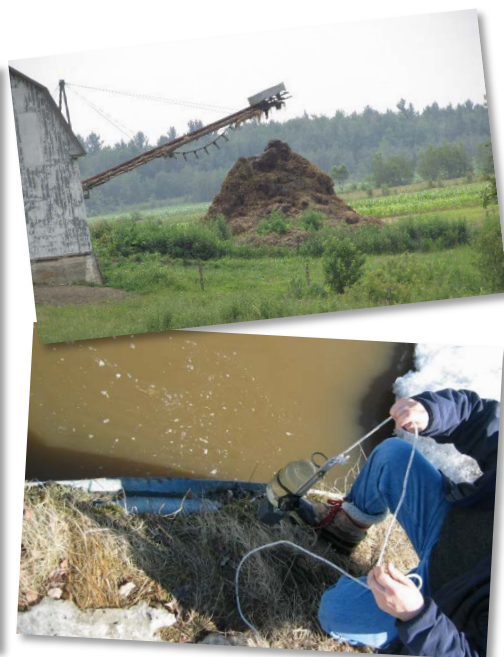
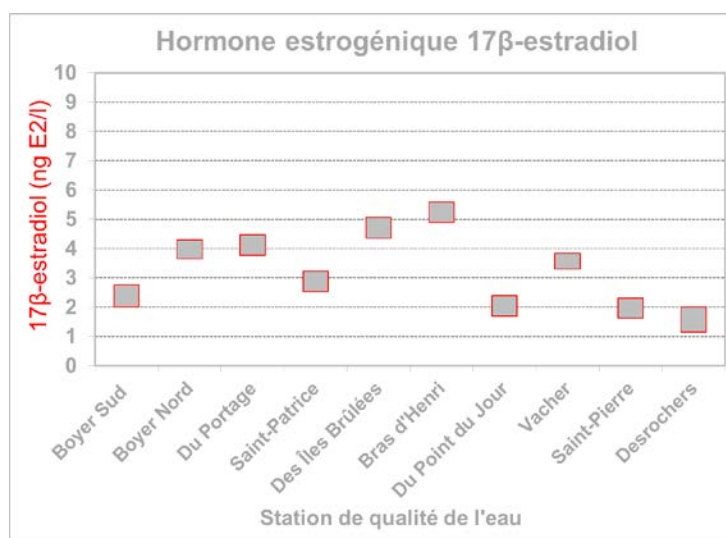


*Suivi exploratoire des stéroïdes et des phénols
dans les petits tributaires agricoles
au Québec - 2003 à 2011*



2018

Photos de la page couverture :

- Photo 1 : Le ruisseau du Portage, à proximité de la station d'échantillonnage (*Marie-Julie Laperrière, MDDELCC*)
- Photo 2 : Amas de fumier dans le bassin versant de la rivière Saint-Zéphirin (*Michel Patoine, MDDELCC*)
- Photo 3 : Échantillonnage d'un tributaire agricole en mars 2004 (*Marie-Julie Laperrière, MDDELCC*)

Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée par la Direction générale du suivi de l'état de l'environnement du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC).

Renseignements

Pour tout renseignement, vous pouvez remplir le formulaire disponible à cette adresse :

www.mddelcc.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp

Téléphone : 418 521-3830
1 800 561-1616 (sans frais)

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
675, boul. René-Lévesque Est, 7^e étage
Québec (Québec) G1R 5V7

Ce document peut être consulté sur le site Web du ministère à l'adresse suivante :

www.mddelcc.gouv.qc.ca

ou

Visitez notre site Web :

<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/subst-toxiques.htm>

Référence à citer

PATOINE, Michel (2018). *Suivi exploratoire des stéroïdes et des phénols dans les petits tributaires agricoles au Québec - 2003 à 2011*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'information sur les milieux aquatiques, 41 pages et 10 annexes.

Dépôt légal – 2018
Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2018
ISBN 978-2-550-82600-2 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays

© Gouvernement du Québec – 2018

RÉALISATION

Rédaction	Michel Patoine ¹
Géomatique et graphisme	Mona Frenette ¹ Suzanne Lavoie ¹
Échantillonnage – membres du personnel technique	René Therreault ¹ Sylvie Legendre ¹ Marie-Julie Laperrière ¹ Roger Audet ¹
Analyses de laboratoire – Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec	Benoit Sarasin (analyses chimiques en 2010 et 2011) Danielle Thomassin et ses collaborateurs (analyses chimiques en 2006 et développement méthodologique) Philippe Daigle (analyses chimiques en 2005) François Houde et ses collaborateurs (développement méthodologique et analyses chimiques en 2003 et 2004)
Révision scientifique	David Berryman ¹ Émilie Doussantousse ¹ Jean-Thomas Denault ² Benoit Sarasin ³

¹ MDDELCC, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement

² MDDELCC, Direction de l'agroenvironnement et du milieu hydrique

³ MDDELCC, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

Mots clés : Tributaire agricole, hormone, estrogène, estradiol, estrone, estriol, testostérone, perturbateur endocrinien.

RÉSUMÉ

Un suivi exploratoire des stéroïdes et des phénols a été réalisé dans 15 petits tributaires agricoles du Québec méridional au cours de la période de 2003 à 2011. Les concentrations sous forme dissoute ($< 0,45 \mu\text{m}$) ont été mesurées à une douzaine de stations au cours de la période de 2003 à 2006, de mars à novembre, à une fréquence d'une fois tous les deux mois. Les concentrations de l'échantillon complet (non filtré) ont été mesurées mensuellement à trois stations d'avril 2010 à mars 2011. Les résultats de phénols ont été comparés aux critères de qualité de l'eau de surface du Québec. Dans le cas des stéroïdes, en l'absence de critère, les résultats d'estrogènes ont été comparés aux valeurs seuils basées sur des concentrations prédites sans effet sur les écosystèmes proposées dans la littérature scientifique pour l'Amérique du Nord et l'Europe.

Au cours de la période de 2003 à 2006, à toutes les stations, les concentrations de l'hormone 17β -estradiol ont atteint occasionnellement des valeurs supérieures à la limite de détection (LD) de la méthode analytique et à la valeur seuil d'effet aigu pour la protection de la vie aquatique. La détection de cette substance durant la période de reproduction des poissons est préoccupante. La concentration moyenne de cet estrogène a aussi dépassé la valeur seuil d'effet chronique à la plupart des stations. Les concentrations des autres hormones analysées et des phénols ont dépassé la LD à certaines stations, sans toutefois atteindre les valeurs seuils ou les critères. Leur effet estrogénique potentiel sur les organismes aquatiques s'ajoute toutefois à celui de 17β -estradiol. Au cours de l'année 2010-2011, les valeurs des composés hormonaux mesurées à

trois stations ont toutes été inférieures à la LD. Les résultats du suivi des stérols confirment le potentiel du coprostanol et du cholestérol comme indicateur des sources fécales d'origine animale et humaine dans les petits tributaires agricoles. Les valeurs de phénols sont demeurées sous les valeurs des critères de qualité de l'eau.

Les corrélations obtenues entre les concentrations d'hormones (17β -estradiol et estrone) dans les cours d'eau et les indicateurs de pression dans les petits bassins versants étudiés tendent à confirmer que l'élevage en est la principale source. L'apport d'hormones au cours d'eau peut se produire directement par les déjections du bétail qui y a accès, par le lessivage des amas de fumier ou encore par le ruissellement ou le transport dans les drains souterrains à la suite de l'épandage de fumier ou de lisier sur les terres agricoles. L'absence de corrélation significative avec la densité humaine ainsi que la faible proportion de la charge estimée de 17β -estradiol associée aux eaux usées domestiques suggèrent que les apports des humains dans ces bassins sont mineurs.

Ces résultats exploratoires sont un argument supplémentaire pour la poursuite des efforts en vue de réduire davantage la pollution d'origine agricole. Certaines mesures agroenvironnementales de réduction des concentrations de phosphore et d'azote dans les cours d'eau, comme le retrait du bétail des cours d'eau, l'entreposage étanche des déjections animales et leur incorporation au sol à l'épandage, pourraient contribuer à la réduction de la concentration des hormones. L'information sur le sujet est cependant limitée.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. PROBLÉMATIQUE DES STÉROÏDES ET DES PHÉNOLS	2
1.1 Sources agricoles et humaines	3
1.2 Effets sur le milieu aquatique	5
2. MATÉRIEL ET MÉTHODE	8
2.1 Stations d'échantillonnage et occupation du territoire	8
2.2 Indicateurs de qualité de l'eau et de pression du territoire	9
2.3 Échantillonnage et analyses chimiques	13
2.4 Méthodes statistiques	14
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	15
3.1 Résultats analytiques de stéroïdes et de phénols	15
3.1.1 Résultats globaux pour l'ensemble des stations	15
3.1.2 Résultats par station	20
3.2 Contribution de l'agriculture à la contamination	24
3.2.1 Estimation des charges d'estrogènes	25
3.2.2 Liens entre les indicateurs de pression agricole et de qualité de l'eau	27
3.3 Discussion	31
CONCLUSION	34
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	35
ANNEXES	42

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Mesures d'estrogènes d'origine agricole et humaine à l'aide d'analyses chimiques	4
Tableau 2	Critères de qualité de l'eau et valeurs seuils pour la protection de la vie aquatique	7
Tableau 3	Stations d'échantillonnage et occupation du territoire	9
Tableau 4	Indicateurs des sources agricoles de substances hormonales	12
Tableau 5	Concentrations d'hormones, de stéroïdes et de phénols de 2003 à 2011	16

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Emplacement des bassins versants et des stations d'échantillonnage	8
Figure 2	Concentrations annuelles et mensuelles de 17 β -estradiol pour l'ensemble des stations.....	18
Figure 3	Intervalle des concentrations moyennes de 17 β -estradiol aux stations de qualité de l'eau .	21
Figure 4	Fréquence de dépassement des seuils pour 17 β -estradiol aux stations de qualité de l'eau...	22
Figure 5	Concentration moyenne de cholestérol et de coprostanol aux stations de qualité de l'eau pour la période de 2003 à 2006.....	23
Figure 6	Charge spécifique de 17 β -estradiol aux stations de qualité de l'eau	26
Figure 7	Relation entre la concentration moyenne de 17 β -estradiol dissous aux stations de qualité de l'eau pour la période de 2003 à 2006 et la densité animale des bassins versants.....	28
Figure 8	Relation entre la concentration moyenne de cholestérol et de coprostanol dissous aux stations de qualité de l'eau pour la période de 2003 à 2006 et la densité animale et humaine des bassins versants	31

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Revue des études sur les mesures des stéroïdes et phénols.....	43
Annexe 2	Résultats semi-quantitatifs des concentrations d'hormones filtrées pour l'année 2002	52
Annexe 3	Concentrations d'hormones filtrées par station pour la période de 2003 à 2006.....	53
Annexe 4	Concentrations d'hormones non filtrées par station pour la période de 2010 à 2011.....	58
Annexe 5	Synthèse des résultats, périodes d'épandage des déjections animales et périodes de reproduction des poissons.....	59
Annexe 6	Débits instantanés et dates de prélèvement	60
Annexe 7	Charges moyennes annuelles et concentrations pondérées de 17 β -estradiol estimées aux dix stations suivies régulièrement de 2003 à 2006	64
Annexe 8	Charges spécifiques de 17 β -estradiol aux cours d'eau, sur la charge admissible, humaines et autres, estimées aux dix stations suivies régulièrement de 2003 à 2006	65
Annexe 9	Corrélations et relations entre la concentration moyenne des stéroïdes et des phénols et les indicateurs de pression aux dix stations suivies régulièrement de 2003 à 2006.....	66
Annexe 10	Références bibliographiques des annexes	68

INTRODUCTION

Les substances ayant le potentiel de perturber le système endocrinien des organismes aquatiques, comme les stéroïdes, ont fait l'objet d'un intérêt émergent au cours des dernières décennies. L'hormone 17 β -estradiol (E2 ou E2B) et ses dérivées l'estrone (E1) et l'estriol (E3) sont des stéroïdes excrétés naturellement par les animaux et les humains qui possèdent un potentiel estrogénique élevé. Certaines familles de poissons, comme les salmonidés, sont particulièrement sensibles à de très faibles concentrations de 17 β -estradiol ou d'estrone dans l'eau, de l'ordre du nanogramme (ng) par litre. Des hormones de synthèse sont également utilisées dans certaines productions animales pour stimuler la croissance (Cécylre, 2013) et, chez les humains, dans les contraceptifs et à des fins thérapeutiques. D'autres substances de la catégorie des phénols et des pesticides peuvent également produire des effets estrogéniques, mais à des concentrations beaucoup plus élevées.

Les suivis ponctuels réalisés par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) dans certaines grandes rivières au Québec et dans le fleuve ont permis de détecter un nombre limité de substances hormonales, en très faible concentration (MDDEP, 2011; MDDEP, 2012; Berryman, Rondeau et Trudeau, 2014; MDDELCC, 2017; Comtois-Marotte et autres, 2017). Par contre, un suivi réalisé dans un micro-bassin versant agricole au Québec, dans un secteur de la rivière Bras d'Henri drainant 2,36 km², a montré des valeurs élevées (jusqu'à 58 ng/l) d'estrone dans l'eau à la suite de l'épandage de déjections porcines et bovines (Lafrance et Caron, 2013).

Dans plusieurs petits tributaires des rivières et des lacs, la concentration des productions agricoles a entraîné une contamination importante des cours d'eau. Les diverses mesures mises en place au cours des dernières décennies, comme l'entreposage des déjections animales et le retrait du bétail des cours d'eau, ont permis de diminuer les concentrations de phosphore, d'azote et de coliformes fécaux, qui demeurent toutefois à des niveaux problématiques (Patoine et d'Auteuil-Potvin, 2013; 2015). Les stéroïdes contenus dans les déjections des animaux d'élevage pourraient

aussi se retrouver dans les petits tributaires à des niveaux problématiques. Ils peuvent atteindre les cours d'eau par rejet direct du bétail y ayant libre accès, par les écoulements en provenance des amas de fumier ou par l'eau de ruissellement et de drainage des parcelles d'épandage et des pâturages. Les rejets des humains traités et non traités (MDDEP, 2011) peuvent également contribuer aux apports d'hormones dans le milieu aquatique.

Les petits tributaires présentent un intérêt non seulement comme milieu de vie pour diverses espèces de poissons, mais également comme lieu de reproduction de certaines espèces vivant en rivière ou dans le fleuve. De plus, la taille de ces tributaires facilite l'émergence de projets collectifs. Une meilleure connaissance des stéroïdes présents dans les petits tributaires agricoles pourrait aider à trouver de nouvelles avenues de solutions.

Dans le but d'améliorer les connaissances sur la problématique reliée aux stéroïdes et aux phénols dans les cours d'eau en milieu agricole, un développement méthodologique pour abaisser les limites de détection des méthodes analytiques ainsi qu'un suivi exploratoire dans une quinzaine de petits tributaires supportant une agriculture surtout intensive ont été réalisés de 2002 à 2011.

Le présent rapport vise, d'une part, à documenter les concentrations de stéroïdes et de phénols dans les tributaires agricoles afin de déterminer ceux où elles atteignent des niveaux problématiques pour la vie aquatique, et, d'autre part, à mieux connaître la contribution de l'agriculture à cette contamination et les solutions à envisager. À cette fin, les résultats d'analyses des stéroïdes et des phénols sont comparés aux critères de qualité de l'eau ou aux valeurs seuils pour la protection des milieux aquatiques et sont mis en relation avec les données sur les productions animales dans les petits bassins versants.

1. PROBLÉMATIQUE DES STÉROÏDES ET DES PHÉNOLS

Les hormones stéroïdiennes sont produites naturellement chez les vertébrés par les glandes endocrines. Elles comprennent les androgènes, qui favorisent la synthèse de protéines et l'expression des caractères mâles, ainsi que les estrogènes, qui jouent un rôle essentiel sur le système de reproduction, l'expression des caractères femelles et d'autres fonctions de l'organisme. Leur biosynthèse se produit dans les gonades et les tissus périphériques, à partir de la transformation du cholestérol ($C_{27}H_{46}O$) en testostérone ($C_{19}H_{28}O_2$), puis en différents estrogènes. Les hormones stéroïdiennes se retrouvent dans les urines et les fèces sous forme libre ou sous forme conjuguée avec les sulfates ou d'autres éléments. Le cholestérol est aussi transformé en coprostanol ($C_{27}H_{48}O$) par les bactéries intestinales. Les trois molécules d'estrogènes libres excrétés sont l'estrone ($C_{18}H_{22}O_2$), l'estradiol ($C_{18}H_{24}O_2$) et l'estriol ($C_{18}H_{24}O_3$). Elles sont représentées par le symbole E1, E2 et E3 parce qu'elles comportent respectivement un, deux et trois groupes hydroxyles. L'estradiol se retrouve sous deux formes, soit 17β -estradiol (E2B ou E2) et 17α -estradiol (E2A). La quantité et la forme des estrogènes excrétés dans les fèces et les urines varient selon plusieurs facteurs, dont l'espèce et son système digestif (monogastrique, ruminant), le sexe, l'âge, l'alimentation et surtout la gestation (Hanselman, Graetz et Wilkie, 2003; Lorenzen et autres, 2004).

En milieu naturel, l'excrétion d'hormones par la faune est peu susceptible d'affecter le milieu aquatique. Par contre, dans les zones développées, les rejets des humains ou de l'élevage intensif d'animaux peuvent générer des concentrations d'estrogènes dans l'eau de l'ordre du nanogramme par litre (ng/l) susceptibles de perturber le système endocrinien d'organismes aquatiques plus sensibles, surtout les poissons (Caldwell et autres, 2012). À ces hormones naturelles, s'ajoutent les androgènes de synthèse anabolisants utilisés en production bovine, comme l'acétate de trenbolone ($C_{20}H_{24}O_3$), ainsi que l'estrogène de synthèse 17α -éthynylestradiol (EE2) ($C_{20}H_{24}O_2$), utilisé chez les humains à des fins thérapeutiques ou de contraception, qui imitent l'effet des hormones naturelles. Les phénols, comme le 4-ter-octylphénol ($C_{14}H_{22}O$), le nonylphénol ($C_{15}H_{24}O$) et le bisphénol A ($C_{15}H_{16}O_2$), utilisés comme émulsifiants ou

plastifiants (Careghini et autres, 2015), ainsi que des pesticides comme l'atrazine ($C_8H_{14}ClN_5$) et des phytoestrogènes peuvent aussi avoir un potentiel de perturbation du système endocrinien, à des concentrations plus élevées (Tarrant et autres, 2005).

Des méthodes d'analyse chimique ont été développées pour quantifier individuellement les molécules de stéroïdes et phénols dans des échantillons environnementaux, comme l'extraction en phase solide ou liquide suivie d'une analyse à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse. Dans le cas des estrogènes, leur propriété additive permet de cumuler leur estrogénicité par rapport à E2 (E2éq), celle-ci étant environ 3, 30 et 10 fois moindre pour les poissons dans le cas d'E1, d'E3 et d'E2A respectivement et 20 fois supérieure pour EE2 (Caldwell et autres, 2012; Shappell et autres, 2010; Huang et autres, 2010). Selon Ankley et autres (2017), le potentiel estrogénique de l'estrone pourrait être sous-estimé et équivaloir à celui de 17β -estradiol.

Des méthodes biologiques permettent aussi de mesurer l'estrogénicité globale, comme l'essai immuno-enzymatique ELISA (*Enzyme-Linked Immunosorbent assay*) et le test sur levure recombinante YES (*Yeast Estrogen Screen*). Elles intègrent les estrogènes naturels et synthétiques et d'autres substances qui miment leur effet, comme les phénols et les pesticides. Toutefois, leur sensibilité aux différentes molécules varie selon l'essai (Jarosova et autres, 2014) et leur résultat peut être affecté par l'interférence d'autres substances organiques (Comtois-Marotte et autres, 2017; Hanselman, Graetz et Wilkie, 2004), surtout si l'échantillon n'est pas d'abord purifié (Schuh et autres, 2011). Ces interférences peuvent notamment conduire à des résultats beaucoup plus élevés que ceux basés sur des analyses chimiques. L'androgénicité peut aussi être obtenue par le test sur levure YAS (*Yeast Androgen Screen*).

La mesure de la vitellogénine dans le plasma des poissons mâles est aussi utilisée comme un indicateur de leur exposition aux perturbateurs endocriniens. La vitellogénine est normalement présente uniquement dans le plasma de femelles adultes, mais sa synthèse peut être induite chez

les jeunes femelles et les poissons mâles exposés aux estrogènes (Kavanagh et autres, 2003).

Les principaux résultats d'études sur les mesures des stéroïdes et phénols d'origine agricole et humaine et sur les effets sur les écosystèmes aquatiques sont présentés dans les deux sections suivantes.

1.1 Sources agricoles et humaines

La mesure des stéroïdes et des phénols dans l'environnement a fait l'objet de plusieurs publications dans le monde. Le tableau 1 présente les concentrations et les charges d'estrogènes naturels obtenues à l'aide d'analyses chimiques, au Canada et aux États-Unis, dans les déjections animales ou humaines ou dans les eaux de drainage ou de ruissellement de champs en culture, sous des conditions de pluies naturelles. Les résultats en micro-bassins versants et pour certaines méthodes d'atténuation y sont aussi présentés. Une revue plus complète des études, incluant celles réalisées ailleurs ou à l'aide de bio-essais, ainsi que les résultats pour les autres formes d'estrogènes et les phénols sont présentés à l'annexe 1, par territoire.

Une excrétion basale de testostérone et d'estrogènes est présente chez les mammifères et les oiseaux mâles et femelles. En période de gestation ou d'ovulation, l'excrétion d'estrogène dans les fèces et les urines des ruminants (bovin, mouton, cerf) et des monogastriques (porc, volaille, cheval, humain) augmente fortement (Hanselman, Graetz et Wilkie, 2003; Tucker, 2009; Anderson et autres, 2012). En moyenne, sur une base de poids vif équivalent, les quantités d'estrogènes excrétés par les animaux d'élevage sont plus élevées que celles des humains, en raison notamment de la forte proportion des individus en gestation qui est requise pour la production de lait ou de viande. Leur concentration dans les déjections fraîches ou entreposées est très variable (tableau 1). L'alimentation (Lorenzen et autres, 2004; Tucker, 2009; DeLaune et autres, 2002) ainsi que l'utilisation d'antibiotiques (Rose et Farenhorst, 2014) ou d'hormones de synthèse comme stimulateurs de croissance (Blackwell et autres, 2014) peuvent influencer l'estrogénicité des déjections animales. À l'entreposage, d'autres facteurs comme la dilution, la ségrégation des particules et l'activité bactérienne expliquent la

variabilité des concentrations observées. Le contenu en estrogènes dans les réservoirs à lisier est généralement plus faible dans le surnageant qu'en profondeur, mais la concentration sous forme dissoute ($< 1,2 \mu\text{m}$) y est semblable. Elle représente, dans le surnageant, la moitié du total non filtré (Raman et autres, 2004; Yost et autres, 2013; Hutchins et autres, 2007).

Les déjections du bétail au pâturage et les hormones qu'elles contiennent peuvent être excrétées directement dans les cours d'eau, si le bétail y a accès. Des pertes directes aux cours d'eau peuvent également provenir du purin des ouvrages de stockage non étanches ou de fuites ou débordements d'ouvrages étanches (Alvarez et autres, 2013). Des pertes indirectes peuvent provenir d'une accumulation d'hormones dans les sols sous ces ouvrages (Duncan et autres, 2015). Les déjections accumulées dans les aires d'élevage bovin peuvent aussi contaminer les eaux de ruissellement (Bartelt-Hunt et autres, 2012; Mansell et autres, 2011). Après leur épandage sur des sols cultivés, les hormones stéroïdiennes des déjections animales peuvent être fixées au sol ou être transportées dans les eaux de ruissellement ou de drainage souterrain vers les fossés ou les cours d'eau, à des concentrations pouvant atteindre plusieurs dizaines de nanogrammes par litre (tableau 1). Ces sols peuvent recevoir, en quantité moindre, des hormones provenant d'autres sources, comme les excréments des animaux sauvages qui causent des dommages aux cultures (BPR Inc., 2008a). Des biosolides municipaux peuvent aussi y être épandus et contaminer les eaux (Yang et autres, 2012; Bushee, Edwards et Moore, 1998).

La quantité d'hormones épandues augmente leur potentiel de stockage dans le sol et d'exportation des champs vers les cours d'eau. En considérant un apport en azote ou en phosphore équivalent, le lisier de truies contient deux fois plus d'estrone et de 17β -estradiol que le lisier de porcs à l'engraissement, alors que le lisier ou fumier de bovins laitiers en contient quatre fois moins, mais contient davantage de 17α -estradiol, selon les données à l'entreposage de Raman et autres (2004). Le contenu en hormones des déjections animales ou leur potentiel estrogénique peuvent être diminués à la suite d'un entreposage prolongé (tableau 1) ou d'un traitement des lisiers en phase aérobie ou anaérobie (Furuichi et autres, 2006; Hakk et autres, 2014) ou du compostage des fumiers (Hakk, Millner et Larsen, 2005; Bartelt-Hunt et autres, 2013; Derby et autres, 2011).

Tableau 1 Mesures d'estrogènes d'origine agricole et humaine à l'aide d'analyses chimiques

DÉJECTIONS ANIMALES ET HUMAINES	Concentration moyenne (ng/l)			Charge (mg/j/t _{pv}) ^a			Lieu	Réf. ^b
Type d'échantillon	E1	E2	E3	E1	E2	E3		
Lisier et fumier d'élevage de bovin laitier, porcin et de volaille ou urine de volaille								
Bovin laitier (lisier, étang de rétention)	4 533	1 467	--	2,6	1,1	--	Tenn.	1
Bovin laitier (citerne d'épandage, octobre)	8 840	<1 900	10 200	--	--	--	Penns.	2
Bovin laitier (amas semi-solide ou solide)	36 750	17 867	--	4,8	2,1	--	Tenn.	1
Truie maternité (préfosse)	67 125	19 250	--	28	8,2	--	Tenn.	1
Truie maternité (lagune)	5 900	3 900	--	16	9,7	--	Tenn.	1
Truie maternité (lisier, filtrat < 0,45 µm)	1 370	658	--	--	--	--	Québec	3
Porc finition (lagune)	10 300	2 500	--	14	3,5	--	Tenn.	1
Poule pondeuse (urine excrétée)	--	--	--	1,7	1,9	--	Québec	4
Poule non pondeuse (urine excrétée)	--	--	--	0,33	1,0	--	Québec	4
Volaille (lagune primaire)	2 970	64	489	--	--	--	Ind.	5
Pondeuse, poulet (fumier, filtrat< 0,45 µm)	224	2 364	--	0,017 ^c	0,19 ^c	--	Québec	3
Eaux de ruissellement naturel d'aires d'élevage de bovins de boucherie (suivi de 2 ans)								
Ruissellement naturel (filtrat < 0,45 µm)	337	192	72	--	--	--	Nebr.	6
Rejet humain et effluent de systèmes de traitement des eaux usées municipales ou de résidences isolées								
Humain (1 000 kg/65 kg poids moyen)	--	--	--	0,29	0,12	1,2	États-Unis	7
Effluent traitement par boues activées	6	0,4	1	0,061	0,083	0,24	Verm.	8
Débordement de réseau unitaire	30	6	50	0,005	0,028	0,23	Verm.	8
Champ d'épuration (410 l/pers./j)	6	22	--	0,038	0,14	--	Flor.	9
CHAMP ET MICRO-BASSIN	Valeur mimum et maximum (ng/l)			Charge (mg/ha)			Lieu	Réf.
Type d'échantillon	E1	E2	E3	E1	E2	E3		
Eaux de 8 à 10 ruissellements naturels (filtrat < 0,45 ou 0,7 µm; parcelles de 35 m ² à 10 ha)								
Lisier de bovin laitier (512 mg E1/ha, < 110 mg E2/ha, 590 mg E3/ha) sur loam limoneux et limono-argileux de pente 7 à 15 %								
Épandage en surface, post-récolte maïs	<0,4 - 4 000	<0,8 - 250	<0,5 - 470	5,6	0,080	0,24	Penns.	2
Incorporation au sol, post-récolte maïs	<0,4 - 10	<0,8 - 1,2	<0,5 - 4,8	0,006	0,000	0,01	Penns.	2
Litière de volaille (108 mg E1/ha, 12 mg E2/ha) sur maïs sur loam limoneux de pente 2 à 5 % selon besoin en azote								
Travail réduit du sol, épandage post-semis	1,6	1,2	<1	0,053	0,042	--	Del.	10
Aucun travail du sol, épandage post-semis	2,9	1,4	<1	0,038	0,010	--	Del.	10
Litière de volaille (490 mg E1/ha, 50 mg E2/ha et 730 mg E3/ha) aux trois ans sur loam limoneux de pente 0 à 5 %								
Incorporation au sol en pré-semis du maïs	<0,3 - 57	<0,4 - 2,1	<0,4	--	--	--	Del.	11
Eaux de drainage souterrain de parcelles en culture (champs : 62 à 77 ha) avec long historique d'épandage								
Drain_bovin de boucherie et laitier	<0,1 - 18	<0,1 - 9	<0,1 - 3,5	0,61	0,62	0,17	Ind.	5
Drain_bovin laitier et de boucherie	<0,1 - 26	<0,1 - 16	<0,1	4,9	2,1	0,16	Ind.	5
Drain_volaille et porcin	<0,1 - 34	<0,1 - 16	<0,1 - 20	16	1,9	0,98	Ind.	5
Eaux de lixiviation de micro-parcelles expérimentales								
Lysimètre_lisier de porc/fumier de volaille	5 - 90	10 - 100	--	1,0	1,2	--	Québec	12, 13
Eaux de micro-bassins versants (2 à 6 km ²) agricoles avec long historique d'épandage								
Différents fossés_porcin et bovin laitier	< 0,4 - 60	< 0,6	< 0,6	--	--	--	Québec	14
Fossé_bovin de boucherie et laitier	<0,1 - 23	<0,1 - 32	<0,1 - 8	9,0	3,5	1,5	Ind.	5
Fossé_bovin laitier	<0,1 - 40	<0,1 - 21	<0,1 - 12	22	7,5	2,9	Ind.	5
Fossé_volaille et porcin	<0,1 - 9	<0,1 - 33	<0,1	25	22	1,7	Ind.	5
MÉTHODE D'ATTÉNUATION	Baisse_concentration (%)			Baisse_charge (%)			Lieu	Réf.
	E1	E2	E3	E1	E2	E3		
Lagune secondaire_vache (vs lagune 1 ^{er})	98	> 98	--	--	--	--	Calif.	15
Marais artificiel_lisier de truie	85	0,0	--	--	--	--	Dak. du N.	16
Incorporation au sol_lisier (vs en surface)	--	--	--	99,9	99,9	96,3	Penns.	2

a : Les charges pour les déjections animales et les humaines sont exprimées par tonne métrique de poids vif (tpv).

b : Références (Réf.) : 1 : Raman et autres (2004); 2 : Mina et autres (2016) et Suppl., 3 : Alizadeh (2013), 4 : Mathur et Common (1969), 5 : Gall et autres (2014), 6 : Bartelt-Hunt et autres (2012) et Suppl., 7 : Laurensen et autres (2014), 8 : Phillips et autres (2012), 9 : Yang et autres (2016), 10 : Dutta et autres (2010), 11 : Dutta et autres (2012a), 12 : Mann, Qi et Prasher (2016), 13 : Mann (2015), 14 : Lafrance et Caron (2013), 15 : Zheng, Yates et Bradford (2008), 16 : Shappell et autres (2007).

c : Calculé selon une production de fientes de 18,5 g(b.s.)/tête/j (Seydoux et autres, 2006) et un poids moyen de 1,5 kg par tête.

L'exposition des déjections animales aux précipitations, surtout si elle se produit peu de temps après leur épandage, augmente aussi le transport des hormones par ruissellement. Cet apport peut être réduit par l'incorporation des déjections animales au sol (Mina et autres, 2016). D'autres méthodes d'atténuation, comme les bandes enherbées et l'ajout d'alun aux déjections, ont aussi été étudiées (Nichols et autres, 1998; 1997; DeLaune et autres, 2002).

Dans les eaux de ruissellement, plus de la moitié des hormones peuvent être présentes sous forme dissoute ($< 0,45 \mu\text{m}$), alors que les stérols, comme le cholestérol et le coprostanol, sont surtout présents dans la phase particulaire, en raison de leur faible solubilité dans l'eau et de leur forte hydrophobicité (Dutta et autres, 2012a; Hanselman, Graetz et Wilkie, 2003; Yang et autres, 2012; Comtois-Marotte et autres, 2017). En raison de leur structure chimique, les stéroïdes peuvent être fixés au carbone organique. Entre le moment de leur excrétion et de leur mesure dans l'eau, les hormones subissent diverses transformations chimiques ou sous l'action de bactéries. Elles peuvent ainsi changer de forme ou être dégradées en moins de temps que les stérols, qui sont plus persistants.

L'humain excrète environ un gramme de coprostanol par jour (Walker et autres, 1982), tandis que le porc en excrète dix fois moins (Scott et autres, 2002). Par ailleurs, le contenu en coprostanol dans les déjections porcines est environ trois fois plus élevé que son contenu en cholestérol, alors qu'il est semblable chez les bovins, nettement moindre chez la volaille et environ douze fois plus élevé chez l'humain (Derrien, 2011; Gilpin et autres, 2011). Cette caractéristique des stérols et des stanols, combinée à leur persistance dans l'environnement, a été utilisée dans diverses études dans le but de déterminer les sources de contamination (Derrien, 2011). Par exemple, un rapport coprostanol/cholestérol supérieur à 0,5 a été utilisé pour déterminer les sources humaines de contamination fécale (Furtula et autres, 2012a; 2012b).

Les principales sources humaines de stéroïdes et de phénols sont les effluents des installations septiques des résidences non raccordées à un réseau d'égout (résidences isolées), en milieu rural, ainsi que ceux des stations d'épuration des eaux usées municipales et des hôpitaux (Wilcox et autres, 2009; Yang et autres, 2016; MDDEP, 2011; Servos et autres, 2005; Phillips et autres, 2012).

D'autres sources d'hormones comme les abattoirs (Hassani et autres, 2016) et les piscicultures (Kolodziej, Harter et Sedlak, 2004) peuvent aussi être présentes dans certains bassins versants.

Des études montrent par ailleurs que les hormones et les phénols rejetés aux cours d'eau peuvent être transportés sur de longues distances. Au Minnesota, Writer et autres (2012) ont observé, sur une distance de 10 km dans un cours d'eau, un taux journalier d'atténuation de 17β -estradiol de 3,2 attribué à la sorption et à la biodégradation, et un taux journalier de production d'estrone de 0,6 dû à la transformation biochimique d'E2. Malgré une certaine atténuation, ces composés ont été transportés plusieurs kilomètres en aval. Un taux journalier de production de nonylphénol de 1,4 a aussi été observé. En Israël, Barel-Cohen et autres (2006) ont également observé une persistance des hormones, leur concentration en rivière ayant diminué de moitié sur une distance de 25 km, comparativement à une baisse de plus de 90 % pour l'azote ammoniacal et les coliformes fécaux. En France, Labadie et Budzinski (2005) ont observé une dégradation plus rapide de l'estrone en été (dégradation de 50 % sur 1,7 km), en raison de l'activité bactérienne plus importante qu'en hiver (pas de baisse significative sur 10 km). Au Royaume-Uni, Williams et autres (2003) ont observé dans l'eau de deux rivières un taux de dégradation de l'estrone équivalent à une demi-vie de 0,5 et 2,5 jours respectivement, qu'ils attribuent à une combinaison de sorption et de biodégradation. Ces auteurs ont aussi détecté l'estrone dans les sédiments.

1.2 Effets sur le milieu aquatique

Des effets de l'exposition aux perturbateurs endocriniens sur les poissons, comme la prévalence d'ovaires sur les testicules et la production de vitellogénine chez les mâles, ont été observés dans plusieurs cours d'eau où la présence de ces perturbateurs était suspectée ou mesurée dans l'eau. Quelques études réalisées au Canada et aux États-Unis ont rapporté un effet sur des espèces de poissons présentes au Québec, dont le baret (*Morone americana*) dans le lac Ontario (Kavanagh et autres, 2003), le mené à tache noire (*Notropis hudsonius*) dans le panache de l'effluent de la ville de Montréal au fleuve Saint-Laurent (Aravindakshan et autres, 2004), le naseux des rapides (*Rhinichthys cataractae*) dans un bassin versant agricole de la rivière Oldman en

Alberta (Evans et autres, 2012) et l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) en aval de stations d'épuration des eaux usées ou en milieu agricole en Pennsylvanie (Blazer et autres, 2014) et en Virginie (Blazer et autres, 2012). Des signes de démasculinisation et de déféminisation ainsi qu'une diminution de la distance interoculaire ont également été observés chez les menés à grosse tête (*Pimephales promelas*) mâles et femelles capturés en aval de sites d'élevage de bétail dans des tributaires de la rivière Elkhorn au Nebraska (Orlando et autres, 2004).

Dans ces études, il est difficile d'établir un lien de causalité direct entre les estrogènes ou androgènes et les effets sur les poissons en raison de la présence dans l'eau d'autres perturbateurs endocriniens, comme les phénols et les pesticides, qui peuvent mimer leurs effets. Cependant, les estrogènes 17 β -estradiol et estrone sont généralement ceux qui contribuent le plus à l'estrogénicité des cours d'eau en aval de stations d'épuration et en milieu agricole. Dans leur étude sur plusieurs rivières en Pennsylvanie, Blazer et autres (2014) ont observé une corrélation entre les concentrations d'estrone en rivière et les effets sur l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*). Leur suivi à l'aide d'un échantillonneur passif POCIS déployé dans la rivière Juniata, du 21 avril au 1^{er} juin 2010, dans le secteur de capture des poissons, permet d'établir que les estrogènes 17 β -estradiol et estrone ont contribué chacun pour environ 40 % de l'estrogénicité de l'eau, sur la base de leur potentiel estrogénique sur les poissons et de l'estrogénicité totale mesurée par l'essai YES. Les autres formes d'estrogènes (E2A, EE2, E3) et les autres perturbateurs endocriniens (pesticides, phénols) ont contribué pour moins de 20 %. Les concentrations des échantillons instantanés de l'eau de la rivière, lors de la capture des poissons, étaient de 1,31 ng E1/l et 0,39 ng E2/l, tandis que les valeurs intégrées (en ng/POCIS) étaient 3,70 pour E1, 1,12 pour E2 et 0,42 pour E2A; l'estrogénicité totale mesurée par l'essai YES était de 2,94.

L'effet des estrogènes sur les poissons a été mis en évidence de façon plus directe dans une expérimentation en condition naturelle, dans un petit lac en Ontario, où une concentration d'EE2 de l'ordre de 5 ng/l a été artificiellement maintenue pendant trois ans. Chez le mené à grosse tête (*Pimephales promelas*), cette exposition a conduit à une féminisation des mâles accompagnée de production de vitellogénine, à l'altération de l'ovogenèse des femelles et à la quasi-extinction

de l'espèce (Kidd et autres, 2007). Une décroissance d'une autre espèce de poisson prédatrice de ce mené, le touladi (*Salvelinus namaycush*), a aussi été observée. Après avoir interrompu l'ajout d'EE2, la population des poissons s'est rétablie (Blanchfield et autres, 2015). Des effets ont également été observés chez le mulot de lac (Palace et autres, 2006).

En laboratoire, plusieurs études d'exposition aux estrogènes ont été conduites sur trois espèces de poissons utilisés comme organismes modèles, soit le mené à grosse tête (*Pimephales promelas*), le poisson zèbre (*Danio rerio*) et le médaka (*Oryzias latipes*). D'autres espèces de poissons, comme la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et d'autres organismes moins sensibles comme les amphibiens, les mollusques et les crustacés ont aussi été étudiés (Caldwell et autres, 2012; Czarny et autres, 2017; Wu et autres, 2014). Ces études ont porté principalement sur les effets sur la reproduction et sur la production de vitellogénine. Lange et autres (2012) ont également comparé la réponse de sept espèces de poissons à l'exposition aux estrogènes et ont observé que la truite arc-en-ciel était la plus sensible, suivie du poisson zèbre (*Danio rerio*), du mené à grosse tête (*Pimephales promelas*), du médaka (*Oryzias latipes*), du gardon (*Rutilus rutilus*), de l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) et finalement de la carpe (*Cyprinus carpio*). Lahnsteiner et autres (2006) ont exposé deux espèces de salmonidés, la truite arc-en-ciel et l'ombre commun (*Thymallus thymallus*), à des concentrations de 17 β -estradiol proches de celles retrouvées dans l'environnement. L'exposition de la truite arc-en-ciel durant 35 jours en période de frai à une concentration de 1 ng E2/l ou plus a diminué le volume de sperme chez les mâles, et après 50 jours, sa densité et sa fertilité. L'exposition de l'ombre commun durant 50 jours avant la fraie à 1 ng E2/l a diminué le volume et la motilité du sperme chez les mâles et a retardé l'ovulation chez les femelles.

Les résultats des études en laboratoire ont servi à dériver des concentrations prédites sans effet sur les écosystèmes (CPSE), qui servent généralement de base à l'établissement des critères de qualité de l'eau. Le tableau 2 présente les valeurs seuils pour les estrogènes et les androgènes proposées par divers auteurs, ou adoptées comme critères, dans le cas de la Colombie Britannique. Il présente aussi les critères de qualité de l'eau du MDDELCC pour les phénols.

Tableau 2 Critères de qualité de l'eau et valeurs seuils pour la protection de la vie aquatique

Type de composé	Substance chimique	Seuil (ng/l)		Type de seuil et territoire	Référence
		Effet chronique	Effet aigu ^a		
Estrogènes	Estrone (E1)	6	20	CPSE Amérique du Nord et Europe	Caldwell et autres (2012)
		3 à 5	nd	CPSE Royaume-Uni	Young et autres (2004)
	17 β -estradiol (E2)	2	5	CPSE Amérique du Nord et Europe	Caldwell et autres (2012)
		1,4	nd	CPSE États-Unis	Zoetis (2014)
		0,4	nd	NQE Europe	CE (2012; 2015)
		1	nd	CPSE Royaume-Uni	Williams et autres (2008)
		0,73	nd	CPSE Chine	Wu et autres (2014)
	17 α -estradiol (E2A)	25	nd	CPSE États-Unis	Zoetis (2014)
	Estriol (E3)	60	200	CPSE Amérique du Nord et Europe	Caldwell et autres (2012)
	17 α -éthynylestradiol (EE2)	0,1	0,5	CPSE Amérique du Nord et Europe	Caldwell et autres (2012)
		0,5	0,75	LDQA Colombie Britannique	ME (2017)
		0,035	nd	NQE Europe	CE (2012; 2015)
Androgènes	Testostérone (TESTO)	nd	nd	--	--
	17 β -trenbolone	0,25 à 0,5	nd	CPSE États-Unis	Zoetis (2014)
	17 α -trenbolone	3,2	nd	CPSE États-Unis	Zoetis (2014)
Stérols	Cholestérol (CHOL), Coprostan (CPRN), Coprostanol (CPRL), Coprostanone (CPRN)	nd	nd	--	--
Phénols	4-ter-octylphénol (OCT)	200	4 500	Critère MDDELCC	MDDEFP (2013)
	Nonylphénol grade technique (NGT)	6 000	29 000	Critère MDDELCC	MDDEFP (2013)
	p-n-nonylphénol (p-n-NP)	nd	nd	--	--
	Bisphénol A (BPA)	20 000	180 000	Critère MDDELCC	MDDEFP (2013)

a : Les valeurs seuils indiquées à la colonne « Effet aigu » pour Caldwell et autres (2012) et ME (2017) sont des concentrations associées à une exposition de courte durée estimées à partir des effets chroniques (sous-létaux).

Note : nd = Aucune valeur disponible, CPSE = Concentration prédite sans effet sur les écosystèmes (en anglais, *Predicted No-Effect Concentration [PNEC]*); NQE = Norme de qualité environnementale; LDQA = Lignes directrices pour la qualité de l'eau (*Water Quality Guidelines [WQG]*). Les valeurs adoptées par un gouvernement comme critère de qualité de l'eau sont en caractères gras. Les valeurs seuils d'estrogènes proposées par Caldwell et autres (2012) pour l'Amérique du Nord et l'Europe ainsi que les critères de qualité de l'eau du MDDEFP (2013) pour les phénols sont mis en évidence par une trame de fond bleu clair. Les hormones non mesurées dans la présente étude et leur valeur seuil sont en italique.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1 Stations d'échantillonnage et occupation du territoire

Un suivi exploratoire des stéroïdes et des phénols dans les cours d'eau en milieu agricole a été réalisé à 15 stations d'échantillonnage drainant des petits bassins versants du Québec méridional dont la superficie varie de 15 à 98 km² (figure 1 et tableau 3). La période de suivi de la qualité de l'eau à ces stations se situe entre 2003 et 2006 ou entre 2010 et 2011. Le nombre d'échantillons au cours de la période a varié, selon les stations, de 2 à 17 (tableau 3).

La plupart des stations sont localisées dans des secteurs agricoles de rivières dont la qualité de l'eau est dégradée. Leur sélection s'est faite de façon à représenter la gamme de densités animales et les différents types d'agriculture, surtout intensive,

observés au Québec, ainsi que sur la base d'autres considérations pratiques, comme leur proximité, pour permettre les tournées d'échantillonnage ou la présence d'une station de débit.

Les petits bassins versants drainés aux 15 stations supportent des densités animales de 5 à 354 unités animales (UA) par kilomètre carré et des densités humaines de 9 à 90 habitants par kilomètre carré. Le tableau 3 présente les superficies drainées à chaque station ainsi que les densités animales (DA) pour la période d'échantillonnage et les densités des populations humaines (DH) en 2007, dont les eaux usées sont rejetées dans le bassin versant. Les densités animales et humaines ont été obtenues en divisant le nombre d'animaux et de personnes du bassin versant par sa superficie drainée à la station.

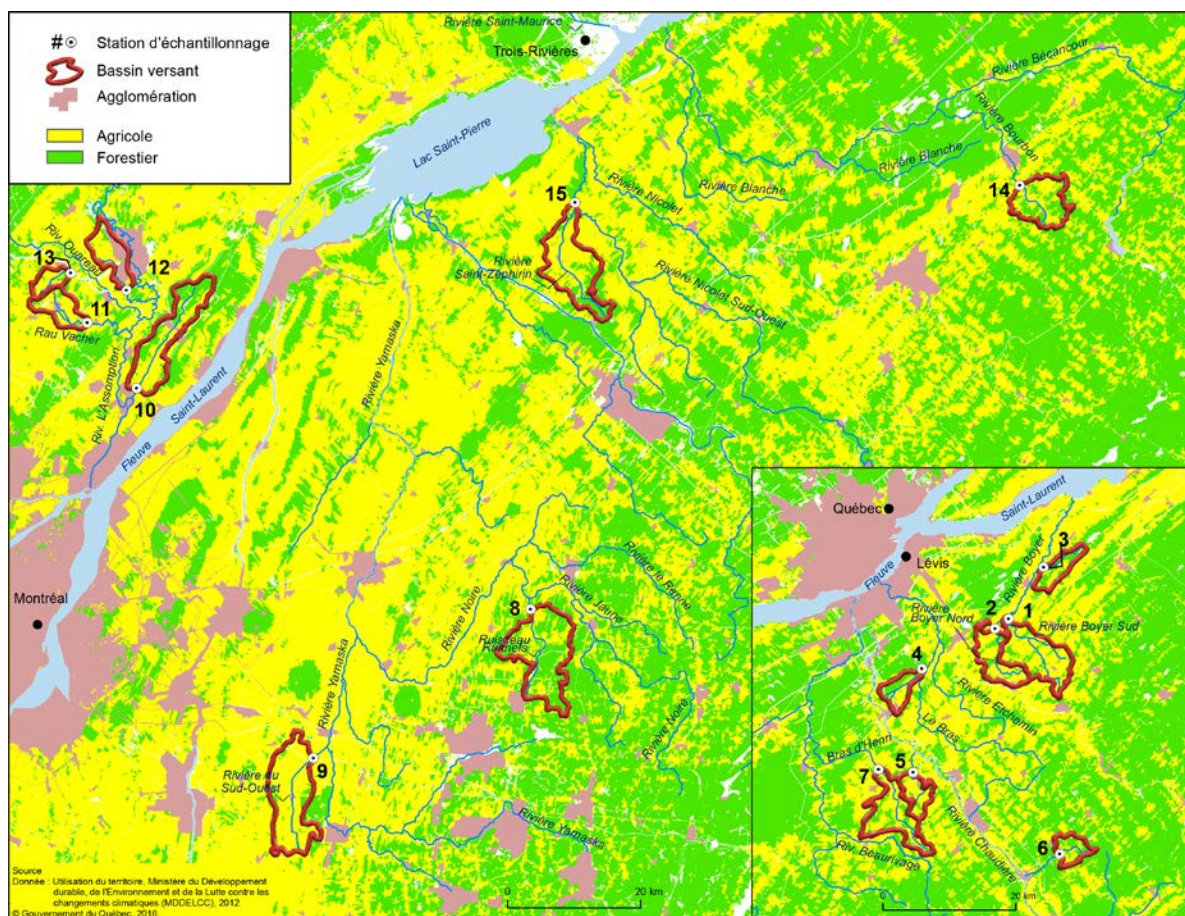


Figure 1 Emplacement des bassins versants et des stations d'échantillonnage

Tableau 3 Stations d'échantillonnage et occupation du territoire

Bassin versant primaire	Cours d'eau	Numéro de station figure 1	Numéro BQMA ^a	N ^b	SBV ^c (km ²)	DA ^d (UA/km ²)	DH 2007 ^e (hab./km ²)
Période 2003 à 2006							
Boyer	Boyer Sud	1	02300002	17	65	155	19
	Boyer Nord	2	02300003	16	38	103	20
	Du Portage	3	02300004	17	21	53	18
Etchemin	Saint-Patrice	4	02330029	17	20	79	20
Chaudière	Des Îles Brûlées	5	02340086	17	22	351	45
	Morency	6	02340098	5	18	115	9
	Bras d'Henri	7	02340099	17	54	354	15
Yamaska	Runnels	8	03030008	2	98	93	12
	Du Sud-Ouest	9	03030327	2	91	91	18
L'Assomption	Du Point du Jour	10	05220063	13	74	7,2	65
	Vacher	11	05220239	13	28	31	81
	Saint-Pierre	12	05220240	13	32	5,6	90
	Desrochers	13	05220249	13	15	66	31
Période 2010 à 2011							
Bécancour	Bourbon	14	02400048	7	49	37	9
Nicolet	Saint-Zéphirin	15	03010046	13	78	68	13
Yamaska	Runnels	8	03030008	11	98	101	12

a : Numéro de station, Banque de données sur la qualité du milieu aquatique;

b : Nombre de prélèvements d'eau au cours de la période;

c : SBV = superficie du bassin versant, compilée à l'aide du logiciel ArcMap 10.2.

d : Densité animale en unité animale de l'ensemble des élevages pour la période, par kilomètre carré de bassin versant;

e : Densité humaine de la population dont les eaux usées sont rejetées dans le bassin versant pour l'année 2007 en habitant par kilomètre carré de bassin versant.

2.2 Indicateurs de qualité de l'eau et de pression du territoire

Indicateurs de qualité de l'eau et critères de qualité de l'eau ou seuils d'effet sur le milieu aquatique

Les trois hormones naturelles estrone (E1), 17 β -estradiol (E2) et estriol (E3) ont été retenues comme indicateurs d'une contamination estrogénique des cours d'eau, et une quatrième, la testostérone (TESTO), comme indicateur d'une contamination androgénique. Parce qu'elles se dégradent en quelques jours dans le milieu aquatique (Czarny et autres, 2017), ces hormones, produites naturellement par les animaux et les humains, peuvent indiquer une contamination récente par les déjections animales ou les eaux usées domestiques. La mesure de l'hormone E2 présente un intérêt particulier parce qu'elle peut avoir des effets endocriniens pour la vie aquatique à des concentrations de l'ordre du

nanogramme par litre. En présence d'oxygène, elle se transforme en E1 qui est plus stable et un peu moins estrogénique. L'estriol peut également être présente, mais est beaucoup moins estrogénique (Caldwell et autres, 2012).

L'hormone synthétique 17 α -éthynylestradiol (EE2) a également été retenue comme indicateur d'une contamination par les eaux usées domestiques, en raison de son utilisation à des fins contraceptives chez les humains. Cette hormone est un peu plus perturbatrice pour la vie aquatique que l'hormone naturelle E2 (Caldwell et autres, 2012). Il n'a pas été possible d'inclure les hormones synthétiques utilisées comme stimulateurs de croissance en production bovine, en raison de contraintes méthodologiques.

Quatre stérols, le cholestérol (CHOL) et ses dérivés coprostan (COPRO), coprostan-3-ol (coprostanol, CPRL) et coprostan-3-one (coprostanone, CPRN), ont également été retenus comme indicateurs d'une contamination fécale, en raison de leur plus grande persistance dans

l'environnement que les bactéries d'origine fécale et de leur spécificité pour les humains et les différentes espèces animales (Leeming et autres, 1996; Gilpin et autres, 2011).

Finalement, quatre substances phénoliques, le 4-ter-octylphénol (OCT), le nonylphénol grade technique (NGT), le p-n-nonylphénol (p-n-NP) et le bisphénol A (BPA), ont été retenues en raison de leur utilisation pour la fabrication de produits largement utilisés à des fins domestiques ou agricoles (détergents, surfactants, plastifiants) et de leur potentiel estrogénique, à des concentrations toutefois beaucoup plus élevées que les estrogènes (MDDEFP, 2013).

Les résultats des indicateurs de qualité de l'eau mesurés dans le cadre du suivi exploratoire des stéroïdes et des phénols peuvent être comparés aux critères et aux valeurs seuils d'effet chronique (exposition à long terme) et aigu (exposition à court terme) pour la protection de la vie aquatique (tableau 2). Dans le cas des estrogènes, en l'absence de critère de qualité de l'eau du MDDELCC, les valeurs des concentrations prédites sans effet sur les écosystèmes proposées par Caldwell et autres (2012), obtenues à l'aide de données récentes et considérées comme représentatives des poissons naturellement présents en Europe et en Amérique du Nord, ont été retenues comme valeurs repères pour la présente étude. Ces valeurs repères, en plus d'être cohérentes avec les autres valeurs présentées au tableau 2, comportent des seuils chroniques et aigus, pour chacune des quatre formes d'estrogènes. Ces seuils ont été établis à partir de plusieurs études d'effets sur la reproduction (22 pour EE2, 19 pour E2, 3 pour E1 et 1 pour E3) réalisées sur huit espèces de poissons, ainsi que sur huit études sur l'induction de vitellogénine chez différentes espèces de poissons exposés à différentes concentrations d'estrogènes. Anderson et autres (2012) les ont utilisés pour évaluer le risque combiné que posent les quatre estrogènes sur la vie aquatique dans douze bassins versants du nord des États-Unis.

Notons toutefois que des effets pourraient être observés à une concentration plus faible. L'étude de Lahnsteiner et autres (2006), non utilisée dans les travaux de Caldwell et autres (2012), a en effet montré une diminution du volume et de la fertilité du sperme de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) à des concentrations de 17 β -estradiol supérieures ou égales à 1 ng/l. De plus, l'Union européenne (CE, 2015) a inclus sur la liste de

vigilance relative aux substances soumises à la surveillance les hormones 17 β -estradiol et estrone, en précisant une limite maximale acceptable de détection de 0,4 ng/l qui devrait être au moins aussi basse que la concentration prévue sans effet. Dans le cadre d'une évaluation environnementale de stimulateurs de croissance pour l'élevage bovin, Zoetis (2014) a retenu une valeur de concentration prédite sans effet de 1,4 ng/l pour 17 β -estradiol. Finalement, des études récentes suggèrent que la deuxième génération de poissons exposés à l'estradiol serait plus sensible que la première (Wu et autres, 2014). Dans le cas du bisphénol A, l'étude de Wright-Walters et autres (2011) suggère une concentration prédite sans effet de 60 ng/l, alors que le gouvernement fédéral canadien a retenu une concentration estimée sans effet (CESE) de 175 ng/l (Environnement Canada et Santé Canada, 2008).

Les hormones mesurées dans les petits tributaires agricoles peuvent également être transportées dans les rivières et le fleuve, où des organismes sensibles pourraient être présents. De plus, chaque estrogène contribue au potentiel estrogénique total de l'eau, même si sa valeur est inférieure au seuil d'effet. La contribution de chaque estrogène peut être obtenue en divisant sa concentration mesurée par son seuil d'effet. Une valeur supérieure à un (1) de la somme de ces contributions indique un dépassement du seuil d'effet pour l'ensemble des estrogènes.

La contribution de chaque estrogène peut aussi s'exprimer en équivalent 17 β -estradiol (E2_{éq}), en divisant sa concentration mesurée par le rapport de la valeur de son seuil d'effet sur celle d'E2. Pour le seuil d'effet chronique, sur la base des valeurs proposées par Caldwell et autres (2012), la contribution totale des estrogènes peut être calculée comme suit :

$$E2_{\text{éq}} = E1/3 + E2 + E3/30 + EE2*20 \quad (1)$$

La valeur d'E2_{éq} obtenue à l'aide de l'équation 1 peut être comparée à la valeur du seuil d'effet chronique proposé pour E2, soit 2 ng/l.

Dans le cas de la testostérone et des stéroïdes, aucune valeur de concentration prédite sans effet sur les écosystèmes n'a été proposée dans la littérature. Hope (2010) rapporte une valeur de toxicité pour le poisson estimée par le modèle ECOSAR (*Ecological Structure Activity Relationships*) de l'Agence de protection de

l'environnement des États-Unis de 40 ng/l pour le coprostanol et de 60 ng/l pour le cholestérol. Ces valeurs demeurent toutefois théoriques, puisqu'elles n'ont pas été vérifiées en conditions naturelles ni en laboratoire sur des espèces vivantes. De plus, elles sont dépassées dans de nombreux cours d'eau. Dans une étude sur la contamination des Grands Lacs, Perkins et autres (2017) ont aussi établi un effet potentiel du cholestérol sur l'expression des gènes du mené à grosse tête (*Pimephales promelas*) à deux sites présentant des concentrations de cholestérol non filtré de 524 et 1 575 ng/l.

Indicateurs de pression du territoire pour les stéroïdes et les phénols

Les sources potentielles de stéroïdes ou de phénols, dans les petits bassins versants étudiés, sont principalement les déjections des animaux d'élevage et les eaux usées des populations humaines. Les boues de station d'épuration valorisées sur des terres agricoles peuvent aussi être une source de stéroïdes ou de phénols, mais les données sur leur épandage ne sont pas disponibles par bassin versant. D'autres sources non documentées, comme la faune et les animaux de compagnie, peuvent aussi être présentes, mais leur contribution ne devrait pas être importante. Les élevages piscicoles et les industries agroalimentaires peuvent aussi être des sources importantes de stéroïdes, mais ne sont pas présents dans les bassins versants étudiés.

L'apport de stéroïdes et de phénols en provenance d'un bassin versant est difficile à cerner en raison de la diversité des sources de contamination et de la complexité des mécanismes de transport impliqués. La compilation de données sur les

sources de contamination est toutefois nécessaire pour aider à comprendre les résultats de qualité des cours d'eau obtenus aux diverses stations et à mettre en œuvre des moyens d'action appropriés. Pour ces raisons, des variables simples comme la densité animale et la densité humaine des bassins versants (tableau 3) ont été retenues comme un indicateur général de la pression des élevages et des humains.

En plus de la densité de la totalité des animaux d'élevage du bassin versant (DA), une densité a été calculée distinctement pour les élevages bovins (DAbovin), porcins (DAporcin) et de volailles (DAvolaille), étant donné la différence de leurs régies d'élevage, d'entreposage et de disposition des déjections animales, incluant le pâturage, qui pourraient influencer les apports d'estrogènes vers les cours d'eau. La densité d'animaux dont les déjections sont stockées en amas (DAamas) et du bétail ayant accès au cours d'eau (DAace) ainsi que la proportion des superficies du bassin versant servant à l'épandage des déjections animales (Sd_{éj}) ont aussi été compilées (tableau 4) afin de vérifier les liens entre certaines pratiques d'élevage et les concentrations de stéroïdes.

La densité humaine de la population dont les eaux usées sont rejetées dans le bassin versant (DH) peut être considérée comme un bon indicateur des pressions humaines, l'efficacité des systèmes d'épuration domestiques des résidences isolées étant généralement comparable à celle des systèmes de traitement des eaux usées municipales pour l'enlèvement des estrogènes (Wilcox et autres, 2009).

Tableau 4 Indicateurs des sources agricoles de substances hormonales

Numéro BQMA ^a	Cours d'eau	DAbovin ^b (UA/km ²)	DAPorcin ^b (UA/km ²)	DAvolaille ^b (UA/km ²)	DAace ^c (UA/km ²)	DAamas ^d (UA/km ²)	Sdéj ^e (ha/km ²)
Période 2003 à 2006							
02300002	Boyer Sud	36	110	7,3	5,3	4,5	63
02300003	Boyer Nord	24	48	29	0,9	11	53
02300004	Du Portage	41	10	1,2	4,5	8,1	42
02330029	Saint-Patrice	3,3	76	0,0	0,0	0,4	12
02340086	Des Îles Brûlées	53	198	98	14	82	76
02340098	Morency	25	84	6,0	12	0,1	27
02340099	Bras d'Henri	71	273	9,2	11	3,2	65
03030008	Runnels	16	67	7,9	0,6	3,3	31
03030327	Du Sud-Ouest	31	55	3,1	0,4	13	37
05220063	Du Point du Jour	4,9	0,0	1,4	0,3	2,9	12
05220239	Vacher	12	16	2,0	0,0	6,0	19
05220240	Saint-Pierre	5,5	0,0	0,0	1,1	1,7	28
05220249	Desrochers	10	42	0,0	0,0	2,3	17
Période 2010 à 2011							
02400048	Bourbon	20	10	0,0	2,0	5,7	33
03010046	Saint-Zéphirin	12	55	0,0	0,0	2,9	31
03030008	Runnels	16	75	8,7	0,5	3,2	31

a : Numéro de station, Banque de données sur la qualité du milieu aquatique;

b : Densité d'élevage bovin, porcin et de volailles pour la période, en unité animale par kilomètre carré de bassin versant;

c : Densité d'élevage avec accès au cours d'eau pour la période, en unité animale par kilomètre carré de bassin versant;

d : Densité d'élevage dont les déjections sont stockées en amas pour la période, en unité animale par kilomètre carré de bassin versant;

e : Superficie recevant des déjections des animaux au pâturage ou par épandage pour l'année 2006 en hectare par kilomètre carré de bassin versant ou en pourcentage.

Les sources potentielles de phénols, dans les petits bassins versants étudiés, sont notamment les détergents pour usage domestique et agricole, les surfactants utilisés dans les pesticides et les plastifiants utilisés dans différents domaines. La densité humaine et la densité animale ont été retenues comme indicateurs des sources de phénols provenant des usages domestiques et des productions animales.

Les corrélations observées entre plusieurs indicateurs de pression pour les bassins versants drainés aux dix stations échantillonnées régulièrement de 2003 à 2006 et les concentrations moyennes de stéroïdes ou de phénols mesurées à ces stations confirment la pertinence des indicateurs retenus.

La densité animale par type d'élevage et globale, ainsi que la densité des animaux d'élevage dont

les déjections sont stockées en amas et la densité du bétail ayant accès au cours d'eau, ont été déterminées à l'aide de l'information répertoriée dans le Système d'aide à la gestion des opérations (SAGO) concernant les visites ferme par ferme réalisées entre 2003 et 2007 et les visites de suivi effectuées entre 2008 et 2010 par le MDDELCC ainsi que les bilans de phosphore de l'année 2011. La conversion des nombres d'animaux en unités animales s'est faite à l'aide des facteurs présentés à l'annexe 1 du rapport de Patoine et D'Auteuil-Potvin (2015).

Les superficies recevant des déjections animales ont été compilées à l'aide des données par municipalité sur l'épandage de fumier et de lisier du recensement sur l'agriculture de 2006 de Statistique Canada, en attribuant au bassin versant la proportion du territoire de la municipalité présente dans celui-ci. Ce mode de répartition des

élevages, basé uniquement sur un ratio de superficie, entraîne une imprécision lorsque cette répartition n'est pas uniforme dans la municipalité. Cette imprécision peut être importante, surtout dans les plus petits bassins versants. Les données par municipalité du recensement de l'agriculture de 2011 de Statistique Canada n'ont pu être utilisées pour les compilations par bassin versant en raison d'un problème de compatibilité.

Les densités humaines ont été obtenues à l'aide des populations par municipalité du Répertoire des municipalités du Québec de l'année 2007, en attribuant au bassin versant la proportion du nombre de résidences de la municipalité présente dans celui-ci. Les nombres de résidences ont été obtenus de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ). Afin de déterminer la population dont les eaux usées sont rejetées dans les petits bassins versants, une correction a été apportée pour soustraire les populations situées dans le bassin versant, mais dont les eaux usées se déversent hors de celui-ci et ajouter les populations de l'extérieur dont les eaux usées se déversent dans le bassin versant.

2.3 Échantillonnage et analyses chimiques

Trois tournées d'échantillonnage ont été réalisées à l'été 2002 à six stations au sud de Québec afin de réaliser une première série d'analyses de stéroïdes et de phénols à la suite des premiers développements de méthode au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Les résultats semi-quantitatifs obtenus sont présentés à l'annexe 2. La poursuite du développement méthodologique a permis d'abaisser les limites de détection d'un facteur dix (annexes 3 et 4).

À chacune des stations numérotées 1 à 13 (figure 1 et tableau 3), deux à dix-sept échantillonnages ont été réalisés par le personnel du MDDELCC au cours de la période de mars 2003 à mars 2006 (annexe 3). Dix stations ont été échantillonnées plus régulièrement, soit tous les deux à quatre mois en période estivale (mai à novembre) et une ou deux fois en période hivernale (décembre à avril), de façon à mesurer l'effet des épandages de déjections animales et des autres sources de stéroïdes ou de phénols à différentes périodes de l'année et sous différentes conditions hydrologiques, dont à la suite de précipitations provoquant un ruissellement. Aux stations n° 8, 14

et 15, un échantillonnage selon un calendrier mensuel préétabli a été réalisé au cours de la période d'avril 2010 à mars 2011 (annexe 4) par des préleveurs formés par le MDDELCC.

Les échantillons ont été prélevés manuellement ou à l'aide d'une perche ou d'un porte-bouteilles retenu par une corde, dans une bouteille de verre d'un litre fournie par le CEAEQ. Ils ont ensuite été conservés dans une glacière contenant de la glace ou des blocs réfrigérants pour les maintenir à une température d'environ 4 °C. Ils ont été apportés au CEAEQ par le personnel du MDDELCC le jour de l'échantillonnage ou le lendemain, ou encore livrés au CEAEQ par des préleveurs formés par le MDDELCC à l'intérieur d'un délai de 48 heures, dans une glacière contenant des blocs réfrigérants. Au CEAEQ, ils ont été conservés à 4 °C jusqu'à leur traitement à l'intérieur d'un délai de 14 jours après leur prélèvement.

Les analyses ont été réalisées pour quatre hormones naturelles (estrone, 17 β -estradiol, estriol, testostérone), une hormone synthétique (17 α -éthynylestradiol), quatre stérols (cholestérol, coprostan, coprostan-3-ol, coprostan-3-one) et quatre formes de phénols (4-ter-octylphénol, nonylphénol grade technique, p-n-nonylphénol et bisphénol A).

Pour la période de 2003 à 2006, les échantillons ont été filtrés à l'aide d'un filtre d'acétate de cellulose d'une porosité de 0,45 μ m. Les substances à analyser ont ensuite été extraites par la technique en phase solide à l'aide de colonne Oasis HLB (Waters Corporation, 500 mg) et éluées avec un mélange de diéthyléther et de méthanol (90:10). L'extrait a été purifié sur une colonne de gel de silice (Deblois et autres, sans date; MDDEP, 2011). Pour la période de 2010 à 2011, les échantillons n'ont subi aucune filtration. L'extraction s'est faite par la technique liquide-liquide en deux étapes : d'abord à l'aide de 100 ml de dichlorométhane, puis à l'aide de 100 ml d'acétate d'éthyle. L'extrait a ensuite été évaporé à sec. Pour les deux périodes, l'échantillon extrait a ensuite été dérivé à l'aide du BSTFA et évaporé à sec, puis repris dans l'isooctane. L'analyse a été effectuée sur un chromatographe en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse (Berryman, Sarrasin et DeBlois, 2012). Les contrôles de qualité au laboratoire pour les deux périodes sont décrits dans le rapport du MDDEP (2011).

Les résultats analytiques d'échantillons prélevés en double (tournée du 21 octobre 2003), avec l'ajout de formaldéhyde immédiatement après le prélèvement et une filtration réalisée avec un délai de six jours après la réception au laboratoire, sont présentés à l'annexe 3, à des fins de comparaison avec la filtration dès la réception des échantillons au laboratoire.

Les limites de détection de la méthode étaient de 0,5 à 4 ng/l, selon le paramètre, pour les analyses réalisées de 2003 à 2006 (annexe 3). Avec le changement de technique d'extraction en 2010, les limites de détection de la nouvelle méthode ont été modifiées et ajustées en fonction du volume de l'échantillon, qui variait souvent entre 800 et 900 ml (annexe 4), alors que pour la validation, le volume utilisé était de 1 000 ml.

2.4 Méthodes statistiques

Pour la présentation des résultats compilés sous forme de tableau ou de graphique, les concentrations moyennes de stéroïdes et de phénols ont été calculées en remplaçant les valeurs sous la limite de détection (LD) de la méthode analytique par zéro et par la valeur de la limite de détection, de façon à illustrer l'intervalle des valeurs moyennes possibles.

Dans le cas des analyses de corrélation et de régression entre les indicateurs de qualité de l'eau et de pression des bassins versants, afin d'obtenir une valeur moyenne unique aux fins de calculs, les valeurs sous la LD ont été remplacées par la valeur de la LD divisée par deux, conformément à la pratique retenue pour les autres analyses physicochimiques au MDDELCC. Les analyses de corrélation et de régression ont été réalisées à l'aide du logiciel SigmaPlot, version 11.0. La corrélation non paramétrique de Spearman, non assujettie à l'hypothèse de normalité des données et moins sensible aux valeurs anormales, a été utilisée en première étape, de façon à vérifier globalement les liens entre les indicateurs de pression et les concentrations moyennes de stéroïdes et de phénols. Le test paramétrique de Pearson a aussi été retenu afin de confirmer ces liens, dans les cas où les résidus de la relation entre les variables ont passé le test de normalité de Shapiro-Wilk. Une analyse par régression linéaire a ensuite été réalisée pour les indicateurs présentant le plus d'intérêt. Seules les données de qualité de l'eau de la période de 2003 à 2006,

analysées sur la fraction dissoute ($< 0,45 \mu\text{m}$), ont été retenues, celles de 2010-2011 sur l'échantillon complet ayant été recueillies sur un nombre insuffisant de stations pour réaliser des analyses de corrélation ou de régression avec les indicateurs de pression des bassins versants.

Aux dix stations échantillonnées régulièrement au cours de la période de 2003 à 2006, une estimation de la charge de 17 β -estradiol a été réalisée à l'aide du logiciel FLUX32 (Walker, 1996). Les valeurs des concentrations sous la LD ont été remplacées par la valeur de la LD divisée par deux. Un calcul a aussi été réalisé en remplaçant les valeurs sous la LD par la valeur de la LD divisée par cent, afin de vérifier la sensibilité de la valeur de charge calculée à une variation des valeurs sous la LD. Les débits moyens journaliers aux stations d'échantillonnage ont été estimés à l'aide des débits spécifiques aux stations hydro-métriques les plus proches exploitées par la Direction du milieu hydrique (http://www.cehq.gov.gc.ca/hydrometrie/historique_donnees/index.asp). Pour le calcul des charges, en raison de l'absence de relation significative entre le débit moyen journalier et la concentration de 17 β -estradiol, la méthode du ratio de Beale (méthode 3 du logiciel FLUX32) a été utilisée. Les données ont été stratifiées en deux saisons, l'une allant de mai à novembre et l'autre, de décembre à avril.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

La présente section décrit les résultats analytiques de stéroïdes et de phénols bruts et compilés par année, par mois et par station, puis les résultats des traitements de données visant à déterminer la contribution de l'agriculture à la contamination observée. Ces résultats sont également comparés à ceux d'autres études réalisées au Québec ou ailleurs. Finalement, les limites de l'étude et les perspectives sont discutées.

3.1 Résultats analytiques de stéroïdes et de phénols

Les résultats analytiques bruts de stéroïdes et de phénols par station pour chaque date d'échantillonnage de 2003 à 2011 sont présentés aux annexes 3 et 4. Les résultats semi-quantitatifs des prélèvements réalisés à l'été 2002 sont aussi présentés à l'annexe 2, à titre indicatif. Les résultats compilés sont d'abord présentés globalement pour l'ensemble des stations, afin d'identifier les substances chimiques et de cerner les périodes comportant une problématique environnementale potentielle. Une seconde compilation, par station, permet de déterminer la présence et l'importance de la problématique par bassin versant.

3.1.1 Résultats globaux pour l'ensemble des stations

Compilation globale par substance chimique

Les statistiques globales décrivant les concentrations d'hormones estrogéniques et androgéniques, de stérols et de phénols compilées par substance chimique pour l'ensemble des stations au cours des périodes de 2003 à 2006 et de 2010 à 2011 sont présentées au tableau 5. Dans le cas des substances pour lesquelles il existe un seuil d'effet, la fréquence de dépassement du seuil d'effet aigu y est indiquée. Le rapport entre la concentration moyenne et le seuil d'effet chronique est également présenté, ce qui donne une indication de la contribution de chacune des substances au potentiel estrogénique de l'eau.

Les concentrations de 17 β -estradiol ont dépassé le seuil d'effet aigu sur l'écosystème de 5 ng/l proposé par Caldwell et autres (2012) dans 20 % des échantillons prélevés de 2003 à 2006 à treize

stations. De plus, la concentration moyenne des 163 échantillons est près de deux fois plus élevée que le seuil d'effet chronique de 2 ng/l proposé par ces mêmes auteurs. Les concentrations des autres estrogènes naturels (estrone et estriol) sont demeurées sous les seuils d'effet aigu. Par contre, la concentration moyenne d'estrone, qui représente de 10 à 17 % du seuil d'effet chronique de 6 ng/l proposé par Caldwell et autres (2012), ajoute environ 7 % à la pression estrogénique de l'hormone 17 β -estradiol, contre moins de 5 % pour l'estriol. Finalement, les concentrations de testostérone sont demeurées sous les limites de détection, sauf à deux reprises (annexe 3). Au cours de l'année 2010-2011, aucune hormone naturelle n'a été détectée dans les 31 échantillons prélevés à trois stations et les valeurs de phénols sont demeurées sous les seuils d'effet aigu.

Dans le cas de l'hormone synthétique 17 α -éthynylestradiol, à part deux résultats atypiques supérieurs à 20 ng/l en 2002, lorsque le développement de la méthode analytique n'était pas encore terminé (annexe 2), les valeurs sont toutes demeurées sous la limite de détection (< 2 ng/l). Celle-ci étant quatre fois plus élevée que le seuil sans effet aigu (0,5 ng/l), il n'est pas possible de statuer sur la présence ou l'absence d'effet estrogénique potentiel relié à cette hormone.

L'hormone 17 β -estradiol a été détectée dans 32 % des échantillons prélevés de 2003 à 2006, alors que les deux autres hormones naturelles, l'estrone et l'estriol, ont été détectées dans 10 % et 2 % des échantillons respectivement. Le taux de détection pour 17 β -estradiol dans les petits tributaires agricoles est semblable à celui rapporté dans l'étude du MDDEP (2011) à l'eau brute des prises d'eau potable de grandes rivières (Chaudière, Yamaska, L'Assomption, notamment) pour la même période (échantillons filtrés), mais trois fois plus élevé que celui que Berryman, Rondeau et Trudeau (2014) ont observé de 2006 à 2010 dans le fleuve et à l'embouchure des rivières des Outaouais, Richelieu et Saint-Maurice (échantillons filtrés les premières années). Les valeurs maximums observées dans les petits tributaires agricoles sont toutefois deux à trois fois plus élevées que celles des grandes rivières. Ces valeurs s'expliquent par la plus petite échelle de ces tributaires, qui favorise de plus fortes densités

d'élevage, ainsi qu'une proximité accrue des sources de contamination et de moins importantes dilutions.

Les concentrations de cholestérol et de coprostanol dans les petits tributaires agricoles ont montré des valeurs généralement supérieures à la limite de détection, comme dans le cas des grandes rivières (incluant le fleuve Saint-Laurent) suivies par Berryman, Rondeau et

Trudeau (2014). L'ordre de grandeur des valeurs maximums obtenues est également semblable.

Les concentrations des phénols sont toutes demeurées sous le seuil de toxicité aiguë du critère de qualité de l'eau du MDDEFP (2013) et les valeurs moyennes n'ont pas représenté plus de 3 % de la valeur du seuil de toxicité chronique.

Tableau 5 Concentrations d'hormones, de stérols et de phénols de 2003 à 2011

Type de composé	Substance chimique	LD (ng/l)	N	Fréquence (%)		Intervalle (ng/l)		Moyenne (ng/l)	CMM/SEC
				> LD	> SEA	Min	Max		
Résultats à 13 stations - période de 2003 à 2006 (filtration à 0,45 micron)									
Estrogènes	E1	0,5	163	10	0	< LD	18	0,6 à 1,0	0,10 à 0,17
	E2	1	163	32	20	< LD	36	3,1 à 3,8	1,7 à 1,9
	E3	2	163	2	0	< LD	28	0,3 à 2,2	< 0,01 à 0,04
	EE2	2	163	0	--	< LD	< LD	0 à 2	0 à 20
Androgène	TESTO	4	163	1	--	< LD	34	0,4 à 4,3	--
Stérols	CHOL	0,5	163	96	--	< LD	1500	97	--
	CPRO	1	163	3	--	< LD	13	0,2 à 1,1	--
	CPRL	4	163	75	--	< LD	360	35 à 36	--
	CPRN	4	159	28	--	< LD	52	4,1 à 7,0	--
Phénols	OCT	1	163	72	0	< LD	52	5,0 à 5,3	0,03
	NGT	1	162	83	0	< LD	620	60	0,01
	p-n-NP	0,5	163	1	--	< LD	0,6	0,004 à 0,5	--
	BPA	0,5	163	77	0	< LD	72	5,0 à 5,1	< 0,01
Résultats à 3 stations - période de 2010 à 2011 (échantillons non filtrés)									
Estrogènes	E1	0,6 - 0,7	31	0	0	< LD	< LD	0 à 0,6	0 à 0,10
	E2	1 - 1,4	31	0	0	< LD	< LD	0 à 1,1	0 à 0,57
	E3	2 - 2,9	31	0	0	< LD	< LD	0 à 2,3	0 à 0,04
	EE2	2 - 2,9	31	0	--	< LD	< LD	0 à 2,2	0 à 22
Androgène	TESTO	4 - 5,7	31	0	--	< LD	< LD	0 à LD	--
Stérols	CHOL	56 - 114	31	100	--	130	2 400	773	--
	CPRO	2 - 2,8	31	0	--	< LD	< LD	0 à LD	--
	CPRL	4- 5,7	31	97	--	< LD	760	116 à 117	--
	CPRN	4 - 5,7	31	87	--	< LD	140	33 à 34	--
Phénols	OCT	3,2 - 4,3	31	6	0	< LD	7,7	0,4 à 3,7	< 0,01 à 0,02
	NGT	84 - 114	31	6	0	< LD	300	17 à 107	< 0,01 à 0,02
	p-n-NP	2,1 - 2,9	31	0	--	< LD	< LD	0 à LD	--
	BPA	2,1 - 2,9	31	13	0	< LD	15	1,1 à 3,1	< 0,01
Estrogènes : E1 = estrone, E2 = 17β-estradiol, E3 = estriol, EE2 = 17α-éthynylestradiol; Androgène : TESTO = testostérone; Stérols : CHOL = cholestérol, CPRO = coprostan, CPRL = coprostanol, CPRN = coprostanone; Phénols : OCT = 4-ter-octylphénol, NGT = nonylphénol grade technique, p-n-NP = p-n-nonylphénol, BPA = bisphénol A.									

Note : LD = limite de détection de la méthode analytique; N = nombre d'échantillons; SEA = seuil d'effet aigu proposé par Caldwell et autres (2012); Min et max = valeur minimum et maximum mesurée; Moyenne = intervalle des valeurs moyennes de l'ensemble des données en remplaçant les valeurs sous la LD par 0 et par la valeur de la LD; CMM/SEC = rapport de la concentration moyenne mesurée sur le seuil d'effet chronique proposé par Caldwell et autres (2012).

La différence majeure entre les résultats obtenus au cours de la période de 2003 à 2006 comparativement à ceux de l'année 2010-2011 s'explique en partie par la variabilité interannuelle intrinsèque aux données de qualité de l'eau (figure 2a). Des changements méthodologiques en ce qui concerne les stations échantillonnées, la stratégie d'échantillonnage et la filtration des échantillons sont aussi à considérer. Il faut également noter les changements dans le mode de livraison des échantillons et dans la technique d'extraction des estrogènes, dont l'effet devrait cependant être négligeable, compte tenu des validations préalables faites par le laboratoire. D'autres facteurs comme des changements dans les pratiques agricoles (non documentés) ou dans l'occupation du territoire pourraient de plus contribuer à l'explication.

La stratégie d'échantillonnage retenue de 2003 à 2006, basée sur des tournées par le personnel du MDDELCC, a pu faciliter une meilleure synchronisation des prélèvements par rapport aux périodes d'épandage et aux événements de précipitations provoquant un ruissellement, comparativement à l'année 2010-2011 où les dates d'échantillonnage étaient fixées à l'avance. La livraison des échantillons au laboratoire s'est faite aussi plus rapidement. Un délai de livraison trop long peut entraîner une sous-estimation des concentrations d'estrogènes, ce qui ne devrait pas être le cas dans la présente étude.

En raison des dépassements des valeurs seuils d'effet à court et à long terme dans le cas de 17 β -estradiol et de l'effet additif de l'estrone et de l'estriol, les résultats pour ces estrogènes naturels sont présentés de façon plus détaillée, sous forme graphique, dans la suite du rapport. Une représentation graphique est également retenue pour certains résultats de stéroïdes, compte tenu de leur intérêt comme indicateurs de sources fécales d'origine animale et humaine dans les petits tributaires agricoles.

Compilation globale par année et par mois

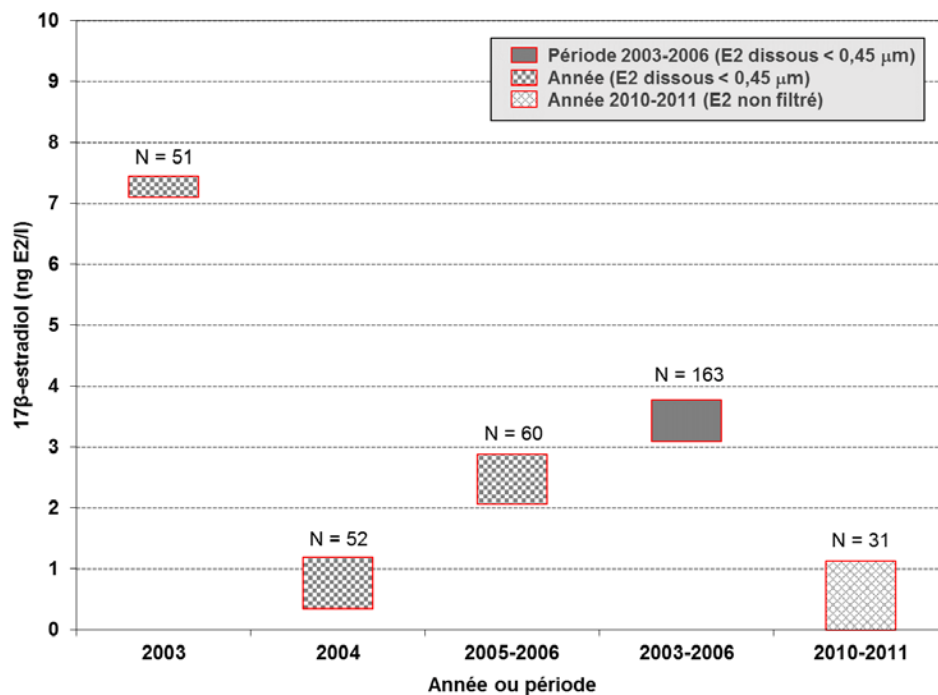
La compilation des résultats de stéroïdes et de phénols par année et par mois montre les variations interannuelles et mensuelles et facilite

leur compréhension. Les résultats par mois permettent aussi de mettre en évidence les périodes plus à risque pour les poissons. Pour les résultats d'E2 par mois, ceux de l'année 2010-2011 n'ont pas été retenus dans la représentation graphique des données, en raison de la différence dans la filtration des échantillons.

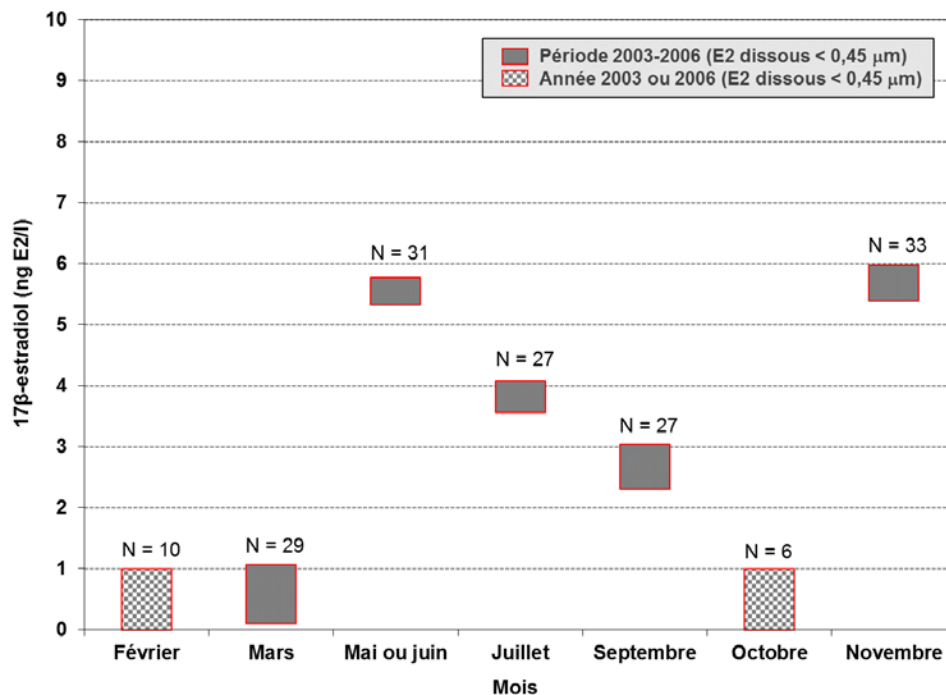
Les hormones

Au cours des années 2003 et 2005-2006, les concentrations de 17 β -estradiol (< 0,45 μ m) ont montré un intervalle de valeurs moyennes pour l'ensemble des stations supérieur à 7 ng/l et 2 ng/l respectivement, alors que pour l'année 2004, l'intervalle des valeurs a été inférieur à 2 ng/l (figure 2a). En considérant la période de 2003 à 2006 au complet, l'intervalle des concentrations moyennes dépasse la valeur du seuil d'effet chronique de 2 ng/l proposée par Caldwell et autres (2012). Durant cette période, l'intervalle des concentrations moyennes de 17 β -estradiol a dépassé 2 ng/l au cours des mois de mai ou juin, juillet, septembre et novembre, alors qu'il est demeuré inférieur à 2 ng/l en mars, de même qu'en octobre et février, deux mois au cours desquels il y a eu moins d'échantillonnage (figure 2b). Les valeurs d'estrone ont été plus élevées au cours des années 2003 et 2005 et des mois de novembre et de juillet, alors que celles d'estriol ont toutes été sous la limite de détection, sauf en juillet 2005 (annexe 3). Au cours de l'année 2010-2011, les valeurs de 17 β -estradiol, d'estrone et d'estriol (échantillons non filtrés) ont toutes été sous la limite de détection (annexe 4). Sauf à deux stations en juillet 2002, les valeurs d'EE2 sont toutes demeurées sous la limite de détection.

L'étude du MDDEP (2011) avait aussi montré, pour la période de 2003 à 2006, des valeurs de 17 β -estradiol à l'eau brute provenant des rivières Chaudière, Yamaska et L'Assomption plus élevées en 2003, ainsi que des valeurs plus élevées en période estivale, celles en période hivernale étant toutes sous la limite de détection. Aucune valeur des autres hormones naturelles E1 et E3 ni de l'hormone de synthèse EE2 n'avait été détectée à l'eau brute de ces trois rivières.



a) Intervalle des concentrations moyennes par année ou période



b) Intervalle des concentrations moyennes par mois

Figure 2 Concentrations annuelles et mensuelles de 17β-estradiol pour l'ensemble des stations

Note : L'intervalle des concentrations moyennes a été calculé en remplaçant les valeurs sous la limite de détection (LD) de la méthode analytique par zéro pour la valeur inférieure et par la LD pour la valeur supérieure. N = nombre d'échantillons.

Les mois où sont observés les intervalles de valeurs moyennes d'estrogènes les plus élevés suivent des périodes où un fort pourcentage des déjections animales est épandu. Ces mois correspondent aussi à la période de reproduction ou de début de vie de plusieurs espèces de poissons (annexe 5), où ceux-ci sont plus sensibles à une exposition aux substances à effet estrogénique (Lahnsteiner et autres 2006; Nimrod et Benson, 1998). Les niveaux d'estrogènes mesurés sont proches des seuils d'effets sur la production de vitellogénine ou sur la reproduction, observés en laboratoire chez plusieurs espèces de poissons. (Gross-Sorokin, Roast et Brighty, 2004; 2006; Caldwell et autres, 2012). Parmi les effets rapportés, on note la diminution du volume et de la fertilité du sperme (Lahnsteiner et autres, 2006) et un biais dans la proportion de mâles et de femelles à la suite d'une exposition précoce (Gross-Sorokin, Roast et Brighty, 2004). Les autres organismes aquatiques sont en général nettement moins sensibles que les poissons (Caldwell et autres, 2012).

Des facteurs hydro-climatiques et agronomiques, comme le nombre d'épisodes de précipitations provoquant un ruissellement ou un écoulement des drains souterrains et le délai entre les épandages de déjections animales et ces épisodes, entraînent une variabilité interannuelle des valeurs d'estrogènes dans les cours d'eau. La synchronisation des échantillonnages par rapport à ces épisodes peut aussi influencer les résultats, compte tenu du nombre limité d'échantillons prélevés par station dans le contexte du suivi exploratoire réalisé. L'annexe 6 illustre la variabilité des conditions hydrologiques et des valeurs d'E1, d'E2, d'E3 et de testostérone lors des échantillonnages aux stations des rivières Bras d'Henri et Bourbon et du ruisseau du Portage.

D'autres facteurs liés à la gestion des effluents d'élevage, comme les périodes où s'effectuent le stockage des déjections animales en amas et dans les aires d'alimentation, le pâturage, l'accès du bétail au cours d'eau et l'épandage des déjections animales, peuvent davantage expliquer les variations observées entre les mois où sont réalisés les échantillonnages. La forte proportion des épandages au mois de mai (annexe 5) contribue particulièrement aux valeurs d'E2 plus élevées en mai ou juin. Les rejets humains sont moins susceptibles de montrer des variations entre les mois étant donné leur apport ponctuel, relativement constant au cours de l'année.

Au cours de la période de 2003 à 2006, en raison de la filtration des échantillons, les résultats analytiques n'incluaient pas la fraction particulaire ($> 0,45 \mu\text{m}$), qui pourrait contenir une proportion non négligeable des estrogènes présents dans l'eau des tributaires agricoles, à la suite de ruissellement des parcelles agricoles. Dans les lisiers porcins et de poules pondeuses, par exemple, environ la moitié des estrogènes naturels sont dans la fraction particulaire ($> 1,2 \mu\text{m}$) (Hutchins et autres, 2007). Zhao et autres (2010) rapportent pour leur part qu'environ 90 % des estrogènes des lisiers de porcs sont associés aux particules de plus de $0,7 \mu\text{m}$. Mansell et autres (2011) ont aussi observé que près de la moitié des estrogènes du ruissellement simulé de parc d'engraissement de bouvillons de boucherie était dans la fraction particulaire ($> 1,0 \mu\text{m}$). Cependant, l'absence de détection d'estrogène dans les échantillons prélevés au cours de l'année 2010-2011 dans trois tributaires, malgré la prise en compte de la fraction particulaire, suggère que des facteurs hydro-climatiques, agronomiques ou d'échantillonnage, comme le délai du prélèvement par rapport aux dates d'épandage de déjections animales ou aux précipitations, prédominent.

Les stéroïdes

Aux dix stations échantillonnées régulièrement, la valeur moyenne du cholestérol en 2004 (60 ng/l) a été plus faible que celles de 2003 (92 ng/l) et 2005 (196 ng/l). La valeur moyenne du coprostanol, par contre, a été plus faible en 2003 (14 ng/l) qu'en 2004 (21 ng/l) et 2005 (82 ng/l). En moyenne, les valeurs de ces deux stéroïdes ont été plus élevées au cours des mois de juillet et septembre, contrairement aux estrogènes, dont les valeurs ont été plus élevées en mai et novembre. En 2010-2011, les échantillons non filtrés provenant des trois stations échantillonnées ont présenté une valeur moyenne annuelle plus élevée pour le cholestérol (783 ng/l) et le coprostanol (119 ng/l).

Le ratio coprostanol/cholestérol, établi à partir d'une compilation mensuelle des valeurs moyennes de coprostanol et de cholestérol aux treize stations échantillonnées de 2003 à 2006 (résultats non présentés), est de 0,5 pour les mois de février, mars et novembre, ce qui suggère une contribution relative des apports humains plus importante en période hivernale. De mai à octobre, par contre, ce ratio est plus faible (0,3 en moyenne), ce qui est cohérent avec

une contribution prédominante des apports agricoles à cette période. Ce résultat concorde avec ceux de Patoine et D'Auteuil-Potvin (2015), qui ont observé une contamination bactériologique de source agricole plus importante en été et une contribution relative plus importante pour les humains en hiver.

Les phénols

Les valeurs moyennes annuelles et mensuelles de phénols n'ont pas dépassé 10 ng/l dans le cas de l'OCT et du BPA, et 100 ng/l pour le NTG. Elles ont montré peu de variation entre les années et les mois où sont réalisés les échantillonnages.

3.1.2 Résultats par station

Résultats pour les hormones

Les résultats de la compilation des concentrations d'hormones par station permettent d'identifier les tributaires ayant un potentiel estrogénique, ainsi que l'importance de ce potentiel. L'estrogène naturel 17 β -estradiol présente les concentrations les plus élevées, suivi par l'estrone et l'estriol, surtout en 2003 et 2005. Une détection a été observée à six stations seulement en 2004 (annexe 3) et à aucune station en 2002 et au cours de l'année 2010-2011 (annexe 4). L'estrogène de synthèse EE2 a été détecté en 2002 (annexe 2) et la testostérone, en 2003 et 2005, une fois seulement à deux stations au sud de Québec (annexe 3).

L'intervalle des concentrations moyennes de 17 β -estradiol mesurées à chacune des quinze stations est illustré à la figure 3. Aux treize stations suivies au cours de la période de 2003 à 2006, les concentrations moyennes ont dépassé la valeur de 1 ng/l, proposée comme seuil sans effet pour le Royaume-Uni (Williams et autres, 2008). Le seuil d'effet chronique à long terme de 2 ng/l proposé par Caldwell et autres (2012) pour l'Amérique du Nord et l'Europe a été dépassé à plus de la moitié de ces stations.

Les valeurs individuelles de 17 β -estradiol les plus élevées ont été généralement observées aux stations drainant les bassins versants supportant

les plus fortes densités animales (tableaux 3 et 4), pour la période de 2003 à 2006. En effet, les stations situées au sud de Québec, qui supportent les plus fortes densités animales, ont présenté des valeurs maximales de 13 à 36 ng E2/l (annexe 3), supérieures à celles situées au nord de Montréal (9 à 21 ng E2/l). Cependant, les valeurs de 17 β -estradiol mesurées à trois stations pendant l'année 2010-2011 ont toutes été sous la limite de détection. Cela a également été le cas en 2004, à quatre stations comportant de fortes densités animales, au sud de Québec.

Au cours de la période de 2003 à 2006, les concentrations de 17 β -estradiol ont souvent dépassé la limite de détection (1 ng/l) et la valeur de 2 ng/l à chacune des treize stations (figure 4). Aux dix stations suivies régulièrement durant cette période, les concentrations de 17 β -estradiol ont dépassé le seuil d'effet aigu à court terme de 5 ng/l proposé par Caldwell et autres (2012) dans 7 à 30 % des échantillons, selon la station (figure 4).

Les valeurs moyennes de 17 β -estradiol supérieures à 2 ng/l ainsi que la présence de valeurs individuelles supérieures à 5 ng/l à la majorité des stations indiquent que l'eau des petits tributaires agricoles peut présenter un potentiel estrogénique susceptible d'affecter les espèces aquatiques les plus sensibles, notamment les poissons. À ce potentiel s'ajoute celui des autres estrogènes ainsi que celui des formes particulières (> 0,45 μ m) non mesurées au cours de la période de 2003 à 2006.

Les valeurs d'estrone (annexe 3), divisées par trois pour déterminer leur potentiel estrogénique sur une base comparable à 17 β -estradiol, ajoutent environ 0,1 à 0,3 ng/l en équivalent E2 aux concentrations moyennes de 17 β -estradiol mesurées aux stations des rivières Boyer Sud, Boyer Nord, des Îles Brûlées et Bras d'Henri et des ruisseaux du Portage, Vacher et Saint-Pierre. Les trois seules valeurs d'estriol supérieures à la limite de détection ajoutent moins de 0,05 ng/l en équivalent E2 aux concentrations moyennes des rivières Boyer Nord, des Îles Brûlées et Bras d'Henri. L'ajout de l'effet estrogénique de l'estrone et de l'estriol a peu d'effet sur les pourcentages de dépassement du seuil de 5 ng/l.

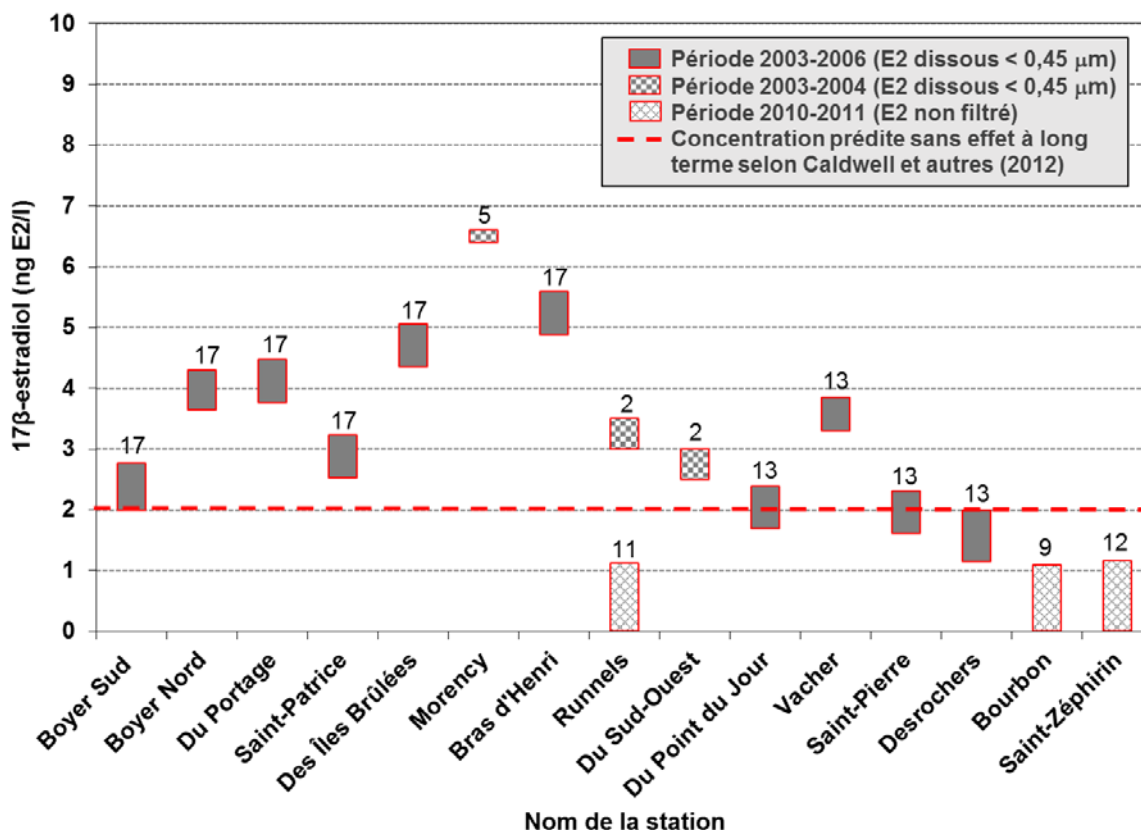


Figure 3 Intervalle des concentrations moyennes de 17β-estradiol aux stations de qualité de l'eau

Note : L'intervalle des concentrations moyennes a été calculé en remplaçant les valeurs sous la limite de détection (LD) de la méthode analytique par zéro pour la valeur inférieure et par la LD pour la valeur supérieure. Le nombre d'échantillons par station est indiqué au-dessus des boîtes d'intervalles de concentrations.

Les prélèvements effectués à la fin mai, au début du mois de juin et en juillet, après l'épandage de la proportion la plus importante de déjections animales, ont montré des valeurs élevées de 17β-estradiol en 2003 et en 2005 à plusieurs stations, alors que les valeurs ont été faibles ou sous la limite de détection en 2004 et en 2010. La comparaison de la synchronisation des prélèvements avec les débits instantanés et des résultats analytiques à certaines stations (annexe 6) suggère que l'hydrologie peut expliquer les valeurs élevées dans certains cas seulement. L'absence de relation significative entre les débits moyens journaliers et les concentrations de 17β-estradiol va dans le même sens.

En novembre 2003, l'échantillonnage de la rivière Bras d'Henri lors d'une hausse importante de débit (figure A6.2, à l'annexe 6) a permis de mesurer les valeurs les plus élevées de 17β-estradiol et la seule valeur détectable de testostérone à cette station.

L'information basée sur les registres d'épandage reçus au MDDELCC indique que les épandages de déjections animales étaient terminés depuis plusieurs semaines (annexe 5). Toutefois, des épandages plus tardifs ont pu être réalisés chez les producteurs agricoles n'ayant pas fourni leur registre. Les cinq autres stations échantillonnées à la même date au sud de Québec ont aussi montré des valeurs de 17β-estradiol élevées, ce qui suggère que les conditions hydrologiques favorisant le ruissellement lors de l'échantillonnage pourraient être un facteur influent dans ce cas. Par contre, les valeurs mesurées aux six autres stations dans la région de Montréal, échantillonnées une semaine plus tard dans des conditions hydrologiques différentes, étaient également élevées, ce qui suggère que d'autres facteurs, comme la température et l'humidité du sol, les sédiments ou la variabilité du contenu en estrogènes des déjections animales, pourraient aussi influencer les résultats.

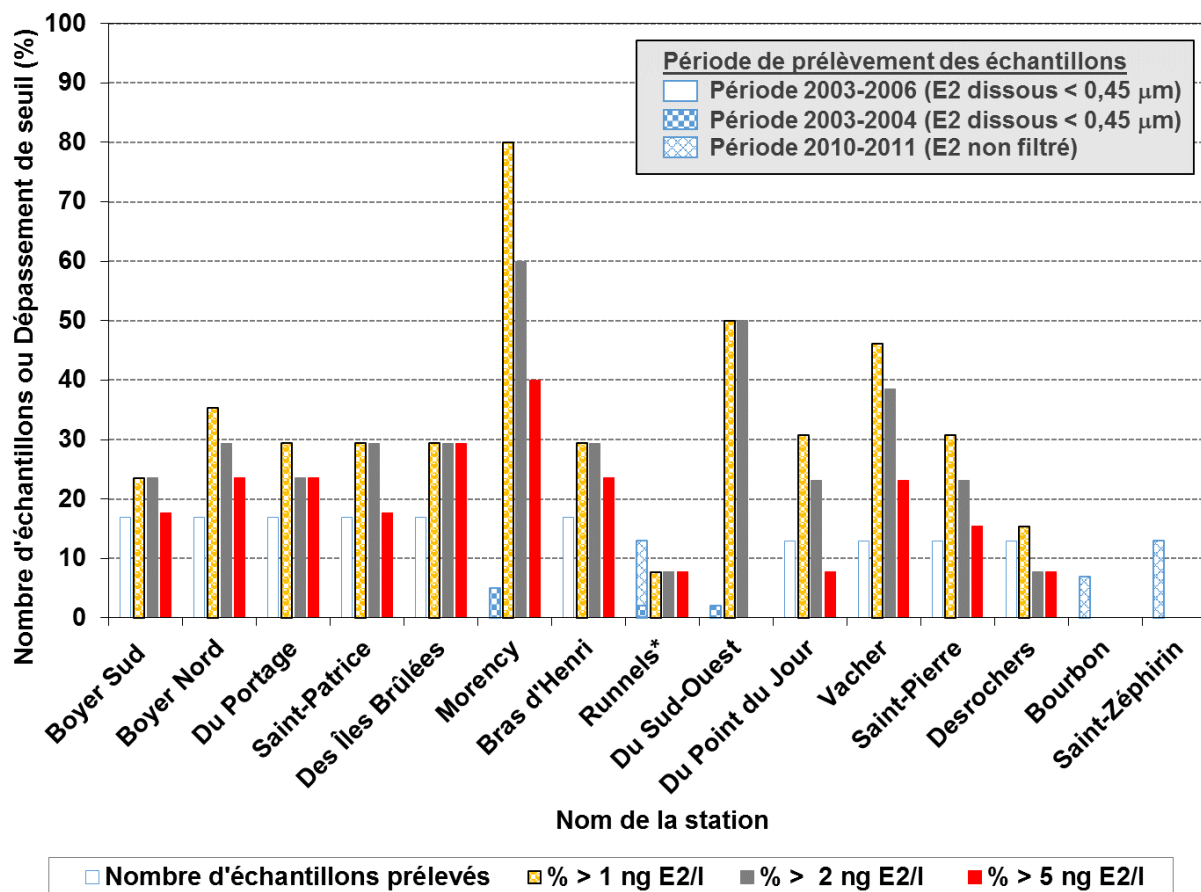


Figure 4 Fréquence de dépassement des seuils pour 17β-estradiol aux stations de qualité de l'eau

Note : Dans le cas du ruisseau Runnels (station suivie d'un astérisque), les dépassements des seuils de détection de 1 ng/l et de concentration prédite sans effet à long terme de 2 ng/l et à court terme de 5 ng/l, selon Caldwell et autres (2012), ont été déterminés à l'aide des deux valeurs d'E2 dissous (filtration à 0,45 µm) de la période 2003-2004 et des onze valeurs non filtrées de l'année 2010-2011.

Blunt et autres (2017) indiquent que la présence d'oxygène favorise la dégradation d'E2 en estrone par les microorganismes et qu'une réduction de l'estrone en E2 peut se produire en condition de manque d'oxygène. Dans les sols agricoles, des conditions anoxiques sont rencontrées en profondeur et peuvent aussi être présentes en surface lorsque le sol est saturé en eau. Raman et autres (2001) ont de plus observé que les estrogènes totaux (E1+E2) se dégradent moins vite à basse température. Ainsi, les variations dans les conditions de température et d'humidité des sols selon les mois et selon les années pour un même mois comptent parmi les facteurs qui pourraient expliquer les variations interannuelles et mensuelles observées.

Résultats pour les stéroïdes

Les résultats pour le cholestérol, un stéroïde précurseur des estrogènes, et pour un de ses dérivés stanols, le coprostanol, sont présentés par station en raison de leur présence en quantité et en proportion variables dans les déjections selon les espèces animales et les humains. Cette propriété des stéroïdes et des stanols, combinée à leur persistance dans l'environnement, peut aider à déterminer l'origine de la contamination fécale dans les tributaires agricoles.

Au cours de la période de 2003 à 2006, où seule la fraction dissoute des échantillons (filtration à 0,45 µm) était analysée, les valeurs moyennes par station ont varié de 33 à 222 ng/l dans le cas du cholestérol et de 5 à 72 ng/l dans le cas du coprostanol (figure 5). Au cours de la

période 2010-2011, où les analyses ont été faites sur l'échantillon entier (non filtré), les trois stations échantillonnées ont montré des valeurs moyennes beaucoup plus élevées pour le cholestérol (Bourbon : 333 ng/l; Saint-Zéphirin : 1 033 ng/l; Runnels : 745 ng/l). Dans le cas du coprostanol, les valeurs moyennes obtenues (Bourbon : 28 ng/l; Saint-Zéphirin : 139 ng/l; Runnels : 147 ng/l) étaient aussi globalement plus élevées, à deux stations notamment.

Même si le groupe de stations suivies au cours des deux périodes diffère, la prise en compte de la forme particulaire dans la seconde période (2010-2011) peut expliquer en bonne partie les valeurs plus élevées obtenues. Le cholestérol et le coprostanol sont en effet plus susceptibles que les estrogènes de se retrouver en plus grande

concentration dans la fraction particulaire, prise en compte par l'extraction en phase liquide (Furtula et autres, 2012b), en raison de leur plus faible solubilité dans l'eau (Yang et autres, 2012). Les mécanismes de production et les propriétés chimiques propres aux stéroïdes et aux estrogènes contribuent à expliquer les différences dans les résultats obtenus selon les périodes et la plus grande variabilité des résultats pour les estrogènes, qui n'ont pas été détectés en 2010-2011. Une analyse de corrélation entre les valeurs de stéroïdes et d'estrogènes aux dix stations suivies régulièrement de 2003 à 2006 (résultats non présentés) n'a pas permis de mettre en évidence de lien significatif entre ces substances chimiques, en raison de leur comportement différent en milieu aquatique.

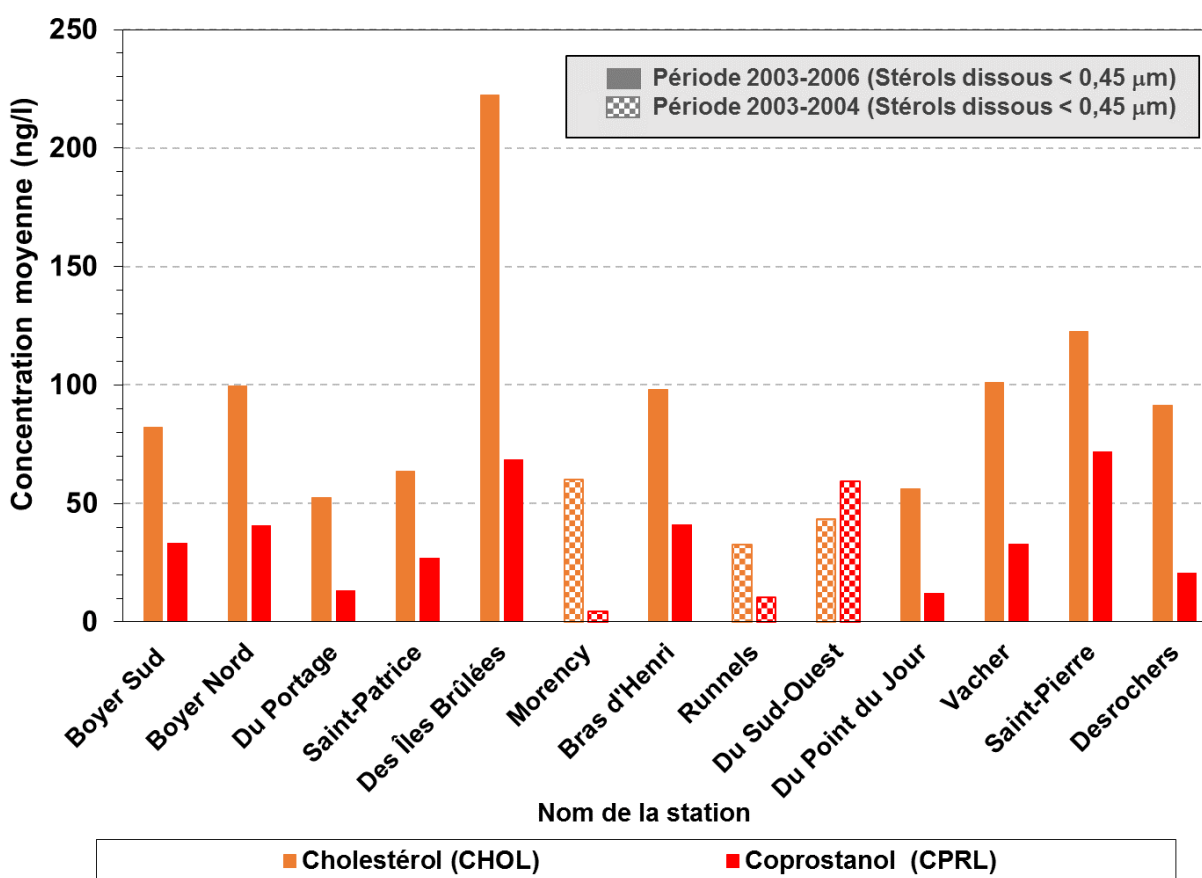


Figure 5 Concentration moyenne de cholestérol et de coprostanol aux stations de qualité de l'eau pour la période de 2003 à 2006

Note : La concentration moyenne a été calculée en remplaçant les valeurs sous la limite de détection (LD) de la méthode analytique par la moitié de la LD.

En raison de son origine fécale découlant de la dégradation du cholestérol dans l'intestin de la plupart des animaux et des oiseaux, le coprostanol a été utilisé comme biomarqueur d'une contamination d'origine animale dans l'environnement (Leeming et autres, 1996; Furtula et autres, 2012a). Sa forme particulière a été privilégiée étant donné sa faible solubilité dans l'eau. Gruau et autres (2004), par exemple, ont observé une migration et une persistance du coprostanol dans un sol fertilisé au lisier de porcs. Ils ont aussi observé que le rapport entre la concentration de coprostanol et de cholestanone (non mesurée dans la présente étude) dans les fractions particulières de l'eau des rivières était lié à la densité de porcs dans leurs bassins versants. Le cholestérol, même s'il n'est pas uniquement d'origine fécale, a aussi été utilisé avec le coprostanol comme marqueur des sources de contamination humaine. Un rapport coprostanol/cholestérol supérieur à 0,5 a été utilisé dans certaines études pour déterminer les sources humaines de contamination fécale (Furtula et autres, 2012a; 2012b). Cependant, dans le cas de contamination d'origine à la fois humaine et animale, ce rapport peut être biaisé par l'apport provenant des animaux.

Le ratio coprostanol/cholestérol est en effet plus faible chez les bovins et autres ruminants ainsi que chez les volailles, mais plus élevé chez les monogastriques dont l'homme fait partie, mais aussi le porc. Marvin et autres (2001) ont mesuré un ratio coprostanol/cholestérol de 4 à 6 dans des lisiers porcins et un effluent d'égout combiné en Ontario. Le ratio coprostanol/cholestérol mesuré en juillet 2002 dans les eaux de drainage souterrain de quatre parcelles à Saint-Lambert, au Québec (annexe 2), qui est de 3,1, 0,25 ou 0,12 selon que la parcelle avait été fertilisée à l'aide de lisier de porcs, de fumier de bovins laitiers ou de fumier de volailles, va dans le même sens.

Parmi les dix stations suivies au cours de la période de 2003 à 2006 (filtration à 0,45 µm), seule celle du ruisseau Saint-Pierre a montré un rapport coprostanol/cholestérol supérieur à 0,5 pour plus de la moitié des échantillons (annexe 3). Le bassin versant drainé à cette station comporte la plus forte densité humaine et la plus faible densité animale.

Par ailleurs, l'examen des résultats par date d'échantillonnage montre treize valeurs individuelles de coprostanol dissous (< 0,45 µm) dépassant celles de cholestérol (annexe 3), principalement aux stations supportant des

bassins versants où l'élevage porcin est important (tableau 4). Cinq de ces valeurs sont survenues lors de l'échantillonnage de novembre 2005, où des concentrations élevées d'estrone ont été observées à plusieurs stations. Haack et autres (2015) ont aussi mesuré, dans l'eau non filtrée d'un ruisseau drainant 33 km², jusqu'à 3 km en aval d'un déversement de déjections porcines, des valeurs de coprostanol supérieures au cholestérol 25 jours après le déversement.

Malgré la faible solubilité du cholestérol et du coprostanol, leur concentration mesurée dans la fraction dissoute (filtration à 0,45 µm) de l'eau des tributaires est suffisante pour être généralement détectée (tableau 5). De plus, les valeurs de ces deux substances mesurées dans les petits tributaires ont tendance à augmenter avec la densité animale ou humaine dans les bassins versants.

Résultats pour les phénols

Les concentrations d'OCT et de BPA les plus élevées ont été mesurées aux stations des ruisseaux Saint-Pierre et du Point du Jour. Dans le cas des NTG, les valeurs les plus élevées ont été observées aux stations des ruisseaux du Portage et Vacher et des rivières Bras d'Henri et Boyer Nord (annexes 3 et 4). Dans ces bassins versants, les sources potentielles de phénols sont surtout liées à l'activité humaine, mais peuvent provenir de produits aussi utilisés en agriculture, comme les détergents et les produits phytosanitaires.

3.2 Contribution de l'agriculture à la contamination

Afin de mieux connaître la contribution de l'agriculture aux concentrations d'estrogènes mesurées dans les petits tributaires agricoles, deux approches complémentaires sont retenues. La première consiste à estimer les charges d'estrogènes au cours d'eau à l'aide des concentrations et des débits mesurés et à soustraire de ces charges celles estimées pour les humains pour obtenir une charge « agricole et autre ». La seconde consiste à étudier les liens entre les indicateurs de qualité de l'eau et les indicateurs de pression agricole et humaine compilés pour les bassins versants. Dans le cas des stéroïdes, les ratios entre le cholestérol et le coprostanol sont aussi utilisés pour aider à déterminer l'origine de la contamination.

3.2.1 Estimation des charges d'estrogènes

La charge moyenne annuelle de 17 β -estradiol dans la fraction dissoute (< 0,45 μ m) estimée aux dix stations suivies régulièrement au cours de la période de 2003 à 2006 a varié de l'ordre de 40 à 300 g/an pour les six stations situées au sud de Québec et de 10 à 50 g/an pour celles au nord de Montréal. Le coefficient de variation et l'intervalle de confiance autour de la valeur moyenne pour le cours d'eau sont toutefois élevés, en raison notamment du nombre limité de résultats analytiques disponibles pour le calcul des charges (annexe 7). Les charges calculées donnent néanmoins un ordre de grandeur valable à des fins de comparaison aux charges estimées pour les humains.

La charge spécifique de 17 β -estradiol véhiculée par le cours d'eau, estimée en divisant la charge moyenne annuelle par la superficie drainée à la station d'échantillonnage, se situe dans la gamme de 0,5 à 5 g/km². Elle dépasse la charge admissible, obtenue du produit du débit moyen annuel par la concentration prédite sans effet à long terme de 2 ng/l proposée par Caldwell et autres (2012), aux six stations situées au sud de Québec et possiblement à l'une des quatre stations au nord de Montréal (figure 6 et annexe 8).

L'estimation de la charge des populations humaines dans ces bassins versants, en considérant un apport annuel des rejets traités de 1 mg E2 par personne (déterminé selon la méthode décrite au bas de l'annexe 8), suggère qu'elle représente moins de 5 % de la charge estimée aux six stations au sud de Québec et moins de 15 % de celle aux quatre stations au nord de Montréal. La charge « agricole et autre » obtenue en soustrayant cette charge humaine de la charge estimée au cours d'eau inclut, en plus des sources agricoles, les sources naturelles et d'activités non agricoles. La charge d'origine naturelle ne devrait pas être élevée dans les dix tributaires agricoles. Étant donné l'absence d'autres sources importantes de 17 β -estradiol dans les petits bassins versants étudiés, comme des piscicultures ou des abattoirs, les sources agricoles constituent vraisemblablement la majeure partie de la charge de 17 β -estradiol mesurée dans ces cours d'eau (figure 6 et annexe 8). Les valeurs élevées d'autres paramètres de qualité de l'eau dans ces bassins versants, comme l'azote, le phosphore et les coliformes fécaux (Patoine et D'Auteuil-Potvin, 2013; 2015), tendent à confirmer l'origine surtout agricole de la contamination.

La charge moyenne annuelle « agricole et autre » de 17 β -estradiol dissous (figure 6), si on l'exprime par rapport à la superficie recevant des déjections animales dans le bassin versant, représente, selon la station, de 25 à 178 mg par hectare (78 mg et 50 mg, en moyenne, aux stations au sud de Québec et au nord de Montréal respectivement). Si on l'exprime par rapport à la superficie en agriculture, cette charge représente de 10 à 82 mg par hectare selon la station (49 mg et 13 mg, en moyenne, aux stations au sud de Québec et au nord de Montréal respectivement). Pour les six bassins versants au sud de Québec et ceux des ruisseaux Vacher et Desrochers, cette charge représente, selon la station, entre 1 et 10 % du rejet de 17 β -estradiol par les élevages, estimé en multipliant leur cheptel (tableau 4) par les données d'émission de 17 β -estradiol à l'entreposage de Raman et autres (2004) pour les élevages porcins et de bovins laitiers et par celles de Mathur et Common (1969) pour les déjections fraîches de volailles (résultats non présentés).

Aux sept stations comportant des valeurs d'estrone ou d'estriol supérieures à la limite de détection (annexe 3), la charge totale d'estrogènes naturels en équivalent E2 ($E1/3 + E2 + E3/30$) a aussi été calculée à l'aide du logiciel FLUX32, en remplaçant les valeurs sous la limite de détection par la moitié de la limite de détection (résultats non présentés). La même stratification en deux saisons, utilisée pour le calcul de la charge de 17 β -estradiol, a été retenue. L'ajout de l'estrone et de l'estriol augmente la charge moyenne annuelle d'estrogènes de 3 à 15 % et diminue son coefficient de variation de 3 à 25 %, selon la station. Les estrogènes sous d'autres formes que 17 β -estradiol peuvent donc contribuer au potentiel estrogénique de l'eau des petits tributaires agricoles, mais à un niveau moindre. L'estrogène de synthèse EE2, non détecté au cours de la période, n'a pas été considéré.

Les charges moyennes annuelles basées sur une période de trois années (avril 2003 à mars 2006), obtenues dans la présente étude, sont cohérentes avec celles mesurées de janvier 2009 à mai 2010 dans le cadre d'un suivi intensif par Gall et autres (2014) dans trois fossés drainant une superficie de 387 à 612 ha au Centre de recherche et d'éducation en sciences animales de Perdue, dans le nord de l'Indiana. Les charges par hectare aux deux fossés drainant des superficies fertilisées principalement avec des déjections bovines ont varié, selon la station, de 3,5 à 7,5 mg pour 17 β -estradiol et de 9,0 à 22,2 mg pour l'estrone, ce qui totalise de 6,5 à 14,9 mg en équivalent E2.

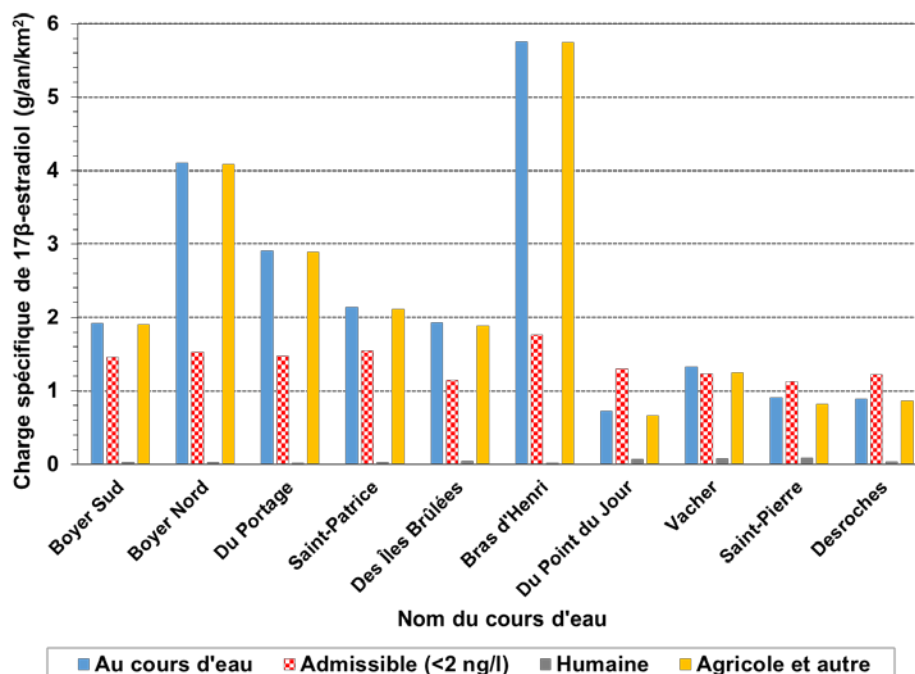


Figure 6 Charge spécifique de 17β-estradiol aux stations de qualité de l'eau

Note : La charge « Au cours d'eau » a été calculée à l'aide du logiciel FLUX32, en remplaçant les valeurs sous la limite de détection (LD) de la méthode analytique par la moitié de la LD. La charge « Admissible » correspond au produit du débit moyen annuel estimé à la station de qualité de l'eau par la concentration sans effet à long terme de 2 ng E2/l. La charge « Humaine » a été estimée en multipliant la densité de population du bassin versant drainé à la station par un rejet annuel de 1 mg E2 par personne. La charge « Agricole et autre » correspond à la différence entre la charge au cours d'eau et la charge humaine.

Les charges au fossé drainant des superficies fertilisées principalement aux déjections porcines et de volailles ont représenté 22,4 mg pour 17β-estradiol et 24,5 mg pour l'estrone, ce qui totalise 30,6 mg en équivalent E2. La charge d'estrogènes totaux (E1 + E2 + E3) mesurée aux trois fossés a représenté entre 0,6 % et 3,1 % de la quantité épandue. La comparaison aux résultats de cette étude sur 17 mois est à titre indicatif seulement, en raison notamment de l'importante variabilité interannuelle caractérisant les concentrations et les charges d'estrogènes et des étés plus chauds de la zone continentale humide où se situe le centre de recherche.

Dans le cas des rejets humains, en considérant un apport annuel au cours d'eau de 1 mg d'estrogènes (en équivalent E2) par personne (annexe 8) et une valeur d'excrétion moyenne journalière d'estrogènes de 0,025 mg calculée à l'aide des valeurs rapportées par Laurenson et autres (2014) pour la population américaine, on peut estimer qu'environ 10 % de la quantité d'estrogènes excrétés se rend au cours d'eau. Le calcul du rejet au cours d'eau à l'aide des

pourcentages moyens d'enlèvement des hormones E1, E2, EE2 et E3 des eaux usées au moyen d'un traitement secondaire, présentés par Anderson et autres (2012), donne une valeur de 1,9 mg par personne cohérente avec celle retenue (annexe 8). Cette valeur concorde également avec celles de concentrations et d'enlèvement des hormones dans les installations septiques présentées dans la revue de Schaidler, Rodgers et Rudel (2017). Le bilan de masse réalisé par Yang et autres (2016) sur une période de huit mois pour une installation septique en Floride suggère toutefois que des apports d'estrogènes plus importants pourraient survenir sous certaines conditions, puisqu'une concentration moyenne de 17β-estradiol de l'ordre de 20 ng/l a été mesurée dans l'eau de lixiviation des drains sans que cette hormone soit détectée dans la fosse septique. Les auteurs attribuent cette présence de 17β-estradiol à une accumulation consécutive à un apport répété d'estrogènes ou à une transformation d'estrone en E2, ou encore à une déconjugaison par les microorganismes fécaux présents dans les eaux usées domestiques.

3.2.2 Liens entre les indicateurs de pression agricole et de qualité de l'eau

Les dix petits tributaires échantillonnés régulièrement au cours de la période de 2003 à 2006 ont été retenus pour l'analyse des liens entre les indicateurs de pression des bassins drainés aux stations de qualité de l'eau et les concentrations moyennes de stéroïdes et de phénols dissous ($< 0,45 \mu\text{m}$). Les concentrations moyennes ont été calculées à l'aide de toutes les données de la période, en remplaçant les valeurs sous la limite de détection par la moitié de la limite de détection. Dans le cas de 17β -estradiol, les données à toutes les stations échantillonnées ont aussi été utilisées pour analyser, par date ou par semaine d'échantillonnage, les liens avec les indicateurs de pression des bassins versants.

L'analyse, à l'aide du test non paramétrique de Spearman, des corrélations entre les indicateurs de pression des bassins versants et les concentrations moyennes de stéroïdes et de phénols, a montré un lien positif significatif entre les estrogènes naturels estrone et 17β -estradiol et chacun des indicateurs agricoles présentés à l'annexe 9. Parmi les stérols, seul le coprostan présente un lien avec certains indicateurs agricoles. Les seules substances ayant montré un lien positif avec la DH sont le 4-ter-octylphénol et le bisphénol A. Ces liens ont été confirmés à l'aide du test paramétrique de Pearson pour la plupart des indicateurs, dans les cas où les résidus de la relation entre les variables ont passé le test de normalité de Shapiro-Wilk (tableau A9.1, à l'annexe 9). L'estriol et la testostérone ont aussi montré des corrélations significatives avec plusieurs indicateurs agricoles, mais ces résultats ne sont pas présentés parce qu'ils sont basés sur un très faible pourcentage de valeurs au-dessus de la limite de détection. Les résultats présentés tendent à confirmer l'importance de la contribution des activités d'élevage à la contamination des cours d'eau par les estrogènes et l'origine anthropique des phénols.

Le lien entre 17β -estradiol et la DABovin est plus fort ($r > 0,75$; $p < 0,01$) qu'avec la DAporcine ou la Sdéj ($r > 0,65$; $p < 0,10$). Ce résultat est cohérent avec le fait que l'épandage est la seule source d'apport de déjections porcines aux cours d'eau en présence d'entreposage étanche, alors que l'accès du bétail au cours d'eau et les amas de fumier de bovins constituent des sources additionnelles de transport de déjections bovines. De plus, l'accès des bovins au pâturage permet le dépôt de déjections fraîches,

plus susceptibles de contenir des estrogènes sous la forme de 17β -estradiol que les déjections entreposées durant une longue période. Un fort lien a aussi été obtenu entre la concentration moyenne d'estrone et la densité d'élevage porcin et bovin. Ce fort lien avec la DAporcine est cohérent avec les valeurs d'estrone élevées obtenues dans certains échantillons où les valeurs de coprostanol excédaient le cholestérol.

L'analyse par date ou semaine d'échantillonnage pour 17β -estradiol, à l'aide du test de Pearson (résultats non présentés), a montré un lien positif significatif au seuil de 5 % entre cet estrogène et chacun des indicateurs agricoles en juillet 2005 ($n = 10$ stations). Un lien avec la DA, la DABovin et la DAporcine a aussi été observé en novembre 2003 ($n = 13$ stations). À trois reprises, la DH a montré un lien positif significatif avec 17β -estradiol, soit en juillet 2003, en juillet 2004 et en juin 2005 ($n = 10$ stations).

Ces résultats suggèrent que la contribution des activités d'élevage aux concentrations de 17β -estradiol mesurées dans les tributaires agricoles est très importante à certaines dates. Ils suggèrent aussi que les apports humains peuvent être non négligeables à certains moments. L'éloignement du groupe de bassins versants situés au nord de Montréal de ceux situés au sud de Québec et le fait que ces deux groupes n'ont pu être échantillonnés la même journée peut conduire à des conditions hydro-climatiques variables. Ainsi, étant donné la plus forte densité humaine dans les bassins versants situés au nord de Montréal, il est possible que le lien avec la DH à certaines tournées d'échantillonnage soit causé en partie par des conditions hydro-climatiques favorisant davantage les pertes de 17β -estradiol dans le groupe de tributaires le plus à l'ouest (nord de Montréal).

Les liens mis en évidence à l'aide de l'analyse des corrélations sont cohérents entre ceux trouvés dans la littérature entre les estrogènes et l'agriculture (Ciparis, Iwanowicz et Voshell 2012; Schenck et autres, 2015) de même qu'entre les phénols et les populations humaines (Careghini et autres, 2015).

Relations pour les estrogènes

Une analyse de corrélation de Spearman entre les indicateurs de pression pour les bassins versants drainés aux quinze stations (résultats non présentés) a montré que les densités animales d'élevages bovins, porcins, de volailles et totales et

les superficies recevant des déjections animales étaient corrélées entre elles au seuil de 10 % ($p < 0,10$). L'analyse a aussi montré que la DA_{amas} était corrélée à la DA_{bovin}, à la DA_{volaille} et à la S_{déj}, alors que la DA_{ace} montrait une corrélation avec la DA, la DA_{bovin}, la DA_{porcin}, la DA_{volaille} et la S_{déj}. La corrélation entre les indicateurs agricoles et le petit nombre de stations limite les possibilités d'analyses par régression multiple entre ces variables et les concentrations de substances hormonales. Pour cette raison, les relations impliquant la DA sont privilégiées, compte tenu du caractère plus intégrateur de cet indicateur et des coefficients de corrélation élevés obtenus avec les estrogènes E2 et E1.

La valeur moyenne de 17 β -estradiol mesurée dans les dix tributaires suivis régulièrement au cours de la période de 2003 à 2006 montre une relation significative au seuil de 5 % avec la densité animale, en considérant toutes les données (figure 7). Cette relation demeure significative et change peu en considérant uniquement les données des 13 tournées où les dix stations ont toutes été échantillonnées (annexe 3), ce qui suggère que l'absence de données à quelques stations à certaines dates influence peu les résultats. La densité animale explique environ la moitié de la variance des concentrations moyennes de 17 β -estradiol. Plusieurs facteurs liés notamment

à la gestion des déjections animales et aux conditions hydro-climatiques ont également une influence importante.

L'indicateur DA_{bovin}, qui intègre les facteurs qui lui sont corrélés, explique les deux tiers de la variance des concentrations moyennes de 17 β -estradiol ($R^2 = 0,66$). Cet indicateur DA_{bovin} englobe, en plus de l'épandage, certains autres apports de déjections reliés à l'entreposage en amas et à l'accès du bétail aux cours d'eau. De plus, les déjections bovines risquent moins d'être épandues à l'extérieur du bassin versant où elles sont produites que celles des productions plus intensives comme l'élevage porcin ou de volailles, pour une raison de disponibilité des terres. Même si l'estrogène 17 β -estradiol a montré un lien significatif avec plusieurs autres indicateurs considérés individuellement (annexe 9), les essais pour dériver des régressions multiples avec plus d'un indicateur n'ont pas été concluants.

L'exclusion des deux tributaires ayant une DH supérieure à 65 habitants par kilomètre carré n'a pas conduit non plus à une meilleure relation entre 17 β -estradiol et les indicateurs de pression des bassins versants. Ce résultat tend à confirmer que la DH a peu d'influence sur la valeur moyenne d'E2 dans les tributaires étudiés.

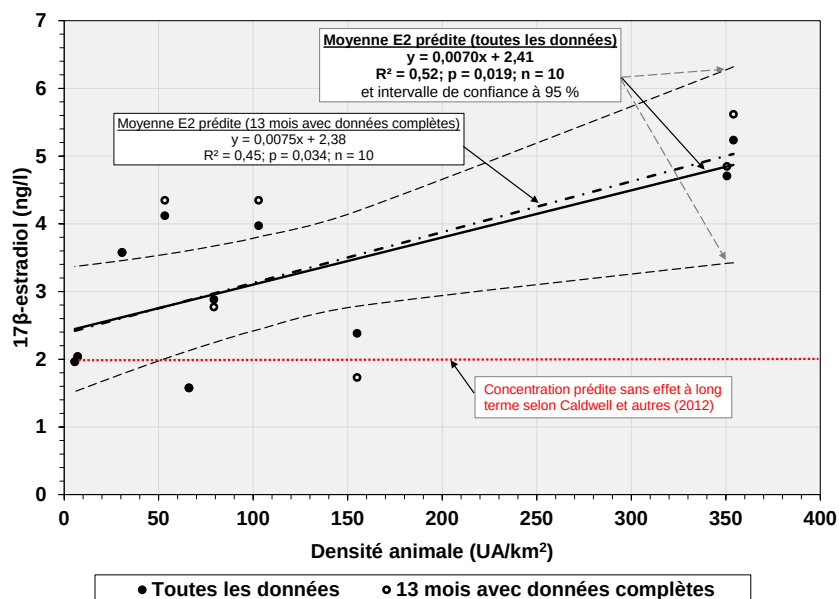


Figure 7 Relation entre la concentration moyenne de 17 β -estradiol dissous aux stations de qualité de l'eau pour la période de 2003 à 2006 et la densité animale des bassins versants

Note : La concentration moyenne a été calculée en remplaçant les valeurs sous la limite de détection (LD) de la méthode analytique par la moitié de la LD. Les densités animales sont exprimées en unité animale par kilomètre carré.

Dans le cas de l'estrone (E1), la valeur moyenne (en considérant toutes les données) des mesures aux dix tributaires suivis régulièrement au cours de la période de 2003 à 2006 (filtration à 0,45 µm) a montré un lien significatif, plus fort que

17β-estradiol, avec la densité animale et aussi avec les autres indicateurs agricoles (annexe 9). Les deux relations suivantes ont été obtenues par régression multiple :

$$E1 = 0,0046 (\pm 0,0007) * DA + 0,0064 (\pm 0,0033) * DH - 0,02 (\pm 0,2) \quad (2)$$

$$(R^2 = 0,84; Q^2_{INT} = 0,59; p = 0,002; n = 10; p(DA) < 0,001; p(DH) = 0,092)$$

$$E1 = 0,016 (\pm 0,005) * DA_{bovin} + 0,0033 (\pm 0,0013) * DA_{porcin} + 0,0087 (\pm 0,0026) * DH - 0,24 (\pm 0,18) \quad (3)$$

$$(R^2 = 0,92; Q^2_{INT} = 0,80; p < 0,001; n = 10; p(DA_{bovin}) = 0,023; p(DA_{porcin}) = 0,048; p(DH) = 0,014)$$

La concentration d'estrone prédite est exprimée en ng/l, les DA en UA/km² et la DH en habitant/km².

Ces relations suggèrent, pour le groupe de bassins versants étudiés, que la présence d'un habitant contribuerait en moyenne pour un peu plus d'une unité animale à la concentration d'estrone (relation 2) ou environ trois fois plus qu'une unité animale porcine et deux fois moins qu'une unité animale bovine (relation 3). L'influence non négligeable de la DH est cohérente avec les observations selon lesquelles l'estrone est la forme la plus importante d'estrogène mesurée dans les eaux usées domestiques. La relation 3 suggère de plus qu'une unité animale bovine contribuerait environ cinq fois plus à la concentration moyenne d'estrone qu'une unité animale porcine. Cependant, dans plusieurs bassins versants, la forte densité porcine suggère que cette production pourrait y être une source importante d'estrone. Malgré la proportion élevée de la variance expliquée par les deux relations ($R^2 > 0,8$) et leur bon coefficient de capacité prédictive ($Q^2_{INT} > 0,5$), leur fiabilité est toutefois grandement limitée par le faible nombre de tributaires disponibles pour leur développement ($n = 10$) et la proportion importante de valeurs d'estrone sous la limite de détection.

Même si les concentrations moyennes d'estrone mesurées ou prédites ne dépassent pas, à elles seules, le seuil de concentration sans effet de 6 ng/l proposé par Caldwell et autres (2012), leur potentiel estrogénique s'ajoute à celui des valeurs de 17β-estradiol mesurées. Dans le cas de l'estriol, les faibles valeurs mesurées suggèrent que sa contribution est négligeable.

La concentration totale d'estrogènes naturels en équivalent E2 a été calculée en additionnant aux

valeurs de 17β-estradiol celles d'estrone divisées par trois et celles d'estriol divisées par trente, d'après le rapport des facteurs d'effet chronique proposés par Caldwell et autres (2012). La forte proportion de valeurs d'estrone et surtout d'estriol sous la LD limite toutefois la précision des résultats. Les relations entre les estrogènes totaux et les indicateurs de pression dans les tributaires sont un peu meilleures que celles avec seulement 17β-estradiol. Le pourcentage de la variance de la concentration d'estrogènes totaux expliquée par les indicateurs de pression est de 58 % pour la DA, alors qu'elle représente 69 % pour la DA_{bovin}, 50 % pour la DA_{porcin}, 49 % pour la Sd_{éj} et 56 % pour la DA_{ace} (tableau A9.2, à l'annexe 9). Les relations avec les autres indicateurs sont peu significatives et expliquent moins de 30 % de la variance ($R^2 < 0,30$). L'analyse par régression multiple n'a pas permis d'obtenir des relations entre la concentration moyenne d'estrogènes totaux et les indicateurs de pression comportant plus d'une variable significative.

L'analyse de régression entre les valeurs instantanées de 17β-estradiol à toutes les stations échantillonnées à une date ou à une semaine donnée et la DA a permis d'obtenir une relation qui explique au moins le tiers de la variance pour les mois de novembre 2003 ($R^2 = 0,33$) et de juillet 2005 ($R^2 = 0,63$).

Les relations obtenues suggèrent en outre que le transport vers les cours d'eau des estrogènes contenus dans les déjections animales pourrait entraîner des concentrations suffisantes pour affecter certaines espèces aquatiques, en particulier dans les bassins versants supportant une densité animale élevée.

Ciparis, Iwanowicz et Voshell (2012) ont aussi trouvé en Virginie une forte relation entre la densité

de lieux d'élevage dans 18 bassins versants de 40 à 160 km² et l'activité estrogénique de l'eau des rivières mesurée à l'aide de l'essai YES, pour l'ensemble des données ($R^2 = 0,51$) et à chaque période d'échantillonnage, soit en mars, mai et août ($R^2 = 0,39$ à $0,75$). Ils ont également observé que les rejets de stations d'épuration des eaux usées montraient un effet important seulement dans les bassins versants comportant une faible densité de lieux d'élevage. Les auteurs concluent que l'augmentation de la densité de lieux d'élevage augmente le potentiel de contamination des tributaires agricoles par des substances perturbatrices du système endocrinien des organismes aquatiques. En Ohio, Schenck et autres (2015) n'ont pas trouvé de lien significatif entre les concentrations d'hormones stéroïdiennes naturelles dans dix tributaires de 1 à 6 km² en milieu rural et la densité d'installations septiques. Ils ont attribué l'absence de lien à la présence d'autres sources d'hormones, d'origine animale.

Peu d'études ont porté sur les liens entre la vie aquatique et l'occupation du territoire. Au Québec, le caractère récent et exploratoire des données de suivi des concentrations d'estrogènes dans les cours d'eau n'a pas encore permis de réaliser de telles études. En Alberta, Evans et autres (2012) ont observé, dans un bassin versant agricole, que les multiples usages des terres avaient un impact cumulatif sur le système endocrinien du naseux des rapides (*Rhinichthys cataractae*). Cette espèce de poisson, présente au Québec, contribue à l'alimentation d'autres poissons, notamment l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) (GEEE, 2013). En Virginie, Blazer et autres (2012) ont trouvé une relation significative ($p < 0,05$) entre la densité animale ou le pourcentage d'agriculture dans huit bassins versants de superficie variable (187 à 7 300 km²) et la prévalence ou la sévérité de l'intersexe chez l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*). L'échantillon intégré prélevé au printemps à six stations a montré des concentrations de 2,3 à 9,1 ng/l (en équivalent E2, basé sur l'essai YES) aux cinq stations où l'agriculture occupe plus de 16 % du bassin versant, alors que la concentration pour bassin versant témoin (187 km²) était sous la limite de détection.

Relations pour les stérols

La valeur moyenne mesurée dans les tributaires suivis régulièrement au cours de la période de 2003 à 2006 montre une relation significative entre le

coprostanol ou le cholestérol et la densité animale, en considérant seulement les huit bassins versants dont la densité humaine se situe dans la gamme de 9 à 65 habitants par kilomètre carré (figure 8).

La prise en compte des dix bassins versants dans une régression multiple tend à confirmer un lien entre la concentration moyenne de cholestérol ou de coprostanol dissous et la densité animale et humaine dans les bassins versants (équations indiquées à la figure 8). Le rapport entre la valeur des coefficients de la DH et de la DA dans chacune des deux équations suggère que la contribution d'un humain à la concentration moyenne de cholestérol ou de coprostanol est en moyenne de l'ordre de trois à quatre fois plus élevée que celle d'une unité animale.

Le lien entre la concentration de coprostanol et la densité animale est cohérent avec sa concentration mesurée dans les fèces, qui est de l'ordre de 0,2 mg/g et 0,3 mg/g pour les porcs et les bovins respectivement. L'influence de la densité humaine s'explique également par le contenu élevé en coprostanol des fèces humaines, qui est de l'ordre de 3 mg/g. Les concentrations de cholestérol dans les fèces diffèrent beaucoup moins entre les principaux élevages ainsi que par rapport aux humains, et peuvent provenir aussi de sources non fécales, contrairement au coprostanol (Gilpin et autres, 2011). Leur lien avec la DA et la DH suggère néanmoins que les sources fécales constituent une partie importante des concentrations de cholestérol mesurées dans les petits tributaires agricoles.

Ces résultats confirment en outre que le coprostanol et le cholestérol présentent un potentiel comme indicateur des sources fécales d'origine animale et humaine dans les petits tributaires, qui pourrait toutefois être bonifié par la prise en compte de la forme particulière et d'autres types de stérols.

Par ailleurs, dans le cadre d'une étude sur la contamination bactérienne d'origine agricole dans 19 ruisseaux situés au centre-est des États-Unis, Haack et autres (2016) ont observé que le nombre de gènes pathogènes mesurés était corrélé de façon significative au coprostanol et au cholestérol lors d'un échantillonnage après une pluie consécutive à l'épandage d'automne. Ce résultat suggère une autre utilisation potentielle de ces deux indicateurs.

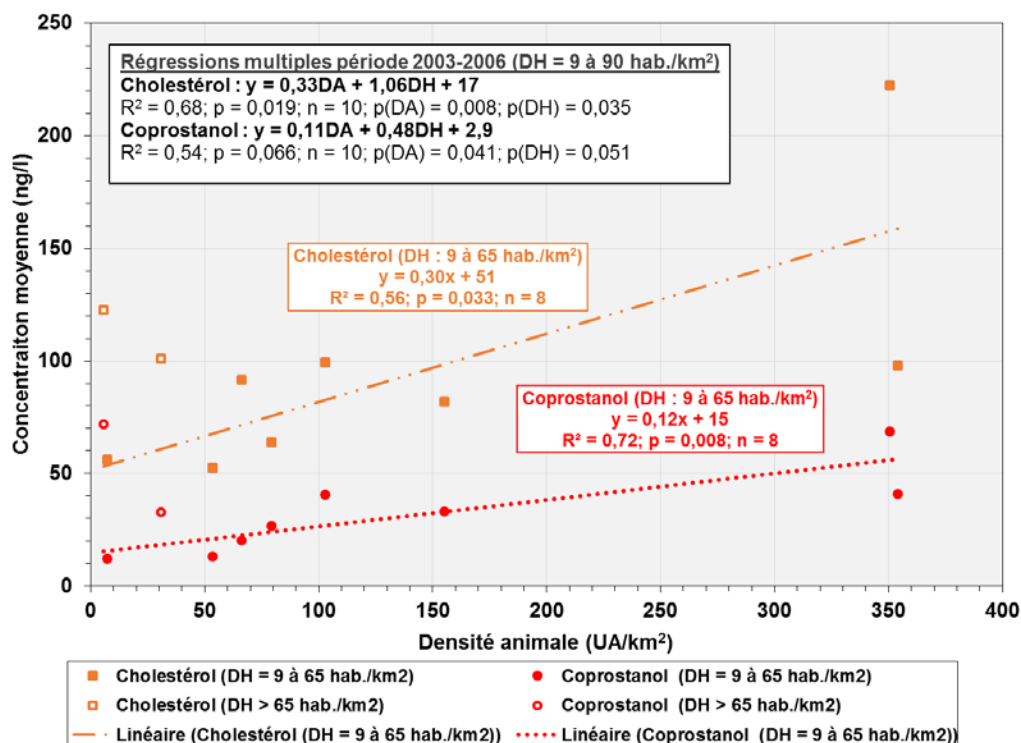


Figure 8 Relation entre la concentration moyenne de cholestérol et de coprostanol dissous aux stations de qualité de l'eau pour la période de 2003 à 2006 et la densité animale et humaine des bassins versants

Note : La concentration moyenne a été calculée en remplaçant les valeurs sous la limite de détection (LD) de la méthode analytique par la moitié de la LD. Les densités animale (DA) et humaine (DH) sont exprimées respectivement en unité animale et en habitant par kilomètre carré.

3.3 Discussion

Limites et portée des résultats

Les résultats du suivi exploratoire dans une dizaine de petits tributaires agricoles au Québec montrent que les estrogènes y ont atteint, durant la période de 2003 à 2006, un niveau potentiellement problématique pour les espèces aquatiques les plus sensibles, notamment les poissons. Ce constat est basé sur une comparaison des résultats à des seuils d'effet proposés par Caldwell et autres (2012) pour l'Amérique du Nord et l'Europe, mais non validés pour les conditions du Québec. La présence d'un effet des estrogènes n'a pas non plus été étudiée chez les poissons et les autres espèces sensibles dans les petits tributaires au Québec, à l'aide de marqueurs biologiques comme la vitellogénine chez le poisson.

L'échantillonnage de l'eau des tributaires de 2003 à 2006 n'a été effectué qu'une fois tous les deux

mois, ce qui limite la représentativité des résultats. La compilation des résultats des stations regroupées a néanmoins permis de mettre en évidence une forte variation interannuelle et mensuelle des résultats d'estrogènes et d'observer des valeurs plus élevées en période estivale. La poursuite du suivi sur trois ans a aussi permis de déterminer des valeurs moyennes et des fréquences de dépassement de seuils par station. Ces résultats sont cohérents avec ceux d'autres études réalisées à l'aide d'échantillonnages ponctuels ou d'un échantillonneur passif, qui intègre la qualité de l'eau sur la période de déploiement (annexe 1).

Ces résultats ont également permis d'estimer les charges d'estrogènes exportées de dix tributaires et d'établir des liens avec des indicateurs de pression du territoire associés aux sources de stéroïdes et de phénols dans ces tributaires. Ils

montrent que les valeurs de stéroïdes augmentent avec la densité de sources de déjections animales et que celles de phénols augmentent avec la densité humaine. L'extrapolation des résultats à d'autres périodes ou à d'autres tributaires doit toutefois se faire avec prudence, en raison du nombre limité de stations et de données de qualité de l'eau utilisées pour le calcul des charges et l'obtention des relations entre les indicateurs. Plusieurs facteurs comme le climat, l'hydrologie, la pédologie et les pratiques agricoles varient dans le temps ou selon les sites et influencent les apports d'estrogènes.

Les estrogènes exportés des tributaires se déversent entre autres dans les rivières Chaudière, L'Assomption et Yamaska et y ont été mesurés de 2003 à 2006 à des fréquences et concentrations comparables (MDDEP, 2011), ce qui suggère leur transport loin en aval en raison de leur persistance, comme l'ont démontré plusieurs études (Writer et autres, 2012; Bareil-Cohen et autres, 2006; Labadie et Budzinski, 2005).

Au cours de la période de 2003 à 2006, seule la fraction dissoute des échantillons a été analysée. La fraction particulaire ajoute au potentiel estrogénique de l'eau et à la possibilité de stockage dans les sédiments et de relargage subséquent. Cependant, la fraction dissoute est la plus active sur le plan biologique (Chambers et autres, 2014) et a été prise en compte dans la présente étude. Également, les estrogènes sont plus présents dans la fraction dissoute, contrairement aux stéroïdes, qui sont surtout présents dans la fraction particulaire.

Par ailleurs, seules les formes d'estrogènes libres (non conjuguées) ont été analysées et les résultats analytiques pour la forme 17 α -estradiol n'ont pas été déterminés. Étant donné que 17 α -estradiol n'apparaît pas au même moment que 17 β -estradiol dans le chromatogramme, le résultat analytique de 17 β -estradiol ne comprend pas la forme 17 α -estradiol. Les formes de 17 β -estradiol conjuguées peuvent être importantes dans les déjections d'élevages (Hutchins et autres 2007; Gadd, Tremblay et Northcott, 2010). La forme 17 α -estradiol est également importante, dans les déjections bovines notamment. Cependant, leur présence dans les déjections animales ne signifie pas qu'elles seront détectées dans les eaux de surface. Par exemple, dans la rivière Oldman

(Alberta), qui draine un bassin versant où la production bovine est importante, Jeffries et autres (2008) n'ont pas détecté de 17 α -estradiol. La forme 17 β -estradiol et l'estrone, par contre, ont été détectées à la plupart des stations. Ces deux estrogènes ont été les plus souvent détectés dans la présente étude et contribuent à la plus forte proportion de l'estrogénicité des eaux de surface.

La proportion élevée de valeurs sous la LD (< 1 ng E2/l; < 0,5 ng E1/l) limite la précision du calcul des concentrations moyennes et des charges d'estrogènes. L'utilisation de la moitié de la LD pour les tests statistiques et le calcul des charges est cohérente avec la pratique du MDDELCC pour les résultats analytiques des autres analyses physicochimiques. Jeffries et autres (2008) ont aussi mesuré, à l'aide d'une méthode analytique plus précise, des valeurs sous cette LD en moyenne égales à environ la moitié de celle-ci dans des bassins versants agricoles, mais d'autres études ont obtenu des valeurs plus faibles. Dans le cas de l'estrogène de synthèse EE2, le niveau trop élevé de la LD empêche aussi de déterminer si des niveaux problématiques sont présents. De plus, la testostérone a été le seul androgène analysé. Les androgènes de synthèse utilisés comme anabolisants en production bovine, comme l'acétate de trenbolone, n'ont pu être analysés en raison de contraintes méthodologiques. Or, ces substances peuvent augmenter le potentiel androgénique des déjections bovines ainsi que leur contenu en estrogènes (Blackwell et autres, 2014).

Prospectives et solutions envisagées

Le bilan des charges d'estrogènes et l'analyse des liens avec les indicateurs de pression des bassins versants ont montré que les estrogènes E2 et E1 mesurés dans les tributaires de 2003 à 2006 proviennent surtout des activités d'élevage, alors que les phénols proviennent essentiellement des activités humaines. Les niveaux d'estrogènes dans les cours d'eau dépendent notamment de leur concentration dans les déjections animales, des méthodes de gestion et d'épandage ainsi que des facteurs pédologiques et hydro-climatiques.

Le contenu en estrogènes des déjections animales varie fortement et a été peu documenté à l'aide d'analyses chimiques au Québec (tableau 1 et annexe 1). Plusieurs facteurs

causent cette variation, dont l'espèce animale, le stade de production, le régime alimentaire et l'utilisation d'antibiotiques, en raison du rôle des microorganismes dans la dégradation des hormones. Dans les réservoirs à lisier, la concentration en hormones est généralement plus élevée en profondeur (Raman et autres, 2004). La séparation des fractions solides et liquides des déjections animales a été proposée pour diminuer la charge d'hormones (Hansen et autres, 2015). Certains modes d'entreposage ou de traitement, comme un lagunage primaire ou un traitement aérobie, peuvent diminuer leur contenu en hormones de 80 à plus de 90 % (Combalbert et Hernandez-Raquet, 2010). La régie d'élevage et la gestion des déjections animales pourraient donc être adaptées afin de minimiser à la source les apports d'estrogènes.

Dans la plupart des tributaires, l'accès du bétail au cours d'eau et la présence d'amas de fumier (tableau 4) ont constitué des sources de rejets directs. À la suite de l'épandage de déjections animales, les hormones contenues dans celles-ci ou stockées dans les sols ont pu également être transportées dans les eaux de ruissellement et de drainage souterrain. Le long historique d'épandage a aussi favorisé une accumulation d'estrogènes dans les sols et des pertes accrues vers les cours d'eau (tableau 1). Les concentrations moyennes d'E1 et d'E2 dans les tributaires ont montré une forte corrélation à la densité d'élevage bovin (annexe 9), en raison d'apports directs provenant du bétail ayant accès au cours d'eau et d'amas de fumiers, en plus des apports liés à l'épandage. Une forte corrélation a également été obtenue, pour E1, notamment avec l'élevage porcin, dont les déjections sont normalement entreposées dans un ouvrage étanche jusqu'à leur épandage. À certaines dates, les valeurs de coprostanol supérieures au cholestérol confirment l'origine surtout porcine de la contamination mesurée dans les tributaires au sud de Québec, où la densité de cet élevage est élevée et la densité humaine faible.

Les études réalisées au Québec et ailleurs (tableau 1 et annexe 1) confirment le potentiel d'apport d'estrone et de 17 β -estradiol en rivière en provenance des déjections animales des différents types d'élevage. Elles contribuent à expliquer la provenance agricole d'une partie importante des estrogènes mesurés dans les petits tributaires agricoles au Québec au cours de la période de 2003 à 2006, ainsi que la variabilité interannuelle des résultats obtenus. Certaines

études présentent également des pratiques permettant de réduire la contamination des eaux de surface par les hormones. L'entreposage étanche des déjections animales en condition aérobie ou sur une longue période peut diminuer leur potentiel estrogénique. Leur incorporation au sol lors de l'épandage en période de culture favorise la transformation de 17 β -estradiol en estrone, moins active sur le plan endocrinien (Mina et autres, 2016). Leur épandage en dehors des périodes de pluies à des doses ne dépassant pas les besoins des cultures est également une pratique bénéfique. Par contre, la présence d'antibiotiques dans le sol ralentit la transformation de 17 β -estradiol en estrone (Chun et autres, 2005; Rose et Farenhorst, 2014). De plus, en condition anoxique, la transformation inverse d'estrone en 17 β -estradiol peut se produire. Une utilisation raisonnée des antibiotiques pour les élevages ainsi que les pratiques culturales favorisant une bonne aération du sol devraient contribuer à la dégradation des hormones. D'autres facteurs rattachés à la gestion de la matière organique du sol ou des eaux de drainage souterrain ou encore les bandes riveraines ont été peu documentés, mais pourraient également influencer le risque de contamination des eaux par les hormones.

Le retrait du bétail des cours d'eau, complété pour la plupart des tributaires agricoles depuis 2010, et l'ajout de capacité d'entreposage étanche des fumiers sont parmi les mesures agroenvironnementales ayant contribué à diminuer les concentrations de phosphore, d'azote et de coliformes fécaux dans les tributaires agricoles au Québec (Patoine et d'Auteuil-Potvin, 2013; 2015). Ces mesures devraient également avoir contribué à y réduire les concentrations d'hormones. Zhao et Lung (2017), dans leur publication sur la modélisation d'une rivière en Virginie, encouragent d'ailleurs leur utilisation pour prévenir les valeurs élevées d'E2. D'autres mesures permettant de diminuer les pertes de phosphore, comme l'incorporation des déjections animales au sol lors de l'épandage (Larocque et autres, 2002), pourraient aussi réduire les apports d'hormones au cours d'eau (tableau 1). Cependant, l'information sur les pratiques agricoles à l'échelle des bassins versants est partielle et incomplète. De plus, les connaissances sur l'efficacité des pratiques à réduire les apports d'estrogènes sont partielles et doivent être considérées en fonction des conditions de sol et de climat du Québec.

CONCLUSION

Le présent rapport visait deux objectifs, soit documenter les concentrations de stéroïdes et de phénols dans les tributaires agricoles et connaître la contribution de l'agriculture à cette contamination. La documentation scientifique avait déjà prouvé que les élevages sont des sources d'hormones pour les eaux de surface et souterraines en milieu agricole. La présente étude vient confirmer que c'est aussi le cas au Québec. Le suivi exploratoire des stéroïdes et des phénols dans quinze petits tributaires agricoles du Québec méridional montre en effet qu'à la plupart d'entre eux, les concentrations d'estrogènes ont dépassé certaines années les valeurs seuils pour la protection de la vie aquatique proposées dans la littérature scientifique pour l'Amérique du Nord et l'Europe, notamment au cours des mois où le poisson s'y reproduit. L'estimation des charges d'estrogènes ainsi que les relations entre les indicateurs de pression des petits bassins versants et la qualité de l'eau tendent à confirmer que les estrogènes mesurés dans l'eau des petits tributaires proviennent surtout des élevages d'animaux. Les

résultats du suivi montrent aussi que deux stérols, le cholestérol et le coprostanol, sont généralement présents dans les cours d'eau en milieu agricole et sont liés à la densité animale et humaine. Les valeurs de phénols sont demeurées sous les critères de qualité de l'eau du Québec et sont corrélées à la densité humaine.

En cohérence avec le principe de précaution, l'adoption à une plus grande échelle des pratiques permettant de réduire les apports de stéroïdes, comme l'entreposage étanche des déjections animales et leur incorporation au sol lors de l'épandage ou le retrait du bétail des cours d'eau, contribuerait à améliorer l'efficacité des efforts d'assainissement. Une meilleure connaissance des méthodes de réduction à la source des stéroïdes et de l'efficacité des pratiques bénéfiques sous les conditions du Québec aiderait à mettre en place des mesures afin de minimiser le risque que présentent certains stéroïdes pour la vie aquatique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALIZADEH, S. (2013). *Use of biochar for reducing female sex hormonal pollution from agricultural areas*. Thèse de maîtrise soumise à l'Université McGill, Montréal, 169 p. [En ligne]. http://digitool.library.mcgill.ca/R/?func=dbin-jump-full&object_id=121578&local_base=GEN01-MCG02].
- ALVAREZ, D.A., N.W. SHAPPELL, L.O. BILLEY, D.S. BERMUDEZ, V.S. WILSON, D.W. KOLPIN, S.D. PERKINS, N. EVANS, W.T. FOREMAN, J.L. GRAY, M.J. SHIPITALO et M.T. MEYER (2013). « Bioassay of estrogenicity and chemical analyses of estrogens in streams across the United States associated with livestock operations ». *Water Research*, vol. 47, n° 10, p. 3347-3363.
- ANDERSON, P.D., A.C. JOHNSON, D. PFEIFFER, D.J. CALDWELL, R. HANNAH, F. MASTROCCO, J.P. SUMPTER et R.J. WILLIAMS (2012). « Supporting information: Endocrine disruption due to estrogens derived from humans predicted to be low in the majority of US surface waters ». *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 31, n° 6, p. 1007-1415.
- ANKLEY, G.T., D. REIFAREK, B. BLACKWELL, J.E. CACALLIN, K.M. JENSEN, M.D. KAHL, S. POOLE, E. RANDOLPH, T. SAARI et D.L. VILLEMURE (2017). « Re-evaluating the significance of estrone as an environmental estrogen ». *Environmental Science & Technology*, vol. 51, n° 8, p. 4705-4713.
- ARAVINDAKSHAN, J., V. PAQUET, M. GREGORY, J. DUFRESNE, M. FOURNIER, D.J. MARCOGLIESE et D.G. CYR (2004). « Consequences of xenoestrogen exposure on male reproductive function in spottail shiners (*Notropis hudsonius*) ». *Toxicological Sciences*, vol. 78, n° 1, p. 156-165.
- BAREL-COHEN, K., L.S. SHORE, M. SHEMESH, A. WENSEL, J. MUELLER et N. KRONFELD-SCHOR (2006). « Monitoring of natural and synthetic hormones in a polluted river ». *Journal of Environmental Management*, vol. 78, n° 1, p. 16-23.
- BARTELT-HUNT, S.L., D.D. SNOW, W.L. KRANZ, T.L. MADER, C.A. SHAPIRO, S.J. VAN DONK, D.P. SHELTON, D.D. TARKALSON et T.C. ZHANG (2012). « Effect of growth promotants on the occurrence of endogenous and synthetic steroid hormones on feedlot soils and in runoff from beef cattle feeding operations ». *Environmental Science & Technology*, vol. 46, n° 3, p. 1352-1360.
- BARTELT-HUNT, S.L., S. DEVIVO, L. JOHNSON, D.D. SNOW, W.L. KRANZ, T.L. MADER, C.A. SHAPIRO, S.J. VAN DONK, D.P. SHELTON, D.D. TARKALSON et T.C. ZHANG (2013). « Effect of composting on the fate of steroid in beef cattle manure ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 42, n° 4, p. 1159-1166.
- BERRYMAN, D., B. SARRASIN et C. DEBLOIS (2012). *Diminution des concentrations de nonylphénols étoxylés dans les cours d'eau du Québec méridional de 2000 à 2010*. Québec, ministère du Développement durable, de l'environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-65652-4 (PDF), 20 p. [En ligne]. http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/nonylphenol/cours-deau2000-2010.pdf].
- BERRYMAN, D., M. RONDEAU et V. TRUDEAU (2014). *Concentrations de médicaments, d'hormones et de quelques autres contaminants d'intérêt émergent dans le Saint-Laurent et dans trois de ses tributaires*. Environnement Canada et ministère de Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, ISBN 978-2-550-69814-2 (PDF), 14 p. [En ligne]. http://planstlaurent.gc.ca/fileadmin/publications/Resultats_2011-2016/Qualite_eau/10_1_2/Fiche_qualite_de_l_eau_fr_2015.pdf].
- BLACKWELL, B.R., T.R. BROWN, P.R. BROADWAY, M.D. BUSER, J.C. BROOKS, B.J. JOHNSON, G.P. COBB et P.N. SMITH (2014). « Characterization of trenbolone acetate and estradiol metabolite excretion profiles in implanted steers ». *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 33, n° 12, p. 2850-2858.
- 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 & Technology*, vol. 49, n° 5, p. 3136-3144.
- BLAZER, V.S., L.R. IWANOWICZ, H. HENDERSON, P.M. MAZIK, J.A. JENKINS, D.A. ALVAREZ et J.A. YOUNG (2012). « Reproductive endocrine disruption in smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) in the Potomac River basin: spatial and temporal comparisons of biological effects ». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 184, n° 7, p. 4309-4334.
- BLAZER, V.S., D.D. IWANOWICZ, H.L. WALSH, A.J. SPERRY, L.R. IWANOWICZ, D.A. ALVAREZ, R.A. BRIGHTBILL, G. SMITH, W.T. FOREMAN et R. MANNING (2014). « Reproductive health indicators of fishes from Pennsylvania watersheds: association with chemicals of emerging concern ». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 186, n° 10, p. 6471-6491.

BLUNT, S.M., M.J. BENOTTI, M.R. ROSEN, B.P. HEDLUND et D.P. MOSER (2017). « Reversible reduction of estrone to 17 β -estradiol by *Rhizobium*, *Sphingopyxis*, and *Pseudomonas* isolates from the Las Vegas Wash ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 46, p. 281-287.

BPR Inc. (2008a). *Suivi 2007 du Portrait agroenvironnemental des fermes du Québec : rapport final*. ISBN 978-2-550-53393-1 [En ligne]. [http://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Publications/Rp_final_0811.pdf].

BUSHEE, E.L., D.R. EDWARDS et P.A. MOORE JR. (1998). « Quality of runoff from plots treated with municipal sludge and horse bedding ». *Transactions of the ASAE*, vol. 41, n° 4, p. 1035-1041.

CALDWELL, J.D., MASTROCCO, F., ANDERSON, P.D., LÄNGE, R. et J.P. SUMPTER (2012). « Predicted-no-effect concentrations for the steroid estrogens estrone, 17 β -estradiol, estriol, and 17 α -ethynylesradiol ». *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 31, n° 6, p. 1396-1406.

CAREGHINI, A., A.F. MASTORGIO, S. SAPONARO et E. SEZENNA (2015). « Bisphenol A, nonylphenols, benzophenones, and benzotriazoles in soils, groundwater, surface water, sediments, and food: a review ». *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, n° 8, p. 5711-5741.

CÉCYRE, A. (2013). « Les facteurs de croissance pour les bovins à l'engraissement ». *Expertise vétérinaire en santé des bœuvillons d'abattage*, vol. 10, n° 1.

CHAMBERS, K.B., F.X.M. CASEY, H. HAKK, T.M. DESUTTER et N.W. SHAPPELL (2014). « Potential bioactivity and association of 17 β -estradiol with the dissolved and colloidal fractions of manure and soil ». *Science of the Total Environment*, vol. 494-495, p. 58-64.

CHUN, S., J. LEE, R. GEYER, D.C. WHITE et D.J. RAMAN (2005). « Effect of antibiotics on the persistence and transformation of 17 β -estradiol in a sequatchie loam ». *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, vol. 40, n° 5, p. 741-751.

CIPARIS, S., L.R. IWANOWICZ et J.R. VOSHELL (2012). « Effects of watershed densities of animal feeding operations on nutrient concentrations and estrogenic activity in agricultural streams ». *Science of the Total Environment*, vol. 414, p. 268-276.

COMBALBERT, S. et G. HERNANDEZ-RAQUET (2010). « Occurrence, fate, and biodegradation of estrogens in sewage and manure ». *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 86, n° 6, p. 1671-1692.

COMMISSION EUROPÉENNE (CE) (2012). *Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil modifiant*

les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau. Bruxelles, 38 p. [En ligne]. [<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011PC0876&from=FR>].

COMMISSION EUROPÉENNE (CE) (2015). *Décision d'exécution (UE) 2015/495 de la Commission du 20 mars 2015 établissant la liste de vigilance relative aux substances soumises à la surveillance à l'échelle de l'Union dans le domaine de la politique de l'eau en vertu de la directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil*. Bruxelles, Journal officiel de l'Union européenne, L78/40-L78/42. [En ligne]. [<https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/a90868de-d1f9-11e4-9de8-01aa75ed71a1/language-fr>].

COMTOIS-MAROTTE, S., T. CHAPPUIS, S.V. DUY, N. GILBERT, A. LAJEUNESSE, S. TAKTEK, M. DESROSIERS, E. VEILLEUX et S. SAUVÉ (2017). « Analysis of emerging contaminants in water and solid samples using high resolution mass spectrometry with a Q Extractive orbital ion trap and estrogenic activity with Yes-assay ». *Chemosphere*, vol. 166, p. 400-411.

CZARNY, K., D. SZCZUKOCKI, B. KRAWCZYK, M. ZIELINSKI, E. MIEKOS et R. GADZALA-KOPCIUCH (2017). « The impact of estrogens on aquatic organisms and methods for their determination ». *Critical Reviews in Environmental Science & Technology*, vol. 47, n° 1, p. 1-55.

DEBLOIS, C., F. HOUDE, C. VEILLETTE, H. TREMBLAY et C. ROBERT (sans date). *Méthode analytique pour la mesure des hormones et autres perturbateurs endocriniens dans les eaux*. Québec, ministère de l'Environnement, Centre d'expertise en analyse environnementale, 1 p. [En ligne]. [<http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/affiches/hormones-EDS.pdf>].

DELAUNE, P.B., P.A. MOORE, D.K. CARMAN, A.N. SHARPLEY, B.E. HAGGARD et T.C. DANIEL (2002). *Using the phosphorus index to reduce phosphorus runoff from soils in the Eucha/Spavinaw watershed*. Final Report to Tulsa Metropolitan Utility Authority. Tulsa, Oklahoma, 277 p.

DERBY, N.E., H. HAKK, F.X.M. CASEY et T.M. DESUTTER (2011). « Effects of composting swine manure on nutrients and estrogen ». *Soil Science*, vol. 176, n° 2, p. 91-98.

DERRIEN, M. (2011). *Validation de l'utilisation des stéroïdes en tant qu'outil de traçage de l'origine des contaminations fécales des eaux de surface*. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1. [En ligne]. [<https://hal.inria.fr/tel-00674880/document>].

DUNCAN, L.A., J.S. TYNER, J.R. BUCHANAN, S.A. WAWKINS et J. LEE (2015). « Fate and transport of 17 β -estradiol beneath animal waste holding ponds ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 44, p. 982-988.

DUTTA, S., S. INAMDAR, J. TSO, D.S. AGA et J.T. SIMS (2010). « Free and conjugated estrogen export in surface-runoff from poultry litter-amended soil ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 39, n° 5, p. 1688-1698.

DUTTA, S.K., S.P. INAMDAR, J. TSO et D.S. AGA (2012a). « Concentration of free and conjugated estrogens at different landscape positions in an agricultural watershed receiving poultry litter ». *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 223, n° 5, p. 2821-2836.

ENVIRONNEMENT CANADA ET SANTÉ CANADA (2008). *Évaluation préalable finale pour le Défi concernant le phénol 4,4' –(1-méthyléthylidène)bis (Bisphénol-A)* – Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 80-05-7, 120 p. [En ligne]. [https://www.ec.gc.ca/ese-ees/3C756383-BEB3-45D5-B8D3-E8C800F35243/batch2_80-05-7_fr.pdf].

EVANS, J.S., L.J. JACKSON, H.R. HABIBI et M.G. IKONOMOU (2012). « Feminization of Longnose Dace (*Rhinichthys cataractae*) in the Oldman River, Alberta, (Canada) provides evidence of widespread endocrine disruption in an agricultural basin ». *Scientifica*, vol. 2012, ID 521931, 11 p.

FURTULA, V., C.R. JACKSON, R. OSMAN et P.A. CHAMBERS (2012a). « Use of enterococcus, BST and sterols for poultry pollution source tracking in surface and groundwater », Dans Jacques Oosthuizen (éd.) *Environmental Health – Emerging Issues and Practice*, ISBN 978-953-307-854-0. [En ligne]. [<https://www.intechopen.com/books/environmental-health-emerging-issues-and-practice/use-of-enterococcus-bst-and-sterols-as-indicators-for-poultry-pollution-source-tracking-in-surface-a>].

FURTULA, V., J. LIU, P. CHAMBERS, H. OSACHOFF, C. KENNEDY et J. HARKNESS (2012b). « Sewage treatment plants efficiencies in removal of sterols and sterols ratios as indicators of fecal contamination sources ». *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 223, n° 3, p. 1017-1031.

FURUICHI, T., K. KANNAN, K. SUZUKI, S. TANAKA, J.P. GIESY et S. MASUNAGA (2006). « Occurrence of estrogenic compounds in and removal by a swine farm waste treatment plant ». *Environmental Science & Technology*, vol. 40, n° 24, p. 7896-7902.

GADD, J.B., L.A. TREMBLAY et G.L. NORTHCOTT (2010). « Steroid estrogens, conjugated estrogens and estrogenic activity in farm dairy shed effluents ». *Environmental Pollution*, vol. 158, n° 3, p. 730-736.

GALL, H.E., S.A. SASSMAN, B. JENKINSON, L.S. LEE et C.T. JAFVERT (2014). « Hormone loads exported by a tile-drained agroecosystem receiving animal wastes ». *Hydrological Process*, vol. 28, p. 1318-1328.

GILPIN, B., A. CHAPPELL, B. ROBSON et M. DEVANE (2011). *Fecal source tracking : Applications to surface and groundwater in Gisborne*. Technical Report (CSC 11007). Institute of Environmental Science and Research Ltd, New Zealand, Envirolink: 950-GSDC87, 46 p. [En ligne]. [<http://www.gdc.govt.nz/freshwater-quality>] (Consulté le 23 février 2018).

GROSS-SOROKIN, M.Y., S.D. ROAST et G.C. BRIGHTY (2004). *Causes and consequences of feminisation of male fish in English rivers*. Science Report SC030285/SR, Bristol, Environment Agency, ISBN 1844322998 (PDF), 41 p. [En ligne]. [https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290367/scho0704bibd-e-e.pdf].

GROSS-SOROKIN, M.Y., S.D. ROAST et G.C. BRIGHTY (2006). « Assessment of feminization of male fish in England rivers by the Environment Agency of England and Wales ». *Environmental Health Perspectives*, vol. 114 (Supplement 1), p. 147-151.

GROUPE D'ÉDUCATION ET D'ÉCOSURVEILLANCE DE L'EAU (GEEE) (2013). *Les capsules du G3E – Naseux des rapides / Longnose Dace / Rhinichthys cataractae*. [En ligne]. [http://www.g3e-ewag.ca/programmes/capsules/biologie/faune/poissons/naseux_rapides.html] (Consulté le 14 septembre 2017).

GRUAU, G., F. BIRGAN, E. JARDÉ et E. NOVINCÉ (2004). *Pollution des captages d'eau brute de Bretagne par les matières organiques*. Rapport de synthèse. CEMAGREF, 86 p. et 2 annexes. [En ligne]. [<http://observatoireeau.bretagne.fr/>] (Consulté le 23 février 2018).

HAACK, S.K., J.W. DURIS, D.W. KOLPIN, L.R. FOGARTY, H.E. JOHNSON, K.E. GIBSON, M. FOCAZIO, K.J. SCHWAB, L.E. HUBBARD et W.T. FOREMAN (2015). « Genes indicative of zoonotic and swine pathogens are persistent in stream water and sediment following a swine manure spill ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 81, n° 10, p. 3430-3441.

HAACK, S.K., J.W. DURIS, D.W. KOLPIN, M.J. FOCAZIO, M.T. MEYER, H.E. JOHNSON, R.J. OSTER et W.T. FOREMAN (2016). « Contamination with bacterial zoonotic pathogen genes in streams influenced by varying types of animal agriculture ». *Science of the Total Environment*, vol. 563-564, p. 340-350.

- HAKK, H., P. MILLNER et G. LARSEN (2005). « Decrease in water-soluble 17 β -estradiol and testosterone in composted poultry manure with time ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 34, p. 943-950.
- HAKK, H., L. SIKORA, F.X.M. CASEY et G.L. LARSEN (2014). « Fate of 17 β -estradiol in anaerobic lagoon digesters ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 43, p. 701-708.
- HANSELMAN, T.A., D.A. GRAETZ et A.C. WILKIE (2003). « Manure-borne estrogens as potential environmental contaminants: a review ». *Environmental Science & Technology*, vol. 37, n° 24, p. 5471-5478.
- HANSELMAN, T.A., D.A. GRAETZ et A.C. WILKIE (2004). « Comparison of three enzyme immunoassays for measuring 17 β -estradiol in flushed dairy manure wastewater ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 33, p. 1919-1923.
- HANSEN, M., E. BJÖRKLUND, O. POPOVIC, L.S. JENSEN, C.S. JACOBSEN, D.L. SEDLAK et B. HALLING-SØRENSEN (2015). « Animal manure separation technologies diminish the environmental burden of steroid hormones ». *Environmental Science & Technology Letters*, vol. 2, n° 4, p. 133-137.
- HASSANI, G., A.A. BABAEI, A. TAKDASTAN, M. SHIRMARDI, F. YOUSEFIAN et M.J. MOHAMMADI (2016). « Occurrence and fate of 17 β -estradiol in water resources and wastewater in Ahvaz, Iran ». *Global NEST Journal*, vol. 18, n° 4, p. 855-866.
- HOPE, B. (2010). *Aquatic toxicity of sterols & stanols*. Technical Memorandum, 4 p. [En ligne]. <https://pdfs.semanticscholar.org/25b3/88cc71dc1b636dff5806b1ff03c87114ae7e.pdf>.
- HUANG, C., Z. ZHANG, S. WU, Y. ZHAO et J. HU (2010). « *In vitro* and *in vivo* estrogenic effects of 17 α -estradiol in medaka (*Oryzias latipes*) ». *Chemosphere*, vol. 80, p. 608-612.
- HUTCHINS, S.R., M.V. WHITE, F.M. HUDSON et D.D. FINE (2007). « Analysis of lagoon samples from different concentrated animal feeding operations for estrogens and estrogen conjugates ». *Environmental Science & Technology*, vol. 41, n° 3, p. 738-744.
- JAROSOVA, B., L. BLAHA, J.P. GIESY et K. HILSCHEROVA (2014). « What level of estrogenic activity determined by *in vitro* assays in municipal waste waters can be considered as safe? » *Environment International*, vol. 64, p. 98-109.
- JEFFRIES, K.M., E.R. NELSON, L.J. JACKSON et H.R. HABIBI (2008). « Basin-wide impacts of compounds with estrogen-like activity on longnose dace (*Rhinichthys cataractea*) in two prairie rivers of Alberta, Canada ». *Environmental Technology and Chemistry*, vol. 27, n° 10, p. 2042-2052.
- KAVANAGH, R.J., G.C. BALCH, Y. KIPARISSIS, A.J. NIIMI, J. SHERRY, C. TINSON et C.D. METCALFE (2003). « Endocrine disruption and altered gonadal development in white perch (*Morone americana*) from the lower Great Lakes region ». *Environmental Health Perspectives*, vol. 112, n° 8, p. 898-902.
- KIDD, A.K., 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 of the USA*, vol. 104, n° 21, p. 8897-8901.
- KOŁODZIEJ, E.P., T. HARTEY et D.L. SEDLAK (2004). « Dairy wastewater, aquaculture, and spawning fish as a source of steroid hormones in the aquatic environment ». *Environmental Science & Technology*, vol. 38, n° 23, p. 6377-6384.
- LABADIE, P. et H. BUDZINSKI (2005). « Determination of steroidal hormone profiles along the Jalle d'Eysines river (near Bordeaux, France) ». *Environmental Science & Technology*, vol. 39, n° 14, p. 5113-5120.
- LAFRANCE, P. et E. CARON (2013). « Impact of recent manure applications on natural estrogen concentrations in streams near agricultural fields ». *Environmental Research*, vol. 126, p. 208-210.
- LANGE, A., Y. KATSU, S. MIYAGAWA, Y. OGINO, H. URUSHITANI, T. KOBAYASHI, T. HIRAI, J.A. SHEARS, M. NAGAE, J. YAMAMOTO, Y. OHNISHI, T. OKA, N. TATARAZAKO, Y. OHTA, C.R. TYLER et T. IGUCHI (2012). « Comparative responsiveness of fish species commonly used in laboratory and field monitoring ». *Aquatic Toxicology*, vol. 109, p. 250-258.
- LAHNSTEINER, F., B. BERGER, A. KLETZL, et T. WEISMANN (2006). « Effect of 17 β -estradiol on gamete quality and maturation in two salmonid species ». *Aquatic Toxicology*, vol. 79, n° 2, p. 124-131.
- LAROCQUE, M., M. PATOINE, O. BANTON, A.N. ROUSSEAU ET P. LAFRANCE (2002). « Quantification des pertes de phosphore en milieu agricole – Outil LoPhos ». *Vecteur Environnement*, vol. 35, n° 5, p. 48-56.
- LAURENSEN, J.P., R.A. BLOOM, S. PAGE et N. SADRIEH (2014). « Ethinyl estradiol and other human pharmaceutical estrogens in the aquatic environment: a review of recent risk assessment data ». *The AAPS Journal*, vol. 16, n° 2, p. 299-310.

LEEMING, R., A. BALL, N. ASHBOLT et P. NICHOLS (1996). « Using faecal sterols from humans and animals to distinguish faecal pollution in receiving waters ». *Water Research*, vol. 30, n° 12, p. 2893-2900.

LORENZEN, A., J.G. HENDEL, K.L. CONN, S. BITTMAN, A.B. KWABIAH, G. LAZAROVITZ, D. MASSÉ et T.A. MCALLISTER (2004). « Survey of hormone activities in municipal biosolids and animal manures ». *Environmental Toxicology*, vol. 19, n° 3, p. 216-225.

MANN, S.S. (2015). *Fate and transport of manure-borne estrogens in biochar amended agricultural sandy soil*. Thèse de maîtrise soumise à l'Université McGill, Montréal, 74 p. [En ligne]. [http://digitool.library.mcgill.ca/webclient/StreamGate?folder_id=0&dvs=1519760585194~380].

MANN, S., Z. QI et S.O. PRASHER (2016). « Transport and fate of estrogens from swine manure in a biochar amended sandy soil in a freeze-thaw environment ». *Canadian Biosystems Engineering*, vol. 58, p. 1.1-1.10.

MANSELL, D.S., R.J. BRYSON, T. HARTER, J.P. WEBSTER, E.P. KOLODZIEJ et D.L. SEDLAK (2011). « Fate of endogenous steroid hormones in steer feedlots under simulated rainfall-induced runoff ». *Environmental Science & Technology*, vol. 45, n° 20, p. 8811-8818.

MARVIN, C., J. COAKLEY, T. MAYER, M. BROWN et L. THIESSEN (2001). « Application of fecal ratios in sediments and effluents as source tracers ». *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 36, n° 4, p. 781-792.

MATHUR, R.S. et R.H. COMMON (1969). « A note on the daily urinary excretion of estradiol-17 β and estrone by the hen ». *Poultry Science*, vol. 48, n° 1, p. 100-104.

MINA, O., H.E. GALL, L.S. SAPORITO et P.J.A. KLEINMAN (2016). « Estrogen transport in surface runoff from agricultural fields treated with two application methods of dairy manure ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 45, n° 6, p. 2007-2015.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP) (2013). *Critères de qualité de l'eau de surface*. 3^e édition, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510 p. et 16 annexes. [En ligne]. [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf].

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP) (2011). *Résultats du suivi des produits pharmaceutiques et de soins personnels ainsi que des hormones dans des eaux usées, de l'eau de surface et de l'eau potable au Québec*. Québec, Direction des politiques de l'eau,

ISBN 978-2-550-62512-4 (PDF), 41 p. et 6 annexes. [En ligne]. [<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/pr od-pharma-eau2003-2009.pdf>].

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP) (2012). *Portrait de la qualité des eaux de surface au Québec 1999-2008*. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-63649-6 (PDF), 97 p. [En ligne]. [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/portrait/eaux-surface1999-2008/Portrait_Quebec1999-2008.pdf].

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDDELCC) (2017). *Contaminants d'intérêt émergent, substances toxiques et état des communautés de poissons dans des cours d'eau de la Montérégie et de l'Estrie*. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-76344-4 (PDF), 54 p. et 5 annexes. [En ligne]. [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/toxique/monteregie-estrie/contaminant-emergent.pdf].

MINISTRY OF ENVIRONEMENT (ME) (2017). *British Columbia Approved Water Quality Guidelines: Aquatic life, Wildlife & Agriculture surface, Summary Report*. Colombie-Britannique, Water Protection & Sustainability Branch, 36 p. [En ligne]. [https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/water-quality/wqgs-wqgs/approved-wqgs/wqg_summary_aquaticlife_wildlifeagri.pdf].

NICHOLS, D.J., T.C. DANIEL, D.R. EDWARDS, P.A. MORE, JR., et D.H. POTE (1998). « Use of grass filter strips to reduce 17 β -estradiol in runoff from fescue-applied poultry litter ». *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 53, n° 1, p. 74-77.

NICHOLS, D.J., T.C. DANIEL, D.R. EDWARDS et D.H. POTE (1997). « Runoff of estrogen hormone 17 β -estradiol from poultry litter applied to pasture ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 26, n° 4, p. 1002-1006.

NIMROD, A.C. et W.H. BENSON (1998). « Reproduction and development of Japanese medaka following an early life stage exposure to xenoestrogens ». *Aquatic Toxicology*, vol. 44, n° 1-2, p. 141-156.

ORLANDO, E.F., A.S. KOLOK, G.A. BINZCIK, J.L. GATES, M.K. HORTON, C.S. LAMBRIGHT, L.E. GRAY, JR., A.M. SOTO et L.J. GUILLETTE, JR. (2004). « Endocrine-disrupting effects of cattle feedlot effluent on an aquatic sentinel species, the fathead minnow ». *Environmental Health Perspectives*, vol. 112, n° 3, p. 353-358.

PALACE, V.P., K.G. WAUTIER, R.E. EVANS, P.J. BLANCHFIELD, K.H. MILLS, S.M. CHALANCHUK, D. GODARD, M.E. MCMASTER, G.R. TETREAULT, L.E. PETERS, L. VANDENBYLLAARDT et A. KIDD (2006). « Biochemical and histopathological effects in pearl dace (*Margariscus margarita*) chronically exposed to a synthetic estrogen in a whole lake experiment ». *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 25, n° 4, p. 1114-1125.

PATOINE, M. et F. D'AUTEUIL-POTVIN (2013). *Tendances de la qualité de l'eau de 1999 à 2008 dans dix bassins versants agricoles au Québec*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68544-9 (PDF), 22 p. et 7 annexes. [En ligne]. [<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/10bassins-1998-2008/tendanc-e-qualite-eau1999-2008-10bv-agricole.pdf>].

PATOINE, M. et F. D'AUTEUIL-POTVIN (2015). *Contamination bactériologique des petits cours d'eau en milieu agricole : état et tendances*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-72699-9 (PDF), 35 p. et 8 annexes. [En ligne]. [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/synthese-info/Rapport_agricole.pdf].

PERKINS, E.J., T. HABIB, B.L. ESCALON, J.E. CAVALLIN, L. THOMAS, M. WEBER, M.N. HUGHES, K.M. JENSEN, M.D. KAHL, D.L. VILLENEUVE, G.T. ANKLEY et N. GARCIA-REYERO (2017). « Prioritization of contaminants of emerging concern in wastewater treatment plant discharges using chemical:gene interactions in caged fish ». *Environmental Science & Technology*, vol. 51, n° 15, p. 8701-8712.

PHILLIPS, P.J., A.T. CHALMERS, J.L. GRAY, D.W. KOLPIN, W.T. FOREMAN et G.R. WALL (2012). « Combined sewer overflows: an environmental source of hormones and wastewater micropollutants ». *Environmental Science & Technology*, vol. 46, n° 10, p. 5336-5343.

RAMAN, D.R., A.C. LAYTON, L.B. MOODY, J.P. EASTER, G.S. SAYLER, R.T. BURNS et M.D. MULLEN (2001). « Degradation of estrogens in dairy waste solids: effects of acidification and temperature ». *Transactions of the ASAE*, vol. 44, n° 6, p. 1881-1888.

RAMAN, R.J., E.L. WILLIAMS, A.C. LAYTON, R.T. BURNS, J.P. EASTER, A.S. DAUGHERTY, M.D. MULLEN et G.S. SAYLER (2004). « Estrogen content of dairy and swine wastes ». *Environmental Science & Technology*, vol. 38, n° 13, p. 3567-3573.

ROSE, K.P. et A. FARENHORST (2014). « Estrone and 17 β -estradiol mineralization in liquid swine manure and soil in the presence and absence of penicillin or

tetracycline ». *Journal of Environmental Science and Health*, Part B, vol. 49, n° 5, p. 331-337.

SCHAUER, L.A., K.M. RODGERS et R.A. RUDEL (2017). « Review of organic wastewater compound concentrations and removal in onsite wastewater treatment systems ». *Environmental Science & Technology*, vol. 51, n° 13, p. 7304-7317.

SCHENCK, K., L. ROSENBLUM, B. RAMAKRISHNAN, J. CARSON JR, D. MACKE et C. NIETCH (2015). « Correlation of trace contaminants to wastewater management practices in small watersheds ». *Environmental Science Processes & Impacts*, vol. 17, n° 5, p. 956-964.

SCHUH, C.M., F.X.M. CASEY, H. HAKK, T.M. DESUTTER, K.G. RICHARDS, E. KHAN et P.G. ODUOR (2011). « Effects of field-manure applications on stratified 17 β -estradiol concentrations ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 192, n° 2, p. 748-752.

SCOTT, T.M., J.B. ROSE, T.M. JENKINS, S.R. FARRAH et J. LUKASIK (2002). « Microbial source tracking : current methodology an future directions ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 68, n° 12, p. 5796-5803.

SERVOS, M.R., D.T. BENNIE, B.K. BURNISON, A. JURKOVIC, R. MCINNIS, T. NEHELI, A. SCHNELL, P. SETO, S.A. SMITH et 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, p. 155-170.

SEYDOUX, S., D. CÔTÉ, M. GRENIER et M.-O. GASSER (2006). *Caractérisation des volumes et des concentrations en éléments fertilisants des effluents d'élevages de poulettes et de poules pondeuses*. Rapport de recherche. IRDA. 41 p. et annexes. [En ligne]. [https://www.irda.qc.ca/assets/documents/Publications/documents/seydoux-et-al-2006_rapport_effluents_poulettes_et_pondeuses.pdf].

SHAPPELL, N.W., K.M. HYNDMAN, S.E. BARTELL et H.L. SHOENFUSS (2010). « Comparative biological effects and potency of 17 α - and 17 β -estradiol in fathead minnows ». *Aquatic Toxicology*, vol. 100, p. 1-8.

SHAPPELL, N.W., L.O. BILLEY, D. FORBES, T.A. MATHENY, M.E. POACH, G.B. REDDY et P.G. HUNT (2007). « Estrogenic activity and steroid hormones in swine wastewater through a lagoon constructed-wetland system ». *Environmental Science & Technology*, vol. 41, n° 2, p. 444-450.

TARRANT, H., N. LIEWELLYN, A. LYONS, N. TATTERSALL, S. WYLDE, G. MOUZAKITIS, M. MALONEY et C. MCKENZIE (2005). *Endocrine Disruptors in the Irish Aquatic Environment – Final*

Report. Environmental Protection Agency, Wexford, Ireland, 178 p. [En ligne]. [<https://www.epa.ie/pubs/reports/research/water/Main%20Report%20-%20ERTDI%2032.pdf>].

TUCKER, H.A. (2009). *Factors affecting estrogen excretion in dairy heifers*. Thèse de maîtrise soumise à Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginie, 88 p. [En ligne]. [<https://theses.lib.vt.edu/theses/available/etd-08052009-144308/unrestricted/HeatherATuckerETD.pdf>].

WALKER, R.W., C.K. WUN, W. LITSKY et B.J. DUTKA (1982). « Coprostanol as an indicator of fecal pollution ». *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, vol. 12, n° 2, p. 91-112.

WALKER, W.W. (1996). *Simplified Procedures for Eutrophication Assessment and Prediction: User Manual*. Rapport d'instruction W-96-2, mis à jour en avril 1999. Vicksburg, MS, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 239 p. [En ligne]. [http://www.walker.net/bathtub/Flux_Profile_Bathtub_DOS_1999.pdf].

WILCOX, J.D., J.M. BAHR, C.J. HEDMAN, J.D.C. HEMMING, M.A.E. BARMAN et K.R. BRADBURY (2009). « Removal of organic wastewater contaminants in septic systems using advanced treatment technologies ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 38, n° 1, p. 149-156.

WILLIAMS, R.J., A.C. JOHNSON, V. KELLER, C. WELLS, M.G.R. HOLMES et A.R. YOUNG (2008). *Catchment Risk Assessment of Steroid Oestrogens from Sewage Treatment Works*. Science Report SC030275/SR3. Environment Agency, Bristol, Royaume-Uni, ISBN 978-1-84432-871-0. [En ligne]. [<http://nora.nerc.ac.uk/2810/1/SCHO0308BNVO-e-e.pdf>].

WILLIAMS, R.J., A.C. JOHNSON, J.J. SMITH et R. KANDA (2003). « Steroid estrogens profiles along river stretches arising from sewage treatment works discharges ». *Environmental Science & Technology*, vol. 37, n° 9, p. 1744-1750.

WRIGHT-WALTERS, M., C. VOLZ, E. TALBOTT et D. DAVIS (2011). « An updated weight of evidence approach to the aquatic hazard assessment of Bisphenol A and the derivation a new predicted no effect concentration (Pnec) using a non-parametric methodology ». *Science of The Total Environment*, vol. 409, n° 4, p. 676-685.

WRITER, J.H., J.N. RYAN, S.H. KEEFE et L.B. BARBER (2012). « Fate of 4-Nonylphenol and 17 β -estradiol in the Redwood river of Minnesota ».

Environmental Science & Technology, vol. 46, n° 2, p. 860-868.

WU, F., Y. FANG, Y. LI, X. CUI, R. ZHANG, G. GUO et J.P. GIESY (2014). « Predicted no-effect concentration and risk assessment for 17-[beta]-estradiol in waters of China ». *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 228, p. 31-56.

YANG, Y.-Y., G.S. TOOR, P.C. WILSON et C.F. WILLIAMS (2016). « Septic systems as hot-spots of pollutants in the environment: fate and mass balance of micropollutants in septic drainfields ». *Science of the Total Environment*, vol. 566-567, p. 1535-1544.

YANG, Y.Y., J.L. GRAY, E.T. FURLONG, J.G. DAVIS, R.C. REVELLO et T. BORCH (2012). « Steroid hormone runoff from agricultural test plots applied with municipal biosolids ». *Environmental Science & Technology*, vol. 46, n° 5, p. 2746-2754.

YOST, E.E., M.T. MEYER, J.E. DIETZE, B.M. MEISSNER, L. WORLEY-DAVIS, C.M. WILLIAMS, B. LEE et S.W. KULLMAN (2013). « Comprehensive assessment of hormones, phytoestrogens, and estrogenic activity in an anaerobic swine waste lagoon ». *Environmental Science & Technology*, vol. 47, n° 23, p. 13781-13790.

YOUNG, W.F., P. JOHNSON, I. JOHNSON et N. SOROKIN (2004). *Proposed predicted-no-effect-concentration (PNECs) for natural and synthetic steroid oestrogens in surface waters*. R&D Technical Report P2-T04/1, WRc-NSF. Environment Agency, Bristol, Royaume-Uni, 116 p. et 5 annexes. [En ligne]. [<https://www.salmon-trout.org/>].

ZHAO, X. et W.S. LUNG (2017). « Modeling the fate and transport of 17 β -estradiol in the South River watershed in Virginia ». *Chemosphere*, vol. 186, p. 780-789.

ZHAO, S., P. ZHANG, M.E. MELCER et J.F. MOLINA (2010). « Estrogens in streams associated with a concentrated animal feeding operation in upstate New York, USA ». *Chemosphere*, vol. 79, n° 4, p. 420-425.

ZHENG, W., S.R. YATES et S.A. BRADFORD (2008). « Analysis of steroid hormones in a typical dairy waste disposal system ». *Environmental Science & Technology*, vol. 42, n° 2, p. 530-535.

ZOETIS (2014). *Environmental Assessment for Synovex ONE (Estradiol Benzoate and Trenbolone Acetate Extended Release Implant) Feedlot and Grass for Beef Steers and Heifers*. Veterinary Medicine Research & Development, Kalamazoo, Michigan, États-Unis, 401 p.

ANNEXES

Annexe 1 Revue des études sur les mesures des stéroïdes et phénols

Cette annexe présente une revue territoriale des études sur les mesures de stéroïdes et de phénols en lien avec l'agriculture. Les résultats qui y sont présentés par substance ont été obtenus à l'aide d'analyses chimiques, alors que les résultats faisant mention d'activité estrogénique ou les résultats exprimés en équivalent E2 ont été obtenus à l'aide d'analyses biologiques.

Études réalisées au Québec et dans les autres provinces canadiennes

Au Québec, un court suivi des concentrations d'estrone, de 17β -estradiol et d'estriol dans les fossés d'un petit sous-bassin versant (236 ha) de la rivière Bras d'Henri sur sable loameux a été réalisé un printemps, du 11 avril au 23 mai (Lafrance et Caron, 2013; Caron et Lafrance, 2013). Des échantillons ont été prélevés avant l'épandage de lisier, après l'épandage et après les trois premières pluies. Des concentrations d'estrone supérieures à la limite de détection ($> 0,4$ ng/l) ont été mesurées dans les eaux de surface à six des sept points échantillonnés le 3 mai, soit 24 heures après l'épandage de lisier porcin et bovin. Trois de ces valeurs étaient comprises entre 25 et 60 ng/l. Aux autres dates, les valeurs d'estrone étaient sous la limite de détection. Les valeurs des deux autres hormones analysées ont toutes été sous la limite de détection ($< 0,6$ ng/l).

Un suivi en lysimètres du transport des hormones à travers un sol sableux de la série Saint-Amable a été réalisé à la ferme du campus Macdonald, à Sainte-Anne-de-Bellevue, au Québec. À la suite de l'incorporation manuelle au sol de lisier de porcs ou de fumier de volailles élevés sans hormones, quatre pluies ont été simulées en 45 jours (pluies de 58 mm chacune réparties sur quatre heures, sans ruissellement) et le lixiviat a été recueilli à l'aide de drains à 90 cm de profondeur au cours des 24 heures suivant l'irrigation. Aucun semis n'a été effectué pour éviter le prélèvement des hormones par les cultures. L'expérience a été réalisée deux années de suite pour vérifier l'efficacité à long terme du charbon à usage agricole à retenir les hormones (Alizadeh, 2013; Mann, 2015). Dans le cas des sols sans ajout de charbon, la quantité d'hormones dans le lixiviat a totalisé entre 1,9 et $2,5 \mu\text{g}$ pour E2 et entre 0,8 et $1,9 \mu\text{g}$ pour E1 selon l'année et le type de déjections animales, ce qui correspond à une perte par hectare de

0,9 à 1,5 mg d'E2 et de 0,8 à 1,2 mg d'E1. L'ajout de charbon au sol a permis de réduire les pertes d'hormones dans le lixiviat d'environ 75 % la première année et 20 % la deuxième année. Cependant, au fil du temps, le charbon a commencé à relâcher du carbone organique dissous, ce qui facilite le transport des hormones dans le sol plus en profondeur (Mann et autres, 2017). Les concentrations dans le lixiviat ont varié de 10 à 90 ng E2/l et de 5 à 40 ng E1/l dans le cas du lisier de porcs (Mann, Qi et Prasher, 2016). Dans le cas où du fumier de volailles a été appliqué, les concentrations du lixiviat ont varié de 20 à 100 ng E2/l et de 15 à 90 ng E1/l (Mann, 2015).

En Ontario, une activité estrogénique et une concentration d'estrone de 25 ng/l ont été mesurées dans l'eau échantillonnée de conduite de drainage souterrain après l'épandage de lisier de porcs dans un champ (Burnison et autres, 2003; Servos, 2002).

Lorenzen et autres (2004) ont mesuré l'activité hormonale des déjections animales de différentes fermes au Canada et de boues municipales ontariennes à l'aide des bio-essais sur levure recombinante YES (en équivalent 17β -estradiol [E2_{éq}]) et YAS (en équivalent testostérone [TEST_{éq}]), par gramme de poids sec. Dans les déjections fraîches (fèces et urine) de vaches laitières gestantes prélevées à la ferme expérimentale d'Agriculture et Agroalimentaire Canada à Lennoxville, au Québec, une valeur moyenne de l'ordre de 1 000 à 3 000 ng E2_{éq}/g et jusqu'à 1 700 ng TEST_{éq}/g a été obtenue. La valeur pour un fumier de vaches taries et de veaux entreposé de huit à neuf mois était du même ordre. Dans les déjections fraîches et entreposées prélevées dans six fermes laitières à Terre-Neuve, l'activité hormonale a varié de 22 à 3 048 ng E2_{éq}/g et de 0 à 383 ng TEST_{éq}/g. L'utilisation de soya dans l'alimentation a augmenté l'activité estrogénique des déjections. Dans les bouses provenant de bovins de boucherie de parcs d'engraissement en Alberta, l'activité hormonale n'a pas dépassé 20 ng/g. Dans le lisier de porcherie maternité et à l'engraissement provenant de fermes ontariennes, une activité estrogénique de l'ordre de 2 000 à 6 000 ng E2_{éq}/g a été mesurée, alors que dans la litière de poulet à griller et de poules pondeuses en Colombie-Britannique, elle a varié d'environ 60 à 400 ng E2_{éq}/g. Les valeurs de

boues municipales ontariennes provenant d'un traitement anaérobie étaient de l'ordre de 1 200 ng E2_{Éq/g} et 550 ng TEST_{Éq/g}, alors que celles provenant d'un traitement aérobie étaient d'environ 20 ng E2_{Éq/g}.

Au Manitoba, l'étude de Rose et Farenhorst (2014) sur la fertilisation à l'aide de lisier de porcs a montré que l'entreposage du lisier pour une période de trois ou quatre mois avec agitation périodique avant l'épandage peut réduire le potentiel des estrogènes de contaminer l'environnement, mais que la persistance des estrogènes dans les lisiers est aussi influencée par des pratiques d'élevage comme le type et la quantité d'antibiotiques administrés aux animaux. Ces auteurs ont aussi noté que la présence d'antibiotiques dans les lisiers peut également ralentir la dissipation des estrogènes dans le sol, surtout lorsqu'ils sont épandus à doses élevées ou non incorporés au sol.

Jacobsen et autres (2005) ont observé que l'ajout de lisier de porcs au sol accélère la transformation de 17 β -estradiol en estrone grâce aux microorganismes qu'il contient et que sa minéralisation requiert une population microbienne du sol viable. Les études ontariennes sur la persistance des hormones dans des sols loameux (loam, loam silteux, loam sableux) concluent qu'elles sont rapidement éliminées des sols aérés sous des conditions de croissance tempérées et que les méthodes d'application qui minimisent l'écoulement préférentiel de déjections animales ou de biosolides municipaux devraient permettre de protéger l'eau adjacente de la contamination (Lorenzen et autres, 2006; Colucci et Topp, 2001).

En Alberta, Caron et autres (2012) ont observé dans un loam argileux fertilisé au fumier de bovins de boucherie pendant 35 ans une forte sorption de 17 β -estradiol qui augmentait avec le contenu en carbone organique du sol. Une étude albertaine sur une large gamme de sols, provenant de 41 champs cultivés, a aussi montré que le contenu en carbone organique du sol était le principal facteur expliquant les variations du coefficient de sorption des hormones 17 β -estradiol, estrone et estriol entre les sols (Caron et autres, 2010a). Une seconde étude (Caron et autres, 2010b) a montré que la minéralisation de 17 β -estradiol augmente avec sa sorption au sol.

Études réalisées aux États-Unis

Aux États-Unis, plusieurs études des eaux de ruissellement ou de drainage de source agricole, à l'échelle des parcelles ou dans les fossés ou ruisseaux drainant des terres agricoles, ont été réalisées, certaines dans les États du nord-est situés dans la zone climatique humide continentale, notamment l'Indiana, la Pennsylvanie et l'Ohio, d'autres dans les zones plus arides. S'ils sont représentatifs de conditions climatiques plus chaudes que celles du Québec, les résultats de ces études peuvent néanmoins donner un ordre de grandeur des apports de sources agricoles et de leur variabilité et aider à déterminer certaines pratiques qui permettent de minimiser le risque de contamination des eaux de surface. Ces résultats peuvent également se rapprocher des conditions plus chaudes et sèches rencontrées certaines années au Québec, ou encore des conditions qui pourraient prévaloir au Québec sous un climat réchauffé dans le futur (Paquin et Logan, 2017).

Dans 19 ruisseaux (1 à 32 km²) drainant des bassins versants à prédominance bovine, porcine, de volailles ou sans élevage, situés dans 12 États du centre-est des États-Unis, Haack et autres (2016) ont mesuré les concentrations d'estrone à deux moments, soit par temps sec avant l'épandage en été et après une pluie consécutive à l'épandage de déjections animales en automne. Les valeurs les plus élevées – New York, 8 ng E1/l, et Wisconsin, 3 ng E1/l – ont été observées à l'automne dans deux bassins versants (26 et 32 km²) situés parmi les plus au nord et comportant surtout des bovins laitiers. Des valeurs supérieures à 1 ng/l ont aussi été observées dans deux bassins versants porcins (31 et 10 km²) en Indiana, en été (3 ng E1/l) et à l'automne (2 ng E1/l). Aucune valeur supérieure à 1 ng/l n'a été observée aux quatre stations sans élevage d'animaux (contrôle) ni dans les autres bassins versants agricoles. Ces valeurs individuelles d'estrone plus élevées en automne sont cohérentes avec celles mesurées dans les tributaires au sud de Québec.

À ces 19 ruisseaux, dans le cadre du même échantillonnage ponctuel, Alvarez et autres (2013) n'ont pas mesuré de concentrations de 17 β -estradiol supérieures à 1 ng/l, sauf à la suite d'un déversement imprévu de déjections porcines d'une lagune d'entreposage, où la concentration dans le ruisseau a atteint 59,2 ng/l d'E2 et 298 ng/l d'E1. Ces auteurs ont aussi

déployé, pendant 28 à 92 jours selon le ruisseau, un échantillonneur passif POCIS afin d'obtenir une concentration moyenne intégrée sur la période de déploiement. Des concentrations d'estrogènes plus élevées ont été mesurées dans les eaux ainsi échantillonnées, notamment pour un secteur de pâturage bovin en Virginie (10,9 ng E1/l et 3,4 ng E2/l) et de volailles au Maryland (3,1 ng E1/l et 0,8 ng E2/l). En plus des analyses chimiques des estrogènes par spectrométrie de masse, ces auteurs ont aussi mesuré le potentiel estrogénique des ruisseaux à l'aide de trois bio-essais (YES, E-Screen et T47D-KBluc). Le site de pâturage bovin en Virginie a montré le potentiel estrogénique le plus élevé.

Un suivi intensif des hormones dans trois fossés drainant des superficies agricoles de 387 à 612 ha, ainsi que dans trois drains souterrains couvrant de 62 à 77 ha et se déversant chacun dans un des trois fossés, a été réalisé sur une période d'un peu plus d'un an au Centre de recherche et d'éducation en sciences animales de Perdue, dans le nord de l'Indiana. Les types de sols dominants sont des loams limoneux et limono-argileux et les principales cultures, le maïs, le soya, la luzerne et le mil. Les déjections des élevages sont entreposées dans des lagunes sur le site et épandues sur les terres en culture, de mars à décembre. Les superficies drainées à deux fossés ont reçu principalement des déjections de bovins laitiers et de boucherie, celles du troisième fossé, des déjections d'élevages porcins et de volailles. Les concentrations les plus élevées d'estrogènes sont survenues au début des montées de crues printanières et en juin, ce qui coïncide avec la période du début du stade de développement de plusieurs espèces aquatiques dans la région (Gall et autres, 2011).

Les concentrations maximums d'estrogènes ont atteint, selon le fossé, de 20 à 33 ng/l pour 17 β -estradiol et de 9 à 40 ng/l pour l'estrone. Les charges d'hormones mesurées de janvier 2009 à mai 2010 dans les fossés ont totalisé, par hectare, de 3,5 à 7,5 mg d'E2 et de 9,0 à 22 mg d'E1 pour les secteurs fertilisés aux déjections bovines contre 22,4 mg d'E2 et 24,5 mg d'E1 pour celui fertilisé aux déjections porcines et de volailles. La charge par hectare dans les drains des secteurs fertilisés aux déjections bovines a varié de 0,2 à 2,1 mg d'E2 et de 0,6 à 4,9 mg d'E1, alors qu'elle a atteint des valeurs de 1,9 mg d'E2 et de 15,8 mg d'E1 dans celui du secteur

fertilisé aux déjections porcines et de volailles. Même si les charges d'estrogènes les plus élevées sont survenues durant des événements de ruissellement peu de temps après l'épandage de déjections animales, l'importance de la charge d'estrogènes printanière, avant l'épandage, suggère que l'accumulation d'hormones dans les sols peut conduire à une exportation vers les cours d'eau pendant une période de temps plus longue que ce que les études en laboratoires pourraient laisser croire (Gall et autres, 2014). Dans le cadre d'une comparaison de la dynamique des charges d'éléments nutritifs et d'hormones d'un des deux secteurs fertilisés principalement aux déjections bovines, Gall et autres (2015) ont observé pour l'estrone que plus de 75 % de la charge du fossé et du drain a été exportée durant les courtes périodes où les débits ont dépassé le 80^e percentile annuel. Ils ont aussi observé que le ruissellement est le principal mode de transport de l'estrone et du phosphore dissous.

Gall et autres (2016) ont aussi développé un modèle de simulation des flux d'hormones dans les drains (modèle HERD) et l'ont validé à l'aide des données mesurées au cours de la saison 2009, dans un champ où des activités d'épandage de déjections animales avaient débuté 18 ans auparavant. La modélisation a montré que les macropores du sol étaient responsables d'environ 87 % de la charge d'estrogènes exportée par les drains. Elle a aussi montré que l'historique de fertilisation contribuait de façon non négligeable à la charge d'estrogènes exportée par les drains et que le lessivage d'estrogènes après la cessation d'épandage pouvait durer plusieurs décennies.

En Pennsylvanie, Mina et autres (2016) ont mesuré les hormones dans les eaux de ruissellement de douze parcelles expérimentales (27 m x 15 m; pente de 7 à 15 %; loam limoneux ou limono-argileux) cultivées en maïs (fertilisation selon les besoins en azote), au cours des dix événements de ruissellement naturels survenus dans les neuf mois après l'épandage d'automne de lisier de bovins laitiers (octobre 2014 à juin 2015). Selon le mode d'épandage, les concentrations maximums d'estrone ont varié de 9 à 4 000 ng/l pour le lisier laissé en surface et de 0,8 à 10 ng/l dans le cas d'injection à l'aide de disques. Des concentrations maximums de 17 β -estradiol de 1,3 à 250 ng/l dans quatre parcelles avec épandage en surface et de 1,2 ng/l dans une parcelle avec injection ont

également été mesurées, même si l'hormone 17 β -estradiol n'a pas été détectée dans le lisier. Ce résultat suggère une transformation importante d'autres formes d'estrogènes en 17 β -estradiol sous certaines conditions. L'étude montre que les concentrations d'estrogènes les plus élevées surviennent pour la plupart des parcelles lors du premier ruissellement après l'épandage en surface, alors qu'elles surviennent plus tard et à des concentrations moindres lorsque le lisier est incorporé au sol. L'estrone a été l'hormone détectée le plus souvent et en plus grande concentration. La masse d'estrogènes totaux (E1 + E2 + E3) exportée dans les eaux de ruissellement des parcelles avec épandage en surface a représenté entre 0,036 et 38,6 mg/ha (8,6 mg/ha en moyenne) contre 0,005 à 0,073 mg/ha (0,024 mg/ha en moyenne) pour celles avec incorporation des lisiers.

Mina et autres (2017) ont aussi observé, sur les mêmes parcelles, que le facteur de transport le plus important était la disponibilité d'une source pour les estrogènes, alors que la variabilité hydrologique était plus importante pour le transport du phosphore dissous et du carbone organique dissous.

En Ohio, Shappell, Billey et Shipitalo (2016) ont mesuré, de janvier à avril pendant trois années (2009 à 2011), dans six micro-bassins versants de 0,5 à 0,8 ha comportant une pente de 7 à 13 %, l'activité estrogénique de l'eau de ruissellement, en équivalent estradiol (E2 eq) basé sur l'essai de prolifération cellulaire E-Screen. La fertilisation s'est faite en hiver, à l'aide de déjections porcines, de dindons ou d'urée (contrôle) selon le site, en fonction des besoins en azote pour le maïs. Aucune déjection n'a été épandue à moins de 30 m du point d'échantillonnage à l'embouchure du micro-bassin. La culture du maïs s'est faite sans travail du sol à tous les sites, sauf à un des deux sites porcins. L'activité estrogénique la plus élevée (5,6 ng E2 eq /l) a été mesurée dans le premier ruissellement après l'épandage de lisier de porcs, dans le seul site avec travail du sol. Selon l'année, cette valeur a varié de 0,31 à 1,2 ng/l pour les micro-bassins porcins contre 0,2 à 1,17 ng/l pour ceux de dindons et 0,17 à 0,66 ng/l pour les contrôles. Les auteurs suggèrent que la valeur plus élevée pour l'un des sous-bassins de contrôle pourrait être causée par la faune, en raison de dommages importants aux récoltes résultant de la présence de chevreuils.

La charge par hectare mesurée pour la période a varié, selon le site et l'année, de 0,10 à 0,64 mg E2 eq pour le porc et de 0,03 à 0,12 mg E2 eq pour les contrôles. Elle a totalisé 0,35 mg E2 eq pour le dindon. Par rapport à la quantité d'équivalent estradiol épandue, la charge ruisselée a représenté, pour les parcelles porcines, 0,2 % en 2009, de 1,0 à 1,6 % en 2010 et de 0,5 à 1,4 % en 2011, alors qu'elle a été de 0,04 % pour les parcelles fertilisées à l'aide de litière de dindons. Les auteurs attribuent les faibles charges obtenues à la provenance des lisiers de porcs épandus d'une lagune secondaire et à l'impossibilité de considérer le premier événement de ruissellement d'une parcelle fertilisée à l'aide de litière de dindons.

L'eau dans des sols sableux loameux cultivés en maïs a été étudiée en 2003 par Thompson et autres (2009) au Dakota du Nord. À trois sites équipés de lysimètres, installés à une profondeur de 61 cm, un épandage de déjections porcines a été fait pour combler les besoins en azote de la culture. Aucun épandage n'a été fait sur un quatrième site (contrôle). L'hormone 17 β -estradiol a été détectée fréquemment, y compris avant l'épandage et au site de contrôle. Les valeurs détectées ont varié de 1 à 245 ng/l (21 ng/l en moyenne). La quantité de 17 β -estradiol récupérée dans le lysimètre a représenté de 5 à 11 % de la quantité épandue sous forme de lisier et de 54 à 654 % de celle épandue sous forme de fumier. Ces résultats suggèrent une présence de 17 β -estradiol persistante et mobile dans le sol, pouvant résulter d'une association aux colloïdes comme la matière organique dissoute.

En 2006 et 2007, Schuh et Casey (2008) ont approfondi l'étude à l'échelle de la ferme en analysant l'eau interstitielle des sols. L'hormone 17 β -estradiol a été détectée dans 42 % des échantillons, à des concentrations jusqu'à 7 712 ng/l (65 ng/l en moyenne). L'épandage en surface ou par injection de lisier n'a pas eu d'effet notable sur les concentrations de l'eau du sol, ce qui suggère que le lisier est rapidement fixé au sol et que la contribution des estrogènes du sol est prépondérante. Une forte variabilité a été observée entre les points de prélèvement sur la ferme et dans le temps. Les valeurs les plus élevées ont été mesurées près de la surface du sol, malgré une détection plus fréquente en profondeur. Les valeurs élevées semblaient plus liées à des événements climatiques, comme les précipitations, qui provoquent la remontée de la nappe d'eau souterraine, qu'à une saisonnalité. À

la suite d'une incorporation de lisier de porcs en mai 2006 (apport d'E2 de 62 à 460 mg/ha), des valeurs moyennes de 17 β -estradiol de 1 à 1,4 ng/l en juin 2006, puis de 19 ng/l à l'automne 2006, 202 ng/l en mai 2007 et 16 ng/l en octobre 2007 ont été mesurées, ce qui suggère une rétention dans le sol à court terme suivi d'une remise en solution à long terme en fonction de différents facteurs, comme les précipitations (Schuh et autres, 2011).

Plus au sud, dans la zone climatique subtropicale humide, Dutta et autres (2010), au Delaware, ont mesuré, de la fin avril à la fin juillet 2008, dans dix ruissellements naturels de parcelles expérimentales (5 m x 12 m; pente de 2 à 5 %; loam limoneux) cultivées en maïs avec travail réduit du sol et fertilisées à la fin avril à l'aide de litière de volailles brute ou en granule, une concentration moyenne de 17 β -estradiol de 0,11 à 1,3 ng E2/l. Les concentrations pondérées par le débit ont varié, selon la parcelle, de 0,75 à 2,5 ng/l pour l'estrone et de 0,5 à 1,9 ng/l pour 17 β -estradiol. La masse d'hormones exportée des parcelles fertilisées à l'aide de litière de volailles brute a varié, par hectare, de 0,030 à 0,075 mg pour l'estrone et de 0,010 à 0,050 mg pour 17 β -estradiol. Pour les parcelles fertilisées à l'aide de litière en granule, la masse d'hormones exportée n'a pas dépassé 0,020 mg par hectare. Les exportations tardives observées suggèrent que les hormones peuvent persister dans le sol, comme en témoignent les valeurs de 0,79 ng E1/g et 1,12 ng E2/g mesurées dans le sol, comparativement aux valeurs de 3,7 ng E1/g et 0,4 ng E2/g pour la litière de volailles brute. Les faibles charges exportées peuvent s'expliquer notamment par le fait que le contenu en estrogènes de la litière de volailles épandue sur les parcelles est environ cinq fois plus faible que le contenu en estrogènes généralement observé dans d'autres études (tableau 1 de la page 4).

Ces auteurs ont aussi mesuré l'activité estrogénique de l'eau de ruissellement à l'aide de l'essai ELISA. Les valeurs moyennes obtenues par ELISA ont varié de 26 à 77 ng E2_{eq}/l, ce qui est beaucoup plus élevé que celles de 17 β -estradiol obtenues par analyses chimiques. Les auteurs attribuent les valeurs plus élevées du test ELISA à sa réactivité avec les autres composés organiques. La détermination du potentiel estrogénique par ELISA a aussi été utilisée dans d'autres études de l'eau des fossés ou de ruissellement et de drainage réalisées dans

cette zone climatique, au Tennessee, en Georgie et en Arkansas.

Sur les mêmes dix parcelles, les concentrations de carbone organique dissous (COD), mesurées pour les sept premiers ruissellements, ont montré une forte corrélation avec les estrogènes totaux. Ce résultat suggère que l'adoption de pratiques agricoles permettant de réduire les exportations de COD pourrait aussi contribuer à diminuer les apports de contaminants qui y sont associés, comme les estrogènes (Dutta et autres, 2012b).

Dans un autre suivi réalisé d'avril à octobre 2008, à différentes positions dans un petit bassin versant agricole, Dutta et autres (2012a) ont caractérisé les eaux de huit ruissellements naturels d'un champ de 10 ha cultivé en maïs sur un loam limoneux de pente de 0 à 5 %. Un apport de litière de volailles incorporée au sol au moment de l'épandage a été effectué en avril 2008. La quantité d'estrogènes libres par hectare dans la litière épandue représentait 0,49 g d'E1, 0,05 g d'E2, 0,02 g d'E2A et 0,73 g d'E3, alors que les formes conjuguées totalisaient 0,26 g d'E1, 0,70 g d'E2 et 0,03 g d'E2A. À la sortie du champ, les concentrations d'estrogènes libres détectées après l'épandage dans la fraction dissoute (< 0,7 μ m) des eaux de ruissellement, du 14 avril au 23 juin, ont varié de 58 à 2,2 ng/l pour l'estrone. L'E2 a été détecté dans un seul ruissellement (2,1 ng/l) et l'E2A deux fois (12 et 1,5 ng/l). Les formes conjuguées d'E2 ont été mesurées à des concentrations de 1 à 107 ng/l jusqu'en mai, celles d'E1, à des concentrations de 2 à 29 ng/l. À la suite de leur passage dans une zone riveraine, les estrogènes libres ont été détectés dans le cours d'eau à trois reprises, soit le 14 avril sous forme d'estriol (3 ng/l) et les 10 et 23 juin sous forme d'estrone (2 ng/l). Dans la fraction particulaire, aucun estrogène n'a été détecté. L'estrone a été le principal estrogène libre mesuré à la sortie du champ, où les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans les deux mois suivant l'épandage (avril et mai), mais il a été détecté dans le cours d'eau en juin seulement.

Au Nebraska, Biswas et autres (2017) ont mesuré dans les eaux de ruissellement provenant de parcelles expérimentales (2,2 m x 3,4 m) cultivées en maïs sur un loam limoneux d'une pente de 8 %, à la suite de pluies simulées de récurrence deux ans (75 mm/h; 30 minutes) le lendemain et un mois après l'épandage de fumier de taures de boucherie, une

perte d'estrone dissoute (filtration non précisée) représentant de 0,5 à 2,8 % de la quantité d'estrone épandue, soit de 3,5 à 20 mg E1/ha. Les estrogènes E2 et E3 ont aussi été détectés dans les eaux de ruissellement, mais non dans le fumier.

Au Tennessee, Dyer et autres (2001) ont mesuré dans les eaux de ruissellements naturels de parcelles expérimentales (6 m x 12 m; pente de 2 %) cultivées en blé sur un loam limoneux, des concentrations maximums de 29 et 41 ng/l en équivalent estradiol (E2éq) basé sur ELISA à la suite d'épandage de déjections de bovins laitiers, à une dose correspondant aux besoins en phosphore et en azote respectivement. Dans une expérimentation plus complète, Dyer (2001) a observé une corrélation positive entre la masse d'E2éq dans l'eau du premier ruissellement et le taux d'application d'estrogènes ainsi qu'une persistance d'activité estrogénique dans l'eau des ruissellements subséquents. Il a également observé une corrélation entre la quantité épandue et la concentration d'E2éq dans le sol trois mois après l'épandage de déjections bovines ainsi qu'entre la teneur en E2éq du sol et sa quantité dans les eaux de ruissellement.

En Georgie, Jenkins et autres (2006) ont mesuré, de février à juillet 2001, dans quatre fossés drainant d'un à trois hectares et fertilisés à l'aide de litière de volailles, des concentrations de 8 à 134 ng E2éq/l. La quantité d'estradiol apportée par la litière de volailles était de l'ordre 3 mg E2éq/ha, alors que la concentration moyenne d'estradiol dans le sol en surface (0-5 cm) a varié de 65 à 636 ng E2éq/kg selon les dates. Lors d'un ruissellement important, en juillet 2001, la quantité d'estradiol transportée aux cours d'eau a varié de 21 à 85 mg E2éq/ha selon le fossé, ce qui suggère que les sols ont constitué une source majeure d'estrogènes. Les concentrations dans un cinquième fossé drainant huit hectares en pâturage ont varié de 8 à 147 ng E2éq/l pour la même période, ce qui suggère un apport non négligeable des déjections y étant excrétées par le bétail. En parcelles expérimentales (10 m x 30 m) cultivées en maïs sur loam sableux, Jenkins et autres (2009) ont mesuré une charge d'estradiol de l'ordre de 45 mg E2éq/ha dans les eaux de ruissellement et de drainage, à la suite d'irrigations totalisant 123 mm et 134 mm d'eau réalisées 14 jours après les épandages de fumier de volailles de novembre 2001 et de juin 2002 respectivement. Finley-Moore, Hartel et Cabrera (2000) ont aussi

observé dans les eaux de ruissellements naturels de parcelles expérimentales (0,8 ha; pente de 4 à 8 %) en pâturage et en foin sur loam sableux des concentrations de 20 à 2 530 ng E2éq/l, selon la dose et le délai après l'épandage de litière de volailles. Ils ont estimé qu'un événement de ruissellement en 1999 survenu quatre jours après un épandage de litière de volailles a provoqué à lui seul une perte de 10 mg E2éq/ha vers le cours d'eau.

En Arkansas, Nichols et autres (1997) ont observé, à l'aide de pluies simulées sur des parcelles expérimentales (1,5 m x 3 m; pente de 3 %; loam limoneux), une augmentation de la concentration d'estradiol par ELISA dans les eaux de ruissellement avec la dose de litière de volailles. Ils ont aussi observé que le traitement de la litière de volailles par l'ajout d'alun permettait de réduire de près de la moitié la concentration et les pertes d'estradiol dans le premier ruissellement après l'épandage. Dans une autre étude, Nichols et autres (1998) ont mesuré une réduction des concentrations d'estradiol de 58 à 94 % et une baisse de pertes massiques de 79 à 98 % lorsque les eaux de ruissellement de litière de volailles passaient au travers d'une bande végétale de 6,1 à 18,3 m. Plus récemment, DeLaune et autres (2002) ont observé en parcelles expérimentales (1,5 m x 6,1 m; pente de 5 %; loam limoneux) que la concentration d'estradiol mesurée par ELISA dans les eaux du premier ruissellement (provoqué par une pluie simulée de 70 mm/h) après l'épandage de litière de volailles augmente avec la quantité épandue et l'ajout de phytase dans l'alimentation de la volaille, mais diminue avec l'ajout d'alun à la litière de volailles et le délai entre l'épandage et le premier ruissellement.

Quelques études américaines ont porté sur le contenu en estrogènes des déjections animales ou des eaux de ruissellement des aires d'alimentation du bétail et sur l'effet de leur entreposage ou de leur traitement.

Au Tennessee, Raman et autres (2004) ont estimé le facteur d'émission journalier (contenu à l'entreposage) d'estrogènes par 1 000 kg de poids vif à 2,5 à 9,7 mg pour 17 β -estradiol et à 3,4 à 28 mg pour l'estrone dans le lisier de porcs pour divers modes d'entreposage. Pour les fumiers et lisiers de bovins laitiers, ce facteur a varié de 1,1 à 2,9 mg pour 17 β -estradiol et de 2,6 à 7,0 mg pour l'estrone. Ces auteurs ont aussi présenté des ratios d'estrogènes par

rapport à l'azote et au phosphore des fumiers et lisiers. Les lisiers de truies en maternité ont montré un ratio deux fois et au moins quatre fois plus élevé que celui des lisiers ou fumiers des porcs à l'engraissement et des bovins laitiers respectivement pour E1 et E2. Par contre, les ratios pour E2A étaient plus élevés dans le cas des bovins laitiers. Dans une autre étude, Duncan et autres (2015) ont mesuré des concentrations de 4 à 250 ng/g de 17 β -estradiol dans le sol sous un réservoir à lisier en sol. Leur étude en laboratoire subséquente suggère que l'usage de charbon à usage agricole pourrait contribuer à diminuer le lessivage des estrogènes sous de tels réservoirs.

En Caroline du Nord, Yost et autres (2013) ont observé une concentration d'estrogènes non filtrés vingt fois plus élevée dans les boues d'une lagune desservant une porcherie maternité que dans le lisier surnageant, mais une concentration sous forme dissoute (< 1,2 μ m) semblable. L'estrone a contribué à plus de 75 % du potentiel estrogénique du lisier surnageant et des boues, contre 2 à 21 % pour 17 β -estradiol et 1 % ou moins pour l'estriol, 17 α -estradiol, les estrogènes conjugués aux sulfates et les phytoestrogènes analysés combinés.

En Oklahoma, Hutchins et autres (2007) ont mesuré dans les lisiers de porcs et de volailles des formes conjuguées de 17 β -estradiol qui représentaient au moins le tiers de la contribution en estrogènes totaux. Ils ont aussi observé que la moitié des estrogènes étaient présents dans la forme dissoute (< 1,2 μ m).

Au Maryland, Hammett et autres (2017) ont observé, dans un mélange de litière de volailles et d'eau visant à reproduire le premier ruissellement de parcelles fertilisées à la litière de volailles soumise à différents traitements, une augmentation d'un facteur de 3 à 10 de l'estrogénicité déterminée par l'essai YES sur une période de dix jours. Cette augmentation est attribuée à la transformation des formes conjuguées d'estrogènes en formes libres. Le traitement de compostage par aération a réduit l'estrogénicité de plus de 75 % comparativement au stockage de la litière en amas, malgré une concentration moyenne d'estrone semblable (environ 10 ng/l) et des valeurs de 17 β -estradiol inférieures à 2,2 ng/l. De plus, l'exposition de poissons mâles au mélange de litière stockée en amas et d'eau pendant dix jours a entraîné une induction substantielle de vitellogénine. Dans une

autre étude, Hakk, Millner et Larsen (2005) ont mesuré par immuno-essai enzymatique une réduction de 84 % de l'estrogénicité des déjections de poules pondeuses soumises à deux modes de compostage aérobie, celle-ci passant de 83 000 à 13 000 ng E2 éq/kg (base sèche) après 139 jours. Finalement, Bevacqua et autres (2011) ont mesuré, dans la litière de poulet de douze fermes, une concentration moyenne de 44 100 ng E1/kg (base sèche) et de 19 200 ng E1-S/kg (base sèche) pour l'estrone sous forme libre (E1) et conjuguée aux sulfates (E1-S), mais n'ont pas détecté de 17 β -estradiol ni de testostérone (< 2 500 ng/kg (base sèche)). Ils attribuent l'absence d'E2 à des conditions favorisant sa conversion en E1. Ces auteurs ont aussi mesuré dans les boues chaulées d'une station d'épuration des eaux usées des concentrations d'estrone de moins de 2 500 à 21 700 ng/kg (base sèche).

Au Nebraska, Bartelt-Hunt et autres (2012) ont mesuré une large gamme d'hormones dans l'eau de ruissellement et les sols en surface d'aires d'alimentation de bovins de boucherie. Une vingtaine de pluies de 10 mm ou plus ont provoqué des ruissellements mesurables. Les auteurs y ont détecté certaines hormones synthétiques de croissance (non mesurées dans la présente étude), mais n'ont pas observé de différence significative entre les concentrations d'hormones naturelles des bovins ayant reçu des hormones de synthèse et ceux n'en ayant pas reçues (contrôle). Les concentrations d'estrone ont été détectées dans moins de la moitié des échantillons, à des concentrations maximums de 2 600 ng/l et 1 050 ng/l respectivement pour les parcelles de contrôle et celles de bovins traités, alors que pour ces mêmes parcelles, les concentrations de 17 β -estradiol ont été détectées dans plus des trois quarts des échantillons, à des concentrations maximums de 1 360 ng/l et 1 100 ng/l respectivement. Les auteurs concluent que les eaux de ruissellement des aires de production animales confinées constituent une préoccupation environnementale indépendamment de l'usage de promoteurs de croissance. Dans le cadre d'une étude complémentaire sur les fumiers de ces bovins, Bartelt-Hunt et autres (2013) ont mesuré des concentrations par gramme de fumier (base sèche) plus élevées d'estrone et de 17 β -estradiol chez les bovins traités aux hormones (150 ng d'E1 et 7,3 ng d'E2) que chez les bovins non traités (24 ng d'E1 et 1,1 ng d'E2). Le compostage de ces fumiers a

permis d'y diminuer de plus de 50 % les concentrations de stéroïdes.

Au Dakota du Nord, Derby et autres (2011) ont comparé la concentration d'estrogènes dans deux amas de fumier de porcs avec litière de tige de maïs, l'un statique et l'autre mélangée périodiquement pour atteindre une température permettant un compostage. Après 92 jours, dans les deux amas, la concentration de 17β -estradiol est demeurée relativement stable, autour de 600 ng/kg, alors que celle d'estrone a diminué de façon importante, passant de 30 000 à moins de 10 000 ng/kg. Globalement, l'estrogénicité des deux amas a diminué de plus de 70 % après 92 jours. Hakk et autres (2014) ont aussi étudié, à l'aide d'un digesteur anaérobie en laboratoire et du marquage d'E2 au carbone 14, le devenir de l'hormone 17β -estradiol dans les eaux et les boues fraîches provenant d'une lagune de production porcine. L'expérience a montré un enlèvement de 11 % d'E2 sous forme de méthane et une rétention de 15 % dans la phase liquide et de 61 % dans les boues. L'utilisation de lagunes pour l'entreposage des lisiers est un système de traitement anaérobie couramment utilisé aux États-Unis.

En Californie, Mansell et autres (2011) ont mesuré dans les eaux de ruissellement d'un parc d'engraissement de bovins de boucherie une concentration d'estrone de l'ordre de 15 à 25 ng/l dans la fraction dissoute et une concentration de 15 à 25 ng/l pour l'estrone et de 5 à 15 ng/l pour 17β -estradiol dans la fraction particulaire. Dans une autre étude sur une ferme laitière, Zheng, Yates et Bradford (2008) ont mesuré, dans les déjections fraîches et le fumier en tas âgé de deux semaines, des valeurs respectives de 153 000 et 37 000 ng/kg de 17β -estradiol, 535 000 et 697 000 ng/kg d'estrone et 1 416 000 et 172 000 ng/kg de 17α -estradiol. Lors du traitement des eaux contaminées, les valeurs respectives à la sortie de l'étable, au niveau de la troisième dame de rétention des solides ainsi que dans la première et la deuxième lagune, ont été de l'ordre de 195, 35, 90 et < 4 ng/l pour 17β -estradiol, 265, 1 020, 260 et 5 ng/l pour l'estrone et 2 165, 350, 85 et 5 ng/l pour 17α -estradiol. Les auteurs concluent qu'une augmentation de la durée d'entreposage du fumier solide et du temps de résidence des eaux contaminées dans des lagunes séquentielles est un moyen efficace pour réduire la charge d'hormones dans les déjections animales avant leur épandage sur des terres en culture.

Études réalisées en Europe, en Océanie et en Asie

En Europe, des études sur la contamination des eaux par les estrogènes d'origine agricole ont également été réalisées. Au Royaume-Uni, Matthiessen et autres (2006) ont mesuré une activité estrogénique plus élevée en aval de fermes d'élevage qu'en amont de celles-ci dans plusieurs petits ruisseaux de tête, à des niveaux pouvant présenter un risque de perturbation du système endocrinien des poissons. Au Danemark, dans le cadre d'un suivi d'un an, Kjaer et autres (2007) ont mesuré dans les eaux de drainage souterrain de deux champs d'orge sur un sol loameux structuré des concentrations d'estrogènes dépassant les niveaux problématiques pour la vie aquatique jusqu'à trois mois après l'épandage de lisier de porcs, et atteignant des valeurs maximums de 68 ng E1/l et 2,5 ng E2/l. Laegdsmand et autres (2009) ont aussi observé à l'aide de lysimètres, pour une culture d'orge fertilisée avec du lisier de truies, une lixiviation plus rapide des estrogènes naturels et une oxydation plus rapide d'E2 et en E1 sur sol loameux que sur sol sableux, mais une même perte totale après 16 semaines. Cette perte par lixiviation a représenté environ 0,02 % de l'apport d'estrogènes des lisiers. En Suisse, Schoenborn, Kunz et Koster (2015) ont mesuré une activité estrogénique importante durant une courte période de quatre à huit heures à la suite de précipitations importantes (plus de 10 mm) à la sortie des conduites de drainage souterrain de parcelles soumises au pâturage et à l'épandage de fumiers de bovins échantillonnés toutes les quatre heures, et dans le cours d'eau récepteur. Ils ont aussi mesuré une activité estrogénique importante 14 et 28 jours après le dernier épandage de fumier par temps sec. Les sols des parcelles étaient des loams et des loams sableux comportant des écoulements préférentiels importants.

En Nouvelle-Zélande, Gadd, Tremblay et Northcott (2010) ont mesuré dans les effluents de 18 fermes laitières des formes d'estrogènes conjuguées aux sulfates qui représentaient jusqu'à 22 % de la charge totale d'estrogènes. Ces auteurs ont également mesuré des concentrations de 17α -estradiol comparables à celles de 17β -estradiol dans les lisiers de porcs et de volailles et 30 fois plus élevées dans les effluents de fermes laitières.

Au Japon, Furuichi et autres (2006) ont mesuré une baisse de 97 % de l'activité estrogénique (par bio-essai à l'aide de la cellule MCF-7) à la suite du traitement des lisiers de porcs par un digesteur anaérobie à flux ascendant et d'un lit bactérien, qui a contribué à la majorité de cette baisse. Les concentrations de l'ensemble des fractions ont représenté en moyenne, pour 17β -estradiol, l'estrone et 17α -estradiol respectivement, environ 1 250, 5 300 et 66 ng/l dans le lisier brut, 440, 3 700 et 625 ng/l après le digesteur et 2, 63 et 24 ng/l après le lit bactérien. Des concentrations de 1 150 ng/l pour le bisphénol A et de 108 ng/l pour le 4-ter-octylphénol ont aussi été mesurées dans les lisiers.

Annexe 2 Résultats semi-quantitatifs des concentrations d'hormones filtrées pour l'année 2002

Station	Date	Concentrations d'hormones, de stéroïdes et de phénols (ng/l) (résultats semi-quantitatifs)												
		Estronènes				Androgène	Stéroïdes				Phénols			
		E1	E2	E3	EE2	TESTO	CHOL	CPRO	CPRL	CPRN	OCT	NGT	p-n-NP	BPA
Limite de détection (ng/l)		5	10	20	20	40	5	10	40	40	10	10	5	5
Du Portage	2002-07-15	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	160	< 10	70	< 40	< 10	< 10	< 5	8
(BQMA no 02300004)	2002-07-18	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	240	< 10	< 40	< 40	< 10	--	< 5	6
	2002-09-30	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	200	< 10	50	< 40	< 10	< 10	< 5	< 5
Honfleur^a	2002-07-15	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	310	< 10	80	< 40	< 10	< 10	< 5	< 5
(BQMA no 02300005)	2002-07-18	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	280	< 10	60	< 40	< 10	--	< 5	7
	2002-09-30	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	450	< 10	70	< 40	< 10	< 10	< 5	< 5
Saint-Patrice	2002-07-15	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	360	< 10	100	< 40	< 10	< 10	< 5	9
(BQMA no 02330029)	2002-07-18	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	480	< 10	160	< 40	< 10	--	< 5	9
	2002-09-30	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	130	< 10	< 40	< 40	< 10	< 10	< 5	6
Des Îles Brûlées	2002-07-15	< 5	< 10	< 20	190	< 40	370	< 10	320	< 40	< 10	--	< 5	9
(BQMA no 02340086)	2002-07-18	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	340	< 10	110	< 40	< 10	--	< 5	7
	2002-09-30	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	290	< 10	< LD	< 40	< 10	< 10	< 5	< 5
Morency	2002-07-15	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	190	< 10	150	< 40	< 10	< 10	< 5	< 5
(BQMA no 02340098)	2002-07-18	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	60	< 10	< 40	< 40	< 10	--	< 5	< 5
	2002-09-30	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	160	< 10	< 40	< 40	< 10	< 10	< 5	< 5
Bras d'Henri	2002-07-15	< 5	< 10	< 20	30	< 40	300	< 10	120	< 40	< 10	--	< 5	6
(BQMA no 02340099)	2002-07-18	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	180	< 10	80	< 40	< 10	--	< 5	6
	2002-09-30	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	510	< 10	70	< 40	< 10	< 10	< 5	< 5
Drain 1 (FMP)^b	2002-07-02	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	220	< 10	< 40	< 40	< 10	--	< 5	7
Drain 2 (FBLP)^b	2002-07-02	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	240	< 10	60	< 40	< 10	--	< 5	11
Drain 3 (FPP)^b	2002-07-02	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	500	< 10	60	< 40	< 10	--	< 5	11
Drain 4 (LPP)^b	2002-07-02	< 5	< 10	< 20	< 20	< 40	410	< 10	1 300	< 40	< 10	--	< 5	120

Estronènes : E1 = estrone, E2 = 17 β -estradiol, E3 = estriol, EE2 = 17 α -éthynylestradiol; Androgène : TESTO = testostérone;
 Stéroïdes : CHOL = cholestérol, CPRO = coprostan, CPRL = coprostanol, CP RN = coprostanone;
 Phénols : OCT = 4-ter-octylphénol, NGT = nonylphénol grade technique, p-n-NP = p-n-nonylphénol, BPA = bisphénol A.
 LD : Limite de détection de la méthode analytique.
 a : Sous-bassin de la rivière Boyer Sud drainant une superficie de 23 km².
 b : Eaux collectées des drains souterrains de parcelles cultivées en prairie sur la ferme expérimentale de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) située à Saint-Lambert-de-Lauzon et recevant une fertilisation sous forme de fumure minérale (FMP), de fumier de bovins laitiers (FBLP), de fumier de poules (FPP) ou de lisier de porcs (LPP).

Note 1 : Les résultats des échantillons prélevés à l'été 2002 sont semi-quantitatifs puisque la méthode d'analyse était au stade de développement, et donc que les conditions expérimentales n'étaient pas encore optimisées. Ces résultats ont été utilisés pour terminer le développement de la méthode et sont présentés à titre indicatif. Leur utilisation à d'autres fins et leur interprétation doit donc se faire avec précaution.

Note 2 : Les valeurs des concentrations d'EE2 obtenues pour les échantillons prélevés le 15 juillet 2002 aux stations des rivières Des Îles Brûlées et Bras d'Henri sont atypiques (anormalement élevées). Cette hormone de synthèse n'est pas utilisée ou n'est pas documentée en production animale au Québec et son utilisation par les humains est peu susceptible de générer des concentrations aussi élevées en rivière. En Suède, Andersson et autres (2006) ont aussi détecté des concentrations de 1 et 3 ng EE2/l dans deux échantillons d'eau de surface à proximité de pâturages de bétail, sans toutefois être en mesure d'expliquer la source de ce produit non utilisé pour usage vétérinaire. Ces auteurs ont aussi mesuré une concentration de 82 ng EE2/g (poids sec) dans un échantillon de fumier provenant d'une aire de course de chevaux. Kay, MacNeil et Wang (2017) mentionnent l'hormone synthétique éthynylestradiol parmi les substances pour lesquelles il existe un historique d'utilisation abusive comme promoteur de croissance à des fins de dopage sportif. La densité d'élevage de chevaux dans les bassins versants des rivières Des Îles Brûlées et Bras d'Henri est toutefois faible (moins de 1 UA/km²). Backe (1988), en Allemagne, indique que l'utilisation illégale d'EE2 pour stimuler la croissance des veaux et des taureaux ne peut pas toujours être évitée, ce qui l'a amené à développer une méthode d'analyse de cette substance dans les fèces de bovins. Daeseleire, De Guesquière et Van Peteghem (1991) mentionnent que l'EE2 est fréquemment détecté dans les sites d'injection des animaux d'abattoir en Belgique et ils ont mis au point une méthode d'analyse de sa présence dans l'urine du bétail pour la détection de son usage illégal. En Chine, Liu et autres (2012) ont mesuré des concentrations d'EE2 de 124 à 410 ng/l dans les lisiers de trois porcheries, ce qui démontre, selon les auteurs, l'utilisation de cette hormone synthétique comme additif dans ces fermes porcines. Des concentrations d'EE2 de 254 et 338 ng/l ont été mesurées dans les cours d'eau 2,5 km en aval de deux des porcheries. Des valeurs d'EE2 de 159 à 556 ng/l ont aussi été mesurées dans les lisiers de trois fermes laitières par ces mêmes auteurs.

Annexe 3 Concentrations d'hormones filtrées par station pour la période de 2003 à 2006

Date	Concentrations d'hormones, de stéroïdes et de phénols (ng/l)												
	Estronènes				Androgène	Stéroïdes				Phénols			
	E1	E2	E3	EE2	TESTO	CHOL	CPRO	CPRL	CPRN	OCT	NGT	p-n-NP	BPA
LD (ng/l)	0,5	1	2	2	4	0,5	1	4	4	1	1	0,5	0,5
Station de la rivière Boyer Sud (BQMA 02300002)													
2003-03-28	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	17	< 1	20	< 4	< 1	55	< 0,5	< 0,5
2003-05-26	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	9,9	< 1	< 4	< 4	2	45	< 0,5	< 0,5
2003-07-07	< 0,5	4	< 2	< 2	< 4	45	< 1	2	< 4	4	50	< 0,5	1,1
2003-09-22	< 0,5	13	< 2	< 2	< 4	78	< 1	22	8	< 1	85	< 0,5	1,9
2003-10-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	53	< 1	9	< 4	< 1	23	< 0,5	< 0,5
2003-10-21 ^a	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	54	< 1	9	< 4	< 1	RND ^b	< 0,5	1,9
2003-11-20	< 0,5	11	< 2	< 2	< 4	57	< 1	< 4	< 4	2	77	< 0,5	7,3
2004-03-30	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	41	< 1	< 4	< 4	3	11	< 0,5	< 0,5
2004-05-25	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	34	< 1	16	< 4	3	49	< 0,5	1,1
2004-07-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	120	< 1	19	8	5	7	< 0,5	< 0,5
2004-09-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	41	< 1	35	< 4	< 1	< 1	< 0,5	6
2004-11-08	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	41	< 1	< 4	< 4	< 1	< 1	< 0,5	2
2005-06-07	< 0,5	6	< 2	< 2	< 4	130	< 1	33	< 4	8	23	< 0,5	5
2005-07-25	3	< 1	< 2	< 2	< 4	270	< 1	44	12	7	88	< 0,5	28
2005-09-19	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	320	< 1	210	17	3	39	< 0,5	4
2005-11-07	7	< 1	< 2	< 2	26	36	< 1	61	< 4	11	19	< 0,5	10
2006-02-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	72	5	53	< 4	4,6	160	< 0,5	6,3
2006-03-28	0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	30	< 1	17	< 4	2	11	< 0,5	1,2
Station de la rivière Boyer Nord (BQMA 02300003)													
2003-03-31	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	18	13	10	< 4	< 1	39	< 0,5	< 0,5
2003-05-26	< 0,5	18	< 2	< 2	< 4	400	< 1	19	< 4	5	160	< 0,5	4,7
2003-07-07	< 0,5	3	< 2	< 2	< 4	140	< 1	18	9	< 1	71	< 0,5	1,6
2003-09-22	< 0,5	7	< 2	< 2	< 4	130	< 1	21	7	2	250	< 0,5	3,8
2003-10-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	24	< 1	14	5	< 1	13	< 0,5	0,9
2003-10-21 ^a	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	27	< 1	19	6	< 1	RND ^b	< 0,5	2,0
2003-11-20	< 0,5	25	< 2	< 2	< 4	76	< 1	< 4	< 4	< 1	41	< 0,5	6,1
2004-03-30	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	100	< 1	< 4	< 4	7	91	< 0,5	2,2
2004-05-25	< 0,5	2	< 2	< 2	< 4	13	< 1	17	< 4	4	51	< 0,5	1
2004-07-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	110	< 1	27	15	7	57	< 0,5	< 0,5
2004-09-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	90	< 1	< 4	< 4	< 1	< 1	< 0,5	3
2004-11-08	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	48	< 1	< 4	< 4	3	< 1	< 0,5	< 0,5
2005-06-07	< 0,5	7	< 2	< 2	< 4	110	< 1	32	< 4	8	7	< 0,5	7
2005-07-25	< 0,5	< 1	3	< 2	< 4	160	< 1	38	< 4	12	73	< 0,5	< 0,5
2005-09-19	2	< 1	< 2	< 2	< 4	150	< 1	360	52	4	19	< 0,5	4
2005-11-07	6	< 1	< 2	< 2	< 4	16	< 1	72	< 4	7	36	< 0,5	3
2006-02-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	69	1	41	< 4	2,9	180	< 0,5	17
2006-03-28	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	36	< 1	14	< 4	2	< 1	< 0,5	2,2
Estrogènes : E1 = estrone, E2 = 17β-estradiol, E3 = estriol, EE2 = 17α-éthynylestradiol; Androgène : TESTO = testostérone; Stéroïdes : CHOL = cholestérol, CPRO = coprostan, CPRL = coprostanol, CPRN = coprostanone; Phénols : OCT = 4-ter-octylphénol, NGT = nonylphénol grade technique, p-n-NP = p-n-nonylphénol, BPA = bisphénol A. LD = limite de détection de la méthode analytique. a : Échantillon en double, avec ajout de formaldéhyde à la réception au laboratoire et filtration après 6 jours. b : Résultat non disponible, contamination par la formaldéhyde.													

Annexe 3 Concentrations d'hormones filtrées par station pour la période de 2003 à 2006 (suite)

Date	Concentrations d'hormones, de stéroïdes et de phénols (ng/l)												
	Estronènes				Androgène	Stéroïdes				Phénols			
	E1	E2	E3	EE2	TESTO	CHOL	CPRO	CPRL	CPRN	OCT	NGT	p-n-NP	BPA
LD (ng/l)	0,5	1	2	2	4	0,5	1	4	4	1	1	0,5	0,5
Station du ruisseau du Portage (BQMA 02300004)													
2003-03-28	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	15	< 1	8	< 4	< 1	58	< 0,5	< 0,5
2003-05-26	< 0,5	28	< 2	< 2	< 4	94	< 1	13	< 4	2	65	< 0,5	2,0
2003-07-07	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	15	< 1	12	< 4	2	300	< 0,5	7,0
2003-09-22	< 0,5	12	< 2	< 2	< 4	280	< 1	15	11	< 1	130	< 0,5	2,9
2003-10-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	< 0,5	< 1	< 4	< 4	< 1	8	< 0,5	< 0,5
2003-10-21 ^a	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	< 0,5	< 1	< 4	< 4	< 1	RND ^b	< 0,5	< 0,5
2003-11-20	< 0,5	16	< 2	< 2	< 4	42	< 1	< 4	< 4	3	75	< 0,5	3,8
2004-03-30	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	42	< 1	< 4	< 4	5	20	< 0,5	< 0,5
2004-05-25	< 0,5	2	< 2	< 2	< 4	46	< 1	5	< 4	7	74	< 0,5	3
2004-07-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	24	< 1	< 4	< 4	4	15	< 0,5	< 0,5
2004-09-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	< 0,5	< 1	< 4	< 4	< 1	< 1	< 0,5	2
2004-11-08	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	17	< 1	< 4	< 4	3	< 1	< 0,5	< 0,5
2005-06-07	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	33	< 1	< 4	< 4	5	97	< 0,5	< 0,5
2005-07-25	< 0,5	6	< 2	< 2	< 4	140	< 1	55	18	20	86	< 0,5	< 0,5
2005-09-19	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	96	< 1	68	15	7	90	< 0,5	9
2005-11-07	5	< 1	< 2	< 2	< 4	16	< 1	27	< 4	4	48	< 0,5	3
2006-02-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	31	< 1	< 4	< 4	4,7	620	< 0,5	26
2006-03-28	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	< 0,5	< 1	6	< 4	1	< 1	< 0,5	< 0,5
Station du ruisseau Saint-Patrice (BQMA 02300004)													
2003-03-28	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	< 0,5	< 1	9	< 4	< 1	< 1	< 0,5	< 0,5
2003-05-26	< 0,5	18	< 2	< 2	< 4	25	< 1	12	< 4	3	9	< 0,5	< 0,5
2003-07-07	< 0,5	7	< 2	< 2	< 4	72	< 1	17	< 4	< 1	50	< 0,5	1,9
2003-09-22	< 0,5	5	< 2	< 2	< 4	140	< 1	33	< 4	< 1	170	< 0,5	2,5
2003-10-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	2,1	< 1	< 4	< 4	2	28	< 0,5	2,5
2003-10-21 ^a	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	21	< 1	< 4	< 4	< 1	RND ^b	< 0,5	2,1
2003-11-20	< 0,5	10	< 2	< 2	< 4	57	< 1	< 4	< 4	24	64	< 0,5	19
2004-03-30	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	20	< 1	< 4	< 4	5	17	< 0,5	< 0,5
2004-05-25	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	36	< 1	< 4	< 4	5	50	< 0,5	0,7
2004-07-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	42	< 1	< 4	< 4	< 1	< 1	< 0,5	13
2004-09-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	< 0,5	< 1	< 4	< 4	8	30	< 0,5	2
2004-11-08	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	20	< 1	< 4	< 4	8	< 1	< 0,5	14
2005-06-07	< 0,5	3	< 2	< 2	< 4	59	< 1	22	< 4	8	18	< 0,5	2
2005-07-25	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	230	< 1	74	21	12	44	< 0,5	6
2005-09-19	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	310	< 1	210	< 4	6	74	< 0,5	4
2005-11-07	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	8	< 1	29	< 4	8	24	< 0,5	9
2006-02-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	59	< 1	26	< 4	8	< 1	0,6	13
2006-03-28	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	2,5	< 1	8	< 4	3	< 1	< 0,5	0,8
Estrogènes : E1 = estrone, E2 = 17β-estradiol, E3 = estriol, EE2 = 17β-éthynylestradiol; Androgène : TESTO = testostérone; Stéroïdes : CHOL = cholestérol, CPRO = coprostan, CPRL = coprostanol, CPRN = coprostanone; Phénols : OCT = 4-ter-octylphénol, NGT = nonylphénol grade technique, p-n-NP = p-n-nonylphénol, BPA = bisphénol A. LD = limite de détection de la méthode analytique. a : Échantillon en double, avec ajout de formaldéhyde à la réception au laboratoire et filtration après 6 jours. b : Résultat non disponible, contamination par la formaldéhyde.													

Annexe 3 Concentrations d'hormones filtrées par station pour la période de 2003 à 2006 (suite)

Date	Concentrations d'hormones, de stéroïdes et de phénols (ng/l)												
	Estronènes				Androgène	Stéroïdes				Phénols			
	E1	E2	E3	EE2	TESTO	CHOL	CPRO	CPRL	CPRN	OCT	NGT	p-n-NP	BPA
LD (ng/l)	0,5	1	2	2	4	0,5	1	4	4	1	1	0,5	0,5
Station de la rivière des Îles Brûlées (BQMA 02340086)													
2003-03-28	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	73	< 1	24	5	< 1	39	< 0,5	< 0,5
2003-05-26	< 0,5	10	< 2	< 2	< 4	190	< 1	33	< 4	4	110	< 0,5	2,0
2003-07-07	< 0,5	10	< 2	< 2	< 4	100	< 1	32	11	2	67	< 0,5	1,6
2003-09-22	< 0,5	6	< 2	< 2	< 4	160	< 1	27	11	< 1	100	< 0,5	1,6
2003-10-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	58	< 1	12	< 4	< 1	< 1	< 0,5	0,7
2003-10-21 ^a	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	45	< 1	11	< 4	< 1	RND ^b	< 0,5	2,2
2003-11-20	< 0,5	12	< 2	< 2	< 4	52	< 1	< 4	< 4	14	54	< 0,5	4,4
2004-03-30	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	49	< 1	8	< 4	5	24	< 0,5	1,8
2004-05-25	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	74	< 1	63	< 4	2	54	< 0,5	0,9
2004-07-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	130	< 1	27	17	4	26	< 0,5	< 0,5
2004-09-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	71	< 1	50	< 4	< 1	< 1	< 0,5	3
2004-11-08	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	38	< 1	50	< 4	2	< 1	< 0,5	1
2005-06-07	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	560	< 1	110	20	10	90	< 0,5	8
2005-07-25	18	36	28	< 2	< 4	350	< 1	190	30	11	80	< 0,5	< 0,5
2005-09-19	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	1500	< 1	220	29	7	110	< 0,5	7
2005-11-07	6	< 1	< 2	< 2	< 4	170	< 1	100	< 4	< 1	47	< 0,5	1,2
2006-02-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	130	2	180	25	3,5	46	< 0,5	17
2006-03-28	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	73	< 1	38	7	1,3	< 1	< 0,5	16
Station du ruisseau Morency (BQMA 02340098)													
2003-03-31	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	23	< 1	< 4	< 4	< 1	< 1	< 0,5	< 0,5
2003-05-26	< 0,5	3	< 2	< 2	< 4	47	< 1	4	< 4	< 1	19	< 0,5	< 0,5
2003-07-07	< 0,5	2	< 2	< 2	< 4	91	< 1	13	7	< 1	35	< 0,5	2,2
2003-09-22	< 0,5	7	< 2	< 2	< 4	110	< 1	< 4	< 4	< 1	22	< 0,5	1,0
2003-11-20	< 0,5	20	< 2	< 2	< 4	30	< 1	< 4	< 4	< 1	27	< 0,5	6,3
Station de la rivière Bras d'Henri (BQMA 02340099)													
2003-03-28	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	34	< 1	16	< 4	< 1	79	< 0,5	< 0,5
2003-05-26	< 0,5	20	< 2	< 2	< 4	63	< 1	13	< 4	< 1	41	< 0,5	2,2
2003-07-07	< 0,5	3	< 2	< 2	< 4	55	< 1	23	8	< 1	56	< 0,5	2,7
2003-09-22	14	12	< 2	< 2	< 4	250	< 1	59	21	< 1	48	< 0,5	2,6
2003-10-21	8,1	< 1	< 2	< 2	< 4	47	< 1	17	7	< 1	< 1	< 0,5	0,9
2003-10-21 ^a	7	< 1	< 2	< 2	< 4	43	< 1	19	7	< 1	RND ^b	< 0,5	1,0
2003-11-20	< 0,5	34	< 2	< 2	34	21	< 1	19	< 4	2	35	< 0,5	6,7
2004-03-30	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	19	< 1	5	< 4	5	34	< 0,5	1,4
2004-05-25	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	12	< 1	19	< 4	2	37	< 0,5	1
2004-07-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	130	< 1	26	13	4	26	< 0,5	< 0,5
2004-09-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	75	< 1	< 4	< 4	< 1	< 1	< 0,5	3
2004-11-08	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	66	< 1	< 4	< 4	4	< 1	< 0,5	< 0,5
2005-06-07	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	130	< 1	51	< 4	12	10	< 0,5	2
2005-07-25	< 0,5	14	14	< 2	< 4	200	< 1	130	31	15	130	< 0,5	< 0,5
2005-09-19	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	430	< 1	150	29	5	82	< 0,5	4
2005-11-07	7	< 1	< 2	< 2	< 4	23	< 1	71	< 4	5	18	< 0,5	< 0,5
2006-02-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	69	3	67	14	4,4	550	< 0,5	4
2006-03-28	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	46	< 1	26	< 4	1,4	180	< 0,5	2,5

Estrogènes : E1 = estrone, E2 = 17β-estradiol, E3 = estriol, EE2 = 17α-éthynylestradiol; Androgène : TESTO = testostérone;
 Stéroïdes : CHOL = cholestérol, CPRO = coprostan, CPRL = coprostanol, CPRN = coprostanone;
 Phénols : OCT = 4-ter-octylphénol, NGT = nonylphénol grade technique, p-n-NP = p-n-nonylphénol, BPA = bisphénol A.
 LD = limite de détection de la méthode analytique.
 a : Échantillon en double, avec ajout de formaldéhyde à la réception au laboratoire et filtration après 6 jours.
 b : Résultat non disponible, contamination par la formaldéhyde.

Annexe 3 Concentrations d'hormones filtrées par station pour la période de 2003 à 2006 (suite)

Date	Concentrations d'hormones, de stéroïdes et de phénols (ng/l)												
	Estronènes				Androgène	Stéroïdes				Phénols			
	E1	E2	E3	EE2	TESTO	CHOL	CPRO	CPRL	CPRN	OCT	NGT	p-n-NP	BPA
LD (ng/l)	0,5	1	2	2	4	0,5	1	4	4	1	1	0,5	0,5
Station du ruisseau Runnels (BQMA 03030008)													
2003-11-27	< 0,5	6	< 2	< 2	< 4	9,3	< 1	8	< 4	11	47	< 0,5	4,1
2004-03-23	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	56	< 1	13	< 4	< 1	38	< 0,5	3,1
Station de la rivière du Sud-Ouest (BQMA 03030327)													
2003-11-27	< 0,5	5	< 2	< 2	< 4	44	< 1	9	< 4	13	35	< 0,5	2
2004-03-23	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	43	< 1	110	20	< 1	22	< 0,5	0,7
Station du ruisseau du Point du Jour (BQMA 05220063)													
2003-05-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	< 0,5	< 1	< 4	< 4	< 1	7	< 0,5	< 0,5
2003-11-27	< 0,5	5	< 2	< 2	< 4	11	< 1	< 4	< 4	18	61	< 0,5	4,5
2004-03-24	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	79	< 1	7	< 4	< 1	30	< 0,5	7,7
2004-05-26	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	76	< 1	< 4	--	5	64	< 0,5	1,8
2004-07-21	< 0,5	2	< 2	< 2	< 4	67	< 1	10	< 4	8	21	< 0,5	2,6
2004-09-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	< 0,5	< 1	< 4	< 4	4	7	< 0,5	5
2004-11-09	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	19	< 1	< 4	< 4	6	< 1	< 0,5	2
2005-06-06	< 0,5	10	< 2	< 2	< 4	120	< 1	< 4	< 4	52	RND ^a	< 0,5	35
2005-07-26	< 0,5	5	< 2	< 2	< 4	180	< 1	39	< 4	12	56	< 0,5	< 0,5
2005-09-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	100	< 1	67	< 4	6	47	< 0,5	9
2005-11-08	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	25	< 1	14	< 4	9	60	< 0,5	6
2006-02-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	28	< 1	< 4	< 4	6,2	< 1	< 0,5	17
2006-03-29	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	23	< 1	6,4	< 4	3,4	8,2	< 0,5	4,1
Station du ruisseau Vacher (BQMA no 05220239)													
2003-05-21	< 0,5	3	< 2	< 2	< 4	150	< 1	21	7	2	35	< 0,5	2,7
2003-11-27	< 0,5	7	< 2	< 2	< 4	66	< 1	21	7	12	64	< 0,5	2,9
2004-03-24	7,5	3	< 2	< 2	< 4	65	< 1	33	< 4	< 1	57	< 0,5	3,6
2004-05-26	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	95	< 1	39	--	5	36	< 0,5	6,5
2004-07-21	3,5	2	< 2	< 2	< 4	93	< 1	16	< 4	9	48	< 0,5	3,1
2004-09-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	66	< 1	53	< 4	< 1	21	< 0,5	2
2004-11-09	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	25	< 1	24	< 4	4	< 1	< 0,5	2
2005-06-06	< 0,5	21	< 2	< 2	< 4	340	< 1	65	21	11	74	< 0,5	< 0,5
2005-07-26	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	130	< 1	17	< 4	11	69	< 0,5	8
2005-09-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	93	< 1	43	< 4	5	60	< 0,5	6
2005-11-08	< 0,5	7	< 2	< 2	< 4	90	< 1	33	< 4	8	49	< 0,5	7
2006-02-21	0,7	< 1	< 2	< 2	< 4	86	< 1	52	10	6,5	430	< 0,5	5,1
2006-03-29	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	14	< 1	9	< 4	3,8	210	< 0,5	3,8

Estrogènes : E1 = estrone, E2 = 17 β -estradiol, E3 = estriol, EE2 = 17 α -éthynylestradiol; Androgène : TESTO = testostérone;
 Stéroïdes : CHOL = cholestérol, CPRO = coprostan, CPRL = coprostanol, CPRN = coprostanone;
 Phénols : OCT = 4-ter-octylphénol, NGT = nonylphénol grade technique, p-n-NP = p-n-nonylphénol, BPA = bisphénol A.
 LD = limite de détection de la méthode analytique.
 a : Résultat non disponible.

Annexe 3 Concentrations d'hormones filtrées par station pour la période de 2003 à 2006 (suite)

Date	Concentrations d'hormones, de stéroïdes et de phénols (ng/l)												
	Estronènes				Androgène	Stéroïdes				Phénols			
	E1	E2	E3	EE2	TESTO	CHOL	CPRO	CPRL	CPRN	OCT	NGT	p-n-NP	BPA
LD (ng/l)	0,5	1	2	2	4	0,5	1	4	4	1	1	0,5	0,5
Station du ruisseau Saint-Pierre (BQMA no 05220240)													
2003-05-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	120	< 1	11	5	8	66	< 0,5	8,2
2003-11-27	< 0,5	7	< 2	< 2	< 4	71	< 1	20	5	24	76	< 0,5	3,6
2004-03-24	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	74	< 1	32	7	< 1	78	< 0,5	7,4
2004-05-26	0,8	3	< 2	< 2	< 4	110	< 1	39	--	6	69	< 0,5	4,7
2004-07-21	< 0,5	2	< 2	< 2	< 4	150	< 1	110	20	15	120	< 0,5	4,6
2004-09-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	64	< 1	71	< 4	7	53	< 0,5	4
2004-11-09	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	55	< 1	51	< 4	8	< 1	< 0,5	7
2005-06-06	< 0,5	9	< 2	< 2	< 4	180	< 1	83	< 4	< 1	106	< 0,5	57
2005-07-26	2	< 1	< 2	< 2	< 4	230	< 1	140	21	15	160	< 0,5	23
2005-09-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	230	< 1	190	18	11	170	< 0,5	26
2005-11-08	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	130	< 1	85	< 4	10	90	< 0,5	8
2006-02-21	0,6	< 1	< 2	< 2	< 4	170	5	92	13	8	31	< 0,5	72
2006-03-29	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	11	< 1	9,5	< 4	4,4	< 1	< 0,5	4,4
Station du cours d'eau Desrochers (BQMA 05220249)													
2003-05-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	120	< 1	6	< 4	< 1	28	< 0,5	0,6
2003-11-27	< 0,5	13	< 2	< 2	< 4	33	< 1	5	< 4	10	45	< 0,5	1,9
2004-03-24	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	62	< 1	35	< 4	< 1	35	< 0,5	0,9
2004-05-26	< 0,5	2	< 2	< 2	< 4	84	< 1	10	--	< 1	25	< 0,5	< 0,5
2004-07-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	150	< 1	33	7	7	34	< 0,5	0,7
2004-09-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	65	< 1	< 4	< 4	2	30	< 0,5	11
2004-11-09	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	19	< 1	< 4	< 4	9	< 1	< 0,5	< 0,5
2005-06-06	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	200	< 1	16	< 4	7	140	< 0,5	< 0,5
2005-07-26	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	200	< 1	77	14	6	54	< 0,5	< 0,5
2005-09-20	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	100	< 1	32	< 4	4	38	< 0,5	2
2005-11-08	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	59	< 1	20	< 4	9	68	< 0,5	1,4
2006-02-21	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	70	1	19	< 4	2,8	56	< 0,5	5,9
2006-03-29	< 0,5	< 1	< 2	< 2	< 4	29	< 1	8,6	< 4	2,4	46	< 0,5	20
Estrogènes : E1 = estrone, E2 = 17 β -estradiol, E3 = estriol, EE2 = 17 α -éthynylestradiol; Androgène : TESTO = testostérone; Stéroïdes : CHOL = cholestérol, CPRO = coprostan, CPRL = coprostanol, CPRN = coprostanone; Phénols : OCT = 4-ter-octylphénol, NGT = nonylphénol grade technique, p-n-NP = p-n-nonylphénol, BPA= bisphénol A. LD = limite de détection de la méthode analytique.													

Annexe 4 Concentrations d'hormones non filtrées par station pour la période de 2010 à 2011

Date	Concentrations d'hormones, de stéroïdes et de phénols (ng/l)												
	Estronènes				Androgène	Stéroïdes				Phénols			
	E1	E2	E3	EE2	TESTO	CHOL	CPRO	CPRL	CPRN	OCT	NGT	p-n-NP	BPA
Station de la rivière Bourbon (BQMA no 02400048)													
2010-05-04	< 0,6	< 1	< 2	< 2	< 4	140	< 1	11	4,6	< 3,4	< 90,9	< 2,3	< 2,3
2010-06-07	< 0,6	< 1	< 2	< 2	< 4,7	420	< 1	58	21	< 3,5	< 93	< 2,3	< 2,3
2010-07-05	< 0,6	< 1,1	< 2,3	< 2,3	< 4,5	400	< 1,1	37	15	< 3,4	< 90,4	< 2,3	< 2,3
2010-08-03	< 0,5	< 1,1	< 2,1	< 2,1	< 4,2	690	< 1,1	29	20	< 3,2	< 84,2	< 2,1	< 2,1
2010-09-07	< 0,6	< 1,1	< 2,3	< 2,3	< 4,5	360	< 1,1	31	12	< 3,4	< 91	< 2,3	< 2,3
2011-02-07	< 0,6	< 1,1	< 2,2	< 2,2	< 4,5	190	< 1,1	25	< 4,5	< 3,4	< 89,9	< 2,2	15
2011-03-08	< 0,6	< 1,1	< 2,5	< 2,5	< 5,1	130	< 1,3	< 5,1	< 5,1	< 3,8	< 101,3	< 2,5	< 2,5
2011-03-08 ^a	< 0,6	< 1,3	< 2,6	< 2,6	< 5,2	< 103,9	< 1,3	< 5,2	< 5,2	< 3,9	< 103,9	< 2,6	< 2,6
Station de la rivière Saint-Zéphirin (BQMA no 03010046)													
2010-04-06	< 0,6	< 1	< 2	< 2	< 4,6	560	< 1	74	22	< 3,4	< 92	< 2,3	< 2,3
2010-05-04	< 0,7	< 1	< 2,8	< 2,8	< 5,6	800	< 1	42	20	< 4,2	< 111,1	< 2,8	< 2,8
2010-06-08	< 0,6	< 1	< 2	< 2	< 4,7	1 600	< 1	130	62	< 3,5	< 94	< 2,4	< 2,4
2010-07-05	< 0,6	< 1,2	< 2,4	< 2,4	< 4,8	2 100	< 1,2	48	20	< 3,6	< 96,4	< 2,4	< 2,4
2010-08-02	< 0,6	< 1,2	< 2,4	< 2,4	< 4,9	2 400	< 1,2	75	77	< 3,7	< 97,6	< 2,4	< 2,4
2010-09-15	< 0,6	< 1,3	< 2,5	< 2,5	< 5	1 300	< 1,3	81	45	< 3,8	< 100	< 2,5	< 2,5
2010-10-05	< 0,6	< 1,2	< 2,3	< 2,3	< 4,7	650	< 1,2	93	31	< 3,5	< 93,6	< 2,3	2,6
2010-11-09	< 0,6	< 1,2	< 2,4	< 2,4	< 4,9	480	< 1,2	150	38	< 3,7	< 97,6	< 2,4	< 2,4
2010-12-08	0,7	< 1,4	< 2,9	< 2,9	< 5,7	330	< 1,4	100	35	< 4,3	< 114,3	< 2,9	< 2,9
2011-01-11	0,6	< 1,1	< 2,3	< 2,3	< 4,6	360	< 1,1	110	24	< 3,4	< 92	< 2,3	< 2,3
2011-02-08	0,6	< 1,2	< 2,4	< 2,4	< 4,8	1 300	< 1,2	760	130	7,7	< 96,4	< 2,4	< 2,4
2011-03-08	0,6	< 1,2	< 2,4	< 2,4	< 4,7	1 100	< 1,2	93	41	4	< 94,1	< 2,4	< 2,4
2011-03-08 ^a	< 0,6	< 1,3	< 2,5	< 2,5	< 5,1	< 103,1	< 1,3	< 5,1	< 5,1	< 3,8	< 103,9	< 2,5	< 2,5
2011-04-05	< 0,7	< 1,4	< 2,7	< 2,7	< 5,5	450	< 1,4	50	13	< 4,1	< 109,6	< 2,7	< 2,7
Station du ruisseau Runnels (BQMA 03030008)													
2010-04-06	< 0,6	< 1	< 2	< 2,4	< 4,8	450	< 1	56	20	< 3,6	< 95,2	< 2,4	< 2,4
2010-05-03	< 0,6	< 1	< 2	< 2	< 4	460	< 1	31	14	< 3,3	240	< 2,2	5,1
2010-06-07	< 0,6	< 1	< 2	< 2	< 4,6	1 500	< 1	360	110	< 3,4	300	< 2,3	< 2,3
2010-07-05	< 0,6	< 1,1	< 2,3	< 2,3	< 4,5	1 100	< 1,1	70	27	< 3,4	< 90,9	< 2,3	< 2,3
2010-08-16	< 0,6	< 1,1	< 2,2	< 2,2	< 4,5	1 800	< 1,1	660	140	< 3,4	< 89,9	< 2,2	3,1
2010-09-07	< 0,6	< 1,1	< 2,3	< 2,3	< 4,5	1 100	< 1,1	32	15	< 3,4	< 91	< 2,3	< 2,3
2010-10-04	< 0,6	< 1,2	< 2,4	< 2,4	< 4,8	630	< 1,2	76	< 4,8	< 3,6	< 95,2	< 2,4	8,7
2010-11-08	< 0,6	< 1,2	< 2,3	< 2,3	< 4,7	310	< 1,2	160	44	< 3,5	< 93	< 2,3	< 2,3
2010-12-06	< 0,6	< 1,2	< 2,3	< 2,3	< 4,7	230	< 1,2	41	< 2,7	< 3,5	< 93	< 2,3	< 2,3
2011-01-10	< 0,6	< 1,2	< 2,4	< 2,4	< 4,9	360	< 1,2	57	14	< 3,7	< 97,6	< 2,4	< 2,4
2011-03-14	< 0,6	< 1,2	< 2,3	< 2,3	< 4,7	250	< 1,2	71	18	< 3,5	< 93,0	< 2,3	< 2,3
2011-03-14 ^a	< 0,7	< 1,3	< 2,6	< 2,6	< 5,3	< 105,3	< 1,3	< 5,3	< 5,3	< 3,9	< 105,3	< 2,6	< 2,6
Estrogènes : E1 = estrone, E2 = 17 β -estradiol, E3 = estriol, EE2 = 17 α -éthynylestradiol; Androgène : TESTO = testostérone; Stéroïdes : CHOL = cholestérol, CPRO = coprostan, CPRL = coprostanol, CPRN = coprostanone; Phénols : OCT = 4-ter-octylphénol, NGT = nonylphénol grade technique, p-n-NP = p-n-nonylphénol, BPA = bisphénol A. a : Blanc de terrain.													

Annexe 5 Synthèse des résultats, périodes d'épandage des déjections animales et périodes de reproduction des poissons

Mois		Janvier				Février				Mars				Avril				Mai				Juin				Juillet				Août				Septembre				Octobre				Novembre				Décembre																																										
Semaine ^a		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4																																											
Nombre de stations avec E2 > 5 ou 1 ng/l sur le total ^b	Année 2003								0/7							0/4	5/7				2/7							6/7			0/6				7/7	5/7																																																				
	Année 2004								1/12							4/10						3/10									0/10				0/10																																																					
	Année 2005-2006							0/10					0/10				5/10					3/10								0/10				1/10																																																						
	Année 2011-2012												0/2			0/3				0/3				0/3			0/2	0/1			0/2	0/1			0/2			0/2				0/1	0/1																																													
Périodes d'épandage ^c	Cultures annuelles																	47 à 67 %								1 à 15 %								16 à 46 % après récolte																																																						
	Prairies																	15 à 40 %								60 à 85 % après récoltes d'été ou d'automne																																																														
	Pâturages																	Période de pâturage																																																																						
Épandage Bras d'Henri saison 2003 ^d	Bovin-céréales																	40 25								24 11																																																														
	Bovin-maïs																	20 20 15 6								6 6 12								4 7				4																																																		
	Bovin-prairies																	9 2 4								7 7 8 7 4 1 2 7 8 8 5 1 11 7								2																																																						
	Porcin-céréales																	3 9 25 61								2																																																														
	Porcin-maïs																	16 22 30 9								6 3 4 2								2 3 2				1																																																		
	Porcin-prairies																	8 8 21 12								3 3 7 5								3 1 2 5 4 3 3 3 9																																																						
Période de reproduction de certains poissons ^e	Salmonidés																																																																																							
	Truite arc-en-ciel																	x x x x x x x x x x																																x x x x x x x x x x x x																																						
	Truite brune																																																	x x x x																																						
	Ombre de fontaine																																																	x x x x x x x x x x x x																																						
	Autres																																																																																							
	Éperlan arc-en-ciel													x x x x x x x x x x x x																																																																										
	Perchaude													x x x																																																																										
	Esturgeon jaune																	x x x x x x x x																																																																						
	Achigan																	x x x x x x x																																																																						
Doré jaune													x x x x x x x x x x x x																																																																											
Poulamon	x x x x																																																								x x x x																															

a : La semaine 1 couvre les sept premiers jours du mois, la semaine 2 les sept suivants, la semaine 3 les sept suivants et la semaine 4 les autres jours du mois.

b : Les carrés ombragés en rouge correspondent aux dates présentant au moins une station avec une valeur de 17β-estradiol (E2) supérieure à 5 ng/l, les carrés en en jaune, aux dates présentant au moins une station avec une valeur supérieure à 1 ng/l sans dépasser 5 ng/l, et les carrés en vert, les dates ne présentant que des valeurs sous la limite de détection (les nombres indiqués sont le nombre de stations dépassant 5 ng/l ou 1 ng/l et le nombre de stations échantillonnées).

c : Les valeurs indiquent, pour les régions administratives où sont situés les bassins versants, la gamme de pourcentages des engrais de ferme épandus selon les stades d'avancement des cultures d'après BPR Inc. (2008b). Les semaines d'épandage ont été estimées selon les stades d'avancement des cultures de La Financière agricole du Québec (2003).

d : Les valeurs indiquent le pourcentage des déjections animales épandues chaque semaine par type d'élevage et de culture, basé sur les données des registres d'épandage disponibles pour le bassin versant de la rivière Bras d'Henri pour la campagne de culture 2003. Ces données, qui couvrent environ 14 km², soit près du tiers du bassin versant, ont été saisies par la Direction de l'agroenvironnement et du milieu hydrique et compilées en pourcentage par la Direction de l'information des milieux aquatiques.

e : Les périodes de reproduction proviennent du MFFP (2016).

Annexe 6 Débits instantanés et dates de prélèvement

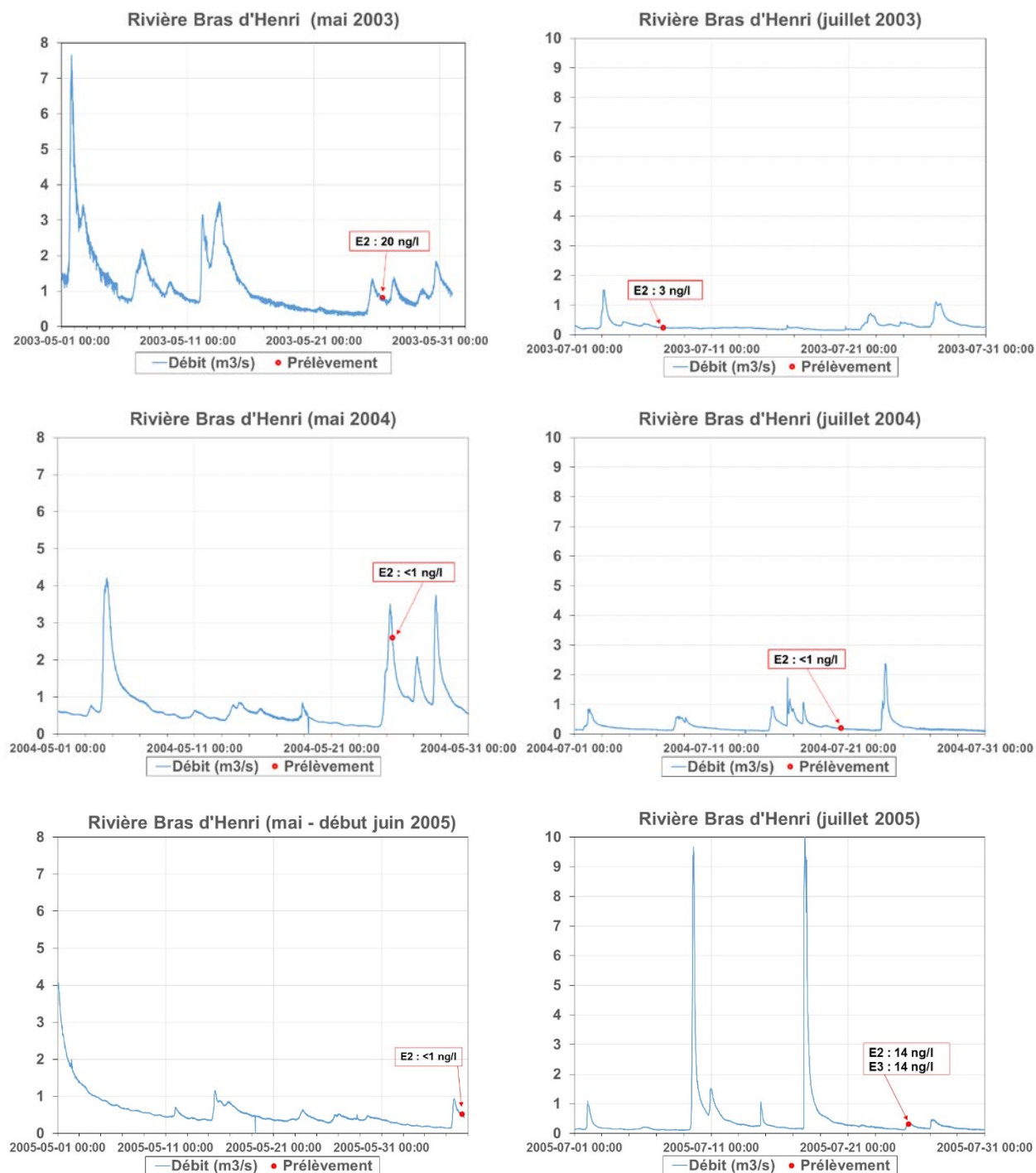


Figure A6.1 Débits instantanés et prélèvements à la station de la rivière Bras d'Henri de mai à juillet pour la période de 2003 à 2005

Note : Les valeurs de 17β-estradiol (E2) sont indiquées dans l'encadré rouge, ainsi que celles des autres estrogènes ou androgènes lorsqu'elles dépassent la limite de détection. Les débits instantanés proviennent du site Web du MDDELCC (http://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/historique_donnees/fiche_station.asp?NoStation=023443).

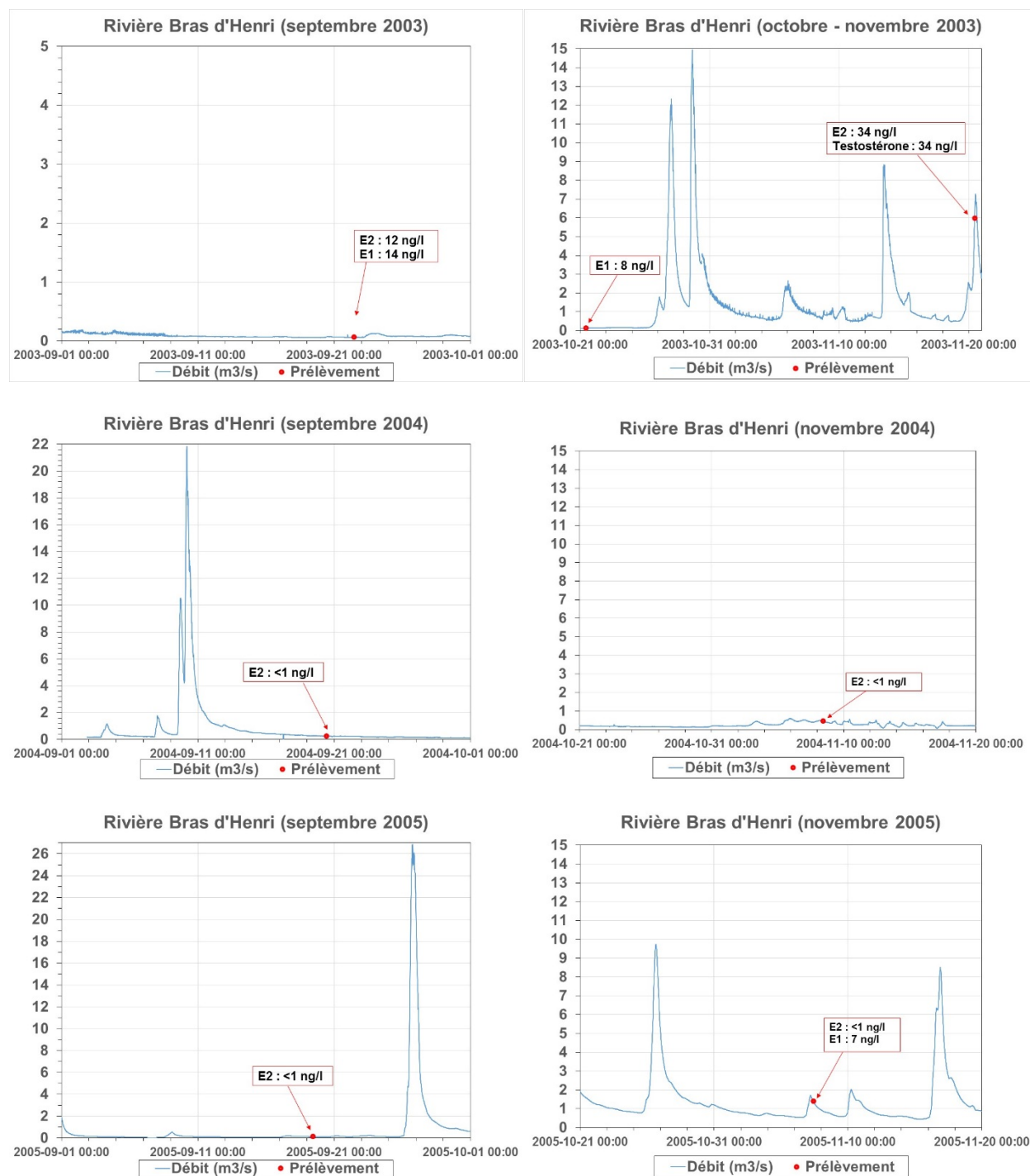


Figure A6.2 Débits instantanés et prélèvements à la station de la rivière Bras d'Henri de septembre à novembre pour la période de 2003 à 2005

Note : Les valeurs de 17β-estradiol (E2) sont indiquées dans l'encadré rouge, ainsi que celles des autres estrogènes ou androgènes lorsqu'elles dépassent la limite de détection. Les débits instantanés proviennent du site Web du MDDELCC (http://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/historique_donnees/fiche_station.asp?NoStation=023443).

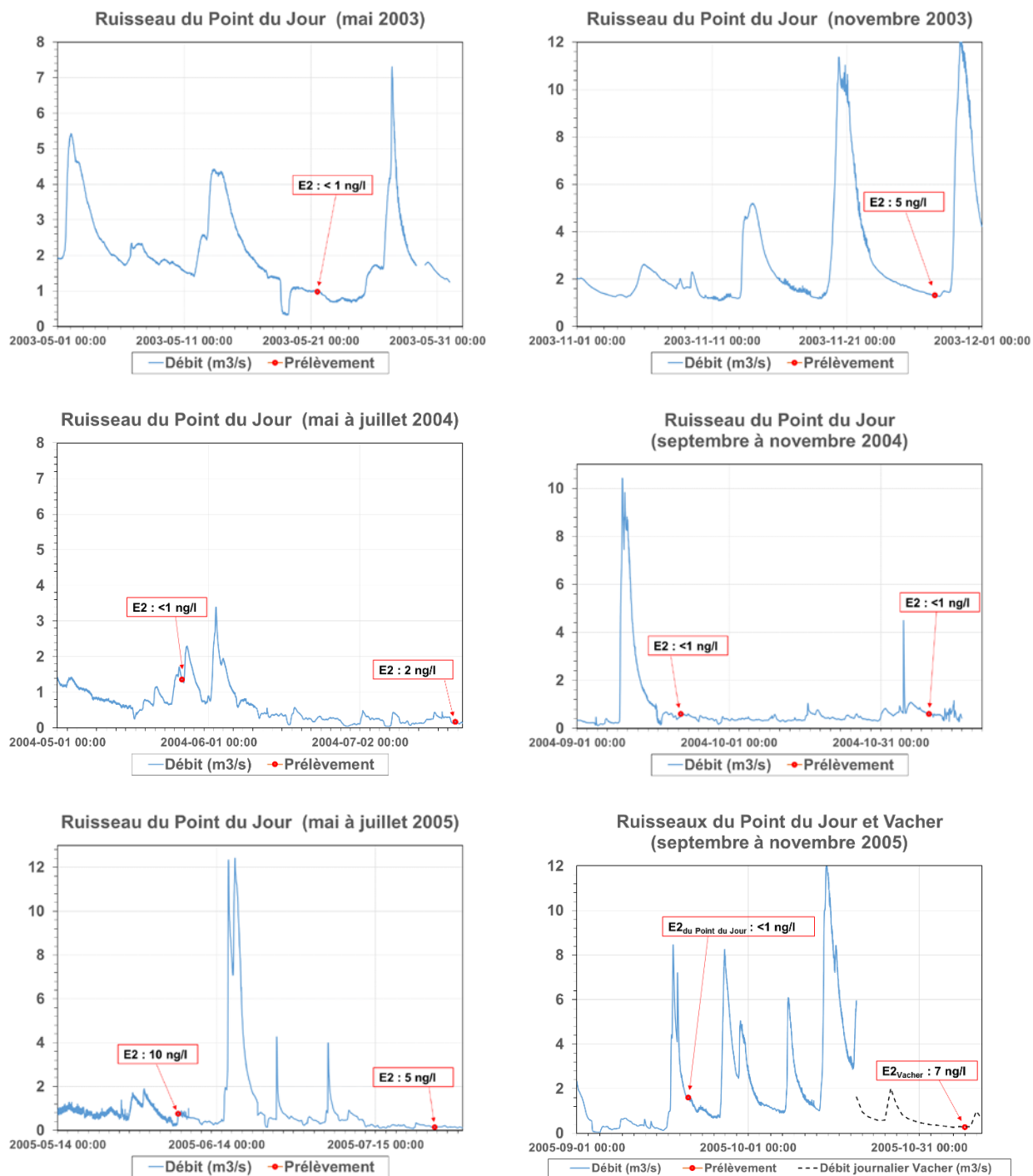


Figure A6.3 Débits instantanés et prélèvements à la station du ruisseau du Point du Jour de mai à novembre pour la période de 2003 à 2005 et débits moyens journaliers du ruisseau Vacher en novembre 2005

Note : Les valeurs de 17β -estradiol (E2) sont indiquées dans l'encadré rouge, ainsi que celles des autres estrogènes ou androgènes lorsqu'elles dépassent la limite de détection. Les débits instantanés proviennent du site Web du MDDELCC (http://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/historique_donnees/fiche_instantanee.asp?NoStation=052236).

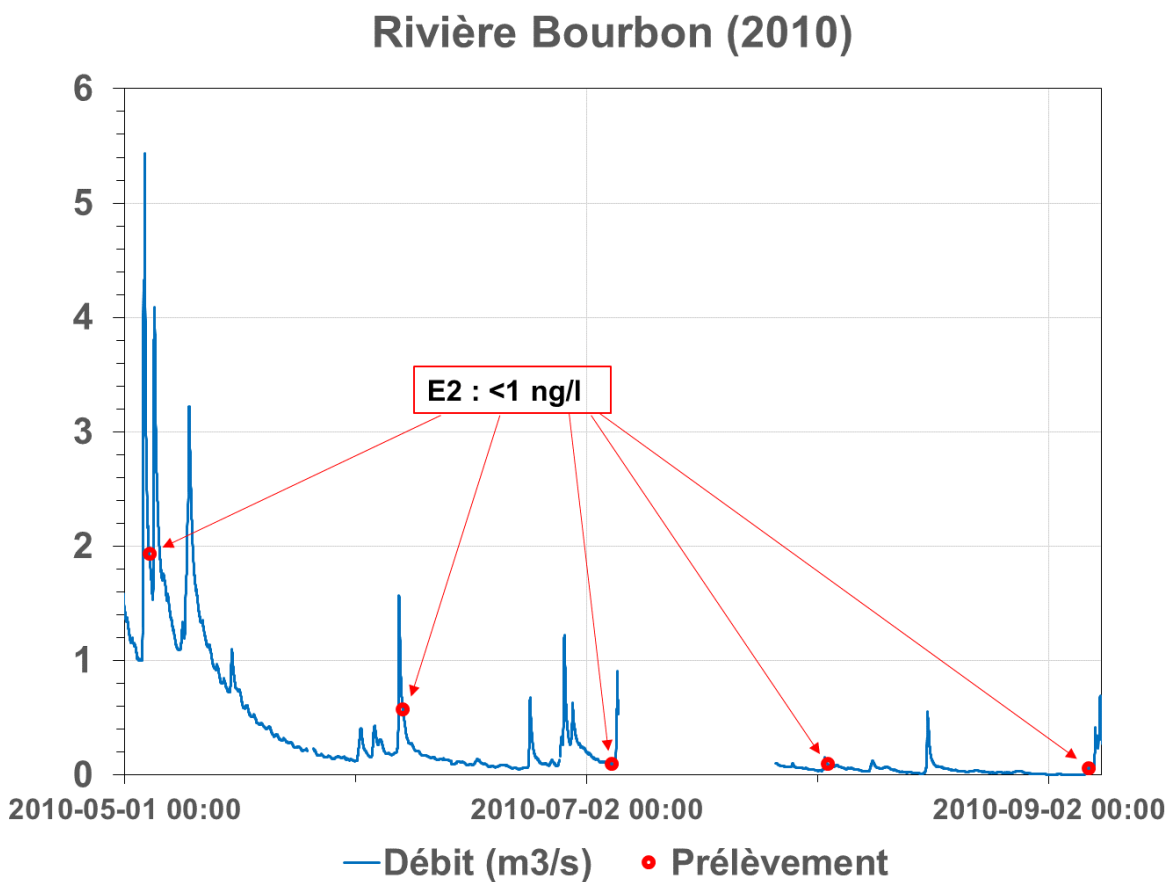


Figure A6.4 Débits instantanés et prélèvements à la station de la rivière Bourbon de mai à septembre 2010

Note : Les valeurs de 17β-estradiol (E2) sont indiquées dans l'encadré rouge, ainsi que celles des autres estrogènes ou androgènes lorsqu'elles dépassent la limite de détection. Les débits instantanés proviennent du site Web du MDDELCC (http://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/historique_donnees/fiche_instantanee.asp?NoStation=024015).

Annexe 7 Charges moyennes annuelles et concentrations pondérées de 17 β -estradiol estimées aux dix stations suivies régulièrement de 2003 à 2006

Tributaire	Station BQMA	Qmoy ^a (m ³ /s)	Période ^b	n ^b	Strates ^c	Charge ^d (g/an)	IC95min ^d (g/an)	IC95max ^d (g/an)	CV ^d	CP ^e (ng/l)
Hypothèse 1 : Valeurs sous la limite de détection (LD) considérées égales à la moitié de la LD (0,5 ng/l)										
Boyer Sud	02300002	1,49	2003-2006	16	Saisons	124	25	613	0,80	2,6
Boyer Nord	02300003	0,91	2003-2006	16	Saisons	154	31	780	0,81	5,4
Du Portage	02300004	0,49	2003-2006	16	Saisons	61	15	247	0,70	3,9
Saint-Patrice	02330029	0,50	2003-2006	16	Saisons	44	13	145	0,60	2,8
Des Îles Brûlées	02340086	0,39	2003-2006	16	Saisons	42	15	115	0,51	3,4
Bras d'Henri	02340099	1,52	2003-2006	16	Saisons	314	65	1 523	0,79	6,6
Du Point du Jour	05220063	1,53	2003-2006	13	Saisons	54	26	111	0,36	1,1
Vacher	05220239	0,55	2003-2006	13	Saisons	38	19	73	0,33	2,2
Saint-Pierre	05220240	0,57	2003-2006	13	Saisons	29	14	61	0,37	1,6
Desroches	05220249	0,29	2003-2006	13	Saisons	13	4	46	0,62	1,5
Hypothèse 2 : Valeurs sous la limite de détection (LD) considérées égales au centième de la LD (0,01 ng/l)										
Boyer Sud	02300002	1,49	2003-2006	16	Saisons	106	15	735	0,97	2,3
Boyer Nord	02300003	0,91	2003-2006	16	Saisons	144	25	839	0,88	5,0
Du Portage	02300004	0,49	2003-2006	16	Saisons	55	11	274	0,80	3,6
Saint-Patrice	02330029	0,50	2003-2006	16	Saisons	38	9	163	0,73	2,4
Des Îles Brûlées	02340086	0,39	2003-2006	16	Saisons	37	11	123	0,60	3,0
Bras d'Henri	02340099	1,52	2003-2006	16	Saisons	295	54	1 615	0,85	6,2
Du Point du Jour	05220063	1,53	2003-2006	13	Saisons	33	9	121	0,65	0,7
Vacher	05220239	0,55	2003-2006	13	Saisons	31	14	70	0,41	1,8
Saint-Pierre	05220240	0,57	2003-2006	13	Saisons	22	8	62	0,52	1,2
Desroches	05220249	0,29	2003-2006	13	Saisons	9	1	59	0,92	1,0

a : Débit moyen journalier estimé à la station de la qualité de l'eau pour la période de 2003 à 2006.

b : Période et nombre de données (n) de concentration de 17 β -estradiol disponibles pour estimer la charge et la concentration pondérée de la période.

c : Stratification des données en deux saisons : de décembre à avril et de mai à novembre.

d : Charge moyenne annuelle de 17 β -estradiol pour la période de 2003 à 2006 calculée à l'aide du logiciel FLUX32 (méthode 3) et bornes de l'intervalle de confiance à 95 % (IC95min – IC95max) calculé à l'aide du coefficient de variation (CV).

e : Concentration pondérée (CP) calculée par le logiciel FLUX32 à l'aide du rapport entre la charge et le débit.

Annexe 8 Charges spécifiques de 17 β -estradiol aux cours d'eau, sur la charge admissible, humaines et autres, estimées aux dix stations suivies régulièrement de 2003 à 2006

Tributaire	Station BQMA	CS ^a (mg/an/km ²)	CS/CSA ^b		Charge humaine ^c		Charge autre ^d	
			(1 ng/l)	(2 ng/l)	(mg/an/km ²)	(%)	(mg/an/km ²)	(%)
Hypothèse 1 : Valeurs sous la limite de détection (LD) considérées égales à la moitié de la LD (0,5 ng/l)								
Boyer Sud	02300002	1 915	2,6	1,3	19	1,0	1 896	99
Boyer Nord	02300003	4 106	5,4	2,7	20	0,5	4 086	100
Du Portage	02300004	2 915	3,9	2,0	18	0,6	2 897	99
Saint-Patrice	02330029	2 138	2,8	1,4	20	0,9	2 118	99
Des Îles Brûlées	02340086	1 930	3,4	1,7	45	2,3	1 885	98
Bras d'Henri	02340099	5 760	6,6	3,3	15	0,3	5 745	100
Du Point du Jour	05220063	729	1,1	0,6	65	8,9	664	91
Vacher	05220239	1 335	2,2	1,1	81	6,1	1 254	94
Saint-Pierre	05220240	907	1,6	0,8	90	9,9	817	90
Desroches	05220249	892	1,5	0,7	31	3,5	861	97
Hypothèse 2 : Valeurs sous la limite de détection (LD) considérées égales au centième de la LD (0,01 ng/l)								
Boyer Sud	02300002	1 636	2,3	1,1	19	1,0	1 617	99
Boyer Nord	02300003	3 838	5,0	2,5	20	0,5	3 818	99
Du Portage	02300004	2 644	3,6	1,8	18	0,6	2 626	99
Saint-Patrice	02330029	1 849	2,4	1,2	20	0,9	1 829	99
Des Îles Brûlées	02340086	1 715	3,0	1,5	45	2,3	1 670	97
Bras d'Henri	02340099	5 417	6,2	3,1	15	0,3	5 402	100
Du Point du Jour	05220063	445	0,7	0,3	65	8,9	380	85
Vacher	05220239	1 102	1,8	0,9	81	6,1	1 021	93
Saint-Pierre	05220240	686	1,2	0,6	90	9,9	596	87
Desroches	05220249	624	1,0	0,5	31	3,5	593	95

a : Charge spécifique (CS) au cours d'eau obtenue du rapport entre la charge moyenne annuelle estimée à la station de qualité de l'eau et la superficie drainée à la station.

b : Rapport entre la charge spécifique estimée à la station (CS) et la charge spécifique admissible (CSA) obtenue du produit entre le débit spécifique moyen annuel à la station de qualité de l'eau et un seuil sans effet à long terme de 1 ng/l et 2 ng/l.

c : Charge provenant des humains estimée en considérant un apport annuel de 1 mg équivalent 17 β -estradiol par personne.

d : Charge provenant des sources autres qu'humaines (agricoles et autres) estimée en soustrayant de la charge au cours d'eau celle estimée pour les humains.

Fondements de la valeur de charge annuelle d'estrogènes en équivalent 17 β -estradiol rejetée par personne

La valeur de 1 mg en équivalent 17 β -estradiol par personne par année provient de celles obtenues des études indiquées ci-dessous, en additionnant aux valeurs de 17 β -estradiol le tiers de celles d'estrone et le trentième de celles d'estriol dans le cas des stations d'épuration, et à l'aide d'une méthode à la levure dans le cas des installations septiques : 0,6 mg à l'effluent du traitement par boues activées de la station d'épuration de Burlington, au Vermont, à laquelle s'ajoute 0,1 mg en période de débordement de réseau combinée, dans le cadre d'un échantillonnage composite sur une année complète (Phillips et autres, 2012); 0,4 mg à l'effluent de quatre étangs aérés en Ontario dans le cadre d'un échantillonnage composite de 24 heures n'incluant pas l'estriol (Servos et autres, 2005); 3 mg à l'effluent de six étangs aérés et 4 mg à l'effluent d'un traitement par boues activées au Québec, en multipliant les concentrations provenant d'échantillons instantanés dans le cadre d'un suivi exploratoire (MDDEP, 2011) par les débits de conception des stations d'épuration; 0,6 à 1,5 mg à l'effluent de quinze installations septiques de résidences isolées au Wisconsin, en multipliant les concentrations provenant d'échantillons prélevés en avril ou février à l'effluent de fosses septiques (30 ng/l) ou d'un filtre à sable (1 ng/l), obtenues par Wilcox et autres (2009), par un débit annuel de 150 m³ par personne et en considérant un rejet de fosse septique sans autre traitement pour 10 à 30 % des résidences isolées et le rejet d'un filtre à sable pour le reste des résidences isolées.

Annexe 9 Corrélations et relations entre la concentration moyenne des stéroïdes et des phénols et les indicateurs de pression aux dix stations suivies régulièrement de 2003 à 2006

Tableau A9.1 Corrélations entre les indicateurs de qualité de l'eau et les indicateurs de pression

Indicateur de la qualité de l'eau	Type de corrélation ^a	Indicateur de pression des bassins versant							
		DA	DAbovin	Daporcin	DAvoilaie	Sdél	DAamas	DAace	DH
Estrone	r Pearson	0,87	0,84	0,84	0,56	0,75	0,52	0,85	-0,10
	p Pearson	0,0011	0,0022	0,0021	0,0962	0,0117	0,1260	0,0021	0,7810
	r Spearman	0,62	0,85	0,62	0,79	0,85	0,66	0,68	-0,30
	p Spearman	0,0480	0,0000	0,0480	0,0038	0,0000	0,0332	0,0290	0,3840
17β-estradiol	r Pearson	0,72	0,81	0,66	0,51	0,67	0,46	0,71	-0,34
	p Pearson	0,0190	0,0048	0,0372	0,1320	0,0340	0,1790	0,0213	0,3420
	r Spearman	0,64	0,77	0,58	0,75	0,66	0,66	0,60	-0,54
	p Spearman	0,0427	0,0069	0,0665	0,0108	0,0332	0,0332	0,0599	0,0977
Cholestérol	r Pearson	0,61	0,37	0,47	0,89	0,56	0,88	0,63	0,25
	p Pearson	0,0634	0,2970	0,1700	0,0007	0,0943	0,0008	0,0489	0,4780
	r Spearman	0,15	0,24	0,23	0,37	0,46	0,27	0,24	0,47
	p Spearman	0,6560	0,4900	0,4900	0,2750	0,1720	0,4250	0,4900	0,1600
Coprostanol	r Pearson	0,42	0,23	0,35	0,58	0,47	0,54	0,45	0,39
	p Pearson	0,2300	0,5220	0,3190	0,0793	0,1700	0,1000	0,1930	0,2710
	r Spearman	0,30	0,36	0,37	0,41	0,60	0,19	0,47	0,19
	p Spearman	0,3840	0,2920	0,2750	0,2270	0,0599	0,5830	0,1600	0,5830
Coprostanone	r Pearson	0,67	0,59	0,59	0,66	0,70	0,61	0,70	0,15
	p Pearson	0,0351	0,0720	0,0753	0,0377	0,0256	0,0621	0,0248	0,6890
	r Spearman	0,41	0,70	0,40	0,56	0,81	0,52	0,67	-0,04
	p Spearman	0,2270	0,0217	0,2270	0,0812	0,0026	0,1160	0,0290	0,8920
4-ter-octylphénol	r Pearson	-0,61	-0,68	-0,57	-0,34	-0,69	-0,28	-0,51	0,74
	p Pearson	0,0625	0,0293	0,0891	0,3420	0,0286	0,4410	0,1320	0,0139
	r Spearman	-0,88	-0,77	-0,80	-0,60	-0,77	-0,49	-0,62	0,79
	p Spearman	0,0000	0,0069	0,0026	0,0599	0,0069	0,1370	0,0480	0,0038
Nonylphénol grade technique	r Pearson	-0,03	0,32	-0,07	-0,14	0,17	-0,10	0,11	0,16
	p Pearson	0,9330	0,3740	0,8570	0,6920	0,6330	0,7740	0,7580	0,6560
	r Spearman	-0,15	0,47	-0,17	0,04	0,35	0,38	0,20	-0,05
	p Spearman	0,6560	0,1600	0,6070	0,8920	0,3090	0,2580	0,5590	0,8650
Bisphénol A	r Pearson	-0,46	-0,49	-0,44	-0,21	-0,33	-0,17	-0,31	0,69
	p Pearson	0,1840	0,1460	0,2030	0,5580	0,3540	0,6320	0,3800	0,0261
	r Spearman	-0,64	-0,69	-0,54	-0,41	-0,49	-0,49	-0,24	0,66
	p Spearman	0,0427	0,0252	0,0977	0,2270	0,1370	0,1370	0,4900	0,0332

a : Les coefficients de corrélation de Pearson (r Pearson) et de Spearman (r Spearman) et la probabilité qui leur est associée (p Pearson et p Spearman) ont été déterminés à l'aide du logiciel SigmaPlot, version 11.0.

Note 1 : La concentration moyenne des stéroïdes et des phénols à chacune des dix stations a été calculée à l'aide de toutes les données de la période de 2003 à 2006, en remplaçant les résultats sous la limite de détection par la moitié la valeur de celle-ci. Les corrélations pour l'estriol, 17α-éthynylestradiol, le coprostan et les p-n-nonylphénols n'ont pas été présentées en raison du faible nombre de valeurs au-dessus de la limite de détection.

Note 2 : Les corrélations positives significatives au seuil de 5 % ont été mises en évidence en caractère gras normal, alors que celles significatives au seuil de 10 % et de 15 % l'ont été à l'aide de caractères italiques gras et normal respectivement. Les résultats du test de Pearson surlignés en vert sont basés sur une distribution des résidus de régression linéaire dont la distribution a passé le test de normalité de Shapiro-Wilk au seuil de 5 % ($p > 0,05$), alors que celles surlignées en jaune l'ont faiblement échoué ($p > 0,01$) et celles surlignées en rouge l'ont clairement échoué ($p < 0,01$).

Annexe 9 Corrélations et relations entre la concentration moyenne des stéroïdes et des phénols et les indicateurs de pression aux dix stations suivies régulièrement de 2003 à 2006 (suite)

Tableau A9.2 Relations significatives au seuil de 5 % pour les concentrations d'estrogènes dissous

Relations pour les estrogènes	Statistiques des relations
Estrone (E1) $E1 = 0,0040 (\pm 0,0008) \cdot DA + 0,3 (\pm 0,1)$ $E1 = 0,0212 (\pm 0,0048) \cdot DA_{bovin} + 0,2 (\pm 0,2)$ $E1 = 0,0054 (\pm 0,0012) \cdot DA_{porcin} + 0,4 (\pm 0,1)$ $E1 = 0,0185 (\pm 0,0057) \cdot Sd_{\acute{e}j} + 0,1 (\pm 0,3)$ $E1 = 0,1010 (\pm 0,0225) \cdot DA_{ace} + 0,4 (\pm 0,1)$	$R^2 = 0,76$; $Q^2_{INT} = 0,64$; $p = 0,001$; $n = 10$ $R^2 = 0,71$; $Q^2_{INT} = 0,57$; $p = 0,002$; $n = 10$ $R^2 = 0,71$; $Q^2_{INT} = 0,61$; $p = 0,002$; $n = 10$ $R^2 = 0,57$; $Q^2_{INT} = 0,33$; $p = 0,012$; $n = 10$ $R^2 = 0,72$; $Q^2_{INT} = 0,54$; $p = 0,002$; $n = 10$
17β-estradiol (E2) $E2 = 0,0070 (\pm 0,0024) \cdot DA + 2,4 (\pm 0,4)$ $E2 = 0,0431 (\pm 0,0112) \cdot DA_{bovin} + 2,1 (\pm 0,4)$ $E2 = 0,0091 (\pm 0,0036) \cdot DA_{porcin} + 2,5 (\pm 0,4)$ $E2 = 0,0349 (\pm 0,0137) \cdot Sd_{\acute{e}j} + 1,9 (\pm 0,6)$ $E2 = 0,1800 (\pm 0,0631) \cdot DA_{ace} + 2,6 (\pm 0,4)$	$R^2 = 0,52$; $Q^2_{INT} = 0,34$; $p = 0,019$; $n = 10$ $R^2 = 0,65$; $Q^2_{INT} = 0,52$; $p = 0,005$; $n = 10$ $R^2 = 0,44$; $Q^2_{INT} = 0,22$; $p = 0,037$; $n = 10$ $R^2 = 0,45$; $Q^2_{INT} = 0,15$; $p = 0,034$; $n = 10$ $R^2 = 0,51$; $Q^2_{INT} = 0,28$; $p = 0,021$; $n = 10$
Estrogènes totaux en équivalent E2 (E2$\acute{e}q$) $E2\acute{e}q = 0,0084 (\pm 0,0025) \cdot DA + 2,5 (\pm 0,4)$ $E2\acute{e}q = 0,0507 (\pm 0,0120) \cdot DA_{bovin} + 2,2 (\pm 0,4)$ $E2\acute{e}q = 0,0110 (\pm 0,0039) \cdot DA_{porcin} + 2,7 (\pm 0,5)$ $E2\acute{e}q = 0,0416 (\pm 0,0150) \cdot Sd_{\acute{e}j} + 1,9 (\pm 0,7)$ $E2\acute{e}q = 0,2170 (\pm 0,0676) \cdot DA_{ace} + 2,8 (\pm 0,4)$	$R^2 = 0,58$; $Q^2_{INT} = 0,42$; $p = 0,011$; $n = 10$ $R^2 = 0,69$; $Q^2_{INT} = 0,58$; $p = 0,003$; $n = 10$ $R^2 = 0,50$; $Q^2_{INT} = 0,31$; $p = 0,023$; $n = 10$ $R^2 = 0,49$; $Q^2_{INT} = 0,21$; $p = 0,024$; $n = 10$ $R^2 = 0,56$; $Q^2_{INT} = 0,35$; $p = 0,012$; $n = 10$
Les concentrations d'estrogènes sont exprimées en ng/l. Les indicateurs de pression des bassins versants sont exprimés en UA/km ² , dans le cas des densités animales (DA, DA _{bovin} , DA _{porcin} , DA _{ace}), et en ha/km ² , dans le cas des superficies servant à l'épandage des déjections animales (Sd _{éj}).	

Note 1 : La concentration moyenne des estrogènes à chacune des dix stations ($n = 10$) a été calculée à l'aide de toutes les données de la période de 2003 à 2006, en remplaçant les résultats sous la limite de détection par la moitié la valeur de celle-ci. Dans le cas des estrogènes totaux, la concentration moyenne en équivalent 17 β -estradiol a été obtenue par la somme des valeurs des estrogènes naturels, à l'aide de la relation suivante : $E2\acute{e}q = E1/3 + E2 + E3/30$.

Note 2 : Les coefficients de détermination (R^2) et les probabilités qui leur sont associées (p Pearson) ont été déterminés à l'aide du logiciel SigmaPlot, version 11.0. La valeur de R^2 indique la proportion de la variance des concentrations d'estrogènes expliquée par les relations.

Note 3 : Le rapport entre les statistiques PRESS (somme des carrés des résidus pour chaque observation, calculés à l'aide d'une relation sans cette observation) et SSTotal (somme des carrés totaux du modèle) obtenues du logiciel SigmaPlot soustrait de un ($1 - PRESS/SSTotal$) a fourni un coefficient de capacité prédictive des relations par validation interne (Q^2_{INT}) qui permet de vérifier leur robustesse.

Annexe 10 Références bibliographiques des annexes

Les références des sources déjà citées dans le corps du rapport et inscrites à la section **Références bibliographiques** ne sont pas répétées dans les références bibliographiques des annexes.

ANDERSSON, J., A. WOLDEGIORGIS, M. REMBERGER, L. KAJ, Y. EKHEDE, B. DUSAN, A. SVENSON, E. BRORSTROM-LUNDEN, C. DYE et M. SCHLABACH (2006). *Results from the Swedish National Screening Programme 2005 – Subreport 1: Antibiotics, anti-inflammototy substances, and hormones*. Sweedish Environmental Research Institute, 74 p. et 6 annexes. [En ligne]. [\[http://www.ivl.se/webdav/files/Rapporter/B1689.pdf\]](http://www.ivl.se/webdav/files/Rapporter/B1689.pdf).

BACKE, W. (1988). « Determination of ethinylestradiol in feces of calves and cattle with high pressure liquid chromatography ». *Arch Pharm*, vol. 321, n° 7, p. 431-432.

BEVACQUA, C.E., C.P. RICE, A. TORRENTS et M. RAMIREZ (2011). « Steroid hormones in biosolids and poultry litter: A comparison of potential environmental inputs ». *Science of The Total Environment*, vol. 409, n° 11, p. 2120-2126.

BISWAS, S., W.L. KRANZ, C.A. SHAPIRO, D.S. SNOW, S.L. BARTELT-HUNT, M. MAMO, D.D. TARKALSON, T.C. ZHANG, D.P. SHELTON, S.J. VAN DONK et T.L. MADER (2017). « Effect of rainfall timing and tillage on the transport of steroid hormones in runoff from manure amended row crop fields ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 324, p. 436-447.

BPR Inc. (2008b). *Suivi 2007 du Portrait agroenvironnemental des fermes du Québec – Rapport final –Annexe A, Paramètres agroenvironnementaux présentés par région administrative*. [En ligne]. [\[http://www.mapaq.gouv.qc.ca/SiteCollectionDocuments/Divers/Rp_final_0811_Anx.pdf\]](http://www.mapaq.gouv.qc.ca/SiteCollectionDocuments/Divers/Rp_final_0811_Anx.pdf).

BURNISON, K.B., A. HARTMANN, A. LISTER, M.R. SERVOS, T. TERNES et G. VAN DER KRAAK (2003). « A toxicity identification evaluation approach to studying estrogenic substances in hog manure and agricultural runoff ». *Environmental Ecotoxicology and Chemistry*, vol. 22, n° 10, p. 2243-2250.

CARON, E., A. FARENHORST, F. ZVOMUYA, J. GAULTIER, N. RANK, T. GODDARD et C. SHEDDY (2010a). « Sorption of four estrogens by surface soils from 41 cultivated fields in Alberta, Canada ». *Geoderma*, vol. 155, n° 1-2, p. 19-30.

CARON, E., A. FARENHORST, R. MCQUEEN, C. SHEDDY, T. GODDARD et J. GAULTIER (2010b). « Mineralization of 17 β -estradiol in 36 surface soils from Alberta, Canada ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 139, n° 4, p. 534-545.

CARON, E., A. FARENHORST, X. HAO et C. SHEDDY (2012). « Solid beef cattle manure application impacts on soil properties and 17 β -estradiol ate in a clay loam soil ». *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, vol. 47, p. 495-504.

CARON, E. et P. LAFRANCE (2013). *Détection d'estrogènes naturels provenant de l'application de lisier dans un petit bassin versant agricole (Chaudière-Appalaches)* – Résumé. p. 31, 27^e Congrès annuel de l'AQSSS « Les sols à bout de souffle? », Chicoutimi. [En ligne]. [\[http://www.aqsss.com/IMG/pdf/aqsss_2013_programme_scientifique.pdf\]](http://www.aqsss.com/IMG/pdf/aqsss_2013_programme_scientifique.pdf).

COLUCCI, M.S. et E. TOPP (2001). « Dissipation of part-per-trillion concentrations of estrogenic hormones from agricultural soils ». *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 82, n° 3, p. 335-340.

DAESELEIRE, E., A. DE GUESQUIÈRE et C. VAN PETEGHEM (1991). « Detection of the illegal use of ethinylestradiol in cattle urine by gas chromatography-mass spectrometry ». *Journal of Chromatography*, vol. 564, n° 2, p. 469-475.

DUTTA, S., S. INAMDAR, J. TSO, D.S. AGA et J.T. SIMS (2012b). « Dissolved organic carbon and estrogen transport in surface runoff from agricultural land receiving poultry litter ». *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 48, n° 3, p. 558-569.

DYER, A.R. P. (2001). *Determination of 17 β -estradiol and estrone concentrations in runoff and topsoil from plots receiving dairy manure*. Thèse de maîtrise, Université du Tennessee. [En ligne]. [\[http://trace.tennessee.edu/utk_gradthes/2375\]](http://trace.tennessee.edu/utk_gradthes/2375).

DYER, A.R., D.R. RAMAN, M.D. MULLEN, R.T. BURNS, L.B. MOODY, A.C. LAYTON et G.S. SAYLER (2001). *Determination of 17 β -estradiol concentrations in runoff from plot receiving dairy manure*. ASAE Meeting Paper 01-2107, ASAE, St. Joseph, MI.

FINLEY-MOORE, O., P.G. HARTEL et M.L. CABRERA (2000). « 17 β -estradiol and testosterone in soil and runoff from grasslands amended with broiler litter ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 29, n° 5 p. 1604-1611.

GALL, H.E., S.A SASSMAN, B. JENKINSON, L.S. LEE et C.T. JAFVERT (2011). « Hormone discharges from a tile-drained agroecosystem receiving animal wastes ». *Environmental Science & Technology*, vol. 45, n° 20, p. 8755-8764.

GALL, H.E., S.A SASSMAN, B. JENKINSON, L.S. LEE et C.T. JAFVERT (2015). « Comparison of export dynamics of nutrients and animal-borne estrogens from a tile-drained Midwest agroecosystem ». *Water Research*, vol. 72, p. 162-173.

GALL, H.E., N.B. BASU, M.L. MASHTARE, P.S.C ROA et L.S. LEE (2016). « Assessing the impacts of anthropogenic and hydro-climatic drivers on estrogen legacies and trajectories ». *Advances in Water Resources*, vol. 87, p. 19-28.

HAMMETT, K.M., E.J. MULLIN, D.S. AGA. G.K. FELTON, D.J. FISHER et L.T. YONKOS (2017). « In vitro and in vivo assessment of aqueously extractable estrogens in poultry manure after pilot-scale composting ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 46, n° 3, p. 614-622.

JACOBSEN, A.M, A. LORENZEN, R. CHAPMAN et E. TOPP (2005). « Persistence of testosterone and 17 β -estradiol in soils receiving swine manure or municipal biosolids ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 34, p. 861-871.

JENKINS, M.B., D.M. ENDALE, H.H. SCHOMBERG et R.R. SHARP (2006). « Fecal bacteria and sex hormones in soil and runoff from cropped watersheds amended with poultry litter ». *Science of the Total Environment*, vol. 358, n° 1-3, p. 164-177.

JENKINS, M.B., D.M. ENDALE, H.H. SCHOMBERG, P. HARTEL et M. CABRERA (2009). « 17 β -estradiol and testosterone in drainage and runoff from poultry litter applications to tilled and no-till crop land under irrigation ». *Journal of Environmental Management*, vol. 90, p. 2659-2664.

KAY, J.F., J.D. MACNEIL et J. WANG (2017). *Chemical analysis of non-antimicrobial veterinary drug residues in food*. Hoboken, New Jersey, John Wiley & Sons, Inc. (éd.), 640 p.

KJAER, J., P. OLSEN, K. BACH, H.C. BARLEBO, F. INGERSLEV, M. HANSEN et B.H. SORESENSEN (2007). « Leaching of estrogenic hormones from manure-treated structured soils ». *Environmental Science & Technology*, vol. 41, n° 11, p. 3911-3917.

LAEGDSMAND, M., H. ANDERSEN, O. H. JACOBSEN et B. HALLING-SORENSEN (2009). « Transport and fate of estrogenic hormones in slurry-treated soil monoliths ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 38, n° 3, p. 955-964.

LA FINANCIÈRE AGRICOLE DU QUÉBEC (2003). *L'état des cultures au Québec - Rapport No 8, 15 août 2003*. [En ligne]. [<http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs1786110>].

LIU, S., G.G. YING, R.Q. ZHANG, L.J. ZHOU, H.J. LAI et Z.F. CHEN (2012). « Fate and occurrence of steroids in swine and dairy cattle farms with different farming scales and wastes disposal systems ». *Environmental Pollution*, vol. 170, p. 190-201.

LORENZEN, A., K. BURNISON, M. SERVOS et E. TOPP (2006). « Persistence of endocrine-disrupting chemicals in agricultural soils ». *Journal of Environmental Engineering and Science*, vol. 5, n° 3, p. 211-219.

MANN, S., Z. QI, S.O. PRASHER, L.L. LI, D. GUI et Q. JIANG (2017). « Effect of biochar amendment on soil's retention capacity for estrogenic hormones from poultry manure treatment ». *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, vol. 4, n° 2, p. 208-219.

MATTHIESSEN, P., D. ARNOLD, A.C. JOHNSON, T.J. PEPPER, T.G. POTTINGER et K.G.T. PULMAN (2006). « Contamination of headwater streams in the United Kingdom by oestrogenic hormones from livestock farms ». *Science of the Total Environment*, vol. 367, n° 2-3, p. 616-630.

MINA, O., H.E. GALL, L.S. SAPORITO, H.A. ELLIOT et P.J.A. KLEINMAN (2017). « Relative role of transport and source-limited controls for estrogen, TDP, and DOC export for two manure application methods ». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 247, p. 308-318.

MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MFFP) (2016). *Poissons du Québec*. [En ligne]. [<http://mffp.gouv.qc.ca/faune/peche/poissons/index.jsp>] (Consulté le 15 février 2017).

PAQUIN, D. et T. LOGAN (2017). « Que nous réserve le climat du futur? ». Webinaire. [<https://studiocast.ca/client/upa/event/3152/fr/>].

SCHOENBORN, A., P. KUNZ et M. KOSTER (2015). « Estrogenic activity in drainage water: a field study on a Swiss cattle pasture ». *Environmental Sciences Europe*, vol. 27, n° 17, 15 p.

SCHUH, M.C. et F.X. CASEY (2008). *Farm-scale reconnaissance of estrogens in subsurface waters*. Rapport technique n° ND08-06. North Dakota Water Resources Research Institute, Fargo, North Dakota, 33 p. [En ligne]. [https://www.ndsu.edu/wrri/Publications/Mary_Schuh_Frank_Casey_2008.pdf].

SERVOS, M.R. (2002). « Endocrine disrupting substances in the environment resulting from intensive agriculture practices ». Atelier parrainé par le CCME, Science de l'eau et politiques : Effets des activités agricoles sur la qualité de l'eau, 31 janvier et 1^{er} février 2002, [cédérom], Québec.

SHAPPELL, N.W., L.O. BILLEY et M.J. SHIPITALO (2016). « Estrogenic activity and nutrient losses in surface runoff after winter manure application to small watersheds ». *Science of the Total Environment*, vol. 543, p. 570-580.

THOMPSON, M.L., F.X.M. CASEY, E. KHAN, H. HAKK, G.L. LARSEN et T. DESUTTER (2009). « Occurrence and pathways of manure-borne 17 β -estradiol in vadose zone water ». *Chemosphere*, vol. 76, p. 472-479.



**Développement durable,
Environnement et Lutte
contre les changements
climatiques**

Québec

