

Cultivons l'avenir, une initiative fédérale–provinciale–territoriale



RAPPORT FINAL

EFFICACITÉ AGRONOMIQUE ET ENVIRONNEMENTALE DE
L'INCORPORATION IMMÉDIATE DES LISIERS SOUS CULTURES
ANNUELLES EN SEMIS DIRECT ET EN TRAVAIL
CONVENTIONNEL DU SOL

PSIA NO 811106

Responsable scientifique et Auteur : MARC-OLIVIER GASSER, Chercheur

Co-auteurs : Marie-Eve TREMBLAY, professionnelle de recherche
Matthieu GIRARD, chercheur
Stéphane MARTEL, professionnel de recherche, Agrinova
Ariane LEVESQUE, professionnelle de recherche

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

Date : 2 décembre 2016

Projet IRDA # : 901004

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 : Marc-Olivier Gasser, agr., Ph. D., IRDA
- Matthieu Girard, Ph. D., IRDA
- Stéphane Martel, agr. M.Sc., Agrinova
- Marie-Eve Tremblay, agr. M.Sc., IRDA
- Ariane Levesque, ing. M.Sc., IRDA
- Martin Belzile, ing. M.Sc., IRDA

ÉQUIPE DE RÉDACTION DU RAPPORT

- Marc-Olivier Gasser, agr. Ph. D., IRDA
- Marie-Eve Tremblay, agr. M.Sc., IRDA

COLLABORATEURS

- Aubert Michaud, Ph. D., IRDA
- Stéphane Godbout, ing. agr., Ph. D., IRDA
- Louis Robert, agr., MAPAQ
- Jacques Desjardins, IRDA

REMERCIEMENTS

Ce projet de recherche a été réalisé grâce à une aide financière accordée par Cultivons l'avenir, une initiative fédérale-provinciale-territoriale, Programme de soutien à l'innovation en agroalimentaire, Concours 2011-2012–Concours spécial 2011-2012. Des remerciements s'adressent également à l'IRDA qui a fourni une contribution importante dans le cadre de cette étude. Les auteurs remercient également les collaborateurs au projet et reconnaissent également l'appui technique du personnel de recherche de l'IRDA et du MAPAQ, dont notamment Marie-Hélène Perron, Jacques Desjardins, Martin Belzile, et Caroline Drouin-L'Arrivée.

Cultivons l'avenir, une initiative fédérale–provinciale–territoriale

Incorporer rapidement les lisiers en semis direct procure des avantages agronomiques et environnementaux

Marc-Olivier Gasser, Marie-Eve Tremblay, Matthieu Girard, Stéphane Martel, Ariane Levesque

No de projet : 811106

Durée : 04/2012 – 04/2016

FAITS SAILLANTS

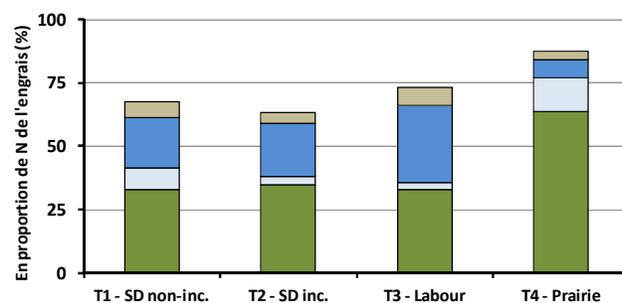
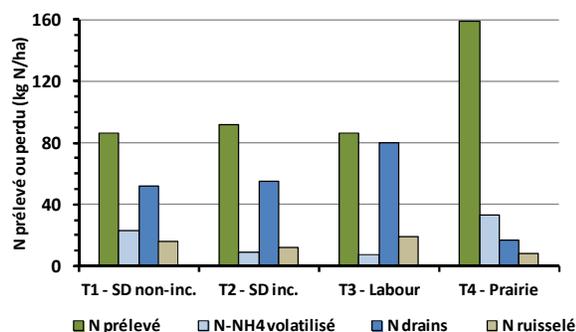
L'épandage d'effluents d'élevage sur les prairies et dans les sols sous travail réduit cause des préjudices environnementaux lorsque ces effluents sont appliqués à la surface du sol sans être incorporés. L'épandage de lisier de porc par exemple, génère des émissions d'ammoniac et augmente les concentrations de phosphore à la surface du sol. L'incorporation immédiate des lisiers réduit les émissions de NH_3 et les risques de ruissellement des éléments fertilisants accumulés à la surface du sol. L'incorporation des lisiers pourrait cependant aller à l'encontre du but visé par le semis direct, soit de réduire le travail du sol et de maintenir un couvert de résidus protégeant la surface du sol. Le projet visait à comparer l'épandage de lisier de porc en semis direct sans incorporation (T1), l'épandage en semis direct avec incorporation immédiate et superficielle du lisier (T2), l'épandage avec incorporation sous labour conventionnel (T3) et l'épandage sur prairie (T4), sur la base de leur efficacité à restreindre les différentes formes de perte de N et de P dans l'atmosphère et dans l'eau tout en conservant la productivité du sol. Parmi les techniques culturales à l'essai, le labour a favorisé des exportations importantes de MES, de P particulaire et de nitrate dans les eaux de drainage et de ruissellement, par rapport aux traitements sous semis direct. Le semis direct sans incorporation du lisier a toutefois doublé les exportations de P total deux années sur trois et a notamment favorisé les exportations de P sous forme d'orthophosphates très bio-disponibles. L'incorporation des lisiers en semis direct a eu pour effet de réduire les exportations de P total et surtout de P réactif par rapport à la pratique du semis direct sans incorporation et aussi de réduire les exportations de nitrate, de P particulaire et de MES par rapport au labour. Cette pratique d'incorporation superficielle des lisiers se trouve donc à avoir un effet bénéfique sur la qualité de l'eau à la fois au niveau de l'azote et du phosphore, même si de légères tendances à des augmentations de charges en nitrate ont été notées dans les eaux de drainage.

OBJECTIF(S) ET MÉTHODOLOGIE

Le projet visait à comparer l'efficacité des pratiques d'épandage de lisier sous semis direct aux pratiques sous labour conventionnel et sous prairie, à restreindre les différentes formes de perte de N et de P tout en maintenant ou en améliorant la productivité du sol. Le projet visait également à développer de meilleures connaissances sur les formes et les voies de pertes de sol et d'éléments fertilisants (N, P, etc.) associées à la pratique du semis direct, lorsque les lisiers sont laissés en surface ou incorporés immédiatement après leur épandage. L'essai a été réalisé à la station expérimentale de Saint-Lambert-de-Lauzon pendant 4 ans sur un loam-limono-argileux Lebras avec une succession de maïs-grain, soya, blé et maïs-grain en parallèle à la prairie. Un dispositif comprenant douze parcelles instrumentées de 653 m² abritait les quatre traitements ci-haut mentionnés répétés trois fois. Des lisiers de porc ont été épandus à chaque printemps à des doses modérées à élevées (179 à 346 kg N/ha). Les émissions de NH₃ ont été mesurées dans des chambres ventilées et la qualité de l'eau a été suivie à l'aide d'avaloirs et de drains agricoles indépendants reliés à des cabanons hivernés où l'eau était échantillonnée et les débits mesurés.

RÉSULTATS SIGNIFICATIFS POUR L'INDUSTRIE

La valorisation des effluents d'élevage sur les sols agricoles peut avoir un impact important sur les sols et la qualité de l'eau. Il importe de prendre des mesures adéquates même en conditions de travail réduit et de semis direct pour réduire son impact sur les émissions atmosphériques d'ammoniac et la qualité des eaux de drainage et de ruissellement. Une incorporation superficielle des lisiers en semis direct a permis de réduire de façon substantielle les émissions atmosphériques d'ammoniac, de réduire les exportations de formes de phosphore particulièrement disponibles pour la croissance des cyanobactéries par rapport au lisier laissé en surface sur semis direct ou prairie, et de réduire les charges en MES et P particulaire par rapport à un sol travaillé à la charrue à versoir et à la herse. Les différents modes de travail du sol ont peu affecté les rendements des cultures annuelles. La prairie a exporté de deux à trois fois plus de N et de K, et autant de P que les cultures annuelles. La valorisation des lisiers de porc a eu un impact sur la qualité de l'eau. Sous toutes les façons culturales, les concentrations de nitrate et d'ammonium mesurées respectaient à la limite les critères pour la qualité de l'eau, mais pour le phosphore le critère a largement été dépassé dans toutes les conditions de culture et ce, même si l'indice de saturation en phosphore du sol (l'ISP de 0 à 20 cm de profondeur a augmenté de 2,6 à 5,2 % de 2011 à 2015) est demeuré sous la limite des critères environnementaux reconnus pour ce type de sol.



Pertes et prélèvements moyens d'azote de 2013 à 2015 exprimés en kg N/ha (a) ou en proportion de l'azote des engrais appliqués (b).

APPLICATIONS POSSIBLES POUR L'INDUSTRIE ET/OU SUIVI À DONNER

Parmi les techniques culturales à l'essai, le labour a favorisé des exportations importantes de MES, de P particulaire et de nitrate dans les eaux de drainage et de ruissellement, par rapport aux traitements sous semis direct. Le semis direct sans incorporation du lisier a toutefois doublé les exportations de P total deux années sur trois et a notamment favorisé les exportations de P sous forme d'orthophosphates très bio-disponibles. L'incorporation des lisiers en semis direct a eu pour effet de réduire les exportations de P total et surtout de P réactif par rapport à la pratique du semis direct sans incorporation et aussi de réduire les exportations de nitrate, de P particulaire et de MES par rapport au labour. L'incorporation du lisier sur la parcelle en semis direct aura aussi permis de réduire sur les trois ans de 63 à 66 % les émissions de NH₃ par rapport au semis direct sans incorporation. Cette pratique d'incorporation superficielle des lisiers se trouve donc à avoir un effet bénéfique à la fois sur la qualité de l'air avec des réductions d'émissions de NH₃ et d'odeur éventuelles, et sur la qualité de l'eau au niveau de l'azote et du phosphore, même si de légères tendances à des augmentations de charges en nitrate ont été notées dans les eaux de drainage. Plusieurs techniques d'incorporation rapide des lisiers ont été proposées dans des ateliers adressés aux producteurs, allant des outils de travail secondaire déjà sous la main des producteurs aux rampes munies de coutres et de systèmes pour incorporer les lisiers à la sortie de l'épandeur.

POINT DE CONTACT POUR INFORMATION

Nom du responsable du projet : Marc-Olivier Gasser

Téléphone : 418 643-2380 # 650

Télécopieur : 418 644-6855

Courriel : marc-o.gasser@irda.qc.ca

REMERCIEMENTS AUX PARTENAIRES FINANCIERS

Ces travaux ont été réalisés grâce à une aide financière du Programme de soutien à l'innovation en 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.

ACTIVITÉS DE DIFFUSION ET DE TRANSFERT AUX UTILISATEURS

Journées portes-ouvertes et fiches techniques

Perron, M.-H., M.-O. Gasser, et L. Roy. 2013. Impact de l'incorporation immédiate des lisiers en semis direct et en travail conventionnel sur la qualité de l'eau et sur les émissions d'ammoniac. Journée portes-ouvertes de l'IRDA à Saint-Lambert-de-Lauzon. 15 août 2013.

Perron, M.-H., M.-O. Gasser et L. Roy. 2013. Impact de l'incorporation des lisiers en semis direct. Fiche synthèse FT901004a.

Martel, S. L., Robert M.-O. Gasser et M.H. Perron, 2013. Exemples d'équipement pour l'incorporation rapide. Affiche présentée dans le cadre de la journée portes-ouvertes de l'IRDA à la ferme expérimentale de Saint-Lambert-de-Lauzon le 15 août 2013.

Gasser, M.-O. S. Martel, M.-H. Perron, et Caroline Dufour-L'Arrivée. 2013. Essais dans le maïs en Chaudière-Appalaches : en 2012, aucune réponse à la fertilisation azotée sur retour de prairie ou suite à l'incorporation rapide des lisiers. Portes-ouvertes de l'IRDA. Saint-Lambert-de-Lauzon. 15 août 2013.

Gasser, M.-O. S. Martel, M.-H. Perron, et Caroline Dufour-L'Arrivée. 2013. Essais à la ferme sur la fertilisation azotée du maïs. IRDA. Fiche synthèse FT901004-901011a.

Perron., M.-H., M.-O. Gasser et L. Roy. 2014. Efficacité agronomique et environnementale de l'incorporation immédiate des lisiers sous cultures annuelles en semis direct et en travail conventionnel du sol. Présentation aux étudiants de 1^{er} cycle de l'Université Laval. Saint-Lambert de Lauzon. 3 octobre.

Tremblay, M.-E. et M.-O. Gasser. 2016. Pourquoi faut-il incorporer les lisiers au sol? IRDA. Fiche synthèse FS901004Fa. 2 pages. Présentation aux étudiants de 1^{er} cycle de l'Université Laval. Saint-Lambert de Lauzon. 6 octobre.

ACTIVITÉS DE TRANSFERT SCIENTIFIQUE

Gasser, M.-O., M.-E. Tremblay, A. Michaud, M. Girard, et M.-H. Perron. 2016. Devenir de l'azote en travail conventionnel du sol et en semis direct avec ou sans incorporation rapide. Conférence et résumé présentés dans le cadre du congrès de l'AQSSS le 1^{er} juin 2016. Québec.

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. An ASABE – CSBE/ASABE Joint Meeting Presentation. Paper Number: 141913595. 13 au 16 juillet. Montréal.

Efficacité agronomique et environnementale de l'incorporation immédiate des lisiers sous cultures annuelles en semis direct et en travail conventionnel du sol

Rapport final

Présenté au Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
200, chemin Sainte-Foy, 10e étage
Québec (Québec) G1R 4X5

Dans le cadre de Cultivons l'avenir, une initiative fédérale-provinciale-territoriale, Programme de soutien à l'innovation en agroalimentaire, Concours 2011-2012– Concours spécial 2011-2012.

Préparé par :



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

Marie-Eve Tremblay, agr., M. Sc.
IRDA

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

Marc-Olivier Gasser
Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)
2700, rue Einstein, Québec (Québec) G1P 3W8
Téléphone : 418 643-2380, poste 650
Courriel : marc-o.gasser@irda.qc.ca

LE RAPPORT PEUT ÊTRE CITÉ COMME SUIT :

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.

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

RÉSUMÉ

L'épandage d'effluents d'élevage sur les prairies et dans les sols sous travail réduit cause des préjudices environnementaux lorsque ces effluents sont appliqués à la surface du sol sans être incorporés. L'épandage de lisier de porc par exemple, génère des émissions d'ammoniac et augmente les concentrations de phosphore à la surface du sol. L'incorporation immédiate des lisiers réduit les émissions de NH_3 et les risques de ruissellement des éléments fertilisants accumulés à la surface du sol. L'incorporation des lisiers pourrait cependant aller à l'encontre du but visé par le semis direct, soit de réduire le travail du sol et de maintenir un couvert de résidus protégeant la surface du sol. Le projet visait à comparer l'épandage de lisier de porc en semis direct sans incorporation (T1), l'épandage en semis direct avec incorporation immédiate et superficielle du lisier (T2), l'épandage avec incorporation sous labour conventionnel (T3) et l'épandage sur prairie (T4), sur la base de leur efficacité à restreindre les différentes formes de perte de N et de P dans l'atmosphère et dans l'eau tout en conservant la productivité du sol. L'essai a été réalisé à la station expérimentale de Saint-Lambert-de-Lauzon pendant 4 ans sur un loam-limono-argileux Lebras avec une succession de maïs-grain, soya, blé et maïs-grain en parallèle à la prairie. Un dispositif comprenant douze parcelles instrumentées de 653 m² abritait les quatre traitements ci-haut mentionnés répétés trois fois. Des lisiers de porc ont été épandus à chaque printemps à des doses modérées à élevées (179 à 346 kg N/ha). Les émissions de NH_3 ont été mesurées dans des chambres ventilées et la qualité de l'eau a été suivie à l'aide d'avaloirs et de drains agricoles indépendants reliés à des cabanons hivernés où l'eau était échantillonnée et les débits mesurés.

La valorisation des effluents d'élevage sur les sols agricoles peut avoir un impact important sur les sols et la qualité de l'eau. Il importe de prendre des mesures adéquates même en conditions de travail réduit et de semis direct pour réduire son impact sur les émissions atmosphériques d'ammoniac et la qualité des eaux de drainage et de ruissellement. Une incorporation superficielle des lisiers en semis direct a permis de réduire de façon substantielle les émissions atmosphériques d'ammoniac, de réduire les exportations de formes de phosphore particulièrement disponibles pour la croissance des cyanobactéries par rapport au lisier laissé en surface sur semis direct ou prairie, et de réduire les charges en MES et P particulaire par rapport à un sol travaillé à la charrue à versoir et à la herse. Les différents modes de travail du sol ont peu affecté les rendements des cultures annuelles. La prairie a exporté de deux à trois plus de N et de K, et autant de P que les cultures annuelles. La valorisation des lisiers de porc a eu un impact sur la qualité de l'eau. Sous toutes les façons culturales, les concentrations de nitrate et d'ammonium mesurées respectaient à la limite les critères pour la qualité de l'eau, mais pour le phosphore le critère a largement été dépassé dans toutes les conditions de culture et ce, même si l'indice de saturation en phosphore du sol (l'ISP de 0 à 20 cm de profondeur a augmenté de 2,6 à 5,2 % de 2011 à 2015) est demeuré sous la limite des critères environnementaux reconnus pour ce type de sol.

Parmi les techniques culturales à l'essai, le labour a favorisé des exportations importantes de MES, de P particulaire et de nitrate dans les eaux de drainage et de ruissellement, par rapport aux traitements sous semis direct. Le semis direct sans incorporation du lisier a toutefois doublé les exportations de P total deux années sur trois et a notamment favorisé les exportations de P sous forme d'orthophosphates très bio-disponibles. L'incorporation des lisiers en semis direct a eu pour effet de réduire les exportations de P total et surtout de P réactif par rapport à la pratique du semis direct sans incorporation et aussi de réduire les exportations de nitrate,

de P particulaire et de MES par rapport au labour. L'incorporation du lisier sur la parcelle en semis direct aura aussi permis de réduire sur les trois ans de 63 à 66 % les émissions de NH_3 par rapport au semis direct sans incorporation. Cette pratique d'incorporation superficielle des lisiers se trouve donc à avoir un effet bénéfique à la fois sur la qualité de l'air avec des réductions d'émissions de NH_3 et d'odeur éventuelles, et sur la qualité de l'eau au niveau de l'azote et du phosphore, même si de légères tendances à des augmentations de charges en nitrate ont été notées dans les eaux de drainage. Plusieurs techniques d'incorporation rapide des lisiers ont été proposées dans des ateliers adressés aux producteurs, allant des outils de travail secondaire déjà sous la main des producteurs aux rampes munies de coutres et de systèmes pour incorporer les lisiers à la sortie de l'épandeur.

TABLE DES MATIÈRES

1	Introduction.....	1
2	Objectifs de l'étude	3
3	Matériel et méthode	4
3.1	Historique du Dispositif expérimental.....	4
3.2	Méthodologie	5
3.2.1	Traitements	5
3.2.2	Suivi de la fertilité des sols	9
3.2.3	Suivi de la qualité des eaux de ruissellement et de drainage	10
3.2.4	Suivi des émissions ammoniacales	10
3.3	Analyse statistique et Bilans Globaux.....	11
4	Résultats	12
4.1	Données météo	12
4.2	Rendements et Prélèvements par les cultures	14
4.3	Évolution des propriétés des sols	17
4.4	Qualité des eaux de drainage et de ruissellement	24
4.4.1	Volumes drainés et ruisselés	27
4.4.1	Matières en suspension.....	29
4.4.2	Pertes d'azote	30
4.4.3	Pertes de phosphore	33
4.4.4	Pertes de potassium	38
4.4.5	Conclusion sur la qualité de l'eau.....	38
4.5	Émissions ammoniacales après l'épandage de lisier de porc.....	40
4.6	Bilan global	45
4.6.1	Azote.....	45
4.6.2	Phosphore.....	47
4.6.3	Potassium	48
5	Conclusion	50
	Références.....	52
	Annexe A – Précipitations et température de 2012 à 2015	54
	Annexe B – Analyses de sol de 2011 à 2015.....	55
	Annexe C – Analyses de sol de 2015	56
	Annexe D – Analyses statistiques complémentaires	57

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Séquence culturale pour chacun des traitements, de 2010 à la fin du projet.	6
Tableau 2 : Hybrides, cultivars, dates et taux de semis	6
Tableau 3 : Détails des opérations de travail de sol réalisées dans les traitements T2 et T3	6
Tableau 4 : Moyennes et coefficients de variation des paramètres mesurés sur les lisiers de porc épandus	7
Tableau 5 : Quantités d'éléments fertilisants apportés avec les lisiers	7
Tableau 6 : Apports d'engrais minéraux complémentaires pour le maïs-grain	8
Tableau 7 : Traitements phytosanitaires réalisés.....	8
Tableau 8 : Statistiques agrométéorologiques de Saint-Lambert-de-Lauzon de 2012 à 2015 et normales.....	13
Tableau 9 : Rendement en grain des cultures à 15 % d'humidité et humidité du grain.....	14
Tableau 10 : Rendement en biomasse fourragère sur base sèche dans les parcelles en prairie (T4)	15
Tableau 11 : Évolution des propriétés chimiques des sols de 0 à 20 cm de profondeur.....	17
Tableau 12 : Sommaire de l'ANOVA pour les effets des traitements, des années, de l'interaction traitements x années et présentations des contrastes entre les années, tout traitement confondu, sur les propriétés des sols de 0 à 20 cm de profondeur.....	18
Tableau 13 : Effets des traitements, des périodes hydrologiques et de l'année sur la qualité de l'eau ruisselée.	25
Tableau 14 : Effets des traitements, des périodes hydrologiques et de l'année sur la qualité de l'eau à la sortie des drains agricoles.	26
Tableau 15 : Volumes d'eau mesurés à la sortie des drains et en ruissellement de surface à trois périodes sur trois années de culture.....	28
Tableau 16 : Charges en MES mesurées à la sortie des drains et en ruissellement de surface à trois périodes sur trois années de culture.....	28
Tableau 17 : Charges en N-total mesurées à la sortie des drains et en ruissellement de surface à trois périodes sur trois années de culture.....	31
Tableau 18 : Charges en N-NO3 mesurées à la sortie des drains et en ruissellement de surface à trois périodes sur trois années de culture.....	31
Tableau 19 : Charges en P-total mesurées à la sortie des drains et en ruissellement de surface à trois périodes sur trois années de culture.....	37
Tableau 20 : Concentrations moyennes pondérées de P total mesurées à la sortie des drains et en ruissellement de surface à trois périodes sur trois années de culture.	37
Tableau 21 : ANOVA sur les émissions d'ammoniac après l'épandage des lisiers en 2013, 2014 et 2015.....	40
Tableau 22 : Bilan des différentes formes d'azote exportées de la parcelle de 2013 à 2015.....	45
Tableau 23 : Bilan des différentes formes de phosphore exportées de la parcelle de 2013 à 2015.	48
Tableau 24 : Comparaison des traitements sur la qualité de l'eau ruisselée par période hydrologique.	57
Tableau 25 : Comparaison des traitements sur la qualité de l'eau drainée par période hydrologique.	59

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Disposition de l'avaloir au coin d'une parcelle.....	4
Figure 2 Plan du dispositif expérimental.....	5
Figure 3 Tunnel ventilé pour la collecte des émissions de NH ₃ au champ.....	10
Figure 4 Cumul mensuel des degrés-jours (bases 5°C et 10°C) de 2012 à 2015 et normales de la région.....	12
Figure 5 Cumulatif des précipitations (mm) au cours des saisons de culture 2012 à 2015.....	13
Figure 6 Variabilité des rendements de maïs-grain en fonction des traitements et de la distance aux drains.....	14
Figure 7 Principaux éléments exportés à la récolte par les cultures annuelles et la prairie.....	16
Figure 10 Distribution des teneurs en P et K (Mehlich-3) dans le profil de sol en fonction des traitements en 2015.....	21
Figure 11 Distribution des teneurs en B et Cu (Mehlich-3) dans le profil de sol en fonction des traitements en 2015.....	22
Figure 12 Distribution des teneurs en Ca et Mg (Mehlich-3) dans le profil de sol en fonction des traitements en 2015.....	23
Figure 13 Évolution hebdomadaire des volumes d'eau drainés et ruisselés sur trois années de cultures (saison de croissance mai-octobre en vert, hiver novembre-février en blanc et fonte des neiges mars-avril en bleu).....	27
Figure 14 Évolution des charges hebdomadaires de matières en suspension (MES) ruisselées et drainées.....	29
Figure 15 Effets des traitements sur les charges (a) et les concentrations moyennes pondérées (b) de matières en suspension (MES) ruisselées et drainées à différentes périodes hydrologiques de 2013 à 2016.....	29
Figure 16 Effets des traitements sur les charges (a) et les concentrations moyennes pondérées (b) de nitrate (N-NO ₃) ruisselées et drainées à différentes périodes hydrologiques de 2013 à 2016.....	30
Figure 17 Effets des traitements sur les charges (a) et les concentrations moyennes pondérées (b) d'azote total ruisselées et drainées à différentes périodes hydrologiques de 2013 à 2016.....	30
Figure 18 Proportion des différentes formes d'azote retrouvées dans l'eau de drainage en fonction des périodes hydrologiques et des traitements.....	32
Figure 19 Proportion des différentes formes d'azote retrouvées dans le ruissellement en fonction des périodes hydrologiques et des traitements.....	33
Figure 20 Évolution des concentrations de N total, N-NH ₄ et N-NO ₃ dans les eaux ruisselées et drainées au cours des saisons 2013, 2014 et 2015.....	33
Figure 21 Effets des traitements sur les charges (a) et les concentrations moyennes pondérées (b) de P total, P réactif dissous et P particulaire ruisselées et drainées à différentes périodes hydrologiques de 2013 à 2016.....	34
Figure 22 Accroissement des concentrations de P total à la suite des épandages de lisiers en mai 2013, 2014 et 2015.....	35

Figure 23 Proportion des différentes formes de phosphore retrouvées dans l'eau de drainage en fonction des périodes hydrologiques et des traitements	36
Figure 24 Proportion des différentes formes de phosphore retrouvées dans le ruissellement en fonction des périodes hydrologiques et des traitements	36
Figure 25 Effets des traitements sur les charges (a) et les concentrations moyennes pondérées (b) de K dissous ruisselées et drainées à différentes périodes hydrologiques de 2013 à 2016.	38
Figure 26 Précipitations, température moyenne et flux instantanés d'ammoniac mesurés en 2013, 2014 et 2015 après l'épandage du lisier.....	41
Figure 27 Émissions cumulées d'ammoniac (a) et pourcentage de l'azote ammoniacal du lisier émis dans l'atmosphère (b) en 2013, 2014 et 2015	42
Figure 28 Émissions totales de N-NH ₃ (a) et pourcentage de N-NH ₃ appliqué sous forme de lisier et émis (b).....	43
Figure 29 Pertes et prélèvements moyens d'azote de 2013 à 2015 exprimés en kg N/ha (a) ou en proportion de l'azote des engrais appliqués (b).	46
Figure 30 Pertes et prélèvements moyens de phosphore de 2013 à 2015 exprimés en kg P/ha (a) ou en proportion de l'azote des engrais appliqués (b).....	48
Figure 31 Pertes et prélèvements moyens de potassium de 2013 à 2015 exprimés en kg K/ha (a) ou en proportion de l'azote des engrais appliqués (b).....	49

1 INTRODUCTION

L'épandage d'effluents d'élevage sur les prairies et dans les sols sous travail réduit cause des préoccupations environnementales importantes lorsque ces effluents sont appliqués à la surface du sol sans être incorporés. Selon le Recensement de l'agriculture de 2006, sur les 1 100 000 ha de terres préparées pour les semis au Québec en 2006, près de 108 000 ha étaient cultivés sans travail du sol, soit une augmentation de 102 % par rapport à 2001 (Statistique Canada, 2006). Les superficies où les résidus de récoltes étaient maintenus à la surface du sol ont aussi augmenté de 207 000 ha en 2001 à 321 000 ha en 2006. Le même recensement indique qu'au Québec les fumiers étaient incorporés à un moment ou à un autre sur seulement 45 % des superficies déclarées alors que les lisiers l'étaient sur 46 % des superficies. La réduction des pertes en éléments fertilisants dans l'eau et dans l'air par l'emploi approprié d'outils d'incorporation des lisiers peut se traduire par des augmentations de rendement de l'ordre de 2 à 16% dans les cultures annuelles. Lorsque les lisiers ne sont pas incorporés immédiatement, l'intensité des émissions d'ammoniac dépend de plusieurs facteurs imprévisibles et incontrôlables, au point où il devient difficile d'estimer l'azote restant disponible dans le sol pour la culture. L'incorporation immédiate des lisiers réduit substantiellement l'incertitude reliée aux émissions de NH_3 permettant de mieux estimer à la baisse les besoins en azote et en engrais de synthèse additionnels. Une diminution des besoins et des achats d'engrais de synthèse est donc escomptée avec l'incorporation des lisiers. Le choix d'outils appropriés pour incorporer les lisiers en semis direct devrait donc déboucher sur des gains importants à la fois économiques et environnementaux.

Au Québec, la plupart des effluents d'élevage sont épandus à la surface des sols sans être incorporés immédiatement (Statistique Canada, 2006). Les effluents solides (fumiers) sont épandus à la volée avec des épandeurs munis de batteurs hélicoïdaux qui projettent le fumier à la surface du sol. Selon le recensement de Statistique Canada, les fumiers sont incorporés à un moment ou un autre sur seulement 45% des superficies déclarées. Quant à eux, les effluents liquides (lisiers) sont surtout épandus par aspersion avec des citernes munies de rampes à deux ou trois assiettes déflectrices, ou une seule dans le cas des lisiers plus pailleux. Selon Statistique Canada, les lisiers sont incorporés à un moment ou un autre sur seulement 46% des superficies déclarées. Malgré l'existence de rampes permettant l'incorporation immédiate des lisiers de porc, peu de producteurs se sont prévalus de la subvention du volet 7 de Prime-Vert pour en faire l'acquisition (Judith Tremblay, MAPAQ, comm. person.). Ces rampes sont conçues pour incorporer directement le lisier sur sol nu, dans les prairies ou en post-levée dans les cultures à grande interligne comme le maïs. Par contre, les lisiers épandus par aspersion sont parfois incorporés au sol après quelques heures de délai avec un labour ou une herse, sinon ils demeurent à la surface du sol comme dans le cas de la plupart des épandages sur prairies. Cette pratique conduit alors aux pertes d'azote et à la réduction de l'efficacité de l'azote pour les cultures.

Selon une enquête menée par un club conseil de la région de Beauce-Appalaches sur les délais d'incorporation, six producteurs sur quatorze ont déclaré pouvoir incorporer les lisiers au printemps, dans la meilleure situation, dans l'heure qui suit l'épandage. Dans les situations les moins favorables, tous ont déclaré incorporer les lisiers dans un délai allant d'au moins 12 heures jusqu'à une semaine après l'épandage. À l'automne, trois producteurs sur quatorze ont déclaré pouvoir incorporer au mieux les lisiers dans l'heure qui suit, tandis que dans les situations les plus défavorables, l'incorporation était réalisée dans un délai d'au moins 24 heures. Aucun producteur n'a

déclaré utiliser une rampe avec un outil de travail du sol sur la citerne pour incorporer simultanément les lisiers. Le seul producteur déclarant faire du semis direct n'enfouissait pas les lisiers.

De nombreux efforts sont pourtant investis pour promouvoir des techniques de conservation des sols, dont le semis direct et le travail réduit du sol. On vise par ces pratiques à maintenir une couverture permanente de résidus végétaux ou de végétaux à la surface pour protéger le sol de l'érosion hydrique ou éolienne, surtout en période de fonte hivernale et à la fonte des neiges, et à augmenter la rentabilité des cultures. L'incorporation des effluents d'élevage par un travail du sol trop perturbateur pourrait aller à l'encontre d'un des buts visés par le semis direct, soit de réduire le travail du sol et de maintenir une couverture de protection. L'incorporation des effluents est aussi limitée sur les prairies.

Les effluents d'élevage laissés à la surface du sol sans incorporation engendrent davantage de risques environnementaux, en plus de diminuer leur valeur fertilisante et économique. Premièrement, les risques de pollution des eaux augmentent lorsque les effluents demeurent à la surface du sol. Les eaux ruisselant à la surface sont particulièrement affectées par les formes de phosphore et d'azote soluble provenant des effluents laissés en surface (Kleinmann et al., 2002; Royer et al., 2007; Maguire et al., 2011; Gasser et al., 2011). L'apport répété de ces effluents sans travail du sol entraîne aussi une augmentation des teneurs en éléments dans les premiers centimètres du sol et cette stratification risque de charger davantage les eaux de ruissellement de formes dissoutes de phosphore (Sharpley, 2003). Verbree et al. (2010) ont comparé la qualité des eaux de ruissellement sur des sols en semis direct recevant des applications de fumiers laissés en surface à celles sur des sols labourés après l'application de fumiers. La pratique du semis direct a réduit les pertes en sédiments dans les eaux de ruissellement par rapport au labour, mais a augmenté les pertes en N soluble et en P dissous en raison de la réaction à l'eau des fumiers présents à la surface des sols.

De même, les voies d'écoulement préférentiel de l'eau vers les drains sont favorisées par l'absence de travail à la surface du sol. Les eaux contaminées à la surface du sol ont ainsi davantage d'impacts négatifs sur la qualité de l'eau évacuée par les drains agricoles. Plusieurs études récentes rapportent que l'épandage d'effluents de ferme sans incorporation en semis direct favorise l'exportation de phosphore dissous et total vers les drains par écoulement préférentiel, diminuant ainsi l'aptitude du sol à filtrer et fixer des éléments (Maguire et al., 2011). La capacité de fixation du P par le sol est aussi liée à la présence de sesquioxydes de Fe et Al ou de calcaire, ce qui induit une variabilité dans la spéciation des formes de P relâchées dans les eaux de ruissellement et de drainage (Beauchemin et al., 2003). L'incorporation superficielle des lisiers au sol (0-5 cm) favorise au contraire la sorption de formes inorganiques de phosphore et stimule l'activité biologique et la minéralisation de formes organiques, réduisant les pertes de phosphore soluble dans les eaux de surface (Glaesner et al., 2011).

Un travail excessif du sol peut en revanche exacerber les pertes en sédiments et en P particulaire des sols sujets à l'érosion. Il faut donc rechercher un optimum jumelant l'incorporation des lisiers et la réduction des chemins préférentiels par un travail réduit et superficiel.

D'autre part, les émissions d'odeurs et d'ammoniac sont aussi plus importantes dans les premières heures suivant l'épandage des effluents, si ceux-ci ne sont pas incorporés rapidement au sol. Moins de 24 heures après l'épandage d'un lisier de porc laissé en surface, les pertes d'azote ammoniacal (NH_3) peuvent atteindre de 8 à 16% de l'azote ammoniacal appliqué (Rochette et al., 2008a et b). Après 10 jours, ces pertes peuvent atteindre de 35

à 43% de l'azote ammoniacal appliqué. L'incorporation rapide des lisiers, simultanément ou dans les minutes qui suivent l'épandage, réduit généralement de 50% les émissions de NH_3 . Une valorisation optimale de l'azote ammoniacal des lisiers de porc peut permettre d'obtenir une efficacité fertilisante de l'azote équivalente à celle d'un engrais minéral. L'incorporation simultanée du lisier de porc en post-levée dans le maïs peut procurer une telle efficacité (Chantigny et al., 2008).

La réduction des émissions d'azote ammoniacal entraîne une augmentation des concentrations d'azote minéral dans le sol qui peuvent éventuellement affecter la qualité de l'eau, plus spécifiquement les formes ammoniacales et le nitrate si les conditions hydrologiques sont propices à générer du ruissellement et du drainage. L'incorporation et le mélange de ces formes d'azote et de phosphore au sol risquent toutefois de réduire les risques de contamination des eaux en favorisant la sorption de certains de ces éléments nutritifs sur les colloïdes de sol. Une minéralisation accrue des formes organiques d'azote et de phosphore pourrait à l'inverse favoriser leur dissolution et transport dans l'eau. Un travail du sol en semis direct suite à l'épandage de lisier, même s'il est seulement superficiel dans les premiers 5 à 10 cm de sol, permettrait d'atteindre certains de ces objectifs, soit de réduire les émissions de NH_3 , tout en conservant les différentes formes d'azote et de phosphore dans le sol, sans exacerber les pertes dans les eaux de drainage et de ruissellement. Il importe donc de vérifier comment les modes d'épandages et d'incorporation des lisiers sous les différentes conditions de production actuelles de labour, de semis direct et sous prairie, se comparent en termes d'émissions d'ammoniac, de mesure de protection des sols de l'érosion, d'impact sur la qualité des eaux de drainage et de ruissellement et finalement sur la productivité des sols et des cultures.

2 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

Ce projet visait à comparer l'efficacité des pratiques d'épandage de lisier sous semis direct aux pratiques sous labour conventionnel et sous prairie à restreindre les différentes formes de perte de N et de P tout en maintenant ou en améliorant la productivité du sol. Le projet visait également à développer de meilleures connaissances sur les formes et les voies de pertes de sol et d'éléments fertilisants (N, P, etc.) associées à la pratique du semis direct, lorsque les lisiers étaient laissés en surface ou incorporés immédiatement après leur épandage. L'impact de la régie de ces lisiers sur des cultures annuelles a également été comparé à celui de la régie d'épandage sur prairie. Ces informations devraient permettre de formuler des recommandations adéquates pour la valorisation des effluents d'élevage en semis direct ou en travail réduit du sol.

3 MATÉRIEL ET MÉTHODE

3.1 HISTORIQUE DU DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

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°36'20"; Long. : 71°10'17"; Élev. : 115 m). Le dispositif a été implanté sur un sol de la série Lebras classifié comme gleysol humique (SISCAN, 2002). La texture du sol de surface (0 -20 cm) se compose de 258 g/kg d'argile, 251 g/kg de sable et 17,4 g/kg de C total et se retrouve à l'interface entre le loam limoneux, le loam limoneux-argileux, le loam argileux et le loam. La teneur en sable diminue légèrement en profondeur dans le profil (175 g/kg à 20- 40 cm de profondeur), tandis qu'elle augmente légèrement dans le bas du terrain, passant de 233 à 279 g/kg dans l'horizon de surface.

Le dispositif compte douze parcelles d'une dimension de 653 m² (19,5 m x 33,5 m) organisées en blocs complets. Lors de la mise en place des parcelles en 2005 et 2006, deux drains agricoles de dix cm de diamètre (quatre pouces) espacés de 10 m et reliés à un collecteur ont été posés à 90 cm de profondeur dans le sol pour drainer chaque parcelle isolément. L'eau de ces deux drains est acheminée à un cabanon entouré par six parcelles. La pente des parcelles a été aménagée afin que chaque parcelle ait une pente uniforme de 3 % en diagonale vers un exutoire au coin de chaque parcelle. Une risberme de terre de 15 cm de hauteur par 100 cm de large a été construite sur les quatre côtés des parcelles afin d'isoler hydrauliquement chaque parcelle. L'eau de ruissellement de la parcelle est dirigée vers un exutoire dans le coin le plus bas de la parcelle, tandis que le ruissellement d'origine extérieure est ceinturé et repoussé de la parcelle. À l'aval de la parcelle, un avaloir, constitué d'un tuyau en entonnoir, entouré d'une butte de terre recouverte de toile géotextile a été aménagé afin de recueillir les eaux de ruissellement (Figure 1). Le tuyau récoltant l'eau de l'avaloir est acheminé vers le cabanon le plus près.



Figure 1 Disposition de l'avaloir au coin d'une parcelle

En 2006, la totalité des parcelles a été semée en prairie afin de restructurer les sols perturbés par le remodelage des pentes. Par la suite, la moitié des parcelles a été maintenue en prairies afin d'établir deux traitements en semis direct alors qu'au printemps 2010, l'autre moitié des parcelles a été semée avec un engrais vert de sarrasin suivi d'un blé d'automne en août 2010 avant d'implanter deux autres traitements en travail de sol plus conventionnel. Au printemps 2011, le blé d'automne a été sous-ensemencé avec un mélange fléole-trèfle rouge.

3.2 MÉTHODOLOGIE

3.2.1 Traitements

Le dispositif implanté en 2012 a permis de comparer durant quatre ans quatre traitements répétés 3 fois :

T1 : Des cultures annuelles en semis direct, où le lisier de porc est épandu et laissé en surface (SD non-inc.)

T2 : Des cultures annuelles en semis direct, où le lisier est incorporé superficiellement (0-5 cm) dans l'heure suivant l'épandage (SD inc.)

T3 : Des cultures annuelles en sol travaillé de façon conventionnelle (charrue à versoir et herse), où le lisier est incorporé dans les 24 h suivant l'épandage avec un vibroculteur (Labour)

T4 : Une culture pérenne (prairie renouvelée aux cinq ans) où le lisier est épandu et laissé en surface (Prairie)

Ces traitements permettaient de comparer dans de grandes parcelles de 19,5 m x 33,5 m, l'effet de l'incorporation ou non des lisiers sous semis direct et de comparer ces effets aux mêmes cultures sous travail de sol conventionnel et à la prairie recevant les mêmes apports de lisier. La Figure 2 illustre la disposition de ces quatre traitements répétés trois fois sur le dispositif instrumenté de la station de Saint-Lambert-de-Lauzon.



Figure 2 Plan du dispositif expérimental

Le Tableau 1 présente la succession des cultures réalisées sur chaque traitement depuis 2010. Le Tableau 2 présente des informations plus détaillées sur ces cultures.

Tableau 1 : Séquence culturale pour chacun des traitements, de 2010 à la fin du projet.

Traitement	Système culturel	2010	2011	2012	2013	2014	2015
T1	Semis direct non-incorporé	Prairie	Prairie	Maïs grain	Soya	Blé de printemps	Maïs grain
T2	Semis direct incorporé	Prairie	Prairie	Maïs grain	Soya	Blé de printemps	Maïs grain
T3	Labour	Engrais vert / Blé d'automne	Blé d'automne grainé	Maïs grain	Soya	Blé de printemps	Maïs grain
T4	-	Engrais vert / Blé d'automne	Blé d'automne grainé	Prairie	Prairie	Prairie	Prairie

Tableau 2 : Hybrides, cultivars, dates et taux de semis

Année	Traitement	Culture	Cultivar	UTM	Date de semis	Taux de semis
2011	T4	Prairie	Fléole+trèfle rouge	-	20 mai	-
2012	T1, T2, T3	Maïs grain	Maizex MZ-1244 RR	2150	6 juin	77 000 plants/ha
2013	T1, T2, T3	Soya	PRO2545R2 inoculé	2475	14 juin	561 800 grains/m ²
2014	T1, T2, T3	Blé de printemps	Topaze	-	21 mai	545 grains/m ²
2015	T1, T2, T3	Maïs grain	Maizex MZ-1633 DBR	2300	4 juin	80 700 plants/ha

Depuis 2006, le sol dans les traitements T1 et T2 sous prairie n'avait pas été travaillé sauf pour les opérations de semis en 2006. En 2012, une opération d'enfouissement du lisier a été ajoutée au traitement T2. Au printemps 2010 et à l'automne 2011, le sol dans le traitement T3 a été labouré avec une charrue à versoir. Le sol a également été labouré au printemps 2010 dans les parcelles du traitement T4 avant l'installation de la prairie en 2011. À partir de 2012, seules les parcelles sous les traitements T2-Semis direct avec incorporation des lisiers et T3-Labour conventionnel ont subi des opérations de travail de sol autres que le semis (Tableau 3).

Tableau 3 : Détails des opérations de travail de sol réalisées dans les traitements T2 et T3

		Labour		Préparation du lit de semence		Enfouissement du lisier		Temps (h) ^a
2012	T2	-	-	-	-	Rotoculteur	22 mai	3
	T3	Charrue à versoir	8 nov.	Vibroculteur	7 mai	Vibroculteur	25 mai	60
2013	T2	-	-	-	-	Rotoculteur	6 juin	1
	T3	Charrue à versoir	2 mai	Rotoculteur	2 mai	Rotoculteur	7 juin	24
2014	T2	-	-	-	-	Rotoculteur	20 mai	1
	T3	Charrue à versoir	30 avril	Herse à disque	20 mai	Vibroculteur	21 mai	24
2015	T2	-	-	-	-	Rotoculteur	4 juin	1
	T3	Charrue à versoir	3 nov.	Vibroculteur	6 mai	Vibroculteur	4 juin	3

a : temps entre l'épandage du lisier et son incorporation

Les besoins en éléments fertilisants des cultures ont été établis en fonction des analyses de sol et des grilles de fertilisations contenues dans le Guide de référence en fertilisation (CRAAQ, 2010). À chaque année du projet (2012 à 2015), du lisier de porc provenant de la pré-fosse d'un élevage de porc à l'engraissement a été appliqué au printemps, en un seul chantier, sur l'ensemble des parcelles.

Le lisier a été appliqué avec un épandeur à citerne Houle GEA EL66 – 2250 d’une capacité théorique de 10 250 litres. Celle-ci était munie de rampes basses permettant de déposer le lisier près du sol (à moins de 20 cm du sol). Le lisier était échantillonné à plusieurs reprises lors des chantiers d’épandage afin d’estimer la variabilité des propriétés des lisiers. Les échantillons obtenus ont été gardés au frais jusqu’à leur analyse en laboratoire. Au laboratoire, les échantillons ont été homogénéisés au Polytron (Model PT 3100, Kinematica AG, Littau-Lucerne, Switzerland) avant leur analyse par des méthodes standards reconnues (CPVQ, 1993;CPVQ, 1988; Peters et al., 2003). Le pH a été déterminé à l’électrode dans un échantillon de lisier non dilué. La teneur en azote ammoniacal a été déterminée sur un extrait de 5 g de lisier brassé dans 50 ml d’une solution de KCl 2M (ratio 1 :10) et filtré. Les teneurs en matières sèches et en cendres ont été déterminées respectivement à l’étuve à 105°C et après incinération à 500°C. La teneur en azote total a été dosée avec une méthode Kjeldahl modifiée et les teneurs en éléments totaux P, K, Ca, Mg Na, B, Al Cu, Fe, 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). Le Tableau 4 rapporte les moyennes et coefficients de variation sur les paramètres mesurés et le Tableau 5 rapporte les quantités d’éléments fertilisants apportés avec les lisiers.

Tableau 4 : Moyennes et coefficients de variation des paramètres mesurés sur les lisiers de porc épandus

	Unité	2012		2013		2014		2015	
Date		22-mai		6-juin		20-mai		4-juin	
Nbre d'échant.		2		8		4		4	
pH eau		n.m.		7,1 1%		7,4 4%		7,5 1%	
Matière sèche	% b.h.	11,2	1%	12,5	5%	13,9	7%	5,3	14%
Cendres	% b.s.	18,2	3%	18,0	6%	16,5	4%	26,9	10%
N total	mg/kg b.h.	8581	1%	10472	3%	8148	1%	5418	2%
N-NH₄	mg/kg b.h.	4866	1%	6308	3%	5067	1%	3701	1%
C/N		5,3	1%	4,9	9%	7,1	5%	3,6	14%
P	mg/kg b.h.	1860	2%	2016	3%	2209	8%	754	10%
K	mg/kg b.h.	3402	0%	4260	4%	3584	2%	3340	2%
Ca	mg/kg b.h.	2692	5%	2634	7%	3116	24%	1147	10%
Mg	mg/kg b.h.	1134	1%	1269	2%	1348	5%	432	11%
Na	mg/kg b.h.	773	0%	859	4%	952	5%	1155	2%
B	mg/kg b.h.	5,8	6%	7,1	15%	7,6	20%	5,0	18%
Cu	mg/kg b.h.	65	1%	60	2%	55	6%	17	9%
Zn	mg/kg b.h.	72	1%	86	3%	109	4%	53	7%
Al	mg/kg b.h.	32	12%	39	9%	48	15%	10	16%
Fe	mg/kg b.h.	160	32%	127	6%	162	11%	66	14%
Mn	mg/kg b.h.	35	0%	35	3%	46	13%	17	9%

Tableau 5 : Quantités d’éléments fertilisants apportés avec les lisiers

Année	Date	Dose m ³ /ha	MS kg/ha	C total kg/ha	N Total kg/ha	N-NH ₄ kg/ha	P kg/ha	K kg/ha	Ca kg/ha	Mg kg/ha	Cu kg/ha	Zn kg/ha
2012	22 mai	33	3680	1505	283	161	61	112	89	37	2.1	2.4
2013	06 juin	33	4125	1692	346	208	67	141	87	42	2.0	2.8
2014	20 mai	27	4587	1916	220	137	60	97	84	36	1.5	2.9
2015	04 juin	33	1764	645	179	122	25	110	38	14	0.5	1.8

Des engrais minéraux ont été appliqués pour le maïs-grain en 2012 et 2015 afin de combler des besoins résiduels. Ces applications sont rapportées au Tableau 6.

Tableau 6 : Apports d’engrais minéraux complémentaires pour le maïs-grain

Année	Traitement	Culture	Date d’opération	Formulation	Dose	Mode d’application
2012	T1, T2, T3	Maïs grain	6 juin (au semis)	0-30-20	200 kg/ha	Planteur Kinze 8 rangs (semis direct)
2012	T1, T2, T3	Maïs grain	9 juillet (post-levée)	27-0-0	150 kg/ha	Épandeur à engrais incorporé en bande
2015	T1, T2, T3	Maïs grain	6 juillet (post-levée)	27-0-0	180 kg/ha	Planteur John Deere 7200 Unité de semis décalée de côté et surélevée

Les hybrides de maïs et de soya étaient de type Roundup Ready et le glyphosate a été employé à plusieurs reprises dans la lutte aux plantes adventices. À l’exception des herbicides et des enrobages phytosanitaires sur la semence, aucun autre traitement phytosanitaire n’a été employé dans les parcelles. Le Tableau 7 résume les traitements phytosanitaires réalisés ainsi que les doses de pesticides et leurs indices de risque pour la santé (IRS) et l’environnement (IRE). Ces indices ont été calculés avec l’application IRPeQ Express.

Tableau 7 : Traitements phytosanitaires réalisés

Traitement	Date d’application	Nom commercial + concentration	Ingrédient actif	Groupe	Stade de culture	Dose L / ha	IRS	IRE
T1, T2, T3	2012-05-15	Touchdown total (550 g/L)	Glyphosate	9	20 cm	4 L/ha	4	38
T1	2012-06-07	Touchdown total (550 g/L)	Glyphosate	9	Pré-levée	2,5 L/ha	2	28
T1, T2, T3	2012-07-03	Touchdown total (550 g/L)	Glyphosate	9	6 feuilles	1,5 L/ha	1	20
T1, T2	2013-05-17	Touchdown total (550 g/L)	Glyphosate	9	Pré-semis	3,5 L/ha	3	35
T1, T2, T3	2013-07-12	Roundup Weathermax (540 g/L)	Glyphosate	9	1ere feuille trifoliée	1,67 L/ha	1	23
T1, T2, T3	2014-06-10	Buctril M (560 g/L)	Bromoxinyl/ MCPA	4, 6	4 feuilles à début tallage	1 L/ha	52	443
T1, T2, T3	2014-06-17	Roundup Weathermax (540 g/L)	Glyphosate	9	-	-	-	-
T1, T2	2015-05-21	Touchdown total (550 g/L)	Glyphosate	9	Pré-semis	4,5 L/ha	4	38
T1, T2, T3	2015-07-03	RT - 540 (540 g/L)	Glyphosate	9	Jusqu’à 8 feuilles	1,67 L/ha	1	23

La récolte des cultures annuelles (T1, T2, T3) a été réalisée avec une moissonneuse-batteuse pour parcelles expérimentales (Wintersteiger, Salt Lake City) opérant sur une largeur de 1,52 m. Le pourtour des parcelles était préalablement battu et les rendements étaient mesurés dans le centre de la parcelle. Le maïs a été récolté avec un nez à maïs de deux rangs, sur 10 passages (20 rangs) en 2012 et 8 passages (16 rangs) en 2015. À chaque passage de batteuse, le poids total en grain a été pesé et la longueur, variant de 23 à 25 m, a été mesurée. Un échantillon de grain a été constitué à chaque deux passages pour évaluer la teneur en matière sèche du grain après séchage à l’étuve à 60°C et jusqu’à l’obtention d’un poids constant. Le poids à l’hectolitre des grains de maïs a été déterminé en 2015 pour chaque parcelle, sur un échantillon composite. En 2013, le rendement de soya a

été évalué sur trois passages de la moissonneuse-batteuse munie d'un nez à céréales. Le poids total en grain des 3 passages a été pesé et les longueurs, variant de 25 à 27 m, ont été mesurées. Deux sous-échantillons de grain ont été prélevés dans chaque parcelle pour déterminer la matière sèche à l'étuve. En 2014, la récolte du blé a été réalisée à la moissonneuse-batteuse dans chaque parcelle, sur six passages de 10 à 13 m de longueur. Le poids en grain et en paille a été pesé sur chaque passage. Un sous-échantillon de paille et de grain de chaque sous-parcelle a été prélevé et séché à l'étuve pour déterminer la teneur en matière sèche. Les rendements des parcelles en prairies (T4) ont été mesurés sur trois passages par parcelle avec une fourragère automotrice pour parcelle expérimentale (Carter, Indiana) d'une largeur de 0,94 m. La biomasse humide a été pesée et un échantillon a été prélevé pour déterminer la teneur en matière sèche après séchage à l'étuve à 60°C et jusqu'à l'obtention d'un poids constant. Selon les années de cultures, entre 2 et 3 coupes de foin ont été réalisées dans les parcelles T4.

Des échantillons composites des biomasses sèches de fourrages, de grains et de pailles récoltés ont été formés par parcelle et envoyés au laboratoire pour fin d'analyse des teneurs en éléments par des méthodes standards reconnues (CPVQ, 1993; CPVQ, 1988). Les biomasses ont été préalablement broyées et tamisées à 0,5 mm. La teneur en azote total a été dosée avec une méthode Kjeldahl modifiée et les teneurs en éléments totaux P, K, Ca, Mg, Na, B, Al, Cu, Fe, 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 également été dosées par combustion sur un appareil LECO. Les prélèvements en éléments dans les parties exportées des cultures ont été calculés avec ces teneurs et les rendements mesurés.

Pour toute la durée du projet, les données aux 10 minutes de température de l'air et du sol, de précipitation, d'humidité de l'air, de vitesse et de direction du vent ainsi que de rayonnement photosynthétique (PAR) ont été mesurées avec une station météorologique automatisée située à moins de 200 m des parcelles. Les données météorologiques ont permis de documenter les conditions sous lesquelles se sont produites le ruissellement, le drainage et les émissions de NH₃.

3.2.2 Suivi de la fertilité des sols

L'échantillonnage des sols a été intensifié en cours d'essai pour suivre l'évolution des propriétés des sols et leur distribution dans le profil de 0 à 40 cm de profondeur à mesure que les effets du travail réduit et des apports de lisiers se manifestaient. Ainsi, les sols ont été échantillonnés en début d'essai, à l'automne 2011 à deux profondeurs, soit de 0 - 20 et 20 - 40 cm. À l'automne 2012 et 2014 ainsi qu'au printemps 2014, les sols ont été échantillonnés à des profondeurs de 0 - 10, 10 - 20, et 20 - 40 cm. En fin d'essai, à l'automne 2015, les sols ont été échantillonnés à des profondeurs de 0 - 5, 5 - 10, 10 - 20 et 20 - 40 cm. À chaque campagne d'échantillonnage, six échantillons étaient prélevés par profondeur sur chaque parcelle et mélangés pour former des échantillons composites. Au laboratoire, la granulométrie a été déterminée par densimétrie à l'hydromètre de Bouyoucos sur les échantillons prélevés en début de projet selon des méthodes standards reconnues (CPVQ, 1993; CPVQ, 1988). La granulométrie des sables a été déterminée par tamisage sur les mêmes échantillons. Tous les échantillons de sol ont été analysés pour le pH à l'eau dans un ratio sol :eau 1:5 et le pH tampon (SMP) dans un ratio sol :eau 1:10 avec une électrode. Les teneurs en C et N total ont été déterminés par combustion sèche sur un appareil LECO. Les teneurs en N minéral (N-NO₃ et N-NH₄) ont été dosés par colorimétrie automatisée 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 dosés par spectroscopie à l'ICP dans des extraits de sol : solution Mehlich 3 dans un ratio 1 :5.

3.2.3 Suivi de la qualité des eaux de ruissellement et de drainage

Tel que mentionné précédemment, chaque parcelle était munie de deux drains de 10 cm de diamètre, espacés de 10 m et posés à 90 cm de profondeur pour évaluer la qualité des eaux de drainage, ainsi que d'un avaloir pour capter les eaux de ruissellement. Ces eaux 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. Les échantillons d'eau prélevés étaient acheminés au laboratoire pour analyse des matières en suspension (MES), de la conductivité électrique, des teneurs en N total, du N-NH₄ et N-NO₃, du P total (persulfate), P total dissous, du P biodisponible extrait au NaOH 0,1 N / EDTA 0,02 N, du P réactif (orthophosphate) et du P, K, Ca, Mg, Na Al, B, Cu, Fe, Zn, Mn dosés à l'ICP. Ainsi, les charges en sédiments et en différentes formes de N et de P présentes dans les eaux de ruissellement et de drainage ont pu être comptabilisées et comparées pour chaque traitement.

3.2.4 Suivi des émissions ammoniacales

Les émissions d'ammoniac (NH₃) ont été mesurées après les chantiers d'épandage de 2013, 2014 et 2015 avec des chambres ventilées mises au point à l'IRDA pour les besoins du projet et décrit dans Girard et al. (2014). Brièvement, des chambres ventilées ont été placées sur le sol de chaque parcelle tout de suite après l'épandage du lisier ou son incorporation, dans le cas du traitement T2 - Semis direct avec incorporation rapide (Figure 3).



Figure 3 Tunnel ventilé pour la collecte des émissions de NH₃ au champ

Les chambres étaient ventilées à un débit de 12 L/min pour ainsi renouveler l'air dans la chambre aux deux 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 à 1,5 m du sol dans une cheminée. Une partie de l'air à l'entrée et à la sortie des tunnels était continuellement échantillonnée et acheminée vers des bulleurs placés dans des solutions acides pour piéger le NH_3 . En utilisant le débit d'air et la concentration d'ammonium dans les solutions acides, il a été possible d'établir les émissions de NH_3 provenant des différents traitements de lisier.

L'échantillonnage des solutions était réparti en plusieurs périodes pour établir un profil des émissions dans le temps. Les intervalles ont varié au cours des années afin d'adapter la méthode aux résultats précédents. Ces données ont permis de dresser un bilan des émissions atmosphériques de NH_3 et de comparer l'impact des différentes régions d'épandage des lisiers selon les modes de travail du sol.

3.3 ANALYSE STATISTIQUE ET BILANS GLOBAUX

Les rendements et les émissions de NH_3 ont été analysés pour chaque année en analyse de variance (ANOVA) avec la procédure PROC MIXED du progiciel SAS (SAS Institute, 2003). Les effets fixes (traitements) ont été testés avec un test de Fisher afin de vérifier s'ils étaient significatifs (Prob. de $F < 0,10$). Les sols ont aussi été analysés selon un modèle linéaire mixed en analyse de variance (ANOVA). Cependant, les effets fixes comprenaient les traitements et les années ainsi que leurs interactions. Dans tous les cas, l'analyse des résidus démontrait une distribution aléatoire, ce qui présupait qu'il n'y avait pas de tendance induite par de mauvaises manipulations ou autre.

Les bilans des éléments au niveau de la qualité des eaux de ruissellement et de drainage ont été réalisés sur les concentrations moyennes pondérées et les charges estimées avec les volumes d'eau. Les sommations saisonnières des charges (Dégel : mars-avril, Saison de culture : mai à octobre, Hiver : novembre à février) ont été analysées de la même manière que pour les sols, les effets fixes étant les traitements et les années. Des bilans comparant les apports en éléments fertilisants par rapport aux prélèvements des cultures et aux pertes dans l'eau et dans l'air ont aussi pu être calculés.

4 RÉSULTATS

4.1 DONNÉES MÉTÉO

Les données météorologiques journalières (précipitations, température journalière maximale, température journalière minimale et température journalière moyenne) compilées à partir des enregistrements réalisés aux 10 minutes sont présentées à l'annexe A. La Figure 4 présente le cumul mensuel des degrés-jours pour les quatre années d'essai, calculé avec les températures enregistrées à la station de Saint-Lambert-de-Lauzon, ainsi que les normales climatiques tirées des rapports d'Environnement Canada pour les stations avoisinantes de Beauséjour et Scott (1981 à 2010).

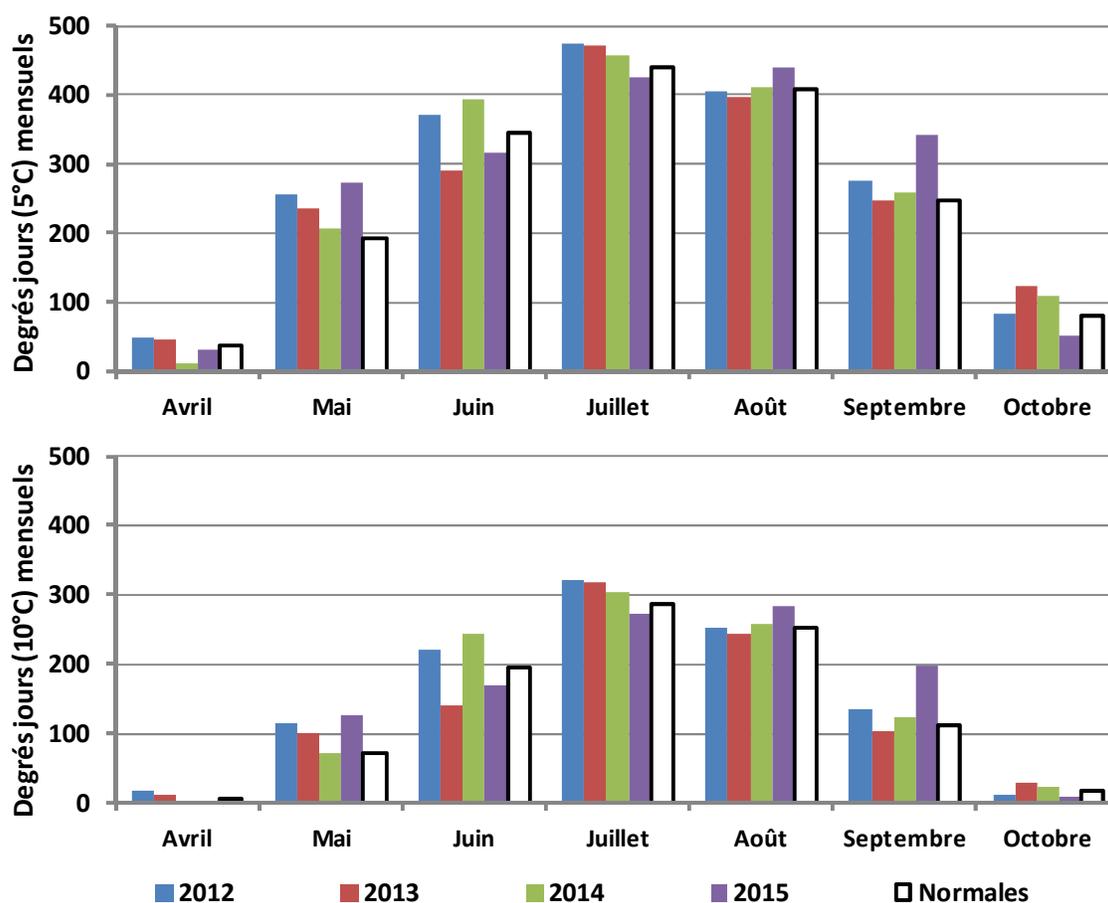


Figure 4 Cumul mensuel des degrés-jours (bases 5°C et 10°C) de 2012 à 2015 et normales de la région

Le cumul mensuel des degrés-jours a généralement suivi les normales climatiques durant les quatre années de projet, mis à part quelques écarts plus prononcés au printemps et à l'automne. En 2012, les températures étaient au-dessus des normales aux mois de mai, juin et juillet. Le nombre de jours avec une température moyenne journalière supérieure à 30°C a d'ailleurs été nettement plus important en 2012 par rapport aux autres années (Tableau 8). Des températures exceptionnelles ont également été enregistrées en août et septembre 2015. Il en

résulte que les saisons de croissance 2012 et 2015 ont cumulé des valeurs dépassant les 2800 unités thermiques maïs (UTM), alors qu'on attribue à la région 2300 à 2500 UTM (8 années sur 10) et 2652 à 2916 UTM (2 années sur 10). Les années 2013 et 2014 ont aussi cumulé plus de 2600 UTM. Les années 2012 et 2013 ont connu une période sans gel particulièrement longue en comparaison de la normale saisonnière (125 jours).

Tableau 8 : Statistiques agrométéorologiques de Saint-Lambert-de-Lauzon de 2012 à 2015 et normales

	2012	2013	2014	2015	Normales
Précipitations annuelles (mm)	1218	1271	1149	1208	1205
Précipitations mai-nov. (mm)	777	875	699	757	777
Date du dernier gel printanier	07 mai	15 mai	13 mai	23 mai	22 mai
Date du premier gel automnal	12 oct.	24 oct.	19 sept.	26 sept.	25 sept.
Longueur de la saison sans gel (jours)	159	163	129	126	126
Longueur de la saison de croissance (jours)	204	216	184	210	-
Unités thermiques maïs (UTM)	2841	2663	2767	2805	-
Fréquence de T° > 30°C	12	5	1	3	5

Les précipitations cumulées sur base mensuelle sont présentées à la Figure 5. L'année 2012 a connu un printemps particulièrement pluvieux, alors que le mois de juillet a été particulièrement sec (40 mm). L'année 2013 a aussi connu un printemps très pluvieux et si le reste de la saison était près des normales, les précipitations cumulées entre mai et novembre (875 mm) étaient près de 100 mm plus élevées que la normale pour la même période (777 mm). L'année 2014 a plutôt été caractérisée par une sécheresse printanière alors que le reste de la saison s'est située près des normales avec 699 mm cumulés entre mai et novembre. En 2015, les précipitations cumulées se situaient près de la normale de mai à novembre (757 mm), mais légèrement en dessus des normales d'avril à juillet et sous les normales d'août à novembre.

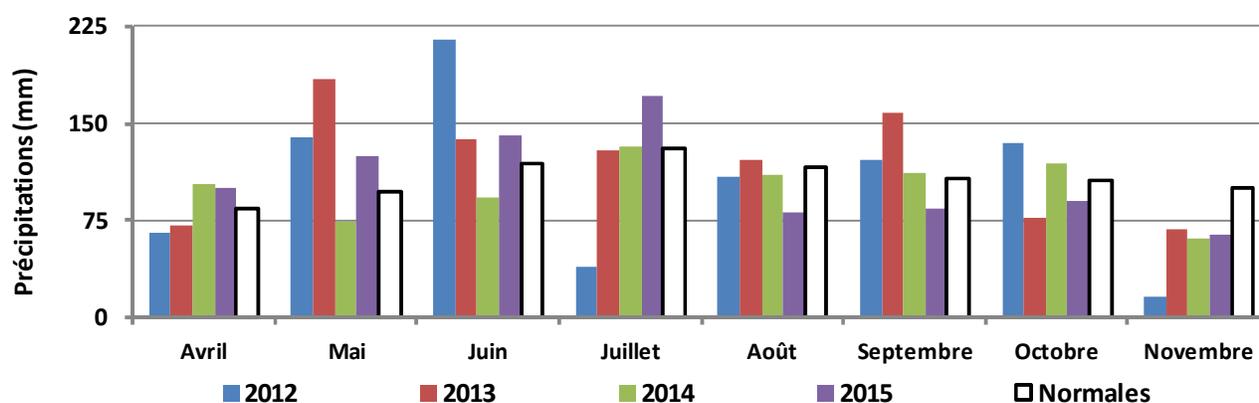


Figure 5 Cumulatif des précipitations (mm) au cours des saisons de culture 2012 à 2015

4.2 RENDEMENTS ET PRÉLÈVEMENTS PAR LES CULTURES

Le rendement et l'humidité du grain des cultures annuelles sont rapportés au Tableau 9 pour les 4 années du projet pour chaque traitement, mais peu de différences significatives ont été observées entre les traitements. Le maïs grain a été récolté plus humide sur les parcelles en labour conventionnel (T3) en 2012 et en 2015 par rapport aux parcelles en semis direct (T1 et T2). Aussi, en 2013, le rendement en soya tendait à être plus élevé (Prob. $F < 0,18$) dans le semis direct non-incorporé (T1) par rapport au labour (T3). Les faibles rendements de maïs-grain obtenus résultent des semis tardifs réalisés (4 juin 2012 et 6 juin 2012) en partie pour cause de pluies et qui ont nuit à la maturité du grain.

Tableau 9 : Rendement en grain des cultures à 15 % d'humidité et humidité du grain

	Rendement à 15% d'humidité (t/ha)				Humidité du grain (g/g)			
	Maïs grain 2012	Soya 2013	Blé 2014	Maïs grain 2015	Maïs grain 2012	Soya 2013	Blé 2014	Maïs grain 2015
T1 - Semis direct n-inc.	6,62	3,12	3,95	5,50	0,30	0,22	0,15	0,32
T2 - Semis direct inc.	6,32	3,08	4,19	6,18	0,29	0,22	0,14	0,36
T3 - Labour	6,43	2,93	3,79	6,46	0,33	0,21	0,15	0,39
Moyenne	6,46	3,04	3,98	6,05	0,31	0,22	0,15	0,36
Erreur type	0,23	0,06	0,18	0,62	0,01	0,01	0,02	0,02
Valeur de F	0,41	2,33	1,24	0,69	24,80	0,29	0,86	4,83
Probabilité de F					0,0013**			0,06

Même si le rendement de maïs-grain en 2015 n'était pas significativement différent entre les traitements, on note une augmentation de la variabilité du rendement à l'intérieur des parcelles sous semis direct sans incorporation du lisier (T1) en 2015, où le rendement était nettement plus élevé sur les drains (Figure 6).

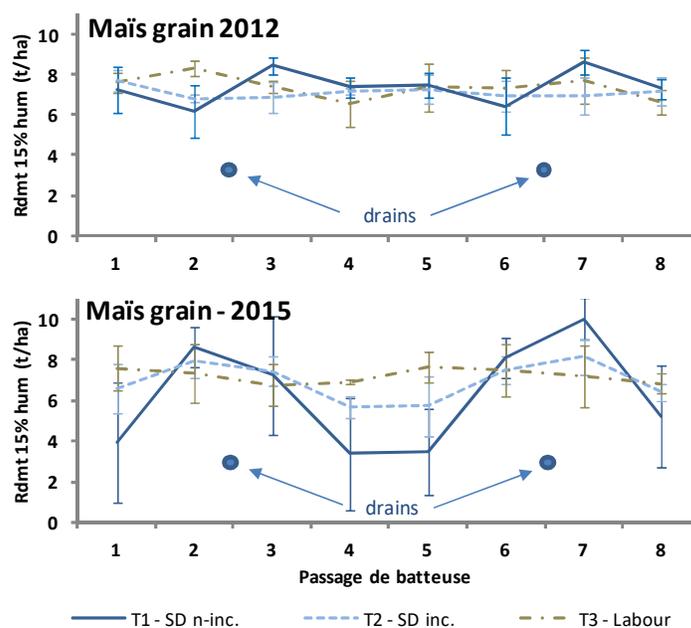


Figure 6 Variabilité des rendements de maïs-grain en fonction des traitements et de la distance aux drains

Malgré des précipitations relativement abondantes en mai et juin en 2012 (354 mm) et en 2015 (265 mm), l'implantation du maïs a été plus uniforme en 2012, mais moins bien réussie en 2015, surtout entre les drains dans les parcelles sous semis direct et sans incorporation des lisiers (T1). La semence de maïs dans ce traitement a été particulièrement affectée par les pluies abondantes qui ont suivi les semis au mois de juin 2015. Les conditions peu travaillées et peu aérées du sol entre les drains ont fait pourrir la semence et le rendement sur ces rangs a été très faible. Toutefois, les rangs situés sur les drains dans ce traitement ont produit de meilleurs rendements par rapport aux autres traitements, produisant en bout de course des rendements équivalents entre les traitements, lorsque l'ensemble de la parcelle est considérée.

Les rendements en foin sec dans les parcelles en prairie (T4) ont quant à eux fluctué d'une manière importante au cours des années, accusant des rendements plus faibles en 2014 (Tableau 10).

Tableau 10 : Rendement en biomasse fourragère sur base sèche dans les parcelles en prairie (T4)

Coupe	Rendements en foin (t M.S./ha)			
	2012	2013	2014	2015
1	3.02	4.43	2.60	2.58
2	3.17	3.86	2.38	3.68
3	1.79	-	-	-
Total	7.97	8.29	4.99	6.26

La Figure 7 rapporte les quantités d'éléments exportés à la récolte par la culture annuelle et la prairie à chaque année du projet. Considérant que les rendements des cultures annuelles n'étaient pas significativement affectés par les traitements, la moyenne des traitements en culture annuelle a été employée pour la réalisation des comparaisons avec la prairie. La prairie exportait à sa première année de croissance près du triple (224 vs 86 kg N/ha) la quantité de N exportée par le maïs-grain en 2012. Après 4 années de croissance, les rendements de la prairie se sont tranquillement estompés et les exportations de N n'étaient plus que deux fois celles du maïs-grain en 2015 (148 vs 72 kg N/ha). Les exportations de potassium dans la partie fourragère de la prairie étaient équivalentes à celles de l'azote dans cette même culture, mais elles étaient plus faibles que celles de l'azote dans les cultures annuelles (de 10 à 50 kg K/ha). Les exportations de Ca et Mg dans la prairie étaient aussi nettement plus élevées que sous cultures annuelles, mais à des niveaux moindres que K, et se sont aussi estompées au cours du temps. Pour le phosphore, les exportations étaient plus élevées dans la prairie les deux premières années et équivalentes aux cultures annuelles les deux dernières années.

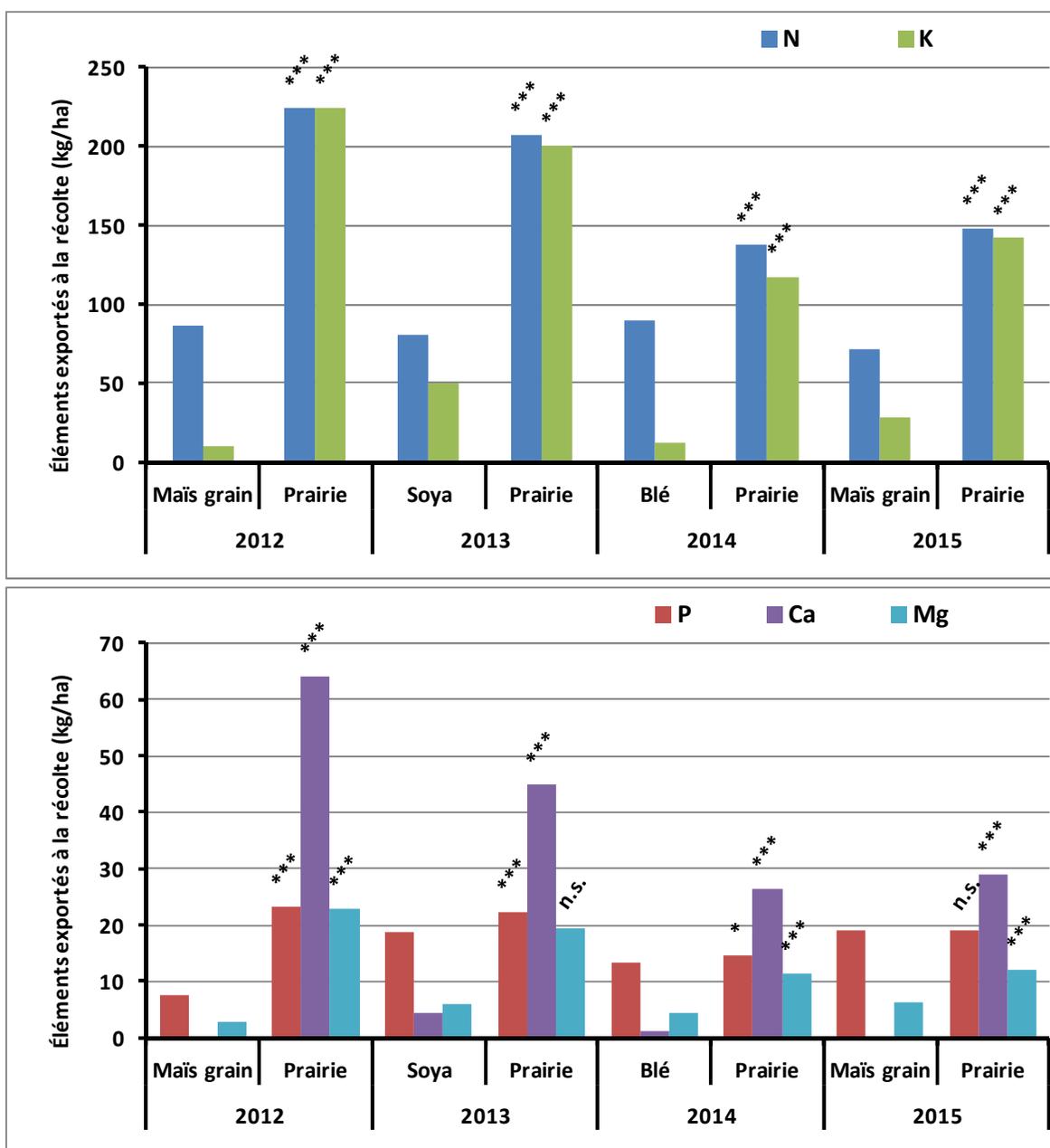


Figure 7 Principaux éléments exportés à la récolte par les cultures annuelles et la prairie.

Lorsque l'ANOVA indiquait un effet significatif des traitements sur les éléments exportés à la récolte, les niveaux de probabilité sont rapportés par des astérisques sur la prairie à chaque année de comparaison. *** : Prob F. < 0,001; * : Prob F. < 0,05; n.s. : non significatif.

4.3 ÉVOLUTION DES PROPRIÉTÉS DES SOLS

Le Tableau 11 présente les propriétés moyennes des sols de surface de 0 à 20 cm de profondeur de 2011 à 2015. Le Tableau 12 présente les résultats de l'ANOVA sur l'évolution de ces propriétés de surface en fonction des traitements. L'apport répété de lisier à chaque année a eu un effet marqué sur l'évolution de la plupart des propriétés physico-chimiques à la surface du sol (0 - 20 cm), tandis que les différents traitements ont eu beaucoup moins d'effets, même en interaction avec les années. Le pH à l'eau des sols s'est maintenu à un niveau optimal tout au long du projet, mais l'apport répété de lisier à chaque année dans tous les traitements a favorisé un accroissement de la teneur en la plupart des éléments nutritifs, à l'exception du manganèse (Tableau 11 et Tableau 12). L'aluminium a également peu évolué, avec une légère évolution à la baisse. Les augmentations des teneurs en C et N total sont toutefois appréciables, sans justification apparente. Pour une masse volumique apparente de sol de 1,29 g/cm³ de 0 à 20 cm de profondeur, l'augmentation des teneurs en carbone et en azote total équivaldrait à une accumulation de 6,4 t/ha de C et 467 kg/ha de N. Les lisiers de porc ne sont généralement pas reconnus pour favoriser une accumulation importante de C dans les sols. On leur attribue un coefficient isohumique de 0,10 (GREF, 2010). Ainsi, il est difficile de concevoir comment les 5,8 t/ha de C apporté de 2012 à 2105 avec les lisiers de porc (Tableau 5) ont augmenté les teneurs en C dans le sol à de tels niveaux. La teneur en P Mehlich-3 (M3) aurait quant à elle doublée au cours des quatre années de suivi, passant de 25 à 57 mg/kg avec un indice de saturation P/Al M3 (ISP) passant de 2,2 à 5,3%.

Tableau 11 : Évolution des propriétés chimiques des sols de 0 à 20 cm de profondeur.

	Unité	2011	2012	2014	2015	Erreur type
pH eau	-	6,55	6,43	6,55	6,56	± 0,08
C total	g/kg	17,4	18,9	18,7	21,1	± 0,7
N total	g/kg	1,41	1,51	1,50	1,70	± 0,1
P M3	mg/kg	24,95	37,78	46,10	56,84	± 2,90
K M3	mg/kg	80,86	90,86	103,04	125,11	± 3,92
Ca M3	mg/kg	1114	1179	1240	1243	± 39,9
Mg M3	mg/kg	161	162	188	179	± 3,95
Al M3	mg/kg	1149	1131	1175	1098	± 49,4
B M3	mg/kg	0,15	0,22	0,28	0,28	± 0,01
Cu M3	mg/kg	2,02	3,01	3,43	3,77	± 0,18
Fe M3	mg/kg	230,58	263,58	313,96	327,75	± 15,56
Mn M3	mg/kg	30,17	29,64	33,13	31,51	± 3,61
Zn M3	mg/kg	1,79	2,27	2,76	4,38	± 0,17
Na M3	mg/kg	18,74	16,78	20,33	20,46	± 0,70
P/Al	%	2,2%	3,4%	4,0%	5,3%	

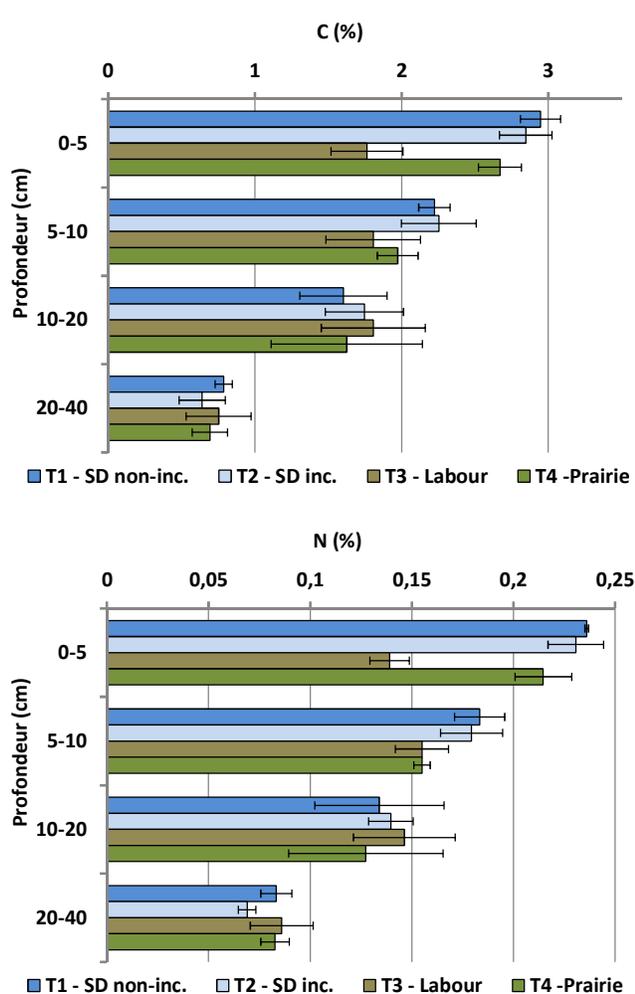
Les augmentations des teneurs en B, Cu et Zn Mehlich-3 sont aussi remarquables, augmentant pratiquement du double comme le phosphore sous l'effet des apports répétés de lisier, tandis que celles en K et Na Mehlich-3 sont plus modestes avec des augmentations de près de 50 % et celles de Ca, Mg et Fe Mehlich-3 sont encore plus faibles. Aucun traitement en particulier n'a affecté tous les ans les teneurs en nutriments de la strate de 0-20 cm, sauf les teneurs en Zn qui auraient augmenté en moyenne sous la prairie (T4) à 4,25 mg/kg par rapport à 3,16 mg/kg sous T1, 3,79 mg/kg sous T2 et 2,45 mg/kg sous T3, (données présentées à l'Annexe B).

Tableau 12 : Sommaire de l'ANOVA pour les effets des traitements, des années, de l'interaction traitements x années et présentations des contrastes entre les années, tout traitement confondu, sur les propriétés des sols de 0 à 20 cm de profondeur.

	Effets						Contrastes entre années					
	Traitement		Année		Trait. x année							
	Valeur de F	Prob. de F	Valeur de F	Prob. de F	Valeur de F	Prob. de F	2011 vs 2012	2011 vs 2014	2011 vs 2015	2012 vs 2014	2012 vs 2015	2014 vs 2015
pH eau	0,1		4,0	0,02	2,2	0,06	0,009			0,01	0,007	
C total	0,8		9,5	<0,001	1,4		0,04	0,07	<0,001		0,005	0,003
N total	0,5		10,3	<0,001	1,7		0,04	0,09	<0,001		0,003	0,001
P	0,1		73,7	<0,001	2,3	0,05	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	<0,001
K	1,5		34,0	<0,001	6,7	<0,001	0,04	<0,001	<0,001	0,02	<0,001	<0,001
Ca	0,1		11,5	<0,001	2,2	0,06	0,02	<0,001	<0,001	0,03	0,02	
Mg	0,4		27,6	<0,001	2,5	0,04		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,02
Al	0,4		7,2	0,001	1,8				0,006	0,02	0,07	<0,001
B	0,3		76,3	<0,001	2,6	0,03	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	
Cu	0,3		19,4	<0,001	0,8		<0,001	<0,001	<0,001		0,005	
Fe	0,1		11,6	<0,001	1,1		0,09	<0,001	<0,001	0,01	0,002	
Mn	0,3		0,9		1,6							
Zn	5,4	0,03	39,7	<0,001	3,7	0,005	0,06	0,001	<0,001	0,05	<0,001	<0,001
Na	0,4		14,5	<0,001	5,3	<0,001	0,005	0,020	0,013	<0,001	<0,001	

* : Prob. de t < 0,1 ** : Prob. de t < 0,05 *** : Prob. de t < 0,001

Les traitements ont eu des effets antagonistes sur K et Na Mehlich-3 (M3) en interaction avec les années. Plus particulièrement, le sol sous la prairie avait une teneur plus élevée en Na M3 et moins élevée en K M3 en fin d'essais en 2015 par rapport aux autres traitements, alors que ces teneurs n'étaient pas différentes entre les traitements les années antérieures (données présentées à l'Annexe B). Bien qu'aucun effet de traitement ni d'interaction avec les années n'ait été observé sur les teneurs en carbone total et azote total du sol, le sol sous labour (T3) tendait à moins accumuler de C et N au cours du temps que les autres traitements (données présentées à l'Annexe B). L'échantillonnage stratifié du sol après quatre années d'essai en 2015 permet toutefois de constater comment les teneurs en C et N étaient réparties en profondeur dans le sol sous l'effet des traitements à la fin de l'année 2015 (Figure 8).



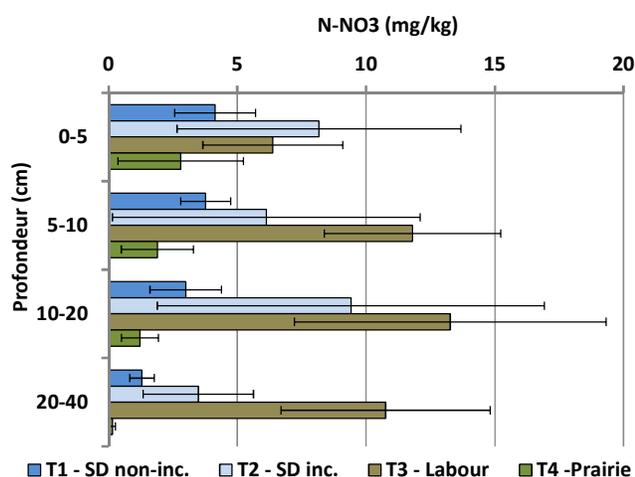
	Effet du traitement		
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
T1 vs T2			
T1 vs T3	<0,001	0,09	
T1 vs T4			
T2 vs T3	<0,001	0,06	
T2 vs T4			
T3 vs T4	<0,001		
Effet de la profondeur			
	0-5 cm vs 5-10 cm	0-5 cm vs 10-20 cm	5-10 cm vs 10-20 cm
T1	<0,001	<0,001	<0,001
T2	<0,001	<0,001	<0,001
T3			
T4	<0,001	<0,001	0,06
Effet du traitement			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
T1 vs T2			
T1 vs T3	<0,001	0,11	
T1 vs T4	0,11	0,11	
T2 vs T3	<0,001		
T2 vs T4			
T3 vs T4	<0,001		
Effet de la profondeur			
	0-5 cm vs 5-10 cm	0-5 cm vs 10-20 cm	5-10 cm vs 10-20 cm
T1	0,001	<0,001	0,003
T2	0,005	<0,001	0,01
T3			
T4	0,001	<0,001	0,09

Figure 8 Distribution des teneurs en C total et N total (%) dans le profil de sol en fonction des traitements en 2015

Ainsi, les traitements sous semis direct (T1 et T2) et sous prairie (T4) ont conduit à une stratification importante des teneurs en C et N dans les horizons de surface, avec des concentrations significativement plus élevées à la

surface du sol de 0 à 5 cm de profondeur et plus faibles de 10 à 20 cm de profondeur, tandis que sous labour aucune stratification ou différence notable des concentrations n'a été observée jusqu'à 20 cm de profondeur.

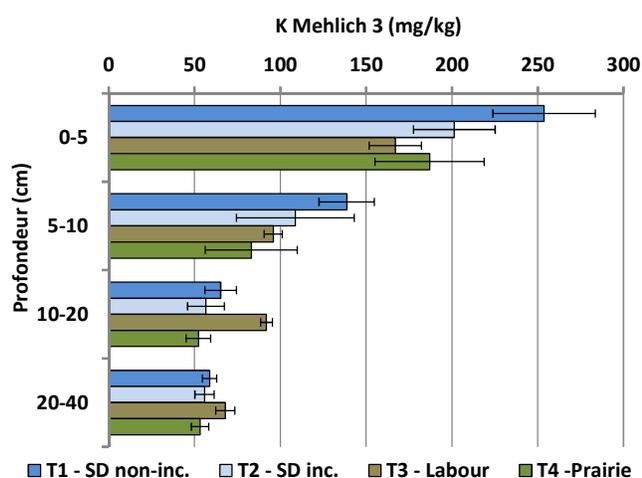
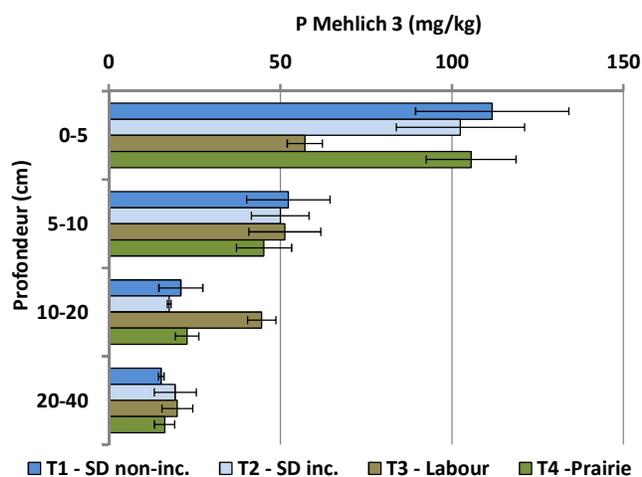
Le labour (T3) s'est aussi démarqué des autres traitements sans travail du sol (T1 et T4) au niveau des teneurs en nitrate (N-NO_3) mesurées dans le sol à l'automne (Figure 9). Bien que les teneurs en nitrate n'étaient pas différentes entre les traitements dans l'horizon superficiel (0-5 cm), les teneurs diminuaient en profondeur dans les traitements T1 et T4 pour atteindre des niveaux très faibles de 20 à 40 cm de profondeur, alors qu'elles augmentaient en profondeur à des niveaux plus élevés sous le labour, même jusqu'à 20-40 cm de profondeur. Le traitement sous semis direct avec incorporation rapide des lisiers (T2) présentait quant à lui une situation intermédiaire entre le semis direct sans incorporation (T1) et le labour (T3) avec des augmentations de concentrations significatives (Prob. $t < 0,08$) de 10 à 20 cm de profondeur par rapport à T1 – SD non-inc.



Effet du traitement			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
T1 vs T2			0,08
T1 vs T3		0,04	0,01
T1 vs T4			
T2 vs T3			
T2 vs T4			0,03
T3 vs T4		0,01	0,005
Effet de la profondeur			
	0-5 cm vs 5-10 cm	0-5 cm vs 10-20 cm	5-10 cm vs 10-20 cm
T1			
T2			0,05
T3	0,002	<0,001	
T4			

Figure 9 Distribution des teneurs en nitrate (KCl 2 M) dans le profil de sol en fonction des traitements en 2015

Le phosphore et le potassium Mehlich-3 présentent également une stratification importante de leurs teneurs dans le profil à la suite des apports répétés de lisier sans travail du sol, avec des teneurs plus élevées en surface (0-5 cm) qui diminuent à près du quart de leurs valeurs de 10 à 20 cm de profondeur (Figure 10). Le traitement sous labour conventionnel (T3) a conduit quant à lui à une redistribution importante de ces éléments dans le profil, avec une diminution des concentrations en surface de 0 à 5 cm et une augmentation marquée des concentrations de 10 à 20 cm de profondeur. Cependant, les concentrations de ces éléments demeuraient relativement similaires entre les traitements de 20 à 40 cm de profondeur.



Effet du traitement			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
T1 vs T2			
T1 vs T3	0,008		<0,001
T1 vs T4			
T2 vs T3	0,02		<0,001
T2 vs T4			
T3 vs T4	0,01		<0,001

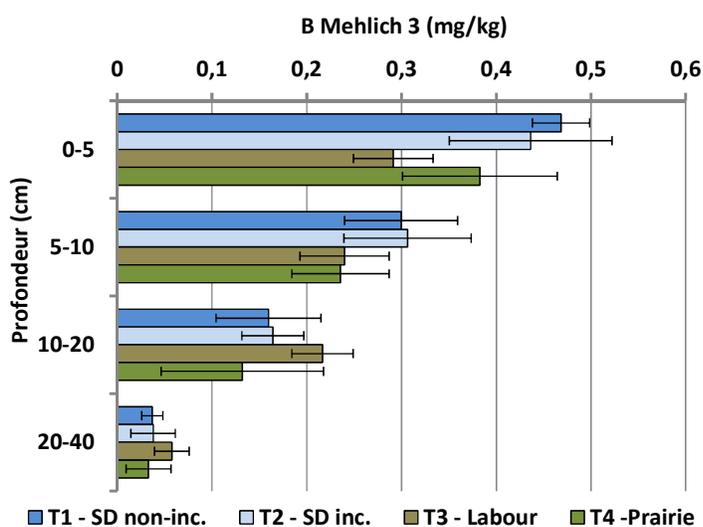
Effet de la profondeur			
	0-5 cm vs 5-10 cm	0-5 cm vs 10-20 cm	5-10 cm vs 10-20 cm
T1	<0,001	<0,001	<0,001
T2	<0,001	<0,001	<0,001
T3			
T4	<0,001	<0,001	<0,001

Effet du traitement			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
T1 vs T2	0,006	0,09	
T1 vs T3	<0,001	0,02	
T1 vs T4	<0,001	0,004	
T2 vs T3	0,06		0,05
T2 vs T4			
T3 vs T4			0,03

Effet de la profondeur			
	0-5 cm vs 5-10 cm	0-5 cm vs 10-20 cm	5-10 cm vs 10-20 cm
T1	<0,001	<0,001	<0,001
T2	<0,001	<0,001	0,003
T3	<0,001	<0,001	
T4	<0,001	<0,001	0,06

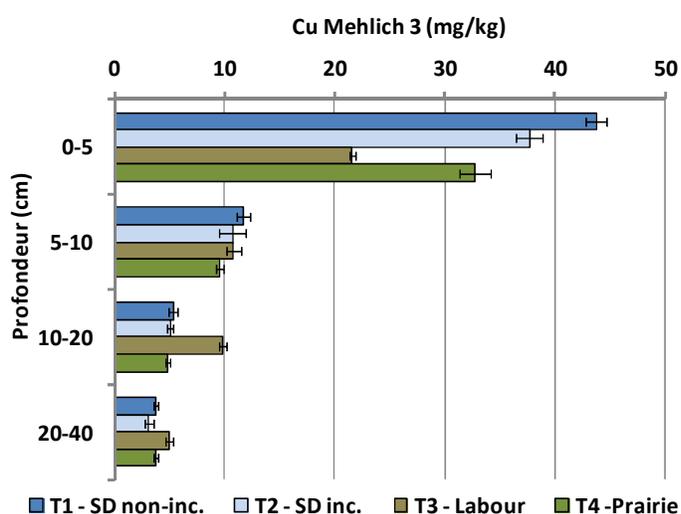
Figure 10 Distribution des teneurs en P et K (Mehlich-3) dans le profil de sol en fonction des traitements en 2015

De la même façon que pour le phosphore et le potassium, tous les traitements sans travail de sol (T1, T2 et T4) ont engendré des différences importantes au niveau de la distribution du bore et du cuivre dans la couche de surface entre 0 et 20 cm, tandis que le labour (T3) a réparti plus uniformément ces éléments dans le profil (Figure 11). Les teneurs en zinc ont suivi les mêmes tendances, avec une accumulation toutefois quelque peu plus importantes des teneurs en Zn à la surface du sol sous la prairie (voir Annexe 2 et Annexe 3).



Effet du traitement			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
T1 vs T2			
T1 vs T3	0,003		
T1 vs T4			
T2 vs T3	0,01		
T2 vs T4			
T3 vs T4	0,09		

Effet de la profondeur			
	0-5 cm vs 5-10 cm	0-5 cm vs 10-20 cm	5-10 cm vs 10-20 cm
T1	<0,001	<0,001	0,0018 **
T2	<0,001	<0,001	<0,001
T3		0,06	
T4	0,001	<0,001	0,01

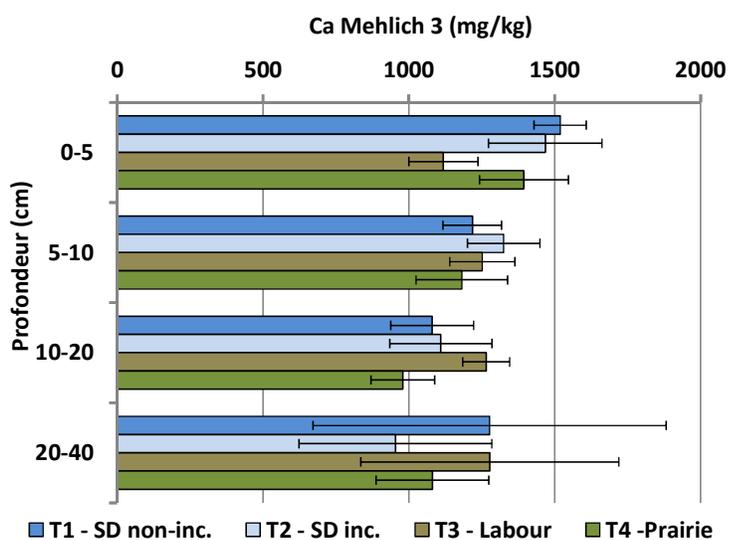


Effet du traitement			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
T1 vs T2			
T1 vs T3	0,009		<0,001
T1 vs T4			
T2 vs T3	0,04		<0,001
T2 vs T4			
T3 vs T4			<0,001

Effet de la profondeur			
	0-5 cm vs 5-10 cm	0-5 cm vs 10-20 cm	5-10 cm vs 10-20 cm
T1	<0,001	<0,001	<0,001
T2	0,003	<0,001	<0,001
T3			
T4	0,008	<0,001	0,003

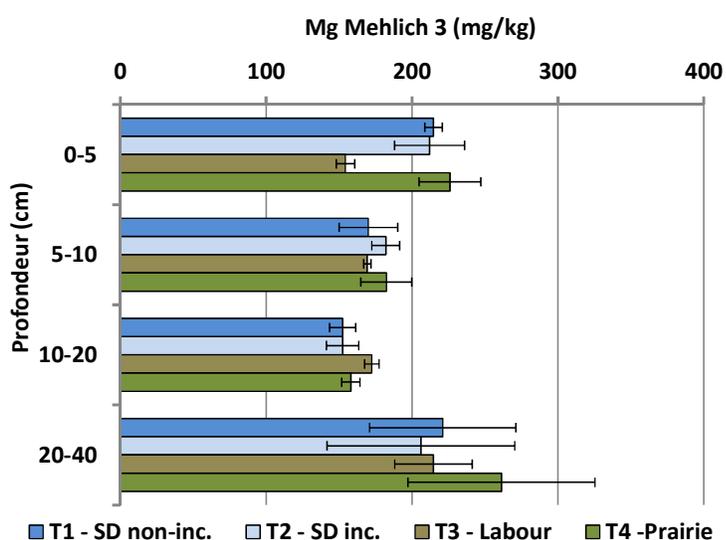
Figure 11 Distribution des teneurs en B et Cu (Mehlich-3) dans le profil de sol en fonction des traitements en 2015

Le calcium et le magnésium extrait à la solution Mehlich-3 présentaient quant à eux des teneurs plus homogènes à l'intérieur du profil de sol de 0 à 20 cm et mêmes des teneurs plus élevées en profondeur de 20 à 40 cm, liées à l'état initial ou naturel du sol (Figure 12). Mais le labour (T3) se distinguait toujours des autres traitements avec des concentrations plus faibles à la surface du sol (0-5 cm) et des augmentations significatives plus en profondeur (10 à 20 cm) résultant du travail du sol et de l'incorporation des éléments en profondeur.



Effet du traitement			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
T1 vs T2			
T1 vs T3	0,003		
T1 vs T4			
T2 vs T3	0,008		
T2 vs T4			
T3 vs T4	0,03		0,03

Effet de la profondeur			
	0-5 cm vs 5-10 cm	0-5 cm vs 10-20 cm	5-10 cm vs 10-20 cm
T1	0,001	<0,001	0,09
T2	0,07	<0,001	0,01
T3	0,10	0,07	
T4	0,01	<0,001	0,02



Effet du traitement			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
T1 vs T2			
T1 vs T3	<0,001		
T1 vs T4			
T2 vs T3	<0,001		
T2 vs T4			
T3 vs T4	<0,001		

Effet de la profondeur			
	0-5 cm vs 5-10 cm	0-5 cm vs 10-20 cm	5-10 cm vs 10-20 cm
T1	<0,001	<0,001	0,08
T2	0,006	<0,001	0,007
T3		0,08	
T4	<0,001	<0,001	0,02

Figure 12 Distribution des teneurs en Ca et Mg (Mehlich-3) dans le profil de sol en fonction des traitements en 2015

4.4 QUALITÉ DES EAUX DE DRAINAGE ET DE RUISSELLEMENT

Les eaux de drainage et de ruissellement ont été suivies dès la finalisation de l'installation des systèmes de mesure en août 2012 jusqu'à la fin du projet en mai 2016. Certaines données ont toutefois été retranchées de l'analyse, par exemple les données pour la saison de culture 2012 en raison des données manquantes entre mai et août 2012. Certaines parcelles ont également été retranchées de l'analyse lorsqu'elles représentaient des conditions extrêmes par rapport aux autres. Par exemple, le ruissellement sur les parcelles 8 et 12 était pratiquement inexistant probablement en raison d'une mauvaise connectivité des parcours de l'eau vers les avaloirs ou vers les systèmes de mesure dans les cabanons. De même, le drainage et le ruissellement sur la parcelle 3 étaient 2 fois supérieurs aux autres parcelles en raison de sa position plus basse sur le terrain qui devait favoriser le captage d'eau en provenance de l'extérieur de la parcelle. À part une inondation des cabanes instrumentées survenue le 12 sept. 2013 qui aurait nuit à l'enregistrement d'environ six heures de données, toutes les hauteurs d'eau ont été enregistrées. L'analyse de la qualité des eaux de drainage et de ruissellement a donc porté sur les observations compilées de mai 2013 à avril 2016, soit les trois dernières années du projet, en subdivisant les données par années et en trois saison hydrologique, soit la saison de culture de mai à octobre, l'hiver de novembre à février et la fonte des neiges ou dégel de mars à avril.

L'analyse de variance indique un effet important des périodes hydrologiques et des années sur les paramètres de charges analysés, que ce soit au niveau de la qualité de l'eau de ruissellement (Tableau 13) ou de drainage (Tableau 14). Étant donné que les calculs de charges sont reliés à la hauteur d'eau, et que cette dernière est significativement affectée par les saisons, il n'est pas étonnant cependant d'observer ces effets. Les différents traitements ont toutefois affecté la qualité de l'eau de ruissellement, soit aux niveaux des charges de matières en suspension (MES), d'azote total, de nitrate, de phosphore particulaire et de phosphore réactif (Tableau 13). Les traitements ont aussi affecté la qualité de l'eau de drainage, mais surtout aux niveaux des charges d'azote total et de nitrate (Tableau 14). Les traitements qui ont produit ces résultats sont principalement la prairie (T4) et le labour (T3). L'incorporation rapide du lisier en semis direct (T2) ne semble pas avoir engendré de différences significatives sur la qualité de l'eau par rapport au semis direct sans incorporation (T1) du moins au niveau des charges exportées présentées ici. Quelques fois cependant, le semis direct sans incorporation des lisiers (T1) semble avoir produit des effets distincts sur les exportations de charges en MES et de P particulaire dans les eaux de ruissellement par rapport au labour (T2). Par ailleurs, certains effets de traitement sont apparus davantage significatifs à des périodes hydrologiques précises, par exemple durant la période de croissance des cultures ou au moment de la fonte des neiges. Ces effets seront discutés en détails en présentant les résultats des principaux éléments nutritifs à l'étude de façon indépendante.

Tableau 13 : Effets des traitements, des périodes hydrologiques et de l'année sur la qualité de l'eau ruisselée.

Ruissellement		Hauteur d'eau	Charges									
Effets			MES	N total	N org.	N-NH4	N-NO3_N	P total	P particul.	P bio.	P réactif	K dissous
Valeur de F	Traitements	0,25	8,15	4,3	1,34	3,28	8,22	0,94	6,63	0,97	7,73	2,81
	An* période	22,37	20,07	85,9	60,72	43,01	30,84	30,93	21,86	13,71	21,27	24,16
	An* périod.*trait.	0,72	1,16	1,94	1,73	1,46	2,33	2,13	1,38	1,57	2,37	2,53
Prob. de F	Traitement		0,011	0,07			0,02		0,02		0,02	
	An* période	< 0,0001										
	An* périod.*trait.			0,02	0,05		0,005	0,01		0,08	0,004	0,002
Contrastes entre traitements												
	T1 vs T2											
	T1 vs T3		0,01				0,06		0,04		0,01	
	T1 vs T4			0,10		0,04	0,06		0,11			0,05
	T2 vs T3		0,06								0,02	
	T2 vs T4		0,03	0,04		0,05	0,01		0,01			0,07
	T3 vs T4		0,002	0,02	0,09		0,01		0,005		0,02	
Effets des traitements par période hydrologique												
2013	Culture		0,004	0,01		0,002	0,004	0,02	0,02		<,0001	0,05
	Hiver						0,06		0,08			0,003
	Dégel								0,01			
2014	Culture		0,01	0,02		0,01	0,02		0,003			0,05
	Hiver						0,05					
	Dégel		0,001	0,004			<,0001		0,01			
2015	Culture			0,04	0,0003		0,01	0,04		0,01	0,0004	0,01
	Hiver						0,04	0,06		0,03	0,001	
	Dégel		0,004						0,08		0,01	0,01

T1 : SD non-inc.; T2 : SD inc; T3 : Labour; T4 : Prairie.

Tableau 14 : Effets des traitements, des périodes hydrologiques et de l'année sur la qualité de l'eau à la sortie des drains agricoles.

Drainage	Effets	Hauteur d'eau	Charges									
			MES	N total	N org.	N-NH4	N-NO3_N	P total	P particul.	P bio.	P réactif	K dissous
Valeur de F	Traitements	0,4	1,27	13,21	0,79	2,54	25,76	1	0,74	1,14	2,39	2,13
	An* période	22,4	23,2	177,13	298,56	27,97	91,13	50,57	35,06	25,69	56,75	52,59
	An* périod.*trait.	1,83	1,65	3,42	2,99	0,77	2,97	3,01	2,3	2,3	3,7	1,9
Prob. de F	Traitement			0,006			0,005					
	An* période	< 0,0001										
	An* périod.*trait.	0,03	0,06	< 0,0001	0,0004		0,0004	0,0004	0,006	0,006	< 0,0001	0,02
Contrastes entre traitements												
	T1 vs T2											
	T1 vs T3										0,05	
	T1 vs T4			0,003			0,0002					0,05
	T2 vs T3											
	T2 vs T4			0,002			0,0001					
	T3 vs T4			0,001			< 0,0001					
Effets des traitements par période hydrologique												
2013	Culture		0,11	0,002			< 0,0001					
	Hiver			0,002			< 0,0001					
	Dégel			0,002			0,0005	0,06				
2014	Culture			0,0001			< 0,0001					
	Hiver			0,001			0,0001					
	Dégel			0,03			< 0,0001					
2015	Culture			0,08			< 0,0001					
	Hiver			< 0,0001	0,001		< 0,0001	0,04	0,04	0,06	0,05	0,04
	Dégel	0,03	0,12	< 0,0001			0,0003	0,07		0,03	0,02	

T1 : SD non-inc.; T2 : SD inc; T3 : Labour; T4 : Prairie.

4.4.1 Volumes drainés et ruisselés

La somme annuelle des volumes d'eau mesurés à la sortie des drains et en ruissellement de surface a fluctué de 391 à 617 mm de hauteur d'eau pour des précipitations totales variant de 1098 à 1249 mm (Tableau 15). L'année de culture mai 2014 à avril 2015 était la plus sèche avec 1098 mm de précipitations totales et des sorties d'eau de 391 mm. L'évapotranspiration calculée par différence entre les précipitations et les sorties d'eau entre les mois de mai et octobre inclusivement a varié entre 493 et 591 mm pour des précipitations variant durant cette même période de 639 à 807 mm. L'Atlas agroclimatique du Québec rapporte pour la même région et la même période (mai-octobre), des précipitations moyennes variant de 708 à 747 mm et un bilan hydrique (P-ETP) moyen de 31 à 94 mm. L'évapotranspiration potentielle serait donc de l'ordre de 653 à 677 mm pour cette région. Gombault et al. (2015) ont rapporté des valeurs d'évapotranspiration annuelle de 597 et 647 mm sur le bassin versant de la rivière Pike-River en Montérégie-Est, estimées avec le modèle SWAT validé avec des observations locales. Une grande part des sorties annuelles d'eau ont été mesurées à la période de la fonte des neiges (mars-avril) généralement par voie de ruissellement de surface, mais aussi par les drains comme au printemps 2016 (142 mm). L'eau évacuée par les drains était par ailleurs distribuée tout au long de l'année, avec des volumes parfois importants même en pleine saison de culture, comme en 2013 (170 mm) et en 2015 (143 mm) (Tableau 15 et Figure 13).

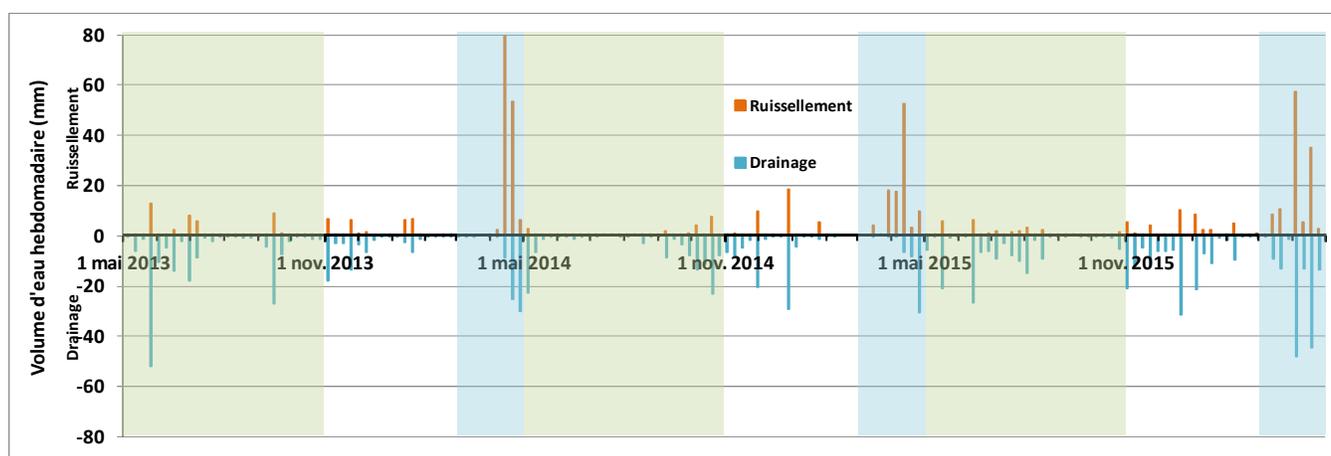


Figure 13 Évolution hebdomadaire des volumes d'eau drainés et ruisselés sur trois années de cultures (saison de croissance mai-octobre en vert, hiver novembre-février en blanc et fonte des neiges mars-avril en bleu)

Les traitements ont très peu affectés les volumes d'eau drainés et ruisselés avec seulement un effet mitigé sur le drainage la dernière année de culture. Le seul effet des traitements a été enregistré à la période de dégel en mars-avril 2016, où le semis direct avec lisier non-incorporé (T1) a produit un plus important volume de drainage et la prairie (T4) au contraire une réduction des volumes d'eau drainés (Tableau 14).

Tableau 15 : Volumes d'eau mesurés à la sortie des drains et en ruissellement de surface à trois périodes sur trois années de culture.

		2013-2014				2014-2015				2015-2016			
	Traitement	Croissance	Hiver	Dégel	Somme	Croissance	Hiver	Dégel	Somme	Croissance	Hiver	Dégel	Somme
Drainage (mm)	T1 SD non-inc.	174	43	68	285	100	73	58	232	155	145	202	503
	T2 SD inc	148	36	51	236	91	60	41	191	123	126	133	376
	T3 Labour	233	85	55	381	183	125	30	350	176	211	146	512
	T4 Prairie	134	69	94	297	97	61	61	219	121	148	60	330
	Moyenne	170	54	67	290	113	75	50	237	143	151	142	430
Ruissellement (mm)	T1 SD non-inc.	52	21	123	196	19	29	99	147	45	49	87	181
	T2 SD inc	40	26	150	216	22	39	120	180	25	44	119	188
	T3 Labour	50	36	132	186	19	30	99	126	22	31	84	122
	T4 Prairie	39	12	172	223	15	47	100	162	37	52	196	285
	Moyenne	46	25	143	204	19	35	105	154	32	44	117	187
Total (mm)	T1 SD non-inc.	226	63	192	481	119	102	157	379	200	194	290	683
	T2 SD inc	188	63	201	452	112	99	160	371	148	169	252	564
	T3 Labour	283	121	187	567	203	155	129	476	198	243	230	634
	T4 Prairie	174	81	266	521	112	108	161	381	158	200	256	614
	Moyenne	216	79	210	494	132	111	155	391	174	195	259	617
Précipitations totales (mm)	807	247	196	1249	639	294	165	1098	667	384	163	1215	

Croissance : mai à octobre; Hiver : novembre à février; Dégel : mars à avril.

Tableau 16 : Charges en MES mesurées à la sortie des drains et en ruissellement de surface à trois périodes sur trois années de culture.

		2013-2014				2014-2015				2015-2016			
	Traitement	Croissance	Hiver	Dégel	Somme	Croissance	Hiver	Dégel	Somme	Croissance	Hiver	Dégel	Somme
Drainage (kg/ha)	T1 SD non-inc.	75	27	14	116	67	33	31	130	85	28	79	191
	T2 SD inc	56	32	7	95	58	25	17	100	64	25	36	124
	T3 Labour	186	74	13	293	136	61	25	230	89	64	94	234
	T4 Prairie	73	21	24	118	44	26	59	128	81	58	21	160
	Moyenne	91	36	14	142	73	33	32	138	78	39	56	172
Ruissellement (kg/ha)	T1 SD non-inc.	99	50	36	184	47	20	54	121	104	18	17	138
	T2 SD inc	138	85	31	255	66	32	77	175	95	31	37	164
	T3 Labour	558	125	148	836	90	43	297	364	173	39	61	274
	T4 Prairie	125	14	29	168	18	17	32	67	42	9	14	66
	Moyenne	240	73	55	369	58	29	105	187	109	25	32	167
Total (kg/ha)	T1 SD non-inc.	174	77	50	300	114	53	84	251	188	46	96	330
	T2 SD inc	195	117	39	350	124	57	94	274	159	57	73	287
	T3 Labour	744	200	161	1129	226	104	322	594	261	103	155	509
	T4 Prairie	198	34	54	286	62	43	91	195	124	67	35	226
	Moyenne	331	109	70	512	131	62	137	324	187	65	88	339

Croissance : mai à octobre; Hiver : novembre à février; Dégel : mars à avril.

4.4.1 Matières en suspension

Les périodes hydrologiques de même que les traitements ont affecté les charges et les concentrations moyennes pondérées de matières en suspension dans l'eau (MES) dans les eaux de ruissellement (Tableau 13). Ces charges représentaient toutefois moins d'une tonne à l'ha de pertes de sol par érosion dans le ruissellement (Tableau 16). Même si les charges de MES dans l'eau de ruissellement étaient accompagnées de pertes au niveau des drains (Figure 14), les traitements n'ont pas eu le même effet sur les charges dans les eaux de drainage (Tableau 14). Le labour (T3) a produit de plus grandes charges en ruissellement, soit près de deux à trois fois les valeurs mesurées sous les autres traitements (Prob F < 0,05) (Tableau 13 et Figure 15a). Les concentrations moyennes pondérées étaient aussi toujours plus élevées en période d'étiage durant la saison de croissance, particulièrement plus élevées sous labour et plus faibles sous prairie (Figure 15b). Les concentrations de MES étaient intermédiaires sous semis direct et quelque peu moins élevées lorsque le lisier n'avait pas été incorporé au printemps (Figure 15b). De façon générale, le labour a causé les plus importantes pertes de sol par érosion. Ces résultats mettent en perspective l'effet du travail intensif de sol (T3 - labour) par rapport au non travail du sol en semis direct sans incorporation des lisiers (T1 SD non-inc.) sur les exportations de sédiments dans les eaux de surface.

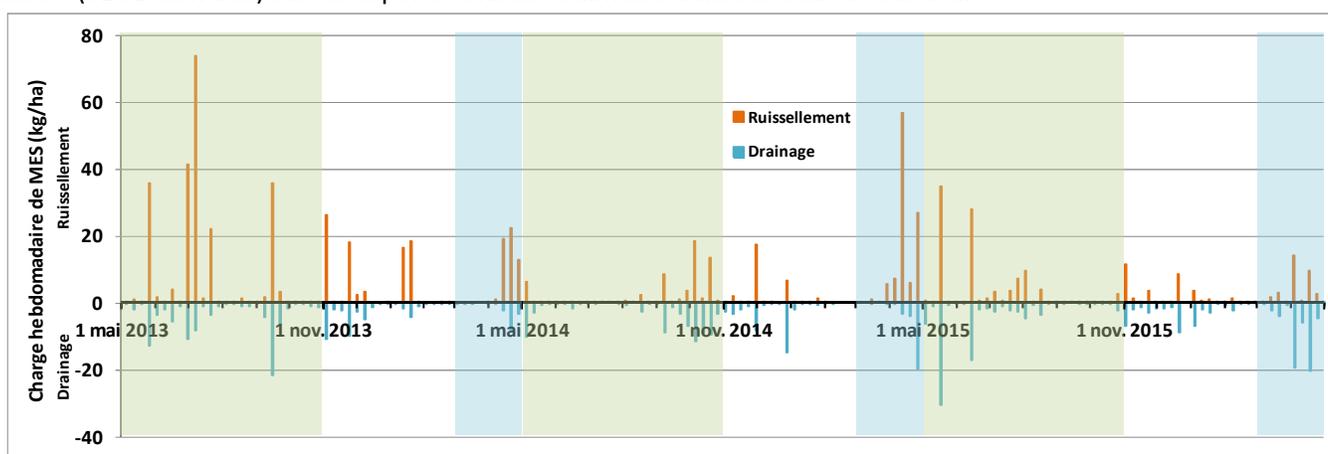


Figure 14 Évolution des charges hebdomadaires de matières en suspension (MES) ruisselées et drainées.

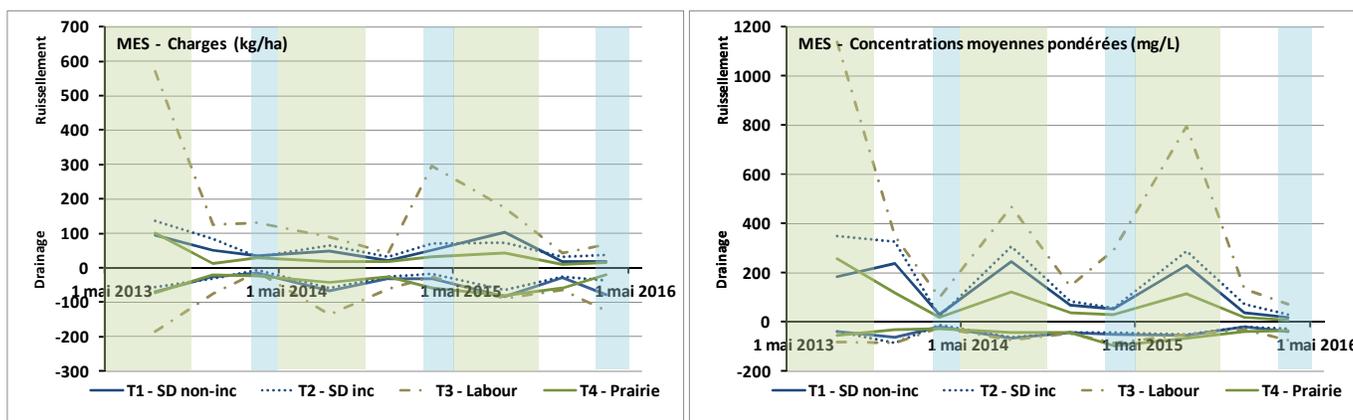


Figure 15 Effets des traitements sur les charges (a) et les concentrations moyennes pondérées (b) de matières en suspension (MES) ruisselées et drainées à différentes périodes hydrologiques de 2013 à 2016.

4.4.2 Pertes d'azote

Parmi les différentes formes d'azote perdues dans les eaux de ruissellement et de drainage, les charges de nitrate (N-NO₃) dans l'eau de drainage étaient le plus fortement affectées par les traitements (Prob F. < 0,005), suivies des charges d'azote total (Prob F. < 0,006) (Tableau 14). Les traitements ont aussi affecté dans une moindre mesure les charges en N-NO₃ (Prob F. < 0,02) et en N-total (Prob F. < 0,07) dans les eaux de ruissellement (Tableau 13). La prairie (T4) a particulièrement contribué à réduire les pertes de N-NO₃ et de N-total dans les eaux de drainage, tant au niveau des charges que des concentrations moyennes pondérées (Figure 16 et Figure 17). Elle a réduit les charges en azote total (Prob F. < 0,001) et en nitrate (Prob F. < 0,0001) dans les eaux de drainage, près de dix fois par rapport au labour (T3) (Tableau 14, Tableau 17, Tableau 18), et deux à quatre fois dans les eaux de ruissellement par rapport au labour (T3) (Tableau 13, Tableau 17, Tableau 18). Le labour (T3) a eu tendance à accentuer ces pertes, mais seulement de façon significative par rapport au semis direct sans incorporation (T1) pendant la saison de croissance en 2013 (Prob F. < 0,04) et à l'hiver en 2015 (Prob F. < 0,0007) (voir Tableau 25 à l'Annexe 5). L'incorporation rapide des lisiers en semis direct (T2) a aussi conduit à une légère augmentation des charges de nitrate à l'hiver 2015 par rapport au semis direct sans incorporation (T1) (Prob F. < 0,06).

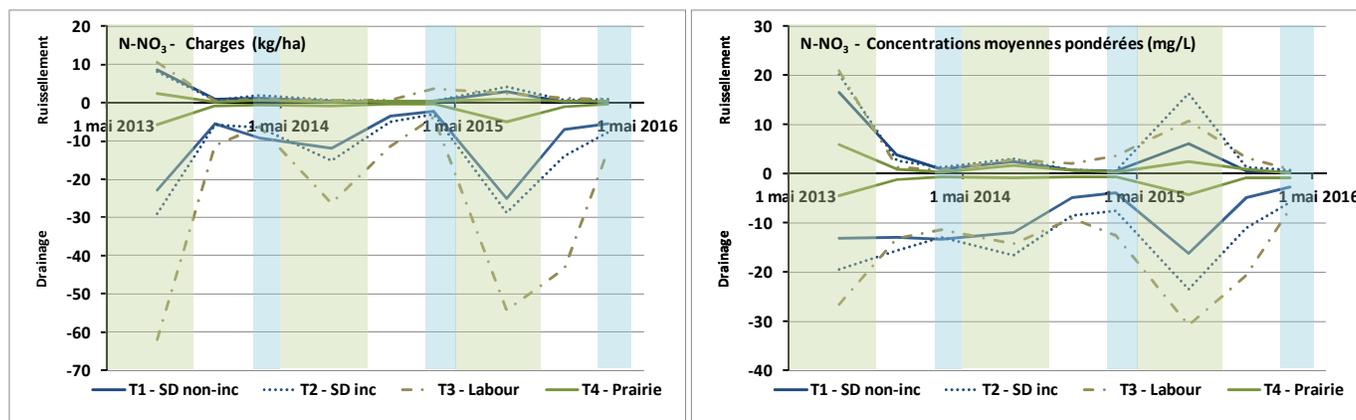


Figure 16 Effets des traitements sur les charges (a) et les concentrations moyennes pondérées (b) de nitrate (N-NO₃) ruisselées et drainées à différentes périodes hydrologiques de 2013 à 2016.

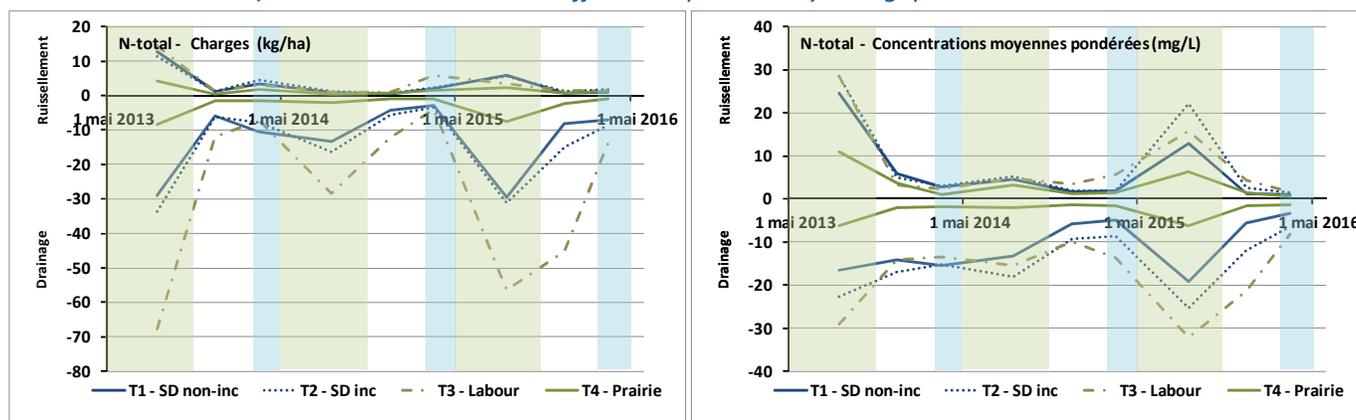


Figure 17 Effets des traitements sur les charges (a) et les concentrations moyennes pondérées (b) d'azote total ruisselées et drainées à différentes périodes hydrologiques de 2013 à 2016.

Tableau 17 : Charges en N-total mesurées à la sortie des drains et en ruissellement de surface à trois périodes sur trois années de culture.

		2013-2014				2014-2015				2015-2016			
	Traitement	Croissance	Hiver	Dégel	Somme	Croissance	Hiver	Dégel	Somme	Croissance	Hiver	Dégel	Somme
Drainage (kg/ha)	T1 SD non-inc.	29	6	11	45	13	4	3	20	30	8	7	45
	T2 SD inc	34	6	8	47	16	6	4	26	31	15	9	55
	T3 Labour	58	12	6	85	23	12	4	41	46	35	14	97
	T4 Prairie	8	1	2	11	2	1	1	4	7	2	1	10
	Moyenne	34	6	7	49	15	5	3	23	30	16	7	53
Ruissellement (kg/ha)	T1 SD non-inc.	13	1	3	17	1	1	2	3	6	1	1	7
	T2 SD inc	11	1	4	17	1	1	2	4	6	1	2	9
	T3 Labour	14	1	3	19	1	1	6	6	3	1	2	6
	T4 Prairie	4	0	2	7	0	1	1	3	2	1	1	4
	Moyenne	11	1	3	16	1	1	3	4	4	1	1	7
Total (kg/ha)	T1 SD non-inc.	42	7	14	63	14	5	5	24	35	9	8	52
	T2 SD inc	45	7	12	65	18	6	6	30	37	16	11	63
	T3 Labour	73	13	9	104	24	13	10	48	50	37	16	103
	T4 Prairie	13	2	4	18	2	1	2	6	10	3	2	15
	Moyenne	46	7	10	65	15	6	6	27	35	17	8	60

Croissance : mai à octobre; Hiver : novembre à février; Dégel : mars à avril.

Tableau 18 : Charges en N-NO3 mesurées à la sortie des drains et en ruissellement de surface à trois périodes sur trois années de culture.

		2013-2014				2014-2015				2015-2016			
	Traitement	Croissance	Hiver	Dégel	Somme	Croissance	Hiver	Dégel	Somme	Croissance	Hiver	Dégel	Somme
Drainage (kg/ha)	T1 SD non-inc.	23	5	9	37	12	4	2	18	25	7	6	38
	T2 SD inc	29	6	7	41	15	5	3	23	29	14	8	50
	T3 Labour	53	11	5	78	21	11	4	38	45	34	12	92
	T4 Prairie	6	1	1	7	1	0	0	2	5	1	0	7
	Moyenne	30	6	6	42	13	5	2	21	28	15	6	49
Ruissellement (kg/ha)	T1 SD non-inc.	9	1	1	11	0	0	0	1	3	0	0	3
	T2 SD inc	8	1	2	11	1	0	1	1	4	1	1	6
	T3 Labour	11	0	1	12	1	1	4	4	2	1	1	4
	T4 Prairie	2	0	1	3	0	0	0	1	1	0	0	2
	Moyenne	8	1	1	10	1	0	1	2	3	1	1	4
Total (kg/ha)	T1 SD non-inc.	31	6	10	48	12	4	3	19	28	7	6	41
	T2 SD inc	37	6	9	52	16	5	4	25	33	15	9	56
	T3 Labour	64	12	6	90	21	12	7	42	47	35	13	97
	T4 Prairie	8	1	1	10	1	1	1	3	6	2	1	8
	Moyenne	38	6	7	52	14	5	3	22	30	15	6	52

Croissance : mai à octobre; Hiver : novembre à février; Dégel : mars à avril.

Les charges de N-NO₃ et de N-total sont aussi très fortement affectées par les effets saisonniers et annuels. Les pertes au drain surviennent majoritairement durant la saison de croissance après les apports d'engrais au printemps, révélant le caractère très mobile du nitrate dans les sols (Tableau 18). Les pertes totales (ruissellement et drainage) en azote total étaient toutefois plus faibles sous la culture de blé en 2014 (27 kg N/ha) par rapport aux cultures de soya en 2013 (65 kg N/ha) et de maïs-grain en 2015 (60 kg N/ha) (Tableau 17). Les pertes plus élevées sous le soya s'explique toutefois par les doses élevées de lisier apportées au printemps 2013 qui étaient destinées à une culture de canola remplacée par le soya en raison de retards dans les semis. Toutefois, à chaque année, les charges de nitrate et d'azote total dans les eaux de drainage et de ruissellement ont été les plus importantes sous l'effet des cultures annuelles (T1, T2 et T3) par rapport à la prairie (T4) et ces charges étaient en moyenne de 4 à 12 fois plus importantes dans les eaux de drainage.

Une bonne proportion de l'azote exporté dans l'eau de drainage a été dosée en nitrate. Cette proportion a augmenté au cours de la période hivernale (novembre à février) (Figure 18). La proportion d'azote ammoniacal est demeurée relativement faible au cours de l'année dans l'eau de drainage, mais a eu tendance à augmenter au cours de la période de dégel (mars-avril) sous tous les traitements. La proportion d'azote organique dans l'eau de drainage était aussi plus élevée sous la prairie (T4) par rapport aux cultures annuelles (Figure 18). En fait, la prairie a été très efficace pour prélever le nitrate dans le sol et réduire les exportations dans les eaux de drainage, diminuant du même coup les proportions de N sous forme de nitrate dans ces eaux.

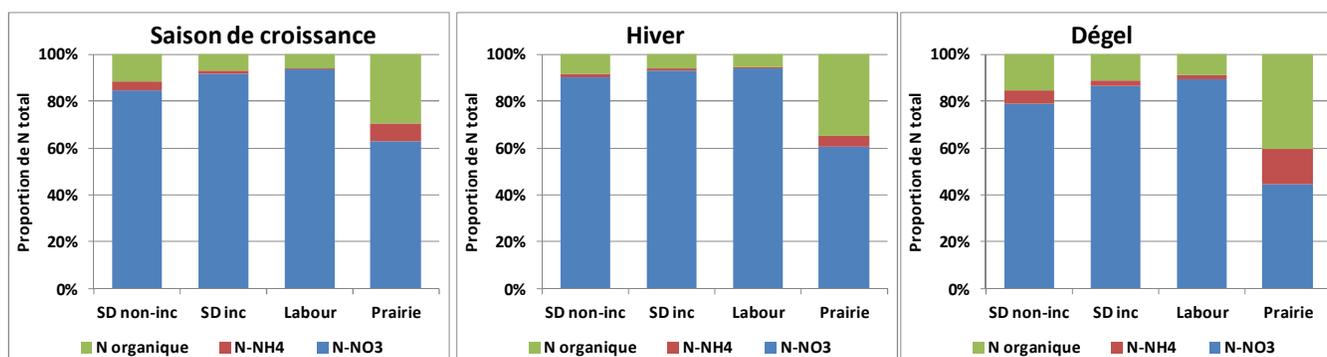


Figure 18 Proportion des différentes formes d'azote retrouvées dans l'eau de drainage en fonction des périodes hydrologiques et des traitements

Les proportions des différentes formes d'azote étaient légèrement différentes dans les eaux de ruissellement (Figure 19). Les proportions d'azote organique et ammoniacal étaient encore plus élevées sous prairie, par rapport aux autres traitements et à ce qu'elles étaient dans l'eau de drainage. Le semis direct sans incorporation de lisiers occupait la 2^e place par rapport à ces proportions. Les concentrations des diverses formes d'azote retrouvées dans les eaux étaient fortement influencées par les apports récents de lisier de porc (Figure 20). Les concentrations en azote organique et en azote ammoniacal étaient particulièrement liées à ces apports récents de lisier. Au printemps 2015, des précipitations de pluie sont survenues dans les heures qui ont suivi l'épandage de lisier et les concentrations en azote organique ont monté en flèche à la fois dans les drains et dans les eaux ruisselées à la surface. Des concentrations élevées d'azote ammoniacal, supérieures au critère de qualité de l'eau de 1,5 mg/L (MDDEFP, 2013), ont également succédé aux apports de lisier, mais aussi juste avant, pendant la fonte des neiges en avril 2014. Les concentrations élevées de nitrate se sont développées après l'épandage des lisiers au printemps,

et sont demeurées davantage présentes dans le courant de la saison de croissance et du reste de l'année, par rapport aux formes d'azote. Les processus de minéralisation de l'azote organique et de nitrification qui ont cours durant la saison de croissance seraient à l'origine du développement et de l'étalement de ces concentrations dans le temps.

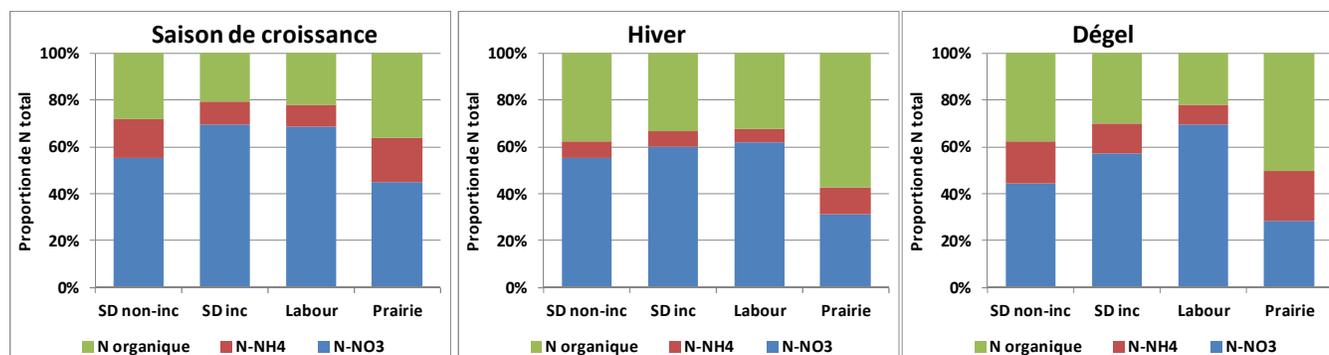


Figure 19 Proportion des différentes formes d'azote retrouvées dans le ruissellement en fonction des périodes hydrologiques et des traitements

L'incorporation des lisiers en semis direct (T2) n'a pas eu d'effet à la baisse sur les différentes formes d'azote perdues dans les eaux de ruissellement ou de drainage par rapport au traitement T1 en semis direct sans incorporation. On remarque au contraire une tendance à des augmentations de charges en nitrate suite à l'incorporation (T2 vs T1), dans les eaux de drainage durant les trois années de suivi, mais pas des autres formes d'azote, ni de l'azote total (Tableau 17 et Tableau 18). Ces augmentations sont aussi très faibles par rapport à l'effet du labour (T3) sur ces charges en nitrate dans l'eau de drainage, mais dans les deux cas, les effets sont peu souvent significatifs.

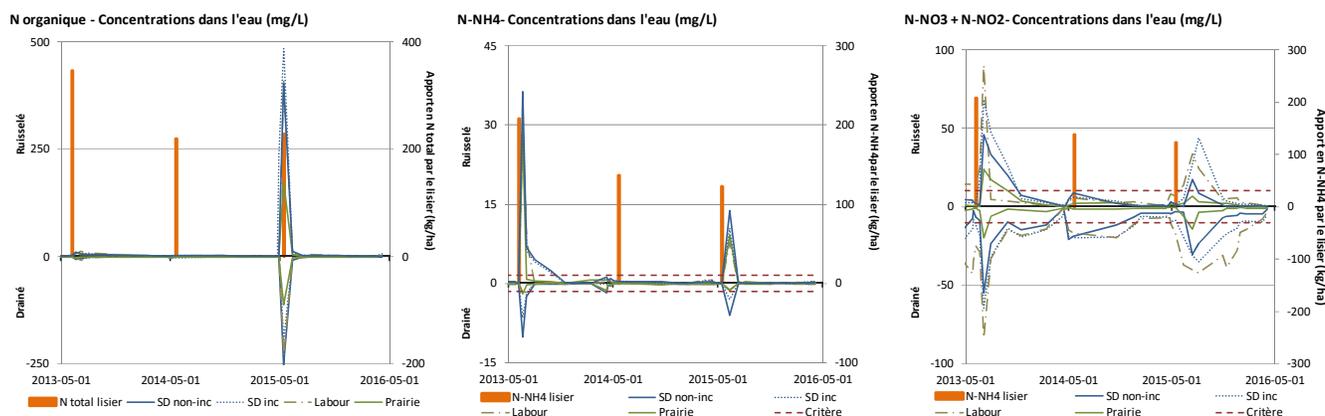


Figure 20 Évolution des concentrations de N total, N-NH₄ et N-NO₃ dans les eaux ruisselées et drainées au cours des saisons 2013, 2014 et 2015

4.4.3 Pertes de phosphore

Comme pour l'azote, les charges en phosphore sous ses différentes formes ont été principalement affectées par l'effet des périodes hydrologiques, c'est-à-dire en lien avec les volumes d'eau drainés et ruisselés (Tableau 13 et

Tableau 14). Les effets des traitements sont toutefois relativement mitigés avec des effets significatifs seulement sur les charges en P particulaire (Prob. de F <0,02) et en P réactif (Prob. de F <0,02) dans les eaux de ruissellement (Tableau 13), et seulement sur le P réactif (Prob. de F <0,05) dans l'eau de drainage (Tableau 14). Les traitements n'ont toutefois pas influencé de façon significative les charges en P total ou en P biodisponible, sinon qu'à des périodes hydrologiques précises, et le P réactif a été particulièrement affecté dans les eaux de ruissellement durant la saison de culture en 2013 sous soya (Prob. de F <0,0001) et en 2015 sous maïs-grain (Prob. de F <0,0004) (Tableau 13 et Figure 21).

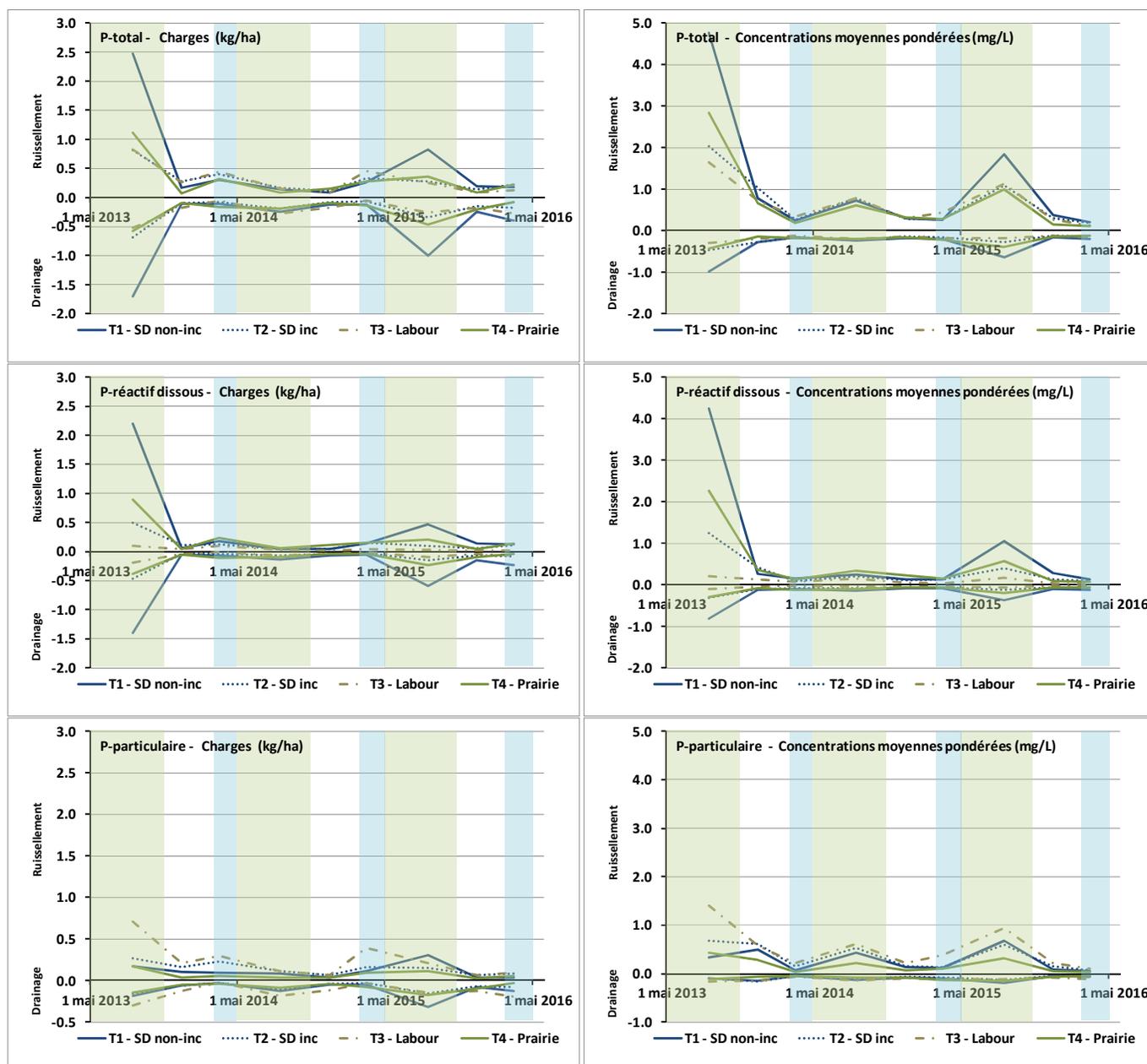


Figure 21 Effets des traitements sur les charges (a) et les concentrations moyennes pondérées (b) de P total, P réactif dissous et P particulaire ruisselées et drainées à différentes périodes hydrologiques de 2013 à 2016.

Le traitement semis direct avec lisier non incorporé (T1) s'est démarqué des autres traitements dépendamment des périodes, autant au niveau des charges de P dans le ruissellement que dans le drainage. Ainsi, les charges de P total dans le ruissellement et le drainage ont été plus importantes dans le semis direct non-incorporé (T1) par rapport au semis direct avec incorporation (T2) au cours des saisons de culture 2013 (soya) et 2015 (maïs grain) (Figure 21; voir Tableau 24 en Annexe 5 pour les probabilités), alors qu'elles étaient similaires entre les traitements durant le reste de l'année soit en hiver et à la fonte de neiges et sous la saison de croissance du blé en 2014 (Figure 21).

La non-incorporation du lisier sous semis direct (T1) a causé un accroissement important des charges et des concentrations moyennes pondérées de P réactif dissous qui composent une bonne part du P total mesuré dans les eaux de ruissellement et de drainage (Figure 21). Le labour a quant à lui été responsable d'un accroissement des charges et concentrations de P particulaire en lien avec les augmentations de charges de MES dans les eaux de ruissellement (Figure 14 et Figure 21). À l'inverse, les charges en P particulaire dans l'eau de ruissellement étaient plus faibles sous la prairie (T4) par rapport au labour (T3) (prob. $t < 0,005$) et au semis direct avec incorporation des lisiers (T2) (prob. $t < 0,01$) (Tableau 13). Les accroissements de charge de P particulaire se sont plus souvent manifestés sous l'effet du labour pendant la période de dégel, lorsque le sol était plus sensible à l'érosion (Figure 21). Les accroissements de charges et de concentrations de P réactif dissous se sont toutefois manifestés plus souvent en saison de croissance et plus spécifiquement en 2013 sous soya et en 2015 sous maïs, tout de suite après l'épandage des lisiers au printemps (Figure 22). L'augmentation des concentrations de P-total produites après l'épandage des lisiers en 2013 et 2015 est plus importante principalement sous les traitements T1 - SD non inc. et T4 - Prairie où les lisiers ont été épandus en surface et n'ont pas été incorporés au sol (Figure 22).

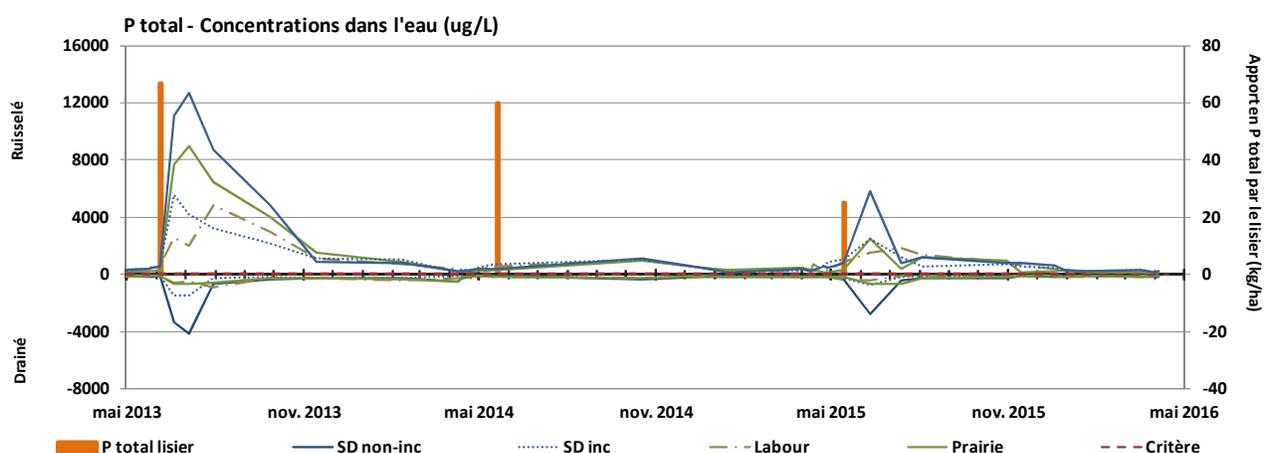


Figure 22 Accroissement des concentrations de P total à la suite des épandages de lisiers en mai 2013, 2014 et 2015.

Même si le labour (T3) a produit en général des charges en P particulaire plus élevées que les autres traitements dans les eaux de ruissellement, les charges en P réactif y étaient au contraire significativement plus faibles par rapport aux autres traitements (Tableau 13). Le lisier épandu sur un sol nu travaillé et incorporé à la herse offrait donc des conditions plus intéressantes pour adsorber le P réactif solubilisé à partir du lisier. Au final, les charges totales (drainage et ruissellement) et les concentrations moyennes pondérées (drainage et ruissellement) de P total

produites sous le traitement T1 - SD non inc. ont été pratiquement le double de ce qui a été enregistré sous les autres traitements en 2013 et 2015 (Tableau 19, Tableau 20, Tableau 24 et Tableau 25). En 2014, les charges et concentrations étaient plus faibles et relativement similaires entre traitements sous culture de blé. Tous les autres traitements incluant le labour et la prairie ont produit des charges totales et des concentrations moyennes de P-total relativement similaires durant les trois années. Il apparaît donc important d'incorporer les lisiers en conditions de semis direct pour réduire les risques de contamination des eaux de surface par le P.

La Figure 23 illustre les proportions des différentes formes de P retrouvées dans les eaux de drainage en fonction des différents traitements et des périodes hydrologiques, tandis que la Figure 24 illustre ces effets sur les eaux de ruissellement. De manière générale, les eaux de drainage et de ruissellement retrouvées sous le labour (T3) étaient majoritairement chargées en P particulaire (comme en sédiments), tandis que celles sous non travail du sol, soit le semis direct sans incorporation des lisiers (T1) et la prairie (T4) étaient majoritairement chargées en P réactif. L'incorporation rapide des lisiers en semis direct a produit des valeurs intermédiaires.

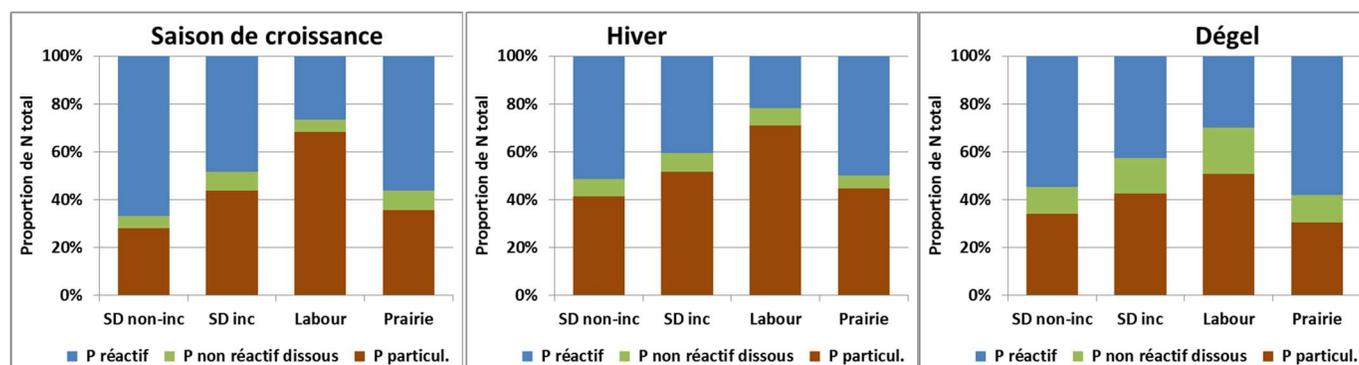


Figure 23 Proportion des différentes formes de phosphore retrouvées dans l'eau de drainage en fonction des périodes hydrologiques et des traitements

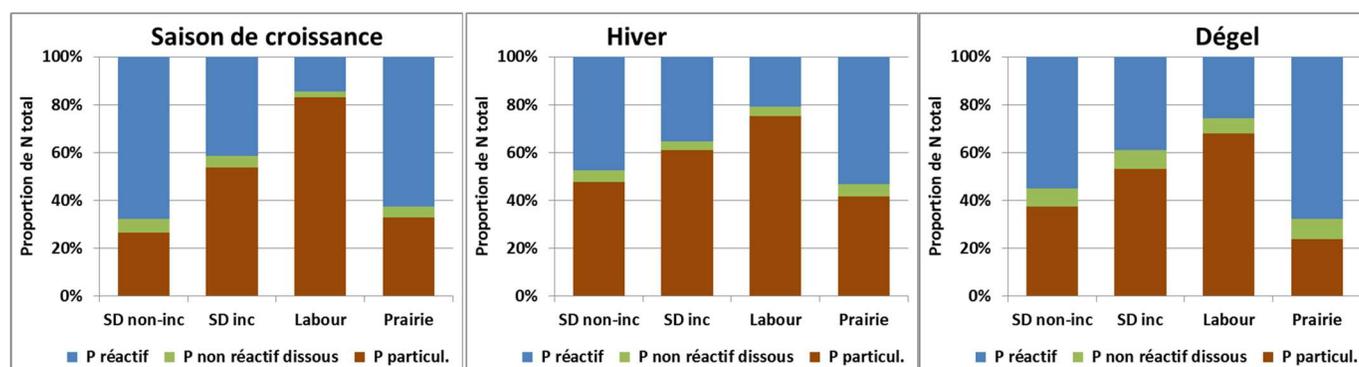


Figure 24 Proportion des différentes formes de phosphore retrouvées dans le ruissellement en fonction des périodes hydrologiques et des traitements

Tableau 19 : Charges en P-total mesurées à la sortie des drains et en ruissellement de surface à trois périodes sur trois années de culture.

		2013-2014				2014-2015				2015-2016			
	Traitement	Croissance	Hiver	Dégel	Somme	Croissance	Hiver	Dégel	Somme	Croissance	Hiver	Dégel	Somme
Drainage (kg/ha)	T1 SD non-inc.	1,71	0,11	0,11	1,93	0,24	0,13	0,12	0,49	1,00	0,24	0,40	1,64
	T2 SD inc	0,69	0,10	0,08	0,87	0,19	0,08	0,06	0,33	0,34	0,15	0,18	0,67
	T3 Labour	0,52	0,17	0,05	0,81	0,27	0,17	0,06	0,52	0,25	0,18	0,28	0,59
	T4 Prairie	0,58	0,10	0,16	0,84	0,19	0,09	0,13	0,41	0,46	0,21	0,07	0,75
	Moyenne	0,90	0,12	0,10	1,15	0,23	0,11	0,10	0,43	0,52	0,19	0,24	0,94
Ruissellement (kg/ha)	T1 SD non-inc.	2,47	0,17	0,30	2,94	0,14	0,09	0,27	0,49	0,83	0,19	0,18	1,19
	T2 SD inc	0,81	0,27	0,40	1,47	0,17	0,11	0,33	0,61	0,27	0,13	0,22	0,63
	T3 Labour	0,83	0,26	0,45	1,48	0,15	0,09	0,45	0,59	0,25	0,08	0,12	0,45
	T4 Prairie	1,12	0,08	0,31	1,51	0,09	0,15	0,28	0,52	0,37	0,08	0,23	0,67
	Moyenne	1,32	0,20	0,36	1,89	0,14	0,11	0,33	0,56	0,43	0,13	0,19	0,75
Total (kg/ha)	T1 SD non-inc.	4,18	0,28	0,41	4,87	0,38	0,21	0,38	0,98	1,83	0,43	0,57	2,83
	T2 SD inc	1,49	0,37	0,48	2,34	0,36	0,19	0,40	0,95	0,62	0,28	0,40	1,29
	T3 Labour	1,35	0,43	0,50	2,29	0,42	0,26	0,51	1,11	0,50	0,26	0,40	1,04
	T4 Prairie	1,69	0,18	0,48	2,35	0,28	0,24	0,41	0,93	0,83	0,29	0,30	1,42
	Moyenne	2,22	0,32	0,46	3,04	0,37	0,22	0,42	0,99	0,96	0,32	0,43	1,69

Croissance : mai à octobre; Hiver : novembre à février; Dégel : mars à avril.

Tableau 20 : Concentrations moyennes pondérées de P total mesurées à la sortie des drains et en ruissellement de surface à trois périodes sur trois années de culture.

		2013-2014				2014-2015				2015-2016			
	Traitement	Croissance	Hiver	Dégel	Moyenne	Croissance	Hiver	Dégel	Moyenne	Croissance	Hiver	Dégel	Moyenne
Drainage (mg/l)	T1 SD non-inc.	0,98	0,27	0,16	0,68	0,24	0,17	0,20	0,21	0,64	0,17	0,20	0,33
	T2 SD inc	0,46	0,27	0,16	0,37	0,21	0,14	0,16	0,18	0,28	0,12	0,14	0,18
	T3 Labour	0,29	0,20	0,12	0,25	0,20	0,14	0,19	0,18	0,18	0,11	0,16	0,15
	T4 Prairie	0,43	0,14	0,17	0,28	0,19	0,15	0,22	0,19	0,38	0,14	0,12	0,23
	Moyenne	0,55	0,22	0,16	0,41	0,21	0,15	0,19	0,19	0,39	0,14	0,17	0,23
Ruissellement (mg/l)	T1 SD non-inc.	4,77	0,79	0,25	1,50	0,73	0,30	0,27	0,34	1,84	0,39	0,20	0,66
	T2 SD inc	2,04	1,04	0,26	0,68	0,78	0,29	0,28	0,34	1,09	0,31	0,18	0,33
	T3 Labour	1,66	0,72	0,34	0,80	0,79	0,30	0,44	0,47	1,13	0,26	0,13	0,36
	T4 Prairie	2,84	0,66	0,18	0,68	0,60	0,32	0,28	0,32	0,99	0,15	0,11	0,23
	Moyenne	2,89	0,82	0,25	0,93	0,74	0,30	0,31	0,36	1,37	0,29	0,16	0,40
Moyenne (mg/l)	T1 SD non-inc.	1,85	0,44	0,22	1,01	0,32	0,21	0,24	0,26	0,91	0,22	0,20	0,41
	T2 SD inc	0,79	0,59	0,24	0,52	0,32	0,20	0,25	0,26	0,42	0,17	0,16	0,23
	T3 Labour	0,58	0,36	0,29	0,45	0,27	0,17	0,39	0,27	0,32	0,14	0,15	0,20
	T4 Prairie	0,98	0,22	0,18	0,45	0,25	0,23	0,26	0,25	0,53	0,14	0,12	0,23
	Moyenne	1,07	0,41	0,22	0,63	0,29	0,20	0,27	0,26	0,57	0,17	0,16	0,28

Croissance : mai à octobre; Hiver : novembre à février; Dégel : mars à avril.

Il faut toutefois mentionner que les concentrations moyennes pondérées de P total rapportées à chaque année sous tous les traitements dépassent le critère de qualité de 0,03 mg/litre pour la protection de la vie aquatique (MDDEFP, 2013). De fait, les concentrations moyennes pondérées de P total enregistrées sous nos conditions ont varié de l'ordre de 0,20 à 1,01 mg/L, soit d'environ 7 à 33 fois ce critère.

4.4.4 Pertes de potassium

L'analyse de variance n'a pas révélé d'effet significatif des traitements sur les charges de potassium produites aux drains ou en ruissellement de surface (Tableau 13 et Tableau 14), mais les contrastes ont révélé des charges plus faibles sous la prairie (T4) par rapport au semis direct où le lisier n'est pas incorporé (T1) ou incorporé (T2). Ces différences de pertes entre les traitements en semis direct (T1 et T2) et la prairie (T4) étaient plus marquées durant la saison de culture dans les eaux de ruissellement (Tableau 13). Comme pour le phosphore, le traitement en semis direct sans incorporation des lisiers (T1) a produit les plus importantes charges de K dissous, lorsque celles-ci sont cumulées au niveau du ruissellement et du drainage (résultats non présentés). Les prélèvements et exportations de K plus importants sous prairie par rapport aux cultures annuelles (Figure 7), de même que les concentrations plus faibles mesurées dans le sol sous prairie (voir Tableau 22 à l'Annexe 2) expliqueraient les charges plus faibles mesurées dans les eaux de ruissellement et de drainage sous prairie.

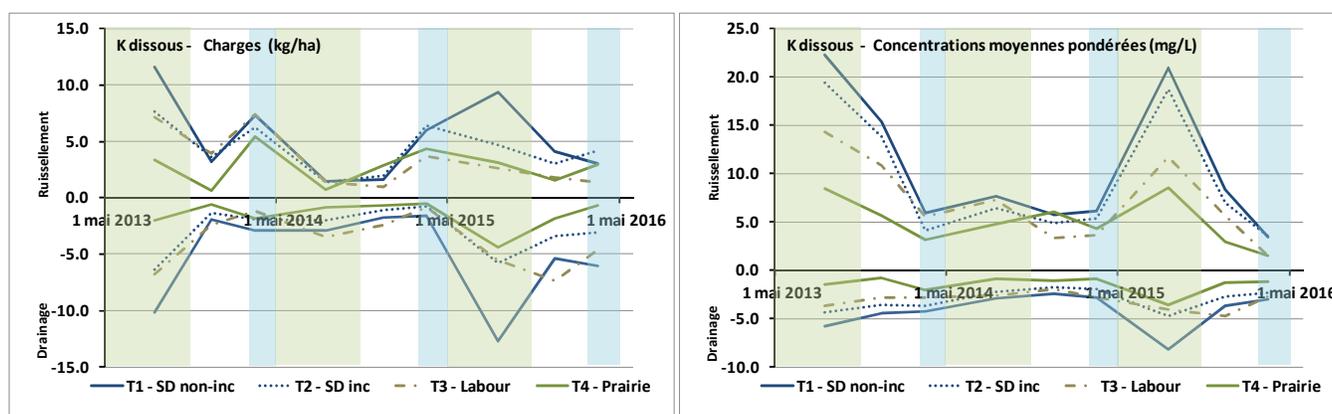


Figure 25 Effets des traitements sur les charges (a) et les concentrations moyennes pondérées (b) de K dissous ruisselées et drainées à différentes périodes hydrologiques de 2013 à 2016.

4.4.5 Conclusion sur la qualité de l'eau

Les activités agricoles réalisées dans le cadre de ces essais ont eu un impact non-négligeable sur la qualité des eaux de drainage et de ruissellement. La valorisation d'effluents d'élevage pour la fertilisation des cultures, dans ce cas-ci des lisiers de porc, n'est pas toujours sans impact sur la qualité de l'eau. Sous toutes les façons culturales, les concentrations de nitrate et d'ammonium mesurées respectaient à la limite les critères pour la qualité de l'eau, mais pour le phosphore le critère a été largement dépassé dans toutes les conditions de culture et ce, même si l'indice de saturation du sol en phosphore (l'ISP de 0 à 20 cm de profondeur a augmenté de 2,6 à 5,2 % de 2011 à 2015) est demeuré sous la limite du critère environnemental reconnu pour ce type de sol (8 % pour un sol de type G1b ou 13,1 % pour un sol avec moins de 30 % d'argile selon le REA) (CRAAQ 2010). Parmi les techniques culturales

à l'essai, le labour a favorisé des exportations importantes de MES, de P particulaire et de nitrate dans les eaux de drainage et de ruissellement, par rapport aux traitements sous semis direct. Le semis direct sans incorporation du lisier a toutefois doublé les exportations de P total deux années sur trois et a notamment favorisé des exportations de P réactif sous formes d'orthophosphates qui sont très bio-disponibles pour la croissance des algues bleues et des cyanobactéries (Correl, 1998; Bradford et Peters, 1987). L'incorporation des lisiers en semis direct a cependant eu pour effet de réduire les exportations de P total et surtout de P réactif par rapport à la pratique du semis direct sans incorporation et aussi de réduire les exportations de nitrate, de P particulaire et de MES par rapport au labour. Cette pratique d'incorporation superficielle se trouve donc à avoir un effet bénéfique sur la qualité de l'eau à la fois au niveau de l'azote et du phosphore, même si de légères tendances à des augmentations de charges en nitrate ont été notées dans les eaux de drainage.

4.5 ÉMISSIONS AMMONICALES APRÈS L'ÉPANDAGE DE LISIER DE PORC

Les émissions d'ammoniac (NH_3) ont été mesurées à la suite des épandages de lisier au printemps, soit à partir du 6 juin 2013, 20 mai 2014 et 4 juin 2015. Étant donné la siccité et les concentrations relativement variables en éléments fertilisants dans les lisiers de porc de pré-fosse utilisés, les apports d'azote total et ammoniacal ont été relativement variables (Tableau 5). L'apport total en azote était de 346, 220 et 179 kg N/ha pour les années 2013, 2014 et 2015, respectivement, tandis que l'apport en azote ammoniacal était de 208, 137 et 122 kg N- NH_4 pour les mêmes années. Les flux instantanés mesurés durant ces trois campagnes sont présentés à la Figure 26. En 2013, la mesure des émissions a eu lieu pendant une période de 8 jours en se basant sur des travaux antérieurs réalisés sur le même site pour déterminer la durée des émissions (Rochette et al., 2008; Rochette et al., 2009). Toutefois, l'analyse des résultats a révélé que certains flux d'ammoniac étaient encore élevés lors de l'arrêt du chantier en 2013 et que le bilan des pertes d'azote ammoniacal serait incomplet. En conséquence, la période d'échantillonnage a été prolongée de 13 jours supplémentaires en 2014 et 2015. Les flux instantanés étaient toutefois beaucoup plus faibles après 200 heures de mesures en 2015.

Les données climatiques sont également présentées à titre indicatif à la Figure 26. Les conditions météorologiques étaient relativement similaires d'une année à l'autre à cette période de l'année, avec un léger rehaussement de la température dans la seconde moitié du chantier en 2014. Des précipitations sont aussi tombées à plusieurs reprises durant les chantiers, soit au total 40, 25 et 72 mm de hauteur d'eau en 2013, 2014 et 2015, respectivement. Sans toutefois nuire à la mesure des émissions d'ammoniac sous les chambres ventilées, les précipitations ont pu réduire ou exacerber les émissions d'ammoniac sur le reste des parcelles à l'étude sans chambre (Rochette et al., 2008; Rochette et al., 2009).

Les émissions cumulées de N- NH_3 (en kg/ha) et les pourcentages d'azote ammoniacal émis en provenance du lisier appliqué ont été calculés et sont rapportés à la Figure 27. L'analyse de variance réalisée sur ces deux variables compilées à la fin des chantiers a révélé des effets significatifs des traitements en 2013 et 2014, mais ces effets étaient moins prononcés en 2015. Le retrait des mesures d'émissions sur les prairies en 2015 a probablement contribué à ces résultats moins contrastés.

Tableau 21 : ANOVA sur les émissions d'ammoniac après l'épandage des lisiers en 2013, 2014 et 2015.

Effet Traitement	Émissions cumulées de N- NH_3			Pourcentage de N- NH_3 appliqué et émis		
	2013	2014	2015	2013	2014	2015
Valeur F	7,93	11,36	3,07	8,01	11,18	3,12
Pr > F	0,009	0,003	0,12	0,009	0,003	0,12
Contrastes						
T1 vs T2	0,01	0,10	0,09	0,01	0,11	0,09
T1 vs T3	0,004	0,12	0,07	0,004	0,12	0,06
T1 vs T4		0,01			0,01	
T2 vs T3						
T2 vs T4	0,03	0,001		0,03	0,001	
T3 vs T4	0,01	0,001		0,01	0,001	

T1 : SD non-inc.; T2 : SD inc; T3 : Labour; T4 : Prairie.

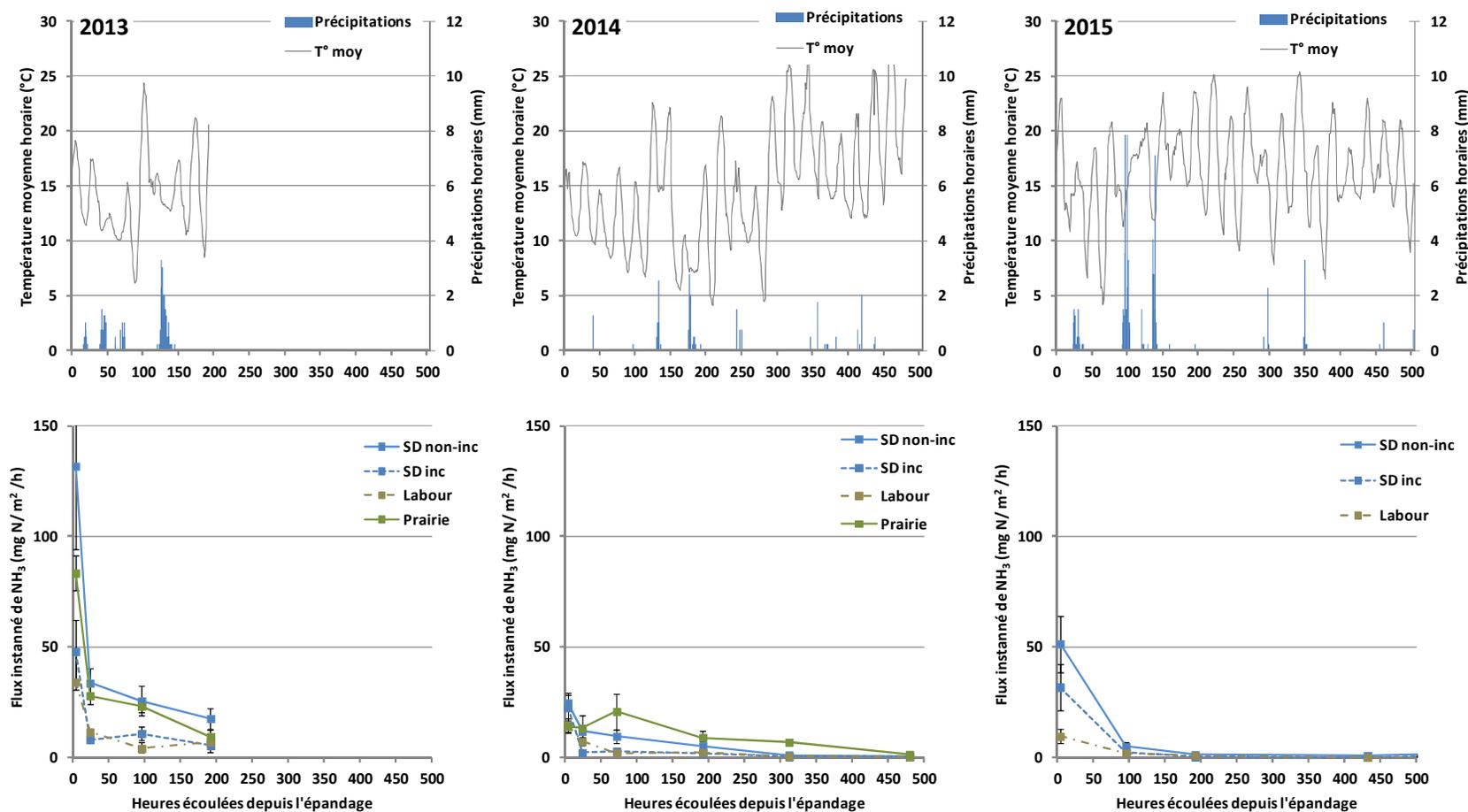


Figure 26 Précipitations, température moyenne et flux instantanés d'ammoniac mesurés en 2013, 2014 et 2015 après l'épandage du lisier.

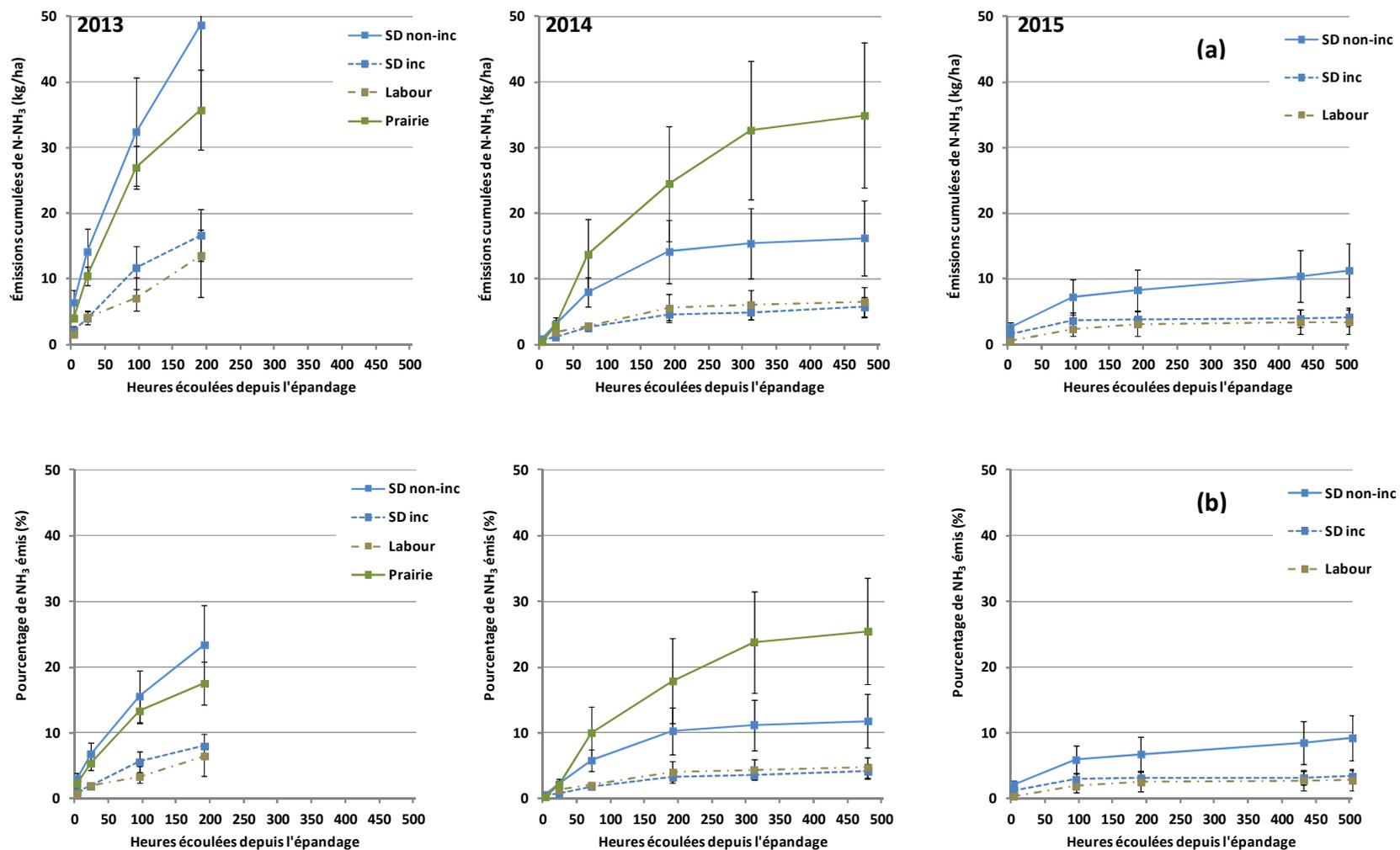


Figure 27 Émissions cumulées d'ammoniac (a) et pourcentage de l'azote ammoniacal du lisier émis dans l'atmosphère (b) en 2013, 2014 et 2015

Les flux instantanés sont habituellement les plus élevés durant les premières heures suivant l'épandage d'engrais à base ammoniacale et ont tendance à diminuer de façon exponentielle, comme illustrés à la Figure 26 en 2013 et 2015, à mesure que la source d'ammoniacale se dissipe (Rochette et al., 2008; Rochette et al., 2009). En revanche, les flux plus ou moins constants mesurés en 2014 révèlent une situation moins commune qui mériterait d'être élucidée, en particulier pour le cas de la prairie où les flux ont même eu tendance à augmenter 72 heures après l'application. De telles augmentations d'émissions peuvent se produire lorsqu'il y a réhumectation des surfaces et remise en solution des ions ammoniacaux ou augmentation de la pression de vapeur avec la température.

La Figure 28 illustre les émissions totales de N-NH₃ mesurées ainsi que le pourcentage de l'azote ammoniacal appliqué qui a été émis à chaque année. Les émissions mesurées en 2013, bien qu'incomplètes, ont été les plus importantes, en raison des apports plus importants d'azote en provenance des lisiers (Tableau 5). En effet, c'est 346 kg/ha d'azote qui a été épandu en 2013 contre 220 kg/ha en 2014 et 179 kg/ha en 2015. En 2013, 2014 et 2015, les traitements où le lisier a été incorporé au sol (T2 - semis direct incorporé et T3 - labour) ont produit les plus faibles émissions de NH₃ et équivalentes du point de vue statistique, soit des pertes d'environ 3 à 7 % de l'azote ammoniacal appliqué avec le lisier. À l'inverse, les traitements où le lisier n'étaient pas incorporés (T1 - semis direct non-incorporé et T4 - prairie) ont produit les plus importantes émissions soit de 12 à 25 % de l'azote ammoniacal appliqué. Ces deux derniers traitements ont produit des émissions similaires en 2013, mais les pertes sur prairie (T4) en 2014 étaient plus du double des pertes mesurées sur semis direct sans incorporation du lisier (T1). Finalement, l'incorporation du lisier sur la parcelle en semis direct (T2) aura permis de réduire sur les trois ans de 63 à 66 % les émissions de NH₃ par rapport au semis direct sans incorporation (T1).

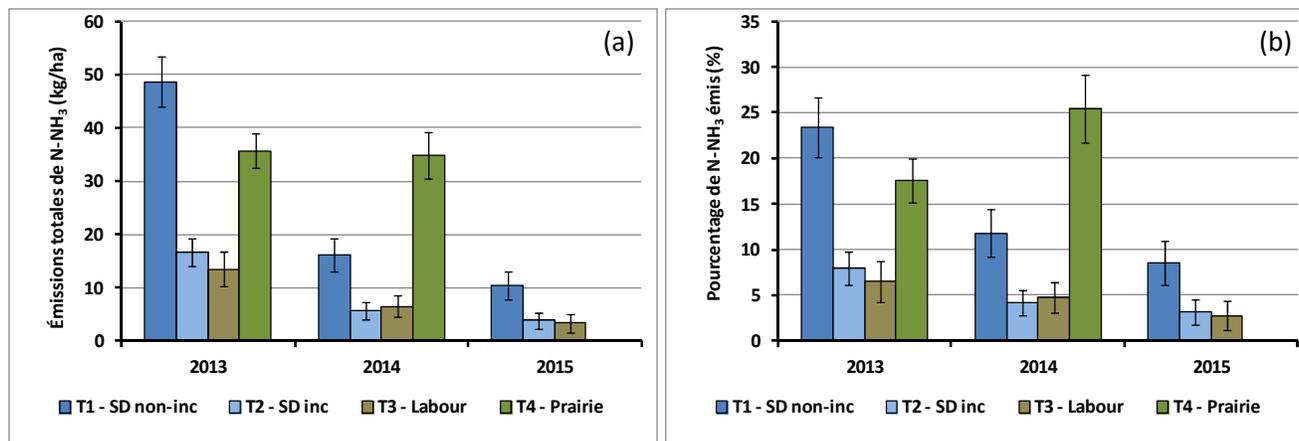


Figure 28 Émissions totales de N-NH₃ (a) et pourcentage de N-NH₃ appliqué sous forme de lisier et émis (b)

Il est possible que le faible taux de matière sèche du lisier appliqué en 2015 ait favorisé son infiltration dans le sol et réduit les taux d'émission, même sous le traitement T1 où le lisier n'était pas incorporé. Carozzi et al. (2013) rapporte que l'incorporation des lisiers est très efficace pour réduire les taux d'émissions d'ammoniac. Ils mentionnent aussi que la rapidité avec laquelle l'incorporation est réalisée joue un grand rôle. Dans le cas de notre étude, l'enfouissement du lisier dans les parcelles en labour conventionnel (T3) était réalisé 24 heures après l'épandage (3 heures en 2015), tandis que pour le semis direct incorporé (T2) le lisier était incorporé dans l'heure

qui suivait l'épandage (Tableau 3). Cependant, les résultats ne démontrent pas de différences significatives en termes d'émissions entre les traitements T2 et T3. La surface plus travaillée du sol en labour conventionnel pourrait avoir favorisé une meilleure infiltration du lisier et une adsorption de l'azote ammoniacal sur les particules de sol (Rochette et al., 2009a).

4.6 BILAN GLOBAL

Un bilan des différentes formes d'azote, de phosphore et de potassium exportées de la parcelle a été calculé pour les trois saisons de culture, soit de mai 2013 à avril 2016.

4.6.1 Azote

Pour l'azote, le bilan inclut une estimation de l'azote ammoniacal volatilisé au moment de l'épandage, mais ne comporte pas d'estimé des émissions d'oxydes nitreux (N₂O). Ces dernières émissions sont généralement estimées à moins de 4 % de l'azote appliqué au sol sous forme d'engrais minéral ou organique (Environ. Can. 2013). Notons toutefois que la destruction d'une vieille prairie fertilisée ou non avec du lisier de porc dans un champ situé à moins de 100 m de nos parcelles a conduit à des émissions de l'ordre de 9 à 30 kg de N-N₂O/ha (McDonald et al., 2010). Ces émissions directes de N₂O sont près de 2 à 6 fois supérieures à celles estimées pour l'application de 150 kg N/ha sous forme minérale. Le caractère hydromorphe du sol, l'enfouissement des résidus de la prairie et des apports fréquents de lisier auraient été responsables de ces émissions importantes de N₂O (McDonald et al., 2010). Ces conditions de dénitrification pouvaient être prévalentes aussi dans les parcelles à l'essai. Notons aussi que les émissions ammoniacales non mesurées sur la prairie en 2015 ont du être estimées à partir des émissions de 2013 et 2014 pour compléter le bilan.

Tableau 22 : Bilan des différentes formes d'azote exportées de la parcelle de 2013 à 2015.

	Traitement	N engrais ^a	N prélevé ^b	N-NH ₄ volatilisé	N drains ^c	N ruisselé ^c	% N prélevé ^d	% N perdu ^e
----- kg N/ha -----								
2013 soya	T1- SD n-inc	346	85	43	46	14	25	30
	T2 - SD inc	346	81	17	48	15	23	23
	T3 -Labour	346	78	14	75	18	22	31
	T4 - Prairie	346	205	36	12	5	59	15
2014 blé	T1- SD n-inc	220	114	16	21	4	52	19
	T2 - SD inc	220	119	6	26	5	54	17
	T3 -Labour	220	104	6	34	8	47	22
	T4 - Prairie	220	98	30	4	3	45	17
2015 maïs- grain	T1- SD n-inc	227	61	11	90	30	27	57
	T2 - SD inc	227	75	4	91	17	33	49
	T3 -Labour	227	79	3	132	31	35	73
	T4 - Prairie	179	142	33 ^f	35	18	79	48
Moyenne	T1- SD n-inc	264	87	23	52	16	33	35
	T2 - SD inc	264	92	9	55	12	35	29
	T3 -Labour	264	87	8	80	19	33	41
	T4 - Prairie	248	159	33	17	9	64	24

a : N appliqué avec le lisier et les engrais minéraux; b : N prélevé et exporté avec la récolte, x : Charges de N total mesurées dans les drains et le ruissellement; d : N prélevé en pourcentage de N engrais; e : N perdu dans les émissions ammoniacales et les eaux en pourcentage de N engrais; f : Émissions ammoniacales sous prairie en 2015 estimées à partir des émissions de 2013 et 2014.

En moyenne sur trois ans, dans les cultures annuelles de soya, blé et maïs-grain, l'azote prélevé par la plante et exporté à la récolte (87 à 92 kg N/ha) a représenté 33 à 35 % de l'azote total apporté (264 kg N/ha) avec les lisiers de porc et les engrais minéraux, tandis que l'exportation d'azote avec la partie fourragée de la prairie (159 kg N/ha) a atteint en moyenne 64 % de cet azote appliqué (248 kg N/ha). L'azote perdu sous formes d'azote ammoniacal dans l'atmosphère (8 à 23 kg N/ha) ou d'azote total dans les eaux de ruissellement et de drainage (77 à 99 kg N/ha) représentait en revanche 29 à 41 % de l'azote appliqué dans les cultures annuelles, tandis que sous la prairie seulement 24% de l'azote appliqué a été retrouvé sous la forme d'émissions ammoniacales (33 kg N/ha) et de charges dans les eaux (26 kg N/ha). Les pertes ont donc été plus importantes sous cultures annuelles, plus particulièrement en labour (T3) et principalement avec l'entraînement de nitrate vers les drains, tandis que les pertes par volatilisation de l'ammoniac étaient plus importantes sous prairies (T4) et sous semis direct sans incorporation des lisiers (T1). En incorporant les lisiers au sol sous semis direct (T2), les pertes par volatilisation et par lessivage aux drains ou en ruissellement sont demeurées plus faibles, et cette pratique a produit le moins de perte d'azote sous cultures annuelles (Figure 29a et Tableau 22). L'incorporation des lisiers au sol sous semis direct (T2) présente donc le meilleur bilan au niveau des pertes de N dans l'environnement et même une tendance à des meilleurs prélèvements de N sous cultures annuelles par rapport aux autres modes de travail de sol à l'essai.

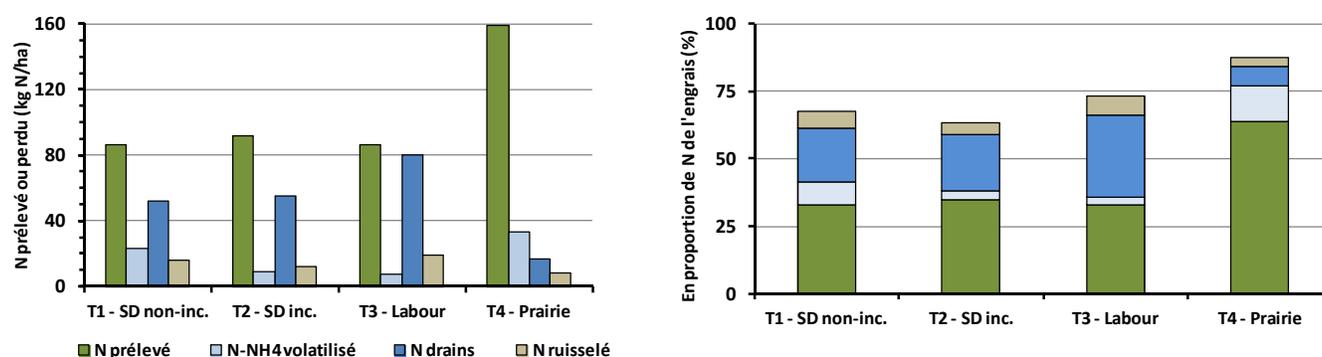


Figure 29 Pertes et prélèvements moyens d'azote de 2013 à 2015 exprimés en kg N/ha (a) ou en proportion de l'azote des engrais appliqués (b).

En proportion de l'azote total appliqué, les cultures en semis direct avec incorporation des lisiers (T2) ont moins perdu et exporté de N que les autres traitements en cultures annuelles. Elles ont ainsi enregistré un plus grand déficit dans le bilan, soit 36 % de N vs 32 et 26 % de N pour T1 et T2. Ce déficit est attribué soit à des accumulations de N dans le sol dans les résidus de culture ou dans le sol, soit à des pertes de N non mesurées comme la dénitrification ou à de l'erreur de mesure (Figure 29b). La gestion des lisiers sous prairie (T4) à l'inverse, a engendré la plus petite fraction d'azote non mesurée dans le bilan, soit moins de 16 % de N non comptabilisé. Ces proportions de N non mesurées sont du même ordre de grandeur que ce que Jayasundra et al. (2010) ont estimé avec des lisiers de porc marqué au N¹⁵, soit de 29 % dans un loam limoneux et 16 % dans un loam sableux fin. Estimant de faibles pertes par volatilisation (< 7%), ces auteurs suggèrent des pertes plus importantes par dénitrification.

Une estimation de l'évolution de l'azote total dans le sol entre l'automne 2012 et l'automne 2015 a été calculée avec une masse volumique apparente estimée à $1,29 \text{ g/cm}^3$ pour la profondeur de 0 – 20 cm. Sur l'ensemble des parcelles, on a calculé une augmentation moyenne de 127 kg N/ha , mais peu importante par rapport à la masse moyenne initiale de 3919 kg N/ha . Cette évolution de N total est cependant différente selon les traitements. Par exemple, les traitements en semis direct T1 et T2 auraient accumulé 656 et 542 kg N/ha respectivement, mais le sol sous labour T3 aurait perdu -198 kg N/ha , tandis que celui sous la prairie serait resté relativement stable avec une faible accumulation mais non significative de 37 kg N/ha . Mises à part les observations pour le labour, cette évolution de N total dans le sol suit le bilan de masse de l'azote non comptabilisé sous les traitements en semis direct T1 et T2 et sous prairie T4 présenté à la Figure 29b. Le travail plus intensif sous labour aurait conduit à une minéralisation plus intensive de l'azote organique du sol expliquant le bilan négatif enregistré au niveau du sol. À l'inverse, le semis direct aurait eu tendance à accumuler de l'azote de 0 à 20 cm de profondeur dans le sol. Par contre, l'azote non comptabilisé sous labour ne semble pas s'être accumulé dans le profil de sol. La dénitrification pourrait expliquer une part des pertes de N non-comptabilisées dans ces bilans, tel que le suggèrent Jayasundra et al. (2010), mais les plus importantes émissions mesurées par MacDonald et al. (2010) dans des conditions apparentes ($30 \text{ kg N-N}_2\text{O/ha}$) ne pourraient expliquer la totalité de cet azote non comptabilisé dans le bilan sous labour, s'il ne s'est accumulé dans l'horizon de surface de 0 à 20 cm de profondeur. Une translocation de l'azote minéral et organique en profondeur dans le sol (20 à 40 cm) sous l'effet du labour, tel que semble l'indiquer les résultats présentés à la Figure 9 et dans les annexes B et C pourrait en revanche mieux l'expliquer.

4.6.2 Phosphore

Pour le phosphore, le bilan inclut le prélèvement et les exportations de P avec les cultures, ainsi que les pertes aux drains et en ruissellement de surface (Tableau 23). Vu les taux d'épandage relativement élevés utilisés en 2013 sous soya et 2014 sous blé (60 et 67 kg P/ha respectivement), le pourcentage de P prélevé en proportion du P des engrais est demeuré inférieur à 30 %, tandis qu'avec des apports moindres sous le maïs en 2015, ce pourcentage était supérieur à 75 %. En contrepartie, le pourcentage de P perdu dans les eaux était aussi plus élevé en 2015.

En moyenne, de 2013 à 2015, le traitement sous prairie a exporté autant de P que les cultures annuelles et les pertes de P dans les eaux sous prairie (T1) étaient comparables à celles en cultures annuelles sous labour (T3) et en semis direct avec incorporation rapide des lisiers (T2), soit de 2,9 à 3,1 % du phosphore apporté en engrais, principalement sous forme de lisier (Tableau 23 et Figure 30). En revanche, lorsque les lisiers n'étaient pas incorporés sous semis direct (T1), les pertes mesurées dans les eaux de drainage et de ruissellement ont atteint en moyenne 5,5 % du phosphore appliqué.

Tableau 23 : Bilan des différentes formes de phosphore exportées de la parcelle de 2013 à 2015.

		P engrais ^a	P prélevé ^b	P drains ^c	P ruisselé ^c	% P prélevé ^d	% P perdu ^e
		----- kg P/ha -----					
2013 soya	T1- SD n-inc	67	19	1,96	2,40	28,3	6,6
	T2 - SD inc	67	19	0,87	1,38	29,1	3,4
	T3 -Labour	67	18	0,83	1,40	26,9	3,4
	T4 - Prairie	67	22	0,86	1,19	33,0	3,1
2014 blé	T1- SD n-inc	60	16	0,49	0,56	26,7	1,8
	T2 - SD inc	60	15	0,34	0,70	25,4	1,7
	T3 -Labour	60	14	0,48	0,84	23,8	2,2
	T4 - Prairie	60	14	0,41	0,55	24,3	1,6
2015 maïs- grain	T1- SD n-inc	25	18	1,61	1,24	72,5	11,5
	T2 - SD inc	25	19	0,64	0,69	78,0	5,3
	T3 -Labour	25	20	0,58	0,40	81,4	3,9
	T4 - Prairie	25	19	0,72	0,59	75,9	5,3
Moyenne	T1- SD n-inc	50	18	1,36	1,40	34,9	5,5
	T2 - SD inc	50	18	0,62	0,92	35,7	3,1
	T3 -Labour	50	17	0,63	0,88	34,7	3,0
	T4 - Prairie	50	18	0,66	0,78	36,6	2,9

a : P appliqué avec le lisier et les engrais minéraux; b : P prélevé et exporté avec la récolte, x : Charges de P total mesurées dans les drains et le ruissellement; d : P prélevé en pourcentage de P engrais; e : P perdu dans les eaux en pourcentage de P engrais.

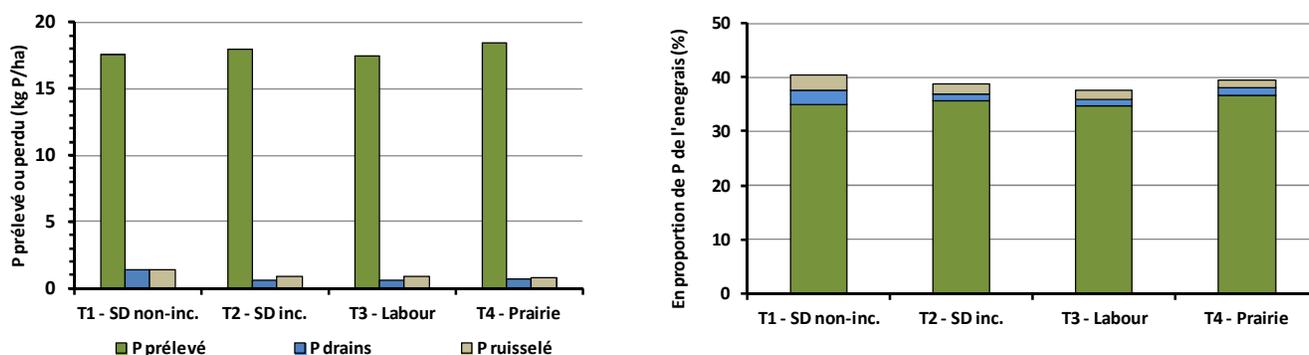


Figure 30 Pertes et prélèvements moyens de phosphore de 2013 à 2015 exprimés en kg P/ha (a) ou en proportion de l'azote des engrais appliqués (b).

4.6.3 Potassium

En moyenne, de 2103 à 2015, le traitement sous prairie (T4) aura exporté trois à quatre fois plus de K que les cultures annuelles, tandis que les pertes dans les eaux étaient inférieures à celles sous cultures (Figure 31). Par ailleurs, les exportations et pertes sous prairie étaient équivalentes à 141 % des apports de K en provenance des engrais, témoignant de l'importance de la fourniture du sol en K pour cette culture. Sous cultures annuelles, cette proportion était de l'ordre de 51 à 61 % de l'engrais appliqué. La proportion de K perdu dans les eaux était aussi

relativement plus importante sous les cultures annuelles et sous le traitement T1 en particulier où le lisier n'avait pas été incorporé en semis direct. En revanche, sous la prairie (T4), le lisier n'a pas non plus été incorporé au sol, mais les pertes de K dans les eaux ont été les plus faibles, conférant à la prairie une capacité plus importante pour prélever cet élément et réduire les pertes dans l'eau.

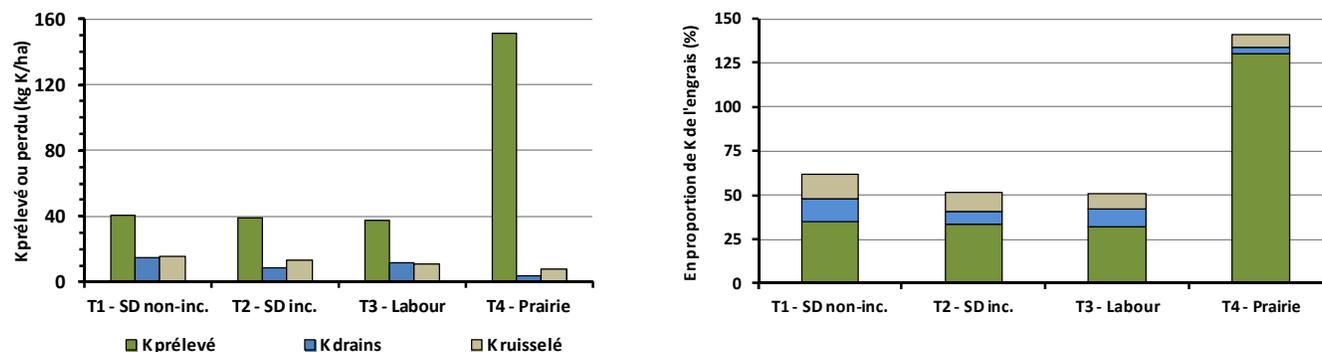


Figure 31 Pertes et prélèvements moyens de potassium de 2013 à 2015 exprimés en kg K/ha (a) ou en proportion de l'azote des engrais appliqués (b).

5 CONCLUSION

L'apport répété de lisier de porc au printemps de 2012 à 2015 a induit des changements importants dans les teneurs en éléments nutritifs dans le sol au cours du temps. À cet effet, les teneurs en P, B, Cu et Zn extrait à la solution Mehlich-3 (M3) ont pratiquement doublé à la surface du sol, soit de 0 à 20 cm de profondeur. La plupart des autres éléments ont aussi augmenté, mais les prélèvements plus importants de K par la prairie par rapport aux cultures annuelles ont atténué les augmentations de K-M3 sous ce traitement et augmenté celles en Na-M3. Bien qu'aucun effet de traitement ni d'interaction avec les années n'ait été observé sur les teneurs en carbone total et azote total du sol, le labour (T3) tendait à moins accumuler de C et N, de 0 à 20 cm de profondeur, au cours du temps que les autres traitements. L'échantillonnage stratifié du sol après quatre années d'essai en 2015 a mis en relief la distribution des éléments dans le profil de sol sous l'effet des traitements et des pratiques culturales en particulier. Par exemple, le labour à la charrue à versoir a favorisé le mélange des horizons de surface et l'homogénéisation des teneurs de la plupart des éléments dans le profil de sol (de 0 à 20 cm), alors que les autres pratiques sans travail ou avec travail réduit du sol en semis direct ou sous prairie ont plutôt favorisé un enrichissement important de la surface du sol (0-5 cm) en plusieurs éléments dont P, B, Cu et Zn, en lien avec les apports répétés de lisiers de porc. Les teneurs en C et N total ont également suivi ces mêmes tendances d'augmentation à la surface du sol sans travail, alors que ce sont généralement des processus d'enrichissement plus lents.

L'incorporation des lisiers après leur épandage en semis direct ou sous labour a permis de réduire les émissions de NH_3 par rapport au semis direct sans incorporation des lisiers et à l'épandage sur prairie. Avec cette réduction des émissions de NH_3 correspondait une légère augmentation des teneurs en nitrate dans le sol mesurée à l'automne 2015 par rapport au semis direct sans incorporation. Les teneurs en nitrate dans le sol étaient toutefois plus importantes sous labour surtout de 20 à 40 cm de profondeur dans le sol, soit près de deux fois ce qu'elles étaient sous semis direct à l'automne 2015. De fait, le labour et les opérations subséquentes de sarclage ont pu stimuler la minéralisation du carbone et de l'azote du sol se traduisant par des teneurs plus élevées de nitrate dans le profil que sous cultures en semis direct. Les charges en nitrate dans les eaux de drainage et de ruissellement ont aussi été affectées par le labour et le travail plus intensif du sol et de façon significative durant la saison de culture du soya en 2013 et à l'hiver 2015 après le maïs, produisant des charges près de deux fois plus élevées par rapport aux parcelles sous semis direct. La majorité de cet azote s'est d'ailleurs retrouvée sous forme de nitrate dans les eaux de drainage représentant en moyenne sur trois ans jusqu'à 80 kg N/ha sous labour, alors que ces charges étaient de 52 à 55 kg N/ha en moyenne sous semis direct et de 17 kg N/ha sous prairie. La prairie a été à cet effet la culture la plus efficace pour réduire les charges d'azote dans les eaux de drainage et de ruissellement, mais aussi parmi les moins efficaces pour contrôler les émissions atmosphériques d'ammoniac, comme les cultures en semis direct sans incorporation des lisiers.

La valorisation des lisiers de porc à des doses modérées à élevées (179 à 346 kg N/ha) dans ces essais a eu un impact sur la qualité de l'eau. Sous toutes les façons culturales, les concentrations de nitrate et d'ammonium mesurées respectaient à la limite les critères pour la qualité de l'eau, mais pour le phosphore le critère a été largement dépassé dans toutes les conditions de culture et ce, même si l'indice de saturation en phosphore du sol (l'ISP de 0 à 20 cm de profondeur a augmenté de 2,6 à 5,2 % de 2011 à 2015) est demeuré sous la limite des

critères environnementaux reconnus pour ce type de sol (CRAAQ 2010). Parmi les techniques culturales à l'essai, le labour a favorisé des exportations importantes de MES, de P particulaire et de nitrate dans les eaux de drainage et de ruissellement, par rapport aux traitements sous semis direct. Le semis direct sans incorporation du lisier a toutefois doublé les exportations de P total deux années sur trois et a notamment favorisé les exportations de P sous forme d'orthophosphates très bio-disponibles. L'incorporation des lisiers en semis direct a cependant eu pour effet de réduire les exportations de P total et surtout de P réactif par rapport à la pratique du semis direct sans incorporation et aussi de réduire les exportations de nitrate, de P particulaire et de MES par rapport au labour. Cette pratique d'incorporation superficielle des lisiers se trouve donc à avoir un effet bénéfique sur la qualité de l'eau à la fois au niveau de l'azote et du phosphore, même si de légères tendances à des augmentations de charges en nitrate ont été notées dans les eaux de drainage.

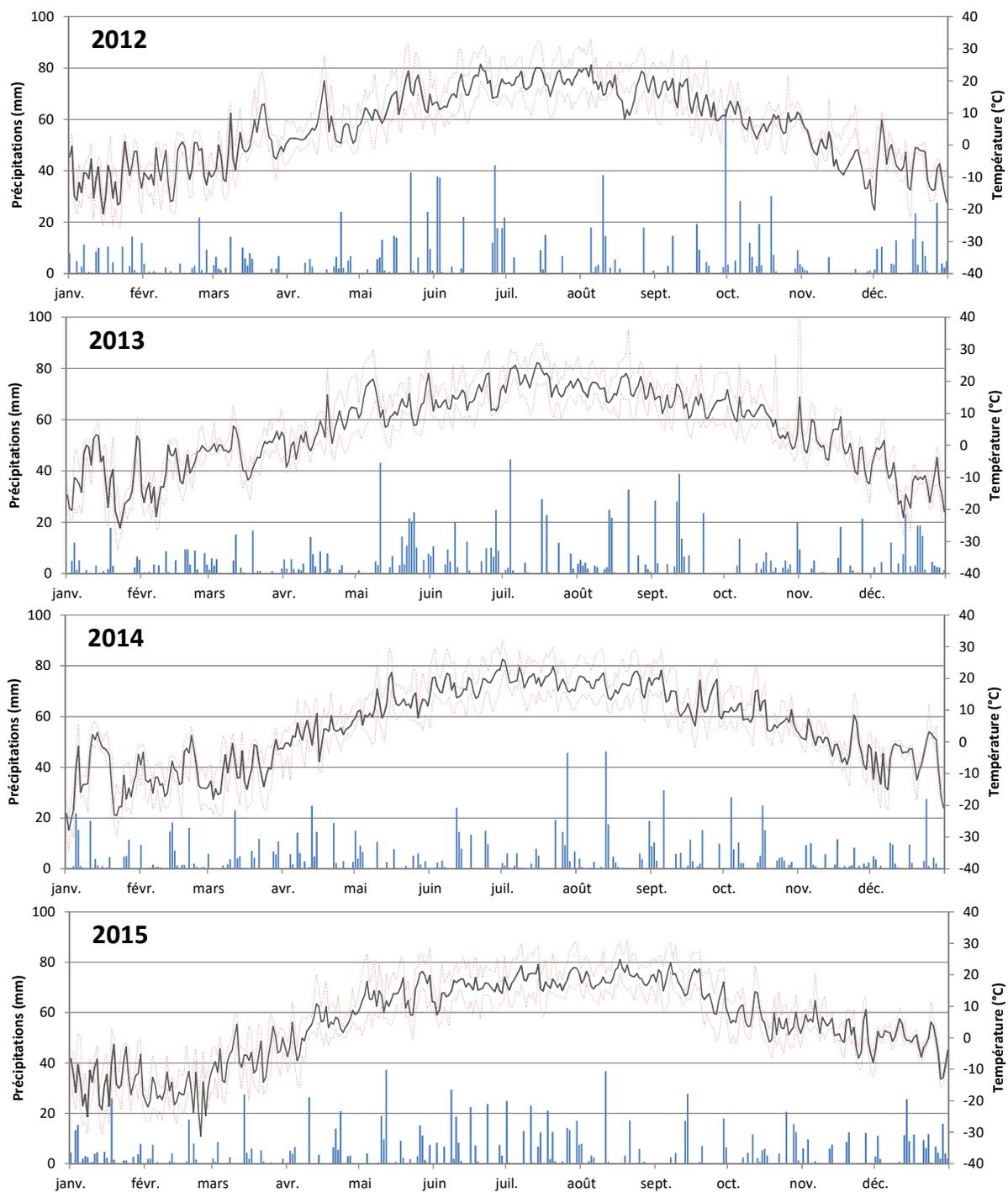
La valorisation des effluents d'élevage sur les sols agricoles peut avoir un impact important sur les sols et la qualité de l'eau. Il importe de prendre des mesures adéquates même en conditions de travail réduit et de semis direct pour réduire son impact sur les émissions atmosphériques d'ammoniac et la qualité des eaux de drainage et de ruissellement. Une incorporation superficielle des lisiers en semis direct a permis de réduire de façon substantielle les émissions atmosphériques d'ammoniac, de réduire les exportations de formes de phosphore particulièrement disponibles pour la croissance des cyanobactéries par rapport au lisier laissé en surface sur semis direct ou prairie, et de réduire les charges en MES et P particulaire par rapport à un sol travaillé à la charrue à versoir et à la herse.

RÉFÉRENCES

- Beauchemin, S., R.R. Simard, M.A. Bolinder, M.C. Nolin et D. Cluis. 2003. Prediction of phosphorus concentration in tile drainage water from the Montreal Lowlands soils. *Can. J. Soil Sci.* 83: 73–87.
- Bradford, M.E. et R.H. Peters, 1987. The relationship between chemically analyzed phosphorus fractions and bioavailable phosphorus. *Limnology and Oceanography*. Vol. 32 (5) : 1124-1137.
- Carrozzi, M., Ferrara, R.M., Rana, G. et Acutis, M. 2013. Evaluation of mitigation strategies to reduce ammonia losses from slurry fertilisation on arable lands. *Science of the Total Environment*. 449 : 126-133.
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). 2010. Guide de référence en fertilisation. 2^e Édition. 473 pages.
- Chantigny, M.H., D.A. Angers, G. Bélanger, P. Rochette, N. Hamel, S. Bittman, K. Buckley, D. Massé et M.O. Gasser. 2008. Yield and nutrient export of grain corn fertilized with raw and treated swine manure. *Agron. J.* 100: 1303–1309.
- Correll, D.L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Qual.* 27: 261–266.
- CPVQ. 1993. Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux. Conseil des productions végétales du Québec. Agdex 533.
- Environnement Canada. 2013. Rapport d'inventaire national 1990–2011 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada. http://publications.gc.ca/collections/collection_2013/ec/En81-4-2011-2-fra.pdf
- Gasser, M.O., M.H. Chantigny, D.A. Angers, S. Bittman, K.E. Buckley, P. Rochette, et D. Massé. 2011. Plant available and water-soluble P in soils amended with separated manure solids. *J. Environ. Qual.* 41 :1290-1300.
- 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.
- Glæsner, N., C. Kjaergaard, G.H. Rubæk, et J. Magid. 2011. Interactions between soil texture and placement of dairy slurry application: II. Leaching of phosphorus forms. *J. Environ. Qual.* 40: 344–351.
- Hoskins, B., Wolf, A.M., Wolf, N. 2003. 2. Dry mater analysis. pp. 14-18. dans Peters, J., Combs, S.M. , Hoskins, B., Jarman, J., Kover, J.L., Watson, M.E. Wolf, A.M., Wolf, N. 2003. Recommended methods of manure analysis (A3769). Univ. Wisconsin-Ext. 58 p.
- Jayasundra, S., Wagner-Riddle, C., Parkin, G. Lauzon, J. et Fan, M.Z. 2010. Transformations and losses of swine manure ¹⁵N as affected by application timing at two contrasting sites. *Canadian Journal of Soil Science*. 90: 55-73.
- Kleinman, P.J.A., A.N. Sharpley, B.G. Moyer et G.F. Elwinger. 2002. Effect of mineral and manure phosphorus sources on runoff phosphorus. *J. Environ. Qual.* 31: 2026–2033.

- Maguire, R.O., P.J.A. Kleinman, C.J. Dell, D.B. Beegle, R.C. Brandt, J.M. McGrath et Q.M. Ketterings. 2011. Manure application technology in reduced tillage and forage systems: A review. *J. Environ. Qual.* 40: 292–301.
- MDDEFP, 2013. Critère de la qualité de l'eau de surface. 3e Édition. Québec. Direction du suivi de l'état de l'environnement. 510 p. et 16 annexes. Consultation en ligne : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.
- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., MacDonald, J.D., Gasser, M.O., Bertrand, N. 2009a. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. *Nutr. Cycl. Ecosys.* 84: 1385-1314.
- Rochette, P., D.A. Angers, M.H. Chantigny, J.D. MacDonald, N. Bissonnette et N. Bertrand. 2009b. Ammonia volatilization following surface application of urea to tilled and no-till soils: A laboratory comparison. *Soil Tillage Res.* 103: 310–315.
- Rochette, P., Guilmette, D., Chantigny, M.H., Angers, D.A., MacDonald, J.D., Bertrand, N., Parent, L.E., Cote, D., Gasser, M.O. 2008. Ammonia volatilization following application of pig slurry increases with slurry interception by grass foliage. *Can. J. Soil Sci.* 88: 585-593.
- Royer, I., D.A. Angers, M.H. Chantigny, R.R. Simard et D. Cluis. 2007. Dissolved organic carbon in runoff and tile-drain water under corn and forage fertilized with hog manure. *J. Environ. Qual.* 36: 855-863.
- Sharpley, A.N. 2003. Soil mixing to decrease surface stratification of phosphorus in manured soils. *J. Environ. Qual.* 32: 1375–1384.
- SISCAN, Groupe de travail sur la classification des sols. 2002. Le système canadien de classification des sols. 3^{ième} édition. Direction générale de la recherche, Ministère de l'agriculture et de agro-alimentaire du Canada. Publication 1646. Ottawa. 196 pp.
- Statistique Canada, Recensement de l'agriculture de 2006. Données sur les exploitations et les exploitants agricoles, no 95-629-XWF au catalogue. <http://www.statcan.gc.ca/ca-ra2006/index-fra.htm>.
- Verbree, D.A., S.W. Duiker et P.J.A. Kleinman. 2010. Runoff losses of sediment and phosphorus from no-till and cultivated soils receiving dairy manure. *J. Environ. Qual.* 39: 1762–1770.

ANNEXE A – PRÉCIPITATIONS ET TEMPÉRATURE DE 2012 À 2015



ANNEXE B – ANALYSES DE SOL DE 2011 À 2015

Traitement	Profondeur	Année	pH eau	C total	N total	C/N	N-NH4	N-NO3	P	K	Ca	Mg	Al	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Na	P/Al	
	cm		— (%) —				KCl (mg/kg)		----- Mehlich-3 (mg/kg) -----												%
T1 - SD non inc	0-20	2011	6,5	1,83	0,147	12,5			20,9	65,7	1039	150	1188	0,14	1,74	239	25,8	1,58	19,8	1,8	
		2012	6,5	1,81	0,146	12,6	2,57	12,94	37,8	92,5	1224	166	1106	0,23	3,24	287	35,0	2,64	17,5	3,5	
		2014	6,5	1,85	0,149	12,6	1,66	5,44	44,1	101,0	1238	180	1176	0,28	3,34	318	32,4	2,84	18,5	3,8	
		2015	6,6	2,26	0,184	12,3	2,85	3,63	61,7	152,5	1272	179	1065	0,31	4,32	320	29,9	4,25	18,1	6,0	
		moyenne	6,5	1,99	0,161	12,4	2,43	6,81	46,2	113,8	1222	172	1118	0,26	3,48	301	31,3	3,16	18,3	4,3	
	20-40	2011	6,5	0,76	0,070	10,5			13,6	55,6	923	238	1041	0,05	1,05	219	45,4	1,13	14,1	1,3	
		2012	6,8	0,63	0,049	13,1	1,46	4,00	15,0	59,3	1236	251	941	0,10	1,43	273	53,2	1,16	15,2	1,6	
		2014	6,6	0,93	0,077	12,0	1,36	4,20	15,6	55,0	1269	212	1068	0,07	1,15	360	49,5	0,97	17,2	1,4	
		2015	6,7	0,79	0,083	9,5	2,45	1,30	15,3	58,7	1276	221	1002	0,04	1,24	269	49,4	1,29	17,8	1,6	
		moyenne	6,7	0,78	0,070	11,3	1,76	3,16	14,9	57,2	1176	231	1013	0,07	1,22	281	49,4	1,14	16,1	1,5	
T2 - SD inc.	0-20	2011	6,5	1,69	0,139	12,2			21,5	71,2	1096	172	1159	0,15	1,92	227	32,1	1,76	21,0	1,9	
		2012	6,4	1,93	0,151	12,9	2,19	10,74	35,7	84,2	1147	167	1142	0,21	2,87	259	27,1	2,24	17,3	3,2	
		2014	6,4	1,99	0,160	12,5	1,71	9,99	49,2	113,6	1234	191	1249	0,31	3,64	272	25,8	2,89	19,8	4,0	
		2015	6,6	2,28	0,183	12,4	2,35	7,90	56,7	122,2	1301	182	1155	0,30	3,85	352	29,7	6,11	20,2	5,1	
		moyenne	6,5	2,05	0,164	12,5	2,12	9,31	45,2	104,2	1220	179	1176	0,26	3,31	293	28,4	3,79	19,5	3,9	
	20-40	2011	6,5	0,95	0,076	12,3			18,0	48,1	877	181	1122	0,03	1,11	232	39,5	0,95	13,0	1,6	
		2012	6,3	0,80	0,063	13,1	1,33	6,74	19,3	53,6	968	189	1113	0,08	1,43	264	42,3	0,95	14,8	1,7	
		2014	6,3	1,03	0,068	15,4	1,39	8,07	15,4	55,1	1094	187	1189	0,08	1,21	267	34,9	0,87	18,0	1,3	
		2015	6,2	0,64	0,069	9,3	1,63	3,48	19,4	55,9	954	206	1036	0,04	1,04	357	41,9	2,46	17,9	1,9	
		moyenne	6,3	0,86	0,069	12,5	1,45	6,10	18,0	53,2	973	191	1115	0,06	1,20	280	39,7	1,31	15,9	1,6	
T3 - Labour	0-20	2011	6,6	1,58	0,130	12,2			23,7	86,9	1158	164	1101	0,15	2,13	228	35,9	1,75	18,3	2,2	
		2012	6,4	1,90	0,154	12,3	2,71	22,19	41,7	105,9	1202	161	1139	0,24	3,18	260	32,3	2,15	16,0	3,7	
		2014	6,7	1,71	0,141	12,1	1,88	4,69	48,1	118,0	1299	188	1126	0,28	3,64	357	43,3	2,42	19,1	4,2	
		2015	6,5	1,79	0,147	12,2	2,11	10,48	51,0	118,3	1212	165	1068	0,25	3,49	287	33,7	2,90	20,8	4,8	
		moyenne	6,6	1,77	0,145	12,2	2,21	12,17	44,5	111,2	1224	170	1104	0,24	3,28	291	36,0	2,45	18,9	4,1	
	20-40	2011	6,8	0,57	0,062	9,2			14,7	61,6	1241	221	966	0,06	1,11	212	50,0	1,34	14,0	1,5	
		2012	6,7	0,71	0,052	13,7	1,39	10,96	18,3	65,1	1259	218	916	0,11	1,62	266	54,8	1,24	13,8	2,0	
		2014	6,7	0,83	0,062	13,6	1,14	6,75	20,6	70,8	1392	238	969	0,10	1,63	283	47,0	1,48	16,2	2,1	
		2015	6,7	0,75	0,086	8,7	1,70	10,76	20,0	68,0	1277	215	957	0,06	1,65	267	53,4	1,61	16,7	2,1	
		moyenne	6,7	0,72	0,066	11,3	1,41	9,49	18,4	66,4	1292	223	952	0,08	1,50	257	51,3	1,42	15,2	1,9	
T4 -Prairie	0-20	2011	6,6	1,86	0,149	12,5			33,7	99,6	1163	157	1149	0,16	2,28	228	26,8	2,06	15,9	2,9	
		2012	6,5	1,94	0,154	12,7	3,60	2,64	35,9	80,8	1143	154	1135	0,21	2,75	249	24,2	2,03	16,3	3,1	
		2014	6,5	1,95	0,151	13,0	2,40	2,03	43,0	79,6	1187	193	1150	0,25	3,10	309	31,0	2,91	23,9	3,8	
		2015	6,5	2,09	0,166	12,7	2,76	1,97	57,9	107,5	1185	189	1106	0,25	3,42	352	32,7	7,34	22,8	5,3	
		moyenne	6,5	1,99	0,157	12,7	2,90	2,18	45,7	92,8	1172	177	1130	0,23	3,03	300	29,4	4,25	20,6	4,1	
	20-40	2011	6,4	0,77	0,068	11,3			16,9	54,3	886	227	1024	0,06	1,00	228	46,3	1,06	14,6	1,6	
		2012	6,7	0,74	0,059	12,6	2,37	1,12	15,9	56,3	959	280	950	0,08	1,38	260	47,2	1,05	15,4	1,7	
		2014	6,4	0,86	0,071	12,3	1,72	0,96	19,9	53,7	940	241	1103	0,06	1,11	298	42,8	1,01	18,3	1,8	
		2015	6,6	0,69	0,083	8,5	1,94	0,15	16,3	53,2	1081	261	918	0,03	1,26	255	49,1	1,25	19,4	1,8	
		moyenne	6,5	0,77	0,070	11,2	2,01	0,74	17,3	54,4	967	252	999	0,06	1,19	260	46,3	1,09	16,9	1,7	

Valeurs moyennes de 3 répétitions

ANNEXE C – ANALYSES DE SOL DE 2015

Traitement	Profondeur	pH eau	C total	N total	C/N	N-NH4	N-NO3	P	K	Ca	Mg	Al	B	Cu	Fe	Mn	Zn	Na	P/Al
	cm		— (%) —			KCl (mg/kg)			Mehlich-3 (mg/kg)										%
T1 - SD non-inc.	0-5	6.6	2.95	0.236	12.5	3.45	4.14	111.8	253.7	1519	215	1024	0.47	7.29	345	34.3	7.54	16.1	11.0%
	5-10	6.5	2.22	0.183	12.1	2.82	3.77	52.3	138.7	1218	170	1072	0.30	3.91	328	27.7	4.02	18.3	5.0%
	10-20	6.6	1.60	0.134	12.1	2.29	2.99	21.1	65.2	1080	152	1097	0.16	1.77	289	27.7	1.19	19.9	1.9%
	20-40	6.7	0.79	0.083	9.5	2.45	1.30	15.3	58.7	1276	221	1002	0.04	1.24	269	49.4	1.29	17.8	1.6%
T2 - SD inc.	0-5	6.6	2.85	0.231	12.4	2.73	8.17	102.5	201.3	1468	212	1092	0.44	6.28	335	31.7	7.68	16.9	9.4%
	5-10	6.6	2.25	0.179	12.5	2.23	6.12	50.0	108.7	1325	182	1149	0.31	3.57	389	33.7	7.68	21.1	4.3%
	10-20	6.6	1.75	0.140	12.5	2.10	9.41	17.7	56.6	1110	152	1222	0.16	1.68	331	23.7	2.97	22.5	1.5%
	20-40	6.2	0.64	0.069	9.3	1.63	3.48	19.4	55.9	954	206	1036	0.04	1.04	357	41.9	2.46	17.9	1.9%
T3 - Labour	0-5	6.4	1.76	0.139	12.6	2.28	6.38	57.1	167.0	1118	154	1071	0.29	3.60	326	38.2	3.45	17.1	5.4%
	5-10	6.6	1.81	0.155	11.6	2.19	11.80	51.3	95.9	1252	169	1065	0.24	3.60	272	31.7	2.94	23.7	4.8%
	10-20	6.7	1.81	0.146	12.3	1.85	13.27	44.6	91.9	1265	172	1068	0.22	3.27	264	31.2	2.31	21.6	4.2%
	20-40	6.7	0.75	0.086	8.7	1.70	10.76	20.0	68.0	1277	215	957	0.06	1.65	267	53.4	1.61	16.7	2.1%
T4 - Prairie	0-5	6.5	2.67	0.215	12.5	3.57	2.80	105.6	187.0	1394	226	1064	0.38	5.46	368	39.3	12.20	19.9	10.0%
	5-10	6.5	1.97	0.155	12.8	2.70	1.90	45.3	83.1	1182	182	1139	0.24	3.18	345	32.3	7.82	24.3	4.0%
	10-20	6.4	1.63	0.127	12.8	2.02	1.22	22.9	52.3	979	158	1115	0.13	1.60	343	26.6	2.01	24.0	2.0%
	20-40	6.6	0.69	0.083	8.5	1.94	0.15	16.3	53.2	1081	261	918	0.03	1.26	255	49.1	1.25	19.4	1.8%

Valeurs moyennes de 3 répétitions

ANNEXE D – ANALYSES STATISTIQUES COMPLÉMENTAIRES

Tableau 24 : Comparaison des traitements sur la qualité de l'eau ruisselée par période hydrologique.

Ruissellement		Hauteur		Charges								
Année-période	Comparaison	d'eau	MES	N total	N org.	N-NH4	N-NO3	P total	P particul.	P bio.	P réactif	K dissous
2013	Croissance	T1 vs T2						0,006			0,003	0
2013	Croissance	T1 vs T3	0,002					0,007	0,004		0,0001	0,10
2013	Croissance	T1 vs T4		0,007		0,0003	0,007	0,04			0,05	0,007
2013	Croissance	T2 vs T3	0,006						0,03		0,005	
2013	Croissance	T2 vs T4		0,01		0,002	0,007					0,06
2013	Croissance	T3 vs T4	0,004	0,0007		0,0007	0,0004		0,01		0,002	
2013	Hiver	T1 vs T2										
2013	Hiver	T1 vs T3	0,06				0,08		0,09			
2013	Hiver	T1 vs T4		0,04			0,01					0,002
2013	Hiver	T2 vs T3										1
2013	Hiver	T2 vs T4		0,09			0,06					0,003
2013	Hiver	T3 vs T4	0,03	0,09					0,01			0,0006
2013	Dégel	T1 vs T2							0,06			
2013	Dégel	T1 vs T3	0,07									
2013	Dégel	T1 vs T4										
2013	Dégel	T2 vs T3	0,02									
2013	Dégel	T2 vs T4		0,08					0,003			
2013	Dégel	T3 vs T4	0,04						0,005		0,04	
2014	Croissance	T1 vs T2										
2014	Croissance	T1 vs T3				0,009						
2014	Croissance	T1 vs T4	0,02	0,01		0,02	0,03	0,07	0,006			0,010
2014	Croissance	T2 vs T3				0,02						
2014	Croissance	T2 vs T4	0,008	0,003		0,04	0,002	0,04	0,0007			0,02
2014	Croissance	T3 vs T4	0,002	0,04		1	0,07	0,06	0,0008			0,03

T1 : SD non-inc.; T2 : SD inc; T3 : Labour; T4 : Prairie.

Ruissellement		Hauteur		----- Charges -----								
Année-Saison	Comparaison	d'eau	MES	N total	N org.	N-NH4	N-NO3	P total	P particul.	P bio.	P réactif	K dissous
2014	Hiver	T1 vs T2										
2014	Hiver	T1 vs T3		0,07			0,01					
2014	Hiver	T1 vs T4										
2014	Hiver	T2 vs T3					0,08					
2014	Hiver	T2 vs T4										
2014	Hiver	T3 vs T4		0,09			0,03				0,05	
2014	Dégel	T1 vs T2										
2014	Dégel	T1 vs T3	0,05	0,0005	0,002		0,0001	0,09	0,004			
2014	Dégel	T1 vs T4										
2014	Dégel	T2 vs T3		0,007	0,03		0,0008	0	0,04			
2014	Dégel	T2 vs T4				0,06						
2014	Dégel	T3 vs T4		0,0002	0,002	0,07	0,0001		0,002			
2015	Croissance	T1 vs T2		0,01	0,0002			0,07		0,06	0,02	
2015	Croissance	T1 vs T3				0,04		0,005		0,0007	0,0001	0,002
2015	Croissance	T1 vs T4					0,004	0,08	0,08			0,02
2015	Croissance	T2 vs T3		0,01	0,0001					0,09	0,02	0,05
2015	Croissance	T2 vs T4			0,01		0,001					
2015	Croissance	T3 vs T4		0,03			0,005			0,09	0,010	
2015	Hiver	T1 vs T2					0,06					
2015	Hiver	T1 vs T3					0,01	0,01		0,004	0,0001	0,02
2015	Hiver	T1 vs T4						0,08		0,08	0	0,09
2015	Hiver	T2 vs T3						0,09		0,07	0,004	0,09
2015	Hiver	T2 vs T4		0,07								
2015	Hiver	T3 vs T4		0,06			0,04				0,02	
2015	Dégel	T1 vs T2		0,01	0,06	0,06	0,05		0,03			
2015	Dégel	T1 vs T3		0,01					0,06		0,004	0,06
2015	Dégel	T1 vs T4	0,07									
2015	Dégel	T2 vs T3			0,08			0,04		0,06	0,002	0,001
2015	Dégel	T2 vs T4		0,005								
2015	Dégel	T3 vs T4		0,005							0,02	

T1 : SD non-inc.; T2 : SD inc; T3 : Labour; T4 : Prairie.

Tableau 25 : Comparaison des traitements sur la qualité de l'eau drainée par période hydrologique.

Drainage		Hauteur d'eau	Charges									
Année-période	Comparaison		MES	N total	N org.	N-NH4	N-NO3	P total	P particul.	P bio.	P réactif	K dissous
2013	Croissance	T1 vs T2						0,03			0,03	
2013	Croissance	T1 vs T3		0,07		0,04	0,04	0,01		0,08	0,002	
2013	Croissance	T1 vs T4		0,007	0,10		0,004	0,09			0,09	0,02
2013	Croissance	T2 vs T3	0,02								0,08	
2013	Croissance	T2 vs T4		0,003	0		0,001				1	
2013	Croissance	T3 vs T4		0,0002	0,08		0,0001				0,08	
2013	Hiver	T1 vs T2										
2013	Hiver	T1 vs T3	0,09									
2013	Hiver	T1 vs T4		0,0009			0,0001					0,03
2013	Hiver	T2 vs T3	0,09									
2013	Hiver	T2 vs T4		0,001			0,0001					
2013	Hiver	T3 vs T4	0,05	0,0003			0,0001		0,09			0,09
2013	Dégel	T1 vs T2										
2013	Dégel	T1 vs T3										
2013	Dégel	T1 vs T4		0,0002			0,0001					
2013	Dégel	T2 vs T3										
2013	Dégel	T2 vs T4		0,001			0,0001					
2013	Dégel	T3 vs T4		0,002			0,0001					
2014	Croissance	T1 vs T2										
2014	Croissance	T1 vs T3										
2014	Croissance	T1 vs T4		0,0001			0,0001					0,04
2014	Croissance	T2 vs T3										
2014	Croissance	T2 vs T4		0,0001			0,0001					
2014	Croissance	T3 vs T4		0,0001			0,0001					0,04

T1 : SD non-inc.; T2 : SD inc; T3 : Labour; T4 : Prairie.

Drainage		Hauteur		----- Charges -----									
Année-Saison	Comparaison	d'eau	MES	N total	N org.	N-NH4	N-NO3	P total	P particul.	P bio.	P réactif	K dissous	
2014	Hiver	T1 vs T2											
2014	Hiver	T1 vs T3											
2014	Hiver	T1 vs T4		0,001			0,0001						
2014	Hiver	T2 vs T3											
2014	Hiver	T2 vs T4		0,0002			0,0001						
2014	Hiver	T3 vs T4		0,0001			0,0001						
2014	Dégel	T1 vs T2											
2014	Dégel	T1 vs T3								0,09	0,04	0	
2014	Dégel	T1 vs T4		0,01			0,0001					0,08	
2014	Dégel	T2 vs T3											
2014	Dégel	T2 vs T4		0,005			0,0001						
2014	Dégel	T3 vs T4		0,02			0,0001						
2015	Croissance	T1 vs T2						0,04		0,02	0,02		
2015	Croissance	T1 vs T3				0,01		0,02		0,005	0,005	0,09	
2015	Croissance	T1 vs T4		0,03	0,07		0,0008					0,06	
2015	Croissance	T2 vs T3											
2015	Croissance	T2 vs T4		0,05			0,0003						
2015	Croissance	T3 vs T4		0,02	0,10		0,0001						
2015	Hiver	T1 vs T2		0,07			0,06						
2015	Hiver	T1 vs T3		0,001			0,0007				0,02		
2015	Hiver	T1 vs T4		0,007			0,0005					0,09	
2015	Hiver	T2 vs T3		0,05			0,06						
2015	Hiver	T2 vs T4		0,0002			0,0001						
2015	Hiver	T3 vs T4		0,0001			0,0001				0,09	0,04	
2015	Dégel	T1 vs T2	0,07	0,09				0,08			0,08		
2015	Dégel	T1 vs T3						0,07		0,05	0,02		
2015	Dégel	T1 vs T4	0,004	0,04	0,0001	0,0002	0,008	0,0001	0,007	0,007	0,01	0,02	0,005
2015	Dégel	T2 vs T3											
2015	Dégel	T2 vs T4			0,0001	0,001	0,06	0,0001		0,05			0,05
2015	Dégel	T3 vs T4	0,06	0,08	0,0002	0,003	0,06	0,0001		0,02			0,06

T1 : SD non-inc.; T2 : SD inc; T3 : Labour; T4 : Prairie.

