

Présence de pesticides dans l'eau de surface au Québec

Zones de vergers et de cultures maraîchères
2013 à 2016



Avril 2017

Photos de la page couverture : MDDELCC

Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée sous la coordination de la Direction générale du suivi de l'état de l'environnement du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC).

Renseignements

Pour tout renseignement, vous pouvez remplir le formulaire à cette adresse :

www.mddelcc.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp

Internet : www.mddelcc.gouv.qc.ca

Téléphone : 418 521-3820
1 800 561-1616 (sans frais)

Télécopieur : 418 656-5974

Référence à citer

GIROUX, I. 2017. *Présence de pesticides dans l'eau de surface au Québec – Zones de vergers et de cultures maraîchères, 2013 à 2016*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'information sur les milieux aquatiques, 47 p. + 3 annexes. [En ligne] <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/pesticides.htm>

Dépôt légal – 2017
Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2017
ISBN 978-2-550-78847-8 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays

© Gouvernement du Québec, 2017

RÉALISATION

Coordination et rédaction	Isabelle Giroux Direction de l'information sur les milieux aquatiques MDDELCC
Analyse statistique	François D'Auteuil-Potvin Direction de l'information sur les milieux aquatiques MDDELCC
Révision	Julie Corriveau Direction des matières dangereuses et des pesticides MDDELCC Josée Riendeau Direction régionale du Centre de contrôle environnemental de l'Estrie et de la Montérégie MDDELCC Mylène Bruneau Direction régionale du Centre de contrôle environnemental de Montréal, de Laval, de Lanaudière et des Laurentides MDDELCC Évelyne Barriault Mario Leblanc Direction régionale de la Montérégie – secteur ouest Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) Lucie Caron Direction régionale des Laurentides MAPAQ
Échantillonnage	Stéphanie Locas Direction de l'information sur les milieux aquatiques MDDELCC
Échantillonnage – observateurs	Consortium PRISME Mario Lacroix Mathieu Lemay
Analyses de laboratoire	Sébastien Côté Christian Deblois Marie-Claire Grenon Benoît Sarrasin Direction de l'analyse chimique Centre d'expertises en analyse environnementale du Québec, MDDELCC

Mots clés : pesticides, cours d'eau, chlorpyrifos, néonicotinoïdes, linuron, diméthénamide, métribuzine, chlorprophame

RÉSUMÉ

Chaque année, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) échantillonne des cours d'eau des régions agricoles du Québec pour y vérifier la présence de pesticides. Au fil des ans, un réseau permanent du suivi des pesticides (réseau de base) composé de dix stations a été mis en place pour suivre l'évolution des concentrations de pesticides dans des cours d'eau à proximité de cultures ciblées. Le rapport présente les résultats de l'échantillonnage réalisé entre 2013 et 2016 pour quatre de ces stations. Deux stations sont situées dans des secteurs où les cultures maraîchères sont importantes; il s'agit des ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton dans la zone des « terres noires » du bassin versant de la rivière Châteauguay. Les deux autres stations sont le ruisseau Rousse, à Oka, et le ruisseau Déversant-du-Lac, à Rougemont. Ces deux cours d'eau sont situés dans des secteurs où les vergers de pommiers occupent des superficies relativement importantes, mais où d'autres secteurs de production sont également présents.

Dans les deux cours d'eau des secteurs maraîchers, les ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton, on trouve une grande diversité de pesticides dans l'eau, dont plusieurs sont en concentrations qui dépassent les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques.

Dans le ruisseau Gibeault-Delisle, 38 substances ont été détectées en 2013-2014, soit 14 herbicides, 12 insecticides, 6 fongicides et 6 produits de dégradation. Tous les échantillons prélevés dépassent au moins un des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques (critère de vie aquatique chronique ou CVAC). Parmi les pesticides détectés, 12 sont responsables de ces dépassements. Ce sont les herbicides métribuzine, linuron et diméthénamide, les insecticides imidaclopride, clothianidine, thiaméthoxame, chlorpyrifos, diazinon, carbaryl et malathion, et les fongicides chlorothalonil et azoxystrobine. Le métribuzine, le diméthénamide et le linuron montrent des maxima élevés, respectivement 43 µg/l, 450 µg/l et 960 µg/l, qui dépassent le CVAC. D'ailleurs, l'analyse statistique révèle que les herbicides linuron et métribuzine montrent une hausse significative des concentrations en 2013-2014 par rapport à 2006-2007. Les néonicotinoïdes dépassent parfois le CVAC avec une forte amplitude. Une concentration de 11 µg/l de clothianidine détectée en 2013 correspond à 55 fois le critère de vie aquatique aigu (CVAA) de 0,2 µg/l.

Bien que, globalement, la situation se soit peu améliorée depuis l'échantillonnage réalisé en 2006-2007, on note néanmoins une amélioration en ce qui concerne l'insecticide chlorpyrifos. Le produit est détecté moins souvent dans le ruisseau Gibeault-Delisle qu'en 2006-2007 et dépasse moins souvent les critères de qualité de l'eau. De plus, l'analyse statistique montre une baisse significative des concentrations de ce produit entre 2006-2007 et 2013-2014.

Le ruisseau Norton reçoit les eaux du ruisseau Gibeault-Delisle et de plusieurs autres petits cours d'eau. Au total, 40 substances y ont été détectées, soit 18 herbicides, 9 insecticides, 6 fongicides et 7 produits de dégradation. Les pesticides présents sont à peu près les mêmes que dans le ruisseau Gibeault-Delisle, mais les concentrations y sont généralement plus faibles en raison de la dilution. Cependant, malgré des concentrations plus faibles que dans le ruisseau Gibeault-Delisle, tous les échantillons prélevés en 2013 et 2014 dépassent au moins un des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques pour l'un ou l'autre des pesticides détectés. Dix pesticides dépassent les critères de qualité de l'eau (CVAC) : les herbicides linuron, diméthénamide et bromoxynil, et les insecticides imidaclopride, clothianidine, thiaméthoxame, chlorpyrifos, diazinon, carbaryl et malathion. Les insecticides de la famille des néonicotinoïdes et le chlorpyrifos y sont responsables de la plupart des dépassements des critères de qualité de l'eau, soit dans 70 % et plus des échantillons.

On a aussi détecté dans les deux cours d'eau la présence du chlorprophame, un pesticide intégré au suivi environnemental en 2014. Ce pesticide est utilisé pour le traitement des pommes de terre en entrepôt. La détection du produit dans les deux ruisseaux soulève un questionnement sur l'impact du rejet des eaux de lavage des légumes.

Dans les bassins des ruisseaux Déversant-du-Lac et Rousse, on trouve des superficies relativement importantes de vergers, mais également d'autres secteurs de production. Parmi les 25 pesticides détectés dans le ruisseau Déversant-du-Lac, le β -métochlorure, l'atrazine et le glyphosate sont les herbicides détectés le plus souvent, soit en moyenne dans respectivement 100 %, 98 % et 81 % des échantillons prélevés en 2015 et 2016. Les pesticides qui dépassent occasionnellement les critères de qualité de l'eau sont les herbicides atrazine et β -métochlorure, ainsi que les insecticides thiaméthoxame, clothianidine et imidaclopride de la famille des néonicotinoïdes et le chlorpyrifos. La plupart sont associés aux cultures de maïs et de soya. Par rapport à la campagne d'échantillonnage précédente (2010-2011), on note en 2015-2016 une augmentation significative des concentrations pour le β -métochlorure et pour le fongicide azoxystrobine, mais une baisse pour les insecticides clothianidine et thiaméthoxame, de même que pour l'herbicide bentazone.

Dans le ruisseau Déversant-du-Lac, on trouve aussi quelques produits utilisés dans les vergers, comme les insecticides thiaclopride, carbaryl, acétamipride et perméthrine ainsi que le produit de dégradation de fongicides ETU. Le thiaclopride est détecté en moyenne dans 67 % des échantillons, le carbaryl, dans 12 %, et les autres produits, dans 1,7 % chacun. En 2015, le carbaryl et la perméthrine ont parfois été détectés en concentrations qui dépassent les critères de qualité de l'eau.

En 2015-2016, 38 pesticides ont été détectés dans le ruisseau Rousse, dont certains sont utilisés dans les vergers. C'est le cas des insecticides acétamipride, thiaclopride et carbaryl ainsi que du produit de dégradation de fongicides ETU. Ces produits ont été détectés dans 20 %, 10 %, 8,4 % et 10 % des échantillons respectivement. L'herbicide dichlobénil et son produit de dégradation, le 2,6-dichlorobenzamide, sont détectés en moyenne dans 1,7 % et dans 93 % des échantillons respectivement. Le dichlobénil est surtout utilisé dans les cultures de petits fruits, mais il est également homologué pour les vergers.

D'autres pesticides détectés sont plutôt associés aux cultures de maïs et de soya. C'est le cas du β -métochlorure, du bentazone, de l'atrazine et du glyphosate qui sont détectés en moyenne dans 100 %, 96 %, 95 % et 85 % des échantillons respectivement. La comparaison des données de 2010-2011 et de 2015-2016 montre une hausse significative des concentrations pour les herbicides β -métochlorure et bentazone. Plusieurs pesticides détectés dans le ruisseau Rousse sont aussi associés aux cultures maraîchères. L'insecticide imidaclopride est détecté dans 96 % des échantillons, le thiaméthoxame, dans 73 % d'entre eux et le chlorpyrifos, dans 61 % des échantillons. Parmi les huit fongicides détectés, l'azoxystrobine est le produit qui est détecté le plus souvent, soit dans 96,5 % des échantillons, suivi de loin par le boscalide, détecté en moyenne dans 22 % des échantillons. Les concentrations de neuf pesticides dépassent les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques. Mentionnons notamment l'imidaclopride, le thiaméthoxame, le chlorpyrifos, qui montrent des dépassements du CVAC dans plus de 50 % des échantillons et atteignent parfois des dépassements de forte amplitude. La comparaison des données de 2010-2011 et de 2015-2016 montre une hausse significative des concentrations des insecticides thiaméthoxame et imidaclopride et du fongicide azoxystrobine. Malgré des valeurs encore élevées, l'analyse statistique y révèle aussi une baisse significative des concentrations de l'insecticide chlorpyrifos.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. MÉTHODOLOGIE	2
Stations d'échantillonnage	2
Échantillonnage	8
Interprétation des données	8
2. RÉSULTATS DU SUIVI DES PESTICIDES DANS DES SECTEURS MARAÎCHERS	11
Ruisseau Gibeault-Delisle	11
Herbicides	11
Insecticides	16
Fongicides	17
Tendances temporelles des concentrations entre 2006-2007 et 2013-2014	19
Ruisseau Norton	20
Herbicides	20
Insecticides	20
Fongicides	23
3. RÉSULTATS DU SUIVI DANS DES SECTEURS DE VERGERS	25
Ruisseau Déversant-du-Lac	25
Herbicides	25
Insecticides	25
Fongicides	28
Tendances temporelles des concentrations entre 2010-2011 et 2015-2016	28
Ruisseau Rouse	31
Herbicides	31
Insecticides	31
Fongicides	31
Tendances temporelles des concentrations entre 2010-2011 et 2015-2016	33
4. DISCUSSION	38
Comparaison des résultats avec d'autres suivis ailleurs dans le monde	38
Risques pour les espèces aquatiques	38
Gestion et traitement des eaux de lavage dans la culture des légumes	42
CONCLUSION	43
BIBLIOGRAPHIE	44

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Pesticides homologués dans quelques cultures maraîchères et dans les vergers ...	48
Annexe 2	Méthodologie	51
Annexe 3	Résultats bruts pour les quatre cours d'eau à l'étude	54

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Pesticides couverts par chaque type d'analyse et critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques (µg/l)	10
Tableau 2	Pesticides détectés dans le ruisseau Gibeault-Delisle	13
Tableau 3	Dépassements des critères de qualité de l'eau CVAC et CVAA dans le ruisseau Gibeault-Delisle	14
Tableau 4	Comparaison des concentrations de quelques pesticides dans le ruisseau Gibeault-Delisle entre les années 2006-2007 et 2013-2014	19
Tableau 5	Pesticides détectés dans le ruisseau Norton en 2013 et 2014.....	21
Tableau 6	Dépassements des critères de qualité de l'eau CVAC et CVAA dans le ruisseau Norton.....	21
Tableau 7	Pesticides détectés dans le ruisseau Déversant-du-Lac	26
Tableau 8	Dépassement des critères de qualité de l'eau CVAC et CVAA dans le ruisseau Déversant-du-Lac.....	26
Tableau 9	Comparaison des concentrations de quelques pesticides dans le ruisseau Déversant-du-Lac entre les années 2010-2011 et 2015-2016	28
Tableau 10	Pesticides détectés dans le ruisseau Rousse	32
Tableau 11	Dépassements des critères de qualité de l'eau CVAC et CVAA dans le ruisseau Rousse	33
Tableau 12	Comparaison des concentrations de quelques pesticides dans le ruisseau Rousse entre les années 2010-2011 et 2015-2016.....	37
Tableau 13	Synthèse des effets pour les espèces aquatiques pour quelques pesticides détectés dans les cours d'eau à l'étude.....	40

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Réseau de base du suivi des pesticides en rivières	2
Figure 2	Cultures dans les bassins versants des ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton.....	4
Figure 3	Cultures dans le bassin versant du ruisseau Déversant-du-Lac	6
Figure 4	Cultures dans le bassin versant du ruisseau Rousse	7
Figure 5	Profil des concentrations totales de pesticides dans les ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton en 2013 et 2014	12
Figure 6	Profil des concentrations de quelques herbicides dans le ruisseau Gibeault-Delisle.....	15
Figure 7	Profil des concentrations des insecticides néonicotinoïdes dans le ruisseau Gibeault-Delisle	16
Figure 8	Profil des concentrations de l'insecticide chlorpyrifos dans le ruisseau Gibeault-Delisle en 2006, 2007, 2013 et 2014	17
Figure 9	Profil des concentrations de quelques fongicides dans le ruisseau Gibeault-Delisle.....	18

Figure 10	Profil des concentrations de quelques herbicides dans le ruisseau Norton	22
Figure 11	Profil des concentrations de quelques insecticides dans le ruisseau Norton	23
Figure 12	Profil des concentrations de quelques fongicides dans le ruisseau Norton	24
Figure 13	Profil des concentrations de quelques herbicides dans le ruisseau Déversant-du-Lac.....	27
Figure 14	Profil des concentrations de quelques insecticides dans le ruisseau Déversant-du-Lac	29
Figure 15	Profil des concentrations de deux fongicides dans le ruisseau Déversant-du-Lac ...	30
Figure 16	Profil des concentrations de quelques herbicides dans le ruisseau Rousse.....	34
Figure 17	Profil des concentrations de quelques insecticides dans le ruisseau Rousse.....	35
Figure 18	Profil des concentrations de quelques fongicides dans le ruisseau Rousse.....	36

INTRODUCTION

Chaque année, le Ministère échantillonne des cours d'eau des régions agricoles du Québec pour y vérifier la présence de pesticides. Un réseau de base permanent de suivi des pesticides a été mis en place à proximité de certaines cultures ciblées afin de connaître l'impact de l'utilisation des pesticides dans ces cultures sur la qualité de l'eau et, à long terme, de suivre les changements de concentrations des pesticides dans le temps. Les cultures ciblées sont celles pour lesquelles des pesticides sont appliqués sur de vastes superficies, ou celles où il y a une forte intensité d'utilisation des pesticides à l'hectare. Les cultures ciblées sont le maïs et le soya, qui occupent des superficies d'environ 460 000 ha et 277 000 ha au Québec, les cultures maraîchères, qui occupent une superficie d'environ 37 000 ha, la culture des pommes de terre, qui couvre 18 000 ha, et les vergers de pommiers, qui occupent 5 400 ha, selon le recensement de l'année 2011 de Statistique Canada (Statistique Canada, 2016).

En plus de contribuer au portrait général de la qualité de l'eau en milieu agricole, les résultats du suivi permettent d'orienter les actions du gouvernement en vue de réduire l'impact de l'usage des pesticides. Ce suivi environnemental fait partie intégrante des actions de la Stratégie phytosanitaire québécoise en agriculture 2011-2021, une stratégie gouvernementale coordonnée par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ). Plus particulièrement, ce suivi se rattache à l'action 4.2.3 de la stratégie.

Les pesticides utilisés en agriculture sont multiples et peuvent varier d'une culture à l'autre. Les cultures maraîchères et les vergers se caractérisent par une grande diversité des pesticides utilisés. Des applications répétées d'insecticides et de fongicides peuvent être faites tout au long de la saison de production pour combattre les nombreux ravageurs. L'annexe 1 présente une liste (non exhaustive) des pesticides utilisés dans les cultures maraîchères et les vergers.

Le présent document dresse un portrait de la présence de pesticides de 2013 à 2016 dans quatre des dix cours d'eau du réseau de base. Ces stations ont été retenues en raison de superficies importantes de cultures maraîchères ou de vergers dans leur bassin versant. Ce sont les ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton, dans le bassin versant de la rivière Châteauguay, dans lesquels on trouve une concentration de cultures maraîchères, ainsi que le ruisseau Rousse, qui se jette dans le lac des Deux-Montagnes, et le ruisseau Déversant-du-Lac, dans le bassin versant de la rivière Yamaska, qui présentent pour leur part des superficies appréciables de vergers. Cependant, il convient de préciser que chacun des bassins versants retenus compte d'autres cultures que celles ciblées et que toutes les cultures présentes sont susceptibles d'influencer les résultats obtenus. Les détails concernant les cultures dans chaque bassin versant sont présentés plus loin dans le rapport.

Pour les ruisseaux Gibeault-Delisle, Déversant-du-Lac et Rousse, il s'agit d'une deuxième campagne d'échantillonnage. Les résultats de la plus récente campagne seront comparés à ceux de la campagne d'échantillonnage précédente.

1. MÉTHODOLOGIE

Stations d'échantillonnage

Le réseau de base du suivi des pesticides est composé de dix stations en rivières. Quatre sont situées dans des bassins versants où les cultures de maïs et de soya sont prédominantes, deux se trouvent dans des secteurs de vergers, deux sont près de cultures maraîchères et deux autres, près de cultures de pommes de terre. La localisation des quatre stations qui ont été échantillonnées dans le cadre de la présente étude apparaît à la figure 1.

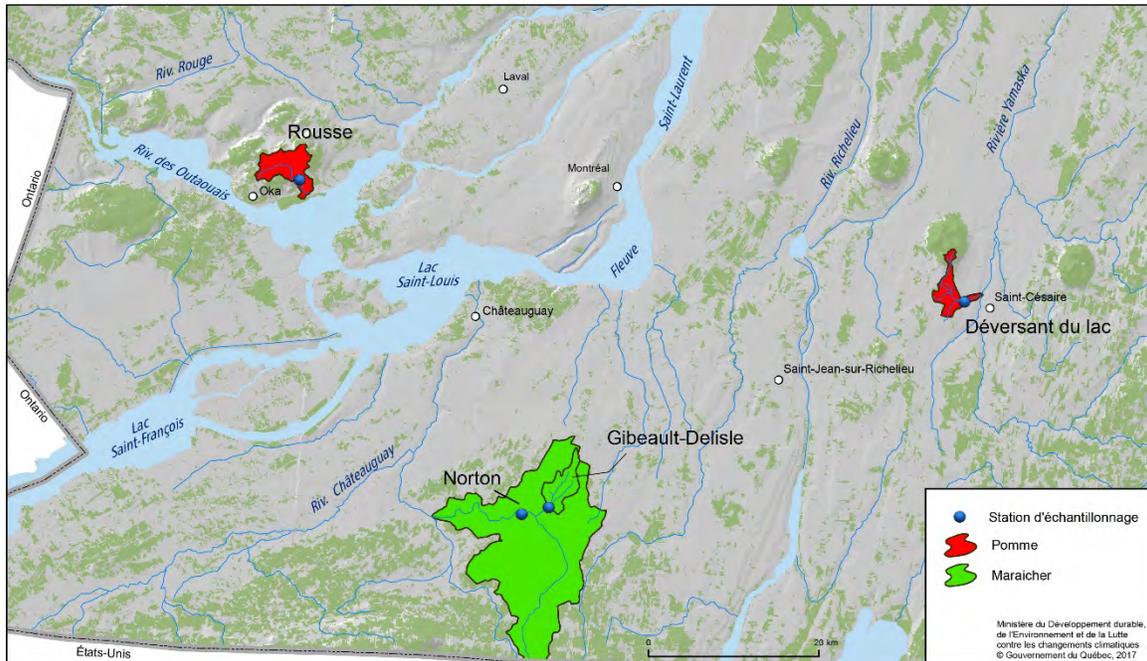


Figure 1 Réseau de base du suivi des pesticides en rivières

Ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton

L'une des grandes régions productrices de légumes au Québec se situe en Montérégie, plus spécifiquement dans le bassin versant de la rivière Châteauguay. Dans cette zone, les dépôts sédimentaires sont recouverts par endroits par des dépôts organiques formant les « terres noires » (Côté *et al.*, 2006), lesquelles sont particulièrement propices aux cultures maraîchères. Parmi les dix stations ou cours d'eau formant le réseau de base du suivi des pesticides, deux cours d'eau de cette région ont été retenus pour suivre l'impact de l'utilisation des pesticides dans les cultures maraîchères : le ruisseau Gibeault-Delisle et le ruisseau Norton, tous deux situés dans le bassin versant de la rivière Châteauguay (figure 2).



Photos : Isabelle Giroux, MDDELCC

Ruisseau Gibeault-Delisle (à gauche) et ruisseau Norton (à droite)

Le bassin versant du ruisseau Norton est un sous-bassin de la rivière des Anglais. La station d'échantillonnage est située à 1,1 km en amont du pont de la route 205, à Saint-Clotilde. La superficie du bassin en amont de la station d'échantillonnage est de 218 km². Dans le bassin du ruisseau Norton, les cultures de maïs et de soya totalisent environ 24 % de la superficie cultivée en amont de la station d'échantillonnage, tandis que les cultures maraîchères (incluant la pomme de terre) représentent environ 28 % de celle-ci. Parmi les cultures maraîchères répertoriées, on note la pomme de terre, l'oignon, la laitue, les fèves, la carotte et les cucurbitacées. À elle seule, la superficie en pommes de terre représente environ 9 % de la superficie drainée à la station.

D'une superficie de 19 km², le bassin du ruisseau Gibeault-Delisle est imbriqué dans le bassin du ruisseau Norton. C'est un cours d'eau naturel dont certains tronçons ont été redressés ou reprofilés pour les besoins de l'agriculture. La station d'échantillonnage est située en aval d'un marais filtrant aménagé en 2011 (Sanchez et Thireau, 2014a), mais en amont d'un fossé drainant les eaux d'une carrière. La superficie du bassin en amont de la station d'échantillonnage est d'environ 15 km².

Dans le bassin versant du ruisseau Gibeault-Delisle, les cultures maraîchères (incluant la pomme de terre) couvrent environ 45 % de la superficie, tandis que le maïs et le soya occupent environ 19 % de la superficie du bassin en amont de la station. Le bassin compte une proportion appréciable en cultures de pommes de terre, soit 21 % de la superficie cultivée en amont de la station d'échantillonnage. Outre la pomme de terre, les autres cultures maraîchères d'importance sont la carotte, l'oignon, l'oignon vert et la laitue.

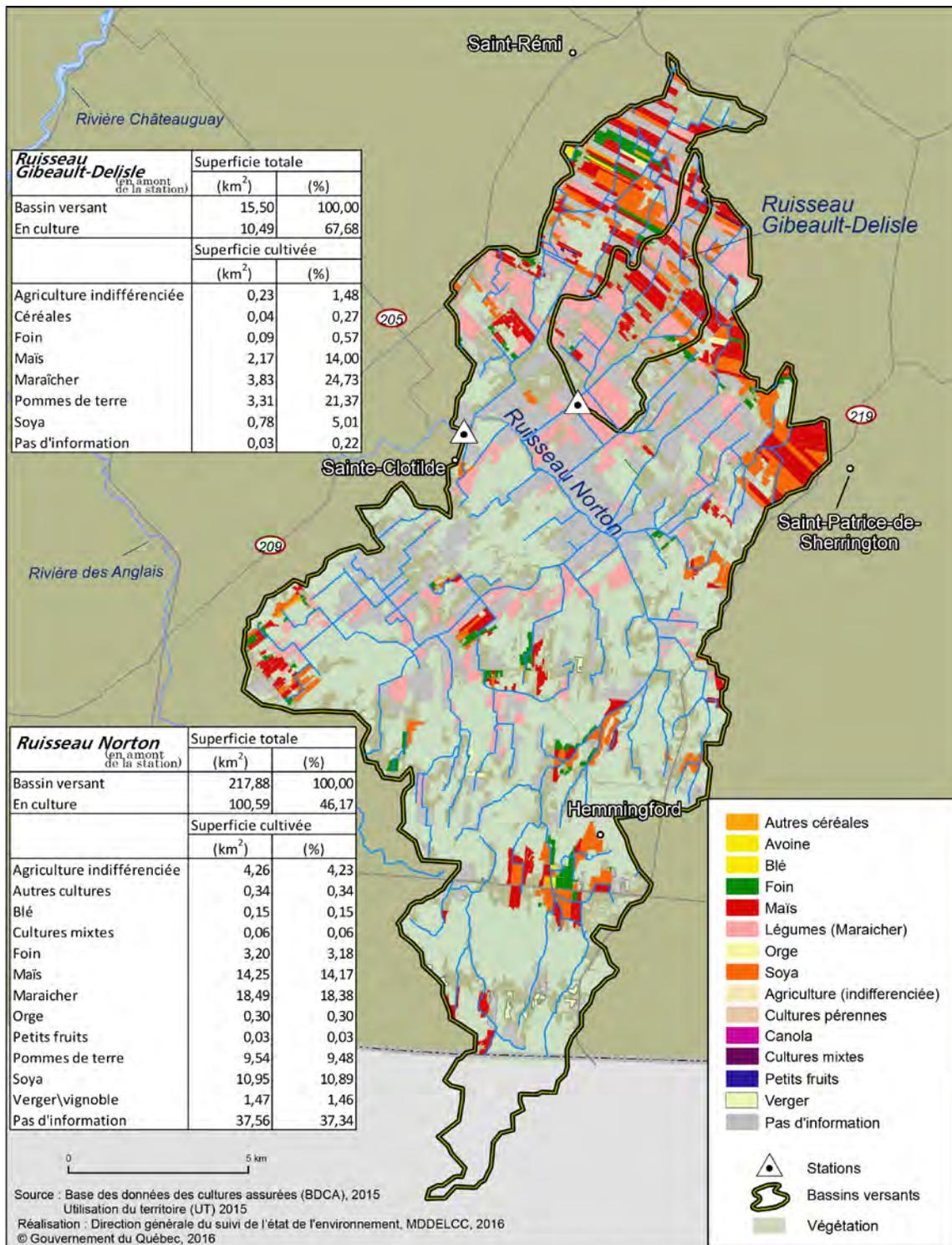


Figure 2 Cultures dans les bassins versants des ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton

Ruisseaux Déversant-du-Lac et Rousse

Les deux cours d'eau retenus pour le suivi des pesticides utilisés dans les vergers sont le ruisseau Déversant-du-Lac, près de Rougemont, et le ruisseau Rousse, à Oka. Ces deux cours d'eau ont déjà été échantillonnés en 2010 et en 2011. Les données acquises en 2015 et 2016 visent à vérifier si des changements sont survenus depuis la dernière campagne d'échantillonnage.

Bien que ces ruisseaux soient ciblés pour la présence de vergers, plusieurs autres cultures sont aussi présentes dans le bassin versant de ces deux cours d'eau. Dans le bassin du ruisseau Déversant-du-Lac, le maïs et le soya sont omniprésents et couvrent 65 % de la superficie cultivée en amont de la station d'échantillonnage, tandis que dans le bassin du ruisseau Rousse, on compte des superficies appréciables de cultures maraîchères (10 %) ainsi que du maïs et du soya (16 %). Les résultats présentés ici ne se limiteront donc pas aux pesticides utilisés dans les vergers, mais porteront sur l'ensemble des pesticides détectés dans ces ruisseaux.



Photos : Stéphanie Locas, MDDELCC

Ruisseau Déversant-du-Lac (à gauche) et ruisseau Rousse (à droite)

Situé dans le bassin versant de la rivière Yamaska, le bassin versant du ruisseau Déversant-du-Lac occupe une superficie d'environ 12,4 km² (figure 3). Le ruisseau prend sa source sur le versant sud du mont Rougemont, où il traverse ou longe des vergers. Les vergers sont surtout situés dans la partie amont du bassin versant. Au pied de la montagne, dans la municipalité de Rougemont, le ruisseau s'écoule vers l'est en terrain plat, où il traverse des zones principalement cultivées en maïs et en soya. Il rejoint la rivière Yamaska dans le secteur de la municipalité de Saint-Césaire. Les vergers occupent 12,5 % de la superficie du bassin en amont de la station, le maïs, 42,7 % et le soya, 23,7 %.

Le ruisseau Rousse est localisé dans la municipalité d'Oka (figure 4). La station d'échantillonnage se situe non loin du chemin d'Oka. Dans sa partie aval, le cours d'eau traverse le parc national d'Oka et termine son parcours dans le lac des Deux-Montagnes.

Les vergers représentent environ 27 % de la superficie en amont de la station, tandis que le maïs et le soya couvrent chacun environ 8 % de la superficie en cultures. Les cultures maraîchères composent 10 % de la superficie cultivée en amont de la station d'échantillonnage.

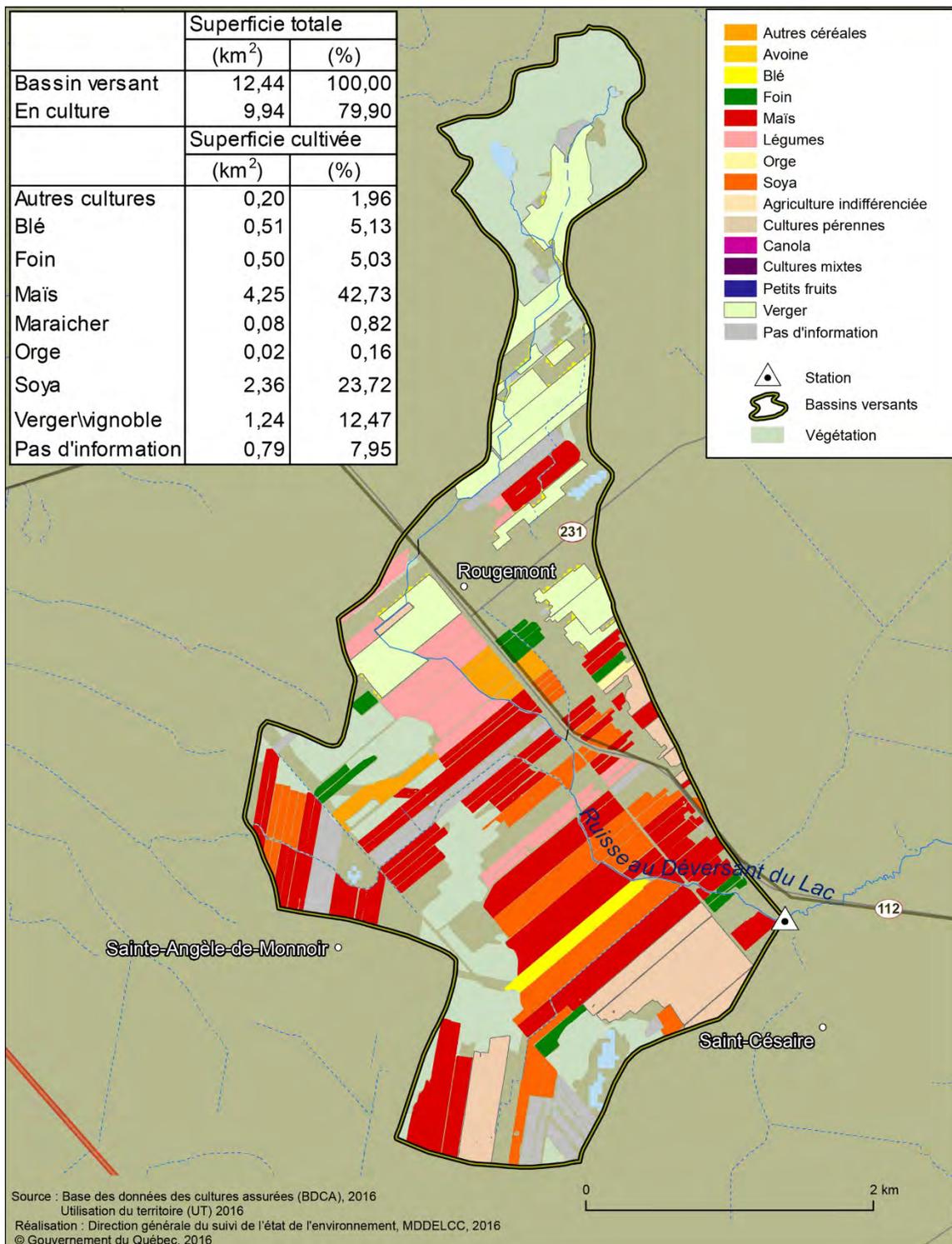


Figure 3 Cultures dans le bassin versant du ruisseau Déversant-du-Lac

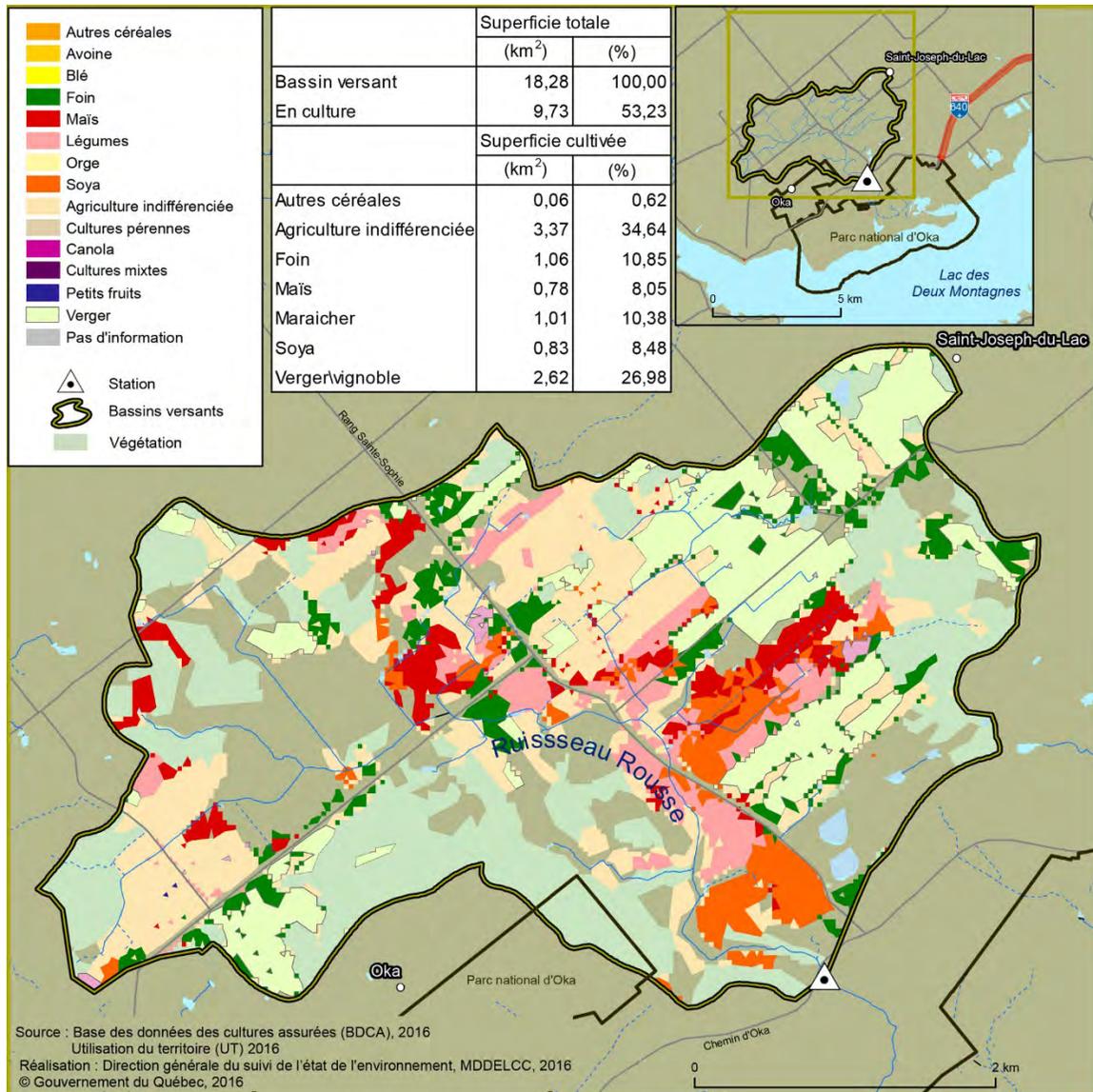


Figure 4 Cultures dans le bassin versant du ruisseau Rousse

Échantillonnage

Pour les quatre stations échantillonnées entre 2013 et 2016, les échantillons d'eau ont été prélevés par des observateurs qui demeurent ou travaillent à proximité du lieu d'échantillonnage. Selon la station, les échantillons d'eau sont prélevés à gué, à l'aide d'une perche ou à partir d'un pont ou d'un ponceau avec un porte-bouteilles. Le plan d'échantillonnage prévoyait deux collectes par semaine pendant 15 semaines, pour un total de 30 prélèvements par station. Mais au terme de la campagne, ce nombre a pu varier légèrement d'une station à l'autre en raison de bris de bouteilles lors du transport, d'interférences analytiques ou d'autres facteurs (annexe 2).

La liste des pesticides couverts par chaque type d'analyse apparaît au tableau 1. Les détails méthodologiques (nombre d'échantillons, type d'analyse, description des méthodes d'analyse, limites de détection) sont présentés à l'annexe 2.

Interprétation des données

L'interprétation des données repose sur trois aspects : la fréquence de détection des pesticides, la comparaison des concentrations avec les critères de qualité de l'eau et la vérification des tendances temporelles.

Critères de qualité de l'eau

Les concentrations mesurées sont comparées aux critères de qualité de l'eau afin d'évaluer le risque des concentrations mesurées pour les espèces aquatiques. Le principal critère utilisé est le **critère de vie aquatique chronique (CVAC)**. Il s'agit d'une valeur de référence qui correspond à la concentration maximale d'un produit à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pendant toute leur vie sans subir d'effets néfastes. Dans le milieu, toute concentration au-dessus de ce critère, lorsqu'elle est maintenue suffisamment longtemps, est susceptible de causer un effet indésirable. De faibles dépassements n'auront pas nécessairement d'effets sur les organismes aquatiques si leur durée et leur intensité sont limitées et s'il y a des périodes de compensation où la concentration dans le milieu est inférieure à celle du critère. Plus la concentration excède le CVAC, plus la durée pendant laquelle elle peut être tolérée est courte.

Le **critère vie aquatique aigu (CVAA)** correspond à la concentration maximale d'un contaminant à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés sur une courte période sans subir de mortalité. Lorsque des concentrations au-delà de ces valeurs sont enregistrées, même une seule fois, des dommages à certaines espèces sont probables. Au tableau 1, les CVAC et CVAA utilisés sont listés en ordre alphabétique et regroupés par type d'analyse.

En théorie, les critères chroniques doivent être respectés en moyenne pendant quatre jours et les critères aigus, en moyenne pendant une heure. Toutefois, les programmes de suivi ne peuvent être effectués à une fréquence aussi rapprochée, de sorte que des moyennes sur quatre jours ne sont pas disponibles. En pratique, le peu de données de caractérisation généralement disponibles ne nous permet pas de connaître les variations réelles des concentrations du milieu. Pour cette raison, chaque donnée individuelle doit donc être comparée directement à la valeur du critère (MDDEFP, 2013). Lorsqu'un critère de qualité de l'eau n'est pas disponible au Québec, une valeur guide ou un critère existant ailleurs dans le monde peuvent être utilisés.

Les critères de qualité de l'eau présentent des limites. Pour certains pesticides très toxiques, le seuil de détection de l'analyse n'est pas assez bas pour vérifier le respect du critère de qualité de l'eau. Ainsi, le fait de ne pas détecter ces produits n'assure pas que les concentrations sont sécuritaires pour la vie aquatique. De plus, les critères sont établis en fonction de la toxicité d'une seule substance à la fois, et pour des conditions déterminées du milieu (pH, température et dureté de l'eau). Même si des marges de sécurité sont prévues pour tenir compte des variations de sensibilité des espèces, les effets d'additivité ou de synergie de plusieurs pesticides, comme c'est souvent le cas

dans les cours d'eau des milieux agricoles, ne sont pas examinés lors de l'élaboration des critères. Une incertitude demeure donc dans l'interprétation, notamment quand plusieurs pesticides sont présents simultanément, mais en concentrations inférieures aux critères de qualité de l'eau. Comme les organismes aquatiques sont exposés à de nombreux contaminants, simultanément ou de façon séquentielle, il pourrait en résulter une sous-estimation des risques écotoxicologiques, surtout si les mécanismes d'action des pesticides sont similaires.

Tendances temporelles

Pour les ruisseaux Gibeault-Delisle, Rousse et Déversant-du-Lac, on dispose de données pour deux campagnes d'échantillonnage (deux séries espacées de deux années consécutives). Les concentrations des deux groupes d'années ont été comparées pour vérifier si des changements sont survenus. La comparaison a été effectuée à l'aide du test de Wilcoxon pour les pesticides détectés le plus souvent et pour lesquels on disposait d'un nombre comparable de données pour les deux groupes d'années.

Le test de Wilcoxon¹ est un test non paramétrique qui permet de déterminer si les concentrations mesurées dans les deux groupes appartiennent à la même distribution. Il ne requiert pas la normalité des données et convient pour une série de données qui comporte des valeurs extrêmes, comme c'est souvent le cas pour les pesticides. La procédure *proc npar1way* du logiciel SAS (SAS Institute Inc., 2008) a été utilisée.

¹ Ce test est aussi appelé « test de la somme des rangs de Wilcoxon ». Il est similaire au test de Man-Whitney.

Tableau 1 Pesticides couverts par chaque type d'analyse et critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques (µg/l)

Ingrédient actif	CVAC ¹	CVAA ¹	Ingrédient actif	CVAC ¹	CVAA ¹
OPS+ Aldrine	0,017	0,15	OPS+ Méthyl-parathion		
Atrazine	1,8 ²	50	(suite) Pendiméthaline		
Déséthyl-atrazine	1,8 ²		Perméthrine	0,004	0,044
Déisopropyl-atrazine	1,8 ²		Phorate		
Azinphos-méthyl	0,01		Phosalone		
Azoxystrobine	1,24		Phosmet		
Bendiocarbe			Piclorame	29	290
Boscalide	12		Pirimicarbe		
Bromacil	5		Propiconazole	3,7	
Butilate	56	1300	Propoxur		
Captafol			Propyzamide		
Captane	1,3		Pyraclostrobine		
Carbaryl	0,2	3,3 ³	Quintozène	1,4	
1-naphtol			Simazine	10	160
Carbofuran	1,8		Tébuthiuron	1,6	
Carfentrazone-éthyl			Terbufos		
Chorfenvinphos			Triclopyr		
Chloronèbe	16	370	Trifloxystrobine	0,044	
Chlorothalonil	0,18		Trifluraline	0,2	
Chloroxuron			Trinexapac-éthyl		
Chlorprophame			Triticonazole	16	
Chlorpyrifos	0,002 ⁴	0,02 ⁴	IMIDA Acétamipride		
Cyanazine	2		Azoxystrobine	1,24	
Cyhalothrine-lambda			Clothianidine	0,0083	0,2
Cyperméthrine			Fénamidone		
Deltaméthrine	0,0004		Fénamidone métabolite		
Diazinon	0,004	0,064	Flupyradifurone		
Dichlobénil			Imidaclopride	0,0083	0,2
2,6-Dichlorobenzamide			Imidaclopride-guanidine		
Dichlorvos			Imidaclopride-oléfine		
Dieldrine	0,056	0,24	Imidaclopride-urée		
Diméthazone			Thiaclopride	0,064 ⁵	0,77 ⁵
Diméthénamide	5,6	260	Thiaméthoxame	0,0083	0,2
Diméthoate	6,2		PESARY Bentazone	510	11000
Dimétomorphe			Bromoxynil	5	
Disulfoton			Clopyralide		
Diuron	1,6		2,4-D	220	1400
EPTC	39	880	2,4-DB	25	560
Fludioxonil			Dicamba	10	
Fonofos			Dichlorprop (2,4-DP)		
Iprodion	4	91	Diclofop-méthyl	6,1	
Linuron	7		Dinosèbe	0,05	4,8
Malathion	0,1		Fénoprop	30	270
Métalaxyl	129		MCPA	2,6	
Méthidathion			MCPB	7,3	170
Méthoxychlore	0,03		Mécoprop	13	10000
γ-Métolachlore	7,8	110	Piclorame	29	290
Métribuzine	1		Triclopyr		
Mévinphos			GLY- Glyphosate	800 ⁶ (ou 65)	
Myclobutanil	11	240	AMPA AMPA		
Napropamide			Glufosinate		
Parathion	0,013	0,065	ETU Éthylène-thiourée		

Grisé pâle : critère provisoire; Grisé foncé : valeur guide estimée selon une approche simplifiée

1. MDDEFP, 2013; 2. CVAC pour la somme de l'atrazine et de ses produits de dégradation; 3. Critère carbaryl (CCME, 2009); 4. Critère chlorpyrifos (CCME, 2008); 5. Critère finlandais (Kontikari et Mattsoff, 2011); 6. Critère glyphosate (CCME, 2012)

2. RÉSULTATS DU SUIVI DES PESTICIDES DANS DES SECTEURS MARAÎCHERS

D'une manière générale, les concentrations totales de pesticides sont plus élevées dans le ruisseau Gibeault-Delisle que dans le ruisseau Norton (figure 5). Le débit plus faible et la proportion plus importante en cultures dans le bassin du ruisseau Gibeault-Delisle, soit 68 % contre 46 % en cultures dans le bassin du ruisseau Norton, expliquent cette situation. Dans le ruisseau Gibeault-Delisle, les pointes maximales des concentrations totales ont atteint 81 µg/l en 2013 et 1 427 µg/l en 2014, alors que dans le ruisseau Norton, elles ont été de 18 µg/l en 2013 et de 40 µg/l en 2014. Ces pointes sont principalement attribuables à des concentrations élevées de certains herbicides.

Ruisseau Gibeault-Delisle

Une première campagne d'échantillonnage menée de 2005 à 2007 dans le ruisseau Gibeault-Delisle (Giroux et Fortin, 2010) avait montré la présence d'un grand nombre de pesticides (36), dont plusieurs insecticides et herbicides en concentrations préoccupantes. L'insecticide chlorpyrifos, utilisé dans ce bassin versant notamment pour contrôler les infestations par la mouche de l'oignon, montrait des concentrations dépassant largement le critère de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques. Certains herbicides, comme le diméthénamide et le linuron, montraient aussi des pointes de concentrations très élevées. Le suivi effectué en 2013 et 2014 visait donc à actualiser l'état de situation relativement à la présence de pesticides dans ce cours d'eau.

En 2013 et 2014, un total de 38 substances, soit 32 pesticides et 6 produits de dégradation de pesticides, ont été détectés dans le ruisseau Gibeault-Delisle (tableau 2). On y trouve 14 herbicides et 2 produits de dégradation d'herbicides, 12 insecticides et 2 produits de dégradation d'insecticides ainsi que 6 fongicides et 2 produits de dégradation de fongicides.

Parmi les pesticides détectés, douze montrent des concentrations qui dépassent souvent ou à plusieurs occasions les critères de qualité de l'eau établis pour la protection des espèces aquatiques (tableau 3). En fait, au moins un critère de qualité de l'eau est dépassé dans tous les échantillons prélevés en 2013 et en 2014. Chacun des échantillons montrait simultanément entre trois et sept pesticides dépassant les critères en 2013 et entre deux et huit pesticides dépassant les CVAC en 2014.

Sept pesticides détectés lors de la campagne d'échantillonnage précédente n'ont pas été détectés au cours de la campagne 2013-2014. Mais une dizaine d'autres sont maintenant suivis et sont détectés dans le cours d'eau. Les résultats de tous les pesticides détectés sont présentés à l'annexe 3.

Herbicides

Les principaux herbicides détectés sont le diméthénamide et le linuron, tous deux présents dans 100 % des échantillons, le métribuzine et le glyphosate, détectés dans 98 % des échantillons, ainsi que le pendiméthaline, le *S*-métolachlore, l'atrazine et le bromoxynil, trouvés respectivement dans 90 %, 83,4 %, 68,7 % et 66,7 % des échantillons. L'AMPA, le produit de la dégradation du glyphosate, est détecté dans 86,7 % des échantillons en moyenne. Le linuron, le diméthénamide et le métribuzine atteignent parfois des concentrations très élevées.

Intégré à l'analyse en 2014, le chlorprophame a été détecté dans 100 % des échantillons prélevés cette année-là. La concentration maximale mesurée était de 14 µg/l. Il s'agit d'un inhibiteur de la germination utilisé pour la conservation des pommes de terre entreposées.

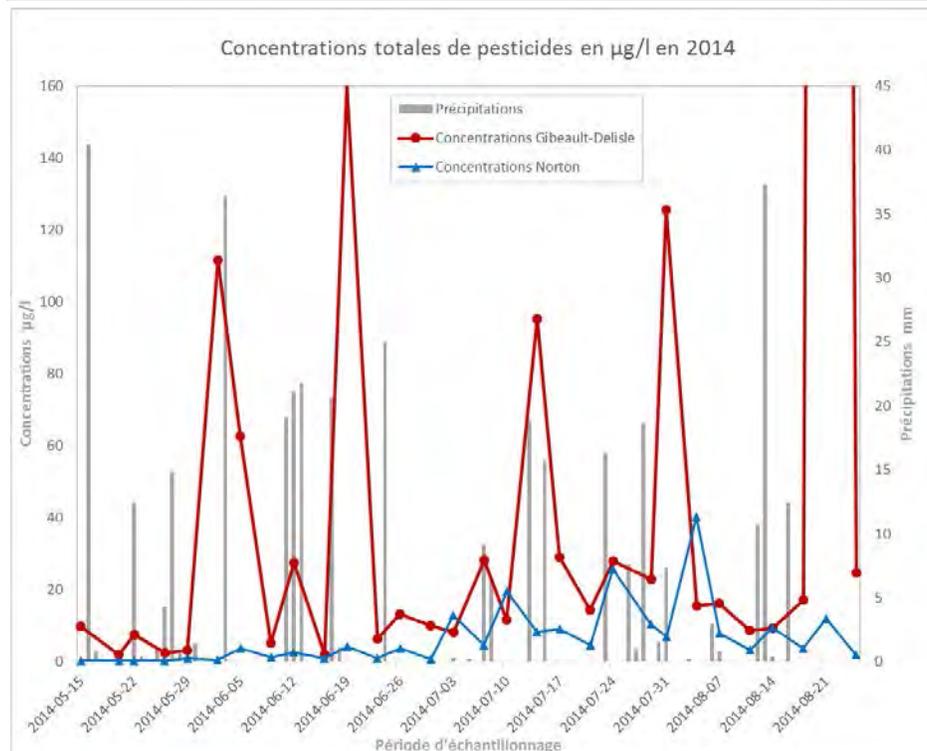
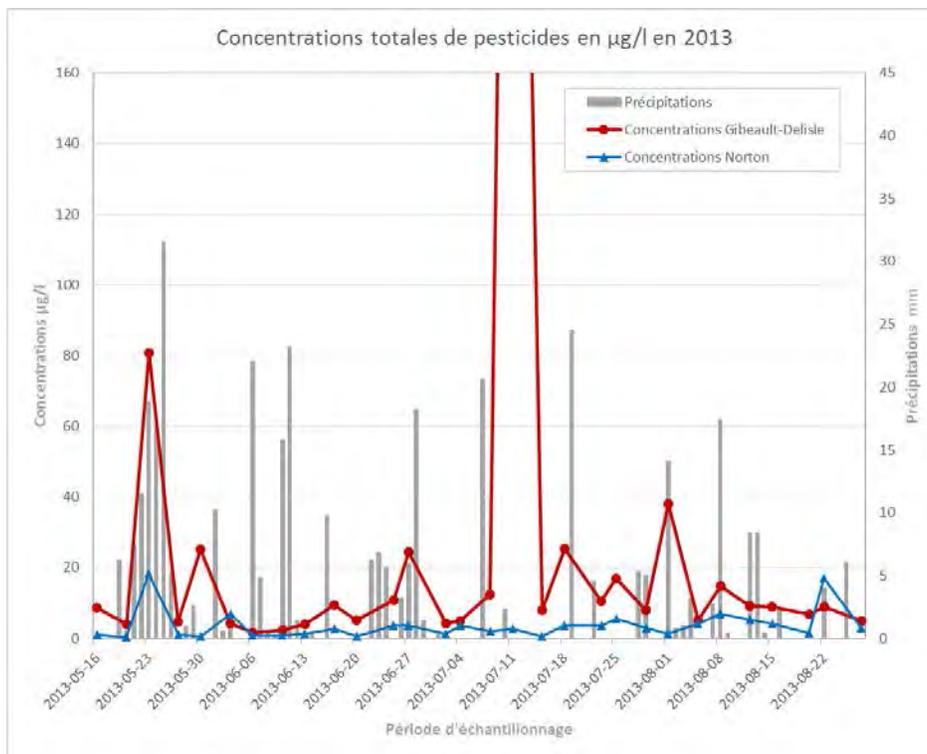


Figure 5 Profil des concentrations totales de pesticides dans les ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton en 2013 et 2014

Tableau 2 Pesticides détectés dans le ruisseau Gibeault-Delisle

	Fréquence de détection (%)				Concentration maximale (µg/l)			
	2006	2007	2013	2014	2006	2007	2013	2014
Herbicides								
Diméthénamide	97,7	100	100	100	2,1	380	450	90
Linuron ¹	62,8	91,7	100	100	100	68	31	960
Métribuzine	100	75	96,5	100	3,3	11	43	8,3
Glyphosate	100	NA	100	96,7	1,6	-	9,5	4,8
Pendiméthaline	NA	NA	NA	90	-	-	-	59
<i>AMPA</i>	50	NA	96,7	76,7	0,5	-	0,9	1,3
<i>S</i> -Métolachlore	93	75	90	76,7	2,9	4,2	0,5	0,41
Bromoxynil	80	NA	60	73,3	0,15	-	4	3,4
Atrazine	74,4	72,2	46,7	66,7	1,6	3	0,4	0,23
Bentazone	80	NA	46,7	30	0,19	-	8,2	0,51
<i>Deéthyl-atrazine</i>	30,2	23,2	6,7	3,3	0,11	0,2	0,07	0,02
EPTC	16,3	27,8	16,7	-	0,1	0,23	1,8	-
2,4-D	40	NA	3,3	13,3	0,07	-	0,04	0,77
Trifluraline	9,3	2,8	3,3	-	0,1	0,02	0,03	-
<i>Déisopropyl-atrazine</i>	7	-	-	-	0,04	-	-	-
MCPA	20	NA	-	3,3	0,03	-	-	0,13
Mécoprop	20	NA	-	-	0,03	-	0,04	-
Dicamba	20	NA	-	-	0,05	-	-	-
Inhibiteur de germination								
Chlorprophame	NA	NA	NA	100	-	-	-	14
Insecticides								
Imidaclopride	100	NA	100	100	7,7	-	4	0,47
Clothianidine	NA	NA	100	100	-	-	11	6,9
Thiaméthoxame	NA	NA	100	100	-	-	4,1	0,46
Chlorpyrifos	100	100	76,7	40	2,2	0,92	0,13	0,05
<i>Imidaclopride-guanidine</i>	100	NA	67,8	96,7	0,228	-	0,16	0,14
Carbaryl	18,6	-	43,3	26,7	0,34	-	1	3
Malathion	44,2	19,4	33,3	26,7	22	0,78	2,7	0,49
<i>Imidaclopride-urée</i>	33,3	NA	25	33,3	0,054	-	0,024	0,007
Diazinon	11,6	36,1	36,7	-	0,6	0,66	0,4	-
λ-Cyhalothrine	9,3	-	26,7	-	0,06	3,2	0,66	-
Acétamipride	NA	NA	21,4	6,7	-	-	0,006	0,002
Diméthoate	2,3	2,8	13,3	6,7	0,02	0,11	1,3	0,32
Phosmet	37,2	30,5	6,7	-	250	1,7	0,24	-
Dichlorvos	2,3	13,9	3,3	-	0,06	0,52	0,05	-
Carbofuran	2,3	5,5	-	-	0,09	0,55	-	-
Perméthrine	-	5,5	-	-	-	0,68	-	-
Cyperméthrine	-	2,8	-	-	-	0,13	-	-
Fongicides								
Azoxystrobine	NA	NA	100	100	-	-	0,081	3
Fénamidone	NA	NA	100	100	-	-	1,7	0,57
<i>ETU</i>	83,3	NA	80	76,7	9,3	-	11	9,3
<i>Fénamidone-métabolite</i>	NA	NA	75	10	-	-	0,073	0,011
Boscalide	NA	NA	NA	73,3	-	-	-	1,2
Chlorothalonil	41,9	25	20	30	7,1	1,1	21	2,2
Dimétorphe	-	-	-	13,3	-	-	-	0,83
Métalaxyl	NA	NA	NA	6,7	-	-	-	0,13

NA Non analysé

Notes : Quelques pesticides ou produits de dégradation de pesticides ont été détectés ponctuellement en 2013 ou en 2014, soit 1-naphtol, 2,6-dichlorobenzamide, simazine, glufosinate et dieldrine. Les substances indiquées en italique sont des produits de dégradation.

¹ La concentration mesurée du linuron est probablement sous-estimée.

Le pendiméthaline a été détecté dans 90 % des échantillons. Cet herbicide est homologué entre autres pour usage dans les cultures d'oignon, de maïs et de soya, et, depuis 2014, pour la culture de carotte.

La figure 6 montre le profil des concentrations de quelques herbicides dans le ruisseau Gibeault-Delisle en 2013 et 2014. Le linuron et le diméthénamide présentent des concentrations particulièrement élevées, et ce, à des dates improbables.

Comme c'était le cas en 2006 et en 2007, des pointes élevées de linuron sont encore mesurées au mois d'août 2013 et 2014. Habituellement, les pics d'herbicides se produisent plus tôt en saison. Même l'application du produit dans des champs de carottes semés plus tard en saison, comme dans le cas des carottes d'entreposage, des mini-carottes ou des carottes nantaises, dont le semis peut aller jusqu'en juillet, explique difficilement des pics aussi tardifs. Le produit pourrait avoir été remobilisé par le brassage du sol au moment de la récolte et remis en circulation vers le cours d'eau lors des pluies subséquentes.

Les herbicides qui dépassent les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques sont le métribuzine, le linuron et le diméthénamide (tableau 3). D'ailleurs, en 2013-2014, certains herbicides ont montré des concentrations maximales plus élevées que lors de la campagne 2005-2007. Le diméthénamide a atteint une valeur de 450 µg/l en 2013, ce qui correspond à une amplitude de près de deux fois le critère aigu (CVAA = 260 µg/l). Le maximum mesuré dans le cas du linuron est de 960 µg/l, enregistré en 2014. Cette valeur correspond à 137 fois la valeur du CVAC. Quelques herbicides sont détectés moins souvent qu'auparavant (p. ex., 2,4-D, EPTC) ou ne le sont plus (mécoprop, dicamba).

Tableau 3 Dépassements des critères de qualité de l'eau CVAC et CVAA dans le ruisseau Gibeault-Delisle

	Toxicité chronique CVAC	Fréquence de dépassements %				Toxicité aiguë CVAA	Fréquence de dépassement %				Valeur maximale 2013 ou 2014	Amplitude du dépassement	
		2006	2007	2013	2014		2006	2007	2013	2014		CVAC	CVAA
Herbicides													
Métribuzine	1	23,3	13,9	26,7	30	-	-	-	-	-	43	43	-
Linuron	7	4,6	11,1	6,7	23,3	-	-	-	-	-	960	137	-
Diméthénamide	5,6	-	11,1	3,3	6,7	260	-	2,3	3,3	-	450	80	2
Insecticides													
Imidaclopride	0,0083	100	NA	100	100	0,2	33,3	NA	7,1	16,7	4	482	20
Clothianidine	0,0083	NA	NA	100	100	0,2	NA	NA	85,7	60	11	1325	55
Thiaméthoxame	0,0083	NA	NA	89,3	80	0,2	NA	NA	10,7	10	4,1	494	20,5
Chlorpyrifos	0,002	100	100	76,7	40	0,02	100	100	76,7	6,7	0,13	65	6,5
Diazinon	0,004	11,6	36,1	36,7	6,7	0,064	-	16,6	3,3	-	0,4	100	6
Carbaryl	0,2	4,7	-	20	23,3	-	-	-	-	-	3	15	-
Malathion	0,1	20,9	13,9	20	6,7	-	-	-	-	-	2,7	27	-
Fongicides													
Chlorothalonil	0,18	25,6	-	10	26,7	-	-	-	-	-	21	116	-
Azoxystrobine	1,24	NA	NA	-	3,3	-	-	-	-	-	3	2	-

NA : Non analysé

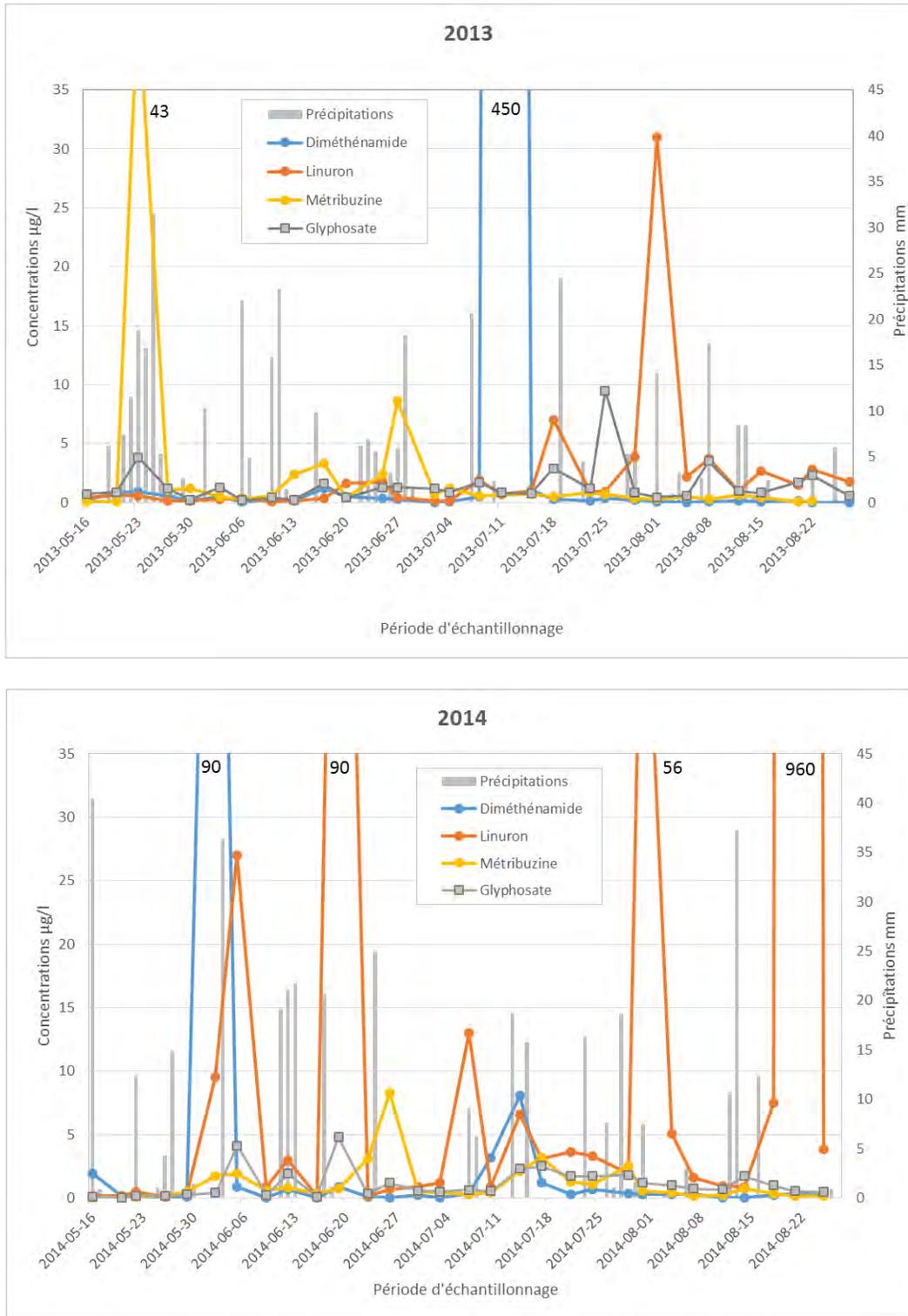


Figure 6 Profil des concentrations de quelques herbicides dans le ruisseau Gibeault-Delisle

Insecticides

Les insecticides détectés le plus souvent sont ceux de la famille des néonicotinoïdes, soit l'imidaclopride, la clothianidine et le thiaméthoxame, tous trois détectés dans 100 % des échantillons en 2013-2014. Les concentrations maximales mesurées atteignent 11 µg/l pour la clothianidine, 4,1 µg/l pour le thiaméthoxame et 4 µg/l pour l'imidaclopride. De plus, les concentrations dépassent le CVAC dans 100 % des échantillons pour la clothianidine et l'imidaclopride et dans 85 % en moyenne pour le thiaméthoxame. Le CVAA de 0,2 µg/l est dépassé en moyenne dans 73 % des échantillons pour la clothianidine, dans 10 % des échantillons dans le cas du thiaméthoxame et dans 12 % des échantillons pour ce qui est de l'imidaclopride. Les profils des concentrations sont très différents en 2013 et en 2014 (figure 7). En 2013, un pic maximal de clothianidine est survenu en mai, alors qu'en 2014, le pic maximal est survenu en juillet. Notons que la demi-vie de la clothianidine dans le sol en condition aérobie est de 495 à 990 jours et la constante d'adsorption sur le carbone organique (K_{oc}) est de 84 à 345 ml/g ([Sage Pesticides](#)). Cet insecticide est donc relativement persistant, ce qui peut expliquer qu'il puisse être retrouvé dans l'eau longtemps après son application aux champs.

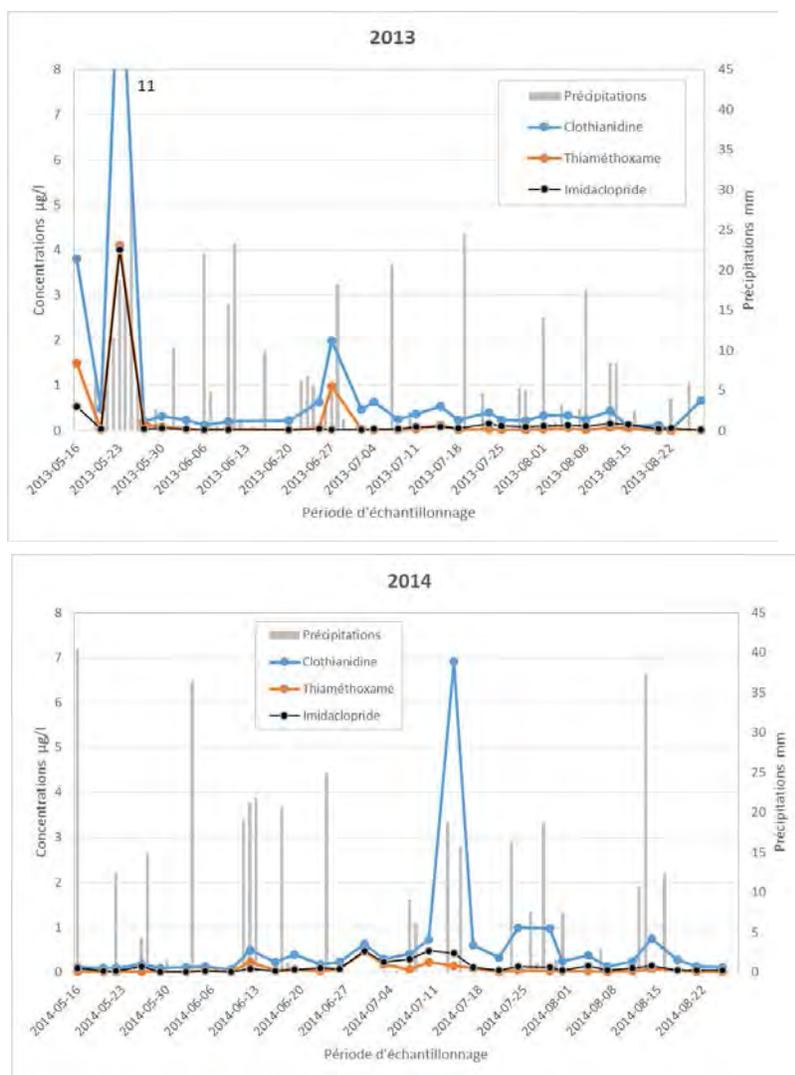


Figure 7 Profil des concentrations des insecticides néonicotinoïdes dans le ruisseau Gibault-Delisle

La fréquence de détection du chlorpyrifos a diminué considérablement depuis la campagne d'échantillonnage précédente. Alors qu'il était détecté dans 100 % des échantillons lors de l'échantillonnage de 2005-2007, il a été détecté dans 58,4 % des échantillons en moyenne pour la période 2013-2014, soit dans 76,7 % des échantillons en 2013 et 40 % en 2014. Le profil des concentrations mesurées en 2006 et 2007, puis en 2013 et 2014 apparaissent à la figure 8. Alors que des maxima de 2,2 µg/l et 0,92 µg/l étaient mesurés en 2006 et en 2007, les concentrations maximales en 2013 et 2014 étaient beaucoup plus faibles, à respectivement 0,13 µg/l et 0,05 µg/l. On trouve encore des dépassements des critères de qualité de l'eau en 2013 et 2014, mais ceux-ci sont moins fréquents.

Les autres insecticides détectés le plus souvent sont le carbaryl, le malathion et le diazinon, détectés respectivement dans 35 %, 30 % et 21,7 % des échantillons. Quelques insecticides détectés lors de la campagne d'échantillonnage précédente (carbofuran, parathion, perméthrine et cyperméthrine) ne l'ont pas été en 2013-2014.

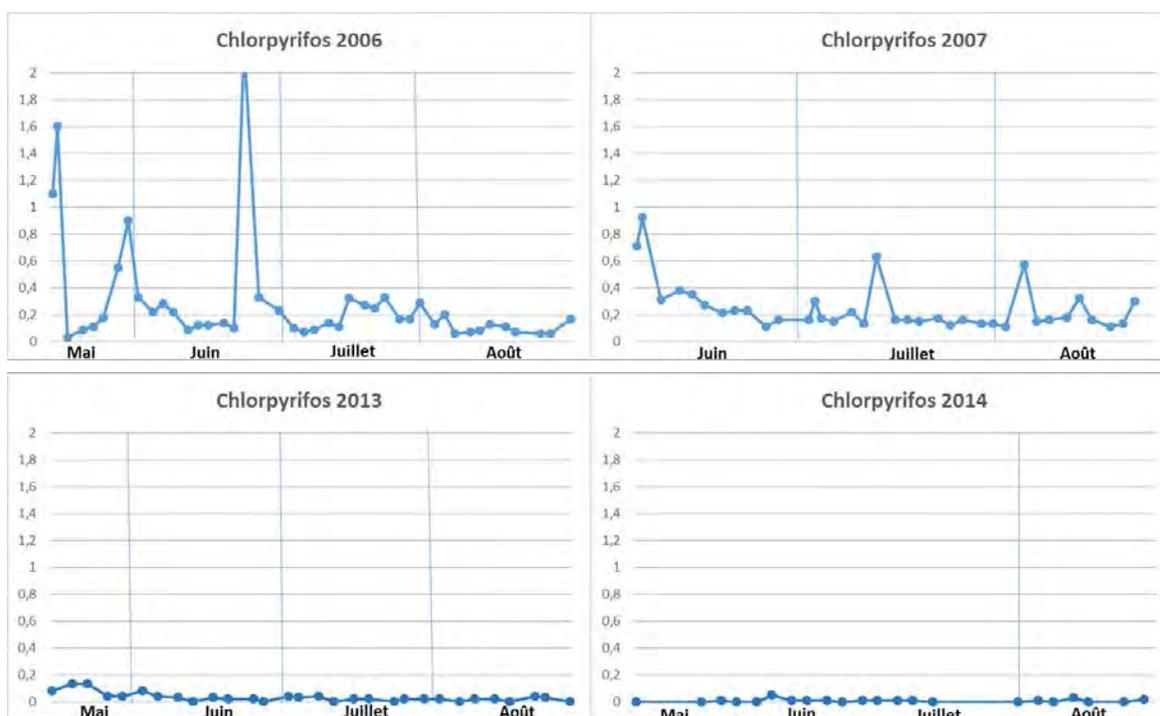


Figure 8 Profil des concentrations de l'insecticide chlorpyrifos dans le ruisseau Gibeault-Delisle en 2006, 2007, 2013 et 2014

Fongicides

Les fongicides fréquemment détectés sont le fénamidone et l'azoxystrobine, tous deux détectés dans 100 % des échantillons. L'ETU, un produit de la dégradation des fongicides de la famille des dithiocarbamates, a été détecté dans 78,4 % des échantillons, et le boscalide, dans 73,3 % des échantillons. Détecté en moyenne dans 25 % des échantillons en 2013 et 2014, le chlorothalonil présentait néanmoins la valeur maximale la plus élevée de tous les fongicides, soit 21 µg/l. Le chlorothalonil dépassait le CVAC de 0,18 µg/l dans 10 % des échantillons en 2013 et dans 26,7 % des échantillons en 2014. Outre le chlorothalonil, l'azoxystrobine a dépassé ponctuellement (dans 3,3 % des échantillons) la valeur guide de 1,24 µg/l. Le profil des concentrations de fongicides a varié considérablement entre 2013 et 2014 (figure 9). Alors que les pics de fongicides ont

habituellement été enregistrés en fin de saison, l'année 2013 se caractérise par l'apparition de deux pointes de concentrations élevées au mois de mai, l'une pour l'ETU et l'autre pour le chlorothalonil.

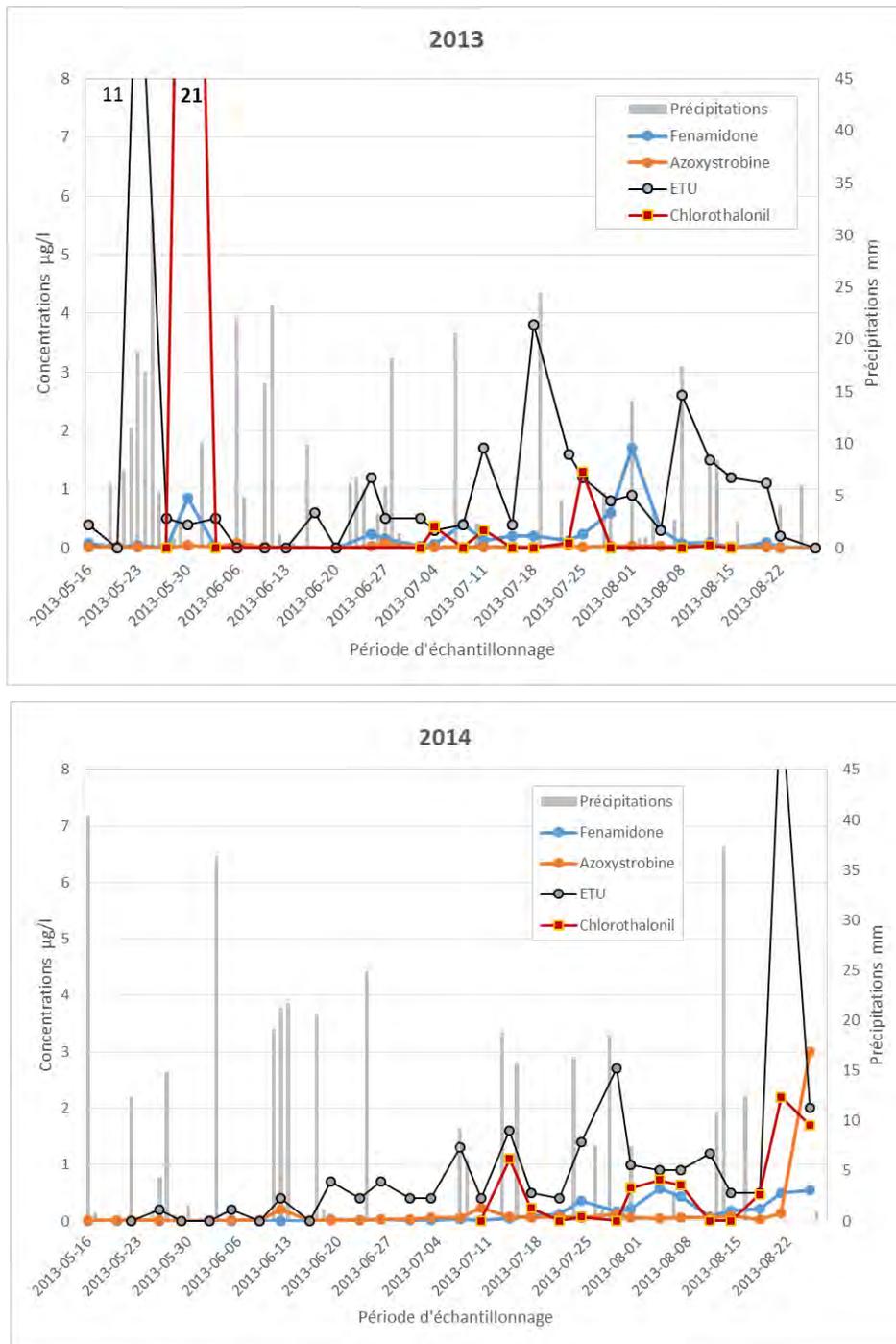


Figure 9 Profil des concentrations de quelques fongicides dans le ruisseau Gibeault-Delisle

Tendances temporelles des concentrations entre 2006-2007 et 2013-2014

Les concentrations des années 2006 et 2007 ont été comparées à celles des années 2013 et 2014 à l'aide du test de Wilcoxon (Man-Withney), en utilisant la comparaison des rangs des données brutes des concentrations (tableau 4). Les moyennes des concentrations des périodes 2006-2007 et 2013-2014 sont aussi présentées à titre indicatif.

On a vu précédemment que les concentrations maximales ont augmenté en 2013-2014 pour les herbicides métribuzine, linuron et diméthénamide par rapport à la campagne d'échantillonnage précédente. L'analyse statistique confirme la hausse des concentrations pour le linuron et le métribuzine, mais il n'y a pas de tendance significative pour le diméthénamide et le β -métochlorure. En ce qui concerne l'insecticide chlorpyrifos, en plus de l'examen du profil des concentrations, l'analyse statistique confirme également une tendance significative à la baisse des concentrations entre les années 2006-2007 et les années 2013-2014.

Tableau 4 Comparaison des concentrations de quelques pesticides dans le ruisseau Gibeault-Delisle entre les années 2006-2007 et 2013-2014

	Nombre de données par série		Moyennes		Comparaison des rangs des données brutes		Probabilité au seuil de 0,05	Tendance
	2006-2007	2013-2014	2006-2007	2013-2014	2006-2007	2013-2014		
Herbicides								
Linuron	79	60	3,91	21,22	61,32	81,43	0,0041	Hausse significative
Métribuzine	79	60	0,77	1,78	63,35	77,74	0,0385	Hausse significative
Diméthénamide	79	60	5,57	9,51	73,04	66,00	0,3101	Non significative
β -Métochlorure	79	60	0,22	0,07	74,67	64,25	0,1431	Non significative
Insecticide								
Chlorpyrifos	79	60	0,27	0,02	99,01	31,80	<0,0001	Baisse significative

Au cours des dernières années, des projets de recherche, de transfert technologique ou de sensibilisation ont été réalisés auprès des producteurs maraîchers de la Montérégie, notamment pour apporter des solutions à la problématique du chlorpyrifos dans le cours d'eau observée lors des campagnes de 2006-2007. Mentionnons par exemple l'optimisation des lâchers de mouches stériles pour le contrôle de la mouche de l'oignon (Fournier et Brodeur, 2012), l'implantation d'un marais filtrant pour capter le chlorpyrifos (Sanchez et Thireau, 2014a) et la mise à l'essai de l'efficacité de biofiltres pour le traitement des surplus de bouillies des fermes maraîchères (Sanchez et Thireau, 2014b), qui ont été financés dans le cadre du programme Prime-Vert du MAPAQ. De plus, divers événements réalisés par le PRISME² ou par le PELI³ ainsi que des publications ont facilité la diffusion de l'information et la sensibilisation des producteurs maraîchers à la contamination des cours d'eau par les pesticides, en plus de faire la promotion de la lutte intégrée. Des inspections ont aussi été effectuées par le MDDELCC durant l'été 2012 dans le bassin versant du ruisseau Gibeault-Delisle afin de vérifier notamment la conformité de la certification et de l'entreposage des pesticides. On peut penser que ces diverses interventions visant les productions maraîchères du secteur des terres noires et du ruisseau Gibeault-Delisle, en particulier, ont contribué à la tendance à la baisse des concentrations de chlorpyrifos dans le cours d'eau.

² PRISME : Consortium regroupant quatre compagnies œuvrant dans le service-conseil et la recherche en production de fruits et de légumes.

³ PELI : Pôle d'excellence en lutte intégrée qui rend disponible l'information sur les pesticides aux producteurs et appuie les projets en lutte intégrée.

Ruisseau Norton

Le ruisseau Norton a été depuis peu intégré au réseau de base du suivi des pesticides. Les données obtenues en 2013 et 2014 constituent donc les premières observations sur la présence de pesticides dans ce cours d'eau. Au total, 40 substances y ont été détectées, soit 33 pesticides et 7 produits de dégradation de pesticides (tableau 5). Les pesticides présents sont à peu près les mêmes que dans le ruisseau Gibeault-Delisle, mais les concentrations y sont généralement plus faibles. Comme évoqué précédemment, le débit plus important dans le ruisseau Norton ainsi qu'une proportion en cultures plus faible dans le bassin versant expliquent ces teneurs plus faibles dans le ruisseau Norton que dans le ruisseau Gibeault-Delisle. Tous pesticides confondus, des dépassements du CVAC sont constatés dans tous les échantillons prélevés en 2013 et 2014.

Herbicides

Au total, 18 herbicides et 2 produits de dégradation d'herbicides ont été détectés dans le ruisseau Norton. Le diméthénamide, le β -métochlorure, le glyphosate, le linuron, le métribuzine et l'atrazine sont ceux qui sont détectés le plus souvent (tableau 5). Récemment intégrés à l'analyse, le pendiméthaline, le propyzamide et le chlorprophame ont aussi été détectés, respectivement dans 72,4 %, 63,3 % et 43,3 % des échantillons en 2014. Le propyzamide est homologué pour une grande variété de cultures (laitue, fraise, luzerne, trèfle, etc.), tandis que le chlorprophame est un antigerminatif utilisé lors du lavage de la pomme de terre en entrepôt, comme indiqué précédemment.

Des dépassements occasionnels des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques (CVAC) ont été observés pour le linuron, le diméthénamide et le bromoxynil (tableau 6). Comme dans le cas du ruisseau Gibeault-Delisle, quelques pointes de concentrations d'herbicides sont relevées en fin de saison, soit pour le linuron en août 2013 et pour le glyphosate en août 2014 (figure 10).

Insecticides

Parmi les pesticides détectés, neuf insecticides et trois produits de dégradation d'insecticides ont été trouvés dans le ruisseau. Les insecticides de la famille des néonicotinoïdes, soit l'imidaclopride, la clothianidine et le thiaméthoxame, sont détectés respectivement dans 100 %, 100 % et 96 % des échantillons en 2013 et 2014. Les concentrations mesurées dépassent le CVAC de 0,0083 µg/l dans 100 % des échantillons pour la clothianidine, dans 67 % des échantillons en moyenne dans le cas de l'imidaclopride et dans 55 % des échantillons en moyenne pour ce qui est du thiaméthoxame.

Bien que le diazinon soit détecté de manière épisodique, il a montré une pointe de concentration de 0,9 µg/l en 2014. Cette valeur représente 225 fois le CVAC (0,004 µg/l) et 14 fois le CVAA (0,064 µg/l).

Tout comme dans le ruisseau Gibeault-Delisle, un sous-bassin du bassin versant du ruisseau Norton, l'insecticide chlorpyrifos est détecté aussi dans le ruisseau Norton, à une fréquence de 16,7 % en 2013 et de 70 % en 2014. La valeur maximale mesurée pour ce produit dans le ruisseau Norton est la même que celle mesurée en 2014 dans le ruisseau Gibeault-Delisle, soit de 0,05 µg/l. Bien que cette valeur excède encore les critères chronique (CVAC) et aigu (CVAA) avec une amplitude de 75 fois et de 2,5 fois respectivement, il demeure que cette concentration est plus faible que les maxima déjà mesurés dans le passé pour ce produit. Le profil des concentrations d'insecticides apparaît à la figure 11. Parmi les insecticides de la famille des néonicotinoïdes, c'est la clothianidine qui présente les concentrations les plus élevées.

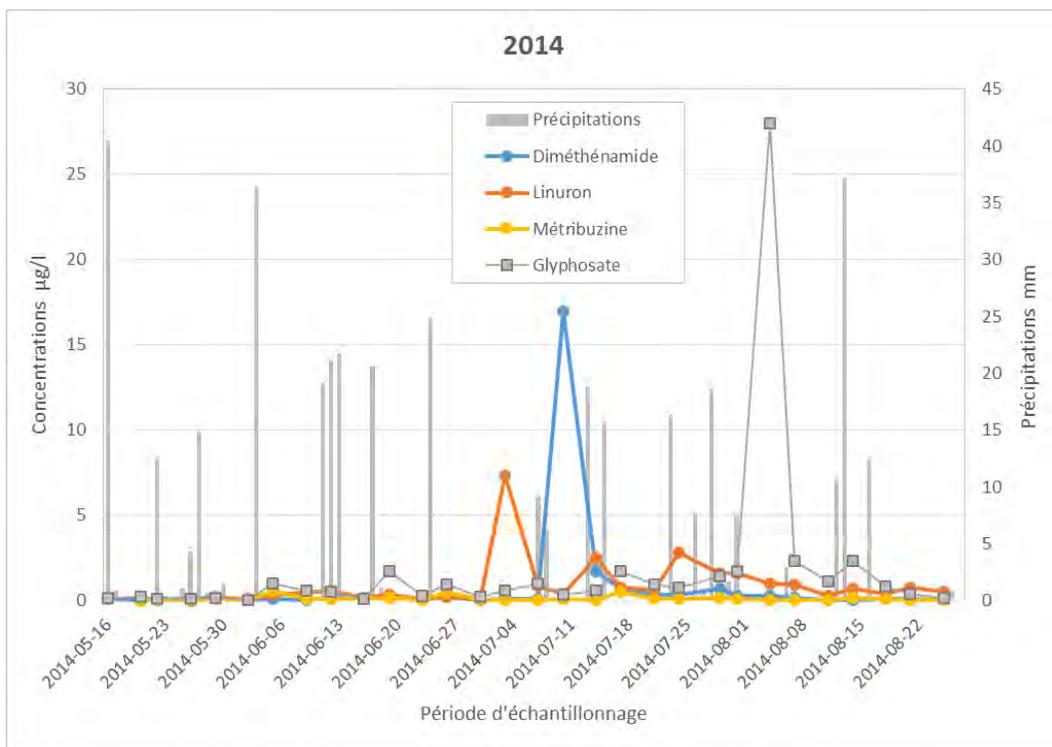
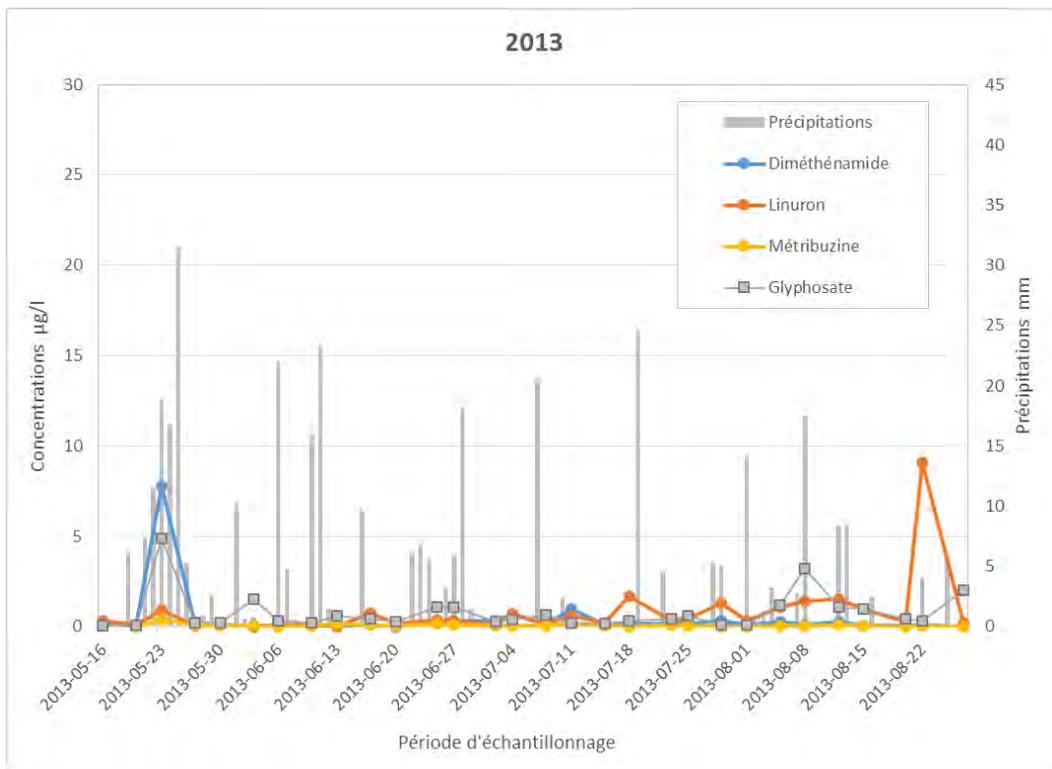
Tableau 5 Pesticides détectés dans le ruisseau Norton en 2013 et 2014

	Fréquence de détection %		Concentrations maximales (µg/l)	
	2013	2014	2013	2014
Herbicides				
Diméthénamide	100	100	7,8	17
S-Métolachlore	100	100	4,1	0,3
Glyphosate	100	100	4,9	28
Linuron ¹	93,3	89,6	9,1	7,3
Métribuzine	73,3	93,3	0,4	0,57
Atrazine	46,7	80	0,98	0,34
Pendiméthaline	NA	72,4	-	0,22
AMPA	60	66,7	1	9,1
Propyzamide	NA	63,3	-	1,7
Bromoxynil	46,7	40	0,59	18
Dicamba	10	33,3	0,07	0,4
Bentazone	16,7	16,7	0,12	0,35
2,4-D	13,3	16,7	0,22	0,61
2,4-DP	10	10	0,37	0,21
MCPA	6,7	10	0,06	0,69
Déséthyl-atrazine	3,3	3,3	0,06	0,02
EPTC	6,7	-	0,88	-
Glufosinate	-	3,3	-	0,17
Mécoprop	3,3	-	0,08	-
Inhibiteur de germination				
Chlorprophame	NA	43,3	-	1,1
Insecticides				
Imidaclopride	100	100	0,093	0,098
Clothianidine	100	100	0,43	0,18
Thiaméthoxame	96,3	96,7	0,074	0,088
Chlorpyrifos	16,7	70	0,03	0,05
Imidaclopride-guanidine	3,7	86,7	0,013	0,022
Acétamipride	25,9	-	0,015	-
Carbaryl	13,3	23,3	0,76	0,42
Malathion	6,7	10	2,6	0,24
Diazinon	10	6,7	0,04	0,9
Diméthoate	6,7	-	0,06	-
Imidaclopride-urée	3,7	3,3	0,003	0,0028
1-naphtol	3,3	-	0,1	-
Fongicides				
Azoxystrobine	96,3	100	0,023	0,32
Fenamidone	88,9	63,3	0,4	0,48
Boscalide	NA	75,8	-	0,5
Fenamidone-métabolite	25,9	-	0,013	-
ETU	30	13,3	0,5	7,7
Myclobutanil	6,7	6,7	0,05	0,06
Chlorothalonil	3,3	-	0,06	-
Métalaxyl	NA	20	-	0,67

NA : Non analysé

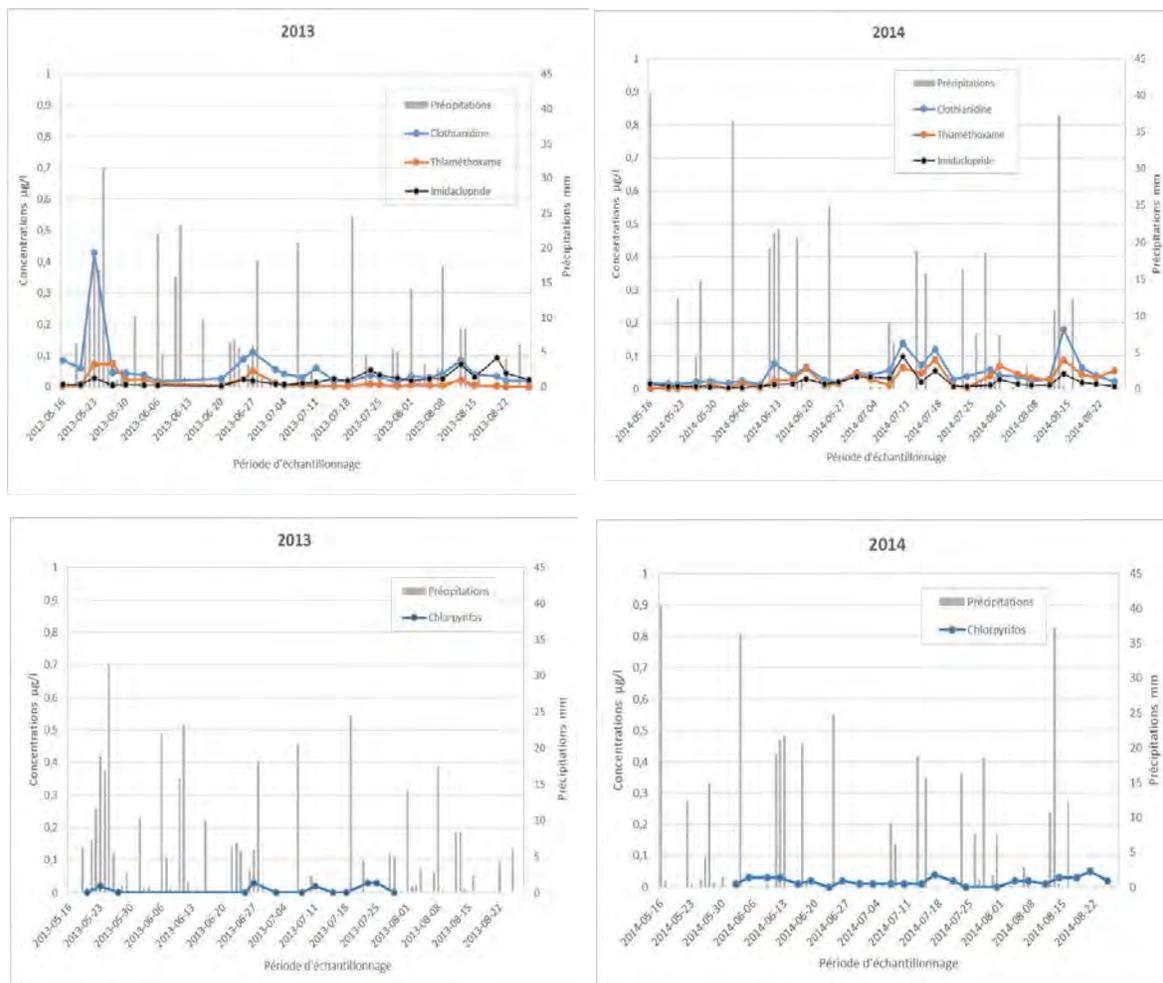
Tableau 6 Dépassements des critères de qualité de l'eau CVAC et CVAA dans le ruisseau Norton

	Toxicité chronique CVAC	Fréquence de dépassements %		Toxicité aigue CVAA	Fréquence de dépassement %		Valeur maximale	Amplitude du dépassement	
		2013	2014		2013	2014		CVAC	CVAA
Herbicides									
Linuron	7	3,3	3,4	-	-	-	9,1	1,3	-
Diméthénamide	5,6	3,3	3,3	-	-	-	17	3	-
Bromoxynil	5	-	3,3	-	-	-	18	3,6	-
Insecticides									
Clothianidine	0,0083	100	100	0,2	3,3	-	0,43	51,8	2,1
Imidaclopride	0,0083	63,3	70	0,2	-	-	0,098	11,8	-
Thiaméthoxame	0,0083	33,3	76,7	0,2	-	-	0,088	10,6	-
Chlorpyrifos	0,002	16,7	70	0,02	16,7	43,3	0,05	75	2,5
Diazinon	0,004	10	6,7	0,064	-	6,7	0,9	225	14
Carbaryl	0,2	6,7	6,7	-	-	-	0,76	3,8	-
Malathion	0,1	3,3	6,7	-	-	-	2,6	26	-



Note : Précipitations enregistrées à la station climatologique de Sainte-Martine (7027540)

Figure 10 Profil des concentrations de quelques herbicides dans le ruisseau Norton



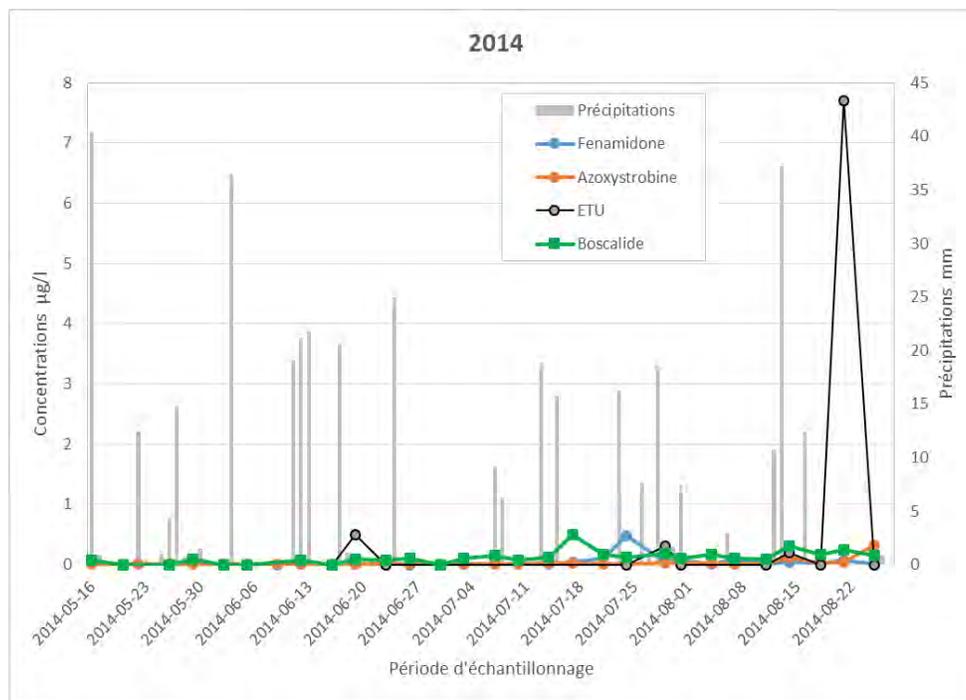
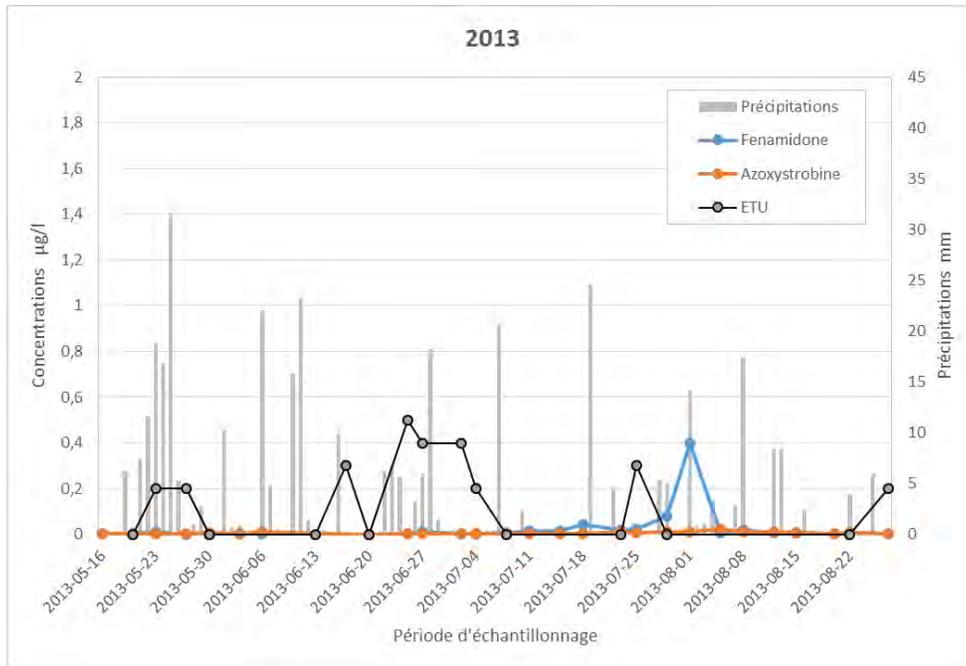
Note : Précipitations enregistrées à la station climatologique de Sainte-Martine (7027540)

Figure 11 Profil des concentrations de quelques insecticides dans le ruisseau Norton

Fongicides

Six fongicides et deux produits de dégradation de fongicides ont été détectés dans le ruisseau Norton. Les produits qui ont été détectés le plus souvent sont l'azoxystrobine et le fénamidone. En 2013 et 2014, ils sont détectés en moyenne dans 98 % et dans 76 % des échantillons respectivement. Le boscalide a été analysé en 2014 seulement. Cette année-là, il a été détecté dans 75,8 % des échantillons. L'ETU, un produit de la dégradation des fongicides de la famille des dithiocarbamates, a été détecté en moyenne dans 22 % des échantillons. Aucun des fongicides détectés ne dépasse les CVAC existants.

Des fongicides ont été détectés tout au long de la saison (figure 12) avec une pointe de concentration élevée pour l'ETU à la fin du mois d'août 2014.



Note : Précipitations enregistrées à la station climatologique de Sainte-Martine (7027540)

Figure 12 Profil des concentrations de quelques fongicides dans le ruisseau Norton

3. RÉSULTATS DU SUIVI DANS DES SECTEURS DE VERGERS

Ruisseau Déversant-du-Lac

Les premières campagnes d'échantillonnage réalisées dans le ruisseau Déversant-du-Lac en 2010 et 2011 avaient révélé la présence dans ce cours d'eau de 29 pesticides, soit 12 herbicides, 8 insecticides et 3 fongicides, de même que 6 produits de dégradation de pesticides. Globalement, pour les campagnes de 2015 et 2016, 25 pesticides ou produits de dégradation ont été détectés (24 en 2015 et 16 en 2016).

Le tableau 7 présente les fréquences de détection ainsi que les concentrations maximales mesurées lors de ces campagnes d'échantillonnage. Le tableau 8 présente la liste des pesticides qui ont dépassé les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques. Globalement, 53,6 % des échantillons en 2015 et 20 % des échantillons en 2016 ont montré des dépassements du CVAC pour au moins un pesticide.

Herbicides

Les herbicides reliés aux grandes cultures, comme l'atrazine, le β -métochlorure et le glyphosate, sont encore détectés et, en moyenne, leur fréquence de détection a légèrement augmenté en 2015-2016 par rapport à 2010-2011. Par contre, la fréquence de détection a diminué pour plusieurs autres herbicides, tels que le bentazone, le dicamba, le 2,4-D et la simazine. D'ailleurs, l'herbicide simazine, de moins en moins utilisé dans les vergers, n'a pas été détecté en 2015 et 2016, alors qu'il était détecté dans 31 % des échantillons en 2010 et 2011.

En 2015, aucun des herbicides détectés ne dépassait les critères de qualité de l'eau. En 2016, l'atrazine et le β -métochlorure montrent un dépassement ponctuel de leur CVAC respectif. La concentration maximale mesurée pour l'atrazine et le β -métochlorure est de 15 $\mu\text{g/l}$. Cette valeur dépasse de huit fois le critère de 1,8 $\mu\text{g/l}$ de l'atrazine et de deux fois le critère de 7,8 $\mu\text{g/l}$ du β -métochlorure. Le profil des concentrations des principaux herbicides mesurées dans le ruisseau Déversant-du-Lac apparaît à la figure 13.

Insecticides

Au total, neuf insecticides ou produits de dégradation d'insecticides ont été détectés en 2015-2016. Les insecticides de la famille des néonicotinoïdes sont ceux qui sont détectés le plus souvent. Le thiaclopride, le thiaméthoxame, la clothianidine, l'imidaclopride et l'acétamipride ont été détectés en moyenne dans 67 %, 42 %, 17,5 %, 12,4 %, et 1,6 % des échantillons respectivement.

En moyenne en 2015-2016, le carbaryl a été détecté dans 12,4 % des échantillons, le chlorpyrifos, dans 5,3 % des échantillons et la perméthrine, dans 1,8 % des échantillons. Parmi les produits détectés qui pourraient être associés aux vergers, on note les insecticides thiaclopride, carbaryl, perméthrine et acétamipride.

Parmi les insecticides néonicotinoïdes détectés, le thiaméthoxame dépasse le CVAC de 0,0083 $\mu\text{g/l}$ dans 28,5 % des échantillons en 2015 et dans 13 % des échantillons en 2016. La clothianidine dépasse le CVAC dans 21,4 % des échantillons en 2015 et dans 10 % des échantillons en 2016. Le thiaclopride dépasse le CVAC de 0,064 $\mu\text{g/l}$ de la Finlande dans un seul échantillon en 2015.

La perméthrine n'a été détectée que ponctuellement en 2015, mais la concentration mesurée à cette occasion (0,6 $\mu\text{g/l}$) dépassait de 13,6 fois le CVAA.

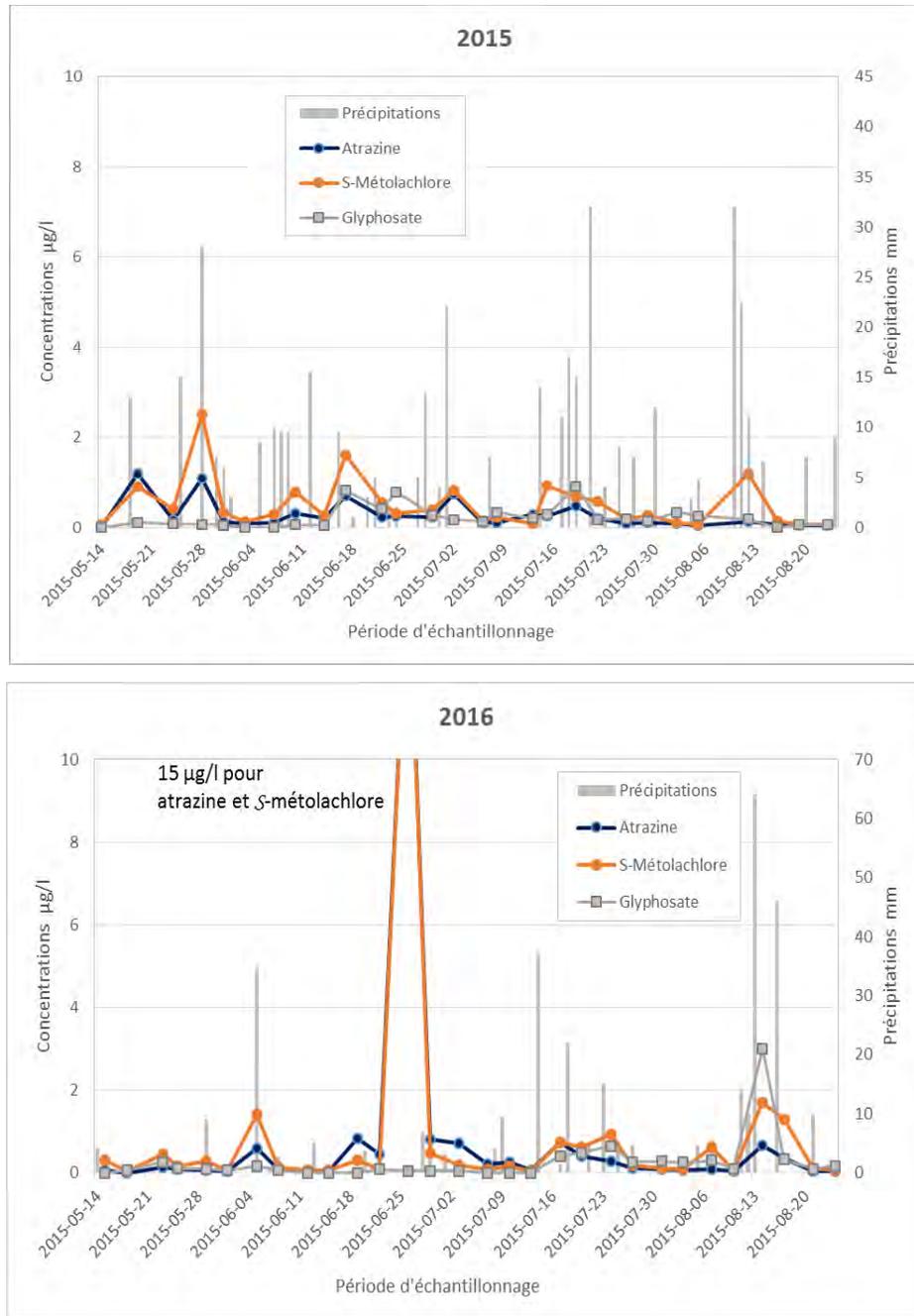
Tableau 7 Pesticides détectés dans le ruisseau Déversant-du-Lac

	Fréquence de détection				Concentration maximale (µg/l)			
	2010	2011	2015	2016	2010	2011	2015	2016
Herbicides								
S-Métolachlore	93,3	93,5	100	100	0,21	0,34	2,5	15
Atrazine	93,3	96,7	100	96,7	5	2,2	1,2	15
Glyphosate	57	87	85,7	76,7	10	9,6	0,91	3
<i>Deéthyl-atrazine</i>	90	64,5	92,8	56,7	0,26	0,36	0,18	0,21
AMPA	14,3	70,9	39,3	60	0,24	1,2	0,48	0,96
Bentazone	100	96,5	42,8	23,3	3,5	10	0,11	0,53
Dicamba	42	20,6	25	6,7	0,07	0,09	0,19	0,05
Mécoprop	14,3	-	25	-	0,2	-	0,11	-
Métribuzine	3,3	0	7,1	3,3	0,09	-	0,05	0,05
<i>Déisopropyl-atrazine</i>	56,6	3,2	3,6	-	0,19	0,07	0,09	-
Simazine	33,3	29	-	-	5,1	0,03	-	-
2,4-D	7,1	10,3	7,1	-	0,15	0,09	0,08	-
Diméthénamide	12,9	-	3,6	3,3	-	0,17	0,02	0,04
MCPA	7,1	3,4	3,6	-	0,52	0,05	0,06	-
<i>2,6-Dichlorbenzamide</i>	3,3	3,2	-	-	0,03	0,03	-	-
2,4-DB	0	3,4	-	-	-	0,1	-	-
Insecticides								
Thiaclopride	NA	NA	64,3	70	NA	NA	0,22	0,05
Thiaméthoxame	73,3	87	53,6	40	0,17	0,17	0,042	0,053
Clothianidine	76,6	90,3	25	10	0,023	0,047	0,089	0,068
Imidaclopride	3,3	9,6	21,4	3,3	0,001	0,016	0,011	0,004
Carbaryl	13,3	9,6	21,4	3,3	0,51	0,15	0,66	0,16
Chlorpyrifos	-	-	10,7	-	-	-	0,02	-
Perméthrine	3,3	-	3,6	-	0,04	-	0,6	-
<i>Imidaclopride-oléfine</i>	-	-	3,6	-	-	-	0,004	-
Acétamipride	NA	NA	-	3,3	NA	NA	-	0,001
<i>Imidaclopride-urée</i>	30	29	-	-	0,14	0,012	-	-
Azinphos-méthyl	3,3	3,2	-	-	1,3	0,13	-	-
Mévinphos	3,3	-	-	-	0,09	-	-	-
Deltaméthrine	3,3	-	-	-	0,07	-	-	-
Fongicides								
Azoxystrobine	13,3	38,7	71,4	90	0,6	0,31	0,042	0,5
Fenamidone	-	-	3,6	-	-	-	0,004	-
ETU	0	3,2	3,6	-	-	0,5	0,9	-
Dimétomorphe	6,6	-	-	-	0,41	-	-	-
Myclobutanil	3,3	-	-	-	0,12	-	-	-

NA : Non analysé

Tableau 8 Dépassement des critères de qualité de l'eau CVAC et CVAA dans le ruisseau Déversant-du-Lac

	Toxicité chronique CVAC	Fréquence de dépassements %				Toxicité aiguë CVAA	Fréquence de dépassement %				Valeur maximale 2015 ou 2016	Amplitude du dépassement	
		2010	2011	2015	2016		2010	2011	2015	2016		CVAC	CVAA
Herbicides													
Atrazine	1,8	13,3	6,4	-	3,3	50	-	-	-	-	15	8,3	-
S-Métolachlore	7,8	-	-	-	3,3	110	-	-	-	-	15	1,9	-
Insecticides													
Thiaméthoxame	0,0083	20	25,8	28,5	13	0,2	-	-	-	-	0,042	5	-
Clothianidine	0,0083	26,7	16	21,4	10	0,2	-	-	-	-	0,089	10,7	-
Chlorpyrifos	0,002	-	-	10,7	-	0,02	-	-	3,6	-	0,02	10	1
Carbaryl	0,2	6,6	-	7,1	-	-	-	-	-	-	0,66	3,3	-
Perméthrine	0,004	3,3	-	3,6	-	0,044	-	-	3,6	-	0,6	150	13,6
Imidaclopride	0,0083	-	3,2	3,6	-	0,2	-	-	-	-	0,011	1,3	-
Deltaméthrine	0,0004	3,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Azinphos-méthyl	0,01	3,3	3,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-



Note : Précipitations enregistrées à la station climatologique de Marieville (7024627)

Figure 13 Profil des concentrations de quelques herbicides dans le ruisseau Déversant-du-Lac

Le chlorpyrifos, utilisé notamment dans les cultures maraîchères, a été détecté dans 10,7 % des échantillons en 2015. Pour ces échantillons, il dépasse le CVAC de 0,002 µg/l. Il dépasse aussi le CVAA à une occasion (3,6 % des échantillons). Toutefois, le chlorpyrifos n'a pas été détecté en 2016. La figure 14 montre le profil des concentrations de quelques insecticides dans le ruisseau Déversant-du-Lac en 2015 et 2016.

Fongicides

Le fongicide détecté le plus souvent est l'azoxystrobine, détecté dans 71 % des échantillons en 2015 et dans 90 % des échantillons en 2016. Ce fongicide est utilisé dans diverses cultures, que ce soit en traitement de semences pour le maïs et le soya par exemple, ou en application pour la pomme de terre ou d'autres légumes. La concentration du produit est un peu plus élevée en fin de saison (figure 15). Le fénamidone et l'ETU n'ont été détectés que ponctuellement. L'ETU montre une pointe de concentration en mai 2015, mais n'a pas été détecté par la suite. Aucun fongicide n'a dépassé les critères de qualité de l'eau existants.

Tendances temporelles des concentrations entre 2010-2011 et 2015-2016

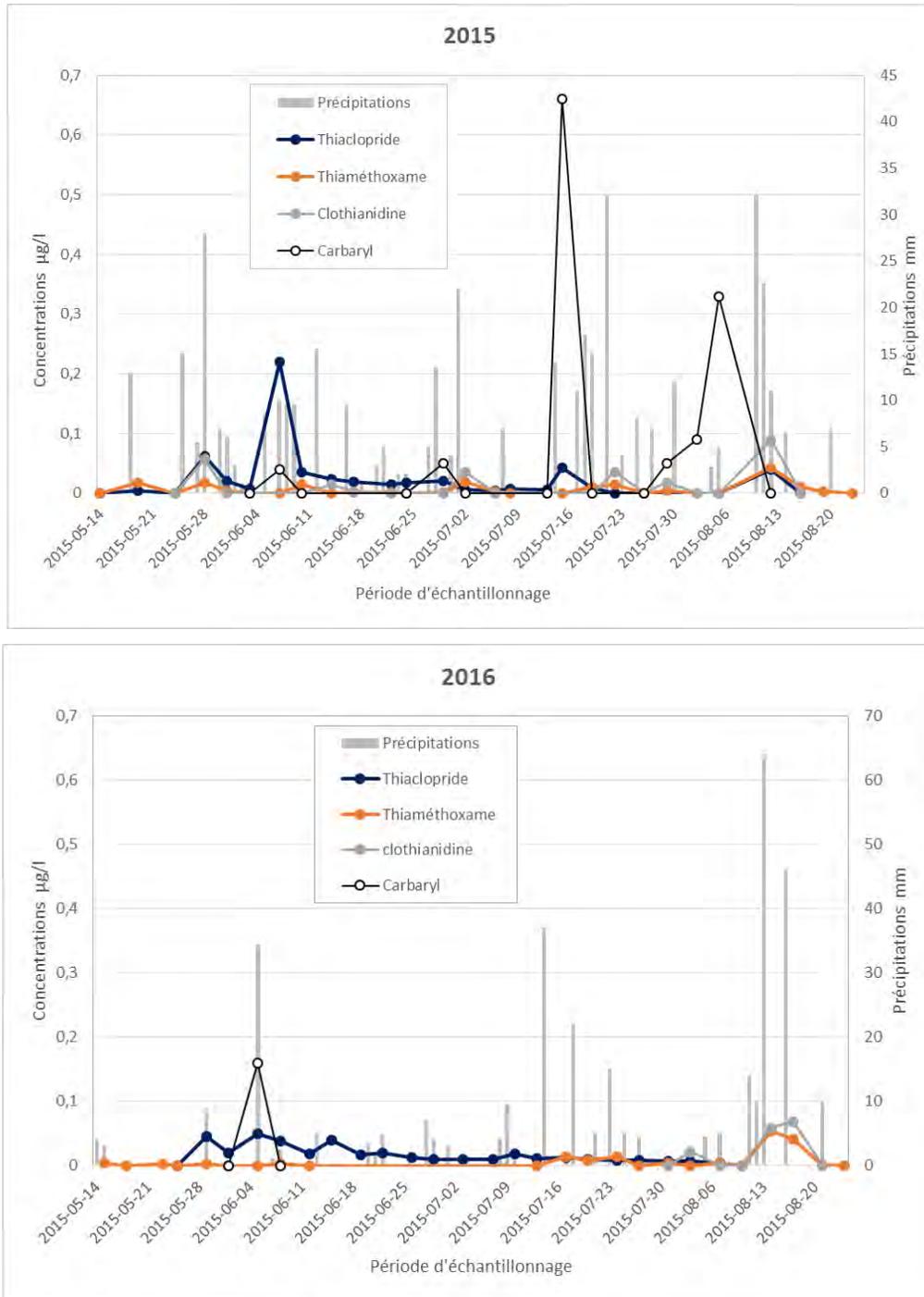
Les concentrations des années 2010 et 2011 ont été comparées à celles des années 2015 et 2016 à l'aide du test de Wilcoxon (Man-Withney), en utilisant la comparaison des rangs des données brutes des concentrations (tableau 9). Les moyennes des périodes 2010-2011 et 2015-2016 sont aussi présentées à titre indicatif.

L'analyse des tendances montre une hausse significative des concentrations de l'herbicide *S*-métolachlore et du fongicide azoxystrobine dans le ruisseau Déversant-du-Lac, mais une baisse significative pour l'herbicide bentazone et les insecticides thiaméthoxame et clothianidine.

Les produits associés aux vergers n'ont pas été soumis à l'analyse statistique puisque la fréquence de détection des produits était relativement faible.

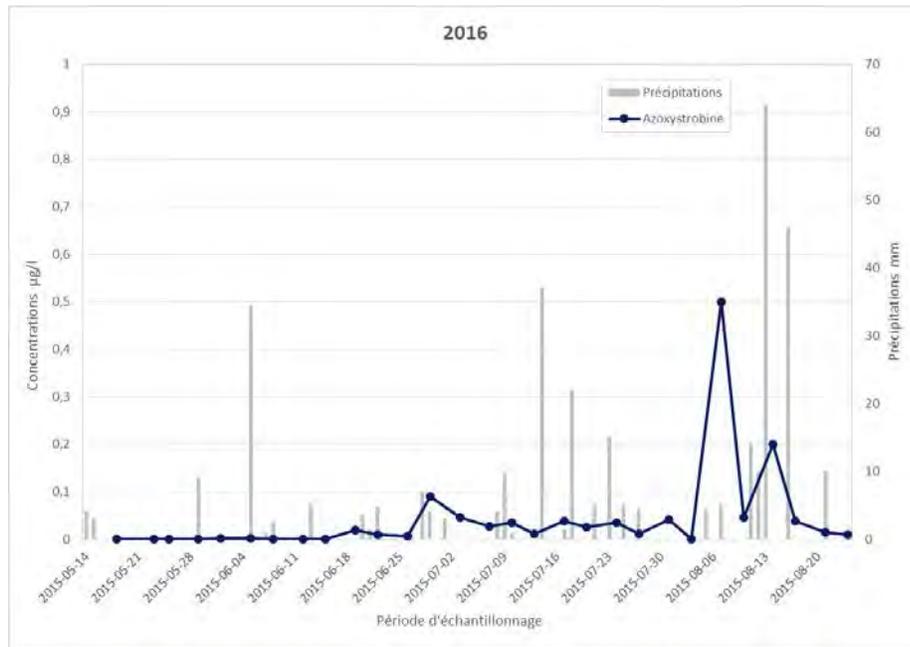
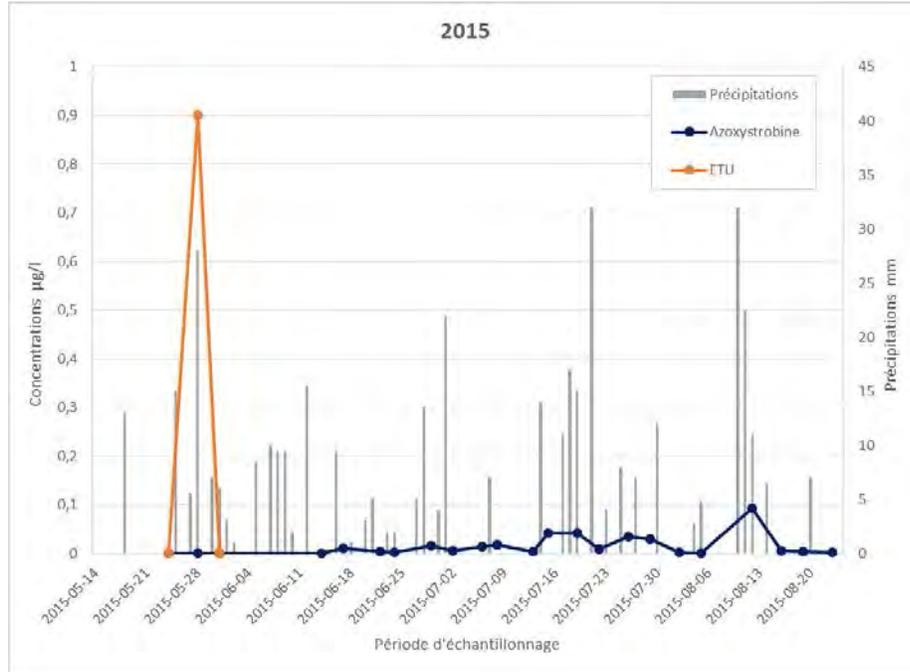
Tableau 9 Comparaison des concentrations de quelques pesticides dans le ruisseau Déversant-du-Lac entre les années 2010-2011 et 2015-2016

	Nombre de données par série		Moyennes		Comparaison des rangs des données brutes		Probabilité au seuil de 0,05	Tendance
	2010-2011	2015-2016	2010-2011	2015-2016	2010-2011	2015-2016		
Herbicides								
Atrazine	61	58	0,581	0,516	64,24	55,53	0,1717	Non significative
<i>S</i> -Métolachlore	61	58	0,061	0,690	36,64	84,57	< 0,0001	Hausse significative
Glyphosate	45	58	0,740	0,233	57,72	47,56	0,0891	Non significative
Bentazone	43	58	1,227	0,039	76,28	32,26	< 0,0001	Baisse significative
Insecticides								
Thiaméthoxame	61	58	0,013	0,005	68,8	50,74	0,0041	Baisse significative
Clothianidine	61	58	0,006	0,007	76,81	42,32	< 0,0001	Baisse significative
Imidaclopride	61	58	0,0003	0,0005	58,29	61,80	0,2734	Non significative
Fongicide								
Azoxystrobine	61	58	0,01	0,0270	43,86	76,97	< 0,0001	Hausse significative



Note : Précipitations enregistrées à la station climatologique de Marieville (7024627)

Figure 14 Profil des concentrations de quelques insecticides dans le ruisseau Déversant-du-Lac



Note : Précipitations enregistrées à la station climatologique de Marieville (7024627)

Figure 15 Profil des concentrations de deux fongicides dans le ruisseau Déversant-du-Lac

Ruisseau Rousse

Au cours de la période 2015-2016, 38 pesticides ont été détectés dans le ruisseau Rousse, soit le même nombre qu'en 2010-2011. Tous les échantillons prélevés en 2015 et 93 % des échantillons de 2016 montrent des dépassements des CVAC pour au moins un pesticide.

Herbicides

Au total, 19 herbicides ou produits de dégradation d'herbicides ont été détectés dans le ruisseau Rousse en 2015 et 2016 (tableau 10). Les herbicides détectés le plus souvent sont ceux associés aux cultures de maïs et de soya, soit le β -métolachlore, le bentazone, l'atrazine et le glyphosate. Ils sont détectés respectivement dans 100 %, 97 %, 90 % et 87 % des échantillons en 2016.

Le produit de dégradation du dichlobénil, le 2,6-dichlorobenzamide (aussi appelé BAM), a été détecté dans 100 % des échantillons en 2015 et dans 87 % des échantillons en 2016, alors qu'il était détecté moins souvent en 2010 et 2011. Ce produit, principalement utilisé dans les cultures de petits fruits (framboises, vignes), est également homologué pour usage dans les vergers de pommiers. La simazine, également homologuée pour usage dans les vergers, était détectée en 2010 et 2011, mais ne l'a pas été en 2015 et 2016. Plusieurs autres herbicides sont aussi détectés en 2015 et 2016 (métribuzine, diméthénamide, trifluraline, 2,4-D, glufosinate, etc.).

L'atrazine, le β -métolachlore et la trifluraline ont montré des dépassements ponctuels des CVAC (tableau 11). Le profil des concentrations des principaux herbicides détectés (figure 16) est typique des secteurs de maïs et de soya, c'est-à-dire que les pointes de concentrations surviennent en juin et juillet, lors des événements de fortes pluies.

Insecticides

En 2015 et 2016, neuf insecticides et deux produits de dégradation d'insecticides ont été décelés dans le ruisseau (tableau 10). Plusieurs insecticides de la famille des néonicotinoïdes sont présents : l'imidaclopride a été détecté dans 96 % des échantillons, le thiaméthoxame en moyenne dans 72,7 % des échantillons, l'acétamipride dans 20,4 % des échantillons, le thiaclopride dans 8,5 % des échantillons et la clothianidine dans 1,7 % des échantillons. L'acétamipride et le thiaclopride pourraient être associés à un usage dans les vergers, tandis que les autres néonicotinoïdes pourraient avoir été utilisés dans les grandes cultures ou les cultures maraîchères. Dans le ruisseau Rousse, quatre insecticides ont présenté des valeurs qui dépassaient les CVAC. Ce sont l'imidaclopride, le thiaméthoxame et le chlorpyrifos qui dépassent les critères le plus souvent (tableau 11). Le diazinon et le carbaryl ont également montré des dépassements des CVAC. L'imidaclopride montre une pointe de concentration élevée en juin 2015 (figure 17).

Le CVAC pour le chlorpyrifos est encore dépassé dans 55 % des échantillons en 2015 et dans 46,7 % des échantillons en 2016 (tableau 11). La concentration maximale mesurée durant la période 2015-2016 a été de 1,5 $\mu\text{g/l}$, comparativement à 44 $\mu\text{g/l}$ en 2011. Quoique beaucoup plus faible, cette valeur est encore 75 fois supérieure au CVAC de 0,02 $\mu\text{g/l}$.

Fongicides

Le fongicide détecté le plus souvent, soit dans 96 % des échantillons, est l'azoxystrobine. Le boscalide a été détecté dans 44,8 % des échantillons en 2015, mais n'a pas été détecté en 2016. L'ETU, un produit de la dégradation du fongicide mancozèbe, employé notamment dans les vergers et les cultures maraîchères (tomates), a été décelé en moyenne dans 10 % des échantillons en 2015 et 2016. Le chlorothalonil est détecté dans 8 % des échantillons. Quelques autres produits sont détectés ponctuellement. Parmi les fongicides détectés, seul le chlorothalonil montre en 2016 un dépassement épisodique de la valeur de 0,18 $\mu\text{g/l}$ du CVAC. Le profil des concentrations de fongicides dans le ruisseau Rousse est présenté à la figure 18.

Tableau 10 Pesticides détectés dans le ruisseau Rousse

	Fréquence de détection				Concentrations maximales			
	2010	2011	2015	2016	2010	2011	2015	2016
Herbicides								
S-Métolachlore	100	100	100	100	4,2	11	19	9,4
Bentazone	92,8	100	96,5	96,7	5,7	0,6	4,4	3,1
Atrazine	68,9	73,3	100	90	1,5	8,3	2,2	1,1
<i>2,6-Dichlorobenzamide</i>	58,6	36,6	100	86,7	0,25	0,13	0,14	0,11
Glyphosate	73,3	53,3	82,7	86,7	7,4	0,94	0,79	1,1
Métribuzine	44,8	16,6	55,2	26,7	2,4	0,34	0,83	0,19
Diméthénamide	20,7	6,6	55,2	13,3	0,99	4,2	0,5	0,22
Trifluraline	41,4	23,3	58,6	6,7	0,13	0,5	1,1	0,07
<i>Dééthyl-atrazine</i>	31	10	31	20	0,08	0,12	0,13	0,08
2,4-D	42,8	16,6	25	23,3	1,3	0,27	2,3	0,19
Glufosinate	NA	NA	34,5	6,7	NA	NA	0,4	0,13
AMPA	26,6	16,6	6,8	23,3	0,56	0,91	0,51	0,72
Dicamba	-	40	-	26,7	-	3,5	-	0,86
Cyanazine	3,4	-	-	10	0,03	-	-	0,33
MCPA	-	-	7,1	-	-	-	0,21	-
MCPB	-	-	3,6	-	-	-	0,4	-
Clopyralide	-	-	3,6	-	-	-	0,15	-
<i>Déisopropyl-atrazine</i>	13,8	3,3	-	3,3	0,27	0,05	-	0,06
Dichlobénil	3,4	-	-	3,3	0,02	-	-	0,05
Simazine	58,6	13,3	-	-	23	0,31	-	-
Mécoprop	7,1	-	-	-	0,1	-	-	-
2,4-DP	7,1	-	-	-	0,53	-	-	-
Insecticides								
Imidaclopride	100	88,8	96,5	96,7	0,057	0,31	4,3	0,13
<i>Imidaclopride-guanidine</i>	24,1	25,9	89,6	43,3	0,005	0,007	0,015	0,006
Thiaméthoxame	6,9	18,5	65,5	80	0,005	0,07	0,46	0,077
Chlorpyrifos	62	73,3	68,9	53,3	0,75	44	1,5	0,16
Acétamipride	3,4	7,4	24,1	16,7	0,026	0,002	0,009	0,032
Diazinon	-	3,3	10,3	10	-	0,02	0,05	0,56
Carbaryl	44,8	6,6	6,8	13,3	0,36	0,29	0,11	0,23
Thiaclopride	NA	NA	3,6	13,3	NA	NA	0,12	0,015
Diméthoate	-	3,3	17,2	-	-	0,14	0,014	-
<i>Imidaclopride-oléfine</i>	-	-	3,6	-	-	-	0,004	-
Clothianidine	6,9	22,2	-	3,3	0,004	0,019	-	0,005
<i>Imidaclopride-urée</i>	20,7	14,8	-	-	0,022	0,002	-	-
<i>1-Naphтол</i>	3,4	-	-	-	0,06	-	-	-
Carbofuran	27,6	-	-	-	3,1	-	-	-
Perméthrine	13,8	-	-	-	0,04	-	-	-
Cyperméthrine	3,4	3,3	-	-	0,08	0,07	-	-
Malathion	3,4	-	-	-	0,07	-	-	-
Deltaméthrine	3,4	-	-	-	0,04	-	-	-
Phosmet	3,4	-	-	-	0,03	-	-	-
Fongicides								
Azoxystrobine	-	3,3	93,1	100	-	0,001	0,093	0,069
Boscalide	NA	NA	44,8	-	NA	NA	0,39	-
ETU	-	-	13,8	6,7	-	-	1,5	0,3
Chlorothalonil	6,9	13,3	13,8	3,3	0,15	0,33	0,15	3,4
Fenamidone	-	-	10,3	-	-	-	0,009	-
<i>Fenamidone-métabolite</i>	-	-	3,6	-	-	-	0,003	-
Dimétomorphe	-	-	3,6	-	-	-	0,32	-
Quintozone	NA	NA	3,6	-	NA	NA	0,04	-
Myclobutanil	31	-	-	-	0,51	-	-	-

NA : Non analysé

Tableau 11 Dépassements des critères de qualité de l'eau CVAC et CVAA dans le ruisseau Rousse

	Toxicité chronique CVAC	Fréquence de dépassements %				Toxicité aigue CVAA	Fréquence de dépassement %				Valeur maximale 2015 ou 2016	Amplitude du dépassement	
		2010	2011	2015	2016		2010	2011	2015	2016		CVAC	CVAA
Herbicides													
Atrazine	1,8	-	3,3	3,4	-	50	-	-	-	-	2,2	1,2	-
S-Métolachlore	7,8	-	3,3	3,4	3,3	110	-	-	-	-	19	2,4	-
Trifluraline	0,2	-	3,3	3,4	-	-	-	-	-	-	1,1	5,5	-
Simazine	10	3,4	-	-	-	160	-	-	-	-	-	-	-
Métribuzine	1	3,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Insecticides													
Imidaclopride	0,0083	48,3	25,9	96,5	76,7	0,2	-	-	20,7	-	4,3	518	21,5
Chlorpyrifos	0,002	62	73,3	68,9	53,3	0,02	62	73,3	55,2	46,7	1,5	750	75
Thiaméthoxame	0,0083	-	11	48,3	70	0,2	-	-	3,4	-	0,46	55,4	2,3
Diazinon	0,004	-	3,3	10,3	10	0,064	-	-	-	3,3	0,56	140	8,75
Carbaryl	0,2	10,3	3,3	-	3,3	-	-	-	-	-	0,23	1,2	-
Clothianidine	0,0083	-	3,7	-	-	0,2	-	-	-	-	0,005	-	-
Carbofuran	1,8	3,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perméthrine	0,004	13,8	-	-	-	0,044	13,8	-	-	-	-	-	-
Deltaméthrine	0,0004	3,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fongicide													
Chlorothalonil	0,18	-	3,3	-	3,3	-	-	-	-	-	3,4	18,9	-

Tendances temporelles des concentrations entre 2010-2011 et 2015-2016

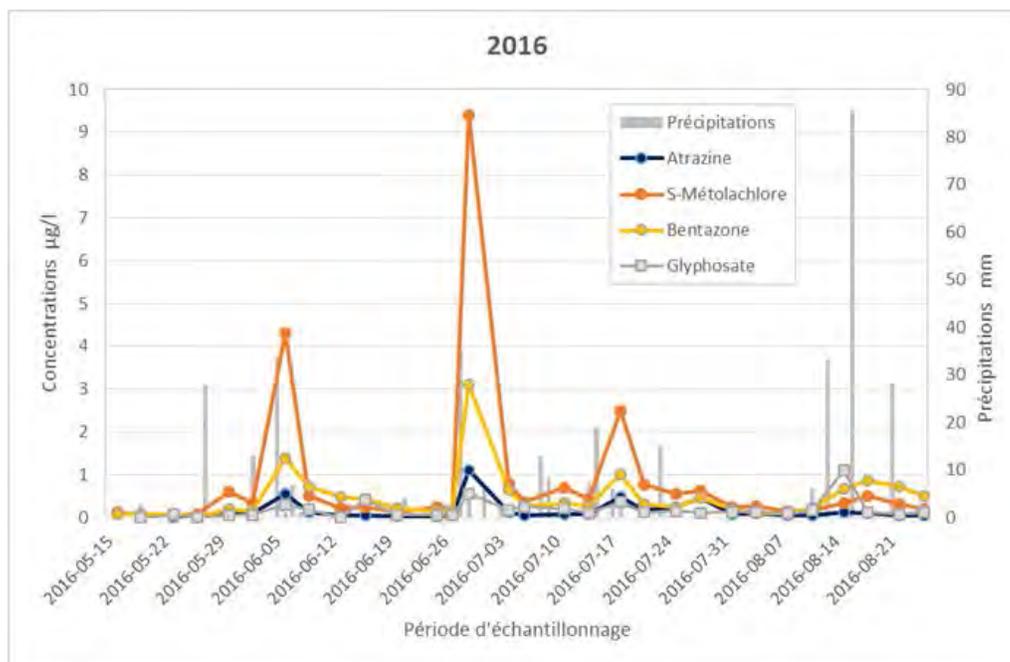
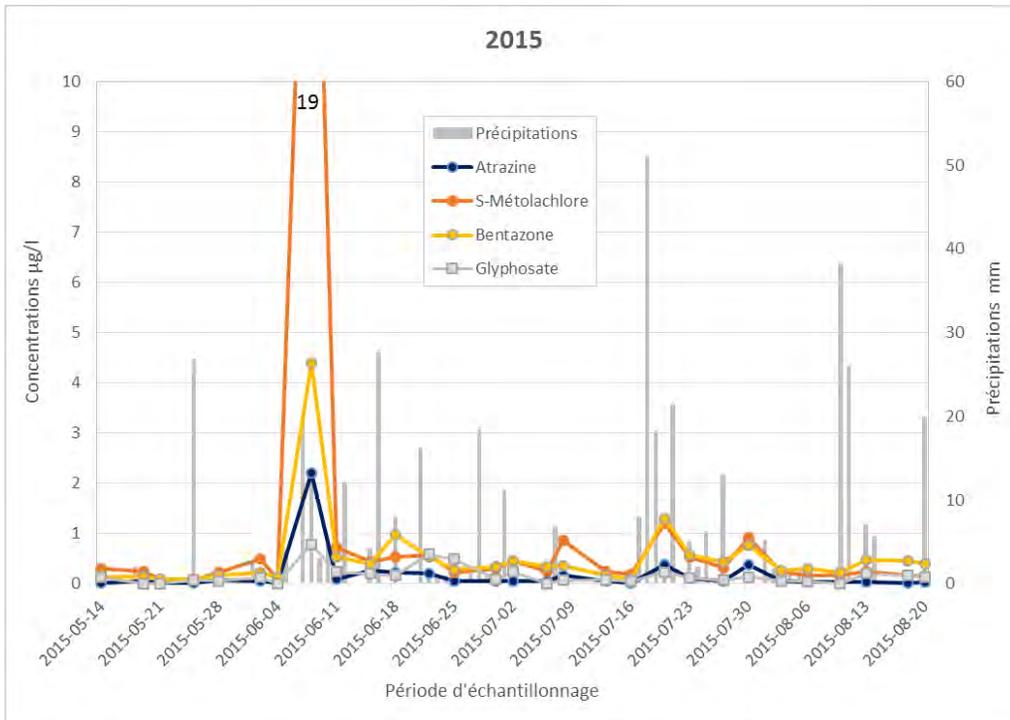
Les tendances temporelles des concentrations ont été examinées à l'aide du test Wilcoxon (Mann-Whitney), en comparant les données brutes des concentrations de 2010-2011 à celles des données de 2015-2016 (tableau 12). Les moyennes de 2010-2011 et de 2015-2016 sont présentées à titre indicatif dans le tableau.

Les résultats montrent une hausse significative pour les herbicides β -métolachlore et bentazone, le produit de dégradation BAM ainsi que les insecticides thiaméthoxame et imidaclopride et le fongicide azoxystrobine.

Par ailleurs, comme pour le ruisseau Gibeault-Delisle, l'analyse statistique pour le ruisseau Rousse montre une tendance significative à la baisse pour l'insecticide chlorpyrifos entre les données de 2010-2011 et celles de 2015-2016.

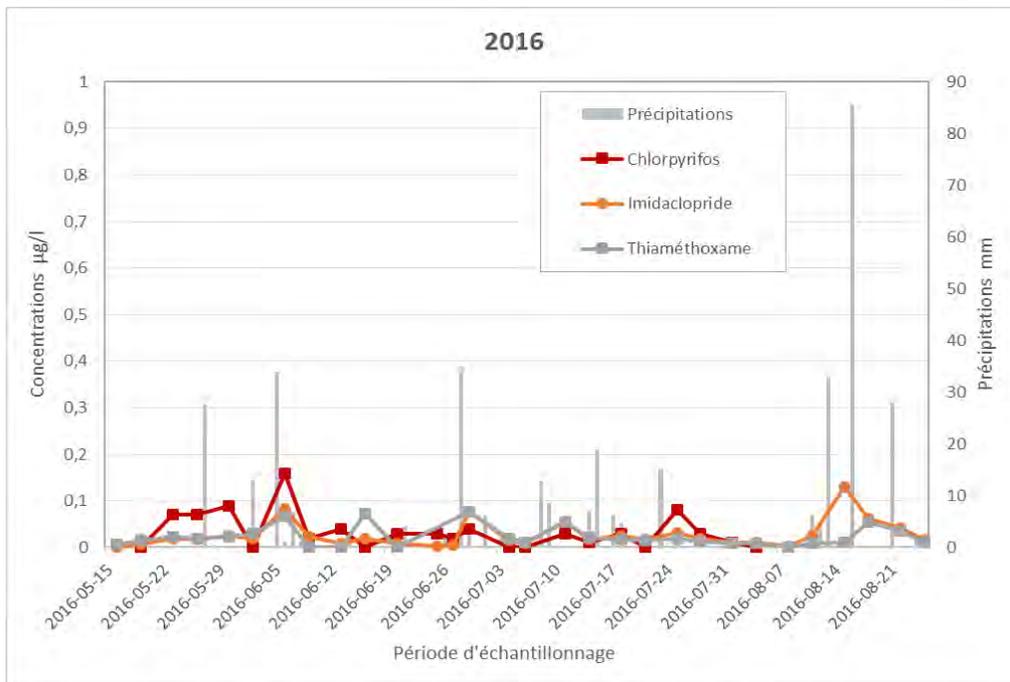
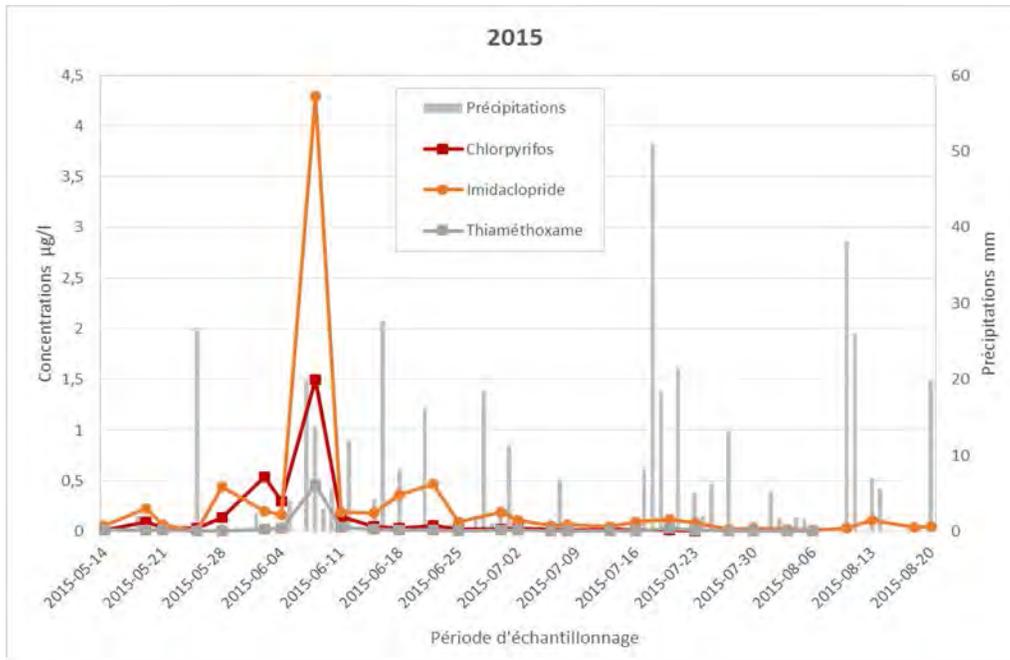
Les efforts consentis par les conseillers agricoles auprès des agriculteurs à promouvoir l'application en bande du chlorpyrifos pourraient expliquer en partie cette diminution. La technologie des mouches stériles utilisées pour le contrôle de la mouche de l'oignon (voir les résultats pour le ruisseau Gibeault-Delisle) n'est pas encore au point pour lutter contre la mouche du chou, qui est le principal usage du chlorpyrifos dans le bassin versant du ruisseau Rousse. L'utilisation d'une telle technologie permettrait de diminuer à la source la quantité d'insecticide nécessaire au contrôle de ce ravageur.

Rappelons qu'à l'été 2015, le Ministère avait réalisé une campagne d'inspection visant spécifiquement l'usage du chlorpyrifos dans quelques fermes du bassin versant. Parmi les 20 entreprises rencontrées, 14 étaient en production de pommes et n'utilisaient pas le chlorpyrifos. Six entreprises étaient en production de crucifères et cinq d'entre elles utilisaient le produit. Ces cinq entreprises étaient conformes à la réglementation. Le suivi environnemental des prochaines années montrera si cette baisse des concentrations de chlorpyrifos se poursuit.



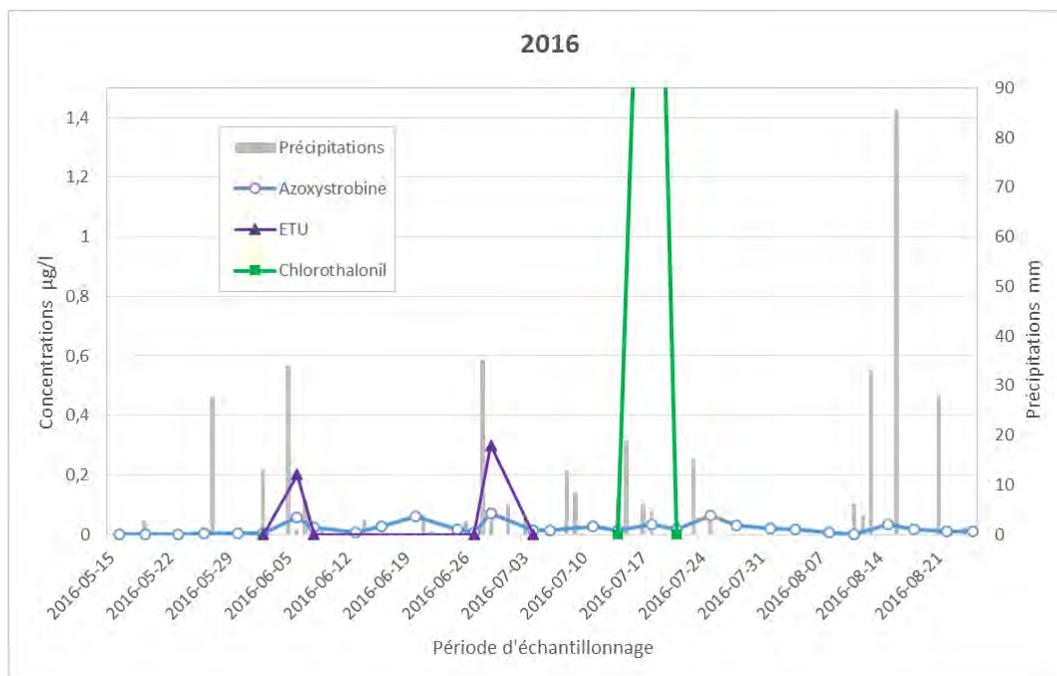
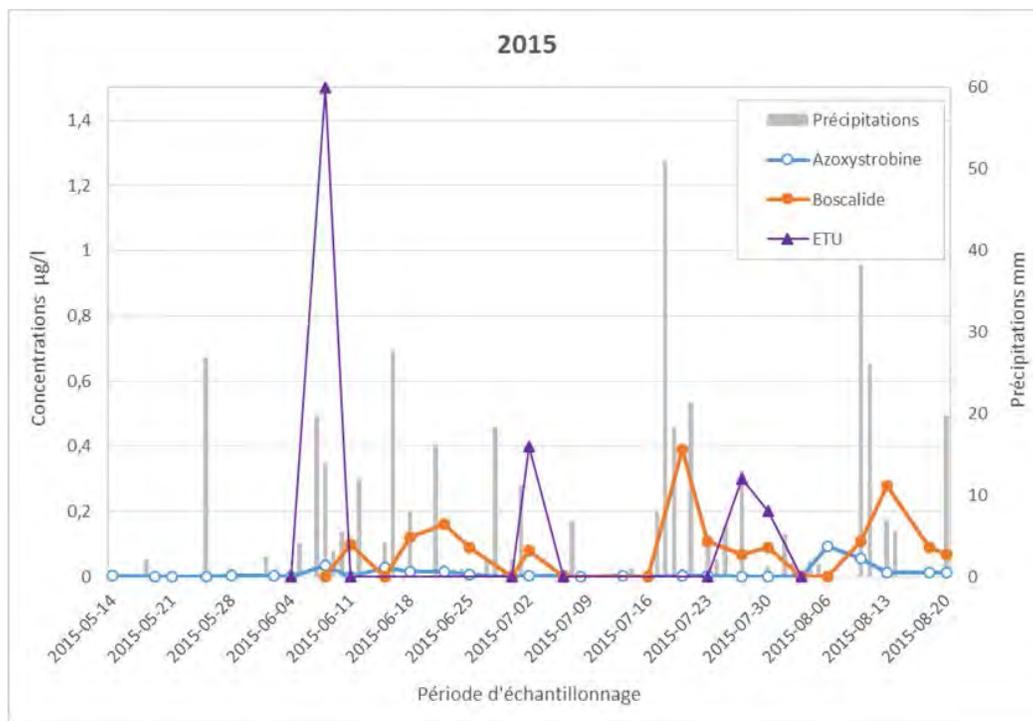
Note : Précipitations enregistrées à la station climatologique d'Oka (7015730)

Figure 16 Profil des concentrations de quelques herbicides dans le ruisseau Rousse



Note : Précipitations enregistrées à la station climatologique d'Oka (7015730)

Figure 17 Profil des concentrations de quelques insecticides dans le ruisseau Rouse



Note : Précipitations enregistrées à la station d'Oka (7015730)

Figure 18 Profil des concentrations de quelques fongicides dans le ruisseau Rousse

Tableau 12 **Comparaison des concentrations de quelques pesticides dans le ruisseau Rousse entre les années 2010-2011 et 2015-2016**

	Nombre de données par série		Moyennes		Comparaison des rangs des données brutes		Probabilité au seuil de 0,05	Tendance
	2010-2011	2015-2016	2010-2011	2015-2016	2010-2011	2015-2016		
Herbicides								
Atrazine	58	59	0,263	0,157	53,02	64,88	0,0603	Non significative
♯-Métolachlore	58	59	0,705	0,928	49,69	68,15	0,0039	Hausse significative
Glyphosate	44	59	0,338	0,164	50,12	53,40	0,5826	Non significative
Bentazone	43	59	0,466	0,494	44,22	56,80	0,0366	Hausse significative
BAM	57	59	0,055	0,073	52,11	64,67	0,0434	Hausse significative
Insecticides								
Thiaméthoxame	55	59	0,002	0,02	38,43	75,28	< 0,0001	Hausse significative
Imidaclopride	55	59	0,015	0,146	37,2	76,42	< 0,0001	Hausse significative
Chlorpyrifos	58	59	0,845	0,065	65,54	52,57	0,0363	Baisse significative
Fongicide								
Azoxystrobine	55	59	0,00002	0,00953	29,09	83,98	< 0,0001	Hausse significative

4. DISCUSSION

Comparaison des résultats avec d'autres suivis ailleurs dans le monde

En Suède, Kreuger *et al.* (2010) ont échantillonné six bassins versants drainant des zones de cultures horticoles (légumes et fruits) au cours de l'été 2008. Parmi les bassins étudiés, le NE Skåne présente plusieurs similitudes avec le bassin versant du ruisseau Gibeault-Delisle. Son bassin de 18,6 km² compte environ 36 % de cultures horticoles, notamment la carotte, l'oignon et la pomme de terre. Dans ce cours d'eau, 43 pesticides ou produits de dégradation de pesticides ont été détectés. Plusieurs produits utilisés en Suède et détectés dans le cours d'eau NE Skåne ne sont pas homologués au Canada. Pour ce cours d'eau suédois, on note des résultats relativement similaires au ruisseau Gibeault-Delisle en ce qui concerne la fréquence de détection de l'herbicide métribuzine, de l'insecticide imidaclopride et des fongicides azoxystrobine et boscalide. Comparativement à la situation québécoise, peu d'insecticides ont été détectés dans l'eau des secteurs en cultures de légumes. Selon Kreuger *et al.* (2010), il semble que l'utilisation d'insecticides dans la culture d'oignon en Suède ne soit pas courante. D'ailleurs, contrairement à ce qui est observé dans le ruisseau Gibeault-Delisle, le chlorpyrifos n'y a été détecté qu'une seule fois.

Aux États-Unis, Reilly *et al.* (2012) ont échantillonné 12 rivières à proximité de fermes utilisant des fongicides, notamment des fermes en production de pommes de terre. Les fongicides détectés le plus souvent ont été le boscalide et l'azoxystrobine, respectivement dans 75 % et dans 58 % des échantillons. Parmi les autres fongicides détectés, le chlorothalonil était présent dans 35 % des échantillons. L'azoxystrobine et le boscalide sont aussi parmi les fongicides le plus souvent détectés dans les ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton, qui comptent également des superficies en pommes de terre. Cependant, les concentrations maximales mesurées pour le boscalide (0,109 µg/l) et l'azoxystrobine (0,06 µg/l) dans l'étude de Reilly *et al.* (2012), sont plus faibles que celles qui ont été mesurées dans les ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton, possiblement en raison de l'importance des bassins versants et cours d'eau échantillonnés. Certains des bassins considérés dans leur étude pouvaient atteindre 206 km².

Peu de références récentes font état de suivis de pesticides en zones de vergers. Wightwick *et al.* (2012) ont échantillonné des cours d'eau drainant des vignes et des vergers pour y vérifier la présence de fongicides. Les produits qu'ils ont détectés le plus souvent sont le myclobutanil et le trifloxystrobine, respectivement dans 38 % et 25 % des échantillons. Ces résultats diffèrent considérablement des nôtres puisque ces deux produits n'ont pas été détectés dans les ruisseaux Déversant-du-Lac et Rouse.

Risques pour les espèces aquatiques

Les cours d'eau drainant des secteurs en cultures maraîchères sont exposés à la présence d'une multitude de pesticides, que ce soit des herbicides, des insecticides ou des fongicides. Dans chacun de ces groupes, certains produits peuvent présenter des concentrations élevées qui dépassent les critères établis pour la protection des espèces aquatiques. Sans être exhaustif, le tableau 13 rassemble, à titre indicatif, une série de références portant sur les effets sur les espèces aquatiques de concentrations voisines de celles mesurées dans les quatre cours d'eau du réseau de base à l'étude. Les pesticides listés dans ce tableau sont ceux qui présentaient des pointes de concentrations particulièrement élevées dans l'un ou l'autre des cours d'eau étudiés. Malgré des pointes de concentrations parfois élevées pour le diméthénamide et le chlorothalonil, ces deux produits n'apparaissent pas dans le tableau faute de données sur les effets aux concentrations similaires à celles mesurées.

Selon la documentation scientifique, les concentrations élevées de certains herbicides, comme les pointes de 43 µg/l de métribuzine et de 960 µg/l de linuron observées dans le ruisseau Gibeault-Delisle, pourraient causer un changement dans la structure des communautés aquatiques,

entraînant un transfert d'une communauté de macrophytes à un système dominé par les algues et favorisant la croissance des cyanobactéries au détriment des algues vertes (Lurling et Roessink, 2006; Van den Brink *et al.*, 1997; Pesce *et al.*, 2011).

Les effets des herbicides employés dans les cultures de maïs et de soya (atrazine, β -métolachlore, glyphosate) ont déjà été documentés dans des rapports antérieurs (Giroux, 2015; Giroux et Pelletier, 2012; Giroux, 2010) et n'ont pas été repris ici. Mentionnons toutefois que pour l'atrazine et le glyphosate, les chercheurs (Forlani *et al.*, 2008; Chalifour et Juneau, 2011; Chalifour *et al.*, 2009) rapportent des effets similaires à ceux cités précédemment pour des concentrations élevées de métribuzine et de linuron, à savoir qu'elles peuvent entraîner des changements dans les communautés d'algues et de plantes aquatiques, favorisant les cyanobactéries au détriment des algues vertes.

Les effets des insecticides de la famille des néonicotinoïdes ont aussi été discutés dans deux rapports antérieurs (Giroux, 2014; Giroux, 2015) et ne sont rapportés que brièvement dans le tableau 13. Parmi les effets de ces produits à des concentrations voisines des maxima mesurés dans les ruisseaux Gibeault-Delisle (11 $\mu\text{g/l}$ pour la clothianidine, 4,1 $\mu\text{g/l}$ pour le thiaméthoxame et 4 $\mu\text{g/l}$ pour l'imidaclopride) et Rousse (4,3 $\mu\text{g/l}$ pour l'imidaclopride), les chercheurs ont montré une diminution de l'abondance des éphémères et des trichoptères, des dérives massives (« downstream drift ») de ces espèces (Beketov et Liess, 2008) et la diminution du taux de survie chez les éphémères et les oligochètes. Par ailleurs, des effets de synergie avec d'autres insecticides sont également rapportés, notamment avec des insecticides de la famille des pyréthrinoïdes, comme la perméthrine, ainsi qu'avec le chlorpyrifos. En effet, les concentrations conjuguées d'imidaclopride et de chlorpyrifos se sont révélées synergiques, car la concentration létale (CL_{50}) évaluée pour le mélange était plus basse que pour les deux produits pris individuellement.

Le tableau 13 fournit également quelques exemples d'effets de l'insecticide chlorpyrifos à des concentrations autour de la valeur maximale de 1,5 $\mu\text{g/l}$ mesurée dans le ruisseau Rousse. Ainsi, des valeurs entre 0,04 $\mu\text{g/l}$ et 0,1 $\mu\text{g/l}$ peuvent causer une inhibition de l'acétylcholinestérase (AChE) (Kumar *et al.*, 2010) ou des mortalités chez les crustacés d'eau douce (Ankley et Collyard, 1995). Des concentrations entre 0,1 $\mu\text{g/l}$ et 1 $\mu\text{g/l}$ diminuent l'abondance de certains taxons comme les cladocères, les copépodes et les rotifères (Lopez-Mancisidor *et al.*, 2008; Zafar *et al.*, 2011). Des concentrations entre 0,5 $\mu\text{g/l}$ et 5 $\mu\text{g/l}$ diminuent le nombre d'œufs, mais la concentration de 5 $\mu\text{g/l}$ peut affecter le taux de survie de ceux-ci. Des concentrations de chlorpyrifos entre 2 $\mu\text{g/l}$ et 35 $\mu\text{g/l}$ peuvent avoir des effets sur certaines espèces de poissons. Le produit peut réduire l'AChE et influencer les comportements de nage chez certaines espèces testées (Tilton *et al.*, 2011; Khalil *et al.*, 2013; Topal *et al.*, 2016).

De nombreux articles scientifiques portent sur les effets sur les espèces aquatiques de mélanges de deux ou de plusieurs pesticides. Ainsi, Scholz *et al.* (2006) ont découvert que les insecticides organophosphorés (chlorpyrifos, diazinon et malathion) pouvaient avoir des effets additifs avec les carbamates (carbaryl) sur le comportement neurologique des saumons Chinook. En Colombie-Britannique, Tierney *et al.* (2008) ont démontré qu'un mélange de pesticides, incluant plusieurs pesticides détectés dans les cours d'eau à l'étude (diazinon, chlorpyrifos, malathion, linuron, atrazine), pouvait compromettre la réponse aux stimuli des senseurs olfactifs chez la truite arc-en-ciel. Sans une réponse adaptée au stimulus olfactif, le poisson peut avoir du mal à éviter les prédateurs ou à effectuer sa migration. En Suède, une étude de Moore *et al.* (2007) avait démontré un effet similaire pour l'atrazine, soit un effet sur le système olfactif qui pouvait empêcher le saumon (*Salmo salar L.*) de se repérer vers ses sites de fraie. Ashauer *et al.* (2007) ont aussi montré qu'une exposition initiale au chlorpyrifos (0,494 $\mu\text{g/l}$) augmentait significativement la mortalité de *Gammarus pulex* à une exposition subséquente de carbaryl (27,5 $\mu\text{g/l}$).

Tableau 13 Synthèse des effets pour les espèces aquatiques pour quelques pesticides détectés dans les cours d'eau à l'étude

	MAX mesuré µg/l	Type de test	Effets observés	Sources
Métribuzine	43	Laboratoire, Inhibition de croissance	L'exposition pendant 17 jours à une concentration de 100 µg/l inhibe la croissance de l'algue verte <i>Scenedesmus obliquus</i> et favorise la croissance de la cyanobactérie <i>Mycrocystis aeruginosa</i>	Lürling et Roessink, 2006
Linuron	960	Microcosmes intérieurs, composition de la communauté	Dans des microcosmes traités avec des concentrations de 50 µg/l et 150 µg/l, un changement de la structure des communautés est noté, passant d'un système dominé par les macrophytes à un système dominé par les algues.	Van den Brink <i>et al</i> , 1997
		Revue de littérature	Le même type d'effet est confirmé par Slijkerman et al (2005) et par Daan et Van den Brink (2007) qui ont montré l'effet de cascade induit par la diminution de la biomasse des macrophytes, laquelle causerait un relargage de nutriments qui sont par la suite récupérés par les espèces de phytoplancton les moins sensibles et les plus opportunistes.	Pesce <i>et al</i> , 2011
Imidaclopride	4,3	Microcosmes	Des concentrations de 1 et 30 µg/l d'imidaclopride ont causé la dérive (drift) des macroinvertébrés benthiques comme comportement d'évitement.	Beketov et Liess, 2008
Thiaméthoxame	4,1	Revue de littérature	Réduction de l'abondance des insectes aquatiques à des concentrations d'imidaclopride supérieures à 1 ou 2 µg/l. Les effets toxiques directs chez certaines espèces d'insectes entraînent une modification de la structure des communautés aquatiques. Une diminution de la diversité des communautés aquatiques est notée.	Sanchez-Bayo <i>et al</i> , 2016
Clothianidine	11			
Chlorpyrifos	1,5	-	Mortalité de 50 % chez le crustacé <i>Hyalella azteca</i> à la suite d'une exposition à 0,04 µg/l de chlorpyrifos	Ankley et Collyard, 1995
		Laboratoire, LC ₅₀ 96h	Inhibition de 80 à 85 % de l'acétylcholinestérase (AChE) chez une espèce de crustacée d'eau douce (<i>Paratya australiensis</i>) exposée à une concentration de 0,1 µg/l de chlorpyrifos. Récupération lente après la fin de l'exposition.	Kumar <i>et al</i> , 2010
		Mésocosmes extérieurs	Une application de 1 µg/l de chlorpyrifos a causé une diminution significative de l'abondance des cladocères, copépodes et rotifères. Le temps de récupération étant d'environ 8 à 11 semaines.	Lopez-Mancisidor <i>et al</i> (2008)
		Microcosmes	Réduction de l'abondance de différents taxons observés pour une concentration de 0,1 µg/l sur une période de 21 jours.	Zafar <i>et al</i> , 2011
		Laboratoire	Des concentrations de 0,4 et 5 µg/l sur un gastéropode d'eau douce 9 (<i>P. corneus</i>) diminue le nombre d'œufs dans la masse d'œufs. La concentration de 5 µg/l a aussi pour effet de retarder l'éclosion, de diminuer le taux de survie des œufs et de causer une inhibition de l'AChE.	Rivadneira <i>et al</i> , 2013
		Laboratoire, LC ₅₀ 24h	Une exposition de 24 heures à une concentration de 35 µg/l de chlorpyrifos a diminué de 20% la capacité de nage du poisson zèbre (<i>Danio rerio</i>)	Tilton <i>et al</i> , 2011
			L'exposition à une concentration de 12 µg/l pendant 8 jours altère le comportement du médaka. Les poissons présentent un comportement d'hyperactivité, leur vitesse de nage est augmentée et leurs comportements sociaux sont altérés.	Khalil <i>et al</i> , 2013
		Laboratoire, LC ₅₀ 72h et 96h, In vivo et In vitro	Des spécimens de truite arc-en-ciel exposés à des concentrations de 2,25 et 4,5 µg/l de chlorpyrifos n'ont pas montré de réduction de l'activité de l'AChE alors qu'une concentration de 6,7 µg/l a montré une réduction significative de l'AChE.	Topal <i>et al</i> , 2016
Diazinon	0,9	Réservoirs intérieurs	Une exposition de spécimens de juvéniles de saumon Coho à un mélange de diazinon à 2,6 µg/l et de malathion à 1,1 µg/l a causé une réduction de 90 % de l'AChE, et une diminution de la vitesse de nage.	Laetz <i>et al</i> , 2013
		Laboratoire	Une exposition des œufs de Saumon Atlantique (<i>Salmo salar</i> L.) à une concentration de 0,05 µg/l de diazinon a provoqué un retard de l'éclosion des œufs par rapport aux spécimens des groupes contrôles.	Lower et Moore, 2003

Tableau 13 Synthèse des effets pour les espèces aquatiques pour quelques pesticides détectés dans les cours d'eau à l'étude (suite)

	MAX mesuré µg/l	Type de test	Effets observés	Sources
Diazinon (suite)		Dispositifs intérieurs simulant un cours d'eau	Une exposition de 2 heures à une concentration de 1 µg/l de diazinon inhibe le comportement d'alarme antiprédation chez le saumon quinnat (<i>Onchorynchus tshawytscha</i>).	Scholz <i>et al</i> , 2000
		Laboratoire, LC ₅₀ 48h	L'exposition de spécimens de <i>Ceriodaphnia dubia</i> à une concentration de 0,92 µg/l a causé la mort de 50 % des individus testés	Burkpile <i>et al</i> , 2000
		Laboratoire, LC ₅₀ 24h	Des valeurs entre 0,37 et 0,75 µg/l ont provoqué la mort de 50 % des individus chez un invertébré aquatique (<i>Ceriodaphnia dubia</i>).	Bailey <i>et al</i> , 1997
Carbaryl	3	Laboratoire, LC ₅₀ 24h	4,07 µg/l de carbaryl cause la mortalité de 50% des individus chez le cladocère <i>Bosmina fatalis</i> (crustacé)	Sakamoto <i>et al</i> , 2005 dans CCME, 2009
		Laboratoire, contenu en protéines et en lipides	Des concentrations de 2 et 10 µg/l de carbaryl sur une période de 60 jours ont causé une réduction du contenu en protéines et en lipides dans la chair, le foie et les gonades de spécimens de carpes <i>Cirrhina Mrigalla</i> (Ham.).	Kaur et Dhawan, 1996
Malathion	2,7	Laboratoire	Une exposition de spécimens de juvéniles de saumon Coho à un mélange de diazinon à 2,6 µg/l et de malathion à 1,1 µg/l à causé une réduction de 90 % de l'ACHé, et une diminution de la vitesse de nage.	Laetz <i>et al</i> , 2013
		Mésocosmes extérieurs	Des concentrations de 6 et 40 µg/l de malathion ont causé une cascade d'effets chez la communauté aquatique étudiée. L'effet direct du produit sur certaines espèces de zooplancton a mené à une diminution des cladocères au profit des copépodes. Ce changement a, à son tour, amené une augmentation de l'abondance du phytoplancton et une diminution du périphyton, la principale source d'alimentation des anoues.	Hua et Relya, 2012
		Laboratoire	L'exposition à une concentration de 9,6 µg/l de malathion pendant 7 jours augmente le risque d'infection par des parasites (trématodes) chez les têtards de grenouilles vertes (<i>Rana clamitans</i>)	Rohr <i>et al</i> , 2008
Perméthrine	0,6	Mésocosmes extérieurs	Des concentrations de 9 µg/l de perméthrine ont causé la mort de 98% des spécimens de crapaud d'Amérique (<i>Bufo americanus</i>)	Boone, 2008
		Toxicité de sédiments	14 % des 70 échantillons de sédiments testés montraient une forte toxicité (plus de 80 % de mortalité) chez les 2 espèces testées, soit l'amphipode <i>Hyalella azteca</i> et le moucheron <i>Chironomus tentans</i> . Les auteurs attribuent la toxicité en grande partie à la perméthrine qui était présente le plus souvent dans les échantillons.	Weston <i>et al</i> , 2004
		Terrain	Des concentrations entre 1 et 8,64 µg/l de perméthrine dans un petit cours d'eau ont provoqué une dérive massive de macroinvertébrés benthiques dans le cours d'eau. L'effet est cependant transitoire.	Kreutzweiser et Sibley, 1991
		-	Une concentration de 0,042 µg/l de perméthrine pendant 21 jours a entraîné l'immobilisation du plécoptère (<i>Pteronarcys dorsata</i>).	Anderson <i>et al</i> , 1982
Azoxystrobine	3	Microcosmes extérieurs	Une application de 33 µg/l d'azoxystrobine a entraîné une modification significative de la communauté aquatique. Les copépodes et les cladocères sont les taxons les plus affectés.	Zafar <i>et al</i> , 2012

Gestion et traitement des eaux de lavage dans la culture des légumes

La détection pour la première fois du chlorprophame dans tous les échantillons prélevés dans le ruisseau Gibeault-Delisle et dans la moitié de ceux prélevés dans le ruisseau Norton soulève une problématique qui n'avait pas été abordée dans les rapports antérieurs, soit celle de la gestion des eaux de lavage des légumes lors de la récolte ou de l'entreposage.

En effet, le chlorprophame est un antigerminatif pour la pomme de terre et il est homologué pour usage en entrepôt. Il existe deux modes d'application de ce produit en entrepôt. Il peut être appliqué par « brumisation » à l'aide d'un générateur d'aérosol afin qu'un brouillard se dépose sur les pommes de terre entreposées en contenants, en boîtes ou en amas. L'autre mode d'application est la vaporisation, qui consiste à mélanger le produit à de l'eau et à pulvériser le mélange sur les tubercules de pommes de terre lors de la chaîne de lavage et d'emballage. En fait, le produit est appliqué entre le lavage et l'emballage. Comme ce mode d'application comporte une phase de lavage à l'eau, il apparaît comme le plus susceptible de causer un rejet au cours d'eau. La détection du chlorprophame dans le ruisseau Gibeault-Delisle pendant toute la période estivale suggère que le produit est rejeté vers le cours d'eau avec le rejet d'eau de lavage.

Pour le moment, nous ne disposons pas de données sur la présence ou non de systèmes de lavage dans les fermes des bassins versants des ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton. Toutefois, plusieurs bâtiments caractéristiques de lavage ou d'emballage de légumes sont présents tout près de ces cours d'eau. De plus, selon une enquête réalisée en 2006 auprès d'entreprises du secteur maraîcher cultivant plus de 5 ha (excluant toutefois le secteur de la pomme de terre), la moitié des 308 entreprises sondées avaient une station de lavage des légumes (AGECO, 2007). Parmi les 154 entreprises qui possédaient un système de lavage, les deux tiers (100 entreprises) rejetaient leurs eaux de lavage directement dans l'environnement, sans traitement. Des rapports de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) portant sur des solutions pour mieux gérer les eaux de lavage de légumes (Brassard *et al*, 2014; Généreux *et al*, 2013) proposent des mesures visant à réduire les charges en matières en suspension (MES), en azote, en phosphore et autres paramètres conventionnels dans les rejets au cours d'eau. Parmi les mesures préconisées, on note le dessablage à sec des légumes avant le lavage à l'eau et la présence de bassins de sédimentation de dimensions suffisantes. Mais la présence possible de pesticides dans ces eaux de lavage n'a pas été considérée dans l'établissement des exigences.

Actuellement, seules les entreprises qui font de la transformation de fruits et de légumes sont assujetties à l'obtention d'un certificat d'autorisation par le MDDELCC et sont visées par les *Lignes directrices applicables à l'industrie agroalimentaire hors réseau* (Poirier, 2011). Les producteurs qui ne font que le lavage et l'emballage de leurs légumes n'y sont pas assujettis. Toutefois, le Ministère est à élaborer des lignes directrices pour l'activité agricole de lavage des légumes racines à la ferme, qui devraient notamment comprendre un dessablage à sec, la recirculation des eaux de lavage et la présence d'un bassin de sédimentation (Pierre-Luc Bégin, MDDELCC, communication personnelle, 2016).

Une attention particulière sera portée à ce produit dans les suivis futurs dans les zones en culture de pommes de terre.

CONCLUSION

Le suivi dans les cours d'eau à l'étude avait notamment comme objectif de vérifier l'impact de l'utilisation des pesticides dans les vergers et dans les cultures maraîchères.

Dans les ruisseaux Déversant-du-Lac et Rousse, quelques pesticides, comme le carbaryl, le thiaclopride et la perméthrine, témoignent d'un certain apport des vergers à la contamination de l'eau et ces produits sont parfois présents en concentrations qui dépassent les critères de qualité de l'eau. Cependant, dans le ruisseau Déversant-du-Lac, les pesticides associés aux cultures de maïs et de soya sont omniprésents dans l'eau et ce sont eux qui montrent le plus souvent des concentrations excédant les critères de qualité de l'eau (thiaméthoxame, clothianidine et atrazine). Dans le ruisseau Rousse, ce sont les cultures maraîchères ainsi que le maïs et le soya qui semblent avoir davantage d'impact. Dans le ruisseau Rousse, les critères de qualité de l'eau sont dépassés dans 100 % des échantillons en 2015 et dans 93 % des échantillons en 2016. Les neuf pesticides détectés en concentrations qui dépassent les critères de qualité de l'eau étaient reliés à ces cultures.

Les ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton sont affectés par la présence des pesticides utilisés dans les cultures maraîchères. Tous les échantillons prélevés dans ces deux cours d'eau en 2015 et 2016 dépassent les critères de qualité de l'eau établis pour la protection des espèces aquatiques pour au moins un pesticide.

La contamination du ruisseau Gibeault-Delisle est caractérisée par des pointes de concentrations élevées des herbicides métribuzine, linuron et diméthénamide ainsi que par la présence de douze insecticides, dont plusieurs sont en concentrations élevées dépassant les critères de qualité de l'eau. Ce sont les insecticides imidaclopride, clothianidine et thiaméthoxame de la famille des néonicotinoïdes, le chlorpyrifos, le diazinon, le carbaryl et le malathion. Quelques fongicides sont également présents, dont deux, le chlorothalonil et l'azoxystrobine, affichent des valeurs dépassant les critères de qualité de l'eau. Le ruisseau Norton présente à peu près les mêmes pesticides que le ruisseau Gibeault-Delisle, mais les concentrations sont généralement plus faibles.

La présence conjuguée de pesticides et les dépassements des critères de qualité de l'eau peuvent poser des risques pour les espèces aquatiques, que ce soit pour les communautés d'algues ou de plantes aquatiques, pour les macroinvertébrés benthiques ou pour les poissons.

Par ailleurs, le chlorpyrifos est encore décelé dans le ruisseau Gibeault-Delisle en 2013 et 2014, mais les concentrations ont diminué significativement par rapport à la campagne d'échantillonnage de 2006-2007. La sensibilisation et les interventions menées ces dernières années dans la zone des « terres noires » pour réduire la contamination par les pesticides, notamment le lâcher de mouches stériles pour le contrôle de la mouche de l'oignon et la réduction de l'usage de l'insecticide chlorpyrifos, ont probablement contribué à cette diminution. Le remplacement de pesticides par l'utilisation d'outils biologiques semble avoir eu des effets positifs importants sur la qualité de l'eau.

Annuellement, l'ajout de paramètres à la couverture analytique permet de découvrir de nouvelles substances dans les cours d'eau. Ainsi, en 2014, le chlorprophame a été ajouté à la couverture analytique et le produit a été détecté dans tous les échantillons prélevés cette année-là dans le ruisseau Gibeault-Delisle et dans 43 % des échantillons du ruisseau Norton. Ce pesticide n'est pas appliqué aux champs, c'est un antigerminatif qui est utilisé en entrepôt pour le traitement des tubercules de pommes de terre lors du lavage ou de l'entreposage. Sa détection dans ces deux cours d'eau suggère le rejet d'eau de lavage directement dans le cours d'eau, sans traitement. Pour le moment, on connaît peu l'impact de ce produit et l'étendue du problème. Le suivi dans d'autres secteurs agricoles au cours des prochaines années permettra de préciser ces aspects.

BIBLIOGRAPHIE

- AGECO (2007). *Portrait et priorités du secteur maraîcher québécois*. Rapport réalisé pour la Fédération des producteurs maraîchers du Québec, 39 p.
- ANDERSON, R. L. (1982). « Toxicity of fenvalerate and permethrin to several non-target aquatic invertebrates », *Environmental Entomology*, vol. 9, p. 436-439.
- ANKLEY, G. T., S. A. COLLYARD (1995). « Influence of Piperonyl Butoxide on the Toxicity of Organophosphate Insecticides to 3 Species of Fresh-water Benthic Invertebrates », *Comparative Biochemistry and Physiology C-Pharmacology Toxicology & Endocrinology*, vol. 110, n° 2, p. 149-155.
- ASHAUER, R., A. B. A. BOXAL C. D. BROWN (2007). « Modeling combined effects of pulsed exposure to carbaryl and chlorpyrifos on *Gammarus pulex* », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41, p.5535-5541.
- BAILEY, H. C., J. L. MILLER, M. J. MILLER, L. C. WIBORG, L. DEANOVIC T. SHED. (1997). « Joint acute toxicity of diazinon and chlorpyrifos to *cerodaphnia dubia* », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 16, n° 11, p. 2304-2308.
- BEKETOV, M. A. M. LIESS (2008). « Potential of 11 pesticides to initiate downstream drift of stream macroinvertebrates », *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 55, p. 247-253.
- BOONE, M. (2008). « Examining the single and interactive effects of three insecticides on amphibian metamorphosis », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 27, n° 7, p. 1561-1568.
- BRASSARD, P., M. GÉNÉREUX, C. CÔTÉ, S. GODBOUT L. BELZILE (2014). *Solutions optimales pour une gestion durable des eaux de lavage de légumes à l'échelle de la ferme : projets pilotes*. Projet 6711 du Programme canadien d'adaptation agricole, Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec, et Agriculture et Agroalimentaire Canada, 61 p.
- BURKEPILE, D. E., M. T. MOORE M. M. HOLLAND (2000). « Susceptibility of five nontarget organisms to aqueous diazinon exposure », *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 64, p. 114-121.
- CCME (2008). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Chlorpyrifos*. Dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, 10 p.
- CCME (2009). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Carbaryl*. Dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 2009, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, 10 p.
- CCME (2012). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Glyphosate*. Dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, 11 p.
- CHALIFOUR, A., P. JUNEAU (2011). *Effet combiné de la température et de l'atrazine sur la physiologie de *Scenedesmus Obliquus* et de *Microcystis aeruginosa* en cultures isolées et mixtes*. Présentation au Colloque du Chapitre Saint-Laurent 2011.
- CHALIFOUR, A., P. A. SPEAR, M. H. BOILY, C. DEBLOIS, I. GIROUX, N. DASSYLVA P. JUNEAU (2009). « Assessment of toxic effects of pesticide extracts on different green algal species by using chlorophyll a fluorescence », *Toxicological & Environmental Chemistry*, vol. 91, n° 7, p. 1315-1329.
- CÔTÉ, M. J., Y. LACHANCE, C. LAMONTAGNE, M. NASTEV, R. PLAMONDON N. ROY (2006). *Atlas du bassin versant de la rivière Châteauguay*. Collaboration Commission géologique du Canada, Institut national de la recherche scientifique – Eau, Terre et Environnement et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 64 p.

- FORLANI, G., M. PAVAN, M. GRAMEK, P. KAFARSKI J. LIPOK (2008). « Biochemical bases for a widespread tolerance of cyanobacteria to the phosphonate herbicide glyphosate », *Plant Cell Physiol.*, vol. 49, n° 3, p. 443-456.
- FOURNIER, F., L. BRODEUR (2012). *Optimisation de la stratégie de lâchers inondatifs d'insectes stériles pour le contrôle biologique de la mouche de l'oignon (Delia antiqua)*. Rapport de projet présenté dans le cadre du programme Prime-Vert, sous-volet 11.1, numéro de projet 1516.
- GÉNÉREUX, M., J.-P. LAROUCHE, C. CÔTÉ, A. A. RAMIREZ, F. PELLETIER, S. GODBOUT, M. BÉLIVEAU SIMONEAU, S. KARASIRA (2013). *Proposition de solutions intégrées pour une gestion durable des eaux de lavage des légumes*. Projet 6531 du Programme canadien d'adaptation agricole, Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec et Agriculture et Agroalimentaire Canada, 52 p.
- GIROUX, I. (2015). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2011 à 2014*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-73603-5, 47 p. + 5 annexes.
- GIROUX, I. (2014). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec – Zones de vergers et de pommes de terre, 2010 à 2012*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 078-2-550-71747-8 (PDF), 55 p. + 5 annexes.
- GIROUX, I., L. PELLETIER (2012). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : bilan dans quatre cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya en 2008, 2009 et 2010*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-64159-9 (PDF), 46 p. + 3 annexes.
- GIROUX, I., et J. FORTIN (2010). *Pesticides dans l'eau de surface d'une zone maraîchère – Ruisseau Gibeault-Delisle dans les « terres noires » du bassin versant de la rivière Châteauguay de 2005 à 2007*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Université Laval, Département des sols et de génie agroalimentaire, ISBN 978-2-550-59088-0 (PDF), 28 p.
- GIROUX, I. (2010). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec – Bilan dans quatre cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya en 2005, 2006 et 2007 et dans des réseaux de distribution d'eau potable*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-57923-6 (PDF), 78 p.
- HUA, J., R. A. RELYEA (2012). « East coast vs West coast: effects of an insecticide in communities containing different amphibian assemblages », *Freshwater Science*, vol. 31, n° 3, p. 787-799.
- KAUR, K., A. DHAWAN (1996). « Effect of carbaryl on tissue composition, maturation, and breeding potential of *Cirrhina mrigala* (Ham.) », *Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 57, p. 480-486.
- KHALIL, F., I. J. KANG, S. UNDA, R. TASMIN, X. QIU Y. SHIMASAKI (2013). « Alterations in social behavior of Japanese medaka (*Oryzias latipes*) in response to sublethal chlorpyrifos exposure », *Chemosphere*, vol. 92, p. 125-130.
- KONTIOKARI, V., L. MATTSOFF (2011). *Proposal of Environmental Quality Standards for Plant Protection products*. Finnish Environment Institute, Helsinki, 172 p. (The Finnish Environment, numéro 7).
- KREUGER, J., S. GRAAF, J. PATRING S. ADIELSSON (2010). *Pesticides in surface water in areas with open ground and greenhouse horticultural crops in Sweden 2008*. Swedish University of Agricultural Sciences, Division of Water Quality Management, ISSN 0347-9307, 45 p. (Ekohydrologi, numéro 117)
- KREUTZWEISER, D. P., P. K. SIBLEY (1991). « Invertebrate drift in a headwater stream treated with permethrin », *Arch. Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 20, n° 3, p. 330-336.

- KUMAR, A., H. DOAN, M. BARNES, J. C. CHAPMAN R. S. KOOKANA (2010). « Response and recovery of acetylcholinesterase activity in freshwater shrimp, *Paratya australiensis* (Decapoda: Atyidae) exposed to selected anti-cholinesterase insecticides », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 73, p. 1503-510.
- LAETZ, C. A., D. H. BALDWIN, V. HEBERT, J. D. STARK N. L. SCHOLZ (2013). « Interactive Neurobehavioral toxicity of diazinon, malathion, and ethoprop to juvenile Coho salmon », *Environmental Science and Technology*, vol. 47, p. 2925-2931.
- LOPEZ-MANCISIDOR, P., G. CARBONELL, A. MARINA, C. FERNANDEZ J. V. TARAZONA (2008). « Zooplankton community responses to chlorpyrifos in mesocosm under Mediterranean conditions », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 71, p. 16-25.
- LURLING, M., et I. ROESSINK (2006). « On the way to cyanobacterial blooms : Impact of the herbicide metribuzin on the competition between a green alga (*Scenedesmus*) and a cyanobacterium (*microcystis*) », *Chemosphere*, vol. 65, p. 618-626.
- LOWER, N., A. MOORE (2003). « Exposure to insecticides inhibits embryo development and emergence in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) », *Fish Physiology and Biochemistry*, vol. 28, p. 431-432.
- MDDEFP (2013). *Critère de qualité de l'eau de surface*, 3^e éd., Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3, 510 p. + 16 annexes.
- MOORE, A., N. LOWER, I. MAYER, L. GREENWOOD (2007). « The impact of a pesticide on migratory activity and olfactory function in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts », *Aquaculture*, vol. 273, p. 350-359.
- OMAFRA (2016). *La lutte contre les mauvaises herbes dans les carottes*. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario. [En ligne]. <http://www.omafra.gov.on.ca/french/crops/facts/09-046w.htm> (Consulté le 29 mars 2016).
- PESCE, S., A. BOUCHEZ B. MONTUELLE (2011). « Effects of organic herbicides on phototrophic microbial communities in freshwater ecosystems », *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* », vol. 214, p. 87-124.
- POIRIER, M. (2011). *Lignes directrices applicables à l'industrie agroalimentaire hors réseau*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau, ISBN 978-2-550-63735-6, 73 p.
- REILLY, T., K. L. SMALLING, J. L. ORLANDO K. M. KUIVILA (2012). « Occurrence of boscalid and other selected fungicides in surface water and groundwater in three targeted use areas in the United States », *Chemosphere*, vol. 89, p. 228-234.
- RIVADNEIRA, P. R., M. AGRELO, S. OTERO G. KRISTOF (2013). « Different effects of subchronic exposure to low concentrations of the organophosphate insecticide chlorpyrifos in the freshwater gastropod », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 90, p. 82-88.
- ROHR, J. R., T. R. RAFFEL, S. K. SESSIONS P. J. HUDSON (2008). « Understanding the net effects of pesticides on amphibian trematode infections », *Ecological applications*, vol. 18, n° 7, p. 1743--1753.
- SANCHEZ-BAYO, F., K. GOKA D. HAYASAKA (2016). « Contamination of the aquatic environment with neonicotinoids and its implication for ecosystems », *Frontiers in Environmental Science*, vol. 4, article 71, p. 1-14.
- SANCHEZ, S., C. THIREAU (2014a). *Implantation d'un marais filtrant pour capter le chlorpyrifos et le phosphore dans les eaux de surface et de drainage d'un champ cultivé en oignon en sol organique*. Rapport de projet présenté dans le cadre du programme Prime-Vert, sous-volet 11.1, numéro de projet DATA-1-LUT-11-1549.

- SANCHEZ, S., C. THIREAU (2014b). *Mise en place d'un bio filtre à la ferme*. Rapport de projet présenté dans le cadre du programme Prime-vert, sous-volet 11.1, numéro de projet PHY-1-11-1574.
- SAS Institute Inc. (2008). « SAS/STAT® 9.2 User's Guide – The NPAR1WAY Procedure (Book Excerpt) ». Chapitre 62 de *SAS/STAT® 9.2 User's Guide*.
- SCHOLZ, N. L., N. K. TRUELOVE, J. S. LABENIA, D. H. BALDWIN T. K. COLLIER (2006). « Dose-additive inhibition of Chinook salmon acetylcholinesterase activity by mixtures of organophosphate and carbamates insecticides », *Environmentl Toxicology and Chemistry*, vol. 25, n° 5, p. 1200-1207.
- SCHOLZ, N. L., N. K. TRUELOVE, B. L. FRENCH, B. A. BEREJIKIAN, T. P. QUINN, E. CASILLAS T. COLLIER (2000). « Diazinon disrupts antipredator and homing behaviors in chinook salmon (*Onchorhynchus tshawytscha*) », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 57, p. 1911-1918.
- TIERNEY, K. B., J. L. SAMPSON, P. S. ROSS, M. A. SEKELA C. J. KENNEDY (2008). « Salmon olfaction is impaired by an environmentally realistic pesticide mixture », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 42, p. 4996-5001.
- TILTON, F. A., T. K. BAMMLER E. P. GALLAGHER (2011). « Swimming Impairment and acetylcholinesterase inhibition in Zebrafish exposed to copper or chlorpyrifos separately or as mixtures », *Comparative Biochemistry and Physiology*, part C, vol. 153, p. 9-16.
- TOPAL, A., M. SISECIOGLU, M. ATAMANALP, A. ISIK B. YILMAZ (2016). « The in vitro and in vivo effects of chlorpyrifos on acetylcholinesterase activity of rainbow trout brain », *Journal of Applied Animal Research*, vol. 44, n° 1, p. 243-247.
- VAN DEN BRINK, P. J., E. M. HARTGERS, U. FETTWEIS, S. J. H. CRUM, E. VAN DONK T. C. M. BROCK (1997). « Sensitivity of macrophyte-dominated freshwater microcosms to chronic levels of the herbicide linuron », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 38, p. 13-24.
- WESTON, D. P., J. YOU M. D. LYDY (2004). « Distribution and toxicity of sediment-associated pesticides in agriculture-dominated water bodies of California's Central Valley », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 38, p. 2752-2759.
- WIGHTWICK, A. M., A. D. BUI, P. ZANG, G. ROSE, M. ALLINSON, J. H. MYERS, S. M. REICHMAN, N. W. MENZIES, V. PETTIGROVE G. ALLINSON (2012). « Environmental fate of fungicides in surface waters of a horticultural-production catchment in Southeastern Australia », *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 62, p. 380-390.
- ZAFAR, M. I., R. P. VAN WIJNGAARDEN, I. ROESSINK P. J. VAN DEN BRINK (2011). « Effects of time-variable exposure regimes of the insecticide chlorpyrifos on freshwater invertebrate communities in microcosms », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 30, n° 6, p. 1383-1394.
- ZAFAR, M. I., J. D. M. BELGERS, R. P. A. VAN WIJNGAARDEN, A. MATSER P. J. VAN DEN BRINK (2012). « Ecological impacts of time-variable exposure regimes to the fungicide azoxystrobin on freshwater communities in outdoor microcosms », *Ecotoxicology*, vol. 21, p. 1024-1038.

ANNEXES

Annexe 1 Pesticides homologués dans quelques cultures maraîchères et dans les vergers

Cultures maraîchères (liste non exhaustive)

Ingrédient actif	Noms commerciaux	Pomme de terre	Carotte	Laitue	Oignon	Crucifères
Herbicides ou défanant (déf.)						
Carfentrazone-éthyl	AIM EC	√				√
Cléthodim	SELECT	√			√	
Clopyralide	LONTREL					√
Diméthénamide	FRONTIER				√	√
Diquat	REGLONE	√				√
Endothal (déf.)	DES-I-CATE	√				
EPTC	EPTAM 8E	√				
Fenoxaprop-p-éthyl	EXCEL SUPER	√				√
Fluazifop-butyl	VENTURE, FUSILADE	√	√		√	√
Glufosinate d'ammonium	IGNITE	√	√	√	√	
Glyphosate	ROUNDUP	√		√		√
Linuron	LOROX, AFOLAN	√	√			
s-Métolachlore	DUAL II MAGNUM	√				√
s-Métolachlore, métribuzine	BOUNDARY	√				
Métribuzine	SENCOR	√				
Napropamide	DEVRIKOL					√
Paraquat	GRAMOXONE	√	√	√	√	√
Pendiméthaline	PROWL				√	
Rimsulfuron	PRISM	√				
Séthoxydime	POAST, POAST ULTRA		√		√	√
Trifluraline	TREFLAN, BONANZA					√
Inhibiteur de germination						
Chlorprophame	DECCO, SPROUT NIP, CHLORO IPC	√				
Insecticides						
Acéphate	ORTHENE	√		√		√
Carbaryl	SEVIN	√		√		√
Chlorantriliprole	CORAGEN	√	√			√
Chlorpyrifos	PYRIFOS, LORSBAN	√	√		√	√
Cyantraniliprole	EXIREL, VERIMARK	√	√			√
Cyperméthrine	RIPCORDER, CYMBUSH	√	√	√	√	√
Cyromazine	CITATION			√		√
Deltaméthrine	DECIS	√			√	√
Diazinon	DIAZINON, DZN	√		√	√	√
Diméthoate	LAGON, CYGON	√		√		√
Endosulfan	THONEX, THIODAN	√		√		
Fonicamide	BELEAF	√	√	√		√
Imidaclopride	ADMIRE, INTERCEPT	√				√
Lambda-cyhalothrine	MATADOR	√	√		√	√
Malathion	MALATHION	√		√	√	√
Méthomyl	LANNATE	√				√
Méthoxyfenozide	INTREPID					√
Naled	DIBROM	√		√	√	√
Novaluron	RIMON					√
Perméthrine	POUNCE, AMBUSH					
Phosmet	IMIDAN	√	√			
Spinetoram	DELEGATE, RADIANT	√	√	√		√
Spinosad	SUCCESS	√		√		√
Spiromesifen	OBERON	√		√		√
Spirotetramat	MOVENTO	√			√	√
Thiaméthoxame	ACTARA	√		√		√

Annexe 1 Pesticides homologués dans quelques cultures maraîchères et dans les vergers (suite)

Cultures maraîchères – (liste non exhaustive) (suite)

Ingrédients actifs	Noms commerciaux	Pomme de terre	Carotte	Laitue	Oignon	Crucifères
Fongicides						
Azoxystrobine	QUADRIS, QUADRIS TOP, ABOUND	√	√	√		√
Boscalide	CANTUS	√	√	√	√	√
Chlorothalonil	BRAVO, ECHO	√	√		√	√
Cuivre (formes variées)	CUIVRE 53M, COPPER SPRAY, KOCIDE	√	√			
Cymoxanil	CURZATE	√				
Cyprodinil+ fludioxonil	SWITCH					√
Difenoconazole	INSPIRE					√
Dimétomorphe	ACROBAT	√				√
Fénamidone	REASON	√				√
Fluaziname	ALLEGRO					√
Fludioxonil	MAXIM	√				√
Fluopicolide	PRESIDIO					√
Fluopyram+pyriméthanil	LUNA TRANQUILITY	√				
Fosetyl-al	ALIETTE					√
Hydrazide maléique	MH60				√	
Iprodione	ROVRAL				√	√
Mancozèbe	DITHANE, PENNCOZEB	√	√		√	
Mancozèbe + zoxamide	GAVEL	√				
Mandipropamide	REVUS					√
Métalaxyl	RIDOMIL			√	√	
Métalaxyl+mancozèbe	RIDOMIL GOLD					√
Métam-sodium	VAPAM	√				
Métirame	POLYRAM DF		√			
Penthiopyrade	FONTELIS					√
Propamocarbe + chlorothalonil	TATTOO	√				
Propiconazole	TOPAS, JADE, MISSION					√
Pyraclostrobine	CABRIO, CABRIO PLUS		√			√
Pyriméthanil	SCALA SC	√				
Quintozène	QUINTOZÈNE					√
Thiabendazole	MERTECT	√				
Trifloxystrobine	FLINT					√
Molluscicide						
Métaldehyde	DEADLINE					√

Annexe 1 Pesticides homologués dans quelques cultures maraîchères et dans les vergers (suite)
Vergers (liste non exhaustive)

Ingrédients actifs	Noms commerciaux
Herbicides	
Dichlobénil	CASORON
Diquat	REGLONE
Glyphosate	ROUNDUP, TOUCHDOWN, GLYFOS
Glufosinate d'ammonium	IGNITE
Linuron	LINURON
2,4-D	2,4-D AMINE
Napropamide	DEVRIOL
Paraquat	GRAMOXONE
Simazine	PRINCEP, SIMAZINE, SIMADEX
Insecticides	
Abamectine	AGRIMEK
Acéquinocyl	KANEMITE 15 SC
Acétamipride	ASSAIL 70 WP
Azinphos-méthyl	GUTHION 50 WP, SNIPER 50 W
Bacillus thuringiensis	BIOPROTEC CAF, DIPEL WP, FORAY 48 B
Bifénazate	ACRAMITE 50 WS
Carbaryl	SEVIN XLR
Clofentézine	APOLLO SC
λ-Cyhalothrine	MATADOR 120 EC
Cyperméthrine	RIPCORDER 400 EC
Deltaméthrine	DECIS 5 EC
Diazinon	DIAZINON 50 W, DZN 600 EW
Endosulfan	THIODAN 50 WP, THIONEX 50 WP
Huile minérale	HUILE SUPÉRIEURE 70 S
Imidaclopride	ADMIRE
Méthoxyfénozide	INTREPID 240 F
Perméthrine	POUNCE
Phosalone	ZOLONE FLO
Phosmet	IMIDAN 50 W
Pyridabène	PYRAMITE, NEXTER
Spinosad	SUCCESS 480 SC, GF 120
Spinétoram	DELEGATE WG
Spirodiclofène	ENVIDOR 240 SC
Spirotétramate	MOVENTO 240 SC
Thiaclopride	CALYPSO 480 SC
Fongicides	
Captane	SUPRA CAPTAN 80 WDG, MAESTRO 80 DF
Difenoconazole	INSPIRE
Dodine	EQUAL 65 WP
Krésoxim-méthyl	SOVRAN
Mancozèbe	DITHANE NT, MANZATE PRO-STICK, PENNCOZEB
Mancozèbe, dinocap	DIKAR W
Métirame	POLYRAM DF
Myclobutanil	NOVA
Oxychlorure de cuivre	COPPER SPRAY 50 WP
Penthiopyrade	FONTELIS
Pyriméthamil	SCALA SC
Trifloxystrobine	FLINT 50 WG
Régulateurs de croissance	
Acide naphtylacétique	NAA
Chlorhydrate d'aviglycine	RETAIN
Prohexadione de calcium	APOGEE
Rodenticides	
Chlorophacinone	ROZOL
Diphacinone	RAMIK, GARDEX

Source : *Guide des traitements foliaires du pommier 2012-2013*, CRAAQ; *Guide de gestion intégrée des ennemis du pommier*, CRAAQ, 2001.

Coordonnées des stations échantillonnées

Cours d'eau	Bassin versant	Coordonnées	N° BQMA ¹
Ruisseau Gibeault-Delisle	Rivière Châteauguay	N45,16708 W73,62479	03090069
Ruisseau Norton	Rivière Châteauguay	N45,15854 W73,66321	03090120
Ruisseau Rousse	Lac des Deux-Montagnes	45.492643 -74.031588	04310107
Ruisseau Déversant-du-Lac	Rivière Yamaska	45.413396 -73.024325	03030433

¹ Numéro attribué à cette station dans la base de données sur la qualité du milieu aquatique

Nombre d'échantillons par analyse

Cours d'eau échantillonnés	Année	Période	Nombre d'échantillons par analyse					Dépistage
			OPS	IMIDA	PESARY	GLY-AMPA	ETU	
<i>Bassin versant rivière Châteauguay</i>								
Ruisseau Gibeault-Delisle	2013	16 mai au 27 août	30	28	30	30	30	1
	2014	15 mai au 25 août	30	30	30	30	30	-
Ruisseau Norton	2013	16 mai au 27 août	30	27	30	30	30	1
	2014	15 mai au 25 août	30	30	29	30	30	-
<i>Bassin versant lac des Deux-Montagnes</i>								
Ruisseau Rousse	2015	14 mai au 20 août	28	28	28	28	28	2
	2016	16 mai au 25 août	30	30	30	30	30	-
<i>Bassin versant rivière Yamaska</i>								
Ruisseau Déversant-du-Lac	2015	14 mai au 23 août	28	28	28	28	28	-
	2016	15 mai au 24 août	30	30	30	30	30	-

Les analyses ont été réalisées par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Le type et le format des bouteilles varient selon l'analyse. Dans le cas des analyses OPS, IMIDA, PESARY et ETU, il s'agit de bouteilles de verre de 250 ml, 500 ml ou 1 l. Pour les analyses GLY-AMPA, des bouteilles de plastique de 250 ml sont utilisées. Les échantillons sont conservés au frais dans des glacières et sont envoyés au laboratoire par transporteur le jour même ou le lendemain du prélèvement.

Sommaire des méthodes d'analyses des pesticides et limites de détection

OPS+ (MA. 400 – PEST 1.0 à partir de l'année 2012)

Les pesticides sont extraits de l'échantillon avec du dichlorométhane. L'extrait est réduit à un petit volume et est ensuite concentré sous jet d'argon. Les pesticides sont séparés sur une colonne de chromatographie en phase gazeuse et détectés par spectrométrie de masse. Les concentrations de pesticides contenues dans l'échantillon sont calculées en comparant les surfaces des pics des produits de l'échantillon à celles de solutions étalons de concentrations connues. Un contrôle de qualité de la méthode est effectué sur chaque échantillon à l'aide d'étalons d'extraction (malathion-D10 et atrazine-D5) et d'étalons d'injection (trifluraline-D14 et chlorpyrifos-D10).

Analyse de dépistage des pesticides : Cette analyse est complémentaire à l'analyse OPS+ et peut être réalisée seulement sur les échantillons d'eau pour lesquels l'analyse OPS+ a déjà été effectuée. Le fichier de données informatiques du spectrogramme de masse est traité par déconvolution. Les données produites sont utilisées pour effectuer une recherche en librairie. Lorsqu'un spectre de masse correspond à celui d'un pesticide de notre librairie, le composé est identifié comme étant présent dans l'échantillon. Il ne peut toutefois pas être quantifié.

Phénoxyacides ou aryloxyacides (PESARY) (MA. 400-P.Chlp 1.0)

L'échantillon est acidifié à l'aide de H₂SO₄ (5 ml de H₂SO₄ 10N par litre d'eau) pour obtenir un pH < 2 afin de favoriser la forme non ionisée des acides. Les aryloxyacides sont extraits sur une colonne de type octadécyle (C₁₈) et sont élués à l'aide d'un mélange de dichlorométhane et de méthanol. L'éluat recueilli est évaporé presque à sec sous atmosphère d'argon et estérifié avec une solution de diazométhane.

Les pesticides dérivés sont ensuite purifiés sur une colonne de gel de silice et transférés dans l'acétate d'éthyle. Ils sont analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse en mode balayage d'ions. Le temps de rétention ainsi qu'un groupe d'ions caractéristiques permettent l'identification de chacun des composés présents. Les concentrations de pesticides contenues dans l'échantillon sont calculées en comparant les surfaces des pics des produits de l'échantillon à celles de solutions étalons de concentrations connues. Un contrôle de qualité est effectué sur chaque échantillon à l'aide de marqueurs isotopiques (dicamba-D3 et 2,4-D-D3) utilisés comme étalons d'extraction, de deux étalons d'injection (1,3,5-tribromobenzène et 2,3,3',4,6-pentachlorobiphényle) et d'un étalon de dérivation (2,3-D).

Glyphosate et AMPA (MA. 400 – Glyphosate)

Un volume de 80 ml est acidifié à pH 1. Après 15 minutes, l'échantillon est neutralisé et mélangé avec le Fmoc-Cl et un tampon de borate. Après une heure, on élimine le surplus de Fmoc par extraction avec le dichlorométhane. L'échantillon est ensuite passé sur une colonne SPE Oasis HLB, puis élué avec du méthanol basique. Finalement, on injecte l'éluant dans un chromatographe en phase liquide couplé à un spectromètre de masse en tandem. Les concentrations de glyphosate, d'AMPA et de glufosinate contenues dans l'échantillon sont calculées à l'aide d'une courbe d'étalonnage linéaire obtenue à partir de solutions extraites.

Imidaclopride et ses produits de dégradation (MA. 403 – IMIDA 1.1)

On effectue une extraction liquide-solide dans l'échantillon à l'aide d'une cartouche C₁₈. L'éluant des composés d'intérêt est pratiquée à l'aide de méthanol acidifié contenant de la diéthylamine. Après une évaporation à sec, l'extrait est recomposé dans la phase mobile contenant l'étalon d'injection, soit l'atrazine-D5. La quantification est réalisée à l'aide d'un chromatographe en phase liquide couplé à un spectromètre de masse en tandem (LC-MS/MS), en mode MRM (*multiple reaction monitoring*). La colonne chromatographique est de type C₈. Un contrôle de qualité de la méthode est effectué sur chaque échantillon à l'aide d'étalons d'extraction (imidaclopride-D4 et clothianidine-D3).

Éthylène thiourée (ETU, méthode non rédigée)

L'ETU est dosée par chromatographie liquide couplée à un spectromètre de masse (LC-MS/MS), en mode injection directe. La chromatographie est réalisée à l'aide d'une colonne X-Terra C₁₈ 3,5 µm de 2,1 mm sur 100 mm. La concentration en ETU de l'échantillon est déterminée en comparant les surfaces des pics des produits de l'échantillon à celles obtenues avec des solutions étalons de concentrations connues.

Contrôles de qualité en laboratoire et sur le terrain

Chaque certificat d'analyse reçu porte une mention relativement au pourcentage de recouvrement (ou de récupération) des substances étalons utilisées au moment de l'analyse. Cela permet de vérifier l'efficacité de l'analyse. Lorsque le pourcentage de recouvrement n'est pas satisfaisant, le certificat porte une mention spéciale indiquant ce faible recouvrement. Quelques échantillons prélevés en 2013 et 2014 dans les ruisseaux Gibeault-Delisle et Norton et soumis à l'analyse « IMIDA » ont présenté un faible taux de récupération.

Durant la période d'étude de 2013 à 2016, un blanc de terrain a été effectué chaque année, pour chacune des rivières et pour chacune des analyses. Ces blancs de terrain permettent de voir si un polluant est introduit dans la procédure d'une autre façon que par l'eau (p. ex., présence dans l'air lors de l'échantillonnage ou du transport). Aucun pesticide n'a été décelé dans les blancs.

Limites de détection des pesticides analysés de 2013 à 2016 (µg/l)

OPS+	2013	2014	2015	2016	OPS+ (suite)	2013	2014	2015	2016
Aldrine	0,06	0,01	0,01	0,01	Diuron	0,28	0,28	0,28	0,28
Atrazine	0,02	0,01	0,01	0,03	EPTC	0,03	0,02	0,02	0,02
<i>Dééthyl-atrazine</i>	0,02	0,02	0,02	0,02	Fénitrothion	0,03	0,02	0,02	0,02
<i>Déisopropyl-atrazine</i>	0,02	0,01	0,01	0,01	Fludioxonil	0,04	0,03	0,03	0,03
Azinphos-méthyl	0,1	0,1	0,1	0,1	Fonofos	0,01	0,01	0,01	0,01
Azoxystrobine	-	0,1	0,1	0,03	Iprodion	-	0,08	0,08	0,08
Bendiocarbe	0,04	0,02	0,02	0,02	Linuron	0,07	0,06	0,06	0,06
Boscalide	-	0,07	0,07	0,07	Malathion	0,02	0,02	0,02	0,02
Bromacil	-	0,12	0,12	0,12	Métalaxyl	-	0,05	0,05	0,05
Busan	0,04	0,03	0,03	0,03	Méthidathion	0,06	0,03	0,03	0,03
Butilate	0,03	0,03	0,03	0,03	Méthoxychlore	0,02	0,02	0,02	0,02
Captafol	0,04	0,04	0,04	0,04	S-Métolachlore	0,01	0,01	0,01	0,01
Captane	0,06	0,02	0,02	0,02	Métribuzine	0,03	0,01	0,01	0,01
Carbaryl	0,05	0,04	0,04	0,04	Mévinphos	0,04	0,03	0,03	0,03
<i>1-Naphtol</i>	0,07	0,04	0,04	0,04	Myclobutanil	0,04	0,02	0,02	0,02
Carbofuran	0,05	0,02	0,02	0,02	Napropamide	0,06	0,06	0,06	0,06
Carfentrazone-éthyl	-	0,03	0,03	0,03	Parathion	0,04	0,02	0,02	0,02
Chlorfenvinfos	0,07	0,04	0,04	0,04	<i>Méthyl-parathion</i>	0,02	0,02	0,02	0,02
Chloronèbe	-	0,06	0,06	0,06	Pendiméthaline	-	0,03	0,03	0,03
Chlorothalonil	0,04	0,04	0,04	0,04	Perméthrine	0,09	0,13	0,13	0,13
Chloroxuron	0,05	0,18	0,18	0,18	Phorate	0,05	0,02	0,02	0,02
Chlorprophame	-	0,03	0,03	0,03	Phosalone	0,04	0,03	0,03	0,03
Chlorpyrifos	0,02	0,01	0,01	0,01	Phosmet	0,05	0,05	0,05	0,05
Cyanazine	0,03	0,03	0,03	0,03	Pirimicarbe	0,05	0,03	0,03	0,03
Cyhalothrine	0,04	0,04	0,04	0,04	Propoxur	0,03	0,02	0,02	0,02
Cyperméthrine	0,07	0,07	0,07	0,07	Propiconazole	-	0,24	0,24	0,24
Deltaméthrine	0,1	0,08	0,08	0,08	Propyzamide	-	0,03	0,03	0,03
Diazinon	0,01	0,01	0,01	0,01	Pyraclostrobine	0,21	0,33	0,33	0,13
Dichlobénil	0,04	0,04	0,04	0,04	Quintozène	-	0,03	0,03	0,03
<i>2,6-Dichlorobenzamide (BAM)</i>	0,02	0,02	0,07	0,02	Simazine	0,01	0,01	0,01	0,01
Dichlorvos	0,05	0,05	0,05	0,05	Tébutiuron	0,31	0,24	0,24	0,24
Dieldrine	0,03	0,02	0,02	0,02	Terbufos	0,05	0,04	0,04	0,04
Diméthazone	-	0,03	0,03	0,03	Trifloxystrobine	-	0,03	0,03	0,03
Diméthénamide	0,02	0,02	0,02	0,02	Trifluraline	0,01	0,02	0,04	0,02
Diméthoate	0,03	0,02	0,02	0,02	Trinexapac-éthyl	-	0,75	0,75	0,75
Diméthomorphe	0,42	0,17	0,17	0,17	Triticonazole	-	0,34	0,34	0,34
Disulfoton	0,02	0,01	0,01	0,01	IMIDA	2013	2014	2015	2016
PESARY	2013	2014	2015	2016	Acétamipride	0,001	0,001	0,001	0,001
2,4-D	0,02	0,02	0,02	0,02	Azoxystrobine	0,001	0,001	0,001	0,001
2,4-DB	0,02	0,02	0,02	0,02	Clothianidine	0,001	0,001	0,001	0,001
2,4-DP	0,03	0,03	0,03	0,03	Fénamidone	0,001	0,001	0,001	0,001
2,4,5-T	0,01	0,01	0,01	0,01	<i>Fénamidone-métabolite</i>	0,001	0,001	0,001	0,001
Bentazone	0,04	0,04	0,04	0,04	Flupyradifurone	-	-	0,003	0,003
Bromoxynil	0,02	0,02	0,02	0,02	Imidaclopride	0,001	0,001	0,001	0,001
Clopyralide	0,03	0,03	0,03	0,03	<i>Imidaclopride-urée</i>	0,0009	0,0009	0,0009	0,0009
Dicamba	0,03	0,03	0,03	0,03	<i>Imidaclopride-guanidine</i>	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008
Diclofop-méthyl	0,02	0,02	0,02	0,02	<i>Imidaclopride-oléfine</i>	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007
Dinosèbe	0,04	0,04	0,04	0,04	Thiaclopride	-	-	0,003	0,003
Fénoprop	0,01	0,01	0,01	0,01	Thiaméthoxame	0,001	0,001	0,001	0,001
MCPA	0,01	0,01	0,01	0,01	ETU				
MCPB	0,01	0,01	0,01	0,01	<i>ETU</i>	0,2	0,2	0,2	0,2
Mécoprop	0,01	0,01	0,01	0,01	GLY-AMPA				
Picloram	0,02	0,02	0,02	0,02	Glyphosate	0,04	0,04	0,04	0,04
Triclopyr	0,02	0,02	0,02	0,02	<i>AMPA</i>	0,2	0,2	0,2	0,2
					Glufosinate	-	0,05	0,05	0,05

Annexe 3 Résultats bruts pour les quatre cours d'eau à l'étude (suite)

Concentrations de pesticides dans le ruisseau Gibeault-Delisle en 2014 (µg/l)

	Mai					Juin								Juillet								Août									
	15	20	22	26	29	2	5	9	12	16	19	23	26	30	3	7	10	14	17	21	24	29	31	4	7	11	14	18	21	25	
HERBICIDES																															
Métribuzine	0,05	0,02	0,06	0,22	0,5	1,7	1,9	0,61	0,82	0,34	0,74	3,1	8,3	0,51	0,41	0,29	0,41	2,1	3,2	1,3	1,1	2,5	0,56	0,44	0,14	0,22	0,73	0,35	0,14	0,13	
Linuron	0,15	0,14	0,47	0,09	0,36	9,5	27	0,86	3	0,15	90	0,15	0,65	0,85	1,2	13	0,85	6,6	3,1	3,6	3,3	1,9	56	5,1	1,6	0,96	0,9	7,5	960	3,8	
Diuron	0,36	-	-	-	0,38	7,6	26	0,37	2,6	-	60	-	0,31	1,1	1,2	6,2	0,61	2,1	2,2	0,54	2,2	2	55	2,4	3,1	2,8	0,93	3	450	4,1	
Diméthénamide	1,9	0,14	0,1	0,06	0,07	90	0,91	0,04	0,66	0,04	0,89	0,06	0,04	0,22	0,05	0,33	3,2	8,1	1,2	0,26	0,67	0,35	0,29	0,32	0,28	0,04	0,03	0,21	0,34	0,34	
Atrazine	-	-	-	-	0,04	0,02	0,15	0,05	0,04	0,1	0,23	0,04	0,06	0,02	0,02	-	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,04	-	0,01	-	-	0,03	0,01	-	-	
Dééthyl-atrazine	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
s-Métolachlore	-	-	-	-	0,02	0,03	0,17	0,07	0,07	0,28	0,41	0,07	0,09	0,05	0,04	0,02	0,02	0,06	0,03	0,03	0,06	0,03	-	0,02	-	0,01	0,11	0,03	-	-	
2,6 Dichlorobenzamide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Simazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	
Pendiméthaline	0,04	-	-	-	0,04	0,28	0,33	0,32	2,3	0,05	0,14	0,08	0,23	2	0,43	3,5	0,91	59	10	1,2	1,2	2,3	2,6	0,86	1,7	0,46	0,63	0,29	1,5	1,2	
Bromoxynil	0,02	-	0,06	-	-	0,43	0,1	0,02	0,25	-	0,08	-	-	0,98	-	0,6	0,36	0,26	0,88	0,21	3,4	0,52	0,32	0,06	0,07	0,05	0,47	0,04	-	2	
Bentazone	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	0,11	-	-	-	-	0,51	0,2	0,06	-	-	0,26	-	0,11	-	0,44	-	0,13	
2,4-D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	0,08	0,35	0,77	-	-	-	-	-	-	-	-	
MCPA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Glyphosate	0,12	-	0,18	0,17	0,28	0,41	4,1	0,24	1,9	0,11	4,8	0,35	1,2	0,58	0,51	0,64	0,52	2,3	2,5	1,7	1,7	1,8	1,2	1	0,72	0,68	1,7	1	0,53	0,47	
AMPA	-	-	-	-	-	-	0,48	0,22	0,36	-	0,89	0,37	0,38	0,39	0,37	0,53	0,39	0,43	0,97	1,3	0,79	1,1	1	0,94	0,51	0,61	0,65	1,1	0,52	0,38	
Glufosinate	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
INHIBITEUR DE GERMINATION																															
Chlorprophame	6,9	1,6	6,6	1,4	1,2	1,2	1,1	2,3	14	0,48	0,71	0,71	0,18	1,1	2,5	0,84	2	1,2	1,7	1,4	9,1	4,6	6,3	1,1	2,7	0,63	0,5	0,3	0,59	0,28	
INSECTICIDES																															
Chlorpyrifos	-	-	-	-	-	0,01	-	-	0,05	0,01	0,01	0,01	-	0,01	0,01	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-	0,01	-	0,03	-	-	-	0,02	
Malathion	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	0,49	0,04	-	-	-	0,03	0,03	0,16	0,06	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	
Diazinon	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,62	0,22	1	0,11	-	-	-	3	0,31	0,37	1,2	-	-	
1-naphtol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,17	-	-	0,05	-	-	
Diméthoate	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,32	-	-	
Imidaclopride	0,096	0,029	0,029	0,13	0,015	0,015	0,02	0,018	0,077	0,034	0,06	0,09	0,072	0,47	0,23	0,29	0,47	0,43	0,11	0,041	0,12	0,11	0,037	0,14	0,044	0,09	0,14	0,05	0,043	0,038	
Imidaclopride-guanidine	0,032	0,018	0,024	0,007	0,024	0,027	0,023	0,027	0,023	0,007	0,007	0,012	0,058	0,11	0,11	0,027	0,14	0,013	0,058	0,04	0,011	0,09	0,039	0,045	0,019	0,037	0,065	0,044	0,023	-	
Imidaclopride-urée	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0067	0,0041	0,0054	0,012	0,012	0,0033	0,002	0,0064	0,0037	-	0,0045	-	-	-	-	-		
Thiaméthoxame	0,0047	0,0075	0,0048	0,0056	0,013	0,0064	0,037	0,013	0,22	0,051	0,066	0,024	0,078	0,46	0,17	0,064	0,22	0,14	0,09	0,017	0,049	0,03	0,019	0,033	0,011	0,025	0,074	0,042	0,011	0,0075	
Clothianidine	0,11	0,1	0,1	0,17	0,1	0,11	0,13	0,067	0,5	0,23	0,39	0,17	0,23	0,62	0,3	0,41	0,72	6,9	0,61	0,33	0,99	0,98	0,25	0,38	0,12	0,25	0,74	0,27	0,12	0,11	
Acétamipride	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0018	-	-	0,0016	-	-	-	
FONGICIDES																															
Fénamidone	0,0021	0,0013	0,0018	0,002	0,0013	0,014	0,0061	0,0027	0,0066	0,004	0,023	0,0073	0,026	0,011	0,0082	0,026	0,022	0,043	0,087	0,12	0,36	0,17	0,22	0,57	0,43	0,075	0,19	0,22	0,5	0,54	
Fénamidone métabolite	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,011	-	-	-	-	0,0075	-	-	-	-	-	0,01	
Azoxystrobine	0,012	0,0078	0,011	0,01	0,007	0,0071	0,0091	0,012	0,2	0,008	0,015	0,011	0,034	0,033	0,069	0,066	0,23	0,071	0,059	0,072	0,06	0,12	0,069	0,048	0,057	0,059	0,098	0,038	0,14	3	
ETU	-	-	-	0,2	-	-	0,2	-	0,4	-	0,7	0,4	0,7	0,4	0,4	1,3	0,4	1,6	0,5	0,4	1,4	2,7	1	0,9	0,9	1,2	0,5	0,5	9,3	2	
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	0,23	-	0,07	-	0,59	0,73	0,63	-	0,47	2,2	1,7		
Boscalide	0,11	-	-	0,12	0,08	0,09	-	0,08	0,1	-	-	-	0,12	0,09	0,09	0,09	0,11	1,2	0,18	0,33	0,34	0,28	0,09	0,11	-	0,14	0,08	-	0,11	0,14	
Métalaxyl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,08	-	-	-	-	-	-	-	
Dimétomorphe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,83	-	-	0,3	0,24	-	-	-	-	-	-	0,29	-	

Surligné jaune : Faible taux de récupération des étalons lors de l'analyse. Les concentrations peuvent être sous-estimées.

Annexe 3 Résultats bruts pour les quatre cours d'eau à l'étude (suite)

Concentrations de pesticides dans le ruisseau Norton en 2014 (µg/l)

	Mai					Juin								Juillet									Août								
	15	20	22	26	29	2	5	9	12	16	19	23	26	30	3	7	10	14	17	21	24	29	31	4	7	11	14	18	21	25	
HERBICIDES																															
Métribuzine	-	-	0,01	0,02	0,09	0,04	0,57	0,09	0,1	0,1	0,18	0,05	0,52	0,06	0,05	0,02	0,11	0,06	0,49	0,1	0,08	0,18	0,1	0,05	0,02	0,02	0,13	0,08	0,04	0,01	
Linuron	-	-	0,06	-	0,18	0,09	0,32	RNF	0,6	0,14	0,33	0,09	0,21	0,12	7,3	0,86	0,39	2,5	0,74	0,61	2,8	1,6	1,6	0,99	0,92	0,26	0,67	0,41	0,76	0,49	
Diuron	-	-	-	-	-	-	0,32	-	0,42	-	-	-	-	-	3,6	0,7	-	0,78	0,36	0,49	0,83	0,84	1	0,28	2,5	0,36	1	0,53	1,6	0,3	
Diméthénamide	0,1	0,06	0,08	0,07	0,24	0,04	0,09	0,05	0,23	0,07	0,27	0,11	0,24	0,06	0,11	0,1	17	1,7	0,67	0,31	0,32	0,71	0,25	0,26	0,18	0,05	0,06	0,1	0,12	0,03	
Atrazine	-	-	-	-	0,03	0,08	0,34	0,06	0,08	0,13	0,15	0,02	0,17	0,03	0,03	0,12	0,13	0,06	0,03	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	-	-	
Dééthyl-atrazine	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
s-Métolachlore	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,06	0,13	0,06	0,17	0,19	0,25	0,05	0,21	0,05	0,05	0,3	0,28	0,11	0,15	0,05	0,04	0,2	0,04	0,03	0,02	0,01	0,28	0,08	0,02	0,01	
Propyzamide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,12	0,59	0,07	0,58	0,95	0,12	0,33	1,7	0,39	0,27	0,23	0,15	0,85	0,41	0,18	0,05	0,09	0,1	0,06	
Pendiméthaline	-	-	-	-	0,07	-	0,04	RNF	0,07	-	0,03	-	0,1	-	0,03	0,03	0,04	0,03	0,22	0,08	0,12	0,21	0,09	0,05	0,04	0,03	0,18	0,04	0,07	0,04	
Bromoxynil	-	-	-	-	0,03	-	0,03	-	0,07	-	0,05	0,02	-	-	-	-	0,07	0,04	0,49	-	18	0,33	0,04	-	-	-	-	-	-	0,08	
Dicamba	-	-	-	-	-	0,05	0,4	0,06	0,04	0,07	0,05	-	0,03	-	-	-	-	0,03	0,03	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
2,4-D	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	0,3	-	-	-	0,61	0,29	-	-	-	-	-	-	-	
Bentazone	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-	0,35	0,29	-	-	-	-	-	-	0,24	0,09	-	-	
MCPA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,55	-	-	-	0,69	-	-	-	-	0,31	-	-	-	
2,4-DP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	-	-	-	0,21	-	-	-	-	0,09	-	-	-	
Glyphosate	0,15	0,19	0,1	0,09	0,16	0,04	1	0,6	0,5	0,08	1,7	0,26	0,92	0,22	0,59	0,98	0,31	0,56	1,7	0,95	0,77	1,4	1,7	28	2,3	1,1	2,3	0,79	0,38	0,17	
AMPA	-	-	-	-	-	-	0,32	0,25	-	-	0,42	-	0,36	-	0,3	0,3	0,4	0,33	0,9	0,81	0,71	0,68	1,1	9,1	1,1	0,72	1,6	0,9	0,58	0,22	
Glufosinate	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
INHIBITEUR DE GERMINATION																															
Chlorprophame	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-	0,07	0,06	0,1	0,13	-	0,13	1,1	1	0,17	0,04	-	-	0,14	0,04	0,12	-	
INSECTICIDES																															
Chlorpyrifos	-	-	-	-	-	0,01	0,03	0,03	0,03	0,01	0,02	-	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,04	0,02	-	-	-	0,02	0,02	0,01	0,03	0,03	0,05	0,02	
Malathion	-	-	-	-	-	0,18	-	-	-	-	-	0,24	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,36	0,42	0,05	-	0,08	-	0,04	-	-	0,04	-	0,06	-	
Diazinon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9	0,16	-	-	
Imidaclopride	0,016	0,007	0,008	0,0075	0,0064	0,0036	0,0044	0,0076	0,013	0,015	0,031	0,016	0,021	0,036	0,035	0,032	0,098	0,02	0,054	0,0079	0,0073	0,012	0,028	0,016	0,012	0,011	0,045	0,019	0,015	0,0084	
Imidaclopride-guanidine	0,0044	-	0,004	0,0045	0,005	0,0049	0,0038	0,0054	0,0041	0,0039	0,001	0,001	0,012	0,011	0,016	0,012	0,0086	0,0097	0,018	0,0058	0,002	0,014	0,01	0,003	0,0063	-	0,022	-	0,007	-	
Imidaclopride-urée	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0028	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Thiaméthoxame	-	0,002	0,0021	0,0034	0,011	0,0032	0,018	0,0048	0,024	0,028	0,063	0,011	0,015	0,048	0,028	0,012	0,065	0,047	0,088	0,0087	0,0042	0,039	0,069	0,046	0,034	0,027	0,087	0,044	0,034	0,054	
Clothianidine	0,018	0,016	0,014	0,02	0,023	0,017	0,024	0,013	0,078	0,04	0,066	0,027	0,021	0,05	0,041	0,057	0,14	0,072	0,12	0,029	0,038	0,059	0,039	0,037	0,024	0,03	0,18	0,065	0,039	0,023	
FONGICIDES																															
Fénamidone	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0015	-	0,0019	-	0,001	-	0,0021	0,0019	0,0028	0,0045	0,037	0,11	0,48	0,048	0,073	0,013	0,084	0,011	0,048	0,021	0,072	0,012	
Azoxystrobine	0,0032	0,0024	0,0031	0,0027	0,0024	0,0025	0,0021	0,0029	0,0028	0,0022	0,0037	0,0028	0,006	0,0048	0,0062	0,009	0,017	0,018	0,018	0,0081	0,014	0,029	0,021	0,018	0,014	0,0096	0,12	0,03	0,037	0,32	
ETU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-	0,2	-	7,7	-	
Myclobutanil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,06	-	-	-	
Boscalide	0,07	-	-	-	0,09	-	-	RNF	0,07	-	0,09	0,07	0,11	-	0,11	0,15	0,07	0,12	0,5	0,17	0,12	0,18	0,1	0,17	0,11	0,09	0,31	0,16	0,24	0,15	
Métalaxyl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67	-	0,29	0,16	0,42	0,43	0,07	-	-	

Surligné jaune : Faible taux de récupération des étalons lors de l'analyse. Les concentrations peuvent être sous-estimées.

RNF : Problème analytique, l'échantillon ou le paramètre n'a pu être analysé.

Annexe 3 Résultats bruts pour les quatre cours d'eau à l'étude (suite)

Concentrations de pesticides dans le ruisseau Déversant-du-Lac en 2015 (µg/l)

	Mai					Juin								Juillet								Août							
	14	19	24	28	31	3	7	10	14	17	22	24	29	2	6	8	13	15	19	22	26	29	2	5	12	16	19	23	
HERBICIDES																													
Atrazine	0,01	1,2	0,16	1,1	0,13	0,08	0,11	0,32	0,21	0,7	0,24	0,25	0,23	0,75	0,11	0,1	0,3	0,25	0,48	0,22	0,08	0,1	0,08	0,04	0,12	0,06	0,04	0,05	
Dééthyl-atrazine	-	0,05	0,02	0,18	0,04	0,02	0,02	0,06	0,05	0,05	0,04	0,03	0,04	0,09	0,04	0,03	0,02	0,03	0,05	0,07	0,04	0,06	0,04	0,02	0,07	0,04	-	0,02	
Déisopropyl-atrazine	-	-	-	0,09	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
β-Métolachlore	0,06	0,91	0,42	2,5	0,34	0,12	0,3	0,78	0,28	1,6	0,55	0,31	0,39	0,83	0,15	0,23	0,09	0,93	0,69	0,57	0,19	0,28	0,11	0,07	1,2	0,14	0,07	0,06	
Diméthénamide	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Métribuzine	-	-	-	0,05	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mécoprop	-	-	-	0,04	0,01	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	0,11	-	0,07	-	0,03	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-
Bentazone	-	-	-	0,04	0,07	-	-	0,11	0,1	0,05	0,06	0,04	-	0,08	0,06	-	0,06	-	-	0,05	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-
Dicamba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	0,04	-	-	0,19	-	0,12	-	0,04	0,1	-	-	-	0,05	-	-	-	-
MCPA	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,4-D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-
Glyphosate	-	0,11	0,08	0,07	0,05	-	-	0,06	0,05	0,82	0,41	0,79	0,28	0,18	0,13	0,34	0,21	0,29	0,91	0,18	0,2	0,14	0,34	0,26	0,19	-	0,06	0,06	
AMPA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,48	0,4	0,44	0,34	-	-	0,29	0,39	0,22	0,47	-	0,21	-	0,34	0,29	-	-	-	-	-
INSECTICIDES																													
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	0,66	-	-	-	0,05	0,09	0,33	-	-	-	-	
Perméthrine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorpyrifos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	0,01	0,01	-	-	-
Thiaméthoxame	-	0,017	-	0,018	0,005	-	-	0,015	-	0,001	0,001	-	0,002	0,019	0,003	-	-	-	0,01	0,014	-	0,004	-	-	0,042	0,01	0,003	-	
Clothianidine	-	-	-	0,057	-	-	-	-	0,014	0,003	-	-	-	0,035	-	-	-	-	-	0,036	-	0,018	-	-	0,089	-	-	-	-
Imidaclopride	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,007	0,011	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	0,003	0,002	0,003	
Imidaclopride-oléfine	0,004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thiaclopride	-	0,005	-	0,062	0,02	0,008	0,22	0,036	0,023	0,019	0,014	0,018	0,02	0,006	0,005	0,008	0,006	0,043	0,009	-	-	-	-	-	0,004	-	-	-	
FONGICIDES																													
Fénamidone	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Azoxystrobine	-	-	-	0,001	-	-	-	-	-	0,01	0,003	0,002	0,015	0,006	0,014	0,017	0,004	0,041	0,042	0,009	0,034	0,029	0,002	0,001	0,093	0,005	0,003	0,002	
ETU	-	-	-	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

**Développement durable,
Environnement et Lutte
contre les changements
climatiques**

Québec 