

Présence de pesticides dans l'eau au Québec

Zones de vergers et
de pommes de terre
2010 à 2012



Photos de la page couverture : MDDELCC

Ce document peut être consulté sur le site Web du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques au www.mddelcc.gouv.qc.ca.

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2014
ISBN 978-2-550-71747-8 (PDF)
© Gouvernement du Québec, 2014

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Coordination et rédaction		Isabelle Giroux ¹
Collaboration spéciale	Suivi biologique Critères de qualité de l'eau	Lyne Pelletier ¹ Marc Sinotte ¹
Révision		Christian Balg ² Julie Corriveau ² Christian Deblois ³ Marie-Claire Grenon ³ Laure Boulet ⁴ Évelyne Barriault ⁵
Échantillonnage	Techniciens Observateurs	Yves Laporte ¹ Annabelle Caissy ¹ Mario Lacroix Michel Bernard Mathieu Lemay Luc Hervieux René Lafortune Albert Moreau
Analyses de laboratoire		Benoît Sarrasin ³ Marie-Claire Grenon ³ Sébastien Côte ³
Graphisme et cartographie		Mona Frenette ¹ France Gauthier ¹
Coordination à la diffusion		Johanne Bélanger ¹
Mise en page		Claire Cournoyer ¹ Murielle Gravel ¹

¹ Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement

² Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction des matières dangereuses et des pesticides

³ Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction de l'analyse chimique

⁴ Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Direction régionale du Bas-Saint-Laurent

⁵ Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Direction régionale de la Montérégie, secteur ouest

Référence bibliographique :

GIROUX, Isabelle (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 978-2-550-71747-8 (PDF), 55 p. + 5 ann.

RÉSUMÉ

Chaque année, le Ministère échantillonne des cours d'eau des régions agricoles du Québec pour y vérifier la présence de pesticides. Au fil des ans, un réseau permanent de suivi des pesticides, composé de 10 stations, a été mis en place pour suivre l'évolution à long terme de leurs concentrations dans les cours d'eau à proximité de certaines cultures ciblées. La sélection de ces cultures tient compte non seulement des quantités de pesticides utilisées, mais également des superficies en culture au Québec. Quatre stations échantillonnées depuis 1992 sont situées dans des secteurs en culture de maïs et de soya. Depuis 2010, 6 autres cours d'eau drainant des secteurs de vergers, de cultures maraîchères et de pommes de terre y ont été ajoutés. L'objectif est de mieux connaître l'impact de l'utilisation des pesticides dans ces cultures et, à plus long terme, de suivre les changements de concentration des pesticides dans le temps. Le document actuel présente, à partir des données recueillies de 2010 à 2012, un portrait de la présence de pesticides dans des cours d'eau voisins de vergers et de cultures de pommes de terre.

Les ruisseaux Déversant-du-Lac (secteur Rougemont) et Rousse (secteur Oka) ont été retenus pour l'importance des superficies de vergers dans leur bassin versant, mais plusieurs autres cultures y sont aussi présentes. Les pesticides détectés dans ces deux cours d'eau sont multiples. Au total, 29 pesticides et produits de dégradation de pesticides ont été décelés dans le ruisseau Déversant-du-Lac et 38 dans le ruisseau Rousse. Bon nombre de ces pesticides sont liés à d'autres cultures que les vergers, notamment le maïs et le soya, dans le cas du ruisseau Déversant-du-Lac, et les cultures maraîchères, dans le cas du ruisseau Rousse. Même si les pesticides associés aux vergers ne sont pas ceux que l'on détecte le plus souvent dans l'eau, la présence de l'herbicide simazine, des insecticides carbaryl, azinphos-méthyl, deltaméthrine et perméthrine ainsi que du fongicide myclobutanil et de l'éthylène thiourée (ETU), un produit de dégradation de fongicides, suggère néanmoins une contribution non négligeable des vergers à la contamination de ces cours d'eau. D'ailleurs, certains insecticides utilisés dans les vergers sont très toxiques pour les espèces aquatiques et participent pour une bonne part aux dépassements observés des critères de qualité de l'eau visant la protection des espèces aquatiques. Mentionnons notamment les dépassements en ce qui concerne la perméthrine, qui s'est élevée à 350 fois la valeur du critère de qualité de l'eau dans le ruisseau Rousse; la deltaméthrine, dont la concentration a atteint une amplitude de 175 fois la valeur du critère dans le ruisseau Déversant-du-Lac et de 100 fois dans le ruisseau Rousse; et l'azinphos-méthyl, qui a atteint 130 fois la valeur du critère dans le ruisseau Déversant-du-Lac.

Les ruisseaux Point-du-Jour et Chartier (secteur Lanaudière) et la rivière Blanche (secteur Portneuf) ont été retenus pour les superficies appréciables de pommes de terre de leur bassin versant, même si, ici aussi, plusieurs autres cultures sont également présentes et que toutes ont une influence sur l'apport en pesticides aux cours d'eau. Dans l'ensemble, 30 pesticides et produits de dégradation de pesticides ont été détectés dans le ruisseau Point-du-Jour, 28 dans le ruisseau Chartier et 7 dans la rivière Blanche. Ceux associés à la pomme de terre sont principalement les herbicides métribuzine, linuron et métolachlore, les insecticides imidaclopride, thiaméthoxame et clothianidine ainsi que les fongicides fénamidone et azoxystrobine. Parmi ces produits, ceux dont les concentrations ont dépassé les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques sont les insecticides imidaclopride et thiaméthoxame, et, plus rarement, la clothianidine, le métribuzine, le linuron et le fongicide chlorothalonil.

En plus des cultures ciblées, les autres cultures présentes dans ces bassins versants contribuent aussi de façon non négligeable à la contamination de ces cours d'eau. Pour l'ensemble des cinq cours d'eau, on note la présence d'herbicides utilisés dans le maïs et le soya, tels que l'atrazine, le S-métolachlore et le glyphosate. Dans le ruisseau Rousse, on observe également l'influence des cultures maraîchères. En effet, en plus des multiples pesticides détectés, la concentration de l'insecticide chlorpyrifos y est particulièrement élevée et mérite d'être signalée, puisqu'elle dépasse le critère pour la protection des espèces aquatiques dans 62 à 73 % des échantillons.

Par ailleurs, des insecticides de la famille des néonicotinoïdes sont présents dans les cinq cours d'eau échantillonnés. Dans le ruisseau Chartier, où les superficies de pommes de terre dominent largement par rapport aux autres cultures, c'est l'insecticide thiaméthoxame qui est présent en plus forte concentration par rapport à l'imidaclopride et à la clothianidine. Par contre, dans le ruisseau Point-du-Jour et la rivière Blanche, où la pomme de terre couvre des superficies comparables à celles du maïs et du soya, les profils de concentration de ces trois produits sont très similaires et traduisent probablement une contribution mixte de la pomme de terre et du traitement des semences de maïs et de soya. La présence de ces produits dans l'eau des ruisseaux Déversant-du-Lac et Rousse tend aussi à confirmer la contribution des traitements de semences.

Dans les cinq cours d'eau à l'étude, l'imidaclopride a dépassé le critère de qualité de l'eau de 0,0083 µg/l récemment proposé par les Pays-Bas. Ces dépassements sont particulièrement fréquents dans les trois ruisseaux drainant les secteurs de pommes de terre. L'insecticide thiaméthoxame présente lui aussi des valeurs qui dépassent le critère de qualité de l'eau de 0,14 µg/l de l'Union européenne, notamment dans les ruisseaux Chartier et Point-du-Jour, et à quelques occasions dans le ruisseau Déversant-du-Lac. Si les données toxicologiques sont relativement abondantes pour l'imidaclopride, celles pour le thiaméthoxame et la clothianidine sont insuffisantes, pour le moment, pour estimer précisément le risque pour les écosystèmes aquatiques. Les critères de qualité de l'eau utilisés pour ces deux produits dans le présent rapport pourraient éventuellement être abaissés. En effet, comme ces deux néonicotinoïdes ont le même mode d'action que l'imidaclopride, certains chercheurs préconisent d'employer le même critère que pour celui-ci, ce qui implique que les dépassements des critères de qualité de l'eau pour ces deux produits, donc les effets sur les espèces aquatiques, pourraient être sous-estimés.

En somme, les vergers et la pomme de terre participent, avec l'ensemble des autres cultures, à la contamination des cours d'eau par les pesticides. Comme le montre ce rapport, il existe effectivement une forte probabilité d'effets sur les milieux récepteurs situés en aval des zones de vergers et de pommes de terre. Cette conclusion découle non seulement des résultats du suivi réalisé, mais aussi des observations tirées de la documentation scientifique récente. Ainsi :

- les concentrations de certains insecticides pris individuellement atteignent des niveaux qui sont dommageables pour les espèces aquatiques;
- plusieurs pesticides dépassent simultanément leur propre critère de qualité de l'eau;
- le milieu aquatique est soumis à plusieurs hausses subites de concentration de même qu'à une succession de pointes de concentration de divers pesticides;
- plusieurs pesticides peuvent agir de façon synergique et, de ce fait, avoir des impacts sur le milieu aquatique même si leurs concentrations sont inférieures à leur critère de qualité de l'eau individuel;
- l'exposition aux pesticides peut engendrer des effets indirects multiples (ex. : réduction de l'alimentation) rendant les organismes aquatiques plus sensibles à d'autres agressions présentes dans leur milieu.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 CONTEXTE AGRICOLE QUÉBÉCOIS.....	2
Contexte et utilisation des pesticides dans la production de pommes.....	2
Contexte et utilisation des pesticides dans la production de pommes de terre	4
2 MÉTHODOLOGIE	6
Cours d'eau à l'étude	6
Échantillonnage, analyse et interprétation	6
3 RÉSULTATS DU SUIVI DES PESTICIDES DANS DEUX RUISSEAUX DRAINANT DES BASSINS VERSANTS AVEC DES VERGERS	11
Ruisseau Déversant-du-Lac.....	11
Ruisseau Rousse	17
Synthèse et discussion pour les zones de vergers	23
4 RÉSULTATS DU SUIVI DES PESTICIDES DANS TROIS COURS D'EAU DRAINANT DES BASSINS VERSANTS AVEC CULTURES DE POMMES DE TERRE	24
Ruisseau Point-du-Jour.....	24
Ruisseau Chartier.....	30
Rivière Blanche	36
Synthèse et discussion pour les zones de pommes de terre.....	38
5 ÉTAT DES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES.....	39
Ruisseau Déversant-du-Lac.....	41
Ruisseau Rousse	41
Rivière Blanche	42
6 CONSULTATION DE LA DOCUMENTATION SCIENTIFIQUE	44
CONCLUSION.....	50
BIBLIOGRAPHIE	51

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Pesticides homologués dans les cultures ciblées.....	56
Annexe 2	Méthodologie.....	59
Annexe 3	Résultats bruts du suivi des pesticides dans les secteurs de vergers.....	64
Annexe 4	Résultats bruts du suivi des pesticides dans les secteurs de pommes de terre	68
Annexe 5	Sommaire des précipitations mensuelles aux stations météorologiques voisines des stations suivies pour les pesticides.....	73

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Répartition des superficies de pommes de terre dans les régions du Québec en 2013	4
Tableau 2	Superficies des bassins versants et proportion de la culture ciblée dans le bassin.....	7
Tableau 3	Coordonnées des stations échantillonnées	7
Tableau 4	Analyses et fréquences d'échantillonnage	8
Tableau 5	Pesticides analysés et critères de qualité de l'eau ¹ pour la protection des espèces aquatiques (critère de vie aquatique chronique – CVAC), en µg/l	10
Tableau 6	Pesticides détectés dans le ruisseau Déversant-du-Lac.....	12
Tableau 7	Dépassements des critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique dans le ruisseau Déversant-du-Lac	13
Tableau 8	Pesticides détectés dans le ruisseau Rousse	18
Tableau 9	Dépassements des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques dans le ruisseau Rousse	19
Tableau 10	Pesticides détectés dans le ruisseau Point-du-Jour	26
Tableau 11	Dépassements des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques dans le ruisseau Point-du-Jour	27
Tableau 12	Pesticides détectés dans le ruisseau Chartier	31
Tableau 13	Dépassements des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques dans le ruisseau Chartier	32
Tableau 14	Pesticides détectés dans la rivière Blanche	37
Tableau 15	Emplacement des stations d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques.....	40

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Superficies des cultures ciblées par le réseau permanent de suivi des pesticides	2
Figure 2	Cultures dans le bassin versant du ruisseau Déversant-du-Lac	11

Figure 3	Pesticides associés aux vergers dans le ruisseau Déversant-du-Lac en 2010 et en 2011	14
Figure 4	Pesticides associés aux grandes cultures dans le ruisseau Déversant-du-Lac en 2010	15
Figure 5	Pesticides associés aux grandes cultures dans le ruisseau Déversant-du-Lac en 2011	16
Figure 6	Cultures dans le bassin versant du ruisseau Rousse	17
Figure 7	Pesticides associés aux vergers dans le ruisseau Rousse en 2010 et en 2011	20
Figure 8	Pesticides associés aux grandes cultures et aux cultures maraîchères dans le ruisseau Rousse en 2010	21
Figure 9	Pesticides associés aux grandes cultures et aux cultures maraîchères dans le ruisseau Rousse en 2011	22
Figure 10	Cultures dans le bassin versant du ruisseau Point-du-Jour	25
Figure 11	Herbicides et insecticides associés à la pomme de terre dans le ruisseau Point-du-Jour en 2010	28
Figure 12	Herbicides et insecticides associés à la pomme de terre dans le ruisseau Point-du-Jour en 2012	29
Figure 13	Cultures dans le bassin versant du ruisseau Chartier	30
Figure 14	Herbicides et fongicides associés à la pomme de terre dans le ruisseau Chartier en 2010	33
Figure 15	Insecticides de la famille des néonicotinoïdes dans le ruisseau Chartier en 2010 et en 2012	34
Figure 16	Herbicides et fongicides associés à la pomme de terre dans le ruisseau Chartier en 2012	35
Figure 17	Cultures dans le bassin versant de la rivière Blanche	36
Figure 18	Insecticides de la famille des néonicotinoïdes dans la rivière Blanche en 2012	37
Figure 19	Indice de santé du benthos pour des cours d'eau à substrat meuble (ISB _m) et à substrat grossier (ISB _g) dans trois cours d'eau suivis pour les pesticides	40

INTRODUCTION

Chaque année, des pesticides sont employés dans la plupart des cultures du territoire agricole québécois. Selon le *Bilan des ventes de pesticides au Québec pour l'année 2010*, 3 849 052 kg d'ingrédients actifs ont été vendus dans la province, dont une proportion de 86,7 % est employée en agriculture (Gorse et Balg, 2013).

Ces pesticides sont utilisés dans diverses cultures, comme le maïs, le soya, les vergers, les cultures de légumes, les pommes de terre et les petits fruits. Chaque culture présente ses particularités concernant l'emploi des pesticides, que ce soit le type de pesticides utilisés, les moments d'application aux champs en fonction du développement des cultures, le type de mauvaises herbes ou de ravageurs¹ à contrôler, les modes d'application, etc. Le suivi environnemental des pesticides dans les cours d'eau doit donc être adapté à cette réalité.

Depuis 1992, une cinquantaine de rivières ont été échantillonnées au fil des ans, pour y vérifier la présence de pesticides. Un réseau permanent de suivi des pesticides (réseau de base), composé de 10 stations, vise à vérifier l'évolution à long terme des concentrations de ces produits dans les cours d'eau à proximité de cultures qui en sont de fortes utilisatrices. Quatre stations situées dans des secteurs en culture de maïs et de soya sont échantillonnées depuis 1992. Pour ces stations, on dispose donc déjà d'un portrait de l'évolution des concentrations de pesticides. Ce suivi a fait l'objet de plusieurs rapports depuis 1992, dont le plus récent a été publié en 2012 (Giroux et Pelletier, 2012).

Depuis 2010, six autres stations, situées dans des secteurs de vergers, de cultures maraîchères et de pommes de terre, ont été ajoutées pour former le réseau de base. L'objectif est de mieux connaître l'impact de ces productions et de vérifier, à long terme, les changements de concentration des pesticides dans le temps.

Le présent document porte sur les stations situées dans des secteurs de vergers et de pommes de terre. De 2010 à 2012, cinq cours d'eau ont été échantillonnés, dont quatre seront retenus pour le réseau de base.

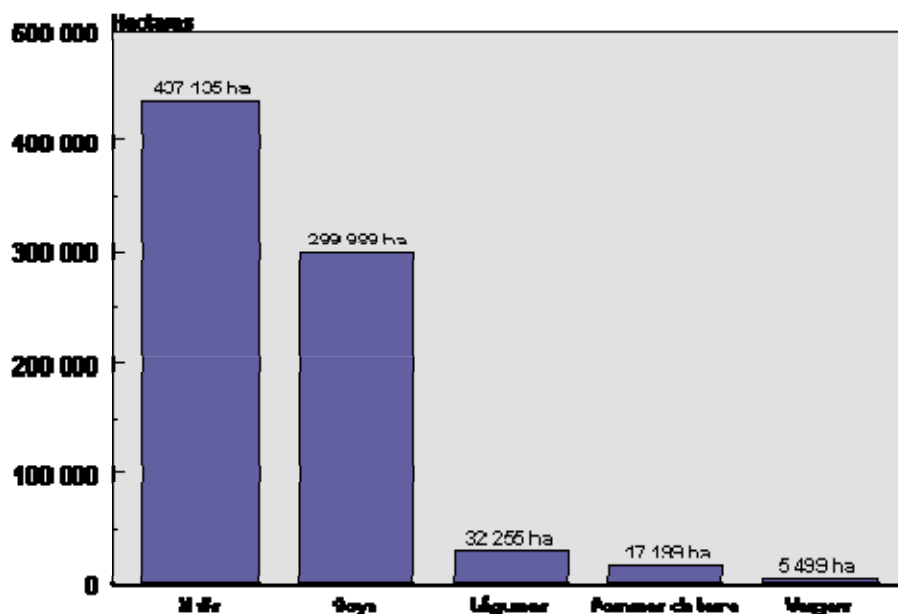
Plus précisément, les objectifs du suivi sont d'identifier les pesticides présents dans les cours d'eau près de ces deux types de production et d'en estimer le risque pour les espèces aquatiques. Cette estimation du risque est basée sur la comparaison des concentrations de pesticides avec les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques, sur l'état de santé des macroinvertébrés benthiques qui vivent dans ces cours d'eau et sur de l'information tirée de la documentation scientifique récente. Le suivi vise aussi, à long terme, à vérifier l'évolution des concentrations de pesticides ainsi que l'apparition, dans l'eau, de nouvelles substances. Comme les stations ne sont en fonction que depuis 2010 ou 2011, il n'est pas encore possible de faire une analyse des tendances. Ces premières années d'échantillonnage servent donc à établir un portrait initial de la situation.

Ce suivi environnemental est aussi l'une des actions retenues dans la [Stratégie phytosanitaire québécoise en agriculture 2011-2021](#), qui a pour objectif de réduire de 25 %, d'ici 2021, les risques associés à l'utilisation des pesticides en agriculture. Pour le volet environnemental de cette stratégie, le Ministère s'engageait à implanter et à maintenir des stations récurrentes de suivi des pesticides dans des secteurs de production fruitière, maraîchère et de pommes de terre (action 4.2.3).

¹ Ravageurs : terme qui englobe les différents insectes et maladies fongiques qui peuvent nuire aux cultures.

1 CONTEXTE AGRICOLE QUÉBÉCOIS

Les superficies des cultures traitées avec des pesticides ainsi que l'intensité de l'utilisation de ceux-ci orientent les différents programmes de suivi environnemental de ces produits. La figure 1 montre les superficies, en 2011, des cultures utilisatrices de pesticides ciblées par le programme de suivi permanent du Ministère. Bien que les superficies de pommes de terre et de vergers soient faibles en comparaison de celles du maïs et du soya, l'intensité d'utilisation des pesticides (en kilogramme à l'hectare) ainsi que le nombre d'applications au cours d'une saison sont généralement élevés. En effet, les vergers et les cultures de pommes de terre peuvent recevoir de 10 à 15 applications de pesticides annuellement.



Source : Statistique Canada, Recensement de l'agriculture pour l'année 2011.

Figure 1 Superficies des cultures ciblées par le réseau permanent de suivi des pesticides

Contexte et utilisation des pesticides dans la production de pommes

En 2011, les vergers de pommiers couvraient une superficie totale de 5 499 hectares (Statistique Canada, 2014a). Les plus vastes superficies sont situées en Montérégie (3 092 hectares), dans le nord de Montréal (1 355 hectares) et en Estrie (873 hectares) (Institut de la statistique du Québec, 2012). Des vergers de pommiers sont aussi présents dans plusieurs autres régions du Québec (Capitale-Nationale, Chaudière-Appalaches, etc.).

Au cours des 15 dernières années, la régie de la production de la pomme a changé. On plante maintenant plus de pommiers nains ou semi-nains, dont la petite taille facilite l'accès aux fruits au moment de la récolte, assure une meilleure couverture du feuillage lors des applications de pesticides et facilite les divers travaux d'entretien (éclaircissage et autres).

Des services spécialisés et des outils ont également été mis au point pour aider à la gestion des traitements phytosanitaires dans diverses productions, dont celle des pommes (modèles prévisionnels, piégeage, seuils d'intervention, etc.). Ces outils, offerts sur le site Web d'Agri-Réseau et par l'intermédiaire du Réseau d'avertissements phytosanitaires, permettent de mieux prévoir les dates d'infestations par les maladies et les insectes et, ainsi, d'optimiser les traitements. Basés sur le dépistage dans des vergers pilotes répartis dans plusieurs régions du

Québec, des modèles prévisionnels sont utilisés pour anticiper l'apparition des maladies fongiques et des infestations d'insectes et établir des seuils à partir desquels les traitements sont nécessaires. Des renseignements sont publiés en ligne pendant toute la période de production et permettent de vérifier en continu l'évolution des conditions de développement de certains ennemis des cultures et, ainsi, de planifier les dates optimales d'application de pesticides.

L'application des insecticides et des fongicides dans les vergers est faite au moyen de pulvérisateurs pneumatiques ou à jet porté (voir les photos ci-dessous). Contrairement aux pulvérisateurs à rampe employés dans la plupart des cultures, ces appareils poussent le jet de pesticides vers le haut ou horizontalement, plutôt que vers le sol. Les pesticides sont donc plus sujets à la dérive aérienne. Cette dérive dépend aussi de la grosseur des gouttelettes de pulvérisation et des conditions climatiques (vitesse du vent, température et humidité de l'air). De nouveaux équipements comme les buses antidérive et les déflecteurs font maintenant partie des outils disponibles pour réduire la dérive et limiter le transport des pesticides en dehors des lieux visés.

En régie conventionnelle, les pesticides utilisés sont très variés (annexe 1) et les vergers peuvent recevoir de 11 à 15 traitements chaque année. La tavelure est la maladie la plus importante du pommier, mais d'autres maladies sont parfois présentes (blanc, brûlure bactérienne, etc.). Les fongicides généralement utilisés sont le captane (CAPTANE), le mancozèbe (DITHANE, MANZATE), le métirame (POLYRAM) et la trifloxystrobine (FLINT). De nouveaux produits comme le penthiopyrade (FONTELIS) et le fluopyram pyriméthanyl (LUNA) sont également utilisés.



Pulvérisateurs pour l'application des pesticides dans les vergers
(Photos : P. A. Thériault, MAPAQ, 2010)

Les principaux insectes et acariens nuisibles à la pomme sont la mouche de la pomme, le charançon de la prune, le tétranyque rouge, la punaise terne et le carpocapse de la pomme, mais plusieurs autres insectes peuvent aussi causer des infestations locales (CRAAQ, 2001). Les insecticides utilisés sont variés, entre autres, la deltaméthrine (DECIS), le phosmet (IMIDAN), le thiaclopride (CALYPSO), le chlorantraniliprole (ALTACOR), le spinétoram (DELEGATE), le

spirodiclofène (ENVIDOR) et le carbaryl (SEVIN). Longtemps utilisé, l'azinphos-méthyl (GUTHION) n'est plus homologué depuis janvier 2013.

Des herbicides sont également appliqués en bandes ou de façon localisée pour dégager la base des jeunes arbres et limiter la croissance de la végétation compétitrice. Les produits généralement employés sont le glyphosate (GLYFOS), le paraquat (GRAMOXONE) et la simazine (PRINCEP). D'autres pesticides peuvent être utilisés : par exemple, des régulateurs de croissance peuvent être appliqués un peu avant la cueillette. Ces régulateurs ont pour effet de retarder la chute des fruits et de favoriser le gain de calibre. Des rodenticides peuvent parfois être employés pour limiter les dommages causés aux arbres par les rongeurs. Ces produits n'ont pas fait l'objet du suivi actuel.

Contexte et utilisation des pesticides dans la production de pommes de terre

Les superficies en culture de pommes de terre ont légèrement diminué au Québec depuis 2006, où l'on enregistrait des superficies totales de 19 209 hectares. Pour la période de 2010 à 2013, elles se situaient plutôt entre 17 800 hectares (2010) et 17 100 hectares (2013) (Statistique Canada, 2014b). Ces superficies sont réparties dans plusieurs régions du Québec, notamment celles de la Capitale-Nationale, de Lanaudière et du Saguenay–Lac-Saint-Jean (tableau 1).

Tableau 1 Répartition des superficies de pommes de terre dans les régions du Québec en 2013

Région administrative	Superficie
Capitale-Nationale (03), Chaudière-Appalaches (12)	3 900
Montréal (06), Laval (13), Lanaudière (14)	3 600
Saguenay–Lac-Saint-Jean (02), Côte-Nord (09)	2 700
Mauricie (04), Centre-du-Québec (17)	2 300
Estrie (05), Montérégie (16)	2 200
Bas-Saint-Laurent (01)	1 200
Outaouais (07), Nord-du-Québec (10), Laurentides (15) et Abitibi-Témiscamingue (08)	1 200

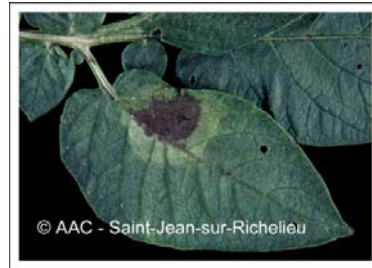
Source : Institut de la statistique du Québec, 2013.

Tout comme celle des pommes, la culture des pommes de terre a connu plusieurs changements au cours de la dernière décennie. Alors que dans le passé, la pomme de terre était surtout cultivée en rotation avec des céréales, aujourd'hui, elle l'est principalement avec le maïs. Cela peut avoir des répercussions sur l'actuel programme de suivi des pesticides, puisque le maïs requiert plus d'intrants. Plusieurs nouveaux pesticides sont également apparus sur le marché au cours des dernières années.

Parmi les insectes susceptibles de nuire à ce type de culture, le doryphore de la pomme de terre est l'un des plus importants. Les larves et les adultes de cet insecte peuvent défolier complètement les plants, causant des pertes considérables de rendement. Dans les années 1980 et 1990, les insecticides de la famille des carbamates (carbofuran, aldicarbe) ont été employés pour le contrôler. L'insecticide ADMIRE, dont l'ingrédient actif est l'imidaclopride (famille des néonicotinoïdes), a été introduit vers 1996. Plus récemment, d'autres insecticides de la même famille, tels que le thiaméthoxame (ACTARA), la clothianidine (TITAN, PROSPER, CLUTCH) et l'acétamipride (ASSAIL), sont aussi apparus. De nouveaux produits, tels que le spinosad (SUCCESS, ENTRUST), le novaluron (RIMON) et le chlorantraniliprole (CORAGEN), sont également proposés aux producteurs (annexe 1).

Il existe en outre plusieurs maladies susceptibles de causer des dommages aux pommes de terre : mildiou, gale, flétrissure bactérienne, flétrissure verticillienne, rhizoctonie, pourriture sèche fusarienne, etc. Le mildiou est celle qui touche le plus la production. De façon générale, pour contrôler et éviter la propagation des maladies, des fongicides sont employés à plusieurs reprises au cours de la saison de culture. Des traitements avec des fongicides à action préventive sont recommandés à un intervalle de 7 à 10 jours, du mois de juillet jusqu'au défanage des plants (RAP, 2012). Le mancozèbe (DITHANE, MANZATE, PENNCOZEB) et le chlorothalonil (BRAVO) sont des fongicides utilisés depuis nombre d'années. S'y ajoutent de nouveaux produits, comme l'azoxystrobine (QUADRIS), la fénamidone (REASON), le cymoxanil (CURZATE), le fludioxonil (MAXIM) et le zoxamide (GAVEL).

Par ailleurs, des herbicides sont appliqués en début de saison pour contrer les mauvaises herbes et favoriser l'émergence et la croissance des plants. Le métribuzine (LEXONE, SENCOR), le linuron (LOROX, AFOLAN, LINURON) et le S-métolachlore (DUAL) sont généralement les plus utilisés. Peu avant la récolte, un défanant à base de diquat (REGLONE) est souvent employé pour éliminer la partie émergente des plants et favoriser la maturation des tubercules.



Adulte du doryphore de la pomme de terre (à gauche) et feuille endommagée par le mildiou (à droite), une maladie fongique qui s'attaque au feuillage et aux tubercules

2 MÉTHODOLOGIE

Cours d'eau à l'étude

Les bassins versants des cours d'eau étudiés ont été retenus pour leurs superficies notables de l'une ou l'autre des deux cultures ciblées par le suivi environnemental (tableau 2), même si d'autres cultures sont aussi présentes et peuvent contribuer à l'apport en pesticides au cours d'eau. L'objectif principal du suivi des pesticides est de mettre en évidence la contribution particulière des cultures cibles. Toutefois, il est difficile de circonscrire uniquement cette contribution, et les résultats obtenus rendent obligatoirement compte de la contribution de l'ensemble des cultures présentes en amont de la station d'échantillonnage.

Le ruisseau Déversant-du-Lac, à Rougemont, et le ruisseau Rousse, à Oka, ont été retenus pour vérifier l'apport en pesticides des vergers. Ceux-ci y occupent respectivement 12 % et 36 % de la superficie du bassin versant en amont de la station d'échantillonnage. Les deux bassins versants comptent aussi des superficies de maïs et de soya, alors que celui du ruisseau Rousse montre en plus des superficies appréciables de cultures maraîchères. Le détail des cultures apparaît dans les sections suivantes.

Les ruisseaux Point-du-Jour et Chartier, situés dans le bassin versant de la rivière L'Assomption, ainsi que la rivière Blanche, tributaire de la rivière Portneuf, ont été sélectionnés pour vérifier l'apport en pesticides de la culture des pommes de terre. Par rapport à la superficie totale de leur bassin versant, la proportion en culture de pommes de terre dans chacun de ces bassins est d'environ 8 %, 30 % et 7 % respectivement. Étant donné les résultats obtenus, seulement deux de ces trois cours d'eau seront retenus pour le suivi ultérieur, soit les ruisseaux Chartier et Point-du-Jour. La répartition des cultures dans le bassin versant des trois cours d'eau est présentée de façon plus détaillée dans les sections suivantes. Les coordonnées des stations échantillonnées apparaissent au tableau 3.

Échantillonnage, analyse et interprétation

Les échantillons d'eau sont prélevés par des observateurs qui demeurent ou travaillent près du lieu d'échantillonnage. En début de saison, ceux-ci reçoivent une formation sur la technique d'échantillonnage. Selon la station, les échantillons d'eau sont prélevés soit à gué, soit à l'aide d'une perche ou encore à partir d'un pont avec un porte-bouteilles (voir les photos ci-dessous).

Pour la plupart des analyses, le plan d'échantillonnage prévoyait deux collectes par semaine pendant 15 semaines, soit un total de 30 prélèvements (tableau 4) par station. Le nombre d'analyses effectuées peut varier légèrement d'une station à l'autre, en raison de bris de bouteilles lors du transport, d'interférences analytiques ou d'autres facteurs.

La liste des pesticides couverts par chaque type d'analyse² apparaît au tableau 5 et la description des méthodes d'analyse est présentée à l'annexe 2. 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 et DIQ-PAQ, 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.

Dans les deux secteurs de vergers, les analyses PESARY et GLY-AMPA ont d'abord été réalisées en 2010 à une fréquence exploratoire d'une fois par semaine. En 2011, elles ont été effectuées à la même fréquence que les autres.

² La signification des acronymes pour les analyses est présentée à l'annexe 2.



Échantillonnage à partir d'un pont (à gauche), à l'aide d'une perche (en haut à droite) et à gué (en bas à droite)
(Photos : Yves Laporte, MDDELCC)

Tableau 2 Superficies des bassins versants et proportion de la culture ciblée dans le bassin

Cours d'eau	Culture ciblée	Superficie		Proportion de la culture ciblée	
		Bassin versant km ²	Total en culture km ²	% du bassin versant	% de la superficie cultivée
Ruisseau Rousse	Pomme	18,02	4,28	36	-
Ruisseau Déversant-du-Lac		12,61	6,14	12,3	25
Ruisseau Point-du-Jour	Pomme de terre	76,02	28,83	8	21
Ruisseau Chartier		4,62	3,36	30,5	42
Rivière Blanche		17,92	7,55	6,9	47,5

Note : Le pourcentage de la superficie cultivée n'a pu être évalué pour le ruisseau Rousse.

Tableau 3 Coordonnées des stations échantillonnées

Cours d'eau	Bassin versant	Coordonnées	N° BQMA ¹
Ruisseau Rousse	Des Outaouais	45.492643 -74.031588	04310107
Ruisseau Déversant-du-Lac	Yamaska	45.413396 -73.024325	03030433
Ruisseau Point-du-Jour	L'Assomption	45.849393 -73.408711	05220561
Ruisseau Chartier	L'Assomption	45.979473 -73.366981	05220562
Rivière Blanche	Portneuf	46.80512 -71.745857	05070023

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

Tableau 4 Analyses et fréquences d'échantillonnage

Cours d'eau	Année	Période	Nombre d'échantillons par analyse					
			OPS	IMIDA	PESARY	GLY-AMPA	ETU	DIQ-PAQ
Ruisseau Rousse	2010	10 mai au 23 août	29	29	14	15	30	-
	2011	9 mai au 18 août	30	27	30	30	29	-
Ruisseau Déversant-du-Lac	2010	9 mai au 18 août	30	30	14	14	30	-
	2011	8 mai au 31 août	31	31	29	31	31	-
Ruisseau Point-du-Jour	2010	24 mai au 22 août	26	27	-	-	24	-
	2012	23 mai au 26 août	28	28	-	-	20	9
Ruisseau Chartier	2010	23 mai au 22 août	27	27	-	-	26	-
	2012	23 mai au 26 août	28	28	-	-	21	9
Rivière Blanche	2012	11 juin au 30 août	22	24	-	-	-	10

Les pesticides analysés et les critères de qualité de l'eau utilisés pour l'interprétation des résultats sont présentés au tableau 5.

Le principal critère de qualité de l'eau ayant servi à l'interprétation des résultats 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 du CVAC 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.

Des critères officiels ne sont pas encore disponibles dans le cas de plusieurs pesticides d'usage récent au Québec. Dans ces situations, on utilise soit un critère provisoire, soit une valeur guide ou encore un critère existant ailleurs dans le monde. Dans le contexte de la présente étude, des insecticides de la famille des néonicotinoïdes ont été fréquemment détectés. En attendant l'élaboration ou la mise à jour de critères québécois, celui proposé récemment par les Pays-Bas pour l'imidaclopride a été retenu (RIVM, 2014). La méthode employée pour le définir est compatible avec les méthodes les plus à jour et utilise les données les plus récentes. Pour le moment, le critère de la Finlande a été utilisé pour la clothianidine et celui de l'Union européenne, pour le thiaméthoxame. Cependant, dans l'élaboration des critères québécois, ces deux dernières valeurs pourront ultérieurement être revues à la baisse. En effet, comme les données toxicologiques nécessaires à l'établissement d'un critère sont actuellement incomplètes pour la clothianidine et le thiaméthoxame, Mineau et Palmer (2013) suggèrent d'utiliser le même critère que pour l'imidaclopride afin d'estimer le risque de la présence conjuguée de ces trois néonicotinoïdes. Ces auteurs s'appuient sur le fait qu'ils ont tous trois le même mode d'action et que les données sont manquantes pour les espèces sensibles.

Pour quelques pesticides, on dispose aussi du critère de vie aquatique aigu (CVAA, non présenté dans le tableau 5). Lorsque des concentrations au-delà de ce critère sont enregistrées, même une seule fois, des dommages à certaines espèces aquatiques sont probables.

Les critères de qualité de l'eau permettent une appréciation du risque pour les écosystèmes aquatiques, mais leur utilisation présente certaines limites. D'abord, ils ne sont pas disponibles pour tous les pesticides. De plus, pour certains pesticides très toxiques (diazinon, azinphos-méthyl, chlorpyrifos, etc.), les limites de détection des méthodes analytiques utilisées ne sont pas suffisamment basses pour vérifier le respect des critères. En pratique, lorsque ces produits sont détectés, ils dépassent systématiquement le critère de qualité de l'eau. Le fait de ne pas les déceler ne nous assure donc pas nécessairement que la concentration est sécuritaire pour la vie aquatique. Finalement, les critères sont établis en tenant compte de la toxicité d'une seule substance à la fois, dans certaines conditions précises du milieu (pH, température et dureté de l'eau). Bien que des marges de sécurité soient prévues pour tenir compte des variations de sensibilité des espèces, les effets d'additivité ou de synergie et la présence cumulée de plusieurs polluants ne

sont pas examinés lors de l'élaboration des critères. Une certaine incertitude demeure donc quant à l'interprétation, notamment lorsque 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 sont similaires.

Un suivi d'indicateurs biologiques peut aussi être effectué pour rendre compte de l'état de santé des espèces aquatiques qui vivent dans les cours d'eau échantillonnés. Les indicateurs les plus utilisés sont les communautés de poissons, de macroinvertébrés benthiques et de diatomées.

Au Québec, un suivi des macroinvertébrés benthiques a été réalisé dans plusieurs cours d'eau du territoire agricole, dont certains du réseau de suivi des pesticides. Des données sur l'état de santé de ces macroinvertébrés sont disponibles pour trois des cinq cours d'eau visés par la présente étude, soit pour les ruisseaux Déversant-du-Lac et Rousse ainsi que la rivière Blanche.

Tableau 5 Pesticides analysés et critères de qualité de l'eau¹ pour la protection des espèces aquatiques (critère de vie aquatique chronique – CVAC), en µg/l

	CVAC		CVAC
OPS+ Atrazine	1,8	OPS+ Phosalone	-
Dééthyl-atrazine	1,8 ²	(suite) Phosmet	-
Déisopropyl-atrazine	1,8 ²	Piclorame	29
Azinphos-méthyl	0,01	Pirimicarbe	-
Bendiocarbe	-	Propoxur	-
Butilate	56	Simazine	10
Carbaryl	0,2	Tébutiuron	1,6
1-Naphtol	-	Triclopyr	-
Carbofuran	1,8	Trifluraline	0,2
Captafol	-	Aldrine	0,017
Captane	1,3	Dieldrine	0,056
Chlorfenvinphos	-	Fludioxonil	-
Chlorothalonil	0,18	Pyraclostrobine	-
Chloroxuron	-	Trifloxystrobine	-
Chlorpyrifos	0,002 ³	IMIDA Acétamipride	-
Cyanazine	2	Azoxystrobine	-
Cyhalothrine	-	Clothianidine	0,2 ⁴
Cyperméthrine	-	Fénamidone	-
Deltaméthrine	0,0004	Fénamidone métabolite	-
Diazinon	0,004	Imidaclopride	0,0083 ⁵
Dichlobénil	-	Imidaclopride-guanidine	-
2,6-Dichlorobenzamide	-	Imidaclopride-oléfine	-
Dichlorvos	-	Imidaclopride-urée	-
Diméthénamide	5,6	Thiaméthoxame	0,14 ⁶
Diméthoate	6,2	PESARY Bentazone	510
Diméthomorphe	-	Bromoxynil	5
Disulfoton	-	Clopyralide	-
Diuron	1,6	2,4-D	220
EPTC	39	2,4-DB	25
Fonofos	-	Dicamba	10
Linuron	7	Dichlorprop (2,4-DP)	-
Malathion	0,1	Diclofop-méthyl	6,1
S-Métolachlore	7,8	Dinosèbe	0,05
Méthidathion	-	Fénoprop	-
Métribuzine	1	MCPA	2,6
Mévinphos	-	MCPB	7,3
Myclobutanil	11	Mécoprop	13
Napropamide	-	Piclorame	-
Parathion	0,013	Triclopyr	-
Méthyl-parathion	-	GLY- Glyphosate	65
Éthyl-parathion	-	AMPA Acide aminométhylphosphonique	-
Perméthrine	0,004	ETU Éthylène thiourée	-
Phorate	-	DIQ-PAQ Diquat	0,5
		Paraquat	-

¹ MDDEFP (2013).

² CVAC de 1,8 µg/l pour la somme de l'atrazine et de ses produits de dégradation.

³ Critère du Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME, 2008).

⁴ Critère de la Finlande : 0,2 µg/l (Konttinen et Mattsson, 2011).

⁵ Critère de la Hollande (RIVM, 2014).

⁶ Critère de l'Union européenne : 0,14 µg/l (Commission européenne, 2009).

Note .Les mots en italique sont des produits de dégradation de pesticides.

3 RÉSULTATS DU SUIVI DES PESTICIDES DANS DEUX RUISSEAUX DRAINANT DES BASSINS VERSANTS AVEC DES VERGERS

Résultats généraux

Les résultats complets du suivi des pesticides dans le ruisseau Déversant-du-Lac et le ruisseau Rousse sont présentés à l'annexe 3. Au total pour les années 2010 et 2011, 29 pesticides et produits de dégradation ont été détectés dans le ruisseau Déversant-du-Lac et 38 dans le ruisseau Rousse. La plupart d'entre eux proviennent principalement des autres cultures présentes dans le bassin versant de ces deux cours d'eau, soit les grandes cultures (maïs et soya) dans le cas du ruisseau Déversant-du-Lac et les cultures maraîchères dans le cas du ruisseau Rousse. Toutefois, malgré leur présence plus épisodique, certains pesticides utilisés en pomiculture sont parfois observés à des concentrations qui dépassent les critères pour la protection des espèces aquatiques.

Ruisseau Déversant-du-Lac

Le ruisseau Déversant-du-Lac prend sa source sur le versant sud de la montagne de Rougemont, où il traverse des vergers. Principalement situés dans la partie amont du bassin versant, les vergers occupent 12 % de la superficie totale de celui-ci et 25 % de la superficie en culture. Au pied de la montagne, à partir du village de Rougemont, le ruisseau s'écoule vers l'est en terrain relativement plat où il traverse des champs principalement en culture de maïs et de soya. Le maïs couvre environ 31 % de la superficie cultivée, alors que le soya en représente approximativement 22 %. Le cours d'eau se jette dans la rivière Yamaska, tout près de Saint-Césaire.

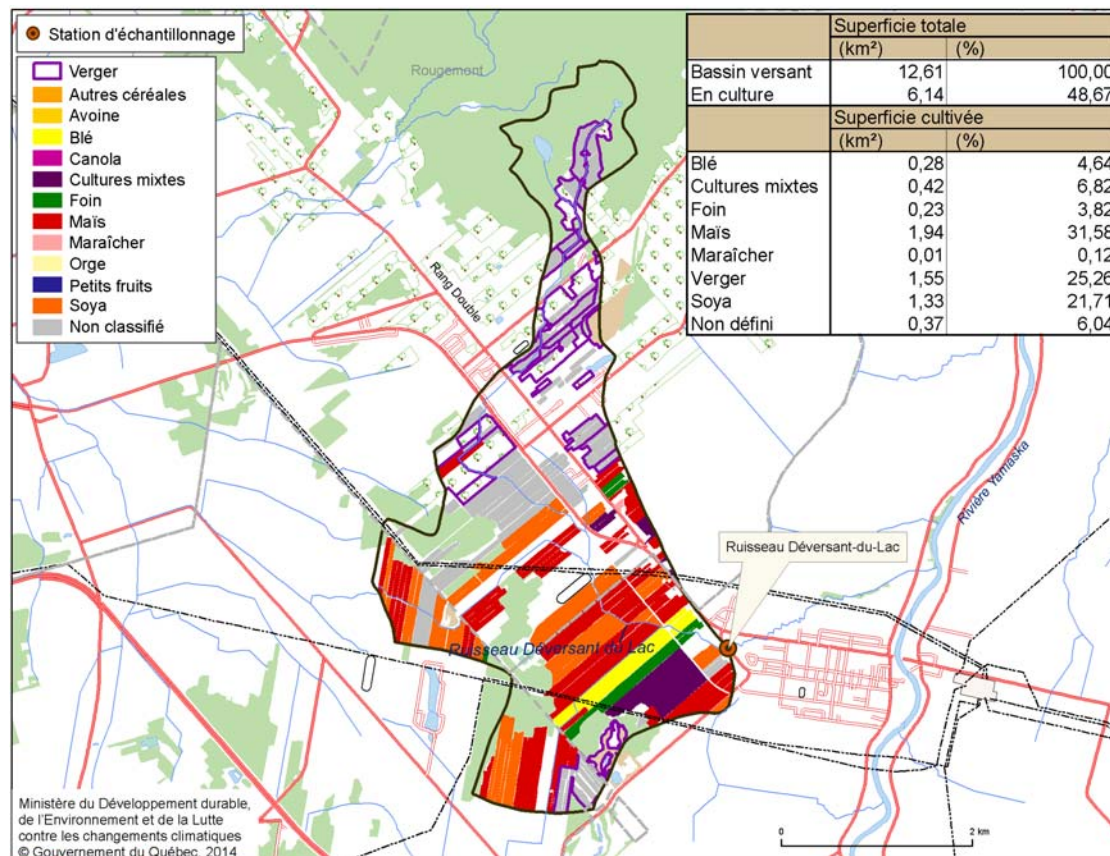


Figure 2 Cultures dans le bassin versant du ruisseau Déversant-du-Lac

Les principaux pesticides détectés dans le ruisseau Déversant-du-Lac en 2010 et 2011 sont des herbicides associés aux cultures de maïs et de soya (tableau 6). Le bentazone, l'atrazine, le S-métolachlore et le glyphosate sont les produits décelés le plus souvent et en plus fortes concentrations. Certains insecticides de la famille des néonicotinoïdes, employés notamment dans le traitement des semences de maïs et de soya, sont aussi fréquemment observés. La clothianidine est détectée en moyenne dans 83 % des échantillons, alors que le thiaméthoxame l'est dans 80 % des échantillons.

Des pesticides utilisés en pomiculture ont également été découverts, mais leur présence est plus ténue et épisodique comparativement à ceux employés dans les grandes cultures. Ainsi, l'herbicide simazine a été détecté dans 31 % des échantillons. Le glyphosate trouvé dans le cours d'eau pourrait en partie provenir des vergers, puisqu'il peut y être utilisé. Toutefois, cette contribution est probablement limitée en comparaison de l'apport des grandes cultures (maïs et soya) situées à proximité immédiate de la station d'échantillonnage. De plus, dans les vergers, l'application localisée de ce produit en bandes, à la base des arbres, et la couverture gazonnée souvent présente entre les rangées d'arbres sont susceptibles de limiter le transport du pesticide vers les cours d'eau. Les insecticides carbaryl, azinphos-méthyl, deltaméthrine et perméthrine associés aux vergers ont été détectés respectivement dans 11,45 %, 3,25 %, 1,65 % et 1,65 % des échantillons. Le fongicide myclobutanil et le produit de dégradation des fongicides de la famille des dithiocarbamates, l'éthylène thiourée (ETU), ont été trouvés respectivement dans 1,65 % et 1,6 % des échantillons.

Tableau 6 Pesticides détectés dans le ruisseau Déversant-du-Lac

	Fréquence de détection (%)			Concentration maximale µg/l
	2010	2011	Moyenne	
Herbicides				
Bentazone	100	96,5	98,25	10
Atrazine	93,3	96,7	95	5
S-Métolachlore	93,3	93,5	93,4	0,34
Glyphosate	57	87	72	10
Dééthyl-atrazine	90	64,5	66,5	0,36
AMPA	14,3	70,9	42,2	1,2
Dicamba	42	20,6	31,3	0,09
Simazine	33,3	29	31,2	5,1
Déisopropyl-atrazine	56,6	3,2	29,9	0,19
2,4-D	7,1	10,3	8,7	0,15
Mécoprop	14,3	0	7,15	0,2
Diméthénamide	12,9	0	6,45	0,17
MCPA	7,1	3,4	5,25	0,52
2,6-Dichlorobenzamide	3,3	3,2	3,25	0,03
2,4-DB	0	3,4	1,7	0,1
Métribuzine	3,3	0	1,6	0,09
Insecticides				
Clothianidine	76,6	90,3	83,45	0,031
Thiaméthoxame	73,3	87	80,15	0,17
Imidaclopride-urée	30	29	29,5	0,14
Carbaryl	13,3	9,6	11,45	0,51
Imidaclopride	3,3	9,6	6,45	0,016
Azinphos-méthyl	3,3	3,2	3,25	1,3
Mévinphos	3,3	0	1,65	0,09
Deltaméthrine	3,3	0	1,65	0,07
Perméthrine	3,3	0	1,65	0,04
Fongicides				
Azoxystrobine	13,3	38,7	26	0,6
Diméthomorphe	6,6	0	3,3	0,41
Myclobutanil	3,3	0	1,65	0,12
ETU	0	3,2	1,6	0,5

La somme des concentrations de pesticides calculée chaque jour d'échantillonnage a varié entre 0,115 et 14,81 µg/l en 2010 et entre 0,316 et 10,9 µg/l en 2011. Tous pesticides confondus, les critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique ont été dépassés 23,3 % du temps en 2010 et 16,1 % du temps en 2011. Le critère de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques (CVAC) pour l'atrazine a été dépassé dans 13,3 % des échantillons en 2010 et dans 6,4 % d'entre eux en 2011 (tableau 7). Plusieurs insecticides dépassent aussi leur critère respectif. Ceux employés dans les vergers (carbaryl, azinphos-méthyl, deltaméthrine et perméthrine) ont contribué ensemble à des dépassements dans 10 % des échantillons en 2010 et dans 3,2 % en 2011.

Tableau 7 Dépassements des critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique dans le ruisseau Déversant-du-Lac

	Critère de qualité de l'eau CVAC µg/l	Fréquence de dépassement du CVAC	
		2010	2011
		%	%
Herbicide			
Atrazine	1,8	13,3	6,4
Insecticides			
Carbaryl	0,2	6,6	
Azinphos-méthyl	0,01	3,3	3,2
Deltaméthrine	0,0004	3,3	
Perméthrine	0,004	3,3	
Imidaclopride	0,0083	-	3,2
Thiaméthoxame	0,14	3,3	3,2

Les profils de concentration des pesticides détectés le plus souvent dans le ruisseau Déversant-du-Lac sont présentés aux figures 3 à 5. La contribution particulière des vergers est illustrée à la figure 3. Elle se manifeste par la présence de l'herbicide simazine en début de saison (mai et juin), dont une concentration maximale (5,1 µg/l) a été observée en 2010. Les insecticides apparaissent dans l'eau à différents moments au cours de l'été, de façon plus épisodique que l'herbicide. Le carbaryl et l'azinphos-méthyl ont été décelés en 2010 et 2011, alors que les insecticides deltaméthrine et perméthrine l'ont été en 2010 seulement. Malgré cette présence épisodique, plusieurs dépassements des critères de qualité de l'eau sont reliés à ces insecticides (carbaryl, azinphos-méthyl, deltaméthrine et perméthrine). La concentration maximale de chacun d'eux (tableau 6) atteint une amplitude qui équivaut à 2,5 fois la valeur du critère dans le cas du carbaryl, 10 fois le critère dans le cas de la perméthrine, 175 fois pour la deltaméthrine et 130 fois dans le cas de l'azinphos-méthyl. Le fongicide myclobutanil et l'ETU (produit de la dégradation des fongicides de la famille des dithiocarbamates) ont été détectés à la fin de l'été (août 2010 dans le cas du myclobutanil et août 2011 dans le cas de l'ETU). À l'exception de quelques épisodes en 2011 pour l'azinphos-méthyl et le carbaryl, les pointes de concentration des divers pesticides surviennent principalement en temps de pluie. Mais il peut y avoir un délai, parfois de plusieurs semaines, entre l'application d'un pesticide et sa détection dans l'eau.

Les herbicides glyphosate, bentazone, atrazine et S-métolachlore, associés aux grandes cultures, sont présents dans l'eau tout au long de la saison, mais montrent des concentrations plus élevées en juin et en juillet. Les concentrations maximales ont atteint 10 µg/l dans le cas du glyphosate et du bentazone, 5 µg/l dans le cas de l'atrazine et 0,34 µg/l dans le cas du S-métolachlore.

Les insecticides thiaméthoxame et clothianidine ainsi que le fongicide azoxystrobine ont été détectés les deux années (figures 4 et 5). Le thiaméthoxame a dépassé le critère de 0,14 µg/l pour la protection des espèces aquatiques dans 3,3 % des échantillons en 2010 et dans 3,2 % des échantillons en 2011. L'imidaclopride a excédé le critère de 0,0083 µg/l dans 3,2 % des échantillons en 2011.

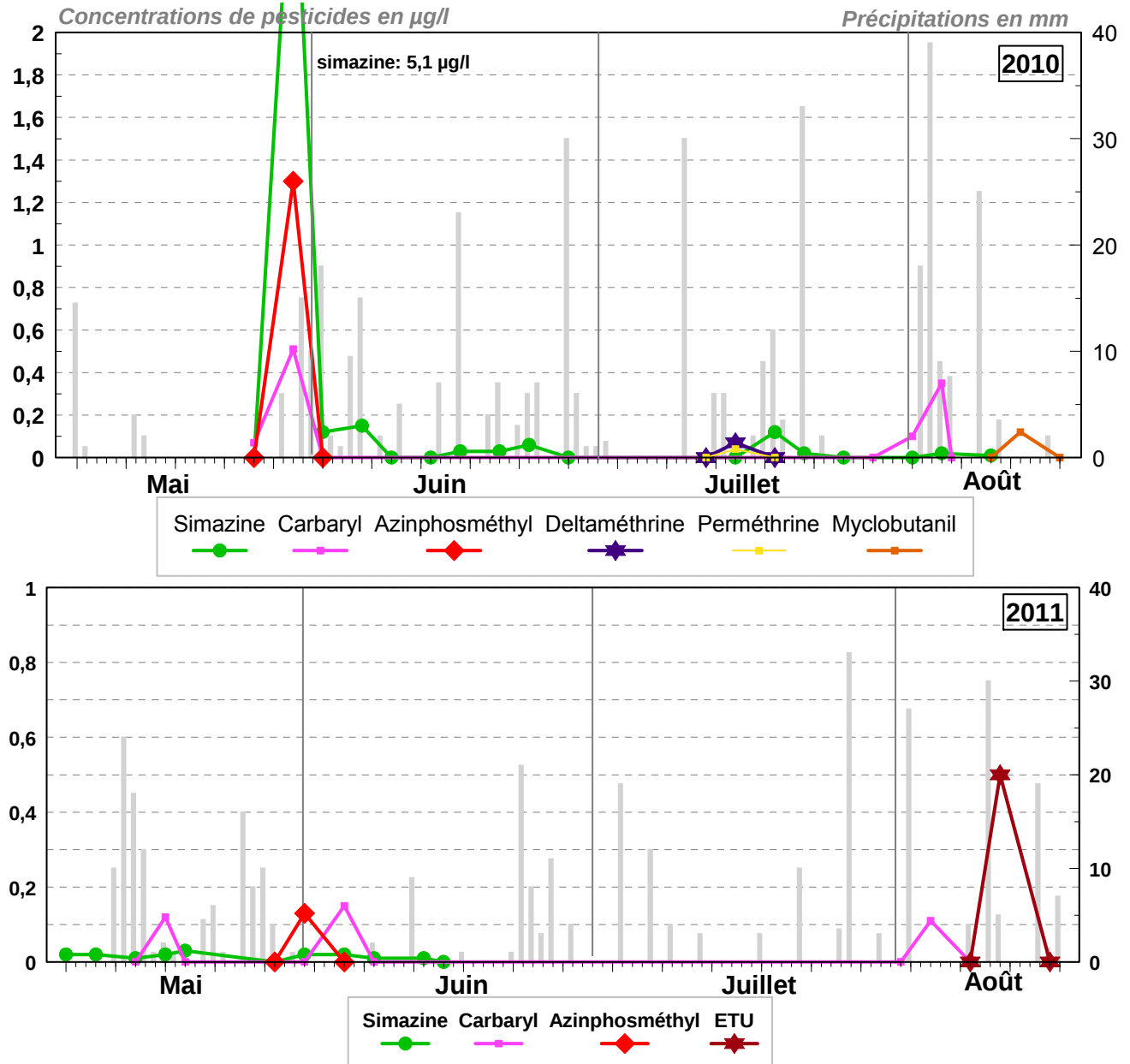


Figure 3 Pesticides associés aux vergers dans le ruisseau Déversant-du-Lac en 2010 et en 2011

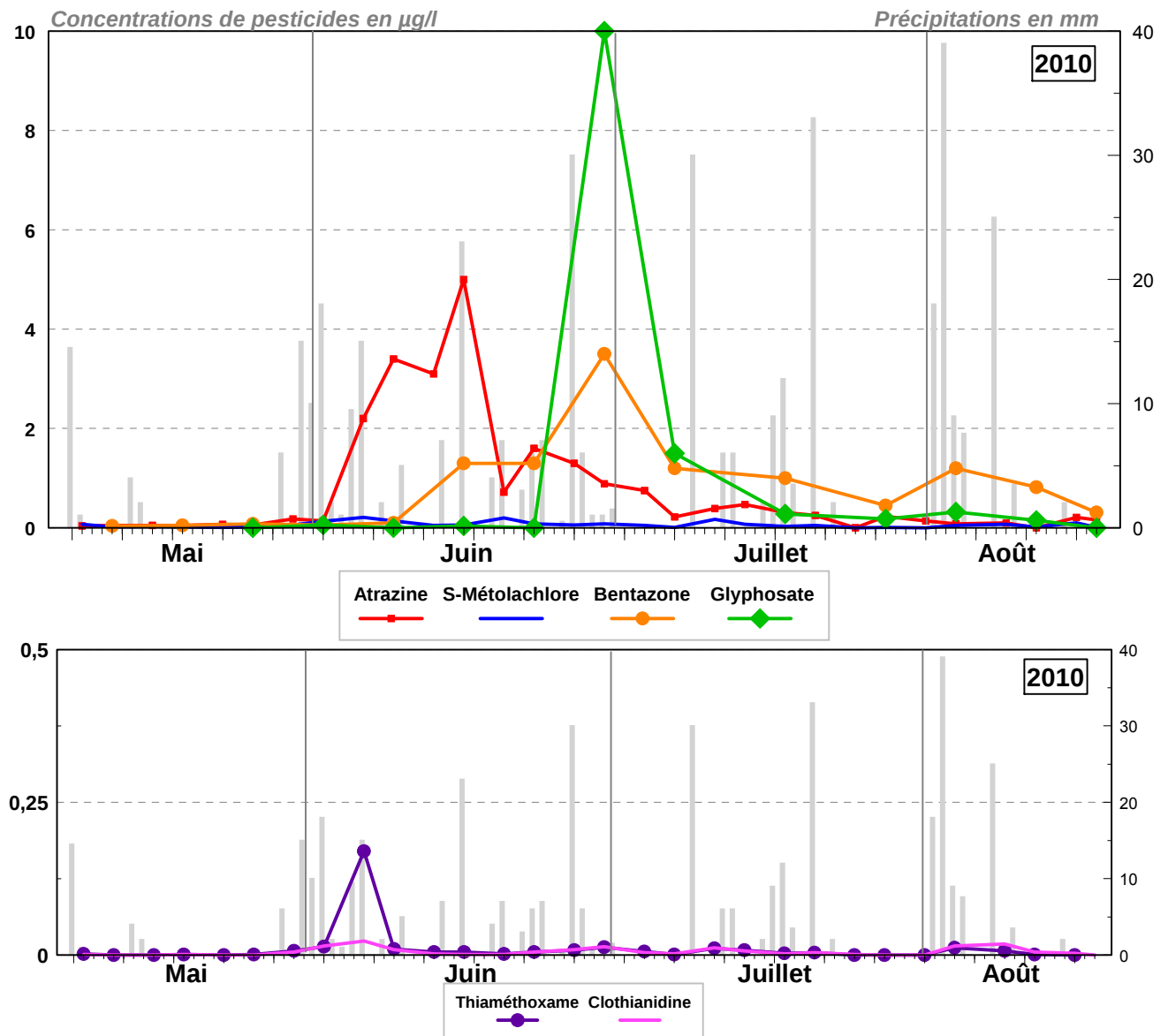


Figure 4 Pesticides associés aux grandes cultures dans le ruisseau Déversant-du-Lac en 2010

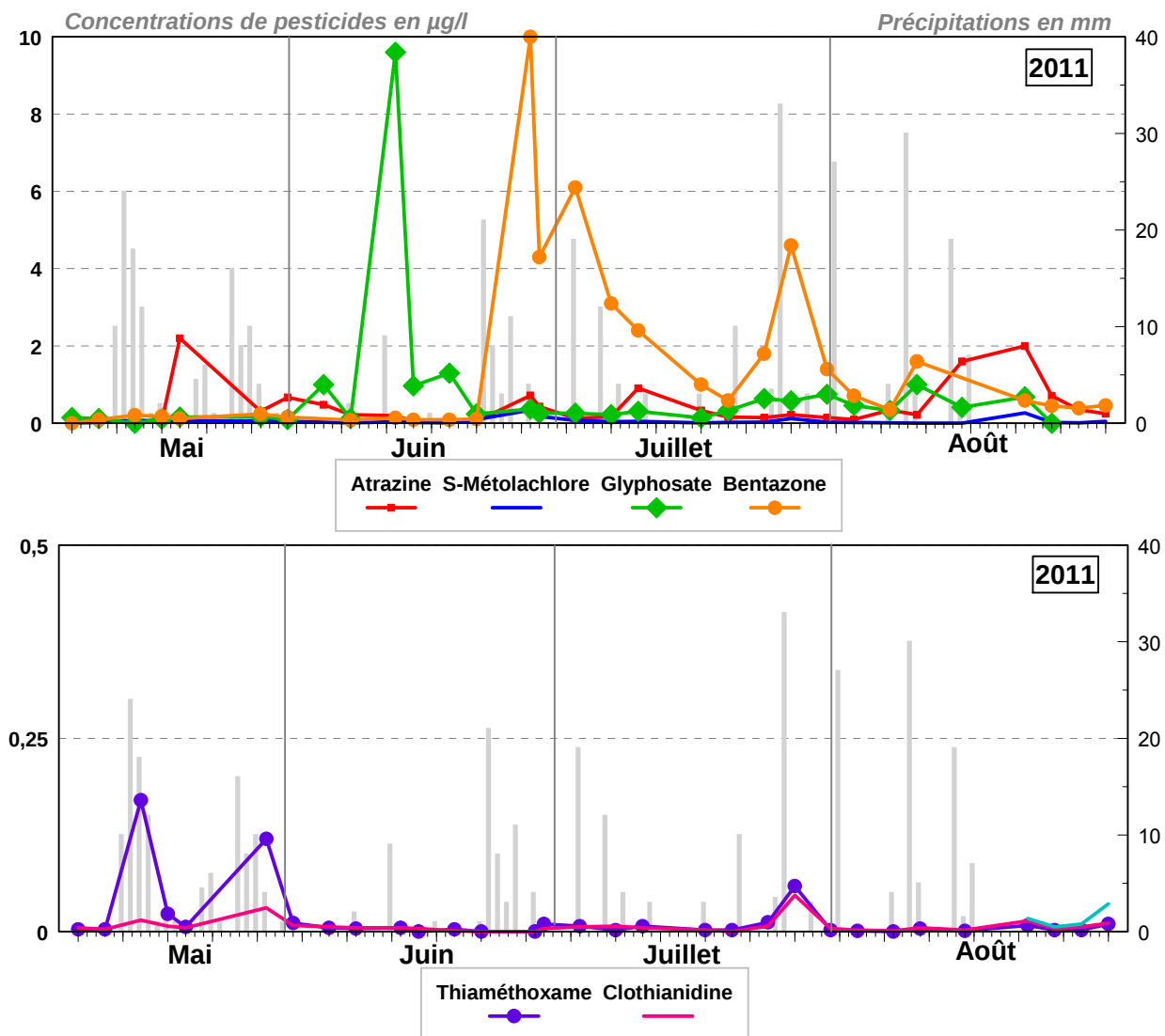


Figure 5 Pesticides associés aux grandes cultures dans le ruisseau Déversant-du-Lac en 2011

Ruisseau Rousse

Le ruisseau Rousse s'écoule au cœur de la municipalité d'Oka. La station d'échantillonnage est située tout près du chemin d'Oka. En aval de ce point de mesure, le ruisseau poursuit son parcours dans un secteur plus boisé et traverse le parc national d'Oka pour rejoindre la Grande Baie, puis le lac des Deux-Montagnes.

Les vergers, surtout présents dans la partie amont du bassin versant, occupent environ 36 % de la superficie de celui-ci en amont de la station d'échantillonnage. Les cultures de légumes couvrent environ 16 % du bassin et les petits fruits, 2 %. Le maïs, le soya et les céréales y sont également présents.

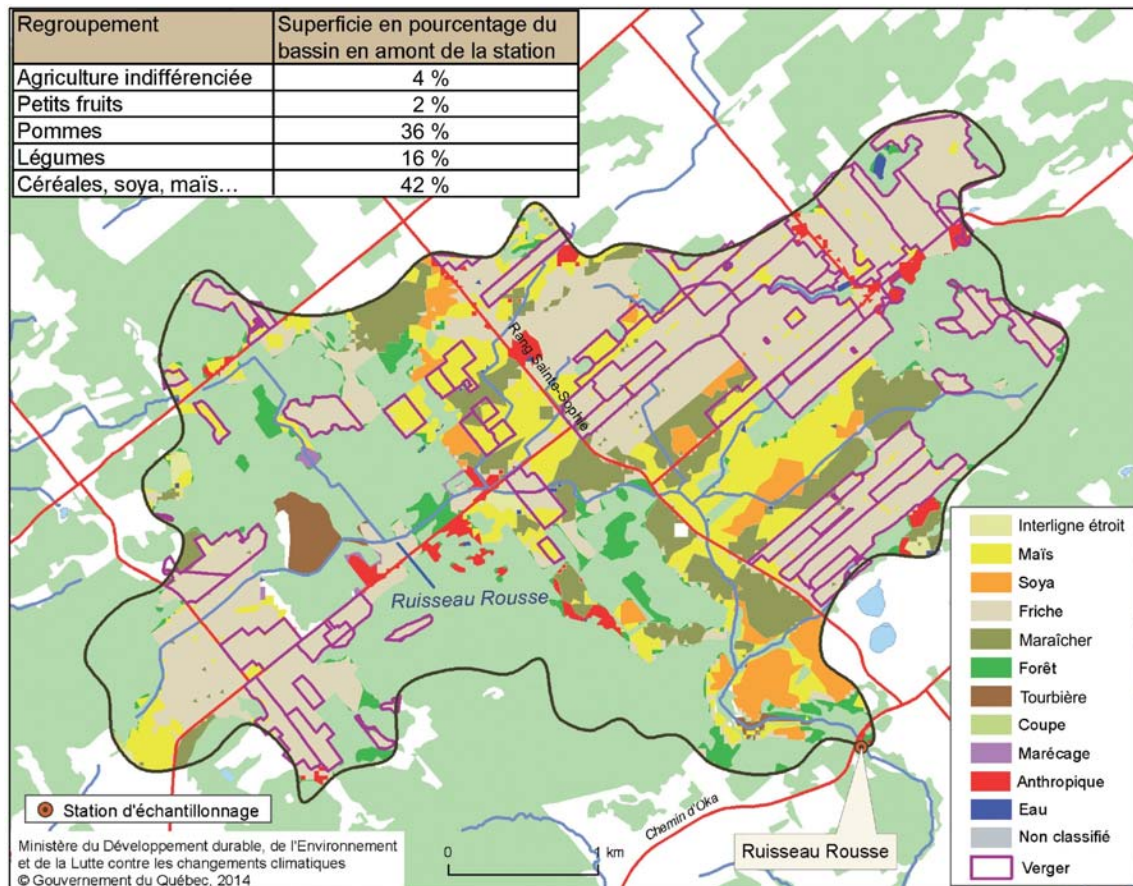


Figure 6 Cultures dans le bassin versant du ruisseau Rousse

En 2010 et en 2011, on a noté dans le ruisseau Rousse, comme c'était le cas dans le ruisseau Déversant-du-Lac, la présence de pesticides associés aux vergers (tableau 8). L'herbicide simazine a été détecté en moyenne dans 35,9 % des échantillons et l'insecticide carbaryl l'a été en moyenne dans 25,7 % des échantillons. Plusieurs autres insecticides probablement associés aux vergers (cyperméthrine, deltaméthrine, phosmet, acétamipride et diazinon) ont été décelés de façon plus épisodique. Comme le bassin versant du ruisseau Rousse compte aussi plusieurs autres cultures dans lesquelles les mêmes insecticides peuvent être utilisés, l'apport respectif en pesticides des vergers et des autres cultures est donc difficile à préciser. C'est le cas, par exemple, de la perméthrine, qui peut être employée dans les vergers et dans les cultures maraîchères. L'herbicide dichlobénil (CASORON) et, surtout, son produit de dégradation, le 2,6-dichlorobenzamide, peuvent être liés aux vergers, mais également aux cultures de petits fruits.

Tableau 8 Pesticides détectés dans le ruisseau Rousse

	Fréquence de détection (%)			Concentration maximale µg/l
	2010	2011	Moyenne	
Herbicides				
S-Métolachlore	100	100	100	11
Bentazone	92,8	100	96,4	5,7
Atrazine	68,9	73,3	71,1	8,3
Glyphosate	73,3	53,3	63,3	7,4
2,6-Dichlorobenzamide	58,6	36,6	47,6	0,25
Simazine	58,6	13,3	35,9	23
Trifluraline	41,4	23,3	32,35	0,5
Métribuzine	44,8	16,6	30,7	2,4
2,4-D	42,8	16,6	29,7	1,3
AMPA	26,6	16,6	21,6	0,91
Dééthyl-atrazine	31	10	20,5	0,12
Dicamba	-	40	20	3,5
Diméthénamide	20,7	6,6	13,65	4,2
Déisopropyl-atrazine	13,8	3,3	8,55	0,27
Mécoprop	7,1	-	3,55	0,1
2,4-DP	7,1	-	3,55	0,53
Dichlobénil	3,4	-	1,7	0,02
Cyanazine	3,4	-	1,7	0,03
Insecticides				
Imidaclopride	100	88,8	94,4	0,31
Chlorpyrifos	62	73,3	67,65	44
Carbaryl	44,8	6,6	25,7	0,36
Imidaclopride-guanidine	24,1	25,9	25	0,007
Imidaclopride-urée	20,7	14,8	17,75	0,022
Clothianidine	6,9	22,2	14,55	0,019
Carbofuran	27,6	-	13,8	3,1
Thiaméthoxame	6,9	18,5	12,7	0,07
Perméthrine	13,8	-	6,9	1,4
Acétamipride	3,4	7,4	5,4	0,026
Cyperméthrine	3,4	3,3	3,35	0,08
1-Naphtol	3,4	-	1,7	0,06
Malathion	3,4	-	1,7	0,07
Deltaméthrine	3,4	-	1,7	0,04
Phosmet	3,4	-	1,7	0,03
Diazinon	-	3,3	1,65	0,02
Diméthoate	-	3,3	1,65	0,14
Fongicides				
Myclobutanil	31	-	15,5	0,51
Chlorothalonil	6,9	13,3	10,1	0,33
Azoxystrobine	-	3,3	1,65	0,001

Plusieurs herbicides associés aux grandes cultures ont aussi été détectés dans le ruisseau Rousse. Ce sont le S-métolachlore (présent dans 100 % des échantillons), le bentazone (96,4 %), l'atrazine (71,1 %) et le glyphosate (63,3 %). Les insecticides imidaclopride et chlorpyrifos y ont également été fréquemment notés, soit respectivement dans 94,4 % et 67,65 % des échantillons. L'imidaclopride peut être employé dans les vergers, mais pourrait provenir d'autres cultures, alors que le chlorpyrifos est utilisé dans certaines cultures maraîchères présentes dans le bassin versant.

Plusieurs pesticides ont été détectés dans le cours d'eau en concentrations qui dépassent les critères de qualité de l'eau établis pour la protection des espèces aquatiques (tableau 9). Tous pesticides confondus, des dépassements ont été observés dans 72,4 % des échantillons en 2010 et dans 90 % des échantillons en 2011.

Tableau 9 Dépassements des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques dans le ruisseau Rousse

	Critère de qualité de l'eau CVAC µg/l	Fréquence de dépassement du CVAC	
		2010	2011
		%	%
Herbicides			
Simazine	10	3,4	-
Métribuzine	1	3,4	-
Atrazine	1,8	-	3,3
S-Métolachlore	7,8	-	3,3
Trifluraline	0,2	-	3,3
Insecticides			
Chlorpyrifos	0,002	62	73,3
Carbofuran	1,8	3,4	-
Imidaclopride	0,0083	48,3	25,9
Diazinon	0,004	-	3,3
Perméthrine	0,004	13,8	-
Carbaryl	0,2	10,3	3,3
Deltaméthrine	0,0004	3,4	-
Fongicide			
Chlorothalonil	0,18	-	3,3

L'insecticide chlorpyrifos, associé aux cultures maraîchères, est celui qui dépasse le plus souvent le critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique ou CVAC). En effet, celui-ci a été dépassé dans 62 % des échantillons en 2010 et dans 73,3 % des échantillons en 2011. Une concentration particulièrement élevée a d'ailleurs été mesurée en 2011, soit 44 µg/l. Cette valeur est largement supérieure au critère de toxicité chronique (0,002 µg/l) et même supérieure au critère de toxicité aigu (0,02 µg/l), qui a été excédé d'une amplitude de plus de 2200 fois. L'insecticide imidaclopride a aussi été détecté à des concentrations qui vont au-delà du critère de qualité de l'eau de 0,0083 µg/l, proposé par les Pays-Bas, dans 48,3 % des échantillons en 2010 et dans 25,9 % des échantillons en 2011. La valeur maximale mesurée, soit 0,31 µg/l, correspond à une amplitude de 37 fois ce critère. Plusieurs autres insecticides ont également été décelés occasionnellement ou ponctuellement en concentrations qui dépassent leur critère respectif.

Quelques dépassements de critères ont en outre été observés pour des produits plus utilisés dans les vergers, tels que l'herbicide simazine et les insecticides perméthrine, deltaméthrine et carbaryl. Les valeurs maximales mesurées pour la simazine (23 µg/l), la perméthrine (1,4 µg/l), la deltaméthrine (0,04 µg/l) et le carbaryl (0,36 µg/l) dépassent respectivement d'une amplitude de 2,3 fois, 350 fois, 100 fois et 1,8 fois la valeur du CVAC.

Ces nombreux dépassements des critères de qualité de l'eau impliquent que des mortalités d'individus de certaines espèces aquatiques ont pu survenir.

Comme dans le cas du ruisseau Déversant-du-Lac, les profils de concentration des principaux pesticides détectés dans le ruisseau Rousse sont présentés aux figures 7 à 9. La figure 7 montre

que les pointes de concentration de simazine se produisent en début de saison (fin mai ou début juin). La présence des insecticides est ponctuelle au cours de l'été et marquée par des pointes de concentration à divers moments. Les figures 8 et 9 montrent les profils de concentration des pesticides associés aux grandes cultures (maïs et soya) et aux cultures maraîchères. La plupart des pics se produisent en mai, juin et juillet, pendant ou peu après des épisodes de fortes pluies.

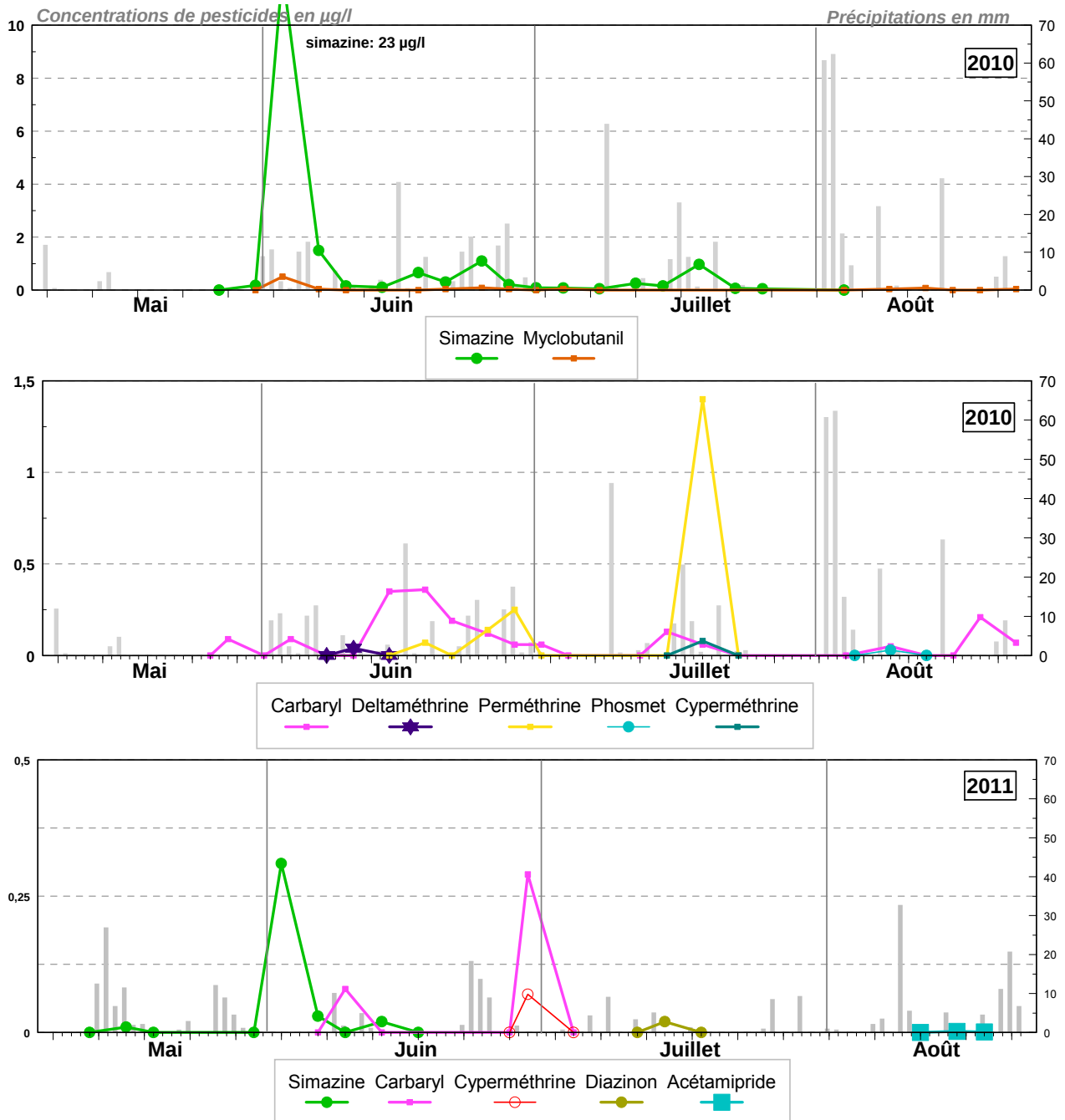


Figure 7 Pesticides associés aux vergers dans le ruisseau Rousse en 2010 et en 2011

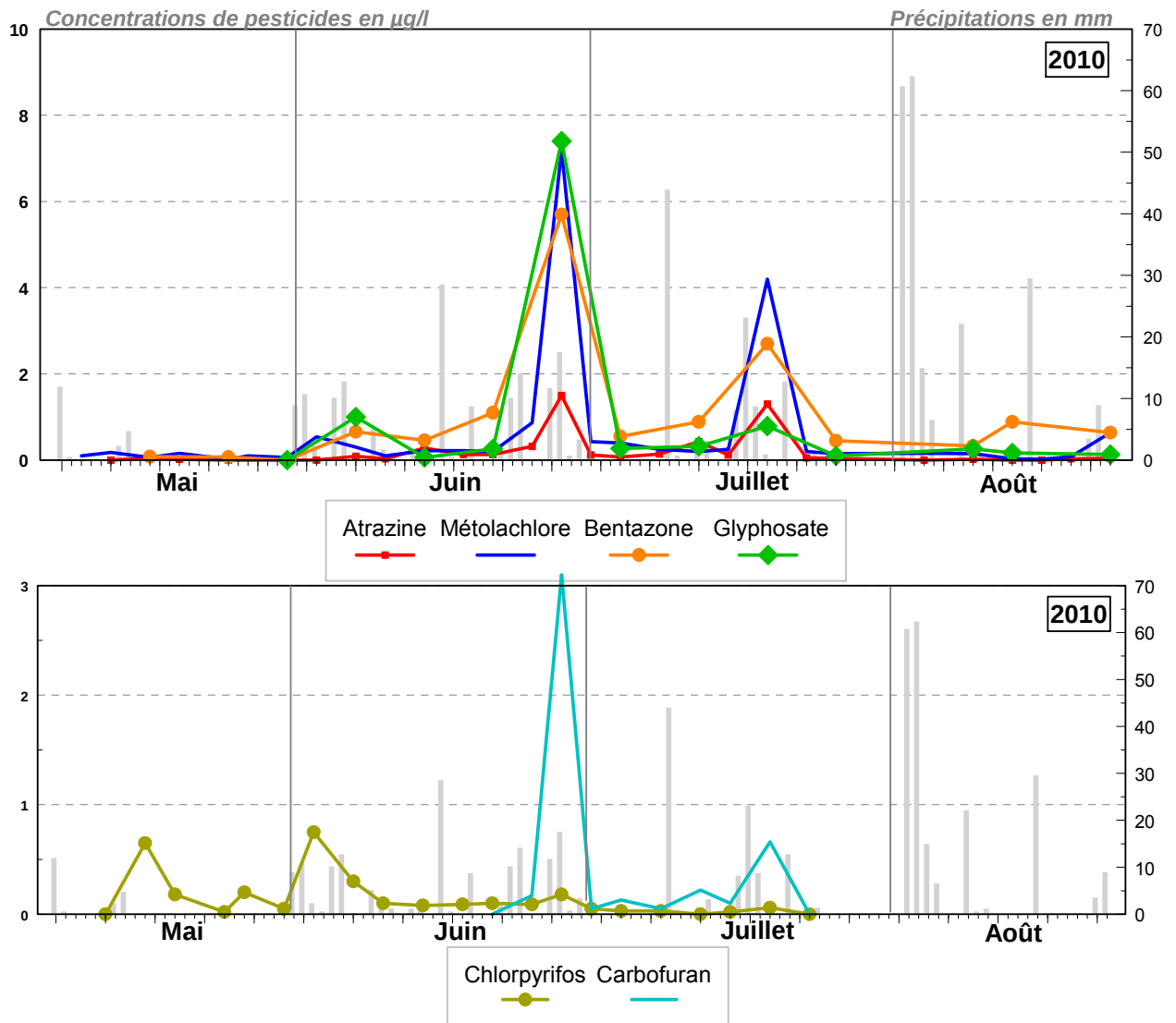


Figure 8 Pesticides associés aux grandes cultures et aux cultures maraîchères dans le ruisseau Rousse en 2010

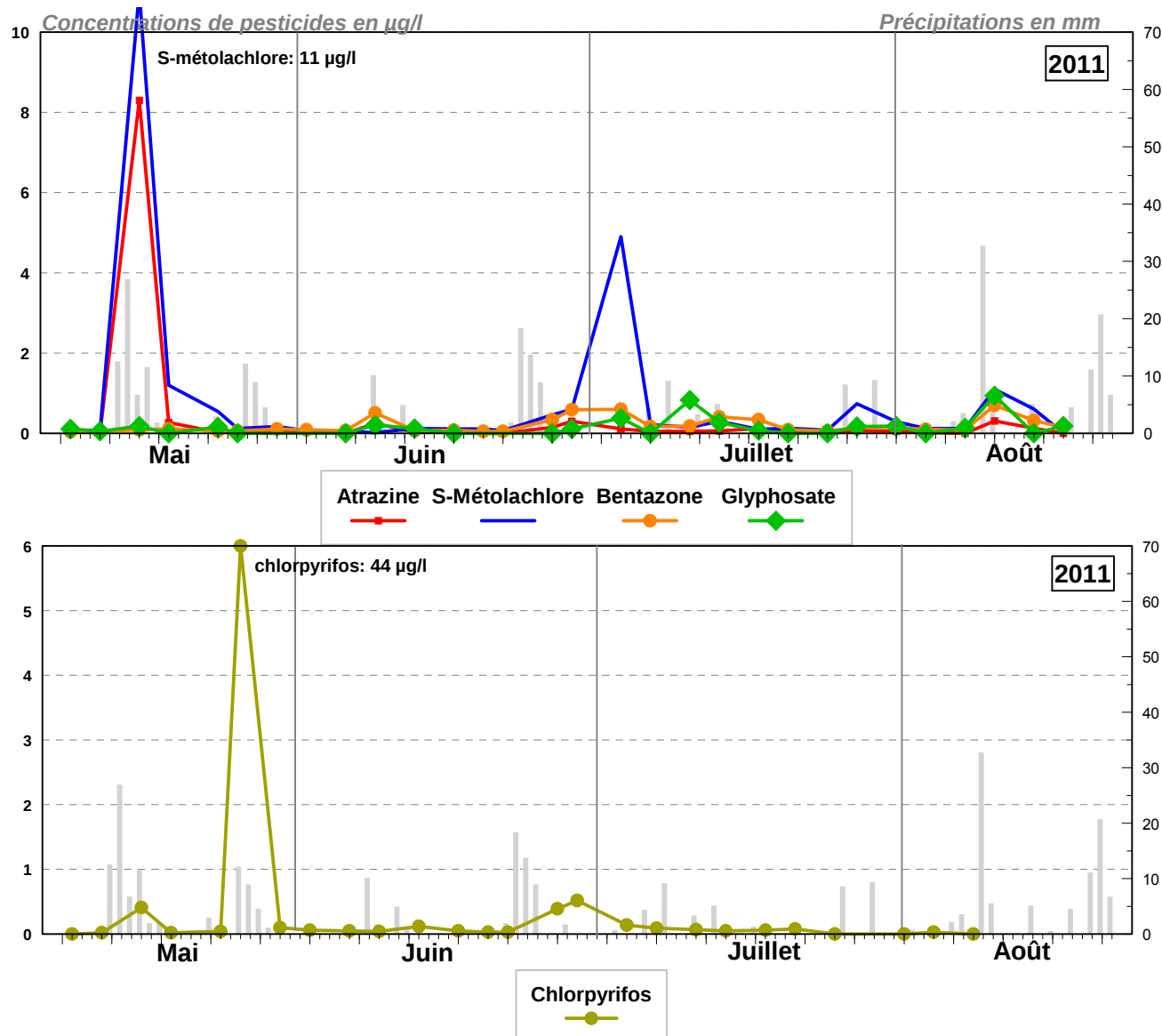


Figure 9 Pesticides associés aux grandes cultures et aux cultures maraîchères dans le ruisseau Rousse en 2011

Synthèse et discussion pour les zones de vergers

Les bassins versants des ruisseaux Déversant-du-Lac et Rousse présentent des cultures mixtes et les pesticides qui y sont détectés sont multiples. Les pesticides associés aux vergers ne sont pas ceux que l'on trouve le plus souvent dans l'eau, mais la présence de l'herbicide simazine, des insecticides carbaryl, azinphos-méthyl, deltaméthrine et perméthrine ainsi que du fongicide myclobutanil et de l'ETU (métabolite des fongicides de la famille des dithiocarbamates) suggère néanmoins leur contribution. D'ailleurs, certains insecticides utilisés dans les vergers sont très toxiques pour les espèces aquatiques et participent pour une bonne part aux dépassements des critères de qualité de l'eau observés. Mentionnons notamment les dépassements des critères de qualité de l'eau pour la perméthrine, qui a atteint 350 fois la valeur du critère CVAC dans le ruisseau Rousse; la deltaméthrine, dont la concentration s'est élevée à une amplitude de 175 fois la valeur du critère dans le ruisseau Déversant-du-Lac et de 100 fois dans le ruisseau Rousse; et finalement l'azinphos-méthyl, qui a atteint 130 fois la valeur du critère dans le ruisseau Déversant-du-Lac.

À titre comparatif, une étude menée en 2005 dans la vallée de l'Okanagan, en Colombie-Britannique, montre la présence d'azinphos-méthyl et de diazinon en concentrations qui dépassent les critères de qualité de l'eau dans de petits cours d'eau et dans l'eau ruisselée provenant de vergers (Kuo *et al.*, 2012).

Dans le cas du carbaryl et de l'ETU, on a constaté que certaines pointes de concentration surviennent plusieurs semaines après la période habituelle d'application dans les vergers. Ce constat est cohérent avec l'étude d'Oliver *et al.* (2012a). Dans cette étude, d'une durée de 30 mois, portant sur la présence de pesticides dans l'eau d'une zone de vergers près d'Adélaïde, au sud de l'Australie, les auteurs ont constaté que les pesticides (fongicides et insecticides) appliqués dans les vergers sont principalement entraînés dans l'eau lors du premier épisode de ruissellement, mais qu'ils peuvent aussi être transportés hors des vergers pendant plusieurs mois après leur application. Ils ont également déterminé que la plupart des neuf pesticides étudiés, dont le carbaryl, l'azinphos-méthyl et le chlorpyrifos, sont transportés sous forme dissoute dans l'eau (Oliver *et al.*, 2012b).

Contrairement à d'autres types de cultures où le sol est partiellement dénudé durant une partie de la saison, le sol enherbé des vergers pourrait contribuer à retenir une partie des pesticides appliqués et retarder leur transport vers les cours d'eau voisins.

Pour le ruisseau Déversant-du-Lac, les dépassements des critères de qualité de l'eau ne semblent pas liés à des précipitations totales plus importantes que la normale au cours de la période examinée (annexe 5), mais ce pourrait être le cas pour le ruisseau Rousse en 2010, puisque les précipitations ont été un peu plus abondantes que la normale dans ce secteur.

Les effets individuels des principaux insecticides détectés sont présentés à la section 6. En outre notons que certains pesticides peuvent avoir des impacts additifs ou de synergie. Selon Leblanc *et al.* (2012), ce serait le cas pour le chlorpyrifos et l'imidaclopride. Dans le ruisseau Rousse, en plus des répercussions des fortes concentrations de ces produits pris individuellement, il pourrait donc y avoir des effets résultant de la combinaison de ces insecticides.

4 RÉSULTATS DU SUIVI DES PESTICIDES DANS TROIS COURS D'EAU DRAINANT DES BASSINS VERSANTS AVEC CULTURES DE POMMES DE TERRE

Résultats généraux

Les résultats complets du suivi des pesticides dans les ruisseaux Point-du-Jour et Chartier ainsi que dans la rivière Blanche sont présentés à l'annexe 4. Au total, pour les années 2010 et 2012, 30 pesticides et produits de dégradation de pesticides ont été détectés dans le ruisseau Point-du-Jour alors que 28 l'ont été dans le ruisseau Chartier. Dans la rivière Blanche, échantillonnée en 2012 à titre exploratoire, seulement 7 pesticides ont été décelés. Rappelons toutefois que l'échantillonnage y a débuté plus tard que pour les deux autres cours d'eau, et qu'en conséquence, la période s'étendant de la fin mai au début juin, pendant laquelle des applications de pesticides ont probablement eu lieu, n'a pu être couverte. Les sections suivantes présentent une synthèse des résultats pour chacun de ces cours d'eau.

Ruisseau Point-du-Jour

Le bassin du ruisseau Point-du-Jour couvre une superficie d'environ 76 km² dans la portion aval du bassin de la rivière L'Assomption. L'aire d'alimentation de ce ruisseau draine des parties des municipalités de L'Assomption, de Lavaltrie et de Lanoraie ainsi qu'une faible portion des municipalités de Saint-Paul et de Saint-Thomas. Plus du tiers de la superficie de son bassin est occupée par une diversité de cultures. Le maïs et le soya y couvrent respectivement 21 % et 18 % de la surface cultivée, et les céréales, environ 9 %. Les cultures maraîchères, essentiellement la pomme de terre, représentent, quant à elles, 21 % de la superficie cultivée. Bien que l'on ne connaisse pas leurs superficies précises, les cultures de petits fruits (bleuets en corymbe, fraises et framboises) sont également présentes dans ce bassin.

Les produits détectés dans le ruisseau Point-du-Jour en 2010 et en 2012 reflètent cette diversité des cultures (tableau 10). En effet, on y trouve des herbicides associés aux cultures de maïs et de soya, non seulement le S-métolachlore et l'atrazine, présents en moyenne dans 98 % et 52 % des échantillons respectivement, mais aussi le diméthénamide et les produits de dégradation de l'atrazine (dééthyl-atrazine et désopropyl-atrazine). Mentionnons toutefois que le S-métolachlore peut aussi être utilisé dans la culture des pommes de terre.

Plusieurs pesticides associés à la culture des pommes de terre sont d'ailleurs présents dans le ruisseau. Parmi les herbicides, on a déjà mentionné le S-métolachlore (DUAL), détecté en moyenne dans 98 % des échantillons. On trouve également le métribuzine (LEXONE, SENCOR) et le linuron (LOROX, AFOLAN), décelés en moyenne dans 96 % et 22 % des échantillons respectivement. Le cas du diuron est particulier. Cet herbicide, un stérilisant de sol, n'est pas homologué pour la culture de la pomme de terre. Dans le cas présent, comme ce produit est chaque fois détecté en même temps que le linuron, qui, lui, est employé dans les champs de pommes de terre, l'examen des données porte à croire que la présence du diuron serait plutôt due à la détection d'un produit de dégradation du linuron³.

³ Lors de l'analyse, le chauffage de l'échantillon à haute température transforme une partie du linuron en un sous-produit dont la forme chimique est très apparentée à celle du diuron, à tel point qu'il est difficile de les distinguer. Cette difficulté analytique avait déjà été constatée lors d'un suivi antérieur (Giroux et Fortin, 2010) (voir les détails à l'annexe2).

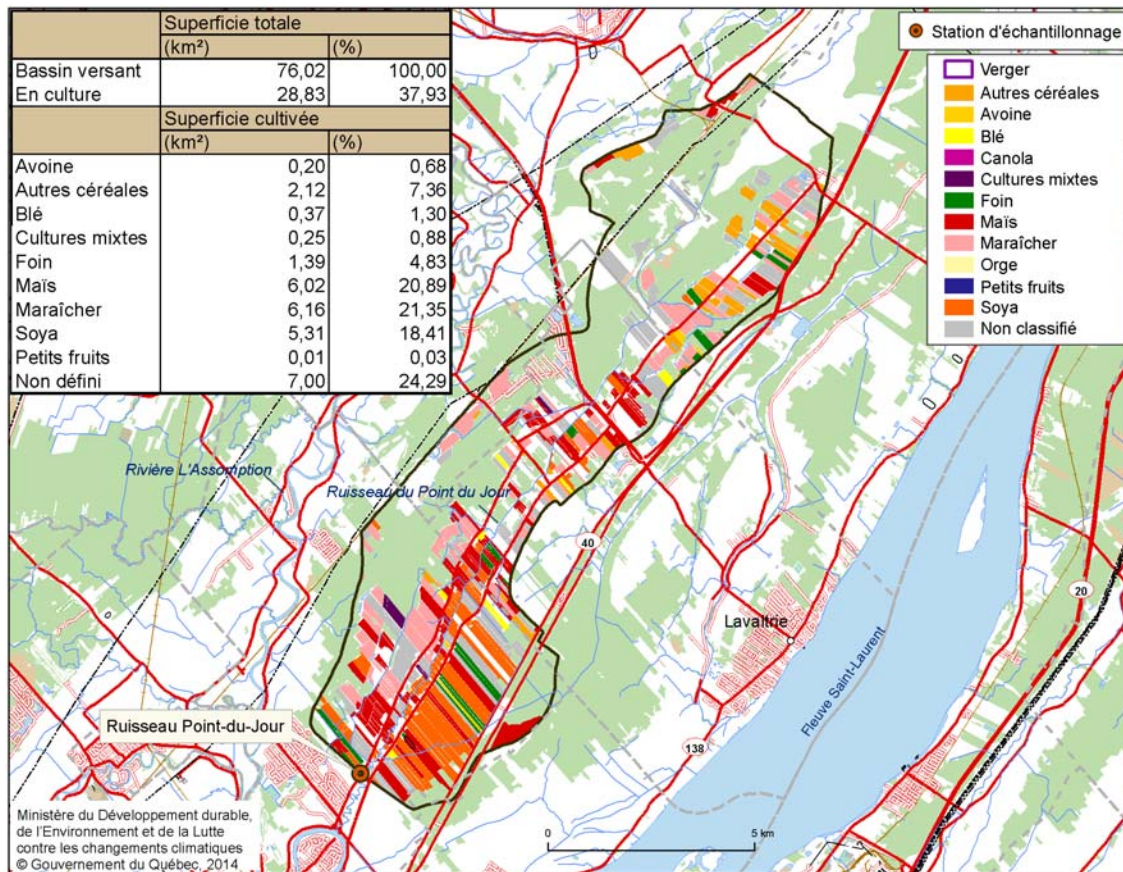


Figure 10 Cultures dans le bassin versant du ruisseau Point-du-Jour

Les insecticides de la famille des néonicotinoïdes, soit l'imidaclopride, le thiaméthoxame et la clothianidine, ont été détectés dans tous les échantillons. Ces trois produits sont homologués pour la culture de la pomme de terre, mais le thiaméthoxame et la clothianidine pourraient provenir, en partie, de l'enrobage des semences de maïs et de soya.

Le fongicide fénamidone (REASON) et son produit de dégradation ainsi que l'azoxystrobine (QUADRI) ont été détectés en moyenne dans 56 %, 16,5 % et 48 % des échantillons respectivement. Le diméthomorphe (ACROBAT) et l'ETU (produit de la dégradation des fongicides dithiocarbamates) tout comme le mancozèbe (DITHANE, MANZATE) et le métirame (POLYRAM) ont parfois été décelés, mais dans moins de 10 % des échantillons.

Dans quelques cas, il est difficile de préciser la provenance des pesticides. Ainsi, les insecticides perméthrine, carbaryl, deltaméthrine, malathion, chlorpyrifos et diméthoate peuvent avoir été employés non seulement dans les champs de pommes de terre, mais aussi dans une diversité d'autres cultures. On note la présence de l'herbicide dichlobénil dans 1,8 % des échantillons et celle de son produit de dégradation, le 2,6-dichlorobenzamide, dans 37 % des échantillons, en moyenne. Ces produits pourraient provenir des cultures de petits fruits.

La somme des concentrations de pesticides calculée chaque jour d'échantillonnage a varié entre 0,119 et 2,3 µg/l en 2010 et entre 0,204 et 4,474 µg/l en 2012. En 2010, tous pesticides confondus, 92,6 % des échantillons dépassaient les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques. C'était le cas de 89,3 % des échantillons en 2012. Les pesticides responsables de ces dépassements étaient, en 2010, l'imidaclopride, la perméthrine, la deltaméthrine et le carbaryl et, en 2012, le métribuzine, l'imidaclopride, le thiaméthoxame et le

chlorpyrifos (tableau 11). Le thiaméthoxame dépassait le critère de 0,14 µg/l de l'Union européenne dans 21 % des échantillons en 2012 et l'imidaclopride, celui des Pays-Bas (0,0083 µg/l) dans 92,6 % des échantillons en 2010 et dans 89,3 % des échantillons en 2012.

Les figures 11 et 12 montrent les profils de concentration de quelques pesticides, dont plusieurs sont probablement utilisés dans la culture des pommes de terre. Les fluctuations et les pointes de concentration ont été plus marquées en 2012 qu'en 2010. Les herbicides métribuzine, linuron et S-métolachlore montrent des pointes en juin et en juillet. Des trois insecticides de la famille des néonicotinoïdes, c'est le thiaméthoxame qui présente les concentrations les plus élevées pour les deux années considérées.

Tableau 10 Pesticides détectés dans le ruisseau Point-du-Jour

	Fréquence de détection (%)			Concentration maximale µg/l
	2010	2012	Moyenne	
Herbicides				
S-Métolachlore	96,1	100	98,05	0,9
Métribuzine	92,3	100	96,15	1,5
Atrazine	57,7	46,4	52,05	0,36
2,6-Dichlorobenzamide	46,1	28,6	37,35	0,22
Linuron	23,1	21,4	22,25	1,2
Diméthénamide	26,9	0	13,45	0,06
Dééthyl-atrazine	7,7	14,3	11	0,18
Diuron ¹	-	7,1	3,55	0,57
Déisopropyl-atrazine	3,8	-	1,9	0,07
Simazine	3,8	-	1,9	0,01
Dichlobénil	0	3,6	1,8	0,22
Insecticides				
Imidaclopride	100	100	100	0,11
Thiaméthoxame	100	100	100	0,33
Clothianidine	100	100	100	0,075
Imidaclopride-urée	11,1	7,1	9,1	0,2
Perméthrine	15,4	-	7,7	0,08
Carbaryl	11,5	3,6	7,55	0,42
Imidaclopride-guanidine	14,8	-	7,4	0,015
Carbofuran	7,7	-	3,85	1,6
Deltaméthrine	3,8	-	1,9	0,05
Malathion	3,8	-	1,9	0,03
Bendiocarbe	3,8	-	1,9	0,07
Chlorpyrifos	0	3,6	1,8	0,07
Diméthoate	0	3,6	1,8	0,5
Fongicides				
Fénamidone	40,7	71,4	56,05	0,31
Azoxystrobine	-	96,4	48,2	0,052
Fénamidone-métabolite	25,9	7,1	16,5	0,077
Diméthomorphe	15,4	-	7,7	0,36
ETU	4,1	5	4,55	0,8
Myclobutanil	3,8	-	1,9	0,04

¹ Lors de l'analyse, le chauffage de l'échantillon à haute température transforme une partie du linuron en un sous-produit dont la forme chimique est très apparentée à celle du diuron, à tel point qu'il est difficile de les distinguer. Cette difficulté analytique avait déjà été constatée lors d'un suivi antérieur (Giroux et Fortin, 2010) (voir les détails à l'annexe 2).

Tableau 11 Dépassements des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques dans le ruisseau Point-du-Jour

	Critère de qualité de l'eau CVAC µg/l	Fréquence de dépassement du CVAC	
		2010	2012
		%	%
Herbicide			
Métribuzine	1	-	3,6
Insecticides			
Thiaméthoxame	0,14	-	21,4
Imidaclopride	0,0083	92,6	89,3
Perméthrine	0,004	15,4	-
Deltaméthrine	0,0004	3,8	-
Carbaryl	0,2	3,8	-
Chlorpyrifos	0,002	-	3,6

Note : Un trait (-) signifie qu'il n'y a pas de dépassement du critère.

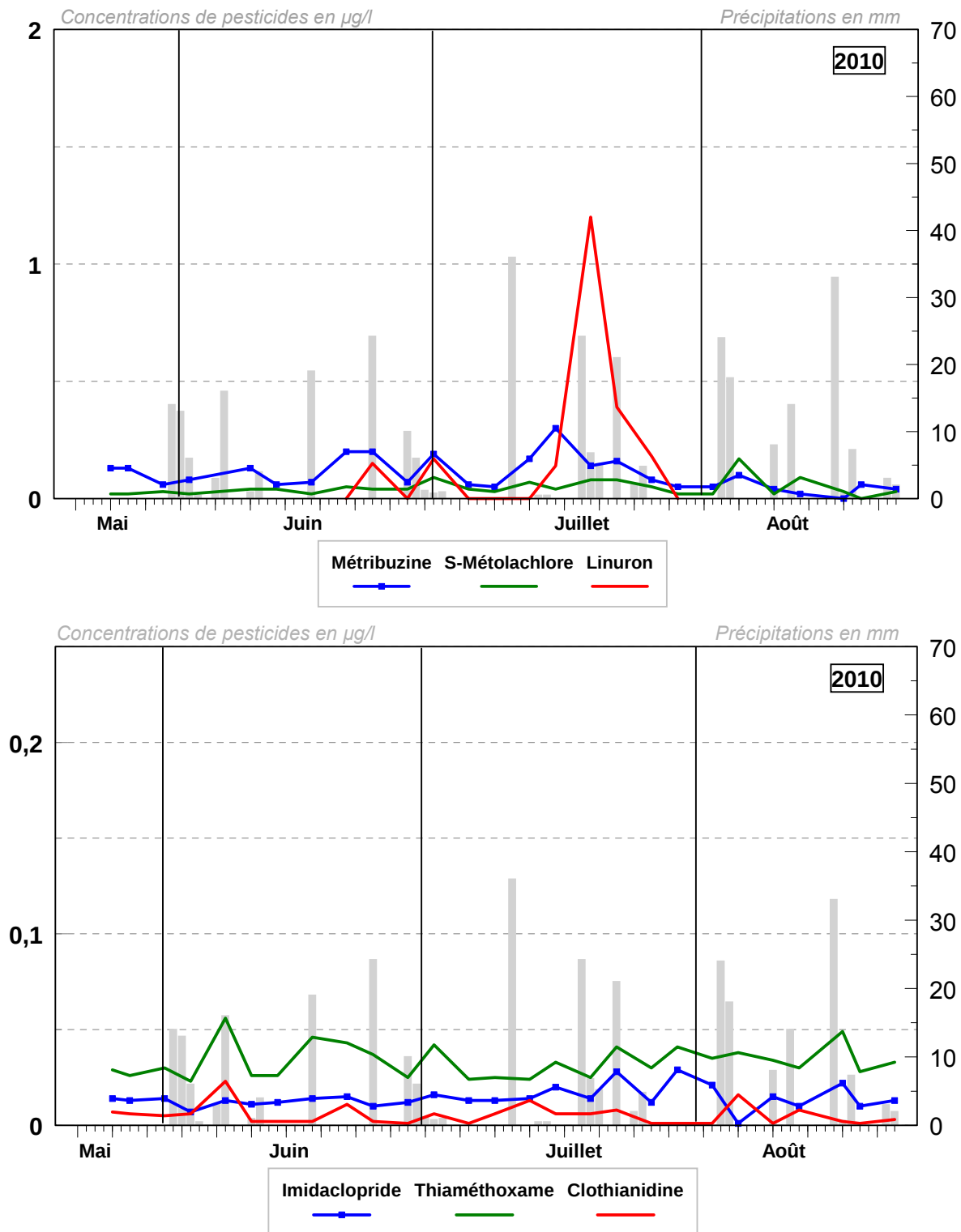


Figure 11 Herbicides et insecticides associés à la pomme de terre dans le ruisseau Point-du-Jour en 2010

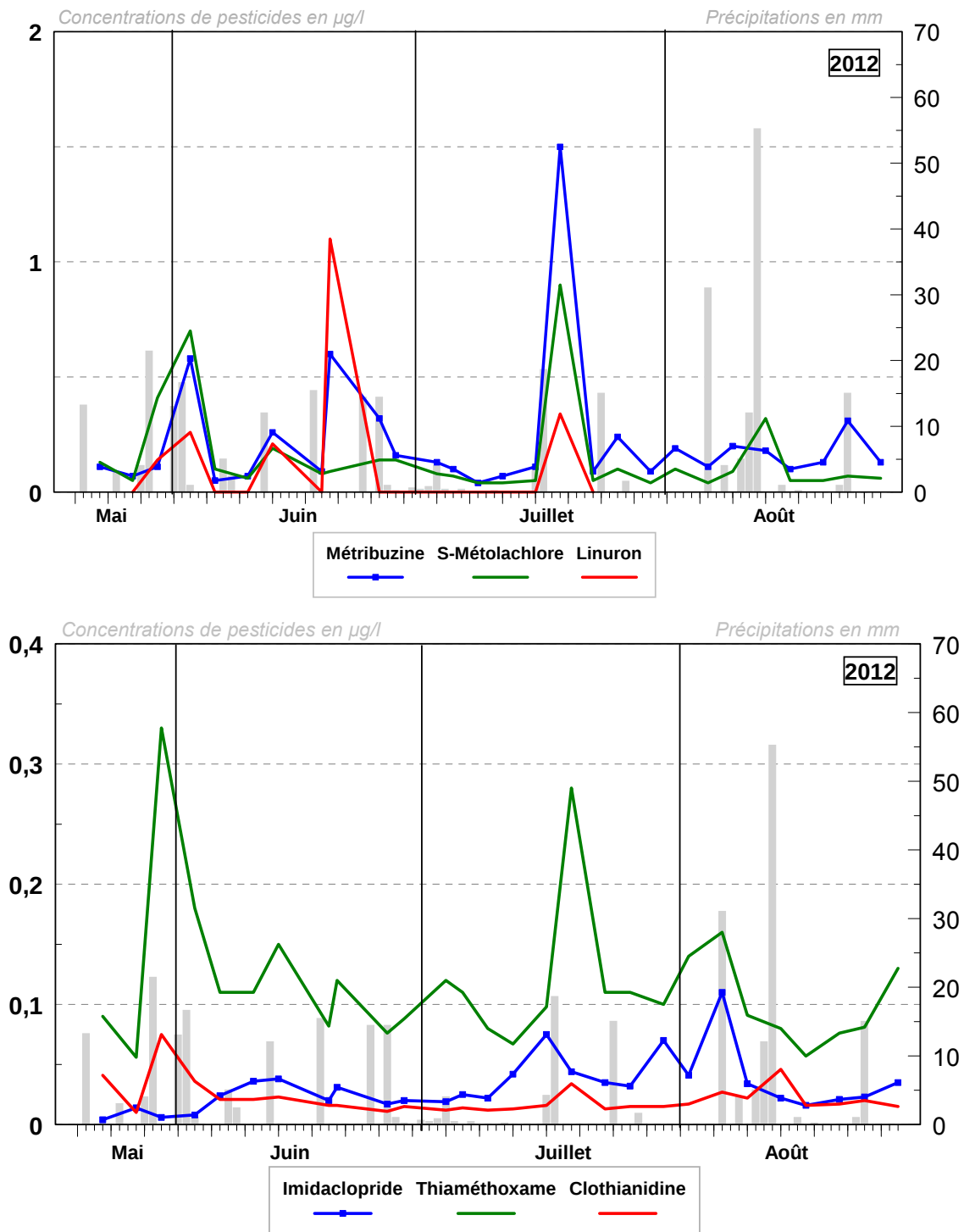


Figure 12 Herbicides et insecticides associés à la pomme de terre dans le ruisseau Point-du-Jour en 2012

Ruisseau Chartier

De plus petite dimension que le bassin du ruisseau Point-du-Jour, celui du ruisseau Chartier couvre une superficie de 4,62 km². Il est entièrement situé dans la municipalité de Saint-Thomas. La culture des pommes de terre (voir « Maraîcher » sur la carte) y représente environ 42 % de la superficie cultivée, le maïs, 25 % et les céréales, environ 20 %.

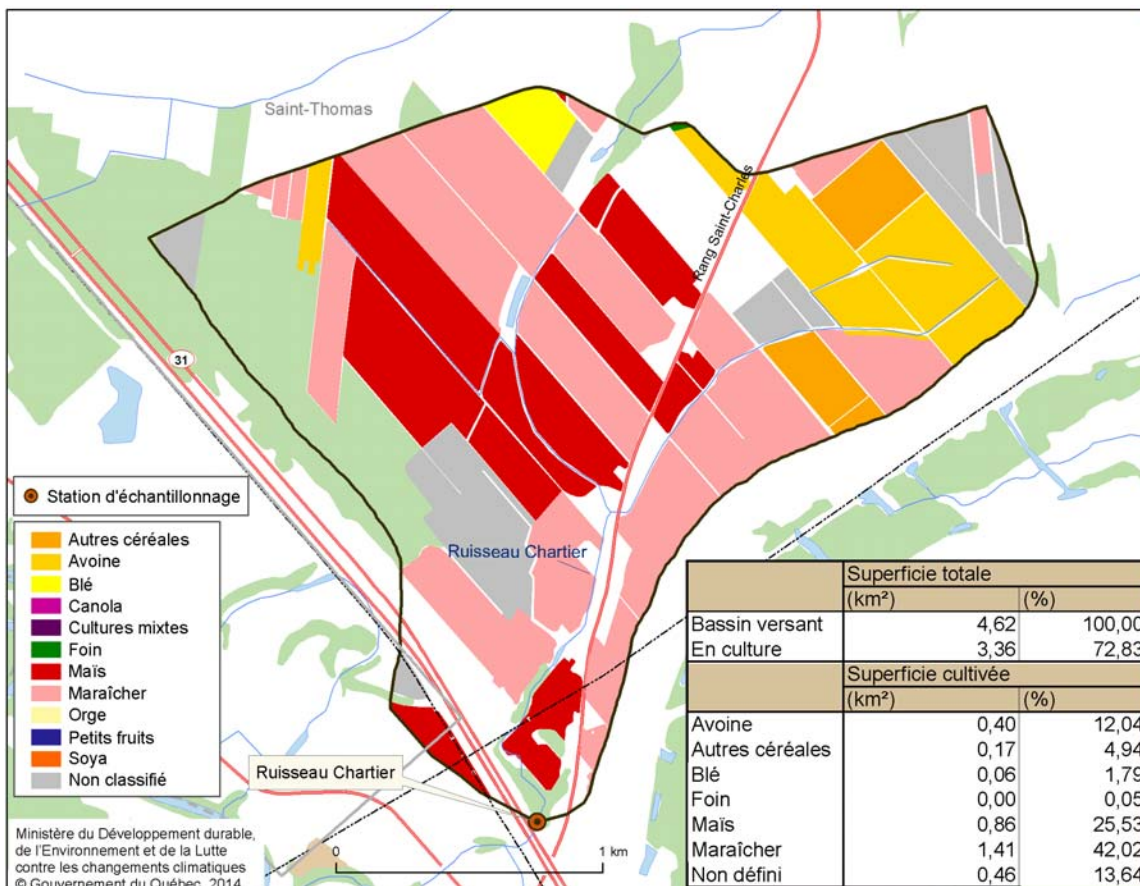


Figure 13 Cultures dans le bassin versant du ruisseau Chartier

Plusieurs pesticides associés à la culture de pommes de terre ont été détectés dans le ruisseau Chartier. Les produits qui ont été décelés le plus souvent sont les insecticides de la famille des néonicotinoïdes, soit l'imidaclopride, le thiaméthoxame et la clothianidine, tous présents dans 100 % des échantillons (tableau 12). Les herbicides S-métolachlore (DUAL), métribuzine (LEXONE, SENCOR), linuron (LOROX) et diuron⁴ ont été découverts dans 89 %, 62 %, 22 % et 9 % des échantillons respectivement. Les fongicides azoxystrobine, fénamidone et l'ETU, un produit de dégradation, ont été trouvés respectivement dans 96,3 %, 87,3 % et 19,8 % des échantillons.

La présence des herbicides atrazine et diméthénamide indique un apport de la culture du maïs, aussi pratiquée dans le bassin, parfois en rotation avec la pomme de terre. Certains herbicides comme le terbacile (SINBAR), la simazine (PRINCEP), la trifluraline (TREFLAN, RIVAL) et le 2,6-dichlorobenzamide, un produit de la dégradation de l'herbicide dichlobénil (CASORON), pourraient être associés à des cultures fruitières ou maraîchères.

⁴ Voir la note sur la détection du diuron à la page suivante

Tableau 12 Pesticides détectés dans le ruisseau Chartier

	Fréquence de détection (%)			Concentration maximale µg/l
	2010	2012	Moyenne	
Herbicides				
S-Métolachlore	77,7	100	88,85	4,4
Métribuzine	66,6	57,1	61,85	1,7
Atrazine	11,1	46,4	28,75	1,6
Linuron	14,8	28,6	21,7	4,6
Dééthyl-atrazine	7,4	14,3	10,85	0,03
Diuron ¹	7,4	10,7	9,05	2,8
Diméthénamide	-	10,7	5,35	0,14
2,6-Dichlorobenzamide	7,4	-	3,7	0,23
Terbacil	-	7,1	3,55	20
Déisopropyl-atrazine	3,7	-	1,85	0,02
Simazine	3,7	-	1,85	0,01
Trifluraline	3,7	-	1,85	0,04
Insecticides				
Imidaclopride	100	100	100	0,27
Thiaméthoxame	100	100	100	1,5
Clothianidine	100	100	100	0,26
Imidaclopride-guanidine	88,8	28,6	58,7	0,029
Imidaclopride-urée	59,2	17,8	38,5	0,016
Diméthoate	-	14,3	7,15	0,43
Acétamipride	-	7,1	3,55	0,13
Carbofuran	3,7	-	1,85	0,15
Phosmet	3,7	-	1,85	0,05
Fongicides				
Azoxystrobine	92,6	100	96,3	0,091
Fénamidone	85,2	89,3	87,25	0,37
Fénamidone métabolite	66,6	53,6	60,1	0,13
ETU	34,6	5	19,8	9,2
Myclobutanil	11,1	7,1	9,1	0,57
Chlorothalonil	3,7	3,6	3,65	2,5
Diméthomorphe	3,7	-	1,85	0,34

¹ Lors de l'analyse, le chauffage de l'échantillon à haute température transforme une partie du linuron en un sous-produit dont la forme chimique est très apparentée à celle du diuron, à tel point qu'il est difficile de les distinguer. Cette difficulté analytique avait déjà été constatée lors d'un suivi antérieur (Giroux et Fortin, 2010) (voir les détails à l'annexe 2).

La somme des concentrations de pesticides calculée chaque jour d'échantillonnage dans le ruisseau Chartier a varié entre 0,061 µg/l et 11,689 µg/l en 2010 et entre 0,133 µg/l et 21,02 µg/l en 2012. Tous les échantillons prélevés pendant ces deux années ont dépassé un ou plusieurs critères de qualité de l'eau. Les pesticides responsables de ces dépassements sont principalement les insecticides de la famille des néonicotinoïdes, notamment l'imidaclopride et le thiaméthoxame, mais aussi la clothianidine (tableau 13). La valeur maximale mesurée pour l'imidaclopride (0,27 µg/l) correspond à 32 fois le critère de qualité de l'eau établi pour la protection des espèces aquatiques. Occasionnellement, les herbicides métribuzine et diuron ainsi que le fongicide chlorothalonil ont également présenté des valeurs dépassant leur critère respectif.

Tableau 13 Dépassements des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques dans le ruisseau Chartier

	Critère de qualité de l'eau CVAC µg/l	Fréquence de dépassement du CVAC	
		2010	2012
		%	%
Herbicides			
Métribuzine	1	3,7	3,6
Linuron-diuron	7 et 1,6	3,7	-
Insecticides			
Thiaméthoxame	0,14	48,1	60,7
Imidaclopride	0,0083	100	100
Clothianidine	0,2	-	25
Fongicide			
Chlorothalonil	0,18	3,7	3,6

Note : Un trait (-) signifie qu'il n'y a pas de dépassement du critère pour ce produit.

Les profils de concentration de quelques pesticides détectés en 2010 et en 2012 dans le ruisseau Chartier sont présentés aux figures 14 à 16. Les données de ces deux années montrent que les pointes les plus élevées pour les herbicides métribuzine, linuron et S-métolachlore se sont produites au début juin. En 2012, un second pic un peu moins important pour ces mêmes herbicides est survenu au mois d'août (figure 16).

Le fongicide fénamidone et l'ETU, un produit de dégradation, sont apparus dans le cours d'eau à partir du début juillet, mais les pointes de concentration les plus élevées ont été observées au mois d'août, ce qui est cohérent avec la période d'usage de ces produits dans les champs. L'azoxystrobine, souvent appliquée dans le sillon contre la rhizoctonie (Boulet, 2014), a présenté un profil relativement stable tout au long de la saison.

La figure 15 montre les profils des insecticides de la famille des néonicotinoïdes dans le ruisseau Chartier en 2010 et en 2012. Pendant les deux années du suivi, le thiaméthoxame est le pesticide qui a montré les concentrations les plus élevées. En comparaison, celles de l'imidaclopride et de la clothianidine étaient plus faibles, mais leurs courbes étaient très semblables, voire presque superposées en certaines occasions. Elles se sont avérées légèrement plus élevées pour l'imidaclopride en 2010 et pour la clothianidine en 2012. Dans l'ensemble, les profils de ces trois produits concordent, ce qui laisse croire à une même fenêtre d'application ou à une application simultanée. Cela est cohérent avec le fait que la plupart des producteurs les appliquent à la plantation, soit sur le planton ou dans le sillon (Boulet, 2014). De plus, le thiaméthoxame se dégrade en clothianidine dans le sol (Santé Canada, 2007), ce qui pourrait aussi expliquer que les profils de ces deux produits soient intimement liés. Par ailleurs, l'imidaclopride, majoritairement utilisé par les producteurs depuis le milieu des années 1990, tend maintenant à être remplacé par le thiaméthoxame. La détection de l'imidaclopride dans l'eau du ruisseau peut donc résulter de son utilisation par certains producteurs ou encore de sa présence résiduelle dans les sols, à partir desquels il est graduellement relâché dans le cours d'eau.

Les profils montrent deux pointes importantes de néonicotinoïdes, l'une au début juin et l'autre au mois d'août. En 2010, les concentrations maximales ont été observées au mois d'août, alors qu'elles sont survenues en juin pour l'année 2012. Comme ces insecticides (thiaméthoxame et imidaclopride) sont habituellement appliqués dans le sillon ou sur le planton au moment du semis des pommes de terre, leur présence dans l'eau en juin, consécutivement à leur application, est cohérente. L'apparition d'un pic au mois d'août peut résulter d'applications foliaires en fin de saison pour contrôler les infestations de doryphores, ou encore du brassage du sol lors de la récolte, qui pourrait remettre en circulation les produits qui y sont présents. Ce pic pourrait aussi être lié aux pluies importantes survenues à cette période.

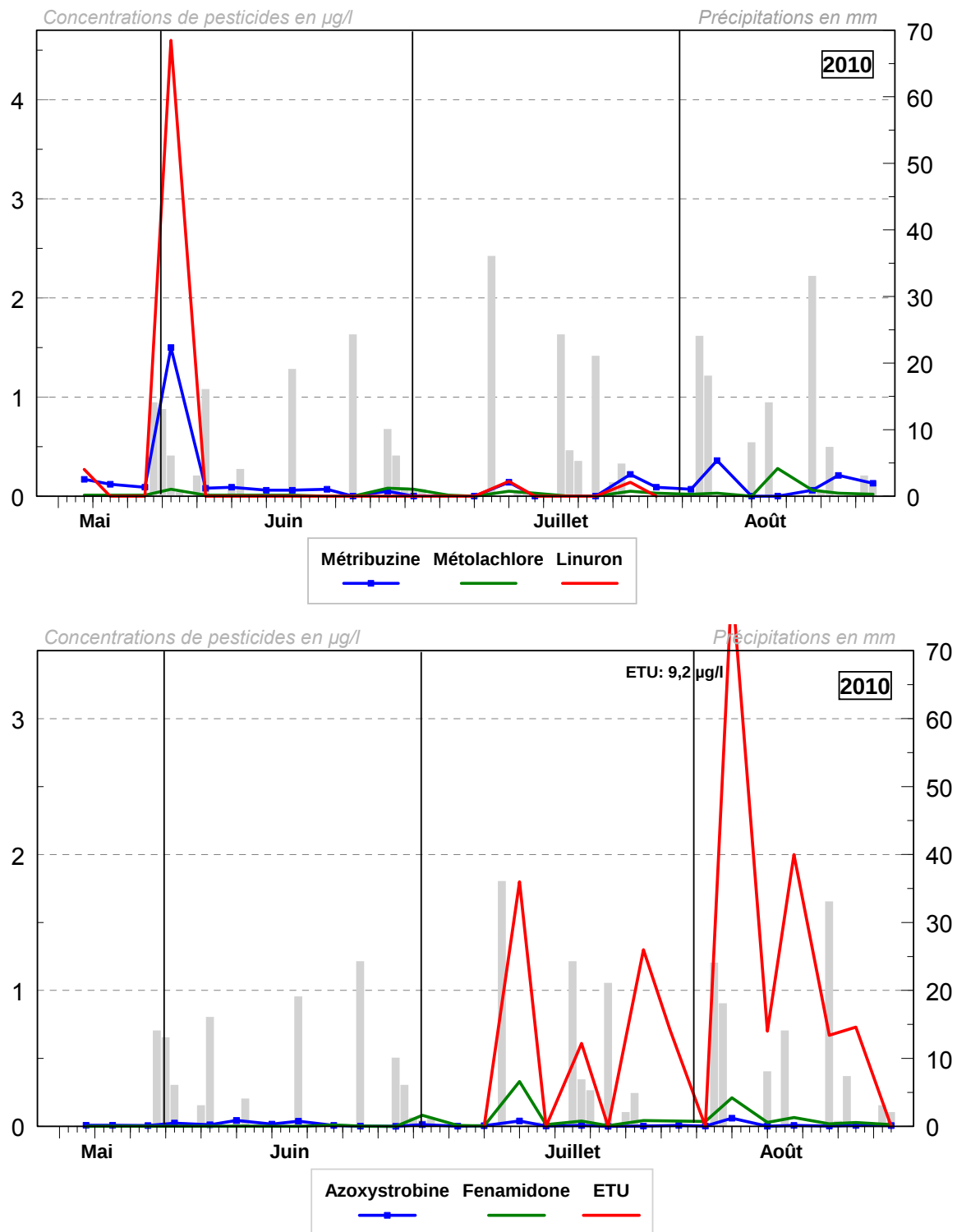


Figure 14 Herbicides et fongicides associés à la pomme de terre dans le ruisseau Chartier en 2010

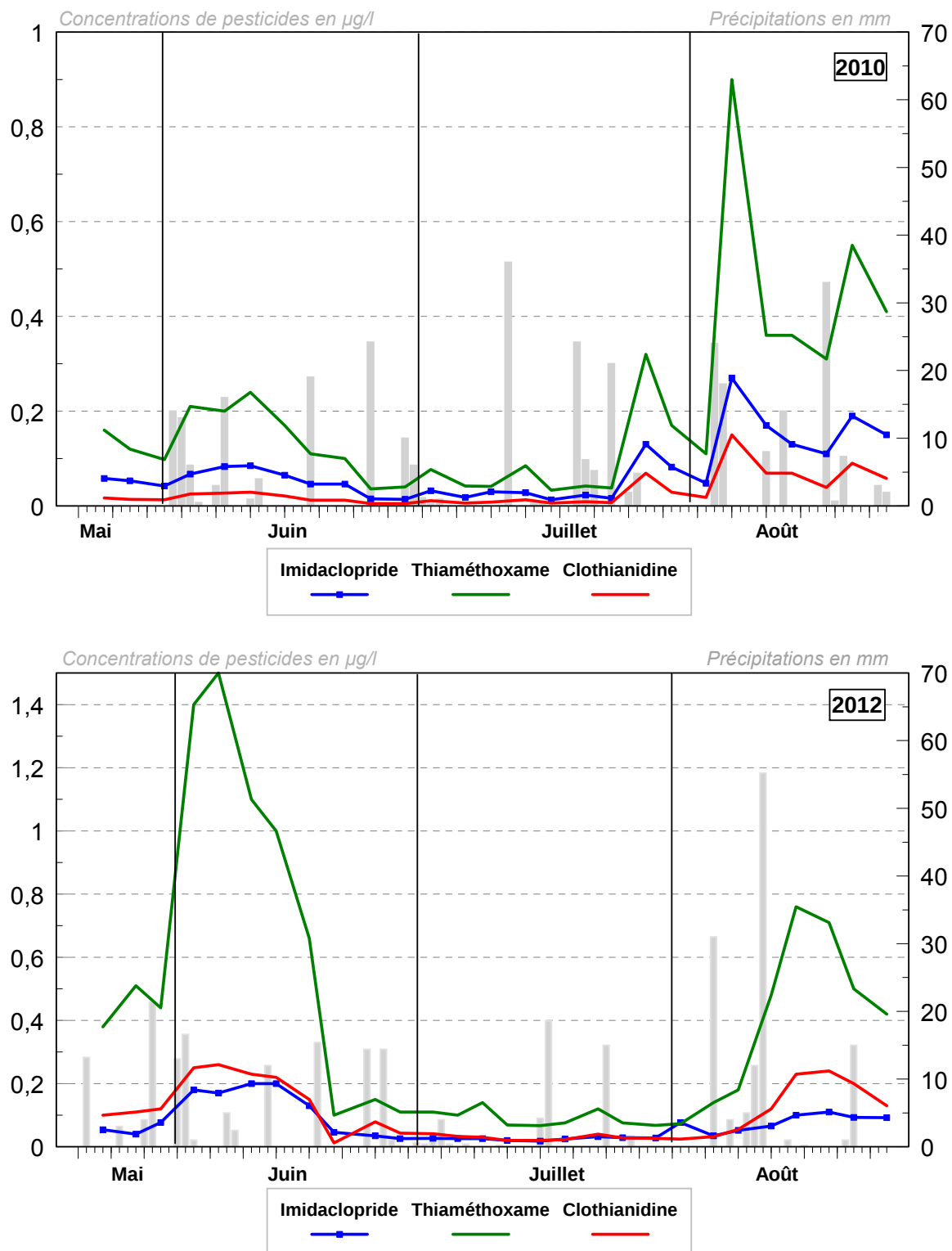


Figure 15 Insecticides de la famille des néonicotinoïdes dans le ruisseau Chartier en 2010 et en 2012

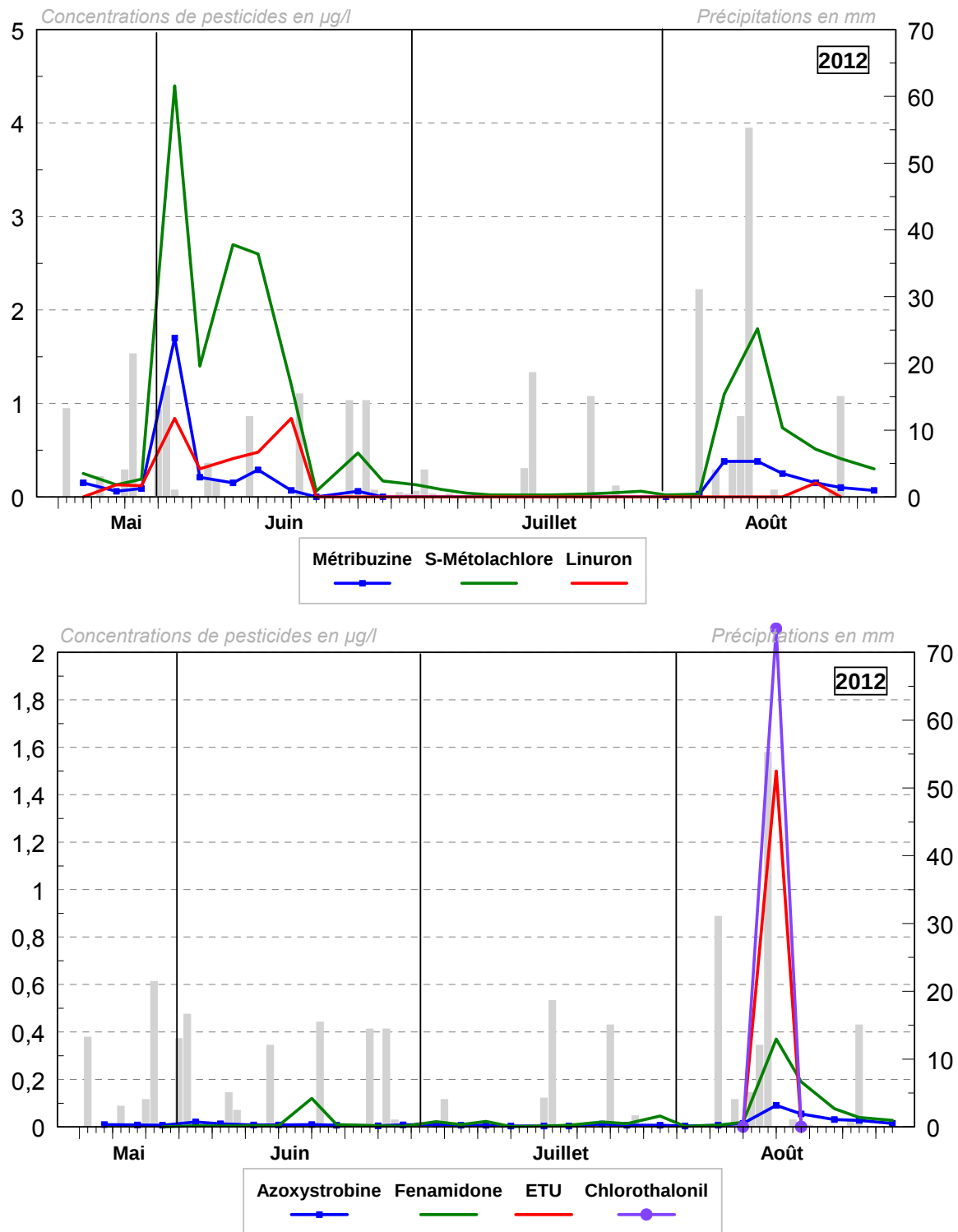


Figure 16 Herbicides et fongicides associés à la pomme de terre dans le ruisseau Chartier en 2012

Rivière Blanche

Le sous-bassin de la rivière Blanche, d'une superficie de 20,26 km², est situé dans le bassin versant de la rivière Portneuf. La rivière Blanche draine la portion nord de la municipalité de Sainte-Catherine-de-la-Jacques-Cartier ainsi qu'une petite partie de la municipalité de Pont-Rouge. La forêt occupe une proportion importante de son bassin versant, au nord. Les superficies cultivées sont, quant à elles, essentiellement situées au sud de la rivière Blanche et occupent environ 14 % de la surface de son bassin. La pomme de terre compose 47 % de ces superficies (voir « Maraîcher » sur la carte), le maïs, 30 % et les céréales (avoine et orge), 18 %.

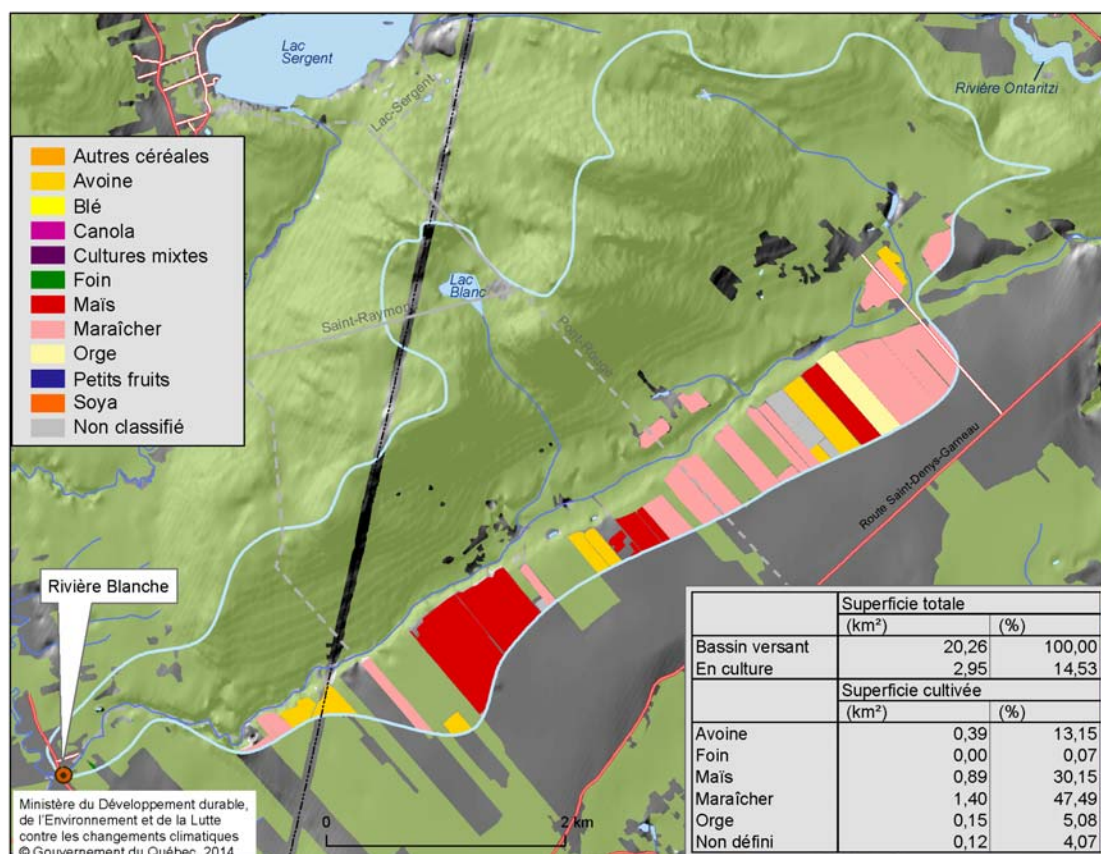


Figure 17 Cultures dans le bassin versant de la rivière Blanche

La rivière Blanche a été échantillonnée seulement en 2012, à titre exploratoire. L'objectif était de vérifier si elle pouvait être retenue pour faire partie du réseau de base, en lieu et place de l'un ou l'autre des ruisseaux Point-du-Jour et Chartier, tous deux situés dans le bassin de la rivière L'Assomption. En plus de son emplacement dans l'une des principales régions de production de pommes de terre au Québec, la rivière Blanche a été choisie sur la base des résultats d'un suivi biologique, réalisé en 2007, qui montrait un état de santé précaire des communautés benthiques de ce cours d'eau. Ces résultats seront discutés dans la section 5.

Les pesticides associés à la pomme de terre et détectés dans la rivière Blanche sont semblables à ceux présents dans les deux autres cours d'eau. Les insecticides de la famille des néonicotinoïdes (imidaclopride, thiaméthoxame, clothianidine) ont été décelés dans 100 % des échantillons; les herbicides métribuzine et diuron, dans 86 % et 9 % des échantillons respectivement; et les fongicides azoxystrobine et fénamidone, respectivement dans 54 % et 4 % des échantillons (tableau 14).

Tableau 14 Pesticides détectés dans la rivière Blanche

	Fréquence de détection (%)		Concentration maximale µg/l
	2012		
Herbicides			
Métribuzine	86,4		0,08
Diuron ¹	9		0,47
Insecticides			
Imidaclopride	100		0,12
Thiaméthoxame	100		0,089
Clothianidine	100		0,11
Fongicides			
Azoxystrobine	54,2		0,003
Fénamidone	4,2		0,003

¹ Lors de l'analyse, le chauffage de l'échantillon à haute température transforme une partie du linuron en un sous-produit dont la forme chimique est très apparentée à celle du diuron, à tel point qu'il est difficile de les distinguer. Cette difficulté analytique avait déjà été constatée lors d'un suivi antérieur (Giroux et Fortin, 2010) (voir les détails à l'annexe 2).

L'échantillonnage de la rivière Blanche n'a débuté que le 11 juin, donc plus tard que pour les deux autres cours d'eau. Comme les 6 premiers prélèvements (pour la période s'étendant de la fin mai au 11 juin 2012) n'ont pas été réalisés, il est possible que certaines pointes de concentration élevées n'aient pu être enregistrées, surtout que de fortes pluies sont survenues au début juin (annexe 5). De plus, deux échantillons (26 juin et 3 juillet) ont dû être retirés en raison de la présence dans ceux-ci d'une substance causant de l'interférence avec l'analyse des pesticides. Néanmoins, le critère de qualité de l'eau de 0,0083 µg/l des Pays-Bas pour l'imidaclopride a été dépassé dans 100 % des échantillons.

Comme pour le ruisseau Chartier, les profils de concentration des trois insecticides de la famille des néonicotinoïdes dans la rivière Blanche suivent un patron très similaire, voire presque identique tout au long de la saison. Ce patron suggère, comme cela a été évoqué précédemment, une même fenêtre d'application, ce qui est cohérent avec la régie actuelle, où la plupart des producteurs appliquent les produits lors de la plantation.

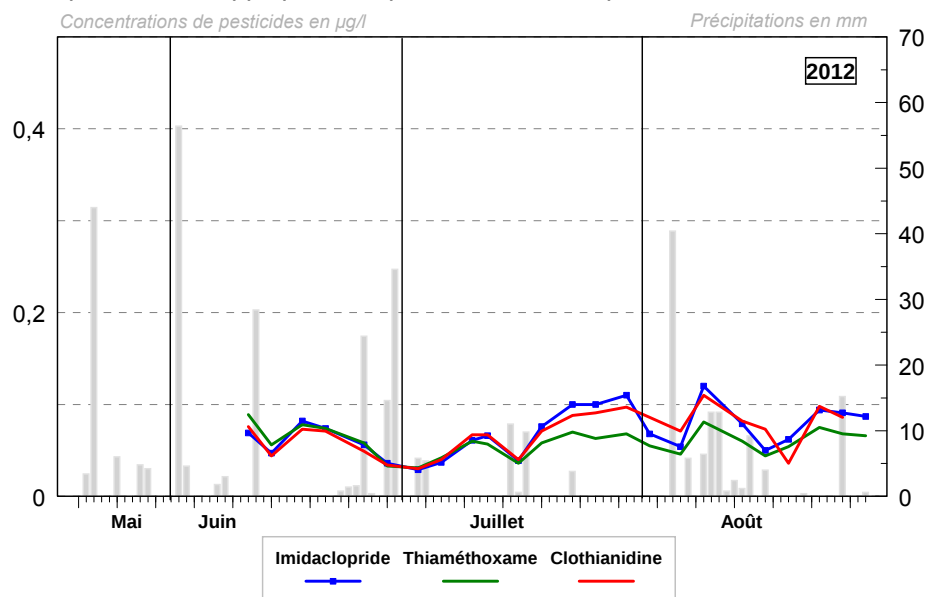


Figure 18 Insecticides de la famille des néonicotinoïdes dans la rivière Blanche en 2012

Synthèse et discussion pour les zones de pommes de terre

Comme on l'a évoqué précédemment, les bassins versants des ruisseaux Point-du-Jour et Chartier de même que celui de la rivière Blanche présentent des cultures mixtes qui ont toutes une influence sur l'apport en pesticides aux cours d'eau.

Ainsi, on constate, dans ces trois cours d'eau, un apport en pesticides provenant des cultures de pommes de terre. Les pesticides trouvés sont essentiellement les mêmes, soit les herbicides métribuzine, linuron (ou diuron) et métolachlore ainsi que les fongicides fénamidone et azoxystrobine. Les insecticides imidaclopride, thiaméthoxame et clothianidine ont été détectés dans 100 % des échantillons prélevés dans les trois cours d'eau. Parmi eux, c'est l'imidaclopride qui dépasse son critère de qualité de l'eau (0,0083 µg/l) le plus souvent, suivi du thiaméthoxame et de la clothianidine. Le thiaméthoxame montre des pointes de concentration plus importantes dans les ruisseaux Chartier et Point-du-Jour. Toutefois, les profils de concentration des trois insecticides sont très similaires tout au long de la saison, ce qui laisse croire à une même période d'application et concorde avec le fait que la plupart des producteurs les appliquent au moment de la plantation, soit sur le planton ou dans le sillon.

Parmi les autres pesticides détectés, ceux dont les concentrations ont dépassé les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques sont les herbicides métribuzine et linuron ainsi que le fongicide chlorothalonil.

Ces résultats sont cohérents avec ce qui est observé ailleurs au Canada ou aux États-Unis, quoique les autres suivis rapportés ci-après n'incluent pas les néonicotinoïdes.

En effet, dans un suivi réalisé de 2003 à 2007 au Nouveau-Brunswick et à L'Île-du-Prince-Édouard, Xing *et al.* (2012) ont aussi détecté le métribuzine, le linuron et le chlorothalonil dans des cours d'eau de secteurs de culture de pommes de terre. Toutefois, leur liste de pesticides analysés et les limites de détection de leurs analyses sont trop différentes pour permettre une étude de comparaison. Aux États-Unis, Reilly *et al.* (2012) ont procédé à un échantillonnage ciblé pour vérifier l'occurrence des fongicides dans les cours d'eau et l'eau souterraine près de cultures qui emploient ces produits. Après le boscalide, l'azoxystrobine est le deuxième fongicide détecté le plus souvent. Il l'est dans 58 % des échantillons prélevés en eau de surface et sa concentration maximale mesurée est de 0,059 µg/l, ce qui est relativement comparable à ce que l'on a mesuré ici. La culture des pommes de terre y est mentionnée parmi les cultures utilisatrices de fongicides. Au terme de leur étude, les auteurs soulignent l'importance d'intégrer les fongicides aux suivis environnementaux réalisés et de poursuivre les recherches afin de mieux comprendre leurs effets sur les organismes aquatiques. Au Danemark, Jorgensen *et al.* (2012) ont observé la mobilité de l'azoxystrobine dans les sols agricoles et recommandent également un suivi plus systématique de ce fongicide et de son produit de dégradation.

La rivière Blanche a été échantillonnée à titre exploratoire en 2012, dans l'éventualité où elle serait retenue parmi les stations du réseau de base visant à suivre l'impact de la culture des pommes de terre. Comme la région de la Capitale-Nationale compte parmi celles où l'on trouve de plus vastes superficies en culture de pommes de terre, il aurait été intéressant d'y avoir une station de mesure permanente. Toutefois, en raison de la faible proportion de pommes de terre dans le bassin versant de la rivière Blanche de même que des difficultés analytiques rencontrées pour quelques échantillons qui y ont été prélevés (dues à la présence d'une substance interférant avec l'analyse des pesticides), cette station ne sera pas retenue dans le réseau de base.

5 ÉTAT DES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

Parce qu'elle considère chaque produit individuellement, la comparaison des concentrations de pesticides avec des critères de qualité de l'eau n'est pas suffisante pour connaître l'impact de ceux-ci sur l'état de santé des organismes aquatiques. La présence de plusieurs pesticides et leur interaction avec d'autres facteurs chimiques ou physiques du milieu aquatique, comme la turbidité, des quantités excessives de nutriments ou l'absence de bandes riveraines, peuvent aussi avoir une influence sur l'état de santé des communautés aquatiques. Afin de rendre compte de l'état de santé global des espèces qui vivent dans les cours d'eau, les communautés de poissons, de macroinvertébrés benthiques ou de diatomées sont les indicateurs biologiques le plus souvent examinés. Dès la fin des années 1990, une étude portant sur les communautés aquatiques du ruisseau Saint-Georges avait montré l'appauvrissement de la faune benthique et le stress imposé aux communautés piscicoles par les cultures intensives (Richard et Giroux, 2004).

Au cours des dernières années, un suivi des macroinvertébrés benthiques a été réalisé dans plus d'une centaine de cours d'eau subissant des niveaux variés de pression agricole (MDDEP, 2012; MDDEFP, 2012a; MDDEFP, 2012b; [Atlas interactif](#)). Les macroinvertébrés benthiques, ou benthos, sont des organismes sans colonne vertébrale et visibles à l'œil nu, tels que les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers, qui habitent le fond des cours d'eau et des lacs. Comme ils sont une source de nourriture pour plusieurs espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux, ils constituent un important maillon de la chaîne alimentaire des milieux aquatiques. Ils sont reconnus pour être de bons indicateurs de l'intégrité biotique des écosystèmes aquatiques, car ils intègrent les effets cumulatifs et synergiques des perturbations physiques, biologiques et chimiques des cours d'eau. Le suivi des macroinvertébrés benthiques permet donc d'évaluer les répercussions combinées de la pollution et de l'altération des habitats aquatiques et riverains sur les écosystèmes.

L'état de santé des communautés benthiques est évalué à partir de deux indices : l'indice de santé du benthos pour les cours d'eau à substrat grossier (ISB_g) et celui pour les cours d'eau à substrat meuble (ISB_m). Ces indices combinent six variables caractérisant la richesse taxonomique, la composition taxonomique et la tolérance à la pollution de la communauté en une seule valeur (MDDEFP, 2012a; MDDEFP, 2012b). Ils ont tous deux une échelle qui varie de 0 à 100, 100 étant la valeur décrivant la meilleure santé. L'ISB_g permet de qualifier l'intégrité biotique des cours d'eau selon 5 classes de qualité : très bonne, bonne, précaire, mauvaise et très mauvaise (MDDEFP, 2012a) et l'ISB_m, selon 4 classes de qualité : bonne, précaire, mauvaise et très mauvaise (MDDEFP, 2012b). Chaque indice possède une valeur seuil de bonne santé qui est de 72,7 dans le cas de l'ISB_g et de 81,6 dans le cas de l'ISB_m. Ainsi, les cours d'eau dont l'indice se situe sous ces seuils abritent des communautés dégradées, alors que ceux dont l'indice est supérieur aux seuils ont des communautés de macroinvertébrés en bonne santé.

De 2007 à 2011, l'état des communautés benthiques a été évalué dans trois des cours d'eau suivis pour les pesticides. L'emplacement des stations apparaît au tableau 15. L'ISB_g ou l'ISB_m ont été retenus en fonction du type de substrat du cours d'eau dans le tronçon à l'étude. En ce qui concerne le ruisseau Rousse, des tronçons différents ont été étudiés en 2008 et en 2011, ce qui explique le changement d'indice.

Tableau 15 Emplacement des stations d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques

Nom	Bassin versant	Date d'échantillonnage	Type de substrat	Coordonnées	Numéro BQMA
Rivière Blanche Ruisseau	Portneuf	2007-09-21	Grossier	46,81429 -71,71838	05070011
Déversant-du-Lac	Yamaska	2011-09-27	Meuble	45,41330 -73,02467	03030433
Ruisseau Rousse	Des Outaouais	2008-09-02	Meuble	45,49329 -74,04080	04310104
Ruisseau Rousse	Des Outaouais	2011-09-12	Grossier	45,49264 -74,03159	04310107

La description des méthodes d'échantillonnage est présentée à l'annexe 2. Les valeurs des indices sont illustrées pour chaque cours d'eau à la figure 19. De façon générale, on constate que les trois cours d'eau se situent sous le seuil à partir duquel on peut dire que les communautés benthiques sont en bonne santé, soit la valeur de 81,6 pour les cours d'eau à substrat meuble et de 72,7 pour ceux à substrat grossier.

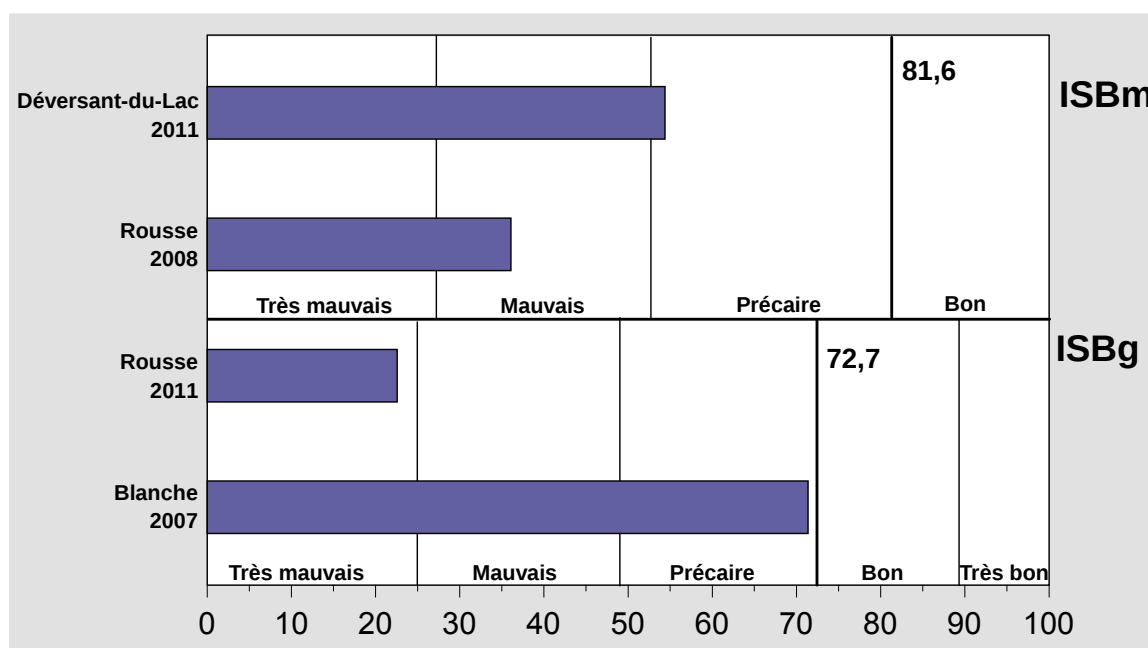


Figure 19 Indice de santé du benthos pour des cours d'eau à substrat meuble (ISB_m) et à substrat grossier (ISB_g) dans trois cours d'eau suivis pour les pesticides

Ruisseau Déversant-du-Lac

L'indice ISB_m mesuré en 2011 à la station d'échantillonnage des pesticides a une valeur de 54,4. Cette station abrite donc une communauté benthique en santé précaire, à la limite de la classe de qualité « mauvaise ». L'habitat aquatique et riverain ainsi que la bande riveraine sont relativement dégradés. En plus de la présence des pesticides, les paramètres conventionnels décrivant la qualité de l'eau montrent que l'eau y est de mauvaise qualité. Les concentrations de phosphore dépassent généralement le critère de qualité pour protéger les cours d'eau contre l'eutrophisation. La richesse taxonomique est faible pour les éphéméroptères et les trichoptères (4 taxons), des groupes généralement reconnus pour être sensibles à la pollution. L'abondance relative de ceux-ci représente moins de 4 % de la communauté, alors que la valeur de référence est de 58,7 % (voir l'annexe 2). Avec quelques diptères (simulies), ces groupes sont d'ailleurs les plus sensibles aux insecticides de la famille des néonicotinoïdes (voir la section suivante).

Sur l'aspect de l'abondance relative, les diptères *Chironomidae* (ex. : moucheron non piqueurs), les oligochètes et les isopodes *Asellidae* composent près de 64 % de la communauté. Ces taxons (famille et classe) sont reconnus pour être tolérants à la pollution. L'ensemble des pressions de pollution (ex. : nutriments et pesticides) et la dégradation du milieu physique (utilisation du territoire, habitat aquatique et riverain) ont un impact sur la communauté de macroinvertébrés benthiques présente à la station d'échantillonnage.



(Photo : Julie Moisan, MDDELCC)

Ruisseau Rousse

Dans le ruisseau Rousse, deux stations ont été échantillonnées pour évaluer l'intégrité biotique des communautés de macroinvertébrés benthiques. L'une l'a été en 2008, à moins de 1 km en amont de la station de suivi des pesticides, et l'autre en 2011, au même endroit que le suivi des pesticides.

En 2008, en raison du type de substrat et du faible écoulement dans le tronçon du cours d'eau, l'indice de santé du benthos pour les cours d'eau à substrat meuble (ISB_m) a été utilisé pour la station. Cet indice s'est établi à une valeur de 36,1, ce qui signifie que la communauté benthique est en mauvaise santé. La richesse taxonomique totale est très faible, avec seulement 14 taxons, dont aucun de plécoptère, trichoptère, éphéméroptère ou odonate (POET). En comparaison, les milieux de référence à substrat meuble comptent au total 36 taxons, dont 16 de POET.

La communauté est composée à 43,5 % par les diptères *Chironomidae* et à 48 % par des oligochètes. Deux taxons constituent donc plus de 90 % de la communauté benthique, un élément qui démontre un milieu fortement perturbé. Les cultures maraîchères et la pomiculture dominent nettement l'activité agricole du bassin de ce ruisseau. Les quantités importantes de pesticides généralement utilisées par ces activités peuvent nuire à la vie aquatique. En plus de la présence de pesticides, les concentrations de phosphore dans l'eau dépassent généralement le critère de qualité pour protéger les cours d'eau contre l'eutrophisation.

L'échantillonnage réalisé en 2011 dans une autre partie du cours d'eau dominée par un substrat grossier a confirmé les résultats obtenus en 2008. À la station où le suivi des pesticides a été effectué, l'indice ISB_g a une valeur de 22,6. À cet endroit, la communauté benthique est en très mauvais état de santé. La richesse taxonomique totale est également très faible avec seulement 8 taxons, alors que la valeur de référence est de 35 taxons pour des milieux à substrat grossier non perturbés. Les taxons de plécoptère, trichoptère et éphéméroptère sont absents, alors que la valeur de référence est de 22 taxons. Comme cela a été évoqué précédemment pour le ruisseau Déversant-du-Lac, notons que les trichoptères et les éphéméroptères sont les plus sensibles aux insecticides de la famille des néonicotinoïdes (voir la section suivante). La communauté est composée à 58,5 % par les diptères *Chironomidae* et à 25,5 % par des gastéropodes *Physidae*. Ces deux taxons constituent près de 85 % de la communauté benthique, un élément qui démontre une fois de plus un écosystème fortement perturbé.

Parmi tous les cours d'eau à substrat grossier et meuble suivis entre 2003 et 2012, le ruisseau Rousse fait partie des plus dégradés sur le plan de l'intégrité des communautés benthiques. Bien que les habitats aquatiques et riverains y présentent une certaine perturbation, ils ne peuvent à eux seuls expliquer cette mauvaise santé biologique. La présence de concentrations élevées de certains insecticides, en particulier le chlorpyrifos, la perméthrine, la deltaméthrine et l'imidaclopride, apparaît donc parmi les causes les plus plausibles pour expliquer cette situation.



Station échantillonnée en 2008 dans une section à substrat meuble (à gauche) et station échantillonnée en 2011 dans une section à substrat grossier (à droite)

(Photos : Julie Moisan, MDDELCC)

Rivière Blanche

La station de mesure du benthos de la rivière Blanche est située à environ 3 km en amont de celle du suivi des pesticides. L'indice ISB_g mesuré en 2007 a une valeur de 71,4. La communauté benthique y est donc en santé précaire. Cette valeur de l' ISB_g est toutefois très près de la valeur seuil de bonne santé de 72,7. Des six variables de l' ISB_g , celles qui influencent l'indice sont les deux variables de richesse taxonomique, soit la richesse taxonomique totale et la richesse d'EPT (éphéméroptère, plécoptère et trichoptère), de même que la variable d'abondance relative d'EPT. Pour ce site, la richesse taxonomique totale est de 20 taxons et la richesse d'EPT est de 11. Dans les milieux aquatiques de référence, la richesse taxonomique totale atteint 35 taxons, alors que la richesse d'EPT s'élève à 22 taxons.

La communauté benthique de ce cours d'eau subit moins de pression d'origine anthropique que celle des ruisseaux Déversant-du-Lac et Rousse. Soulignons que l'habitat aquatique et riverain et la bande riveraine à la station de la rivière Blanche sont en bon état et que la forêt représente une forte proportion de l'utilisation du territoire de ce bassin versant (80 %). En comparaison, dans les bassins versants des ruisseaux Déversant-du-Lac et Rousse, la forêt couvre moins de 50 % du territoire. Bien que la communauté benthique de la rivière Blanche soit moins perturbée que celle de ces deux ruisseaux, elle semble tout de même directement influencée par les activités agricoles présentes dans son bassin versant. La sensibilité particulière des éphéméroptères et des trichoptères aux néonicotinoïdes suggère d'ailleurs que cette classe de pesticides contribue à la précarité de la communauté benthique de cette rivière.



Bande riveraine en forêt sur un tronçon de la rivière Blanche

(Photo : Julie Moisan, MDDELCC)

6 CONSULTATION DE LA DOCUMENTATION SCIENTIFIQUE

Les rapports précédents sur le suivi des pesticides dans les secteurs agricoles à dominance de cultures de maïs et de soya (Giroux et Pelletier, 2012; Giroux, 2010) ont déjà relevé les effets potentiels des herbicides sur les espèces aquatiques ainsi que des effets possibles découlant de la présence simultanée de plusieurs pesticides, même lorsque leur concentration est faible. Les herbicides associés aux grandes cultures sont ici aussi omniprésents, mais puisque le rapport actuel met particulièrement en évidence la présence des insecticides dans les cours d'eau des secteurs de vergers, de pommes de terre et de cultures maraîchères, la revue qui suit portera uniquement sur les effets des insecticides sur le milieu aquatique.

Insecticides de la famille des néonicotinoïdes

Dérivés de la nicotine, les néonicotinoïdes constituent une famille d'insecticides relativement nouvelle agissant sur le système nerveux central des insectes. Sept pesticides en font partie et les plus communément utilisés sont l'imidaclopride, le thiaméthoxame et la clothianidine. Ils sont employés dans une grande variété de cultures et peuvent être appliqués de diverses façons, par exemple en application foliaire dans les vergers, en traitement dans le sillon dans les champs de pommes de terre, en enrobage de semences pour le maïs et le soya. Ces insecticides systémiques sont absorbés par la plante traitée et se retrouvent dans toutes les parties de celle-ci, y compris dans le pollen et les fruits. Ils perturbent le système nerveux tant des insectes présents dans le sol que de ceux qui s'attaquent au feuillage. Comme ils sont hautement toxiques pour les abeilles, certains de ces produits ou de leurs usages, notamment les traitements de semences, ont été bannis dans certains pays européens (France, Allemagne, Italie) (PAN AP, 2011).

Les effets nuisibles de cette famille de produits sur les abeilles ont été documentés ici, au Québec, et ailleurs dans le monde au cours des dernières années (Boily *et al.*, 2013; Goulson, 2013). La demi-vie des néonicotinoïdes dans le sol est relativement longue et leur usage répété, année après année, pourrait conduire à une accumulation dans le sol (Goulson, 2013). Leur forte solubilité favorise en outre un relargage graduel vers les plans d'eau et l'eau souterraine. Des suivis antérieurs ont d'ailleurs démontré la présence d'imidaclopride dans l'eau souterraine des secteurs en culture de pommes de terre (Giroux et Sarrasin, 2011). Du reste, comme les récepteurs nerveux touchés chez les insectes ciblés sont aussi présents chez les insectes aquatiques (Alexander *et al.*, 2007), la présence de ces produits dans l'eau pourrait également avoir des effets néfastes sur les insectes aquatiques. D'ailleurs, il semble qu'après les pollinisateurs, les invertébrés aquatiques seraient les plus perturbés par ces pesticides (Van der Sluijs *et al.*, 2014).

Plusieurs articles sont disponibles sur les effets des néonicotinoïdes, et principalement de l'imidaclopride, sur les espèces aquatiques.

Aux Pays-Bas, Van Dijk *et al.* (2013) ont pairé un ensemble de données (18 898 enregistrements) sur la présence d'imidaclopride dans les rivières avec des données sur les populations de macroinvertébrés benthiques. L'analyse de régression a montré une corrélation négative significative entre l'abondance de macroinvertébrés benthiques et les concentrations d'imidaclopride. L'abondance diminuait radicalement à des concentrations se situant entre 0,013 µg/l et 0,067 µg/l. Ainsi, les amphipodes, basommatophores, diptères, éphéméroptères et isopodes ont vu leur population réduite avec l'augmentation des concentrations d'imidaclopride. Après avoir pris en compte des facteurs confondants (présence d'autres pesticides, détérioration de l'habitat, etc.), les auteurs ont néanmoins désigné l'imidaclopride comme le principal facteur responsable des effets observés. Parmi les pesticides présents, l'imidaclopride était d'ailleurs celui qui dépassait le plus souvent et avec la plus forte amplitude, les critères de qualité de l'eau (Van Dijk *et al.*, 2013).

En Allemagne, Berghahn *et al.* (2012), de la Federal Environment Agency, ont utilisé 8 mésocosmes intérieurs (bassins intérieurs) pour étudier les effets de l'exposition de populations de macroinvertébrés à des pointes répétées de 12 µg/l de l'insecticide imidaclopride. Ils ont démontré que ces pointes de concentration ont produit un effet de dérive massive ou de décrochage (en anglais « *drift* ») des macroinvertébrés dans le mésocosme. Il s'agit d'un phénomène de mobilité à la fois passif et actif par lequel les macroinvertébrés fuient un milieu peu propice à leur survie. Certains trichoptères (phryganes) présentaient une plus grande sensibilité au produit, puisque le phénomène était constaté dès la première pointe de concentration. Les éphémères et les diptères étaient touchés lors de la deuxième ou de la troisième pointe. Ce phénomène de dérive des macroinvertébrés avait aussi été observé antérieurement par Beketov et Liess (2008) pour plusieurs pesticides, dont l'imidaclopride. La disparition temporaire de certaines espèces dans les tronçons de cours d'eau perturbés peut entraîner des effets indirects tels que le développement d'algues filamenteuses ou une diminution de la décomposition des résidus végétaux par les décomposeurs.

La même installation en mésocosmes a également été utilisée par Mohr *et al.* (2012) pour vérifier les effets cumulatifs des pointes d'imidaclopride, mais cette fois sur l'abondance et l'émergence des macroinvertébrés. L'étude a montré que ces pics répétés de l'insecticide avaient un effet néfaste sur l'abondance et l'émergence de plusieurs espèces. Ainsi, les larves de plusieurs insectes comme *Tanypodinae*, *Tanytarsini*, l'éphéméroptère (surtout *Caenis sp.* et *Baetis sp.*) et les phryganes (*Neureclipsis sp.*) y étaient très sensibles. Ces effets se sont d'ailleurs révélés plus prononcés durant l'été, lors de la seconde phase d'exposition qu'au printemps.

Alexander *et al.* (2007) ont étudié en laboratoire les effets de l'exposition à des pointes de concentration d'imidaclopride (0; 0,1; 0,5; 1; 5; et 10 µg/l) de durées variées sur le taux de mortalité, la mobilité, l'alimentation et l'excrétion chez des spécimens d'éphémères (*Epeorus longimanus*) et d'oligochètes (*Lumbriculus variegatus*). L'imidaclopride est très toxique pour les larves d'éphémères à une concentration de 2,1 µg/l pour une exposition de courte durée (CL₅₀ 24 h) et à une concentration de 0,65 µg/l pour une exposition plus longue (CL₅₀ 96 h). Les oligochètes sont un peu moins sensibles que les éphémères à l'imidaclopride, mais des concentrations supérieures à 5 µg/l ont réduit leur mouvement et leur taux d'excrétion, un effet qui s'est maintenu plus de 4 jours après l'exposition. Les auteurs concluent que des concentrations d'imidaclopride de 0,5 µg/l à 10 µg/l réduisent la survie, l'alimentation et l'excrétion chez les éphémères et les oligochètes.

Roessink *et al.* (2013) ont étudié les effets aigus et chroniques de l'imidaclopride sur un ensemble de macroinvertébrés (2 espèces de crustacés et 5 espèces d'insectes). Pour les effets aigus, les éphémères (*C. dipterum* et *C. horaria*) de même que les phryganes (*Limnephilidae*) sont les espèces testées les plus sensibles, avec une valeur de 1,02 µg/l pouvant causer l'immobilisation (CE₅₀ 96 h) et de 6,68 µg/l pouvant occasionner la mort de 50 % des individus (CL₅₀ 96 h). Pour les effets chroniques, ces mêmes espèces d'éphémères sont aussi les plus sensibles. Dans ce cas, une concentration de 0,123 µg/l a provoqué l'immobilisation de 50 % des individus (CE₅₀ 28 jours) et une concentration de 0,195 µg/l a entraîné la mort de 50 % des individus (CL₅₀ 28 jours).

La présence simultanée de néonicotinoïdes et de pyréthrianoïdes, mise en évidence par nos données pour les ruisseaux Déversant-du-Lac, Rousse et Point-du-Jour, pourrait avoir des effets synergiques, comme le suggère une étude sur les insectes terrestres (Gill *et al.*, 2012).

Pour protéger la majorité des espèces aquatiques contre les effets des néonicotinoïdes, divers critères de toxicité aiguë et chronique ont été proposés. Cependant, puisque l'imidaclopride est le premier néonicotinoïde à avoir été utilisé, plusieurs données concernant ses effets sur les espèces aquatiques sont disponibles. C'est pourquoi il a les critères les plus étoffés. En effet, les données récentes ont permis aux Pays-Bas de proposer un critère de toxicité chronique (0,0083 µg/l) inférieur à son ancien critère de 0,067 µg/l (RIVM 2008; RIVM 2014). Le critère de toxicité aiguë est, pour sa part, demeuré inchangé à 0,2 µg/l. Une autre évaluation du critère pour

l'imidaclopride a également été réalisée récemment par des chercheurs nord-américains, et malgré que la méthode utilisée diffère quelque peu de celle des Pays-Bas, les critères de toxicité chronique et aiguë qui en résultent sont pratiquement identiques (Mineau et Palmer, 2013). Le critère de toxicité chronique est conçu pour protéger la majorité des organismes aquatiques exposés à une concentration faible, mais prolongée d'imidaclopride. Par contre, il y a toujours peu d'information sur le thiaméthoxame et la clothianidine et les critères qui leur sont associés sont considérés comme peu sécuritaires par plusieurs auteurs (Mineau et Palmer, 2013; Van der Sluijs *et al.*, 2014).

Une étude internationale passant en revue les données écotoxicologiques disponibles sur les insecticides de la famille des néonicotinoïdes est en cours de publication en Europe (Van der Sluijs *et al.*, 2014). Cette étude devrait fournir les renseignements les plus récents sur les effets du thiaméthoxame et de la clothianidine. Cependant, comme les données sur ces deux pesticides sont insuffisantes pour l'instant, Mineau et Palmer (2013) recommandent de comparer leurs concentrations dans les milieux récepteurs au critère de l'imidaclopride, puisque tous les néonicotinoïdes ont le même mode d'action. De plus, ces auteurs suggèrent de comparer la somme des concentrations de tous les néonicotinoïdes à ce critère pour s'assurer de la protection des invertébrés aquatiques. Si l'on tenait compte de cette recommandation, les dépassements des critères de qualité de l'eau évalués dans le présent document pourraient être plus importants. Pour le moment, nous attendons les conclusions de l'étude internationale avant de statuer définitivement sur la pertinence de mettre en application cette recommandation dans nos prochains suivis et évaluations.

Chlorpyrifos

Le chlorpyrifos est un insecticide qui appartient à la famille chimique des organophosphorés. C'est un inhibiteur de l'acétylcholinestérase, ce qui implique qu'il a des propriétés neurotoxiques. Les crustacés et les insectes sont parmi les organismes aquatiques les plus sensibles à ce produit et semblent l'absorber directement à partir de l'eau (Giddings *et al.*, 2014). Une concentration aussi basse que 0,04 µg/l pendant 96 heures peut entraîner 50 % de mortalité chez le crustacé aquatique *Hyalella azteca* (Ankley et Collyard, 1995). Il peut être utilisé dans une grande diversité de cultures, mais il est notamment utilisé en cultures maraîchères.

De nombreuses recherches ont porté sur les effets du chlorpyrifos sur les espèces aquatiques. En voici quelques exemples publiés au cours des dernières années. Dans des mésocosmes extérieurs en Espagne, Lopez-Mancisidor *et al.* (2008) ont montré qu'une exposition de communautés de zooplancton à une application de 1 µg/l de chlorpyrifos avait causé une diminution significative de l'abondance des cladocères, copépodes et rotifères, les cladocères étant les plus sévèrement perturbés. Le temps de récupération de la communauté était d'environ 8 à 11 semaines. D'autres auteurs ont par ailleurs démontré qu'une exposition à une concentration plus faible, mais de plus longue durée était aussi toxique pour le zooplancton ou les insectes aquatiques qu'une exposition plus courte, mais de plus forte intensité. Des effets détectables et similaires ont été enregistrés à une concentration moyenne inférieure à 0,1 µg/l sur une période de 21 jours, peu importe le régime d'exposition (Zafar *et al.*, 2011).

Aux Pays-Bas, Rubach *et al.* (2010) ont exposé 15 espèces d'arthropodes d'eau douce à des concentrations de chlorpyrifos entre 0,4 µg/l et 30 µg/l. Ils ont examiné les taux d'ingestion et d'élimination du chlorpyrifos chez ces espèces. Leurs résultats ont montré que 7 jours après l'exposition, la plupart des espèces n'ont pas complètement éliminé le produit. Rivadeneira *et al.* (2013) ont évalué les effets de concentrations de 0,4 µg/l et de 5 µg/l de chlorpyrifos sur une espèce de gastéropode d'eau douce (*P. corneus*). Leur étude a montré que ces concentrations avaient un effet sur le nombre d'œufs dans la masse d'œufs, la plus forte concentration ayant aussi pour incidence de retarder l'éclosion, de diminuer le pourcentage de survie des œufs et de causer une inhibition de la cholinestérase.

Dans un test en laboratoire, Kumar *et al.* (2010) ont observé une inhibition de 80 % à 85 % de l'acétylcholinestérase (AChE) chez une espèce de crustacé d'eau douce (*Paratya australiensis*) lorsqu'elle est exposée à une concentration de 0,1 µg/l de chlorpyrifos pour une durée de 96 heures. Les spécimens ne montraient pas de signe de récupération 48 heures après leur exposition. Les auteurs indiquent qu'une exposition plus longue peut entraîner une inhibition plus importante de l'AChE. La récupération des spécimens est lente, ce qui peut avoir des effets sur leur recherche de nourriture et leur capacité à fuir les prédateurs. Selon les auteurs, les effets physiologiques et ceux sur le comportement des individus peuvent avoir des conséquences sur les communautés aquatiques.

Tilton *et al.* (2011) ont montré qu'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 (*Danio rerio*). Khalil *et al.* (2013) ont, pour leur part, trouvé qu'une 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. Il ressort de ces deux études que bien que les effets soient différents selon l'espèce considérée, ils sont néanmoins observés à des concentrations semblables à celles qui ont été mesurées dans le ruisseau Rousse.

Pour protéger la majorité des espèces aquatiques contre les effets du chlorpyrifos, des critères de toxicité aiguë et chronique, de 0,02 et de 0,002 µg/l respectivement, ont été élaborés par le CCME (2008). Comme le seuil de toxicité aiguë est basé sur des données de mortalité en un très court laps de temps, son dépassement suggère des effets évidents sur les communautés aquatiques sensibles. Le critère de toxicité chronique est conçu pour protéger toutes les formes de vie malgré une exposition plus faible, mais continue au chlorpyrifos (CCME, 2008).

En 2010 et en 2011, le chlorpyrifos a été détecté dans le ruisseau Rousse en concentrations qui dépassent le critère de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques contre la toxicité chronique dans 68 % des échantillons. En 2011, une valeur maximale de 44 µg/l a été observée, soit 2200 fois le critère de toxicité aiguë de 0,02 µg/l (CVAA). Nos études indiquent également que les populations de macroinvertébrés benthiques du ruisseau sont en mauvais état de santé.

Bien que le chlorpyrifos ne soit pas le seul pesticide en cause, les données écotoxicologiques qui précèdent confirment que les concentrations de ce produit mesurées dans le ruisseau contribuent probablement en bonne partie à ce mauvais état de santé du benthos. Une présence quasi continue de ce pesticide durant tout l'été, telle qu'elle a été observée dans le ruisseau Rousse, ne permettrait donc pas aux communautés aquatiques de récupérer. De plus, selon Leblanc *et al.* (2012), cet insecticide aurait un effet synergique avec les néonicotinoïdes, des produits relativement omniprésents dans les cours d'eau à l'étude. Leur présence simultanée augmenterait donc les effets déjà appréhendés du chlorpyrifos.

Perméthrine et deltaméthrine

Bien qu'ils ne perturbent pas les systèmes de l'acétylcholine comme les deux précédents insecticides, les insecticides de la famille des pyréthrinoïdes (perméthrine et deltaméthrine) entraînent une modulation du canal ionique du sodium et, de ce fait, interfèrent également avec le fonctionnement du système nerveux central et périphérique des invertébrés aquatiques.

Dans une étude en mésocosmes (étangs d'observation), des concentrations de perméthrine du même ordre que la valeur maximale mesurée dans le ruisseau Rousse ont causé la mort de 98 % des spécimens de crapauds d'Amérique (*Anaxyrus americanus*) (Boone, 2008). Par ailleurs, Weston *et al.* (2004) ont étudié la toxicité des sédiments de petits cours d'eau agricoles de la région de Central Valley, en Californie, une région d'agriculture intensive en production de fruits, de légumes et de noix. Ils ont trouvé que 14 % des 70 échantillons testés montraient une

toxicité extrême, c'est-à-dire plus de 80 % de mortalité chez les 2 espèces testées, soit l'amphipode *Hyalella azteca* et le moucheron *Chironomus tentans*. Les auteurs attribuent ces mortalités en grande partie aux insecticides pyréthrinoïdes détectés dans 75 % des échantillons de sédiments. C'est la perméthrine qui était décelée le plus souvent. Anderson (1982) a, quant à lui, étudié les effets de celle-ci sur le comportement et le taux de survie des larves du plécoptère *Pteronarcys dorsata* et des larves du trichoptère *Brachycentrus americanus*. Une concentration de 0,042 µg/l pendant 21 jours a entraîné l'immobilisation du plécoptère (insecte). Une étude similaire de McLoughlin *et al.* (2000) sur une durée de 6 jours démontre une inhibition de l'alimentation de l'amphipode *Gammarus pulex* à une concentration de 0,06 µg/l.

Pour vérifier les effets chroniques de l'exposition à la perméthrine et à la deltaméthrine, Goulding *et al.* (2013) ont testé les effets de concentrations de 0,1, 0,2 et 0,3 µg/l de deltaméthrine et de concentrations de 1, 2 et 3 µg/l de perméthrine sur les capacités de nage de juvéniles de truites arc-en-ciel. Les concentrations de perméthrine n'ont pas montré d'effets, mais celles de deltaméthrine de 0,2 µg/l et de 0,3 µg/l ont provoqué une réduction significative de la capacité de nage des jeunes poissons. Une concentration de 0,0041 µg/l a, par ailleurs, entraîné une diminution de la croissance du crustacé d'eau douce *Daphnia magna* (McNamara, 1991 dans CCME, 1999).

La perméthrine est particulièrement toxique pour les insectes. Le critère de toxicité chronique de 0,004 µg/l (CVAC) est d'ailleurs conçu pour protéger la majorité des organismes aquatiques, y compris les insectes, contre les effets d'une exposition à long terme. Le critère de toxicité aiguë est plus élevé, à 0,044 µg/l (CVAA); par contre, son dépassement est susceptible d'entraîner des effets beaucoup plus graves, même si l'exposition est de courte durée.

La perméthrine a dépassé le critère de toxicité chronique pour la protection des espèces aquatiques dans les ruisseaux Point-du-Jour, Rousse et Déversant-du-Lac, dans une proportion de 15 %, 14 % et 3,3 % des échantillons respectivement. La concentration maximale mesurée dans le ruisseau Rousse, soit 1,4 µg/l, correspond à une amplitude de 32 fois le critère de toxicité aiguë.

L'insecticide deltaméthrine est détecté plus rarement. Comme le critère de qualité de l'eau (exposition chronique) est inférieur à la limite de détection disponible, lorsqu'on déce le ce pesticide, il dépasse déjà le critère avec une forte amplitude. Il n'y a pas de critère de toxicité aiguë pour ce produit, mais le critère de toxicité chronique de 0,0004 µg/l vise à protéger les crustacés, le maillon du milieu aquatique qui y est le plus sensible.

Les concentrations mesurées dans les ruisseaux Rousse, Point-du-Jour et Déversant-du-Lac sont de 0,04 µg/l, 0,05 µg/l et 0,07 µg/l, soit 100, 125 et 175 fois le critère de toxicité chronique de 0,0004 µg/l pour la protection des espèces aquatiques.

Comme cela a été évoqué précédemment, en plus des effets individuels de chaque pesticide, des effets additifs ou de synergie peuvent être anticipés. Selon Gill *et al.* (2012), les pyréthrinoïdes et les néonicotinoïdes auraient un effet synergique, ce qui augmenterait leurs effets respectifs lorsqu'ils sont présents simultanément, comme c'est le cas dans les ruisseaux Déversant-du-Lac, Rousse et Point-du-Jour.

Carbaryl

Le carbaryl est un insecticide de la famille des carbamates dont le mode d'action est l'inhibition de la cholinestérase, ce qui en fait une substance neurotoxique comme les autres pesticides décrits précédemment.

La plupart des études toxicologiques publiées sur les effets du carbaryl sur les espèces aquatiques portent sur les répercussions de plus fortes concentrations que celles trouvées dans

nos cours d'eau. Toutefois, parmi les plus faibles concentrations testées, Ashauer *et al* (2007) ont étudié les effets de l'exposition de l'amphipode *Gammarus pulex*, une espèce d'invertébré aquatique, à 2 pointes de concentration de carbaryl de 27 µg/l à un intervalle de 10 jours et à 3 pointes de 15 µg/l à un intervalle d'environ 7 jours. À partir d'un modèle de type absorption/élimination, les auteurs ont pu constater que le carbaryl est éliminé lentement. Après son transfert dans une eau propre, l'espèce prend environ 11 jours pour éliminer 95 % du carbaryl de son organisme et approximativement 15 jours pour récupérer complètement. Le cladocère *Bosmina fatalis* y semble très sensible, puisqu'une exposition à 4,07 µg/l pendant 24 heures seulement entraîne 50 % de mortalité (Sakamoto *et al.*, 2005 dans CCME, 2009).

Relyea et Edwards (2010) ont étudié les effets de concentrations de 0,1 et 1 mg/l de carbaryl sur trois espèces d'amphibiens : la rainette versicolore, la grenouille verte et le ouaouaron. Ces concentrations ne sont pas létales pour ces trois espèces, mais peuvent influencer leur comportement. Plus précisément, les chercheurs ont analysé les effets sur l'activité et sur le comportement prédateur-proie des têtards vis-à-vis de quatre types de prédateurs. Les trois espèces d'amphibiens ont montré une réduction de leur activité en présence du carbaryl, particulièrement à la concentration la plus élevée. Mais cette baisse d'activité ne s'est pas traduite par une augmentation de la prédation, puisque, selon les auteurs, les espèces prédatrices étaient probablement, elles aussi, perturbées par la présence du produit. Même si la survie des trois espèces d'amphibiens n'a pas été compromise, Relyea et Edwards constatent tout de même que la présence de pesticides peut induire des changements dans l'interaction prédateur-proie.

Le carbaryl semble particulièrement toxique pour les organismes issus de l'embranchement des arthropodes, comme les crustacés, les insectes, etc. Les cladocères (crustacés d'eau douce) seraient parmi les invertébrés aquatiques les plus sensibles, et le critère de toxicité chronique de 0,2 µg/l tente de les protéger, tout comme la majorité des organismes des milieux aquatiques.

Le carbaryl a été détecté dans les ruisseaux Rousse, Déversant-du-Lac et Point-du-Jour en concentrations qui dépassent le critère de toxicité chronique de 0,2 µg/l dans 10 %, 6,6 % et 3,8 % des échantillons respectivement. Les concentrations maximales mesurées sont de 0,51 µg/l dans le ruisseau Déversant-du-Lac, de 0,42 µg/l dans le ruisseau Point-du-Jour et de 0,36 µg/l dans le ruisseau Rousse. Ces valeurs correspondent à environ 2 fois le critère de toxicité chronique (CVAC), ce qui a pu avoir des effets néfastes sur les espèces sensibles au carbaryl. De plus, en raison de son mode d'action, ce produit pourrait, lui aussi, présenter des effets additifs ou de synergie avec les autres insecticides, comme cela a été évoqué précédemment.

CONCLUSION

Les données recueillies dans cette étude ont permis de faire le portrait initial de la situation de la présence de pesticides dans l'eau des cours d'eau drainant les cultures ciblées, soit les vergers et la pomme de terre.

Dans les deux cours d'eau drainant des secteurs de vergers, les principaux pesticides reliés aux vergers et détectés dans l'eau sont l'herbicide simazine, les insecticides carbaryl, azinphos-méthyl, deltaméthrine et perméthrine ainsi que le fongicide myclobutanil et l'ETU, un produit de dégradation des fongicides de la famille des dithiocarbamates. Même si on les décèle moins souvent que les pesticides provenant des autres cultures aussi présentes dans les bassins versants de ces cours d'eau, certains insecticides comme la deltaméthrine, l'azinphos-méthyl et la perméthrine atteignent ponctuellement des concentrations qui dépassent largement les critères de qualité de l'eau visant la protection des espèces aquatiques.

Dans les trois cours d'eau retenus pour représenter l'impact de la culture de pommes de terre, on trouve effectivement plusieurs pesticides associés à cette culture. Les principaux sont les herbicides métribuzine et linuron, les insecticides de la famille des néonicotinoïdes, soit le thiaméthoxame, l'imidaclopride et la clothianidine, ainsi que les fongicides azoxystrobine et fénamidone. Les insecticides de la famille des néonicotinoïdes, en particulier l'imidaclopride, dépassent les critères de qualité de l'eau établis pour la protection des espèces aquatiques. En fait, presque tous les échantillons prélevés dépassent le critère de qualité de l'eau de 0,0083 µg/l pour l'imidaclopride. Selon le cours d'eau, la fréquence de dépassement des critères actuels peut atteindre 60 % pour le thiaméthoxame et 25 % pour la clothianidine. Les herbicides métribuzine et linuron présentent parfois des concentrations qui dépassent les critères, soit dans 3,6 % des échantillons.

Outre l'impact des cultures ciblées, l'étude fait ressortir certains problèmes liés aux autres cultures présentes dans les bassins versants échantillonnés. Comme cela a été évoqué dans des rapports antérieurs du Ministère, les cultures de maïs et de soya, omniprésentes dans les régions agricoles du sud du Québec, contribuent aussi à la contamination des cinq cours d'eau étudiés et se caractérisent par la détection dans l'eau de plusieurs herbicides. L'étude confirme en outre que les cultures maraîchères contribuent de façon non négligeable à la contamination des cours d'eau par les pesticides, notamment par l'apport d'insecticides qui atteignent des niveaux dommageables pour les espèces aquatiques.

Le présent rapport figure parmi les premiers au Canada démontrant la présence fréquente des insecticides de la famille des néonicotinoïdes dans les cours d'eau. Il met en lumière qu'en plus d'être détectés dans les secteurs en culture de pommes de terre, les néonicotinoïdes sont aussi présents dans les cours d'eau des zones de culture de maïs et de soya, ce qui tend à démontrer une contribution des traitements de semences à la contamination de l'eau. En attendant l'élaboration de critères québécois de qualité de l'eau pour les néonicotinoïdes, on a utilisé des critères existant ailleurs dans le monde. Sur cette base, on estime que dans les régions agricoles en grandes cultures (maïs et soya), une proportion de 3,2 % à 48,3 % des échantillons dépassent le critère de qualité de l'eau de 0,0083 µg/l pour l'imidaclopride. Toutefois, vu leur mode d'action semblable à celui de l'imidaclopride, la clothianidine et le thiaméthoxame risquent fort de voir leurs critères revus à la baisse. Les dépassements des critères de qualité de l'eau pourraient alors être plus fréquents, et les effets sur les espèces aquatiques, plus importants que ceux estimés dans le présent rapport.

Les données obtenues devraient permettre d'orienter les interventions du Ministère auprès des producteurs agricoles et des partenaires de la Stratégie phytosanitaire québécoise en agriculture 2011-2021, qui vise une réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides. Le suivi à long terme de ces cours d'eau permettra de vérifier si ces interventions ont mené à des changements perceptibles dans la qualité de l'eau de ces cours d'eau.

BIBLIOGRAPHIE

ALEXANDER, A. C., J.M. CULP, K. LIBER, A.J. CESSNA, (2007). "Effects of Insecticide Exposure on Feeding Inhibition in Mayflies and Oligochaetes", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 26, n° 8, p. 1726-1732.

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., et 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. ROXALL et C. D. BROWN (2007). "Simulating Toxicity of Carbaryl to *Gammarus pulex* after Sequential Pulsed Exposure", *Environmental Science & Technology*, vol. 41, p. 5528-5534.

BEKETOV, M. A., et M. LIESS (2008). "Potential of 11 Pesticides to Initiate Downstream Drift of Stream Macroinvertebrates", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 55, p. 247-253.

BERGHAHN, R., S. MOHR, V. HUBNER, R. SCHMIEDICHE, I. SCHMIEDLING, E. SVETICH-WILL, R. SCHMIDT, (2012). "Effects of Repeated Insecticide Pulses on Macroinvertebrate Drift in Indoor Stream Mesocosms", *Aquatic Toxicology*, vol. 122-123, p. 56-66.

BOILY, M., B. SARRASIN, C. DEBLOIS, P. ARAS, M. CHAGNON, (2013). "Acetylcholinesterase in Honey Bees (*Apis mellifera*) Exposed to Neonicotinoids, Atrazine and Glyphosate: Laboratory and Field Experiments", *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 20, n° 8, p. 5603-5614.

BOONE, M. D. (2008). "Examining the Single and Interactive Effects of Three Insecticides on Amphibian Metamorphosis", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 27, n° 7, p. 1561-1568.

BOULET, L. (2014). Communication personnelle avec M^{me} Boulet, conseillère régionale en horticulture au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).

CENTRE DE RÉFÉRENCE EN AGRICULTURE ET AGROALIMENTAIRE DU QUÉBEC (CRAAQ) (2001). *Guide de gestion intégrée des ennemis du pommier*, CRAAQ, 226 p.

COMMISSION EUROPÉENNE (CE) (2009). "Directive 98/8/EC concerning the placing biocidal products on the market - Document I - Thiamethoxam - Product-type 18 (Insecticides, acaricides and products to control other arthropods).

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME) (2009). « Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – carbaryl », dans CCME. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Winnipeg, CCME.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME) (2008). « Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – chlorpyrifos », dans CCME. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Winnipeg, CCME.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME) (1999). « Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – deltaméthrine », dans CCME. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, Winnipeg, CCME.

GIDDINGS, J. M., W.M. WILLIAMS, K.R. SOLOMON, J.P. GIESY, (2014). “Risks to Aquatic Organisms from Use of Chlorpyrifos in the United States”, dans GIESY, J. P., et K. R. SOLOMON, Eds. - Springer". *Ecological Risk Assessment for Chlorpyrifos in Terrestrial and Aquatic Systems in the United States*, p. 119-162. (Reviews of Environmental Contamination and Toxicology: Continuation of Residue Reviews; 231).

GILL, R. J., O. RAMOS-RODRIGUEZ et N. E. RAINE (2012). “Combined Pesticide Exposure Severely Affects Individual- and Colony-Level Traits in Bees”, *Nature*, vol. 491, n° 7422, 105-119.

GIROUX, I., et 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, 46 p. + 3 annexes.

GIROUX, I., et B. SARRASIN (2011). *Pesticides et nitrates dans l'eau souterraine près de cultures de pommes de terre : échantillonnage dans quelques régions du Québec en 2008 et 2009*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 31 p.

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; Université Laval, Département des sols et de génie agroalimentaire, 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, 78 p.

GORSE, I., et C. BALG (2013). *Bilan des ventes de pesticides au Québec pour l'année 2010*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 85 p.

GOULDING, A.T., L.K. SHELLEY, P.S. ROSS, C.J. KENNEDY, (2013). “Reduction in Swimming Performance in Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Following Sublethal Exposure to Pyrethroid Insecticides”, *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part C, vol. 157, p. 280-286.

GOULSON, D. (2013). “An Overview of the Environmental Risks Posed by Neonicotinoid Insecticides”, *Journal of Applied Ecology*, p. 1-11.

INSTITUT DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC (2013). *Superficie, production, ventes hors secteur et recettes monétaires des pommes de terre, par région administrative, Québec, 2013*, [En ligne]. 2 décembre 2013. [<http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/agriculture/pommes-terre/am221013.htm>] (Consulté en février 2014).

INSTITUT DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC (2012). *Production et mise en marché de la pomme, par région pomicole, Québec, récolte 2012*, [En ligne], 5 février 2014. [<http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/agriculture/pomiculture-pommes/ak112012.htm>] (Consulté le 11 février 2014).

- JORGENSEN, L. F., J. KJAER, P. OLSEN, A.E. ROSENBOM, (2012). "Leaching of Azoxystrobin and its Degradation Product R234886 from Danish Agricultural Field Sites", *Chemosphere*, vol. 88, p. 554-562.
- KHALIL, F., I.J. KANG, S. UNDA, R. TASMIN, X. QIU, Y. SHIMASAKI, Y. OSHIMA (2013). "Alterations in Social Behavior of Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) in Response to Sublethal Chlorpyrifos Exposure", *Chemosphere*, vol. 92, p. 125-130.
- 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. 1503-1510.
- KONTIOKARI, V., L. MATTSOFF (2011). "Proposal of Environmental Quality Standards for Plant Protection Products". Finnish Environment Institute (SYKE).
- KUO, J.-N., A.L. SOON, C. GARRETT, M. T. K. WAN (2012). "Agricultural Pesticide Residues of Farm Runoff in the Okanagan Valley, British Columbia, Canada", *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, vol. 47, p. 250-261.
- LEBLANC, H. M. K., J.M. CULP, D.J. BAIRD, A.C. ALEXANDER, A.J. CESSNA, (2012). Single versus Combined Lethal Effects of Three Agricultural Insecticides on Larvae of the Freshwater Insect *Chironomus dilutus*", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 63, 378-390.
- LOPEZ-MANCISIDOR, P., G. CARBONELL, A. MARINA, C. FERNANDEZ, J.V. TARAZONA, (2008). "Zooplankton Community Responses to Chlorpyrifos in Mesocosms under Mediterranean Conditions", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 71, p. 16-25.
- MCLOUGHLIN, N., (2000). "Evaluation of Sensitivity and Specificity of Two Crustacean Biochemical Biomarkers", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 19, n° 8, p. 2085-2092.
- MINEAU, P. et C. PALMER (2013). *The Impact of the Nation's Most Widely Used Insecticides on Birds*, American Bird Conservancy, 84 p.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP) (2013). *Critères de qualité de l'eau de surface*, 3^e édition, Québec, MDDEFP, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 510 p. + 16 annexes.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP) (2012). *La qualité de l'eau de surface au Québec, 1999-2008*, Québec, MDDEP, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 97 p.
- MOHR, S., R. BERGHAHN, R. SCHMIEDICHE, V. HUBNER, S. LOTH, M. FEIBICKE, W. MAILLAIN, J. WOGRAM, (2012). "Macroinvertebrate Community Response to Repeated Short-Term Pulses of the Insecticide Imidacloprid", *Aquatic Toxicology*, vol. 110-111, p. 25-36.
- MOISAN, J., et L. PELLETIER (2008). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec : cours d'eau peu profonds à substrat grossier*, 2008, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 86 p. + 6 annexes.
- OLIVER, D. P., R.S. HOOKANA, J.S. ANDERSON, J.W. COX, N. FLEMING, N. WALLER, L. SMITH, (2012a). "Off-Site Transport of Pesticides from Two Horticultural Land Uses in the Mt. Lofty Ranges, South Australia", *Agricultural Water Management*, vol. 106, p. 60-69.

OLIVER, D. P., R.S.KOOKANA, J.S. ANDERSON, J.W.COX, N. WALLER, L.H. SMITH, (2012b). "Off-Site Transport of Pesticides in Dissolved and Particulate Forms from Two Land Uses in the Mt. Lofty Ranges, South Australia", *Agricultural Water Management*, vol. 106, p. 78-85.

PESTICIDE ACTION NETWORK ASIA & THE PACIFIC (PAN AP) (2011). *Highly Hazardous Pesticides: Neonicotinoids*, Malaysia, PAN AP. [PAN AP Factsheet Series].

RÉSEAU D'AVERTISSEMENTS PHYTOSANITAIRES (RAP) (2012). *Avertissement n° 15 – 17 août 2012 : pomme de terre*, Québec, RAP.

REILLY, T. J., 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.

RELYEA, R. A., et K. EDWARDS (2010). "What Doesn't Kill you Makes you Sluggish: How Sublethal Pesticides Alter Predator-Prey Interactions", *Copeia*, n° 4, p. 558-567.

RICHARD, Y., et I. GIROUX (2004). *Impact de l'agriculture sur les communautés benthiques et piscicoles du ruisseau Saint-Georges (Québec, Canada)*, Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 28 p. + 2 annexes. Disponible à l'adresse : www.mddep.gouv.qc.ca/3eau3bassinversant/bassins/assomption/St_Georges.htm.

RIVADENEIRA, P. R., M. AGRELO, S. OTERO, G. KRISTOFF (2013). "Different Effects of Subchronic Exposure to Low Concentrations of the Organophosphate Insecticide Chlorpyrifos in a Freshwater Gastropod", *Ecotoxicological and Environmental Safety*, vol. 90, p. 82-88.

RIVM (2008). *Environmental Risk Limits for Imidacloprid*, Bilthoven [P.-B.], Ministry of Health, Welfare and Sport, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), 25 p.

RIVM (2014). *Water Quality Standard for Imidacloprid: Proposal for an Update According to the Framework Directive*, Bilthoven [P.-B.], Ministry of Health, Welfare and Sport, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), 92 p.

ROESSINK, I., L.B. MERGA, H.J. ZWEERS, P.J.VAN DEN BRINK (2013). "The Neonicotinoid Imidacloprid Shows High Chronic Toxicity to Mayfly Nymphs", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 32, n° 5, p. 1096-1100.

RUBACH, M. N., R. ASHAUER, S.J. MAUND, D.J. BAIRD, P.J. VAN DEN BRINK (2010). "Toxicokinetic Variation in 15 Freshwater Arthropod Species Exposed to the Insecticide Chlorpyrifos", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 29, n° 10, p. 2225-2234.

SANTÉ CANADA (2007). *Thiaméthoxame*, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, 105 p. [Rapport d'évaluation ERC2007-01].

STATISTIQUE CANADA (2014a). *Tableau 001-0009 : superficie, production et valeur à la ferme des fruits frais et pour la conserve, selon la province, annuel*, [En ligne], mis à jour le 29 janvier 2014. [<http://www5.statcan.gc.ca/cansim/a26>] (Consulté le 29 janvier 2014).

STATISTIQUE CANADA (2014b). *Tableau 001-0014 : superficie, production et valeur à la ferme des pommes de terre, annuel*, [En ligne], mis à jour le 17 juillet 2014. [<http://www5.statcan.gc.ca/cansim/a26>] (Consulté le 11 février 2014).

TILTON, F. A., T. K. BAMMLER E. P. et 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.

VAN DER SLUIJS, J. P., V. AMARAL-ROGERS, L. P. BELZUNCES, M. F. I. J. BIJLEVELD VAN LEXMOND, J-M. BONMATIN, M. CHAGNON, C. A. DOWNS, L. FURLAN, D. W. GIBBONS, C. GIORIO, V. GIROLAMI, D. GOULSON, D. P. KREUTZWEISER, C. KRUPKE, M. LIESS, E. LONG, M. MCFIELD, P. MINEAU, E. A. D. MITCHELL, C. A. MORRISSEY, D. A. NOOME, L. PISA, J. SETTELE, N. SIMON-DELISO, J. D. STARK, A. TAPPORO, H. VAN DYCK, J. VAN PRAAGH, P. R. WHITEHORN et M. WIEMERS (2014). "Conclusions of the Worldwide Integrated Assessment on the Risks of Neonicotinoids and Fipronil to Biodiversity and Ecosystem Functioning. Editorial", *Environmental Science and Pollution Research*,. Disponible à l'adresse : http://www.lpo.fr/images/Presse/cp/2014/impact_pesticides/WIA_The_following_is_a_summary_of_the_conclusions_chapter_that_will_appear_in_Environmental_Sciences_and_Pollution_Research.pdf.

VAN DIJK, T., M. A. VAN STAALDUINEN et J. P. VAN DER SLUIJS (2013). "Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid", *PLOS ONE*, vol. 8, n° 5, p. 1-10. doi: 10.1371/journal.pone.0062374.

WESTON, D. P., J. YOU et M. J. LYDY (2004). "Distribution and Toxicity of Sediment-Associated Pesticides in Agriculture-Dominated Water Bodies of California's Central Valley", *Environmental Science & Technology*, vol. 38, p. 2752-2759.

XING, Z., L. CHOW, A. COOK, G. BENOY, H. REES, B. ERNST, F. MENG, S. LI, T. ZHA, C. MURPHY, S. BATCHELOR et L.M. HEWITT (2012). "Pesticide Application and Detection in Variable Agricultural Intensity Watersheds and Their River Systems in the Maritime Region of Canada", *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 63, p. 471-483.

ZAFAR, M. I., *et al* (2011). "Effects of Time-Variable Exposure Regimes of the Insecticide Chlorpyrifos on Freshwater Invertebrate Communities in Microcosms", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 30, n° 6, 1383-1394.

Annexe 1 Pesticides homologués dans les cultures ciblées

Principaux pesticides homologués dans les 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, SIMADIX
INSECTICIDES		
	Abamectine	AGRIMEK
	Acéquinocyl	KANEMITE 15 SC
	Acétamipride	ASSAIL 70 WP
	Azinphos-méthyl	GUTHION 50 WP, SNIPER 50 W
	<i>Bacillus thuringiensis</i>	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
	Trifloxystrobine	FLINT 50WG
	Mancozèbe	DITHANE NT, MANZATE PRO-STICK, PENNCOZEB
	Mancozèbe, dinocap	DIKAR W
	Métirame	POLYRAM DF
	Myclobutanil	NOVA
	Oxychlorure de cuivre	COPPER SPRAY 50 WP
	Penthiopyrade	FONTLIS
	Pyriméthamil	SCALA SC
	Trifloxystrobine	FLINT 50 WG
RÉGULATEURS DE CROISSANCE OU RETARDATEURS DE LA CHÛTE DES FRUITS		
	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.

Annexe 1 Pesticides homologués dans les cultures ciblées (suite)

Principaux pesticides homologués dans la culture de la pomme de terre (liste non exhaustive)

Ingrédients actifs	Noms commerciaux
HERBICIDES ET DÉFANANTS	
Carfentrazone-éthyle	AIM EC
Clérodime	ARROW 240 EC
Diclofop-méthyl	HOE-GRASS
Diquat	REGLONE
Endothal	DES-I-CATE
EPTC	EPTAM 8E
Fenoxaprop-éthyl	EXCEL-SUPER
Flumioxazine	CHATEAU WDG
Fluazifop-butyl	VENTURE L
Glyphosate	ROUNDUP, TOUCHDOWN, GLYFOS
Glufosinate d'ammonium	IGNITE
Linuron	LOROX, AFOLAN, LINURON
Métribuzine	LEXONE, SENCOR
S-Métolachlore	DUAL MAGNUM, DUAL II MAGNUM
S-Métolachlore/métribuzine	BOUNDARY LQD
Paraquat	GRAMOXONE
Prométhrine	GESAGARD
Rimsulfuron	PRISM
Séthoxydime	POAST ULTRA
FONGICIDES	
Azoxystrobine	QUADRIS F, QUADRIS TOP, ABOUND
Azoxystrobine/fludioxonil/difénoconazole	STADIUM
Boscalide	CANTUS, LANCE
Chlorothalonil	BRAVO 500, BRAVO ZN, ECHO 90 DF, ECHO 720
Cymoxanil/mancozèbe	CURZATE/MANZATE
Diméthomorphe/mancozèbe	ACROBAT
Fénamidone	REASON 500SC
Fluaziname	ALLEGRO 500 F
Fludioxonil	MAXIM
Fluopyram/pyriméthanil	LUNA TRANQUILITY
Hydroxyde de cuivre	KOCIDE
Mancozèbe	DITHANE NT, MANZATE PRO-STICK, PENNCOZEB
Métalaxyl/mancozèbe	RIDOMIL GOLD
Métalaxyl/chlorothalonil	RIDOMIL GOLD/BRAVO
Métam-sodium	VAPAM
Métirame	POLYRAM DF
Oxychlorure de cuivre	COPPER SPRAY 50 WP
Propamocarbe/chlorothalonil	TATTOO
Pyraclostrobine/boscalide	HEADLINE
Pyraclostrobine/métirame	CABRIO PLUS
Pyriméthanil	SCALA SC
Sulfate de cuivre tribasique	CUIVRE 53M
Thiabendazole	MERTECT
Zinèbe	ZINEB
Zoxamide/mancozèbe	GAVEL

Annexe 1 Pesticides homologués dans les cultures ciblées (suite)

Principaux pesticides homologués dans la culture de la pomme de terre (liste non exhaustive)

INSECTICIDES	Ingrédients actifs	Noms commerciaux
	Acéphate	ORTHENE
	Acétamipride	ASSAIL 70 WP
	Azinphos-méthyl	GUTHION 50 WP, SNIPER 50 W
	<i>Bacillus thuringiensis</i>	NOVODOR
	Carbaryl	SEVIN 50 W / 5D / XLR / XLR PLUS / SL
	Chlorpyrifos	LORSBAN, PYRINEX, NUFOS 4E, WARHAWK 480 EC
	Cléthodime	SELECT
	Chlorantraniliprole	ALTACOR, CORAGEN
	Clothianidine	TITAN, PROSPER, CLUTCH 50 WDG
	Cyantraniliprole	VERIMARK, EXIREL
	λ -Cyhalothrine	MATADOR 120 EC, WARRIOR, SILENCER 120 EC
	Cyperméthrine	CYMBUSH, RIPCORDER, UP-CYDE 2,5 EC
	Deltaméthrine	DECIS 5 EC
	Diazinon	DIAZINON 50 W, DZN 600 EW
	Diméthoate	CYGON 480 EC/AG, LAGON 480E
	Endosulfan	THIODAN 50 WP, THIONEX 50 WP
	Imidaclopride	ADMIRE 240, ALIAS 240 SC, GRAPPLE, GRAPPLE 2
	Imidaclopride/mancozèbe	GENESIS
	Malathion	MALATHION, FYFANON 50 EC, PRO MALATHION
	Méthomyl	LANNATE
	Naled	DIBROM
	Novaluron	RIMON
	Oxamyl	VYDATE
	Perméthrine	POUNCE
	Phosmet	IMIDAN 50 W
	Pirimicarbe	PIRIMOR
	Spinétorame	DELEGATE
	Spirotétramate	MOVENTO 240 SC/ 150 OD
	Spinosad	SUCCESS 480 SC / 480 EC, ENTRUST
	Thiaméthoxame	ACTARA 240 SC / 25 WG
	Thiaméthoxame/cyantraniliprole	MINECTO DUO

Source :

Bulletins d'information du Réseau d'avertissements phytosanitaires (pomme de terre) :

- *Avertissement n° 5 – 18 mai 2012 : désherbage des pommes de terre;*
- *Avertissement n° 6 – 1^{er} juin 2012 : insecticides et fongicides homologués dans la pomme de terre.*

Guide pommes de terre : protection des cultures, [En ligne].

[http://www.lebulletin.com/wp-content/uploads/2014/03/2014_guide-pdt.pdf].

Annexe 2 Méthodologie

2.1 Description des méthodes d'analyse des pesticides

Organophosphorés, triazines et autres familles

OPSTRZA (MA.403-PEST 3.1 pour les années 2010 et 2011)

Pour cette analyse qui couvre plusieurs pesticides de diverses familles chimiques, les pesticides sont extraits de l'échantillon par passage à travers une colonne de type octadécyle (C_{18}). Les pesticides retenus sur la colonne sont élués à l'aide d'une solution d'acétate d'éthyle saturée d'eau. L'éluat est ensuite concentré à faible volume sous atmosphère d'argon.

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 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'un étalon d'extraction (malathion-D10 et atrazine-D5) et d'un étalon d'injection (trifluraline-D14 et chlorpyrifos-D10).

Cas particulier du linuron-diuron

Lors d'une étude antérieure (Giroux et Fortin, 2010), les résultats d'analyse révélaient de fortes concentrations de diuron dans le cours d'eau à l'étude, alors qu'aucun usage de ce produit n'était noté dans le bassin versant.

Après vérification en laboratoire, le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) avait alors confirmé que le produit initialement reconnu comme du diuron était plutôt de l'isocyanate de 3,4-dichlorophényle, un produit de dégradation commun au linuron et au diuron. Il serait, en partie ou en totalité, formé lors de l'analyse, lorsque l'extrait est chauffé à haute température (250 °C) pendant son passage dans l'injecteur de type *split/splitless*. La proportion exacte de linuron transformée en isocyanate de 3,4-dichlorophényle est difficile à établir. Toutefois, sur la base des vérifications effectuées avec des échantillons standards de laboratoire, le CEAEQ estime que cette proportion pourrait se situer entre 25 % et 40 %, mais qu'elle pourrait être plus élevée. La complexité de la matrice influence et fait varier le pourcentage de dégradation du linuron à l'injection.

Après vérification, on a aussi écarté l'hypothèse selon laquelle l'isocyanate de 3,4-dichlorophényle serait un résidu de synthèse dans le produit mis en marché. L'ensemble des données recueillies ainsi que la présence souvent conjuguée du linuron et du diuron laissent donc croire que les concentrations de linuron mesurées dans l'eau pourraient être sous-estimées.

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

L'échantillon est acidifié à l'aide de H_2SO_4 (5 ml de H_2SO_4 10 N 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 (C_{18}) et sont élués à l'aide d'un mélange de dichlorométhane et de méthanol. L'éluat recueilli est évaporé 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. 403-GlyAmp 1.0)

L'échantillon est extrait sur des résines échangeuses d'ions. Tout d'abord, on traite une colonne constituée de résine Chelex[®] 100 avec du FeCl₃. Par la suite, 50 ml d'échantillon acidifié à l'aide de HCl (pH 1,6-2,0) sont ajoutés en tête de colonne et, après divers traitements, l'élution est effectuée à l'aide de HCl 6N. Cet extrait est ensuite purifié sur résine AG1-X8[®] 200-400 mesh (forme chlorure). L'élution est encore une fois pratiquée à l'aide de HCl 6N. L'extrait est ensuite évaporé à sec et reconstitué en ajoutant 5 ml d'eau Nanopure[®]. Le pH est ajusté à 3-4.

L'extrait est filtré sur 0,45 µm. La quantification est effectuée à l'aide d'un chromatographe en phase liquide muni d'une colonne chromatographique de type anionique. Le système est muni d'un réacteur postcolonne. La réaction consiste en une hydrolyse à l'aide d'une solution d'hypochlorite de calcium suivie d'un ajout d'OPA-thiofluor, qui réagit avec l'amine primaire formée précédemment, ce qui produit un composé fluorescent qui est détecté à l'aide d'un détecteur approprié.

Imidaclopride et ses produits de dégradation (MA. 403-IMIDA1.1)

On effectue une extraction liquide-solide dans l'échantillon à l'aide d'une cartouche C₁₈. L'élution 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. L'étalon d'extraction utilisé est le tébuthiuron.

Éthylène thiourée (ETU)

MA. 403-ETU 1.0 pour l'année 2010

Pour l'ETU, 50 ml de l'échantillon sont transférés dans un contenant de plastique auquel sont ajoutés du chlorure d'ammonium (NH₄Cl) et du fluorure de potassium (KF). L'étalon d'extraction utilisé est le 3,4,5,6-tétrahydro-2-pyrimidinethiol. Le composé est ensuite extrait de l'échantillon en faisant passer celui-ci au travers d'une colonne de type Extrelut QE. Il est élué avec du dichlorométhane. L'éluat recueilli est concentré à faible volume. Le standard d'injection (terbutryne dans dithiothréitol) est ajouté et le volume, ajusté à 500 µl avec un mélange d'acétate d'éthyle et de dithiothréitol. Un volume de 100 µl est prélevé et évaporé à sec sous atmosphère d'argon. L'échantillon est reconstitué dans une solution de méthanol : eau (80 : 20) à 0,1 % d'acide formique et filtré sur filtre de nylon (0,45 µm).

L'ETU contenue dans l'échantillon est dosée par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur NPD. La concentration en ETU de l'échantillon est déterminée en comparant les hauteurs des pics des produits de l'échantillon à celles obtenues avec des solutions étalons de concentrations connues.

Méthode non rédigée (pour les années 2011 et 2012)

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.

Diquat et paraquat (MA. 403-D.P. 1.2)

Le diquat et le paraquat sont analysés directement après l'ajout de deux étalons de recouvrement. Le dosage se fait en injection directe par chromatographie liquide couplée à un spectromètre de masse (LC-MS/MS). La chromatographie est réalisée à l'aide d'une colonne Restek, modèle Ultra Quat de 2,1 mm sur 50 mm, conçu pour les particules de 3,0 µm. La concentration en pesticides 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 de l'analyse et de l'échantillonnage

Contrôle de qualité de l'analyse

Pour chacune des séries d'échantillons analysés, et pour chaque type d'analyse, un blanc de méthode et un matériel de référence certifié sont insérés et analysés avec les échantillons. La concentration des pesticides dans 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.

Chaque certificat d'analyse comporte une mention qui rend compte du taux de recouvrement (ou de récupération) des substances étalons utilisées au moment de l'analyse. Lorsque le pourcentage de récupération n'est pas satisfaisant, le résultat porte le libellé « RNF ». Sur l'ensemble de la période, seulement 3 échantillons (en 2010) portaient cette mention. Par ailleurs, quelques échantillons (8) ont montré un taux de recouvrement un peu faible, mais sans être rejetés, et 3 échantillons ont été rejetés pour des raisons d'interférence avec d'autres substances inconnues présentes dans l'échantillon.

Contrôle de qualité de l'échantillonnage

Durant la période d'étude, de 2010 à 2012, plusieurs blancs de terrain ont été effectués. En 2010, un blanc fortifié a été fait pour vérifier la stabilité des paramètres lors du transport dans le cas des analyses IMIDA et ETU. Les échantillons fortifiés ont subi les mêmes manipulations que les échantillons ordinaires prélevés dans le ruisseau Rousse. Ils ont permis de vérifier un taux de récupération de plus de 60 % pour 80 % des composés analysés, ce qui respecte le critère d'acceptabilité des résultats selon les méthodes en vigueur au CEAQ.

En 2010, des blancs de terrain ont été faits pour les analyses OPS, IMIDA et ETU. Les échantillons d'eau Nanopure® (deminéralisée) ont été manipulés au site du ruisseau Chartier et ont suivi la chaîne de transport jusqu'au laboratoire. En 2011, des blancs ont été réalisés pour les analyses OPS et ETU au site d'échantillonnage du ruisseau Déversant-du-Lac. En 2012, des blancs ont été préparés pour les analyses OPS, IMIDA et ETU aux sites des ruisseaux Chartier et Point-du-Jour. Aucun pesticide n'a été détecté dans les blancs de terrain.

Cours d'eau	Année	Période d'échantillonnage	Nombre d'échantillons par analyse					
			OPS	IMIDA	PESARY	GLY-AMPA	ETU	DIQ-PAQ
Ruisseau Rousse	2010	10 mai au 23 août	-	Blanc fortifié	-	-	Blanc fortifié ¹	NA
	2011	9 mai au 18 août	-	-	-	-	-	NA
Ruisseau Déversant-du-Lac	2010	9 mai au 18 août	-	-	-	-	-	NA
	2011	8 mai au 31 août	Blanc conforme	-	-	-	Blanc conforme	NA
Ruisseau Point-du-Jour	2010	24 mai au 22 août	-	-	NA	NA	-	NA
	2012	23 mai au 26 août	Blanc conforme	Blanc conforme	NA	NA	Blanc conforme	
Ruisseau Chartier	2010	23 mai au 22 août	Blanc conforme	Blanc conforme	NA	NA	Blanc conforme	NA
	2012	23 mai au 26 août	Blanc conforme	Blanc conforme	NA	NA	Blanc conforme	
Rivière Blanche	2012	11 juin au 30 août	-	-	NA	NA	NA	-

2.2 Limites de détection des analyses de pesticides (µg/l)

	2010	2011	2012		2010	2011	2012
OPS+				OPS+ (suite)			
Atrazine	0,02	0,02	0,02	Perméthrine	0,03	0,03	0,09
Dééthyl-atrazine	0,02	0,02	0,02	Phorate	0,03	0,03	0,05
Déisopropyl-atrazine	0,02	0,02	0,02	Phosalone	0,03	0,03	0,04
Azinphos-méthyl	0,10	0,10	0,10	Phosmet	0,03	0,03	0,05
Bendiocarbe	0,03	0,03	0,04	Pirimicarbe	0,05	0,05	0,05
Busan	0,04	0,04	0,04	Propoxur	0,03	0,03	0,03
Butilate	0,01	0,01	0,03	Simazine	0,01	0,01	0,01
Captafol	0,03	0,03	0,04	Tébutiuron	0,31	0,31	0,31
Captane	0,05	0,05	0,06	Terbufos	0,03	0,03	0,05
Carbaryl	0,05	0,05	0,05	Trifluraline	0,01	0,01	0,01
Carbofuran	0,05	0,05	0,05	Phénoxyacides			
Chlorfenvinphos	0,06	0,06	0,07	2,4-D	0,02	0,02	0,02
Chlorothalonil	0,04	0,04	0,04	2,4-DB	0,02	0,02	0,02
Chloroxuron	0,05	0,05	0,05	2,4-DP	0,03	0,03	0,03
Chlorpyrifos	0,02	0,02	0,02	2,4,5-T	0,01	0,01	0,01
Cyanazine	0,03	0,03	0,03	Bentazone	0,04	0,04	0,04
Cyhalothrine	0,02	0,02	0,04	Bromoxynil	0,02	0,02	0,02
Cyperméthrine	0,05	0,05	0,09	Clopyralide	0,03	0,03	0,03
Deltaméthrine	0,04	0,04	0,1	Dicamba	0,03	0,03	0,03
Diazinon	0,02	0,02	0,02	Diclofop-méthyl	0,02	0,02	0,02
Dichlobénil	0,02	0,02	0,04	Dinosèbe	0,04	0,04	0,04
2,6-Dichlorobenzamide	0,02	0,02	0,02	Fénoprop	0,01	0,01	0,01
Dichlorvos	0,03	0,03	0,05	MCPA	0,01	0,01	0,01
Diméthénamide	0,02	0,02	0,02	MCPB	0,01	0,01	0,01
Diméthoate	0,03	0,03	0,03	Mécoprop	0,01	0,01	0,01
Diméthomorphe	0,12	0,12	0,42	Piclorame	0,02	0,02	0,02
Disulfoton	0,02	0,02	0,02	Triclopyr	0,02	0,02	0,02
Diuron	0,28	0,28	0,28	IMIDA et autres*			
EPTC	0,01	0,01	0,03	Acétamipride	0,001	0,001	0,002
Fénitrothion	0,03	0,03	0,03	Azoxystrobine	0,001	0,001	0,002
Fonofos	0,01	0,01	0,01	Clothianidine	0,001	0,001	0,002
Linuron	0,07	0,07	0,07	Fénamidone	0,001	0,001	0,002
Malathion	0,02	0,02	0,02	Fénamidone métabolite	0,001	0,001	0,002
Méthidathion	0,03	0,03	0,06	Imidaclopride	0,001	0,001	0,002
Méthoxychlore	0,01	0,01	0,02	Imidaclopride-urée	0,0009	0,0009	0,0016
Méthyl-parathion	0,02	0,02	0,02	Imidaclopride-guanidine	0,0008	0,0008	0,0018
s-Métolachlore	0,01	0,01	0,01	Imidaclopride-oléfine	0,0007	0,0007	0,0014
Métribuzine	0,03	0,03	0,03	Thiaméthoxame	0,001	0,001	0,002
Mévinphos	0,03	0,03	0,04	ETU			
Myclobutanil	0,04	0,04	0,04	ETU	0,5	0,5	0,5
1-Naphtol	0,06	0,06	0,07	Glyphosate-AMPA			
Napropamide	0,06	0,06	0,06	Glyphosate	0,04	0,04	0,04
Parathion	0,04	0,04	0,04	AMPA	0,2	0,2	0,2

2.3 Méthodes d'échantillonnage pour le suivi biologique

Cours d'eau à substrat grossier (approche monohabitat)

L'échantillonnage est effectué avec un filet troubleau ou *D-net* (maille : 600 µm) et les macroinvertébrés sont délogés manuellement sur une surface de 50 cm sur 30 cm pendant 30 secondes (MDDEFP, 2013). Pour chaque site d'échantillonnage, 20 coups de filet sont donnés dans les seuils et les plats courants sur un tronçon de 100 mètres afin d'obtenir un échantillon composite d'une surface d'environ 3 m². Cet échantillon est conservé dans l'alcool à 95 %. Au laboratoire, les échantillons sont préalablement rincés sur des tamis (plus petite maille : 600 µm) et ensuite déposés dans un plateau de fractionnement Caton d'une superficie de 30 cm sur 36 cm, séparée en 30 carreaux. La méthode de sous-échantillonnage utilisée est basée sur un compte fixe de 200. Des carreaux sont choisis de façon aléatoire jusqu'à l'obtention d'au moins 200 organismes, qui sont ensuite triés et identifiés avec un stéréomicroscope. La plupart des identifications (surtout les insectes) sont effectuées au niveau taxonomique du genre (MDDEFP, 2013).

Cours d'eau à substrat meuble (approche multihabitat)

L'échantillonnage est effectué avec un filet troubleau ou *D-net* (maille : 600 µm) et les macroinvertébrés sont délogés en passant le filet dans trois habitats ciblés : les débris ligneux (troncs, branches), les berges et les parties submergées des macrophytes. Un échantillon est constitué de 20 coups de filet troubleau dans ces différents habitats, et ce, proportionnellement à la surface que ceux-ci occupent dans la station (100 m). La surface totale échantillonnée par les 20 coups de filet est d'environ 6 m² (0,3 m² x 20 = 6 m²). L'échantillon composite est conservé dans l'alcool à 95 %. Au laboratoire, les échantillons sont préalablement rincés sur des tamis (plus petite maille : 600 µm) et ensuite déposés dans un plateau de fractionnement Caton d'une superficie de 30 cm sur 36 cm, séparée en 30 carreaux. La méthode de sous-échantillonnage utilisée est basée sur un compte fixe de 200. Des carreaux sont choisis de façon aléatoire jusqu'à l'obtention d'au moins 200 organismes, qui sont ensuite triés et identifiés avec un stéréomicroscope. La plupart des identifications (surtout les insectes) sont effectuées au niveau taxonomique du genre (Moisan et Pelletier, 2011).

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP) (2013). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec : cours d'eau peu profonds à substrat grossier*, 2^e édition, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 88 p. (dont 6 ann.).

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP) (2012a). *Indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et son application en milieu agricole : cours d'eau peu profonds à substrat grossier*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 72 p. (dont 7 ann.).

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP) (2012b). *Élaboration d'un indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et mise en application en milieu agricole : cours d'eau peu profonds à substrat meuble*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 62 p. (dont 10 ann.).

MOISAN, J., et L. PELLETIER (2011). *Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec : cours d'eau peu profonds à substrat meuble*, 2011, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 39 p.

Annexe 3 Résultats bruts du suivi des pesticides dans les secteurs de vergers

Concentration de pesticides dans le ruisseau Déversant-du-Lac en 2010 (µg/l)

	Mai							Juin							Juillet							Août									
	9	12	16	19	23	26	30	2	6	9	13	16	20	23	27	30	4	7	11	14	18	21	25	28	1	4	9	12	16	18	
HERBICIDES																															
Atrazine	0,04	0,05	0,05	0,05	0,07	0,06	0,18	0,14	2,2	3,4	3,1	5	0,72	1,6	1,3	0,89	0,75	0,22	0,39	0,47	0,31	0,25	-	0,23	0,14	0,08	0,1	-	0,21	0,16	
Simazine	-	-	-	-	-	-	5,1	0,12	0,15	-	-	0,03	0,03	0,06	-	-	-	-	-	0,12	0,02	-	-	-	0,02	0,01	-	-	-		
Dééthyl-atrazine	0,03	0,03	0,03	0,05	0,06	0,03	0,04	0,03	0,13	0,14	0,11	0,13	0,08	0,26	0,22	0,19	0,21	0,09	0,09	0,29	0,2	0,1	-	0,13	-	0,03	0,07	-	0,16	0,1	
Déisopropyl-atrazine	-	-	-	-	-	-	0,07	-	0,05	0,06	0,04	0,06	0,05	0,11	0,07	0,07	0,09	-	-	0,19	0,14	-	-	0,04	0,05	-	0,04	-	0,07	0,03	
S-Métolachlore	0,07	0,02	0,03	0,02	0,01	0,02	0,06	0,13	0,21	0,14	0,05	0,06	0,2	0,08	0,06	0,08	0,05	0,01	0,17	0,07	0,03	0,05	-	0,01	-	0,05	0,07	0,02	0,1	0,01	
2,6-Dichlorobenzamide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	
Métribuzine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	-	-	
Bentazone	-	0,04	-	0,05	-	0,08	-	0,06	-	0,1	-	1,3	-	1,3	-	3,5	-	1,2	-	-	1	-	-	0,45	-	1,2	-	0,82	-	0,31	
Dicamba	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-	0,04	-	-	0,04	-	-	-	-	0,07	-	-	-	0,03	
Mécoprop	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	
MCPA	-	-	-	-	-	0,52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
2,4-D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,15	
Glyphosate	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-	-	-	0,04	-	-	-	10	-	1,5	-	-	0,28	-	-	0,18	-	0,32	-	0,15	-	-	
AMPA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,21	-	-	-	-	0,24	-	-	-	-	
INSECTICIDES																															
Carbaryl	-	-	-	-	-	0,07	0,51	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,35	-	-	-	-	
Azinphos-méthyl	-	-	-	-	-	-	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Mévinphos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	
Deltaméthrine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Permethrine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Thiaméthoxame	0,002	-	-	0,001	-	0,001	0,007	0,014	0,17	0,01	0,005	0,005	0,002	0,005	0,008	0,013	0,006	0,001	0,011	0,008	0,003	0,004	-	-	-	0,012	0,007	0,001	-	-	
Clothianidine	0,001	-	-	0,001	-	-	0,005	0,015	0,023	0,009	0,002	0,001	0,001	0,005	0,009	0,014	0,004	0,002	0,012	0,007	0,002	0,004	0,001	-	-	0,015	0,018	0,005	0,003	-	
Imidaclopride	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Imidaclopride-urée	-	0,002	0,005	0,008	0,009	0,008	0,008	0,009	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	0,013	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
FONGICIDES																															
Diméthomorphe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,41	-	-	-	-	-	-	-	0,18	-	-	
Azoxystrobine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	0,014	-	0,001	-	-	-	0,001	-	-	-	
ETU	-	-	-	INT	INT	-	-	-	-	RNF	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Myclobutanil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,12	-	-	

Légende

	Concentrations peuvent être sous-estimées
INT:	Interférences
RND:	Résultat non disponible
Italique	Produit de dégradation
-	Produit non détecté
NA	Produit non analysé
Tr	Produit présent en traces

Nombre d'échantillons par analyse

OPS	30
PESARY	14
GLY-AMPA	14
IMIDA	30
ETU	27

Annexe 3 Résultats bruts du suivi des pesticides dans les secteurs de vergers (suite)

Concentrations de pesticides dans le ruisseau Déversant-du-Lac en 2011

	Mai						Juin								Juillet								Août								
	8	11	15	18	20	29	1	5	8	13	15	19	22	28	29	3	7	10	17	20	24	27	31	3	7	10	15	22	25	28	31
HERBICIDES																															
Atrazine	-	0,02	0,04	0,03	2,2	0,31	0,67	0,48	0,22	0,2	0,06	0,06	0,05	0,72	0,43	0,13	0,17	0,91	0,33	0,16	0,15	0,22	0,15	0,1	0,34	0,22	1,6	2	0,71	0,35	0,25
Simazine	0,02	0,02	0,01	0,02	0,03	-	0,02	0,02	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dééthyl-atrazine	0,02	0,02	0,03	0,02	0,05	0,03	0,05	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	-	0,07	0,06	0,03	-	0,11	-	-	-	-	0,05	-	0,04	-	-	0,36	-	-	0,1
Déisopropyl-atrazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S-Métolachlore	0,05	0,04	0,07	0,06	0,06	0,06	0,05	0,03	0,01	0,04	0,02	0,01	0,1	0,34	0,18	0,07	0,04	0,05	0,01	0,02	0,03	0,12	0,03	0,02	0,01	-	-	0,27	0,02	0,01	0,05
2,6 Dichlorobenzamide	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diméthénamide	-	-	0,17	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bentazone	-	0,09	0,21	0,18	0,12	0,24	0,16	RND	0,08	0,14	0,09	0,09	0,11	10	4,3	6,1	3,1	2,4	1	0,59	1,8	4,6	1,4	0,71	0,35	1,6	RND	0,59	0,45	0,39	0,46
Dicamba	-	-	-	0,03	-	-	-	RND	-	-	-	0,09	0,05	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	0,08	-	0,04	RND	-	-	-	-
MCPA	-	-	-	-	-	-	-	RND	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	RND	-	-	-	-
2,4-D	0,07	-	0,07	-	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	-	-	-	-	-	RND	-	-	-	-
2,4-DB	0,1	-	-	-	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	RND	-	-	-	-
Glyphosate	0,15	0,12	-	0,11	0,16	0,17	0,1	1	0,12	9,6	0,97	1,3	0,24	0,37	0,26	0,26	0,22	0,31	0,14	0,33	0,64	0,58	0,75	0,46	0,33	1	0,41	0,68	-	-	-
AMPA	-	-	-	-	-	-	0,23	0,27	0,52	0,87	0,34	0,25	0,31	0,34	0,24	0,52	0,4	0,61	0,56	0,53	1,2	0,69	0,78	0,69	0,68	0,83	0,48	0,78	-	-	-
INSECTICIDES																															
Carbaryl	-	-	-	0,12	-	-	-	0,15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,11	-	-	-	-	-	-	-
Azinphos-méthyl	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thiaméthoxame	0,003	0,003	0,17	0,023	0,006	0,12	0,011	0,005	0,004	0,005	-	0,003	-	-	0,01	0,007	0,002	0,007	0,002	0,002	0,012	0,059	0,002	0,001	-	0,004	0,001	0,008	0,002	0,002	0,01
Clothianidine	0,005	0,003	0,015	0,007	0,005	0,031	0,008	0,006	0,005	0,005	0,004	0,001	-	-	0,004	0,006	0,007	0,005	0,002	-	0,007	0,047	0,004	0,002	0,001	0,005	0,002	0,014	0,004	0,006	0,011
Imidaclopride	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,016	-	-	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-	-	0,001	-	-	-	-
Imidaclopride-urée	-	-	-	0,001	-	0,004	-	-	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,012	-	-	-	-	0,007	0,005	0,007	0,003	0,007
FONGICIDES																															
Azoxystrobine	-	-	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,31	0,054	0,015	0,017	0,009	0,022	0,012	0,017	0,006	0,01	0,036
ETU	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-

Nombre d'échantillon par analyse

OPS	31
PESARY	29
GLY-AMPA	31
IMIDA	31
ETU	31

Annexe 3 Résultats bruts du suivi des pesticides dans les secteurs de vergers (suite)

Concentrations de pesticides dans le ruisseau Rousse en 2010

	Mai							Juin								Juillet								Août					
	10	13	17	20	25	27	31	3	7	10	14	18	21	25	28	1	4	8	12	15	19	23	26	4	9	13	16	19	23
HERBICIDES																													
Atrazine	-	-	0,05	0,02	-	-	-	-	0,09	0,03	0,28	0,13	0,13	0,32	1,5	0,12	0,07	0,14	0,43	0,12	1,3	0,05	0,04	-	0,02	-	-	0,03	0,04
Simazine	-	-	-	-	-	-	0,18	23	1,5	0,16	0,11	0,66	0,31	1,1	0,21	0,09	0,08	0,05	0,26	0,16	0,97	0,07	0,05	-	-	-	-	-	-
Déïsoopropyl-atrazine	-	-	-	-	-	-	-	0,27	0,02	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-
Dééthyl-atrazine	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	0,02	-	-	0,03	0,07	0,03	0,03	-	-	-	0,08	0,03	-	-	0,02	-	-	-	-
Métolachlore	0,1	0,18	0,06	0,16	0,02	0,1	0,06	0,54	0,3	0,1	0,22	0,22	0,2	0,87	7,2	0,43	0,4	0,25	0,2	0,25	4,2	0,2	0,15	0,16	0,15	0,03	0,02	0,08	0,64
Métribuzine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	0,04	0,29	2,4	0,14	0,05	0,03	-	0,06	0,23	0,05	0,03	-	-	0,31	0,04	-	-
Diméthénamide	-	0,03	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	0,06	0,99	-	-	-	-	-	0,15	-	-	-	-	-	-	-	0,03
Dichlobénil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,6-Dichlorobenzamide	0,11	0,1	0,08	0,07	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,11	-	-	-	0,2	0,18	0,17	0,17	0,12	0,13	0,16	-	0,03	0,25	0,14
Trifluraline	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	0,03	0,08	0,13	0,03	0,02	0,02	-	0,11	0,01	-	-	-	0,01	-	-	-	-
Cyanazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-
Bentazone																													
2,4-D																													
2,4-DP																													
Mécoprop																													
Glyphosate																													
AMPA																													
INSECTICIDES																													
Chlorpyrifos																													
Carbaryl																													
1-Naphtol																													
Malathion																													
Carbofuran																													
Perméthrine																													
Deltaméthrine																													
Phosmet																													
Cyperméthrine																													
Imidaclopride	0,006	0,004	0,005	0,01	0,007	0,006	0,001	0,057	0,017	0,005	0,012	0,01	0,01	0,025	0,012	0,012	0,007	0,004	0,012	0,011	0,019	0,011	0,007	0,007	0,006	0,015	0,006	0,001	0,002
Imidaclopride-urée																													
Imidaclopride-guanidine																													
Clothianidine																													
Thiaméthoxame																													
Acétamipride																													
FONGICIDES																													
Chlorothalonil																													
Myclobutanil																													
ETU																													

Nombre d'échantillons par analyse

OPS	29
PESARY	14
GLY-AMPA	15
IMIDA	29
ETU	29

Annexe 3 Résultats bruts du suivi des pesticides dans les secteurs de vergers (suite)

Concentrations de pesticides dans le ruisseau Rousse en 2011

	Mai							Juin							Juillet							Août								
	9	12	16	19	24	26	30	2	6	9	13	17	20	22	27	29	4	7	11	14	18	21	25	28	1	4	8	11	15	18
HERBICIDES																														
Atrazine	-	-	8,3	0,27	0,03	0,03	0,06	0,03	-	0,25	0,03	0,04	-	-	0,15	0,3	0,11	0,05	0,05	0,06	0,12	0,03	-	0,07	0,05	0,02	-	0,31	0,13	-
Simazine	-	-	0,01	-	-	-	-	0,31	0,03	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Déisopropyl-atrazine	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dééthyl-atrazine	-	-	0,12	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S-Métolachlore	0,09	0,07	11	1,2	0,55	0,12	0,17	0,07	0,05	0,19	0,12	0,11	0,11	0,07	0,46	0,6	4,9	0,22	0,15	0,3	0,1	0,13	0,08	0,74	0,29	0,12	0,12	1,1	0,61	0,01
Diméthénamide	-	-	4,2	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Métribuzine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,34	0,18	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	-	-
2,6-Dichlorobenzamide	0,08	0,07	0,06	0,07	0,09	0,09	0,13	0,09	-	-	0,09	-	0,11	-	-	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trifluraline	-	0,05	0,5	0,02	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	0,04	0,04	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bentazone	0,04	0,05	0,09	0,11	0,06	0,06	0,11	0,09	0,07	0,51	0,07	0,08	0,05	0,05	0,34	0,59	0,6	0,17	0,18	0,41	0,34	0,09	0,06	0,14	0,15	0,1	0,09	0,7	0,32	0,15
2,4-D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,16	-	0,27	-	-	-	-	-	0,05	0,08	0,11	-
Dicamba	-	-	3,5	0,39	0,06	0,03	0,08	0,06	0,07	0,06	0,04	-	-	-	0,04	0,03	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Glyphosate	0,11	0,05	0,18	-	0,16	-	-	-	-	0,21	0,12	-	-	-	-	0,11	0,38	-	0,83	0,27	0,07	-	-	0,17	0,18	-	0,14	0,94	-	0,18
AMPA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,31	-	-	-	-	-	0,38	-	0,25	0,91	-	0,24
INSECTICIDES																														
Chlorpyrifos	-	0,02	0,41	0,02	0,04	44	0,1	0,06	0,05	0,04	0,12	0,05	0,03	0,03	0,39	0,52	0,14	0,09	0,07	0,05	0,06	0,08	-	-	-	0,03	-	-	-	-
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	-	-	-	-	-	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyperméthrine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diazinon	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diméthoate	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,14	-	-	-	-
Imidaclopride	-	0,003	0,006	-	RND	0,007	RND	0,015	0,005	0,011	RND	0,004	0,004	0,002	0,028	-	0,007	0,007	0,007	0,006	0,003	0,003	0,007	0,015	0,015	0,007	0,004	0,31	0,025	0,03
Imidaclopride-urée	-	-	-	-	RND	-	RND	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	-	-	-	0,001	-	-	-	-	0,002	0,001
Imidaclopride-guanidine	-	-	-	-	RND	-	RND	-	-	-	RND	-	-	-	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	0,001	-	0,002	0,007	0,001	0,001
Clothianidine	-	-	0,019	0,003	RND	-	RND	-	0,001	0,002	RND	-	-	-	-	0,007	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,001	-
Thiaméthoxame	-	-	0,07	0,04	RND	-	RND	-	0,001	0,003	RND	-	-	-	-	0,022	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Acétamipride	-	-	-	-	RND	-	RND	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	0,001
FONGICIDES																														
Chlorothalonil	-	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,33	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Azoxystrobine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Nombre d'échantillons par analyse

OPS	30
PESARY	30
GLY-AMPA	30
IMIDA	27
ETU	30

Annexe 4 Résultats bruts du suivi des pesticides dans les secteurs de pommes de terre

Concentrations de pesticides dans le ruisseau Point-du-Jour en 2010

	Mai			Juin									Juillet								Août						
	24	26	30	2	6	9	12	16	20	23	27	30	4	7	11	14	18	21	25	28	1	4	8	11	16	18	22
HERBICIDES																											
Métribuzine	0,13	0,13	0,06	0,08	RNF	0,13	0,06	0,07	0,2	0,2	0,07	0,19	0,06	0,05	0,17	0,3	0,14	0,16	0,08	0,13	0,05	0,1	0,04	-	-	0,06	0,04
Linuron	-	-	-	-	RNF	-	-	-	-	0,15	-	0,17	-	-	-	0,14	1,2	0,39	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-
S-Métolachlore	0,02	0,02	0,03	0,02	RNF	0,04	0,04	0,02	0,05	0,04	0,04	0,09	0,04	0,03	0,07	0,04	0,08	0,08	0,05	0,03	0,02	0,17	0,02	0,09	0,03	-	0,03
2,6-Dichlorobenzamide	0,06	0,03	-	-	RNF	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	0,22	0,06	0,14	-	0,08	-	0,08	-	0,06	0,18	0,03	0,2	-
Atrazine	-	-	-	0,05	RNF	0,12	0,03	0,1	0,1	0,05	0,04	0,07	0,04	0,02	0,03	0,02	-	-	-	-	-	0,03	-	0,02	0,24	-	-
Dééthyl-atrazine	-	-	-	-	RNF	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	0,18	-	-
Déisopropyl-atrazine	-	-	-	-	RNF	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-
Diméthénamide	-	-	-	-	RNF	0,02	-	-	-	0,02	0,02	-	-	-	-	0,06	0,02	0,03	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-
Simazine	-	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-
INSECTICIDES																											
Perméthrine	-	-	-	-	RND	-	-	0,08	-	0,04	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-
Deltaméthrine	-	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Malathion	-	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carbofuran	-	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,6	-	-	-	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-
Carbaryl	-	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,42	-	0,05	-	-	0,05	-	-	-
Bendiocarbe	-	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-
Imidaclopride	0,014	0,013	0,014	0,007	0,013	0,011	0,012	0,014	0,015	0,01	0,012	0,016	0,013	0,013	0,014	0,02	0,014	0,028	0,012	0,029	0,021	0,001	0,015	0,01	0,022	0,01	0,013
Imidaclopride-urée	-	-	-	0,006	0,2	-	-	-	-	-	-	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Imidaclopride-guanidine	-	-	-	-	-	-	-	-	0,015	-	-	-	-	-	-	-	0,001	-	-	-	0,001	0,01	-	-	-	-	-
Thiaméthoxame	0,029	0,026	0,03	0,023	0,056	0,026	0,024	0,046	0,043	0,037	0,025	0,042	0,024	0,025	0,024	0,033	0,025	0,041	0,03	0,041	0,035	0,038	0,034	0,033	0,049	0,028	0,033
Clothianidine	0,007	0,006	0,005	0,006	0,023	0,002	0,002	0,002	0,011	0,002	0,001	0,006	0,001	0,006	0,013	0,006	0,006	0,008	0,001	0,001	0,001	0,016	0,001	0,008	0,002	0,001	0,003
FONGICIDES																											
Diméthomorphe	-	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,21	-	0,36	-	-	-	-	0,17	0,2	-	-
Myclobutanil	-	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-
Fénamidone	-	-	-	-	-	0,049	-	-	-	0,001	-	-	-	-	0,025	0,016	0,31	0,044	0,007	0,002	0,005	0,02	-	0,026	-	-	-
Fénamidone métabolite	-	-	-	-	-	0,017	-	-	-	-	-	-	-	-	0,002	0,001	0,077	0,018	-	-	-	0,002	-	0,002	-	-	-
ETU	INT	-	-	-	-	RND	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66	-	-	-	-	-	-	-	-

Nombre d'échantillons par analyse

OPS :	26
IMIDA :	27
ETU :	24

Annexe 4 Résultats bruts du suivi des pesticides dans les secteurs en pommes de terre (suite)

Concentrations de pesticides dans le ruisseau Point-du-Jour en 2012

	Mai			Juin								Juillet									Août							
	23	27	30	3	6	10	13	19	20	26	28	3	5	8	11	15	18	22	25	29	1	5	8	12	15	19	22	26
HERBICIDES																												
Métribuzine	0,11	0,07	0,11	0,58	0,05	0,07	0,26	0,09	0,6	0,32	0,16	0,13	0,1	0,04	0,07	0,11	1,5	0,09	0,24	0,09	0,19	0,11	0,2	0,18	0,1	0,13	0,31	0,13
S-Métolachlore	0,13	0,05	0,41	0,7	0,1	0,06	0,19	0,08	0,09	0,14	0,14	0,08	0,07	0,04	0,04	0,05	0,9	0,05	0,1	0,04	0,1	0,04	0,09	0,32	0,05	0,05	0,07	0,06
Linuron	-	-	0,14	0,26	-	-	0,21	-	1,1	-	-	-	-	-	-	-	0,34	-	-	-	-	-	-	-	-	0,85	-	-
Diuron	-	-	-	-	-	-	-	-	0,57	-	-	-	-	-	-	-	0,43	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Atrazine	0,02	-	0,14	0,36	0,03	0,02	0,13	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04	-	-	0,03	-	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dééthyl-atrazine	0,02	-	0,02	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dichlobénil	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2,6-Dichlorobenzamide	0,03	0,22	-	-	-	0,06	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	0,07	0,09	0,07
INSECTICIDES																												
Imidaclopride	0,004	0,014	0,006	0,008	0,024	0,036	0,038	0,02	0,031	0,017	0,02	0,019	0,025	0,022	0,042	0,075	0,044	0,035	0,032	0,07	0,041	0,11	0,034	0,022	0,016	0,021	0,023	0,035
Imidaclopride-urée	-	0,002	0,012	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thiaméthoxame	0,09	0,056	0,33	0,18	0,11	0,11	0,15	0,082	0,12	0,076	0,088	0,12	0,11	0,08	0,067	0,098	0,28	0,11	0,11	0,1	0,14	0,16	0,091	0,08	0,057	0,076	0,081	0,13
Clothianidine	0,041	0,01	0,075	0,036	0,021	0,021	0,023	0,016	0,016	0,011	0,015	0,012	0,014	0,012	0,013	0,016	0,034	0,013	0,015	0,015	0,017	0,027	0,022	0,046	0,016	0,017	0,02	0,015
Carbaryl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorpyrifos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-	-
Diméthoate	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-
FONGICIDES																												
Azoxystrobine	0,004	0,001	0,052	0,006	0,006	-	0,008	0,004	0,003	0,012	0,006	0,008	0,008	0,006	0,006	0,006	0,027	0,006	0,007	0,005	0,007	0,005	0,008	-	0,004	0,005	0,006	0,004
Fénamidone	-	-	-	-	-	-	0,004	0,002	0,002	-	0,004	0,004	0,004	0,004	0,001	0,002	0,009	0,015	0,016	0,007	-	0,006	0,15	-	0,008	0,005	0,005	0,002
Fénamidone métabolite	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,003	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,022	-	-	-	-	-
ETU	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-	-	-	-	-	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

	Août	Septembre							
	29	4	6	9	12	16	19	23	26
HERBICIDES									
Diquat	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paraquat	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Nombre d'échantillons par analyse

OPS :	28
IMIDA :	28
ETU :	20
DIQ-PAQ :	9

Annexe 4 Résultats bruts du suivi des pesticides dans les secteurs de pommes de terre (suite)

Concentrations de pesticides dans le ruisseau Chartier en 2010

Concentrations des pesticides dans le Ruissseau Chartier en 2020																												
	Mai			Juin									Juillet								Août							
	23	26	30	2	6	9	13	16	20	23	27	30	4	7	11	14	18	21	25	28	1	4	8	11	15	18	22	
HERBICIDES																												
Métribuzine	0,17	0,12	0,09	1,5	0,08	0,09	0,06	0,06	0,07	-	0,05	-	-	-	0,14	-	-	-	0,22	0,09	0,07	0,36	-	-	0,06	0,21	0,13	
Linuron	0,27	-	-	4,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,15	-	-	-	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	
S-Métolachlore	0,01	0,01	0,01	0,07	0,01	0,01	0,01	0,01	-	-	0,08	0,07	0,01	-	0,05	0,03	-	-	0,05	0,03	0,02	0,03	-	0,28	0,06	0,03	0,02	
Diuron	-	-	-	2,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,35	-	-	-	-	-	
2,6-Dichlorobenzamide	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,23	0,11	-	-	
Atrazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	0,17	0,03	-	-	
Dééthyl-atrazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,02	-	-	
Déisopropyl-atrazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	
Simazine	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	
Trifluraline	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	
INSECTICIDES																												
Carbofuran	-	-	-	-	-	0,15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Phosmet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	
Imidaclopride	0,058	0,053	0,042	0,067	0,083	0,085	0,065	0,046	0,046	0,015	0,014	0,032	0,018	0,03	0,028	0,013	0,023	0,016	0,13	0,082	0,048	0,27	0,17	0,13	0,11	0,19	0,15	
Imidaclopride-urée	0,001	0,001	0,001	0,002	0,002	0,002	0,001	-	0,002	-	-	0,001	-	-	0,001	-	-	-	0,001	0,001	0,001	-	0,001	-	-	0,001	0,001	
Imidaclopride-guanidine	0,007	0,007	0,006	0,009	0,007	0,012	0,008	0,007	0,009	0,002	-	0,006	0,002	0,002	0,003	-	0,006	-	0,013	0,011	0,006	0,029	0,01	0,009	0,008	0,014	0,009	
Thiaméthoxame	0,16	0,12	0,098	0,21	0,2	0,24	0,17	0,11	0,1	0,036	0,04	0,077	0,042	0,041	0,085	0,033	0,042	0,038	0,32	0,17	0,11	0,9	0,36	0,36	0,31	0,55	0,41	
Clothianidine	0,017	0,014	0,013	0,025	0,027	0,029	0,021	0,012	0,012	0,005	0,005	0,011	0,006	0,008	0,013	0,006	0,009	0,007	0,069	0,029	0,018	0,15	0,069	0,069	0,039	0,09	0,058	
FONGICIDES																												
Azoxystrobine	0,008	0,008	0,006	0,024	0,012	0,043	0,016	0,036	0,007	0,001	-	0,013	0,001	0,005	0,04	0,002	0,007	-	0,002	0,007	0,002	0,06	0,001	0,007	0,002	0,007	0,006	
Fénamidone	-	0,001	0,001	0,001	-	0,002	0,001	-	0,01	0,002	-	0,081	0,007	0,003	0,33	0,013	0,039	0,005	0,042	0,039	0,036	0,21	0,029	0,065	0,018	0,028	0,013	
Fénamidone métabolite	-	-	0,001	0,001	-	-	-	-	0,002	-	-	0,03	0,002	-	0,083	0,009	0,022	0,002	0,029	0,029	0,017	0,13	0,013	0,03	0,01	0,012	0,007	
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,5	-	-	-	
Myclobutanil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,55	-	0,1	0,08	
Diméthomorphe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,34	-	-	-	
ETU	-	-	-	-	-	RND	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8	-	0,61	-	1,3	0,71	-	9,2	0,7	2	0,67	0,73	-	

Nombre d'échantillons par analyse

OPS :	27
IMIDA :	27
ETU :	26

Annexe 4 Résultats bruts du suivi des pesticides dans les secteurs de pommes de terre (suite)

Concentrations de pesticides dans le ruisseau Chartier en 2012

	Mai			Juin								Juillet									Août							
	23	27	30	3	6	10	13	17	20	25	28	2	5	8	11	15	18	22	25	29	1	5	8	12	15	19	22	26
HERBICIDES																												
Métribuzine	0,15	0,08	0,09	1,7	0,21	0,15	0,29	0,07	-	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	0,38	0,38	0,25	0,15	0,1	0,07
Linuron	-	0,13	0,12	0,84	0,3	0,41	0,48	0,84	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,15	-	-	
S-Métolachlore	0,25	0,13	0,19	4,4	1,4	2,7	2,6	1,2	0,06	0,47	0,17	0,13	0,08	0,04	0,02	0,02	0,02	0,03	0,04	0,06	0,02	0,03	1,1	1,8	0,74	0,51	0,41	0,3
Diuron	-	-	-	0,3	-	-	-	0,44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,5	-
Atrazine	-	-	-	1,6	0,87	1,6	1,3	0,79	0,03	0,25	0,12	0,07	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	0,04	0,03	-	-
Dééthyl-atrazine	-	-	-	0,02	-	0,03	0,03	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diméthénamide	-	-	-	0,14	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	-	-	-	-	-
Terbacil	-	20	T	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
INSECTICIDES																												
Imidaclopride	0,054	0,04	0,077	0,18	0,17	0,2	0,2	0,13	0,046	0,035	0,026	0,027	0,026	0,026	0,02	0,018	0,025	0,032	0,029	0,028	0,077	0,035	0,052	0,066	0,1	0,11	0,093	0,092
Inidaclopride-urée	-	0,005	0,004	-	-	-	-	-	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,016	0,012	-	-
Inidaclopride-guanidine	0,008	0,008	-	0,033	-	0,026	0,028	-	0,009	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,007	-	-	-	-	-	-	0,006
Thiaméthoxame	0,38	0,51	0,44	1,4	1,5	1,1	1	0,66	0,1	0,15	0,11	0,11	0,1	0,14	0,069	0,067	0,076	0,12	0,076	0,068	0,073	0,14	0,18	0,48	0,76	0,71	0,5	0,42
Clothianidine	0,1	0,11	0,12	0,25	0,26	0,23	0,22	0,15	0,012	0,079	0,043	0,041	0,033	0,03	0,02	0,02	0,023	0,04	0,028	0,027	0,024	0,032	0,055	0,12	0,23	0,24	0,2	0,13
Acétamipride	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,026	-	-	-
Diméthoate	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,19	-	-	-	0,43	0,17	0,05	-	-
FONGICIDES																												
Azoxystrobine	0,01	0,008	0,007	0,021	0,013	0,008	0,008	0,01	0,007	0,005	0,009	0,011	0,007	0,007	0,004	0,004	0,004	0,012	0,007	0,007	0,004	0,007	0,015	0,091	0,055	0,031	0,028	0,015
Fénamidone	-	-	-	0,005	0,004	0,005	0,005	0,12	0,01	0,005	0,003	0,022	0,01	0,023	0,002	0,004	0,007	0,021	0,014	0,046	0,003	0,007	0,02	0,37	0,19	0,077	0,04	0,028
Fénamidone métabolite	-	-	-	-	-	-	-	0,002	0,002	0,003	0,007	0,005	0,005	-	-	-	-	0,009	0,009	0,028	-	0,021	-	0,12	0,076	0,049	0,047	0,021
Chlorothalonil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,1	-	-	-	-
Myclobutanil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,57	0,17	-	-	-
ETU	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,5	-	-	-	-

	Août	Septembre							
	29	3	6	9	12	16	19	23	26
HERBICIDES									
Diquat	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paraquat	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Nombre d'échantillons par analyse

OPS :	28
IMIDA :	28
ETU :	20
DIQ-PAQ :	9

Annexe 4 Résultats bruts du suivi des pesticides dans les secteurs de pommes de terre (suite)

Concentrations de pesticides dans la rivière Blanche en 2012

Concentrations de pesticides dans la Rivière Diamoni en 2011																								
	Juin						Juillet										Août							
	11	14	18	21	26	29	3	6	10	12	16	19	23	26	30	2	6	9	14	17	20	24	27	30
HERBICIDES																								
Métribuzine	0,03	0,03	0,04	0,06	INT	0,04	INT	-	0,05	0,03	0,05	0,05	0,06	0,06	-	0,06	0,03	0,07	-	0,05	0,05	0,07	0,06	0,08
Diuron	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,37	-	-	-	-	-	-	-	0,47	-
INSECTICIDES																								
Imidaclopride	0,069	0,047	0,082	0,074	0,056	0,036	0,029	0,037	0,061	0,066	0,039	0,076	0,1	0,1	0,11	0,068	0,054	0,12	0,079	0,05	0,062	0,094	0,091	0,087
Thiaméthoxame	0,089	0,056	0,078	0,074	0,058	0,033	0,031	0,042	0,06	0,057	0,036	0,058	0,07	0,063	0,068	0,055	0,046	0,081	0,06	0,044	0,054	0,075	0,068	0,066
Clothianidine	0,076	0,044	0,073	0,071	0,049	0,034	0,03	0,04	0,067	0,067	0,04	0,071	0,088	0,091	0,097	0,086	0,071	0,11	0,082	0,073	0,036	0,098	0,098	0,086
FONGICIDES																								
Azoxystrobine	-	-	-	-	0,002		0,003	-	-	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,002	0,003	0,003	-	0,002	0,002	-	-	-
Fénamidone	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,003	-	-	-	-	-	-	-
ETU	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	NA	NA

Nombre d'échantillon par analyse

OPS :	22
IMIDA :	24
ETU :	10

Annexe 5 Sommaire des précipitations mensuelles aux stations météorologiques voisines des stations suivies pour les pesticides

Stations		2010					2011				
		Mai	Juin	Juillet	Août	TOTAL	Mai	Juin	Juillet	Août	TOTAL
Marieville 7024627	Total mensuel	54,5	158	105	112,5	430	184	67	90,5	250,1	591,6
	Normale	94,6	106	121,2	99,5	421,3	94,6	106	121,2	99,5	421,3
Oka 7015730	Total mensuel	37,8	152,2	104,6	209,8	504,4	125	61,4	41,6	134,8	362,8
	Normale	92,1	105,6	101,2	100,6	399,5	92,1	105,6	101,2	100,6	399,5

Stations		2010					2012				
		Mai	Juin	Juillet	Août	TOTAL	Mai	Juin	Juillet	Août	TOTAL
L'Assomption-2 7014162	Total mensuel	48,8	104,7	102	110	365,5	94,4	96	45,6	124,4	360,4
	Normale										
Catherine 7011190	Total mensuel	NE	NE	NE	NE		95,6	172,8	36,4	112	416,8
	Normale										

 : Pas de données pour les normales mensuelles

NE : Rivière non échantillonnée cette année-là, données de précipitations non considérées

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

Québec 