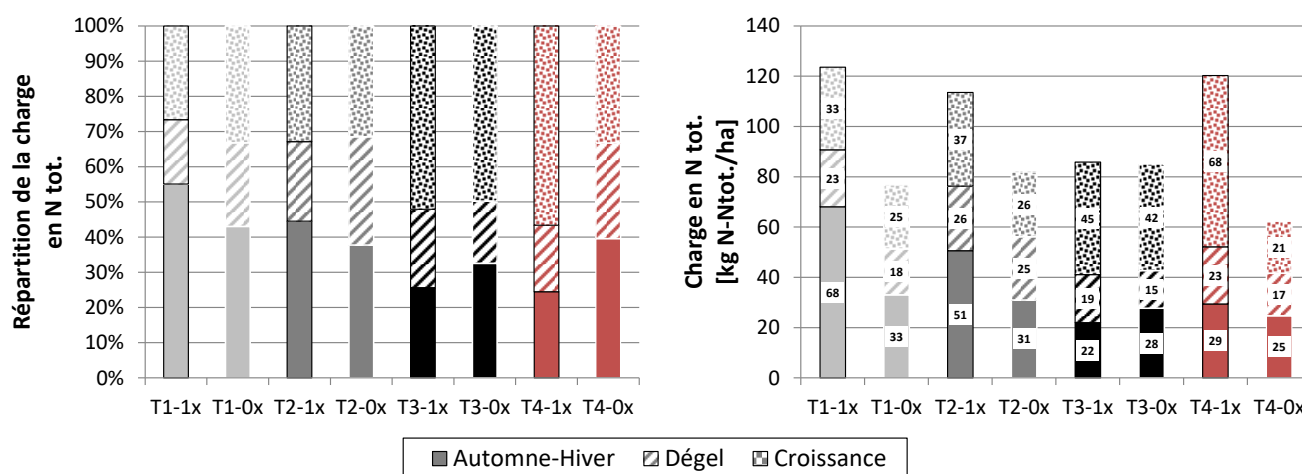
azote jusqu'à environ 20 kg N/ha est observée pour tous les traitements. Puis, une troisième pointe suit la fertilisation et les semis du printemps. Elle semble similaire et de moindre importance pour les traitements T1 et T2 (13 et 14 kg N/ha respectivement) alors qu'elle est de 19 kg N/ha pour le traitement T3 ayant fraîchement reçu du lisier de porc au printemps. Aussi, les pertes pour les parcelles avec traitement T4 ayant reçu seulement de l'engrais minéral semble engendrer de plus grande perte suivant la fertilisation (27 kg N/ha) que les autres traitements. Enfin, tout comme il avait été observé en 2015, la charge diminue durant les premiers stades de croissance des cultures, puis tend à augmenter jusqu'au moment de la récolte.



**Figure 16: Fertilisation et différentes formes de charge azotée cumulée mensuellement dans l'eau pour T1-T4 (dose 1x) (2015-2016). T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral**

## Répartition annuelle des charges d'azote

Pour observer à quelle période de l'année les pertes en azote dans l'eau sont les plus importantes, la Figure 17 présente la charge cumulée pour chacun des traitements (dose 1x et 0x) en trois périodes distinctes. Ces trois périodes de l'année de culture sont : 1) l'automne-hiver de septembre à mars, 2) le dégel printanier de avril à mai, et 3) la saison de croissance de juin à octobre. Les résultats sont ainsi présentés seulement pour l'année 2016, car les données récoltées en 2015 ne permettent pas une telle discrétisation. De plus, il n'a pas été possible de séparer l'automne de l'hiver afin de séparer le lessivage post-récolte de celui de la période de gel qui peut comprendre certains épisodes de redoux hivernaux.



**Figure 17: Répartition des charges (a) et charges cumulées (b) en N tot. par période annuelle pour T1-T4 en 2016. T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral**

On peut d'abord observer à la Figure 17a que la répartition des charges en azote durant l'année est relativement la même d'une dose d'engrais à l'autre (0X vs 1X) pour un même traitement. Par contre, les pertes totales semblent être moins élevées pour les traitements sans aucun ajout d'engrais minéral (dose 0x). Les deux périodes pour lesquelles les pertes sont les plus élevées sont l'automne-hiver et la croissance (38% et 41% en moyenne respectivement). Pour celle d'automne-hiver, il est probable que les principales pertes surviennent avant le gel et découleraient d'un excédent de fertilisant qui n'aurait pas été prélevé par les plants. Il en est de même pour la période de croissance qui engendre aussi des pertes d'azote dans l'eau pour les mêmes raisons.

Pour les épandages d'automne (T1 et T2), les histogrammes de la Figure 17 montrent des résultats assez similaires en termes de charge totale et de répartition annuelle. En comparant les doses (1x et 0x) pour chacun de ces traitements, on observe qu'une grande part de l'azote est lessivée suite à l'épandage du lisier (33 et 31 kg Ntot./ha pour T1-0x et T2-0x respectivement) durant la période automne-hiver. Comme les pertes sont plus importantes lorsqu'il y a ajout d'engrais minéral (68 et 51 kg Ntot./ha pour T1-1x et T2-1x respectivement), on peut ainsi conclure qu'une partie de l'engrais minéral ajouté au printemps pour la culture précédente de blé en 2015 était excédentaire. Une plus faible proportion de l'azote a aussi été lessivée durant le dégel (T1 : 21% et T2 : 27%). Sous

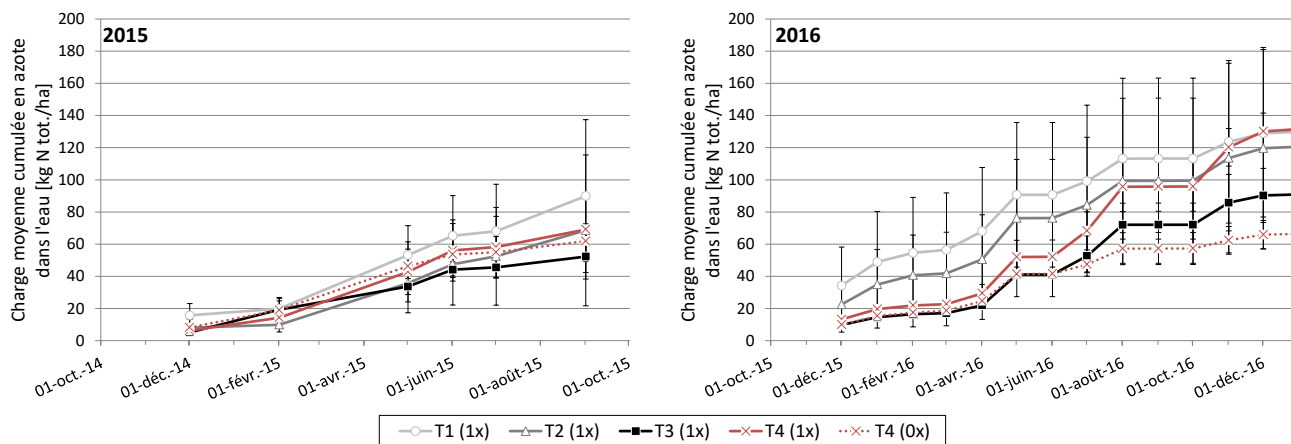
l'épandage de lisier au printemps (T3), l'ajout d'engrais minéral (dose 1x par rapport à 0x) n'a pas eu d'impact sur l'importance des pertes en azote ni leur répartition dans l'année. On peut donc attribuer en grande partie la charge en azote lessivée à l'épandage de lisier. Les pertes sont alors plus importantes durant la période de croissance (51%), contrairement aux épandages d'automne (T1 : 30% et T2 32%) pour lesquelles les pertes surviennent plutôt durant l'automne-hiver (T1 : 49% et T2 : 41%). Des pertes d'azote surviennent donc après chaque chantier d'épandage peu importe la période d'épandage.

Tous les traitements sans engrais minéral (dose 0x) montrent un même profil de pertes en charge azotée dans l'eau avec un cumul similaire (77, 82 et 85 kg Ntot/ha pour T1, T2 et T3 respectivement). Ainsi, dans tous les cas, l'épandage de lisier aurait engendré une perte importante en azote dans l'eau. L'azote se retrouvant principalement sous forme ammoniacale dans le lisier de porc nécessite l'action bactérienne pour être assimilé par les plants, alors que l'engrais minéral à moitié sous forme de nitrates est plus rapidement disponible. De plus, le traitement témoin sans lisier ni engrais minéral (T4-0x) montre aussi un lessivage important de l'azote (62 kg Ntot./ha). Plusieurs facteurs pourraient être en cause : l'enfouissement de la prairie en 2014 et le travail intensif du sol pour l'installation des drains tel que rapporté précédemment ou encore une contamination latérale par des parcelles adjacentes comme plus d'eau y était récolté (voir section 4.3.1).

### Charge d'azote cumulée mensuellement

La Figure 18 montre la charge cumulée en azote total sur une base mensuelle. Le cumul peut alors différer quelque peu de ce qui a été présenté à la section précédente (Figure 17), car une plus grande période de temps y est couverte.

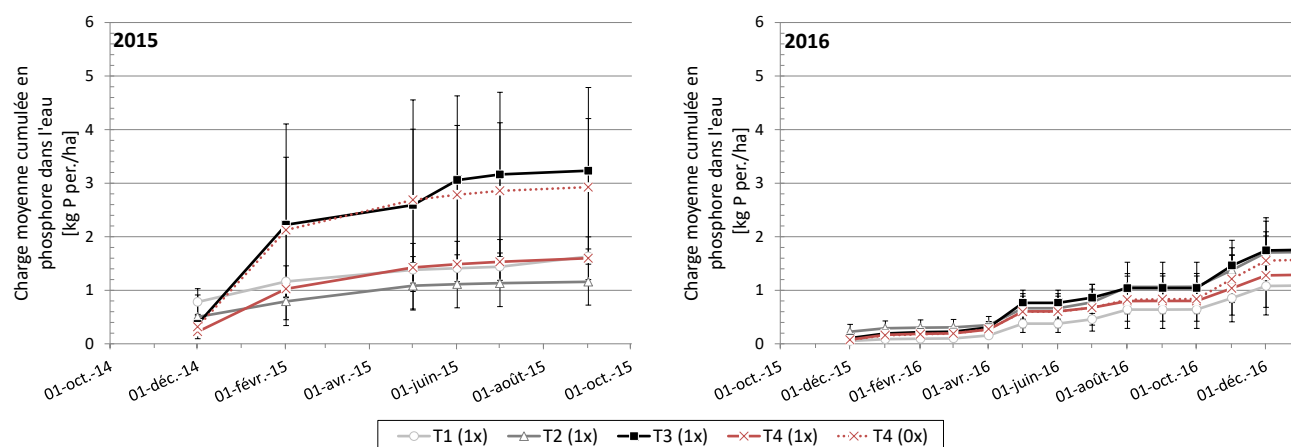
Finalement, une forte variabilité entre les parcelles d'un même traitement a été observée pour tous les traitements en 2015 et 2016. Ainsi, la comparaison entre les traitements en termes de perte d'azote cumulée ne présente pas d'effet significatif (2015 : Pr de F de 0,5044 et 2016 : Pr de F de 0,9333). La perte totale en azote est de l'ordre de 50 à 90 kg Ntot./ha en 2015 (dose 1x) et aucune tendance n'est observée. Comme l'année 2016 couvre une plus longue période, les pertes sont légèrement plus élevées qu'en 2015. Elles semblent moins importantes pour le traitement T3 ( $91 \pm 17$  kg Ntot./ha) que pour les autres traitements (T1 :  $130 \pm 52$  kg Ntot./ha, T2 :  $121 \pm 64$  kg Ntot./ha et T4 :  $131 \pm 12$  kg Ntot./ha respectivement).



**Figure 18: Charge moyenne en azote total cumulée pour T1-T4 (2015-2016). T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral**

### 4.3.3 Pertes en phosphore

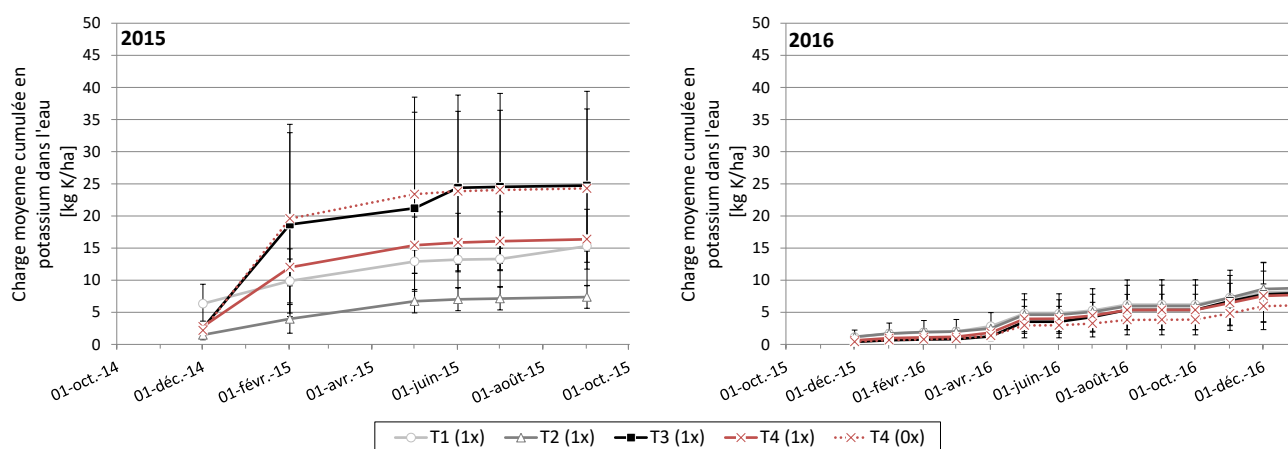
La Figure 19 montre la charge cumulée en phosphore total (P persulfate) sur une base mensuelle. Les périodes d'épandages ne semblent pas avoir d'impact significatif sur la perte en phosphore (2015 : Pr de F de 0,1780 et 2016 : Pr de F de 0,4491). Les pertes totales en phosphore sont de l'ordre de 1 à 3 kg P per./ha en 2015, mais aucune tendance n'est observée, mis à part qu'elles semblent plus importantes au printemps (T3 :  $3 \pm 2$  kg P per./ha). Il en est de même pour l'année 2016 avec des pertes de l'ordre de 1 à 2 kg P per./ha pour l'ensemble des traitements.



**Figure 19: Charge moyenne en phosphore cumulée pour T1-T4 (2015-2016). T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral**

#### 4.3.4 Pertes en potassium

La Figure 20 montre la charge cumulée en potassium sur une base mensuelle. Une forte variabilité entre les parcelles d'un même traitement a été observée pour tous les traitements en 2015 et 2016. Ainsi, la comparaison entre les traitements en termes de perte de potassium cumulée semble peu concluante. La perte totale en potassium est de l'ordre de 7 à 25 kg K/ha en 2015 et aucune tendance n'est observée, mis-à-part qu'elles semblent plus importantes lorsque le lisier est épandu au printemps (T3 :  $25 \pm 12$  kg K/ha). Mais c'est sans raison apparente puisque les pertes avaient déjà atteint 22 kg K/ha en mai 2015, alors qu'aucun lisier n'avait encore été épandu. Ces pertes plus importantes en 2015 découleraient probablement de l'installation récente du système de drainage et du travail intensif du sol. En 2016, les pertes sont d'un même ordre pour tous les traitements, soit de 8 à 9 kg K/ha (Pr de F de 0,8743).



**Figure 20: Charge moyenne en potassium cumulé pour T1-T4 (2015-2016). T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral**

#### 4.3.5 Bilan des pertes dans l'eau

Les pertes d'azote total, de phosphore et de potassium dans l'eau sont résumées dans le Tableau 11 pour chaque traitement en 2015 et 2016. La quantité d'azote total appliquée en provenance du lisier de porc et de l'engrais minéral y est présentée et permet de constater le ratio d'azote perdu dans l'eau.

À prime abord, les pertes en phosphore et en potassium semblent avoir été plus importantes en 2015 qu'en 2016, et ce, plus particulièrement au printemps (T3). Globalement, les pertes d'azote dans l'eau représentent le tiers à la moitié de l'azote appliqué pour l'ensemble des traitements avec épandage de lisier (dose 1x) (T1 : 51%, T2 : 41%, T3 : 37%). Par contre, les pertes par rapport à l'utilisation de l'engrais minéral seulement (T4-1x) sont les plus élevées (60% en 2015 et 88% en 2016). Les pertes d'azote sous le traitement sans engrais minéral sont aussi relativement élevées (60 et 61 kg N/ha) par rapport à d'autres études similaires (Gasser et al. 2016).

Tableau 11: Bilan des pertes dans l'eau (N-P-K) pour T1-T4 (2015-016)

Année culturale	Traitement	Dose	Azote total appliqué <sup>1</sup>	Charges moyennes cumulées						Pertes en N			
			[kg N/ha]	N [kg N tot./ha]			P [kg P per./ha]			K [kg K/ha]	[% N appliqué]		
<b>2015</b>	T1 Automne tôt	1x	180	87	±	24	1,6	±	0,2	15	±	1	48
		0x	130	65	±	24	1,9	±	0,2	19	±	1	50
	T2 Automne tard	1x	203	61	±	16	1,3	±	0,4	9	±	3	30
		0x	178	63	±	16	1,7	±	0,4	13	±	3	36
	T3 Printemps	1x	166	54	±	8	3,2	±	0,7	25	±	6	33
		0x	141	61	±	8	2,9	±	0,7	27	±	6	43
	T4 Engrais minéral	1x	100	67	±	10	1,6	±	0,6	16	±	6	67
		0x	0	61	±	10	2,9	±	0,6	24	±	6	-
<b>2016</b>	T1 Automne tôt	1x	251	130	±	26	1,1	±	0,2	8	±	2	52
		0x	191	81	±	26	1,1	±	0,2	7	±	2	42
	T2 Automne tard	1x	242	123	±	20	1,7	±	0,4	9	±	3	51
		0x	182	90	±	20	1,5	±	0,4	9	±	3	49
	T3 Printemps	1x	217	91	±	23	1,8	±	0,3	8	±	2	42
		0x	157	91	±	23	1,4	±	0,3	6	±	2	58
	T4 Engrais minéral	1x	150	132	±	21	1,3	±	0,3	8	±	2	88
		0x	0	66	±	21	1,6	±	0,3	6	±	2	-

1. Lisier de porc et engrais minéral combinés

Une analyse statistique a été réalisée, permettant de vérifier l'impact de la période d'épandage et de la dose sur les pertes en éléments fertilisants (N-P-K) dans l'eau. Ces résultats sont présentés au Tableau 12. La période d'épandage aurait eu un effet significatif sur les pertes en potassium dans l'eau (Pr de F de 0,0656), mais ce seulement pour la culture du blé en 2015. Pour ce qui est de la dose, on observe une différence significative (Pr de F de 0,0042) seulement pour l'azote en 2016 (1x : 119 kg Ntot./ha et 0x : 82 kg Ntot./ha).

**Tableau 12: Effet de la période d'épandage et de la dose d'engrais sur les pertes dans l'eau (N-P-K) (2015-2016)**

		2015			2016		
		N	P	K	N	P	K
		[kg N tot./ha]	[kg P per./ha]	[kg K/ha]	[kg N tot./ha]	[kg P per./ha]	[kg K/ha]
<b>Effet de la période d'épandage du lisier</b>							
T1	Automne tôt	76	2	17	105	1,1	8
T2	Automne tard	68	2	11	107	1,6	9
T3	Printemps	57	3	26	91	1,6	7
T4	Engrais minéral	64	2	20	99	1,4	7
Erreur type		8	1	6	7	0,2	1
Valeur de F		0,88	2,36	4,06	0,14	1,02	0,23
Probabilité de F		0,5044	0,1780	<b>0,0656</b>	0,9333	0,4491	0,8743
<b>Effet de la dose d'azote minérale</b>							
	1x	70	1,9	16	119	1,46	8
	0x	63	2,3	20	82	1,41	7
Erreur type		5	0,3	3	26	0,03	1
Valeur de F		0,61	1,58	1,81	22	0,13	0,67
Probabilité de F		0,4599	0,2367	0,2082	<b>0,0042</b>	0,7335	0,4517

## 4.4 QUALITÉ DE L'AIR

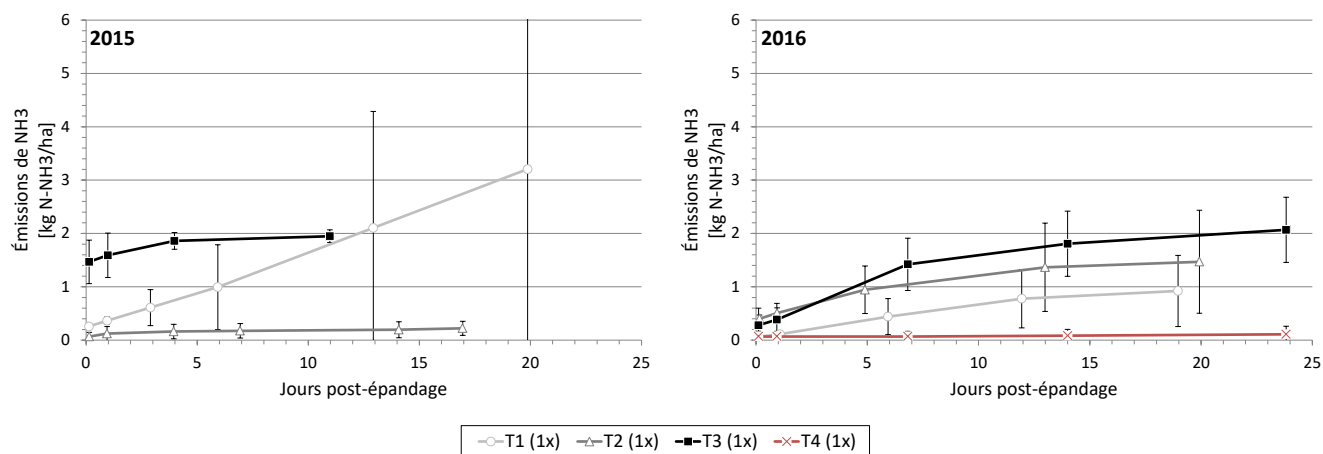
Cette section porte particulièrement sur les pertes d'azote que l'on retrouve dans l'air (ammoniacale et protoxyde d'azote) qui sont une préoccupation tant environnementale quant aux gaz à effet de serre qu'économique en termes d'éléments fertilisants.

### 4.4.1 Ammoniacale

La volatilisation de l'azote sous forme ammoniacale (NH<sub>3</sub>) se fait généralement très rapidement après l'épandage et peut s'échelonner sur quelques semaines. Les émissions générées après chacun des chantiers d'épandage en 2015 et 2016 sont présentées de manière cumulative à la Figure 21 pour chacun des traitements. La majorité des émissions sont ainsi générées durant la première semaine suivant l'épandage.



Durant la première année culturale, on observe une forte variabilité entre les émissions mesurées sur les parcelles où le lisier a été appliqué tôt à l'automne (T1). Ainsi, il n'est pas possible d'affirmer qu'il y a eu plus de perte d'azote sous forme de  $\text{NH}_3$  à l'automne tôt en 2015. On observe toutefois une différence importante entre l'épandage à l'automne tard (T2) et au printemps (T3). Les pertes seraient beaucoup plus importantes au printemps ( $1,9 \pm 0,1$  comparativement à  $0,2 \pm 0,1$  kg N- $\text{NH}_3$ /ha pour T3 et T2 respectivement).



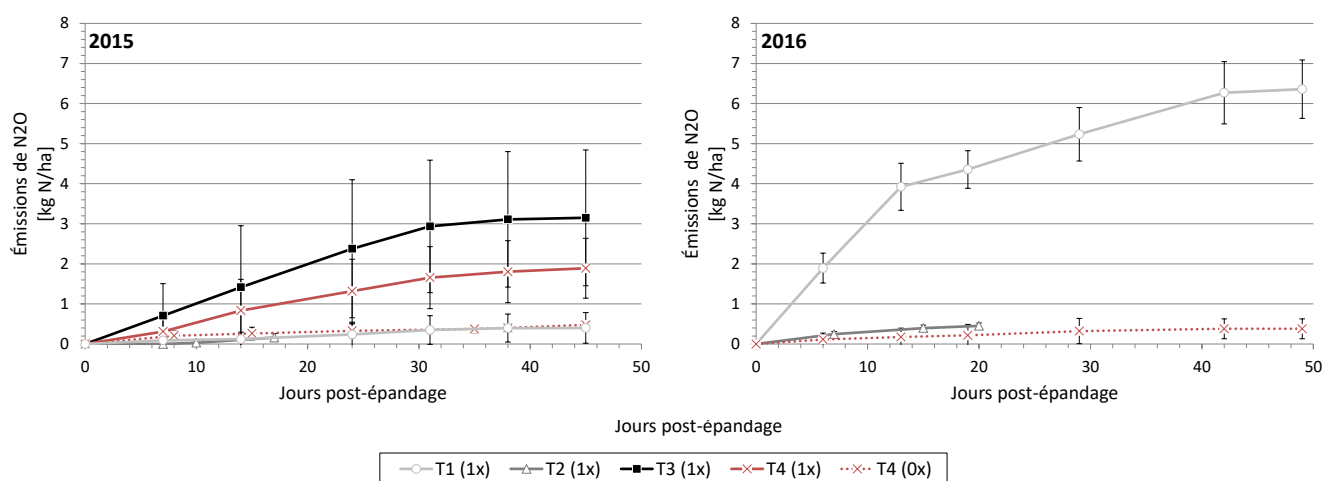
**Figure 21: Émissions cumulatives d'azote ammoniacal dans l'air suivant l'épandage pour T1-T4 (2015-2016).**  
**T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral**

On observe cette même tendance entre le printemps et l'automne au cours de la seconde année culturale, mais de manière moins évidente. En effet, les émissions sont plus importantes au printemps (T3 :  $2 \pm 1$  kg N- $\text{NH}_3$ /ha) comparativement à l'automne (T1 et T2) dont les traitements montrent des résultats similaires ( $1 \pm 1$  kg N- $\text{NH}_3$ /ha). Une troisième année de culture ou un plus grand nombre de parcelles avec un même traitement permettrait peut-être de réduire la variabilité observée et de confirmer cette tendance. Celle-ci pourrait s'expliquer par des températures plus élevées au printemps qu'à l'automne ou par des conditions de pH plus basique du sol. Ces deux facteurs peuvent influencer l'équilibre entre les formes d'azote ammoniacal ( $\text{NH}_3$  et  $\text{NH}_4^+$ ) et, lorsque les conditions s'y prêtent, favoriser la volatilisation de l'ammoniaque.

#### 4.4.2 Protoxyde d'azote

Le protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ), résultant d'une dénitrification incomplète est émis généralement plusieurs jours après l'épandage. Suivant les activités microbiologiques, les émissions peuvent s'échelonner sur plusieurs semaines. Les émissions générées après chacun des chantiers d'épandage en 2015 et 2016 sont présentées de manière cumulative à la Figure 22 pour chacun des traitements. L'ensemble des émissions sont ainsi générées durant environ sept semaines suivant l'épandage. Il est à noter que la période d'échantillonnage à l'automne tard (T2) est écourtée par la formation du couvert de neige (durée de seulement 3 semaines).

Les mesures sur des parcelles sans aucun ajout d'azote via de l'engrais minéral ou du lisier (T4-0x) correspondent à un témoin des émissions naturelles. Elles s'élèvent à 0,4 kg N-N<sub>2</sub>O/ha chaque année, alors qu'elles ont été mesurées au printemps en 2015 et à l'automne en 2016. Durant la première année de culture, les épandages d'automne tôt et tard (T1 et T2) ont générés des émissions comparables à celles du témoin (T4-0x) (0,5 et 0,2 kg N-N<sub>2</sub>O/ha respectivement). Par contre, au cours de la seconde année, les émissions d'automne tard (T2 : 0,5 kg N-N<sub>2</sub>O/ha) sont restées similaires à celle du témoin (T4-0x), alors qu'à l'automne tôt (T1 : 6,4 kg N-N<sub>2</sub>O/ha), elles sont les plus importantes à avoir été mesurées. Des températures plus élevées tôt à l'automne et une plus grande période avant les premières neiges pourraient expliquer des émissions plus importantes que tard à l'automne. Toutefois cette tendance n'est pas maintenue d'une année à l'autre. Aussi, un sol gorgé d'eau suite à un ou plusieurs évènements de précipitation importants peut favoriser la production de protoxyde d'azote par les microorganismes dû au manque d'oxygène en zone saturée. Il est possible que ces conditions de sol se soient présentées à l'automne tôt en 2016 et non en 2015, ce qui expliquerait cette différence notable observée. Les impacts du climat sont discutés plus tard dans cette section.



**Figure 22: Émissions cumulatives de protoxyde d'azote dans l'air suivant l'épandage pour T1-T4 (2015-2016).  
T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral**

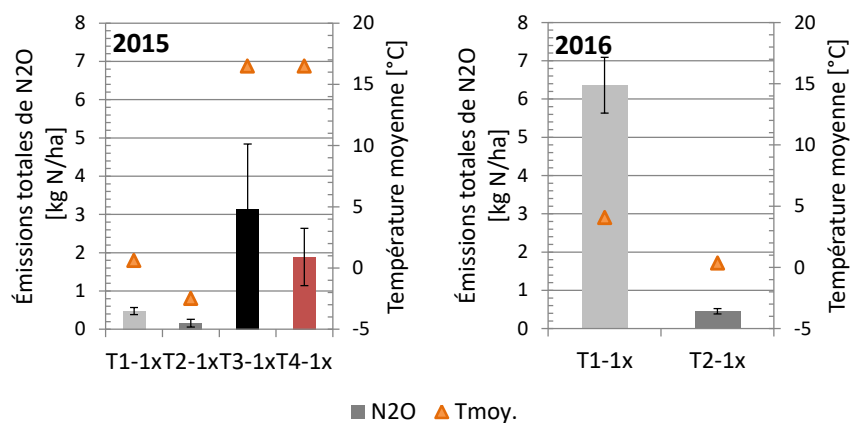
Les émissions printanières (T3) se sont avérées les plus élevées en 2015 (3 kg N-N<sub>2</sub>O/ha). Elles peuvent aussi être dues à un climat favorable aux activités microbiennes, soient des températures plus élevées qu'à l'automne et un sol saturé dû à la fonte des neiges. Des mesures ont été prises en 2016 mais n'ont pu être présentées dans ce rapport dû à un défaut de l'appareil analytique durant cette période. Il en est de même pour des mesures du traitement à l'engrais minéral seulement (T4-1x et T4-0x) qui ont été prises au printemps 2016. En ces circonstances, il n'est donc pas possible de conclure sur l'importance des émissions printanières par rapport à celles automnales.

Pour ce qui est des émissions suivant l'ajout d'engrais minéral seulement (T4-1x), elles ont été mesurées au printemps de la première année de culture. Elles sont plus importantes (2 kg N-N<sub>2</sub>O/ha) que celles d'automne,

sans doute pour des raisons climatiques, mais légèrement plus faible que celles générées suite à l'épandage de lisier à la même période. La génération de  $N_2O$  à partir de l'engrais minéral (T4-1x) semble plus lente qu'avec le lisier (T3), car durant la première semaine, les émissions sont comparables à celles du témoin (T4-0x) et augmente de manière importante à partir de la deuxième semaine. Ceci pourrait être dû à l'absence du carbone organique dans l'engrais minéral, comparativement au lisier de porc, qui limite l'action bactérienne. Comme la variabilité entre les parcelles d'un même traitement durant la première année est très forte, il est difficile de conclure sur un impact des traitements sur les émissions de  $N_2O$ . Aucune analyse statistique n'a pu être réalisée à cet effet dû à un manque de données importants durant la seconde année.

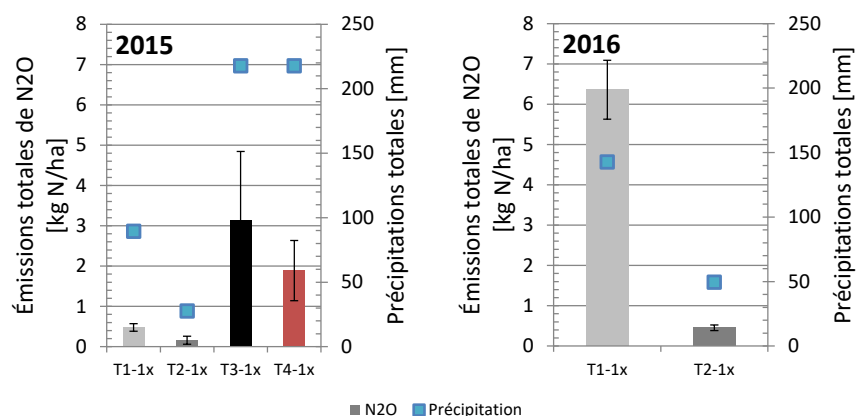
## Impact du climat

Comme il est attendu que le climat, particulièrement la température et les précipitations, joue un rôle important dans la génération de  $N_2O$  tel que discuté précédemment, leur relation doit être mise en évidence. Les Figure 23 et Figure 24 présentent les émissions totales de  $N_2O$  en comparaison avec la température moyenne et les précipitations totales respectivement, durant la période d'émissions pour chacun des traitements (dose 1x).



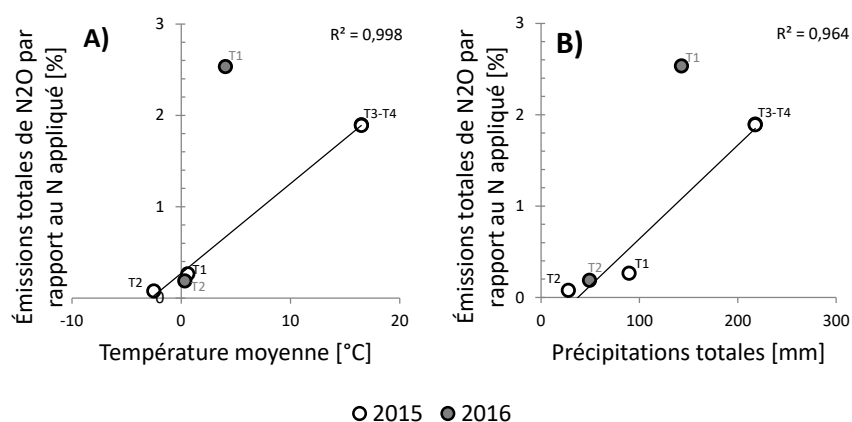
**Figure 23: Émissions totales de  $N_2O$  et température moyenne durant cette période pour T1-T4 (dose 1x) (2015-2016). T1: Automne tôt, T2: Automne tard, T3: Printemps, T4: Engrais minéral**

On observe d'abord à la Figure 23 qu'il semble y avoir une relation entre l'importance des émissions générées et la température durant l'année 2015. Cet impact est nettement moins marqué en 2016, en l'absence de résultats pour les épandages de printemps (T3) et d'engrais minéral seulement (T4). Aussi, la température n'est sans doute pas le seul facteur pouvant expliquer une émission de  $N_2O$  si importante à l'automne tôt (T1-2016). En regardant au niveau des précipitations à la Figure 24, il semble aussi exister une relation entre les émissions et la quantité d'eau reçue sur les parcelles. Il est possible qu'il existe une interaction entre la température et les précipitations qui, sous certaines conditions favorables de ces deux facteurs, a un impact important sur les émissions de  $N_2O$ . Toutefois, plus de répétitions des traitements sur plusieurs années afin d'évaluer plusieurs conditions climatiques permettraient, par une analyse statistique rigoureuse, de mettre en lumière le rôle du climat sur les émissions de  $N_2O$ .



**Figure 24: Émissions totales de N<sub>2</sub>O et précipitations totales durant cette période pour T1-T4 (dose 1x) (2015-2016). T1: Automne tôt, T2: Automne tard, T3: Printemps, T4: Engrais minéral**

La Figure 25 donne un aperçu d'une corrélation possible entre les émissions de N<sub>2</sub>O et le climat. Les émissions totales y sont rapportés au prorata de l'azote total appliqué, tant sous forme minéral que de lisier de porc afin d'assurer la comparaison entre les traitements. Ce pourcentage d'azote gazeux émis est alors mis en relation avec la température moyenne et les précipitations totales durant la période d'émissions. Il n'est pas possible de tirer de conclusion en 2016 car seulement deux traitements (T1 et T2) sont rapportés. Par contre, il semble exister une relation positive entre le climat, tant pour la température et les précipitations, et les émissions. Plus la température et les précipitations seraient élevées, et plus les émissions générées le seraient aussi, tel qu'attendu. Par contre, trop peu de conditions climatiques ont pu être étudiées pour confirmer ces observations.



**Figure 25: Corrélation entre le ratio d'émissions totales de N<sub>2</sub>O selon le N appliqué et A) la température moyenne et B) les précipitations totales, pour T1-T4 (dose 1x) (2015-2016). T1: Automne tôt, T2: Automne tard, T3: Printemps, T4: Engrais minéral**

### 4.4.3 Bilan des pertes dans l'air

Les pertes d'azote dans l'air mesurées sous forme d'ammoniaque ( $\text{NH}_3$ ) et de protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ) sont résumées dans le Tableau 13 pour chacun des traitements en 2015 et 2016. La quantité d'azote totale appliquée en provenance du lisier de porc et de l'engrais minéral combinés y est présentée et permet de constater le ratio d'azote perdu dans l'air.

Globalement, les pertes dans l'air ( $\text{NH}_3$  et  $\text{N}_2\text{O}$  combinés) semblent plus importantes si l'épandage se fait tôt à l'automne (T1 : 2,0% en 2015 et 2,9% en 2016) comparé à tardivement (T2 : 0,2% en 2015 et 0,8% en 2016). D'une année à l'autre, il n'y a toutefois pas de tendance à savoir si la plus grande portion de cette perte est due à la volatilisation ( $\text{NH}_3$ ) ou la dénitrification ( $\text{N}_2\text{O}$ ). La plus grande perte en azote a été générée suite à l'épandage printanier (T3 : 3,1%) en 2015 et s'est principalement retrouvée sous forme de  $\text{N}_2\text{O}$  (61%). Par contre, cette observation n'a pu être validée à nouveau en 2016. Tel que discuté précédemment aux sections 4.4.1 et 4.4.2, les résultats actuels ne permettent pas de démontrer de manière suffisamment évidente une relation entre les périodes d'épandage et les émissions d'azote dans l'air.

**Tableau 13: Bilan des pertes d'azote dans l'air (NH<sub>3</sub> et N<sub>2</sub>O) pour T1-T4 (2015-2016)**

Année culturale	Traitement	Dose	Azote total appliqué <sup>1</sup>	Émissions cumulatives de NH <sub>3</sub>			Émissions cumulatives de N <sub>2</sub> O			Azote émis total (NH <sub>3</sub> et N <sub>2</sub> O)
			[kg N/ha]	[kg N-NH <sub>3</sub> /ha]	[% N appliqué]		[kg N-N <sub>2</sub> O/ha]	[% N appliqué]		[% N appliqué]
<b>2015</b>	T1 Automne tôt	1x	180	3 ± 4	1,8		0,5 ± 0,1	0,3		2,0
	T2 Automne tard	1x	203	0,2 ± 0,1	0,1		0,2 ± 0,1	0,1		0,2
	T3 Printemps	1x	166	1,9 ± 0,1	1,2		3 ± 2	1,9		3,1
	T4 Engrais minéral <sup>2</sup>	0x	0	-	-		0,4 ± 0,4	-		-
<b>2016</b>	T1 Automne tôt	1x	251	1 ± 1	0,4		6,4 ± 0,7	2,5		2,9
	T2 Automne tard	1x	242	1 ± 1	0,6		0,5 ± 0,1	0,2		0,8
	T3 Printemps	1x	217	2 ± 1	1,0		-	-		-
	T4 Engrais minéral <sup>3</sup>	0x	0	0 ± 0	-		0,4 ± 0,2	-		-

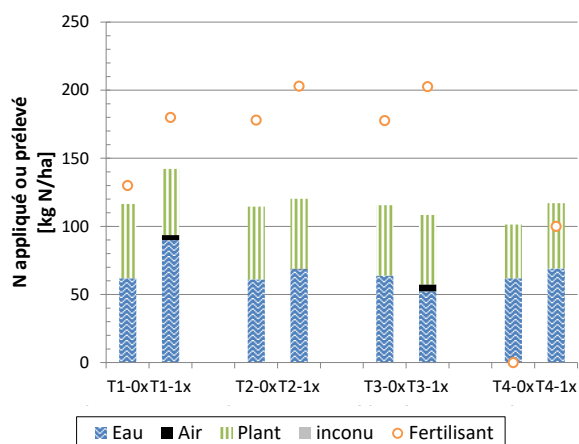
1. Lisier de porc et engrais minéral combinés

2. Mesure prise au printemps

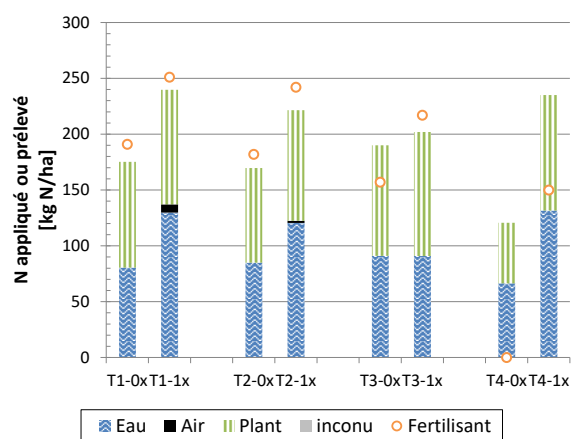
3. Mesure prise à l'automne

## 4.5 BILAN GLOBAL SUR L'AZOTE

Un bilan plus complet peut être réalisé sur l'azote, du prélèvement par les plants aux différentes pertes dans l'environnement. Les Figure 26 et Figure 27 présentent ce bilan pour chacun des modes de fertilisation (T1-T4, dose 1-0x) pour la culture de blé de 2015 et celle de maïs de 2016 respectivement. À noter que l'azote dans l'air ( $\text{NH}_3$  et  $\text{N}_2\text{O}$  combinés) a pu être comptabilisé seulement pour certains traitements (T1-T3, dose 1x en 2015 et T1-T2, dose 1x en 2016), dû à l'absence de quelques résultats.



**Figure 26: Bilan d'azote (prélèvement et pertes) pour la culture de blé (2015) pour T1-T4. T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral**



**Figure 27: Bilan d'azote (prélèvement et pertes) pour la culture de maïs (2016) pour T1-T4. T1 : Automne tôt, T2 : Automne tard, T3 : Printemps, T4 : Engrais minéral**

On y observe d'abord un écart important entre l'apport en fertilisant azoté et le cumul des pertes et prélèvements. Cette différence peut être attribuable à de l'azote n'ayant pas été compilé dans ce bilan qui peut provenir de différentes sources telles le sol, les racines, les résidus de culture, la paille de blé et les cotons de maïs, ainsi que les mauvaises herbes. Toutes ces sources peuvent rendre de l'azote disponible pour la culture à l'année suivante.

De plus, l'azote compilé (pertes et prélèvements combinés) est supérieur à celui appliqué au champ pour les traitements à l'engrais minéral seulement (T4, dose 1-0x). Ceci pourrait être attribuable pour la culture de blé (2015), à un enrichissement du sol par le retour de prairie et l'engrais vert réalisé en 2014. Pour ce qui est de 2016, l'azote pourrait provenir d'un excès de fertilisation en 2015 ou des autres sources non compilés (racines, résidus de culture, etc.) qui aurait enrichie le sol tel que discuté précédemment. D'ailleurs, cette fraction non compilée de l'azote est moins importante en 2016 qu'en 2015.

À la Figure 26, on peut voir que les pertes d'azote dans l'eau, tous traitements confondus, sont presque aussi importantes que les prélèvements par les plants ( $42 \pm 14$  % et  $32 \pm 9$  % de l'azote appliqué, dans l'eau et les plants respectivement). Quoique les parcelles avec dose 1x aient reçu plus d'azote, on n'observe pas de différence claire dans l'azote compilé avec la dose 0x, mis-à-part pour l'épandage d'automne tôt (T1). Pour ce qui est du bilan de 2016 (Figure 27), l'azote dans l'eau est aussi important que celui prélevé, tout traitement confondu ( $54 \pm 16$  % et  $52 \pm 11$  % de l'azote appliqué, dans l'eau et les plants respectivement). Plus la dose d'engrais minéral est élevée, et plus l'azote compilé l'est aussi. Toutefois, cet azote supplémentaire ne se traduit pas en prélèvement, mais plutôt en pertes dans l'eau principalement.



## 5 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

### 5.1 CONCLUSION GÉNÉRALE

Ce projet avait comme objectif de mesurer, en dispositif expérimental contrôlé, l'impact de la période d'épandage du lisier de porc sur les rendements et la qualité des sols, de l'eau et de l'air. Le projet a débuté avec la mise en place d'un dispositif expérimental à l'été 2014. Il a ensuite été possible d'effectuer deux années de culture, soit de blé en 2015 et de maïs en 2016. Un suivi analytique rigoureux a été effectué tout au long du projet afin d'évaluer le rendement et les prélèvements des cultures ainsi que les transformations et les déplacements de l'azote dans le système cultural (eau, air et sol). Les résultats présentés à la section 4 permettent de tirer plusieurs conclusions sur les rendements et la qualité des sols, de l'eau et de l'air :

- Au niveau des rendements, aucun effet clair de la période d'épandage n'a été observé. Des problèmes de verse dans le blé ont réduit les rendements et semblaient indiquer un excès d'azote. Le retour de prairie précédant l'année d'implantation des dispositifs de drainage ainsi que le bouleversement du sol lors de l'installation auraient favorisé une grande minéralisation d'azote dans le sol. Pour le maïs, des bons rendements ont été obtenus et il a été possible d'observer une certaine réponse de la culture de maïs aux apports de lisier, mais il n'y a peu eu d'effet significatif de la période d'épandage.
- Pour la qualité du sol, l'épandage du lisier a eu un effet appréciable sur la concentration de nitrate dans le sol et même au niveau de la concentration d'ammonium suivant certains traitements. Il semble que les conditions plus froides tard à l'automne pourraient ralentir la nitrification de l'ammonium du lisier. L'analyse des teneurs en N minéral du sol en post-levée du maïs au stade V5 a permis de bien représenter le faible potentiel de réponse à l'engrais azoté. D'autre part, l'analyse des propriétés physiques des sols a bien démontré le passage de la machinerie, mais aucune période d'épandage ne semblant engendrer une compaction plus importante.
- Certaines différences ont été observées entre les volumes d'eau collectés par parcelle, mais l'ensemble du champ semblait suffisamment uniforme pour chacun des traitements. L'azote lessivé par les eaux de ruissellement et de drainage combinées s'est retrouvé principalement sous forme de nitrates dans l'eau ( $\text{NO}_3^-$ ). Les pertes d'azote dans l'eau ont représenté le tiers à la moitié de l'azote appliqué pour l'ensemble des traitements avec épandage de lisier. Aucune différence significative n'a été observée entre les pertes d'azote cumulées pour les différents traitements. Il y avait toutefois des différences dans la période de l'année où l'azote était perdu dans les eaux de ruissellement et de drainage. La grande variabilité des résultats entre les parcelles d'un même traitement a probablement limité la force statistique des données.
- Les pertes d'azote dans l'air ( $\text{NH}_3$  et  $\text{N}_2\text{O}$  combinés) semblaient plus faibles si l'épandage du lisier était effectué tard à l'automne par rapport à tôt à l'automne et au printemps. Puisque le lisier a été incorporé rapidement après l'épandage, la diminution des émissions gazeuses n'était pas marquante par rapport au

bilan global d'azote. En effet, les pertes maximales observées dans l'air ont été de 3 % de l'azote appliqué. Par contre, les résultats actuels ne permettent pas de démontrer de manière suffisamment évidente une relation entre les périodes d'épandage et les émissions d'azote dans l'air pour conclure.

- Le bilan plus complet réalisé sur l'azote a permis de démontrer que les pertes d'azote dans l'eau étaient aussi importantes que les exportations d'azote dans le grain. D'autre part, plus la dose d'engrais minéral était élevée, plus l'azote total récupéré dans le système (eau, air et grain) l'était aussi. Toutefois, cet azote supplémentaire ne s'est traduit pas en exportation dans le grain, mais plutôt en pertes dans l'eau principalement.

D'un point de vue global, les résultats de ce projet semblent indiquer qu'il n'y a pas d'avantage ni d'inconvénient agronomique majeur à appliquer du lisier plus tard à l'automne par rapport aux épandages actuellement permis, soit tôt à l'automne et au printemps. En effet, lorsque l'application du lisier est effectuée selon les règles de l'art (dose à appliquer, portance du sol, incorporation du lisier, etc.), aucun effet significatif sur les rendements n'a été observé et les pertes dans l'environnement étaient semblables d'un traitement à l'autre. Il est possible que le retour de prairie et le bouleversement du sol lors de l'installation du dispositif expérimental aient favorisé une grande minéralisation de l'azote dans le sol et ainsi atténué les effets potentiels de la période d'épandage, à la fois pour les rendements ainsi que les pertes dans l'environnement.

Un avantage potentiel de l'épandage tardif serait une diminution des émissions d'azote dans l'air. Par contre, puisque le lisier a été incorporé rapidement après l'épandage, la diminution des émissions gazeuses n'est pas marquante par rapport au bilan global d'azote. De plus, le projet n'a malheureusement pas permis de démontrer les effets bénéfiques potentiels d'un épandage tardif à l'automne tel qu'une meilleure synchronisation de la mise en disponibilité des nitrates avec le moment où la plante prélève l'azote. Il était espéré que l'épandage tardif permettrait de profiter des basses températures et du ralentissement de l'activité microbienne responsable de la minéralisation et de la nitrification de l'azote entre autres. Cela diminuerait potentiellement les pertes d'azote par lessivage ainsi que les pertes d'azote dans l'air dues à la dénitrification et à la volatilisation de l'ammoniac (OAQ, 2011). Nous avons effectivement observé un ralentissement de la nitrification de l'ammonium lorsque le lisier a été appliqué tard à l'automne, mais ceci ne s'est traduit ni par une réduction des pertes d'azote, ni par une augmentation de la disponibilité du nitrate au printemps suivant.

La revue de littérature à la section 1 a clairement démontré que les conditions hydrologiques et thermiques dans le sol ont un impact important sur les réactions que subiront les différentes formes de l'azote. Ces conditions varient grandement entre des périodes telles que tôt à l'automne, tard à l'automne et au printemps. Avec seulement deux années de culture et des variations importantes à l'intérieur d'un même traitement, il n'a pas été possible d'observer des effets significatifs de la période d'épandage avec ce projet. Ceci implique également que les effets négatifs relevés par certains auteurs n'ont pas été constatés ici. Par exemple, Jayasundara et al. (2009) ont remarqué des pertes d'azote plus importantes dans l'eau de drainage et de ruissellement comparativement à l'épandage au printemps. De plus, Randall et al. (1999) et van Es et al. (2006) ont obtenu des rendements en maïs légèrement plus faibles, lorsque les engrais de ferme ont été appliqués à l'automne (tôt et tard) par rapport

au printemps. Dans notre projet, il a été possible d'obtenir le même rendement peu importe la période d'épandage.

## 5.2 LIMITES DU PROJET

Il y a quelques éléments qui ont limité la portée des résultats obtenus dans ce projet :

- Le projet a été effectué dans des parcelles expérimentales qui sont sur-drainées par rapport aux conditions habituelles de culture.
- Il y a eu seulement deux années de culture, ce qui a fournis seulement quelques répétitions et a limité la force statistique des observations.
- Le projet a été démarré immédiatement après à la mise en place du dispositif expérimental qui a bouleversé le sol et qui a pu affecter les résultats.
- Il y a également eu certains problèmes opérationnels :
  - Vu la fertilisation résiduelle du retour de prairie et de l'engrais vert, il n'y a pas eu de réponse à la fertilisation dans le blé.
  - Suite à un problème avec l'appareil analytique, il n'a pas été possible de mesurer des émissions de N<sub>2</sub>O en 2016.

## 5.3 RECOMMANDATIONS

Suite à l'analyse des résultats de ce projet, il est possible d'émettre les recommandations suivantes :

- Poursuive ce projet à la station expérimentale de St-Lambert afin de s'éloigner des arrières-effets de la mise en place du dispositif et de la fertilisation résiduelle du retour de prairie. Le dispositif est déjà en place, donc il ne serait pas dispendieux de poursuivre le projet sur 1 ou 2 années de culture. Idéalement, une année de culture serait effectuée sans ajout d'engrais pour diminuer l'azote résiduel dans le sol avant de poursuivre le projet.
- Afin de bien valider l'effet de la période d'épandage sur les rendements, il serait intéressant d'effectuer des essais chez les producteurs afin d'être plus près des conditions réelles et de tester différentes conditions de sol et de climat. Par contre, il ne sera pas possible d'effectuer un bilan environnemental.
- Puisque les résultats de ce projet n'ont pas permis de discerner d'impact majeur de la période d'épandage du lisier, aucun nouvel argument soutient une restriction des épandages réalisés plus tard à l'automne après le 1<sup>e</sup> octobre, du moment que le lisier est appliqué sur un sol non gelé et non enneigé, et qu'il est rapidement incorporé après l'épandage.

## RÉFÉRENCES

---

- Beegle, D., R. Fox, G. Roth et W. Piekielek. 1999. Pre-sidedress soil nitrate test for corn. Agronomy Facts 17. PennState Extension. The Pennsylvania State University. États-Unis. 2 p.
- Canarache, A. P. 1990. PENETR—a generalized semi-empirical model estimating soil resistance to penetration. Soil and Tillage Res. Vol. 16: 51–70
- Carey, P.L., A.W. Rate, and K.C. Cameron. 1997. Fate of nitrogen application in pig slurry applied to a New Zealand pasture soil. Aust. J. Soil of Res. 35: 941–959
- Chadwick, D.R., T. van der Weerden, J. Martinez, and B.F. Pain. 1998. Nitrogen transformations and losses following pig slurry applications to a natural soil filter system (Solepur Process) in Brittany, France. J. Agric. Eng. Res. 69: 85–93.
- Chantigny, M.H., Angers D.A., Morvan, T., Pomar, C. 2004. Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with N15. Soil Science Society of American Journal. 68: 637-643
- Clark, K., Chantigny, M.H., Angers, D.A., Rochette, P., Parent, L.É. 2009. Nitrogen transformations in cold and frozen agricultural soils following organic amendments. Soil Biol. Biochem. Vol.41 : 348-356
- CRAAQ (Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec). 2010. - Guide référence en fertilisation 2<sup>ième</sup> édition 473 p.
- CRAAQ (Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec). 2013. Les engrais de fermes et les matières résiduelles fertilisantes. Chapitre 10 révisé du Guide de référence en fertilisation. 3<sup>ième</sup> édition. 63 p.
- de Klein, C.A.M. et M.J. Harvey. 2012. Nitrous Oxide Chamber Methodology Guidelines. Minister for Primary Industries, Nouvelle Zélande. 145 pages. ISBN 978-0-478-40584-2. disponible au [www.globalresearchchalliance.org](http://www.globalresearchchalliance.org)
- Duchemin, M. et R. Hogue. 2009. Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada). Agriculture, Ecosystems and Environment. Vol. 131: 85-97
- Duiker, S. 2002. Diagnosing soil compaction using a penetrometer (Soil compaction tester). Agronomy Facts 63. PennState Extension. The Pennsylvania State University. États-Unis. 4 p.
- Eaton, A.D., L.S. Clesceri, E.W. Rice et A.E. Greenberg. 2005. Standard methods for examination of waste and wastewater, 21<sup>th</sup> Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. ISBN 0-87553-047-8.
- CEAEQ, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec 2008. Détermination des solides en suspension totaux et volatils dans l'eau : méthode gravimétrique, MA. 104-S.S.1.1, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2008, 10 p.

- Gasser, M.-O., S. Martel, M.-H. Perron et C. Dufour-L'Arrivée. 2014. Sensibiliser les producteurs à réduire les apports d'engrais azotés dans la culture de maïs succédant une prairie. Rapport final. IRDA, Québec. 21 p. + annexe.
- Gasser, M.O., M.R., Laverdière, R., Lagacé, et J. Caron. 2002. Impact of potato-cereal rotations and slurry applications on nitrate leaching and nitrogen balance in sandy soils. Canadian Journal of Soil Science. Vol. 82 : 1469-479
- Girard M., M.-O. Gasser, M. Belzile, M.-H. Perron et S. Godbout. 2014. Innovative technique for the measurement of field ammonia emissions in small plots after application of swine manure. Conférence annuelle de l'ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers) et de la SCGAB (Société canadienne de génie agroalimentaire et de bioingénierie), Montréal, du 14 au 16 juillet 2014.
- Gasser, M.-O., M.-E Tremblay, M. Girard, S. Martel et A. Levesque. 2016. Efficacité agronomique et environnementale de l'incorporation immédiate des lisiers sous cultures annuelles en semis direct et en travail conventionnel du sol. Rapport final. IRDA. 52 pages + annexes.
- Greenberg, A.E., L.S. Clesceri et A.D. Eaton. 1992. Standard Methods for examination of waste and waste water, 18th Edition. ISBN 0-87553-207-1.
- Jayasundara, S., Wagner-Riddle, C., Parkin, G., Lauzon, J., Fan, M.Z. 2010. Transformations and losses of swine manure 15N as affected by application timing at two contrasting sites. Can. J. Soil. Sci. Vol. 90 : 55-73
- Ketterings Q.M., G. Albrecht, K. Czymmek et K. Stockin. 2012. Pre-sidedress Nitrate Test. Agronomy Fact Sheet Series. Fact sheet no3. Cornell, New York. 2 p., [En ligne] <http://nmsp.cals.cornell.edu/publications/factsheets/factsheet3.pdf>.
- Lawrence, J.R., Q.M. Ketterings et J.H. Cherney. 2008. Effect of nitrogen application on yield and quality of first year corn. Agron. J. 100: 73-79.
- Maag, M., et F.P. Vinther. 1999. Effect of temperature and water on gaseous emissions from soils treated with animal manure. Soil Sci. Soc. Am. J. 63:858-865
- MDDELCC (Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques). 2017. Règlement sur les exploitations agricoles. Loi sur la qualité de l'environnement. Chapitre Q2 r26. Éditeur officiel du Québec. 59 pages. [https://oag.qc.ca/wp-content/.../OAG-2011-08-11-Ligne\\_epandagepostrecolte.pdf](https://oag.qc.ca/wp-content/.../OAG-2011-08-11-Ligne_epandagepostrecolte.pdf)
- OAQ (Ordre des agronomes du Québec). 2011. Ligne directrice de l'OAQ sur les épandages post-récoltes des déjections animales. 29 août 2011
- Patni, N.K. et Culley, J.L.B. 1989. Corn silage yield, shallow groundwater quality and soil properties under different methods and times of manure application. Transactions of the ASAE. Vol.32(6):2123-2129

- Randall, G. W., Schmitt, M.A., Schmidt, J.P. 1999. Corn production as affected by time and rate of manure application and nitrotyrin. *J. Prod. Agric.* Vol.12(2) :317-323
- Réseaux grandes cultures du Québec (RGCQ), 2015. Guide RGCQ 2016. CEROM. 56 p.
- Rochette, P., D. A. Angers, M. H. Chantigny, M.-O. Gasser, J. D. MacDonald, D. E. Pelsteret N. Bertrand. 2013. NH<sub>3</sub> volatilization, soil NH<sub>4</sub> concentration and soil pH following subsurface banding of urea at increasing rates. *Can. J. Soil Sci.* 93: 261-268.
- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Bertrand, N., Côté, D. 2004. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* Vol. 68 : 1410-1420
- SISCAN, Groupe de travail sur la classification des sols. 2002. Le système canadien de classification des sols. 3<sup>e</sup> édition. Direction générale de la recherche, Ministère de l'agriculture et de l'agro-alimentaire du Canada. Publication 1646. Ottawa. 196 p.
- Sommer, S.G., et S.Husted. 1995. The chemical buffer system in raw and digested animal slurry. *J. Agric. Sci. (Cambridge)* 124:45–53.
- Spalding, R.F., and M.E. Exner. 1993. Occurrence of nitrate in ground water—A review. *J. Environ. Qual.* 22:392–402.
- van Es, H.M., Sogbedji, J.M. et Schindelbeck, R.R. 2006. Effect of manure application timing, crop, and soil type on nitrate leaching. *J. Environ. Qual.* Vol.35 :670-679
- Zumft, W.G. 1997. Cell biology and molecular basis of denitrification. *Micobiology and Molecular Biology Reviews* 61 : 533-616.

## ANNEXE A – TRAVAUX DE TERRAIN



Figure 28: Excavation des tranchées dans chacune des parcelles principales



Figure 29: Installation des avaloirs et drains agricole (quatre réseaux indépendants par parcelles principales)



**Figure 30: Connexion des drains aux cabanons pour récolter les eaux de chaque sous-parcelle**



**Figure 31: Installation des membranes d'étanchéité pour former les avaloirs de chaque sous-parcelle**



## ANNEXE B – CARACTÉRISATION DES SOLS

Tableau 14: Bilan des pertes d'azote dans l'air (NH<sub>3</sub> et N<sub>2</sub>O) pour T1-T4 (2015-2016)

Profondeur (cm)	Sable (%)	Limons (%)	Argile (%)	Texture
0-20	24 ± 3	51 ± 3	25 ± 2	Loam limoneux
20-40	23 ± 3	51 ± 2	26 ± 2	Loam limoneux
40-60	20 ± 3	53 ± 2	27 ± 2	Loam limoneux

Tableau 15: Bilan des pertes d'azote dans l'air (NH<sub>3</sub> et N<sub>2</sub>O) pour T1-T4 (2015-2016)

Année	Profondeur (cm)	M.O. (%)	pH eau	P M3 (mg/kg)	K M3 (mg/kg)	Ca M3 (mg/kg)	Mg M3 (mg/kg)	Al M3 (mg/kg)	P/Al
2015	0-20	3.57 ± 0.50	5.62 ± 0.17	50 ± 12.0	85 ± 16.9	895 ± 78	122 ± 38	1220 ± 65	2.5 - 5.3
	20-40	3.04 ± 0.37	5.83 ± 0.21	29 ± 7.9	54 ± 7.5	883 ± 152	102 ± 35	1276 ± 37	1.7 - 3.4
	40-60	2.05 ± 0.58	5.77 ± 0.20	27 ± 8.5	47 ± 6.3	705 ± 104	153 ± 92	1175 ± 154	1.1 - 3.1
2016	0-20	3.66 ± 0.56	5.92 ± 0.10	56 ± 14.7	81 ± 13.1	861 ± 80	144 ± 33	1251 ± 83	3.3 - 6.4
	20-40	3.13 ± 0.32	6.06 ± 0.12	31 ± 7.5	58 ± 5.1	879 ± 123	109 ± 33	1279 ± 57	1.7 - 3.3
	40-60	2.25 ± 0.45	6.02 ± 0.17	29 ± 10.8	54 ± 6.9	734 ± 98	150 ± 82	1225 ± 124	1.4 - 4.3

## ANNEXE C – DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

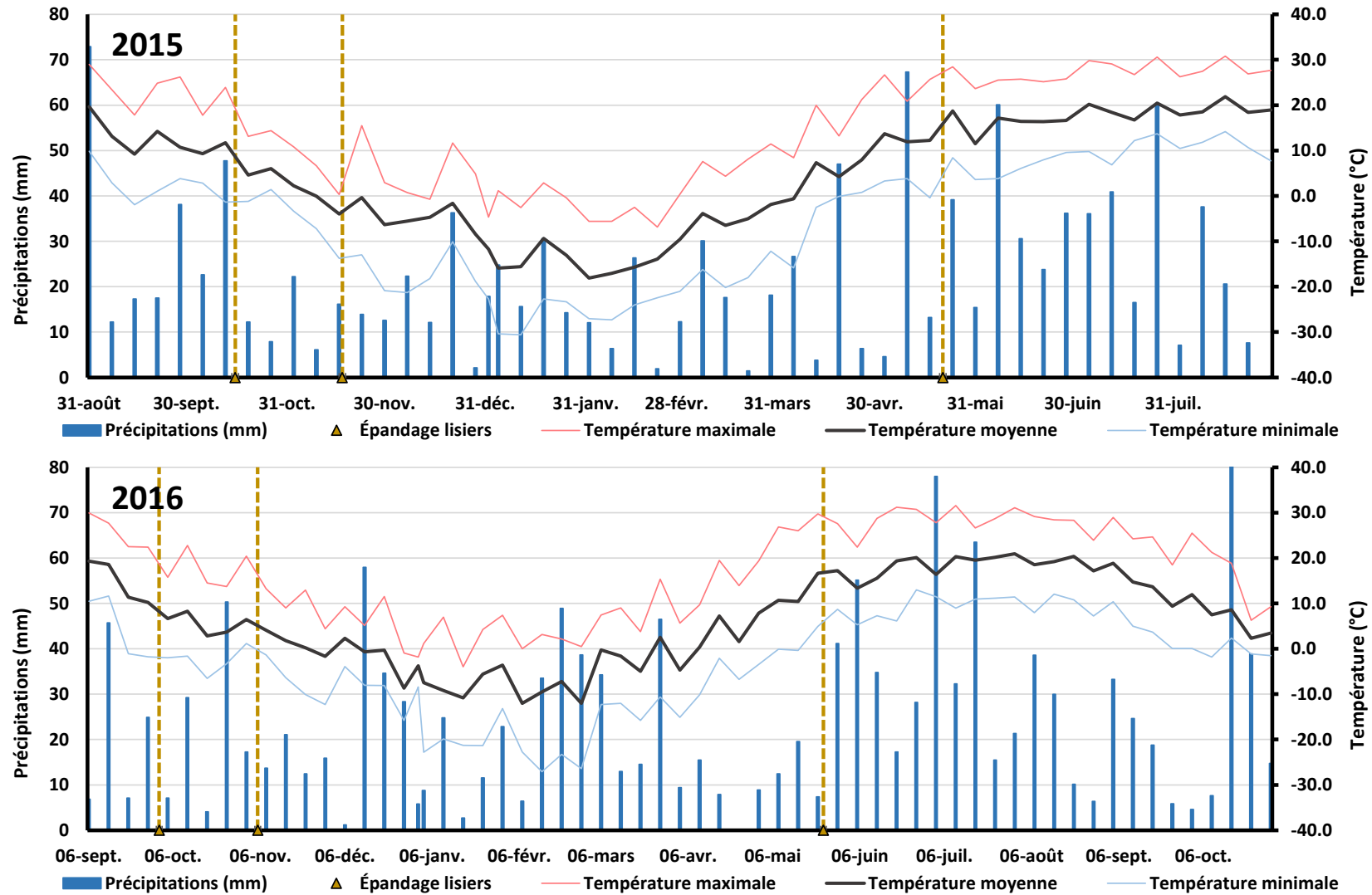


Figure 32: Précipitations et température pour 2015 et 2016

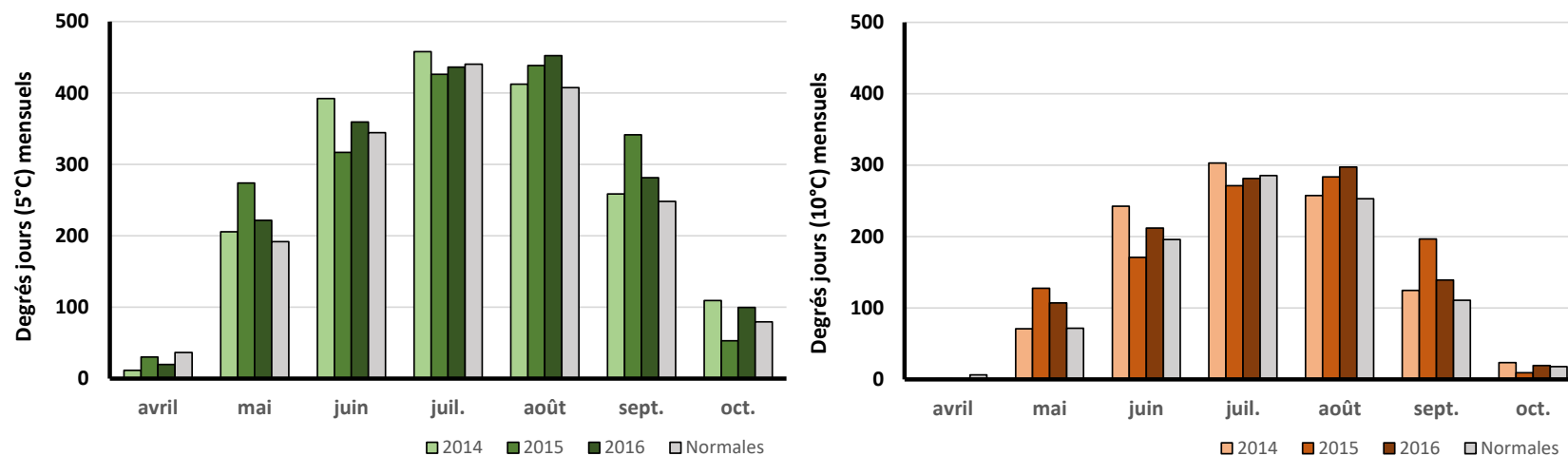


Figure 33: Degrés jours 5°C et 10°C

Tableau 16: Bilan des conditions météorologiques

	2014	2015	2016
Précipitations annuelles (mm)	1149	1208	1262
Précipitations mai-nov (mm)	699	757	876
Date du dernier gel printanier	13-mai	23-mai	16-mai
Date du premier gel automnal	19-sept	26-sept	15-oct
Longueur de la saison sans gel (jours)	129	126	152
Longueur de la saison de croissance (jours)	184	210	189
Unités thermiques maïs (UTM)	2767	2805	2887
Fréquence de T° > 30°C	1	3	6

## ANNEXE D – CARACTÉRISATION DE L'EAU

Tableau 17: Caractérisation complète de l'eau de ruissellement et drainage combinée en 2016 (partie 1)

		MES [g/L]		N-NH4 [g/L]		N-NO3 + N-NO2 [g/L]		N-NTK [g/L]		N org. [g/L]		P per. [g/L]		K [g/L]	
		Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.
<b>Printemps</b>	T1	79	339	0,75	2,01	40	104	2,1	4,6	1,3	3,5	0,30	0,75	3,4	7,8
	T2	73	210	0,50	3,31	58	136	2,2	7,9	1,7	4,6	0,38	0,99	4,0	14,2
	T3	155	470	0,51	1,74	40	89	2,3	5,2	1,8	4,3	0,44	1,06	3,1	8,3
	T4	140	298	0,59	2,23	51	89	2,6	4,4	2,0	3,8	0,40	0,70	3,0	6,3
<b>Été</b>	T1	612	2255	0,22	0,60	57	121	3,3	7,9	3,1	7,5	0,82	2,55	3,7	10,6
	T2	739	2684	0,27	0,99	63	202	3,9	10,7	3,6	10,4	1,07	3,51	4,3	11,3
	T3	590	2629	0,47	2,06	109	283	4,7	16,0	4,3	14,7	0,99	4,21	5,8	17,4
	T4	388	1193	0,32	1,05	81	213	3,8	6,6	3,4	6,3	0,66	1,60	3,3	8,2
<b>Automne</b>	T1	388	1816	0,13	0,34	20	45	2,9	8,0	2,8	7,6	0,59	1,94	3,0	8,8
	T2	322	1539	0,18	0,62	20	77	3,4	12,0	3,2	11,4	0,73	3,17	3,8	20,1
	T3	543	2433	0,23	0,58	24	56	4,8	16,2	4,6	15,6	1,14	4,21	5,0	19,2
	T4	246	826	0,23	0,84	25	86	3,7	9,0	3,5	8,2	0,72	2,40	3,2	13,4
<b>Hiver</b>	T1	25	56	0,33	1,50	31	103	1,1	2,1	0,8	1,2	0,14	0,28	2,0	5,4
	T2	19	68	0,17	1,32	40	159	1,0	2,4	0,9	1,9	0,16	0,41	2,1	5,3
	T3	69	227	0,31	1,89	18	60	1,6	3,0	1,2	2,5	0,25	0,59	1,9	4,0
	T4	52	134	0,36	2,51	23	49	1,8	4,0	1,5	3,0	0,25	0,55	1,9	5,1

Tableau 18: Caractérisation complète de l'eau de ruissellement et drainage combinée en 2016 (partie 2)

		Ca [g/L]		Mg [g/L]		Na [g/L]		Al [g/L]		B [g/L]		Cu [g/L]		Fe [g/L]		Zn [g/L]		Mn [g/L]	
		Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.	Moy.	Max.
<b>Printemps</b>	T1	46	127	14	43	12	30	0,40	1,95	0,02	0,06	0,03	0,06	0,29	1,46	0,02	0,06	0,03	0,09
	T2	73	205	21	53	19	44	0,45	1,70	0,03	0,08	0,03	0,07	0,34	1,26	0,02	0,06	0,02	0,05
	T3	57	153	15	44	16	34	0,90	2,89	0,03	0,06	0,03	0,07	0,71	2,26	0,02	0,06	0,02	0,03
	T4	86	160	20	36	12	19	1,17	3,88	0,03	0,06	0,04	0,08	0,92	2,99	0,02	0,05	0,02	0,05
<b>Été</b>	T1	60	144	18	41	19	66	0,11	0,28	0,05	0,14	0,01	0,03	0,08	0,21	0,01	0,02	0,01	0,02
	T2	73	254	18	49	19	73	0,12	0,36	0,05	0,17	0,01	0,04	0,09	0,28	0,01	0,02	0,01	0,02
	T3	120	239	39	133	32	78	0,22	0,82	0,07	0,24	0,03	0,11	0,16	0,59	0,03	0,14	0,02	0,05
	T4	122	311	27	59	24	143	0,18	0,46	0,07	0,27	0,02	0,05	0,13	0,32	0,01	0,03	0,01	0,03
<b>Automne</b>	T1	35	80	12	33	12	28	0,72	2,24	0,03	0,06	0,02	0,07	0,55	1,60	0,01	0,04	0,01	0,03
	T2	36	147	11	34	11	37	0,50	1,63	0,02	0,06	0,03	0,18	0,41	1,36	0,02	0,08	0,01	0,02
	T3	45	134	15	44	16	37	0,76	2,24	0,03	0,05	0,04	0,12	0,61	1,82	0,02	0,08	0,01	0,02
	T4	72	205	17	42	10	22	0,73	3,04	0,02	0,05	0,04	0,12	0,58	2,39	0,02	0,05	0,01	0,03
<b>Hiver</b>	T1	32	105	10	27	8	24	0,12	0,30	0,01	0,04	0,01	0,05	0,08	0,21	0,01	0,03	0,02	0,10
	T2	42	183	12	43	10	33	0,06	0,16	0,01	0,04	0,02	0,06	0,04	0,13	0,01	0,05	0,01	0,04
	T3	27	83	8	13	8	17	0,69	2,89	0,01	0,02	0,02	0,05	0,56	2,38	0,02	0,05	0,01	0,03
	T4	41	71	11	21	7	14	0,84	2,46	0,01	0,03	0,02	0,06	0,66	1,94	0,02	0,05	0,01	0,03

Tableau 19: Critères de qualité de l'eau

Paramètre		Critère CCME		Critère MDDELCC	
<b>Ammoniaque</b>	<i>Varie selon T° et pH</i>	0.016	mg/L de N	<i>Qlté organoleptique</i>	<b>1.5</b> mg/L de N
<b>Nitrites Nitrates</b>		13	mg/L de N		<b>10</b> mg/L de N
<b>Phosphore total</b>	<i>Selon niveau d'eutro</i>	0.02	mg/L		<b>0.03</b> mg/L
<b>Potassium (K)</b>		n/a			n/a
<b>Calcium (Ca)</b>		n/a			n/a
<b>Magnésium (Mg)</b>		n/a			n/a
<b>Sodium (Na)</b>		n/a			200 mg/L
<b>Aluminium (Al)</b>	<i>pH &lt; 6,5</i>	0.005	mg/L		0.1 mg/L
	<i>pH ≥ 6,5</i>	0.1	mg/L		
<b>Bore (B)</b>		1.5	mg/L		0.2 mg/L
<b>Cuivre (Cu)</b>	<i>Selon dureté</i>	0.002	mg/L		1.3 mg/L
<b>Fer (Fe)</b>		0.3	mg/L		0.3 mg/L
<b>Zinc (Zn)</b>		0.03	mg/L		7.4 mg/L
<b>Manganèse (Mn)</b>		n/a		<i>Qlté organoleptique</i>	0.05 mg/L