

Effets des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau :

Impacts et solutions

1. Introduction

L'agriculture, comme plusieurs activités économiques, a un impact sur la qualité de l'eau. Les intrants employés (engrais minéraux ou organiques, pesticides) peuvent être partiellement perdus dans l'environnement par ruissellement de surface ou par infiltration vers les réseaux de drainage souterrain. Les pratiques culturales peuvent également influencer les niveaux d'érosion hydrique et éolienne. Ces pertes de matières en suspension, de nutriments et de pesticides affectent différents usages de l'eau. Les suivis réalisés par le MDDELCC ont démontré certaines améliorations au niveau de la réduction des charges de phosphore mesurées en rivières au Québec entre 1999 et 2012, grâce à l'amélioration du stockage et des épandages des déjections animales. Par contre, ces études démontrent que les efforts doivent être poursuivis pour réduire la pollution diffuse d'origine agricole et limiter les dépassements de critères de qualité de l'eau (Patoine et D'Auteuil-Potvin, 2013; Denault et Bélanger-Comeau, 2014).



2. Contexte

L'effet de pratiques agricoles sur la qualité de l'eau a été étudié au cours de nombreuses recherches agronomiques et environnementales dont les résultats sont le plus souvent présentés dans le contexte particulier de chaque étude. Plusieurs revues de littérature scientifique ont analysé certains mécanismes de pertes d'éléments nutritifs (King et al., 2015; Moore, 2016; Daryanto et al., 2017). Par contre, les contextes climatiques ou techniques souvent différents des études analysées ne permettent pas toujours d'extrapoler les résultats dans une zone climatique particulière.

L'objectif de cette fiche technique est de présenter sous une forme simplifiée et agrégée les résultats de certaines de ces recherches portant sur l'effet de quelques pratiques agricoles sur la qualité de l'eau. Les paramètres pris en compte sont l'hydrologie (volumes de ruissellement et de drainage), l'érosion des sols (dont les matières en suspension) les pertes d'azote (dont le nitrate) et de phosphore. Les résultats présentés concernent uniquement les charges annuelles ou durant la saison de culture¹, par souci de simplification et du fait que les charges représentent généralement mieux l'impact cumulé sur les milieux récepteurs que les concentrations moyennes pondérées par les volumes d'eau ruisselés ou drainés, mesurées à la sortie des champs.

Les pratiques agricoles analysées dans ce document sont les types de culture, les cultures de couverture, le travail du sol et son orientation par rapport à la pente du terrain, le contrôle de drainage, certains aménagements hydroagricoles et les doses de fertilisation minérale. Ces pratiques sont testées de façon indépendante ou combinée, selon le protocole de chaque étude.

Les résultats de recherche retenus en priorité sont tirés de publications scientifiques basées sur des études ayant été réalisées en parcelles agricoles au Québec ou dans les provinces et états limitrophes présentant des conditions climatiques et des sols similaires. Les résultats de certains essais réalisés au Nord Est des États-Unis ont également été intégrés, car il s'agit d'une zone géographique identifiée comme un analogue climatique au Québec à l'horizon 2050 (Parent et Anctil, 2012). Ces recherches ont également fait l'objet de mesures hydrologiques et de qualité de l'eau en continu, sur une base annuelle ou au minimum durant la saison de culture.

Le contenu de cette fiche technique est basé sur l'analyse de 68 publications scientifiques, dont 46 respectent les critères cités précédemment. Vingt-deux articles scientifiques ont été utilisés à titre complémentaire uniquement, car ces études ne respectaient pas totalement les critères établis, étaient réalisées en conditions climatiques trop différentes de celles qui prévalent au Québec, les suivis hydrologiques

1. La charge est calculée par le produit de la concentration moyenne pondérée par le volume d'eau cumulé (drainage ou ruissellement) évacué d'une parcelle agricole pendant la période de mesure.





ou de qualité d'eau étaient basés sur des analyses ponctuelles de la nappe phréatique ou étaient réalisées en conditions artificielles (simulateur de pluie).

Il faut également tenir compte du fait que les conditions particulières dans lesquelles ces 46 études ont été réalisées (parcelles en stations de recherche), même si elles ne reflètent pas toujours celles rencontrées sur les exploitations agricoles (rotation, niveau et type de fertilisation), permettent de contrôler certaines variables et d'étudier précisément leur influence sur la qualité de l'eau. Les caractéristiques principales de ces parcelles d'essai sont indiquées à l'annexe 1.

3. Effets des pratiques agricoles sur l'hydrologie à l'échelle de champs

A. Effet du type de sol :

L'étude hydrologique d'une parcelle agricole consiste à mesurer l'effet de pratiques ou d'usages des sols sur les volumes de ruissellement de surface et de drainage souterrain pendant la période d'instrumentation de l'étude (année complète ou saison de culture de 5, 6 ou 8 mois selon le cas). Cette analyse est importante pour comprendre l'impact environnemental des pratiques agricoles, car l'eau constitue un des moyens de transport principaux des particules de sol et des nutriments vers l'extérieur des parcelles agricoles.

Pour cette analyse, 25 articles présentant en détail des bilans hydrologiques à l'échelle de parcelles agricoles ont été utilisés². Globalement en parcelles drainées, les volumes de ruissellement mesurés en sols argileux sont supérieurs à ceux mesurés en sols sableux (tableau 1). L'inverse est observé en ce qui concerne le

Tableau 1 : Volumes de ruissellement et de drainage souterrain en proportion du volume de pluie pour la période de mesure annuelle.

Type de sol	Drainage souterrain	Pente du terrain	Ruissellement	Drainage
Loam argileux et argile	Oui	0.05 à 7%	0 à 21% (9)	8 à 57% (12)
Loam sableux	Oui	0.7 à 9%	0 à 7% (3)	20 à 63% (3)
Loam sableux et loam argileux	Non	2.7 à 9%	5 à 25% (3)	N/A

Les valeurs indiquées entre parenthèses correspondent au nombre d'études analysées.

volume de drainage souterrain. Le volume de ruissellement de surface est influencé par des paramètres de sol (conductivité hydraulique, pente, rugosité de surface, couverture), mais aussi par les caractéristiques des pluies, dont la hauteur totale et l'intensité (Mailhot et al., 2016), ce qui explique la grande variabilité mesurée. L'évapotranspiration et le drainage souterrain représentent généralement les plus grands volumes d'eau évacués d'une parcelle agricole. À titre indicatif, ces volumes correspondaient respectivement à 41-50% et 38-57% du volume annuel de précipitation pour Milburn et Richards (1994) au Nouveau-Brunswick et à 55% et 30% pour Tan et al. (2002a) en Ontario.

Les expérimentations où les mesures hydrologiques ont été effectuées uniquement en période de culture ne permettent pas de faire un bilan adéquat. En effet, les études basées sur des bilans annuels ont démontré que la majorité des volumes d'eau annuels sont évacués d'une parcelle agricole en dehors



2. Brill et Neal, 1950; Drury et al., 1993; Drury et al. 1996; Drury et al. 2009; Drury et al. 2014; Eastman et al. 2010; Enright and Madramootoo 2004; Gangbazo et al. 1997; Gasser et al., 2016; Gaynor et Findlay, 1995; Gaynor et al. 1992; Goulet et al., 2006; Guertin et al. 2000; Kaspar, 2012; Lalonde et al. 1995; Madramootoo et al., 1992; Martin et Cassel, 1992; Milburn et Richards, 1994; Patni et al., 1996; Pesant et al. 1987; Pesant. 1984; Tan et Zhang 2011; Tan et al. 1998; Tan et al. 2002b; Van Doren, 1950; Zhang et al. 2015b.

3. 80% du drainage et 70 à 79% du ruissellement pour Drury et al. 1996; 65% du drainage pour Tan et al 2002a; 80 à 85% du drainage pour Milburn et Richards, 1994; 78 à 100% du drainage pour Patni et al. 1996; 70% du volume de drainage total (surface et souterrain) pour Tan et Zhang, 2011; 43 à 80% du drainage pour Tan et al. 2002b; 81% du drainage pour Klavivko et al., 2004.



de la saison de culture³. Dans certains cas, la fonte printanière correspond à la quasi-totalité du ruissellement généré sur une base annuelle (89% pour Goulet et al., 2006).

B. Effet du travail de sol :

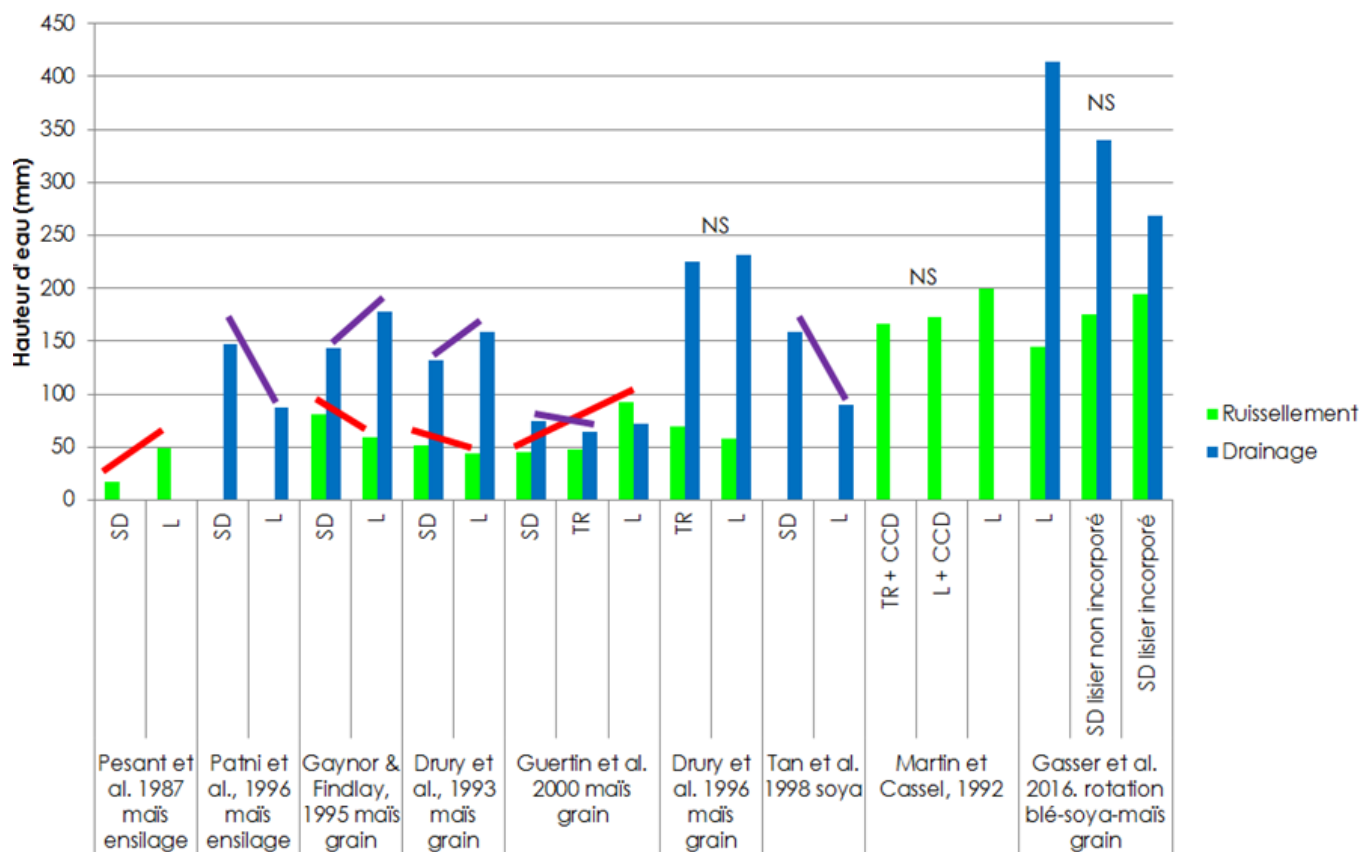
Plusieurs études qui comparent différentes méthodes de travail de sol ont été réalisées. La conversion du travail du sol au semis direct a un effet variable sur l'hydrologie des parcelles agricoles en comparaison avec les parcelles labourées. Les travaux de recherche analysés ne permettent pas de dégager une tendance claire (figure 1). Dans certains cas, le volume de ruissellement de surface en semis direct est réduit de façon importante grâce à l'infiltration de l'eau par écoulement préférentiel dans les macropores continus et non perturbés qui ont été générés par les vers de terre et les racines des cultures (Patni et al. 1996; Tan et al. 1998). Le volume de drainage souterrain est alors fortement augmenté. En comparaison, les sols labourés sont parfois plus tassés et le croûtage de la surface du sol favorise le ruissellement (Guertin et al. 2000). À l'inverse, d'autres recherches ont démontré que le semis direct, en laissant une surface du sol moins rugueuse, en maintenant l'humidité du sol plus élevée (Gaynor et al. 1995; Patni et al. 1996) et en réduisant le phénomène de fentes de retraits en sol argileux (Drury et al., 1993), tendait à augmenter le volume de ruissellement de surface par rapport au

labour. Dans plusieurs cas, les différentes méthodes de travail de sol n'ont pas d'effet significatif sur l'hydrologie des parcelles agricoles, étant donné la grande variabilité des volumes d'eau mesurés.

La période d'implantation du semis direct préalablement à la mise en place de l'essai n'est pas toujours un élément permettant d'expliquer des changements de capacité d'infiltration du sol (1 an pour Patni et al., 1996; 5 ans pour Gaynor & Findlay, 1995 et 6 ans pour Drury et al., 1993 et Tan et al. 1998).

Les résultats de certains essais sont fortement influencés par le protocole choisi. À titre d'exemple, le semis direct du projet de Pesant (1987) est effectué sur une rotation maïs ensilage-prairie, contrairement au labour, réalisé en monoculture de maïs ensilage. La plupart des projets ont été menés en monoculture de maïs ensilage (Patni et al., 1996), de maïs grain (Gaynor & Findlay, 1995; Drury et al., 1993; Guertin et al. 2000; Drury et al. 1996) ou de soya (Tan et al. 1998) dans le but de simplifier le protocole. Cet élément n'est généralement pas favorable à l'amélioration des propriétés physiques du sol, contrairement à la rotation de cultures.

Figure 1 : Hauteur de ruissellement et de drainage selon le type de travail du sol



Note : Les traits indiquent les effets significatifs des traitements.

NS = non significatif; L = labour; TR = travail réduit; SD = semis direct; CCD = cultures de couverture dérobées.



Le sens du travail de sol limite de façon importante le volume de ruissellement de surface en parcelles agricoles à pentes modérées. Lors d'un essai effectué par Van Doren et al. (1950) en Illinois sur loam limoneux à pente modérée (2%), le labour effectué en contour (perpendiculairement à la pente du terrain) a permis de réduire les volumes de ruissellement de 63% en culture de soya, de 41% en maïs grain et de 17% en avoine avec culture intercalaire de trèfle, par rapport au labour réalisé dans le sens de la pente.

L'effet de cette pratique sur l'hydrologie des parcelles agricoles n'a pas été établi en conditions québécoises dans les études consultées. L'essai réalisé par Dubé et Mailloux (1969) aborde cet élément de régie, mais n'indique pas les volumes de ruissellement recueillis.

C. Effet des cultures principales :

Une grande partie des 14 études, qui comparaient l'effet des cultures sur l'hydrologie à l'échelle de parcelles agricoles, a été réalisée en cultures annuelles (maïs et soya), plus rarement en cultures pérennes. Ces dernières étaient composées de graminées ou de légumineuses fertilisées de façon habituelle ou ré-

duite, pour se rapprocher des conditions extensives normalement rencontrées en zones riveraines.

Dans plusieurs cas, les prairies réduisaient les volumes de ruissellement de surface et de drainage souterrain par rapport aux cultures annuelles (figure 2). L'augmentation de l'infiltration de l'eau par le développement racinaire, l'amélioration de la stabilité des agrégats du sol et l'évapotranspiration importante des cultures pérennes expliqueraient ce constat (Zhang et al. 2015a; Tan et al. 2002b). L'amélioration de la capacité de rétention en eau du sol pourrait être un autre élément explicatif. D'autres projets ne démontrent pas d'effet significatif des prairies non fertilisées pour réduire les volumes de ruissellement ou de drainage. L'hypothèse d'une réduction de la croissance d'une culture pérenne et de son évapotranspiration en situation de fertilisation nulle à faible pourrait l'expliquer (Zhang et al. 2015a). Par contre, la même observation a été faite en présence de prairies fertilisées au lisier de porc (Gasser et al., 2016). L'essai réalisé par Eastman et al. (2010) indique également que la quantité totale d'eau évacuée d'un champ (ruissellement et drainage) est plus importante quand celui-ci est drainé souterrainement.

Figure 2 : Hauteur de ruissellement et de drainage des prairies et des cultures annuelles

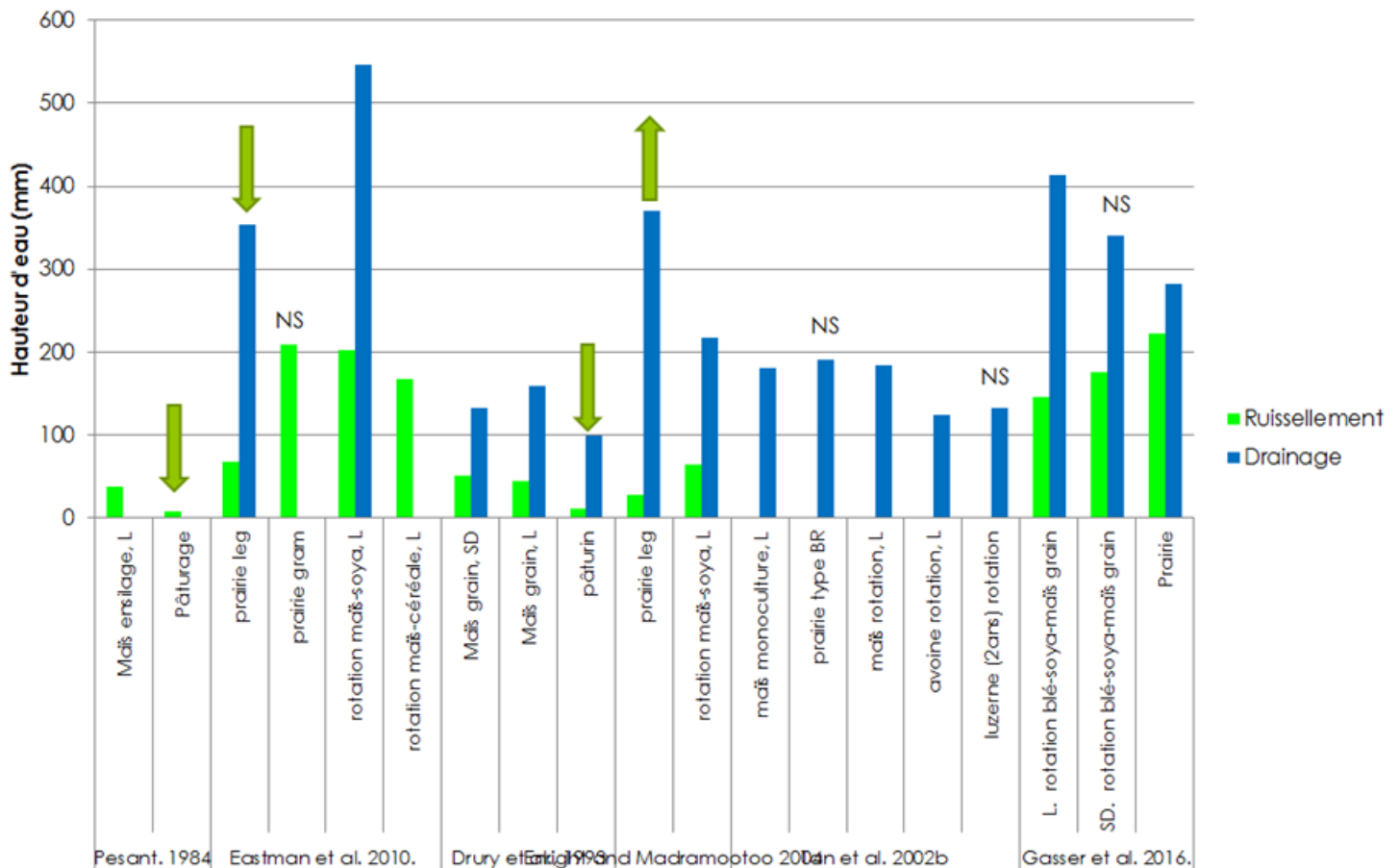
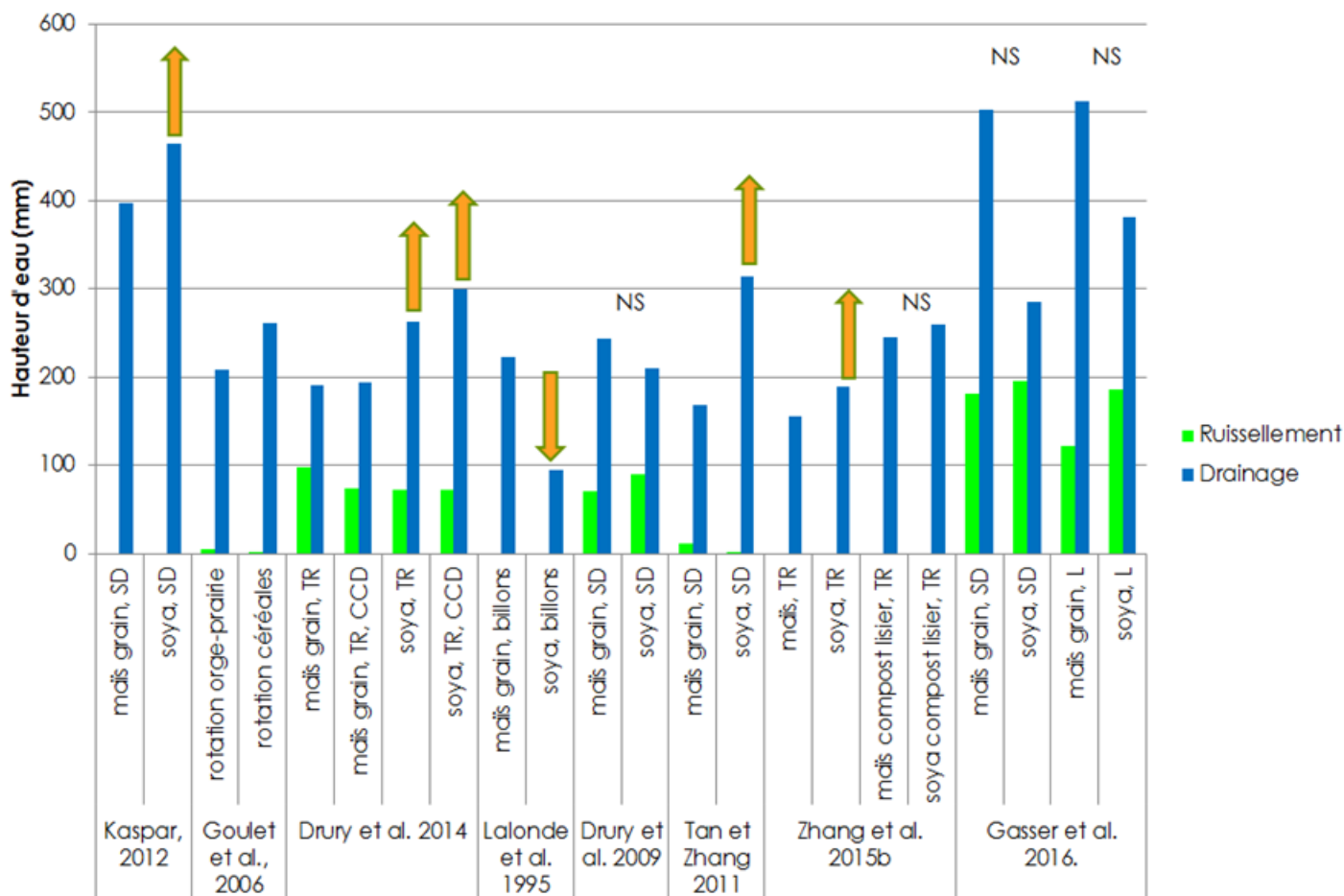




Figure 3 : Hauteur de ruissellement et de drainage du soya et du maïs grain



En cultures annuelles, les bilans hydriques de plusieurs parcelles d'essai ont été analysés en tenant compte de l'effet de la culture principale. Dans plusieurs cas (Drury et al. 1996; Drury et al. 2014; Kaspar et al. 2012; Tan et Zhang, 2011; Zhang et al. 2015b; Zhang et al., 2017), les volumes de drainage souterrain en culture de soya sont plus importants que ceux mesurés en parcelles de maïs grain, comme indiqué à la figure 3. Par contre, cette observation n'a pas fait l'objet d'analyse statistique détaillée ni d'interprétation claire pour l'expliquer (plus faible évapotranspiration du soya par rapport au maïs ?). Par contre, dans certains essais, cet élément n'a pas été observé (Lalonde et al., 1995; Drury et al. 2009; Gasser et al., 2016).

Certains chercheurs ont remarqué qu'il y avait également un lien entre le niveau de fertilisation azotée du maïs en monoculture et le volume d'eau drainé souterrainement par une parcelle. Ce phénomène serait lié au fait que la fertilisation azotée stimule le développement racinaire du maïs et la formation de macropores, favorisant ainsi l'infiltration et le drainage souterrain (Kaluli et al. 1999; Tan et al. 2002b). Cette observation n'a pas été faite en culture de maïs en rotation avec une prairie ou en prairie seule, en raison de l'augmentation de la biomasse végétale et de l'évapotranspiration (Zhang et al. 2015a; Tan et al. 2002b). Cet effet n'a également pas été mesuré en rotation maïs-soya (Jaynes et al., 2001). Une hypothèse pourrait être proposée pour expliquer ce phénomène : le développement racinaire serait un élément majeur dans la formation des macropores uniquement en sol dégradé (monoculture de maïs).



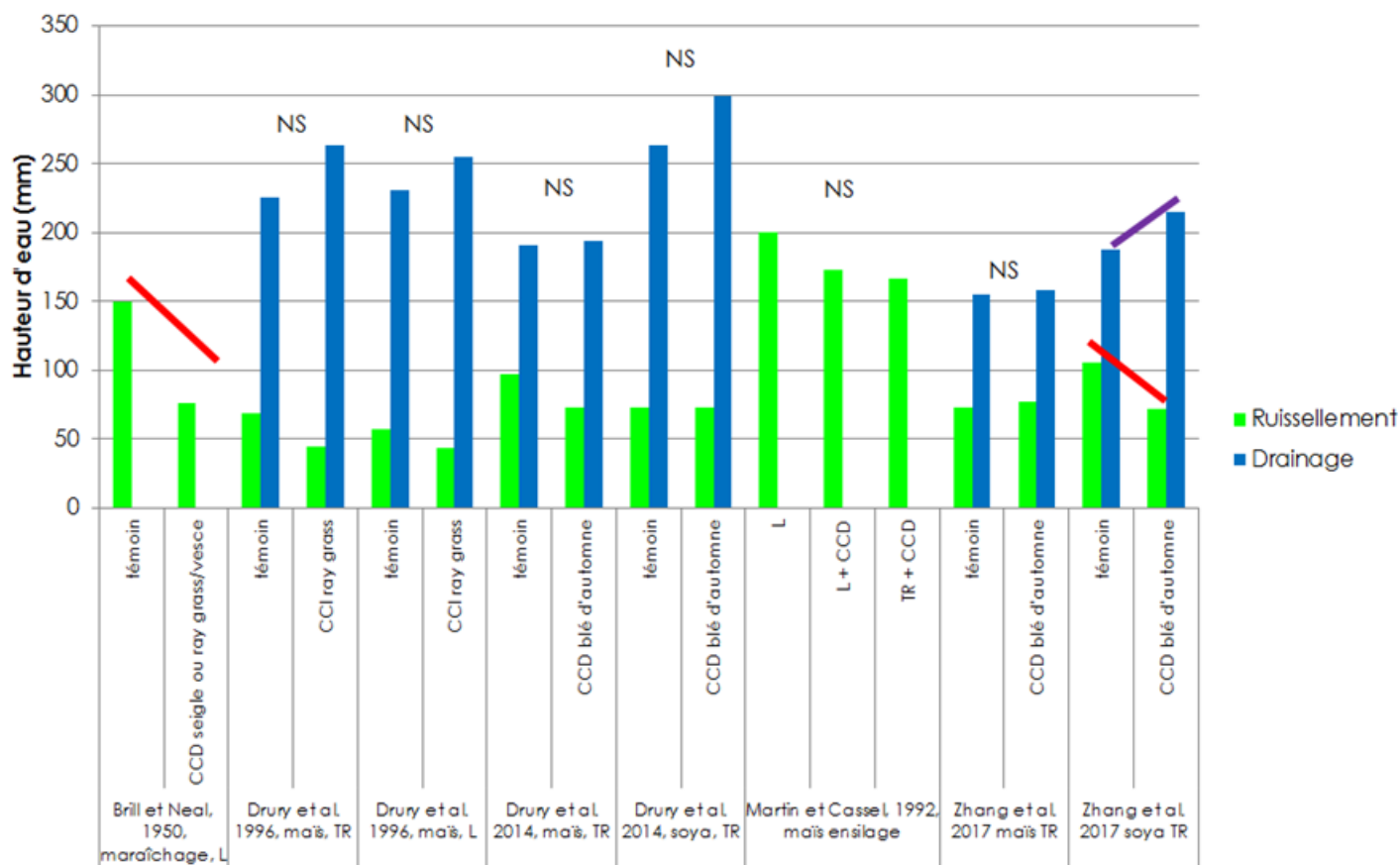
D. Effet des cultures de couverture :

Dans les études analysées, les cultures de couverture sont parfois implantées en cours de saison de culture (intercalaire) ou en fin de saison, pour couvrir le sol durant la période hivernale (dérobée). La totalité des études analysées avait recours à des cultures de couverture de graminées de seigle, ray-grass, avoine ou blé d'automne.

Globalement, ces cultures de couverture ont eu peu d'effet significatif dans les études considérées sur les volumes de ruissellement ou de drainage souterrain des parcelles sur lesquelles elles ont été implantées. Les résultats de certains essais sont illustrés à la figure 4. Le volume d'eau global qui est évacué d'une parcelle agricole n'est pas modifié, en raison de l'évapotranspiration modérée à faible de ces cultures se développant ou étant implantées tardivement durant la saison de culture.

Lors d'un projet réalisé au New Jersey en cultures maraîchères (Brill et Neal, 1950), le ruissellement de surface a été fortement réduit par l'implantation de cultures de couverture dérobées. La durée de vie active de celles-ci, qui était de 6 à 10 mois par année, pourrait expliquer ce phénomène. Un autre essai réalisé en Ontario (Zhang et al., 2017) a démontré un effet significatif des cultures de couverture pour réduire le volume de ruissellement de surface et augmenter le volume de drainage souterrain, principalement en combinaison avec le soya comme culture principale. Les résultats avec le maïs grain étaient significatifs une année sur deux seulement.

Figure 4 : Hauteur de ruissellement et de drainage selon la culture de couverture



Note : Les traits indiquent les effets significatifs des traitements. NS = non significatif; L = labour; TR = travail réduit; CCI = cultures de couverture intercalaires; CCD = cultures de couverture dérobées.

E. Effet du contrôle de drainage :

Le contrôle de drainage (CD) consiste à installer une vanne ou un clapet à l'exutoire d'un réseau de drainage souterrain pour maintenir la nappe phréatique à un niveau élevé dans un champ drainé relativement plat. Dans les études analysées (principalement en Ontario), les sites sont situés sur des argiles ou des loams argileux très peu pentus (0.05 à 1%), les réseaux de drainage sont conçus pour cet usage et les drains latéraux sont installés à faible profondeur (0.6 m à 1 m) et à un écartement modéré (4.6 m à 18 m) pour favoriser une remontée uniforme de la nappe. Le niveau de contrôle de la nappe est établi à une profondeur allant de 0.3 à 0.8 m sous la surface du sol⁴, sauf au moment des semis et des récoltes. Parfois, le contrôle se poursuit également en période hivernale⁵ ou dans certains cas il n'est utilisé qu'en saison de culture (Lalonde et al. 1995).

Cette technique ne contrôle pas réellement le niveau de la nappe en période estivale, car celui-ci descend généralement sous le seuil fixé en raison de l'évapotranspiration de la culture et de l'infiltration de l'eau en profondeur (Lalonde et al., 1995). Dans certains essais, la subirrigation (CDSI) y était combinée. Elle consiste à pomper l'eau d'un puits, d'un lac ou d'un cours d'eau et à l'acheminer vers le réseau de drainage pour maintenir la nappe à un niveau élevé, même en période estivale.

Globalement, sur les 8 études considérées, ces techniques augmentent le volume de ruissellement de surface sur une base annuelle (de l'ordre de 40% en CD et de 19 à 340% en CDSI), car elles maintiennent un niveau d'humidité du sol plus important

(Tan et Zhang, 2011; Drury et al., 2009), donc l'infiltration de l'eau de pluie est limitée (figure 5). Ces techniques entraînent une réduction du volume de drainage souterrain (Drury et al., 1996; Drury et al. 2014; Drury et al., 2009; Tan et Zhang, 2011; Zhang et al., 2017), quel que soit le travail du sol et la culture (maïs ou soya). Plus la nappe est contrôlée près de la surface du sol, plus le volume de drainage annuel diminue (Lalonde et al., 1995). Le volume d'eau global évacué d'une parcelle (somme du ruissellement et du drainage) est parfois réduit, car ces techniques favorisent l'infiltration profonde de l'eau (Drury et al., 2009) ou l'augmentation de l'évapotranspiration de la culture (Zhang et al., 2015b). L'impact du contrôle de drainage sur l'érosion hydrique, en lien avec l'augmentation du ruissellement de surface, n'a malheureusement pas été étudié.

Quand le contrôle de drainage avec subirrigation est combiné à l'implantation de cultures de couverture, le volume de ruissellement est réduit et le volume de drainage souterrain est augmenté à nouveau. Parfois, cette combinaison de pratiques permet de retrouver le comportement hydrique initial (drainage libre sans cultures de couverture) selon Zhang et al., 2017, mais dans plusieurs cas, l'ajout de cultures de couverture ne contrebalance pas totalement l'effet du contrôle de drainage sur le ruissellement de surface (Drury et al., 1996; Drury et al. 2014). Parfois, l'ajout de compost de lisier de porc augmente le volume de drainage possiblement grâce à l'amélioration de la structure du sol (Zhang et al., 2015b).

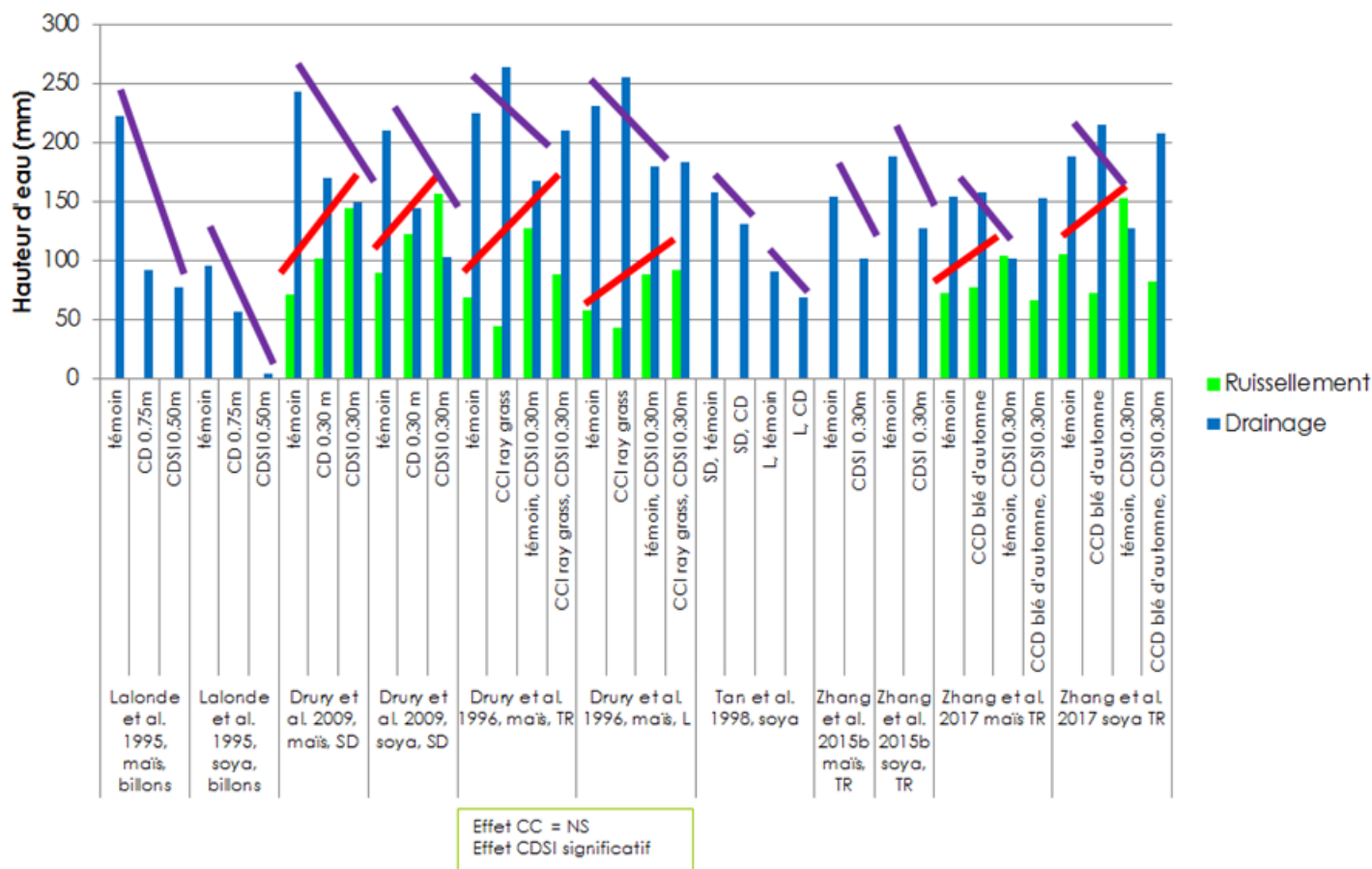


4. Drury et al. 1996; Drury et al. 2009; Drury et al. 2014; Lalonde et al. 1995; Kaluli et al. 1999; Tan et al. 1998; Tan et Zhang 2011; Zhang et al. 2015b

5. Drury et al. 1996; Drury et al. 2009; Drury et al. 2014; Tan et Zhang 2011; Zhang et al. 2015b



Figure 5 : Hauteur de ruissellement et de drainage selon la gestion du drainage



Note : Les traits indiquent les effets significatifs des traitements. NS = non significatif; SD = semis direct; TR = travail réduit du sol; L = labour; CD = contrôle de drainage; CDSI = contrôle de drainage + subirrigation; CCI = cultures de couverture intercalaires; CCD = cultures de couverture dérobées. Les profondeurs de contrôle de la nappe sont indiquées à partir de la surface du sol.

4. Effets des pratiques agricoles sur l'érosion des sols à l'échelle de champs

Peu d'études respectant les critères de sélection de cette fiche ont été trouvées concernant la mesure de l'érosion en parcelles agricoles, car la plupart des études hydrologiques récentes se concentrent sur le suivi des nutriments uniquement. Pour cette raison, seules quatorze études ont été analysées dans cette section⁶.

Certains résultats d'essais n'ont pas été utilisés, car ils ont été effectués en conditions artificielles (simulateur de pluie) représentant parfois mal les conditions naturelles d'intensité de pluie, de ruissellement et d'érosion de surface (Michaud et al., 2004; Kaspar et al., 2001).

A. Effet des cultures et du travail de sol

La plupart des expérimentations ayant eu lieu en parcelles non drainées ont été menées en loam sableux pentu au Québec (Pesant et al. 1987; Pesant. 1984; Dubé et Mailloux, 1969), au New Jersey (Brill et Neal, 1950) ou en Caroline du Nord (Martin et Cassel, 1992). Certaines expérimentations ont profité de mesures sur une base annuelle (Brill et Neal, 1950; Dubé et Mailloux, 1969), tandis que d'autres ont été réalisées uniquement durant la saison de culture (5 mois par année pour Pesant et al. 1987), ne permettant pas d'établir un bilan annuel d'érosion tenant compte de l'effet érosif de la fonte printanière. De plus, le projet de Pesant (1987) mettait en comparaison le semis direct en rotation maïs ensilage-prairie avec le labour, réalisé en monoculture de maïs ensilage.

Les résultats de ces études sont présentés à la figure 6. L'ensemble des pratiques testées (semis direct ou travail réduit du sol, cultures de couverture, cultures pérennes) réduisent de

6. Ball Coelho et al., 2012; Brill et Neal, 1950; Chrétien et al. 2016; Dubé et Mailloux, 1969; Feyereisen et al. 2015; Gasser et al. 2016; Gaynor et Findlay, 1995; Gollamudi et al. 2007; Mailhot, 2016; Martin et Cassel, 1992; Pesant et al. 1987; Pesant. 1984; Smith et Livingston, 2013; Van Doren, 1950;



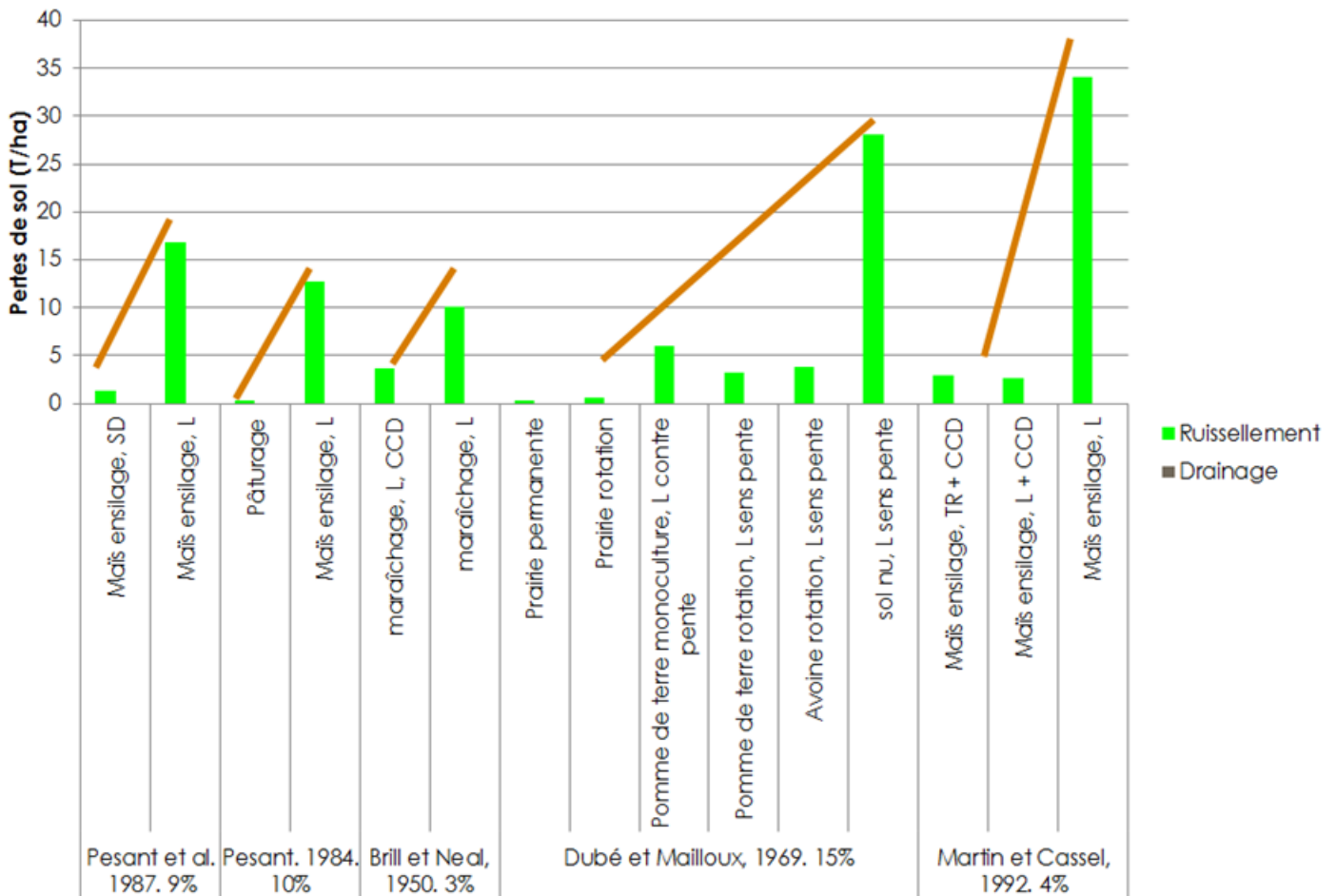


façon très marquée l'érosion des sols par ruissellement de surface grâce à une couverture de sol par des plantes vivantes ou des résidus de culture. Les cultures de couverture dérobées utilisées en maraîchage (seigle ou ray-grass/vesce) avaient une durée de vie utile sur le sol de 6 à 10 mois par année (Brill et Neal, 1950), expliquant la forte réduction de l'érosion des sols malgré le recours au labour de printemps.

Ces pratiques sont également les plus rentables pour conserver efficacement le sol tout en ayant un coût d'implantation modéré (moins de 20\$/tonne de sol conservé), contrairement aux aménagements hydroagricoles qui sont beaucoup plus coûteux (25 à 125\$) selon Cestti et al, 2003.

À titre indicatif, les résultats d'un essai réalisé en conditions artificielles (simulateur de pluie) sur des cultures de couverture de seigle ont montré une réduction importante de l'érosion en nappe et en rigole par rapport à un témoin. Les essais menés sur une culture d'avoine étaient moins concluants (Kaspar et al., 2001).

Figure 6 : Effet de pratiques agricoles sur l'érosion du sol en parcelles non drainées



Note : Les traits indiquent les effets significatifs des traitements. NS = non significatif; SD = semis direct; TR = travail réduit du sol; L = labour; CCD = cultures de couverture dérobées. Les pentes des parcelles sont indiquées après chaque référence.



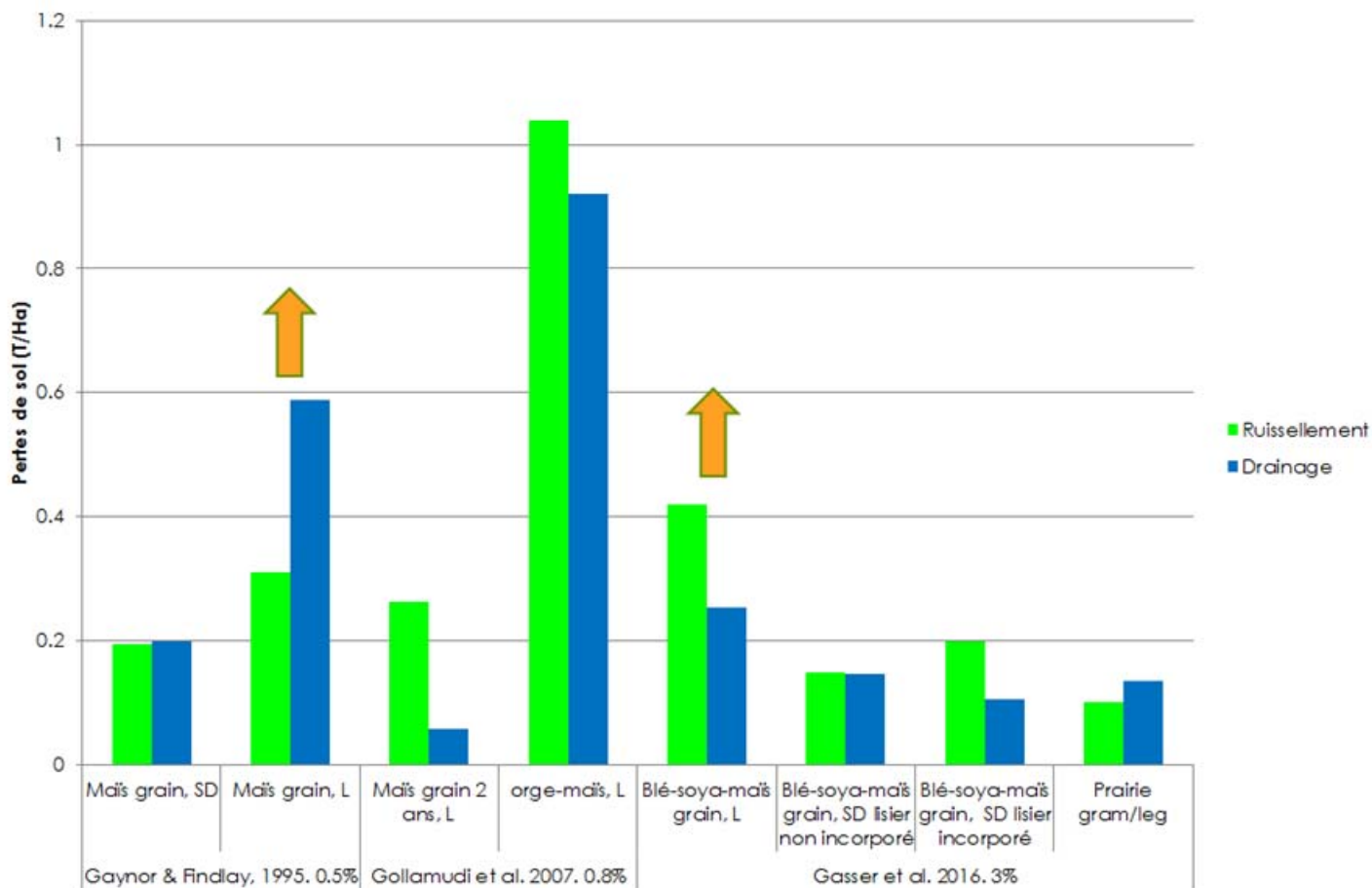


En parcelles drainées sur sol relativement plat, l'érosion peut avoir lieu autant par ruissellement de surface que par infiltration vers les réseaux de drainage souterrain, tout en représentant des pertes de sol généralement inférieures à 2 tonnes/ha. Les résultats de trois expérimentations, effectuées en loam sableux, en loam argileux et en loam limono argileux, sont présentés à la figure 7. Dans ces conditions expérimentales particulières, la proportion de pertes de sol par les drains souterrains par rapport à la perte de sol totale d'une parcelle varie de 18 à 65%, pour une moyenne de 45% (les réseaux de drainage ne sont pas pourvus d'avaloirs ou d'entrées de surface). Les pertes de matières en suspension vers les drains ont été documentées dans quelques études et seraient liées aux écoulements préférentiels du ruissellement de surface vers les réseaux de drainage via les fentes de

retrait et les macropores du sol (Gaynor et Findlay, 1995; Gollamudi et al. 2007). Dans ces essais, les pertes de sol étaient également plus importantes en labour qu'en semis direct (Gaynor et Findlay, 1995) ou en prairie (Gasser et al., 2016).

Ces pertes de sol vers les réseaux de drains peuvent s'expliquer parfois par la présence d'entrées d'eau de surface (avaloirs), par des jonctions non étanches entre les drains latéraux et les collecteurs, par les pertuis de taille parfois importante des drains non enrobés ou par la taille des mailles des filtres des drains enrobés, qui ont généralement une dimension maximale deux à trois fois supérieure au d85 mesuré du sol (85% de la masse de l'échantillon de sol a une dimension inférieure à cette valeur) selon le Conseil des Productions Végétales du Québec (1989).

Figure 7 : Effet de pratiques agricoles sur l'érosion du sol en parcelles drainées

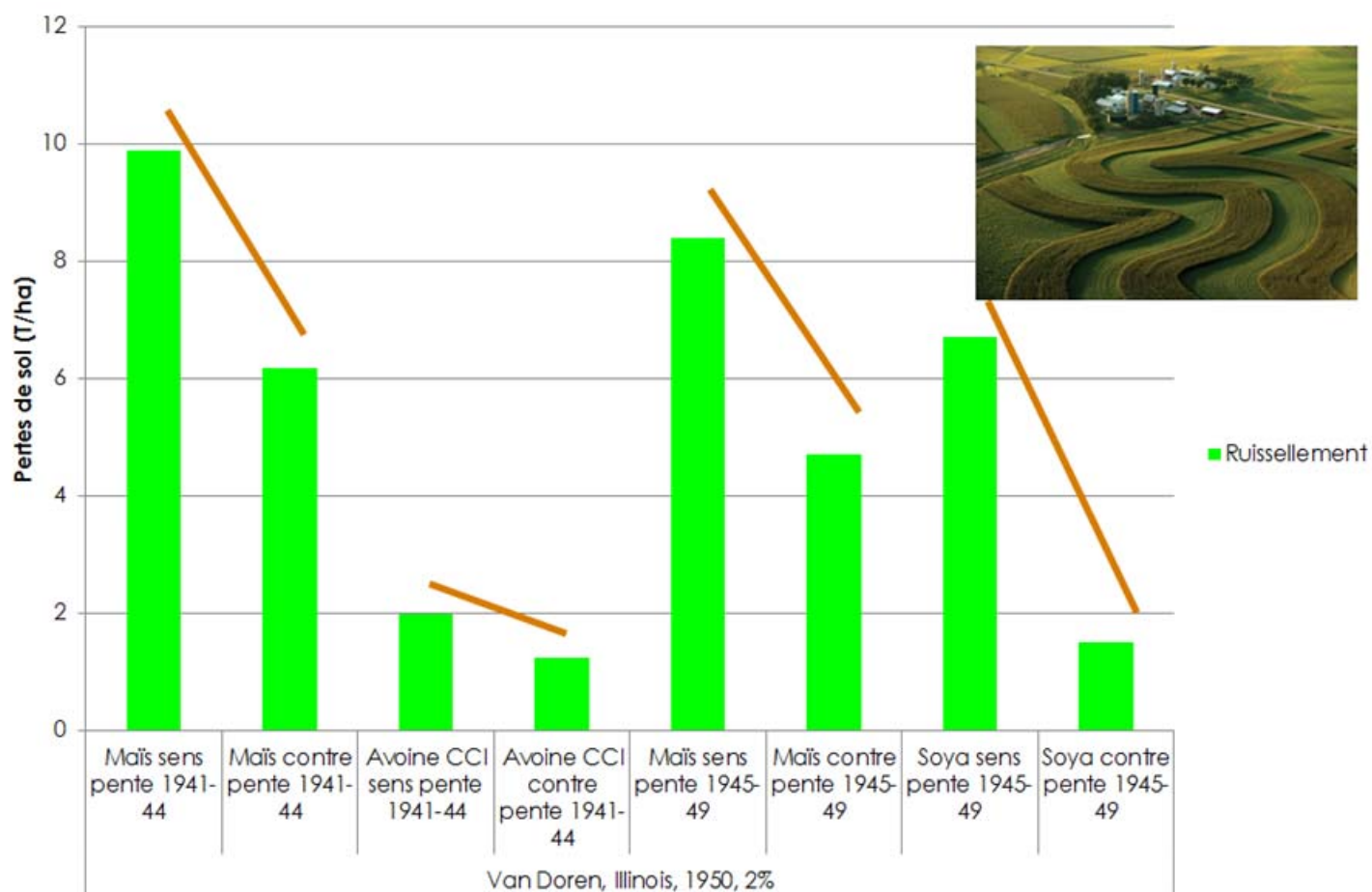




Le travail de sol à contre-pente (en contour) réduit de façon importante la quantité de sol perdue par ruissellement de surface, quelle que soit la culture (figure 8). L'avoine combinée à des cultures de couverture intercalaires de trèfle (CCI) réduit de façon très marquée l'érosion en loam limoneux à pente modérée (2%) (Van Doren, 1950). Dans certains cas, si le travail de sol est effectué perpendiculairement à la pente, l'érosion peut être accentuée en raison du stockage d'eau dans les sillons, favorisant le ruissellement dans certains points bas du relief (Dubé et Mailloux, 1969; figure 6). Pour éviter ce problème, les sillons créés par le travail du sol doivent comporter une légère pente, favorisant leur drainage.

Dans certains cas, l'effet des cultures de couverture demande un certain temps avant d'en mesurer les effets bénéfiques. Lors d'un essai réalisé en conditions artificielles (simulateur de pluie), le seigle semé au mois d'août dans le soya a augmenté significativement le taux d'infiltration de l'eau (16%) et réduit celui du ruissellement de surface (10%) par rapport à un témoin, uniquement lors de la 3^e année du projet. Les résultats de l'avoine présentaient la même tendance, mais celle-ci n'était pas significative. Par contre, le tassement du sol par la circulation de machineries augmentait systématiquement et dès la première année le taux de ruissellement de surface et réduisait le taux d'infiltration par rapport au sol sans circulation (Kaspar et al., 2001).

Figure 8 : Effet du sens du travail du sol sur l'érosion par ruissellement



B. Effet des aménagements hydroagricoles

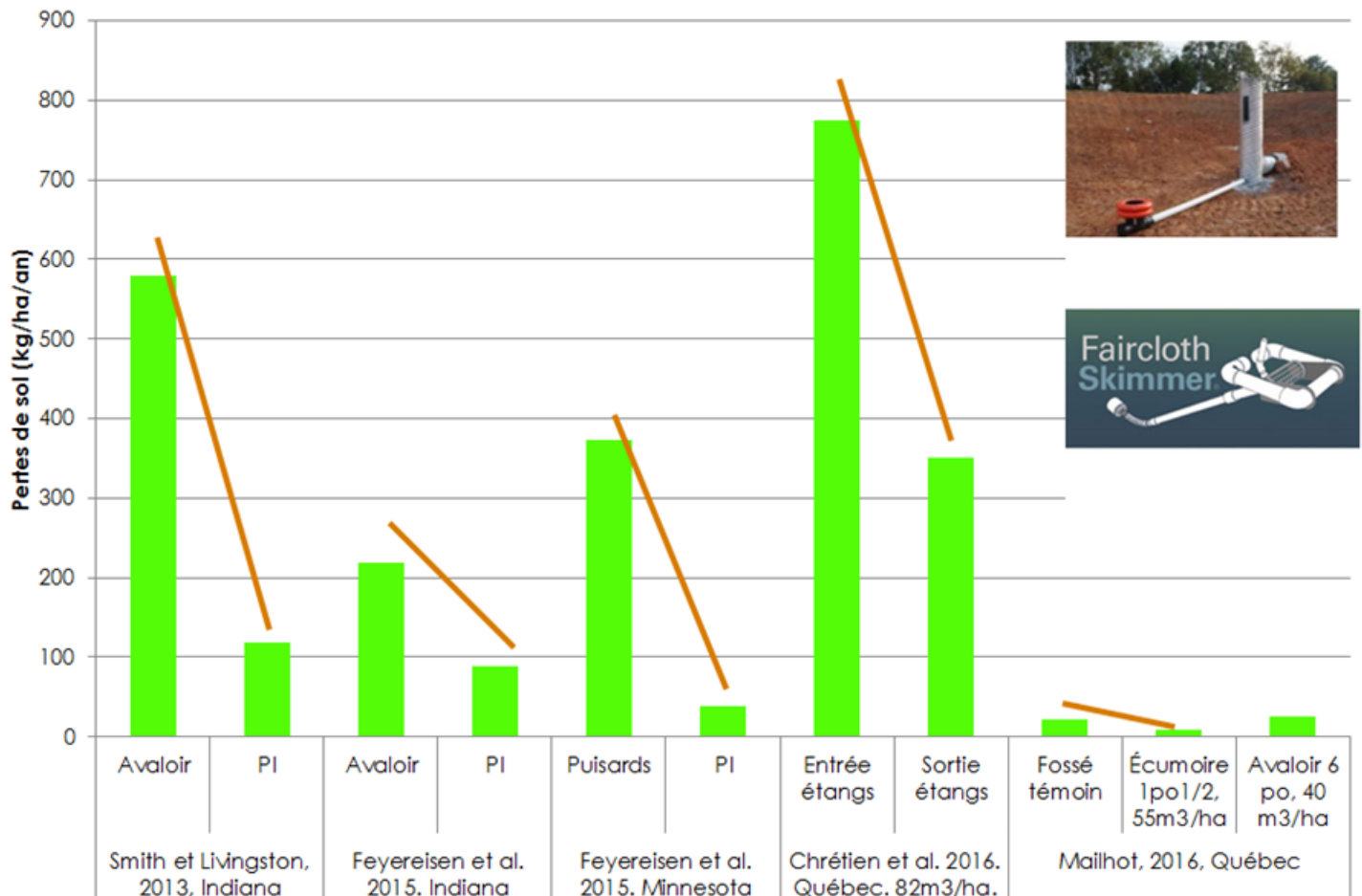
L'effet général des aménagements hydroagricoles sur l'érosion des sols est difficile à établir, car les sites comparés n'étaient pas totalement identiques et il n'y avait pas systématiquement un témoin sans aménagement prévu dans les protocoles pour servir de référence. Pour contourner cette contrainte, plusieurs aménagements différents étaient installés sur le même site et utilisés en alternance au cours du temps en actionnant des vannes (Smith et al. 2015; Feyereisen et al. 2015) ou complètement remplacés en cours d'essai (Feyereisen et al. 2015; Smith et Livingston, 2013). Les avaloirs installés en plein champ ne comportaient pas de bassin de sédimentation à proximité, comme c'est généralement recommandé.

Comme indiqué à la figure 9, les puits d'infiltration installés en plein champ (PI) réduisent généralement les pertes de sédiments des parcelles quand ils sont comparés à des avaloirs ou des puisards. Comme le passage de l'eau est ralenti par les

roches et le géotextile, l'eau de ruissellement s'accumule à proximité du puits et les particules de sols peuvent se déposer à proximité dans le champ (Smith et Livingston, 2013). L'implantation de bassins de sédimentation de grande capacité avec avaloir (82 m³/ha de bassin versant; Chrétien et al., 2016) ou écumoire (55 m³/ha de bassin versant; Mailhot et al., 2016) permettent également de sédimenter une proportion importante des particules de sol.

L'étude de Mielke (1985), réalisée au Nebraska pour étudier l'effet de bassins de sédimentation sur les pertes de sols en loam argileux pentu (2.9 à 11.9%), a mesuré un captage des sédiments atteignant 99% (principalement des limons) lors de certains événements pluvieux. Par contre, les volumes des bassins de stockage étaient conséquents (165 à 214 m³/ha).

Figure 9 : Effet d'aménagements hydro agricoles sur l'érosion





5. Effet des pratiques agricoles sur les pertes d'azote à l'échelle de champs

Un total de 22 études a été utilisé pour documenter l'effet de pratiques agricoles sur les pertes d'azote⁷. Celles-ci indiquent que la plus grande partie des pertes de nitrates ont lieu par les réseaux de drainage souterrain. En moyenne, dans les études analysées, elles correspondent à 83% de la charge annuelle de nitrates et des maximums de 98% ont été mesurés.

Selon la majorité des études analysées, les pertes de nitrates provenant de parcelles agricoles ont lieu principalement en période hivernale (61 à 95%)⁸. Plus rarement, celles-ci peuvent avoir lieu autant en hiver (novembre à avril) (54%) qu'en saison de culture (46%), selon Drury et al. 2009 ou majoritairement durant la saison de culture (70%) selon Kaluli et al. 1999.

L'effet des pratiques agricoles sur les concentrations moyennes d'azote sous forme de nitrates (N-NO₃), pondérées par le volume d'eau cumulé (ruissellement et drainage) est un élément important à prendre en compte pour évaluer leur impact global sur la qualité de l'eau. À titre indicatif, certaines tendances générales issues des recherches analysées sont présentées dans ce document. Elles indiquent que les différentes pratiques agricoles testées permettent rarement de respecter les critères de qualité de l'eau établis par le MDDELCC. D'une façon générale, les eaux de ruissellement de surface provenant ces parcelles d'essais dépassent légèrement le critère de protection de la vie aquatique des eaux de surface (2.9 mg N/l pour les nitrates) et les eaux de drainage souterrain dépassent la concentration maximale acceptable définie pour l'eau potable (10 mg N/l pour les nitrites et nitrates), sauf dans le cas du contrôle de drainage.

Les méthodes d'échantillonnage employées dans les différentes études analysées influencent les résultats mesurés et leur interprétation. Selon Jaynes et al., 2001, les concentrations de nitrates du sol à l'automne sont très variables et sont davantage influencées par la quantité de pluies reçues durant cette saison que par le niveau de fertilisation azotée de la culture. Elles ne seraient donc pas un bon indicateur des charges de nitrates dans les eaux de drainage. Webster et al. (1993) a également remarqué que l'échantillonnage du sol (2 fois par an ou toutes les 4 à 6 semaines sur 150 cm) ne permettait pas d'obtenir une évaluation des pertes de nitrates par lessivage aussi fiable qu'en ayant recours à des lysimètres (avec mesure du volume d'eau drainé) ou à des bougies poreuses.

Plusieurs essais effectués pour vérifier l'effet de différentes régimes de fertilisation azotée, de cultures de couverture ou de drainage sur les pertes de nitrates ont été analysés, mais n'ont pas été retenus en raison de mesures hydrologiques insuffisantes (généralement pas de mesure de débits des drains) et de suivis de qualité d'eau trop limités, ne permettant pas le calcul du volume d'eau drainé sur une base annuelle et de la charge annuelle de nitrates. Généralement, ces projets se limitent à quelques mesures ponctuelles de concentrations de nitrates du sol⁹ et de la nappe (parfois seulement 1 à 9 mesures par an) échantillonnée dans des lysimètres, qui en raison de contraintes techniques, ne sont pas installés sur l'ensemble des traitements¹⁰.

A. Effet des cultures

Le tableau 2 présente les charges de nitrates de plusieurs cultures sur une base annuelle. L'analyse des études ciblées permet d'établir que les charges du maïs ou du soya en rotation sont équivalentes entre elles, même si leurs niveaux de fertilisation azotée sont très différents (respectivement 130 à 270 N contre 0 à 50N).

Plusieurs hypothèses ont été formulées pour expliquer ces observations. D'une part, le soya favoriserait la minéralisation de l'azote organique du sol et l'importante quantité d'eau drainée par cette culture augmenterait le lessivage des nitrates. Cette hypothèse tient compte du fait que la quantité d'azote atmosphérique captée par les nodules est équivalente aux exportations d'azote par les grains sous forme de protéines (Jaynes et al., 2001). D'autre part, les pertes de nitrates d'une parcelle en culture seraient reliées au niveau général de fertilisation azotée de la rotation de culture dans son ensemble et pas seulement à celui de la culture de soya ou de céréales. Cette hypothèse permettrait d'expliquer les charges élevées mesurées pour ces cultures peu fertilisées en azote quand elles sont cultivées en rotation avec le maïs.

Les charges annuelles de N-NO₃ sont également influencées par le volume d'eau de drainage de l'année étudiée (Baker et Johnson, 1981) et globalement, les pertes de nitrates des prairies sont beaucoup plus faibles que celles des cultures annuelles.

7. Baker and Johnson, 1981; Bolton et al., 1970; Drury et al., 1993; Drury et al. 1996; Drury et al. 2009; Drury et al. 2014; Gangbazo et al. 1997; Gasser et al. 2016; Giroux et al., 2002; Gollamudi et al., 2007; Guertin et al. 2000; Jaynes et al. 2001; Kaluli et al., 1999; Kaspar, 2012; Lalonde et al. 1995; Madramootoo et al., 1992; Milburn et Richards, 1994; Patni et al., 1996; Pesant et al. 1987; Pesant. 1984; Tan et al. 1998; Tan et al. 2002b

8. 88-95% selon Drury et al. 1996; 70% selon Milburn et Richards, 1994; 61 à 79% selon Tan et al., 1998; plus de 70% selon Tan et al. 2002b; 78% selon Kladvikvo et al., 2004.

9. Chantigny et al., 2004; Elmi et al., 2002; Ranells et al Wagger, 1997; Zhou et al., 1997.

10. Ball-Coello, 2005; Ball-Coello et al., 2004; Ball-Coello et al., 1997; Constantin et al., 2010.

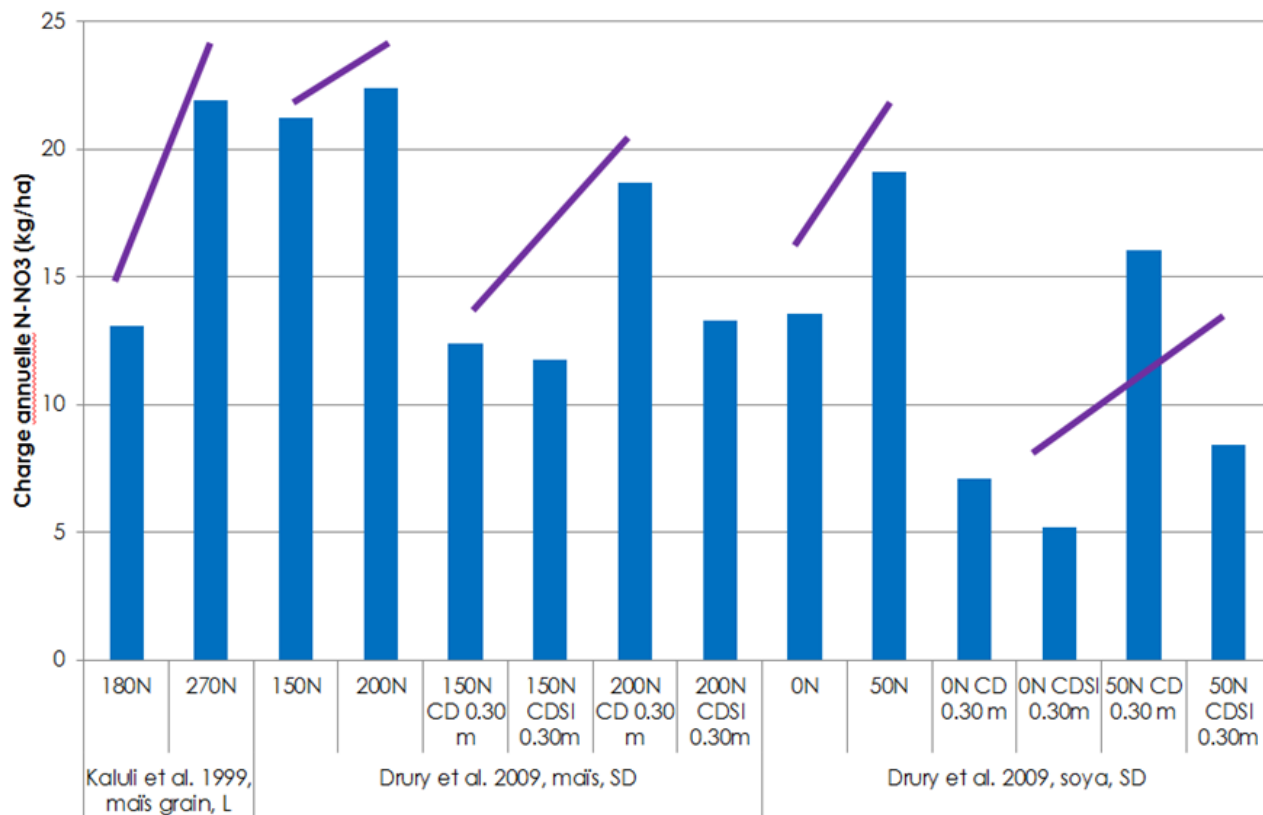


Tableau 2 : Effet des cultures sur les pertes annuelles de nitrate

Culture	Gestion du drainage	Charges N-NO3 (kg/ha)	Nombre d'études utilisées
Maïs grain	Drainage libre (*)	30.9	15
	CD ou CDSI (*)	12.1	5
Maïs ensilage	Drainage libre	29.0	1
Soya	Drainage libre (*)	33.3	8
	CD ou CDSI (*)	10.0	4
Avoine	Drainage libre	30.8 (**)	2
Blé (lisier porc)	Drainage libre	30.5	1
Prairie graminées/légumineuses (lisier porc)	Drainage libre	7	1
Prairie légumineuses	Drainage libre	10.9	2
Prairie graminées peu fertilisée (type bandes riveraines)	Drainage libre	1.3	3

Note : CD = contrôle de drainage; CDSI = CD + subirrigation. (*) avec ou sans cultures de couverture; (**) rotation avec maïs à forte fertilisation azotée

Figure 10 : Effet du niveau de fertilisation azotée sur les pertes annuelles de nitrate



Note : Les traits indiquent les effets significatifs des traitements. NS = non significatif; SD = semis direct; TR = travail réduit du sol; L = labour; CD = contrôle de drainage; CDSI = contrôle de drainage + subirrigation. Les profondeurs de contrôle de la nappe sont indiquées à partir de la surface du sol.



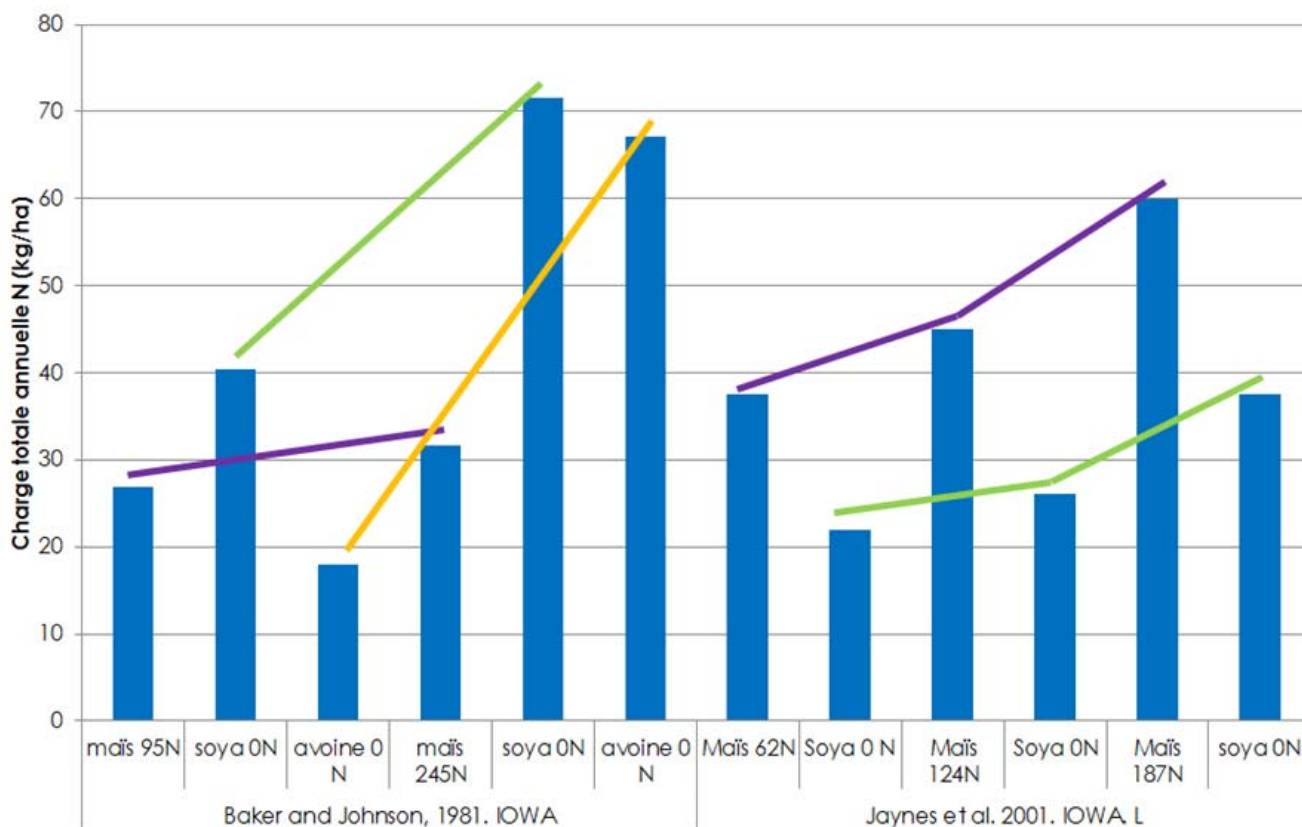


Certaines études, dont les résultats sont présentés à la figure 10, comparaient les charges annuelles de nitrates pour différents niveaux de fertilisation azotée à l'engrais minéral. Il existe un lien important entre le niveau de fertilisation azotée des cultures de maïs ou de soya et les pertes annuelles de nitrates mesurées.

Les résultats de deux essais réalisés en Iowa à la figure 11 indiquent clairement l'effet de la fertilisation minérale azotée du maïs sur les pertes d'azote total mesurées sur l'ensemble des

cultures de la rotation. La charge d'azote total d'une culture de maïs augmente en fonction de son niveau de fertilisation azotée (traits mauves). Les charges sont également augmentées lors des autres cultures de la rotation (soya ou avoine), même si ces cultures n'ont pas reçu de fertilisation azotée. L'augmentation des charges est proportionnelle au niveau de fertilisation du maïs. Ces pertes pourraient être expliquées par le lessivage de nitrates associé à la minéralisation des résidus de la culture de maïs.

Figure 11 : Effet du niveau de fertilisation azotée de la culture principale (maïs) sur les pertes annuelles d'azote total des différentes cultures de la rotation



B. Effet du travail de sol

Plusieurs études ont été réalisées pour comparer les charges de nitrates sous différentes régies de travail de sol, principalement en culture de maïs. Globalement, la méthode employée pour implanter la culture n'a pas d'effet sur les charges mesurées, comme indiqué à la figure 12. La variabilité spatiale des concentrations de nitrates de la nappe pourrait masquer les effets du travail de sol (Patni et al. 1998; Gasser et al., 2016). Les seules différences significatives concernent les charges de nitrates dans le drainage souterrain en semis direct (Tan et al., 1998) et celles du ruissellement de surface en labour (Gasser et al., 2016).

Le semis direct favorise l'infiltration de l'eau (macropores), maintient le sol plus humide, limite la minéralisation de l'azote

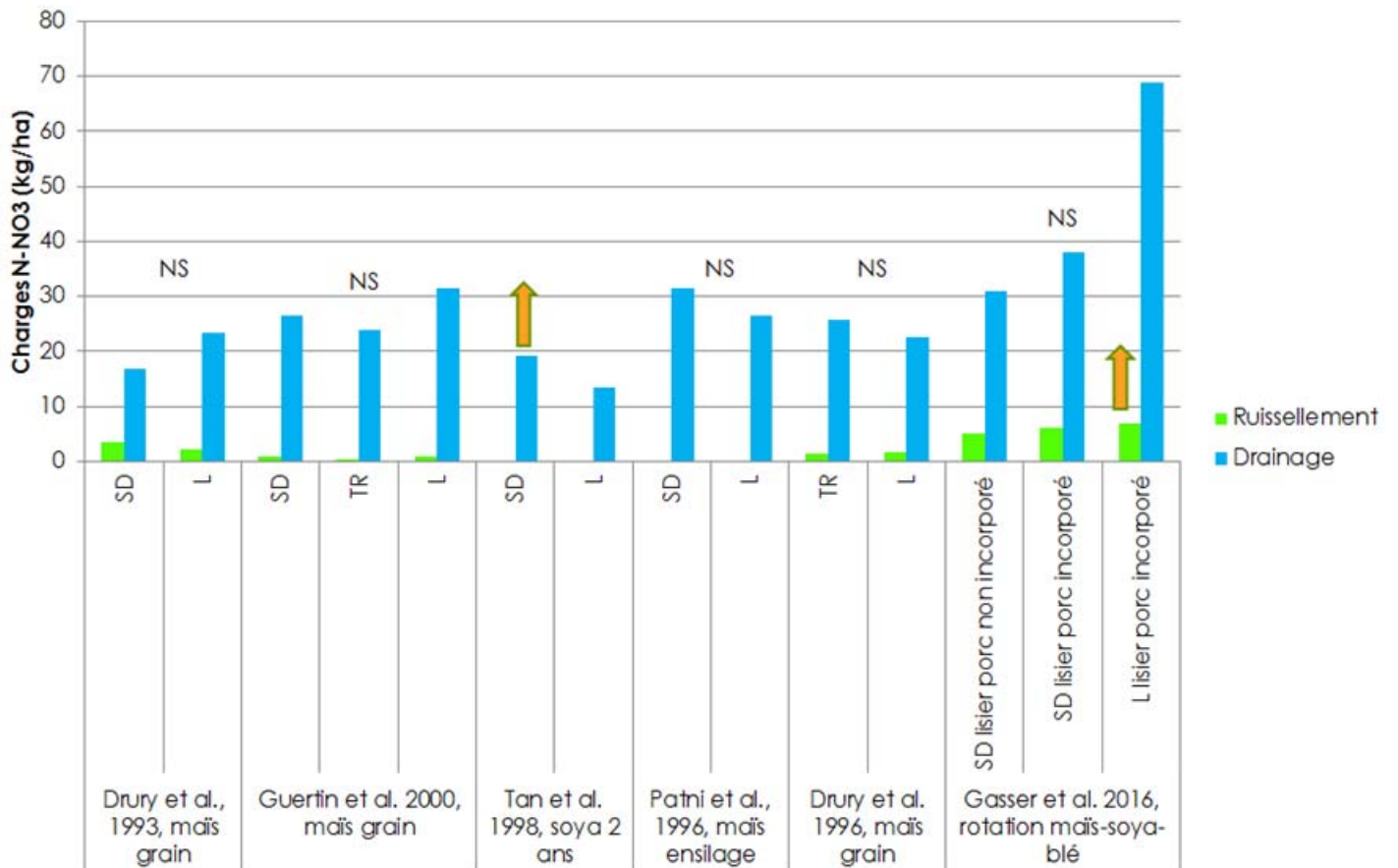
et augmente les pertes d'azote par dénitrification. Malgré une réduction de concentration de nitrates dans les eaux de drainage mesurées dans certains projets, la charge annuelle est identique à celle de parcelles labourées, car la quantité d'eau drainée annuellement est plus importante (Patni et al., 1996; Tan et al. 1998).

Ces résultats contrastent avec ceux obtenus par Tiessen et coll. (2010) dans d'autres conditions climatiques. En effet, lors d'un essai réalisé au Manitoba sur loam argileux avec différentes cultures (céréales, canola, lin), le semis direct a permis de réduire la charge annuelle en azote total de 68% par rapport au travail réduit du sol, sous un climat beaucoup plus sec que celui du Québec.





Figure 12 : Effet du travail de sol sur les pertes annuelles de nitrates



C. Effet du contrôle de drainage

Certaines recherches ont étudié l'effet de différentes régies de drainage (libre, contrôlé ou contrôlé avec subirrigation) sur les pertes de nitrates, en y associant parfois différentes méthodes de travail de sol et l'implantation de cultures de couverture.

Le contrôle de drainage réduit systématiquement les charges de nitrates des parcelles agricoles, quel que soit le type de travail de sol, comme présenté à la figure 13. En moyenne, la réduction est de 37% lorsque le contrôle de drainage est employé seul et de 54% s'il est associé à la subirrigation. Selon Drury et al. (2009), Drury et al. (1996), Lalonde et al. (1995) et Patni et al. (1996), cette réduction de charge serait due à la dénitrification en sol saturé d'eau. D'autres explications sont également invoquées, comme la meilleure utilisation de l'azote

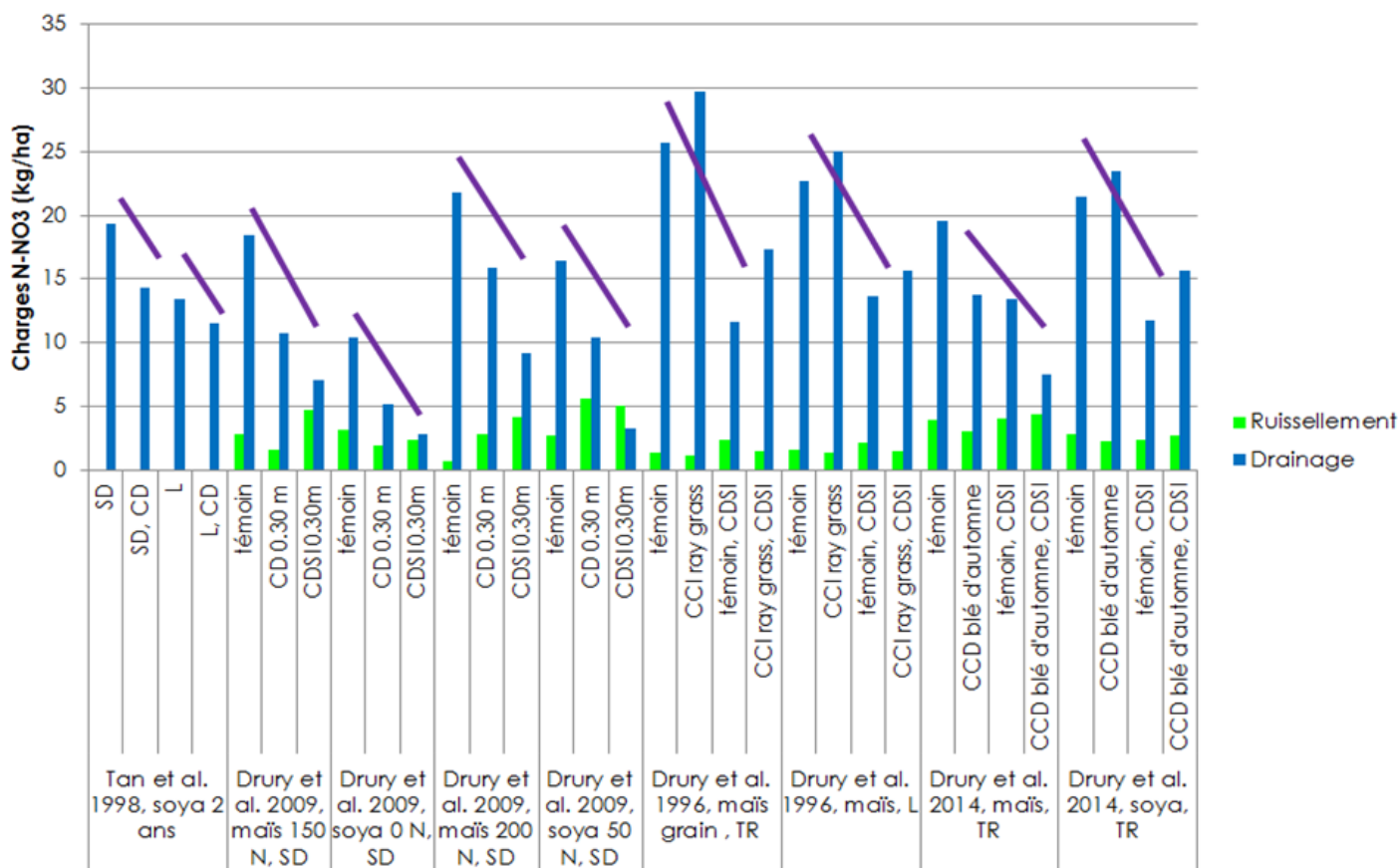
par les cultures en conditions de subirrigation (Drury et al., 1996; Lalonde et al. 1995), qui sont parfois accompagnées de hausses de rendement des cultures en maïs grain (2.8 à 13.8 %) ou en soya (8.5 à 37.3%) selon Mejia et al. (2010). La réduction du volume d'eau évacuée annuellement par le drainage souterrain en présence de contrôle de drainage pourrait également expliquer partiellement cette réduction de charge.

Aucune synergie entre le contrôle de drainage et l'implantation de cultures de couverture n'a été observée dans la réduction des charges de nitrates sur les 4 études analysées qui compartaient ces traitements.





Figure 13 : Effet du contrôle de drainage sur les pertes annuelles de nitrates



Note : Les traits indiquent les effets significatifs des traitements. NS = non significatif; SD = semis direct; TR = travail réduit du sol; L = labour; CD = contrôle de drainage; CDSI = contrôle de drainage + subirrigation. CCI = cultures de couverture intercalaires; CCD = cultures de couverture dérobées. Les profondeurs de contrôle de la nappe sont indiquées à partir de la surface du sol.

D. Effet des cultures de couverture

Les études analysées portaient principalement sur l'implantation de graminées (seigle, ray-grass, avoine, blé d'automne) en cours de saison de culture (intercalaire) ou en fin de saison, pour couvrir le sol en période hivernale (dérobée). Ces cultures de couverture ont un effet variable et globalement non significatif sur les charges de nitrates des parcelles agricoles, selon les résultats présentés à la figure 14. La minéralisation de la biomasse de ces cultures et le lessivage hivernal des nitrates, les fortes variations interannuelles des volumes d'eau de drainage souterrain (Kaspar et al. 2012) pourraient expliquer ce bilan mitigé.

Les réductions significatives de charges de nitrate mesurées lors de certains essais étaient associées à certaines conditions particulières de fertilisation ou de type de culture. Pour Kaluli et al. (1999), le raygrass réduisait les pertes de nitrate par lessivage en parcelle de maïs fortement fertilisée en azote (270 kg N/ha), tandis que pour Drury et al., (2014), la réduction de charge était mesurée en culture de maïs uniquement, pas en culture de soya.

D'autres résultats d'essais ont été analysés séparément, car leurs suivis hydrologiques étaient trop limités et les conditions climatiques ne correspondaient pas à celles retrouvées au Québec.

Ces expérimentations ne permettent pas d'établir clairement l'impact des cultures de couverture sur les pertes de nitrates et ne sont indiquées qu'à titre indicatif.

Lors d'un essai réalisé au Québec en monoculture maïs grain sur loam sableux, Zhou et al. (1997) ont remarqué que la culture de couverture (ray-grass intercalaire) avait un effet variable sur la teneur en nitrates du sol (2 mesures/an) selon les années, sans pouvoir tirer de conclusions claires.

En France, Constantin et al., (2010) ont observé que les cultures de couvertures dérobées (moutarde; ray-grass; radis/céréale d'automne) augmentaient la teneur en azote des 30 premiers centimètres du sol et réduisait de 36 à 62% la charge de nitrates lessivés, mais le suivi hydrologique était basé sur un nombre très restreint de lysimètres passifs et sur un échantillonnage d'eau limité (4 ou 9 mesures/an). Martinez et Guiraud (1990) ont observé que l'implantation de ray-grass entre la récolte du blé d'automne et le semis de maïs augmentait la teneur en azote organique du sol et réduisait le volume d'eau drainé ainsi que le lessivage d'azote (réduction de 64%).



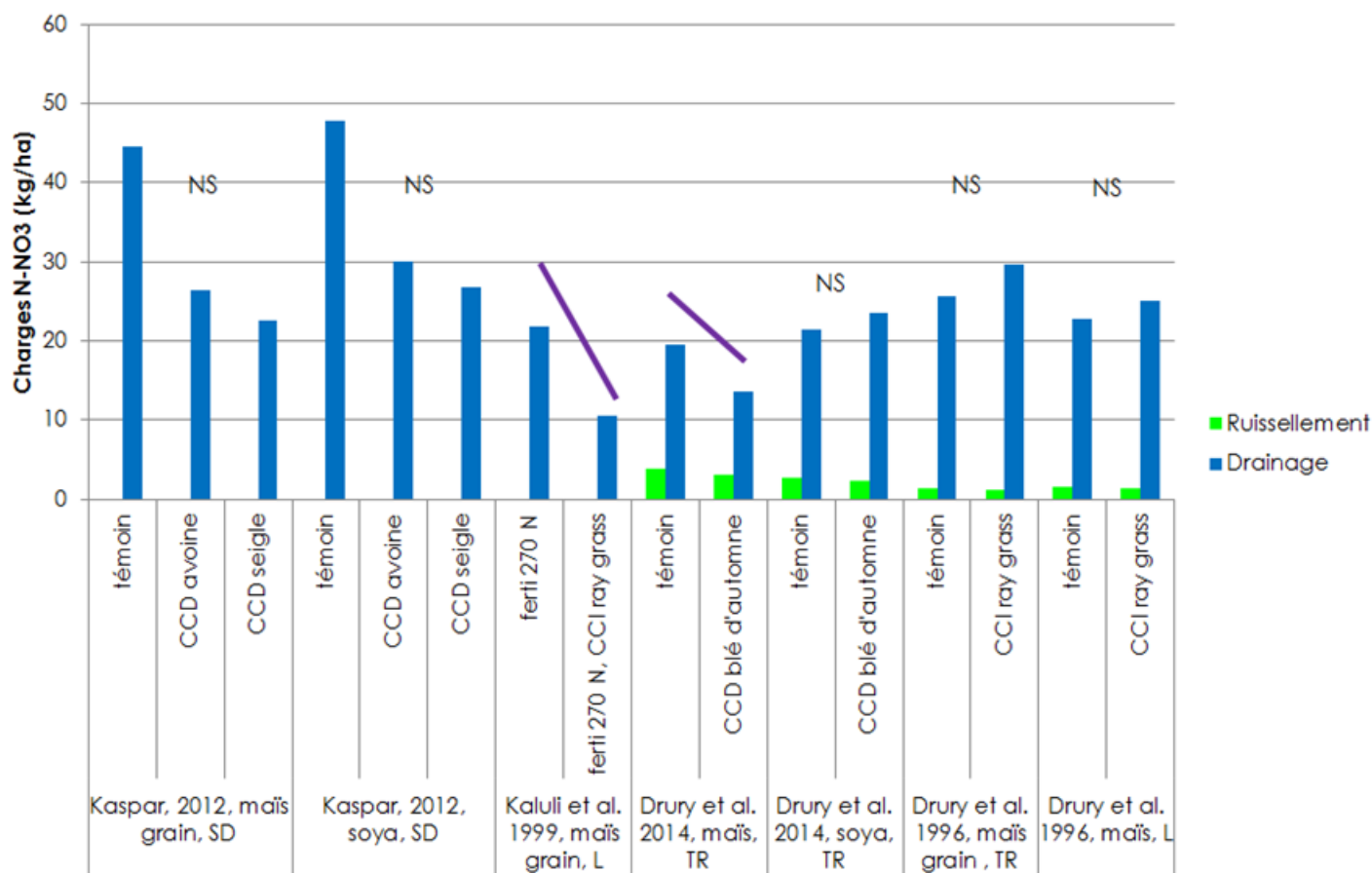


En Caroline du Nord, Ranells et al Wagger (1997) ont observé qu’une culture de couverture de seigle produisait une biomasse contenant une plus grande quantité d’azote tout en réduisant fortement la concentration en nitrates du sol par rapport à la vesce. Par contre, l’absence de mesures hydrologiques et de qualité d’eau ne permettait pas de vérifier leur impact respectif sur les pertes de nitrates. Ritter et al. (1998) ont observé durant un essai mené au Delaware en maïs irrigué sur loam sableux en labour ou semis direct que la culture de couverture hivernale de seigle ne permettait pas de réduire les concentrations en nitrates du sol (2 à 3 mesures/an) ou de la nappe phréatique (1 mesure/mois). Malgré ce protocole extensif, ils ont conclu que la culture

de couverture hivernale n’était pas une pratique qui permettait de réduire le lessivage des nitrates.

En laboratoire, Miller et al. (1994) ont noté que les concentrations en nitrates étaient plus élevées dans la biomasse du radis huileux que dans celles du ray-grass ou du trèfle rouge. Cet élément lui permettait d’expliquer que les pertes de nitrates du radis étaient également les plus importantes quand il était soumis à différentes conditions climatiques (assèchement, gel, pluie).

Figure 14 : Effet des cultures de couverture de graminées sur les pertes annuelles de nitrates





6. Effet des pratiques agricoles sur les pertes de phosphore à l'échelle de champs

Un total de 15 études¹¹ a été utilisé pour documenter l'effet de pratiques agricoles sur les pertes de phosphore. Le mode de transport et la charge annuelle de phosphore total sont influencés par le type de culture. Globalement, selon ces études, 30 à 40% de la charge de phosphore est perdue via les drains souterrains en prairie contre 51 à 99% en cultures annuelles.

Les concentrations moyennes pondérées de phosphore total mesurées dans les différentes recherches analysées dans ce document indiquent que d'une façon globale les différentes pratiques agricoles testées dépassent très fortement le critère de qualité pour la protection des cours d'eau contre l'eutrophisation (0.03 mg P/l) aussi bien pour le ruissellement de surface que le drainage souterrain (en moyenne par un facteur de 35 à 45 respectivement).

A. Effet des cultures

Les charges de phosphore total du maïs et du soya sont importantes et généralement supérieures à celles des prairies, comme indiqué au tableau 3. La charge de phosphore total est parfois plus élevée en soya (fertilisé ou non) qu'en maïs, principalement en raison d'un volume d'eau de drainage souterrain beaucoup plus important (Tan et Zhang 2011). La dose et la source de phosphore influencent fortement les charges de phosphore du soya. Des parcelles de soya fertilisées avec du lisier de porc présentent des charges annuelles de phosphore total importantes (2.3 à 4.9 kg P/ha selon Gasser et al., 2016), largement supérieures à celles mesurées dans le soya recevant une fertilisation phosphatée limitée, sous forme minérale (0.65 à 1.56 kg P/ha) selon Tan et Zhang (2011), Zhang et al. (2015b), Zhang et al. (2017).

La forme sous laquelle les pertes de phosphore ont lieu est influencée par la topographie, le type de sol et de culture. Eastman et al. (2010) a noté qu'en loam sableux sous culture de prairie, les pertes de P par ruissellement de surface ou drainage avaient lieu principalement sous forme dissoute (77 à 81%), tandis qu'en loam argileux cultivé en maïs grain et céréales en travail de sol conventionnel, celles-ci avaient lieu principalement sous forme particulaire (80 à 81%). Zhang et al. (2015a) ont mesuré lors d'un essai en sol argileux en Ontario que la proportion de pertes de P sous forme dissoute était fortement influencée par les cultures en place. Celles-ci étaient de 27%, 38% et 72% en maïs monoculture labouré, en

rotation maïs-avoine-prairie (2 ans) et en prairie permanente respectivement.

Au Royaume-Uni, Turner et al. (2000) ont noté que par le biais de lysimètres installés en prairies non drainées, que le phosphore total dissout du drainage représentait 64 à 79% des pertes de phosphore total en sol argileux et 54 à 57% en sol sableux. Ces pertes avaient lieu surtout par écoulements préférentiels au printemps. Cette observation a également été confirmée par les travaux de Stamm et al. (1998) réalisés en Suisse sur prairies. Ces derniers ont observé qu'en loam sableux cultivé en prairie, la concentration du P dissout total du drainage représentait 53 à 77% de celle du P total. Dans ce cas également, les pertes de phosphore vers les drains avaient lieu surtout par écoulements préférentiels (macropores, galeries vers de terre), augmentant ainsi la connectivité vers les eaux de surface.

L'effet de pratiques agroenvironnementales n'est pas toujours stable dans le temps. Certains essais ont intégré dans leur protocole un traitement relativement similaire à celui d'une zone tampon située en bordure de cours d'eau (prairie fauchée, non récoltée, fertilisée en phosphore et peu en azote). Peu de temps après son implantation (Bolton et al., 1970), cette régie avait une charge de phosphore plus faible que le maïs monoculture et la rotation maïs-avoine-prairie (2 ans). Par contre, l'accumulation de débris végétaux et de phosphore à la surface du sol, l'établissement d'écoulements préférentiels (macropores) ont fait en sorte que 43 ans plus tard, cette régie est passée d'un rôle de puits de phosphore à celui de source, dont la charge en phosphore total était supérieure à celles des deux autres traitements (principalement sous forme dissoute), selon Zhang et al. (2015a).

La forme de fertilisation (engrais organiques vs engrais chimique) explique également l'augmentation de la proportion de pertes de P sous forme dissoute, même en grandes cultures (Zhang et al., 2015b; Giroux et al. 2002).

Le fait que le phosphore soit perdu principalement par écoulements préférentiels (macropores créés par les racines, les vers de terre, fentes de retrait en sols argileux) pourrait également expliquer en partie le fait qu'il n'y a pas toujours un lien direct entre les pertes de phosphore d'une parcelle et la richesse du sol en phosphore ou sa saturation (P/AI)¹².

11. Bolton et al., 1970; Eastman et al. 2010; Enright and Madramootoo 2004; Gangbazo et al. 1997; Gasser et al., 2016; Gaynor et Findlay, 1995; Gollamudi et al., 2007; Goulet et al., 2006; Madramootoo et al., 1992; Pesant et al. 1987; Pesant. 1984; Tan et Zhang 2011; Zhang et al., 2015a; Zhang et al., 2015b; Zhang et al., 2017.

12. Goulet et al. (2006), Eastman et al., (2010), Turner et Haygarth (2000), Enright et Madramootoo (2004), Smith et al. (2015)

Tableau 3 : Effet des cultures sur les pertes annuelles de phosphore total

Culture	Gestion du drainage	Charges P total (kg/ha)	Nombre d'études analysées
Maïs grain	Drainage libre ou contrôlé	1.3	8
Soya	Drainage libre ou contrôlé	1.8	4
Blé Avec lisier de porc	Drainage libre	1.0	1
Prairie graminées	Drainage libre	1.1	2
Prairie légumineuses	Drainage libre	0.6	3
Prairie graminées peu fertilisée (type bandes riveraines)	Drainage libre	0.9	2

B. Effet du travail de sol

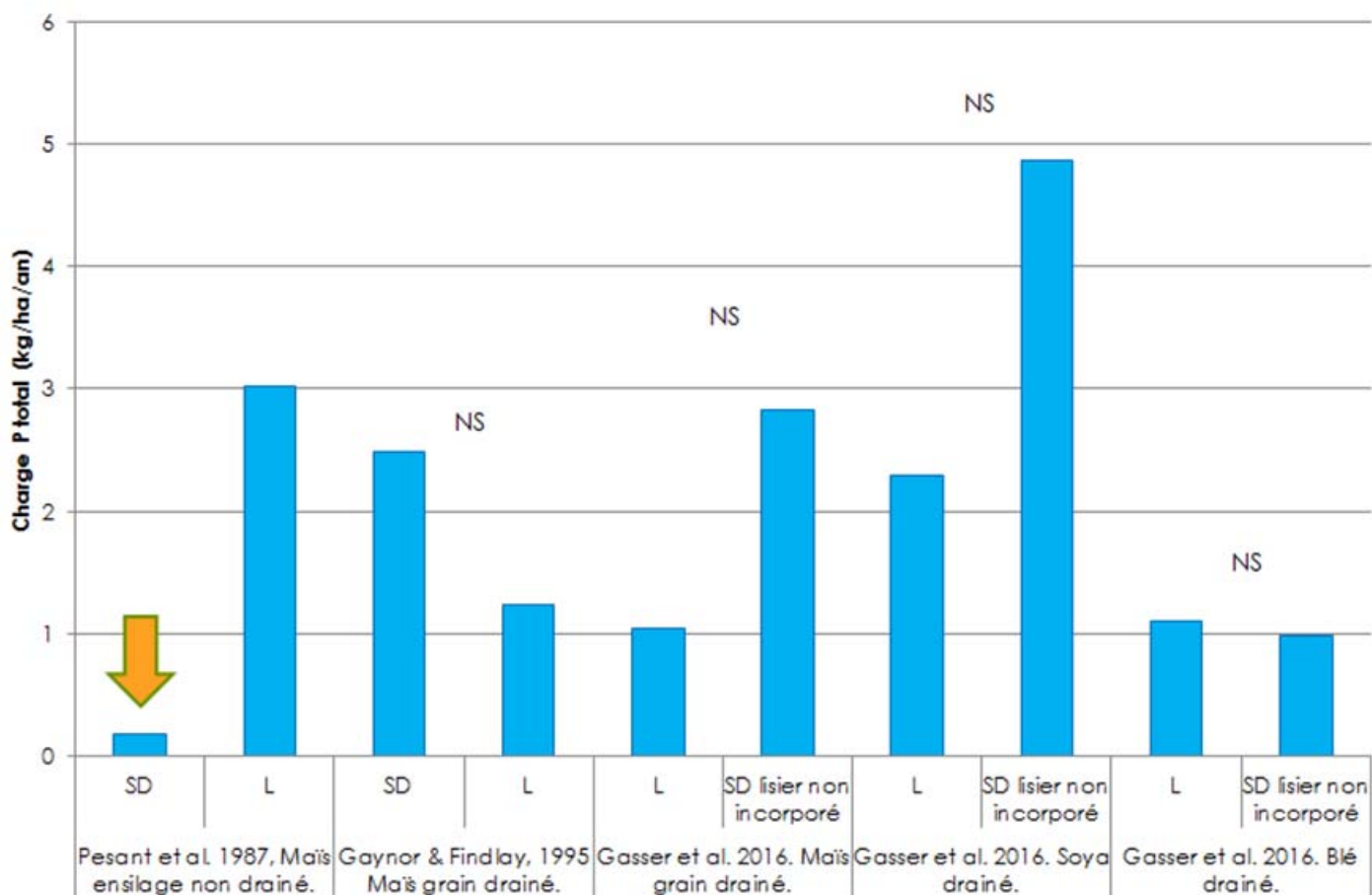
Lors de la collecte d'articles scientifiques, un nombre très restreint d'entre eux abordait l'effet des pratiques de travail de sol sur les charges de phosphore total à l'échelle de petites parcelles agricoles dont les unités expérimentales allaient d'une superficie de 45 à 1000 m². Dans les trois essais analysés, le travail du sol (semis direct ou labour) ne semble pas avoir un effet marqué et constant sur les pertes de phosphore total, comme illustré à la figure 15. La forte réduction de charge de phosphore (94%) mesurée en Estrie par Pesant (1987) sur loam sableux pentu (9%) en semis direct doit être interprétée en tenant compte du fait que les parcelles labourées sont cultivées en monoculture de maïs ensilage tandis que celles en semis direct sont en rotation avec une prairie. Les essais réalisés par Gasser et al. (2016) en loam limono argileux pentu (3%) ou par Gaynor et Findlay (1995) en loam argileux peu pentu (0.5%) n'ont pas permis de dégager des conclusions claires. Selon ces derniers auteurs, la réduction de la fertilisation phosphatée permettrait d'ailleurs de limiter plus efficacement les pertes de phosphore qu'un changement de régime de travail du sol.

Lors d'un essai réalisé au Manitoba par Tiessen et al. (2010) le semis direct a provoqué une augmentation de 12% de la charge annuelle de phosphore total, principalement sous forme dissoute, par rapport au travail réduit du sol.

Le phosphore quitte parfois les parcelles agricoles sous des formes différentes selon les pratiques de travail de sol. Celles-ci sont plutôt sous formes particulières (liées aux particules de sol) dans le cas du labour et sous forme de phosphore réactif dissous dans le cas du semis direct (Gasser et al., 2016). Dans le projet de Pesant (1987), la proportion de P dissous (sur le P total) est passée également de 9% en labour à 21% en semis direct. Une étude réalisée en laboratoire sur des sols soumis à des cycles de gel/dégel (Messiga et al., 2009), a démontré que les concentrations de P dissous étaient plus élevées en semis direct qu'en labour, car les apports en phosphore (engrais, résidus) ne sont pas enfouis, limitant leur contact avec les particules de sol et leur fixation. Les cycles de gel/dégel favorisent l'éclatement des cellules des résidus et le lessivage du P dissous. Parfois, les concentrations de phosphore particulaire ou dissous ne sont pas influencées par le travail de sol (Gaynor et Findlay, 1995) et la répartition de celles-ci était de 84 à 89% sous forme dissoute et 11 à 16% sous forme particulaire, quelle que soit la méthode de travail du sol.



Figure 15 : Effet du travail du sol sur les pertes annuelles de phosphore total



C. Effet du contrôle de drainage et des cultures de couverture

L'effet du contrôle de drainage sur les pertes de phosphore à l'échelle de parcelles agricoles n'a pas été étudié dans un nombre important d'études. Dans celles qui ont été analysées, les résultats sont mitigés, comme illustré à la figure 16. La charge de phosphore total est parfois réduite (24 à 38%) grâce au contrôle du drainage avec subirrigation (CDSI) par rapport au drainage libre (témoin), mais parfois ces différences ne sont pas significatives (réductions de 2 à 5% seulement). Avec le contrôle de drainage et la subirrigation, Zhang et al. (2015b) ont noté des diminutions de volume d'eau de drainage et de charge de P total quel que soit le type de fertilisation employé (respectivement 33% et 36% en fertilisation minérale). Ce résultat a été mesuré aussi bien en culture de maïs que de soya. Par contre, en l'absence de mesures du ruissellement de surface, la hausse potentielle des pertes de P par cette voie n'a pas pu être évaluée.

Tan et Zhang (2011) ont noté une diminution globale de 19% du volume cumulé d'eau de drainage et de ruissellement associée à une réduction de 12% de la charge de phosphore total (surface + souterraine) grâce à l'installation d'un contrôle du

drainage avec subirrigation. En analysant les données par culture, on peut observer qu'en drainage libre, le soya se caractérise par un volume d'eau de drainage souterrain beaucoup plus élevé qu'en culture de maïs. Dans ce contexte, comme le contrôle du drainage avec subirrigation limite globalement l'évacuation de l'eau d'une parcelle agricole, l'effet de cette régie sur les charges de phosphore total est plus marqué dans le soya que dans le maïs.

Zhang et al. (2017) ont testé les interactions du contrôle de drainage et de cultures de couverture sur la gestion de l'eau et des pertes de phosphore. L'implantation du contrôle de drainage a entraîné une réduction du volume d'eau de drainage souterrain et de la charge de phosphore total associée. Par contre, il n'y a pas eu de différence significative concernant le volume de ruissellement de surface et sa charge de phosphore total. Globalement, la charge de phosphore total (surface + souterraine) n'a pas été influencée par la gestion du drainage en l'absence de cultures de couverture. Par contre, la combinaison du contrôle de drainage et des cultures de couverture a permis de réduire de 23% la charge de phosphore total



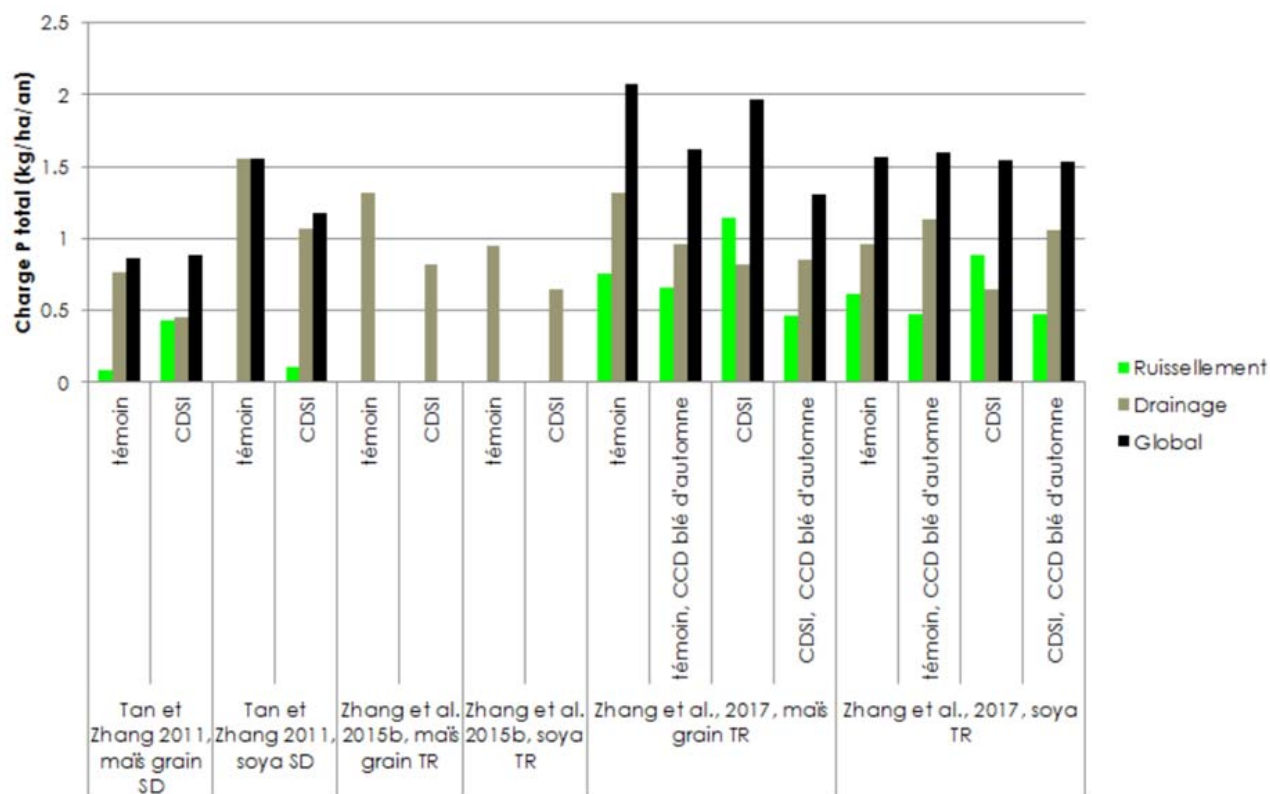


(surface + souterraine) par rapport au drainage libre sans culture de couverture. Étant donné le nombre limité d'études analysées sur les cultures de couverture, leur effet sur les pertes de phosphore total ne peut pas être établi clairement dans ce document.

Les formes sous lesquelles le phosphore est perdu via les drains souterrains (dissoute vs particulaire) ne sont généralement pas influencées par le contrôle de drainage (Tan et Zhang 2011; Zhang et al. 2015b). Dans l'étude de Tan et

Zhang (2011), la charge globale de phosphore est composée à 80-82% sous forme particulaire, même dans le drainage souterrain en raison d'écoulements préférentiels (fentes, macropores). La proportion des pertes de P via les drains souterrains représente 70% (en drainage contrôlé) et 95% (en drainage libre) des pertes de P globales (ruissellement et drainage). Parfois, une légère augmentation de la proportion de phosphore sous forme dissoute est observée en drainage contrôlé avec subirrigation, car les conditions de sol plus humides favorisent sa désorption.

Figure 16 : Effet de la gestion du drainage et des cultures de couverture sur les pertes annuelles de phosphore total



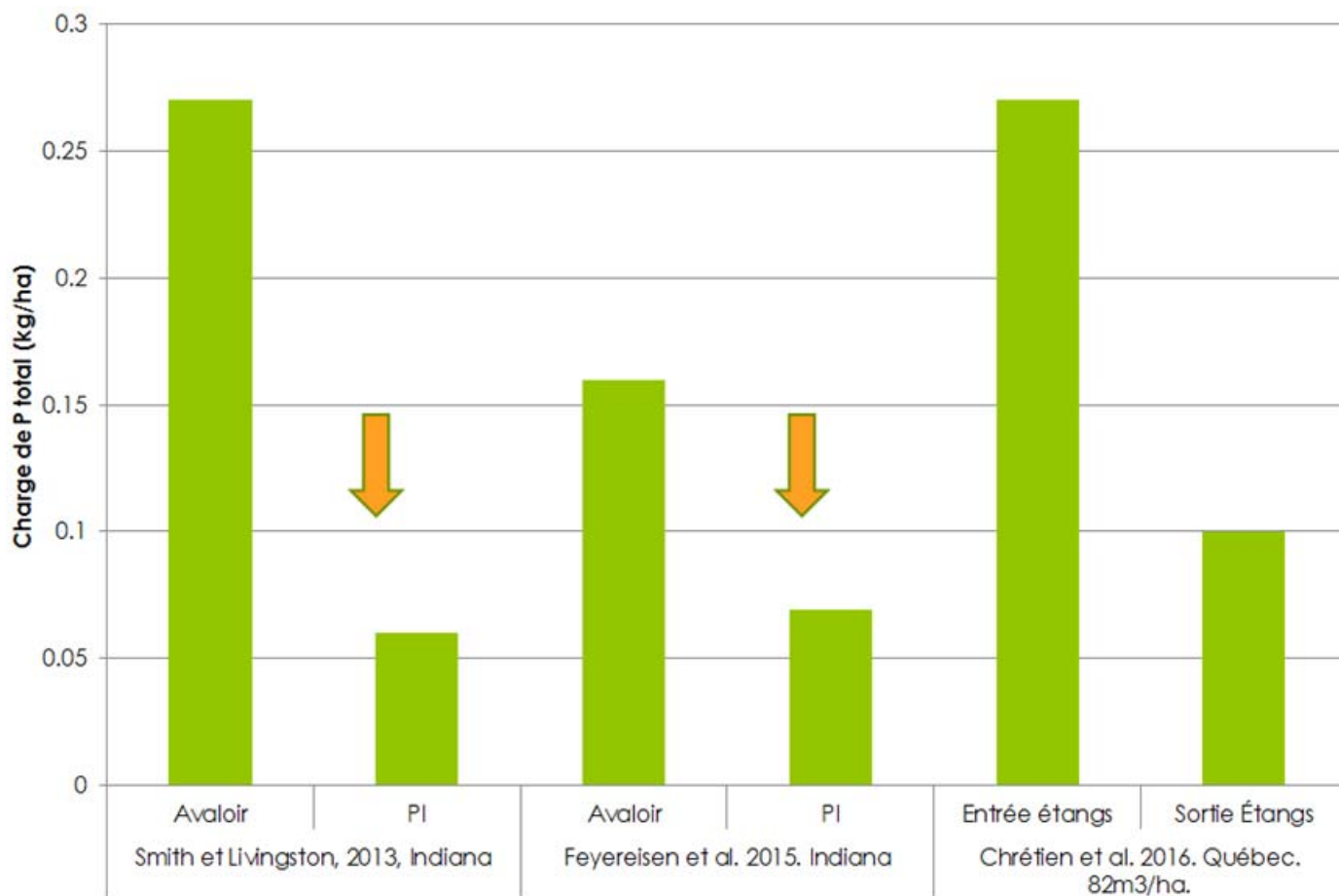
D. Effet des aménagements hydroagricoles

Plusieurs études ont permis de comparer l'efficacité de puits d'infiltration pour réduire les pertes de phosphore par rapport à des avaloirs ou puisards, sans bassins de sédimentation. Les principaux résultats de ces travaux sont présentés à la figure 17. En Indiana, les puits d'infiltration ont réduit de 56 à 78% la charge de P total du ruissellement de surface et de 41% la charge de P réactif dissous (Smith et Livingston, 2013; Feyereisen et al. 2015). Ces mesures étaient bien corrélées avec la réduction des pertes de sol provoquées par les puits d'infiltra-

tion, qui ralentissent le débit d'évacuation de l'eau de ruissellement et favorisent la sédimentation dans les champs.

L'implantation de bassins de rétention d'eau et de sédimentation de grande capacité (82 m³/ha de bassin versant) a permis également de réduire de 59% la charge de P total entre l'entrée et la sortie du bassin (Chrétien et al., 2016). Le protocole employé ne permettait toutefois pas de déterminer si cette réduction était significative.

Figure 17 : Effet d'aménagements hydroagricoles sur les pertes de phosphore total





7. Conclusion

Les influences des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau sont variables en fonction des paramètres spécifiques à chaque site (climat, type de sol, cultures), rendant difficile l'interprétation de ces phénomènes complexes. Globalement, aucune pratique agroenvironnementale testée n'a d'impact positif sur l'ensemble des paramètres mesurés (érosion, pertes d'azote ou de phosphore). Au niveau hydrologique, les cultures pérennes réduisent parfois le volume d'eau global (drainage + ruissellement) évacué par une parcelle agricole. Le contrôle de drainage permet d'obtenir un résultat similaire, en augmentant potentiellement le volume de ruissellement de surface. Par contre, l'effet des cultures de couverture et du travail de sol n'est pas clair sur ce thème. Au niveau de l'érosion, plusieurs techniques améliorant la protection du sol (travail réduit, semis direct, sens de travail du sol, cultures de couverture) ou ralentissant l'écoulement de l'eau (puits d'infiltration, bassins de sédimentation) réduisent fortement les pertes de sols liées au ruissellement de surface. Par contre, en parcelles drainées en sol relativement plat, le drainage souterrain représente environ la moitié des pertes de sols et aucune technique n'a été développée et validée pour les

limiter. Les pertes de nitrates sont influencées à la hausse par certaines cultures annuelles, le niveau de la fertilisation azotée de la rotation, mais peuvent être réduites grâce au contrôle de drainage. Sur cet élément également, l'effet des cultures de couverture et du travail de sol n'est pas clair. Au niveau du phosphore, la fertilisation organique influence les pertes à la hausse. Les types de cultures et le travail de sol n'ont pas d'effet clair sur les pertes globales de P, mais les cultures pérennes et la réduction ou l'absence de travail de sol en augmentent la proportion de P dissous. Certains aménagements hydroagricoles (puits d'infiltration, bassins de sédimentation) réduisent les pertes de P de façon marquée. La gestion de la fertilisation phosphatée, non analysée ici, est sans doute une des techniques les plus efficaces pour en contrôler les pertes.

À titre de résumé simplifié, le tableau 4 indique les tendances générales de l'effet de plusieurs pratiques culturales sur les différents paramètres liés à la quantité (volume de ruissellement et de drainage) et à la qualité de l'eau (pertes de sol, azote, phosphore) qui se dégagent des études analysées.

Tableau 4 : Bilan de pratiques agroenvironnementales sur la qualité de l'eau et l'érosion

	Volume d'eau	Érosion	Charge N-NO3	Charge P total
Cultures	↑ en soya ? ↓ en prairie ?	↑ en cultures annuelles ↓ en cultures pérennes		0 à ↑ en maïs
Niveau de fertilisation	s.o.	s.o	↑	?
Réduction du travail de sol	0	↓	0	0
Cultures de couverture	0	↓	0	?
Contrôle de drainage	↑ ruissellement ↓ drainage	?	↓	0
Aménagements hydroagricoles	?	↓	?	↓

↑ et ↓ = respectivement hausse ou baisse du volume ou de la charge du paramètre analysé

s.o. = sans objet

0 = pas d'impact global

? = effet non déterminé dans les études analysées





8. Références

- Baker J. L. et Johnson H. P. 1981. Nitrate-Nitrogen in Tile Drainage as Affected by Fertilization. *J. Environ. Qual.* 10 :519-522.
- Ball Coelho, B., Lapen, D., Murray, R., Topp, E., Bruin, A., Khan, B. 2012. Nitrogen loading to offsite waters from liquid swine manure application under different drainage and tillage practices. *Agricultural Water Management.* 104:40-50.
- Ball Coelho, B.R., Roy, R.C., Bruin, A.J. 2005. Long-term effects of late-summer overseeding of winter rye on corn grain yield and nitrogen balance. *Can. J. Plant Sci.* 85 :543-554.
- Ball-Coelho, B. R., Roy, R. C., Bruin, A. J. 2004. Nitrate leaching as affected by liquid swine manure and cover cropping in sandy soil of southwestern Ontario. *Revue canadienne de la science du sol.* 84(2): 187-197.
- Ball-Coelho, B. R., Roy, R. C. 1997. Overseeding rye into corn reduces NO₃ leaching and increases yields. *Revue canadienne de la science du sol* 77(3): 443-451.
- Bolton, E.F., Aylesworth, J.W., Hore, F.R. 1970. Nutrient losses through tile drains under three cropping systems and two fertility levels on a Brookston clay loam. *Can. J. Soil. Sci.* 50 :275-279.
- Brill, G.D. Neal, O.R. 1950. Seasonal occurrence of runoff and erosion from a sandy soil in vegetable production. *Agron. J.* 42 :192-195.
- Cestti, R., Srivastava, J.P., Jung, S. 2003. Agriculture Non-Point Source Pollution Control. Good Management Practices-The Chesapeake Bay Experience. World Bank. ISBN: 978-0-8213-5523-7
- Chantigny, M.H., Angers, D.A., Morvan, T., Pomar, C. 2004. Dynamics of Pig Slurry Nitrogen in Soil and Plant as Determined with ¹⁵N. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68 :637-643.
- Chrétien, F., Gagnon, P., Thériault, G., Guillou, M. 2016. Performance Analysis of a Wet-Retention Pond in a Small Agricultural Catchment. *Journal of Environmental Engineering.* 1-10.
- Conseil des Productions Végétales du Québec (CPVQ). 1989. Drainage souterrain. Cahier des norms. AGDEX 555. 78p.
- Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N. 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 135-4 :268–278.
- Daryanto, S., Wang, L., Jacinthe, P.A. 2017. Meta-Analysis of Phosphorus Loss from No-Till Soils. *J. Environ. Qual.* 46 :1028-1037.
- Denault, J.T. et Bélanger-Comeau, S. 2014. Suivi de la santé de l'écosystème aquatique des projets de gestion intégrée de l'eau par bassin versant en milieu agricole : Bilan 2008 à 2012. MDDELCC. 16 p.
- Drury CF, Tan CS, Welacky TW, Reynolds WD, Zhang TQ, Oloya TO, McLaughlin NB, Gaynor JD. 2014. Reducing nitrate loss in tile drainage water with cover crops and water-table management systems. *J Environ Qual.* 43(2):587-98.
- Drury, C.F., C.S. Tan, W.D. Reynolds, T.W. Welacky, T.O. Oloya, and J.D. Gaynor. 2009. Managing Tile Drainage, Subirrigation, and Nitrogen Fertilization to Enhance Crop Yields and Reduce Nitrate Loss *J. Environ. Qual.* 38:1193–1204
- Drury, C. F., C. S. Tan, J. D. Gaynor, T. O. Oloya and T. W. Welacky. 1996. Influence of controlled drainage-subirrigation on surface and tile drainage nitrate loss. *J. Environ. Qual* 25 :317-324
- Drury, C.F., McKenney, D.J., Findlay, W.I., Gaynor, J.D. 1993. Influence of tillage on nitrate loss in surface runoff and tile drainage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57 :797-802
- Dubé, A., Mailloux, A. 1969. La mesure de l'érosion à Cap aux Corbeaux. *Agriculture*, 26 :32-36.
- Eastman, M., Gollamudi, A., Stampfli, N., Madramootoo, C.A., Sarangi, A. 2010. Comparative evaluation of phosphorus losses from subsurface and naturally drained agricultural fields in the Pike River watershed of Quebec, Canada. *Agricultural Water Management.* 97 :596-604
- Elmi A. A., Madramootoo C., Egeh, M., Liu, A, Hamel, C. 2002. Environmental and Agronomic Implications of Water Table and Nitrogen Fertilization Management. *J. Environ. Qual.* 31 :1858-1867.
- Enright, P., Madramootoo, C.A. 2004. Phosphorus losses in surface runoff and subsurface drainage waters on two agricultural fields in Quebec. Proceeding 8th international drainage symposium. Sacramento, California. ASAE.
- Feyereisen GW, Francesconi W, Smith DR, Papiernik SK, Krueger ES, Wentz CD. 2015. Effect of replacing surface inlets with blind or gravel inlets on sediment and phosphorus subsurface drainage losses. *J Environ Qual.* 2015. 44(2):594-604.
- Gangbazo, G., A.R. Pesant, D. Côté, G.M. Barnett et D. Cluis. 1997. Spring runoff and drainage N and P losses from hog-manured corn. *J. of the Amer. Water Res. Assoc.* 33(2): 405-411.
- Gasser, M.O., Tremblay, M.E., Girard, M., Martel, S., Levesque, A. 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. PSIA 811106. 52 p.
- Gaynor, J.D. Findlay, W.I. 1995. Soil and phosphorus loss from conservation and conventional tillage in corn production. *J. Environ. Qual.* 24 : 734-741.



- Gaynor, J. D., MacTavish, D.C., Findlay W. I. 1992. Surface and subsurface transport of atrazine and alachlor from a Brookston clay loam under continuous corn production. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 23 : 240-245.
- Giroux, M. Enright, P. 2002. Concentrations et charges d'azote et de phosphore perdues dans les drains souterrains selon les cultures et les modes de fertilisation. *Cahiers de l'Observatoire de la qualité des sols du Québec*. IRDA. 31p.
- Gollamudi, A., Madramootoo, C.A., Enright, P. 2007. Water quality modeling of two agricultural fields in southern Quebec using SWAT. *Transactions of the ASABE*. 50(6) :1973-1980.
- Goulet, M., Gallichand, J., Duchemin, M., Giroux, M. 2006. Measured and computed phosphorus losses by runoff and subsurface drainage in eastern Canada. *ASABE*. 22(2) :203-213
- Guertin, S.P., G.M. Barnett, M. Giroux, A.F. Mackensie, A. Pesant et L.E. Parent. 2000. Effet de pratiques culturales dans la culture de maïs, en terrain vallonné, sur les risques de contamination des eaux de ruissellement et de drainage. *IRDA. Agrosol vol. 11 2* : 107 – 113.
- Jaynes D.B., Colvin T.S., Karlen D.L., Cambardella C.A., Meek D.W. 2001. Nitrate loss in subsurface drainage as affected by nitrogen fertilizer rate. *J Environ Qual*. 30(4):1305-14.
- Kaluli, J. W., C. A. Madramootoo, X. Zhou, A. F. MacKenzie and D. L. Smith. 1999 Subirrigation systems to minimize nitrate leaching. *J. Irrig. Drain. Eng.* 125(2):52-58.
- Kaspar, T.C., Jaynes, D.B., Parkin, T.B., Moorman, T.B., Singer, J.W. 2012. Effectiveness of oat and rye cover crops in reducing nitrate losses in drainage water. *Agricultural Water Management*. 110 :25–33
- Kaspar, T.C., Radke, J.K., Laflen, J.M. 2001. Small grain cover crops and wheel traffic effects on infiltration, runoff, and erosion. *Journal of soil and water conservation*. 56 : 160-164.
- King, K. W., Williams, M.R., Macrae, M.L., Fausey, N.R., Frankenberger, J., Smith, R.R., Kleinman, P.J.A., Brown, L.C 2015. Phosphorus Transport in Agricultural Subsurface Drainage: A Review. *Journal of Environment Quality* 44:2. 467.
- Kladivko EJ, Frankenberger JR, Jaynes DB, Meek DW, Jenkinson BJ, Fausey NR. 2004. Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system. *J Environ Qual*. 33(5):1803-13.
- LaLonde, V., C. A. Madramootoo, L. Trenholm and R. S. Broughton. 1996 Effects of controlled drainage on nitrate concentrations in subsurface drain discharge. *Agric. Water Manage.* 29:187-199.
- Madramootoo, C.A., Wiyo, K.A., Enright, P. 1992. Nutrient losses through tile drains from two potato fields. *American Society of Agricultural Engineers*. 8(5):639-646.
- Mailhot, A., Bolduc, S., Guillou, M. 2016. Hydrologie à l'échelle de petits bassins versants agricoles. INRS-MAPAQ. 150 p.
- Mailhot R. 2016. Évaluation de l'efficacité environnementale de différents fossés avaloirs adaptés au milieu agricole. Mémoire Université Laval.
- Martin, C.K. and Cassel, D.K. 1992. Soil loss and tillage yield for three tillage management systems. *J. Prod. Agric.* 5 :581-586.
- Martinez, J. et Guiraud, G. 1990. A lysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop. *Journal of Soil Science*. 41 :5-16.
- Messiga, A.J., Ziadi, N., Morel, C., Parent, L.E. 2009. Soil phosphorus availability in no-till versus conventional tillage following freezing and thawing cycles. *Can. J. Soil Sci.* 90(3): 419-428.
- Michaud, A.R., Laverdière, M.R. 2004. Cropping, soil type and manure application effects on phosphorus export and bioavailability. *Revue canadienne de la science du sol*. 84(3): 295-305.
- Mielke, L.N. 1985. Performance of water and sediment control basins in northeastern Nebraska. *Journal of Soil and Water Conservation* 40-6: 524-528.
- Milburn, P., and J. E. Richards, 1994. Nitrate contamination of subsurface drainage water from a cornfield in southern New Brunswick. *Canadian Agric. Eng.* 36(2): 69–77.
- Moore, J. 2016 Literature review : Tile drainage and phosphorus losses from agricultural land. Final report. Lake Champlain Basin Program. Technical report n°83. 77p.
- Parent A.C. et Anctil, F. 2012. Pour des mesures de conservation et d'utilisation efficace de l'eau adaptables aux changements climatiques pour le bassin du fleuve Saint-Laurent. Rapport final pour Ouranos. Université Laval. 191 p.
- https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/RapportAnctil2012_FR.pdf
- Patni, N. K., Masse, L., Jui, P. Y. 1998. Groundwater Quality under Conventional and No Tillage: I. Nitrate, Electrical Conductivity, and pH. *J. Environ. Qual.* 27 :869-877.
- Patni, N.K., Masse, L., Jui, P.Y. 1996. Tile effluent quality and chemical losses under conventional and no tillage – Part 1 : flow and nitrate. *ASAE*. 39(5) : 1665-1672.
- Patoine, M. et D'Auteuil-Potvin, F. 2013. Tendances de la qualité de l'eau de 1999 à 2008 dans dix bassins versants agricoles au Québec. MDDEFP. 22p.
- Pesant, A.R., Dionne, J.L., Genest, J. 1987. Soil and nutrient losses in surface runoff from conventional and no-till corn systems. *Can. J. Soil. Sci.* 67 :835-843.





- Pesant, A. 1984. The dangers of growing corn on hilly terrain. *Canadian Agriculture*. 30,2 : 34-36.
- Ranells N.N., Waggoner, M.G. 1997. Winter annual grass-legume bicultures for efficient nitrogen management in no-till corn. *Agriculture, ecosystems and environment* 65 :23-32.
- Ritter, W.F., Scarborough, R.W., Chirnside, A.E.M. 1998. Winter cover crops as a best management practice for reducing nitrogen leaching. *Journal of Contaminant Hydrology*. 34 :1-15
- Salehi, F., Pesant, A.R., Lagacé, R. 1990. Validation of the Universal Soil Loss Equation for three cropping systems under natural rainfall in southeastern Quebec. *Canadian Agricultural Engineering*. 11-16.
- Smith, D. R., Livingston, S. J. 2013. Managing farmed closed depressional areas using blind inlets to minimize phosphorus and nitrogen losses. *Soil use and management*. 29 :94-102.
- Smith DR, King KW, Johnson L, Francesconi W, Richards P, Baker D, Sharpley AN. 2015. Surface runoff and tile drainage transport of phosphorus in the midwestern United States. *J Environ Qual*. 44(2):495-502.
- Stamm, C., Flüßler, H., Gächter, R., Leuenberger, J., Wunderli, H. 1998. Preferential Transport of Phosphorus in Drained Grassland Soils. *J. Environ. Qual*. 27 :515-522.
- Tan, C.S. and Zhang, T.Q. 2011. Surface runoff and sub-surface drainage phosphorus losses under regular free drainage and controlled drainage with sub-irrigation systems in southern Ontario. *Canadian Journal of Soil Science*, 91(3), pp. 349-359.
- Tan, C.S, Drury, C.F, Gaynor, J.D, Welacky, T.W, Reynolds, W.D. 2002a. Effect of tillage and water table control on evapotranspiration, surface runoff, tile drainage and soil water content under maize on a clay loam soil. *Agricultural Water Management* 54(3):173-188.
- Tan, C.S, Drury, C.F., Reynolds, W.D., Groenevelt, P.H., Dadfar, H. 2002b. Water and nitrate loss through tiles under a clay loam soil in Ontario after 42 years of consistent fertilization and crop rotation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93 :121-130.
- Tan, C.S., Drury, C.F., Soultani, M., Van Wesenbeeck, I.J., Ng, H.Y.F., Gaynor, J.D., Welacky, T.W. 1998. Effect of controlled drainage and tillage on soil structure and tile drainage nitrate loss at field scale. *Wat. Sci. Tech*. 38 :103-110.
- Tiessen, K.H., Elliott J.A., Yarotski, J., Lobb, D.A., Flaten, D.N., Glozier, N.E. 2010. Conventional and conservation tillage: influence on seasonal runoff, sediment, and nutrient losses in the Canadian Prairies. *J. Environ. Qual*. 39:964-980.
- Turner, B.L., Haygarth, P.M. 2000. Phosphorus Forms and Concentrations in Leachate under Four Grassland Soil Types. *Soil Science Society of America Journal* 64(3) 1090-1099.
- Van Doren, C.A., Stauffer, R.S., Kidder, E.H. 1950. Effect of contour forming on soil loss and runoff. *Soil Science Society Proceedings*.413-417.
- Webster, C.P., Shepherd, M.A., Goulding, K.W.T., Lord, E. 1993. Comparisons of methods for measuring the leaching of mineral nitrogen from arable land. *Journal of Soil Science*. 44 :49-62.
- Zhang T.Q., Tan C.S., Zheng Z.M., Welacky T., Wang Y.T. 2017. Drainage water management combined with cover crop enhances reduction of soil phosphorus loss. *Sci Total Environ*. 586:362-371.
- Zhang TQ, Tan CS, Zheng ZM, Drury CF. 2015a. Tile drainage phosphorus loss with long-term consistent cropping systems and fertilization. *J Environ Qual*. (2):503-11.
- Zhang TQ, Tan CS, Zheng ZM, Welacky TW, Reynolds WD. 2015b. Impacts of soil conditioners and water table management on phosphorus loss in tile drainage from a clay loam soil. *J Environ Qual*. 2015. (2):572-84.
- Zhou, X., MacKenzie, A.F, Madramootoo, C.A, Kaluli, J.W., Smith, D.L. 1997. Management Practices to Conserve Soil Nitrate in Maize Production Systems. *J. Environ. Qual*. 26 :1369-1374.



9. Annexe 1 : caractéristiques principales des sites étudiés

Source	Localisation	Cultures et travail de sol	Type de sol	Pente du sol (%)	Drainage souterrain (espacement et profondeur)		
					Espacement (m)	Profondeur (m)	Contrôlé
Baker et Johnson, 1981	Iowa, USA	Maïs grain, avoine, soya	Loam limoneux	2	37	1.2	Non
Bril et Neal 1950	New Jersey, USA	Maraîchage Carotte, tomates, maïs sucré, pois, choux	Loam sableux	3	N/A	N/A	N/A
Drury et al. 2014	Woodslee, Ontario	Maïs grain et soya travail réduit	Loam argileux	0.5 à 1	7.5	0.6 à 0.7	Oui
Drury et al. 2009	Woodslee, Ontario	Maïs ou soya, semis direct	Loam argileux	0.05 à 0.1	7.5	0.6	Oui
Drury et al. 1996 Idem Tan et al. 2002a	Harrow, Ontario	Maïs grain labour ou chisel, cultures de couverture	Loam argileux	<1 ou 0.05 à 0.1	7.5	0.6	Oui
Dubé et Mailloux 1969	Cap aux Corbeaux, Québec	Prairie, pomme de terre, avoine, sol nu	Loam sableux	15	N/A	N/A	N/A
Eastman et al. 2010. Idem Enright and Madramootoo 2004 et Gollamudi et al. 2007	Bedford, Québec	Maïs-soya ou prairie, labour	Loam argileux ou loam sableux	0.8 à 3.1	10 à 13 ou non drainé	1	Non
Gangbazo et al. 1997	Lennoxville, Québec	Maïs chisel	Loam sablo argileux	7	3	0.9	Non
Gasser et al. 2016	Saint-Lambert, Québec	Prairie, rotation soya-blé-maïs	Loam limono argileux	3	ND	ND	Non
Gaynor et al. 1992.	Woodslee, Ontario	Maïs semis direct, billon ou labour	Loam argileux	<1	12.2	0.95	Non
Gaynor et Findlay 1995 Idem Drury et al. 1993	Harrow, Ontario	Maïs grain semis direct ou labour, pâturin	Loam argileux	0.5	12.2	0.95	Non
Giroux et al. 2002	Saint-Lambert, Québec	Maïs grain, orge, prairie,	ND	ND	ND	ND	Non
Goulet et al., 2006	Saint-Lambert, Québec	Prairie Céréales, labour	Loam limoneux	0.5 à 2.8	7	0.9 à 1.5	Non
Guertin et al. 2000	Lennoxville, Québec	Maïs labour, chisel ou semis direct	Loam argileux	5 à 7	ND	ND	Non
Jaynes et al. 2001	Iowa, USA	Maïs grain, soya, labour puis chisel	Loam à loam argileux limoneux	2	37	1.2	Non
Kaluli et al. 1999	Soulanges, Québec	Maïs grain, culture de couverture	Loam sableux	<0.5	15	1	Oui
Kaspar 2012	Iowa, USA	Maïs grain, soya semis direct	Loam	ND	30.5	1.2	Non
Lalonde et al. 1995 Idem Mejia et al. 2000	Bainesville, Ontario	Maïs, soya, billons	Loam argileux	0.06	18.3	1	Oui
Madramootoo et al., 1992	Saint Léonard d'Aston, Québec	Pomme de terre, labour	Loam sableux	0.7	18 à 30	1	Non
Martin et Cassel 1992	Caroline du Nord, USA	Maïs ensilage	Loam sableux	4	N/A	N/A	N/A



Source	Localisation	Cultures et travail de sol	Type de sol	Pente du sol (%)	Drainage souterrain (espacement et profondeur)		
					Espacement (m)	Profondeur (m)	Contrôlé
Milburn et Richards, 1994	Sussex, Nouveau Brunswick	Maïs épis, labour	Loam limoneux à loam argileux graveleux	2 à 4	12	0.8	Non
Patni et al. 1996 Idem Patni et al. 1998	Greenbelt, Ottawa, Ontario	Maïs ensilage semis direct ou labour	Loam	0.2	15	1	Non
Pesant et al. 1987	Lennoxville, Québec	Maïs ensilage labour ou semis direct	Loam sableux	9	N/A	N/A	N/A
Pesant et al., 1984	Lennoxville, Québec	Maïs ensilage, prairie	ND	10	N/A	N/A	N/A
Tan et al., 1998	Harrow, Ontario	Soya semis direct ou labour	Loam argileux	ND	9.3	0.65	Oui
Tan et Zhang 2011	Holiday Beach, Ontario	Maïs grain ou soya semis direct	argile	<1	4.6	0.6	Oui
Van Doren et al. 1950	Illinois, USA	Maïs, soya, avoine	Loam limoneux	2	20	ND	Non
Zhang et al. 2015a Idem Bolton et al., 1970 et Tan et al. 2002b	Woodslee, Ontario	Maïs grain, rotation maïs-avoine-prairie ou prairie	Loam argileux	0.05 à 0.1	12.2	0.71	Non
Zhang et al. 2015b	Woodslee, Ontario	Maïs grain, soya, travail réduit	Loam argileux	0.1 à 0.5	7.5	0.6 à 0.7	Oui
Zhang et al. 2017	Woodslee, Ontario	Maïs grain, soya, travail réduit	Loam argileux	ND	7.5	0.6 à 0.7	Oui

Rédaction : Mikael Guillou agr. M.Sc, Direction des pratiques agroenvironnementales, MAPAQ

Infographie : Renée-Maude Blouin-Dallaire, Direction générale de l'appui à l'agriculture durable, MAPAQ

Révision : MAPAQ : Jean Thomas Denault agr. M.Sc, Direction des Pratiques Agroenvironnementales
Agriculture et Agroalimentaire Canada : Georges Thériault M.Sc, Direction générale des sciences et de la technologie

Septembre 2018