

Microbilles – Résumé scientifique

Juillet 2015

Table des matières

Résumé	3
Conclusion proposée.....	3
1. Introduction	4
1.1 Définitions	5
2. Identité, propriétés et utilisation de la substance	7
2.1 Identité de la substance	7
2.2 Propriétés.....	8
2.3 Utilisation	11
3. Sort environnemental	12
4. Présence des microplastiques dans l'environnement	14
4.1 Présence au Canada.....	16
4.2 Accumulation dans l'environnement.....	17
5. Effets des microbilles chez les organismes	18
5.2 Microplastiques secondaires	30
6. Incertitudes	31
7. Recommandations	32
8. Références	33

Résumé

Les microbilles sont des particules de polymère synthétique dont la taille, au moment de leur fabrication, est plus grande que 0,1 µm et de 5 mm ou moins, ainsi qu'une composition chimique, une taille, une forme, une densité et des fonctions qui varient. Les microbilles sont fabriquées à des fins particulières, y compris pour être utilisées dans des produits de soins personnels (comme les exfoliants, les produits pour le bain, les nettoyants pour le visage et les dentifrices). Elles peuvent également être utilisées dans d'autres produits de consommation, y compris les produits de nettoyage et les cartouches d'encre pour imprimante, et dans les produits industriels comme les matériaux abrasifs (p. ex. sablage à l'aide des billes de plastique), l'industrie (p. ex. explorations pétrolières et gazières, impression des textiles et pièces moulées pour automobile), les autres produits de plastique (antidérapants, applications antiblocages) et les applications médicales.

Les microbilles provenant des produits « jetés à l'égout » seront susceptibles d'être rejetées dans l'environnement aquatique après le traitement des eaux usées. Des études ont démontré que les microplastiques, y compris les microbilles, sont présents dans l'environnement et qu'ils peuvent y demeurer pendant longtemps. Il a été démontré que les microbilles causaient des effets à court et à long terme chez les organismes de laboratoire.

Conclusion proposée

En fonction des renseignements disponibles, il est recommandé que les microbilles soient considérées comme étant toxiques en vertu du paragraphe 64(a) de la Loi. Cela permettrait la prise des mesures préventives nécessaires afin de réduire le déversement de microbilles dans l'environnement. À titre de prochaine étape préventive, le gouvernement du Canada propose d'inscrire les microbilles à la Liste des substances toxiques conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999).

1. Introduction

L'utilisation du plastique continue d'augmenter à un rythme important à l'échelle internationale. La production mondiale de plastique a augmenté de 620 % depuis 1975 et en 2012, elle était estimée alors à 288 millions de tonnes métriques (Jambeck et coll., 2015). En raison des longs temps de résidence dans l'environnement (Andrady, 2011) et des mauvaises pratiques de gestion des déchets, le fardeau environnemental attribuable aux déchets de plastique augmente à l'échelle internationale (voir la figure 1 ci-dessous), causant ainsi des problèmes d'ordre environnemental, économique et esthétique de même que des défis et des répercussions complexes (PNUE-Centre international d'écotechnologie, 2012; Jestic et coll., 2009).

Les déchets de plastique qui entrent dans les écosystèmes aquatiques et marins peuvent venir de diverses sources, dont la majorité provient d'activités terrestres (GESAMP, 2015). Les activités de loisirs riverains, des services inadéquats de gestion des déchets et des égouts, des additifs présents dans les produits, et des rejets non contrôlés provenant d'activités industrielles et commerciales ont été cités comme étant des causes majeures de pollution par le plastique dans l'environnement marin dans le monde entier. Ces diverses sources peuvent produire des types de plastique différents dans l'environnement, allant des sacs et des bouteilles de plastique, aux microplastiques et aux microbilles.

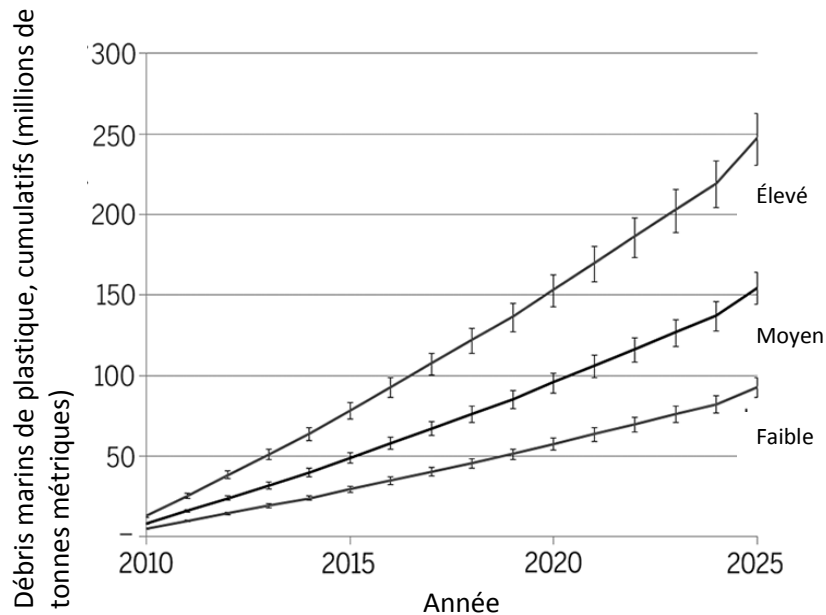


Figure 1 : Rejets prévus de plastique (exprimés en termes de quantité cumulative) dans l'environnement marin mondialement résultant d'une mauvaise gestion des déchets de plastique (élevé, 40 %; moyen, 20 %; faible, 15 %) (Jambeck et coll., 2015)

La caractérisation du plastique et de son incidence possible sur l'environnement est complexe. Les microbilles sont fabriquées en différentes tailles et formes et n'ont pas une composition chimique unique, mais bien une composition variée, dont les plus fréquentes sont le polyéthylène, le polyéthylène téréphtalate, le polypropylène, le polyamide, les polyesters, le polystyrène et le polychlorure de vinyle. Elles peuvent contenir des résidus de produits chimiques provenant d'usines et de polluants absorbés à différentes étapes du cycle de vie (p. ex. plastifiants, co-contaminants, etc.) (GESAMP, 2015; Browne et coll., 2011; Eriksen et coll., 2014). Une fois dans l'environnement, le plastique y reste pendant de nombreuses années. Par exemple, le polyéthylène et le polypropylène qui ont été ajoutés dans le golfe du Bengale (un environnement marin) afin de mesurer la biodégradation à médiation microbienne ont subi une dégradation de plus de 3 % après 6 mois (Andrady, 2011). Toutefois, au fil du temps, le plastique se dégrade dans l'environnement par l'intermédiaire de divers processus physiques et chimiques, comme l'altération (p. ex. érosion causée par le vent et l'eau), l'hydrolyse par l'eau, la biodégradation et la photodégradation entraînant la dégradation de grosses particules en particules plus petites (Eriksen et coll., 2014; Andrady, 2011).

1.1 Définitions

Les particules de plastique plus petites sont généralement appelées microplastiques. Le terme a été utilisé au départ afin d'établir une distinction entre les plastiques plus gros (macro) et ceux qui ne sont visibles qu'au microscope (micro). Il n'existe aucune définition convenue de ce qui constitue un microplastique. Les chercheurs ont utilisé des définitions largement fondées sur les méthodes d'échantillonnage utilisées afin de caractériser les microplastiques sur lesquels ils menaient des enquêtes. Par exemple, certains chercheurs ont utilisé des passoirs de 500 µm et de 67 µm pour établir la limite supérieure et inférieure des échantillons de microplastiques, tandis que les autres utilisent <5 mm à 333 µm comme limites supérieures et inférieures sur les filets Neuston utilisés pour leur échantillonnage (Andrady, 2011). Plus récemment, un rapport du Groupe mixte d'experts chargés d'étudier les aspects scientifiques de la pollution de l'environnement marin (GESAMP, 2015) a recommandé une définition variant de <5 mm à 1 nm (1 nanomètre est un milliardième d'un mètre). De plus, les définitions réglementaires de microbilles varient également. Par exemple, l'État de l'Illinois, aux États-Unis d'Amérique (É.-U.-A.) prévoit uniquement une limite supérieure de <5 mm (voir la *State of Illinois Public Act 98-0638*), alors que la province canadienne de l'Ontario envisage les microbilles avec une limite supérieure de la taille de <1 mm ainsi que des utilisations ciblées dans leur projet de loi (projet de loi 75, *Loi de 2015 sur l'élimination et le contrôle des microbilles*, 2015).

Les microplastiques sont organisés en fonction de leur source, c.-à-d. s'ils sont fabriqués sur la taille d'un micromètre ou résultent des processus de dégradation discutés précédemment (altération, photodégradation, etc.) (GESAMP, 2015).

Aux fins du présent sommaire :

- Les microbilles sont définies comme des particules de polymère synthétique dont la taille, au moment de leur fabrication, est plus grande que 0,1 µm et de 5 mm ou moins. Cela comprend différentes formes de particules, y compris les particules solides, creuses, amorphes, solubilisées, etc.
- Les microplastiques secondaires sont des particules de polymère synthétique qui proviennent de la décomposition d'objets de plastique plus gros (Andrady, 2011).
- Les microplastiques comprennent les microbilles et les microplastiques secondaires.
- Un produit destiné aux soins personnels se définit comme une substance ou un mélange de substances qui est généralement reconnu par le public comme un produit de nettoyage ou de toilette quotidienne. Les produits destinés aux soins personnels peuvent s'inscrire dans trois catégories réglementaires au Canada à savoir, cosmétiques, drogues ou produits de santé naturels.

La limite de ≤5 mm est fondée sur la limite supérieure utilisée dans les recherches et par d'autres administrations, et indique l'avis d'experts émis au cours d'un atelier sur les débris marins tenu en 2008 sur les microplastiques secondaires (Arthur et coll., 2009). La limite inférieure de 0.1 µm a été choisie intentionnellement afin de retirer les objets nanométriques (ceux variant de 1 à 100 nm). Cette limite a été utilisée : (1) pour axer les efforts sur les microbilles pertinentes sur le plan industriel; et (2) pour établir une distinction entre les effets et les propriétés propres aux substances sur l'échelle nanométrique.

Le présent Rapport sommaire scientifique porte principalement sur les microbilles et fournit des recommandations au sujet des microbilles seulement. Aux fins du présent Rapport, les données répertoriées jusqu'en juin 2015 ont été prises en compte en vue de leur inclusion au présent résumé scientifique. En raison des similitudes physiques et chimiques, lorsqu'aucune donnée n'était disponible sur les microbilles, des données de substitution sur les microplastiques secondaires ont été utilisées.

Un examen des publications scientifiques n'a pas permis de recenser d'études indiquant que la présence de microbilles dans les produits de soins personnels représentait une préoccupation pour la santé humaine. On s'attend à ce que les microbilles présentes dans les produits de soins personnels appliqués sur la peau ne soient pas absorbées par l'organisme, mais disparaissent plutôt au rinçage ou quittent le corps lorsque les cellules épidermiques se détachent et soient, en fin de compte, déversées dans l'environnement (PNUE, 2015; Leslie, 2014; SNY, 2014). Même si les effets possibles sur la santé humaine associés à la consommation de poissons et de fruits de mer contenant des microbilles ont été signalés par certains membres du public comme étant une préoccupation (PNUE, 2015), les renseignements limités relatifs à cette source d'exposition ne fournissent aucun fondement pour un examen du risque éventuel pour la santé humaine découlant de l'exposition aux microbilles. Par conséquent, la portée du présent examen est limitée uniquement aux répercussions environnementales.

2. Identité, propriétés et utilisation de la substance

2.1 Identité de la substance

Les microbilles sont des particules de polymère synthétique fabriquées de façon à avoir une taille entre $>0,1 \mu\text{m}$ et $\leq 5 \text{ mm}$ et en vue d'une fin et d'une application précises. Elles peuvent être composées de divers polymères synthétiques selon la fonctionnalité requise. Le tableau 1 énumère les fonctions des [polymères particuliers] typiques que l'on trouve dans les produits de soins personnels et les cosmétiques (Leslie, 2014)). En ce qui a trait aux microbilles, les polymères les plus fréquemment utilisés sont le polyéthylène, le poly(méthacrylate de méthyle), le polytétrafluoréthylène, le polypropylène, le nylon et le polyéthylène téréphtalate (Norwegian Environment Agency, 2014). Les polymères typiques qui forment les réactions servant à synthétiser les microbilles sont fondés sur la taille de particule souhaitée (Jinhua et Guangyuan, 2014) et comprennent la polymérisation en émulsion (Chern, 2006; Asua, 2004), la polymérisation en émulsion 2010; Dowding et Vincent, 2000), et la polymérisation par dispersion (He et coll., 2011; DeSimone et coll., 1994; Li et Armes 2010). De plus, les microbilles contiennent également des produits chimiques résiduels en raison de leur synthèse, comme des monomères inaltérés, des réactifs, des produits chimiques à base de pétrole, etc. Ces produits chimiques résiduels sont différents des polluants environnementaux qui sont absorbés sur les particules pendant les diverses étapes de leur cycle de vie, en particulier dans l'environnement aquatique (Mato et. coll., 2001; Teuten et. coll., 2007).

Tableau 1 : Composition polymère et propriétés fonctionnelles correspondantes pour les particules habituellement trouvées dans les produits de soins personnels et cosmétiques (PSPC) (Leslie, 2014). Le polyéthylène, le poly(méthacrylate de méthyle), le polytétrafluoréthylène, le polypropylène, le nylon et le polyéthylène téréphtalate sont habituellement associés aux microbilles (agence environnementale de la Norvège, 2014)

Nom du polymère	Fonctions dans les formulations du [PCCP]
Nylon-12 (polyamide-12)	Agent d'étoffement, contrôle de viscosité, opacifiant (p. ex. crèmes antirides)
Nylon-6	Agent d'étoffement, contrôle de viscosité
Poly(butylène téréphtalate)	Formation de pellicule, contrôle de viscosité
[Poly(éthylène isotéréphtalate)]	Agent d'étoffement
Poly(téréphtalate d'éthylène)	Adhésif, formation de pellicule, fixatifs pour cheveux; contrôle de viscosité, agent esthétique, (p. ex. brillants dans les produits moussants pour le bain, maquillage)
[Poly (methyl méthylacrylate)]	Sorbant pour la prestation d'ingrédients actifs
[Poly(pentaerythryl téréphtalate)]	Formation de pellicule
[Poly(propylene terephthalate)]	Stabilisateur d'émulsion, agents revitalisants pour la peau
Polyéthylène	Abrasif, formation de pellicule, contrôle de viscosité, liant à poudres
Polypropylène	Agent d'étoffement, agent accroissant la viscosité
Polystyrène	Formation de pellicule

Polytétrafluoroéthylène (Téflon)	Agent d'étoffement, modificateur de glissant, agent liant, agents revitalisants pour la peau
Polyuréthane	Formation de pellicule (p. ex. masques faciaux, écran solaire, mascara)
Polyacrylate	Contrôle de viscosité
Copolymère d'acrylates	Liant, fixatif capillaire, formation de pellicule, agent de suspension
Copolymère [Allyl stéarate]-acétate de vinyle	Formation de pellicule, fixatif capillaire
Copolymère éthylène-propylène- styrène	Contrôle de viscosité
[Copolymère d'éthylène et de méthylacrylate]	Formation de pellicule
Copolymère éthylène-acrylate	Formation de pellicule dans les écrans solaires résistant à l'eau, gélifiant (p. ex. rouge à lèvres, produits en bâton, crèmes pour les mains)
Copolymère butylène-éthylène-styrène	Contrôle de viscosité
Copolymère de styrène et d'acrylates	Esthétique, microsphères colorées (p. ex. maquillage)
Triméthylsiloxysilicate (résine de silicone)	Formation de pellicule (p. ex. cosmétiques colorés, soins de la peau, produits cosmétiques solaires)

2.2 Propriétés

Les microbilles peuvent varier en taille, forme et densité en fonction de leurs compositions chimiques et de leur méthode de synthèse (Napper & Thompson, 2015, *sous presse*). Comme l'indique le tableau 2 (Hidalgo-Ruz et coll., 2012), la densité des particules de polymère (qui comprennent les microbilles) peuvent également varier de 0,9 à 2,10 g/cm³ (la densité de l'eau à 25 °C est environ 1 g/cm³). En plus des densités en polymère, la densité de la particule entière dépend aussi des autres produits chimiques ajoutés au cours de la fabrication (p. ex. les additifs, les agents de comblement). Cette variation en densité signifie que les particules de polymère synthétique (y compris les microbilles) flotteront à la surface de l'eau et que d'autres seront présentes dans la colonne d'eau ou se déposeront sur les sédiments. Une fois dans l'environnement, ce comportement changera en fonction du comportement d'agrégation ou de désagrégation et d'agglomération ou de [désagglomération], alors que les microbilles interagissent avec les milieux environnementaux, p. ex. les acides humiques ou fulviques. De plus, les particules synthétiques (p. ex. les plastiques) peuvent devenir encrassées par les organismes et, par conséquent, les particules qui flottaient au départ peuvent éventuellement couler vers le sous-sol marin. Par exemple, on a signalé d'importantes quantités de microplastiques dans les sédiments retrouvés en mer profonde (Woodall et. coll., 2014).

Tableau 2 : Exemples de plastique de différentes compositions de polymère et de densités relatives (Hidalgo-Ruz et coll., 2012)^a

Type de polymère	Densité du polymère (g cm ⁻³)
polyéthylène	0,917-0,965
polypropylène	0,9-0,91

polystyrène	1,04-1,1
polyamide (nylon)	1,02-1,05
polyester	1,24-2,3
acrylique	1,09-1,20
polyoxyméthylène	1,41-1,61
alcool polyvinylique	1,19-1,31
polychlorure de vinyle	1,16-1,58
[polyméthacrylate de méthyle]	1,17-1,20
polyéthylène de téréphthalate	1,37-1,45
alkydes	1,24-2,10
polyuréthane	1,2

^aDonnées provenant d'un total de $N = 42$ études.

Selon la fonctionnalité souhaitée des microbilles présentes dans divers produits de soins personnels, les microbilles peuvent être stables sur les plans chimiques ou physiques (p. ex. lorsqu'elles sont utilisées dans des abrasifs) ou instables (p. ex., lorsqu'elles sont conçues pour se décomposer à l'exposition d'un déclencheur physique ou chimique entraînant la libération d'autres produits chimiques). Les microbilles stables peuvent persister dans l'environnement.

La figure 2 ci-dessous montre des exemples de microbilles retrouvées dans les produits cosmétiques. L'agrégation ou l'agglomération des microbilles est apparente à partir des micrographies; toutefois sa pertinence sur le sort et les effets environnementaux est inconnue.

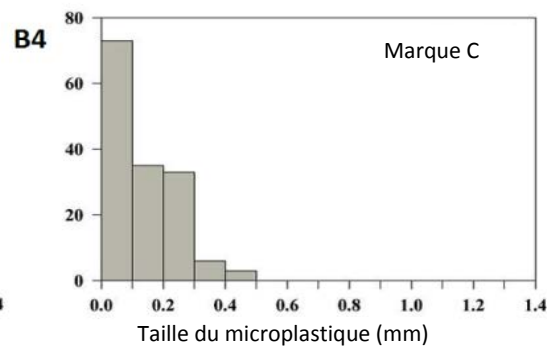
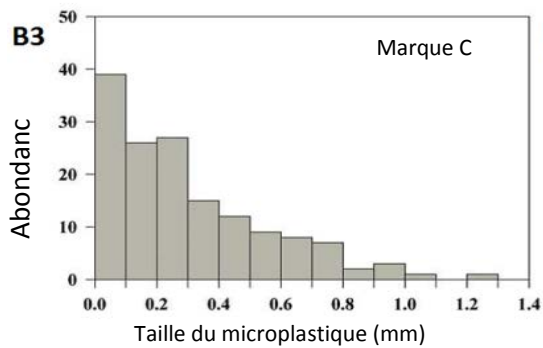
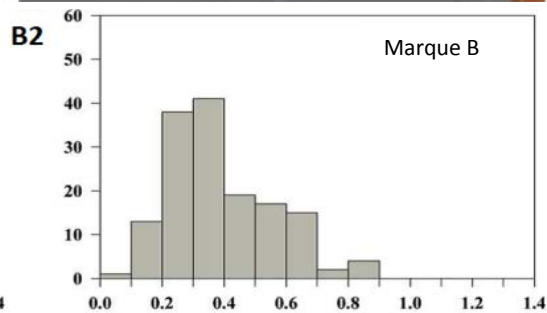
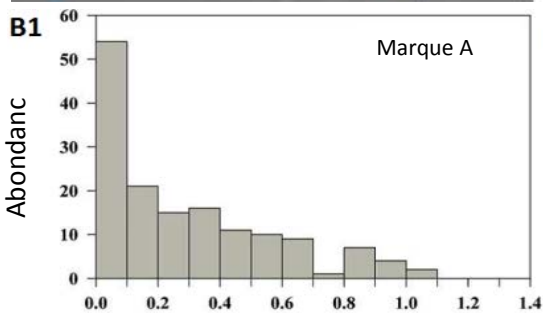
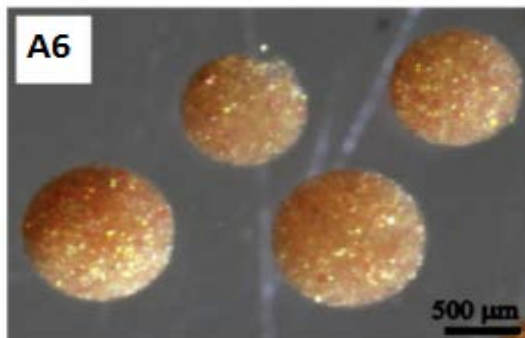
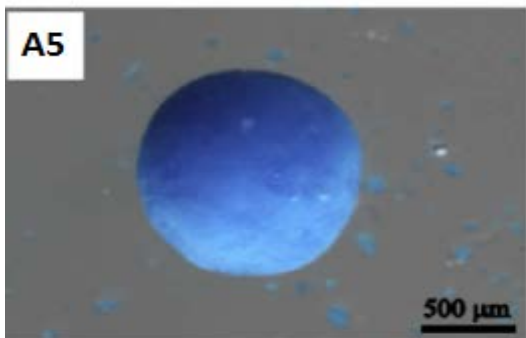
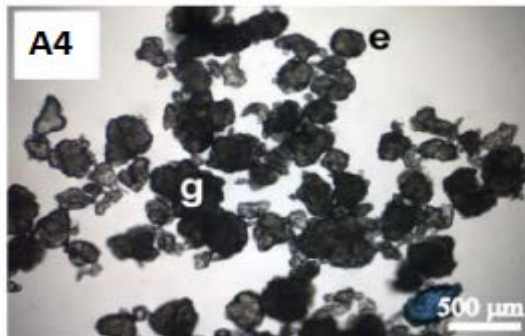
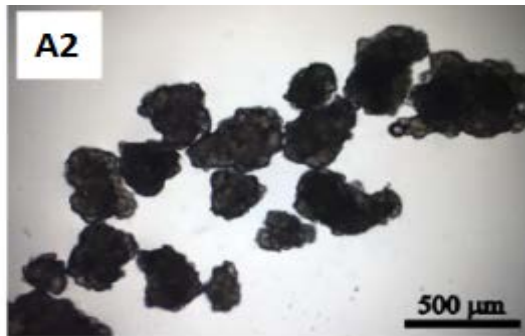


Figure 2 : (images – en haut) Formes des microbilles de polyéthylène provenant de quatre nettoyants faciaux différents disponibles en Nouvelle-Zélande (A1-A4). Deux des quatre nettoyants contiennent des microbilles sphériques supplémentaires (apparaissant aux images A5 et A6, respectivement) de composition chimique inconnue; (graphiques B1-B4) répartition de la taille des microbilles dans les nettoyants analysés (adapté de Fendall et Sewell, 2009)

2.3 Utilisation

À l'échelle mondiale, on a constaté que les microbilles ont été utilisées dans les produits de soins personnels, dans d'autres applications liées à la consommation et dans diverses applications industrielles.

Selon les renseignements présentés dans les publications scientifiques portant sur les produits de soins personnels, les microbilles ont été retrouvées dans les exfoliants, les produits pour la douche et le bain, les nettoyants pour le visage, les crèmes, les désodorisants, les fonds de teint, les vernis à ongles, les ombres à paupières, les lotions pour le rasage, les produits moussants pour le bain, les colorants capillaires, les insectifuges, les dentifrices, les fards à paupières, les fards à joues, les fixatifs capillaires, les maquillages liquides, les mascaras, les produits de soins pour bébés, les lotions et les lotions solaires. Les microbilles peuvent également être trouvées dans d'autres utilisations ou produits de consommation, y compris les produits de nettoyage et les cartouches d'encre pour imprimantes (Norwegian Environment Agency, 2014). Certains produits contiennent d'importantes quantités de microbilles. Par exemple, Napper et Thompson (2015, *sous presse*) ont quantifié les microbilles ajoutées aux produits de soins personnels, comme les exfoliants, et ont démontré que l'abondance varie considérablement entre les produits (de 137 000 à 2 800 000 par bouteille de 150 ml). Certains produits utilisés chaque jour pourraient entraîner le déversement dans les eaux usées domestiques de 94 500 particules de microbilles par application (Napper & Thompson, 2015, *sous presse*)).

En 2015, l'Association canadienne des cosmétiques, produits de toilette et parfums (CCTFA) a mené une enquête volontaire auprès de ses membres et a partagé un résumé des renseignements avec le gouvernement du Canada. Les données recueillies par la CCTFA révèlent qu'au Canada, les microbilles ont été signalées comme étant utilisées dans les catégories de produits de soins personnels pour les soins de la peau (qui comprennent les crèmes antirides, les produits hydratants, les produits nettoyants, etc.), les produits pour le bain et le corps (comprenant les gels ou les savons pour le bain ou la douche, les lotions, les talcs ou les baumes, les vernis à ongles, etc.), et les produits de type cosmétique qui comprennent les dentifrices fluorés, les produits de traitement contre l'acné, etc. Alors que les produits particuliers n'ont pas été déclarés, les volumes annuels totaux de microbilles au Canada par membre individuel de la CCTFA variaient de 30 kg à 68 000 kg par année.

Les microbilles sont également utilisées dans les produits industriels, comme les milieux abrasifs (p. ex. sablage à l'aide de billes de plastique sur les chantiers navals, les installations de production, comme les vêtements et les pièces d'automobiles), l'industrie (p. ex. explorations pétrolières et gazières, impression des textiles et pièces moulées pour automobile), les autres produits de plastique (p. ex. antidérapants, applications antiblocages) et les applications médicales (recherche biotechnologique et biomédicale) (Leslie, 2014; Norwegian Environment Agency, 2014).

3. Sort environnemental

Lorsqu'elles sont utilisées dans les produits de soins personnels, les microbilles entrent dans l'environnement principalement par les effluents des usines de traitement des eaux usées provenant du déversement de produits « jetés à l'égout ». Les voies d'entrée secondaires dans les milieux comprennent les déversements accidentels et les déversements liés aux applications industrielles (GESAMP, 2015).

Dans une étude réalisée récemment par Talvitie & Heinonen (2014), une enquête préliminaire portant sur le retrait des microplastiques de l'usine centrale de traitement des eaux usées de Saint-Petersbourg, en Russie, a révélé que, malgré un taux élevé d'enlèvement des microplastiques des effluents d'eaux usées (plus de 95 %) après un traitement secondaire, certaines particules restaient dans l'effluent et pénétraient dans le milieu aquatique. Les auteurs ont filtré l'eau purifiée de l'effluent à l'aide de filtre de 300, de 100 et de 20 μm et ont déterminé que les fibres et les particules étaient les principaux microplastiques présents dans les eaux usées d'arrivée. Ces conclusions sont conformes à celles obtenues dans le cadre d'une étude réalisée récemment à Paris, en France, par Dris et coll., (2015) dans laquelle on a constaté un taux d'enlèvement des microplastiques supérieur à 90 % après le traitement des eaux usées. En ce qui concerne particulièrement les microbilles, les représentants de l'État de New York ont récemment mené une enquête auprès de certaines de leurs usines de traitement des eaux usées et ont constaté que les microbilles étaient présentes dans l'effluent de 25 des 34 usines échantillonnées (New York, 2015). Ainsi, alors que des études supplémentaires sont nécessaires pour l'enlèvement des microbilles et la transformation des processus de traitement des eaux usées, on s'attend à ce que les microbilles soient retirées à un niveau plus élevé, mais elles vont quand même traverser l'usine de traitement et se retrouver dans le milieu aquatique.

Une fois que les microbilles se retrouvent dans le milieu aquatique, leur comportement dépend de leurs propriétés physiques et chimiques. Les microbilles, comme toute autre particule (Buchs et coll., 2013; Dale et coll., 2015; et Syberg et coll., 2015), interagissent avec les produits chimiques présents dans la colonne d'eau (p. ex., absorbées par les matières organiques naturelles) ou se lient aux sédiments. La figure 3 montre le processus subi par les microbilles après leur introduction dans l'environnement aquatique. Une fois exposées, les microbilles peuvent subir des transformations physiques (à la suite de la dégradation mécanique, de l'altération, etc.) et adsorber ou désorber divers polluants locaux (p. ex. polluants organiques persistants, comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les diphényles polychlorés, etc.) de l'environnement avoisinant (Bakin et coll., 2014; Teuten et coll., 2009). Les travaux

réalisés récemment ont démontré que les microbilles extraites des produits cosmétiques avaient un potentiel semblable d'adsorber des polluants organiques persistants tel qu'il est signalé pour les particules de microplastique (Napper & Thompson, 2015, *sous presse*). De plus, les interactions des microbilles avec les matières organiques naturelles auront une forte incidence sur l'endroit où elles vont se retrouver dans la colonne d'eau. À moins d'être absorbées (p. ex. en interagissant avec des matières organiques dissoutes, d'autres particules ou des micro-organismes), les microbilles de faible densité flotteront et seront disponibles aux espèces pélagiques et aviaires, tandis que l'on s'attend à ce que les microbilles plus denses présentes dans la colonne d'eau se déposent au fil du temps. Les microbilles plus denses subiront alors une transformation (p. ex. agglomération/agrégation, augmentation de la taille et de la masse après avoir interagi avec des espèces chimiques dissoutes) et deviendront disponibles pour les espèces benthiques. On s'attend donc à ce que les microbilles soient présentes dans les milieux aquatiques et les sédiments.

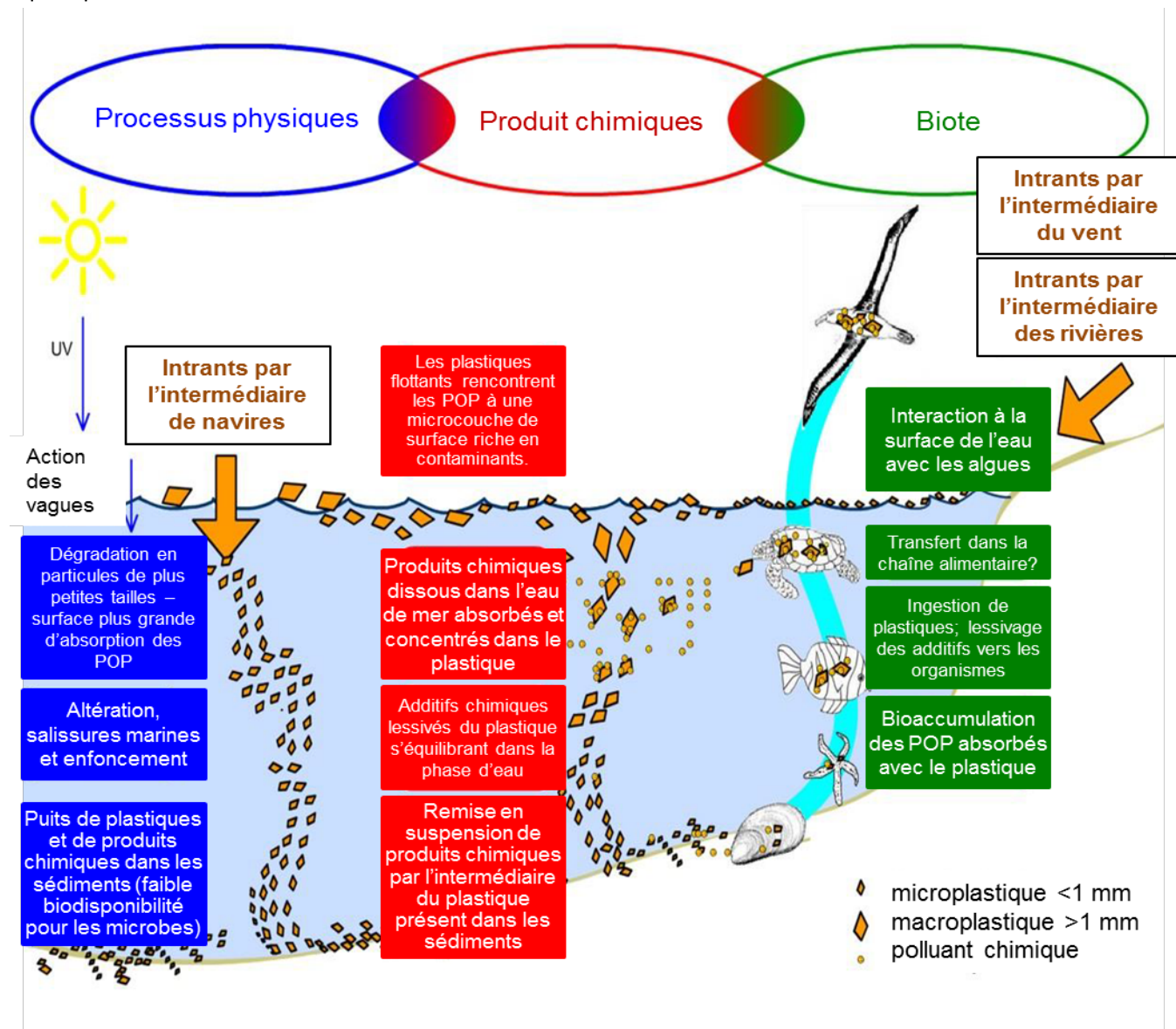


Figure 3 : Sort et effets environnementaux des particules de plastique après leur déversement dans le milieu aquatique. Tandis que l'image se concentre sur les microplastiques secondaires (c.-à-d., la dégradation des déchets de plastique plus importants), le comportement s'applique également aux microbilles. Il est à noter que les microbilles peuvent flotter en raison de leur faible densité relative ou de leur interaction avec les produits chimiques dissous ou dispersés et passent éventuellement dans les sédiments. Les microbilles peuvent venir en contact avec des organismes à n'importe quelle étape (Leslie, 2014)

On en connaît très peu sur le sort des microbilles (et sur les microplastiques secondaires) présentes dans l'air. On ne sait pas si les microbilles, tout comme les autres matières particulaires (Quadros et Marr, 2010; Hennigan et coll., 2011) comportant des densités relativement faibles peuvent passer dans l'air et, le cas échéant, si elles peuvent absorber les polluants atmosphériques ou être soumises au transport sur de longues distances et à des transformations atmosphériques (p. ex., réactions avec des radicaux hydroxyles) (Dellinger et coll., 2001). On ignore également le sort des microbilles (et des microplastiques secondaires) dans le sol. Selon une étude réalisée à une usine municipale de traitement des eaux usées en Russie, même si les microplastiques n'ont pas été entièrement retirés de l'effluent, on s'attend à ce qu'ils passent principalement dans les boues d'épuration après le traitement des eaux usées (Talvitie et Heinonen, 2014). Une fois dans les biosolides, les microplastiques peuvent se retrouver dans le sol à la suite de l'épandage de ces biosolides sur la terre. Une fois dans le sol, les microbilles (Darlington et coll., 2009) pourraient être mobiles (même si l'on s'attend à ce que cela soit peu probable) ou immobiles selon la composition chimique du sol et la taille des microbilles relativement à celle des particules du sol (Bradford et coll., 2002).

4. Présence des microplastiques dans l'environnement

Dans l'environnement, il est extrêmement difficile d'établir la distinction entre les microbilles et les microplastiques secondaires. Comme la plupart des études ne déclarent que la concentration totale de microplastiques, il est impossible à l'heure actuelle de quantifier la contribution des microbilles par rapport à tous les autres déchets de plastique. La seule étude disponible sur la contribution des microbilles aux déchets de plastique a été réalisée par Gouin et ses collègues (2011), qui ont estimé de manière prudente que l'utilisation des microbilles de polyéthylène dans les savons liquides a entraîné, à elle seule, la consommation de 2,4 mg de microbilles de polyéthylène par personne par jour, pour une émission totale de 263 tonnes de microbilles de polyéthylène en provenance de savons liquides par année aux États-Unis. En raison de l'absence de données explicites sur les microbilles, les renseignements sur les microplastiques (qui comprennent les microbilles et les microplastiques secondaires) ont été utilisés afin de souligner la présence de microbilles dans l'environnement.

Les microplastiques ont été mesurés presque à chaque endroit sur terre, y compris dans l'eau, dans les sédiments, dans le sol (Hall et coll., 2015), dans les dépôts de sédiments de mer profonde (Woodall et coll., 2014) et dans le cœur des glaces (Obbard et coll., 2014). La figure 4 indique les concentrations de microplastiques présentes dans les sédiments et les eaux de surface retrouvés dans différentes régions.

Plusieurs auteurs ont laissé entendre qu'il y aura une augmentation constante des déchets marins (ce qui comprend les microplastiques) dans l'environnement (Jambeck et coll., 2015) au cours des prochaines décennies (figure 1). Law et Thompson (2014) ont noté que, même si l'on empêchait l'introduction de macroplastique supplémentaire dans l'environnement, la concentration de microplastique continuera d'augmenter en raison de la fragmentation des plastiques plus importants en particules plus petites (Law & Thompson, 2014).

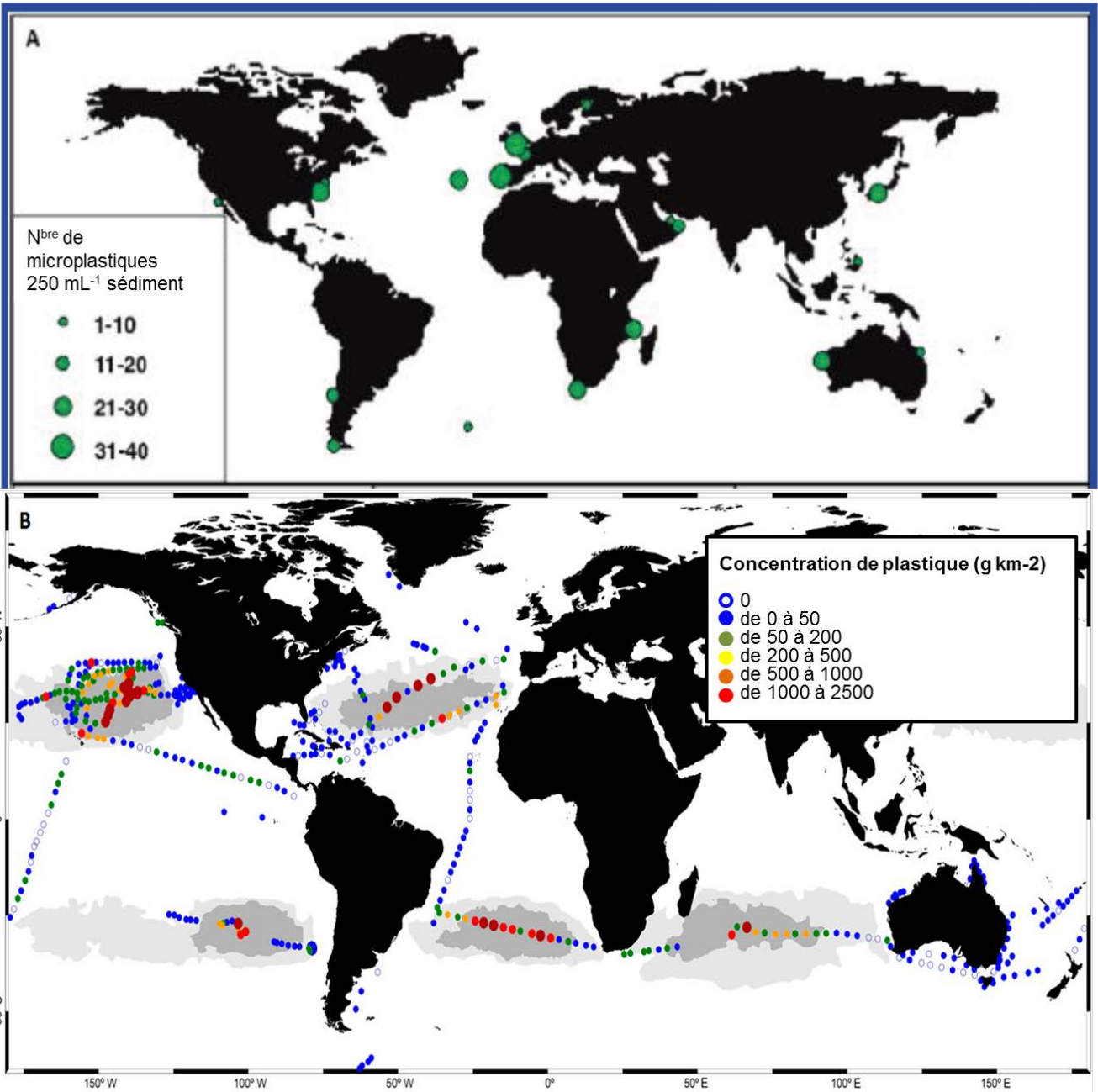


Figure 4 : (A) Répartition mondiale des microplastiques présents dans les sédiments de 18 plages sablonneuses du monde entier (Browne et coll., 2011); et (B) concentration moyenne du plastique (principalement des microplastiques) présent dans les eaux de surface (Cózar et coll., 2014)

4.1 Présence au Canada

Les microplastiques ont été mesurés dans les eaux et les sédiments du Canada. Desforges et coll. (2014) ont constaté des concentrations de microplastiques (environ 70 % de microfibrilles et 30 % de granules dont la taille varie de 64,8 μm à 5 810 μm) variant de 8 à 9 200 particules/ m^3 dans les eaux marines sous la surface dans le Nord-Est de l'océan Pacifique et la région côtière de la Colombie-Britannique. Les microplastiques ont également été mesurés, principalement sous forme de fibres dans les sédiments des plages de la Nouvelle-Écosse, à des concentrations de 20 à 80 microplastiques/10 g sédiments (Mathalon et Hill, 2014). Dans une autre étude réalisée par Obbard et coll. (2014), on a trouvé des concentrations de microplastiques de 30 à 234 particules/ m^3 de glace dans les échantillons de glace au cours de deux expéditions arctiques dans les mers de Beaufort et des Tchouktches. Dans leur étude, Obbard et ses collègues (2014) ont détecté des microplastiques de rayonne (54 %), de polyester (21 %), de nylon (16 %), de polypropylène (3 %), de polystyrène (2 %), d'acrylique (2 %), et de polyéthylène (2 %) dont la taille varie de 0,02 mm à 2 mm. Les microplastiques ont également été mesurés dans les systèmes d'eau douce, par exemple, la concentration moyenne de microplastiques dans le fleuve Saint-Laurent était de 52 microplastiques/ m^2 (principalement du polyéthylène dont les tailles variaient de 0,4 à 2,16 mm) après un échantillonnage de dix plans d'eau douce (Castañeda et coll., 2014). De même, on a constaté que la présence moyenne de microplastiques dans les lacs Supérieur, Huron et Érié était de 43 157 particules/ km^2 , et que leur taille variait de 0,355 mm à >4,75 mm (81 % des microplastiques se retrouvaient dans la fraction de 0,355 à 0,999 mm) (voir la figure 5 ci-dessous pour la répartition) (Eriksen et coll., 2013). La différence entre les unités utilisées pour rendre compte des concentrations de microplastiques dans l'environnement est principalement attribuable aux différentes méthodes d'échantillonnage des microplastiques (Andrady, 2011) et au manque de mesures de contrôle de la qualité adéquates (p. ex. le manque de documents de référence normalisés et d'essais d'aptitudes. Ces différences limitent la comparabilité des valeurs dans l'ensemble des différentes études.

Les plastiques, y compris les microplastiques, ont également été mesurés sur des plages canadiennes du lac Huron (à des concentrations de 38 particules/ m^2) (Zbyszewski et Corcoran, 2011), du lac Érié (allant de 0,36 à 1,78 pièces/ m^2), et du lac St. Clair (allant de 0,18 à 8,38 pièces/ m^2) (Zbyszewski et coll., 2014). Dans leur étude, les auteurs ont trouvé principalement des microplastiques composés de polyéthylène et de polypropylène classés en fractions de <5 mm et >5 mm. Récemment, les débris de plastiques (principalement des microplastiques) ont également été mesurés sur les plages de la Humber Bay à des concentrations de 16,3 pièces/ m^2 fractionnés par <1 cm (55 fragments/48 g de masse totale), 1 à 5 cm (321 fragments/122,90 g de masse totale), et >5 cm (29 fragments/47,60 g de masse totale) (Corcoran et coll., 2015). Il est donc évident que les microplastiques sont présents partout au Canada dans l'eau douce et dans les écosystèmes d'eau salée et, tel que l'indique la figure 5 ci-dessous, les microbilles sont également présentes avec les microplastiques (ce qui suggère un sort et un comportement similaires).

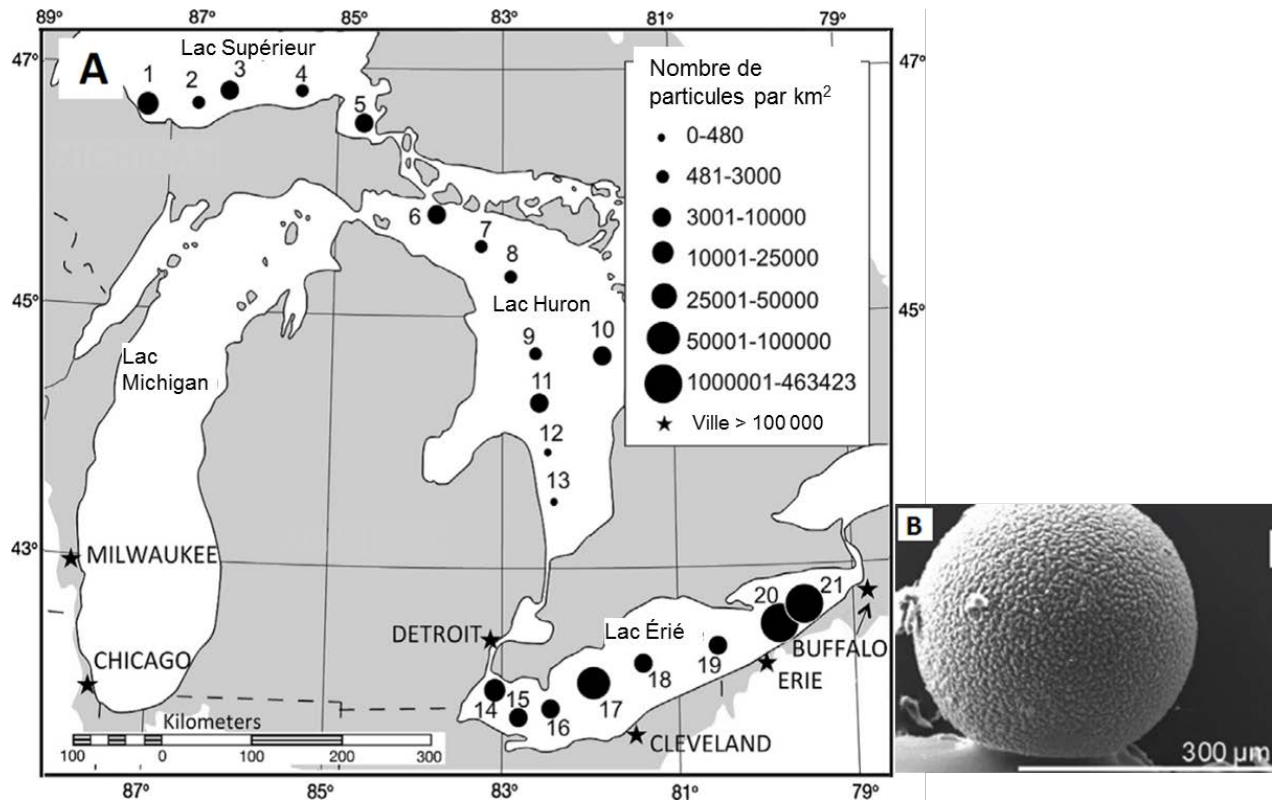


Figure 5 : (A) Distribution des microplastiques en fonction de leur nombre provenant de 21 échantillons recueillis dans les Grands Lacs laurentiens; et (B) microbilles trouvées à un des sites d'échantillonnage (Eriksen et coll., 2013)

4.2 Accumulation dans l'environnement

Les microplastiques s'accumulent dans l'environnement. Dans l'étude qu'ils ont réalisée récemment, Obbard et ses collègues (2014) ont mesuré les microplastiques dans les cœurs des glaces gelées de l'océan Arctique en 2010. Les auteurs ont confirmé que ces microplastiques se sont accumulés loin des centres de population et ont laissé entendre que la glace de mer polaire devient un puits important pour la contamination par les microplastiques et, au fur et à mesure que les glaces fondent, ces microplastiques peuvent être rejetés dans l'environnement. De plus, il ressort d'une étude récente réalisée par Corcoran et ses collègues (2015), qu'il y avait eu accumulation de microplastiques dans les carottes de sédiments prélevées près du lac Ontario (10,5 pièces/m²) au cours des 38 dernières années. De même, selon les travaux réalisés par Thompson et ses collègues (2004), ces derniers ont mesuré des fibres de plastiques dans des échantillons de planctons archivés qui remontent aussi loin que les années 1960, et les données sur les tendances révèlent une augmentation importante de l'abondance de fragments de plastique au fil du temps (principalement des fibres d'environ 20µm de diamètre), en plus de confirmer une augmentation de l'accumulation des microplastiques dans différents milieux de l'environnement (Thompson et. coll., 2004).

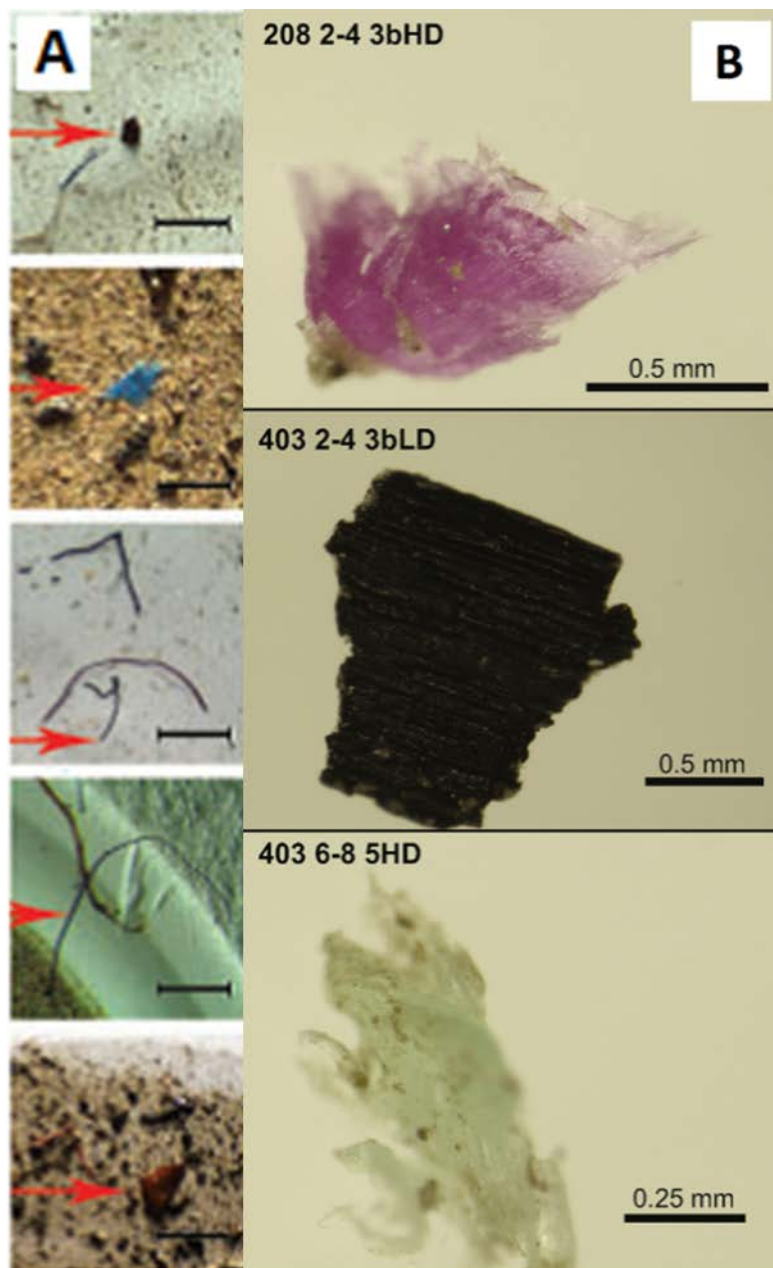


Figure 6 : (A) Images de microplastiques (aux flèches) retrouvés dans les cœurs des glaces dans l’océan Arctique (Obbard et coll., 2014); et (B) images de microplastiques retrouvés dans les carottes de sédiments du lac Ontario (Corcoran et coll., 2015). Les réglages de l’échelle de gauche sont à 1 mm

5. Effets des microbilles chez les organismes

Au moment du présent rapport, plus de 130 publications sur le sort et les effets des microplastiques ont été examinées. Des études clés portant uniquement sur les microbilles ont été résumées aux tableaux 3

et 4 qui suivent. Le présent résumé ne vise pas à présenter toutes les données sur les effets des microbilles, mais plutôt de démontrer les différents types d'effets possibles associés à l'exposition aux microbilles dans l'environnement. En plus des effets mesurables, de nombreuses études sur les microbilles ont fait état d'aucune preuve d'effets nocifs sur les organismes aquatiques après l'exposition, comme l'étude de Kaposi et collègues (2014) dans laquelle la survie de la larve d'oursin n'était pas affectée après une exposition de cinq jours aux microbilles. Lorsque les renseignements portant particulièrement sur les microbilles n'étaient pas disponibles, des renseignements de substitut sur les microplastiques ont été utilisés. Aucune étude mesurant la létalité aiguë ou les concentrations efficaces (CL_x/CE_x) des microbilles (c.-à-d., les paramètres traditionnels utilisés dans les évaluations de la toxicité des produits chimiques) n'a été trouvée et une seule étude très récente faisait le calcul des concentrations létales (LC_{50}) chroniques chez les daphnies. Selon les publications scientifiques, les effets constatés sont soit poussés principalement par les effets physiques (c.-à-d. effets découlant de blocages, d'attachement externes ou internes, etc.) et causés par la présence de produits chimiques résiduels (produits chimiques présents au moment de la synthèse des microbilles) ou par les polluants absorbés (p. ex. polluants organiques persistants (POP), pesticides, etc., qui sont absorbés dans les étapes subséquentes du cycle de vie). Lorsque les effets physiques sont les facteurs prioritaires des effets, aucune différence importante n'a été remarquée entre l'eau douce et les organismes marins. Les recherches actuelles manquent de précision afin de savoir si les effets observés proviennent des particules fines ou du plastique (p. ex., polyéthylène) ou des produits chimiques résiduels provenant de la fabrication du plastique (comme des monomères inaltérés et des produits chimiques à base de pétrole) ou de l'absorption de polluants. Il est important de remarquer que bon nombre d'études utilisent des concentrations élevées de microbilles par rapport aux niveaux de microplastiques dans l'environnement (les concentrations mesurées des microbilles uniquement sont manquantes); tandis que certaines études exposent les organismes en l'absence de nourriture. Les types d'effets sont résumés ci-dessous :

- *Absorption* : Les microbilles sont déjà absorbées par divers organismes, y compris le poisson, les moules et plusieurs types de zooplancton (Imhof et coll., 2013). Dans cette étude, on a retrouvé des microbilles dans les intestins des organismes analysés (p. ex., *Daphnia magna*, *Lumbriculus variegatus*, *Notodromas monacha*, etc.) et la plupart des organismes rejettent les microbilles dans les matières fécales au fil du temps (jusqu'à 96 % des microbilles retrouvées dans les matières fécales ne présentant aucun effet mesurable).
- *Translocation* : La translocation des microbilles du tractus gastro-intestinal dans l'organisme a été confirmée; par exemple Rosenkranz et ses collègues (2009) ont constaté une absorption rapide et une dépuration des microbilles chez la *Daphnia magna*, mais a également trouvé la présence de microbilles dans les gouttelettes lipidiques de la *Daphnia*. De plus, Von Moos et ses collègues (2012) ont constaté que les microbilles peuvent être internalisées à partir des tissus jusque dans les cellules en mesurant la présence de microbilles dans les intestins, la lumière de la glande digestive, et les cellules épithéliales digestives des moules bleues.

- *Transfert du réseau alimentaire* : Setälä et ses collègues (2014) ont démontré qu'il est possible de transférer des microbilles à l'ensemble des réseaux alimentaires en donnant du zooplancton contenant des microbilles à des mysis et en confirmant la présence de billes après une incubation de trois heures.
- *Répercussions à long terme* : Il y a un manque de données sur les effets à long terme des microbilles. Une étude multigénérationnelle portant sur les copépodes réalisée par Lee et coll. (2013) a révélé que les microbilles de polystyrène de 0,5 µm ont causé le décès de nauplies et de copépodites de première génération à une concentration de 12,5 µg/ml et de deuxième génération, à une concentration de 1,25 µg/ml. Dans la même étude, le retard du développement a été mesuré à 25 µg/mL pour des microbilles de 0,5µm.
- *Effets directs* : Dans une étude de 24 heures menée sur le développement embryonnaire (probablement provenant des produits chimiques résiduels des microbilles au cours de la production), Nobre (2015) a fait état d'effets directs des oursins exposés à des microbilles telles que produites et provenant d'une plage (20 % par volume de microbilles). Dans une étude réalisée sur neuf jours par Cole et ses collègues (2015) sur les copépodes, [l'empêchement des comportements alimentaires] a entraîné une diminution des extrants reproducteurs. Des résultats similaires ont été constatés récemment chez le *Hyaella azteca* avec une diminution de la croissance de l'organisme et de la reproduction à cause de [l'empêchement de l'alimentation]. Ces auteurs ont calculé une LC₅₀ pour dix jours de 4,64 X 10⁴ microbilles/ml pour les microbilles sphériques de polyéthylène et de 71,43 microbilles/ml pour les microbilles de fibres (Au et coll., 2015). Une autre étude réalisée par Carlos de Sa (2015) portant sur les répercussions sur les comportements alimentaires a révélé une absorption propre à la couleur selon laquelle les microbilles rouges et noires nuisaient de façon importante au comportement alimentaire par rapport aux microbilles blanches.
- *Effets cellulaires et sous-cellulaires* : Rochman et ses collègues (2013) ont constaté que les microbilles conjuguées ou non à l'absorption de polluants ont causé un stress hépatique déterminé par un épuisement du glycogène, une vacuolation adipeuse et la nécrose unicellulaire chez le medaka japonais. Dans une étude de suivi réalisée par les mêmes auteurs (2014) portant sur les mêmes organismes, après une exposition de deux mois à des microbilles ordinaires et modifiées par des polluants, on a constaté une expression génique modifiée chez les poissons (à cause des microbilles modifiées par les polluants) et chez les poissons femelles (à cause des microbilles modifiées et non modifiées). Ils ont constaté une régulation négative importante de l'expression génique [de la choriogénine] chez les mâles et une régulation négative importante des récepteurs alpha [de la vitellogénine, de la choriogénine] et de l'estrogène chez les femelles. Ces conclusions laissent supposer la capacité d'introduction d'un effet perturbateur endocrinien provenant des microbilles modifiées et non modifiées. Toutefois, cette étude n'établit pas clairement si les effets provenant des microbilles non modifiées sont causés par les seules particules, ou alors par les particules accompagnées, ou non, des produits chimiques résiduels provenant de la fabrication. Dans une étude réalisée par Avio et ses collègues (2015), les

microbilles non modifiées (vierges) et modifiées par le pyrène ont provoqué des dommages à l'ADN des moules, ce qui suppose une génotoxicité éventuelle.

- *Transport de polluants* : De nombreuses études ont démontré que les microbilles peuvent absorber des polluants provenant de l'environnement et les désorber dans l'organisme. Par exemple, Rochman et ses collègues (2013) ont exposé un medaka japonais à des microbilles modifiées par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les diphényles polychlorés (BPC), et des produits ignifuges (PBDE) et, dans tous les cas, ils ont constaté une augmentation de la présence des polluants chez les poissons par rapport aux concentrations retrouvées dans le milieu d'essai. Dans une autre étude réalisée par Brown et coll. (2013) chez les arénicoles, on a constaté que, même si les microbilles absorbent et désorbent les polluants (y compris les nonylphénol, les phénanthrènes, le triclosane et le PBDE-47), les particules de silice (sable) libéraient des concentrations plus élevées dans les tissus intestinaux, ce qui semble indiquer que d'autres renseignements sont nécessaires pour comprendre l'importance du transport par les microbilles de polluants par rapport à la disponibilité naturelle des matières particulaires dans les organismes. Des travaux réalisés récemment ont démontré que les microbilles extraites des produits cosmétiques présentent un potentiel semblable d'absorber, et ainsi, de transporter des produits chimiques par rapport à ce qui avait été démontré précédemment, pour les microbilles et les microplastiques secondaires (Napper & Thompson, 2015, *sous presse*).

Tableau 3 : Résumé des conclusions des effets des microbilles sur les organismes d'eau douce

Organisme	Type et concentration de microbille	Résumé des conclusions	Sources
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Lumbriculus variegatus</i> (ver noir de Californie) ▪ <i>Atherinops affinis</i> (crustacé) ▪ <i>Potamopyrgus antipodarum</i> [(escargot de Nouvelle-Zélande)] ▪ <i>Gammarus pulex</i> (crustacé amphipode) ▪ <i>Notodromas monacha</i> (crustacé amphipode) 	<p>Microbilles de méthacrylate de méthyle, rouges, submersibles, fluorescentes</p> <p>Taille moyenne de la particule : $29,5 \pm 26$ m</p> <p>Spécimens nourris selon un rapport aliment : plastique de 10:1, ou de 1:1</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Des microbilles de couleur fluorescente ont été mesurées dans les intestins des organismes exposés (allant de $32,4 \pm 3,8$ % chez le <i>Notodromas monacha</i>, à $93 \pm 0,07$ % chez le <i>Lumbriculus variegatus</i>), dans les intestins de <i>Daphnia magna</i>, et dans les matières fécales (jusqu'à $96 \pm 0,03$ % chez le <i>Gammarus pulex</i>), indiquant ainsi une absorption active de microbilles par les organismes. 	Imhof et coll., 2013
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Atherinops</i> 	Microbilles de	<ul style="list-style-type: none"> • Microbilles de couleur 	Rosenkranz et

<p><i>affinis</i></p>	<p>polystyrène carboxylé de couleur fluorescente de 1µm à une concentration de 2µg/l (nominale)</p>	<p>fluorescente accumulées dans le tractus gastro-intestinal (en moins de 60 minutes) pour atteindre une concentration maximale d'environ 700 fois supérieure à la concentration des milieux. Les particules ont subi une dépuraton relativement rapide et la concentration des particules a diminué de plus de 90 % après 240 minutes. De plus, les microbilles étaient également mesurées dans les gouttelettes lipidiques, indiquant ainsi une translocation.</p>	<p>coll., 2009</p>
<p>▪ <i>Hyaella azteca</i></p>	<p>Microbilles de polyéthylène de couleur fluorescente variant de 10 à 27 µm et corde de polypropylène marin vieilli d'une longueur variant de 20 à 75 µm et d'un diamètre de 20 µm à une concentration de 100 000 microbilles/ml (aiguë), 20 000 microbilles/ml (chronique), et 90 fibres de microplastique /ml (fibre aiguë)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • L'exposition aiguë (10 jours) à la daphnie <i>Hyaella Azteca</i> a entraîné une plus grande ingestion de microbilles ainsi que l'augmentation de la concentration en microbilles. Dans le cas d'expositions chroniques, une absorption sélective de la taille de microbilles a été constatée tout au long de la croissance de l'organisme, ce qui laisse supposer qu'en grandissant, les organismes préfèrent des matières particulaires plus grosses et ingèrent moins de microbilles. Aucune translocation des intestins n'a été mesurée dans cette étude. • Pendant l'exposition aiguë (10 jours), on a constaté que les microfibrilles de polypropylène étaient plus toxiques que les billes sphériques, réduisant ainsi la croissance des organismes. • L'exposition chronique (42 jours) aux microbilles de polyéthylène a entraîné une réduction de la croissance et de la reproduction 	<p>Au, 2015</p>

		<p>possiblement causée par la réduction de l'ingestion d'aliments lorsque des microbilles sont présentes.</p> <ul style="list-style-type: none"> • 10-d CL50 pour les microbilles de polyéthylène sphérique et de polypropylène fibreux microbilles où 4,64 X 10⁴ microbilles/ml et 71,43 microbilles/ml, respectivement. 	
--	--	---	--

Tableau 4 : Résumé des conclusions des effets des microbilles sur les organismes de mer

Organisme	Type et concentration des microbilles	Résumé des conclusions	Sources
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Idotea emarginata</i> (isopode) 	<p>Microbilles de polystyrène de couleur fluorescente (10 µm), fragments de plastique polystyrène (1-100 µm) et fibres polyacryliques (20 à 2 500 µm).</p> <p>Les isopodes ont reçu 12 ou 120 microbilles /mg, 20 ou 350 fragments/mg, et 0,3 mg de fibres par gramme d'aliments.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Les isopodes n'ont pas établi de distinction entre les aliments contenant ou non des microbilles de couleur fluorescente. Les microbilles étaient principalement retrouvées dans les intestins. Aucune agrégation n'a été observée. 3,5 particules de microplastique ont été détectées par mg de tissu intestinal. <1 particule/mg de tissu détecté dans l'échantillon de glande intestinale. Il n'y avait aucune répercussion sur la survie, sur la durée de l'intermue et sur la croissance des isopodes exposés. 	Hämer et coll., 2014

<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Acartia</i> spp. ▪ <i>Eurytemora affinis</i> ▪ <i>Limnocalanus macrurus</i> ▪ <i>Bosmina coregoni maritime</i> ▪ <i>Evadne nordmannii</i> ▪ <i>Marenzelleria</i> spp. ▪ <i>Synchaeta</i> spp. ▪ <i>Tintinnopsis lobiancoi</i> ▪ <i>Neomysis integer</i> ▪ <i>Mysis mixta</i> ▪ <i>Mysis relicta</i> 	<p>Microbilles de polystyrène de couleur fluorescente de 10 µm, à une concentration de 1 000, de 2 000 et de 10 000 microsphères/ml</p>	<ul style="list-style-type: none"> • L'absorption de microbilles a été constatée chez tous les organismes. Les expériences menées sur le réseau alimentaire portant sur le zooplancton enrichi de microbilles ayant servi à nourrir la mysis effilée ont confirmé la présence de microbilles dans les intestins de la mysis après trois heures d'incubation. 	<p>Setälä et coll., 2014</p>
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Oryzias latipes</i> (medaka japonais « poisson riz ») 	<p>Les poissons ont été exposés à deux traitements de microbilles de polyéthylène de basse densité (LDPE) (<500 µm) à une concentration de 8 ng/ml :</p> <p>Traitement avec des débris de plastiques vierges (plastique de préproduction vierge LDPE)</p> <p>Un traitement avec des débris de plastiques marins (LDPE déployés dans une baie urbaine pendant trois mois avant les expériences)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Des poissons ont été exposés pendant deux mois à des microbilles ordinaires et à des microbilles modifiées par des POP (HAP, PCB et PBDE). À la suite de l'exposition, on a constaté une augmentation de la concentration de HAP, de BPC et de PBDE chez le poisson. De plus, on a mesuré le stress hépatique chez les poissons à la suite de traitements ordinaires et modifiés par les POP, tel que déterminé par l'appauvrissement en glycogène (constaté chez 46 % et 74 % des poissons après une exposition non modifiée et une exposition modifiée par les POP, respectivement), la vacuolisation adipeuse et la nécrose de cellules isolées. 	<p>Rochman et coll., 2013</p>
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Oryzias latipes</i> (medaka japonais) 	<p>Microbilles de polyéthylène de faible densité (LDPE) de <0,5 mm :</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Des poissons ont été exposés pendant deux mois à des microbilles ordinaires et à des microbilles modifiées par des 	<p>Rochman et coll., 2014</p>

« poisson riz »)	préproduction (vierge) et modifié à la suite d'un déploiement dans une baie urbaine (marine) à une concentration de 8ng/ml	POP (HAP, PCB et PBDE). On a constaté une expression génique modifiée chez les poissons mâles exposés aux microbilles modifiées par les POP et une expression génique chez les poissons femelles pour les microbilles non modifiées et modifiées par les POP. Une régulation négative importante de l'expression génique de la choriogénine (Chg H) chez les mâles et une régulation négative importante de la vitellogénine (Vtg I), de la Chg H et du récepteur d'estrogène alpha (ER α) ont été mesurées. De plus, des observations histologiques ont révélé une prolifération anormale de cellules germinales chez un poisson mâle exposé à des microbilles modifiées par les POP et une régulation négative de la Chg H chez les poissons nourris selon le traitement contenant du plastique vierge et laissent supposer que les particules de plastique peuvent entraîner un effet perturbateur endocrinien.	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Pomatoschistus microps</i> (Gobie commune) 	Microbilles de polyéthylène de 420 à 500 μ m (blanches, noires et rouges) à 30 particules par traitement. Chaque traitement a eu lieu dans 300 ml d'eau de mer artificielle.	<ul style="list-style-type: none"> • Des différences ont été constatées dans les comportements alimentaires lorsque les poissons provenant de diverses sources ont été nourris de microbilles en plus d'aliments naturels. En plus de pouvoir établir la distinction entre les microbilles et les aliments naturels, le [rendement de prédateur] a été considérablement réduit chez les poissons en présence de microbilles noires et rouges, tandis que l'efficacité de 	Carlos de Sá et coll., 2015

		prédation a été réduite avec toutes les microbilles, ce qui révèle un impact direct de l'exposition à la capacité d'alimentation.	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Holothuria floridana</i> ▪ <i>Holothuria grisea</i> ▪ <i>Cucumaria frondosa</i> ▪ <i>Thyonella gemmata</i> 	Billes de PVC de 4 mm (65,0 g), rognures de tuyau de 0,25 à 15 mm (10,0 g), et des fragments de nylon de 0,25 à 1,5 mm (2,0 g) mélangé avec 600 ml de silice stérile	<ul style="list-style-type: none"> • On a constaté que certains organismes ingéraient des microbilles de manière préférentielle par rapport aux particules de sable. De plus, l'étude peut révéler une absorption des microbilles en fonction de la forme par l'alimentation. 	Graham & Thompson, 2009
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Tripneustes gratilla</i> (larve d'oursin) 	Microbilles de polyéthylène de 25 à 32 µm à des concentrations de 1, 10, 100 et 300 sphères/ml	<ul style="list-style-type: none"> • La survie de la larve du <i>T. gratilla</i> n'a pas été touchée de façon significative par l'exposition aux microsphères après cinq jours. Toutefois, les larves qui ont été exposées aux concentrations les plus élevées avaient une largeur corporelle plus petite. D'autres caractéristiques (anomalie, longueur du corps, asymétrie de la larve) n'étaient pas touchées par l'exposition aux microbilles. 	Kaposi et coll., 2014
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Arenicola marina</i> (arénicole) 	Microbilles de polyvinyle 230 µm polychlorure de vinyle (5 % d'équivalent en poids)	<ul style="list-style-type: none"> • Les microbilles modifiées avec des polluants pertinents pour l'environnement (nonylphénol, phénanthrène, Triclosan, et PBDE-47) ont transféré ces polluants aux tissus intestinaux des arénicoles, même si l'on a constaté que le silice (sable) libérait des concentrations supérieures de ces polluants dans les tissus intestinaux. Les effets de ces polluants transférés ont entraîné une réduction de la survie, de l'alimentation, de l'immunité et des capacités antioxydantes. De plus, les microbilles sans polluants 	Browne et coll., 2013

		ajoutés ont entraîné une réduction supérieure à 30 % de la capacité de composer avec le stress oxydatif.	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Arenicola marina</i> (arénicole) 	Microbilles/l sédiment de polystyrène de 400 à 1 300 µm (0, 1, 10, et 100 g)	<ul style="list-style-type: none"> • La survie de l'arénicole était de 94 % après une période d'exposition de 28 jours. Aucune microbille n'a été retrouvée chez les organismes qui ont survécu pendant toute la période d'exposition. Les vers ont ingéré les microbilles de polystyrène, mais ces dernières ne se sont pas accumulées dans l'organisme. 	Besseling et coll., 2013
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Mytilus edulis L.</i> (moule bleue) 	Microbilles de polyéthylène de haute densité (PEHD) de >0 à 80 µm à une concentration de 2,5 g PEHD/l	<ul style="list-style-type: none"> • Des microbilles de PEHD ont été retrouvées sur les branchies et à l'intérieur du système digestif. Le transfert à l'intérieur des moules a été facilité par les microvillosités et les mouvements des cils. • L'exposition aux microbilles a amené une augmentation importante de la formation granulométrique (après six heures) et une diminution de la stabilité de la membrane lysosomiale (plus apparente après 96 heures). Le mécanisme de toxicité suggéré est : (1) ingestion de particule (dans les trois heures qui ont suivi l'exposition), formation de granulocyte (après six heures), et la [déstabilisation lysosomiale] au niveau cellulaire et sous-cellulaire. • On a retrouvé des microbilles dans les intestins, dans la lumière des conduits primaires et secondaires de la glande digestive et dans les vacuoles endocytiques des cellules épithéliales, ce qui révèle que 	Von Moos et coll., 2012

		des microbilles peuvent être internalisées jusque dans les cellules.	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Mytilus galloprovincialis</i> 	<p>Microbilles de polyéthylène (PE) et de polystyrène (PS) de <100 µm.</p> <p>Les moules ont été exposées à des traitements séparés de billes vierges et de billes ayant absorbé du pyrène des deux types de plastique à une concentration nominale de 1,5 g/l.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Des microbilles contenant de 200 à 260 ng/de pyrène absorbé ayant servi à nourrir des moules se sont accumulées dans les tissus. Aucune différence en raison de la composition chimique n'a été constatée dans les résultats, ce qui suggère que les effets ont été causés par les propriétés physiques des microbilles. • Des analyses histologiques des moules traitées ont révélé la présence de microparticules dans les hémolymphes, les ouïes et, particulièrement, dans les glandes digestives où de nombreux agrégats ont pu être observés dans la lumière intestinale, l'épithélium et les tubules. On a trouvé, dans les grandes digestives, une concentration de pyrène 13 fois supérieure au contrôle suggéré, ce qui laisse supposer une désorption élevée et un processus de bioconcentration de polluants absorbés sur les microbilles. • De plus, les biomarqueurs ont révélé des effets aux niveaux cellulaires et sous-cellulaires. La génotoxicité a été mesurée chez les moules et les dommages causés à l'ADN étaient supérieurs chez les organismes exposés à des microbilles non modifiées et l'altération nucléaire a été constatée chez les microbilles modifiées et non modifiées par le pyrène. 	Avio et coll., 2015

<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Lytechinus variegatus</i> (oursin) 	<p>Microbilles non décrites</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Des microbilles relativement pures et des microbilles provenant d'une plage (probablement de microplastiques) ont toutes deux montré des effets indésirables sur les embryons d'oursins, augmentant ainsi le développement anormal des embryons. Les effets indésirables des microbilles pures ont été attribués aux produits chimiques résiduels provenant du processus de fabrication (ces billes provenant d'une usine de traitement pétrochimique), tandis que, pour les microbilles provenant de la plage, on s'attendait à ce que les polluants absorbés par les microbilles soient la cause des effets nuisibles. 	<p>Nobre et coll., 2015</p>
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Calanus helgolandicus</i> (copépode) 	<p>Microbilles de polystyrène de 20 µm (75 microbilles/ml)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Une exposition prolongée (9 jours) aux microbilles de polystyrène a entraîné une diminution de l'efficacité de la reproduction (peut-être à cause de l'impédance du comportement alimentaire), mais aucune différence importante entre le contrôle du taux de production d'œufs, la respiration ou la survie. 	<p>Cole et coll., 2015</p>
<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Tigriopus japonicas</i> (copépode) 	<p>Billes de polystyrène de 0,05, 0,5 et 6 µm analysées à des concentrations de 0, 6, 13, 31, 63, 187, 250 et 313 µg/ml.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Après 96 h, les nauplies et les femelles adultes ont survécu lorsqu'elles étaient exposées aux concentrations plus élevées (313 µg/ml) pour les trois tailles de billes de polystyrène. • Au cours d'une analyse de toxicité sur deux générations, les nauplies sont décédées une semaine environ après l'exposition aux billes de 	<p>Lee et coll., 2013</p>

		<p>polystyrène à >12,5 µg/ml pour la génération F0 et à >1,25 µg/ml pour la génération F1, avant la métamorphose en copépodes.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Au cours de l'analyse sur deux générations, on a constaté que la concentration élevée de 0,5 µm de billes de polystyrène avait entraîné une augmentation de la toxicité et avait un impact sur la survie et le développement des copépodes chez la génération F1. • Même s'il est possible que les billes de polystyrène ingérées soient transférées de la mère aux petits, on n'a pas observé de présence de billes fluorescentes dans les œufs pendant qu'ils se trouvaient dans l'ovisac. • On a constaté que les billes d'un diamètre de 0,5 et de 6 µm diminuaient la fécondité. 	
--	--	--	--

5.2 Microplastiques secondaires

Puisque les microbilles et les microplastiques secondaires ont tous les deux des propriétés physiques et chimiques et des sorts similaires (c.-à-d. une longue durée de résidence), les renseignements portant sur leur présence dans différents organismes ont été résumés ci-dessous et peuvent être utilisés comme substitut pour les microbilles.

- On a retrouvé des microplastiques secondaires de diverses formes et tailles (fibres, sphères, irrégulières, etc.) chez divers oiseaux, y compris l'Albatross de Laysan, le Puffin gouquier (Fry et coll., 1987), l'Albatros à sourcils noirs, l'Albatros à nez jaune, le Puffin à menton blanc, le Pétrel à lunettes, le Puffin majeur, le Puffin des Anglais, le Puffin cendré, le Fulmar argenté (Colabuono et coll., 2009), le Fulmar argenté, le Damier du Cap, le Pétrel des neiges, le Pétrel antarctique et l'Océanite de Wilson (van Franeker et Bell, 1988).
- Au sujet des mammifères, quelques études ont évalué l'ingestion de microplastiques secondaires chez les phoques, les baleines et les requins. Eriksson et Burton (2013) ont constaté la présence de microplastiques secondaires de diverses tailles, couleurs et formes chez les otaries de Kerguelen. Les microplastiques secondaires prélevés étaient composés de polyéthylène, de polypropylène, de polyéthylène téréphthalate, de polystyrène, de caséine et

de fibre de polyester. Cette même étude laisse également supposer une accumulation dans le réseau alimentaire à la suite de la consommation par les otaries de poissons pélagiques contaminés par des microplastiques secondaires (Eriksson et Burton, 2013). De plus, des microplastiques secondaires ont déjà été mesurés dans les nageoires des Cétacés à fanons (Fossi et coll., 2014), les Pélerins et les Rorquals à bosse (Besseling et coll., 2015).

- Une grande collection d'études portant sur l'ingestion de microplastiques secondaires chez les espèces aquatiques y compris les poissons (Dantas et coll., 2012; Foekema et coll., 2013; Lusher et coll., 2013; Possatto et coll., 2011), le homard (Murray et Cowie, 2011), les moules d'eau douce et marine (Leslie et coll., 2013; Van Cauwenberghe et Janssen, 2014), le bigorneau, les huîtres, le crabe et les amphipodes (Leslie et coll., 2013).

6. Incertitudes

Les renseignements scientifiques sur les microbilles sont encore en émergence. Voici certaines des limites constatées avec l'état actuel de la science :

- La différenciation et la quantification des microbilles présentes dans l'environnement par rapport aux microplastiques secondaires sont manquantes. La spectroscopie infrarouge est souvent utilisée pour mesurer les concentrations dans l'environnement, mais elle n'offre pas la résolution permettant de faire la distinction entre les microbilles et les microplastiques secondaires retrouvés dans les échantillons prélevés dans l'environnement et, pour cette raison, il n'est pas possible de prédire uniquement les concentrations de microbilles distinctes présentes dans l'environnement.
- En raison des différentes techniques de collecte d'échantillons de microplastiques présents dans l'environnement (p. ex., limite de 333 μm au moment d'utiliser des filets de Neuston (Andrady, 2011)), il est possible que les concentrations et les quantités de microbilles présentes dans l'environnement soient sous-déclarées. En plus des limites des méthodes d'échantillonnage sélectives quant à la taille, l'échantillonnage exige une étape visuelle afin d'établir la distinction entre les particules synthétiques et le milieu naturel (sédiment, plancton). Pendant cette étape, des particules de couleur brillante et de tailles différentes (fibreuse plutôt que ronds) sont plus susceptibles d'être recueillies. Par conséquent, les microbilles, en particulier celles qui sont blanches ou translucides, sont susceptibles d'être sous-représentées dans les échantillons de l'environnement. De plus, l'extraction est habituellement faite uniquement dans les couches supérieures des colonnes d'eau ou de sédiments. Toutefois, les microbilles peuvent être de densité différente, ce qui fait qu'elles peuvent se trouver dispersées dans l'ensemble de la colonne d'eau et ne pas être recueillies au moment du prélèvement d'échantillons dans l'environnement.
- À partir des renseignements recueillis aux fins du présent résumé, il était évident que la compréhension du comportement sur le sol et dans l'air présentait des lacunes. Même si, à l'heure actuelle, la compréhension des comportements des microbilles dans l'eau (par les

principes des particules colloïdales) est limitée, il n'existe aucun renseignement sur le comportement dans l'air et sur le sol. On ignore si les microbilles seront présentes dans l'air ambiant ou si elles peuvent être transportées sur une grande distance. De même, on ne sait pas comment les microbilles se comporteront après avoir vieilli et être entrées en contact avec des matières organiques naturelles et l'eau de l'espace interstitiel du sol.

- Il reste difficile d'établir un lien entre les effets dans l'organisme et les microbilles, puisque certaines microbilles comprennent des produits chimiques résiduels provenant de leur fabrication, et ces derniers peuvent produire des effets distincts en fonction de la microbille. Une étude étape par étape est nécessaire afin de permettre de délimiter ces effets dans des conditions pertinentes pour l'environnement. Toutefois, même en l'absence de ces données, on peut supposer que tous les effets observés sont pertinents, que la microbille elle-même ou les produits chimiques résiduels qui y sont associés sont l'élément moteur de tels effets, alors qu'ils sont libérés ensemble dans l'environnement.
- Tandis qu'aucun effet dépendant de la taille n'a été constaté dans l'examen de la littérature, on ne sait pas très clairement si les microbilles qui se rapprochent de l'échelle de la plus petite taille, c.-à-d. de l'échelle nanométrique, manifestent des réactions ou des effets différents ou accrus.

7. Recommandations

On s'attend à ce que la concentration de microplastiques dans l'environnement augmente de façon importante en raison de l'augmentation linéaire prévue de débris de macroplastique mal gérés découlant de l'utilisation accrue du plastique au cours de la prochaine décennie (Jambeck et coll., 2015) et de la fragmentation des débris de macroplastique existants (Law & Thompson, 2014). Selon une étude réalisée récemment par Eriksen et ses collègues (2014), environ 5,25 mille milliards de particules de plastique pesant 268 940 tonnes métriques flottent actuellement sur la mer. De ce nombre, on prévoit que les microplastiques représentent 92,4 % du compte mondial de particules.

Les microbilles contribuent aux déchets de plastique présents dans l'environnement. L'utilisation continue des microbilles augmentera la présence de ces dernières dans l'environnement. Dans les études en laboratoire, les microbilles ont démontré des effets nuisibles à court et à long terme chez les organismes aquatiques. Les microbilles peuvent rester dans l'environnement pendant une longue période et la libération continue de ces substances dans l'environnement peut entraîner des effets à long terme sur la diversité biologique et les écosystèmes. En fonction des renseignements accessibles, il est recommandé que les microbilles soient considérées comme étant toxiques en vertu du paragraphe 64(a) de la Loi. Cela permettrait la prise des mesures préventives nécessaires afin de réduire le déversement de microbilles dans l'environnement. À titre de prochaine étape préventive, le gouvernement du Canada propose d'inscrire les microbilles à la Liste des substances toxiques conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999).

8. Références

1. Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596-1605.
2. Arthur, C., Baker, J., Bamford, H. (2009). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. *Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Technical Memorandum NOS-OR&R-30*.
3. Asua, J. M. (2004). Emulsion polymerization: from fundamental mechanisms to process developments. *Journal of Polymer Science Part A: Polymer Chemistry*, 42(5), 1025-1041.
4. Au, S. Y., Bruce, T. F., Bridges, W. C., Klaine, S. J. (2015). Responses of *Hyaella azteca* to acute and chronic microplastic. *Environmental Toxicology and Chemistry*.
5. Avio, C. G., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d'Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L., Regoli, F. (2015). Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental Pollution*, 198, 211-222.
6. Bakir, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C. (2014). Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 14-21.
7. Besseling, E., Foekema, E. M., Van Franeker, J. A., Leopold, M. F., Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L., Heße, E., Mielke, L., IJzer, J., Kamminga, P. Koelmans, A. A. *Mar. Pollut. Bull.* (2015)
8. Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E. M., van den Heuvel-Greve, M. J., Koelmans, A. A. (2012). Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental science & technology*, 47(1), 593-600.
9. Bradford, S. A., Yates, S. R., Bettahar, M., Simunek, J. (2002). Physical factors affecting the transport and fate of colloids in saturated porous media. *Water Resources Research*, 38(12), 1327.
10. Brooks, B. (2010). Suspension polymerization processes. *Chemical Engineering & Technology*, 33(11), 1737-1744.
11. Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology*, 45(21), 9175-9179.
12. Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T., Lowe, D., Thompson, R. (2008). Ingested microplastic translocates to the circulatory system of the mussel, *mytilus edulis*. *Environmental science & technology*, 42, 5026-5031.
13. Browne, M. A., Niven, S. J., Galloway, T. S., Rowland, S. J., Thompson, R. C. (2013). Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Current Biology*, 23(23), 2388-2392.
14. Buchs, B., Evangelou, M. W., Winkel, L. H., Lenz, M. (2013). Colloidal properties of nanoparticulate biogenic selenium govern environmental fate and bioremediation effectiveness. *Environmental science & technology*, 47(5), 2401-2407.
15. Castañeda, R. A., Avlijas, S., Simard, M. A., Ricciardi, A. (2014). Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(12), 1767-1771.
16. Chern, C. S. (2006). Emulsion polymerization mechanisms and kinetics. *Progress in polymer science*, 31(5), 443-486.
17. Colabuono, F. I., Barquete, V., Domingues, B. S., Montone, R. C. (2009). Plastic ingestion by Procellariiformes in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 58(1), 93-96.
18. Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Galloway, T. S. (2015). The Impact of Polystyrene Microplastics on Feeding, Function and Fecundity in the Marine Copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental science & technology*.

19. Corcoran, P. L., Norris, T., Ceccanese, T., Walzak, M. J., Helm, P. A., Marvin, C. H. (2015). Hidden plastics of Lake Ontario, Canada and their potential preservation in the sediment record. *Environmental Pollution*, 204, 17-25.
20. Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, A.T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernandez-de-Puelles, M.L. Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), 10239-10244.
21. Dale, A. L., Casman, E. A., Lowry, G. V., Lead, J. R., Viparelli, E., Baalousha, M. (2015). Modeling nanomaterial environmental fate in aquatic systems. *Environmental science & technology*, 49(5), 2587-2593.
22. Dantas, D. V., Barletta, M., da Costa, M. F. (2012). The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (Sciaenidae). *Environmental Science and Pollution Research*, 19(2), 600-606.
23. Darlington, T. K., Neigh, A. M., Spencer, M. T., Guyen, O. T., Oldenburg, S. J. (2009). Nanoparticle characteristics affecting environmental fate and transport through soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(6), 1191-1199.
24. de Sá, L. C., Luís, L. G., Guilhermino, L. (2015). Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): Confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. *Environmental Pollution*, 196, 359-362.
25. Dellinger, B., Pryor, W. A., Cueto, R., Squadrito, G. L., Hegde, V., Deutsch, W. A. (2001). Role of free radicals in the toxicity of airborne fine particulate matter. *Chemical research in toxicology*, 14(10), 1371-1377.
26. Desforges, J. P. W., Galbraith, M., Dangerfield, N., Ross, P. S. (2014). Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Marine pollution bulletin*, 79(1), 94-99.
27. DeSimone, J. M., Maury, E. E., Menciloglu, Y. Z., McClain, J. B., Romack, T. J., Combes, J. R. (1994). Dispersion polymerizations in supercritical carbon dioxide. *Science*, 265(5170), 356-359.
28. Dowding, P. J., Vincent, B. (2000). Suspension polymerisation to form polymer beads. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 161(2), 259-269.
29. Dris, R., Gasperi, J., Tassin, B. (2014, January). Assessing the microplastics in urban effluents and in the Seine River (Paris). *In Fate and impacts of microplastics in marine ecosystems*.
30. Eriksen, M., Lebreton, L. C., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P.G. Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS one*, 9(12), e111913.
31. Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellars, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine pollution bulletin*, 77(1), 177-182.
32. Eriksson, C., Burton, H. (2003). Origins and biological accumulation of small plastic particles in fur seals from Macquarie Island. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32(6), 380-384.
33. Fendall, L. S., Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), 1225-1228.
34. Foekema, E. M., De Gruijter, C., Mergia, M. T., van Franeker, J. A., Murk, A. J., Koelmans, A. A. (2013). Plastic in North Sea fish. *Environmental science & technology*, 47(15), 8818-8824.
35. Fossi, M. C., Coppola, D., Baini, M., Giannetti, M., Guerranti, C., Marsili, L., Panti, C., de Sabata, E., Clò, S. Marine Environmental Research. 2014, 100, 17-24.

36. Fry, D. M., Fefer, S. I., Sileo, L. (1987). Ingestion of plastic debris by Laysan Albatrosses and Wedge-tailed Shearwaters in the Hawaiian Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), 339-343.
37. GESAMP. (2015). Microplastics in the ocean.
38. Gouin, T., Roche, N., Lohmann, R., Hodges, G. (2011). A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. *Environmental Science & Technology*, 45(4), 1466-1472.
39. Graham, E. R., Thompson, J. T. (2009). Deposit-and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 368(1), 22-29.
40. Hall, N. M., Berry, K. L. E., Rintoul, L., Hoogenboom, M. O. (2015). Microplastic ingestion by scleractinian corals. *Marine Biology*, 162(3), 725-732.
41. Hämer, J., Gutow, L., Köhler, A., Saborowski, R. (2014). Fate of Microplastics in the Marine Isopod *Idotea emarginata*. *Environmental science & technology*, 48(22), 13451-13458.
42. He, W. D., Sun, X. L., Wan, W. M., Pan, C. Y. (2011). Multiple morphologies of PAA-b-PSt assemblies throughout RAFT dispersion polymerization of styrene with PAA Macro-CTA. *Macromolecules*, 44(9), 3358-3365.
43. Hennigan, C. J., Miracolo, M. A., Engelhart, G. J., May, A. A., Presto, A. A., Lee, T., Sullivan, A. P., McMeeking, G. R., Coe, H., Wold, C. E., Hao, W.-M., Gilman, J. B., Kuster, W. C., de Gouw, J., Schichtel, B. A., Collett Jr., J. L., Kreidenweis, S. M., Robinson, A. L. (2011). Chemical and physical transformations of organic aerosol from the photo-oxidation of open biomass burning emissions in an environmental chamber. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(15), 7669-7686.
44. Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental science & technology*, 46(6), 3060-3075.
45. Imhof, H. K., Ivleva, N. P., Schmid, J., Niessner, R., Laforsch, C. (2013). Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current biology*, 23(19), R867-R868.
46. Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771.
47. Jeftic, L., Sheavly, S. B., Adler, E. (2009). *Marine litter: a global challenge*. N. Meith (Ed.). Regional Seas, United Nations Environment Programme.
48. Jinhua, L., Guangyuan, Z. (2014). Polystyrene Microbeads by Dispersion Polymerization: Effect of Solvent on Particle Morphology. *International Journal of Polymer Science*, 2014.
49. Kaposi, K. L., Mos, B., Kelaher, B. P., Dworjanyn, S. A. (2014). Ingestion of microplastic has limited impact on a marine larva. *Environmental science & technology*, 48(3), 1638-1645.
50. Law, K. L., Thompson, R. C. (2014). Microplastics in the seas. *Science*, 345(6193), 144-145.
51. Lee, K. W., Shim, W. J., Kwon, O. Y., Kang, J. H. (2013). Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental science & technology*, 47(19), 11278-11283.
52. Leslie, H. A. (2014). Review of Microplastics in Cosmetics. Institute for Environmental Studies [IVM].
53. Leslie, H. A., van Velzen, M. J. M., Vethaak, A. D. (2013). Microplastic survey of the Dutch environment. *Novel data set of microplastics in North Sea sediments, treated wastewater effluents and marine biota*.
54. Li, Y., Armes, S. P. (2010). RAFT synthesis of sterically stabilized methacrylic nanolatexes and vesicles by aqueous dispersion polymerization. *Angewandte Chemie*, 122(24), 4136-4140.

55. Lusher, A. L., McHugh, M., Thompson, R. C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine pollution bulletin*, 67(1), 94-99.
56. Machado, F., Lima, E. L., Pinto, J. C. (2007). A review on suspension polymerization processes. *Polímeros*, 17(2), 166-179.
57. Mathalon, A., Hill, P. (2014). Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine pollution bulletin*, 81(1), 69-79.
58. Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental science & technology*, 35(2), 318-324.
59. Murray, F., Cowie, P. R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62(6), 1207-1217.
60. Napper, I. E. Thompson, R. C. (2015). Characterisation, Quantity and Sorptive Properties of Microplastics Extracted From Cosmetics. *Marine Pollution Bulletin* (in press).
61. New York, Office of New York State Attorney General Eric T. Schneiderman [New York]. (2015). Unseen Threat: How Microbeads Harm New York Water, Wildlife, Health And Environment. Accès: http://ag.ny.gov/pdfs/Microbeads_Report_5_14_14.pdf
62. Nobre, C. R., Santana, M. F. M., Maluf, A., Cortez, F. S., Cesar, A., Pereira, C. D. S., Turra, A. (2015). Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea). *Marine pollution bulletin*, 92(1), 99-104.
63. Norwegian Environment Agency (Miljødirektoratet). (2014). *Sources of microplastic-pollution to the marine environment*. Sundt, P., Schulze, P-E, Syversen F. Accès: <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M321/M321.pdf>
64. Obbard, R. W., Sadri, S., Wong, Y. Q., Khitun, A. A., Baker, I., Thompson, R. C. (2014). Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future*, 2(6), 315-320.
65. Possatto, F. E., Barletta, M., Costa, M. F., do Sul, J. A. I., Dantas, D. V. (2011). Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin*, 62(5), 1098-1102.
66. Quadros, M. E., Marr, L. C. (2010). Environmental and human health risks of aerosolized silver nanoparticles. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 60(7), 770-781.
67. Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific reports*, 3.
68. Rochman, C. M., Kurobe, T., Flores, I., Teh, S. J. (2014). Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment. *Science of the Total Environment*, 493, 656-661.
69. Rosenkranz, P., Chaudhry, Q., Stone, V., Fernandes, T. F. (2009). A comparison of nanoparticle and fine particle uptake by *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(10), 2142-2149.
70. Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental pollution*, 185, 77-83.
71. State of New York [SNY] (2014). *Unseen Threat: How Microbeads Harm New York Waters, Wildlife, Health and Environment*. Accès: <http://www.ag.ny.gov/press-release/ag-schneiderman-releases-report-outlining-urgent-need-pass-microbeads-ban>
72. Syberg, K., Khan, F. R., Selck, H., Palmqvist, A., Banta, G. T., Daley, J., Sano, L., Duhaime, M. B. (2015). Microplastics: addressing ecological risk through lessons learned. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34(5), 945-953.
73. Talvitie J., Heinonen M. HELCOM. (2014). BASE project 2012-2014: Preliminary study on synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant. Accès:

http://www.helcom.fi/mwg-internal/de5fs23hu73ds/progress?id=eiKN8huaqatMPUIZ2_PuNH-hQ_iUzC03ZnsE9o_IWw0,

74. Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., Thompson, R. C. (2007). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental science & technology*, 41(22), 7759-7764.
75. Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M. Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027-2045.
76. Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., McGonigle, D. Russell, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, 304(5672), 838-838.
77. United Nations Environment Programme [UNEP] (2015). *Plastic in Cosmetics*.
Accès: <http://www.unep.org/newscentre/Default.aspx?DocumentID=26827&ArticleID=35180>
78. United Nations Environment Programme, International Environmental Technology Centre [UNEP-IETC] (2012). *Project Converting Waste Plastic into Fuel*. Retrieved May 21, 2015, Accès: <http://www.unep.org/ietc/OurWork/WasteManagement/Projects/wastePlasticsProject/tabid/79203/Default.aspx>
79. Van Cauwenberghe, L., Janssen, C. R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65-70.
80. van Franeker, J. A., Bell, P. J. (1988). Plastic ingestion by petrels breeding in Antarctica. *Marine Pollution Bulletin*, 19(12), 672-674.
81. von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., Köhler, A. (2012). Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental science & technology*, 46(20), 11327-11335.
82. Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E., Thompson, R. C. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, 1(4), 140317.
83. Zbyszewski, M., Corcoran, P. L. (2011). Distribution and degradation of fresh water plastic particles along the beaches of Lake Huron, Canada. *Water, Air, & Soil Pollution*, 220(1-4), 365-372.
84. Zbyszewski, M., Corcoran, P. L., Hockin, A. (2014). Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America. *Journal of Great Lakes Research*, 40(2), 288-299.
85. Zubris, K. A. V., Richards, B. K. (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental pollution*, 138(2), 201-211.