



Government
of Canada

Gouvernement
du Canada

Canada

SUIVI ET SURVEILLANCE DE L'ENVIRONNEMENT À L'APPUI DU PLAN DE GESTION DES PRODUITS CHIMIQUES

Le bisphénol A dans l'environnement canadien

Environnement et Changement climatique Canada

Mars 2020

Table des matières

1	Introduction	3
2	Contexte.....	4
2.1	Suivi et surveillance dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques	4
2.2	Renseignements contextuels sur le BPA.....	5
3	Résultats de la surveillance.....	8
3.1	Eaux de surface	8
3.2	Sédiments	15
3.3	Biote	22
3.4	Eaux usées et sites d'enfouissement.....	27
4	Conclusions	30
5	Références	31
6	Pour en savoir plus	35
7	Annexe A. Régions de drainage du Canada	37

1 Introduction

Le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) est une initiative conjointe d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et de Santé Canada (SC) visant à protéger la santé et l'environnement des Canadiens contre les substances nocives. Le bisphénol A, communément appelé BPA, est un composé chimique anthropique utilisé dans l'industrie du plastique pour fabriquer des produits de plastique polycarbonate et des résines époxydes (Environnement Canada et Santé Canada, 2008b). Dans le cadre du PGPC, le Canada a été le premier pays à prendre des mesures à l'égard du BPA (Environnement Canada et Santé Canada, 2008a). À la suite des activités d'évaluation des risques menées en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)], le gouvernement du Canada a conclu, dans un rapport d'évaluation préalable de 2008, que le BPA présentait un risque pour l'environnement et la santé humaine (Environnement Canada et Santé Canada, 2008b). À la lumière de cette conclusion, le BPA a été ajouté à la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 de la LCPE (1999) (Canada, 2010). Par la suite, le gouvernement du Canada a élaboré et mis en œuvre des mesures visant à réduire le risque que présente le BPA pour l'environnement et la santé humaine (Canada, 2018b). De plus, le BPA est une substance qui doit faire l'objet d'une déclaration aux fins de l'Inventaire national des rejets de polluants.

Le gouvernement du Canada a mesuré le BPA dans l'environnement, ainsi que dans les eaux usées et le lixiviat de sites d'enfouissement, à travers le Canada, pendant diverses périodes à partir de 2004. Les résultats de ces activités de surveillance ont appuyé les mesures de gestion des risques prises à l'égard de ce produit chimique, y compris l'évaluation de leur efficacité à

réduire les concentrations de BPA dans l'environnement (ECCC, 2020). Le présent rapport fait état des données recueillies dans le cadre de ces activités de surveillance.

2 Contexte

2.1 Suivi et surveillance dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques

Le suivi (système de mesures normalisées à long terme) et la surveillance (mesures normalisées ciblées à court terme) sont des éléments clés du Plan de gestion des produits chimiques du gouvernement du Canada et sont importants pour déterminer l'exposition aux substances et les répercussions connexes sur l'environnement ou la santé humaine. Par souci de simplicité, le terme « surveillance » sera utilisé tout au long du présent rapport pour désigner à la fois le « suivi et la surveillance ». Les données de surveillance sont utilisées dans les processus décisionnels fondés sur la science, notamment pour déterminer si une substance est nocive pour l'environnement ou la santé humaine et évaluer l'efficacité des mesures mises en place pour gérer le risque que la substance présente.

Dans le cadre du Programme de suivi et de surveillance de l'environnement du PGPC, les scientifiques d'ECCC recueillent des données sur les concentrations de substances chimiques spécifiques dans l'air, les eaux de surface, les sédiments et la faune (poissons, oiseaux) à l'échelle du Canada. Reconnaissant que de nombreux produits chimiques préoccupants finissent par se retrouver dans les eaux usées et les déchets, on recueille également des données des usines de traitement des eaux usées (UTEU) et des sites d'enfouissement. Le BPA a fait l'objet d'une surveillance dans les eaux de surface (de 2008 à 2018), les sédiments (de 2011 à 2018), les

poissons (de 2004 à 2009), les œufs et le plasma d’oiseaux (de 2009 à 2015), les eaux usées (de 2008 à 2013) et le lixiviat de sites d’enfouissement (de 2008 à 2013), dont des échantillons ont été prélevés à certains sites à travers le Canada.

Santé Canada effectue de la biosurveillance humaine et de la surveillance dans les milieux préoccupants pour la santé humaine, ce qui comprend la poussière domestique, l’air intérieur et l’eau potable. En ce qui concerne le BPA, une analyse de biosurveillance a été effectuée, ainsi que des enquêtes sur les préparations liquides et en poudre pour nourrissons (Santé Canada, 2018). Ces activités sont exclues de la portée du présent rapport.

Le présent rapport vise à résumer les données de surveillance produites par ECCC afin de fournir des renseignements sur la répartition spatiale du BPA au Canada et les tendances temporelles de cette substance dans certains milieux environnementaux de 2004 à 2018. L’information présentée dans le rapport est utilisée dans le cadre de l’Évaluation de l’efficacité des mesures de gestion des risques pour le bisphénol A (BPA) – Volet écologique (ECCC, 2020), qui vise à évaluer l’efficacité des mesures mises en place depuis 2012 pour gérer le risque que présente le BPA pour l’environnement.

2.2 Renseignements contextuels sur le BPA

Le BPA est une substance synthétique utilisée pour fabriquer des produits de plastique polycarbonate et des résines époxydes (Cheminfo Services Inc., 2012; Crain et coll., 2007; Environnement Canada et Santé Canada, 2008b). Le plastique polycarbonate est un matériau transparent, épais et résistant que l’on trouve dans les bouteilles d’eau réutilisables, les CD, les DVD, les lunettes, comme les lunettes de protection et les lunettes de soleil, les contenants de nourriture allant au micro-ondes, les casques de vélo et de nombreux autres articles courants

pour les ménages et les consommateurs (Beronius et Hanberg, 2011). Les résines époxydes sont utilisées dans une grande variété de produits; au Canada, elles sont utilisées dans les peintures et revêtements et comme agents de placage, comme intermédiaires dans la fabrication d'autres produits, dans des adhésifs et des matériaux d'étanchéité dans du coulis, des revêtements de sol, des matières plastiques et du béton, des lubrifiants et des additifs et dans le processus de production de pétrole pour prévenir la corrosion et l'accumulation (ECCC et SC, 2019). Le BPA est également présent dans le papier thermique utilisé notamment dans les reçus des magasins de détail et dans les billets d'avion et de loterie (Bernier et Vandenberg, 2017).

Le BPA est produit en grande quantité dans le monde entier; en 2015, l'utilisation mondiale de BPA était d'environ 7,7 millions de tonnes métriques et devrait atteindre 10,6 millions de tonnes d'ici 2022 (Research and Markets, 2016). La quantité de BPA déclarée comme étant utilisée par les installations canadiennes sujettes à un avis de prévention de la pollution pour le BPA était d'environ 1 000 kg en 2016 (Canada, 2018a).

Des rejets de BPA dans l'environnement peuvent se produire pendant la production, la transformation, l'utilisation ou l'élimination de la substance ou des produits qui en contiennent, surtout si les produits sont exposés à une chaleur élevée (Cooper et coll., 2011; Environnement Canada et Santé Canada, 2008a; Environnement Canada et Santé Canada, 2008b). Bien que les quantités rejetées par chaque produit soient petites, la quantité de produits utilisés rend cette source non négligeable. Le BPA peut également pénétrer dans l'environnement par l'épandage de biosolides provenant du traitement des eaux usées dans les champs agricoles (Environnement Canada et Santé Canada, 2008b; Lee et Peart, 2000). La dégradation du tétrabromobisphénol A (TBBPA), qui est un produit ignifuge, est également une source de BPA dans l'environnement lorsque le taux d'oxygène est faible, comme dans les sédiments enfouis (Arbeli et coll., 2006;

Environnement Canada et Santé Canada, 2013; Voordeckers et coll., 2002). Il n'existe aucune source naturelle connue de BPA.

Le BPA n'est pas persistant dans des conditions aérobies et a une demi-vie d'environ quatre heures dans l'air et d'une semaine dans l'eau et le sol (Cousins et coll., 2002; Environnement Canada et Santé Canada, 2008b; Staples et coll., 1998). Toutefois, lorsque le taux d'oxygène est faible, le bisphénol A ne se dégrade pas ou se dégrade lentement (Environnement Canada et Santé Canada, 2008b; Voordeckers et coll., 2002; Ying et Kookana, 2003). Malgré sa demi-vie aérobie relativement courte, le BPA est fréquemment détecté dans l'environnement, puisque les rejets anthropiques continus remplacent le BPA qui se dégrade (Flint et coll., 2012). Le BPA est un perturbateur endocrinien et peut nuire à la reproduction, à la croissance et au développement des organismes aquatiques et terrestres (ECCC, 2018). Le BPA présente un potentiel faible ou modéré de bioaccumulation dans les organismes en partie en raison de leur métabolisme; de nombreux animaux sont en mesure d'absorber et d'excréter ce produit chimique et ses métabolites (Belfroid et coll., 2002; Environnement Canada et Santé Canada, 2008b; Flint et coll., 2012).

ECCC a élaboré des Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) afin d'évaluer l'importance écologique des concentrations de BPA dans l'environnement (ECCC, 2018). Le rapport Évaluation de l'efficacité des mesures de gestion des risques pour le bisphénol A (BPA) – Volet écologique (ECCC, 2020) compare les RFQE aux concentrations de BPA dans l'environnement exposées dans le présent rapport pour que l'on puisse évaluer l'efficacité des mesures de gestion des risques prises à l'égard de ce produit chimique.

3 Résultats de la surveillance

Les résultats et l'analyse des concentrations de BPA mesurées par ECCC entre 2004 et 2018 dans les eaux de surface, les sédiments, les poissons et les oiseaux au Canada sont présentés ci-dessous, en mettant l'accent sur la répartition spatiale. Dans la mesure du possible, les sites de surveillance des eaux de surface, des sédiments et des poissons ont été choisis pour représenter les principales régions de drainage au Canada (annexe A) (Statistique Canada, 2017). De plus, on visait à intégrer aux sites de surveillance du BPA de tous les milieux les emplacements existants de surveillance à long terme. Les tendances temporelles du BPA sont présentées pour les eaux de surface ainsi que pour trois carottes de sédiments datées prélevées dans le lac Ontario en 2013 et le fleuve Saint-Laurent (lac Saint-Pierre et îles de Boucherville) en 2012. Les résultats de la surveillance des eaux usées canadiennes (de 2009 à 2013) et du lixiviat de sites d'enfouissement (de 2008 à 2013) sont également décrits ci-dessous. Lorsque plus d'un point de données pour un milieu et un emplacement visés étaient disponibles, la médiane (c.-à-d. le 50^e centile) et les valeurs maximales sont indiquées.

3.1 Eaux de surface

Les données présentées pour les eaux de surface proviennent d'échantillons prélevés à 51 endroits (10 régions de drainage) dans des ruisseaux, des rivières et des lacs à l'échelle du pays entre 2008 et 2018 (figures 1 et 2). La fréquence de la collecte des eaux de surface est variable, les échantillons étant généralement prélevés sur une base mensuelle, trimestrielle ou annuelle, selon le site et l'année. Les concentrations de BPA dans les eaux de surface prélevées entre 2012 et 2018 sont également présentées dans Lalonde et Garron (2020).

Une partie des échantillons d'eau de surface ont été prélevés en amont et en aval d'une usine de traitement des eaux usées (UTEU) municipales dans trois plans d'eau, soit la rivière Grand et la rivière Thames, en Ontario, et le ruisseau Wascana, en Saskatchewan. Pour chacun de ces systèmes, les concentrations de BPA étaient plus élevées en aval (médiane = 14 ng/L pour la rivière Grand, 13 ng/L pour la rivière Thames et 75 ng/L pour le ruisseau Wascana) qu'en amont (médiane = inférieure à la limite de détection de 3,7 à 14,4 ng/L pour la rivière Grand, la rivière Thames et le ruisseau Wascana). Il est important de noter que le BPA n'est pas produit par les UTEU, mais que des quantités peuvent persister dans les eaux usées après le traitement (voir la section sur les eaux usées).

Les concentrations de BPA étaient plus élevées dans les plans d'eau urbains que dans les plans d'eau ruraux ou à usage mixte. Par exemple, du BPA a été détecté de façon constante à Toronto, en Ontario, dans des cours d'eau comme le ruisseau Mimico (médiane = 44 ng/L), le ruisseau Highland (médiane = 17 ng/L) et le ruisseau Taylor (médiane = 34 ng/L). Il semble également que les sources industrielles antérieures aient eu une incidence sur les premières mesures de BPA dans les eaux de surface. Par exemple, entre 2008 et 2012, avant la mise en œuvre des mesures de gestion des risques, les concentrations de BPA dans le ruisseau Beaverdams, à Thorold, en Ontario, étaient les plus élevées du registre de surveillance des eaux de surface (médiane = 338 ng/L, maximum = 6 370 ng/L). Le site de surveillance du ruisseau Beaverdams se trouve en aval de deux usines de recyclage de papier (dont l'une a par la suite cessé indéfiniment ses activités). Les concentrations de BPA dans le ruisseau Beaverdams en amont des deux usines étaient beaucoup plus faibles (médiane = 13 ng/L), ce qui indique que les usines pourraient avoir contribué grandement à la présence de BPA à l'époque. Les concentrations de BPA plus récentes dans les eaux de surface recueillies dans le ruisseau

Beaverdams entre 2013 et 2018 étaient considérablement plus faibles que celles mesurées précédemment (médiane = sous la limite de détection (de 3,7 à 14,4 ng/L), maximum = 1 889 ng/L).

Le BPA n'a été détecté qu'à l'occasion dans les eaux de surface prélevées dans les régions rurales. Par exemple, les sites d'échantillonnage dans les petites collectivités comme Emerson, au Manitoba, le long de la rivière Rouge, et Napan, au Nouveau-Brunswick, le long de la rivière Napan, avaient des médianes inférieures au niveau de détection (3,7 à 14,4 ng/L). De plus, les concentrations de BPA étaient généralement faibles dans les eaux de surface prélevées dans de grands plans d'eau comme le fleuve Saint-Laurent (médiane = sous la limite de détection (de 3,7 à 14,4 ng/L)) et la rivière Niagara (médiane = sous la limite de détection (de 3,7 à 14,4 ng/L)), où les grands volumes d'eau peuvent diluer des concentrations potentiellement élevées de BPA. Les principales exceptions à cette règle comprennent les ports fermés où il y a des rejets d'UTEU. Cela a été constaté à un endroit situé du côté sud du port de Hamilton (site 914, médiane = 47 ng/L), qui se trouve à côté du diffuseur de l'une des trois UTEU qui rejettent leurs effluents dans le port.

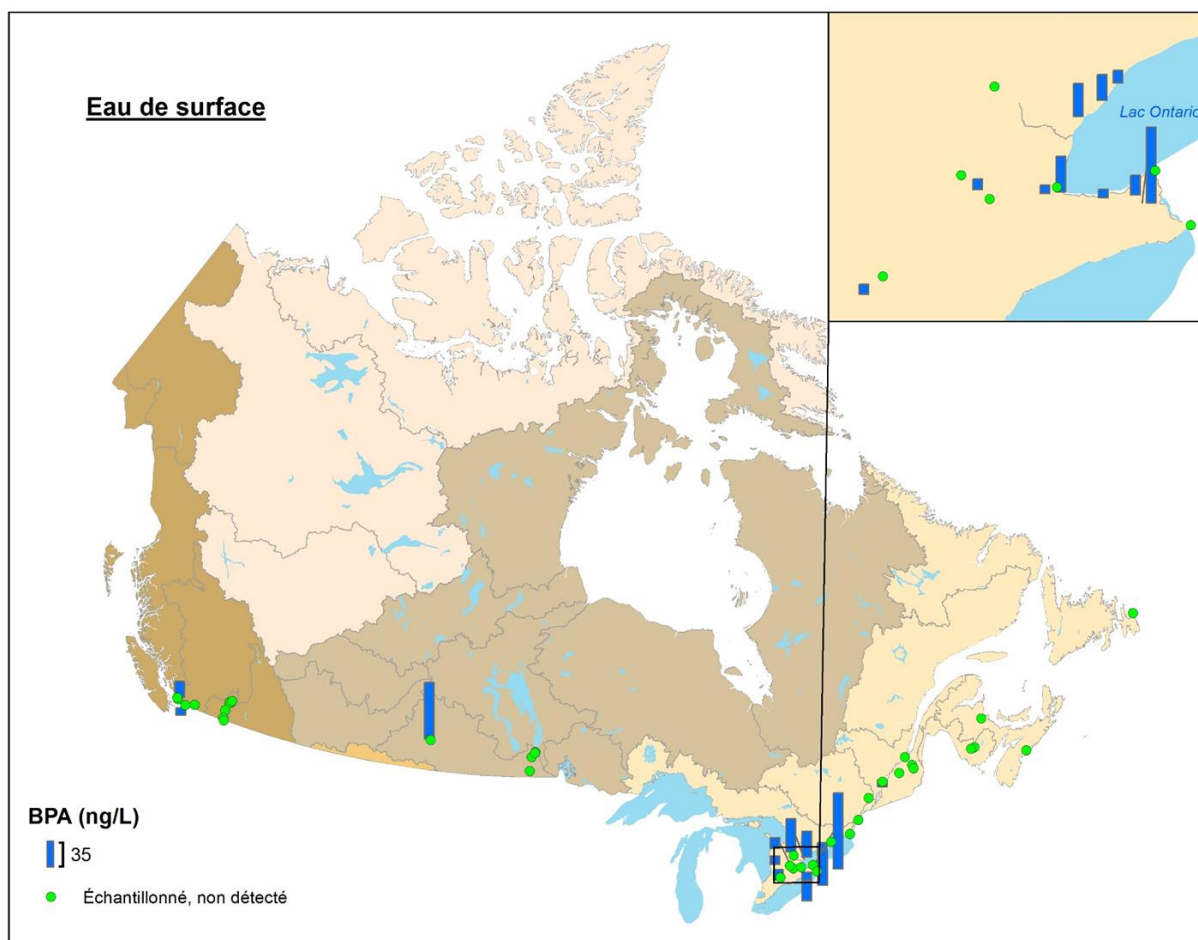


Figure 1 : Concentrations de BPA dans les échantillons d'eau de surface (de 2008 à 2018) prélevés à travers le Canada. Lorsque plus d'un point de données était disponible pour un emplacement visé, la valeur médiane a été indiquée; elle est représentée par une barre bleue proportionnelle à celle de la légende. Les cercles verts représentent les sites où aucun BPA n'a été détecté ou, si de multiples échantillons ont été prélevés, la médiane était inférieure au niveau de détection. Les divisions sur la carte représentent les régions de drainage du Canada, qui sont indiquées à l'annexe A, et comprennent 25 des principales rivières du Canada.

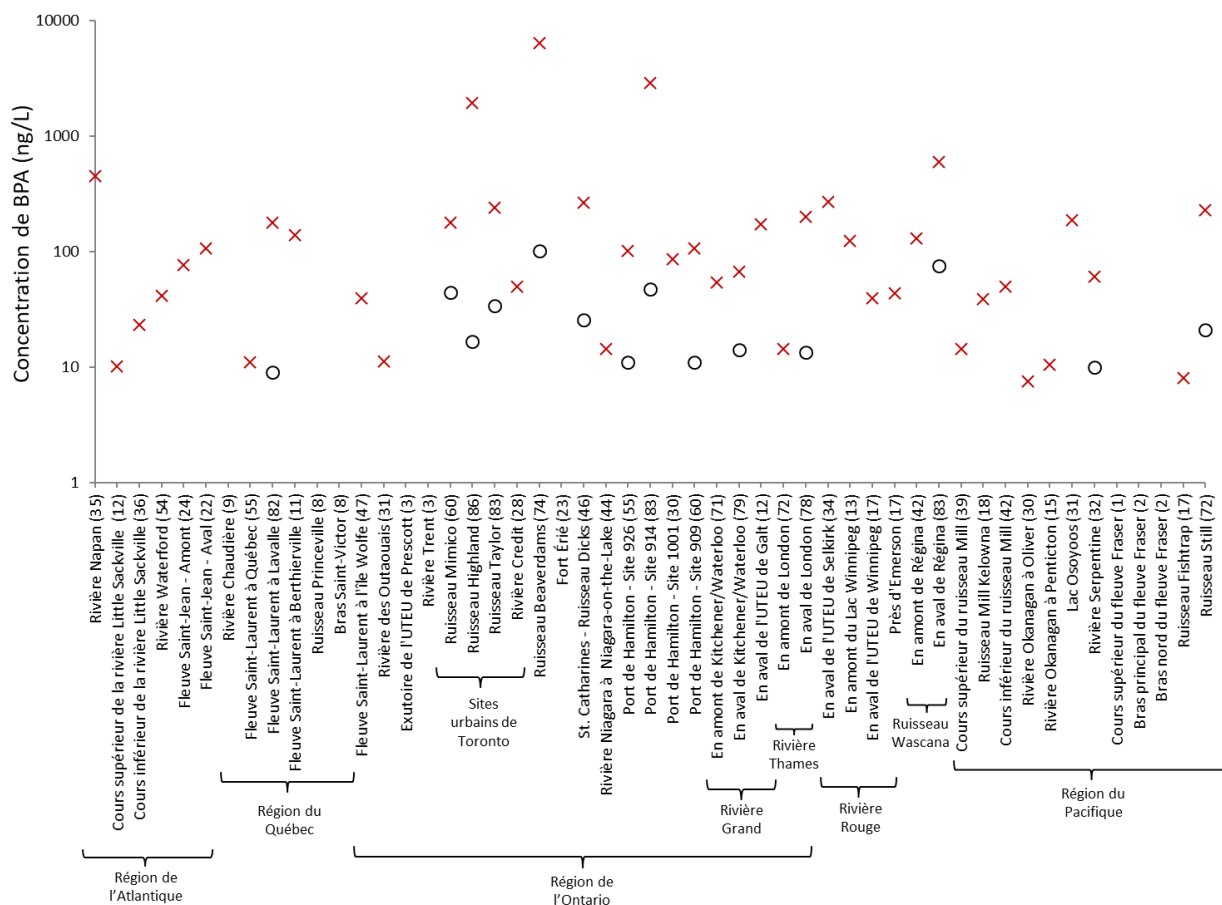


Figure 2 : Concentrations de BPA dans les plans d'eau de surface au Canada entre 2008 et 2018. Pour chaque emplacement, la concentration médiane (c.-à-d. le 50^e centile) est représentée par un cercle noir et la concentration maximale est indiquée par un « x » rouge. Les concentrations médianes et maximales ne sont pas présentées si elles sont inférieures à la limite de détection de la méthode d'analyse utilisée, c'est-à-dire s'il y avait trop peu de BPA pour qu'il soit détecté. Les limites de détection varient d'un échantillon à l'autre (de 1 à 14,4 ng/L), car différentes méthodes ont été utilisées pour quantifier la teneur en BPA. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre d'échantillons d'eau prélevés et analysés pour le BPA à chaque emplacement.

Les tendances temporelles du BPA ont été évaluées dans les eaux de surface à 12 sites où des échantillons ont été prélevés de façon constante sur une période de 10 ans. Ces sites

comprennent le fleuve Saint-Laurent à Québec, le fleuve Saint-Laurent à Lavaltrie (Québec), le ruisseau Highland (Ontario), le ruisseau Taylor (Ontario), le port de Hamilton (sites 909, 914 et 926; Ontario), le ruisseau Beaverdams (Ontario), la rivière Grand (Ontario) en aval de Kitchener/Waterloo, la rivière Thames (Ontario) en aval de London, le ruisseau Wascana (Saskatchewan) en aval de Regina et le ruisseau Still (Colombie-Britannique). Les tendances temporelles du BPA dans les eaux de surface ont été analysées statistiquement au moyen du test de tendance saisonnière de Kendall (Gewurtz et coll., 2019; Helsel et Hirsch, 2002; Millard, 2018) et la ligne de tendance a été calculée au moyen de la régression non paramétrique Akritas-Theil-Sen (Helsel, 2012).¹ Des tendances significatives à la baisse ($p < 0,05$) entre 2008 et 2018 ont été observées à 9 de ces 12 sites de surveillance à long terme. En guise d'exemple, les résultats des tendances temporelles pour trois emplacements, soit le site 909 du port de Hamilton, le ruisseau Beaverdams et le ruisseau Still, sont présentés à la figure 3. Les sites dans le fleuve Saint-Laurent à Lavaltrie, le port de Hamilton (site 914) et le ruisseau Wascana, en aval de Regina, sont les seuls où les concentrations de BPA dans les eaux de surface n'ont pas diminuées de façon significative ($p > 0,05$) entre 2008 et 2018. Il convient de mentionner que les concentrations de BPA dans l'eau de surface ont été analysées dans trois laboratoires d'analyse différents. Entre 2008 et 2011, les échantillons ont été analysés à l'Institut national de recherche sur les eaux d'ECCC à Burlington, en Ontario; entre 2012 et mars 2014, les échantillons ont été analysés par AXYS Analytical Services Ltd. à Sidney, en Colombie-Britannique; et entre avril

¹ Les tests statistiques qui ont été utilisés pour évaluer les tendances temporelles du BPA dans les eaux de surface ont été sélectionnés en raison de leur applicabilité à des ensembles de données qui contiennent des concentrations inférieures au seuil de détection. Pour de plus amples informations sur ces tests, veuillez consulter Helsel et Hirsch (2002) et Helsel (2012).

2014 et 2018, les échantillons ont été analysés par le Laboratoire national des essais environnementaux d'ECCC à Burlington, en Ontario. Une description détaillée des tendances temporelles du BPA dans les eaux de surface est présentée dans Gewurtz et coll. (2020).

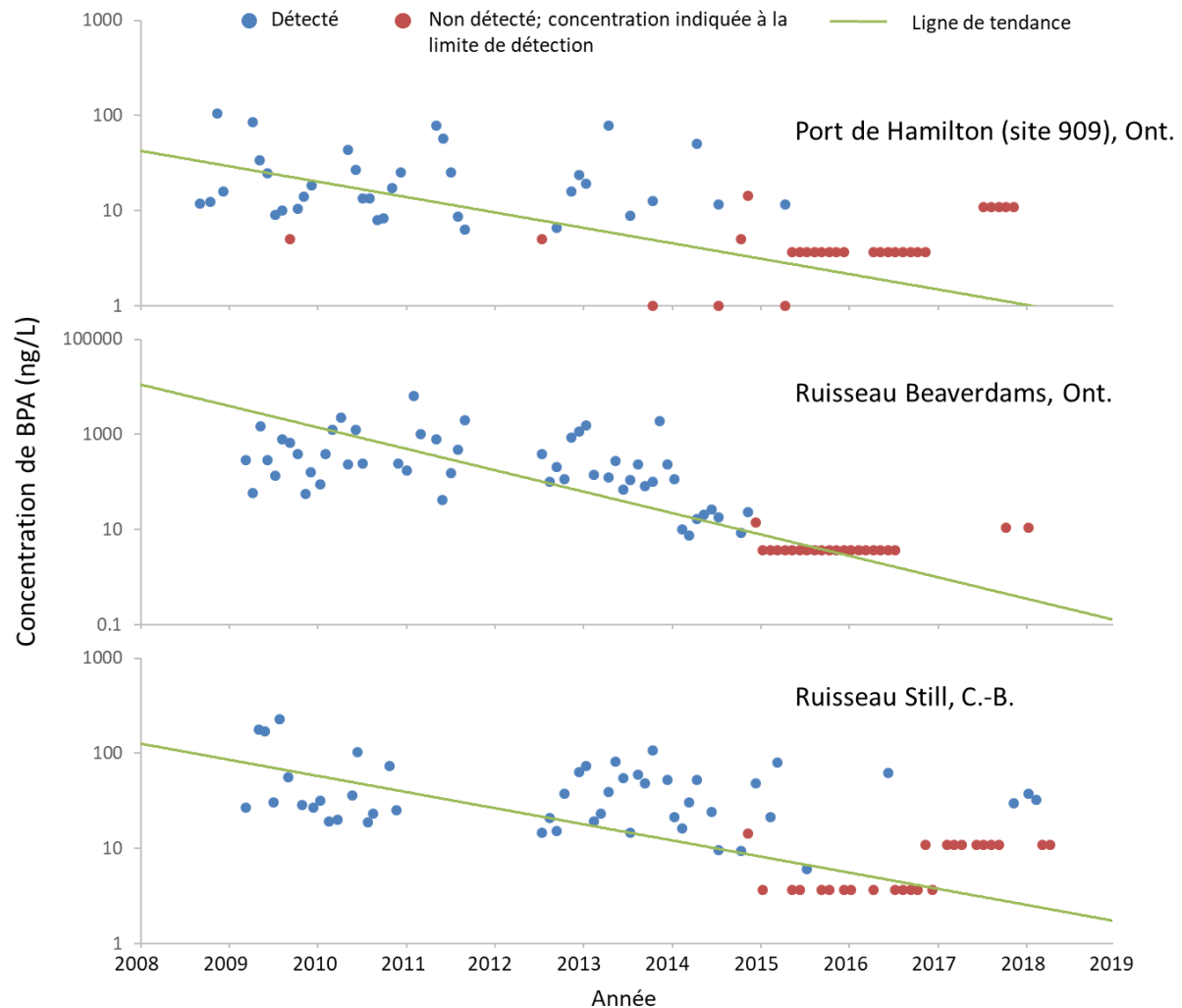


Figure 3 : Tendances temporelles des concentrations de BPA dans trois plans d'eau de surface au Canada entre 2008 et 2018. Les limites de détection varient selon les échantillons, car différentes méthodes ont été utilisées pour quantifier leur teneur en BPA.

3.2 Sédiments

Le BPA a été mesuré dans 272 échantillons de sédiments de surface prélevés dans 31 sites (neuf régions de drainage) à travers le Canada entre 2011 et 2018 (figures 4 et 5). Des échantillons de sédiments ont été prélevés chaque année, bien que les lieux d'échantillonnage aient varié d'une année à l'autre, et certains emplacements n'ont été échantillonnés qu'une fois. Les échantillons de sédiments de surface ont été prélevés dans la couche supérieure, d'une profondeur totale variant entre un et trois centimètres, des sédiments. Différents sites ont été ciblés au cours de chaque année de prélèvement des échantillons. Les concentrations de BPA étaient inférieures à la limite de détection ($<2 \mu\text{g/kg}$ en poids sec) dans 68 % des échantillons de sédiments. À l'instar des eaux de surface, les sites urbains et industrialisés contenaient généralement des concentrations de BPA plus élevées que les sites plus éloignés. Par exemple, dans la région du Pacifique, la station du ruisseau Still, près de Vancouver, affichait des concentrations médianes et maximales de 37 et 51 $\mu\text{g/kg}$ en poids sec, respectivement. Dans le bassin des Grands Lacs, la majorité des concentrations mesurées étaient inférieures à la limite de détection, sauf dans la rivière Détroit (32 $\mu\text{g/kg}$ en poids sec) et dans les secteurs du port de Hamilton (130 $\mu\text{g/kg}$ en poids sec) et du port de Toronto (57 $\mu\text{g/kg}$ en poids sec), dans le lac Ontario. Des concentrations relativement élevées ont également été observées dans le fleuve Saint-Laurent en aval de Montréal (32 $\mu\text{g/kg}$ en poids sec) et dans le lac Saint-Pierre (33 $\mu\text{g/kg}$ en poids sec). Dans la région de l'Atlantique, trois échantillons présentant des concentrations relativement élevées ont été prélevés dans le lac Banook près de Dartmouth, en Nouvelle-Écosse (27 $\mu\text{g/kg}$ en poids sec), la rivière Saint-Jean près de Fredericton, au Nouveau-Brunswick (40 $\mu\text{g/kg}$ en poids sec), et la rivière Waterford près de St. John's, à Terre-Neuve (36 $\mu\text{g/kg}$ en poids sec). Comme il est mentionné dans le rapport Évaluation de l'efficacité des mesures de

gestion des risques pour le bisphénol A (BPA) – Volet écologique (ECCC, 2020), la couche de sédiments de surface peut être représentative de plusieurs années de données, selon le taux de sédimentation dans un plan d'eau donné. Par conséquent, même les échantillons les plus récents peuvent contenir du BPA déposé avant la mise en œuvre des activités de gestion des risques. De plus, dans les sédiments, le taux d'oxygène est faible, voire nul, et le taux de dégradation du BPA est plus lent que dans l'eau. Il est important de noter que l'on a observé que le BPA migre vers le bas dans les sédiments (Peng et coll., 2007), ce qui pourrait influencer les concentrations observées dans les sédiments de surface.

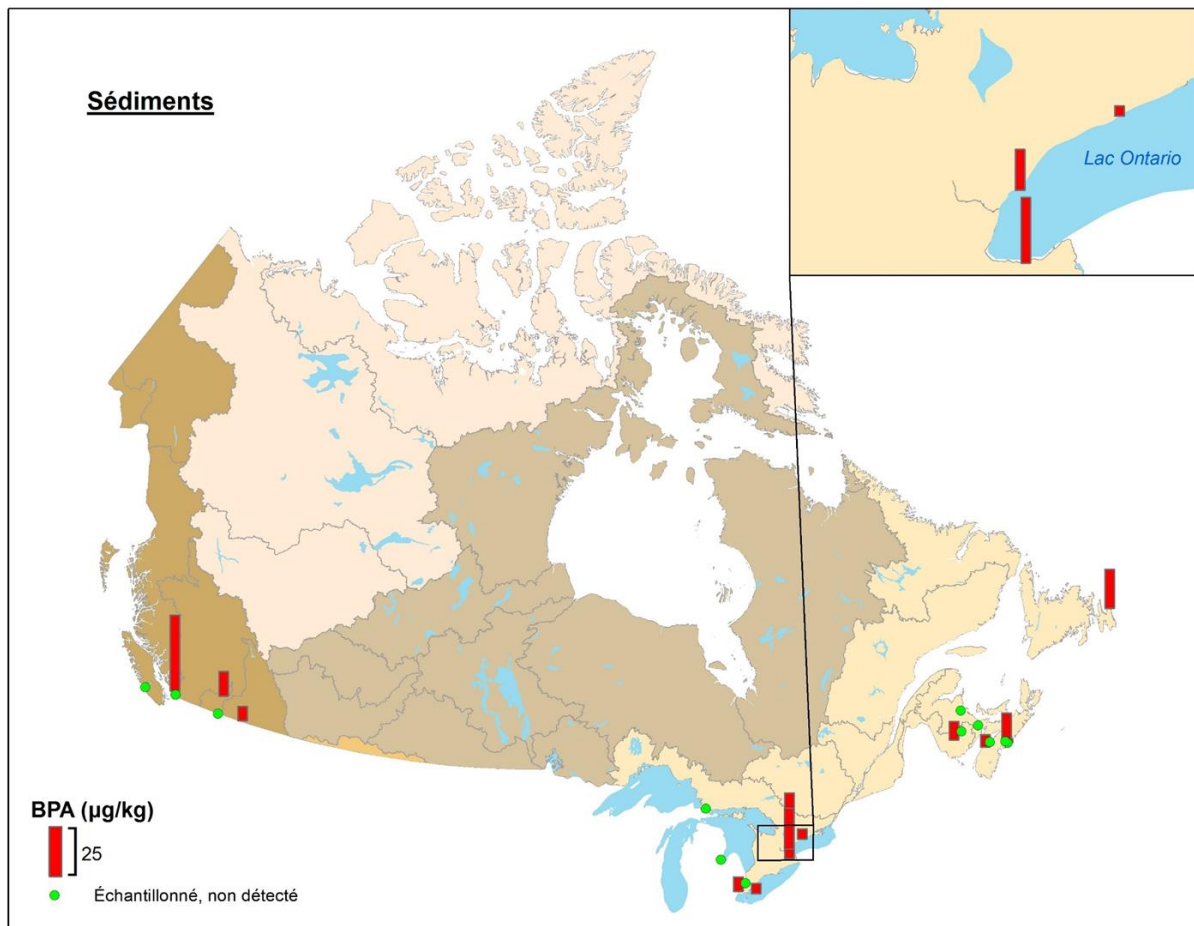


Figure 4 : Concentrations de BPA dans les échantillons de sédiments de surface (de 2011 à 2018) prélevés à travers le Canada. Les échantillons ont été prélevés dans la couche supérieure (de 1 à 3 cm) des sédiments.

Lorsque plus d'un point de données était disponible pour un emplacement visé, la valeur médiane a été indiquée; elle est représentée par une barre rouge proportionnelle à celle de la légende. Les cercles verts représentent les sites où aucun BPA n'a été détecté ou, si de multiples échantillons ont été prélevés, la médiane était inférieure au niveau de détection. Les divisions sur la carte représentent les régions de drainage du Canada, qui sont indiquées à l'annexe A, et comprennent 25 des principales rivières du Canada.

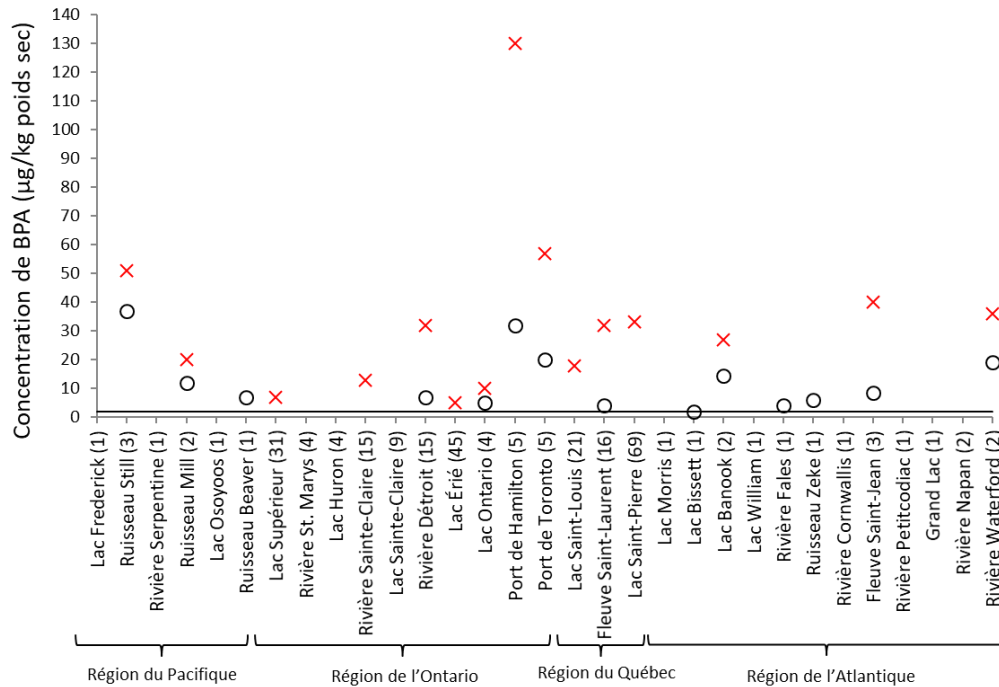


Figure 5 : Concentrations de BPA dans les sédiments de surface prélevés dans des plans d'eau à travers le Canada entre 2011 et 2018. Les échantillons ont été prélevés dans la couche supérieure (de 1 à 3 cm) des sédiments. Pour chaque emplacement, la concentration médiane (c.-à-d. le 50^e centile) ou la valeur (s'il n'y a qu'une mesure) est représentée sous forme de cercle noir. La concentration maximale (« × » rouge) est également indiquée lorsqu'il y avait plus d'un point de données pour un emplacement visé. La limite de détection de 2 µg/kg en poids sec (ligne noire) est montrée à des fins de comparaison. Les concentrations médianes et maximales de BPA ne sont pas présentées si elles sont inférieures à la limite de détection. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre d'échantillons de sédiments prélevés et analysés pour le BPA à chaque emplacement.

Le BPA a été mesuré dans les sédiments en suspension dans le fleuve Saint-Laurent en aval de l'UTEU de Montréal de juin à novembre 2012 (figure 6). Des échantillons de sédiments en suspension ont été prélevés à un mètre au-dessus du fond du fleuve sur des périodes de cinq semaines. Ces échantillons intégrés ont été recueillis en juin, en juillet, en août, en octobre et en novembre.

En amont du point de rejet des effluents, les concentrations moyennes de BPA étaient de 11,8 µg/kg en poids sec. Les concentrations de BPA ont quadruplé à 4 km en aval du point de rejet pour atteindre une moyenne de 41,2 µg/kg en poids sec. À 20 km en aval, des échantillons de sédiments en suspension prélevés au milieu du fleuve, où l'on s'attend à ce que le panache des effluents se déplace (Marcogliese et coll., 2015), ont montré une diminution des concentrations de BPA, lesquelles sont passées à une moyenne de 18,4 µg/kg en poids sec. Les échantillons prélevés à 20 km en aval sur la rive sud, où se trouve le débit principal du fleuve, présentaient des concentrations moyennes de BPA de 11,8 µg/kg en poids sec, ce qui représente une légère diminution par rapport à la moyenne de 13,8 µg/kg en poids sec à 13 km du point de rejet. L'eau

sur la rive nord de cette partie du fleuve Saint-Laurent provient principalement de la rivière des Prairies, au Québec, où plusieurs points de rejet d'eaux usées contribuent à la masse d'eau. La concentration moyenne de BPA à 20 km en aval sur la rive nord était de 21,6 µg/kg en poids sec, ce qui est légèrement inférieur à la moyenne de 25,2 µg/kg en poids sec sur la rive nord, à 12 km du point de rejet.

Dans cette section du corridor du fleuve Saint-Laurent, la vitesse du courant est élevée (30 cm/s) et il n'y a pas de bassin de sédimentation défini. La diminution des concentrations de BPA dans les sédiments en suspension dans le panache des effluents et sur la rive sud est attribuable à la dilution de la charge de sédiments en suspension près de l'UTEU. Toutefois, les données laissent entendre que les effets de cette dilution dans l'eau de la rive nord sont limités par l'apport d'eau provenant principalement de la rivière des Prairies, où plusieurs points de rejet d'eaux usées peuvent contribuer à l'augmentation de la charge de BPA. Les concentrations mesurées à 20 km du point de rejet sur la rive sud étaient semblables à celles mesurées en amont.

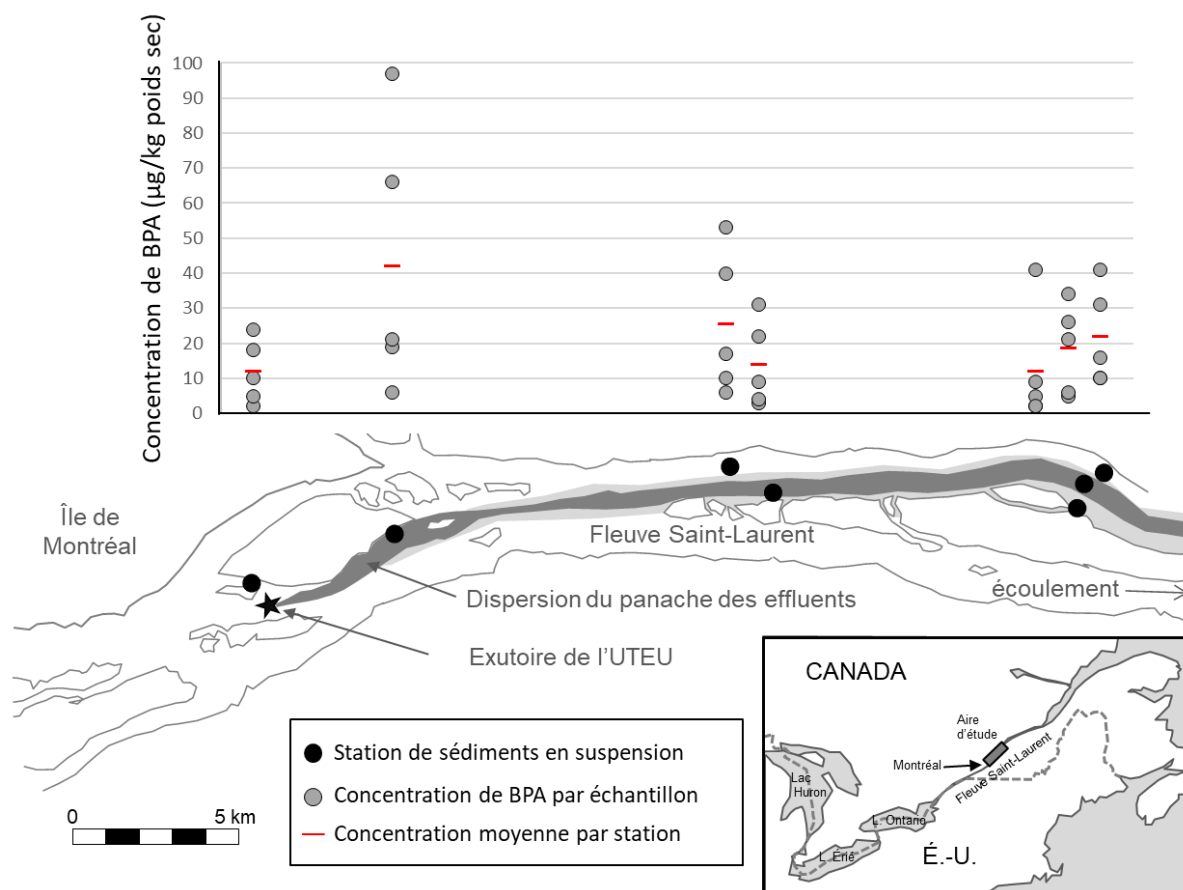


Figure 6 : Concentrations de BPA dans les sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent recueillis le long du panache des effluents de l'UTEU de Montréal, en amont et à diverses distances en aval du point de rejet de l'UTEU en 2012. La rive nord reçoit ses eaux en grande partie de la rivière des Prairies, et la rive sud reçoit ses eaux principalement du fleuve Saint-Laurent.

Des informations relatives aux tendances temporelles du BPA ont été tirées à partir de trois carottes de sédiments datées prélevées dans le lac Ontario en 2013, dans le lac Saint-Pierre en 2012 et dans un chenal des îles de Boucherville près de Montréal en 2012 (figure 7). Le profil temporel des concentrations de BPA dans les sédiments du lac Ontario concorde avec

l'utilisation répandue de BPA dans l'industrie des plastiques depuis le début des années 1960. Les concentrations étaient relativement stables, allant de 18 à 36 µg/kg en poids sec entre les années 1960 et 1990. Au milieu des années 1990, les concentrations de BPA dans le profil temporel des sédiments du lac Ontario ont doublé pour atteindre 70 µg/kg en poids sec. Le profil temporel des sédiments des îles de Boucherville montre également un pic de concentration de BPA de 10 µg/kg en poids sec pendant cette même période. Le profil temporel des sédiments du lac Ontario montre une diminution graduelle des concentrations de BPA entre 1995 et 2006. Cette diminution pourrait être liée au traitement de l'eau dans les diverses industries et municipalités situées dans le bassin versant du lac. Cette diminution est également apparente dans le profil des sédiments des îles de Boucherville et semble correspondre à la mise en service de l'UTEU desservant les municipalités de la rive sud de Montréal en 1992. Le BPA n'a pas été détecté dans le lac Saint-Pierre avant 2008, de sorte que les tendances temporelles n'ont pu être évaluées dans cette carotte avant le milieu des années 2000. À partir du milieu des années 2000, les profils temporels montrent une augmentation des concentrations de BPA dans le lac Ontario, les îles de Boucherville, et le lac Saint-Pierre, ce qui diffère des tendances temporelles à la baisse observées dans les eaux de surface pendant cette période. Cette augmentation des concentrations de BPA dans les carottes de sédiments pourrait être le résultat de plusieurs facteurs, dont la dégradation du produit ignifuge tétrabromobisphénol A (TBBPA) en BPA dans les sédiments (Environnement Canada et Santé Canada, 2013). Il se peut que les concentrations de TBBPA aient augmenté au milieu des années 2000, puisque le produit a été utilisé pour remplacer les ignifugeants réglementés (p. ex. les polybromodiphényléthers) dans les produits de consommation (Environnement Canada et Santé Canada, 2013). Comme dans le cas des échantillons de sédiments de surface dont il est question ci-dessus, les concentrations de BPA

dans les carottes de sédiments pourraient être influencées par la migration du BPA vers le bas dans la carotte (Peng et coll., 2007).

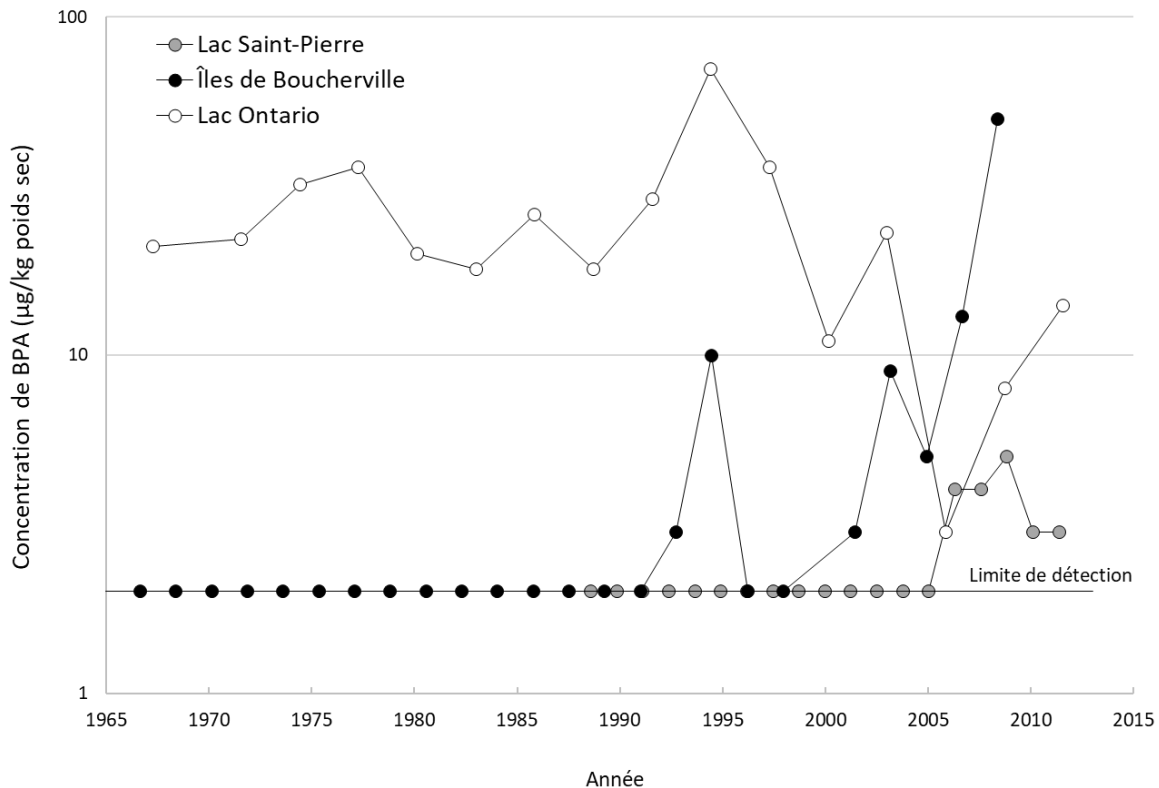


Figure 7 : Concentrations de BPA (µg/kg en poids sec) dans trois carottes de sédiments prélevées dans le lac Ontario en 2013, le lac Saint-Pierre en 2012 et aux îles de Boucherville en 2012. La limite de détection de 2 µg/kg (ligne noire pleine) est indiquée à des fins de comparaison.

3.3 Biote

Le BPA a été mesuré dans les poissons entiers de diverses espèces dans le port de Hamilton (2004), le touladi (*Salvelinus namaycush*) dans les lacs Ontario (2007) et Supérieur (2009) et le doré jaune (*Sander vitreus*) dans le lac Huron près de la rivière des Français en 1995. Les concentrations de BPA les plus élevées ont été observées chez l'aloise noyer (*Dorosoma*

cepedianum) (médiane = 13,5 pg/g en poids humide, maximum = 22,2 pg/g) et la carpe commune (*Cyprinus carpio*) (médiane = 5,5 pg/g en poids humide, maximum = 36,3 pg/g) dans le port de Hamilton en 2004 (figure 8). Trois UTEU rejettent des effluents dans le port de Hamilton (dont l'une reçoit du lixiviat d'un site d'enfouissement) et il y a plusieurs sites d'enfouissement dans le bassin versant du port de Hamilton. Les eaux de surface dans le port de Hamilton contiennent des concentrations relativement élevées de BPA. Aucun BPA n'a été détecté chez le touladi dans le lac Ontario ou le lac Supérieur, et la fréquence de détection était faible dans le lac Huron. Cela n'est pas surprenant puisque le grand volume d'eau de ces lacs dilue probablement le BPA à de faibles concentrations, comme on l'a constaté pour les eaux de surface.

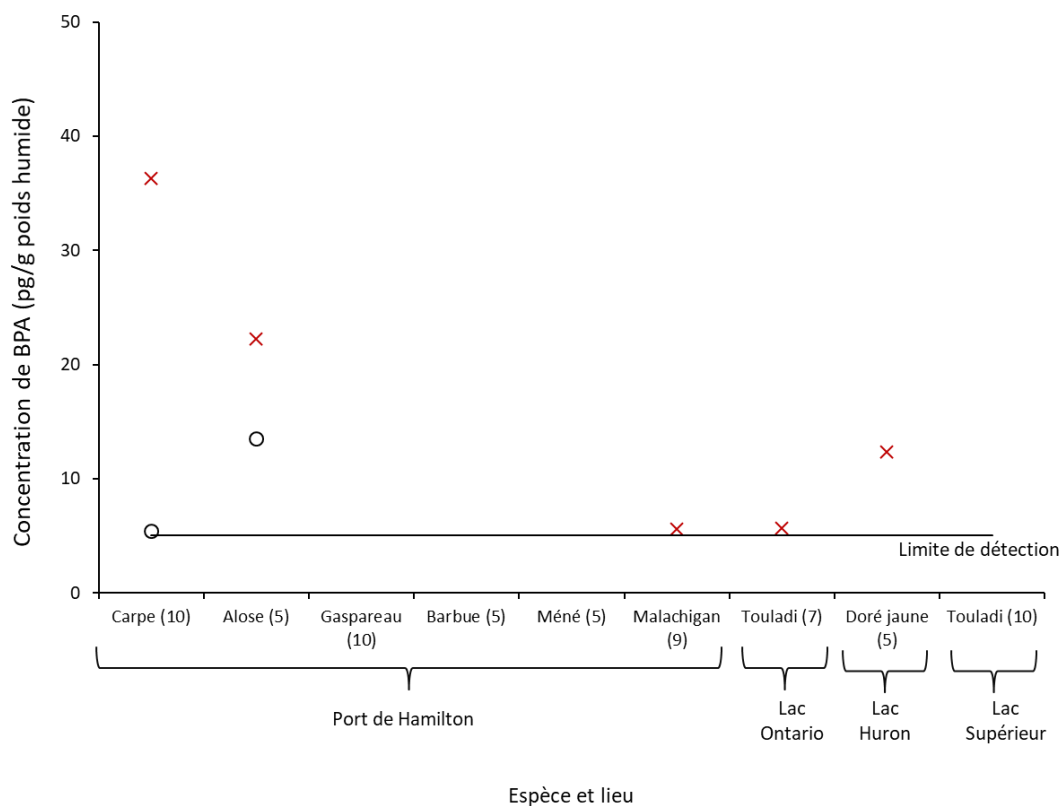


Figure 8 : Concentrations de BPA dans les poissons (échantillons entiers) recueillis dans les plans d'eau de surface de l'Ontario entre 1995 et 2009. Pour chaque emplacement, la concentration médiane (c.-à-d. le 50^e centile) est représentée par un cercle noir et la concentration maximale est indiquée par un « × » rouge. La limite de détection de 5 pg/g en poids humide est illustrée par une ligne noire. Les concentrations médianes et maximales de BPA ne sont pas présentées si elles sont inférieures à la limite de détection. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre d'échantillons de poissons prélevés et analysés pour y détecter des concentrations de BPA à chaque emplacement.

Le BPA a également été mesuré dans deux types de tissus d'oiseaux : les œufs et le plasma. Des œufs ont été recueillis pour trois espèces, à savoir le goéland à ailes grises (*Larus glaucescens*), le goéland argenté (*Larus argentatus*) et l'hirondelle bicolor (*Tachycineta bicolor*), à sept endroits au Québec, en Ontario et dans trois régions du Pacifique en 2009. Les lieux de collecte comprenaient des régions éloignées, ainsi que des sites où il y avait des rejets directs d'eaux usées traitées dans le port de Hamilton et un étang d'épuration où l'on pouvait s'attendre à une exposition accrue au BPA. Aucun BPA n'a été détecté dans les œufs d'oiseaux recueillis à ces endroits.

Le BPA dans le plasma a été mesuré chez les oisillons de l'étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*), de l'hirondelle bicolor (*Tachycineta bicolor*) et du cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) entre 2009 et 2012. Cette surveillance visait à déterminer l'exposition des oiseaux au BPA à différents endroits. Les dix lieux de collecte comprenaient trois sites d'enfouissement et trois UTEU, où l'on pouvait s'attendre à une exposition au BPA, ainsi que trois endroits situés dans une zone industrielle (port de Hamilton) et un site de référence se trouvant dans une aire de conservation à Milton, en Ontario (figure 9). Les concentrations médianes de BPA étaient les plus élevées dans le plasma d'étourneaux prélevé dans l'un des sites

d'enfouissement. Du BPA a également été détecté dans le plasma des hirondelles bicolores se nourrissant immédiatement en aval du débit sortant des trois UTEU. Du BPA a été détecté dans le plasma des cormorans provenant des endroits situés dans la zone industrielle du port de Hamilton, mais non chez les étourneaux ou les hirondelles de ce secteur ni chez les hirondelles provenant du site de référence à Milton.

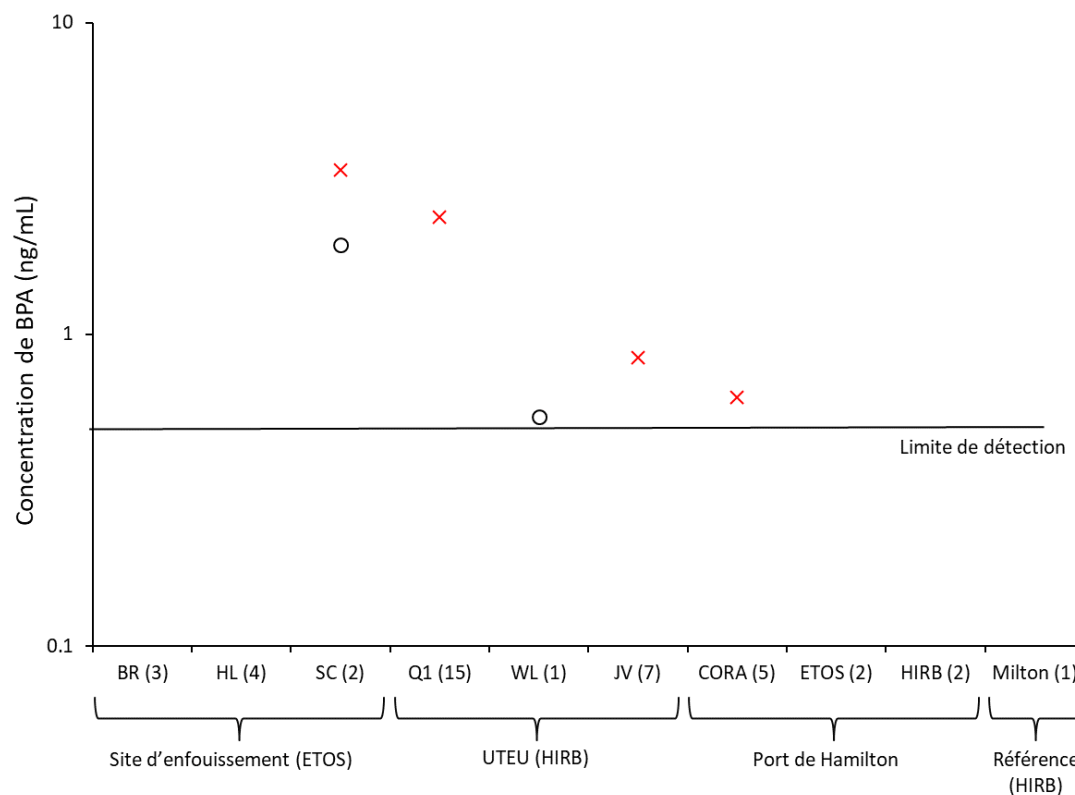


Figure 9 : Concentrations de BPA dans le plasma d'oisillons de l'étourneau sansonnet (ETOS), de l'hirondelle bicolore (HIRB) et du cormoran à aigrettes (CORA) provenant des sites d'enfouissement, des UTEU, du port de Hamilton (zone industrielle) et d'une aire de conservation (site de référence) en Ontario, dont la collecte a eu lieu entre 2009 et 2012. Des codes sont utilisés pour les sites d'enfouissement et les UTEU afin de protéger l'anonymat des sites participants. Pour chaque emplacement, la concentration médiane (c.-à-d. le 50^e centile) ou la valeur (s'il n'y a qu'une mesure) est représentée sous forme de cercle noir. La concentration maximale (« x » rouge) est également indiquée lorsqu'il y avait plus d'un point de données pour un emplacement visé. La limite de détection (0,5 ng/mL) est montrée à des fins de comparaison. Les concentrations médianes et

maximales de BPA ne sont pas présentées si elles sont inférieures à la limite de détection. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre d'échantillons de plasma prélevés et analysés pour le BPA à chaque emplacement.

En 2014 et en 2015, du plasma d'oisillons de l'étourneau sansonnet a été recueilli dans des nichoirs adjacents à trois champs traités au moyen de biosolides (épandus un an auparavant) et à deux terrains où aucun biosolide n'avait été épandu (champs de référence). Les oisillons se trouvant près des champs traités aux biosolides un an après l'épandage présentaient une concentration médiane de BPA de 0,06 ng/mL (maximum de 4,57 ng/mL), tandis que la concentration médiane dans les champs de référence était inférieure à la limite de détection (maximum de 17,51 ng/mL; figure 10). En 2015, des activités de surveillance ont également été menées dans un champ traité avec des biosolides deux ans après l'épandage et, à cet endroit, les oisillons présentaient une concentration médiane de BPA de 6,19 ng/mL (maximum de 54,3 ng/mL). Une concentration médiane plus élevée de BPA dans le plasma des étourneaux sansonnets se trouvant près des champs traités aux biosolides laisse croire que l'exposition au BPA pourrait être plus élevée chez les oiseaux nichant à proximité de ces sols.

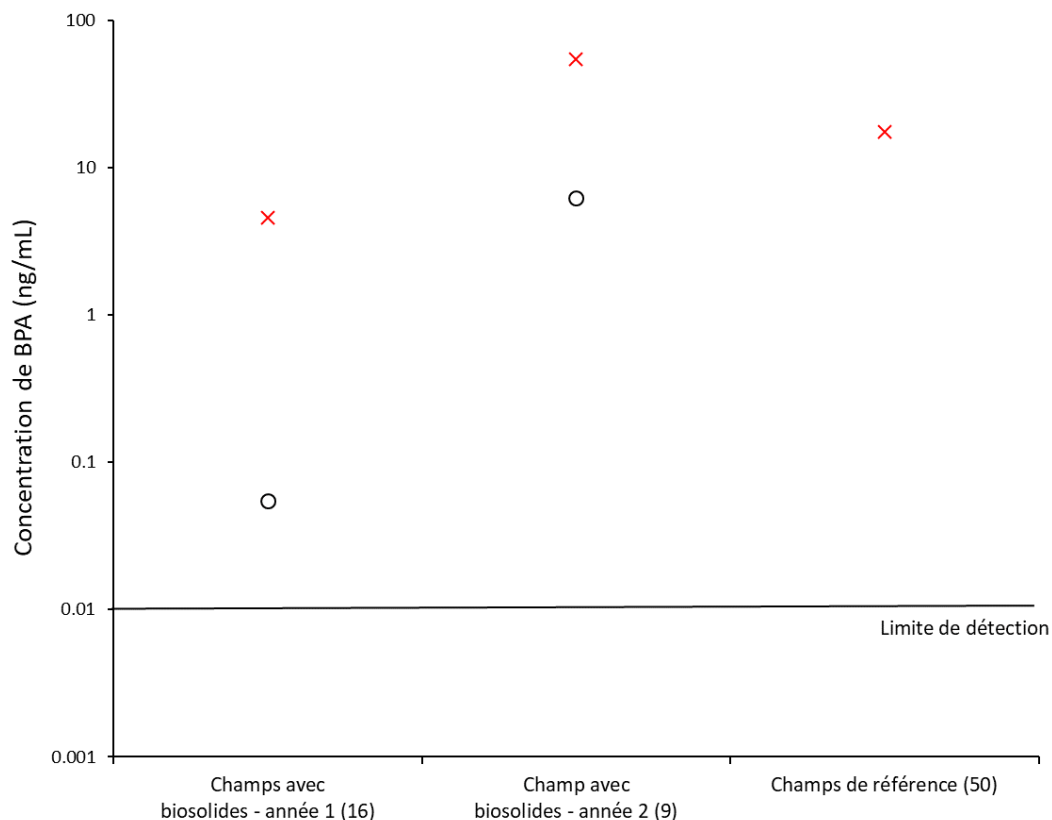


Figure 10 : Concentrations de BPA dans le plasma d’oisillons de l’étourneau sansonnet se trouvant à proximité de champs traités aux biosolides un an après l’épandage (trois champs) et deux ans après l’épandage (un champ) en 2014 et en 2015. Les concentrations médianes (c.-à-d. le 50^e centile) (cercle noir) et maximales (« × » rouge) sont indiquées pour chaque site. La limite de détection (0,01 ng/mL) est montrée à des fins de comparaison. La concentration médiane dans les champs de référence était inférieure à la limite de détection. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre d’échantillons de plasma prélevés et analysés pour le BPA à chaque emplacement.

3.4 Eaux usées et sites d’enfouissement

Le volet sur le traitement des eaux usées du Programme de suivi et de surveillance de l’environnement du PGPC fournit de l’information sur l’importance des rejets d’effluents d’eaux

usées et de l'épandage de biosolides traités comme sources de BPA dans l'environnement. Entre 2009 et 2012, 25 UTEU utilisant des procédés typiques de traitement des eaux usées au Canada ont été échantillonnés en été et en hiver. Certaines des UTEU surveillées reçoivent du lixiviat de sites d'enfouissement. Des systèmes municipaux ainsi que des systèmes situés sur des terres fédérales ou autochtones ont été inclus dans le programme. Les concentrations de BPA dans les affluents de toutes les UTEU allaient de 34 à 8 000 ng/L, la valeur médiane étant de 400 ng/L. Les concentrations de BPA dans les effluents variaient de 5 à 7 400 ng/L, la valeur médiane étant de 150 ng/L. Les taux d'élimination du BPA pendant le traitement des eaux usées variaient de 1 à 77 % (médianes), selon le type de traitement utilisé. Les résultats de l'analyse des matières solides des eaux usées présentaient des concentrations médianes de BPA de 230 ng/g dans les boues primaires (écart de valeurs = de 59 à 870 ng/g), de 290 ng/g dans les boues biologiques excédentaires (écart de valeurs = de 27 à 4 600 ng/g) et de 460 ng/g dans les biosolides traités (écart de valeurs = de 38 à 12 000 ng/g). Ces résultats indiquent que le BPA est présent de manière constante dans les matières solides et les effluents des eaux usées (Guerra et coll., 2015). La concentration médiane de BPA dans les effluents des UTEU (150 ng/L) est supérieure à celle dans les eaux de surface recueillies en aval des UTEU, comme la rivière Grand (14 ng/L à 5 km en aval), la rivière Thames (13 ng/L à 6 km en aval), le ruisseau Wascana (75 ng/L à 8,5 km en aval) et le port de Hamilton (47 ng/L à moins de 5 km de toutes les UTEU).

Afin de surveiller les rejets potentiels de BPA provenant d'un segment du secteur des déchets solides, du lixiviat de sites d'enfouissement a été prélevé dans un total de 13 sites d'enfouissement municipaux au Canada entre 2008 et 2013 (Conestoga Rovers & Associates, 2013; Conestoga Rovers & Associates, 2015). Les sites d'enfouissement reçoivent tous des déchets solides municipaux et certains reçoivent également d'autres types de déchets, comme des

déchets industriels, commerciaux et institutionnels, des déchets de construction et des boues d'épuration. Des échantillons ont été prélevés avant le traitement à tous les sites d'enfouissement. Des échantillons de lixiviat traité ont également été obtenus de quatre sites d'enfouissement dotés d'un système de traitement du lixiviat. Dans les échantillons de lixiviat brut, les concentrations de BPA se situaient entre des niveaux inférieurs au seuil de détection (de 10 à 20 000 ng/L) à 1 940 000 ng/L, avec une valeur médiane de 56 050 ng/L. Du BPA a été détecté dans 93 % de ces échantillons. Dans les échantillons de lixiviat traité, les concentrations de BPA se situaient entre des niveaux inférieurs au seuil de détection (de 1 à 20 000 ng/L) à 299 000 ng/L, avec une valeur médiane de 588 ng/L. Du BPA a été détecté dans 65 % de ces échantillons. Le grand écart de valeurs pour le seuil de détection découle de la dilution de certains des échantillons au cours de la procédure d'analyse afin d'amener les concentrations à l'intérieur d'une plage pouvant être détectée par les instruments. Le traitement sur place du lixiviat a donné lieu à un taux moyen et médian d'élimination du BPA de 93 % et de 100 %, respectivement. Dans la plupart des sites d'enfouissement surveillés, le lixiviat non traité est rejeté dans les UTEU. Environ 87 % du lixiviat produit par les grands sites d'enfouissement au Canada (plus de 40 000 tonnes de déchets solides municipaux par année) est traité par les UTEU municipales (Conestoga Rovers & Associates, 2015). Le reste est traité sur place avant le rejet (7,1 %) ou est rejeté directement dans l'environnement sans traitement (5,5 %) (Conestoga Rovers & Associates, 2015). De plus, le lixiviat produit dans certains sites d'enfouissement particulièrement petits peut être rejeté dans l'environnement par le ruissellement des eaux de surface ou l'émergence d'eau souterraine. Au bout du compte, ces données indiquent que le lixiviat de certains sites d'enfouissement pourrait représenter une source de BPA dans l'environnement.

4 Conclusions

Les concentrations de BPA mesurées dans les eaux de surface, les sédiments, les poissons et les oiseaux à travers le Canada étaient généralement plus élevées à proximité de sources telles que les eaux usées rejetées par les UTEU (dont certaines reçoivent du lixiviat de sites d'enfouissement), les sites d'enfouissement, les usines de recyclage de papier et les grandes villes, comparativement à d'autres sites d'échantillonnage. Des concentrations élevées de BPA ont également été détectées dans les effluents des UTEU et dans le lixiviat des sites d'enfouissement. Ces résultats laissent entendre que les activités humaines, comme l'utilisation du plastique polycarbonate par l'industrie et les consommateurs, contribuent à la présence de BPA dans l'environnement.

5 Références

Arbeli Z, Ronen Z, Diaz-Baez MC, 2006. Reductive dehalogenation of tetrabromobisphenol-A by sediment from a contaminated ephemeral streambed and an enrichment culture. *Chemosphere*. 64(9): 1472-1478.

Belfroid A, van Velzen M, van der Horst B, Vethaak D, 2002. Occurrence of bisphenol A in surface water and uptake in fish: Evaluation of field measurements. *Chemosphere*. 49(1): 97-103.

Bernier MR, Vandenberg LN, 2017. Handling of thermal paper: Implications for dermal exposure to bisphenol A and its alternatives. *PLoS One*. 12(6): e0178449.

Beronius A, Hanberg A. 2011. Sources of exposure to bisphenol A. Institute of Environmental Medicine, Karolinska Institutet. [Document consulté le 20 janvier 2020].
<https://ki.se/sites/default/files/migrate/immrapport2-2011.pdf>

Canada. 2010. Décret modifiant l'Annexe I de la Loi *sur les produits dangereux* (bisphénol A). Partie II de la *Gazette du Canada*, vol. 144, no. 7, p. 413-426.

Canada. 2018a. Bisphénol A dans les effluents industriels : rapport sur le rendement de l'avis P2. Ottawa (ON): [Document consulté le 20 janvier 2020]. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/prevention-pollution-avis-planification/resultats-rendement/bisphenol-a-effluents-industriels-aperçu/rapport.html>.

Canada. 2018b. Statut des mesures de gestion des risques concernant le bisphénol A. [Document consulté le 20 janvier 2020]. <https://www.canada.ca/fr/santé-canada/services/substances-chimiques/defi/deuxieme-lot/bisphenol-a/statut-mesures-gestion-risques.html>.

Cheminfo Services Inc. 2012. Technical and economic study on products containing BPA available on the Canadian market. Rapport final (version publique) préparé pour Environnement Canada.

Conestoga Rovers & Associates. 2013. Landfill monitoring data - Correlation, trends, and perspectives. Waterloo (ON): document préparé pour Environnement Canada. Numéro du rapport: 054555 (9).

Conestoga Rovers & Associates. 2015. Compiling and interpreting chemical data from municipal solid waste landfill leachate. Waterloo (ON): document préparé pour Environnement et Changement climatique Canada. Numéro du rapport: 054555 (10).

Cooper JE, Kendig EL, Belcher SM, 2011. Assessment of bisphenol A released from reusable plastic, aluminium and stainless steel water bottles. *Chemosphere*. 85(6): 943-947.

Cousins IT, Staples CA, Klecka GM, Mackay D, 2002. A multimedia assessment of the environmental fate of bisphenol A. *Hum Ecol Risk Assess*. 8(5): 1107-1135.

Crain DA, Eriksen M, Iguchi T, Jobling S, Laufer H, LeBlanc GA, Guillette Jr LJ, 2007. An ecological assessment of bisphenol-A: Evidence from comparative biology. *Reprod Toxicol*. 24(2): 225-239.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2018. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement Bisphénol A. Ottawa (ON): Gouvernement du Canada. [Document consulté le 20 janvier 2020]. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/evaluation-substances-existantes/recommandations-federales-qualite-environnement-bisphenol-a.html>.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2020. Évaluation de l'efficacité des mesures de gestion des risques pour le bisphénol A (BPA) – Volet écologique. Ottawa (ON): Gouvernement du Canada.

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada. 2019. Évaluation préalable - Groupe des résines époxy. Ottawa (ON): Gouvernement du Canada. [Document consulté le 20 janvier 2020]. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/evaluation-substances-existantes/evaluation-prealable-finale-groupe-resines-epoxy.html>.

Environnement Canada, Santé Canada. 2008a. Approche de gestion des risques proposée pour le Phénol, 4,4'-(1-méthyléthylidène)bis (Bisphénol A). Ottawa (ON): Gouvernement du Canada. [Document consulté le 20 janvier 2020]. http://www.ec.gc.ca/ese-ees/6FA54372-A09E-45CD-8A5F-39EBDD55D13A/batch2_80-05-7_rm_fr.pdf.

Environnement Canada, Santé Canada. 2008b. Évaluation préalable finale pour le Défi concernant le Phénol, 4,4'-(1-méthyléthylidène)bis (Bisphénol-A). Ottawa (ON): Gouvernement du Canada. [Document consulté le 20 janvier 2020]. http://www.ec.gc.ca/ese-ees/3C756383-BEB3-45D5-B8D3-E8C800F35243/batch2_80-05-7_fr.pdf.

Environnement Canada, Santé Canada. 2013. Rapport d'évaluation préalable finale 2,2',6,6'-Tétrabromo-4,4'-isopropylidènediphénol, 4,4'-Isopropylidenebis[2-(2,6-dibromophénoxy)éthanol], 1,1'-Isopropylidènebis[4-(allyloxy)-3,5- dibromobenzène]. Ottawa (ON): Gouvernement du Canada. [Document consulté le 20 janvier 2020]. http://www.ec.gc.ca/ese-ees/BEE093E4-8387-4790-A9CD-C753B3E5BFAD/FSAR_TBBPA_FR.pdf.

Flint S, Markle T, Thompson S, Wallace E, 2012. Bisphenol A exposure, effects, and policy: A wildlife perspective. *J Environ Manage.* 104: 19-34.

Gewurtz SB, Bradley LE, Backus S, Dove A, McGoldrick D, Hung H, Dryfhout-Clark H, 2019. Perfluoroalkyl acids in Great Lakes precipitation and surface water (2006–2018) indicate response to phase-outs, regulatory action, and variability in fate and transport processes. *Environ Sci Technol.* 53(15): 8543-8552.

Gewurtz SB, Tardif G, Power M, Dove A, Dubé-Roberge K, Garron C, Gosselin A, King M, Lalonde B, Martin PA, McDaniel TV, McGoldrick DJ, Pelletier M, Small J, Smyth SA, Teslic S, Tessier J, 2020. Bisphenol A in the Canadian environment: A multimedia analysis. En préparation.

Guerra P, Kim M, Teslic S, Alae M, Smyth SA, 2015. Bisphenol-A removal in various wastewater treatment processes: Operational conditions, mass balance, and optimization. *J Environ Manage.* 152: 192-200.

Helsel DR. 2012. Statistics for censored environmental data using Minitab and R. Hoboken (NJ), USA: Wiley.

Helsel DR, Hirsch RM. 2002. Statistical methods in water resources. Techniques of water-resources investigations of the United States Geological Survey Book 4, hydrologic analysis and interpretation. [Document consulté le 20 janvier 2020]. <https://pubs.er.usgs.gov/publication/twri04A3>.

Lalonde B, Garron C, 2020. Spatial and temporal distribution of BPA in the Canadian freshwater environment. *Arch Environ Contam Toxicol.* Soumis.

Lee HB, Peart TE, 2000. Bisphenol-A contamination in Canadian municipal and industrial wastewater and sludge samples. *Water Qual Res J Can.* 35: 283-298.

Marcogliese DJ, Blaise C, Cyr D, de Lafontaine Y, Fournier M, Gagné F, Gagnon C, Hudon C, 2015. Effects of a major municipal effluent on the St. Lawrence River: A case study. *Ambio*. 44(4): 257-274.

Millard SP. 2018. Package 'EnvStats', Version 2.3.1. [Document consulté le 20 janvier 2020]. <https://cran.r-project.org/web/packages/EnvStats/EnvStats.pdf>.

Pearse PH, Bertrand F, MacLaren JW. 1985. Currents of change: Final report, inquiry on federal water policy. Ottawa (ON): Environment Canada.

Peng X, Wang Z, Mai B, Chen F, Chen S, Tan J, Yu Y, Tang C, Li K, Zhang G, Yang C, 2007. Temporal trends of nonylphenol and bisphenol A contamination in the Pearl River Estuary and the adjacent South China Sea recorded by dated sedimentary cores. *Sci Total Environ*. 384(1): 393-400.

Research and Markets. 2016. Bisphenol-A - A global market overview. Numéro du rapport: CP021. [Document consulté le 20 janvier 2020]. https://www.researchandmarkets.com/research/4xx8j9/bisphenola_a.

Santé Canada. 2018. Approche de gestion des risques relatifs au Bisphénol A (BPA) : Évaluation du rendement pour le volet SANTÉ HUMAINE du BPA. Ottawa (ON): Gouvernement du Canada. [Document consulté le 20 janvier 2020]. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/evaluation-substances-existantes/evaluation-rendement-bpa.html>.

Staples CA, Dome PB, Klecka GM, Oblock ST, Harris LR, 1998. A review of the environmental fate, effects, and exposures of bisphenol A. *Chemosphere*. 36(10): 2149-2173.

Statistique Canada. 2017. L'activité humaine et l'environnement 2016. Ottawa (ON): Statistique Canada. [Document consulté le 20 janvier 2020]. <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/16-201-x/16-201-x2017000-fra.htm>.

Voordeckers JW, Fennell DE, Jones K, Haggblom MM, 2002. Anaerobic biotransformation of tetrabromobisphenol A, tetrachlorobisphenol A, and bisphenol A in estuarine sediments. *Environ Sci Technol*. 36(4): 696-701.

Ying G-G, Kookana RS, 2003. Degradation of five selected endocrine-disrupting chemicals in seawater and marine sediment. *Environ Sci Technol*. 37(7): 1256-1260.

6 Pour en savoir plus

Plan de gestion des produits chimiques et programme de surveillance

- Plan de gestion des produits chimiques
<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/plan-gestion-produits-chimiques.html>
- Surveillance et recherche dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques
<https://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/fact-fait/monitor-surveill-fra.php>
- Monitoring et surveillance de l'environnement : gestion des produits chimiques
<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/sciences-technologies/programmes/monitoring-surveillance-gestion-produits-chimiques.html>

Évaluation et gestion des risques associés au BPA

- Bisphénol A du deuxième lot du Défi
<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/defi/deuxieme-lot/bisphenol-a.html>
- Évaluation préalable finale pour le Défi concernant le Phénol, 4,4'-(1-méthyléthylidène) bis (Bisphénol-A)
http://www.ec.gc.ca/ese-ees/3C756383-BEB3-45D5-B8D3-E8C800F35243/batch2_80-05-7_fr.pdf
- Annexe 1 de la LCPE (1999) – Liste des substances toxiques
<http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=0DA2924D-1&wsdoc=4ABEFFC8-5BEC-B57A-F4BF-11069545E434>
- Statut des mesures de gestion des risques concernant le bisphénol A

<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/defi/deuxieme-lot/bisphenol-a/statut-mesures-gestion-risques.html>

Activités de Santé Canada

- L'Étude mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement
<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/contaminants/human-humaine/mirec-fra.php>
- Enquête canadienne sur les mesures de la santé
<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/contaminants/human-humaine/chms-ecms-fra.php>
- Étude canadienne sur l'alimentation totale
<http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/index-fra.php>
- Interdiction de l'utilisation de BPA dans les biberons
<http://gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2010/2010-10-13/pdf/g2-14421.pdf>
- Bisphénol A (BPA) – Renseignements sur la santé à l'intention des Canadiens
<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-maison-et-jardin/bisphenol-bpa.html>

Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

- *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement Bisphénol A.
<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/evaluation-substances-existantes/recommandations-federales-qualite-environnement-bisphenol-a.html>

7 Annexe A. Régions de drainage du Canada

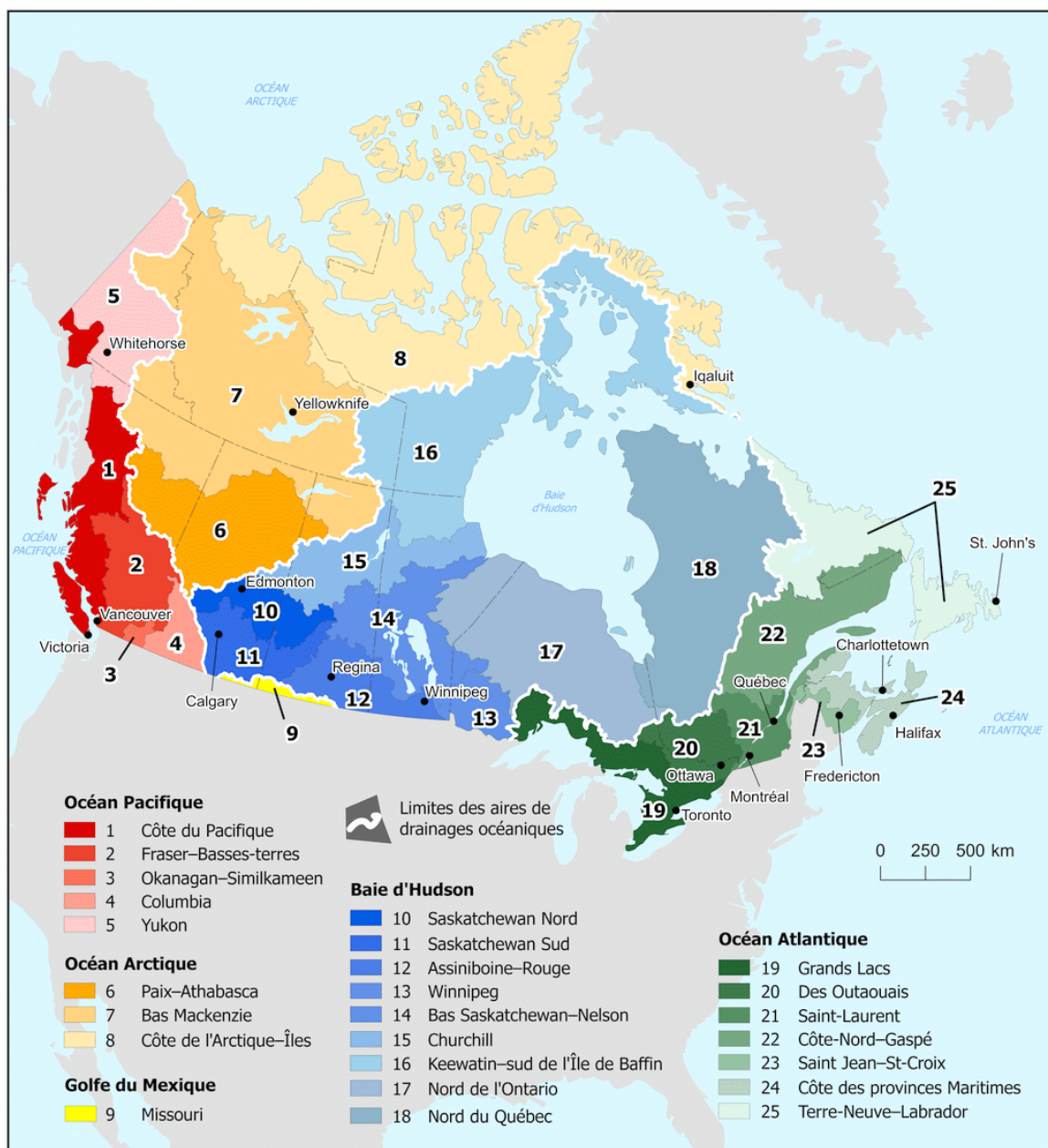


Figure A-1 : Carte du Canada montrant les régions de drainage (Statistique Canada, 2017). Cette carte a été produite à l'origine par la Division de la statistique de l'environnement, de l'énergie et des transports de Statistique Canada en 2009, avec une totalisation spéciale provenant de Pearse et coll. (1985).