

Suivi du lampricide TFM dans la baie Missisquoi et à la prise d'eau potable de Bedford en 2012



Photos de la page couverture : MDDELCC

Ce document peut être consulté sur le site Internet 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 978-2-550-71247-3 (PDF)

© Gouvernement du Québec, 2014

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Rédaction	Isabelle Giroux
Coordination	Isabelle Giroux ¹ Martin Mimeault ²
Collaborations spéciales	
Développement analyse du TFM	Christian Deblois ³
Développement critère de qualité de l'eau	Mireille Dion ¹
Validation aspect eau potable	Anouka Bolduc ⁴
Supervision technique et échantillonnage	Patrick Chevette ⁵
Échantillonnage	Mélanie Gilbert ⁵ Bruno Labonté ⁶
Homogénéats de poissons	Jean-Philippe Baillargeon ¹
Révision du rapport	Christian Balg ⁷ Patrick Chevette ⁵ Steve Garceau ⁸ Marc Simoneau ¹ Nathalie Brault ⁹
Analyse de laboratoire	Christian Deblois ³
Cartographie	France Gauthier ¹
Mise en page	Claire Cournoyer ¹

1. Direction du suivi de l'état de l'environnement

2. Direction régionale de l'analyse et de l'expertise de l'Estrie et de la Montérégie

3. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

4. Direction générale des politiques de l'eau

5. Direction régionale du centre de contrôle environnemental de l'Estrie et de la Montérégie

6. Aquatech, Société de gestion de l'eau, inc.

7. Direction des matières dangereuses et des pesticides

8. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction régionale de l'Estrie, de Montréal et de la Montérégie, secteur de la faune

9. Direction de la santé publique de la Montérégie

Référence bibliographique :

GIROUX, ISABELLE, 2014. *Suivi du lampricide TFM dans la baie Missisquoi et à la prise d'eau potable de Bedford en 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, Direction du secteur agricole et des pesticides, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ISBN 978-2-550-71247-3 (PDF), 19 p. + 4 ann.

RÉSUMÉ

À l'automne 2012, le lampricide TFM a été appliqué dans la rivière Missisquoi à Swanton, au Vermont, par l'United States Fish and Wildlife Service (USFWS). Ce produit est utilisé pour contrôler la lamproie marine et réduire les blessures et mortalités causées par cette espèce aux poissons de pêche sportive dans le lac Champlain.

Considérant que le panache de dispersion du TFM s'étend au-delà de la frontière américaine jusque dans la portion québécoise de la baie Missisquoi, un programme de suivi, complémentaire à celui réalisé par l'USFWS, a été mis en place par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). Les objectifs de ce suivi étaient de recueillir des données sur les concentrations de TFM dans la portion québécoise de la baie Missisquoi, ainsi que de mieux documenter l'exposition chronique des espèces aquatiques et l'exposition de la prise d'eau potable de Bedford à la suite de l'application du TFM. Le programme de suivi permettait également de valider les résultats des analyses effectuées par le Vermont.

L'ensemble des résultats obtenus (données américaines et québécoises) montre qu'à la suite de son application dans la rivière Missisquoi le 26 octobre 2012, le TFM a atteint la baie Missisquoi et s'y est dilué graduellement. Même si les concentrations résultantes dans la baie étaient plus faibles que celles de la rivière Missisquoi, les teneurs dans les premiers jours après l'application étaient tout de même assez élevées. Les concentrations de TFM dans la portion québécoise de la baie ont dépassé le critère québécois de qualité de l'eau de 17,92 µg/l pour la protection de la vie aquatique pendant une période d'environ une semaine à neuf sites d'échantillonnage localisés dans le secteur est de la baie Missisquoi. Des concentrations se situant entre 10 et 76 µg/l ont été mesurées le 2 novembre et entre 4 et 44 µg/l le 3 novembre. La concentration maximale dans la baie Missisquoi a été mesurée le 29 octobre 2012, soit une valeur de 226 µg/l. Par la suite, les concentrations ont diminué graduellement, mais le produit est demeuré en faibles concentrations dans la baie pendant une période de plus de deux mois.

Le TFM a été détecté à la prise d'eau de Bedford puisque le panache de dispersion du TFM s'est étendu du côté nord-est de la baie. Les concentrations mesurées à l'eau brute dans la semaine suivant l'application montrent des valeurs qui s'approchent du critère provisoire de 35 µg/l établi par le Département de la Santé du Vermont pour l'eau potable traitée. Toutefois, l'installation de production d'eau potable de Bedford, dotée d'un système de traitement conventionnel suivi d'un traitement au charbon actif, a permis de maintenir des concentrations toujours largement en deçà de ce critère dans l'eau traitée.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 CONTEXTE	2
1.1 Description de la problématique de la lamproie marine.....	2
1.2 Application du TFM dans la rivière Missisquoi et dispersion anticipée dans la baie Missisquoi .	2
2 MÉTHODOLOGIE	4
2.1 Aire d'étude	4
2.2 Plan et méthode d'échantillonnage.....	5
2.3 Méthode d'analyse du TFM dans l'eau	6
2.4 Interprétation des résultats.....	6
3 RÉSULTATS	7
3.1 TFM dans la baie Missisquoi.....	7
3.2 Présence de TFM à la prise d'eau potable de Bedford	12
4 DISCUSSION	13
4.1 Contexte général sur la qualité de l'eau de la baie Missisquoi	13
4.2 Dynamique des masses d'eau et temps de séjour dans la baie Missisquoi.....	13
4.3 Effets potentiels sur les espèces aquatiques.....	13
4.4 Vulnérabilité de la baie Missisquoi comme source d'approvisionnement en eau potable.....	16
CONCLUSION	17
BIBLIOGRAPHIE	18

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Modèle de dispersion du TFM dans la baie Missisquoi	20
Annexe 2. Analyse du TFM dans les poissons recueillis sur les rives de la baie Missisquoi	21

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Coordonnées des stations	4
Tableau 2. Plan d'échantillonnage dans la baie Missisquoi	5
Tableau 3. Plan d'échantillonnage à la prise d'eau potable de Bedford.....	5
Tableau 4. Concentrations de TFM dans la baie Missisquoi d'octobre à novembre 2012, en µg/l (Données du MDDELCC)	7
Tableau 5. Intervalles des concentrations mesurées par le Vermont dans la portion québécoise de la baie Missisquoi du 29 octobre au 5 novembre 2012	8
Tableau 6. Concentrations de TFM à la prise d'eau de Bedford (µg/l).....	12
Tableau 7. Concentrations des herbicides détectés à la prise d'eau de Bedford à l'été 2013 (µg/l).....	16

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Sites d'application du TFM dans la rivière Missisquoi (carré : application liquide au barrage de Swanton; rectangles 1 à 6 : application en barres)	3
Figure 2. Emplacement des stations échantillonnées.....	4
Figure 3. Concentrations de TFM dans la baie Missisquoi selon les données recueillies par le Vermont et le Québec ($\mu\text{g/l}$)	9
Figure 4 a. Concentrations de TFM dans la baie Missisquoi (31 octobre au 8 novembre)	9
Figure 4 b. Concentrations de TFM dans la baie Missisquoi (12 au 20 novembre)	10
Figure 4 c. Concentrations de TFM dans la baie Missisquoi (22 novembre 2012 au 17 janvier 2013)....	11

INTRODUCTION

Depuis les années 1990, le Vermont Fish and Wildlife Department (VTFWD) mène un programme de contrôle de la lamproie marine dans plusieurs tributaires du lac Champlain¹ afin de protéger les espèces de poissons de pêche sportive, notamment la truite et le saumon, contre les blessures et les mortalités infligées par la lamproie.

Le mode de contrôle utilisé est principalement un traitement chimique à l'aide du lampricide TFM (3 trifluorométhyl-4-nitrophénol). Ce pesticide est appliqué dans les tributaires du lac Champlain au cours de l'automne afin de tuer les jeunes lamproies à leur stade larvaire. Toutefois, le TFM a aussi des effets létaux chez plusieurs autres espèces de poissons (fouille-roche gris, esturgeon jaune, lamproie de l'Est, dard de sable, chat-fou des rapides) et sur les amphibiens, ainsi que des effets potentiels sur les macroinvertébrés et les plantes aquatiques. Bien que la documentation scientifique qualifie les effets du TFM de temporaires, il y a actuellement peu d'information sur les effets de l'exposition à long terme à de faibles concentrations de ce produit.

En 2008, un premier traitement au TFM avait été réalisé dans la rivière Missisquoi. Le Québec avait alors exprimé certaines préoccupations relativement aux effets potentiels du traitement sur les espèces aquatiques de la baie Missisquoi où se déverse la rivière Missisquoi et au sujet de l'exposition potentielle de la prise d'eau potable de Bedford. La position du Ministère a été d'exiger que le promoteur mène un suivi environnemental du panache de dispersion dans la baie Missisquoi, de même qu'un suivi du TFM à l'eau brute et à l'eau traitée de la prise d'eau de Bedford. Les résultats de l'application de 2008 avaient montré la dispersion du TFM au-delà de la frontière américaine jusque dans la partie québécoise de la baie avec un maximum de 270 µg/l (Chipman, 2009). Le panache avait atteint la prise d'eau potable de Bedford. Le produit avait été détecté à l'eau brute de la prise d'eau pendant une période de 28 jours suivant l'application du produit, à des concentrations se situant entre 2,4 et 27 µg/l. Une seule analyse avait montré la présence de trace de TFM (inférieur à 7,5 µg/l) à l'eau traitée. Il est important de mentionner que la limite de détection des analyses du TFM réalisées par le VTDFW était relativement élevée².

Quatre ans plus tard, à l'automne 2012, dans le cadre de son programme de contrôle de la lamproie, l'USFWS souhaitait refaire le traitement au TFM dans la rivière Missisquoi. Toujours préoccupé par les effets potentiels à long terme du produit sur les espèces aquatiques de la baie Missisquoi et sur la prise d'eau de Bedford, le Ministère décidait de mettre en place son propre programme de suivi. Pour ce faire, la méthode d'analyse du TFM a été développée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) avec une limite de détection plus basse (0,02 µg/l).

Les objectifs du suivi du TFM effectué à l'automne 2012 étaient de recueillir des données sur les concentrations de TFM dans la portion québécoise de la baie Missisquoi et de mieux documenter l'exposition chronique des espèces aquatiques de même que l'exposition de la prise d'eau de Bedford à la suite de l'application du TFM. Il visait également à compléter et à valider les résultats des analyses effectuées par l'USFWS.

¹ Lake Champlain Fish and Wildlife Management Cooperative, comité formé du Vermont Fish and Wildlife Department, du New York State Department of Environmental Conservation et du U.S. Fish and Wildlife Service.

² Limite de détection : 2,4 µg/l et limite de quantification : 7,5 µg/l

1 CONTEXTE

1.1 Description de la problématique de la lamproie marine

Les populations de poissons dans le lac Champlain sont similaires à celles des Grands Lacs. À l'instar des Grands Lacs, plusieurs espèces de salmonidés indigènes ont disparu (Marsden *et al.*, 2003). Aujourd'hui, la pêche sportive dans le lac Champlain est supportée par l'ensemencement d'espèces comme le touladi (*Salvelinus namaycush*), le saumon atlantique (*Salmo salar*), la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et la truite brune (*Salmo trutta*). L'ensemencement se fait en territoire américain et a peu d'effet sur le potentiel de pêche dans la baie Missisquoi, laquelle n'offre d'ailleurs pas des conditions propices au maintien de ces espèces en raison de sa faible profondeur.

À l'état de larve et d'ammocète, la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) passe de trois à sept ans partiellement enfouie dans les sédiments des rivières en se nourrissant des matières en suspension dans l'eau. Une série de métamorphoses se produit ensuite, menant à ses caractéristiques physiques adultes. À cette étape de son cycle de vie, la lamproie migre vers le lac ou la mer et, pendant environ deux ans, entre dans une phase de parasitisme où elle se nourrit des fluides corporels d'autres espèces de poissons. La lamproie peut ainsi causer des blessures ou des mortalités d'individus chez diverses espèces de poissons.

Les poissons de pêche sportive qui sont ensemencés dans le lac Champlain sont des espèces particulièrement vulnérables à la prédation par la lamproie. En conséquence, l'ensemencement en grande quantité de ces espèces de poissons fournit possiblement à la lamproie des conditions qui favorisent son développement.

Dans le lac Champlain, les blessures causées aux espèces de pêche sportive sont régulièrement évaluées par le Lake Champlain Fish and Wildlife Cooperative (LCFWC). En 2011, le nombre de poissons présentant des blessures était estimé à près de 20 % (environ 20 individus affectés par 100 poissons capturés) chez le saumon (LCFWMC, 2012). Afin de maintenir le renouvellement des stocks de poissons ensemencés dans le lac Champlain et pour améliorer les bénéfices économiques de la pêche, le contrôle de la lamproie marine était jugé nécessaire par les intervenants gouvernementaux américains (Marsden *et al.*, 2003). Depuis le début des années 1990, à l'instar de ce qui était fait dans les Grands Lacs, le comité a misé principalement sur le contrôle chimique, soit l'application du lampricide TFM (3-trifluorométhyl-4-nitrophénol). Une quinzaine de cours d'eau américains alimentant le lac Champlain sont ainsi traités en rotation, une fois tous les quatre ans. Le traitement permet de réduire le nombre de larves et, par conséquent, le nombre d'individus susceptibles d'atteindre le stade parasitaire.

1.2 Application du TFM dans la rivière Missisquoi et dispersion anticipée dans la baie Missisquoi

Le premier traitement au TFM dans la rivière Missisquoi a été effectué à l'automne 2008 par le VTFWD. Les promoteurs tenaient le Ministère informé des concentrations mesurées dans la baie et à la prise d'eau potable de Bedford. L'analyse du TFM n'était alors pas disponible au laboratoire du Ministère. En 2011, un deuxième traitement au TFM a été annoncé pour l'automne 2012, mais par l'USFWS. Dans la perspective de cette nouvelle application, le Ministère a décidé de développer l'analyse de ce produit à son laboratoire et de planifier un programme de suivi complémentaire à celui de l'USFWS.

L'application du TFM dans la rivière Missisquoi a eu lieu le 26 octobre 2012. Le produit était appliqué en formulation liquide à la hauteur du barrage de Swanton et sous forme de barres dans plusieurs petits ruisseaux en aval du barrage (figure 1). L'application du TFM était planifiée pour obtenir une concentration résultante dans le cours d'eau de 1,2 fois la concentration létale pour une période de 12 à 14 heures. La détermination précise de la concentration létale dépend du pH et de l'alcalinité du cours d'eau le jour de l'application. Une concentration résultante de TFM autour de 3 mg/L (3 000 µg/l) était souhaitée pour tuer les larves de lamproie.



Figure 1. Sites d'application du TFM dans la rivière Missisquoi (carré : application liquide au barrage de Swanton; rectangles 1 à 6 : application en barres)



Application du TFM au barrage de Swanton, au Vermont (photos : VTFWD, 2008)

Avant le traitement de 2008, le VTFWD avait fait modéliser le panache de dispersion du TFM sous différentes conditions (Subbayya *et al.*, 2008). Les paramètres du modèle étaient la direction du vent et le nombre de jours de vent avant le traitement, le débit de la rivière Missisquoi au moment du traitement (1 000 ou 1 500 pi³/s), le niveau d'eau de la baie (95 et 97 pi), la durée du traitement (12 ou 14 heures) et la concentration d'application au barrage (1,5 mg/l, 2,5 mg/l et 3 mg/l). Le modèle montre que les vents dominants provenant du sud-ouest influencent de façon importante la dispersion du panache dans la baie Missisquoi et que les courants dirigent alors le panache du côté est du lac. Parmi les 27 scénarios modélisés, celui qui correspondait le mieux aux observations du suivi environnemental de 2008 a été considéré pour l'élaboration du plan d'échantillonnage. Le scénario de modélisation retenu est illustré à l'annexe 1.

2 MÉTHODOLOGIE

2.1 Aire d'étude

Le plan d'échantillonnage réalisé par le Ministère comporte deux parties, soit un plan pour l'échantillonnage dans la baie Missisquoi et un plan pour la prise d'eau potable de Bedford. La figure 2 présente l'emplacement des stations échantillonnées par le Ministère. Comme le panache de dispersion anticipé s'étendait plutôt vers la portion est de la baie, les stations d'échantillonnage retenues sont donc principalement situées sur ce côté de la baie.



Figure 2. Emplacement des stations échantillonnées

Tableau 1. Coordonnées des stations

Stations	Latitude	Longitude
1	45,02503	- 73,15611
2	45,02472	- 73,12333
3	45,025	-73,10208
4	45,03472	-73,09589
5	45,04972	-73,09369
Prise d'eau brute (B)	45,03886	- 73,08050
Installation traitement (T)	45,03953	- 73,07833

2.2 Plan et méthode d'échantillonnage

Au départ, le plan d'échantillonnage prévoyait des prélèvements à intervalles réguliers à raison de deux prélèvements par semaine les premières semaines et un prélèvement par semaine par la suite. Cependant, les forts vents enregistrés à certaines dates ne permettaient pas la sortie sécuritaire en embarcation, ce qui a amené des modifications au plan d'échantillonnage initial. Le tableau 2 présente les dates où les prélèvements ont eu lieu dans la baie. Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un échantillonneur sur lequel était fixée une bouteille de verre de 40 ml. À deux dates d'échantillonnage dans la baie, un échantillon composé a été constitué à partir des échantillons prélevés aux stations 1 à 5. Pour composer cet échantillon, chaque sous-échantillon de 40 ml a été transvidé dans un contenant en verre d'un litre. Le mélange ainsi obtenu a été transvidé dans un contenant de 40 ml composant l'échantillon destiné à l'analyse.

Tableau 2. Plan d'échantillonnage dans la baie Missisquoi

Dates	Nombre d'échantillons	
17-oct	1*	Avant application TFM
31-oct	5	Semaine 1
02-nov	5	
07-nov	5	Semaine 2
14-nov	5	Semaine 3
16-nov	5	
20-nov	5	Semaine 4
22-nov	5	
27-nov	1*	Semaine 5

* Échantillon composé avec les sous-échantillons des cinq stations

La station de production d'eau potable de Bedford dessert les municipalités de Bedford et de Saint-Armand. La station a été échantillonnée à l'eau brute et à l'eau traitée (tableau 3). Des paramètres complémentaires (pH, température et turbidité), déjà mesurés à la prise d'eau, ont aussi été notés pour l'eau brute à chaque date d'échantillonnage. Les échantillons étaient acheminés au fur et à mesure au CEAEQ en vue de leur analyse.

Tableau 3. Plan d'échantillonnage à la prise d'eau potable de Bedford

Dates	Stations échantillonnées		Fréquence/sem	
	Eau brute	Eau traitée		
16-oct	X		mardi	Avant application TFM
27-oct	X	X	samedi	Semaine de l'application
29-oct	X	X	lundi	Semaine 2
01-nov	X	X	jeudi	
05-nov	X	X	lundi	Semaine 3
08-nov	X	X	jeudi	
12-nov	X	X	lundi	Semaine 4
15-nov	X	X	jeudi	
19-nov	X	X	lundi	Semaine 5
22-nov	X	X	jeudi	
26-nov	X	X	lundi	Semaine 6
29-nov	X	X	jeudi	
03-déc	X	X	lundi	Semaine 7
06-déc	X	X	jeudi	

2.3 Méthode d'analyse du TFM dans l'eau

L'échantillon est filtré sur une membrane de PVDF de 0,2 µm. Un ajout de 100 µl de 2,4-D-d3 est effectué à titre d'étalon de recouvrement et d'injection. L'analyse s'effectue par injection directe à l'aide d'une loupe d'injection de 500 µl. La chromatographie s'effectue sur colonne C18-Aqua de 30 mm sur 2 mm de diamètre contenant les particules de 3 µm. La chromatographie est réalisée à l'aide d'un mélange de méthanol et d'eau contenant 0,1 % d'acide formique et 1 mM d'acétate d'ammonium. L'analyse est effectuée à l'aide d'un spectromètre de masse en tandem (MS/MS) API 500 de Sciex dans le mode « MRM » (*multiple reaction monitoring*). La quantification est faite à l'aide d'une courbe de calibration préparée avec différentes concentrations de TFM. La limite de détection de la méthode d'analyse est de 0,02 µg/l et la limite de quantification est de 0,06 µg/l.



Baie Missisquoi à la prise d'eau potable de Bedford (MDDELCC, 2012)

2.4 Interprétation des résultats

Au moment de réaliser l'échantillonnage des eaux de surface, il n'existait pas de critère de qualité de l'eau pour l'exposition chronique des espèces aquatiques au TFM. En 2013-2014, des données écotoxicologiques ont été examinées pour un grand nombre d'espèces aquatiques. Les espèces retenues ont été classées des plus sensibles aux moins sensibles. En tenant compte des espèces les plus sensibles, un critère de qualité de l'eau a été calculé selon la méthode décrite dans le document de référence du Ministère (Ministère de l'Environnement du Québec, 1990). Le critère de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques (toxicité chronique ou CVAC) est fixé à 17,92 µg/l pour le TFM.

Pour l'interprétation des données obtenues à la station de production d'eau potable de Bedford, comme il n'y a pas de norme au Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) pour ce pesticide ni de recommandation canadienne, la valeur de référence utilisée est un critère provisoire établi à 35 µg/l par le Département de la Santé du Vermont¹. Ce critère a été calculé pour protéger les populations sensibles en cas d'exposition chronique.

¹ Vermont Department of Health Drinking Water Advisory Threshold

3 RÉSULTATS

3.1 TFM dans la baie Missisquoi

Les résultats de l'analyse du TFM dans les échantillons prélevés dans la baie Missisquoi sont présentés au tableau 4. Le traitement au TFM a eu lieu le 26 octobre 2012. L'échantillon prélevé avant le traitement (17 octobre) montre que le TFM n'est pas présent dans l'eau dans la portion québécoise de la baie Missisquoi. Les prélèvements subséquents recueillis entre le 31 octobre et le 27 novembre montrent tous la présence du produit dans l'eau, soit durant une période minimale d'un mois suivant le traitement. Pour les deux premières dates de prélèvement, soit une semaine après le traitement, le TFM n'est pas détecté à toutes les stations. Mais à partir de la deuxième semaine, le produit est détecté à toutes les stations, confirmant sa dispersion dans cette partie de la baie. Les concentrations mesurées aux cinq stations ont varié entre 0,05 µg/l et 9,8 µg/l. Les concentrations les plus élevées mesurées par le MDDELCC ont été enregistrées entre le 31 octobre et le 7 novembre, soit de 5 à 10 jours après l'application du produit dans la rivière Missisquoi.

Tableau 4. Concentrations de TFM dans la baie Missisquoi d'octobre à novembre 2012, en µg/l (Données du MDDELCC)

STATIONS	DATES D'ÉCHANTILLONNAGE									
	Octobre		Novembre							
	17	31	2	7	14	16	20	22	27	
1	-	6,4	ND	0,44	1,9	2,7	2	2,3	-	
2	-	ND	ND	2,5	1,8	2,4	1,5	1,4	-	
3	-	ND	ND	7,6	2	1,7	2,1	2,1	-	
4	-	ND	ND	7,7	0,92	1,2	2,2	2,5	-	
5	-	0,05	0,93	9,8	3,5	1,6	0,81	0,93	-	
INTÉGRÉ BLANC	ND		ND							1,5
Vents										
Provenance	S	E-NE/ S	S-O	N	O	nul	nul	S-O	nul	
Vitesse (nœuds)	4-5	2/ 8-10	9	7-9	1-2	nul	nul	7	nul	
T° moy. de l'eau (°C)	8,9	10,8	9,5	5,4	5,1	4,5	3,3	3,1	0,8	

ND : TFM non détecté - : Prélèvement regroupé en un seul échantillon intégré

L'USFWS a prélevé 105 échantillons répartis à 15 sites dans la portion québécoise de la baie entre le 29 octobre et le 5 novembre (tableau 5). La concentration maximale dans la baie Missisquoi a été mesurée le 29 octobre 2012, soit une valeur de 226 µg/l observée à la frontière É.-U.–Canada, près de la rive est du plan d'eau. Par la suite, cette concentration se disperse lentement en progressant vers le nord tout le long de la rive est. Des concentrations se situant entre 10 et 76 µg/l ont été mesurées le 2 novembre et entre 4 et 44 µg/l le 3 novembre. Le TFM a été détecté dans la moitié des 105 échantillons prélevés par le Vermont dans toute la portion québécoise de la baie. Parmi ceux-ci, 12 échantillons présentaient des valeurs supérieures au critère de 17,92 µg/l pour la protection des espèces aquatiques. Ces échantillons se situaient à 9 sites dans la portion est de la baie. Pour le reste des échantillons, 10 montraient des concentrations se situant entre 10 et 17 µg/l et 32 échantillons des concentrations entre 1 et 9 µg/l. Dans les échantillons prélevés du côté ouest de la baie, le TFM n'a pas été détecté.

Tableau 5. Intervalles des concentrations mesurées par le Vermont dans la portion québécoise de la baie Missisquoi du 29 octobre au 5 novembre 2012

Intervalles des concentrations µg/l	Nombre d'échantillons N	Concentration maximale µg/l
17,9 et plus	12	226
10 à 17	10	15
1 à 9	32	8
Non détecté	51	-

Parmi les échantillons prélevés par l'USFWS dans la portion québécoise de la baie, 12 échantillons prélevés à neuf sites dans le secteur est de la baie et répartis sur un intervalle de six jours (soit du 29 octobre au 3 novembre) présentent des concentrations de TFM qui dépassent le critère de 17,92 µg/l pour la protection des espèces aquatiques (figure 3). Parmi les échantillons prélevés par le Québec, aucun ne dépassait le critère, mais on constate que le produit demeure dans la baie pendant une longue période puisqu'il est encore détecté le 27 novembre, soit un mois après son application dans la rivière Missisquoi. Les figures 4a, 4b et 4c donnent une représentation spatiale des résultats pour les cinq stations dans la baie et pour la prise d'eau brute de Bedford.

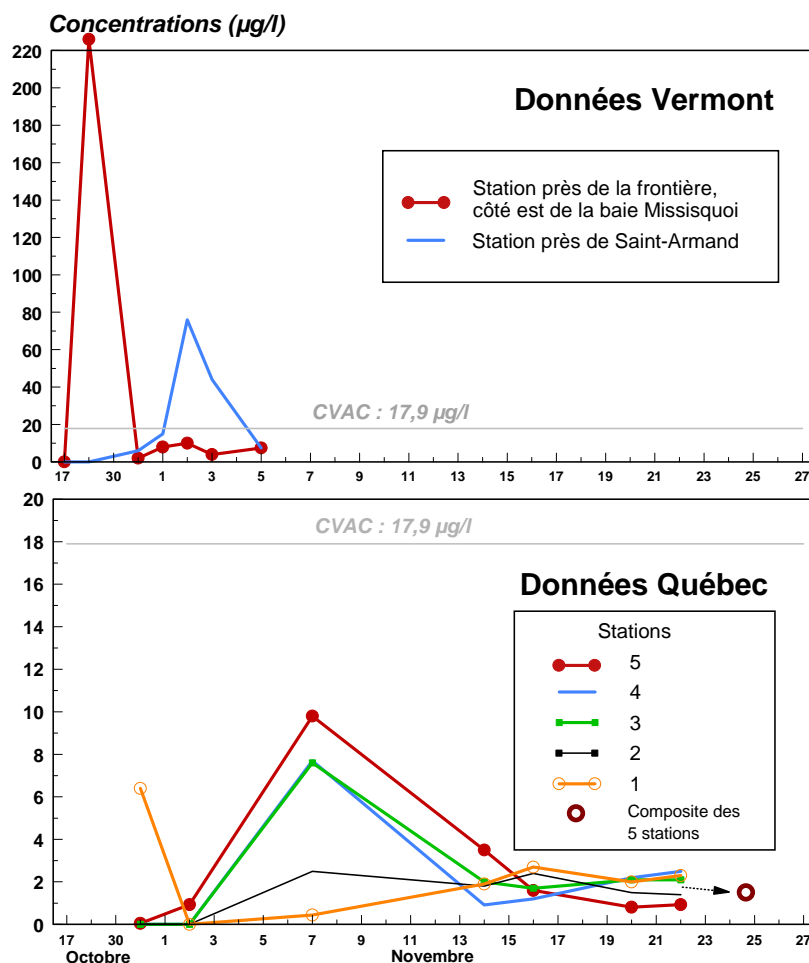


Figure 3. Concentrations de TFM dans la baie Missisquoi selon les données recueillies par le Vermont et le Québec (µg/l)

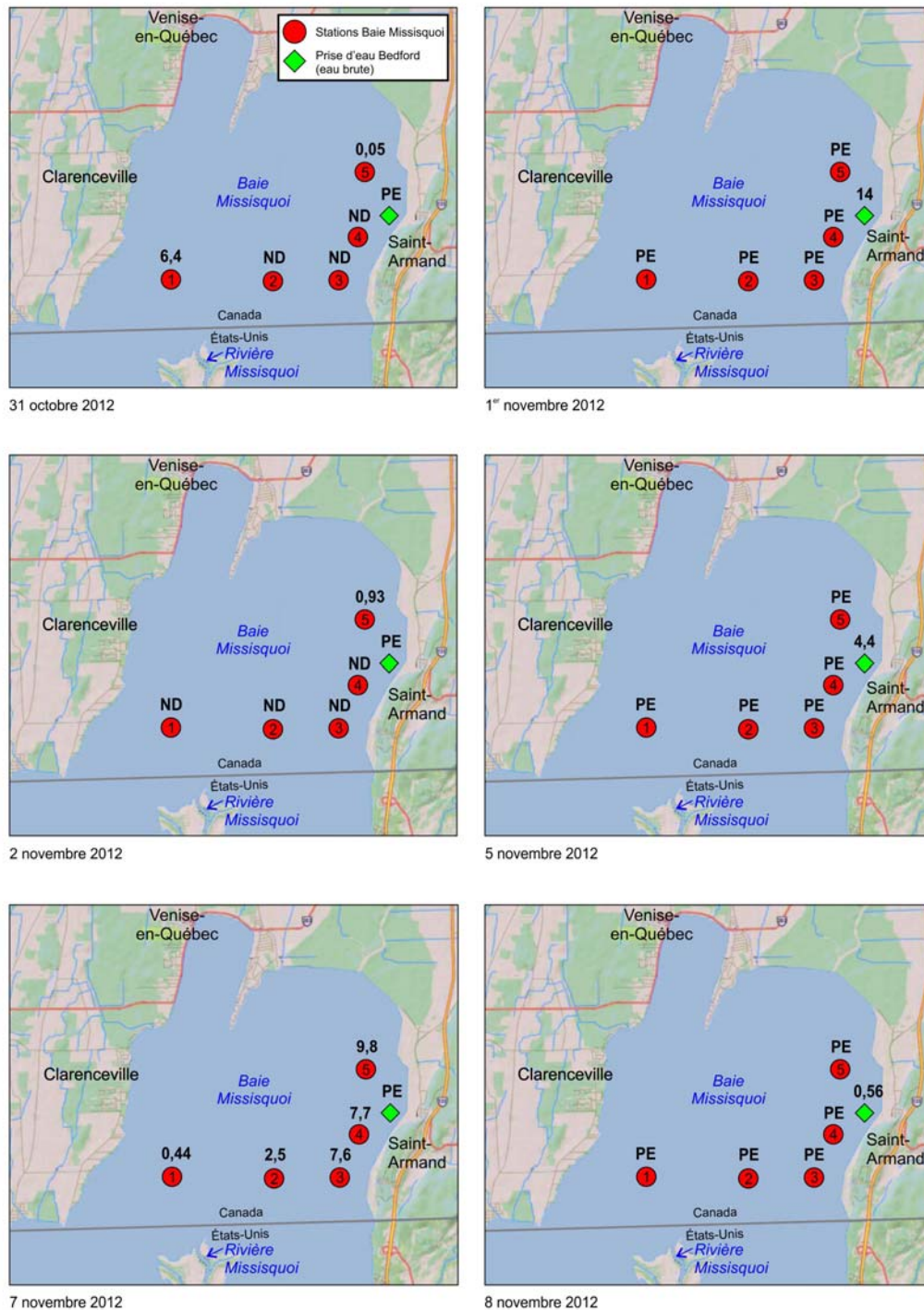


Figure 4 a. Concentrations de TFM dans la baie Missisquoi (31 octobre au 8 novembre)

(PE : pas échantillonné à cette date)

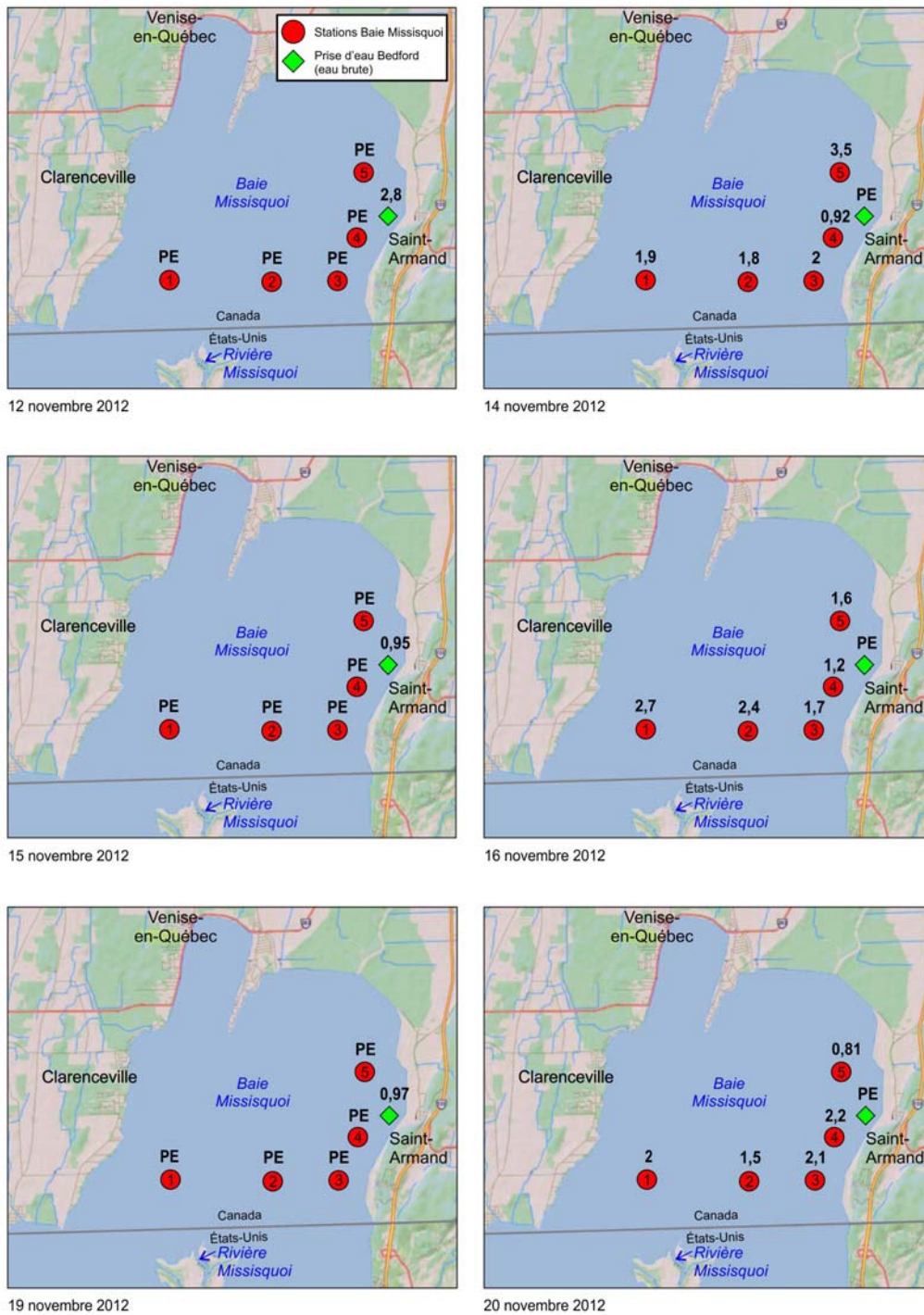


Figure 4 b. Concentrations de TFM dans la baie Missisquoi (12 au 20 novembre)

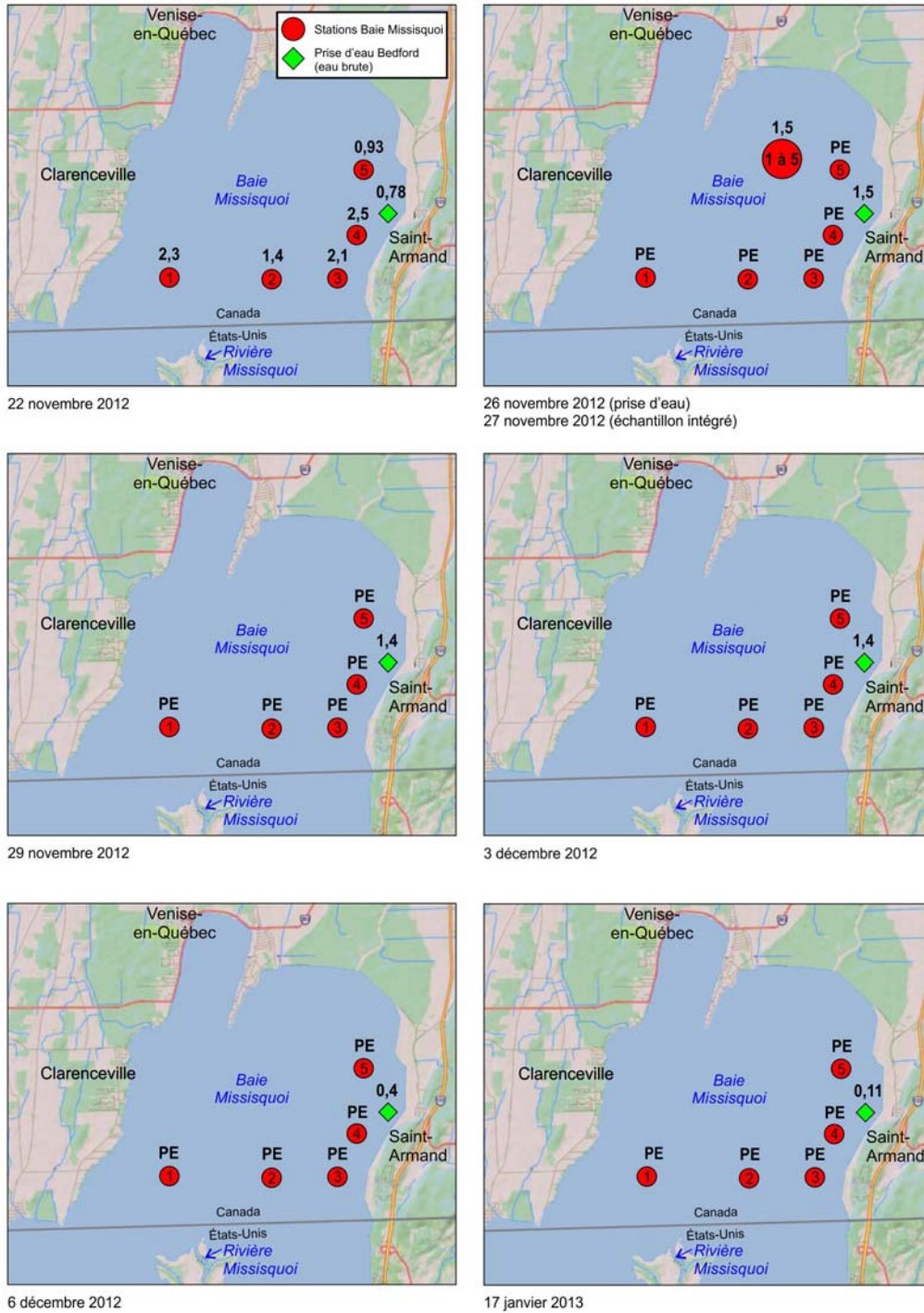


Figure 4 c. Concentrations de TFM dans la baie Missisquoi (22 novembre 2012 au 17 janvier 2013)

3.2 Présence de TFM à la prise d'eau potable de Bedford

Le TFM a été détecté à la prise d'eau potable de Bedford à partir du 30 octobre, soit quatre jours après son application dans la rivière Missisquoi (tableau 6). Deux approches complémentaires ont été utilisées : les données quotidiennes recueillies par le Vermont visaient à vérifier les niveaux de concentrations dans les premiers jours suivant l'application du TFM (approche à court terme), alors que les relevés du Ministère pris à intervalle régulier avaient pour objectif de préciser la période durant laquelle de faibles concentrations étaient observées (approche long terme). Les résultats de la campagne de suivi québécoise et de la campagne de suivi américaine se sont révélés cohérents.

Les données transmises par le Vermont montrent que les concentrations à l'eau brute ont varié entre la limite de détection (2,4 µg/l) et 33 µg/l (Smith, 2012). Cette valeur, la plus élevée mesurée à l'eau brute dans le cadre des deux programmes de suivis, respecte le critère provisoire pour l'eau potable traitée fixé à 35 µg/l par le Département de la Santé du Vermont. Les données américaines ont permis de détecter des « traces » de TFM à l'eau traitée à quatre dates (3, 4, 5 et 13 novembre), ce qui signifie que les concentrations se situaient entre les limites de détection et de quantification, soit entre 2,4 µg/l et 7,5 µg/l. L'ensemble de ces données est en dessous du critère provisoire pour la qualité de l'eau potable de 35 µg/l. Le suivi réalisé par le Ministère a montré des teneurs se situant entre 0,04 µg/l et 14 µg/l à l'eau brute et entre 0,04 µg/l et 0,84 µg/l dans l'eau traitée, confirmant des valeurs en deçà du critère provisoire pour la qualité de l'eau potable distribuée.

Les résultats obtenus, tant lors du suivi à court terme que du suivi à long terme, montrent que les concentrations mesurées sont toujours plus faibles à l'eau traitée qu'à l'eau brute. La filière de traitement de l'installation de production d'eau potable de Bedford comporte un traitement conventionnel suivi d'une étape d'application de charbon actif. Cette filière de traitement contribue donc à réduire les concentrations de TFM. Par ailleurs, tout au long de ces suivis, les données recueillies ont été transmises aux responsables de l'installation de traitement afin qu'ils ajustent le dosage de charbon actif lorsque requis.

Tableau 6. Concentrations de TFM à la prise d'eau de Bedford (µg/l)

DATES	Vermont		Québec		Paramètres complémentaires ¹			
	Eau brute	Eau traitée	Eau brute	Eau traitée	pH	T°	Turbidité	
Octobre	16	-	-	ND	6,97	10	40-55	
Application TFM	26	ND	ND	ND	7,22	10,8	16,23	
	27	ND	ND	ND				
	28	ND	ND	ND				
	29	ND	ND	ND	6,99	10,9	15,15	
	30	33	ND	ND				
	31	ND	ND	ND				
Novembre	1	15,8	ND	14	6,78	11,3	12,44	
	2	32,7	ND	0,5				
	3	26,1	T					
	4	14,2	T					
	5	T	T	4,4	0,84	7,73	6,4	20,21
	6	ND	ND					
	7	7,5	ND					
	8	ND	ND	0,56	0,35	7,1	4,3	16,63
	9	T	ND					
	10	ND	ND					
	11	T	ND					
	12	T	ND	2,8	0,42	7,28	5,5	31,65
	13	T	T					
	14	T	ND					
	15	ND	ND	0,95	0,04	6,97	5,3	13,61
	16	ND	ND					
17	ND	ND						
18	ND	ND						
19	ND	ND			6,99	4,1	9,48	
22			0,78	0,33	6,85	3,8	10,07	
26			1,5	0,17	7,26	2	31,4	
29			1,4	0,23	6,9	2	19,1	
Décembre	3		1,4	0,11	6,94	1,5	20,22	
	6		0,4	0,19	7,09	2,7	38,55	
Janvier 2013	17		0,11	ND				
LDM / LQM		2,4 µg/l / 7,5 µg/l	0,02 µg/l / 0,06 µg/l					

¹ Paramètres complémentaires mesurés à l'eau brute

4 DISCUSSION

4.1 Contexte général sur la qualité de l'eau de la baie Missisquoi

Depuis plusieurs années, la qualité de l'eau de la baie Missisquoi a connu une détérioration progressive. Depuis 2001, des épisodes de prolifération d'algues bleu-vert (cyanobactéries) ont été enregistrés (Blais, 2014). Certaines années, l'intensité des proliférations a entraîné la fermeture de plages publiques au pourtour du plan d'eau ainsi que la recommandation de non-usage pour les activités nautiques impliquant un contact direct avec l'eau. Dans le cadre d'une entente transfrontalière d'assainissement, la baie Missisquoi fait l'objet d'un suivi régulier de la qualité de l'eau et des objectifs de réduction des charges en phosphore ont été convenus entre le Québec et l'État du Vermont. Dans ce contexte, la présence de TFM dans l'eau s'ajoute aux autres perturbations de la qualité de l'eau dans le plan d'eau.

4.2 Dynamique des masses d'eau et temps de séjour dans la baie Missisquoi

La baie Missisquoi est la portion la moins profonde du lac Champlain, avec une profondeur d'environ 4,3 m (Facey *et al.*, 2012). Sa faible profondeur et la voie d'eau relativement étroite qui la relie au reste du lac Champlain sont des facteurs qui peuvent contribuer à y amplifier les problèmes de dégradation.

Le TFM est reconnu comme étant assez stable dans l'eau (USEPA, 1999). Sa biodégradation dans les milieux aquatiques est faible. Il peut être adsorbé sur les sédiments, mais cette adsorption est faible et le produit peut facilement être relâché dans la colonne d'eau.

Le temps de séjour de l'eau dans la baie Missisquoi n'a pas fait l'objet d'estimation précise. Selon une évaluation sommaire basée sur le volume de la baie Missisquoi et sur le débit moyen des rivières Missisquoi, aux Brochets et de la Roche, le temps de séjour de l'eau y serait d'au moins 40 jours (Smeltzer, 2011). Mais les résultats obtenus, montrant la présence du TFM dans la baie 85 jours après la date d'application (voir tableaux 5 et 6), portent à croire que le temps de rétention de l'eau pourrait y être plus long. Il est possible que des mouvements plus lents des masses d'eau dans certains secteurs de la baie contribuent à retarder le transport du TFM vers l'exutoire. La direction des vents et le refroidissement de l'eau durant la période automnale peuvent aussi contribuer au brassage latéral et vertical des masses d'eau. La température de l'eau était de 9 ou 10 °C au moment de l'application du lampricide à la fin octobre et d'environ 1 °C à la fin novembre.

La stabilité du produit, son adsorption temporaire sur les sédiments et certains mouvements des masses d'eau pourraient donc contribuer à retarder le transport du TFM vers l'exutoire.

4.3 Effets potentiels sur les espèces aquatiques

Comme le TFM est un produit mortel pour la lamproie marine, beaucoup d'études ont porté sur les effets létaux à court terme sur d'autres espèces de lamproies ou sur d'autres poissons non visés. Par conséquent, ces études portent sur des concentrations similaires aux doses d'application pour le contrôle de la lamproie (2 à 3 mg/l) ou plus élevées, et sur de courtes durées d'exposition (12 heures, 24 heures ou 96 heures), car on part de l'hypothèse que le produit est éliminé rapidement avec l'écoulement de la rivière. Or, la situation observée dans la baie Missisquoi diffère considérablement de ces scénarios puisque le TFM s'y déverse, s'y dilue et y demeure pendant une longue période. Ainsi, les espèces aquatiques de la baie Missisquoi sont exposées à des concentrations plus faibles que dans la rivière Missisquoi, mais les teneurs mesurées peu après l'application sont tout de même relativement élevées et dépassent le critère chronique québécois de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (CVAC) de 17,92 µg/l, pendant environ une semaine. Par la suite, les espèces aquatiques sont exposées à des concentrations décroissantes pendant plus de deux mois après l'application. Cette situation pourrait donc causer des effets néfastes sur les espèces aquatiques les plus sensibles.

Dans la littérature scientifique, aucune étude ne porte sur l'exposition à long terme à de faibles concentrations, mais les données sur l'exposition aiguë à des concentrations élevées donnent quelques indications des effets possibles. Les amphibiens sont parmi les organismes les plus sensibles au TFM. Après l'application du TFM dans le bassin des Grands Lacs, des mortalités ont été régulièrement observées dans les ruisseaux (Gilderhus et Johnson, 1980). Des mortalités sont rapportées chez les larves de crapaud du Sud (*Bufo terrestris*) à des concentrations de 0,51 mg/l (510 µg/l) et de 0,71 mg/l (710 µg/l) avec l'augmentation de la dureté de l'eau (Gabbadon et Chapman, 1996). Même si ces concentrations sont supérieures aux plus fortes concentrations mesurées dans la portion québécoise de la baie (226 µg/l), rappelons que les tests ont été menés sur de plus courtes périodes d'exposition. Au cours des deux jours consécutifs au traitement au TFM de 2008, le VTFWD rapportait 531 mortalités de grenouilles léopards (*Lithobates pipiens*) dans la rivière Missisquoi (Chipman, 2009). Le même rapport fait également état de mortalités de poissons (environ 90), notamment du fouille-roche zébré (*Percina caprodes*), du chat-fou des rapides (*Noturus flavus*) et du raseux-de-terre gris (*Etheostoma olmstedii*). Le rapport de l'USFWS pour le traitement de 2012 montre principalement des mortalités pour la lamproie argentée (*Ichthyomyzon unicuspis*) et pour quelques spécimens de raseux-de-terre gris dans la rivière Missisquoi (Smith, 2012). Aucune mortalité d'espèces aquatiques n'a cependant été rapportée dans la baie Missisquoi immédiatement après l'application du TFM, ni en 2008 ni en 2012.

Le pH et l'alcalinité peuvent aussi avoir un impact sur le niveau de toxicité du TFM sur les poissons. Une baisse du pH augmente la toxicité du TFM. La toxicité du produit est cinq fois plus élevée à pH 7 qu'à pH 8. Une baisse de 0,5 unité de pH seulement peut modifier considérablement la toxicité du TFM (Gannon, 2007). Ainsi, un pH un peu plus faible dans la baie Missisquoi (tableau 6) que dans la rivière Missisquoi (Smith, 2012) pourrait augmenter la toxicité du produit pour certaines espèces aquatiques plus sensibles.

Au début décembre 2012, des mortalités massives de petits poissons, principalement des gaspareaux (*Alosa pseudoharengus*) ont été enregistrées par la direction régionale du MDDELCC à divers endroits sur le pourtour de la baie. L'analyse du TFM dans des échantillons d'homogénats de gaspareaux confirme que les poissons ont été exposés au TFM (annexe 1). Toutefois, considérant la biologie de cette espèce, il est peu probable que le TFM soit directement relié à ces mortalités. Le gaspareau peut être anadrome ou vivre entièrement en eau douce. Or, les populations qui vivent en eau douce sont reconnues pour leur fragilité aux fluctuations de température (Pêches et Océans Canada, 2013) et des mortalités massives sont occasionnellement observées, le plus souvent au printemps et en été, donc en l'absence du TFM. Les populations de gaspareaux auraient beaucoup augmenté ces dix dernières années dans les grands lacs intérieurs comme le lac Champlain et les Grands Lacs, où ils poursuivent leur expansion (Lake Champlain Basin Program, 2012). Toutefois, compte tenu de leur sensibilité aux fluctuations de température, ces populations connaissent occasionnellement des mortalités massives, telles que celles observées dans la baie Missisquoi. D'ailleurs, des événements similaires ont également été observés dans d'autres parties du lac Champlain et sont aussi fréquemment rapportés dans les Grands Lacs.

À des doses élevées et pour une exposition en laboratoire de 24 heures, Bills *et al.* (1992) rapportent la mortalité de 50 % des spécimens testés chez des moules (mulettes, *Potamillus alatus*) aux doses d'application du TFM employées pour le contrôle de la lamproie marine, soit 3,5 mg/l. Les concentrations mesurées dans la baie Missisquoi sont bien inférieures à cette valeur, mais des moules mortes ont aussi été observées sur le rivage au mois de décembre 2012. Les espèces de moules identifiées sont les lampsilles rayées (*Lampsillis radiata*), l'elliptio de l'Est (*Elliptio complanata*) et les moules zébrées (*Dreissena polymorpha*). L'examen des données fragmentaires recueillies soulève l'hypothèse d'un lien potentiel entre les mortalités récentes et l'application du TFM. Cependant, d'autres mortalités semblent plus anciennes et seraient antérieures à l'application du TFM. D'ailleurs, des mortalités de moules plus abondantes ont été observées un peu partout au Québec en 2012 en raison d'un été particulièrement sec et des niveaux d'eau très bas (Paquet, 2014).



**Mortalités de poissons et de moules observées sur les rives de la baie Missisquoi en décembre 2012
(Photo : Patrick Chevrette, MDDELCC, 2012)**

Certains auteurs mentionnent aussi des effets sur les macroinvertébrés benthiques de petits cours d'eau traités au TFM. Pour un petit cours d'eau du Michigan traité au TFM, Lieffers (1990) rapporte que le nombre d'organismes diminue pour 88 % des taxons à la suite du traitement, mais qu'une récupération complète est observée après cinq mois. MacMahon *et al.* (1987) ont observé les effets du TFM appliqué dans le ruisseau Wilmot, un petit tributaire du lac Ontario, sur l'abondance des macroinvertébrés benthiques. Immédiatement après le traitement, une diminution significative de l'abondance des *Dolophilodes* et des *Tubificoides* était observée et d'autres espèces montraient aussi une diminution par la suite. Les auteurs indiquent que les taxons les plus sensibles n'avaient toujours pas récupéré 350 jours après le traitement.

Pour leur part, Maki *et al.* (1975) ont montré que les cyanobactéries sont plus résistantes au TFM que d'autres types d'algues, leur conférant possiblement un avantage compétitif.

La présence du TFM s'ajoute donc aux autres problèmes de dégradation déjà observés dans la baie Missisquoi. Les effets possibles du TFM sur l'un ou l'autre des maillons de l'écosystème pourraient entraîner des effets indirects sur plusieurs espèces.

4.4 Vulnérabilité de la baie Missisquoi comme source d'approvisionnement en eau potable

Comme évoqué précédemment, la baie Missisquoi fait face à diverses problématiques, dont celle d'être affectée de façon récurrente par les cyanobactéries. D'ailleurs, en 2011, la Municipalité de Bedford a dû émettre un avis de non-consommation à la population desservie considérant que sa source d'approvisionnement était aux prises avec une importante prolifération de cyanobactéries.

Comme anticipé par la modélisation du panache de dispersion du TFM, les suivis réalisés démontrent qu'après l'application du TFM dans la rivière Missisquoi, celui-ci est mesuré à la station de production d'eau potable de Bedford, suggérant une vulnérabilité de cette source d'approvisionnement à divers contaminants. Au cours de l'été 2013, afin d'évaluer l'exposition de la prise d'eau potable à d'autres pesticides, le Ministère a effectué des prélèvements à l'eau brute et à l'eau traitée aux fins d'analyse des pesticides normés au Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) (tableau 7).

Tableau 7. Concentrations des herbicides détectés à la prise d'eau de Bedford à l'été 2013 ($\mu\text{g/l}$)

PESTICIDES	NORMES RQEP	DATES D'ÉCHANTILLONNAGE					
		11 juin		16 juillet		14 août	
		Eau brute	Eau traitée	Eau brute	Eau traitée	Eau brute	Eau traitée
S-Métolachlore	35	0,29	0,19	0,17	0,1	0,13	0,06
Atrazine	3,5*	0,24	0,13	0,26	0,13	0,24	0,1
Simazine	9	0,01	0,01	0,02	0,01	-	-

* Norme pour la somme de l'atrazine et de ses produits de dégradation

Parmi les pesticides analysés, trois ont été détectés, soit les herbicides d'origine agricole S-métolachlore, atrazine et simazine. L'ensemble des concentrations mesurées respecte les normes établies au RQEP. Le TFM a également été analysé à ces trois dates, mais il n'a pas été détecté.

La comparaison des concentrations mesurées de ces pesticides d'origine agricole avec celles mesurées pour le TFM à la suite de son application montre que les concentrations de TFM sont plus élevées.

Les données du suivi environnemental ont montré que les concentrations de TFM mesurées sont en dessous du critère provisoire pour la qualité de l'eau potable proposé par le Vermont et que la filière de traitement de la station de production d'eau potable de Bedford contribue à réduire ces concentrations.

CONCLUSION

Les suivis environnementaux réalisés par le Québec et le Vermont étaient complémentaires et les résultats obtenus de part et d'autre se sont révélés cohérents. Les résultats obtenus pour les concentrations de TFM dans la baie Missisquoi et à la station de production d'eau potable de Bedford confirment que ce pesticide persiste pour une période de plus de deux mois dans la baie Missisquoi après son application dans la rivière Missisquoi. Les concentrations étaient élevées peu après l'application et ont dépassé le critère de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques pendant environ une semaine aux sites d'échantillonnage situés dans la portion est de la baie. Par la suite, les concentrations ont diminué progressivement, des teneurs étaient encore mesurables à la prise d'eau de Bedford plus de deux mois après l'application mais n'y étaient plus détecté huit mois plus tard, en juin 2013.

Des dépassements du critère québécois de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques de 17,92 µg/l ont été observées pour neuf sites situés dans la portion est de la baie. Ces dépassements ont pu causer des effets néfastes chez les espèces les plus sensibles, mais les effets directs et indirects de la présence à long terme du TFM sur les poissons et les autres espèces aquatiques dans la baie Missisquoi sont encore peu connus.

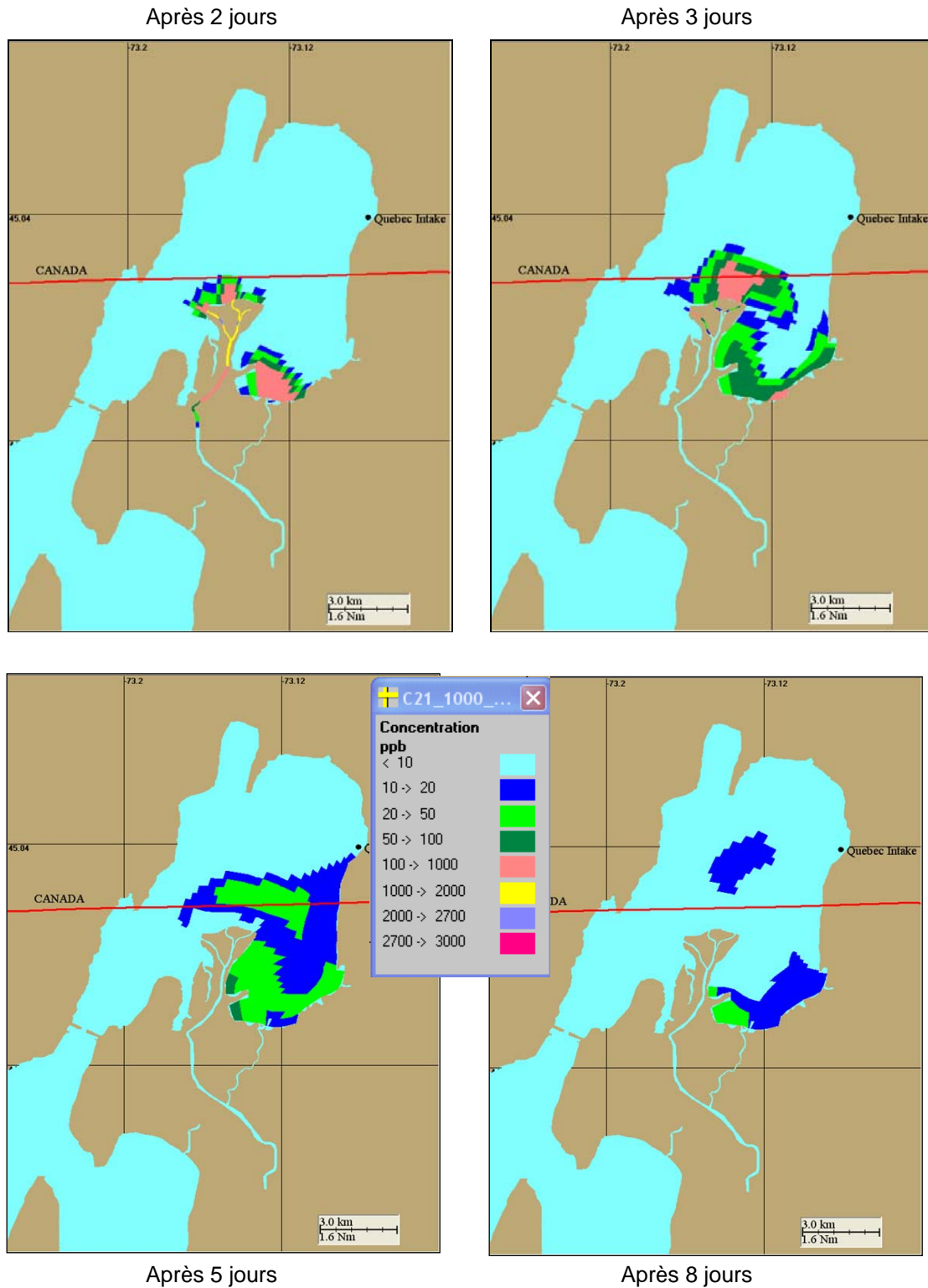
La présence du TFM dans la baie a aussi entraîné sa détection à la prise d'eau potable de Bedford. Les concentrations à l'eau brute ont atteint des valeurs proches du critère provisoire de 35 µg/L pour l'eau potable traitée développé par le Département de la Santé du Vermont, mais les concentrations à l'eau traitée ont toujours respecté ce critère. La station de production d'eau potable de Bedford comporte un traitement conventionnel suivi d'une étape d'application de charbon actif qui contribue à réduire les concentrations de TFM dans l'eau distribuée.

BIBLIOGRAPHIE

- BILLS, T. D., J. J. RACH, L. L. MARKING, G. E. HOWE et P. A. GILDERHUS. 1992. « Effects of the lampricide 3-Trifluoromethyl-4-Nitrophenol on the Pink Heelsplitter. Methods for Detoxifying the lampricide 3-Trifluoromethyl-4-Nitrophenol in Streams ». Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., 21 p. En ligne. <<http://www.fluoridealert.org/pesticides/tfm.pubmed.abstract.htm>>.
- BLAIS, S. 2014. *État de situation sur les cyanobactéries et les cyanotoxines par rapport à la protection des usagers à la baie Missisquoi de 2000 à 2008*. Québec : ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Document en préparation.
- CHIPMAN, B. 2009. « Lake Champlain Sea Lamprey Control Program, Chemical Treatment summary, Missisquoi River, Vermont, 2008 ». Vermont Department of Fish and Wildlife, 26 p.
- FACEY, D. E., J. E. MARSDEN, T. B. MIHUC et E. A. HOWE. 2012. « Lake Champlain 2010 : A summary of recent research and monitoring initiatives ». *Journal of Great Lakes Research*, vol. 38, p. 1-5.
- GABBADON, P. W., et F. A. CHAPMAN. 1996. « Use of the lampricide 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol (TFM) to control tadpoles in warmwater ornamental fish ponds ». *The Progressive Fish-Culturist*, vol. 58, n° 1, p. 23-28. Dans Hubert, 2003.
- GANNON, R. N. 2007. *The effects of lampricide treatments on stream pH*. 46 p.
- GILDERHUS, P. A., B. G. H. JOHNSON. 1980. « Effects of sea lamprey (*Petromyzon marinus*) control in the Great Lakes on aquatic plants, invertebrates, and amphibians ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, vol. 37, n° 11, p. 1895-1905.
- HUBERT, T. D., C. VUE, J. A. BERNARDY, D. L. VAN HORSEN et M. I. ROSSULEK. 2001. « Determination of 3-Trifluoromethyl-4-Nitrophenol and 3-Trifluoromethyl-4-Nitrophenol Glucuronide in Edible Fillet Tissue of Rainbow Trout and Channel Catfish by Solid-Phase Extraction and Liquid Chromatography ». *Journal of AOAC International*, vol. 84, n° 2, p. 392-398.
- LAKE CHAMPLAIN BASIN PROGRAM. 2012. « How is the lake Champlain food web changing? ». Dans *State of the Lake and Ecosystems Indicator, Report 2012*. En ligne. <http://sol.lcbp.org/biodiversity_lake-champlain-food-web-changing.html>.
- LCFWMC. 2012. *2012 Missisquoi River TFM Treatment, Attachment 1, Detailed project description and Information Supporting the five criteria for aquatic nuisance control permit issuance*. Lake Champlain Fish and Wildlife Management Cooperative, 42 p.
- LIEFFERS, H. A. 1990. *Effects of the lampricide 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol on macroinvertebrate populations in a small stream, Technical Report No. 55*. Great Lakes Fishery Commission, Michigan, 28 p.
- MACMAHON, P. D., K. A. JEFFREY, F. W. H. BEAMISH, S. C. FERGUSON et R. J. KOLTON. 1987. « Effects of the lampricide 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol (TFM) on the macroinvertebrates of Wilmot Creek ». *Hydrobiologia*, vol. 48, n° 1, p. 25-34.
- MAKI, A. W., L. D. GEISSEL et H. E. JOHNSON. 1975. « Toxicity of the lampricide 3-trifluorométhyl-4-nitrophenol (TFM) to 10 species of algae ». *Investigations in Fish Control*, n° 56. Dans Hubert, 2003.
- MARSDEN, J. E., B. D. CHIPMAN, L. J. NASHETT, J. K. ANDERSON, W. BOUFFARD, L. DUFÉY, J. E. GERSMEHL, W. F. SCHOCH, N. R. STAATS et A. ZERRENNER. 2003. « Sea Lamprey

- Control in Lake Champlain ». *Journal of Great Lakes Research*, vol. 29, Supplement 1, p. 655-676.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1990 (rév. 1992). *Méthodologie de calcul des critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*. Service d'évaluation des rejets toxiques, Direction de l'expertise scientifique, ministère de l'Environnement du Québec, 147 p.
- PAQUET, A. 2014. Communication personnelle. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la biodiversité et des maladies de la faune.
- PÊCHE ET OCÉANS CANADA. 2013. « Le gaspareau ». Dans *Le monde sous-marin*. Sciences et recherche, Publications du Secteurs des sciences et multimédia. En ligne. <<http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/publications/uww-msm/articles/alewife-gaspureau-fra.htm>>.
- SMELTZER, E. 2011. Communication personnelle. Vermont Department of Environmental Conservation.
- SMITH, S. 2012. *Lake Champlain Sea Lamprey Control Program, Chemical Treatment Summary: Missisquoi River, Vermont, 2012*. 22 p.
- SUBBAYYA, S., C. SWANSON et A. VIDAL. 2008. *Project Completion Report, Missisquoi River and Lampricide Plume Modeling*. Applied Science Associates Inc. pour Great Lakes Fishery Commission, Narragansett, RI, États-Unis, 87 p.
- USEPA. 1999. « TFM, R.E.D Facts ». United States Environmental Protection Agency, Prevention, Pesticides and Toxic Substances, 7508C, EPA-738-F99-012, 8 p.

**Annexe 1. Modèle de dispersion du TFM dans la baie Missisquoi
Scénario retenu pour la planification du programme d'échantillonnage de 2012**

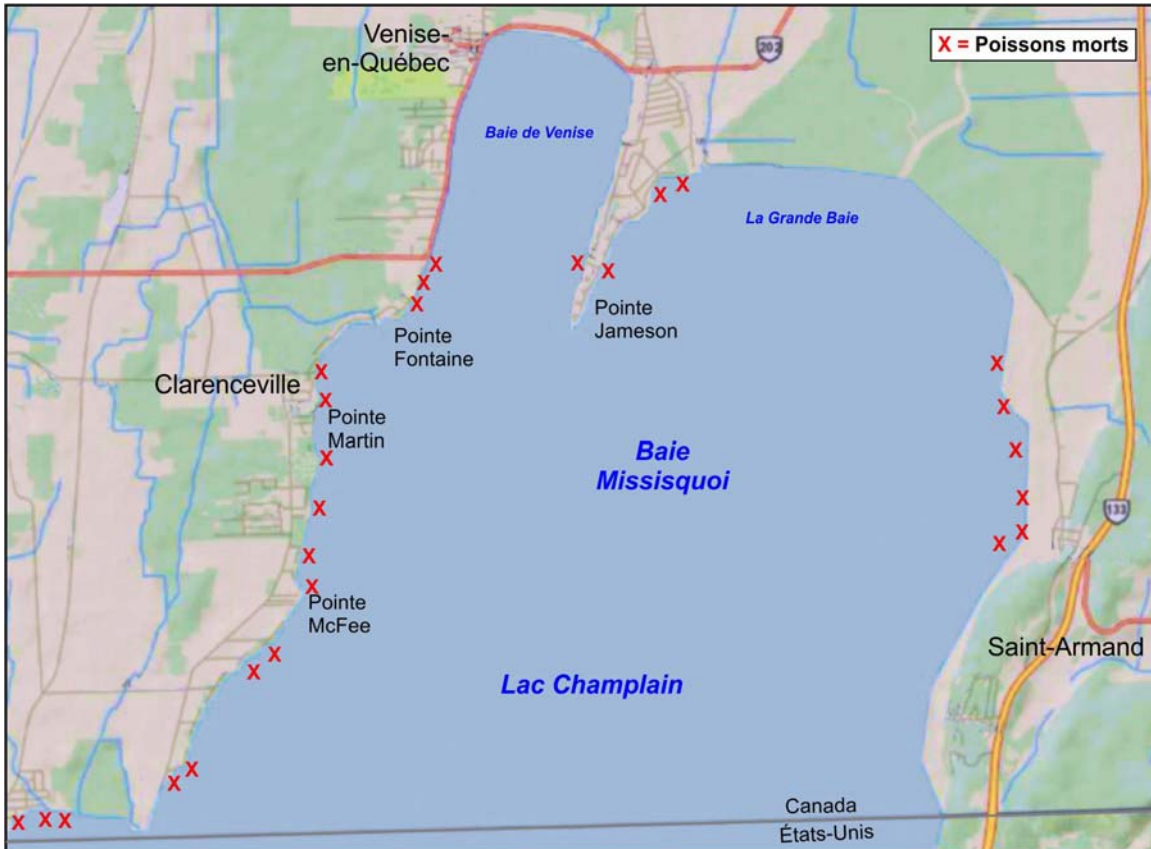


Paramètres du modèle : débit de 1 000 pi³/s; niveau du lac : 95 pi; vent; durée et dose d'application : 14 heures à 3 mg/l) (Subbayya *et al*, 2008)

Annexe 2. Analyse du TFM dans les poissons recueillis sur les rives de la baie Missisquoi

L'analyse dans la chair des poissons n'était pas prévue dans le plan d'échantillonnage initial. Toutefois, par suite des mortalités massives de petits poissons (gaspareaux et autres) observées en décembre 2012 (voir la carte), plusieurs échantillons ont été recueillis et congelés. Les mortalités ont été observées à plusieurs endroits sur le pourtour de la baie, mais la rive ouest, entre la plage Desranleau et le Camping Les Acres Verts, était particulièrement touchée.

Secteurs de la baie Missisquoi où des mortalités massives de poissons ont été observées



Parmi les lots de poissons recueillis, certains ont été envoyés pour analyse au laboratoire de pathologie animale de Saint-Hyacinthe. Aucune anomalie n'y a été relevée. En parallèle, il a été convenu de développer au laboratoire du CEAEQ l'analyse du TFM dans le tissu biologique et de procéder, au cours du mois de janvier 2013, à l'analyse de quelques spécimens récoltés en décembre.

L'échantillon de tissus biologiques est d'abord homogénéisé. À partir des deux lots de poissons recueillis (voir le tableau), trois homogénats ont été constitués. Un lot de 26 poissons a été séparé en deux homogénats, un avec la chair et l'autre avec les viscères et les branchies. Un deuxième lot de 39 poissons a permis de constituer un troisième homogénat de poissons entiers (voir les photos).

Un ajout d'inhibiteur de protéase est effectué sur chaque échantillon avant d'être extrait avec un 10 ml d'un mélange de méthanol-eau. L'échantillon est extrait à l'aide d'un appareil muni d'une lame tournant à grande vitesse et permettant de hacher finement l'échantillon. L'échantillon est ensuite centrifugé et le

surageant est évaporé à 0,5 ml. L'échantillon est purifié sur une cartouche de type C18. L'échantillon est filtré sur membrane PVDF de 0,2 µm. Le reste de l'analyse est identique à la méthode pour l'eau. La limite de détection est de 2 µg/kg et la limite de quantification est de 6 µg/kg.



Spécimens de gaspareaux récoltés en bordure de la baie Missisquoi (Patrick Chevette, 2012) et réalisation des homogénats en laboratoire (Jean-Philippe Baillargeon, 2013)

Résultats d'analyse du TFM dans la chair des poissons

Le TFM a été détecté dans les trois homogénats de poissons récoltés en décembre 2012 sur la rive ouest de la baie Missisquoi. Les concentrations mesurées sont de 3 µg/kg pour l'homogénat de chair seulement, de 2 µg/kg pour l'échantillon de viscères et branchies, et de 2 µg/kg pour l'échantillon de poissons entiers.

Les concentrations mesurées se situent entre la limite de détection de la méthode d'analyse et la limite de quantification. Les résultats obtenus sont donc peu précis et sont jugés exploratoires. Pour le moment, la présence du TFM dans les tissus confirme que les poissons ont été en contact avec le produit, mais il n'est pas possible de confirmer si ces teneurs ont pu causer la mort des poissons.

Selon la documentation scientifique disponible, le TFM-glucuronide serait le principal sous-produit de la biotransformation du TFM dans l'organisme des poissons (Hubert *et al.*, 2001). Ce sous-produit n'a toutefois pas été analysé dans le cadre de la présente étude.

Caractéristiques des spécimens de poissons récoltés pour l'analyse du TFM

Lot pour analyse du poisson entier		Lot pour analyse Chair /Viscères et branchies	
Longueur	Poids	Longueur	Poids
(mm)	(g)	(mm)	(g)
102	6,8	95	6,2
94	5,5	80	3,3
86	4,5	96	5,7
85	6,4	77	2,3
100	6,9	76	3,5
98	6,8	76	3,1
85	3,7	97	5,1
91	4,8	96	5,8
82	2,9	94	5
77	3,5	90	4,2
77	2,1	98	6
56	4,9	90	5,1
82	2,9	91	4,4
78	3,2	100	6,5
75	2,5	95	5,5
87	3,4	86	4,4
92	4,3	90	4,1
95	3,6	100	6,6
85	3,8	85	4
102	6,9	100	5,3
87	3,6	101	6,7
93	4,9	85	3,3
95	4,5	90	4,6
102	7,1	95	5
82	3,2	97	5,1
89	5	96	5,8
93	6	91	4,9
102	7,4		
82	3,2		
82	3,9		
94	4,9		
105	7,2		
90	3,7		
83	3,1		
107	8,5		
108	6,4		
110	7		
112	9,7		
115	8,3		
91	5,1		