



Défis et possibilités du Canada concernant la gestion des contaminants dans les eaux usées

Document complémentaire 3

Les contaminants dans les effluents d'eaux usées municipales

Mars 2018

Table des matières

Acronymes et abréviations	3
Préface	4
Objet et portée	5
Terminologie	5
1. Substances présentes dans les eaux usées régies par le Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées	6
2. Pathogènes et risques pour la santé humaine.....	7
2.1 Menaces traditionnelles pour la santé publique.....	8
2.2 Menaces émergentes pour la santé humaine	8
2.2.1 Gènes de résistance aux antibiotiques	8
3. Nutriments	9
3.1 Phosphore.....	9
3.2 Azote.....	10
3.3 Proliférations d'algues néfastes	11
4. Métaux	11
5. Polluants résiduels	13
5.1 Composés organiques volatils	13
5.2 Biphényles polychlorés (BPC)	13
5.3 Éthers diphenyliques polybromés	14
5.4 Nonylphénols, polyéthoxylates de nonylphénol et alkylphénols éthoxylés	14
5.5 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	14
6. Produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP)	15
6.1 Impacts observés des PPSP sur les organismes aquatiques.....	16
6.2 Incertitude entourant les impacts des PPSP.....	16
7. Perturbateurs endocriniens	16
7.1 Impacts de la perturbation endocrinienne sur les organismes aquatiques	17
8. Nouveaux risques pour les milieux aquatiques	18
8.1 Microplastiques	18
8.2 Nanoparticules.....	19
Références	20

*Ce projet a été réalisé avec l'appui financier de :
This project was undertaken with the financial support of:*



Environment and
Climate Change Canada

Environnement et
Changement climatique Canada

Acronymes et abréviations

Lorsque les acronymes sont utilisés, une définition est incluse lors du premier emploi.

APE	Alkylphénol éthoxylé
BPC	Biphényles polychlorés
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
DBO	Demande biochimique en oxygène
DBOC	Demande biochimique en oxygène des matières carbonées
DEU	Débordement d'égout unitaire
E1	Estrone
E2	17 β -estradiol
EE2	17 α -éthynylestradiol
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
NH ₃	Ammoniac
NP	Nonylphénol
NPC	Nouveaux contaminants préoccupants
NPE	Nonylphénol polyéthoxylate
PBDE	Polybromodiphényléther
PPSP	Produits pharmaceutiques et de soins personnels
RESAEU	Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées
SEEU	Station d'épuration des eaux usées
SS	Solides en suspension

Préface

Alors que comme société nous produisons de plus en plus de substances chimiques, nombre d'entre elles aboutissent dans les eaux usées et ultimement dans nos écosystèmes naturels. Certaines de ces substances sont des contaminants qui peuvent être nocifs pour la santé des humains, du poisson et de la faune, et des cours d'eau du Canada. Pour mieux encadrer la capacité et les possibilités de gestion des contaminants dans les eaux usées au Canada, le Réseau canadien de l'eau (RCE) a entrepris un examen national des contaminants connus et des nouveaux contaminants préoccupants dans les eaux usées municipales et des options dont nous disposons à leur égard.

Grâce à l'appui financier de 400 000 \$ d'Environnement et Changement climatique Canada, le RCE a mis à profit son vaste réseau de communautés de chercheurs et de praticiens et a réuni un comité national d'experts ayant pour mandat d'évaluer les besoins et les possibilités du Canada pour gérer les nombreux contaminants présents dans les eaux usées domestiques. Le groupe y a travaillé d'octobre 2017 à mars 2018, en se penchant sur les questions fondamentales suivantes :

- De quels contaminants présents dans les eaux usées devrions-nous nous préoccuper le plus, maintenant et à l'avenir?
- De quelles options disposent nos diverses collectivités canadiennes pour gérer ces contaminants par le traitement des eaux usées?
- Quelles sont les possibilités et quels sont les compromis importants associés à ces choix de traitement, notamment en matière de récupération des ressources, de coûts, d'adéquation socio-économique et culturelle, et d'incidences sur des enjeux connexes comme les émissions de gaz à effet de serre?

Le comité était composé de huit éminents spécialistes de partout au Canada ayant des connaissances expertes diversifiées du traitement des eaux usées municipales, des contaminants classiques et des contaminants nouvellement préoccupants, des impacts environnementaux et écosystémiques, de la récupération des ressources des eaux usées, et des répercussions plus vastes d'ordre juridique et socio-économique des rejets d'effluents d'eaux usées. Le comité était présidé par Donald Mavinic (Ph. D.) de l'Université de la Colombie-Britannique, un expert en traitement des eaux usées de renommée internationale.

La principale tâche du comité d'experts était de produire un rapport de synthèse offrant une mise en contexte crédible et utile de l'état actuel des choses, de ce que nous savons et nous ignorons, incluant un plan d'action pour obtenir des résultats positifs par le truchement du traitement plus efficace des eaux usées au Canada. Ce plan directeur a été élaboré au fil des recherches et des discussions qui se sont enrichies en y intégrant les perspectives d'un groupe plus vaste de spécialistes de partout au pays. Ces experts collaborateurs, ayant des connaissances des pratiques municipales de traitement des eaux usées, des évaluations et des répercussions environnementales associées aux eaux usées, et des aspects d'ordre juridique et communautaire, ont été invités à fournir leurs réflexions sur toute une gamme de sujets précis et de particularités géographiques. Ils y ont répondu par le biais d'un questionnaire national en ligne et en participant, sur invitation, à certaines rencontres de travail du comité.

En tant que document complémentaire pour le rapport du comité d'experts, ce document offre un aperçu de haut niveau des contaminants présents dans les effluents d'eaux usées municipales.

Objet et portée

Ce document vise à fournir des renseignements généraux de base sur les principaux groupes de contaminants se trouvant dans les effluents d'eaux usées municipales. Il a pour but de fournir au grand public un aperçu de haut niveau des contaminants d'eaux usées à l'appui du rapport principal du comité d'experts. Nous nous sommes efforcés, dans la mesure du possible, de mettre l'accent sur les milieux et la recherche du Canada.

Un examen exhaustif des contaminants présents dans les eaux usées dans le contexte canadien avait été préparé par Hydromantis pour le compte du Conseil canadien des ministres de l'environnement (Conseil canadien des ministres de l'Environnement, 2005), lequel est suggéré à titre de ressource supplémentaire au cas où des informations plus détaillées seraient exigées.

Terminologie

Le terme « nouveaux contaminants préoccupants » désigne des contaminants non classiques qui ont été (ou seront) décelés dans des effluents d'eaux usées, et dont on ne comprend pas encore bien les risques potentiels pour la santé publique et environnementale. Selon les sources, ces contaminants étaient aussi appelés « contaminants émergents », « nouvelles substances préoccupantes », « contaminants traces », « micropolluants » ou « microcontaminants ».

Le terme « contaminants organiques traces » désigne la grande diversité de substances organiques présentes en faible concentration dans les effluents des eaux usées, notamment les perturbateurs endocriniens, les produits pharmaceutiques et de soins personnels. Bien que certains contaminants organiques traces puissent être des nouveaux contaminants préoccupants, ce dernier groupe englobe également d'autres substances nouvelles et incertaines, telles que les microplastiques et les nanoparticules.

Le terme « station d'épuration des eaux usées » (SEEU) est utilisé dans ce rapport, bien que certaines instances utilisent maintenant le terme « station de récupération des ressources de l'eau » (StaRRE), pour souligner une approche plus holistique de la gestion des eaux urbaines. Les SEEU municipales désignent ces services publics locaux ou régionaux, ou ces installations d'assainissement provinciales ou autochtones qui reçoivent les eaux usées collectées pour les traiter et les libérer dans l'environnement.

1. Substances présentes dans les eaux usées régies par le Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées

Au Canada, la Loi sur les pêches interdit tout rejet de substances nocives pour le poisson (Environnement et Changement climatique Canada, 2017). Le Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées (RESAEU) [RESAEU; Gouvernement du Canada, 2012) permet d'autoriser le dépôt d'effluents contenant des substances nocives (section 5) si l'effluent ne présente pas de toxicité aiguë. Ces substances incluent les matières exerçant une demande biochimique en oxygène de la partie carbonée, les matières en suspension, le chlore résiduel total et l'ammoniac non ionisé ($\text{NH}_3\text{-N}$, à $15\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$) à des concentrations de 25, 25, 0,02, et 1,25 mg/L, respectivement, dans les effluents d'eaux usées (Gouvernement du Canada, 2012). En plus des paramètres réglementés, les effluents d'eaux usées ne doivent pas présenter de toxicité aiguë au point de rejet selon l'essai de 96 heures chez les truites arc-en-ciel (Gouvernement du Canada, 2012).

Les substances exerçant une demande biochimique en oxygène consomment de l'oxygène dissous durant leur dégradation, éliminant ainsi l'oxygène dont ont besoin les poissons et d'autres organismes aquatiques pour leur survie. Les eaux usées municipales contiennent des charges élevées de matière organique, y compris des composés organiques dissous et particuliers. Le rejet de matières exerçant une demande biochimique en oxygène entraîne des baisses de la teneur en oxygène caractéristiques dans le milieu récepteur, une tendance qui a été constatée depuis les années 1920 (Fan et Wang, 2008). Le traitement secondaire (ou biologique) des eaux usées fait appel à des micro-organismes pour oxyder et éliminer ces substances exerçant une demande biochimique en oxygène, protégeant ainsi les milieux récepteurs de l'épuisement d'oxygène et de ses effets sur les poissons et les autres organismes aquatiques.

Les matières en suspension sont les petites particules qui demeurent en suspension dans les eaux usées et sont plus fines que les matières grossières mais plus grosses que les matières colloïdales. Quand elles sont rejetées dans les eaux de surface, ces particules réduisent la pénétration de la lumière dans l'eau et contiennent des nutriments qui favorisent la croissance de biofilms et de phytoplancton, comme des algues et des cyanobactéries. La réduction des matières en suspension dans les effluents a été liée à la croissance réduite de phytoplancton et de périphyton et à la clarté accrue de l'eau dans les eaux de surface. Les matières en suspension sont également réduites par le traitement secondaire, mais elles peuvent être présentes en grand nombre dans les débordements d'égout unitaire. On a constaté que, dans certains cas, les matières en suspension présentes dans les égouts unitaires provenaient principalement des eaux usées, lesquelles contribuaient jusqu'à 75 % de la charge totale des matières en suspension (Anne-Sophie *et al.*, 2015).

Les êtres humains excrètent de l'azote dans leur urine, sous forme d'urée, laquelle se décompose rapidement en ammoniac et en dioxyde de carbone. Par conséquent, les influents d'eaux usées domestiques contiennent de fortes concentrations d'ammoniac qui présente une toxicité aiguë pour les poissons et d'autres organismes, notamment dans sa forme non ionisée. En plus d'être toxique, l'ammoniac exerce une demande d'oxygène, puisqu'il est facilement transformé en nitrate par oxydation dans les étendues d'eau naturelles, par le biais du processus de nitrification, lequel consomme de l'oxygène. Il se pourrait aussi que l'azote joue un rôle en tant que nutriment limitatif, particulièrement dans les estuaires, et que des rejets excessifs dans l'environnement provoquent une croissance excessive d'algues (Forsberg *et al.*, 1976).

Les pathogènes gastro-intestinaux sont associés aux matières fécales, et ils sont régulièrement tués ou inactivés avant que les effluents ne soient rejetés dans les eaux de surface et ce, afin de protéger la santé publique. Le chlore est largement utilisé comme désinfectant pour tuer les bactéries dans les eaux usées avant leur rejet. Quoique la méthode soit efficace, elle peut entraîner la décharge de chlore résiduel, lequel est toxique pour la vie aquatique (Watson *et al.*, 2012).

En plus des substances régies par le RESAEU, les effluents d'eaux usées et les résidus contiennent un grand nombre de substances chimiques, de pathogènes et de nutriments additionnels posant des risques éventuels à la santé humaine et à la salubrité des écosystèmes. Ceux-ci comprennent la gamme de produits chimiques utilisés dans les ménages, l'industrie et l'agriculture. Bien que certains de ces produits chimiques soient interdits ou soient soumis à une gestion des risques en vertu de divers programmes (et permis), ils continuent de persister dans les eaux usées, et de nombreux nouveaux pathogènes et contaminants continuent d'apparaître et de susciter des inquiétudes. Des centaines de composés chimiques différents pourraient être présents dans les effluents d'eaux usées municipales, et ils ont des effets potentiels sur la vie aquatique à la fois additifs, synergiques ou antagonistes (Daniela Hummel *et al.*, 2006; Verlicchi *et al.*, 2012). Des mélanges de composés chimiques variés compliquent les évaluations des risques relativement aux effets de l'exposition pour la vie aquatique dans le milieu parce qu'ils diffèrent grandement dans leurs mécanismes de toxicité et d'exposition. Cependant, on met actuellement au point des approches en vue de mieux comprendre les risques éventuels et réels posés par ces mélanges dans l'environnement (Diamond *et al.*, 2017). Les principaux groupes de ces contaminants sont passés en revue dans la section ci-dessous.

2. Pathogènes et risques pour la santé humaine

Le traitement des eaux usées a vu le jour et a évolué en réponse à des préoccupations concernant la santé publique et l'environnement, la santé humaine étant la principale impulsion. Les pathogènes se trouvent dans les effluents d'eaux usées et d'eaux pluviales, et l'exposition des humains à ces pathogènes se produit lors de la consommation d'eau et de poissons et fruits de mer (p. ex. mollusques et crustacés) ainsi que dans le cadre d'activités telles que nager dans des eaux contaminées (Santé Canada, 1997; Loomer *et al.*, 2008, Soller *et al.*, 2010). Ces pathogènes incluent un éventail de bactéries, de protozoaires, d'helminthes et de virus. Quoique les pathogènes d'origine hydrique se trouvent dans les eaux usées municipales soient généralement de source humaine, des animaux (p. ex. bétail, animaux de compagnie et animaux sauvages) peuvent être à l'origine de nombreux pathogènes dangereux pour les êtres humains. Il s'ensuit que les pathogènes proviennent d'une multitude de sources à l'échelle du bassin

hydrographique et qu'ils doivent être pris en compte pour la protection de la santé publique. La modification de l'hydrologie, de la qualité et de la température de l'eau due aux changements climatiques pourrait accroître, à l'avenir, l'exposition aux pathogènes d'origine hydrique actuels et émergents et leur distribution (Wu *et al.*, 2016). Les recherches se poursuivent afin d'améliorer les techniques permettant de détecter la présence d'organismes pathogènes et leurs effets néfastes pour la santé.

2.1 Menaces traditionnelles pour la santé publique

La typhoïde, le choléra, la dysenterie et la diarrhée constituent des menaces majeures pour la santé publique en lien avec les agents pathogènes fécaux d'origine humaine. Les bactéries *salmonella*, *shigella* et *campylobacter* ainsi que certaines souches d'*Escherichia coli* (p. ex. 0157 H7), sont des bactéries pathogènes se trouvant couramment dans les eaux usées municipales, et des milliers de décès sont causés annuellement par ces pathogènes à l'échelle mondiale (Metcalf and Eddy - AECOM, 2014).

Les protozoaires sont une autre catégorie de pathogènes qui constituent une préoccupation majeure en matière de santé publique. Le *Cryptosporidium parvum* et le *Giardia lamblia* sont deux protozoaires importants qui sont présents dans les eaux usées et sont responsables de la plupart des éclosions de maladies d'origine hydrique au Canada (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2006). L'éventualité d'éclosions de giardiase est plus élevée dans les régions nordiques puisque l'eau froide et la couverture de glace fournissent des conditions idéales pour la prolifération des parasites (Environnement Canada, 2001). Le *Cryptosporidium parvum* et le *Giardia lamblia* ont des kystes résistants et ils ne peuvent pas être inactivés ou détruits lors de la désinfection conventionnelle au chlore (Environnement Canada, 2001).

La décharge d'effluents d'eaux usées qui sont contaminés par des virus infectieux représente un autre risque éventuel à la santé humaine (Qiu *et al.*, 2015). Plusieurs groupes de virus entériques/fécaux sont présents dans les eaux usées brutes municipales, dont les plus importants sont les entérovirus, les norovirus, les rotavirus, les réovirus, les adénovirus et le virus de l'hépatite A. Les norovirus et les rotavirus sont des causes majeures des diarrhées virales tandis que les réovirus et les adénovirus sont des causes reconnues de gastro-entérites, de problèmes respiratoires et d'infections oculaires (Metcalf and Eddy - AECOM, 2014). Lors d'une étude réalisée à la SEEU Gold Bar à Edmonton (Alberta), sept groupes de virus (norovirus, rotavirus, sapovirus, astrovirus, adénovirus, entérovirus et virus JC) ont été détectés dans les effluents primaires d'eaux usées dans lesquels des virus infectieux étaient présents (Qiu *et al.*, 2015).

2.2 Menaces émergentes pour la santé humaine

2.2.1 Gènes de résistance aux antibiotiques

Les gènes de résistance aux antibiotiques constituent de nouvelles préoccupations environnementales qui surviennent naturellement, mais peuvent être ciblées dans des milieux renfermant des concentrations élevées d'antibiotiques (Sanderson *et al.*, 2016). Les gènes de résistance aux antibiotiques se trouvent souvent sur les éléments génétiques mobiles des bactéries tels que transposons, intégrons et plasmides. Ces éléments mobiles peuvent faciliter l'évolution des gènes de résistance aux antibiotiques en les

transférant à des bactéries de mêmes espèces ou d'espèces différentes à l'intérieur des systèmes d'égouts ou des milieux récepteurs (Allen *et al.*, 2010, Baquero *et al.*, 2008). Les bactéries multirésistantes posent une menace imminente aux systèmes de santé et aux économies du monde du fait de la sensibilité réduite de ces pathogènes à la plupart des antibiotiques employés dans le cadre des traitements médicaux (World Bank, 2016). Quand les gènes de résistance aux antibiotiques sont rejetés dans l'environnement en provenance des effluents d'eaux usées municipales, ils peuvent affecter la résistance naturelle des bactéries présentes dans les biofilms, les sédiments et la vie aquatique et, en fin de compte, favoriser la survenue, au fil du temps, de souches de bactéries antibiorésistantes (Marti *et al.*, 2013, Singer *et al.*, 2016). Les impacts des effluents de SEEU sur la distribution de la résistance aux antimicrobiens peuvent être mesurés à de grandes distances du point de rejet. Par exemple, les cas de résistance aux antimicrobiens détectés en plus grands nombres en amont d'une SEEU municipale de la Saskatchewan étaient cohérents par rapport aux gènes détectés en plus grands nombres dans l'effluent traité. Les gènes étudiés ne retournaient aucunement à leurs niveaux en amont, à 5 km en aval du point de décharge de l'effluent (Marti *et al.*, 2013).

3. Nutriments

De grandes quantités de nutriments, notamment l'azote et le phosphore, pénètrent dans les écosystèmes aquatiques par l'intermédiaire des eaux usées municipales, des eaux pluviales et du ruissellement superficiel emportant fumier et engrais synthétiques. Les nutriments présents dans les effluents d'eaux usées jouent le rôle d'engrais et favorisent la croissance d'algues et de cyanobactéries lesquelles sont à la base des chaînes alimentaires en milieu aquatique. Cet accroissement de la teneur en nutriments appelée eutrophisation peut entraîner des proliférations d'algues nocives, l'épuisement de l'oxygène et des hécatombes de poissons dans les eaux douces et côtières (Schindler et Vallentyne, 2008). Une charge en nutriments excessive a été avancée comme cause du déclin observé de densités d'invertébrés et de la perte de taxons sensibles en amont d'exutoires d'eaux usées (Grantham *et al.*, 2012), et il a été dit de l'eutrophisation qu'elle représente le problème le plus répandu auquel le monde est confronté pour ce qui est de la qualité de l'eau (Schindler et Vallentyne, 2008; Schindler, 2012). Quoique cela puisse varier d'un site à l'autre, les SEEU municipales et industrielles peuvent apporter des charges en nutriments importantes aux eaux réceptrices de zones urbaines (Schindler *et al.*, 2012). Dans le contexte des effluents d'eaux usées, l'azote et le phosphore sont les nutriments principalement associés à l'eutrophisation, et cette dernière demeure une préoccupation généralisée pour la salubrité des écosystèmes.

3.1 Phosphore

Les eaux usées municipales contribuent énormément à la charge en phosphore des réseaux d'eau douce. Toutefois, les contributions relatives en phosphore en provenance de diverses sources dépendent fortement des caractéristiques locales d'un bassin hydrographique particulier. Par exemple, dans le bassin hydrographique du lac Simcoe (Ontario, Canada), seulement 7 % de la charge totale en phosphore proviennent des eaux usées municipales, alors que 6 % viennent des systèmes septiques installés à moins de 100 m du lac, 31 % viennent des eaux pluviales urbaines, 29 % sont issus de l'agriculture et 27 % ont pour origine les retombées atmosphériques (Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de

changement climatique, 2010). Dans ce bassin hydrographique, de stricts plafonds sont en vigueur depuis les années 1980 dans les SEEU pour ce qui est de la charge en phosphore, ce qui a débouché sur des stratégies de traitement additionnelles et a entraîné une élimination très efficace du phosphore.

On sait depuis plusieurs décennies que le phosphore est un nutriment limitatif dans les écosystèmes d'eau douce, lorsque des expériences réalisées à la grandeur des lacs ont confirmé que l'ajout de phosphore était essentiel à la création de proliférations d'algues en eau douce (Schindler, 1974, 1977). Par conséquent, les apports en phosphore ont été réduits dans bon nombre de lacs, et il existe plusieurs cas concrets qui prouvent l'inversion réussie de cas d'eutrophisation de lacs (Schindler, 2012). De plus récents rapports basés sur des expériences panécosystémiques à long terme continuent d'étayer l'affirmation selon laquelle le phosphore limite la production primaire (et donc l'eutrophisation) dans les milieux d'eau douce (Higgins *et al.*, 2017; Schindler, Hecky *et al.*, 2008). Cependant, des niveaux élevés de phosphore se sont accumulés dans les sédiments en lien avec les apports historiques et peuvent se trouver de nouveau en suspension dans la colonne d'eau (Carey et Migliaccio, 2009; Nürnberg et LaZerte, 2016; Orihel *et al.*, 2017; Tammeorg *et al.*, 2016) et retarder le rétablissement des plans d'eau même lorsque les charges externes en phosphore ont été réduites (Nürnberg *et al.*, 2016; Schindler, 2012). Il en ressort que beaucoup de bassins hydrographiques restent affectés à cause des apports en phosphore résiduels liés à l'agriculture et aux eaux usées, et ce, malgré les pratiques de gestion des nutriments.

3.2 Azote

L'azote est un élément majeur des eaux usées municipales qui pose des risques envers les écosystèmes aquatiques. L'ammoniac présente une toxicité aiguë pour le poisson et peut entraîner l'épuisement d'oxygène du fait de la nitrification au sein des rivières. Toutefois, l'ammoniac et d'autres composés azotés (notamment le nitrate) sont des nutriments qui peuvent également être utilisés par les bactéries hétérotrophes, les cyanobactéries et les algues. L'eutrophisation produit des augmentations prévisibles de la biomasse d'algues dans les écosystèmes dulcicoles et côtiers. Des augmentations des cyanobactéries et des algues en suspension, comme résultat de l'eutrophisation, ont été signalées à l'échelle mondiale dans le cas de lacs naturels et de cours d'eau importants (Smith, 2003). Certains chercheurs ont suggéré que l'azote est le nutriment le plus limitatif dans les estuaires et qu'il est donc essentiel de contrôler les apports en azote afin de maîtriser l'eutrophisation le long des côtes (Howarth et Marino, 2006; Schindler, 2012). Pourtant, cette suggestion a été critiquée parce qu'elle se base sur des bioessais en bouteilles, des mésocosmes, des ratios de nutriments et d'autres indicateurs à court terme de la limitation due à l'azote, lesquels ont une importance discutable pour le monde réel (Schindler, 2012). Plusieurs études ont également avancé que, dans certains cas, il pourrait être nécessaire de réduire la charge en azote afin d'inverser l'eutrophisation de lacs (Conley *et al.*, 2009; Lewis *et al.*, 2011; Lewis et Wurtsbaugh, 2008; Scott et McCarthy, 2010; Xu *et al.*, 2010). En revanche, d'autres ont fait valoir que la réduction de l'azote coûte très cher et que provoquer la limitation due à l'azote pourrait avoir une conséquence négative imprévue, à savoir amener les communautés algales à favoriser les cyanobactéries fixatrices d'azote, tout en empêchant une réaction du lac relativement à la teneur en nutriments (Higgins *et al.*, 2017; Schindler, 2012; Schindler, Hecky *et al.*, 2008).

3.3 Proliférations d'algues néfastes

Un des plus graves problèmes causés par l'enrichissement en nutriments est qu'il contribue à la prévalence accrue de proliférations d'algues néfastes, lesquelles sont associées à de fortes densités de cyanobactéries ou d'algues. Certains taxons de cyanobactéries produisent des toxines qui empoisonnent les organismes aquatiques et les êtres humains, mais les cyanobactéries et les algues non toxiques posent également des problèmes (Metcalf et Codd, 2014). Par exemple, la décomposition de ce phytoplancton par des bactéries hétérotrophes réduit la teneur en oxygène dissous, et les proliférations d'algues réduisent la pénétration de la lumière, ce qui entraîne une perte de la végétation submergée (Carey *et al.*, 2013). De plus, les toxines produites par les proliférations d'algues peuvent avoir des incidences sanitaires chez les êtres humains si elles sont ingérées par le biais de l'eau potable ou de produits alimentaires d'origine aquatique tels que mollusques et crustacés (Glibert *et al.*, 2005; Watson *et al.*, 2016). La survenue de proliférations d'algues néfastes est fortement corrélée à des concentrations élevées de phosphore et à des températures accrues, mais le rôle de l'azote est moins clair (Carey *et al.*, 2013). Il a été démontré que de faibles rapports azote/phosphore modifient les compositions des communautés de phytoplancton et les amènent à favoriser des espèces de cyanobactéries fixatrices d'azote (p. ex. *Nostocales*), lesquelles sont plus susceptibles de produire des toxines (Schindler *et al.*, 2012). Cependant, en présence de très fortes concentrations de phosphore, la survenue de proliférations d'algues néfastes entretient une corrélation positive avec les concentrations d'azote (Dolman *et al.*, 2012). En outre, une étude portant sur 102 lacs d'Allemagne a conclu que les taxons de cyanobactéries et d'algues avaient diverses manières de réagir aux concentrations différentielles d'azote/de phosphore, et que les différences entre les taxons ne corroboraient pas l'hypothèse selon laquelle les taxons fixateurs d'azote seraient favorisés lorsque la teneur en azote est faible (Réseau canadien de l'eau, 2017; Dolman *et al.*, 2012). Il existe des preuves solides qu'un apport excessif de nutriments dans les plans d'eau favorise l'eutrophisation et les proliférations d'algues néfastes. Bien que le phosphore joue le rôle de nutriment primaire limitatif et qu'il soit la cible primaire des mesures de gestion dans les milieux dulcicoles, il convient de considérer également le rôle de l'azote, au moins dans certaines circonstances.

4. Métaux

Les métaux existent à l'état naturel, mais leurs apports dans les milieux aquatiques ont augmenté à cause de leur utilisation répandue dans les produits commerciaux. De par le monde, les effluents d'eaux usées municipales contiennent une multitude de métaux, lesquels proviennent de sources telles que les déchets des cabinets dentaires, les peintures, les appareils électroniques grand public et les produits ignifugeants (Hargreaves *et al.*, 2016), et sont généralement liés à des matières particulaires (Baldwin *et al.*, 2016; Carletti *et al.*, 2008). Des métaux comme le cuivre (Cu), le plomb (Pb), le nickel (Ni), le zinc (Zn), le mercure (Hg), l'antimoine (Sb), le chrome (Cr), l'arsenic (As) et le cadmium (Cd) sont potentiellement toxiques et présentent des risques tels que des effets aigus ou chroniques sur la santé des animaux, la phytotoxicité et la bioaccumulation (Alhadrami *et al.*, 2016; Carletti *et al.*, 2008; Darko *et al.*, 2016; Gagnon et Saulnier, 2003; Hargreaves *et al.*, 2018; Lisa Jones *et al.*, 2017; Marcogliese *et al.*, 2015; Marsalek *et al.*, 2006; Mudhoo et Kumar, 2013; Zheng *et al.*, 2007). La toxicité des métaux peut être létale ou produire des effets biologiques néfastes sur l'activité d'un organisme, sa croissance, son métabolisme ou sa reproduction. Par exemple, le mercure est une neurotoxine avérée qui cause des dommages structurels au niveau du

cerveau et inhibe l'activité des enzymes nécessaires à la neurotransmission (Wright et Welbourn, 2002). Dans les écosystèmes aquatiques, même de faibles concentrations de mercure peuvent être problématiques parce que ce métal se bioconcentre dans les tissus et se bioaccumule dans les niveaux trophiques supérieurs d'une chaîne alimentaire. Par contraste, le plomb se bioconcentre dans la peau, les os, les reins et le foie des poissons, mais il ne se bioamplifie pas à mesure qu'on s'élève dans la hiérarchie de la chaîne alimentaire. Il a aussi été démontré que le chrome et le cadmium inhibent la croissance des plantes aquatiques, des crustacés et des poissons (Solomon, 2008).

En plus des eaux usées municipales, les eaux de ruissellement urbain apportent des métaux aux milieux aquatiques, lesquels viennent de sources telles que les automobiles, l'usure des pneus, les gaz d'échappement des véhicules, les activités commerciales et industrielles, les façades de bâtiments, les structures, l'érosion du sol et les chaussées routières (Ma *et al.*, 2016). Les contributions venant des eaux pluviales dépendent des saisons, et sont habituellement élevées au début du printemps et coïncident avec la fonte des neiges (Bartlett *et al.*, 2012). Quoique les eaux de ruissellement urbain pénètrent souvent dans les plans d'eau indépendamment des eaux usées municipales, les apports d'eaux pluviales contribuent aux effluents municipaux dans les réseaux d'égout unitaire.

On a signalé la haute efficacité de l'extraction de plusieurs métaux dans les effluents de SEEU municipales grâce au traitement par boues activées (Carletti *et al.*, 2008; Nielsen et Hrudey, 1983). L'élimination du mercure dans les stations d'épuration des eaux usées entretient des corrélations positives avec l'extraction des matières en suspension et la demande chimique en oxygène, ce qui peut être expliqué par ses caractéristiques de sorption prononcée (Hargreaves *et al.*, 2016). Cependant, les métaux ne peuvent pas être dégradés ni détruits et les métaux ainsi extraits se trouvent en quantités concentrées dans les boues résiduaires, ce qui déplace le risque associé aux métaux vers les déchets solides (p. ex. boues, biosolides).

Les milieux situés en aval des exutoires d'effluents d'eaux usées sont souvent plus riches en métaux que les sites témoins. Par exemple, des concentrations de métaux élevées ont été constatées dans les sédiments et chez les amphipodes en aval d'exutoires d'égout et d'exutoires d'eaux pluviales (Schertzinger *et al.*, 2018), et des niveaux élevés de cadmium et de métallothionéine ont été observés chez des poissons (mulet perlé, *Semotilus margarita*) exposés à des effluents d'eaux usées municipales (Klaverkamp *et al.*, 2006). Dans la rivière Grand (Ontario), des moules d'eau douce sauvages exposées aux effluents de SEEU municipales et aux eaux pluviales de quatre centres urbains manifestaient des taux sensiblement plus élevés de Cu, Pb, Zn, Al, Cr et Ni dans leurs branchies (Gillis, 2012). À Montréal, où l'on utilise une épuration primaire améliorée chimiquement, les eaux usées municipales apportent des charges relativement fortes de Cd, Cu, Zn, Ag au Saint-Laurent, bien que dans ce fleuve, les concentrations de mercure aient décliné au cours des 40 dernières années (Marcogliese *et al.*, 2015).

Quoique les impacts toxiques des métaux à concentrations élevées soient bien documentés, la toxicité des métaux est complexe, et leurs impacts chroniques sur le biote aquatique sont mal connus. La biodisponibilité des métaux (et donc leur toxicité) dépend d'une variété de caractéristiques physicochimiques du milieu, notamment la température, le pH, la dureté de l'eau, la salinité et le carbone organique dissous (Hargreaves *et al.*, 2018; Wright *et al.*, 2002). La toxicité des métaux est encore plus compliquée compte tenu des concentrations variables entre les sédiments et la colonne d'eau, de la

bioaccumulation et de la mobilité des métaux, de la nature intermittente des apports en eaux pluviales et enfin, de l'incertitude quant à l'exposition des animaux migratoires.

5. Polluants résiduels

Les polluants résiduels sont des produits chimiques qui demeurent dans le milieu longtemps après y avoir été introduits et qui ont souvent leur origine dans des activités commerciales et industrielles. Bon nombre de ces polluants organiques persistants ont reçu l'appellation « toxique bioaccumulable persistant » et ont été interdits en vertu de divers programmes (p. ex. la Loi canadienne sur la protection de l'environnement). Beaucoup de produits chimiques ont été identifiés pour leur quasi-élimination et/ou la gestion des risques après avoir été soumis à des évaluations de risques. Il est intéressant de noter que beaucoup de ces contaminants résiduels agissent également à titre de perturbateurs endocriniens (Rahman et al., 2001; Tyler *et al.*, 1998) et que, comme ils ont tendance à être hydrophobes, beaucoup de produits chimiques résiduels détectables dans les effluents d'eaux usées sont associés aux particules organiques comme les sédiments et les boues (Gomes *et al.*, 2003; Petrović *et al.*, 2001). Il existe un grand nombre de contaminants résiduels différents et quelques-uns des groupes courants de polluants résiduels sont examinés ci-dessous.

5.1 Composés organiques volatils

Les composés organiques volatils font partie des contaminants résiduels détectés dans les eaux usées et qui sont préoccupants pour la santé publique. Bien que les composés organiques volatils puissent être rejetés dans l'air, les effluents et les boues résiduelles des stations de traitement des eaux usées (Canadian Water and Wastewater Association, 2002), le point d'ébullition et la pression de vapeur de ces composés font qu'ils sont plus susceptibles d'être rejetés dans l'environnement à l'état de vapeur (Metcalf and Eddy - AECOM, 2014). L'exposition à long terme à de hauts niveaux de certains composés organiques volatils (p. ex. le benzène et le formaldéhyde) peut être associée à des taux de cancer plus élevés (Santé Canada, 2017).

5.2 Biphényles polychlorés (BPC)

Les biphényles polychlorés (BPC) ont été synthétisés en Amérique du Nord pour être utilisés dans le matériel électrique, les échangeurs de chaleur, les systèmes hydrauliques et d'autres applications spécialisées entre 1929 et la fin des années 1970 (Environnement et Changement climatique Canada, 2017b). Bien que ces composés n'ont jamais été fabriqués au Canada, ils y étaient largement utilisés jusqu'à ce que leur importation, leur vente et leur usage soient interdits à la fin des années 1970 et en 1985, respectivement. Par contre, les BPC sont très persistants dans l'environnement (selon des études, leurs demi-vies dans le sol et les sédiments varient de plusieurs mois à plusieurs années) (Environnement et Changement climatique Canada, 2017b) et peuvent encore être rejetés dans les SEEU et les eaux réceptrices de rejets industriels et de sites d'élimination contaminés. Les BPC ont une très faible solubilité dans l'eau et la plupart de ces composés se trouvent dans des sédiments qui peuvent continuer d'être mobilisés au fil du temps, notamment lors d'inondations. Bon nombre de BPC sont extrêmement

lipophiles (liposolubles) et résistent fortement à la biodégradation, se bioaccumulent dans les tissus des animaux et se bioamplifient (se concentrent) dans les réseaux trophiques. Chez les êtres humains, l'exposition aux BPC se fait principalement par le biais d'aliments gras comme la viande, la volaille, les œufs, les produits laitiers et le poisson (USEPA, 1999), mais il est possible que les eaux usées continuent de constituer une source pour l'environnement. Il a aussi été démontré que les BPC affectent la fonction endocrinienne des animaux aquatiques (Fossi et Marsili, 2003; Gilroy *et al.*, 2017) et qu'il existe des liens entre eux et le cancer chez les êtres humains (Centre international de recherche sur le cancer, 2015).

5.3 Éthers diphényles polybromés

Les éthers diphényles polybromés sont une classe d'ignifugeants qui sont utilisés dans les matériaux de construction, les appareils électroniques, les mousses de polyuréthane, les meubles, les thermoplastiques, les textiles et les véhicules. On les détecte fréquemment dans les effluents et les boues résiduelles municipaux (Song *et al.*, 2006) et dans les sédiments proches des points de rejet d'effluents municipaux (Samara *et al.*, 2006). Leur persistance dans l'environnement s'étend de jours dans l'air à des mois dans l'eau et le sol et à des années dans les sédiments (Environnement Canada, 2006). Quoique les éthers diphényles polybromés aient une faible toxicité aiguë, ils ont des effets à long terme sur le système endocrinien comme une altération du métabolisme des hormones thyroïdiennes et stéroïdes (Gilroy *et al.*, 2017; Morgan et Lohmann, 2010). De plus, on a observé la bioaccumulation et le transfert trophique des éthers diphényles polybromés au sein des réseaux alimentaires en milieu aquatique (p. ex. au lac Winnipeg, (Law *et al.*, 2006), ce qui accroît les risques pour les prédateurs des niveaux trophiques supérieurs, y compris les êtres humains.

5.4 Nonylphénols, polyéthoxylates de nonylphénol et alkylphénols éthoxylés

Les nonylphénols et leurs dérivés polyéthoxylés constituent un groupe majeur des contaminants présents dans les effluents. Leurs concentrations sont attribuées aux activités humaines étant donné que ces composés ainsi que les alkylphénols éthoxylés étaient largement utilisés dans des produits industriels et ménagers, notamment les détergents à lessive, les shampoings, les produits cosmétiques, les peintures au latex et les spermicides (Servos *et al.*, 2003). Les alkylphénols éthoxylés ayant des chaînes éthoxylées plus longues subissent une biodégradation rapide où certains des produits de la dégradation sont plus persistants et toxiques. Le nonylphénol est un perturbateur endocrinien éventuel du fait de ses propriétés œstrogéniques concernant les mammifères et la vie aquatique (Bjerregaard *et al.*, 1998; Metcalfe *et al.*, 1996, 2001).

5.5 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) englobent plusieurs centaines de composés résultant d'activités à la fois naturelles et anthropiques. Les HAP se trouvent principalement dans le sol, les sédiments, les substances huileuses et, dans l'air, sous forme de matière particulaire (Watson *et al.*, 2012). Leurs demi-vies varient grandement de minutes dans l'air (où ils se dégradent rapidement à cause de l'exposition aux UV) à des années dans le sol (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999; Wild *et al.*, 1991). Les déversements de pétrole et les effluents de raffineries sont les sources majeures de

la contamination aux HAP de milieux dulcicoles et marins. Les égouts domestiques, le ruissellement d'eaux pluviales, les dépotoirs, le lixiviat de l'industrie de la préservation du bois (p. ex. la créosote) et les sites d'élimination des déchets sont d'autres contributeurs d'HAP anthropiques à l'environnement (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Yunker *et al.*, 2002). Les HAP présents dans les effluents d'égouts municipaux et d'eaux pluviales proviennent principalement de produits pétroliers, et leurs concentrations dans les effluents municipaux variaient en fonction de facteurs tels que les sources d'énergie (p. ex. l'électricité par rapport aux combustibles fossiles), la densité de véhicules motorisés et les types d'industries effectuant des rejets dans les égouts (Pham *et al.*, 1999). Plusieurs HAP présentent une toxicité aiguë pour les organismes aquatiques en présence de rayonnement UV solaire (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999), et des effets sublétaux ont également été observés (p. ex. Wilson *et al.*, 2000).

6. Produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP)

Les eaux usées sont un mélange complexe de substances, dont une large gamme de composés naturels et synthétiques utilisés pour des raisons sanitaires ou cosmétiques, regroupés sous l'appellation collective de produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP). Certains de ces composés ne sont pas éliminés efficacement par le processus de traitement des eaux usées et se trouvent donc dans les effluents terminaux et les eaux de surface recevant ces rejets (Boxall *et al.*, 2012). Une grande variété de PPSP, comme les antibiotiques, les antimicrobiens, les analgésiques, les antidépresseurs, les parfums et la caféine, ainsi que leurs métabolites, a été identifiée dans des plans d'eau d'Amérique du Nord, dans leurs sédiments et dans les tissus d'organismes aquatiques (Daughton et Ternes, 1999; Ebele *et al.*, 2017; Focazio *et al.*, 2008; Kolpin *et al.*, 2002). Les PPSP ont également été détectés dans des sources d'eau potable (Heberer, 2002), quoiqu'en général, ce soit à des concentrations qui sont plusieurs fois moindres que les doses thérapeutiques (Cizmas *et al.*, 2015; Jones *et al.*, 2005). Les É.-U. et l'Union européenne ont identifié les PPSP comme étant des substances préoccupantes pouvant nécessiter une réglementation (Commission européenne, 2012, 2013; US EPA, 2014), et la Commission européenne a proposé de modifier sa liste de substances d'intérêt prioritaire (lesquelles sont surveillées) pour y inclure le diclofénac, l'estradiol et l'éthinylestradiol (Commission européenne, 2012, 2013).

Le cycle saisonnier peut affecter la survenue et la concentration de certains PPSP dans l'environnement. Par exemple, de plus fortes concentrations de contaminants nouvellement préoccupants (CNP) ont été détectées dans les effluents d'eaux usées et dans les eaux réceptrices en hiver, vraisemblablement en raison de l'extraction moins efficace des PPSP par les processus de traitement des eaux usées à de plus basses températures (Hedgespeth *et al.*, 2012; Vidal-Dorsch *et al.*, 2012; Vieno *et al.*, 2005). De même, on a remarqué que les basses températures régnant dans le nord du Canada inhibent l'élimination des PPSP au cours du traitement des eaux usées (Chaves-Barquero *et al.*, 2016). Inversement, certains produits pharmaceutiques ont des schémas d'utilisation prononcés tel que l'emploi du DEET (un insectifuge), l'été (Luo *et al.*, 2014).

6.1 Impacts observés des PPSP sur les organismes aquatiques

De faibles concentrations de PPSP sont habituellement détectées dans les eaux naturelles (Lishman *et al.*, 2006; Metcalfe *et al.*, 2003) mais, étant donné que les composés pharmaceutiquement actifs sont souvent conçus pour produire des réponses biologiques à basses concentrations, certains de ces composés peuvent présenter des risques pour la santé des organismes aquatiques. De plus, certains PPSP peuvent s'accumuler dans des tissus vivants, particulièrement s'ils sont liposolubles. Par exemple, il a été démontré que certaines espèces aquatiques (moules, plantes, etc.) bioaccumulent divers PPSP, y compris les antibiotiques (de Solla *et al.*, 2016). Les poissons et d'autres formes de vie aquatique peuvent être affectés par divers produits pharmaceutiques parce qu'il se peut que les mécanismes (conservés au cours de l'évolution) soient similaires à travers les organismes (Brown *et al.*, 2014). Par exemple, on a constaté qu'une classe commune d'antidépresseurs, les inhibiteurs spécifiques du recaptage de la sérotonine, modifiait les comportements des poissons et des invertébrés aquatiques, ce qui pourrait réduire leur capacité à survivre (Brodin *et al.*, 2013; Fong *et al.*, 2017; Peters *et al.*, 2017). Un médicament anxiolytique à base de benzodiazépine (oxazépam) altérait le comportement de perches européennes (*Perca fluviatilis*) sauvages aux concentrations constatées dans les eaux de surface recevant des effluents municipaux traités (Brodin *et al.*, 2013). Les produits pharmaceutiques peuvent également agir à travers divers mécanismes imprévus et affecter des organismes non visés, comme les plantes aquatiques et les algues. L'évaluation du risque d'atteinte à l'environnement posé par les produits pharmaceutiques présents dans l'environnement est donc entourée d'une grande incertitude (Brain *et al.*, 2008; Oakes *et al.*, 2010).

6.2 Incertitude entourant les impacts des PPSP

Bien que la plupart des PPSP individuels soient présents à de faibles concentrations dans les effluents d'eaux usées et les eaux de surface et ne présentent probablement pas de risque inacceptable (Corcoran *et al.*, 2010), il est possible que certains soient sur le point d'atteindre des concentrations où ils pourraient avoir des effets chroniques sur la vie aquatique parce que les rejets et les expositions sont constants et que les composés sont d'une puissance élevée. Toutefois, le risque qu'ils posent au milieu récepteur demeure incertain et exige des recherches additionnelles (Boxall *et al.*, 2012).

7. Perturbateurs endocriniens

Divers composés se trouvant dans les effluents municipaux, y compris les PPSP, les pesticides, les HAP, les métaux ainsi que les produits chimiques ménagers et industriels, ont des effets de perturbation endocrinienne sur les organismes aquatiques (Bergman *et al.*, 2012; Hewitt et Servos, 2001). Des hormones naturelles, qui pénètrent dans l'environnement principalement par le biais des excréctions humaines et animales, telles que le 17 β -estradiol, l'estrone, l'androstènedione et la testostérone, ont été détectées dans des effluents d'eaux usées municipales et dans des eaux réceptrices (Hamid et Eskicioglu, 2012; Meador *et al.*, 2016; Servos *et al.*, 2005; Ternes *et al.*, 1999).

7.1 Impacts de la perturbation endocrinienne sur les organismes aquatiques

La perturbation endocrinienne associée aux eaux usées municipales est répandue et a le potentiel d'altérer des populations d'organismes aquatiques, et ce, à l'échelle mondiale (Mills et Chichester, 2005; Tyler *et al.*, 1998). On s'est intéressé précocement aux effets de perturbation endocrinienne des eaux usées grâce aux observations réalisées au Royaume-Uni selon lesquelles les poissons vivant en aval des exutoires d'eaux usées manifestaient des modifications touchant la reproduction notamment une incidence élevée d'intersexualité (développement d'œufs et/ou canaux reproducteurs femelles dans les tissus testiculaires de poissons mâles) (Jobling *et al.*, 1998; Sumpter et Jobling, 2013). Ces réponses étaient liées à la présence d'œstrogènes et d'analogues d'œstrogènes dans les effluents (Desbrow *et al.*, 1998). L'œstrogénicité des effluents est traditionnellement associée aux œstrogènes naturels (17 β -estradiol, E2; estrone, E1), l'ingrédient actif des contraceptifs (17 α -éthynylestradiol; EE2), et, dans une moindre mesure, des substances chimiques industrielles comme les alkylphénols et le bisphénol A. Depuis ces observations précoces, de nombreux rapports provenant du monde entier ont associé l'exposition aux eaux usées à une fréquence accrue de l'intersexualité chez les poissons (Bahamonde *et al.*, 2013). L'importance de faibles niveaux d'intersexualité dans l'environnement demeure ambiguë, mais une faible association a été établie entre des niveaux d'intersexualité allant de modérés à élevés, d'une part, et une dégradation de la valeur adaptative des populations, d'autre part (Harris *et al.*, 2011; Lange *et al.*, 2011). Il a également été prouvé que les antiandrogènes comme le triclosan (Jobling *et al.*, 2009) et des substances chimiques comme la metformine (Niemuth et Klaper, 2015) présents dans les eaux usées causent une perturbation endocrinienne chez les poissons.

De nombreuses expériences de laboratoire ont montré que les substances chimiques œstrogéniques présentes dans les effluents municipaux, telles que E2, EE2 et le nonylphénol (et beaucoup d'autres), peuvent causer une perturbation endocrinienne et des changements reproductifs chez les poissons (Länge *et al.*, 2001; Nash *et al.*, 2004; Parrott et Blunt, 2005). Les concentrations d'EE2 signalées dans certains effluents d'eaux usées municipales sont suffisantes pour causer des changements reproductifs chez les vairons à grosse tête (Parrott *et al.*, 2005). Quoique l'œstrogénicité des effluents traités soit habituellement moins élevée, même les effluents d'installations d'épuration tertiaire semblent avoir des effets perturbateurs du système endocrinien (Baynes *et al.*, 2012; Filby *et al.*, 2010; Ings *et al.*, 2011).

La prévalence accrue de conditions d'intersexualité chez les poissons en aval de SEEU a été récemment documentée dans la rivière Grand (Ontario, Canada). Par exemple, il a été démontré que l'incidence de l'intersexualité chez les poissons en aval des SEEU de Waterloo et de Kitchener en Ontario était sensiblement plus élevée que dans les sites témoins (Tanna *et al.*, 2013; Fuzzen *et al.*, 2016). D'autres études ont démontré que les dards mâles exposés aux eaux d'égout avaient une capacité réduite à produire des hormones sexuelles mâles (Tetreault *et al.*, 2011; Bahamonde *et al.*, 2015) et une performance de reproduction diminuée (Fuzzen *et al.*, 2015). Durant une récente modernisation de la station de traitement de Kitchener, il a été démontré qu'il s'ensuivait un déclin rapide de l'œstrogénicité de l'effluent qui était associé à des changements concernant l'expression génique, la production d'hormones stéroïdes sexuelles et des réductions de l'intersexualité parmi les populations de poissons (Hicks *et al.*, 2017; Marjan *et al.*, 2017, 2018).

Kidd et ses collaborateurs (2007, 2014) ont examiné les changements à court et à long terme au sein d'un lac expérimental recevant des doses de 5-6 ng/L d'EE2. Des ajouts d'EE2 dans le lac échelonnés sur trois

années ont entraîné l'intersexualité chez le vairon à grosse tête et une quasi-extinction de cette espèce dans le lac (Kidd *et al.*, 2007, 2014). Il est probable que du fait de sa faible longévité, le vairon à grosse tête a été la première espèce à décliner, ce qui signifie que les espèces à brève durée de vie sont les plus exposées aux risques découlant des œstrogènes et de leurs analogues. Cette disparition du vairon à grosse tête a également déclenché des effets indirects dans le réseau trophique comme des diminutions du nombre de truites grises, un superprédateur, à cause de la perte de poissons proies et des augmentations du nombre d'invertébrés associées à une prédation moindre (Blanchfield *et al.*, 2015). Comme nous l'avons mentionné précédemment pour la rivière Grand, cela donne à penser que la réduction des œstrogènes dans les eaux usées municipales est bénéfique pour les poissons vivant dans les eaux de surface.

8. Nouveaux risques pour les milieux aquatiques

Au fur et à mesure que sont conçus de nouveaux processus industriels et produits de consommation, on continuera d'identifier de nouveaux groupes de contaminants dans les eaux usées municipales. Les microplastiques et les nanoparticules sont deux types de substances pouvant poser des risques aux écosystèmes aquatiques qui ont été récemment identifiés. Quoiqu'il existe des éléments de preuves selon lesquels ces composés pourraient avoir des incidences environnementales négatives, une forte incertitude caractérise leur biodisponibilité, leurs effets sur la vie aquatique et l'exposition de l'environnement.

8.1 Microplastiques

Les microplastiques sont des particules de plastique qui font moins de 5 mm de diamètre, sont de tailles et de formes diverses et se présentent sous forme de fibres, granules/billes, mousses et pellicules. Les microplastiques présents dans l'eau proviennent de la désagrégation d'articles en plastique de plus grande taille, des déversements de produits lors de la fabrication ou du transport et des textiles synthétiques. Dans le passé, les microbilles ont été utilisées dans les produits de soins personnels et les produits de nettoyage, mais le Canada a récemment interdit l'emploi de microbilles dans les articles de toilette et les produits de santé naturels (Gouvernement du Canada, 2018). D'autres formes de microplastiques continuent de pénétrer dans les plans d'eau par le biais des eaux usées municipales, comme les microfibrilles polyester et acryliques en provenance des vêtements. Il a été démontré qu'un unique vêtement en peluche produisait jusqu'à 110 000 microfibrilles à chaque fois qu'il était lavé (Carney *et al.*, 2018) et que des microplastiques provenant des fibres polyester de vêtements ont été découvertes dans des sédiments situés à proximité d'exutoires d'eaux usées (Woodall *et al.*, 2015).

Les microplastiques sont de nouvelles substances préoccupantes dans les milieux marins et dulcicoles, puisqu'on a observé des impacts négatifs sur les écosystèmes aquatiques (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015). Par exemple, les microplastiques stimulent la formation du biofilm dans l'ensemble de la colonne d'eau et sont susceptibles de favoriser la croissance de bactéries bio-infectieuses (Eckert *et al.*, 2018). Chez les moules, les microplastiques sont aspirés vers les branchies et ingérés, ce qui a des effets sur le système immunitaire et les membranes (Von Moos *et al.*, 2012). De plus, les composants toxiques des microplastiques tels que les monomères et les additifs du plastique pourraient s'accumuler à l'intérieur

d'organismes (p. ex. les planctons) (Wright *et al.*, 2013). En outre, il est possible que les microplastiques cheminent vers le haut du réseau trophique par le biais du transfert trophique (Farrell et Nelson, 2013). Toutefois, les répercussions écologiques de l'apport en microplastiques dans les espèces aquatiques et leur transfert trophique dans les réseaux trophiques aquatiques ne sont pas claires actuellement.

Les particules plastiques de plus grande taille sont généralement éliminées à l'étape des processus mécaniques du traitement des eaux usées. Il a été démontré que les stations d'épuration secondaire et tertiaire sont plus efficaces dans l'extraction des microplastiques. Ces installations ont retiré 99,7 % des microplastiques faisant $\geq 300 \mu\text{m}$ de taille des influents d'eaux usées tout en laissant de 10 à 40 particules par mètre cube dans les effluents d'eaux usées, alors que les effluents d'usines de traitement primaire avaient des résidus de l'ordre de 1500 particules par mètre cube, approximativement (Magnusson *et al.*, 2016). Cependant, si on considère le volume considérable d'effluents rejetés, il pourrait encore y avoir des risques liés à ces rejets de particules. De plus, les microplastiques qui font l'objet d'une extraction physique lors du processus de traitement des eaux usées finissent parmi les biosolides, lesquels constituent une autre source éventuelle d'exposition de l'environnement.

8.2 Nanoparticules

Les nanoparticules sont complexes et représentent un groupe très diversifié de substances, lesquelles ont la propriété commune d'avoir au moins une dimension faisant $< 100 \text{ nm}$. Les nanoparticules de synthèse sont utilisées dans un large éventail de domaines dont la biomédecine, l'assainissement de l'environnement, la pharmacologie, l'agriculture, les cosmétiques et les écrans solaires, les produits électroniques et les énergies renouvelables (Berkner *et al.*, 2016; Nowack et Bucheli, 2007). Comme beaucoup d'entre eux sont des produits ménagers, il semble inévitable que les nanoparticules finissent par être rejetées dans l'environnement à travers les eaux usées municipales.

Il existe certaines preuves des impacts néfastes des nanoparticules sur la vie aquatique. Par exemple, la toxicité des nanoparticules de cuivre a été constatée chez les poissons (Griffitt *et al.*, 2007), les invertébrés (Gomes *et al.*, 2011), les bactéries (Yoon *et al.*, 2007) et les algues (Aruoja *et al.*, 2009). La bioaccumulation de nanoparticules de cuivre peut également susciter des effets chroniques indésirables chez des animaux, mais ceci reste mal compris (Croteau *et al.*, 2014). Il a été prouvé que les nanoparticules d'oxyde de fer causent des malformations, des retards d'éclosion ou de la mortalité chez les embryons de dards-perches (Zhu *et al.*, 2012). En outre, des daphnies et des vairons à grosse tête ont subi des impacts chroniques du fait de leur exposition à des nanoparticules de synthèse (Zhu *et al.*, 2012).

Les nanoparticules ont tendance à s'agréger dans l'eau et à se déposer dans les sédiments et/ou les boues, bien qu'elles puissent être libérées des sédiments pour se trouver de nouveau dans l'eau (Dwivedi *et al.*, 2015). L'évaluation du risque associé aux nanoparticules est compliquée puisque leur forme et leur biodisponibilité affectent leur toxicité (Vale *et al.*, 2016). Au bout du compte, il subsiste un degré d'incertitude concernant ces particules, et la poursuite des recherches aidera à déterminer les risques relatifs que posent divers types de nanoparticules pour les écosystèmes aquatiques et la santé humaine.

Références

- Alhadrami, H. A., L. Mbadugha et G. I. Paton (2016). « Hazard and risk assessment of human exposure to toxic metals using *in vitro* digestion assay », *Chemical Speciation et Bioavailability*, vol. 28, n° 1–4, p. 78–87. <https://doi.org/10.1080/09542299.2016.1180961>
- Allen, H. K., J. Donato, H. H. Wang, K. A. Cloud-Hansen, J. Davies et J. Handelsman (2010). « Call of the wild: Antibiotic resistance genes in natural environments », *Nature Reviews Microbiology*, vol. 8, n° 4, p. 251–259. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2312>
- Anne-Sophie, M.-H., Dorner, S. M., Sauvé, S., Aboufadi, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prévost, M. (2015). « Temporal analysis of *E. coli*, TSS and wastewater micropollutant loads from combined sewer overflows: implications for management ». *Environmental Science. Processes & Impacts*, 17(5), 965–974. <https://doi.org/10.1039/c5em00093a>
- Aruoja, V., H. C. Dubourguier, K. Kasemets et A. Kahru (2009). « Toxicity of nanoparticles of CuO, ZnO and TiO₂ to microalgae *Pseudokirchneriella subcapitata* », *Science of the Total Environment*, vol. 407, n° 4, p. 1461–1468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.053>
- Bahamonde, P. A., K. R. Munkittrick et C. J. Martyniuk (2013). « Intersex in teleost fish: Are we distinguishing endocrine disruption from natural phenomena? », *General and Comparative Endocrinology*, vol. 192, p. 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2013.04.005>
- Baldwin, A. K., S. R. Corsi et S. A. Mason (2016). « Plastic Debris in 29 Great Lakes Tributaries: Relations to Watershed Attributes and Hydrology », *Environmental Science et Technology*, vol. 50, n° 19, p. 10377–10385. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02917>
- Banque mondiale (2016). Drug-resistant infections: A Threat to Our Economic Future. Rapport de la Banque mondiale (Septembre 2016), 1–132. www.worldbank.org
- Baquero, F., J. L. Martínez et R. Cant n (2008). « Antibiotics and antibiotic resistance in water environments », *Current Opinion in Biotechnology*, vol. 19, n°3, p. 260–265. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2008.05.006>
- Bartlett, A. J., Q. Rochfort, L. R. Brown et J. Marsalek (2012). « Causes of toxicity to *Hyalella azteca* in a stormwater management facility receiving highway runoff and snowmelt. Part I: Polycyclic aromatic hydrocarbons and metals », *Science of The Total Environment*, vol. 414, p. 227–237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.041>

- Baynes, A., C. Green, E. Nicol, N. Beresford, R. Kanda, A. Henshaw, S. Jobling (2012). « Additional Treatment of Wastewater Reduces Endocrine Disruption in Wild Fish—A Comparative Study of Tertiary and Advanced Treatments », *Environmental Science et Technology*, vol. 46, n° 10, p. 5565–5573. <https://doi.org/10.1021/es204590d>
- Bergman, A., J. J. Heindel, S. Jobling, K. A. Kidd et R. T. Zoeller (2012). *State of the science of endocrine disrupting chemicals WHO*. Geneva, Switzerland: World Health Organization / United Nations Environment Programme.
- Berkner, S., K. Schwirn et D. Voelker (2016). « Nanopharmaceuticals: Tiny challenges for the environmental risk assessment of pharmaceuticals », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 35, n° 4, p. 780–787. <https://doi.org/10.1002/etc.3039>
- Bjerregaard, P., B. Korsgaard, L. B. Christiansen, K. L. Pedersen, L. J. Christensen, S. N. Pedersen et P. Horn. (1998). « Monitoring and risk assessment for endocrine disruptors in the aquatic environment: a biomarker approach », *Archives of Toxicology*, vol. 20, p. 97–107.
- Blanchfield, P. J., K. A. Kidd, M. F. Docker, V. P. Palace, B. J. Park et L. D. Postma (2015). « Recovery of a wild fish population from whole-lake additions of a synthetic estrogen », *Environmental Science and Technology*, vol. 49, n° 5, p. 3136–3144. <https://doi.org/10.1021/es5060513>
- Boxall, A. B. A., M. A. Rudd, B. W. Brooks, D. J. Caldwell, K. Choi, S. Hickmann, G. Van Der Kraak (2012). « Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: What Are the Big Questions? », *Environmental Health Perspectives*, vol. 120, n° 9, p. 1221–1229. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104477>
- Brain, R. A., M. L. Hanson, K. R. Solomon et B. W. Brooks (2008). « Targets, effects and risks in aquatic plants exposed to veterinary antibiotics » dans D. M. Whitcare (Ed.), *Review of Environmental Contamination and Toxicology* (Vol. 192, p. 67–115). New York: Springer. Tiré de <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2F978-0-387-71724-1.pdf>
- Brodin, T., M. Fick, M. Jonsson et J. Klaminder (2013). « Dilute Concentrations of a Psychiatric », *Science*, vol. 339, n° 6121, p. 814–815. <https://doi.org/10.1126/science.1226850>
- Brown, A. R., L. Gunnarsson, E. Kristiansson et C. R. Tyler (2014). « Assessing variation in the potential susceptibility of fish to pharmaceuticals, considering evolutionary differences in their physiology and ecology », *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 369, n° 1656, p. 20130576–20130576. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0576>

Canadian Water and Wastewater Association (2002). *National Pollutant Release Inventory and Municipal Wastewater Services Reporting Guidance for Small to Medium Wastewater Facilities*. Ottawa, Canada. Retrieved from http://www.cwwa.ca/pdf_files/freepub_NPRI_guidance_manual.PDF

Carey, R. O., G. J. Hochmuth, C. J. Martinez, T. H. Boyer, M. D. Dukes, G. S. Toor et J. L. Cisar (2013). « Evaluating nutrient impacts in urban watersheds: Challenges and research opportunities. », *Environmental Pollution*, vol. 173, p. 138–149.
<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2012.10.004>

Carey, R. O. et K. W. Migliaccio (août 2009). « Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems », *Environmental Management*. Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9309-5>

Carletti, G., F. Fatone, D. Bolzonella, F. Cecchi et G. Carletti (2008). « Occurrence and fate of heavy metals in large wastewater treatment plants treating municipal and industrial wastewaters », *Water Science et Technology*, vol. 57, n° 9, p. 1329.
<https://doi.org/10.2166/wst.2008.230>

Carney Almroth, B. M., L. Åström, S. Roslund, H. Petersson, M. Johansson et N.K. Persson (2018). « Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, n° 2, p. 1191–1199. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0528-7>

Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999). *Hydrocarbures aromatiques polycycliques*. Ottawa, Ontario.

Conseil canadien des ministres de l'environnement (2005). *Review of the State of Knowledge of Municipal Effluent Science and Research*. (en anglais; résumé en français)
<https://doi.org/PN1356>

Conseil canadien des ministres de l'environnement (2006). *Coordinated Science and Research on Municipal Wastewater Effluent (MWWWE)*. En anglais seulement.

Chaves-Barquero, L. G., K. H. Luong, C. J. Mundy, C. W. Knapp, M. L. Hanson et C. S. Wong (2016). « The release of wastewater contaminants in the Arctic: A case study from Cambridge Bay, Nunavut, Canada », *Environmental Pollution*, vol. 218, p. 542–550.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.036>

CIRC (2015). *Polychlorinated and polybrominated biphenyls. Monographies du CIRC (Vol. 107)*. Lyon, France. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol107/mono107.pdf>

Cizmas, L., V. K. Sharma, C. M. Gray et T. J. McDonald (2015). « Pharmaceuticals and personal care products in waters: occurrence, toxicity, and risk », *Environmental Chemistry Letters*, vol. 13, n° 4, p. 381–394. <https://doi.org/10.1007/s10311-015-0524-4>

Commission européenne (2012). *Environnement et eau: proposition en vue de réduire les risques de pollution de l'eau*.

Commission européenne (2013). *Proposal for a Directive amending the WFD and EQSD (COM(2011)876) and Report (COM(2011)875)*.

Conley, D. J., H. W. Paerl, R. W. Howarth, D. F. Boesch, S. P. Seitzinger, K. E. Havens, G. E. Likens (2009). « Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus », *Science*, vol. 323, n° 5917, p. 1014–1015. <https://doi.org/10.1126/science.1167755>

Corcoran, J., M. J. Winter et C. R. Tyler (2010). « Pharmaceuticals in the aquatic environment: A critical review of the evidence for health effects in fish », *Critical Reviews in Toxicology*, vol. 40, n° 4, p. 287–304. <https://doi.org/10.3109/10408440903373590>

Croteau, M. N., S. K. Misra, S. N. Luoma et E. Valsami-Jones (2014). « Bioaccumulation and toxicity of CuO nanoparticles by a freshwater invertebrate after waterborne and dietborne exposures. », *Environmental Science and Technology*, vol. 48, n° 18, p. 10929–10937. <https://doi.org/10.1021/es5018703>

Darko, G., D. Azanu N. K. Logo (2016). « Accumulation of toxic metals in fish raised from sewage-fed aquaculture and estimated health risks associated with their consumption », *Cogent Environmental Science*, vol. 2, n° 1. <https://doi.org/10.1080/23311843.2016.1190116>

Daughton, C. G. et T. A. Termes (1999). « Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? », *Environmental Health Perspectives*, vol. 107 (suppl), 907–938).

de Solla, S. R., È. A. M. Gilroy, J. S. Klinck, L. E. King, R. McInnis, J. Struger, P. L. Gillis (2016). « Bioaccumulation of pharmaceuticals and personal care products in the unionid mussel *Lasmigona costata* in a river receiving wastewater effluent », *Chemosphere*, vol. 146, p. 486–496. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2015.12.022>

Desbrow, C., E. J. Routledge, G. C. Brighty, J. P. Sumpter et M. Waldock (1998). « Identification of Estrogenic Chemicals in STW Effluent. 1. Chemical Fractionation and in Vitro Biological Screening. », *Environmental Science et Technology*, vol. 32, n° 11, p. 1549–1558. <https://doi.org/10.1021/es9707973>

- Diamond, J., R. Altenburger, A. Coors, S. Dyer, M. Focazio, K. Kidd, ... X. Zhang (2017). Use of Prospective and Retrospective Risk Assessment Methods That Simplify Chemical Mixtures Associated With Treated Domestic Wastewater Discharges. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(3), 690–702. <https://doi.org/10.1002/etc.4013>
- Dolman, A. M., J. Rücker, J., Pick, F. R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U. et C. Wiedner (2012). « Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus », *PLoS ONE*, vol. 7, n° 6, e38757. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038757>
- Dwivedi, A. D., S. P. Dubey, M. Sillanpää, Y.-N. Kwon, C. Lee et R.S. Varma (2015). « Fate of engineered nanoparticles: Implications in the environment », *Coordination Chemistry Reviews*, vol. 287, p. 64–78. <https://doi.org/10.1016/J.CCR.2014.12.014>
- Ebele, A. J., M. Abou-Elwafa Abdallah et S. Harrad (2017). « Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. », *Emerging Contaminants*, vol. 3, n°1, p. 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.004>
- Eckert, E. M., A. Di Cesare, M. T. Kettner, M. Arias-Andres, D. Fontaneto, H. P. Grossart et G. Corno (2018). « Microplastics increase impact of treated wastewater on freshwater microbial community. », *Environmental Pollution*, vol. 234, p. 495–502. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.070>
- Eerkes-Medrano, D., R. C. Thompson et D. C. Aldridge (2015). « Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs », *Water Research*, vol. 75, p. 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- Environnement et Changement climatique Canada (2017). *Loi sur les pêches*.
- Environnement et Changement climatique Canada (2017b). *Chlorobiphényles*. Ottawa, Ontario. <http://www.ec.gc.ca/toxiques-toxics/Default.asp?lang=En&n=98E80CC6-0&xml=444EED1B-F1C6-424B-8AA3-B3A04DB44193&printfullpage=true&nodash=1>
- Environnement Canada (2001). *État des effluents urbains au Canada*. <http://publications.gc.ca/site/fra/9.605739/publication.html>
- Environnement Canada (2006). *Rapport d'évaluation écologique préalable des polybromodiphényléthers (PBDE). Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Ottawa, Ontario.

- Fan, C. et W.-S. Wang (2008). « Influence of Biological Oxygen Demand Degradation Patterns on Water-Quality Modeling for Rivers Running through Urban Areas », *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol 1140, n° 1, p. 78–85. <https://doi.org/10.1196/annals.1454.031>
- Farrell, P. et K. Nelson (2013). « Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.) », *Environmental Pollution*, vol. 177, p. 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>
- Filby, A. L., J. A. Shears, B. E. Drage, J. H. Churchley et C. R. Tyler (2010). « Effects of advanced treatments of wastewater effluents on estrogenic and reproductive health impacts in fish », *Environmental Science et Technology*, vol. 44, n° 11, p. 4348–4354. <https://doi.org/10.1021/es100602e>
- Focazio, M. J., D. W. Kolpin, K. K. Barnes, E. T. Furlong, M. T. Meyer, S. D. Zaugg et M. E. Thurman (2008). « A national reconnaissance for pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States — II) Untreated drinking water sources », *Science of The Total Environment*, vol. 402, n° 2 et 3, p. 201–216. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.021>
- Fong, P. P., T. B. S. Bury, E. E. Donovan, O. J. Lambert, J. R. Palmucci et S. K. Adamczak (2017). « Exposure to SSRI-type antidepressants increases righting time in the marine snail *Ilyanassa obsoleta* », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 24, n° 1, p. 725–731. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7855-y>
- Forsberg, C., S.O. Ryding, A. Claesson et A. Forsberg (1976). « Nitrogen and phosphorus as algal growth-limiting nutrients in waste-receiving waters », dans *Harvesting polluted waters* (p. 27–38).
- Fossi, M. C. et L. Marsili (2003). « Effects of endocrine disruptors in aquatic mammals », *Pure Appl. Chem.*, vol. 75, p. 2235–2247.
- Fuzzen, M. L. M., C. J. Bennett, G. R. Tetreault, M. E. McMaster et M. R. Servos (2015). « Severe intersex is predictive of poor fertilization success in populations of rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*) », *Aquatic Toxicology (Amsterdam, Netherlands)*, vol. 160, p. 106–116. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.01.009>
- Gagnon, C. et I. Saulnier (2003). « Distribution and fate of metals in the dispersion plume of a major municipal effluent », *Environmental Pollution*, vol. 124, n° 1, p. 47–55. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00433-5](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00433-5)

- Gillis, P. L. (2012). « Cumulative impacts of urban runoff and municipal wastewater effluents on wild freshwater mussels (*Lasmigona costata*), *The Science of the Total Environment*, vol. 431, p. 348–356. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.061>
- Gilroy, È. A. M., D. C. G Muir, M. E. McMaster, C. Darling, L. M. Campbell, M. Alaei, ... et J. P. Sherry (2017). « Halogenated phenolic compounds in wild fish from Canadian Areas of Concern », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 36, n° 9, p. 2266–2273. <https://doi.org/10.1002/etc.3781>
- Gilibert, P., D. Anderson, P. Gentien, E. Granéli et K. Sellner (2005). « The Global, Complex Phenomena of Harmful Algal Blooms », *Oceanography*, vol. 18, n° 2, p. 136–147. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2005.49>
- Gomes, R. L., M. D Scrimshaw et J. N. Lester (2003). « Determination of endocrine disrupters in sewage treatment and receiving waters », *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, vol. 22, n° 10, p. 697–707. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(03\)01010-0](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(03)01010-0)
- Gomes, T., J. P. Pinheiro, I. Cancio, C. G. Pereira, C. Cardoso et M. J. Bebianno (2011). « Effects of copper nanoparticles exposure in the mussel *Mytilus galloprovincialis* », *Environmental Science and Technology*, vol. 45, n° 21, p. 9356–9362. <https://doi.org/10.1021/es200955s>
- Gouvernement du Canada (2012). *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées* (DORS/2012-139).
- Gouvernement du Canada (2018). *Microbilles*.
- Grantham, T. E., M. Cañedo-Argüelles, I. Perrée, M. Rieradevall et N. Prat (2012). « A mesocosm approach for detecting stream invertebrate community responses to treated wastewater effluent », *Environmental Pollution*, vol. 160, n° 1, p. 95–102. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.09.014>
- Griffitt, R. J., R. Weil, K. A. Hyndman, N. D. Denslow, K. Powers et D. Taylor (2007). « Exposure to Copper Nanoparticles Causes Gill Injury and Acute Lethality in Zebrafish (*Danio rerio*), *Env. Science. tech*, vol. 41, n° 33, p. 8178–8186. <https://doi.org/10.1021/es071235e>
- Hamid, H. et C. Eskicioglu (2012). « Fate of estrogenic hormones in wastewater and sludge treatment: A review of properties and analytical detection techniques in sludge matrix », *Water Research*, vol. 46, n° 18, p. 5813–5833. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.002>

- Hargreaves, A. J., C. Constantino, G. Dotro, E. Cartmell et P. Campo (2018). « Fate and removal of metals in municipal wastewater treatment: a review », *Environmental Technology Reviews*, vol. 7, n° 1, p. 1–18. <https://doi.org/10.1080/21622515.2017.1423398>
- Hargreaves, A. J., P. Vale, J. Whelan, C. Constantino, G. Dotro et E. Cartmell (2016). « Mercury and antimony in wastewater: fate and treatment », *Water, Air et Soil Pollution*, vol. 227, n° 3, p. 89. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2756-8>
- Harris, C. A., P.B. Hamilton, T.J. Runnalls, V. Vinciotti, A. Henshaw, D. Hodgson, ... J.P. Sumpter (2011). « The Consequences of Feminization in Breeding Groups of Wild Fish », *Environmental Health Perspectives*, vol. 119, n° 3, p. 306–311. <https://doi.org/10.1289/ehp.1002555>
- Heberer, T. (2002). « Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water », *Journal of Hydrology*, vol. 266, n° 3 et 4, p. 175–189. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00165-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00165-8)
- Hedgespeth, M. L., Y. Sapozhnikova, P. Pennington, A. Clum, A. Fairey et E. Wirth (2012). « Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in treated wastewater discharges into Charleston Harbor, South Carolina », *Science of the Total Environment*, vol. 437, p. 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.076>
- Hewitt, M. L. et M. Servos (2001). « An overview of substances present in Canadian aquatic environments associated with endocrine disruption », *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 32, n° 2, p. 191–213.
- Hicks, K. A., M. L. M. Fuzzen, E. K. McCann, M. J. Arlos, L. M. Bragg, S. Kleywegt, et M. Servos (2017). « Reduction of Intersex in a Wild Fish Population in Response to Major Municipal Wastewater Treatment Plant Upgrades », *Environmental Science et Technology*, vol. 51, n° 3, p. 1811–1819. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05370>
- Higgins, S. N., M. J. Paterson, R. E. Hecky, D. W. Schindler, J. J. Venkiteswaran et D. L. Findlay (2017). « Biological Nitrogen Fixation Prevents the Response of a Eutrophic Lake to Reduced Loading of Nitrogen: Evidence from a 46-Year Whole-Lake Experiment », *Ecosystems*, p. 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0204-2>
- Howarth, R. W. et R. Marino (2006). « Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades », *Limnology and Oceanography*, vol 51 (partie 1). p. 364–376. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0364

- Hummel, D. et D. Lo (2006). « Simultaneous Determination of Psychoactive Drugs and Their Metabolites in Aqueous Matrices by Liquid Chromatography Mass », *Env. Sci. Technol.*, vol. 40, n° 23, p. 7321–7328.
- Ings, J. S., M. R. Servos et M. M. Vijayan (2011). « Hepatic Transcriptomics and Protein Expression in Rainbow Trout Exposed to Municipal Wastewater Effluent », *Environmental Science et Technology*, vol. 45, n° 6, p. 2368–2376. <https://doi.org/10.1021/es103122g>
- Jobling, S., R. W. Burn, K. Thorpe, R. Williams et C. Tyler (2009). « Statistical Modeling Suggests that Antiandrogens in Effluents from Wastewater Treatment Works Contribute to Widespread Sexual Disruption in Fish Living in English Rivers », *Environmental Health Perspectives*, vol. 117, n° 5, p. 797–802. <https://doi.org/10.1289/ehp.0800197>
- Jobling, S., M. Nolan, C. R. Tyler, G. Brighty et J. P. Sumpter (1998). « Widespread Sexual Disruption in Wild Fish », *Environmental Science et Technology*, vol.32, n° 17, p. 2498–2506. <https://doi.org/10.1021/es9710870>
- Jones, L., T. Sullivan, B. Kinsella, A. Furey et F. Regan (2017). « Occurrence of Selected Metals in Wastewater Effluent and Surface Water in Ireland », *Analytical Letters*, vol. 54, n° 4, p. 724–737. <https://doi.org/10.1080/00032719.2016.1194854>
- Jones, O. A., J.N. Lester et N. Voulvoulis (2005). « Pharmaceuticals: a threat to drinking water? », *Trends in Biotechnology*, vol. 23, n° 4. p. 163–167. <https://doi.org/10.1016/J.TIBTECH.2005.02.001>
- Kidd, K. A., P. J. Blanchfield, K. H. Mills, V. P. Palace, R. E. Evans, J. M. Lazorchak et R. W. Flick (2007). « Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 104, n° 21, p. 8897–8901. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609568104>
- Kidd, K. A., M. J. Paterson, M. D. Rennie, C. L. Podemski, D. L. Findlay, P.J. Blanchfield et K. Liber (2014). « Direct and indirect responses of a freshwater food web to a potent synthetic oestrogen », *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 369, n° 1656, p. 20130578–20130578. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0578>
- Klaverkamp, J. F., V. P. Palace, C. L. Baron, R. E. Evans et K. G. Wautier (2006). « Cumulative Effects of Multiple Contaminants on Caged Fish », *Water Qual. Res. J. Canada*, vol. 41, n° 3, p. 244–255.

- Kolpin, D. W., E. T. Furlong, M. T. Meyer, E. M. Thurman, S. D. Zaugg, L. B. Barber et H. T. Buxton (2002). « Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999-2000: A national reconnaissance », *Environmental Science and Technology*, vol. 36, n° 6, p. 1202–1211. <https://doi.org/10.1021/es011055j>
- Lange, A., G. C. Paull, P. B. Hamilton, T. Iguchi et C. R. Tyler (2011). « Implications of Persistent Exposure to Treated Wastewater Effluent for Breeding in Wild Roach (*Rutilus rutilus*) Populations », *Environmental Science et Technology*, vol. 45, n° 4, p. 1673–1679. <https://doi.org/10.1021/es103232q>
- Länge, R., T. H. Hutchinson, C. P. Croudace, F. Siegmund, H. Schweinfurth, P. Hampe, J. P. Sumpter (2001). « Effects of the synthetic estrogen 17 alpha-ethinylestradiol on the life-cycle of the fathead minnow (*Pimephales promelas*), *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 20, n° 6. p. 1216–1227.
- Law, K., T. Halldorson, R. Danell, G. Stern, S. Gewurtz, M. Alaei, G. Tomy (2006). « Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 25, n° 8, p. 2177–2186. <https://doi.org/10.1897/05-500R.1>
- Lewis, W. M. et W. A. Wurtsbaugh (2008). « Control of Lacustrine Phytoplankton by Nutrients: Erosion of the Phosphorus Paradigm », *International Review of Hydrobiology*, vol. 93, n° 4, p. 446–465. <https://doi.org/10.1002/iroh.200811065>
- Lewis, W. M., W. A. Wurtsbaugh et H. W. Paerl (2011). « Rationale for Control of Anthropogenic Nitrogen and Phosphorus to Reduce Eutrophication of Inland Waters », *Environmental Science et Technology*, vol. 45, n° 4, p. 10300–10305. <https://doi.org/10.1021/es202401p>
- Lishman, L., S. A. Smyth, K. Sarafin, S. Kleywegt, J. Toito, T. Peart et P. Seto (2006). « Occurrence and reductions of pharmaceuticals and personal care products and estrogens by municipal wastewater treatment plants in Ontario, Canada », *Science of The Total Environment*, vol. 367, n° 2–3, p. 544–558. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.03.021>
- Loomer, H. A., K. A. Kidd, T. Vickers et A. McAslan (2008). « Swimming in sewage: Indicators of faecal waste on fish in the Saint John Harbour, New Brunswick », *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 43, n° 4, p. 283–290.
- Luo, Y., W. Guo, H. H. Ngo, L. D. Nghiem, F. I. Hai, J. Zhang, ... X. C. Wang (2014). « A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment », *Science of the Total Environment*, vol. 473-474, p. 619–641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>

- Ma, Y., P. Egodawatta, J. McGree, A. Liu et A. Goonetilleke (2016). « Human health risk assessment of heavy metals in urban stormwater », *Science of The Total Environment*, vol. 557–558, p. 764–772. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.03.067>
- Madouxs-Humery, A. S., S. M. Dorner, S. Sauvé, K. Aboulfadl, M. Galarneau, P. Servais et M. Prévost (2015). « Temporal analysis of E. coli, TSS and wastewater micropollutant loads from combined sewer overflows: implications for management », *Environmental Science. Processes et Impacts*, vol. 17, n° 5, p. 965–974. <https://doi.org/10.1039/c5em00093a>
- Magnusson, K., H. Jörundsdóttir, F. Norén, H. Lloyd, H., Talvitie, J. et O. Setälä (2016). *Microlitter in sewage treatment systems*. <https://doi.org/10.6027/TN2016-510>
- Marcogliese, D. J., C. Blaise, D. Cyr, Y. de Lafontaine, M. Fournier, F. Gagné, ... C. Hudon (2015). « Effects of a major municipal effluent on the St. Lawrence River: A case study », *Ambio*, vol. 44. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0577-9>
- Marjan, P., C. J. Martyniuk, M. L. M. Fuzzen, D. L. MacLatchy, M. E. McMaster et M. R. Servos (2017). « Returning to normal? Assessing transcriptome recovery over time in male rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*) liver in response to wastewater-treatment plant upgrades », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 36, n° 8, p. 2108–2122. <https://doi.org/10.1002/etc.3741>
- Marjan, P., G. J. Van Der Kraak, D. L. MacLatchy, M. L. M. Fuzzen, L. M. Bragg, M. E. McMaster, ... M. R. Servos (2018). « Assessing recovery of in vitro steroid production in male rainbow darter (*Etheostoma caeruleum*) in response to municipal wastewater treatment plant infrastructure changes » *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 37, n° 2, p. 501–514. <https://doi.org/10.1002/etc.3986>
- Marsalek, J., W. E. Watt et B. C. Anderson (2006). « Trace metal levels in sediments deposited in urban stormwater management facilities », *Water Science and Technology : A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, vol. 53, n° 2, p. 175–183.
- Marti, E., J. Jofre et J. L. Balcazar (2013). « Prevalence of Antibiotic Resistance Genes and Bacterial Community Composition in a River Influenced by a Wastewater Treatment Plant », *PLoS ONE*, vol. 8, n° 10, p 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0078906>
- Meador, J. P., A. Yeh, G. Young et E. P. Gallagher (2016). « Contaminants of emerging concern in a large temperate estuary », *Environmental Pollution*, vol. 213, p. 254–267. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.088>

- Metcalfe, J. S. et G. A. Codd (2014). « Cyanobacterial Toxins (Cyanotoxins) in Water: A Review of Current Knowledge », *Foundation for Water Research*, vol. 44 (février 2004), p. 47.
- Metcalfe and Eddy - AECOM (2014). *Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery* (5th ed.). New York: McGraw-Hill Education.
- Metcalfe, C. D., L. Hoover et S. Sang (1996). *Nonylphenol ethoxylates and their use in Canada*. Toronto, Ontario.
- Metcalfe, C. D., B. G. Koenig, D. T. Bennie, M. Servos, T. A. Ternes et R. Hirsch (2003). « Occurrence of neutral and acidic drugs in the effluents of Canadian sewage treatment plants », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 22, n° 12, p. 2872–2880.
- Metcalfe, C. D., T. L. Metcalfe, Y. Kiparissis, B. G. Koenig, C. Khan, R. J. Hughes, ... et T. Potter (2001). « Estrogenic potency of chemicals detected in sewage treatment plant effluents as determined by in vivo assays with Japanese medaka (*Oryzias latipes*) », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 20, n° 2, p. 297–308.
<https://doi.org/10.1002/etc.5620200210>
- Mills, L. J. et C. Chichester (2005). « Review of evidence: Are endocrine-disrupting chemicals in the aquatic environment impacting fish populations? », *Science of The Total Environment*, vol. 343, n° 1-3, p. 1–34. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.12.070>
- Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique (2010). *Stratégie de réduction du phosphore dans le lac Simcoe*.
- Morgan, E. J. et R. Lohmann (2010). « Dietary Uptake from Historically Contaminated Sediments as a Source of PCBs to Migratory Fish and Invertebrates in an Urban Estuary », *Environmental Science et Technology*, vol. 44, n° 14, p. 5444–5449.
<https://doi.org/10.1021/es100450f>
- Mudhoo, A. et S. Kumar (2013). « Effects of heavy metals as stress factors on anaerobic digestion processes and biogas production from biomass », *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 10, n° 6, p. 1383–1398.
<https://doi.org/10.1007/s13762-012-0167-y>
- Nash, J. P., D. E. Kime, L. T. M. Van der Ven, P. W. Wester, F. Brion, G. Maack, ... et C. R. Tyler (2004). « Long-term exposure to environmental concentrations of the pharmaceutical ethynylestradiol causes reproductive failure in fish », *Environmental Health Perspectives*, vol. 112, n° 17, p. 1725–1733. <https://doi.org/10.1289/EHP.7209>

- Nielsen, J. S. et S. E. Hrudey (1983). « Metal loadings and removal at a municipal activated sludge plant », *Water Research*, vol. 17, n° 9, p. 1041–1052. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90044-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90044-1)
- Niemuth, N. J. et R. D. Klaper (2015). « Emerging wastewater contaminant metformin causes intersex and reduced fecundity in fish », *Chemosphere*, vol. 135, p. 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.060>
- Nowack, B. et T. D. Bucheli (2007). « Occurrence, behavior and effects of nanoparticles in the environment », *Environmental Pollution*, vol. 150, n° 1, p. 5–22. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2007.06.006>
- Nürnberg, G. K. et B. D. LaZerte (2016). « More than 20 years of estimated internal phosphorus loading in polymictic, eutrophic Lake Winnipeg, Manitoba », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 42, n° 1, p. 18–27. <https://doi.org/10.1016/J.JGLR.2015.11.003>
- Oakes, K. D., A. Coors, B. I. Escher, K. Fenner, J. Garric, M. Gust, et M. R. Servos (2010). « Environmental risk assessment for the serotonin re-uptake inhibitor fluoxetine: Case study using the European risk assessment framework », *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 6, n° S1, p. 524–539. <https://doi.org/10.1002/ieam.77>
- Orihel, D. M., H. M. Baulch, N. J. Casson, R. L. North, C. T. Parsons, D. C. M. Seckar et J. J. Venkiteswaran (2017). « Internal phosphorus loading in Canadian fresh waters: a critical review and data analysis », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1–25. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0500>
- Parrott, J. L. et B. R. Blunt (2005). « Life-cycle exposure of fathead minnows (*Pimephales promelas*) to an ethinylestradiol concentration below 1 ng/L reduces egg fertilization success and demasculinizes males », *Environmental Toxicology*, vol. 20, n° 2, p. 131–141. <https://doi.org/10.1002/tox.20087>
- Peters, J. R., E. F. Granek, C. E. de Rivera et M. Rollins (2017). « Prozac in the water: Chronic fluoxetine exposure and predation risk interact to shape behaviors in an estuarine crab », *Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.1002/ece3.3453>
- Petrović, M., E. Eljarrat, M. J. López de Alda et D. Barceló (2001). « Analysis and environmental levels of endocrine-disrupting compounds in freshwater sediments », *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, vol. 20, n° 11, p. 637–648. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(01\)00118-2](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(01)00118-2)

- Pham, T., S. Proulx, C. Brochu et S. Moore (1999). « Composition of PCBs and PAHs in the Montreal Urban Community Wastewater and in the Surface Water of the St. Lawrence river (Canada), *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 111, p. 251–270.
<https://doi.org/10.1023/a:1005090309906>
- Qiu, Y., B.E. Lee, N. Neumann, N. Ashbolt, S. Craik, R. Maal-Bared et X. L. Pang (2015). « Assessment of human virus removal during municipal wastewater treatment in Edmonton, Canada », *Journal of Applied Microbiology*, vol. 119, n° 6, p. 1729–1739.
<https://doi.org/10.1111/jam.12971>
- Rahman, F., K. H. Langford, M. D. Scrimshaw et J. N. Lester (2001). « Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants », *Science of The Total Environment*, vol. 275, n° 1-3, p. 1–17. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00852-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00852-X)
- Réseau canadien de l'eau (2017). *Gestion des nutriments : Connaissances scientifiques à l'intention des décideurs*. <http://www.cwn-rce.ca/assets/resources/pdf/CWN-Nutrient-Management-Research-Insights-for-Decision-Makers-2017/CWN-Gestions-des-nutriments-connaissances-scientifiques-2017-FR-Web.pdf>
- Samara, F., C. W. Tsai et D. S. Aga (2006). « Determination of potential sources of PCBs and PBDEs in sediments of the Niagara River », *Environmental Pollution*, vol. 139, n° 3, p. 489–497. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.06.001>
- Sanderson, H., C. Fricker, R. S. Brown, A. Majury et S. N. Liss (2016). « Antibiotic resistance genes as an emerging environmental contaminant », *Environmental Reviews*, vol. 24, n° 2, p. 205–218. <https://doi.org/10.1139/er-2015-0069>
- Santé Canada (1997). *La santé et l'environnement, partenaires pour la vie : sommaire*. Ottawa (Ontario).
- Santé Canada (2017). *Composés organiques volatils*. Ottawa, Canada.
<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/qualite-air/contaminants-air-interieur/composes-organiques-volatils.html>
- Schertzing, G., N. Ruchter et B. Sures (2018). « Metal accumulation in sediments and amphipods downstream of combined sewer overflows », *Science of The Total Environment*, vol. 616-617, p. 1199–1207.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.10.199>

- Schindler, D. W. (1974). « Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management », *Science*, vol. 184, n° 4139, p. 897–899.
<https://doi.org/10.1126/science.184.4139.897>
- Schindler, D. W. (1977). « Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes », *Science*, vol. 195, n° 4275, p. 260–262. <https://doi.org/10.1126/science.195.4275.260>
- Schindler, D. W. (2012). « The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes », *Proceedings. Biological Sciences*, vol. 279, n° 1746, p. 4322–4333.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1032>
- Schindler, D. W., R. E. Hecky, D. L. Findlay, M. P. Stainton, B. R. Parker, M. J. Paterson, ... S. E. M. Kasian (2008). « Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 105, n° 32, p. 11254–11258.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0805108105>
- Schindler, D. W., R. E. Hecky et G. K. McCullough (2012). « The rapid eutrophication of Lake Winnipeg: Greening under global change », *Journal of Great Lakes Research*, vol. 38, p. 6–13. <https://doi.org/10.1016/J.JGLR.2012.04.003>
- Schindler, D. W. et J. Vallentyne (2008). « The Algal Bowl: Overfertilization of the World's Freshwaters and Estuaries », *The Canadian Field-Naturalist*, vol. 123, p. 188.
- Scott, J. T. et M. J. McCarthy (2010). « Nitrogen fixation may not balance the nitrogen pool in lakes over timescales relevant to eutrophication management », *Limnology and Oceanography*, vol. 55, n° 3, p. 1265–1270. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.3.1265>
- Servos, M. R., D. T. Bennie, B. K. Burnison, A. Jurkovic, R. McInnis, T. Neheli, ... T. A. Ternes (2005). « Distribution of estrogens, 17 β -estradiol and estrone, in Canadian municipal wastewater treatment plants », *Science of the Total Environment*, vol. 336, n° 1-3, p. 155–170. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.025>
- Servos, M. R., R. J. Maguire, D. T. Bennie, H.-B. Lee, P. M. Cureton, N. Davidson, ... D. F. K. Rawn (2003). « An Ecological Risk Assessment of Nonylphenol and Its Ethoxylates in the Aquatic Environment », *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, vol. 9, n° 2, p. 569–587. <https://doi.org/10.1080/713609923>
- Singer, A. C., H. Shaw, V. Rhodes et A. Hart (2016). « Review of antimicrobial resistance in the environment and its relevance to environmental regulators », *Frontiers in Microbiology*, 7(NOV), 1–22. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01728>

- Smith, V. (2003). « Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 10, n° 2, p. 126–139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- Soller, J. A., T. Bartrand, N. J. Ashbolt, J. Ravenscroft et T. J. Wade (2010). « Estimating the primary etiologic agents in recreational freshwaters impacted by human sources of faecal contamination », *Water Research*, vol. 44, n° 16, p. 4736–4747. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.064>
- Solomon, F. (2008). *Impacts of metals on aquatic ecosystems and human health*.
- Song, M., S. Chu, R. J. Letcher et R. Seth (2006). « Fate, partitioning, and mass loading of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) during the treatment processing of municipal sewage », *Environmental Science et Technology*, vol. 40, n° 20, p. 6241–6246.
- Sumpter, J. P. et S. Jobling (2013). « The occurrence, causes, and consequences of estrogens in the aquatic environment », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 32, n° 2, p. 249–251. <https://doi.org/10.1002/etc.2084>
- Tammeorg, O., J. Horppila, P. Tammeorg, M. Haldna et J. Niemistö (2016). « Internal phosphorus loading across a cascade of three eutrophic basins: A synthesis of short- and long-term studies », *Science of The Total Environment*, vol. 572, p. 943–954. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.224>
- Tanna, R. N., G. R. Tetreault, C. J. Bennett, B. M. Smith, I. M. Bragg, K. D. Oakes, ... M. R. Servos (2013). « Occurrence and degree of intersex (testis-ova) in darters (*Etheostoma* spp.) across an urban gradient in the Grand River, Ontario, Canada », *Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC*, vol. 32, n° 9, p. 1981–1991. <https://doi.org/10.1002/etc.2262>
- Ternes, T. A., M. Stumpf, J. Mueller, K. Haberer, R. D. Wilken et M. R. Servos (1999). « Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants - I. Investigations in Germany, Canada and Brazil », *Science of the Total Environment*, vol. 225, n° 1-2, p. 81–90. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00334-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00334-9)
- Tetreault, G. R., Bennett, C. J., Shires, K., Knight, B., Servos, M. R. et M. E. McMaster (2011). « Intersex and reproductive impairment of wild fish exposed to multiple municipal wastewater discharges », *Aquatic Toxicology (Amsterdam, Netherlands)*, vol. 104, n° 3-4, p. 278–290. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.05.008>

- Tyler, C. R., S. Jobling et J. P. Sumpter (1998). « Endocrine Disruption in Wildlife: A Critical Review of the Evidence », *Critical Reviews in Toxicology*, vol. 28, n° 4, p. 319–361. <https://doi.org/10.1080/10408449891344236>
- US EPA (2014). *FY 2014 National Water Program Guidance*.
- US EPA (1999). *Fact Sheet Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Related Compounds Update : Impact on Fish Advisories*.
- Vale, G., K. Mehennaoui, S. Cambier, G. Libralato, S. Jomini et R. F. Domingos (2016). « Manufactured nanoparticles in the aquatic environment-biochemical responses on freshwater organisms: A critical overview », *Aquatic Toxicology*, vol. 170, p. 162–174. <https://doi.org/10.1016/J.AQUATOX.2015.11.019>
- Verlicchi, P., M. Al Aukidy et E. Zambello (2012). « Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment-A review», *Science of the Total Environment*, vol. 429, p. 123–155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.028>
- Vidal-Dorsch, D. E., S. M. Bay, K. Maruya, S. A. Snyder, R. A. Trenholm et B. J. Vanderford (2012). « Contaminants of emerging concern in municipal wastewater effluents and marine receiving water », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 31, n° 12, p. 2674–2682. <https://doi.org/10.1002/etc.2004>
- Vieno, N. M., T. Tuhkanen et L. Kronberg (2005). « Seasonal variation in the occurrence of pharmaceuticals in effluents from a sewage treatment plant and in the recipient water », *Environmental Science and Technology*, vol. 39, n° 21, p. 8220–8226. <https://doi.org/10.1021/es051124k>
- Von Moos, N., P. Burkhardt-Holm et A. Köhler (2012). « Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure », *Environmental Science and Technology*, vol. 46, n° 20, p. 11327–11335. <https://doi.org/10.1021/es302332w>
- Watson, K., G. Shaw, F. D. L. Leusch et N. L. Knight (2012). « Chlorine disinfection by-products in wastewater effluent: Bioassay-based assessment of toxicological impact », *Water Research*, vol. 46, n° 18, p. 6069–6083. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.026>
- Watson, S. B., C. Miller, G. Arhonditsis, G. L. Boyer, W. Carmichael, M. N. Charlton, ... S. W. Wilhelm (2016). « The re-eutrophication of Lake Erie: Harmful algal blooms and hypoxia », *Harmful Algae*, vol. 56, p. 44–66. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.04.010>

- Wild, S. R., M. L. Berrow et K. C. Jones (1991). « The persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge amended agricultural soils », *Environmental Pollution*, vol. 72, n° 2, p. 141–157. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(91\)90064-4](https://doi.org/10.1016/0269-7491(91)90064-4)
- Wilson, J. Y., R. F. Addison, D. Martens, R. Gordon et B. Glickman (2000). « Cytochrome P450 1A and related measurements in juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from the Fraser River », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 57, n° 2, p. 405–413. <https://doi.org/10.1139/cjfas-57-2-405>
- Woodall, L. C., C. Gwinnett, M. Packer, R.C. Thompson, L.F. Robinson et G. L. J. Paterson (2015). « Using a forensic science approach to minimise environmental contamination and to identify microfibres in marine sediments », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 95, p. 40–46.
- Wright, D. A. et P. Welbourn (2002). *Environmental toxicology*. Cambridge University Press.
- Wright, S. L., R. C. Thompson et T. S. Galloway (2013). « The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review », *Environmental Pollution*, vol. 178 (mars), p. 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Wu, X., Y. Lu, S. Zhou, L. Chen et B. Xu (2016). « Impact of climate change on human infectious diseases: Empirical evidence and human adaptation », *Environment International*, vol. 86, p. 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.09.007>
- Xu, H., H.W. Paerl, B. Qin, G. Zhu et G. Gao (2010). « Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China », *Limnology and Oceanography*, vol. 55, n° 1, p. 420–432. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.1.0420>
- Yoon, K. Y., J. Hoon Byeon, J. H. Park et J. Hwang (2007). « Susceptibility constants of *Escherichia coli* and *Bacillus subtilis* to silver and copper nanoparticles », *Science of the Total Environment*, vol. 373, n° 2-3, p. 572–575. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.007>
- Zheng, N., Q. Wang et D. Zheng (2007). « Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn, and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables », *Science of The Total Environment*, vol. 383, no 1-3, p. 81–89. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2007.05.002>
- Zhu, X., S. Tian et Z. Cai (2012). « Toxicity Assessment of Iron Oxide Nanoparticles in Zebrafish (*Danio rerio*) Early Life Stages », *PLoS ONE*, vol. 7, n° 9 p. 1–7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0046286>