SC

الأمم المتحدة

UNEP/POPS/POPRC.9/2

Distr.: General
6 June 2013

Arabic
Original: English

اتفاقية استكهولم
بشأن
الملوثات العضوية الثابتة

لجنة استعراض الملوثات العضوية الثابتة
الاجتماع التاسع
روما، ١٤ – ١٨ تشرين الأول/أكتوبر ٢٠١٣
البند ٧ (أ) من جدول الأعمال المؤقت*
النظر في المواد الكيميائية المقترح إدراجها في المرفقات ألف أو المرفق باء أو المرفق جيم للاتفاقية: الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم (الخليط التجاري للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم)

اقتراح بإدراج الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم (الخليط التجاري c-decaBDE) في المرفق ألف أو المرفق باء أو المرفق جيم من اتفاقية استكهولم بشأن الملوثات العضوية الثابتة

مذكرة من الأمانة

١ – يتضمن مرفق هذه المذكرة اقتراحاً مقدماً من النرويج لإدراج الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم (الخليط التجاري c-decaBDE) في المرفق ألف أو المرفق باء أو المرفق جيم من الاتفاقية، عملاً بالفقرة ١ من المادة ٨ من الاتفاقية. ويُعمّم الاقتراح بالصيغة التي ورد بها دون تحريره رسمياً. وتناقش الوثيقة UNEP/POPS/POPRC.9/INF/3 العمل الذي اضطلعت به الأمانة للتحقق مما إذا كان الاقتراح يتضمن المعلومات المحددة في المرفق دال أو لا.

الإجراء الذي قد تتخذه اللجنة

٢ – قد ترغب اللجنة في أن تقوم بما يلي:

(أ) النظر في المعلومات المقدمة في هذه المذكرة؛

* UNEP/POPS/POPRC.9/1.

(ب) تقرير ما إذا كانت قد اقتنعت بأن الاقتراح يستوفي الشروط الواردة في المادة ٨ والمرفق دال من الاتفاقية؛

(ج) وضع خطة عمل تهدف إلى إعداد مشروع موجز للمخاطر عملاً بالفقرة ٦ من المادة ٨ والموافقة عليها، إذا ما قررت أن الاقتراح يستوفي الشروط المشار إليها في الفقرة ٢ (ب) أعلاه.

المرفق

اقتراح بإدراج الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم (الخليط التجاري c-decaBDE) في المرفق ألف أو المرفق باء أو المرفق جيم من اتفاقية استكهولم بشأن الملوثات العضوية الثابتة

١ - مقدمة

١ - يشيع استخدام الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم كمادة مضافة مثبطة للهب في المنسوجات واللدائن. وهو خليط اصطناعي من الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم مكونه الأساسي هو مادة مشابهة كاملة البرومة تسمى الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم.

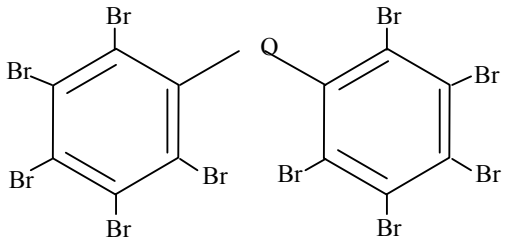
٢ - ويعالج تقرير الترشيح، على وجه التحديد، الشروط المتعلقة بتقديم المعلومات ومعايير الفرز الواردة في الفقرتين ١ و٢ من المرفق دال من اتفاقية استكهولم بشأن الملوثات العضوية الثابتة، ويعرض موجزاً للقرائن ذات الصلة المتعلقة بمعايير الفرز المستخدمة لتحديد الثبات والتراكم البيولوجي والآثار الضارة والانتقال البعيد المدى. ويحتوي التقرير أيضاً على معلومات إضافية تتعلق بالفقرة ٣ من المرفق دال، ويستند إلى تقييمات المخاطر التي أجريت في الاتحاد الأوروبي والولايات المتحدة، ويتضمن أيضاً مقتطفات من مقالات علمية حديثة خضعت لاستعراض الأقران.

٢ - الهوية الكيميائية

٣ - يتعلق طلب الترشيح بالإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم التجاري (c-decaBDE). ويتكون المزيج التجاري بصورة أساسية من المادة المشابهة الكاملة البرومة المسماة الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم بتركيز يتراوح بين ٧٧,٤ و٩٨ في المائة، ومن كميات أقل من مادتين مشابهتين هما الإيثر الثنائي الفينيل التساعي البروم (بتركيز يتراوح بين ٠,٣ و٢١,٨ في المائة) والإيثر الثنائي الفينيل الثماني البروم (بتركيز يتراوح بين الصفر و٠,٠٤ في المائة) (ECHA 2012 a وUS EPA 2008). ويدل التفاوت في النطاق على اختلافات في تركيبة الخلائط المتاحة من الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم التجاري (ECHA 2012 a، UK Environment Agency 2009، US EPA 2008). ويمكن أن تحتوي الخلائط على شوائب مكونة من كميات نزرة من مركبات أخرى يعتقد أنها مركبات ثنائية الفينيل هيدروكسية مبرومة. وتوجد الإيثرات الثنائية الفينيل الثلاثية والرباعية والخماسية والسداسية والسباعية البروم بتركيزات تقل عن ٠,٠٠٣٩ في المائة من الوزن/الوزن (EC 2002 وECHA 2012 a). ويشير مصطلح الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم عند وروده وحيداً في هذه الوثيقة إلى ثنائي الفينيل المتعدد البروم الكامل البرومة الذي يشار إليه أيضاً بالرمز BDE-209.

٤ - وترد البيانات الكيميائية المتعلقة بالإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الشكل ١ وفي الجدولين ١ و٢ أدناه (ECHA 2012 a).

الشكل ١: الصيغة الهيكلية



الجدول ١: الهوية الكيميائية

الرقم في سجل المستخلصات الكيميائية:	1163-19-5
الاسم في سجل المستخلصات الكيميائية:	Benzene, 1,1'-oxybis[2,3,4,5,6-pentabromo]
الاسم لدى الاتحاد الدولي للكيمياء البحتة والتطبيقية:	1,1'-Oxybis(pentabromobenzene)
رقم الاتحاد الأوروبي:	214-604-9
الاسم لدى الاتحاد الأوروبي:	Bis(pentabromophenyl) ether
الصيغة الجزيئية:	$C_{12}Br_{10}O$
الوزن الجزيئي:	٩٥٩.٢ غ/مول
المرادفات:	الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم؛ الأكسيد الثنائي الفينيل العشاري البروم؛ bis(pentabromophenyl) oxide؛ decabromo biphenyl oxide؛ decabromo phenoxybenzene؛ benzene 1,1' oxybis-, DBDPE [(١)]؛ decaBDE؛ decabromo derivative DBBE؛ DBBO؛ DBDPO
الأسماء التجارية:	الخليط التجاري للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم، الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم التقني، technical DeBDE، BDE-209، DE-83R، Bromkal 82-ODE، Bromkal 70-5، Saytex 102 E

(١) يستخدم هذا الاختصار أيضاً للإشارة إلى الإيثان الثنائي الفينيل العشاري البروم المسجل في سجل المستخلصات الكيميائية تحت الرقم 84852-53-9.

الجدول ٢: لمحة عامة عن الخصائص الفيزياكيميائية ذات الصلة

الخاصة	القيمة	المرجع
الحالة الفيزيائية عند ٢٠ درجة مئوية و١٠١,٣ كيلو باسكال	مسحوق بلوري ناعم يتراوح لونه بين الأبيض والأبيض الضارب إلى الصفرة	EC (2002)
درجة الذوبان/التجمد	٣٠٠ – ٣١٠ درجة مئوية	Dead Sea Bromine Group, 1993، أشير إليها في وثيقة المفوضية الأوروبية EC (2002)
درجة الغليان	يتحلل عند درجة حرارة أعلى من ٣٢٠ درجة مئوية	Dead Sea Bromine Group, 1993، أشير إليها في وثيقة المفوضية الأوروبية EC (2002)
ضغط البخار	٤,٦٣ × ١٠$^{-٦}$ باسكال عند ٢١ درجة مئوية	Wildlife International Ltd, 1997، أشير إليها في وثيقة المفوضية الأوروبية EC (2002)
الانحلال في الماء	أقل من ٠,١ ميكروغرام/لتر عند ٢٥ درجة مئوية	Stenzel and Markley, 1997، أشير إليها في وثيقة المفوضية الأوروبية EC (2002)
معامل التفرق في الأوكتانول/الماء	٦,٢٧ (مقيسة باستخدام طريقة العمود المولّد) ٩,٩٧ (مقدرة باستخدام الاستشراب السائل العالي الأداء)	MacGregor & Nixon, 1997 و Watanabe & Tatsukawa, 1990، على التوالي، أشير إليهما في وثيقة المفوضية الأوروبية EC (2002)
معامل التفريق في الأوكتانول/الهواء	١٣,١	Kelly et al. 2007

٣ – الاستهلاك والاستخدام العالميان

٥ – الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم مثبط للهب يستخدم لأغراض عامة ويتواءم ومجموعة كبيرة من اللدائن/البوليمرات والمنسوجات. وتقوم مثبطات اللهب بمنع اشتعال المواد وتقلل من معدل انتشار النيران. وتُخلط مثبطات اللهب المضافة مع المواد فيزيائياً، أما مثبطات اللهب التفاعلية فتخلط مع المواد بطريقة كيميائية. وقد أسفرت المرونة التي تميز الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم عن طائفة من الاستخدامات النهائية، وأدت في نفس الوقت إلى تشعب دورة حياته. ففي اللدائن، يستخدم الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في صنع المعدات الكهربائية والإلكترونية والهياكل الخارجية لأجهزة الحاسوب والتلفاز، كما يستخدم في قطاعي النقل والملاحة الجوية، وفي لوازم التشييد والبناء كالأسلاك والكوابل والأنابيب والسجاد (BSEF 2013). وفي التطبيقات النسيجية، يستخدم الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في

المنسوجات التجارية، وخصوصاً في المباني العامة ووسائط النقل، كما يستخدم في منسوجات المفروشات المنزلية في البلدان التي تملك لوائح صارمة للسلامة من الحريق (BSEF 2013).

٦ - ووفقاً لبيانات الطلب العالمي المقدمة من قطاع الصناعة (BSEF 2013)، يتبين أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يحتل المرتبة الثانية بين مثبطات اللهب الأكثر استخداماً، وكان الخليط الرئيسي للمركبات الثنائية الفينيل المتعددة البروم الأكثر توافراً في الأسواق في عام ٢٠٠١ (BSEF 2006 المشار إليها في وثيقة برنامج الرصد والتقييم في المنطقة المتجمدة الشمالية AMAP 2009). وتشير أحدث البيانات الواردة من الشركات الأعضاء في الرابطة الأوروبية لمثبطات اللهب إلى أن كمية الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم التجاري المباعة في الاتحاد الأوروبي في عام ٢٠١٠ تراوحت بين ٥٠٠ ٧ و٠٠٠ ١٠ طن (VECAP, 2011). ولا تشمل هذه الأرقام الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم المستورد ضمن المحضّرات أو الأصناف. وقد تراوح حجم إنتاج/استيراد الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم التي أفادت به الولايات المتحدة بين ٥٠ و١٠٠ مليون رطل (٠٠٠ ٢٥ إلى ٠٠٠ ٥٠ طن) في عامي ٢٠٠٢ و٢٠٠٦ (US EPA Inventory Update Reporting المشار إليها في Klosterhaus et al. 2012). وفيما يتعلق بالبلدان الآسيوية، يُنتج الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الصين بصورة رئيسية، وقد ارتفع الإنتاج فيها إلى ٥٠٠ ١٣ طن سنوياً في عام ٢٠٠١ وإلى ٠٠٠ ٣٠ طن سنوياً في عام ٢٠٠٥ (Xia et al. 2005 و Zou et al. 2007). وبحسب تقرير لأبحاث السوق صدر عن مؤسسة فريدونيا في عام ٢٠١٠ ويتناول صناعة مثبطات اللهب في العالم، يتوقع أن يرتفع الطلب العالمي على المواد المضافة المثبطة للهب بنسبة ٦,١ في المائة سنوياً ليبلغ ٢,٢ مليون طن في عام ٢٠١٤. ويتأتى ذلك بصورة جزئية عن تطبيق شروط أكثر صرامة في مجال السلامة ووجود عدد أكبر من المواد القابلة للاشتعال. وستحتفظ منطقة آسيا والمحيط الهادئ بمكانتها كأكبر سوق لمثبطات اللهب وأسرعها نمواً خلال عام ٢٠١٤، وستستأثر بقرابة نصف الطلب العالمي (Freedonia 2010).

٤ - الإجراءات الإدارية الوطنية والدولية المتعلقة بالإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم

٧ - يخضع الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم لرقابة مشددة منذ زمن طويل، في الأوساط العلمية وفي صفوف المشرعين، بسبب آثاره المحتملة على الصحة والبيئة. وقد أجريت حتى اليوم العديد من التقييمات البيئية وتقييمات المخاطر والأخطار المستقلة على المستوى الدولي والإقليمي والوطني، وأثمرت عن تطبيق تدابير للحد من المخاطر في بلدان عدة.

٨ - وفي عام ١٩٨٦، وافقت رابطة الصناعات الكيميائية الألمانية طوعاً على وقف استخدام الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم نظراً للقلق الذي تثيره انبعاثات الديوكسينان/الفيورانات المبرومة الناجمة عن الاحتراق غير المكتمل (ECHA 2012 c). ولاحقاً، في عام ٢٠٠٨، فرض الاتحاد الأوروبي حظراً على استخدام الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في المعدات الكهربائية والإلكترونية من خلال التوجيه المتعلق بتقييد استخدام المواد الخطرة في المعدات الكهربائية والإلكترونية. ومؤخراً (كانون الأول/ديسمبر ٢٠١٢)، تم تحديد الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم كمادة ثابتة ومتراكمة بيولوجياً وسامة وكمادة ثابتة جداً وشديدة التراكم بيولوجياً، وأدرج في قائمة المواد المرشحة المثيرة للقلق الشديد الموضوعة في إطار لائحة أنظمة تسجيل المواد الكيميائية وتقييمها والتصريح بها وتقييدها (REACH) لدى الاتحاد الأوروبي (ECHA 2012 b). ووفقاً للوارد في تجميع المعلومات عن مخاطر الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم وأخطارها الصادر عن منظمة التعاون والتنمية في المجال الاقتصادي، قامت سويسرا بمواءمة لوائحها المتعلقة باستخدام الإيثر الثنائي

الفينيل العشاري البروم في المعدات الكهربائية والإلكترونية مع توجيه الاتحاد الأوروبي المتعلق بتقييد استخدام المواد الخطرة في المعدات الكهربائية والإلكترونية (OECD 2008). وفي عام ٢٠٠٨، بدأت النرويج بتطبيق حظر وطني على إنتاج الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم واستيراده وتصديره واستخدامه وطرحه في الأسواق. ويشمل هذا الحظر جميع استخدامات المادة، باستثناء استخداماتها في مجال النقل.

٩ - وفي أمريكا الشمالية، اعتُمد أول تقييد لاستخدام المادة في عام ٢٠٠٨ بكندا، حيث فُرض حظر على تصنيع الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم، بما فيها الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم، بموجب لوائح الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم (Environment Canada 2008). وفي آب/أغسطس ٢٠١٠، نشرت وزارتا البيئة والصحة الكنديتان استراتيجية نهائية منقحة لإدارة المخاطر المتعلقة بالإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم أعادت التأكيد على الهدف المتمثل في خفض تركيز الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم في البيئة الكندية إلى أدنى مستوى ممكن. وأسفر ذلك عن إبرام اتفاق مع ثلاثة من كبار منتجي الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في العالم لوقف تصدير الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم إلى كندا تدريجياً وبصفة طوعية. واشتمل الاتفاق الطوعي وقفاً تدريجياً لواردات ومبيعات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم لاستخدامه في المعدات الكهربائية والإلكترونية بحلول نهاية عام ٢٠١٠، ولاستخداماته في قطاع النقل والقطاع العسكري في نهاية ٢٠١٣، وجميع الاستخدامات الأخرى في نهاية عام ٢٠١٢ (Environment Canada 2010 b). وقد أعلنت السلطات الكندية مؤخراً عن خطط لتوسيع نطاق التقييد الحالي لتصنيع الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم ليشمل حظراً على استخدام جميع الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم وبيعها في كندا واستيرادها إليها. ووفقاً للإعلان، فإن وزارة البيئة الكندية تنظر أيضاً في فرض حظر على استخدام الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم في المنتجات (Environment Canada 2010 b). ومن المزمع اعتماد الضوابط التنظيمية النهائية في عام ٢٠١٣ (BSEF 2013). واعتباراً من عام ٢٠٠٩، ونتيجة للمفاوضات مع وكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة، أعلن ثلاثة من كبار منتجي الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الولايات المتحدة عن التزامهم بالتخلص تدريجياً من هذا المنتج. وتعهدت الشركات بوقف إنتاج الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم واستيراده ومبيعاته لمعظم الاستخدامات في الولايات المتحدة بحلول ٣١ كانون الأول/ديسمبر ٢٠١٢، ووقف جميع الاستخدامات في نهاية عام ٢٠١٣ (US EPA 2013). وقد اعتمدت أربع ولايات حظراً محدوداً، وهي واشنطن وأوريغون وفرمونت ومين (BSEF 2013).

١٠ - وفي آسيا، اعتمدت كل من الصين والهند وكوريا تقييدات محدودة. وعند تنقيح النص التشريعي الصيني المتعلق بتقييد استخدام المواد الخطرة في المعدات الكهربائية والإلكترونية (تدابير إدارة الحد من التلوث الناجم عن المنتجات المعلوماتية والإلكترونية)، تم اعتماد تقييد لاستخدام الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الطابعات وأجهزة الهاتف الثابتة والمنقولة (BSEF 2013). وفي عام ٢٠٠٨، طبقت كوريا قانوناً يتضمن قيوداً على المنتجات الإلكترونية والمركبات في نهاية دورة حياتها. ويتضمن القانون إعفاءات وقيماً حدية وقائمة بمواد مقيدة تماثل ما ورد في توجيه الاتحاد الأوروبي المتعلق بتقييد استخدام المواد الخطرة في المعدات الكهربائية والإلكترونية. لكن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم لم يدرج في قائمة المواد الخطرة المستخدمة في تطبيقات البلمرة التي تشملها لائحة إعادة تدوير الموارد في المنتجات الإلكترونية والمركبات (BSEF 2013).

١١ - وفي الهند، بدأ نفاذ أنظمة (إدارة ومناولة) النفايات الإلكترونية في أيار/مايو ٢٠١٢. ويفرض الفصل المتعلق بتقييد المواد الخطرة في إطار هذه الأنظمة قيوداً على استخدام الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم في المعدات الكهربائية (BSEF 2013).

٥ - معلومات عن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم تتعلق بمعايير فرز المواد العضوية الثابتة

٥ - ١ الثبات

١٢ - تبيّن دراسات عدة ارتفاع مستوى ثبات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في التربة والرسوبيات، ويبدو أن مستوى الثبات هذا يتوقف على عمليات التحلل البيولوجي البطيء والاعتماد على التحلل الضوئي في تلك المصفوفات (ECHA 2012 a والمراجع الواردة فيها، وEnvironment Canada 2010 a والمراجع الواردة فيها). وإضافة إلى ذلك، يبدو من غير المرجح أن يكون للتحلل المائي أهمية تذكر كعملية تحلل في البيئة نظراً لشدة ضعف انحلال الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الماء (أقل من ٠,١ ميكروغرام/لتر عند ٢٥ درجة مئوية)، ولأن الجزيء لا يحتوي على أي مجموعات وظيفية قابلة للتأثر بالتحلل المائي (ECHA 2012 a).

١٣ - وقد تبين أن عمر النصف للمادة بعد التحلل الأولي في التربة المكونة من الحمأة المحسنة في الظروف الهوائية وغير الهوائية يقل عن ٣٦٠ يوماً، بافتراض أن يكون التفسخ مطّرداً (Nyholm et al. 2010 و Nyholm et al. 2011 المشار إليهما في ECHA 2012 a). وقد خلُص ليو وآخرون (Liu et al. 2011 a) إلى أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم لم يتحلل بعد مرور ١٨٠ يوماً في عينات التربة التي أضيفت إليها هذه المادة. وباستخدام زراعة البكتريا في الاختبارات، لم يشاهد هي وآخرون (He et al. 2006) أي تحلل للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في التربة لفترة تصل إلى سنة واحدة في ثلاث من ذرّيات البكتريا الأربع التي أخضعت للاختبار. بيد أنه بعد حضانة الذرية الرابعة من البكتريا مع المادة لمدة شهرين، لم يعثر على الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في العينة المزروعة. وتبيّن الدراسة أن التحلل البيولوجي للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في التربة وغيرها من الأوساط البيئية قد يتأثر بنوع البكتريا الموجودة في ذلك الوسط.

١٤ - ووفقاً للشروط التجريبية المستخدمة في الاختبار، تفيد المنشورات الاختصاصية بأن أعمار النصف البيئية للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الرواسب تتراوح بين بضع ساعات وبضعة أشهر أو سنوات حتى (ECHA 2012 a والمراجع الواردة فيها). وتبيّن دراستان للرواسب في المياه العذبة أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يمكن أن يتحلل ضوئياً بسهولة نسبية في البيئة المائية (Tysklind et al. 2001 و Søderstrøm 2003). وكان عمرا النصف للتحلل اللذان أفادت عنهما الدراستين ١٠٠ ساعة و٥٣ ساعة على التوالي (Tysklind et al. 2001 و Søderstrøm 2003). وفي شروط أخرى، كما في الرواسب في أعماق البحار حيث يؤثر ضعف الضوء والحماية التي يوفرها الوسط على مستوى التعرض لضوء الشمس وإمكانية التحلل الضوئي، فإن مستوى ثبات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يبدو مرتفعاً. وقد أبلغ توكارز وآخرون (Tokarz et al. 2008) عن أطول عمر نصف في الرواسب بعد إجرائهم تجربة مختبرية في وسط صغير لفترة ثلاث سنوات ونصف، في درجة حرارة ٢٢ درجة مئوية وفي وسط مظلم، ووجدوا أن عمر النصف للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يتراوح بين ٦ سنوات و٥٠ سنة، وأن متوسطه يبلغ ١٤ سنة.

١٥ - ووفقاً لآخر التقييمات التي أجريت على الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في كندا وأوروبا، يمكن الترجيح بأن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يفقد البروم في البيئة ليتحول إلى مواد تتميز بخصائص الملوثات العضوية الثابتة، أو تعمل كسلائف لتلك المواد (Environment Canada 2010 a وECHA 2012 a). ويتبين أن التحلل في ظروف بيئية واقعية ضمن الرواسب وفي التربة غير الهوائية بوجود نباتات يؤدي إلى تكون الإيثرات الثنائية الفينيل الثمانية البروم والإيثرات الثنائية الفينيل التساعية البروم، وإلى تكون ملوثات عضوية ثابتة مدرجة في الاتفاقية، منها مواد مشابهة هي الإيثرات الثنائية الفينيل الرباعية البروم إلى الإيثرات الثنائية الفينيل السباعية البروم (ECHA 2012 a والمراجع الواردة فيها). وخلُص تقييم الاتحاد الأوروبي إلى وجود احتمال كبير بأن يتم نزع البروم من الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في التربة والرواسب بكميات فردية تزيد عن ٠,١ في المائة خلال فترة زمنية تعادل سنة واحدة (ECHA 2012 a وECHA 2012 b). ويؤدي ارتفاع الثبات الذي يصاحبه توزع واسع النطاق في البيئة إلى احتمالات كبيرة للتعرض والاستيعاب طوال فترة الحياة في الكائنات، وإلى تواجد كميات من المادة في العديد من الأماكن لتشكل مصدراً طويل الأجل لمنتجات التحلل عن طريق التحول الحيوي وغير الحيوي (ECHA 2012 a).

١٦ - ويُستنتج من التقييمات التي أجريت في الاتحاد الأوروبي وكندا أن نزع البروم في الوسط الحيوي يشكل مسلكاً إضافياً هاماً لتكوين المشابهات المنخفضة البرومة (ECHA 2012 a وECHA 2012 b و Environment Canada 2010 a). وتشير الدلائل الميدانية والدراسات المختبرية إلى أن نزع البروم من الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يجري في الأسماك والطيور والثدييات (Environment Canada 2010 a والمراجع الواردة فيها، وECHA 2012 a والمراجع الواردة فيها). ويمكن للأسماك أن تتناول الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم ضمن غذائها وأن تحوله إلى إيثرات ثنائية الفينيل سداسية وسباعية البروم على الأقل. ويكون ناتج مستقلبات الإيثرات الثنائية الفينيل والسداسية والسباعية البروم منخفضاً على العموم (أقل من ٥ في المائة من جرعة الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم الممتصة في مختلف الدراسات)، كما تكون الكمية الفعلية صغيرة، لكن تكوّن السلائف (الإيثرات الثنائية الفينيل الثمانية البروم والإيثرات الثنائية الفينيل التساعية البروم) يكون أوسع انتشاراً، وقد تشكل هذه السلائف مصدراً طويل الأجل للإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم المنخفضة البرومة (ECHA 2012 a وECHA 2012 b). وتشير الدراسات المختبرية إلى وجود نموذج استقلابي مشابه لدى الدببة والحيتان والفقمة (ECHA 2012 a). وفي وسع الطيور أن تنزع البروم من الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم وتحوله إلى إيثر ثنائي الفينيل ثماني البروم على الأقل (ECHA 2012 a).

الاستنتاج بشأن الثبات وفقاً لمعايير المرفق دال

١٧ - يستوفي الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم (DecaBDE) معايير الثبات حيث تزيد أعمار النصف لهذا المركب عن ٦ أشهر (١٨٠ يوماً) في التربة والرواسب.

٥ - ٢ التراكم البيولوجي

١٨- اكتُشف وجود الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في أنسجة عدد كبير من الأنواع - من بينها العوالق الحيوانية والأسماك واللافقاريات المائية والبرية والطيور والثدييات في جميع أنحاء العالم (ECHA 2012 a, Environment Canada 2010 a, Daso et al. 2013, Koenig et al. 2013, Chen and Hale 2010, de Wit et al. 2010, Law et al. 2008). بيد أن من الصعوبة بمكان الوصول إلى استنتاجات

مؤكدة من واقع المعلومات العلمية المتعلقة بقدرة هذا المركب على التراكم بيولوجياً التي خضعت للدراسة في تقييمات سابقة أجرتها الوكالة الأوروبية للمواد الكيميائية ووزارة البيئة الكندية (ECHA 2012 a, Environment Canada 2010 a). إلا أن بيانات أحدث وبيانات أخرى لم تُدرس في التقييمات السابقة تظهر أن للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم قدرة عالية على التراكم بيولوجياً (Wu et al. 2008, He et al. 2012, La Guardia et al. 2012, Jenssen et al. 2007, Mo et al. 2012, Yu et al. 2011, Wu et al. 2009 a, Yu et al. 2012, Kelly et al. 2007, Yi et al. 2013).

١٩ - إن لوغاريثم معامل تفرق الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الأوكتانول والماء (log Kow) الوارد في المؤلفات هو لوغاريثم عالي القيمة ويتراوح بين ٦,٢٧ و١٢,١١ (Dinn et al. 2012, Tian et al. 2012, US EPA 2011, Kelly et al. 2007, Environment Canada 2006)، أما عامل التركيز البيولوجي (BCF) فقد وُجِد أنه أقل من ٣٠٠٠ (CITI 1992). ونظراً لقدرة هذا المركب المنخفضة على الذوبان في الماء (أقل من ٠,١ ميكروغرام/ل عند درجة حرارة ٢٥مْ) فقد اعتُبرت هذه القيمة غير مؤكدة وفقاً للتقييمات التي اضطلعت بها الوكالة الأوروبية للمواد الكيميائية وكندا (EC 2002, EC 2007, ECHA 2012 a, Environment Canada 2010a). لكن عامل التركيز البيولوجي لهذه المادة في الأسماك يعتبر أقل من ٥٠٠٠ (ECHA 2012 a, Environment Canada 2010 a). وتدعم هذه النتائج حقيقة أن القيمة القصوى لعامل التركيز البيولوجي ثد قدرت بما يساوي ٢٠٠٠ ل/كغم للمواد التي يزيد لوغاريثم معامل تفرقها في الأوكتانول والماء عن ٩,٣.

٢٠ - وتمثل قيمة عامل التركيز البيولوجي امتصاص جزيئات المادة الكيميائية من الماء إلى الكائنات الحية عن طريق الانتشار السلبي عبر الأغشية الخلوية. ويُعتبر مسار التعرض هذا أقل أهميةً للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم (Booij et al. 2002, Shaw et al. 2009, Kelly et al. 2007)، بسبب كبر حجم جزيئاته (٩٥٩,٢ غم/مول). إن مسار التعرض الأهم لهذه المادة في الشبكات الغذائية المائية هو عبر الطعام (Booij et al. 2002, Shaw et al. 2009, Kelly et al. 2007). وفُسرت المستويات المتراكمة من هذه المادة في الكائنات الحية المرتبطة بالرواسب والكائنات التي تتغذى بترشيح الماء (بلح البحر والعوالق الحيوانية والقشريات والأسماك المسطحة واللافقاريات القاعية والديدان المائية) على أنها ناتجة عن ابتلاع الجسيمات، واعتُبِر أن الانتشار السلبي يساهم بجزء أقل من المستويات المكتشفة (La Guardia et al. 2012, Wang et al. 2009, Shaw et al. 2009). ويذوب جزء صغير من جزيئات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الماء أما الجزء الأكبر من الجزيئات فيرتبط بقوة بالجسيمات (Booij et al. 2002; Shaw et al. 2009; Dinn et al. 2012). ولذلك فإنه عند الأخذ في الاعتبار سلوك التراكم البيولوجي للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم فإن عوامل التراكم البيولوجي (BAFs) وعوامل التضخم البيولوجي (BMFs) وعوامل التضخم الغذائي (TMFs) المحسوبة أو المقيسة يُعتقد أنها تقدم معلومات أكثر أهميةً من المعلومات التي تقدمها عوامل التركيز البيولوجي المحسوبة أو المقيسة (Booij et al. 2002, Shaw et al. 2009, Kelly et al. 2007, Powell et al. 2013).

٢١ - وتتراوح القيم القياسية الواردة في المؤلفات للوغاريثم عامل التراكم البيولوجي (logBAF) للشحميات في الأسماك من ٤,٠٦ إلى ٦,٧ (Wu et al. 2008 as cited in Mansouri et al. 2012, He et al. 2012, La Guardia et al. 2012). ويناظر لوغاريثم عامل تراكم بيولوجي (logBAF) أكبر من ٣,٧ عامل تراكم بيولوجي (BAF) أكبر من ٥٠٠٠ (He et al. 2012, Environment Canada 2010 a). وفي التقييم

الذي أجرته كندا، تم بيان العلاقة بين لوغاريثم عامل التراكم البيولوجي (logBAF) وعامل التراكم البيولوجي (BAF) بشكل أدق (Environment Canada 2010 a). ولم يُنظر في هذه البيانات المتعلقة بالإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في التقييمات السابقة (Environment Canada 2010 a; ECHA 2012 a). وتؤكد التقييمات السابقة أن مستويات هذه المادة التي توجد عادةً في الكائنات الحية تقل بقيمة أسية واحدة عن مستويات الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم الأخرى، مما يشير إلى أن للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم قدرة منخفضة على التراكم البيولوجي. ومن المهم الإشارة إلى أن لوغاريثم قيم عوامل التراكم البيولوجي لهذه المادة المبلغ عنها في المؤلفات تستوفي المعايير المتعلقة بالتراكم البيولوجي في الأسماك الواردة في المرفق دال من الاتفاقية (عامل تراكم بيولوجي أكبر من ٥٠٠٠)، رغم أن بعض هذه القيم أقل من القيم الخاصة بالإيثرات الثنائية الفينيل المبرومة الأخرى المقيسة في نفس الأنواع (Wu et al. 2008 as cited in Mansouri et al. 2012, He et al. 2012, La Guardia et al. 2012).

٢٢ - وتظهر عوامل التضخم البيولوجي (BMFs) وعوامل التضخم الغذائي (TMFs) المقيسة المستقاة من البيانات الميدانية أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يمكن أن يتضخم بيولوجياً في العديد من الكائنات الحية المائية والبرية والشبكات الغذائية (عوامل تضخم بيولوجي أكبر من ١ وعامل تضخم غذائي أكبر من ١). وتتراوح قيم عوامل التضخم البيولوجي المبلغ عنها في المؤلفات العلمية بين ١,٤ و٧ في الكائنات الحية البرية والشبكات الغذائية البرية (Yu et al. 2011, Wu et al. 2009 a) وبين ٠,٠٢ و٣٤ في الكائنات الحية المائية والشبكات الغذائية المائية (Jenssen et al. 2007, Mo et al. 2012, Environment Canada 2010 a; and references therein). وفي الشبكات الغذائية المائية تتراوح قيم عامل التضخم الغذائي من ٠,٢ إلى ١٠,٤ (Wu et al. 2009b, Yu et al. 2012, Wu et al. 2008a, Jenssen et al. 2007, Environment Canada 2010 a; and references therein). وقيست معظم القيم المبلغ عنها أعلاه لعوامل التضخم البيولوجي وعوامل التضخم الغذائي للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم باستخدام العضلات (الأسماك والثدييات والطيور) أو كامل الجسم (المحاريات ذات الصدفتين والعوالق الحيوانية والأسماك) أو عينات من النسيج الدهني (الأسماك والثدييات). ويمكن أن تعتمد الاختلافات بين قيم عوامل التضخم البيولوجي وقيم عوامل التضخم الغذائي المبلغ عنها على الاختلافات بين الأنواع والنظام الغذائي ودرجة التعرض والجنس وطول السلسلة الغذائية ونوعها .. الخ، كما تختلف هذه القيم أيضاً اعتماداً على ما إذا كانت قد قيست لكامل الجسم أو في أعضاء مختلفة، وما إذا كانت قد طُبقت عليها المعايير المتعلقة بالشحميات أم لا.

٢٣ - وتشير بعض البيانات المتاحة إلى قدرة أكبر للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم على التراكم البيولوجي في الكائنات الحية البرية مقارنةً بالكائنات الحية المائية (Christensen et al. 2005, Chen and Hale 2010, Jaspers et al. 2006, Voorspoels et al. 2006 a). بيد أن كيلي وآخرون (Kelly et al.) درسوا في عام ٢٠٠٧ السلوك التراكمي لمختلف المواد الكيميائية في شبكات غذائية تضم كائنات حية تتغذى على الأسماك، وثدييات برية، وثدييات بحرية، بتفصيل أكبر وباستخدام نماذج وملاحظات ميدانية، فوجدوا أن التضخم البيولوجي للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يحدث في جميع تلك الشبكات الغذائية الثلاثة التي خضعت للدراسة. وأظهرت النتائج عامل تضخم بيولوجي أعلى للكائنات اللاحمة البرية والإنسان (عامل تضخم بيولوجي قدره ٨) مقارنةً بالثدييات البحرية (عامل تضخم بيولوجي قدره ٣). ووجد أدنى عامل تضخم بيولوجي في الكائنات العاشبة البرية والكائنات الحية التي تتنفس عبر الماء (عامل تضخم بيولوجي قدره ١). وبشكل أكثر تحديداً، تشير النتائج التي توصل إليها كيلي وآخرون في عام ٢٠٠٧ إلى أن مواداً

مثل الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم التي تتميز بلوغاريثم تفرق عالي في الأوكتانول والماء قدره ٩,٩ (أي أكبر من ٥)، تُمتَص بمعدل بطيء للغاية من جانب الكائنات الحية المائية (Mörck et al. 2003, Stapleton et al. 2004, Kierkegaard et al. 1999)، بينما يمكن لهذه المواد أن تتراكم بدرجة أكبر في الحيوانات التي تتنفس الهواء نتيجةً لبطء التخلص منها عن طريق الجهاز التنفسي وبطء التخلص منها عبر البول والفضلات النيتروجينية. ويفسر ذلك اللوغاريثم العالي لمعامل التفرق في الأوكتانول والماء البالغ ١٣,١ (أي أكبر من ٦).

٢٤ - إن جميع الدراسات تقريباً التي لم تتوصل إلى نتائج بشأن قدرة الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم على التضخم البيولوجي في الأسماك والثدييات قد استندت إلى مستويات مكتشفة لهذه المادة في العضلات أو الأنسجة الدهنية و/أو طُبقت عليها المعايير المتعلقة بالشحميات. ويمكن أن تكون هذه الدراسات قد قللت من شأن قدرة الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم على التضخم البيولوجي، نظراً لأن هذه المادة ترتبط بصورة أكبر على ما يبدو بالأنسجة الغنية بالدم ويسود وجودها في الكبد، وإلى حد ما في الدم، وبدرجة أقل في العضلات والأنسجة الدهنية (Wu et al. 2009 a, Voorspoels et al. 2006 b, Wang et al. 2011 b, Yi et al. 2013).

٢٥ - وتعتبر قدرة الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم على التحول بيولوجياً إلى مستقلبات أكثر سميةً وذات قدرة على التراكم البيولوجي مبعثاً للقلق الشديد وفقاً لتقييمات هذه المادة التي أجريت في كندا والاتحاد الأوروبي، وسبباً وجيهاً لتقييد استخدام المزيج التجاري لهذه المادة وإنتاجه. وقد تأكد تحول هذه المادة عند نزع البروم منها إلى ملوثات عضوية مدرجة بالفعل، مثل الإيثر الثنائي الفينيل السداسي البروم والإيثر الثنائي الفينيل السباعي البروم، في الكائنات الحية، من خلال مجموعة كبيرة من الدراسات الميدانية والمختبرية التي درست التحول البيولوجي لهذه المادة في البرية وفي ظروف مختبرية خاضعة للتحكم (Environment Canada 2010 a, ECHA 2012 a and b). وقد زادت النتائج العلمية الحديثة من القلق بشأن قدرة الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم على التراكم بيولوجياً وحدوث عملية نزع البروم منه في الكائنات الحية في البيئة، حيث أظهرت هذه الدراسات أن تراكم هذه المادة يمكن أن يفضي إلى آثار ضارة في مراحل عمرية حساسة في الثدييات والأسماك والبرمائيات (Chen et al. 2012, He et al. 2011, Noyes et al. 2011). وتماثل المستويات المستخدمة في التجارب المستويات الموجودة في مناطق أكثر تلوثاً (Zhang et al 2011 a; Wang et al. 2011). وتشمل النواتج المبلغ عنها لعملية نزع البروم من الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم إيثرات ثنائية الفينيل أقل برومةً مثل الإيثر الثنائي الفينيل التساعي البروم والإيثر الثنائي الفينيل الثماني البروم (Chen et al. 2012, He et al. 2011) والإيثر الثنائي الفينيل السباعي البروم والإيثر الثنائي الفينيل السداسي البروم (Noyes et al. 2011, He et al. 2011). وأظهرت الدراسة التي أجراها هي وآخرون (He et al.) عام ٢٠١١ أن التعرض المزمن الطويل الأجل لجرعات منخفضة من الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يمكن أن تكون له آثار ضارة على الأداء التكاثري للأسماك وعلى سلوك نسلها. وقد تم تبيان تراكم هذه المادة وانتقالها إلى النسل في دراسات تراكم الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في البرمائيات (Wu et al. 2009 a) والثدييات (Zhang et al. 2011 c). وأظهرت النتائج التي توصل إليها وو وآخرون (Wu et al. 2009 a) تضخماً بيولوجياً مرتفعاً نسبياً (عامل تضخم بيولوجي قدره ٧) لهذه المادة من الحشرات إلى إناث الضفادع، تلاه انتقال للمادة من الأم إلى البيض.

الاستنتاج بشأن التراكم البيولوجي وفقاً لمعايير المرفق دال

٢٦ - استناداً إلى حجم الأدلة المتوفرة فإن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يستوفي المعايير المتعلقة بالتراكم البيولوجي الواردة في المرفق دال من الاتفاقية.

٥ - ٣ القدرة على الانتقال البيئي البعيد المدى

٢٧ - يمثل وجود الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في العديد من الأوساط البيئية في المنطقة المتجمدة الشمالية، بما في ذلك الهواء والرواسب والثلج والجليد والكائنات الحية، دليلاً على قدرة هذه المادة على الانتقال البيئي البعيد المدى (Meyer et al. 2012, Hermanson et al. 2010, Su et al. 2007, Knudsen et al. 2006, Bakke et al. 2008, Tomy et al. 2008, Tomy et al. 2009, Breivik et al. 2006, de Wit et al. 2006 and 2010, Hung et al. 2010, Letcher et al. 2010, AMAP 2009, Environment Canada 2010 a). وأبلغت العديد من الدراسات عن أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم هو الإيثر الثنائي الفينيل المتعدد البروم السائد أو هو أحد الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم السائدة في هواء المنطقة المتجمدة الشمالية (Wang et al. 2005, Möller et al. 2011, Meyer et al. 2012, Hermanson et al. 2010, Hung et al. 2010, Su et al. 2007). إن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم المترسب في بيئة المنطقة المتجمدة الشمالية متاح بيولوجياً للكائنات الحية التي تعيش في هذه المنطقة كما وُجد أنه ينتشر على نطاق واسع في الشبكات الغذائية بالمنطقة المتجمدة الشمالية (de Wit et al. 2006 and 2010, Environment Canada 2010 a). وتشمل العينات البيولوجية المأخوذة من المنطقة المتجمدة الشمالية المتلوثة بالإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم مجموعة من الأنواع من مختلف مستويات السلاسل الغذائية البرية والمائية (de Wit et al. 2010). وتشمل عينات المنطقة المتجمدة الشمالية الملوثة بالإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم، الغطاء النباتي والطيور الجارحة والطيور البحرية وبيوضها وأسماك البحار وأسماك المياه العذبة ومختلف مزدوجات الأرجل والعوالق الحيوانية والروبيان والمحار والثدييات البرية والبحرية (de Wit et al. 2006 and 2010, Tomy et al. 2008). وأظهر الرصد البيولوجي للكائنات الحية في المنطقة المتجمدة الشمالية ازدياد مستويات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في بعض أنواع هذه المنطقة مثل الصقر الرحال. ورُصدت المستويات المتزايدة لهذه المادة في البيض المجموع من جنوب غرب غرينلاند خلال الفترة من عام ١٩٨٦ إلى عام ٢٠٠٣ (Vorkamp et al. 2005). وأظهرت بيانات الرصد البيولوجي أيضاً أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يمكن أن يساهم بشكل كبير في الكمية الكلية من الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم الموجودة في أجسام الأنواع بالمنطقة المتجمدة الشمالية. وتشير التقارير، على سبيل المثال، إلى أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يمثل أكثر من ٥٠ في المائة من الكمية الكلية من الإيثرات الثنائية الفينيل المبرومة الموجودة في بقايا النباتات والحيوانات التي يتغذى عليها النوع (*Gamarus wilkitzkii*) من مزدوجات الأرجل التي تعيش في الجليد (Sørmo et al. 2006) و٦٠ في المائة في الأسماك الحمراء (redfish) و٧٥ في المائة في سمك القد القطبي الشمالي (Tomy et al. 2008). إن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم هو أيضاً أحد المركبات ذات التركيب المتشابه التي تسود في العينات المأخوذة من الطحالب كما يوجد أيضاً في العينات المأخوذة من الأيائل (Mariussen et al. 2008).

٢٨ - ويقدر عمر النصف للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الغلاف الجوي بـ ٩٤ يوماً في الهواء وفقاً لحسابات مستقاة من التركيب الكيميائي باستخدام برنامج حساب التأكسد الجوي (AOP program)

الذي وضعته مؤسسة سيراكوز للبحوث، وبافتراض أن تركيز جذر الهيدروكسيل هو ٥,١٠٥ جزيء/سم^{٣} من الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم (EC 2002). إن مستويات هذه المادة التي رُصدت في الغلاف الجوي للمنطقة المتجمدة الشمالية إضافةً إلى الدراسات التي تظهر وجود ترسبات كبيرة على جليد تلك المنطقة (Hermanson et al. 2010) وعلى ثلوجها (Meyer et al. 2012) تؤكد مجدداً قدرة الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم على الانتقال البعيد المدى إلى مناطق نائية. وعلى سبيل المثال، وُجد في دراسة لتقييم ما مجموعه ١٩ من مختلف مثبطات اللهب المبرومة في عينات عامودية مأخوذة من قلب الجليد في الجزء النرويجي من المنطقة المتجمدة الشمالية أن ترسبات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم تشكل ثاني أكبر نسبة من ترسبات مثبطات اللهب المبرومة من الهواء إلى جليد المنطقة المتجمدة الشمالية (Hermanson et al. 2010). ووجد أن معدل ترسب الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يعادل ٣٢٠ بيكوغرام/سم/سنة خلال الفترة من عام ١٩٩٥ إلى عام ٢٠٠٥ (Hermanson et al. 2010). وتأتي ترسبات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم مباشرةً بعد ترسبات الدوديكان الحلقي السداسي البروم من حيث الكمية، وهي ترسبات أعلى بكثير من ترسبات الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم الأخرى (Hermanson et al. 2010). وتظهر بيانات الاتجاه الزمني أن مستويات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الغلاف الجوي للمنطقة المتجمدة الشمالية آخذة في الازدياد، حيث تتراوح الفترة الزمنية اللازمة لتضاعف هذه المستويات من ٣,٥ إلى ٦,٢ سنة (Su et al. 2007, Hung et al. 2010).

٢٩ - وتساهم العمليات المحيطية والجوية معاً في الانتقال البيئي للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم (Su et al. 2007, Möller et al. 2011, Breivik et al. 2006)، لكن يُعتقد أن انتقال الجسميات عبر الغلاف الجوي هو الآلية الرئيسية المسببة للانتقال البيئي البعيد المدى لهذه المادة. ومن المتوقع أن يُمتص الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم أو يُمتز بشكل كامل تقريباً في الغلاف الجوي بواسطة الجسيمات المنتشرة في هذا الغلاف. ولذلك فإن الانتقال البعيد المدى لهذه المادة في الغلاف الجوي يعتمد فيما يبدو على قدرة الجسيمات التي ترتبط بها على الحركة (Breivik et al. 2006, Wania and Dugani 2003). ويمكن للجسيمات الأدق (التي يبلغ قطرها زهاء بضعة ميكرومترات) أن تبقى عالقةً في الهواء لساعات أو أيام ما لم تُزال عن طريق الترسب الرطب (Wilford et al. 2008, Meyer et al. 2012). وقد وُجد أن ترسب الجسيمات العالقة في الهواء يكون أكبر خلال فترة تكون الضباب في المنطقة القطبية الشمالية (Su et al. 2007, AMAP 2009)، وأن تلك الجسيمات يمكن أن تحمي جزيئات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم من التحلل الضوئي وأن تطيل فترة عمره في الهواء إلى أكثر من ٢٠٠ يوم (Breivik et al. 2006, Raff and Hites 2007 as cited in de Wit et al. 2010).

الاستنتاج بشأن الانتقال البعيد المدى وفقاً لمعايير المرفق دال

٣٠ - إن عمر النصف المقدر للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الهواء وانتشاره الواسع النطاق في المنطقة القطبية الشمالية يستوفيان معايير الانتقال البعيد المدى الواردة في المرفق دال من اتفاقية استكهولم.

٥ - ٤ الآثار الضارة

٣١ - في التقييمات الوطنية والإقليمية التي أجريت بشكل منفصل من جانب الاتحاد الأوروبي والمملكة المتحدة وكندا والولايات المتحدة جرى تقييم قدرة الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم على إحداث آثار ضارة في الكائنات الحية البرية والإنسان (e.g. EC 2002, EC 2004, EC 2008, UK Environment Agency

.(2009, ECHA 2012 a, Health Canada 2006, Health Canada 2012, US EPA 2008, EFSA 2011 وكانت سمية الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم أيضاً موضوعاً للعديد من الأوراق والاستعراضات العلمية (see e.g. Dingemans et al. 2011, Chen and Hale 2010, Costa and Giordano 2011). وفي المؤلفات المتاحة أبلِغ عن آثار ضارة في الكائنات الحية التي تعيش في التربة والطيور والأسماك والضفادع والجرذان والفئران والإنسان. وتراوحت الآثار بين تغييرات على المستوى الكيميائي الحيوي والخلوي إلى آثار يمكن أن تكون لها تأثيرات على مستويات أعلى للتنظيم البيولوجي تشمل البقاء والنمو والتكاثر. وفي الكائنات الحية البرية والإنسان معاً، تبدو المراحل التطورية المبكرة أكثر قابليةً للتأثر بالإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم مقارنةً بفترة البلوغ. أما في الفقاريات فإن الكبد ومحور هرمونات الغدة الدرقية والجهاز العصبي هي الأهداف الرئيسية، على ما يبدو، لسمية الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم.

٣٢ - ورغم الإبلاغ عن آثار ضارة، إلا أن نقص البيانات يجعل من الصعب الوصول إلى استنتاجات مؤكدة بشأن سمية الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم للكائنات الحية التي تعيش في التربة وللنباتات (Xie et al. 2013, Xie et al. 2011, Zhu et al. 2010, Liu et al. 2011 b, Zhang et al. 2012, for overview see ECHA 2012 a). ولا تقدم المؤلفات العلمية المتوفرة أي أدلة على وجود آثار ضارة بالنباتات، لكنها تُظهر أن نواتج عملية نزع البروم من هذه المادة قد اكتُشفت في النباتات والتربة عقب التعرض للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم (ECHA 2012 a). وتشير دراسة نشرت مؤخراً إلى أن أجنة ديدان الأرض أو الديدان اليافعة قد تكون عرضة للتضرر وأن التعرض خلال مراحل النمو المبكرة يمكن أن يقلل عدد الديدان اليافعة التي تفقس في كل شرنقة (Xie et al. 2013). وأظهرت دراسات علمية أخرى أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم سواء كان بمفرده أو بالارتباط مع النحاس، وهو ملوث معتاد آخر للتربة يرتبط بالإطلاقات من مصانع إعادة التدوير التي تعالج نفايات المعدات الكهربائية والإلكترونية، يمكن أن يؤثر على النشاط الإنزيمي في التربة وأن يغير تركيبة التجمعات البكتيرية من خلال خفض خصوبة الأنواع (Zhu et al. 2010, Liu et al. 2011 b, Zhang et al. 2012). وأجريت هذه الدراسة باستخدام مستويات للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم تقع ضمن المستويات المبلغ عنها في التربة الملوثة.

٣٣ - وتتوفر بيانات شحيحة عن سمية الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم للطيور، لكن هذه البيانات تثير شواغل بشأن احتمال وجود تأثيرات ضارة (see reviews by Chen and Hale 2010 and ECHA 2012 a). وهناك، بصورة أدق، دراسة واحدة فقط حتى الآن قيَّمت سمية الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم للطيور (Sifleet 2009). ووجدت هذه الدراسة أن معدل النفوق يصل إلى ٩٨ في المائة في بيض الدجاج المحقون بمادة الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم. وأُبلِغ أيضاً عن حدوث استقلاب للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الطيور حيث يتحول إلى إيثرات ثنائية الفينيل متعددة البروم أقل برومةً، منها الإيثرات الثنائية الفينيل المبرومة المصنفة كملوثات عضوية ثابتة وهي الإيثر الثنائي الفينيل السداسي البروم والإيثر الثنائي الفينيل السباعي البروم والإيثر الثنائي الفينيل الرباعي البروم والإيثر الثنائي الفينيل الخماسي البروم (Van den Steen al. 2007, ECHA 2012 a; and references therein). أما تعرض الطيور للإيثرات الثنائية الفينيل الأقل برومةً فتؤدي إلى تغيرات تؤثر على عمل جهاز المناعة والسمية التطورية وتغير في سلوك التكاثر وانخفاض الخصوبة والقدرة على الإنجاب (Chen and Hale 2010, POPRC 2007). ووفقاً للتقييم الذي أجراه الاتحاد الأوروبي (ECHA 2012 a) فإن تركيزات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم التي توجد عادةً في بيض الطيور البرية تكون في العادة أقل بمقدار ٢ - ١٠ مرات من التركيزات التي

لوحظ، وفقاً للدراسة التي أجراها سيفليت (Sifleet) في عام ٢٠٠٩، أنها تسبب معدلات نفوق عالية (ECHA 2012 a). وتتراوح التركيزات المبلغ عنها في بيوض الطيور عادة بين ١ و١٠٠ ميكروغرام/كغم من الوزن الرطب، لكن أُبلِغ أيضاً عن تركيزات تصل تقريباً إلى ٤٢٠ ميكروغرام/كغم من الوزن الرطب. وعليه فإن الهامش بين مستويات التعرض في الطيور البرية والمستويات ذات التأثير الملاحظ ليس كبيراً، خصوصاً عند الأخذ في الاعتبار أن الدراسة التي أجراها سيفليت في عام ٢٠٠٩ لا تأخذ في الحسبان التأثيرات دون المميتة المحتملة، وأن المؤلف أشار إلى أن هناك على الأرجح كميات إضافية من الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم جرى تمثيلها عقب الفقس وإعادة امتصاص ما تبقى من صفار البيض. وباستثناء الدراسة التي أجراها سيفليت وآخرون (٢٠٠٩) ودراسة أخرى لعملية نزع البروم في ظروف خاضعة للتحكم أجراها فان دين ستين وآخرون عام ٢٠٠٧ (Van den Steen et al.) فإن معظم البيانات المتاحة الأخرى مستقاة من طيور برية أظهرت، وفقاً للدراسة التي أجرها شين (Chen) وهيل (Hale) عام ٢٠١٠، بعض أعلى تركيزات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم التي أُبلِغ عنها على الإطلاق في الحيوانات البرية. ويبدوا أن الطيور التي تتناول الأغذية البرية تظهر مستويات عالية من الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم مقارنةً بالطيور التي تتغذى على الأسماك، ولذلك فإن تلك الطيور ربما تكون معرضة بدرجة أكبر للتأثيرات الضارة (Chen and Hale 2010).

٣٤ - يتميز الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم بدرجة ذوبان محدودة في الماء، وتشير تقييمات المخاطر المبكرة لهذه المادة إلى أن من غير المرجح حدوث تأثيرات سمية حادة أو مزمنة ذات أهمية في الكائنات الحية المائية عند تركيزات تصل إلى حد الذوبان في الماء (e.g. EC 2002, EC 2004, EC 2007, UK Environment Agency 2009). بيد أنه وفقاً لما توصل إليه أحدث تقييم أجراه الاتحاد الأوروبي، فإن الدراسات الجديدة التي توثق التأثيرات الضارة على نقاط النهاية البيولوجية المهمة، بما فيها التكاثر والتطور والجهاز العصبي ونظام الغدد الصماء والنمو واللياقة، تثير شواغل بشأن تأثيرات ضارة أيضاً على الكائنات الحية المائية (ECHA 2012 a). وبصورة أدق، أظهرت دراسات التغذية، التي أجريت في ظروف خاضعة للتحكم على أسماك المنوة الكبيرة الرأس (fathead minnows) عند تركيزات تماشي التركيزات في البيئة، أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يمكن أن تؤثر في نظام هرمونات الغدة الدرقية في الأسماك اليافعة (Noyes and Stapleton 2010, Noyes et al. 2011). وتعززت هذه المعلومات من خلال النتائج التي توصل إليها شين وآخرون (٢٠١٢). إذ لاحظوا حدوث انخفاض كبير في وزن الجسم ومعدل بقاء يرقات سمك الزرد (zebrafish) الذي عُرِّض للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم. واستناداً إلى قياسات أطوال الزيادة في حصاة الأُذن (otolith) فإن هناك أيضاً مؤشرات على أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يمكن أن يؤثر على معدلات النمو في الأسماك عند مجموعة من مستويات تعرض لهذه المادة تماشي المستويات في البيئة الموجودة في الرواسب (Kuo et al. 2010b). ووثق هي وآخرون (٢٠١١) (He et al.) التأثيرات على اللياقة العامة وبارامترات التكاثر والسلوك والخلايا العصبية الحركية وتطور العضلات الهيكلية في دراسة للسمية المزمنة باستخدام جرعة منخفضة على سمك الزرد. وتنتقل العديد من التأثيرات المبلغ عنها عبر الأجيال، أي أنها لوحظت في نسل الآباء الذين عُرِّضوا للمادة، ويُفسَّر ذلك على الأرجح، وفقاً لرأي المؤلفين، بانتقال التأثيرات إلى النسل عن طريق الأمهات. أما في الذكور فقد تأثرت مؤشرات نوعية المني إلى حد كبير حتى عند أقل جرعة تعرض (٠,٠٠١ ميكرومولار أو ٠,٩٦ ميكروغرام/ل). وفي كل الدراسات أعلاه أُبلِغ عن أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يفقد البروم ليتحول إلى إيثرات ثنائية الفينيل متعددة البروم أقل

برومةً، ولذلك فإن من المحتمل أيضاً أن تكون هناك مركبات مشابهة أخرى من تلك الإيثرات قد ساهمت إلى جانب الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في إحداث التأثيرات المبلغ عنها في هذه الدراسات.

٣٥ - ومن خلال تأثير الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم على نظام هرمونات الغدة الدرقية، تبين أن هذه الإيثرات، بما فيها الإيثر الثنائي الفينيل التساعي البروم والإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم، قادرة على التأثير على التطور والتحول في البرمائيات (Schriks et al. 2006 and 2007, Balch et al. 2006, Qin et al. 2010). ووفقاً للدراسات المتاحة فإن الإيثر الثنائي الفينيل التساعي البروم، وهو أحد المركبات المشابهة الرئيسية الموجودة في الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم التجاري بجانب الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم، يمكن أن يؤخر التحول في شراغف الضفدع الأفريقي ذي المخالب (*Xenopus laevis*)، وثبت ذلك من خلال الانخفاض الكبير في طول طرف الذنب عقب التعرض للإيثر الثنائي الفينيل المبروم -٢,٦ (BDE-206) في المختبر (Schriks et al. 2006). وفي دراسة أحدث على الجسم الحي أُبلِغ عن أن مزيج تجاري من الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم، يتكون من الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم بنسبة ٩٨,٥ في المائة من الوزن/الوزن، قد أثر على التحول في شراغف الضفدع الأفريقي ذي المخالب من خلال تأخير ظهور الطرف الأمامي (Qin et al. 2010, as cited in ECHA 2012 a)، وصاحَب ذلك تغيرات نسيجية في الغدة الدرقية وانخفاض في تحول مستْقِبل هرمونات الغدة الدرقية في أنسجة الذيل.

٣٦ - وخضعت الآثار الضارة للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم على الثدييات للدراسة على نطاق واسع في دراسات مختبرية تحت ظروف خاضعة للتحكم باستخدام كائنات حية محبوسة، معظمها من القوارض، كما شكلت هذه الآثار موضوعاً للعديد من الاستعراضات العلمية والتقييمات الحكومية (e.g. EC 2002, EC 2008, US EPA 2008, Costa and Giordano 2011, Dingemans et al. 2011, Health Canada 2006, Health Canada 2012, EFSA 2011). وتعززت أيضاً البيانات عن الآثار الضارة الناتجة عن تعرض الثدييات للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم من خلال الدراسات المختبرية التي قدمت أدلة على أن هذه المادة تُحدث آثاراً خلويةً مماثلة للآثار التي تحدثها الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم الأخرى (Health Canada 2012). وحددت التجارب المختبرية، من بين جملة أشياء، قدرة الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم على إحداث تأثيرات سمية عصبية، والعمل كمادة معيقة لعمل الغدد الصماء في العمليات التي تنظمها الاستيرويدات وهرمونات الغدة الدرقية، وتشجيع نشوء السرطان، واستحثاث التلف في الحمض النووي الريبي المنقوص الأكسجين، والتأثير على الاستقلاب (Ibhazehiebo et al. 2011, Li et al. 2012, Pellacani et al. 2012, Dingemans et al. 2011, Pacyniak et al. 2007, Karpeta and Gregoraszczuk 2010).

٣٧ - ويبدو أن الجهاز العصبي للأجنة/المواليد الجدد والكبد ومحور هرمونات الغدة الدرقية هي الأهداف الرئيسية لسمية الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في القوارض (Costa and Giordano 2011, Dingemans et al. 2011, Health Canada 2012). ورغم أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يتميز بسمية حادة منخفضة على ما يبدو عند تناوله عبر الفم واستنشاقه وملامسته للبشرة، إلا أن البيانات المتاحة المتعلقة بالسمية في الثدييات تشير إلى أن التعرض الطويل الأجل يمكن أن يؤدي إلى تأثيرات ضارة تشابه التأثيرات الملاحظة التي تحدثها المركبات المشابهة الأخرى من الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم (انظر مثلاً Costa and Giordano 2011, Dingemans et al. 2011, Health Canada 2010). وعلى سبيل المثال أظهرت التجارب على القوارض أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يمكن أن يعمل كمادة معيقة لعمل الغدد الصماء

حيث يعيق عمل نظام هرمونات الغدة الدرقية (انظر مثلاً Dingemans et al.2011, Costa and Giordano 2011 for review). ويمكن أن يؤدي تعرض القوارض للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم أيضاً إلى خفض وظيفة جهاز المناعة خلال فترتي الحمل والرضاعة (Zhou et al. 2006, Liu et al. 2012)، وأن يضعف قدرة الكائنات الحية على التعامل مع العدوى (Watanabe et al. 2008, Watanabe et al. 2010) وأن يؤثر سلباً على بارامترات التكاثر مثل عدد المسامات والخلايا المنوية (Liu et al. 2012, Miyaso et al. 2012, Tseng et al. 2006).

٣٨ - وشكلت قدرة الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم على أعاقة عمل الغدة الدرقية في الثدييات موضوعاً للعديد من الاستعراضات/التقييمات (e.g. EFSA 2011, Dingemans et al. 2011, Costa and Giordano 2011)، واعتُبرت أمراً مثيراً للقلق نظراً لأن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يمكن أن يعمل، من خلال تفاعله مع نظام هرمونات الغدة الدرقية، كمادة سامة عصبية للدماغ الآخذ في التطور (انظر الاستعراضات التي أجراها Dingemans et al. 2011, Costa and Giordano 2011). ويمكن للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم أن يحدث عدداً من الآثار المباشرة على خلايا الدماغ وهذا من شأنه أن يضعف عمل الدماغ ويؤثر على سلامته (Costa and Giordano 2011, Dingemans et al. 2011). وأفادت الدراسات الحيوانية التي بحثت في السمية التطورية والعصبية للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم عن وجود طيف واسع من التأثيرات تتراوح بين عدم وجود تأثيرات ملاحظة وحدوث تغييرات منها مثلاً تغييرات على السلوك العزيزي والمعرفي والتعلم والذاكرة والنشاط الحركي ونشاط التربية وردود الأفعال والتعويد، عقب التعرض للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم (see US EPA 2008, Dingemans et al. 2011, Costa and Giordano 2011, Health Canada 2012; and references therein). وفي القوارض لوحظ حدوث تأثيرات عصبية سلوكية خلال تطور القوارض اليافعة أو في مرحلة البلوغ بعد التعرض لفترة قصيرة للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم بعد الولادة (Johansson et al. 2008, Viberg et al. 2007, Viberg et al. 2003, Rice et al. 2007). أما في الفئران فإن التقدم في العمر يظهر على ما يبدو تأثيرات سلوكية لم تكن ظاهرة خلال أعمار أقل (see e.g. Rice et al. 2009 and reviews by Health Canada 2012 and Costa and Giordano 2011 and references therein). ورغم أنه قد تم الاعتراض على فكرة أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يمكن أن يكون مادةً سامةً للأعصاب (e.g. Hardy et al. 2009, Goodman 2009, Williams and de Sesso 2010)، إلا أن حجم الأدلة المتوفرة من بيانات التجارب التي أجريت في المختبرات وعلى الجسم الحي تشير جميعها إلى أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يتمتع بالقدرة على إحداث تأثيرات سمية عصبية في الثدييات التي تتعرض له خلال مراحل التطور المبكرة (see reviews by Dingemans et al. 2011, Costa and Giordano 2011, Health Canada 2012).

٣٩ - وفي جميع أنحاء العالم يتعرض البشر من جميع الأعمار للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم بصورة يومية عن طريق الوسائط البيئية ومجموعة من الأغذية من ضمنها حليب الأم (see Costa and Giordano 2011, Health Canada 2012, EFSA 2011 and references therein). أما في أوروبا فإن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم والإيثر الثنائي الفينيل المبروم - ٤٧ (BDE-47) هما المركبان السائدان في الأغذية من بين الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم (EFSA 2011). ويعتقد أن الغبار المنزلي والتعرض المهني هما المصدران الرئيسيان لتعرض البالغين للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم (Costa and Giordano 2011). كذلك يعتبر الغبار مصدراً رئيسياً لتعرض الأطفال لهذه المادة حيث يتميز الأطفال بميل أكبر لنقل جسيمات الغبار المنزلي

من أياديهم إلى أفواههم. إضافةً إلى ذلك فإن لمس الأطفال للألعاب البلاستيكية الصلبة بأفواههم يمكن أن يكون مساراً إضافياً للتعرض (Health Canada 2012).

٤٠ - إن ملاحظة أن التعرض يحدث بالفعل خلال المراحل المبكرة من تطور الإنسان، أي في الرحم بالانتقال عن طريق المشيمة أو بعد الولادة عن طريق حليب الأم (Gomara et al. 2007, Kawashiro et al. 2008, Wu et al. 2010, Miller et al. 2012) يدل على أن السمية العصبية التطورية التي لوحظت في النماذج المطبقة على الثدييات يمكن أن تكون لها آثار أيضاً على الإنسان (Health Canada 2012, US EPA 2008, EFSA 2011, Costa and Giordano 2011). وعلى الرغم من أن هناك أوجه شبه بين تركيب الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم وتركيب ملوثات بيئية أخرى مثل المركبات الثنائية الفينيل المتعددة الكلور (PCBs) والمركبات الكلورية العضوية، إلا أن ما يثير الدهشة أن دراسات سمية الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم وقدرته على التسبب في السرطان لدى الإنسان ظلت محدودة (for overview see e.g. US EPA 2008, Health Canada 2012, Health Canada 2006). لكن هناك أدلة بدأت تظهر ببطء على أن الإيثر الثنائي الفينيل المبروم - ٢٠٩ (BDE-209) سواء أكان بمفرده أو بالارتباط مع الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم الأخرى يمكن أن يعمل كمادة سامة للأعصاب والتطور، وربما يقوم بدور بوصفه عامل خطر في إصابة الإنسان بالأمراض (e.g. Dingemans et et al. 2011, Messer et al. 2010, Kicinski et al. 2012, Costa and Giordano 2011, Health Canada 2012, Health Canada 2006, Gascon et al. 2012, Chao et al. 2011). وقد أُشِير على سبيل المثال إلى تأثيرات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم على إرسال إشارات هرمونات الغدة الدرقية، وهي عامل توقيت رئيسي لتنظيم نمو خلايا الدماغ وقدرة الدماغ على الربط بصورة دقيقة، بوصف هذه التأثيرات عاملاً يمكن أن يساهم في الاضطرابات العصبية في الإنسان مثل التوحد (Messer 2010). وفي دراسة وبائية حديثة تقيَّم الارتباط بين مستويات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في حليب الثدي والتطور الفسيولوجي والعصبي لدى الأطفال وُجد أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يرتبط بشكل كبير بالعلامات المنخفضة للتطور العقلي عند الأطفال الذين تتراوح أعمارهم من ١٢ إلى ١٨ شهراً (Gascon et al. 2012). إن ملاحظة وجود ارتباط بين مستويات التعرض للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم والعلامات المنخفضة للتطور العقلي التي أثبتتها هذه الدراسة، تتوافق مع النتائج التي أبلغ عنها في السابق شاو وآخرون (٢٠١١) (Chao et al.). وأبلغ غاسكون وآخرون (٢٠١٢) (Gascon et al.)، وليس شاو وآخرون (٢٠١١)، عن ارتباط سلبي، لكن ليس كبيراً، بين إجمالي كمية الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم في حليب الثدي وعلامات الاختبارات الذهنية (Chao et l. 2011, Gascon et al. 2012). وفي هذا السياق تجدر الإشارة أيضاً إلى أن بيانات الأوبئة التي تشير إلى وجود ارتباط بين التعرض للإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم في مراحل مبكرة من العمر والسمية التطورية العصبية قد أُبلِغ عنها أيضاً فيما يخص إيثرات ثنائية الفينيل متعددة البروم أخرى أقل برومةً (Roze et al. 2009, Herbstman et al. 2010, Gascon et al. 2011, Kicinski et al. 2012).

٤١ - وتشير دراسات تحديد الخصائص الخطرة للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم التي أجرتها وزارة الصحة الكندية (٢٠١٢) ووكالة حماية البيئة في الولايات المتحدة (٢٠٠٨) إلى أن المقدار اليومي المتناول من الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الولايات المتحدة وكندا في الوقت الحالي لن يؤدي على الأرجح إلى سمية على مستوى تطور الجهاز العصبي، حتى في الفئة العمرية التي قد تكون الأكثر تعرضاً وحساسيةً وهي الأطفال. وتوصل فريق الهيئة الأوروبية لسلامة الأغذية المعني بالملوثات (EFSA 2011) إلى استنتاج

مماثل. بيد أن أياً من تقييمات المخاطر هذه لم يأخذ في الاعتبار المخاطر المحتملة المتمثلة في أن الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم يمكن أن تعمل بصورة مشتركة لتحدث تأثيرات إضافية أو تآزرية وفق ما تشير إليه البيانات المتاحة للتجارب التي أجريت في أنابيب الاختبار (e.g. Pellacani et al. 2010, Tagliaferri et al. 2010, Llabjani et al. 2010, Karpeta and Gregoraszczuk 2010, Hallgren and Darnerud 2002, He et al. 2009). وفي هذا السياق تجدر الإشارة إلى أن تقرير منظمة الصحة العالمية/برنامج الأمم المتحدة للبيئة الذي نشر مؤخراً عن المواد المعيقة لعمل الغدد الصماء خلص إلى أن هذه المواد يمكن أن تعمل معاً لتحدث تأثيرات مضافة، حتى عند وجودها معاً بجرعات منخفضة ليس لها تأثيرات ملاحظة عند عملها بشكل فردي (WHO/UNEP 2012). ووفق ما أشارت إليه وزارة الصحة الكندية (٢٠١٢) فإن تقييم المخاطر الصحية على الإنسان مقيد بشح بيانات التعرض عن طريق الاستنشاق و/أو البشرة وبعدم وجود بيانات كافية عن الحركة السمية لمادة الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الإنسان. وأخيراً فإن عوامل المخاطر الإضافية لم تخضع أيضاً للدراسة. ويُعتقد أن نقص اليود، وهي حالة شائعة في جميع أنحاء العالم (أُجرِي استعراض لها من جانب وولكر وآخرون (Walker et al.) عام ٢٠٠٧) تزيد من الحساسية للتأثيرات الضارة للمواد الكيميائية المعيقة لعمل الغدة الدرقية مثل الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم (Dingemans et al. 2011).

الاستنتاج بشأن الآثار الضارة وفقاً لمعايير المرفق دال

٤٢ - إن حجم الأدلة التي تقدمها بيانات السمية المتاحة يُظهر أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم بمفرده و/أو بالاشتراك مع نواتج عملية نزع البروم منه له القدرة على الإضرار بصحة الإنسان و/أو البيئة.

٦ - بيان أسباب القلق والحاجة لإجراء عالمي

٦ - ١ أسباب القلق العالمي

٤٣ - استناداً إلى البيانات الموجودة يمكن اعتبار أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يستوفي معايير الفرز الواردة في المرفق دال والمتعلقة بمقاومة التحلل والتراكم البيولوجي والانتقال البعيد المدى والآثار الضارة بموجب اتفاقية استكهولم. ويضاف إلى هذا الشاغل حدوث عملية نزع البروم المحتملة التي تحول الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم إلى ملوثات عضوية ثابتة أخرى وإمكانية حدوث تأثيرات مشتركة. وقد خلصت العديد من التقييمات إلى أن هناك احتمال كبير لتحول الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في البيئة والكائنات الحية إلى مواد أخرى أو عمله كسلائف لإيثرات ثنائية الفينيل متعددة البروم أقل برومةً تمثل في حد ذاتها ملوثات عضوية ثابتة. علاوةً على ذلك فإن البيانات المبلغ عنها للتجارب التي أجريت في أنابيب الاختبار تشير إلى إمكانية عمل مختلف الإيثرات الثنائية الفينيل المتعددة البروم بشكل مشترك لإحداث تأثيرات مضافة أو تآزرية.

٤٤ - ويضاف إلى الشاغل المذكور أعلاه أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم واسع الانتشار في البيئة العالمية وفي الكائنات وقد ثبت لهذا المركب قدرة ملموسة على التضخم البيولوجي في العديد من الشبكات الغذائية. وتشير الاتجاهات الزمنية إلى أن مستويات الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم تتزايد في الغلاف الجوي للمنطقة المتجمدة الشمالية. ورغم أن مستويات هذه المادة في الأنسجة قد تكون منخفضة نسبياً في بعض الأنواع، إلا أن هناك دراسة على الأسماك تشير إلى أن التعرض المزمن للإيثر الثنائي الفينيل العشاري

البروم بجرعات منخفضة يمكن أن يسبب تأثيرات ضارة، خصوصاً خلال المراحل العمرية المبكرة. ومما يثير القلق على نحو خاص أن الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم قد يكون مادةً معيقةً لعمل الغدد الصماء. وتُحدث المواد الكيميائية المعيقة لعمل الغدد الصماء استجابةً غير خطية للجرعة ويمكنها أن تحدث تأثيرات ضارة حتى عندما تكون مستوياتها في البيئة منخفضة (UNEP/WHO 2012). وتكون الحساسية لإعاقة عمل الغدد الصماء في أعلى مستوى لها خلال عملية تطور الأنسجة، وتكون الكائنات الحية في مراحلها التطورية المبكرة أكثر قابليةً للتأثر مقارنةً بفترة البلوغ (UNEP/WHO 2012). إضافةً إلى ذلك فإن مقاومة التحلل العالية التي يتمتع بها الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الرواسب والتربة تعني أن الكائنات الحية قد تكون في حالة تعرض مستمر لهذه المادة مما يزيد من احتمال حدوث الآثار الضارة، كما أن تعرض الكائنات الحية سيستمر حتى بعد فترة طويلة من توقف تسرب المادة إلى البيئة.

٤٥ - يُستخدم الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في الوقت الحالي على نطاق واسع في العالم. ورغم أن استخدام الإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم وعرضه في الأسواق قد قُيِّد مؤخراً في بعض المناطق إلا أنه لا يزال ينتج ويستخدم كمادة مثبطة للهب في الكثير من البلدان. ومن المتوقع أن يزداد استخدام مثبطات اللهب على مستوى العالم، ويعود السبب في ذلك بشكل جزئي إلى وجود لوائح أكثر صرامةً للسلامة من الحرائق، مما سيؤثر بشكل خاص على الاتجاهات الزمنية للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم في المناطق التي لا توجد فيها قيود على تسويق واستخدام هذه المادة، كما سيساهم في زيادة مستوياتها في البيئة في مناطق بعيدة عن مصادرها. وعلاوةً على ذلك فإن الانتقال البعيد المدى للإيثر الثنائي الفينيل العشاري البروم يعني أن فرادى البلدان أو مجموعات البلدان لا يمكنها أن تخفض التلوث الناجم عن هذه المادة بمفردها. ونظراً لخواص الملوثات العضوية الثابتة الضارة والمخاطر المرتبطة باحتمال استمرار إنتاج هذه المادة واستخدامها، فإن من الضروري اتخاذ إجراء عالمي بشأنها.

٧ - المراجع

Arctic Monitoring and Assessment Programme, AMAP 2009. Arctic Pollution 2009, Oslo. 83pp.

Bakke T, Boitsov S, Brevik EM, Gabrielsen GW, Green N, Helgason LB, Klungsøyr J, Leknes H, Miljeteig C, Måge A, Rolfsnes BE, Savinova T, Schlabach M, Skaare BB, Valdersnes S. (2008). Mapping selected organic contaminants in the Barents Sea 2007 (TA-2400/2008). Norwegian Pollution Control Agency, 2008, pp.132

Balch, G. C., L. A. Vélez-Espino, et al. (2006). Inhibition of metamorphosis in tadpo of Xenopus laevis exposed to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). Chemosphere 64(2). 328-338.

Booij, K., B. N. Zegers, et al. (2002). Levels of some polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants along the Dutch coast as derived from their accumulation in SPMDs and blue mussels (Mytilus edulis). Chemosphere 46 (5). 683-688.

Breivik, K., F. Wania, et al. (2006). Empirical and modeling evidence of the long-range atmospheric transport of decabromodiphenyl ether. Environ Sci Technol 40(15). 4612-4618.

Bromine Science and Environmental Forum, BSEF (2013). About decabromo diphenyl ether (decaBDE), http.//www.bsef.com/our-substances/deca-bde/about-deca-bde (accessed in April 2013)

Chao HR, Tsou TC, et al. (2011). Levels of breast milk PBDEs from southern Taiwan and their potential impact on neurodevelopment. Pediatr Res 70(6). 596-600.

Chen D, Hale RC (2010). A global review of polybrominated diphenyl ether flame retardant contamination in birds. Environment International, 36, 800–811.

Chen Q, Yu L, et al. (2012). Bioconcentration and metabolism of decabromodiphenyl ether (BDE-209) result in thyroid endocrine disruption in zebrafish larvae. Aquat Toxicol 111. 141-148.

Christensen J, Mac Duffee M, MacDonald RW, Whiticar M, Ross P (2005). Persistent organic pollutants in British Columbia grizzly bears. Consequence of divergent diets. Environ. Sci. Technol. 2005, 39, 6952-6960.

CITI (1992). Biodegradation and bioaccumulation data of existing chemicals based on the CSCL Japan. Chemicals Inspection and Testing Institute Japan. Japan Chemical Ecology-Toxicology and Information Centre, October 1992.

Costa LG, Giordano G (2011). Is decabromodiphenyl ether (BDE-209) a developmental neurotoxicant? Neurotoxicology 32(1). 9-24.

Danon-Schaffer MN, Gorgy T, Li L, Grace JR. (2007). Determination of PBDEs in Canadian North landfill leachate and soils. Final Report - September 2007. Vancouver, BC, Canada.Environmental Damages Fund, Environment Canada, University of British Columbia;2007. 139 pp.

Daso AP, Fatoki OS, Odendaal JP. Occurrence of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphenyl (BB-153) in water samples from the Diep River, Cape Town, South Africa. Environ Sci Pollut Res Int. 2013 Jan 30.[Epub ahead of print] PubMed PMID: 23361180.

de Wit CA (2002). An overview of brominated flame retardants in the environment. Chemosphere 2002, 46, 583-624.

de Wit CA, Alaee M, et al. (2006). Levels and trends of brominated flame retardants in the Arctic. Chemosphere 64(2). 209-233.

de Wit CA, Herzke D, et al. (2010). Brominated flame retardants in the Arctic environment--trends and new candidates. Sci Total Environ 408(15). 2885-2918.

Dinn PM, Johannessen SC, et al. (2012). PBDE and PCB accumulation in benthos near marine wastewater outfalls. the role of sediment organic carbon. Environ Pollut 171. 241-248.

Dingemans MM, van den Berg M, et al. (2011). Neurotoxicity of brominated flame retardants. (In)direct effects of parent and hydroxylated polybrominated diphenyl ethers on the (developing) nervous system. Environ Health Perspect 119(7). 900-907.

Environment Canada (2006). Canadian Environmental Protection Act, 1999. Ecological Screening Assessment Report on polybrominated diphenyl ethers (PBDEs).

Environment Canada (2008). The Polybrominated Diphenyl Ethers Regulations (SOR/2008-218) under the Canadien Environmental Protection Act, 1999.

Environment Canada (2010a). Canadian Environmental Protection Act, 1999. Ecological State of the Science Report on Decabromodiphenyl Ether (decaBDE). Bioaccumulation and Transformation.

Environment Canada (2010b). Risk Management Strategy for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) European Commission, EC (2002). European Union Risk Assessment Report. Bis(pentabromophenyl ether). 1st Priority List, Volume 17. EUR 20402 EN. European Chemicals Bureau, Institute of Health and Consumer Protection, European Commission.

European Commission, EC (2004). Update of the Risk assessment of bis(pentabromephenyl ether (decabromodiphenyl ether) CAS Number. 1163-19-5, EINECS Number. 214-604-9, Final Environmental Draft of May 2004, 294 pp.

European Commission (2007). Update of the risk assessment of bis(pentabromophenyl) ether. Final Draft of October 2007. European Chemicals Bureau.

European Commission (2008). Communication from the Commission on the results of the risk evaluation of chlorodifluoromethane, bis(pentabromophenyl)ether and methenamine and on the risk reduction strategy for the substance methenamine, 2008/C 131/04, Official Journal of the European Union, 29.5.2008. Available online: http.//echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/information-from-existing-substances-regulation?search_criteria=1163-19-5

European Chemicals Agency, ECHA (2012a). Support Document Bis(pentabromophenyl) ether [decabromodiphenyl ether] (Member State Committee, 29 November 2012).

European Chemicals Agency, ECHA (2012b). Agreement of the member state committee On the identification of bis(pentabromophenyl) ether [decabromodiphenyl ether], (Member State Committee, 29 November 2012).

European Chemicals Agency, ECHA (2012c). Annex XV dossier. Proposal for Identification of a PBT/vPvB Substance. Bis(pentabromophenyl)ether (decabromodiphenyl ether; decaBDE). July 2012-final.

European Food Safety Authority Panel, EFSA (2011). European Food Safety Authority Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food. EFSA Journal, 9 (5), 2156. doi.10.2903/j.efsa.2011.2156. Available online: http.//www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/2156.pdf

Freedonia (2010). A study report on the market research of The World Flame Retardants Industry.

Gascon M, Vrijheid M et al. (2011). "Effects of pre and postnatal exposure to low levels of polybromodiphenyl ethers on neurodevelopment and thyroid hormone levels at 4 years of age." Environ Int 37(3). 605-611.

Gascon M, Fort M, et al. (2012). "Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk and neuropsychological development in infants." Environ Health Perspect 120(12). 1760-1765.

Gerecke AC, Hartmann PC, Heeb NV, Kohler H-P E , Giger W, Schmid P, Zennegg M, Kohler M (2005). Anaerobic degradation of decabromodiphenyl ether. Environmental Science and Technology, 39, 1078-1083.

Gerecke AC, Giger W, Hartmann PC, Heeb NV, Kohler H-P E, Schmid P, Zennegg M, Kohler M (2006). Anaerobic degradation of brominated flame retardants in sewage sludge. Chemosphere, 64, 311-317.

Gomara B, Herrero L, Ramos JJ, Mateo JR, Fernandez MA, Garcia JF, Gonza MJ (2007). Distribution of polybrominated diphenyl ethers in human umbilical cord serum, paternal serum, maternal serum, placentas, and breast milk from Madrid population, Spain. Environ. Sci. Technol 2007;41.6961–6968.

Goodman JE (2009). Neurodevelopmental effects of decabromodiphenyl ether (BDE-209) and implications for the reference dose." Regul Toxicol Pharmacol 54(1). 91-104.

Hale RC, Alace M, Manchester-Neesvig JB, Stapleton HM, Ikonomou MG (2003). Polybrominated diphenyl ether flame retardants in the North American environment. Environ. Int. 2003, 29, 771–779.

Hallgren S, Darnerud PO (2002). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and chlorinated paraffins (CPs) in rats-testing interactions and mechanisms for thyroid hormone effects. Toxicology 177(2-3). 227-243.

Hardy ML, Banasik M, Stedeford T. Toxicology and human health assessment of decabromodiphenyl ether. Crit. Rev. Toxicol 2009;39 S3:1–44.

He J, Robrock KR, Alvarez-Cohen L (2006). Microbial reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). Environmental Science and Technology, 40, 4429-4434.

He P, Wang AG. et al. (2009). Mechanism of the neurotoxic effect of PBDE-47 and interaction of PBDE-47 and PCB153 in enhancing toxicity in SH-SY5Y cells. Neurotoxicology 30(1). 10-15.

He J, Yang D, et al. (2011). Chronic zebrafish low dose decabrominated diphenyl ether (BDE-209) exposure affected parental gonad development and locomotion in F1 offspring. Ecotoxicology 20(8). 1813-1822.

He MJ, Luo XJ, et al. (2012). Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane in fish from a river system in a highly industrialized area, South China. Science of the Total Environment 419. 109-115.

Health Canada (2006). State of the Science Report for a Screening Health Assessment Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs)[Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta-, Octa-,Nona- and Deca-Congeners][CAS Nos. 40088-47-9, 32534-81-9, 36483-60-0,68928-80-3, 32536-52-0, 63936-56-1, 1163-19-5]. 39.

Health Canada (2012). Human Health State of the Science Report on Decabromodiphenyl Ether (decaBDE). 32.

Herbstman JB, Sjodin A, Kurzon M, Lederman SA, Jones RS, Rauh V, Needham LL, Tang D, Niedzwiecki M, Wang RY, Perera F. Prenatal exposure to PBDEs and neurodevelopment. Environ. Health Perspect 2010;118:712–719.

Hermanson MH, Isaksson E, Forsström S, Teixeira C, Muir DC, Pohjola VA, van de Wal RS. Deposition history of brominated flame retardant compounds in an ice core from Holtedahlfonna, Svalbard, Norway. Environ Sci Technol. 2010 Oct 1;44(19).7405-10.

Hu GC, Dai JY, et al. (2010). Bioaccumulation behavior of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the freshwater food chain of Baiyangdian lake, north China. Environ Int 36(4). 309-315.

Hung H, Kallenborn R, et al. (2010). Atmospheric monitoring of organic pollutants in the Arctic under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). 1993-2006. Sci Total Environ 408(15). 2854-2873.

Ibhazehiebo K, Iwasaki T, et al. (2011). Disruption of thyroid hormone receptor-mediated transcription and thyroid hormone-induced Purkinje cell dendrite arborization by polybrominated diphenyl ethers. Environ Health Perspect 119(2). 168-175.

Jaspers VLB, Covaci A, Voorspoels S, Dauwe T, Eens M, Schepens P. Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in aquatic and terrestrial predatory birds of Belgium. levels, patterns, tissue distribution and condition factors. Environ Pollut 2006;139.340–52.

Jenssen BM, Sørmo E, Bæk K, Bytingsvik J, Gaustad H, Ruus A, Skaare JU. Brominated flame retardants in north-east Atlantic marine ecosystems. Environmental Health Perspectives vol 115, Sup 1, December 2007.

Johansson N, Viberg H, Fredriksson A, Eriksson P (2008). Neonatal exposure to deca-brominated diphenyl ether (PBDE 209) causes dose response changes in spontaneous behaviour and cholinergic susceptibility in adult mice. Neurotoxicology 2008, 29.911–919.

Karpeta A, Gregoraszczuk E (2010). Mixture of dominant PBDE congeners (BDE-47, -99, -100 and -209) at levels noted in human blood dramatically enhances progesterone secretion by ovarian follic. Endocr Regul 44(2). 49-55.

Kawashiro Y, Fukata H, Omori-Inoue M, Kubonoya K, Jotaki T, Takigami H, Sakai S, Mori C. (2008). Perinatal exposure to brominated flame retardants and polychlorinated biphenyls in Japan. Endocr. J. 2008;55.1071–1084.

Kelly BC, Ikonomou MG, Blair JD, Morin AE, Gobas FAPC. (2007). Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. Science 2007;317.236–9.

Kicinski M, Viaene MK, et al. (2012). Neurobehavioral function and low-level exposure to brominated flame retardants in adocents. a cross-sectional study. Environ Health 11(86). 11-86.

Kierkegaard A, Balk L, Tjarnlund U, De Wit CA, Jansson, B. (1999). Dietary uptake and biological effects of decabromodiphenyl ether in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss).Environ. Sci. Technol. 1999, 33 (10), 1612−1617.

Klosterhaus SL, Stapleton HM, La Guardia MJ, Greig DJ (2012). Brominated and chlorinated flame retardants in San Francisco Bay sediments and wildlife. Environment International 47 (2012) 56–65.

Knudsen LB, Polder A, Føreid S, Lie E, Gabrielsen GW, Barret R, Skåre JU. (2006). Nona- and deca-brominated diphenylethers in seabird eggs from Northern Norway and Svalbard. Report TA-2174/2006, Norwegian Pollution Control Agency, 2006, pp.30

Koenig S, Huertas D, Fernández, P. (2013). Legacy and emergent persistent organic pollutants (POPs) in NW Mediterranean deep-sea organisms. Science of the Total Environment 443 (2013) 358–366.

Kuo YM, Sepulveda MS, et al. (2010). Bioaccumulation and biotransformation of decabromodiphenyl ether and effects on daily growth in juvenile lake whitefish (Coregonus clupeaformis). Ecotoxicology 19(4). 751-760.

La Guardia MJ, Hale RC, et al. (2012). In Situ Accumulation of HBCD, PBDEs, and Several Alternative Flame-Retardants in the Bivalve (Corbicula fluminea) and Gastropod (Elimia proxima). Environmental Science & Technology 46(11). 5798-5805.

Law K, Halldorson T, et al. (2006). Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web. Environ Toxicol Chem 25(8). 2177-2186.

Law RJ, Herzke D, Harrad S, Morris S, Bersuder P, Allchin CR.(2008). Levels and trends of HBCD and BDEs in the European and Asian environments, with some information for other BFRs. Chemosphere 73 (2008) 223–241.

Lee LK, He J (2010). Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers by anaerobic bacteria from soils and sediments. Applied and Environmental Microbiology, 76(3), 794-802.

Letcher RJ, Bustnes JO, Dietz R, Jenssen BM, Jørgensen EH, Sonne C, Verreault J, Vijayan MM, Gabrielsen GW. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. Sci Total Environ. 2010 Jul 1;408(15).2995-3043.

Li ZH, Liu XY, et al. (2012). Effects of decabrominated diphenyl ether (PBDE-209) in regulation of growth and apoptosis of breast, ovarian, and cervical cancer cells. Environ Health Perspect 120(4). 541-546.

Liu L, Zhu W, Xiao L, Yang L, 2011a. Effect of decabromodiphenyl ether (BDE 209) and dibromodiphenyl ether (BDE 15) on soil microbial activity and bacterial community composition. Journal of Hazardous Materials, 186, 883-890.

Liu L, Zhu W, et al. (2011) b. Effect of decabromodiphenyl ether (BDE 209) and dibromodiphenyl ether (BDE 15) on soil microbial activity and bacterial community composition. J Hazard Mater 186(1). 883-890.

Liu X, Zhan H, et al. (2012). The PBDE-209 exposure during pregnancy and lactation impairs immune function in rats. Mediators Inflamm 692467(10). 15.

Llabjani V, Trevisan J, et al. (2010). Binary Mixture Effects by PBDE Congeners (47, 153, 183, or 209) and PCB Congeners (126 or 153) in MCF-7 Cells. Biochemical Alterations Assessed by IR Spectroscopy and Multivariate Analysis. Environmental Science & Technology 44(10). 3992-3998.

Mansouri, K., V. Consonni, et al. (2012). Assessing bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers for aquatic species by QSAR modeling. Chemosphere 89(4). 433-444.

Mariussen E, Steinnes E, et al. (2008). Spatial patterns of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in mosses, herbivores and a carnivore from the Norwegian terrestrial biota. Sci Total Environ 404(1). 162-170.

Messer A. (2010). Mini-review. polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants as potential autism risk factors. Physiol Behav 100(3). 245-249.

Meyer T, Muir DC, et al. (2012). "Deposition of brominated flame retardants to the Devon Ice Cap, Nunavut, Canada." Environ Sci Technol 46(2). 826-833.

Miller MF, Chernyak SM, et al. (2012). Concentrations and speciation of polybrominated diphenyl ethers in human amniotic fluid. Science of The Total Environment 417–418(0). 294-298.

Miyaso H, Nakamura N, et al. (2012). Postnatal exposure to low-dose decabromodiphenyl ether adversely affects mouse testes by increasing thyrosine phosphorylation level of cortactin. J Toxicol Sci 37(5). 987-999.

Mo L, Wu JP, Luo XJ, Zou FS, Mai BX. (2013). Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers, decabromodiphenyl ethane, and 1,2-bis(2,4,6-tribromophenoxy) ethane flame retardants in kingfishers (Alcedo atthis) from an electronic waste-recycling site in South China. Environ Toxicol Chem. 2012 Sep;31(9).2153-8.

Mörck A, Hakk H, Orn U, Wehler EK. (2003). Decabromdiphenyl ether in the rat. Absorption, distribution, metabolism, and excretion. Drug metabolism and disposition,Vol. 31, No. 7 Copyright © 2003 by The American Society for Pharmacology and Experimental Therapeutics 983/1072490 DMD 31.900–907, 2003.

Muir, D. (2011). Fate, bioavailability, and effects of decabromodiphenyl ether and non-BDE BFRs. Final Project Report, Chemicals Management Plan Research Fund. 13 June 2011. Environment Canada.

Muir D, Teixeira C, Chigak M, Yang F, D'Sa I, Cannon C, Pacepavicius G, Alaee M (2003). Current deposition and historical profi of decabromodiphenyl ether in sediment cores. Organohalogen Compd. 2003, 61, 77–80.

Möller A, Xie Z, et al. (2011). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and alternative brominated flame retardants in air and seawater of the European Arctic. Environ Pollut 159(6). 1577-1583.

Noyes PD, Stapleton HM(2010). Impacts of polybrominated diphenylethers (PBDEs) on the matabolism of thyroid hormones in early life stages of fathead minnows (Pimepha promelas). Organohalogen Compounds 72. 1334-1337.

Noyes PD, Hinton DE, et al. (2011). Accumulation and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in juvenile fathead minnows (Pimepha promelas) induces thyroid disruption and liver alterations. Toxicol Sci 122(2). 265-274.

Nyholm JR, Lundberg C and Andersson PL (2010). Biodegradation kinetics of selected brominated flame retardants in aerobic and anaerobic soil. Environmental Pollution, 158 (6), 2235-2240.

Nyholm JR (2011). Email from Jenny Nyholm to Stephen Dungey, Environment Agency, 21 August 2011.

Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD (2008). Brominated Flame Retardants (BFRs). Hazard/Risk Information Sheets, October 2008. http.//www.oecd.org/dataoecd/3/6/42073463.pdf

Orihel et al. (2009). Summary of major research projects at the experimental lakes area during 2008. Available online: http.//www.ontarioaquaculture.com/files/ELARES2008.pdf

Pacyniak EK, Cheng X, et al. (2007). The flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, are pregnane X receptor activators. Toxicol Sci 97(1). 94-102.

Pellacani C, Buschini A, Galati S, Mussi F, Franzoni S, Costa LG. Evaluation of DNA damage induced by 2 polybrominated diphenyl ether flame retardants (BDE-47 and BDE-209) in SK-N-MC cells. Int J Toxicol. 2012 Jul-Aug; 31(4):372-9.

Persistent Organic Pollutants Review Committee (POPRC) (2007). Risk profile on commercial octabromodiphenyl ether. Document UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.6 pp. 23. Available online: http.//chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/Reviewedchemicals/tabid/781/Default.aspx

Persistent Organic Pollutants Review Committee (POPRC) (2006). Risk profile on commercial pentabromodiphenyl ether. Document UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.1. Available online: http.//chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/Reviewedchemicals/tabid/781/Default.aspx

Powell DE, Sesten RM, Woodburn KE, Gerhards R. (2013). Trophic magnification factors (TMF). Interrelationship with other measures used to interpret bioaccumulation in aquatic environments. Scientific advancements in bioaccumulation assessment. Helsinki Workshop, 11 mars 2013.

Qin X, Xia X, et al. (2010). Thyroid disruption by technical decabromodiphenyl ether (DE-83R) at low concentrations in Xenopus laevis. J Environ Sci 22(5). 744-751.

Raff JD, Hites RA (2007). Deposition versus Photochemical Removal of PBDEs from Lake Superior Air. Environ.Sci. Technol. 2007, 41, 6775-6731.

Rice DC, Reeve EA, Herlihy A, Thomas Zoeller R, Douglas Thompson W, Markowski VP (2007). Developmental delays and locomotor activity in the C57BL6/J mouse following neonatal exposure to the fully-brominated PBDE, decabromodiphenyl ether. Neurotoxicol Teratol 2007, 29.511–520.

Rice DC, Thompson WD, Reeve EA, Onos KD, Assadollahzahed M, Markowski VP (2009). Behavioral changes in aging but not young mice after neonatal exposure to the polybrominated flame retardant decaBDE. Environ Health Perspect 117.1903–1911. Toxicology and Pharmacology 23(3). 302-307.

Roze E, Meijer L, et al. (2009). Prenatal exposure to organohalogens, including brominated flame retardants, influences motor, cognitive, and behavioral performance at school age. Environ Health Perspect 117(12). 1953-1958.

Schenker U, Soltermann F, Scheringer M, Hungerbühler K. (2010). Modeling the environmental fate of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). the importance of photolysis for the formation of lighter PBDEs. Environ. Sci. Technol. 2010, 42(24), 9244-9249.

Schriks M, Zvinavashe E, Furlow DJ, Murk AJ (2006). Distruption of thyroid hormone-mediated Xenopus laevis tadpole tail tip regression by hexabromocyclododecane (HBCD) and 2,2',3,3',4,4',5,5',6-nonabrominated diphenyl ether (BDE-206). Chemosphere, 65(10), 1904–1908.

Schriks M, Roessig JM, et al. (2007).Thyroid hormone receptor isoform selectivity of thyroid hormone disrupting compounds quantified with an in vitro reporter gene assay.Environ Toxicol Pharmacol 23(3). 302-307.

Shaw SD, Berger ML, et al. (2009). Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in the northwest Atlantic marine food web. Sci Total Environ 407(10). 3323-3329.

Sifleet SD, 2009. Toxicology of Decabromodiphenyl Ether in Avian Embryos. Disposition of the Flame Retardant BDE-209 in Yolk-injected Chicken Embryos (Gallus gallus). Thesis presented to the Faculty of the School of Marine Science, The College of William and Mary in Virginia, USA.

Stapleton HM, Letcher RJ, Baker JE (2004). Debromination of polybrominated diphenyl ether congeners BDE 99 and BDE 183 in the intestinal tract of the common carp (Cyprinus carpio). Environmental Science and Technology, 38, 1054-1061.

SuY, Hung H, Sverko E, Fellin P, Li H (2007). Multi-year measurements of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Arctic atmosphere. Atmos. Environ. 2007, 41, 8725–8735.

Søderstrøm G (2003). On the combustion and photolytic degradation products of some brominated flame retardants. Department of Chemistry, Environmental Chemistry, University of Umea, Sweden.

Sørmo EG, Salmer MP, Jenssen BM, Hop H, Baek K, Kovacs KM, et al. (2006). Biomagnification of polybrominated diphenyl ether and hexabromocyclododecane flame retardants in the polar bear food chain in Svalbard, Norway. Environ Toxicol Chem 2006;25. 2502–11.

Tagliaferri S, Caglieri A, et al. (2010). Low concentrations of the brominated flame retardants BDE-47 and BDE-99 induce synergistic oxidative stress-mediated neurotoxicity in human neuroblastoma cells. Toxicol In Vitro 24(1). 116-122.

Tian SY, Zhu LY, et al. (2012). Bioaccumulation and Metabolism of Polybrominated Diphenyl Ethers in Carp (Cyprinus carpio) in a Water/Sediment Microcosm. Important Role of Particulate Matter Exposure. Environmental Science & Technology 46(5). 2951-2958.

Tokarz III JA, Ahn M-Y, Leng J, Filley T.R., Nies L, 2008. Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers in anaerobic sediment and a biomimetic system. Environmental Science and Technology, 42 (4), 1157-1164.

Tomy GT, Pleskach K, et al. (2008). Enantioselective bioaccumulation of hexabromocyclododecane and congener-specific accumulation of brominated diphenyl ethers in an eastern Canadian Arctic marine food web. Environ Sci Technol 42(10). 3634-3639.

Tomy GT, Pkach K, Ferguson SH, Hare J, Stern G, MacInnis G, Marvin CH, Loseto L. (2009). Trophodynamics of some PFCs and BFRs in a western Canadian Arctic marine food web. Environ Sci Technol 43.4076-4081.

Tseng, L. H., C. W. Lee, et al. (2006). Postnatal exposure of the male mouse to 2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-decabrominated diphenyl ether. decreased epididymal sperm functions without alterations in DNA content and histology in testis. Toxicology 224(1-2). 33-43.

Tysklind, M, Sellstrom U, Soderstrom G, de Wit C (2001). Abiotic transformation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). Photolytic debromination of decabromo diphenyl ether. The Second International Workshop on Brominated Flame Retardants, BFR 2001, 14-16 May 2001, Stockholm.

UK Environment Agency (2009). Environmental risk evaluation report. Decabromodiphenyl ether (CAS no. 1163-19-5). Authors Brooke, D.N., Burns, J., Crookes, M.J. and Dungey, S.M Report to the. 290 pp.

UNEP (2007). Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its third meeting. Addendum. Risk profile on commercial octabromodiphenyl ether. Third meeting of Persistent Organic Pollutants Review Committee, Geneva, 19–23 November 2007. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutant . UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.6.

UNEP (2011). Other technical work. debromination of brominated flame retardants. Update on reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers. Persistent Organic Pollutants Review Committee. Seventh meeting, Geneva, 10–14 October 2011. UNEP/POPS/POPRC.7/INF/18

US EPA (2008). Toxicological Review of Decabromodiphenyl ether (BDE-209) (CAS No. 1163-19-5). 599. Available online: www.epa.gov/iris

US EPA 2013 (accessed in April 2013). DecaBDE Phase-out Initiative http.//www.epa.gov/oppt/existingchemicals/pubs/actionplans/deccadbe.html (EF)

US EPA (2011). U.S. EPA Office of Pollution Toxics and Syracuse Research Corporation (SRC), EPISuite 4.1, 2011. http.//www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuitedl.htm

Van den Steen E, Covaci A, Jaspers VLB, Dauwe T, Voorspoels S, EensM, et al. (2007). Accumulation, tissue-specific distribution and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in European starlings (Sturnus vulgaris). Environ Pollut 2007;148.648–53.

VECAP, 2011. Sustainable improvement. VECAP Annual Progress Report 2011. Available online: http.//www.vecap.info/

Viberg H, Fredriksson A, Jakobsson E, Orn U, Eriksson P (2003). Neurobehavioral derangements in adult mice receiving decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) during a defined period of neonatal brain development. Toxicol Sci 2003, 76.112–120.

Viberg H, Johansson N, Fredriksson A, Eriksson J, Marsh G, Eriksson P. (2006). Neonatal exposure to higher brominated diphenyl ethers, hepta-, octa-, or nonabromodiphenyl ether, impairs spontaneous behavior and learning and memory functions of adult mice. Toxicol Sci 92.211–218.

Viberg H, Fredriksson A, Eriksson P (2007). Changes in spontaneous behavior and altered response to nicotine in the adult rat, after neonatal exposure to the brominated flame retardant, decabrominated diphenyl ether (PBDE 209). Neurotoxicology 2007, 28.136–142.

Voorspoels S, Covaci A, Lepom P, Escutenaire S, Schepens P. (2006 a). Remarkable findings concerning PBDEs in the terrestrial top-predator red fox. Environ. Sci. Technol. 40, 2937-2943.

Voorspoels S, Covaci A, Lepom P, Jaspers VL, Schepens P. Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in various tissues of birds of prey. Environ Pollut. 2006 Nov;144(1).218-27.

Vorkamp K, Thomsen M, Falk K, lie H, Møller S, Sørensen PB. (2005). Temporal development of brominated flame retardants in peregrine falcon (Falco peregrinus) eggs from South Greenland (1986-2003). Environ Sci Technol 39.8199-8206.

Walker, S. P., T. D. Wachs, et al. (2007). Child development. risk factors for adverse outcomes in developing countries. Lancet 369(9556). 145-157.

Wang Z, Ma X, et al. (2009). Congener specific distributions of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in sediment and mussel (Mytilus edulis) of the Bo Sea, China. Chemosphere 74(7). 896-901.

Wang S, Zhang S, Huang H, Christie P (2011a). Behaviour of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in soil. Effects of rhizosphere and mycorrhizal colonization of ryegrass roots. Environmental Pollution, 159, 749-753.

Wang F, Wang J, Hu G, Luo X, Mai B, Dail J. (2011 b). Tissue distribution and associated toxicological effects of decabrominated diphenyl ether in subchronically exposed male rats. International Scholarly Research Network ISRN Toxicology, Volume 2011, Article ID 989251, 8 pages.

Wang XM, Ding X, Mai BX, Xie ZQ, Xiang CH, Sun LG, et al. (2005). Polybrominated diphenyl ethers in airborne particulates collected during a research expedition from the Bohai Sea to the Arctic. Environ Sci Technol 2005; 39. 7803–9.

Wania F, Dugani CB (2003). Assessing the long-range transport potential of plybrominated diphenyl ethers. a comparison of four multimedia models. Environ. Toxicol. Chem.2003, 22, 1252–1261.

Watanabe W, Shimizu T, et al. (2008). Effects of decabrominated diphenyl ether (DBDE) on developmental immunotoxicity in offspring mice. Environ Toxicol Pharmacol 26(3). 315-319.

Watanabe W, Shimizu T, et al. (2010). Functional disorder of primary immunity responding to respiratory syncytial virus infection in offspring mice exposed to a flame retardant, decabrominated diphenyl ether, perinatally. J Med Virol 82(6). 1075-1082.

Wilford BH. et al. (2008). Decabromodiphenyl ether (deca-BDE) commercial mixture components, and other PBDEs, in airborne particulates at a UK site. Environment International, 34 (3), 412-419.

Williams AL, DeSesso JM. (2010). The potential of selected brominated flame retardants to affect neurological development. J Toxicol Environ Health B 13.411–448.

WHO/UNEP (2012). State of the science of endocrine disrupting chemicals. An assessment of the state of the science of endocrine disruptors prepared by a group of experts for the United Nations Environment Programme and World Health Organization. Edited by Åke Bergman, Jerrold J. Heindel, Susan Jobling, Karen A. Kidd and R. Thomas Zoeller. 289 pp.

Wu JP, Luo XJ, Zhang Y, Luo Y, Chen SJ, Mai BX, Yang ZY. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in wild aquatic

species from an electronic waste (e-waste) recycling site in South China. Environ Int. 2008 Nov;34(8).1109-13.

Wu J, Luo X, Zhang Y, Chen S, Mai B. Guan Y, Yang, Z (2009 a). Residues of polybrominated diphenyl ethers in Frogs (Rana limnocharis) from a contaminated site, South China. Tissue distribution, biomagnification, and maternal transfer. Environ. Sci. Technol. 2009, 43, 5212–5217.

Wu JP, Luo XJ, et al. (2009) b. "Biomagnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls in a highly contaminated freshwater food web from South China." Environmental Pollution 157(3). 904-909.

Wu K, Xu X, Liu J, Guo Y, Li Y, Huo X. (2010). Polybrominated diphenyl ethers in umbilical cord blood and relevant factors in neonates from Guiyu, China. Environ. Sci. Technol 2010;44.813–819.

Xia J, Wang L, Luo H 2005. Present status and developing tendency of flame retardant. Appl. Chem. Ind. 34, 1–4.

Xiang CH, Luo XJ, et al. (2007). Polybrominated diphenyl ethers in biota and sediments of the Pearl River Estuary, South China. Environ Toxicol Chem 26(4). 616-623.

Xie X, Wu Y, et al. (2011). Hydroxyl radical generation and oxidative stress in earthworms (Eisenia fetida) exposed to decabromodiphenyl ether (BDE-209). Ecotoxicology 20(5). 993-999.

Xie X, Qian Y, et al. (2013). Effects of decabromodiphenyl ether (BDE-209) on the avoidance response, survival, growth and reproduction of earthworms (Eisenia fetida). Ecotoxicol Environ Saf 8(12). 00462-00469.

Yu LH, Luo XJ, Wu JP, Liu LY, Song J, Sun QH, Zhang XL, Chen D, Mai BX.(2011 a). Biomagnification of higher brominated PBDE congeners in an urban terrestrial food web in north China based on field observation of prey deliveries. Environ Sci Technol. 2011 Jun 15;45(12).5125-31.

Yu Y, Zhang S, Huang N, Li J, Pang Y, Zhang X, Yu Z, Xu Z. (2012). Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in freshwater fish from Taihu Lake, China. Their levels and the factors that influence biomahnification. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 31, No. 3, pp. 542e, China.

Yi W, Kun Z, et al. (2013). "Distribution is a Major Factor Affecting Bioaccumulation of Decabrominated Diphenyl Ether. Chinese Sturgeon (Acipenser sinensis) as an Example." Environ Sci Technol.

Zhang Y, Wu JP, et al. (2011) a "Biota-sediment accumulation factors for Dechlorane Plus in bottom fish from an electronic waste recycling site, South China." Environment International 37(8). 1357-1361.

Zhang K, Wan Y, et al. (2010). "Tissue concentrations of polybrominated compounds in Chinese sturgeon (Acipenser sinensis). origin, hepatic sequestration, and maternal transfer." Environ Sci Technol 44(15). 5781-5786.

Zhang W, Cai Y, Sheng G, Chen D, Fu J. (2011 c). Tissue distribution of decabrominated diphenyl ether (BDE-209) and its metabolites in sucking rat pups after prenatal and/or postnatal exposure. Toxicology. 2011 Apr 28;283(1).49-54.

Zhang W, Zhang M, et al. (2012). The combined effect of decabromodiphenyl ether (BDE-209) and copper (Cu) on soil enzyme activities and microbial community structure. Environmental Toxicology and Pharmacology 34(2). 358-369.

Zhou J, Chen DJ, et al. (2006). Impact of PBDE-209 exposure during pregnancy and lactation on immune function of offspring rats. Nan Fang Yi Ke Da Xue Xue Bao 26(6). 738-741.

Zhu W, Liu L, et al. (2010). Effect of decabromodiphenyl ether (BDE 209) on soil microbial activity and bacterial community composition. World Journal of Microbiology and Biotechnology 26(10). 1891-1899.

Zou M, Ran Y, Gong J 2007. Polybrominated diphenyl ethers in watershed soils of the Pearl river delta, China. occurrence, inventory, and fate. Environ. Sci. Technol. 41, 8262–8267.