

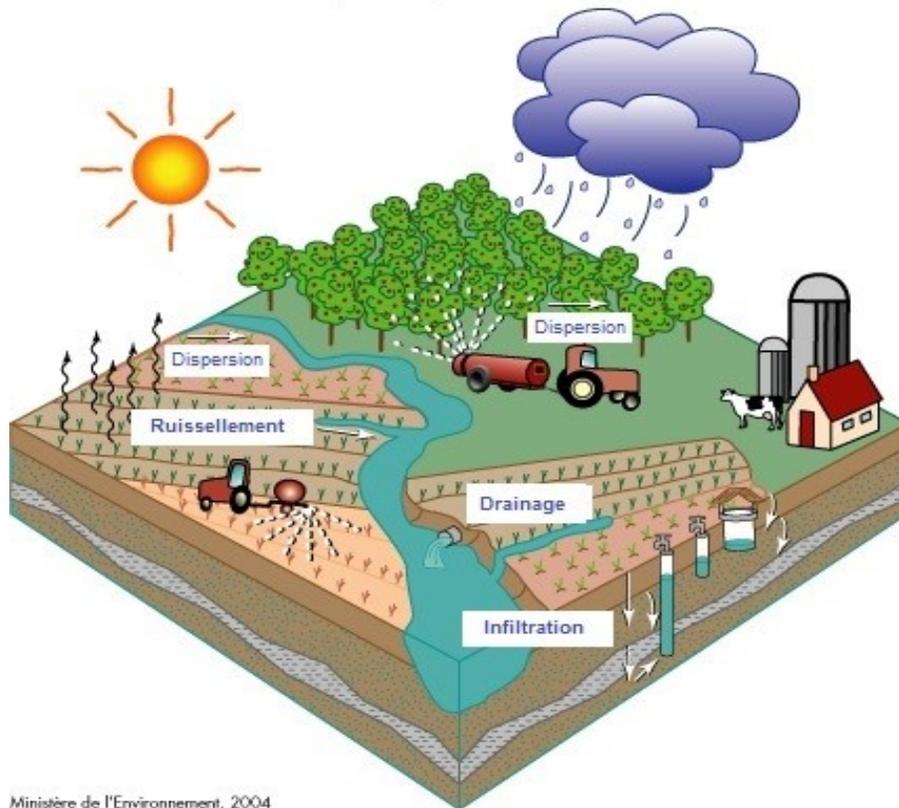
Les insecticides néonicotinoïdes : état des connaissances de leurs impacts potentiels sur les organismes aquatiques

Cette fiche d'information a pour but de présenter, de façon synthétique, les caractéristiques des insecticides néonicotinoïdes homologués au Canada, de dresser un portrait de leur présence et de leur devenir dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires et de faire état de leur toxicité chez les organismes aquatiques non ciblés.

Les insecticides de la classe des néonicotinoïdes ont été découverts dans les années 1980 et mis sur le marché dans les années 1990. Depuis, leur utilisation s'est extrêmement répandue dans le monde, notamment en réponse à la résistance croissante des organismes ravageurs aux insecticides utilisés jusqu'alors, tels que les organophosphorés, les carbamates et les pyréthroïdes. Les néonicotinoïdes sont des insecticides systémiques qui, contrairement aux insecticides qui restent à la surface du feuillage traité, sont absorbés par la plante et transportés dans tous ses tissus : feuillage, tiges, racines, fleurs, pollen et fruits. Ainsi, étant donné que les molécules mères des néonicotinoïdes et leurs métabolites circulent dans les tissus de la plante, ces insecticides lui procurent une protection contre un grand nombre de ravageurs (Bonmatin et collab., 2015). À la suite d'un contact avec l'insecticide ou de l'ingestion d'un morceau de la plante traitée, les néonicotinoïdes agissent sur le système nerveux central des insectes ravageurs (Bonmatin et collab., 2015). Ceci conduit rapidement à une paralysie, puis à la mort de l'insecte.

Du fait de leur large spectre d'action, les néonicotinoïdes peuvent affecter, en plus des ravageurs, des organismes non ciblés, tels que les abeilles. Ces organismes peuvent être exposés à ces insecticides à la suite d'un contact direct avec des poussières contaminées, avec l'insecticide déposé sur la végétation ou encore par ingestion d'une plante ayant absorbé l'insecticide.

Étant donné leur persistance dans les sols, leur forte solubilité et leur faible affinité pour les graisses (lipophilie), les néonicotinoïdes sont susceptibles de se retrouver dans les eaux de ruissellement et d'être transférés des champs vers les milieux aquatiques (figure 1). Or, les organismes aquatiques non ciblés par ces substances peuvent être vulnérables à une exposition à ce type de pesticides. La présence de ces insecticides dans les milieux aquatiques pourrait donc représenter un risque pour la santé de ces écosystèmes.



Ministère de l'Environnement, 2004

Figure 1 – Devenir d'un pesticide dans l'environnement

Les principaux néonicotinoïdes

L'imidaclopride est un des premiers néonicotinoïdes à avoir été synthétisé. Il a été homologué pour la première fois aux États-Unis en 1992 et au Canada en 1995. Le produit était alors commercialisé pour lutter contre le doryphore de la pomme de terre (Anderson et collab., 2015). Depuis, il est aussi utilisé pour le contrôle des insectes ravageurs de la tomate, des pommes, de la laitue des champs et de plusieurs plantes cultivées en serre par application au niveau foliaire ou au sol. L'imidaclopride est également efficace contre les insectes suceurs, les aleurodes, les termites et les insectes du gazon. Il est aussi utilisé pour le prétraitement des semences de la moutarde, du canola, du maïs, du colza, du soja, etc.

Le thiaméthoxame et la clothianidine ont respectivement été homologués au Canada en 2000 et en 2003 (Uneme, 2011). Les deux produits sont utilisés pour le traitement des semences, notamment les semences de maïs et de soya. Ils sont aussi homologués pour un usage par pulvérisation sur une grande variété de cultures. Pour la clothianidine, différentes formulations sont utilisées pour le prétraitement des semences ou pour le contrôle des insectes ravageurs des fruits à pépins et à noyaux, de la pomme de terre et du gazon. Différentes formulations de thiaméthoxame sont utilisées pour contrôler, notamment, le hanneton européen, le hanneton des gazons, le hanneton masqué et le coléoptère japonais des gazons.

Le thiaclopride a été essentiellement développé pour lutter contre les pucerons et les aleurodes. L'acétamipride est utilisé contre les insectes suceurs, tels que les pucerons et les aleurodes, sur les légumes feuillus, les cultures de choux, les agrumes, le coton et les plantes ornementales.

Bien qu'il soit utilisé en agriculture, le nitenpyrame est principalement prescrit en médecine vétérinaire pour lutter contre les parasites externes du bétail et des animaux de compagnie.

Caractéristiques physicochimiques

Les insecticides de la famille des néonicotinoïdes sont peu volatiles (cf. pression de vapeur dans le (tableau 1). Il est donc possible qu'ils ne soient présents à l'état gazeux que pendant une courte période de temps à la suite des pulvérisations. Cependant, ce sont des molécules solubles ou très solubles dans l'eau, et leur solubilité varie selon le pH, la température de l'eau et la forme de l'insecticide au moment de son application. Par ailleurs, ils sont peu ou pas lipophiles (K_{oe}^1 , tableau 1). Ces propriétés expliquent que ces insecticides ont tendance à être mobiles dans l'environnement.

Tableau 1 – Quelques propriétés physicochimiques des néonicotinoïdes

	Poids moléculaire (g/mol)	Pression de vapeur (mm Hg à 25 °C)	Solubilité (mg/l)	Log K_{oe}	Log K_{oc}
Acétamipride	222,7	$4,4 \times 10^{-5}$	2 950 – 4 200	0,80	2,12 – 2,43
Clothianidine	249,7	$9,8 \times 10^{-10}$	340	0,91	1,78
Imidaclopride	255,7	$3,0 \times 10^{-12}$	510	0,57	2,19 – 2,90
Nitenpyrame	270,7	$8,2 \times 10^{-12}$	590 000	- 0,66	3,92
Thiaclopride	252,7	$6,0 \times 10^{-12}$	184	1,26	3,67
Thiaméthoxame	291,7	$4,95 \times 10^{-11}$	4 100	- 0,13	1,84

Sources : Carbo et collab., 2008; PPDB, 2012; Morrissey et collab., 2015; Jeschke et collab., 2011

Devenir dans les sols

Dans les sols, les néonicotinoïdes ont tendance à se fixer à la matière organique et aux particules d'argile (Bonmatin et collab., 2015; Liu et collab., 2002; Anderson et collab., 2015) et à persister dans les sols pendant plusieurs mois, voire plusieurs années, après l'application. Des chercheurs ont d'ailleurs mesuré des néonicotinoïdes dans des sols où des semences enrobées avaient été plantées un à deux ans avant le début de leurs études (Bonmatin et collab., 2015; Gupta et Gajbhiye, 2007). Notons que les métabolites ou les produits de dégradation peuvent entrer en compétition avec les néonicotinoïdes pour l'adsorption sur la matière organique ou l'argile, ce qui peut entraîner la mobilité de ces molécules (Liu et collab., 2002). Des résidus de néonicotinoïdes de l'année précédente ont d'ailleurs été décelés au printemps dans l'eau de ruissellement et dans l'eau des drains agricoles, dans des parcelles utilisées pour la culture du maïs à Saint-Samuel, au Québec (Chrétien et collab., 2017).

¹ K_{oe} = coefficient de partition octanol/eau. Ce coefficient permet d'appréhender le caractère hydrophile ou hydrophobe (lipophile) d'une molécule. Si le log K_{oe} est très élevé, la molécule est plus soluble dans l'octanol que dans l'eau, ce qui reflète son caractère lipophile. Inversement, si le log K_{oe} est faible, cela signifie que la molécule est hydrophile.

Demi-vie dans les sols

La vitesse de dégradation de chaque pesticide peut être exprimée en demi-vie (DT_{50}). Au terme de cette période, la moitié de la quantité initiale de pesticide reste en place, tandis que l'autre moitié a été éliminée sous l'effet de divers processus de dégradation. Cette dégradation peut être due aux organismes biologiques (bactéries, champignons), ainsi qu'à des processus physicochimiques (lumière, température).

La demi-vie des néonicotinoïdes dans les sols varie considérablement d'un pesticide à l'autre et d'une étude à l'autre. Cette variabilité dépend de nombreux facteurs tels que la texture du sol, la présence de matière organique, le pH, l'incidence des rayons UV, la température et la teneur en eau du sol. Ainsi, les températures froides du sol qui sont courantes au Canada sont associées à des demi-vies plus élevées (Main et collab., 2014). De même, des conditions sèches ont été associées à une demi-vie significativement plus longue pour l'acétamipride (Gupta et Gajbhiye, 2007).

Substance	Demi-vie dans les sols (jours)
Acétamipride	2 à 450
Clothianidine	13 à 6 931
Imidaclopride	27 à 1 250
Nitenpyrame	1 à 15
Thiaclopride	3 à plus de 1 000
Thiaméthoxame	7 à 335

Sources : Morrissey et collab., 2015; Cloyd et Bethke, 2011; Goulson, 2013; Main et collab., 2014

En raison de leur persistance et de leur demi-vie dans les sols, les néonicotinoïdes présentent un haut potentiel de transfert vers les eaux de surface et les eaux souterraines. La clothianidine, l'imidaclopride et le thiaméthoxame ont d'ailleurs été classés comme ayant un potentiel de lessivage élevé, tandis que le nitenpyrame est classé dans la catégorie « lessivage possible » (Pesticide Properties Data Base, 2012). En comparaison, l'acétamipride, le nitenpyrame et le thiaclopride se décomposent plus facilement dans le sol, ce qui diminue leur risque de transfert vers les milieux aquatiques.

Devenir dans l'eau

Le devenir des néonicotinoïdes dans les milieux aquatiques dépend de nombreux facteurs environnementaux (p. ex., pH et température de l'eau, présence et composition de la matière organique, incidence des rayons UV) et de processus physiques, chimiques et biologiques (p. ex., dissolution, photodégradation, adsorption sur la matière organique, sédimentation, biodégradation). Dans l'eau de surface, l'hydrolyse semble jouer un rôle mineur dans le devenir des néonicotinoïdes, et la photodégradation semble jouer un rôle majeur, excepté pour l'acétamipride et le thiaclopride (Bonmatin et collab., 2015; PPDB, 2012). Notons toutefois que la photodégradation dépend de nombreux facteurs (p. ex., pénétration dans l'eau et longueur d'onde du rayonnement solaire, turbidité). Elle peut donc varier d'un milieu à l'autre.

Ces substances auront tendance à se fixer à la matière organique et aux particules d'argile (Bonmatin et collab., 2015). Elles pourraient alors sédimenter et s'accumuler dans les sédiments. Leur demi-vie dans les sédiments varie de 28 jours (thiaclopride) à 130 jours (imidaclopride; PPDB, 2012).

Concentrations environnementales

Au Québec, les néonicotinoïdes sont suivis de manière systématique depuis 2012. Un réseau permanent de suivi des pesticides composé de dix stations, ainsi qu'un suivi rotatif dans certaines rivières, ont été mis sur pied pour déterminer l'évolution de leurs concentrations dans des tributaires du Saint-Laurent situés à proximité de cultures ciblées. Entre 2015 et 2017, parmi les 360 échantillons d'eau de surface prélevés dans quatre cours d'eau drainant des zones agricoles dominées par la culture du maïs et du soya, la clothianidine a été détectée en moyenne dans 91 % des échantillons et le thiaméthoxame dans 98 % des échantillons. La clothianidine et le thiaméthoxame dépassent le critère de vie aquatique chronique (CVAC) de 0,0083 µg/l (voir l'encadré ci-bas) dans 91 et 90 % des échantillons respectivement (Giroux, 2019). Les néonicotinoïdes sont également détectés dans les cours d'eau de zones agricoles utilisées pour les cultures maraîchères (Giroux, 2017), la culture de la pomme de terre (MELCC, 2020) et les vergers (Giroux, 2017). La clothianidine, le thiaméthoxame et l'imidaclopride sont détectés dans près de 100 % des échantillons prélevés dans les cours d'eau des secteurs destinés à la culture des pommes de terre et aux cultures maraîchères. Ils dépassent le CVAC dans plus de 94 % des échantillons, dans les secteurs maraichers, et dans plus de 70 % des échantillons, dans les secteurs de culture de la pomme de terre. Dans les cours d'eau des secteurs de vergers, ils sont détectés dans 10 à 60 % des échantillons et dépassent le CVAC dans 8 à 44 % d'entre eux. Dans le lac Saint-Pierre, lors des campagnes de suivi réalisées en 2014 et 2015, le thiaméthoxame a été détecté dans 67 à 100 % des échantillons d'eau et la clothianidine dans 33 à 90 % des échantillons, selon les stations et les années (Giroux, 2018). Le thiaméthoxame dépassait le CVAC dans 10 à 55 % des échantillons, alors que la clothianidine le dépassait dans 10 à 44 % d'entre eux. Toujours au Québec, les néonicotinoïdes ont également été détectés dans les eaux souterraines, en particulier dans des puits individuels de secteurs utilisés pour la culture des pommes de terre (Giroux et Sarrasin, 2011). Dans plus de 50 % des puits échantillonnés près des champs

Les insecticides néonicotinoïdes : état des connaissances de leurs impacts potentiels sur les organismes aquatiques

utilisés pour la culture des pommes de terre, on décelait la présence d'insecticides néonicotinoïdes. Les concentrations maximales mesurées étaient de 6,1 µg/L pour l'imidaclopride, de 2,5 µg/L pour le thiaméthoxame et de 1,6 µg/L pour la clothianidine (MELCC, 2020; Giroux et Sarrasin, 2011).

Ainsi, d'après les données disponibles dans la littérature, des concentrations élevées de néonicotinoïdes ont été mesurées dans les eaux de surface échantillonnées à proximité de champs traités et dans les fossés adjacents. Les concentrations mesurées immédiatement après l'épandage de ces pesticides sont significativement supérieures, bien que les composés soient toujours détectés dans les semaines suivant leur utilisation.

Critères de protection de la vie aquatique

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a élaboré des recommandations pour certains néonicotinoïdes. Des critères ont également été adoptés par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Ces seuils sont établis à partir d'effets sublétaux répertoriés sur le groupe d'organismes le plus sensible, de manière à protéger l'ensemble des organismes aquatiques qui composent l'écosystème. À noter que le CCME révisé actuellement ses recommandations pour tenir compte des études scientifiques réalisées depuis 2007.

Substance	CVAC ^{1,2} (µg/L)	RCQE ³ eau douce (µg/L)	RCQE ³ eau salée (µg/L) ²
Acétamipride	-	⁻⁵	-
Clothianidine	0,0083	⁻⁵	-
Imidaclopride	0,0083	0,23 ^{4,5}	0,65 ^{4,5}
Nitenpyrame	-	⁻⁵	-
Thiaclopride	-	⁻⁵	-
Thiaméthoxame	0,0083	⁻⁵	-

Sources : MELCC, 2019; CCME, 2007

¹ : Critère de protection de la vie aquatique (effet chronique) adopté par le MELCC

² : Ce critère s'applique à la somme des néonicotinoïdes suivants : clothianidine, imidaclopride, thiaméthoxame.

³ : Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique

⁴ : Recommandations provisoires

⁵ : Recommandations en élaboration/révision

Toxicité pour les organismes aquatiques

À notre connaissance, aucune étude évaluant spécifiquement la toxicité des néonicotinoïdes dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires n'a été réalisée sur les organismes aquatiques. Cependant, les effets de l'imidaclopride chez les invertébrés aquatiques ont été largement étudiés à l'échelle mondiale, comparativement à ceux engendrés par les autres néonicotinoïdes. Les données disponibles sont présentées aux sections suivantes.

Les insecticides néonicotinoïdes : état des connaissances de leurs impacts potentiels sur les organismes aquatiques

Algues et plantes aquatiques

D'après les données disponibles, les néonicotinoïdes qu'on trouve dans l'eau du fleuve et de ses tributaires ne sont pas présents en concentrations suffisantes pour affecter la croissance des espèces végétales aquatiques exposées. En effet, des concentrations d'effet médianes (CE₅₀) comprises entre 106 et 740 mg/L ont été mesurées chez des plantes aquatiques et des communautés algales exposées à l'imidaclopride (Tisler et collab., 2009; SERA, 2015). Ces concentrations varient entre 10 et > 121 mg/L pour la clothianidine (DeCant et Barrett, 2010), entre 45 et 60,6 mg/L pour le thiaclopride (EPA, 1992), elles sont supérieures à 90 mg/L pour le thiaméthoxane (EPA, 1992) et supérieures à 1 mg/L pour l'acétamipride (EPA, 1992).

Invertébrés aquatiques

La majorité des études disponibles ont mis en évidence que les invertébrés aquatiques sont particulièrement sensibles aux néonicotinoïdes à des concentrations représentatives de celles mesurées dans le fleuve Saint-Laurent. Cette sensibilité peut toutefois varier d'un taxon à l'autre et à l'intérieur des taxons.

Les éphéméroptères et les trichoptères (tableau 2) sont les espèces les plus sensibles parmi les espèces évaluées, tous effets confondus. Ces insectes sont ainsi plusieurs ordres de grandeur plus sensibles que les espèces couramment utilisées pour les essais de toxicité standards, telles que la daphnie ou puce d'eau *Daphnia magna*. Par exemple, sur une période de 48 heures, la concentration létale pour 50 % des organismes (CL_{50-48h}) exposés à l'imidaclopride était de 7 000 µg/L chez *D. magna*, comparativement à 8,49 µg/L chez l'éphémère *Baetis rhodani* (Beketov et Liess, 2008a).

Importance des éphéméroptères et des trichoptères

Les éphéméroptères et les trichoptères sont des groupes d'invertébrés extrêmement importants pour les écosystèmes d'eau douce. Les larves vivent dans l'eau (rivières, étangs et fossés), où elles trouvent leur nourriture. Les éphémères immatures se nourrissent de débris, de diatomées et d'algues, ce qui en fait de précieux décomposeurs dans les systèmes aquatiques. De plus, les éphémères et les trichoptères font partie du régime alimentaire d'un grand nombre d'espèces de poissons, d'oiseaux, de chauves-souris, de reptiles et d'amphibiens, de sorte que toute perturbation de leurs populations peut avoir une incidence sur les ressources alimentaires de ces espèces.



Figure 2 – Trichoptère (a) et éphémère (b) au stade larvaire et à l'âge adulte

Les néonicotinoïdes peuvent donc induire la mortalité de nombreuses espèces d'invertébrés aquatiques à des concentrations très variables d'une espèce à l'autre et selon le stade de développement de ces organismes (larve vs juvénile vs adulte; Osterberg et collab., 2012). En plus de ces impacts aigus, divers effets sublétaux ont été répertoriés chez les invertébrés aquatiques exposés à ces substances chimiques.

Une diminution des taux d'alimentation a été mise en évidence chez des invertébrés exposés à différentes concentrations de néonicotinoïdes. À titre d'exemple, une réduction du taux d'alimentation a été rapportée chez des plécoptères de la famille Pteronarcyidae et chez des larves de diptères de la famille Tipulidae, exposés à 12 µg/L d'imidaclopride dans l'eau (Kreutzweiser et collab., 2008). Pour comparaison, cette concentration est inférieure à la concentration provoquant la mortalité de ces espèces, à savoir 130 µg/L (Kreutzweiser et collab., 2008). Notons que cette inhibition de l'alimentation peut persister chez les individus exposés, même après la fin de l'exposition (Alexander et collab., 2007).

Les néonicotinoïdes peuvent également réduire le succès reproducteur des invertébrés aquatiques, ce qui peut ultimement mener à un déclin de leurs populations. Par exemple, une diminution de la densité de nymphes d'éphémères de *Epeorus* sp. et de *Baetis* sp. a été observée à la suite d'une exposition chronique de 20 jours à 0,8 µg/L d'imidaclopride (Alexander et collab., 2008). Dans cette étude, l'émergence des mâles de *Epeorus* sp. était nulle à des concentrations de 0,25 et 0,8 µg/L d'imidaclopride (Alexander et collab., 2008).

Des effets toxiques indirects peuvent également être observés chez les espèces qui se nourrissent des invertébrés aquatiques, puisque les néonicotinoïdes ont un impact sur l'abondance de ces derniers. Ainsi, plusieurs études ont démontré que l'imidaclopride pouvait affecter la croissance et le développement du médaka (*Oryzias latipes*) en milieu naturel par un effet indirect sur les populations d'insectes dont se nourrissent ces jeunes poissons d'eau douce (Hayasaka et collab., 2012; Sanchez-Bayo et Goka, 2005). Les concentrations mesurées étaient probablement trop faibles (\approx 0,001 à 0,05 mg/L) pour avoir un effet toxique direct sur les médakas, mais suffisamment élevées pour réduire l'abondance de leurs proies. Les néonicotinoïdes pourraient donc avoir des impacts plus globaux sur les chaînes trophiques des écosystèmes aquatiques.

Finalement, des études ont montré qu'un comportement d'évitement est une réaction courante des invertébrés aquatiques aux perturbations dans leur environnement. Dans le cas des néonicotinoïdes, une étude a permis de constater que l'exposition d'éphéméroptères (*Baetis rhodani*), d'amphipodes (*Gammarus pulex*) et de mouches noires (*Simulium latigonium*) à l'imidaclopride, au thiaclopride et à l'acétamipride induisait, à toutes les concentrations testées, une dérive vers l'aval, c'est-à-dire un déplacement des organismes, dans les deux heures suivant l'exposition (Beketov et Liess, 2008b). Ainsi, l'imidaclopride a provoqué la dérive de *Baetis rhodani* à une concentration égale ou supérieure à 1 µg/L. Une autre étude a montré que les organismes benthiques peuvent éviter les sédiments contaminés par des néonicotinoïdes. En effet, Sardo et Soares (2010) ont montré que l'oligochète *Lumbriculus variegatus* évitait les sédiments contaminés par l'imidaclopride à des concentrations allant de 0,05 à 5,0 mg/kg. Or, bien qu'un tel comportement puisse être protecteur au niveau de l'organisme, il peut perturber la structure de la population et les fonctions écologiques de la communauté.

Les insecticides néonicotinoïdes : état des connaissances de leurs impacts potentiels sur les organismes aquatiques

Vertébrés aquatiques

Les néonicotinoïdes induisent de la mortalité chez les poissons à des concentrations relativement élevées. Ainsi, sur une période de 96 heures, les concentrations induisant 50 % de mortalité chez les poissons exposés (CL_{50-96h}) varient de 83 à 236 mg/L pour l'imidaclopride (Wang et collab., 2017; Tisler et collab., 2009; EPA, 2012; SERA, 2015), de 19,7 à plus de 104 mg/L pour le thiaclopride (EPA, 1992), elles sont supérieures à 94 mg/L pour la clothianidine (DeCant et Barrett, 2010) et supérieures à 100 mg/L pour le thiaméthoxane et l'acétamipride (EPA, 1992; Wang et collab., 2018). Par conséquent, d'après les données disponibles, les concentrations de néonicotinoïdes mesurées dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires sont très inférieures à celles qui entraînent une mortalité chez les poissons.

Comme chez les invertébrés aquatiques, des effets sublétaux ont été observés chez les poissons exposés à des néonicotinoïdes à des concentrations représentatives de celles mesurées dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires. Ainsi, il existe un potentiel d'effets indirects chez les poissons et les amphibiens, lié à la réduction du nombre de leurs proies, c'est-à-dire les invertébrés aquatiques. Des effets sublétaux directs ont aussi été observés. Chez le poisson-zèbre (*Danio rerio*), l'imidaclopride peut augmenter le stress oxydatif, ce qui diminue l'activité des enzymes antioxydantes. Des dommages significatifs à l'ADN ont également été observés avec l'augmentation des concentrations d'imidaclopride (Ge et collab., 2015). Par ailleurs, le stress rencontré chez les poissons exposés les rendrait plus vulnérables aux parasites, selon certaines études. Par exemple, Sanchez-Bayo et Goka (2005) ont montré que l'imidaclopride augmente le risque d'infestation massive du médaka par un parasite, *Trichodina*, à proximité des champs traités avec ce néonicotinoïde.

Très peu d'études ont été réalisées sur la toxicité des néonicotinoïdes pour les amphibiens. Des concentrations létales médianes sont connues uniquement pour l'imidaclopride, avec des CL_{50} variant entre 52 et 468 mg/L (Howard et collab., 2003; Perez-Iglesias et collab., 2014; Ruiz de Arcaute et collab., 2014; Feng et collab., 2004). L'évaluation des effets sublétaux chez les amphibiens est également limitée. Par exemple, Robinson et ses collaborateurs (2017) ne rapportent aucun effet significatif sur la masse corporelle ou la taille de grenouilles des bois (*Lithobates sylvaticus*) exposées à différentes concentrations (jusqu'à 0,1 mg/L) d'imidaclopride et de thiaméthoxane.

Conclusions

Les études consultées démontrent que les néonicotinoïdes peuvent persister dans les sols et contaminer les eaux souterraines et les eaux de surface à la suite de leur transfert par les eaux de ruissellement ou de percolation sur ou dans les sols.

Bien que les données concernant certaines substances soient limitées, l'information colligée démontre que les néonicotinoïdes qu'on trouve dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires peuvent représenter un risque pour les organismes aquatiques exposés. C'est particulièrement le cas des invertébrés aquatiques qui présentent une sensibilité élevée à ces substances, à des concentrations mesurées dans le milieu. Certains axes de recherche pourraient être approfondis pour améliorer les connaissances sur les néonicotinoïdes :

Les insecticides néonicotinoïdes : état des connaissances de leurs impacts potentiels sur les organismes aquatiques

- Les effets sublétaux et les effets à long terme des néonicotinoïdes chez les organismes aquatiques ont fait l'objet de peu d'études approfondies. Il en va de même pour leurs produits de dégradation ou métabolites;
- Bien que les données disponibles montrent que les communautés de vertébrés sont peu affectées par une exposition aux néonicotinoïdes, les études sur le développement des œufs et des larves sont limitées, de même que les études portant sur les effets multigénérationnels de ces substances sur les vertébrés;
- Très peu d'études ont évalué l'effet additif ou synergique d'une exposition simultanée à plusieurs composés de la famille des néonicotinoïdes, à des concentrations représentatives de celles qu'on trouve dans le milieu. Or, de nombreuses espèces non ciblées sont exposées simultanément à de multiples néonicotinoïdes, ainsi qu'à d'autres pesticides et contaminants présents dans leur environnement;
- La résilience des organismes aquatiques exposés, c'est-à-dire la façon dont les communautés aquatiques récupèrent à la suite de leur exposition, n'a pas fait l'objet d'études, à notre connaissance.

Les informations colligées dans cette fiche démontrent l'importance de poursuivre le suivi de la présence des néonicotinoïdes dans l'environnement aquatique, actuellement réalisé par le MELCC, autant sous leur forme pure que sous leur forme métabolisée. Les organismes non ciblés exposés aux néonicotinoïdes seront également suivis par des méthodes et des outils intégrateurs lorsqu'ils sont disponibles (p. ex., l'évaluation de l'état des communautés benthiques et les essais de toxicité sur l'eau du milieu). L'utilisation de ces outils, directement sur le terrain, permettra d'évaluer l'état des communautés aquatiques localisées à proximité de terres agricoles.

Enfin, le MELCC et Environnement et Changement climatique Canada ont mis en œuvre, dans le cadre du Plan d'action Saint-Laurent, des projets d'acquisition de connaissances pour mieux cerner les risques associés à ces pesticides. Ces projets ont pour objectifs :

- De mettre à l'essai l'utilisation de biomarqueurs d'effets sublétaux, en parallèle avec la mesure de pesticides et de paramètres physicochimiques, dans des cours d'eau dont le bassin est visé par des projets collectifs d'amélioration des pratiques agricoles;
- D'évaluer l'effet bénéfique de l'implantation des nouvelles pratiques sur la santé des espèces aquatiques à l'aide d'invertébrés encagés *in situ*, par la mesure de biomarqueurs d'effets sublétaux chez ces organismes et à l'aide de tests de toxicité de l'eau en laboratoire;
- D'étudier les effets *in vivo* de pesticides d'intérêt sur la biologie des algues, des plantes, des invertébrés aquatiques et des poissons, notamment en exposant des organismes à des concentrations environnementales de pesticides individuels et en mélanges et par l'évaluation des effets sublétaux liés à une exposition chronique à des pesticides.

Précisons que, depuis mars 2018, le MELCC oblige l'obtention préalable d'une justification et d'une prescription agronomiques pour pouvoir appliquer et acheter des néonicotinoïdes. Cette disposition vise tous les types d'utilisations de ces insecticides, y compris les semences enrobées. En milieu urbain, la vente et l'application des néonicotinoïdes sont interdites pour l'entretien des pelouses, à l'exception des terrains de golf. Ces modifications réglementaires devraient permettre de réduire l'utilisation des néonicotinoïdes puisqu'ils sont uniquement utilisés, en milieu agricole, lorsqu'ils sont vraiment nécessaires, et qu'ils sont interdits en milieu urbain. Ces mesures limiteront donc l'exposition des organismes non ciblés, y compris les pollinisateurs et les organismes aquatiques.

Pour plus de détails sur les nouvelles exigences relatives à l'utilisation des néonicotinoïdes, vous pouvez consulter la page du Code de gestion des pesticides : [Pesticides - Code de gestion \(gouv.qc.ca\)](https://www.gouv.qc.ca/pesticides).

Bibliographie

- Alexander, A.C., K.S. Heard et J.M. Culp (2008). Emergent body size of mayfly survivors. *Freshwater Biology* 53(1): 171-180.
- Alexander, A.C., J.M. Culp, K. Liber et A.J. Cessna (2007). Effects of insecticide exposure on feeding inhibition in mayflies and oligochaetes. *Environ Toxicol Chem* 26(8): 1726-1732.
- Anderson, J.C., C. Dubetz et V.P. Palace (2015). Neonicotinoids in the Canadian aquatic environment: A literature review on current use products with a focus on fate, exposure, and biological effects. *Science of the Total Environment* 505: 409-422.
- Beketov, M.A. et M. Liess (2008a). Acute and delayed effects of the neonicotinoid insecticide thiacloprid on seven freshwater arthropods. *Environ Toxicol Chem* 27(2): 461-470.
- Beketov, M.A. et M. Liess (2008b). Potential of 11 pesticides to initiate downstream drift of stream macroinvertebrates. *Arch Environ Contam Toxicol* 55(2): 247-253.
- Bonmatin, J.M., C. Giorio, V. Girolami, D. Goulson, D.P. Kreutzweiser, C. Krupke, M. Liess, E. Long, M. Marzaro, E.A.D. Mitchell, D.A. Noome, N. Simon-Delson et A. Tapparo (2015). Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 35-67.
- Carbo, L, E.F.G.C. Dores et M.L. Ribeiro (2008). Determination of pesticides multiresidues in shallow groundwater in a cotton-growing region of Mato Grosso, Brazil. *J Braz Chem Soc*:1111–1117.
- CCME, 2007. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : Imidaclopride. Conseil canadien des ministres de l'environnement. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/99>
- Chrétien, F., Giroux, I, Thériault, G., Gagnon P., Corriveau, J., 2017. Surface runoff and subsurface tile drain losses of neonicotinoids and companion herbicides at edge-of-field, *Environmental Pollution*, 224: 255-264.
- Cloyd, R.A. et J.A. Bethke (2011). Impact of neonicotinoid insecticides on natural enemies in greenhouse and interiorscape environments. *Pest Manag Sci* 67(1): 3-9.
- Colombo, V., S. Mohr, R. Berghahn et V.J. Pettigrove (2013). Structural changes in a macrozoobenthos assemblage after imidacloprid pulses in aquatic field-based microcosms. *Arch Environ Contam Toxicol* 65(4): 683-692.
- DeCant, J. et M. Barrett. 2010. Environmental fate and ecological risk assessment for the registration of clothianidin for use as a seed treatment on mustard seed (oilseed and condiment) and cotton. United States Environmental Protection Agency, Washington.
- EPA (Environmental Protection Agency). 1992. Pesticide Ecotoxicity Database. Environmental Fate and Effects Division, U.S.EPA, Washington, D.C.: EPA Office of Pesticides Program Database, Institution Contact Information found at http://cfpub.epa.gov/ecotox/help.cfm?help_id=DATASTEWARD&help_type=define&help_back=1
- Feng, S., Z. Kong, X. Wang, L. Zhao et P. Peng (2004). Acute toxicity and genotoxicity of two novel pesticides on amphibian, *Rana N. Hallowell*. *Chemosphere* 56(5): 457-463.
- Ge, W., S. Yan, J. Wang, L. Zhu et A. Chen (2015). Oxidative stress and DNA damage induced by imidacloprid in zebrafish (*Danio rerio*). *J Agric Food Chem* 63(6): 1856-1862.
- Giroux, I. 2019. Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2015 à 2017, Québec, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, 64 p. + 6 annexes ISBN 978-2-550-83220-1 (PDF), [En ligne] http://www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/maïs_soya/portrait2015-2017/rapport-2015-2017.pdf
- Les insecticides néonicotinoïdes : état des connaissances de leurs impacts potentiels sur les organismes aquatiques

- Giroux, I. 2018. État de situation sur la présence de pesticides au lac Saint-Pierre, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'information sur les milieux aquatiques, 26 p. + 4 annexes ISBN 978-2-550-81692-8 (PDF), [En ligne] www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/lac-st-pierre/etat-presence-pesticides.pdf
- Giroux, I. 2017. Présence de pesticides dans l'eau de surface au Québec, Zones de vergers et de cultures maraîchères, 2013 à 2016, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'information sur les milieux aquatiques, 47 p. + 3 annexes ISBN 978-2-550-78847-8 (PDF), [En ligne] <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/pesticides.htm>
- Giroux, I. 2014. Présence de pesticides dans l'eau au Québec – Zones de vergers et de pommes de terre, 2010 à 2012, Québec, ministère du développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-71747-8 (PDF), 55 p. + 5 annexes. [En ligne] http://www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/pomme_terre/pesti-vergers.htm
- 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, ministère du Développement durable, de l'environnement et des Parcs, direction du suivi de l'état de l'environnement et Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ISBN 978-2-550-61396-1, 31 p. et 5 annexes. [En ligne] http://www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/pomme_terre/index.htm
- Goulson, D. (2013). An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology* 50: 977-987.
- Gupta, S. et V.T. Gajbhiye (2007). Persistence of acetamiprid in soil. *Bull Environ Contam Toxicol* 78(5): 349-352.
- Hayasaka, D., T. Korenaga, K. Suzuki, F. Saito, F. Sanchez-Bayo et K. Goka (2012). Cumulative ecological impacts of two successive annual treatments of imidacloprid and fipronil on aquatic communities of paddy mesocosms. *Ecotoxicol Environ Saf* 80: 355-362.
- Howard, J.H., S.E. Julian et J. Ferrigan (2003). Golf course maintenance: impact of pesticides on amphibians. *Golf Course Mon*, September 94–101.
- Jemec, A., T. Tisler, D. Drobne, K. Sepcic, D. Fournier et P. Trebse (2007). Comparative toxicity of imidacloprid, of its commercial liquid formulation and of diazinon to a non-target arthropod, the microcrustacean *Daphnia magna*. *Chemosphere* 68(8): 1408-1418.
- Jeschke, P., R. Nauen, M. Schindler et A. Elbert (2011). Overview of the status and global strategy for neonicotinoids. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 59: 2897-2908.
- Kreuger, J, S. Graaf, J. Patring et S. Adielsson. 2010. Pesticides in surface water in areas with open ground and greenhouse horticultural crops in Sweden, 2008. Swedish University of Agricultural Science. http://www-mv.slu.se/webfiles/vv/CKB/Ekohydrologi_117_ENG.pdf
- Kreutzweiser, D.P., K.P. Good, D.T. Chartrand, T.A. Scarr et D.G. Thompson (2008). Are leaves that fall from imidacloprid-treated maple trees to control Asian longhorned beetles toxic to non-target decomposer organisms? *J Environ Qual* 37(2): 639-646.
- Lamers, M., M. Anyusheva, N. La, V.V. Nguyen et T. Streck (2011). Pesticide Pollution in Surface- and Groundwater by Paddy Rice Cultivation: A Case Study from Northern Vietnam. *CLEAN – Soil, Air, Water* 39(4): 356-361.
- Liu, W., W. Zheng et J. Gan (2002). Competitive sorption between imidacloprid and imidacloprid-urea on soil clay minerals and humic acids. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50: 6823-6827.

- Main, A.R., J.V. Headley, K.M. Peru, N.L. Michel, A.J. Cessna et C.A. Morrissey (2014). Widespread use and frequent detection of neonicotinoid insecticides in wetlands of Canada's Prairie Pothole Region. *PLoS One* 9(3).
- Masia, A., J. Campo, P. Vazquez-Roig, C. Blasco et Y. Pico (2013). Screening of currently used pesticides in water, sediments and biota of the Guadalquivir River Basin (Spain). *J Hazard Mater* 1: 95-104.
- MELCC, 2020. Présence de pesticides dans l'eau au Québec – Portrait dans des zones en culture de pommes de terre en 2017 et 2018, [En ligne], Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec, 44 pages et 5 annexes. [www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/pomme_terre/rapport-pesticides-eau-pomme-terre-2017-2018.pdf]
- MELCC, 2019. Critères de qualité de l'eau de surface: Néonicotinoïdes. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0942.
- Morrissey, C.A., P. Mineau, J.H. Devries, F. Sanchez-Bayo, M. Liess, M.C. Cavallaro et K. Liber (2015). Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: a review. *Environment International* 74: 291-303.
- Osterberg, J.S., K.M. Darnell, T.M. Blickey, J.A. Romano et D. Rittschof (2012). Acute toxicity and sub-lethal effects of common pesticides in post-larval and juvenile blue crabs, *Callinectes sapidus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 424-425: 5-14.
- Perez-Iglesias, J.M., C. Ruiz de Arcaute, N. Nikoloff, L. Dury, S. Soloneski, G.S. Natale et M.L. Larramendy (2014). The genotoxic effects of the imidacloprid-based insecticide formulation glaxoxan imida on montevideo tree frog *Hypsiboas pulchellus* tadpoles (Anura, Hylidae). *Ecotoxicol Environ Saf* 104: 120-6.
- Pestana, J.L., A.C. Alexander, J.M. Culp, D.J. Baird, A.J. Cessna et A.M. Soares (2009). Structural and functional responses of benthic invertebrates to imidacloprid in outdoor stream mesocosms. *Environ Pollut* 157(8-9): 2328-2334.
- PPDB (Pesticide Properties Data Base). 2012. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/it/index.htm>.
- Robinson, S.A., S.D. Richardson, R.L. Dalton, F. Maisonneuve, V.L. Trudeau, B.D. Pauli, et S.S.Y. Lee-Jenkins (2017). Sublethal effects on wood frogs chronically exposed to environmentally relevant concentrations of two neonicotinoid insecticides. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36(4): 1101-1109.
- Ruiz de Arcaute, C., J.M. Pérez-Iglesias, N. Nikoloff, G.S. Natale, S. Soloneski et M.L. Larramendy (2014). Genotoxicity evaluation of the insecticide imidacloprid on circulating blood cells of montevideo tree frog *Hypsiboas pulchellus* tadpoles (Anura, Hylidae) by comet and micronucleus bioassays. *Ecological Indicators* 45: 632-639.
- Sanchez-Bayo, F. et K. Goka (2005). Unexpected effects of zinc pyrethrin and imidacloprid on Japanese medaka fish (*Oryzias latipes*). *Aquat Toxicol* 74(4): 285-293.
- Sardo, A.M. et A.M. Soares (2010). Assessment of the effects of the pesticide imidacloprid on the behaviour of the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus*. *Arch Environ Contam Toxicol* 58(3): 648-656.
- SERA (Syracuse Environmental Research Associates, Inc.). 2015. Imidacloprid, Human Health and Ecological Risk Assessment, Final Report. SERA TR-056-09-02e. Available at: <http://www.fs.fed.us/foresthealth/pesticide/risk.shtml>.
- Starner, K. et K.S. Goh (2012). Detections of the neonicotinoid insecticide imidacloprid in surface waters of three agricultural regions of California, USA, 2010-2011. *Bull Environ Contam Toxicol* 88(3): 316-321.

- Stoughton, S.J., K. Liber, J. Culp et A. Cessna (2008). Acute and chronic toxicity of imidacloprid to the aquatic invertebrates *Chironomus tentans* and *Hyalella azteca* under constant- and pulse-exposure conditions. *Arch Environ Contam Toxicol* 54(4): 662-673.
- Tisler, T., A. Jemec, B. Mozetic et P. Trebse (2009). Hazard identification of imidacloprid to aquatic environment. *Chemosphere* 76(7): 907-914.
- Uneme, H. (2011). Chemistry of clothianidin and related compounds. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 59(2932-2937).
- Wakita, T. (2011). Molecular design of dinotefuran with unique insecticidal properties. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 59: 2938-2942.
- Wang, Y., S. Wu, J. Chen, C. Zhang, Z. Xu, G. Li, L. Cai, W. Shen et Q. Wang (2018). Single and joint toxicity assessment of four currently used pesticides to zebrafish (*Danio rerio*) using traditional and molecular endpoints. *Chemosphere* 192: 14-23.
- Wang, Y., G. Yang, D. Dai, Z. Xu, L. Cai, Q. Wang et Y. Yu (2017). Individual and mixture effects of five agricultural pesticides on zebrafish (*Danio rerio*) larvae. *Environmental Science and Pollution Research* 24(5): 4528-4536.

Rédaction

Nathalie Paquet et Gaëlle Triffault-Bouchet

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

Marianne Métivier

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

Isabelle Giroux

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

Révision

Émilie Bilodeau

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

Mélanie Desrosiers

Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

Magali Houde

Environnement et Changement climatique Canada

N° de cat. : En4-426/2021F-PDF

ISBN : 978-0-660-38206-7

Publié avec l'autorisation de

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2021

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec

© Gouvernement du Québec, 2021

Also available in English under the title: Neonicotinoid Insecticides: State of Knowledge of Their Potential Impacts on Aquatic Organisms