

## Rapport de la stratégie d'intervention précoce du Partenariat pour une forêt en santé sur la surveillance de l'eau dans les zones de recherche de 2018 pour Foray® 76B (*Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* [Btk]) et Limit® 240LV (tébufénozide)

Emily Owens et Rob Johns

### **CONTEXTE**

En 2015, la stratégie d'intervention précoce du Partenariat pour une forêt en santé a entrepris un projet de surveillance de l'eau pour surveiller l'utilisation du *Btk* et du tébufénozide et pour éduquer le grand public à cet égard durant les projets de recherche en cours sur la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Ce qui suit est le rapport du programme de surveillance de l'eau de 2018.

#### *La tordeuse des bourgeons de l'épinette*

La tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) est un insecte indigène de l'Amérique du Nord qui se transforme en infestations environ tous les 35 ans; durant ces infestations, l'insecte cause une défoliation sévère qui peut aller jusqu'à tuer les épinettes et les sapins affectés. Au cours des dernières années, une infestation au Québec a entraîné de multiples années de défoliation. Au sud du Québec, l'infestation a commencé à se propager dans le nord du Nouveau-Brunswick, et des travaux sont en cours pour mettre au point une stratégie visant à limiter la propagation et l'impact.

#### *Le Btk*

L'un des principaux produits de traitement proposés est le *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* (*Btk*), une bactérie naturellement présente appréciée en agriculture et en jardinage en raison de son efficacité pour gérer les larves d'insectes nuisibles, tout en n'ayant aucun effet sur les humains, les autres mammifères, les oiseaux, les poissons et les amphibiens (Meher et coll. 2002.) Le *Btk* est également utile pour gérer la tordeuse des bourgeons de l'épinette, et la Société de protection des forêts contre les insectes et maladies (SOPFIM) s'en sert pour lutter contre l'infestation au Québec. Le *Btk* se dépose sur les aiguilles des épinettes et des sapins et est mangé par les larves de la tordeuse des bourgeons. En résumé, le *Btk* est toxique uniquement pour des groupes spécifiques d'insectes (p. ex., les chenilles qui se nourrissent); sa toxicité est causée par l'ingestion de cristaux de protéine qui sont produits par les spores du *Bt* et « métabolisés » par l'alcalinité élevée de l'intestin de l'insecte. Ce sont les enzymes libérées par ce processus qui affaiblissent ou tuent l'insecte par leur action sur la paroi intestinale (Henry, 2014). Notons que l'intestin des vertébrés est très acide, et donc les cristaux de *Btk* qui sont ingérés passent à travers leur système digestif sans faire de dommages. Après des décennies d'utilisation et de tests, on ne recense aucun cas avéré de toxicité pour les poissons, les mammifères, les oiseaux, les amphibiens ou tout organisme aquatique. Seules les larves qui s'alimentent sont susceptibles (Ressources naturelles Canada, 2016).

#### *Le tébufénozide*

Un autre des principaux produits de traitement proposés est Limit® 240LV (tébufénozide), un régulateur de croissance des insectes qui, lorsqu'il est ingéré par les larves de la tordeuse des

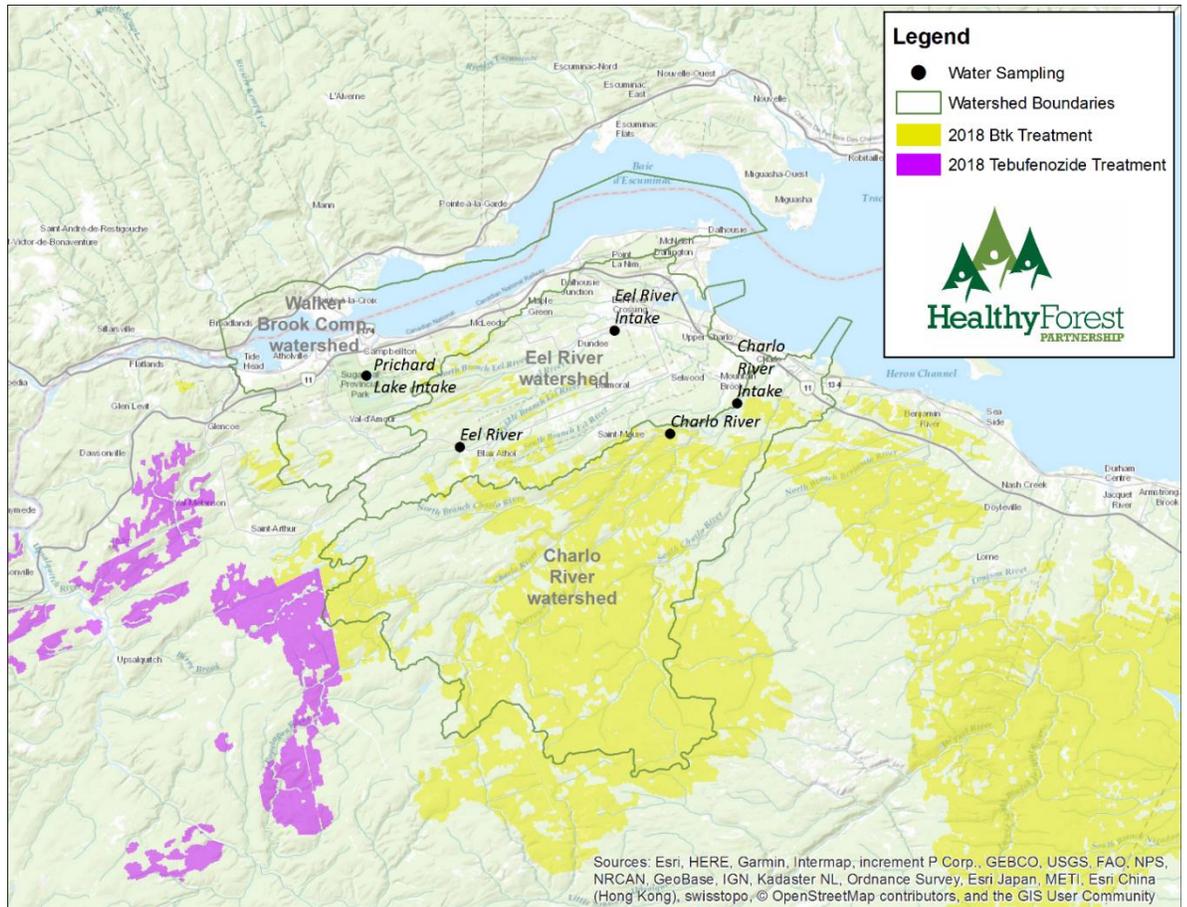
<sup>1</sup>Natural Resources Canada, Canadian Forest Service - Atlantic Forestry Centre, Fredericton, New Brunswick, Canada, E3B 5P7

bourgeons de l'épinette, perturbe sa mue, ce qui fait que la tordeuse cesse de s'alimenter et meurt (Ressources naturelles Canada, 2016). Le tébufénozide se dépose sur les aiguilles des épinettes et des sapins et est mangé par les larves de la tordeuse des bourgeons. Les larves cessent de s'alimenter presque immédiatement et meurent un ou deux jours plus tard. Le tébufénozide n'a pas d'effets néfastes pour les oiseaux, les mammifères, les espèces aquatiques ou les invertébrés du sol (Département de l'Agriculture des États-Unis, 2012; Sundaram, 1997). Seules les larves qui s'alimentent sont susceptibles (Ressources naturelles Canada, 2016).

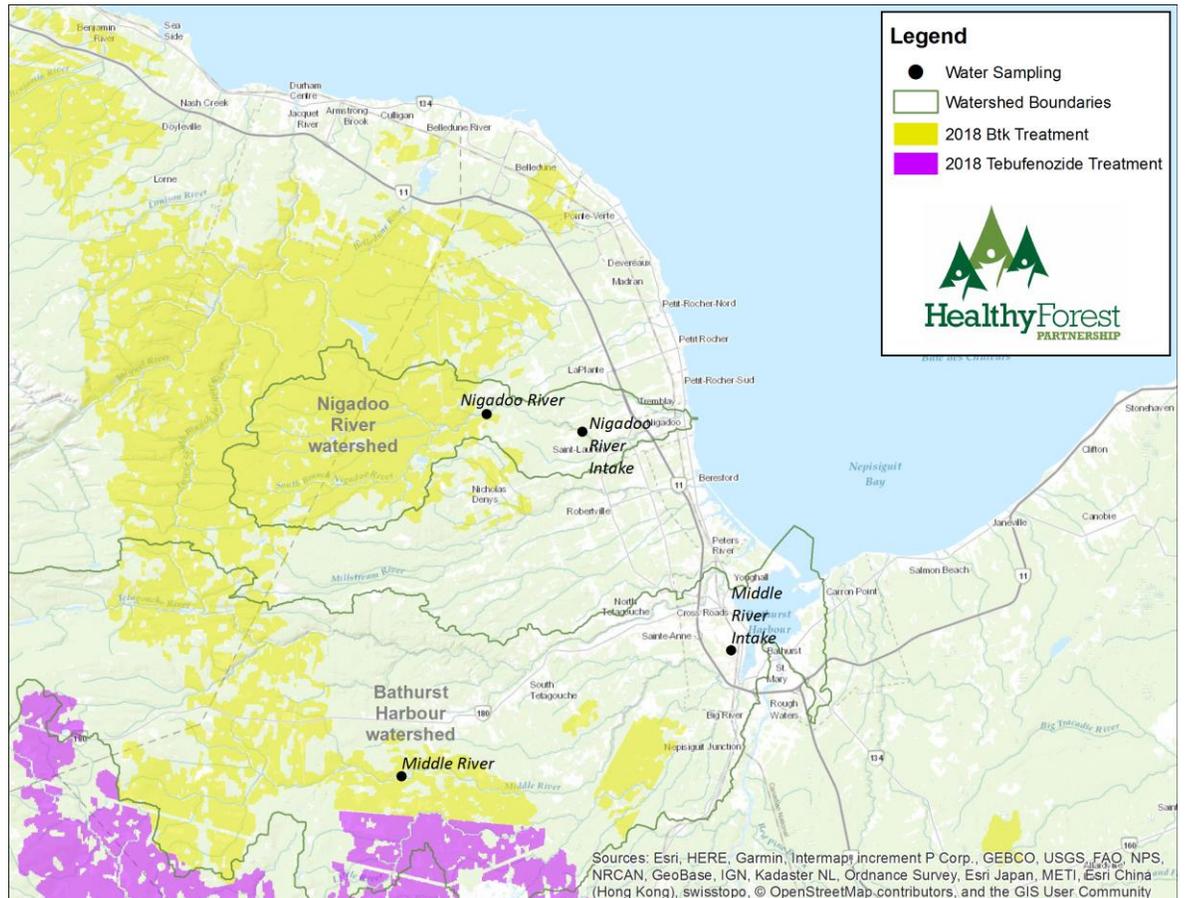
### **PROTOCOLE D'ÉCHANTILLONNAGE**

Des échantillons d'eau ont été prélevés dans le bassin hydrographique Walker Brook Comp de Campbellton (prise d'eau du lac Prichard), le bassin hydrographique de la rivière Eel (rivière Eel et l'emplacement de sa prise d'eau), le bassin hydrographique de la rivière Charlo (rivière Charlo et l'emplacement de sa prise d'eau) (fig.1), le bassin hydrographique de Petit-Rocher (rivière Nigadoo et l'emplacement de sa prise d'eau) et le bassin hydrographique du havre de Bathurst (rivière Middle et l'emplacement de sa prise d'eau) (fig. 2). Des échantillons d'eau ont également été prélevés dans la rivière Miramichi (Miramichi ouest et est) (fig. 3). Les bassins hydrographiques de Campbellton, de la rivière Eel, de Petit-Rocher, de Dalhousie et de Bathurst ont été traités à l'intérieur ou à proximité de la zone de traitement au *Btk*, et deux sites sur la rivière Miramichi ont été traités à l'intérieur ou à proximité de la zone de traitement au tébufénozide. Des échantillons ont été prélevés aux intervalles suivants : 1) dans les trois jours précédant le traitement initial au *Btk*, 2) dans les trois jours suivant le traitement final et 3) trois semaines suivant le traitement final au *Btk* et deux semaines pour le traitement au tébufénozide. Les périodes d'échantillonnage suivent en gros la procédure mise au point et utilisée par la SOPFIM depuis deux décennies pour le *Btk*, et nous avons choisi de suivre ce protocole pour le tébufénozide aussi afin d'imiter la récente méthodologie utilisée dans les essais de tébufénozide en laboratoire (Kreutzweiser et Nicholson, 2007). En raison d'une erreur de synchronisation, aucun échantillon n'a été prélevé avant le traitement dans le bassin hydrographique de Petit-Rocher. Les échantillons d'eau de tous les sites échantillonnés ont été prélevés le long de la rive (quatre échantillons à des intervalles d'environ 10 m).

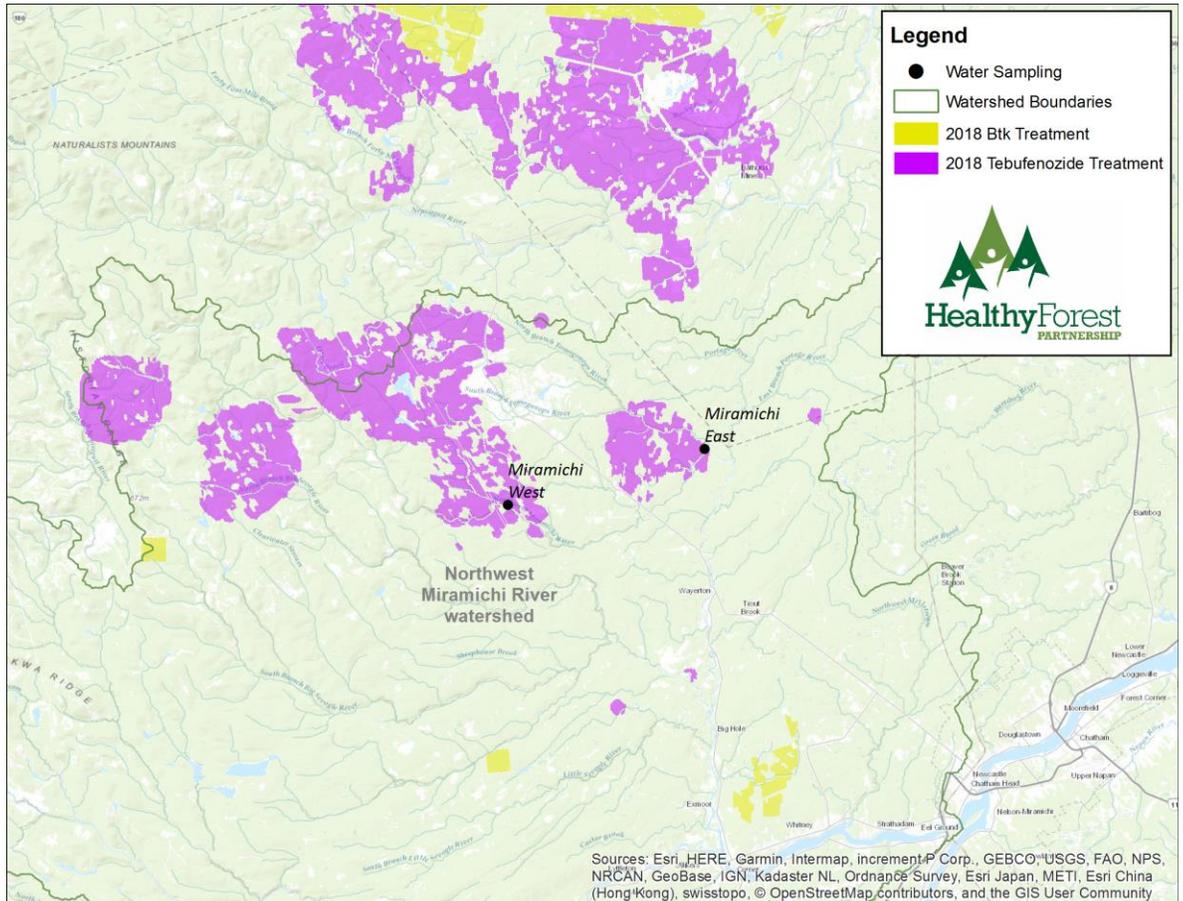
**Figure 1.** Carte de l'emplacement des prélèvements d'échantillons dans le bassin hydrographique Walker Brook Comp de Campbellton, le bassin hydrographique de la rivière Eel et le bassin hydrographique de la rivière Charlo et zones traitées



**Figure 2.** Carte de l'emplacement des prélèvements d'échantillons dans les bassins hydrographiques de la rivière Nigadoo et du havre de Bathurst et zones traitées



**Figure 3 :** Carte de l'emplacement des prélèvements d'échantillons dans le bassin hydrographique de la rivière Miramichi Nord-Ouest et des zones traitées



## RÉSULTATS ET DISCUSSION

### *Le Btk*

Les résultats des analyses de laboratoire effectuées par RPC à Fredericton montrent que les concentrations de *Btk* augmentent, passant d'un niveau initial très faible avant le traitement à une concentration moyenne maximale de 0,11 UFC/ml dans le bassin hydrographique de Campbellton à l'emplacement de la prise d'eau du lac Prichard. Dans le bassin hydrographique de la rivière Eel, la concentration moyenne dans la rivière Eel était de 2,2 UFC/ml, et de 0,84 UFC/ml à l'emplacement de sa prise d'eau. Dans le bassin hydrographique de Petit-Rocher, la concentration moyenne dans la rivière Nigadoo était de 11,6 UFC/ml, et de 5,7 UFC/ml à l'emplacement de sa prise d'eau. Dans le bassin hydrographique de Dalhousie, la concentration moyenne dans la rivière Charlo était de 2,0 UFC/ml, et de 2,8 UFC/ml à l'emplacement de sa prise

d'eau. Dans le bassin hydrographique de Bathurst, la concentration moyenne était de 4,6 UFC/ml dans la rivière Middle River, et de 7,4 UFC/ml à l'emplacement de sa prise d'eau (annexe 1).

Plusieurs études ont été menées sur la sécurité de variantes du *Bt* pour les organismes non ciblés suivant une exposition au produit dans l'environnement, surtout les organismes aquatiques et les organismes endogés (Beavers et Smith, 1990; Christensen, 1990; EPA, 1998). Dans le cas des rongeurs, aucun effet observable (p. ex., changements dans le comportement, la masse corporelle ou l'état des organes) n'a été constaté à des concentrations de 125 milliards d'UFC/ml (Meher et coll. 2002), soit plus de 200 000 fois supérieure à la concentration moyenne la plus élevée détectée dans les rivières échantillonnées pour ce projet de surveillance de l'eau. On n'a rapporté aucune toxicité chez d'autres groupes d'insectes non ciblés à des concentrations de plus de 100 000 UFC/ml (EPA, 1998). L'absence généralisée de toxicité du *Btk* sur les mammifères a souvent été rapportée au cours des 30 dernières années, ce qui a mené l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) à conclure que l'utilisation du *Btk* est sécuritaire pour la lutte antiparasitaire en agriculture, en horticulture et en sylviculture (OMS, 1999). L'OMS indique également qu'il est peu probable que le *Btk* pose un danger pour les humains et autres vertébrés en raison des mécanismes qui sous-tendent la toxicité du *Btk* pour les espèces d'insectes visées (OMS, 1999), et l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (EPA) a laissé tomber ses exigences d'études supplémentaires sur la toxicité du *Btk*, reconnaissant l'absence de danger pour la santé humaine.

#### *Le tébufénozide*

Les résultats des analyses en laboratoire des échantillons d'eau de la rivière Miramichi effectuées par le RPC à Fredericton, au Nouveau-Brunswick, montrent des concentrations de tébufénozide à l'état de trace avec une concentration maximale de 0,000008 mg/L deux jours après le traitement et de 0,000015 mg/L deux semaines après le traitement dans le site de Miramichi ouest. Dans le site de Miramichi est, des concentrations de tébufénozide à l'état de trace avec une concentration maximale de 0,0003 mg/L deux jours après le traitement ont été observées, et aucune trace de tébufénozide n'a été observée dans l'échantillon prélevé deux semaines après le traitement (annexe 2).

Plusieurs études ont été menées sur la sécurité du tébufénozide et, dans le pire des scénarios, aucun effet significatif n'a été observé sur les espèces exposées lors des études (Kreutzweiser et Capell, 1994). Même à la concentration maximale testée de 3,5 mg/L, ce qui est 100 fois les concentrations attendues dans l'environnement, on n'a observé aucun effet significatif sur la survie des espèces testées, y compris les invertébrés endogés et les macro-invertébrés (Kreutzweiser et Capell, 1994; Addison, 1996). La recherche montre qu'entre 90 % et 95 % du tébufénozide se dépose sur le couvert forestier, et le tébufénozide déposé sur le couvert forestier résiste assez bien à la pluie et n'est pas facilement lessivé par celle-ci (Kreutzweiser et Nicholson, 2007; Sundaram, 1995). Le tébufénozide qui se dépose sur l'eau n'a pas d'effet néfaste significatif sur la plupart des organismes, y compris les invertébrés aquatiques (Kreutzweiser et Nicholson, 2007; Kreutzweiser et coll., 1994; 1998). La portion qui atteint le sol reste dans les cinq premiers centimètres en surface, est décomposée avec le temps par les microbes du sol, la lumière du soleil et l'humidité et n'est pas nocive pour les invertébrés

endogés (Sundaram, 1997; Thompson et Kreutzweiser, 2007; Addison, 1996). Même aux concentrations de tébufénozide les plus élevées jamais testées pour les mammifères et les oiseaux, aucune toxicité n'a été observée (document d'évaluation des risques, Service forestier de l'USDA).

### **CONCLUSIONS**

À la lumière des résultats du présent rapport, les traitements de recherche effectués en 2018 dans le cadre de la stratégie d'intervention précoce ont donné lieu à ce qui sont essentiellement des concentrations à l'état de trace de *Btk* et de tébufénozide à l'intérieur et à proximité des bassins hydrographiques. Même dans le pire des scénarios et aux concentrations les plus élevées qui ont été testées, aucun effet nocif n'a été observé sur les oiseaux, les mammifères ou les espèces aquatiques aussi bien pour le *Btk* que pour le tébufénozide. Les deux produits ont fait l'objet de nombreuses études par des scientifiques et des responsables de la réglementation avant que son utilisation soit autorisée au Canada (Ressources naturelles Canada, 2016).

**ANNEXE 1** : Concentrations moyennes ( $\pm$  erreur-type) de *Btk* observées dans les échantillons d'eau prélevés dans la zone de traitement de la stratégie d'intervention précoce en 2018, rapportées en termes d'unités formatrices de colonies par millilitre (UFC/ml).

Bassin hydrographique	Nom de l'emplacement	Latitude	Longitude	Pré-traitement	+3jours	+3semaines
Campbellton	Prise d'eau, lac Prichard	47,98142	-66,66550	0,063 $\pm 0,023$	0,11 $\pm 0,042$	0,003 $\pm 0,003$
Rivière Eel	Rivière Eel	47,94029	-66,58497	0,085 $\pm 0,028$	2,2 $\pm 0,208$	0,153 $\pm 0,031$
Rivière Eel	Prise d'eau, rivière Eel	48,00761	-66,45190	0,838 $\pm 0,804$	0,84 $\pm 0,187$	0,038 $\pm 0,009$
Petit-Rocher	Rivière Nigadoo	47,75233	-65,86410	n/a	11,575 $\pm 6,813$	1,950 $\pm 0,246$
Petit-Rocher	Prise d'eau, rivière Nigadoo	47,73718	-65,79547	n/a	5,665 $\pm 2,642$	2,275 $\pm 0,165$
Dalhousie	Rivière Charlo	47,94791	-66,40395	0,168 $\pm 0,018$	2,013 $\pm 0,000$	0,945 $\pm 0,1$
Dalhousie	Prise d'eau, rivière Charlo	47,96541	-66,34644	0,45 $\pm 0,115$	2,823 $\pm 0,665$	0,313 $\pm 0,039$
Bathurst	Rivière Middle	47,55004	-65,94349	0,27 $\pm 0,058$	4,46 $\pm 0,279$	0,688 $\pm 0,173$
Bathurst	Prise d'eau, rivière Middle	47,61703	-65,67696	0,138 $\pm 0,027$	7,423 $\pm 0,696$	0,22 $\pm 0,029$

**ANNEXE 2** : Concentrations moyennes ( $\pm$  erreur-type) de tébufénozide observées dans les échantillons d'eau prélevés dans la zone de traitement de la stratégie d'intervention précoce en 2018, rapportées en termes d'unités formatrices de colonies par litre (UFC/l).

Bassin hydrographique	Nom de l'emplacement	Latitude	Longitude	+3 jours	+2 semaines
Rivière Miramichi	Miramichi ouest	47,19316	-66,03952	0,000008 $\pm 3,0 \times 10^{-6}$	0,000015 $\pm 5,0 \times 10^{-6}$
Rivière Miramichi	Miramichi est	47,23099	-65,83933	0,00003 $\pm 4,0 \times 10^{-6}$	0

## RÉFÉRENCES

- Addison, J.A. (1996). Safety testing of tebufenozide, a new molt-inducing insecticide for effects on non-target forest soil invertebrates. *Ecotoxicological Environmental Safety* 33, 55-61.
- Beavers, J. et G. Smith (1990). An avian oral pathogenicity and toxicity study in the mallard: Lab project number: 297-106. Étude non publiée préparée par Wildlife International Ltd., 19p.
- Christensen, K. (1990). Dipel technical material (*Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki*) – Infectivity and pathogenicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during a 32- day state renewal test: Lab project number: 2469.0889.6107.157; 90-2-3219. Étude non publiée préparée par Springborn Laboratories, Inc., 57p.
- EPA (1998). Reregistration eligibility decision (RED) – *Bacillus thuringiensis*. United States Environmental Protection Agency. EPA 738-R98-004. Mars 1998, 157p.
- Henry, C. (2014). Rapport de suivi environnemental 2013. Société de protection des forêts contre les insectes et maladies. Décembre 2014, 43p.
- Kreutzweiser, D., S. Capell K. Wainio-Keizer et D. Eichenberg (1994). Toxicity of new molt inducing insecticide (RH-5992) to aquatic macroinvertebrates. *Ecotoxicological Environmental Safety* 28, 14-24.
- Kreutzweiser, D.P., J.M., Gunn, D.G. Thompson, H.G. Pollard et M.J. Faber (1998). Zooplankton community responses to a novel forest insecticide, tebufenozide (RH-5992), in littoral lake enclosures. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:639-648.
- Kreutzweiser, D, and Nicholson, C. (2007). A Simple Empirical Model to Predict Forest Insecticide Ground-Level Deposition from a Compendium of Field Data. Ressources naturelles Canada, Sault Ste. Marie (Ontario) Canada P6A 5M7. Dans *Journal of Environmental Sciences & Health Part B*, V 42, pg. 107-113, USA.
- Ressources naturelles Canada (2016). *Répression des insectes ravageurs forestiers avec Mimic*. Récupéré de <http://www.rncan.gc.ca/forets/feux-insectes-perturbations/ravageurs-forestiers/17646>
- Mehere, S.M., S.L. Bodhankar, Anukumar, J.N. Dhuley, D.J. Khodape et S.R. Naik (2002). Toxicity studies of microbial insecticide *Bacillus thuringiensis* var. *kenyae* in rats, rabbits and fish. *International Journal of Toxicology* 21:99-105

Sundaram, K.M.S. (1995). Photostability & Rainfastness of Tebufenozide Deposits of Fir Foliage. Ressources naturelles Canada, Sault Ste. Marie (Ontario) Canada P6A 5M7. Dans American Chemical Society, 0097-6156/95/0595-034, USA.

Sundaram, K.M.S. (1997). Persistence & Mobility of Tebufenozide in Forest Litter and Soil Ecosystems under Field and Laboratory Conditions. Ressources naturelles Canada, Sault Ste. Marie (Ontario) Canada P6A 5M7 dans Pesticide Science, V 51, 115-130, UK.

US Department of Agriculture - Forest Service (2012). Gypsy Moth Management in the United States: A Cooperative Approach. Final Supplementary Environmental Impact Statement V 1, pg. 11, USA.

OMS (1999). Environmental health criteria 217. *Microbial pest control agent Bacillus thuringiensis*. Organisation mondiale de la Santé, 125 p.