



**Стокгольмская конвенция
о стойких органических
загрязнителях**

Distr.: General
25 November 2014

Russian
Original: English

Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей
Десятое совещание
Рим, 27-30 октября 2014 года

**Доклад Комитета по рассмотрению стойких органических
загрязнителей о работе его десятого совещания**

Добавление

**Характеристика рисков, связанных с декабромдифениловым эфиром
(коммерческая смесь, к-декаБДЭ)**

На своем десятом совещании Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей решением КРСОЗ-10/2 утвердил характеристику рисков, связанных с декабромдифениловым эфиром (коммерческая смесь, к-декаБДЭ), на основе проекта, содержащегося в записке секретариата (UNEP/POPS/POPRC.10/3). Текст характеристики рисков с внесенными в него поправками приводится в приложении к настоящему добавлению. Он официально не редактировался.

Приложение

ДЕКАБРОМДИФЕНИЛОВЫЙ ЭФИР

(коммерческая смесь, к-декаБДЭ)

ХАРАКТЕРИСТИКИ РИСКОВ

Подготовлена специальной рабочей группой по
декабромдифениловому эфиру
Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей

Октября 2014 года

Содержание

Установочное резюме.....	4
1. Введение	6
1.1 Идентификационные данные предлагаемого вещества.....	6
1.2 Заключение Комитета по рассмотрению в отношении информации, касающейся приложения D	7
1.3 Источники данных	7
1.4 Статус химического вещества в рамках других международных конвенций и форумов.....	8
2. Сводная информация по характеристике рисков.....	9
2.1 Источники	9
2.1.1 Производство, торговля, запасы	9
2.1.2 Виды применения.....	9
2.1.3 Выбросы в окружающую среду	10
2.2 Экологическая «судьба»	12
2.2.1 Устойчивость.....	12
2.2.2 Разложение и дебромирование.....	13
2.2.3 Биодоступность и распределение в тканях	15
2.2.4 Биоаккумуляция	16
2.2.5 Способность к переносу в окружающей среде на большие расстояния	19
2.3 Воздействие	20
2.3.1 Уровни содержания в окружающей среде и тенденции	20
2.3.2 Воздействие на человека	23
2.4 Оценка опасности по конечным параметрам, вызывающим обеспокоенность.....	25
2.4.1 Токсичность для водных организмов	25
2.4.2 Токсичность для почвенных организмов и растений.....	28
2.4.3 Токсичность для птиц	28
2.4.4 Токсичность для наземных млекопитающих.....	29
2.4.5 Токсичность для человека	32
2.4.6 Токсичность смеси и комбинированные эффекты различных факторов нагрузки.....	32
3. Обобщение информации	34
4. Заключение.....	36
Литература.....	38

Установочное резюме

1. Коммерческая смесь декабромдифенилового эфира (к-декаБДЭ) представляет собой смесь полибромированных эфиров (ПБДЭ), состоящую из декабромдифенилового эфира (БДЭ-209) и небольшого количества наонабромдифенилового эфира и октабромдифенилового эфира. К-декаБДЭ более десяти лет является объектом исследования в связи с возможными последствиями для здоровья и окружающей среды и в некоторых странах и регионах на него распространяются ограничения и добровольные меры регулирования рисков.
2. Потребление к-декаБДЭ достигло пика в начале 2000-х годов, однако он до сих пор используется во всем мире. К-декаБДЭ используется в качестве огнестойкой добавки и имеет множество видов применения, в том числе в производстве пластмасс/полимеров/композитных материалов, текстильных изделий, клеев, герметиков, покрытий и красок. Пластмассы, содержащие к-декаБДЭ, используются в корпусах компьютеров и телевизоров, проводах и кабелях, трубах и ковровых покрытиях. Он используется в коммерческих видах текстиля, в основном предназначенных для общественных зданий и транспорта, и в текстильных изделиях для домашней мебели. Выбросы к-декаБДЭ в окружающую среду происходят на всех его этапах жизненного цикла, но считаются самыми высокими в течение срока службы и в фазе отходов. Выбросы из промышленных точечных источников также могут иметь значительный масштаб. Использование к-декаБДЭ в производстве текстиля и электроники приводит к выбросам в окружающую среду и трансграничному загрязнению воздуха либо непосредственно из изделий, либо во время производства и удаления.
3. БДЭ-209 имеет низкую растворимость в воде ($<0,1$ мкг/л при 24°C), в окружающей среде он сильно адсорбирует с органическими веществами и легко стабилизируется в отложениях и почве. Он обладает высокой стойкостью, и указываемый срок его полураспада в этих средах, как правило, превышает 180 суток.
4. БДЭ-209 встречается часто и является одним из самых распространенных ПБДЭ в глобальной окружающей среде. Когда БДЭ-209 обнаруживается в окружающей среде и биоте, он, как правило, обнаруживается вместе с другими ПБДЭ. Данные мониторинга свидетельствуют о высоких концентрациях БДЭ-209 в отложениях и почве, однако он также обнаруживается в биоте во всем мире, причем сообщается о его высоком уровне у некоторых видов. Максимальные уровни, как правило, встречаются в городских районах, вблизи мест сброса сточных вод и в районах вокруг свалок и заводов по переработке электронных отходов. В воздухе БДЭ-209 связывается с частицами, которые защищают химическое вещество от фотолитического разложения, и он подвержен переносу на большие расстояния. Предполагаемый период полураспада в атмосфере составляет 94 суток, но может превышать 200 суток. БДЭ-209 также обнаружен в экологических и биологических пробах из отдаленных регионов и является одним из преобладающих ПБДЭ в пробах воздуха и осадений из Арктики. Данные о временных тенденциях распространения БДЭ-209 в арктическом воздухе и некоторых арктических организмах за 2002-2005 годы указывают на повышение его уровня, однако в настоящее время уровни могли стабилизироваться.
5. БДЭ-209 имеет ограниченную биодоступность в связи с его большим размером, что ограничивает его способность проникать через клеточные мембраны путем пассивной диффузии. Тем не менее, данные биомониторинга показывают, что БДЭ-209 является биологически доступным и поглощается человеком и другими организмами. БДЭ-209 был обнаружен во множестве различных организмов и биологических матриц, включая сыворотку крови, пуповинную кровь, плаценту, плода, грудное молоко человека, а также в молоке лактирующих коров. У некоторых видов указанные уровни близки к концентрациям, вызывающим неблагоприятные эффекты. Обнаружено, что у грызунов и птиц небольшие количества БДЭ-209 пересекают гематоэнцефалический барьер и проникают в мозг. Существует также свидетельство о переносе БДЭ-209 от взрослых особей к яйцам (икре) у рыб и птиц, а также об эффективном переносе через плаценту к плоду у млекопитающих. Что касается человека, имеющиеся оценки потребления БДЭ-209 также указывают на значимый объем воздействия пыли, особенно на маленьких детей. Сообщается, что у грудных и маленьких детей зарегистрированы более высокие уровни ПБДЭ и БДЭ-209, чем у взрослых. У водных организмов поступление через рацион представляется самым важным путем воздействия.
6. Несколько наборов свидетельств показывают, что БДЭ-209 способен к биоаккумуляции, по меньшей мере, у некоторых видов. Ненадежность имеющихся данных о биоаккумуляции в значительной степени отражает различия между видами и тканями в плане поглощения, обмена и вывода веществ, а также различия воздействия и аналитические трудности измерения БДЭ-209.

7. Дебромирование БДЭ-209 в экологических матрицах и биоте в более стойкие, токсичные и биоаккумулирующиеся ПБДЭ, в том числе уже включенные в Стокгольмскую конвенцию (СОЗ-БДЭ), в ряде оценок является поводом для озабоченности. Несколько конгенов ПБДЭ, которые не входят в состав какой-либо коммерческой смеси, были выявлены в основном в биоте, однако некоторое их количество присутствовало и в окружающей среде; и, как считается, они доказывают дебромирование БДЭ-209. Вследствие дебромирования к-декаБДЭ и предшествующих выбросов коммерческих пента- и октабромдифениловых эфиров организмы часто подвергаются воздействию множества ПБДЭ.
8. Исследования токсичности БДЭ-209 свидетельствуют о потенциальном негативном влиянии на репродуктивное здоровье и репродукцию у ряда видов, а также негативном влиянии на развитие и нейротоксических эффектах. БДЭ-209 и/или продукты его разложения могут также приводить к эндокринным нарушениям и влиять на гомеостаз тиреоидных гормонов. С учетом общих способов действия (не установлено полностью) и общих неблагоприятных исходов имеются опасения, что БДЭ-209 и другие ПБДЭ в экологически значимых концентрациях и в сочетании могут действовать взаимодополняемым или синергетическим образом и вызывают нейротоксичность в ходе развития у человека и животных. Наблюдаемые эффективные концентрации, приводящие к повышенной смертности у птиц и последствиям для развития у лягушек и полученные в ходе контролируемых лабораторных исследований, вызывают опасение, что могут возникнуть побочные эффекты в экологически реалистичных концентрациях.
9. Высокая стойкость БДЭ-209 в сочетании с одновременным воздействием на организмы широкого спектра ПБДЭ, а также тот факт, что вещества, нарушающие работу эндокринной системы, такие как БДЭ-209 и/или продукты его распада, могут вызывать неблагоприятные последствия даже при низких уровнях загрязнения окружающей среды, увеличивают вероятность для долгосрочных неблагоприятных последствий.
10. Исходя из имеющихся свидетельств, можно сделать вывод о том, что в результате переноса на большие расстояния в окружающей среде к-декаБДЭ с его основной составляющей в виде БДЭ-209, вероятно, вызывает такие серьезные неблагоприятные последствия для здоровья человека и/или окружающей среды, что дает основания для действий на глобальном уровне.

1. Введение

11. 13 мая 2013 года Норвегия в качестве Стороны Стокгольмской конвенции представила предложение о включении декабромдифенилового эфира (коммерческой смеси, к-декаБДЭ) в приложения А, В и/или С к Конвенции. Предложение (UNEP/POPS/POPRC.9/2) было представлено в соответствии со статьей 8 Конвенции и было рассмотрено Комитетом по рассмотрению СОЗ (КРСОЗ) на его девятом совещании в октябре 2013 года.

12. В настоящем документе аббревиатура к-декаБДЭ используется для обозначения технических или коммерческих продуктов декаБДЭ. Декабромдифениловый эфир (БДЭ-209) обозначает один полностью бромированный ПБДЭ, который в других местах иногда также обозначается как декаБДЭ.

1.1 Идентификационные данные предлагаемого вещества

13. Характеристика риска касается к-декаБДЭ и продуктов его разложения в соответствии с приложением Е к Конвенции. К-декаБДЭ является коммерческим составом ПБДЭ, который широко используется в качестве добавки-антипирена в текстильных изделиях и пластмассах; дополнительные виды применения - производство клеев, покрытий и красок (ЕСНА 2013b). К-декаБДЭ состоит преимущественно из конгенера БДЭ-209 ($\geq 97\%$) с низким уровнем других бромированных дифенилэфиров, таких как наонабромдифениловый эфир (0,3-3%) и октабромдифениловый эфир (0-0,04%). В работе Chen (2007a) сообщается, что содержание октаБДЭ и наонаБДЭ в двух продуктах к-декаБДЭ из Китая составляет от 8,2% до 10,4%, что позволяет предполагать, что в некоторых коммерческих смесях может быть обнаружен больший объем примесей. Ранее сообщалось о диапазоне 77,4-98% декаБДЭ и меньших количествах конгенов наонаБДЭ (0,3-21,8%) и октаБДЭ (0-0,85%) (ЕСНА 2012a, US EPA 2008, RPA 2014). В общей сложности три-, тетра-, пента-, гекса и гептаБДЭ обычно присутствуют в концентрациях ниже 0,0039% п.в. (ЕСВ 2002, ЕСНА 2012a). Следовые количества других соединений, предположительно, гидроксибромированных дифениловых соединений, также могут присутствовать в виде примесей. Кроме того, полибромированные дибензо-п-диоксины и полибромированные дибензофураны (ПБДД/Ф) были зарегистрированы в качестве примесей в некоторых продуктах к-декаБДЭ (Ren 2011).

14. По имеющейся информации к-декаБДЭ в настоящее время можно приобрести у нескольких производителей и поставщиков по всему миру (Ren 2013a, RPA 2014), и он продается под разными торговыми наименованиями (таблица 1).

15. Химические сведения о БДЭ-209, основном компоненте дека-БДЭ, представлены на рисунке 1 и в таблицах 1 и 2 ниже (ЕСНА 2012 а). Как и другие ПБДЭ, БДЭ-209 имеет структурное сходство с ПХД. Химические данные об окта- и наонаБДЭ, которые в незначительном объеме присутствуют в коммерческом к-декаБДЭ, представлены вместе с другими дополнительными сведениями в сопроводительной документации к характеристике риска (UNEP/POPS/POPRC.10/INF5). Информация о продуктах распада к-декаБДЭ приведена в разделе 2.2.2 и в документе UNEP/POPS/POPRC.10/INF5.

Рис. 1. Структурная формула

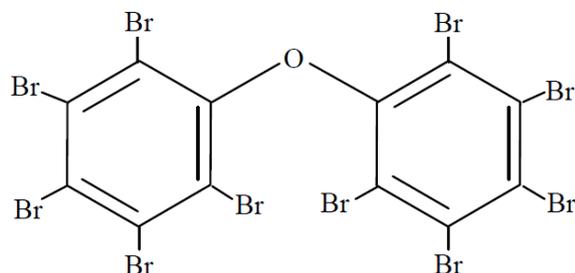


Таблица 1. Химические идентификационные данные к-декаБДЭ и его основной составляющей БДЭ-209

Номер КАС:	1163-19-5 ¹
Химическое название КАС:	бензол, 1,1-оксибис [2,3,4,5,6-пентабром-]
Наименование МСТПХ:	2,3,4,5,6-пентабром-1-(2,3,4,5,6-пентабромфенокси)бензол
Номер ЕС:	214-604-9
Наименование ЕС:	бис(пентабромфенил)эфир
Молекулярная формула:	C ₁₂ Br ₁₀ O
Молекулярный вес:	959,2 г/моль
Синонимичные названия:	декабромдифениловый эфир; декабромдифенилоксид; бис(пентабромфенил)оксид; декабромбифенилоксид; декабромфеноксibenзол; 1,1' оксибис-, декабромпроизводная бензола; декаБДЭ; ДБДФЭ ² ; ДББЭ; ДББО; ДБДФО
Торговые наименования	DE-83R, DE-83, Bromkal 82-ODE, Bromkal 70-5, Saytex 102 E, FR1210, Flamecut 110R, FR-300-BA, который производился в 1970-х годах, уже отсутствует в продаже (ЕСА, 2010).

¹ Ранее использовались номер КАС 109945-70-2, 145538-74-5 и 1201677-32-8. Эти номера КАС были официально аннулированы, однако все еще могут применяться на практике некоторыми поставщиками и производителями.

² ДБДФЭ также используется в качестве аббревиатуры для декабромдифенилэтана, КАС № 84852-53-9.

Таблица 2. Обзор соответствующих физико-химических свойств к-декаБДЭ и его основной составляющей БДЭ-209

Свойство	Значение	Источник
Физическое состояние при 20°C 101,3 кПа	Мелкодисперсный кристаллический порошок белого или серовато-белого цвета	ECB (2002)
Точка плавления/замерзания	300-310°C	Dead Sea Bromine Group, 1993, цит. по: ECB (2002)
Точка кипения	Распадается при >320°C	Dead Sea Bromine Group, 1993, цит. по: ECB (2002)
Давление пара	4,63×10 ⁻⁶ Па при 21°C	Wildlife International Ltd (1997), цит. по: ECB (2002)
Растворимость в воде	<0,1 мкг/л при 25°C (элюэнтный колоночный метод)	Stenzel and Markley, 1997, цит. по: ECB (2002)
Коэффициент разделения n-октанол-вода, значение Log Kow	6,27 (измерено – метод генераторной колонки) 9,97 (по оценке с применением метода ВЭЖК)	MacGregor and Nixon, 1997, и Watanabe and Tatsukawa, 1990, соответственно, цит. по: ECB (2002)
Коэффициент разделения октанол-воздух, значение Log Koa	13,1	Kelly (2007)

1.2 Заключение Комитета по рассмотрению в отношении информации, касающейся приложения D

16. Комитет по рассмотрению СОЗ на своем девятом совещании рассмотрел предложение Норвегии о включении к-декаБДЭ в Стокгольмскую конвенцию о стойких органических загрязнителях, а также дополнительную научную информацию, представленную членами и наблюдателями, и пришел к выводу, что декабромдифениловый эфир удовлетворяет критериям отбора, указанным в приложении D (решение КРСОЗ-9/4).

1.3 Источники данных

17. Характеристика риска не представляет собой исчерпывающий анализ всех имеющихся данных; скорее, в ней представлены наиболее важные исследования и свидетельства, относящиеся к критериям приложения E и приложения D к Конвенции. В ней рассматривается БДЭ-209, основной компонент к-декаБДЭ, и продукты его распада, в частности ПБДЭ с более

низкой степенью бромирования, которые образуются путем абиотического и биотического разложения (как описано в разделе 2.2.2). Поскольку некоторые из продуктов распада ПБДЭ с низкой степенью бромирования широко признаны стойкими, биоаккумулирующимися и токсичными, повторная оценка свойств этих соединений на предмет соответствия характеристикам весьма стойких, весьма биоаккумулирующихся (СБТ/оСоБ) веществ и/или СОЗ была сочтена излишней (POPRC 2006, POPRC 2007, ЕСНА 2013а,в, ЕСА 2010, таблицы 3.2-3.4, UNEP/POPS/POPRC.10/INF5). Тем не менее потенциал комбинированной токсичности БДЭ-209 и других ПБДЭ рассматривается в главе 2.4.6.

18. Характеристика риска была подготовлена с использованием информации в рамках приложения D, представленной Норвегией в 2013 году, и информацией в рамках приложения E, представленной Сторонами и другими заинтересованными субъектами, включая неправительственные организации, а также представителей промышленности. В рамках процесса приложения E информацию представили следующие Стороны и наблюдатели: Аргентина, Австрия, Болгария, Канада, Китай, Хорватия, Дания, Германия, Япония, Мексика, Марокко, Непал, Нидерланды, Новая Зеландия, Сербия, Швеция, США, Научно-экологический форум по бромю (BSEF) и Международная сеть по ликвидации СОЗ (ИПЕН) вместе с Приполярным советом инуитов. Все материалы, представленные в рамках приложения E, опубликованы на веб-сайте Конвенции (www.pops.int).

19. Оценивалась обновленная научная литература, полученная из научных баз данных, таких как ISI Web of Science и PubMed, а также «серая» литература, такая как правительственные отчеты, оценки риска и опасности, информационные документы промышленности и т.п.. В целях обеспечения оптимального обзора существующих данных/литературы, список которых охватывает более 984 докладов и рецензируемых научных публикации (Kortenkamp 2014), был сделан акцент на рассмотрении отрывков из существующих оценок рисков и докладов, когда такая информация была доступна, а также более подробных описаниях новой литературы.

Ранее оценки к-декаБДЭ и его главного компонента БДЭ-209 проводили и публиковали ЕС, Канада, Соединенное Королевство и Соединенные Штаты (ЕСВ 2002 2004, ЕСНА 2012а, ЕСА 2006, 2010, УК ЕА 2009, US EPA 2008).

20. Статус химического вещества в рамках других международных конвенций и форумов

21. К-декаБДЭ более десяти лет находится под пристальным вниманием в связи с его потенциальным воздействием на здоровье и окружающую среду. Действия по ограничению использования к-декаБДЭ были приняты в ряде стран и регионов, а также некоторыми крупными производителями электроники (обзор в документах UNEP/POPS/POPRC.9/2, Ren 2011).

22. В 1992 году к-декаБДЭ и другие бромированные антипирены (БАП) получили приоритетное место в плане действий ОСПАР; в 1998 году БДЭ-209 наряду с другими ПБДЭ был включен в список «химических веществ, требующих безотлагательных действий», а также в совместную программу оценки и мониторинга ОСПАР. ОСПАР содействовала действиям ЕС в рамках стратегий снижения риска, обусловленного к-декаБДЭ, и принятию законодательства об электронных отходах.

23. В 1995 году страны-члены ОЭСР приняли решение осуществлять надзор за выполнением добровольного обязательства промышленных предприятий (ДОПП), принятого некоторыми глобальными производителями БАП, в том числе к-декаБДЭ, и предусматривающего принятие определенных мер регулирования риска. ДОПП было реализовано в США, Европе и Японии. С тех пор производство к-декаБДЭ уже прекращено в Европе, а в Соединенных Штатах осуществляется его поэтапное свертывание (см. раздел 2.1.1 ниже). В Японии осуществление ДОПП продолжается. Параллельно с этой работой ОЭСР провела исследование практики обращения с отходами в странах-членах в отношении продуктов, содержащих БАП. Результаты этого исследования описаны в докладе о сжигании продуктов, содержащих бромированные антипирены (OECD 1998). Характеристика первоначальной оценки набора данных по скрининговой информации (СИАП) о БДЭ-209 была подготовлена в рамках Программы ОЭСР по окружающей среде, здоровью и безопасности (ОСЗБ), принята 16-м Совещанием по предварительной оценке набора данных по скрининговой информации (СИАМ-16) и позднее одобрена на Объединенном совещании ОЭСР в 2003 году. Информационные бюллетени об опасности/риске, обусловленном к-декаБДЭ и четырьмя другими БАП, были обновлены в 2005, 2008 и 2009 годах (OECD 2014). ПБДЭ, в том числе БДЭ-209, указаны в качестве веществ, вызывающих обеспокоенность в публикации ВОЗ/ЮНЕП «State of the science of endocrine disrupting chemicals» (UNEP/WHO 2013). В ЕС к-декаБДЭ включен в список веществ-кандидатов, вызывающих наибольшую озабоченность, для санкционирования в рамках регламента REACH

(ЕС) 1907/2006 на основе его и свойств СБТ и оСоБ, больших объемов и широкого применения с использованием дисперсии.

2. Сводная информация по характеристике рисков

2.1 Источники

2.1.1 Производство, торговля, запасы

24. Глобальное промышленное потребление к-декаБДЭ достигло пика в начале 2000-х годов (Earnshaw 2013). Тем не менее в связи с небольшим охватом нормативных ограничений к-декаБДЭ до сих пор используется во всем мире (таблицы 2.1-2.3, UNEP/POPS/POPRC.10/INF5). Данные о производстве за прошлые периоды свидетельствуют, что около 75% всего мирового производства ПБДЭ приходится на к-декаБДЭ (RPA 2014). Общий объем производства к-декаБДЭ в период 1970-2005 годов составлял 1,1-1,25 млн. тонн, что аналогично масштабам производства ПХД (POPRC 2010c, Breivik 2002). В глобальном масштабе общий объем рыночного спроса на к-декаБДЭ значительно отличается в разных странах и континентах (таблица 2.2 и 2.3, UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5).

25. Полный масштаб производства к-декаБДЭ в настоящее время неизвестен, и имеются данные о производстве, торговле и запасах только в некоторых странах. Кроме того, существует очень небольшой объем информации о количествах, которые могут быть импортированы в составе смесей (химических препаратов, а также смол, полимеров и других субстратов) и изделий (как в полуфабрикатах, материалах или компонентах, так и в готовой продукции). Мощности для производства БАП существуют во всех регионах мира (например АСАР 2007, RPA 2014, Annex E IPEN). В настоящее время неизвестно, сколько из них производят к-декаБДЭ. В числе основных стран-производителей БАП присутствуют Китай и Индия, которые, как известно, производят и экспортируют к-декаБДЭ (Xiang 2007, Chen 2007b, Xia 2005, Zou 2007, Annex E IPEN и China). Япония производит к-декаБДЭ, но потребляет весь объем внутри страны (Annex E Japan). Производство к-декаБДЭ прекращено в ЕС и Канаде, а в США осуществляется его поэтапное свертывание (ЕСВ 2002, ЕСНА 2012a,b, ЕСА 2008, US EPA 2012).

26. В настоящее время Китай является крупнейшим производителем и поставщиком к-декаБДЭ с годовым объемом производства примерно 21 000 тонн (Ni 2013). Около 20 различных китайских компаний утверждают, что они являются поставщиками к-декаБДЭ (Annex E IPEN). Япония производит около 600 тонн к-декаБДЭ в год (Annex E Japan), и в настоящее время в стране имеется два производителя (Annex E IPEN). В 2002 году спрос на к-декаБДЭ в Японии составлял 2200 тонн/год, а уровень запасов - около 60 000 тонн (Sakai 2006). В 2013 году в Японию было импортировано 1000 тонн к-декаБДЭ в дополнение к общей величине потребления 1600 тонн, если предположить, что экспорт отсутствовал. В Индии имеется шесть производителей и/или поставщиков (Annex E IPEN), однако общий объем производства неизвестен. В Европе производство к-декаБДЭ прекратилось в 1999 году, но к-декаБДЭ все еще импортируется в больших количествах (ЕСВ 2002, ЕСНА 2012a, с, RPA 2014 (в печати)). В Соединенных Штатах основные производители и импортеры обязались прекратить все виды применения к концу 2013 года. В 2012 году национальный объем производства, который включает в себя как внутреннее производство, так и импорт, составил 8215 тонн/год. В Канаде производство окта-, нона- и декаБДЭ было запрещено в 2008 году, и три основных производителя взяли на себя обязательство добровольно поэтапно ликвидировать весь экспорт в Канаду к 2013 году (ЕСА 2008, 2013).

27. Помимо прочих запасов чистого к-декаБДЭ, значительные запасы к-декаБДЭ также присутствуют в обрабатываемых технологических изделиях (УК ЕА 2009, Sakai. 2006).

2.1.2 Виды применения

28. К-ДекаБДЭ - это антипиреновая добавка общего назначения, физически объединенная с материалом, в котором она используется для ингибирования возгорания и замедления скорости распространения пламени. Он совместим с широким спектром материалов. Виды применения включают пластмассы/полимеры/композиты, текстиль, клеи, герметики, покрытия и краски (например, ЕСНА 2012c, 2013a, RPA 2014 (в печати), Sakai 2006, таблица 2.4, UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5).

29. Конечные виды применения при производстве пластмасс/полимеров включают корпуса компьютеров и телевизоров, провода и кабели, трубы и ковровые покрытия (BSEF 2013, US EPA 2014, таблица 2.5, UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5). Обычно к-декаБДЭ используется в пластмассах/полимерах в пропорции 10-15% по весу, хотя в некоторых случаях были зарегистрированы количества, достигающие 20% (ЕСНА 2012c). В японском исследовании

сообщается, что на к-декаБДЭ приходится около 98% содержания брома, обнаруженного в пластмассовых деталях старых телевизоров (Tasaki 2004). БДЭ-209 также обнаружен в продуктах, изготовленных из переработанного пластика, в том числе в материалах, контактирующих с пищевыми продуктами (Samsonek and Puure 2013).

30. В текстильном секторе к-декаБДЭ может использоваться для обработки широкого спектра синтетических, смешанных и натуральных волокон (ЕСНА 2013а). Основными конечными видами применения являются обивочные материалы, шторы, занавески, матрасы текстильные изделия, палатки (например военные палатки и текстиль, также коммерческие шатры, палатки и полотна) и транспорт (например, интерьерные ткани в автомобилях, пассажирских железнодорожных составах и самолетах). Наиболее распространенным способом применения антипиренов является покрытие текстильных изделий с изнаночной стороны. Как правило, применяется количество в диапазоне 7,5-20%. Для нанесения огнезащитных составов также могут применяться процедуры протравливания и печати.

31. По информации, полученной в ходе публичных консультаций в Европе, к-декаБДЭ может использоваться в клеях, применяемых в авиационной отрасли для строительства гражданских и военных самолетов (ЕСНА 2012d). Норвежские компетентные органы также выявили применение к-декаБДЭ в клеевом слое отражающих лент для рабочей одежды, которые используются в спецодежде пожарных, работников нефтяных платформ, энергетического сектора и т.д. (СПАН 2012а). Отражающие ленты содержат к-декаБДЭ в количестве 1-5% (по весу отражающего материала). Другими областями применения могут быть покрытия, используемые в строительной отрасли, и изготовление чернил (RPA 2014 (в печати)).

32. Согласно данным VECAP, на обработку текстиля и пластмассы приходится, соответственно, 52% и 48% объема к-декаБДЭ, продаваемого в Европе (VECAP 2012). В Японии 60% к-декаБДЭ используется в производстве автомобильных сидений, 19% в строительных материалах и 15% в текстильной промышленности. Остальные 6% используются для других целей. В Швейцарии 45% потребляемого к-декаБДЭ применяется в электрической и электронной (ЭЭ) продукции, 30% было импортировано в составе автомобилей и 25% находилось в строительных материалах (Buser 2007b). Потребление к-декаБДЭ в Соединенных Штатах может быть разбито следующим образом (за исключением импорта в составе изделий): автомобильная и транспортная продукция - 26%, строительная продукция - 26%, текстиль - 26%, электрическое и электронное оборудование (ЭЭО) - 13%, прочее - 9% (Levchick 2010).

2.1.3 Выбросы в окружающую среду

33. В качестве антипиреновой добавки к-декаБДЭ химически не связан с продуктом или материалом, в котором он используется. Поэтому он имеет потенциал к образованию «утечек» в окружающую среду. Выбросы к-декаБДЭ в окружающую среду могут происходить на всех его этапах жизненного цикла, например, во время производства, получения и других видов первичного и вторичного применения в промышленных/рабочих условиях, а также в течение срока службы изделий, их удаления в качестве отходов и в ходе операций по рециркуляции (ЕСНА 2012с, Ren 2014, Gao 2013, VECAP 2010a,b, 2014). Выброс и распространение к-декаБДЭ в окружающей среде через эти пути подтвержден данными мониторинга (см. разделы 2.3.1-2.3.4), и, вероятнее всего, происходит в течение длительного периода времени.

34. В качестве универсального антипирена к-декаБДЭ используется и выбрасывается в окружающую среду в ходе многих промышленных и рабочих процессов (например, VECAP 2012, 2014, Li 2013, Gao 2011, Odabasi 2009). Только в ЕС насчитывается более 100 участков второй линии применения (подготовка смесей, базовых составов, формовка и чистовая обработка путем впрыскивания) (ЕСНА 2012а). В глобальном масштабе существуют и другие точечные источники (Annex E IPEN), которые вносят вклад в выбросы к-декаБДЭ, в том числе предприятия по производству к-декаБДЭ, а также другие промышленные источники, такие как пользователи второго звена, заводы по рециркуляции и сталелитейные заводы, а также другие металлургические производства (например, Odabasi 2009, Wang 2010d, Lin 2012, Ren 2014, Gao 2011, Tang 2014). Повышенные уровни БДЭ-209 были зарегистрированы в непосредственной близости от промышленных объектов (например, Zhang 2013d, Wang 2011d), и хотя в оценке VECAP утверждается иное (VECAP 2010a,b, 2012, 2014), выбросы из промышленных точечных источников в окружающую среду могут иметь значительные масштабы (АСАР 2007). Например, в 2003 году производство к-декаБДЭ в США привело к выбросу 31 тонны к-декаБДЭ только в атмосферу (АСАР 2007).

35. Выбросы к-декаБДЭ в течение срока службы и после удаления продукции считаются существенными. В ходе недавно проведенной ЕС оценки было установлено, что срок службы является основным источником поступления, а после него идут производство предметов и этап

отходов. Ранее выполненная оценка Агентства по окружающей среде Соединенного Королевства демонстрирует, что основными источниками выбросов являются свалки и сжигание отходов с последующим выпуском сточных вод, а также выбросы в воздух из изделий в течение срока службы. Главными содержащими компонентами являются полимеры и текстильные материалы в изделиях и отходах (UK EA 2009). Аналогичные выводы приведены также в других исследованиях (ЕСНА 2012с, АСАР 2007, Sakai 2006, OSPAR 2009). Кроме того, переработка также может быть значительным источником выбросов БДЭ-209 в окружающую среду (Yu 2008, Gao 2011, Tang 2014 и ссылки в этой работе).

36. Контролируемое тестирование продукта продемонстрировало низкие или нулевые выбросы БДЭ-209 из синтетических вулканизированных резинотехнических изделий (Kemmlin 2003). Тем не менее, имеются свидетельства высвобождения БДЭ-209 в окружающую среду из текстильных материалов и корпусов телевизоров (Kemmlin 2006, Kajiwara 2013a). Кроме того, сообщается о более высоких уровнях БДЭ-209, как правило, в помещениях с большим количеством продуктов, содержащих к-декаБДЭ, таких как офисная мебель, интерьерные материалы, обивка самолетов и т.д. (Björklund 2012, Allen 2013). Также сообщается, что БДЭ-209 является наиболее распространенным конгенером ПБДЭ в домашней пыли и в воздухе в помещении (например, Harrad 2010, Fredriksen 2009a, Besis and Samara 2012, Fromme 2009, Coakley 2013, EFSA 2011). БДЭ-209 в помещениях также является значительным источником загрязнения БДЭ-209 наружного воздуха в городских районах (Björklund 2012, Cousins 2014) и воздействия на человека (см. раздел 2.3.4). На основании измерений в осадках сточных вод расчетные величины выбросов БДЭ-209 из технологической сферы в Европе составляют $16 \pm 8,6$ тонн в год и 41 ± 22 мг в год на человека или 0,2% от годового объема использования к-декаБДЭ в Европе (Ricklund 2008). Следовательно, использование к-декаБДЭ в производстве текстиля и электроники приводит к выбросам БДЭ-209 и других ПБДЭ в окружающую среду, либо в процессе производства, либо непосредственно из изделий, либо на стадии утилизации (RPA 2014 (в печати), VECAP 2010), что способствует высвобождению в окружающую среду и трансграничному загрязнению воздуха. Физическое истирание, распад и выветривание, а также фотолиз, повышенная температура и температурная нагрузка - все эти факторы способствуют высвобождению к-декаБДЭ и менее бромированных ПБДЭ из продуктов (Earnshaw 2013, Chen 2013, Kajiwara 2008, 2013 a, b).

37. ПБДЭ не удаляются во время очистки сточных вод (Danon-Schaffer 2007, Kim 2013b) и значительное количество к-декаБДЭ, выделяющегося из продуктов в течение срока службы и из отходов, поступает на станции очистки сточных вод (СОСВ) со сбросными и сточными водами, содержащими загрязненную пыль из помещений, с фильтратом из захороненных ПБДЭ-содержащих продуктов, а также со сбросами с участков промышленной обработки материалов, содержащих ПБДЭ, и, наконец, с твердыми веществами биологического происхождения (Kim 2013a,b). Соответственно, повышенные уровни БДЭ-209 наблюдаются в отложениях вблизи сточных каналов СОСВ, а ил (твердые вещества биологического происхождения) является одним из самых важных путей выбросов БДЭ-209 в почву, когда он применяется в качестве сельскохозяйственного удобрения (Sellström 2005, de Wit 2005).

38. Имеется возможность ознакомиться с оценками выбросов в некоторых странах (например, ЕСВ 2002, Morf 2003, 2007, 2008, Palm 2002, Sakai 2006 цит. по Earnshaw 2013, Buser 2007a). Сравнение имеющихся европейских оценок свидетельствует о больших различиях в прогнозах выбросов БДЭ-209 во все природные среды, в частности в воздух, (на три порядка, Earnshaw 2013). Эти расхождения, вероятно, отражают отличия между конкретными странами в области производства, применения и удаления отходов, а также неопределенность/различия в оценках выбросов и в целом показывают, что оценки выбросов следует рассматривать с учетом данных мониторинга окружающей среды.

39. Что касается временных тенденций, оценки выбросов за период с 1970 года по 2020 год, рассчитанные в работе Earnshaw (2013) с использованием динамической модели анализа потока вещества, и имеющиеся данные о потреблении свидетельствуют, что в Европе выбросы БДЭ-209 в атмосферу неуклонно увеличивались с 1970 года и в 2004 году достигли пикового значения 10 тонн/год. Выбросы в почву и гидросферу ниже, однако отражают аналогичную тенденцию: увеличение с 1970 года, пик в конце 2000-х годов и последующее сокращение. Выбросы в почву в 2000 году достигли уровня 4 тонны/год, тогда как выбросы в гидросферу достигли максимума 3,5 тонны/год в 2010-е годы. В Швейцарии максимальные выбросы, согласно оценкам, наблюдались в 1990-х годах (Buser 2007b, Morf 2007). Согласно общедоступным данным о выбросах из Реестра токсичных выбросов (РТВ) АООС США, только в 2003 году в воздух выделилось 31 т БДЭ-209 (АСАР 2007), в 2011 году величина выбросов в воздух снизилась до 3,1 т (<http://www.epa.gov/tri/>).

40. Дополнительная информация о потенциальных источниках выбросов и уровнях содержания в окружающей среде в результате выбросов в нее к-декаБДЭ представлена в разделе 2.3.1. В целом, измеренные концентрации в окружающей среде показывают, что выбросы в окружающую среду выше в промышленно развитых районах и городах, чем в сельских и сельскохозяйственных районах с меньшим количеством источников (см. раздел 2.3.1). Минимальные уровни в окружающей среде, как правило, наблюдаются в таких отдаленных регионах, как Арктика.

2.2 Экологическая «судьба»

41. Характеристики трансформации БДЭ-209 в окружающей среде оценивались в различных докладах, опубликованных в ЕС, Канаде и Соединенном Королевстве (ЕСВ 2002, 2004, ЕСНА 2012а, ЕСА 2006, 2010, УК ЕА 2009). Моделирование летучести позволяет предположить, что большая часть БДЭ-209 (> 96%), находящегося в окружающей среде, будет стабилизироваться в отложениях и почве (ЕСА 2010, ЕСНА 2013а). Ожидается, что менее 3,4% БДЭ-209 будут связываться с объемной фазой воздуха или объемной фазой воды. В силу присущих ему свойств, т. е. коэффициента органического разделения углерод-вода (К_{oc}) в диапазоне от 150 900 до 149 000 000 л/кг, БДЭ-209 сильно адсорбируется с органическим веществом взвешенных частиц, осадка сточных вод, донных отложений и почвы (ЕСНА 2013а). Учитывая его низкую растворимость в воде и сильное прилегание к частицам, его подвижность в почве также, вероятно, будет низкой (ЕСНА 2013а). Следовательно, переход в другие природные среды вследствие эрозии почв и стока будет зависеть от переноса вместе с частицами. В окружающей среде БДЭ-209 обладает стойкостью, и его повышенные уровни встречаются в почве и отложениях.

42. Также установлено, что БДЭ-209 является одним из основных конгенов ПБДЭ в снеге и льдах в Арктике (Hermanson 2010, Meyer 2012), что свидетельствует о том, что обнаруженные уровни в воздухе на низких широтах участвуют в переносе на большие расстояния и способствуют загрязнению в отдаленных районах. БДЭ-209 также обнаружен в биоте, иногда в высоких концентрациях; при этом вместе с другими ПБДЭ он подвержен биоаккумуляции и биоусилению в рамках пищевой цепи (см. разделы 2.2.4, 2.3.1. и 2.3.2). Как указано далее в главах 2.2.2 и 2.4.6, дебромирование БДЭ-209 в ПБДЭ с низкой степенью бромирования в экологических матрицах и биоте сильно влияет на величину риска воздействия к-декаБДЭ на окружающую среду в связи со свойствами СБТ, оСоБ и СОЗ его метаболитов.

2.2.1 Устойчивость

43. Фоторазложение и биodeградация являются основными механизмами преобразования БДЭ-209 в окружающей среде (ЕСА 2006, 2010). В связи с отсутствием любых функциональных групп, которые легко подвержены гидролизу, и очень низкой растворимостью БДЭ-209 в воде (<0,1 мкг/л при 25°C) (Stenzel and Markley 1997), маловероятно, что гидролиз является значимым для рассмотрения процессом разложения в окружающей среде (ЕСНА 2012а). Тем не менее, фоторазложение может стать фактором деградации БДЭ-209 в воздухе и верхнем слое почвы (см. раздел 2.2.2). Однако в атмосферной среде БДЭ-209 будет почти всегда адсорбироваться на находящихся в воздухе частицах. Поскольку находящиеся в воздухе частицы защищают молекулу БДЭ-209, величина разложения в воздухе путем фотолиза не является существенной (см. раздел 2.2.2).

44. Высокая стойкость БДЭ-209 в почве, донных отложениях и воздухе продемонстрирована в нескольких исследованиях и, как представляется, зависит от процессов медленной биodeградации и степени воздействия света (ЕСНА 2012а, ЕСА 2010). Типы частиц, к которым прикрепляется БДЭ-209, могут также влиять на скорость разложения. Например, исследование фотолитической деградации на различных твердых матрицах позволило установить период полураспада, составляющий 36 и 44 суток, если БДЭ-209 адсорбируется на монтмориллонит или каолинит, соответственно, причем разложение происходит гораздо медленнее в случае осаждения на органических природных осадках, насыщенных углеродом ($t_{1/2} = 150$ суток) (Ahn 2006). Период полураспада в песке составляет всего 35-37 часов, тогда как соответствующие периоды полураспада в отложениях и почве, согласно оценкам, составили 100 и 200 часов, соответственно (Söderström 2004 and Tysklind 2001, цит. по ЕСНА 2012а). В природной воде присутствие других органических веществ, таких как гуминовые вещества, может ограничивать фоторазложение ввиду поглощения света или гидрофобного взаимодействия с молекулой БДЭ-209 (Leal 2013). Аналогичным образом, было установлено, что частицы песка, покрытые гуминовыми кислотами, могут снижать темпы разложения БДЭ-209 при облучении УФ-светом (Hua 2003). Кроме того, имеют значение характер растворенного органического вещества, количество взвешенных частиц, адсорбция БДЭ-209 с твердых поверхностей и глубина нахождения (Leal 2013). Увеличение адсорбции в матрицах почвы или

отложений параллельно со старением является дополнительным фактором, который может способствовать увеличению полураспада в окружающей среде в естественных условиях (ЕСНА 2013а).

45. В условиях (например, в глубоководных морских отложениях), когда ослабление света и экранирование пород влияют на общее воздействие солнечного света и потенциал фотодеградации, стойкость БДЭ-209 становится высокой (ЕСНА 2012а и ссылки в нем). Оценка полураспада в воде, как правило, осложняется плохой растворимостью БДЭ-209 в воде и в значительной степени зависит от условий эксперимента. Тем не менее, недавно было высказано предположение, что при условии корректировки с учетом использования растворителей, а также естественного освещения, период полураспада в естественной водной среде составляют от нескольких часов до 660 суток (Kuivikko 2007 в Leal 2013). О самом длинном периоде полураспада в окружающей среде сообщается в работе Tokarz et al. (2008), где в результате проведения лабораторного эксперимента на микрокосме в течение 3,5 лет при 22°C без света установлено, что период полураспада БДЭ-209 в отложениях составляет от 6 до 50 лет при среднем показателе около 14 лет. Длинные периоды полураспада, установленные в работе Tokarz, подтверждаются данными мониторинга в полевых условиях. В исследовании Kohler (2008) изучались концентрации и временные тенденции преобразования БДЭ-209 в отложениях небольшого озера, расположенного в городском районе в Швейцарии. БДЭ-209 впервые обнаружен в осадочных слоях, соответствующих середине 1970-х годов, и его уровни стабильно увеличивались до уровня 7,4 нг/г сухого веса (с.в.) в 2001 году (двукратное увеличение наблюдалось примерно каждые 9 лет). Никаких свидетельств долгосрочных процессов преобразования, связанных с отложениями, в этом исследовании, охватывающем почти 30-летний период, найдено не было.

46. Новые свидетельства стойкости БДЭ-209 приводятся в исследованиях ила и почвы. В работе Liu (2011 а) сделан вывод об отсутствии наблюдаемого разложения БДЭ-209 по прошествии 180 суток в образцах почвы с добавлением БДЭ-209 без доступа света. В другом исследовании почвы с добавлением ила указано, что экстраполированный период первичного полураспада в аэробных и анаэробных условиях составляет >360 суток при экспоненциальном спаде (Nyholm et al. 2010, 2011, цит. по ЕСНА 2012а). В контролируемом лабораторном эксперименте при 37°C в анаэробных условиях без доступа света с использованием переработанного осадка сточных вод с добавлением БДЭ-209, концентрация БДЭ-209 снизилась всего на 30% в течение инкубационного периода, составившего 238 суток (Gerecke 2005). Эти результаты получили дальнейшее подтверждение в рамках полевых исследований. В работе Eljagat (2008) рассмотрены пути преобразования ПБДЭ в осадках сточных вод пяти муниципальных очистных сооружений после нанесения этого осадка в сельскохозяйственных целях на верхний слой почвы на шести участках нанесения ила и одном контрольном участке. По мнению авторов, концентрации БДЭ-209 в почве остаются высокими (71,7 нг/г с.в.) даже на одном участке, где ил не наносился в течение четырех лет, что свидетельствует о стойкости БДЭ-209 в почве. Аналогичным образом, в исследовании Sellström (2005) измерялись уровни ПБДЭ в сельскохозяйственных почвах с участков, на которые в прошлом наносился осадок сточных вод, и в сельскохозяйственной почве были обнаружены концентрации от 0,015 до 22 000 нг/г с.в., хотя загрязненный осадок сточных вод не вносился в почву уже в течение ряда лет. Самые высокие уровни были обнаружены на сельскохозяйственном участке, на который ил не наносился в течение 20 лет.

2.2.2 Разложение и дебромирование

47. Несмотря на стойкость БДЭ-209 и длинные периоды полураспада в отложениях, почве и воздухе, существует достаточно свидетельств того, что БДЭ-209 подвергается дебромированию до ПБДЭ с меньшей степенью бромирования в абиотической среде, а также в биоте (ЕСНА 2012а,с, 2013а,б UK EA 2009, ECA 2010, POPRC 2010с, 2013а, NCP 2013). Наблюдаемые продукты дебромирования включают соединения от моно- до нонаБДЭ, в том числе внесенные в Конвенцию СОЗ от тетра- до гептаБДЭ и бромфенолов, а также вещества, признанные СБТ/оСоБ, такие как бромированные диоксины и фураны (ПБДД/ПБДФ) и гексабромбензол (Cristiansson 2009, UK EA 2009, ЕСНА 2012а,с, ECA 2010, см. таблицы 3.1-3.4 в UNEP/POPS/POPRC.10/INF5). Биотрансформация БДЭ-209 в биоте, в частности, считается предметом озабоченности в ряде недавних докладов и опубликованных исследований (ACHS 2010, ЕСНА 2012а,с, EFSA 2011, ECA 2010, POPRC 2010а,б,с, Ross 2009, McKinney 2011а).

48. Исследования абиотической деградации выявили образование соединений от нона- до триБДЭ (упоминается в ЕСНА 2012с). Наиболее однозначные свидетельства того, что в почве, донных отложениях, воздухе и других матрицах происходит фотодebroмирование, можно найти в материалах контролируемых лабораторных исследований с естественным солнечным светом.

Хотя идентификационные данные продуктов разложения в некоторых исследованиях определены не самым полным образом (Örn 1997, Palm 2003, Gerecke 2006), другие исследования содержат убедительные свидетельства образования гепта- и гексаБДЭ в отложениях, почве и песке с недавним добавлением вещества в результате воздействия света в лабораторных условиях (Sellström 1998a, Tysklind 2001, Söderström 2003, 2004, ЕСНА 2013a, Jafvert and Hua 2001a, Eriksson 2004). В рамках исследования Ahn (2006) обнаружено, что дебромирование БДЭ-209, адсорбированного на минералы, представляет собой поэтапную реакцию с первоначальным формированием нона-, затем окта- и гептаБДЭ после 14 суток пребывания на солнечном свету, при этом с увеличением времени воздействия также образуются соединения от гекса- до триБДЭ. В ряде исследований, которые не обязательно проводились в условиях, характерных для окружающей среды, указано, что микроорганизмы могут влиять на разложение БДЭ-209 в почве и отложениях, поскольку они способны преобразовывать дека-, нона- и октаБДЭ, по крайней мере, в гепта- и гексаБДЭ (Robrock 2008, Lee and He 2010, Deng 2011, Qiu 2012). Фоторазложение и дебромирование БДЭ-209 также изучались на абиотическом материале, таком как пыль, пластмассы и текстиль с воздействием света, и были обнаружены продукты разложения от гекса- до нонаБДЭ (Stapleton and Dodder, 2008, Kajiwara 2008, 2013a,b). Другие продукты разложения, такие как ПБДД/ПБДФ, пентабромфенол и гексабромбензол могут образовываться из БДЭ-209 во время обработки (переработки), производства пластмасс, фотолиза, приготовления пищи (рыбы) и утилизации отходов (Vetter 2012, Kajiwara 2008, 2013a,b, Hamm 2001, Ebert and Bahadir 2003, Weber and Kuch 2003, POPRC 2010b, Thoma and Hutzinger 1987, Christiansson 2009). Характер образования сильно зависит от различных условий, таких как окружающая температура и чистота антипирена.

49. Данные мониторинга подтверждают свидетельства о том, что в условиях окружающей среды происходит разложение БДЭ-209 (ЕСНА 2012c, Hermanson 2010, Xiao 2012). Результаты свидетельствуют об образовании небольших количеств нона- и октаБДЭ за период 30 суток в озерных отложениях (Orihel 2014 в печати, см. также ЕСНА 2012c). Несколько исследований указывают на деградацию БДЭ-209 (в основном в нона- и октаБДЭ) в иле сточных вод (Stiborova 2008, Gerecke 2006, ЕСНА 2012c), а также в осадках (Aginaitwe 2014). Также наблюдалось изменение соотношения конгенов в иле по сравнению с коммерческими составами (Knoth 2007). Хотя ранее сообщалось о минимальном дебромировании в процессе обработки сточных вод (Kim 2013a, Zennegg 2013), имеющиеся данные подтверждают, что БДЭ-209 в иле сточных вод может подвергаться дегалогенированию до конгенов с меньшей степенью бромирования (Hale 2012). В почве дебромированию БДЭ-209 способствует наличие растений (Du 2013, Huang 2010a, 2013, Lu 2013, Wang 2011a, 2014). Характер распределения ПБДЭ с меньшей степенью бромирования в тканях растений отличается от распределения в почве с добавлением БДЭ-209; это позволяет предположить, что в почве уже произошло дебромирование соединений БДЭ-209, а их дальнейшее дебромирование может происходить в растениях (Du 2013, Wang 2011a, 2014). Обзор продуктов распада в абиотических матрицах приведен в таблицах 3.3 и 3.4 документа UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5.

50. Дебромирование также обнаружено в ходе исследований на высших позвоночных, в том числе птицах, рыбах и грызунах (ЕСНА 2012a, c, UK EA 2009, ЕСА 2010, POPRC 2013a). Хотя большинство позвоночных, как представляется, способны разлагать БДЭ-209 до ПБДЭ с меньшей степенью бромирования, различные виды могут иметь различную способность к дебромированию БДЭ-209, которое у некоторых видов проходит быстрее и интенсивнее, чем у других (McKinney 2011a). При этом подвергающееся метаболизированию количество ограничивается поглощенным объемом и способностью к метаболизму.

51. Несколько лабораторных экспериментов и полевых исследований на рыбах продемонстрировали дебромирование соединений БДЭ-209 после воздействия через рацион или воду или после впрыскивания БДЭ-209 (Kierkegaard 1999, Stapleton 2004, 2006, Kuo 2010, Munschy 2011, Vigano 2011, Noyes 2011, 2013, Zeng 2012, Wan 2013, Feng 2010, 2012, Luo 2013, Bhavsar 2008, Orihel 2014 в печати или цит. по ЕСНА 2012c). Был также обнаружен ряд очевидных продуктов разложения с меньшей степенью бромирования: от моно- до октаБДЭ. В нескольких исследованиях были обнаружены конгены (БДЭ-49, БДЭ-126, БДЭ-179, БДЭ-188, БДЭ-202), не присутствующие в любых технических продуктах ПБДЭ, что было сочтено доказательством биотрансформации БДЭ-209 (Munschy 2011, Wan 2013, Vigano 2011). Концентрации БДЭ-209 и продуктов его распада могут варьировать между различными видами рыб, что объясняется видоспецифичными различиями потенциала биоаккумуляции и обмена веществ у разных видов рыб (Stapleton 2006, Luo 2013, Roberts 2011). Также сообщалось о формировании гидроксильных и метоксильных продуктов разложения БДЭ (Feng 2010, 2012, Zeng 2012).

52. Ряд исследований также позволили выявить факт дебромирования соединений БДЭ-209 у птиц или в птичьих яйцах (обзор в Chen and Hale 2010, Park 2009, Van den Steen 2007, Letcher 2014, Holden 2009, Munoz-Arnanz 2011, Mo 2012, Crosse 2012). У американской пустельги, подвергшейся воздействию БДЭ-209 через рацион, период полураспада БДЭ-209 оценивается в 14 суток на основе концентрации в плазме, измеренной в периоды поглощения и выведения из организма (Letcher 2014). Кроме того, наблюдалось дебромирование продуктов из нона- в гептаБДЭ. Отмечено, что у рыб БДЭ-202 наряду с другими неустановленными конгенерами, не присутствующими в к-декаБДЭ, был обнаружен в яйцах птиц, что можно считать свидетельством дебромирования (Park 2009, Holden 2009, Mo 2012). Кроме того, соотношение конгенов нонаБДЭ/БДЭ-209 в яйцах или в организме хищных рыб было выше, чем их соотношение в коммерческой смеси, что указывает на биотрансформацию БДЭ-209 в организме/яйцах птиц (Holden 2009, Mo 2013). Характеристики конгенов, содержащихся в яйцах птиц, заметно отличаются от тех характеристик, которые были зарегистрированы в морской и водной биоте, где преобладают конгенеры с меньшей степенью бромирования (тетра- и пентаБДЭ). Эти различия в характеристиках конгенов могут быть связаны с меньшей биодоступностью БДЭ-209 по сравнению с менее бромированными конгенерами, а также дебромированием и истощением БДЭ-209 в морской и водной биоте (McKinney 2011a, Huwe 2008). Подтверждением биотрансформации БДЭ-209 в наземной среде стало обнаружение больших количеств БДЭ-208 в организме дождевых червей после воздействия БДЭ-209 (Sellström 2005, Klosterhaus and Baker 2010). Обзор продуктов распада в биоте приведен в таблицах 3.1 и 3.2 документа UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5).

53. Данные, полученные по итогам наблюдений млекопитающих, показывают, что дебромирование (из нона в гептаБДЭ) является первым этапом биотрансформации БДЭ-209, за которым следует гидроксילирование в фенолы и катехины (Riu 2008, Wang 2010a, Huwe 2007), и что дебромирование либо происходит в кишечнике за счет метаболизма кишечной микрофлорой, либо наблюдается в ходе первичного метаболизма ферментами цитохрома P450 в стенке кишечника сразу после поглощения (Mörck 2003, Sandholm 2003).

54. Токсичность конгенов с меньшей степенью бромирования хорошо изучена, поэтому дебромирование соединений БДЭ-209 в менее бромированные конгенеры является одним из факторов итоговой токсичности к-декаБДЭ (Kodavanti 2011). Сообщалось о разложении и/или биотрансформации БДЭ-209 в окружающей среде с признаками разложения/трансформации в БДЭ, относящиеся к числу СОЗ (БДЭ-47, -99, -153, -154 и -183) (Wan 2013, Letcher 2014, She 2013, Zhang 2014, Munsch 2011, Stapleton 2004, Feng 2010, Luo 2013, Lu 2013, Huang 2013, см. UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблицы 3.1-3.4). В связи с широким распространением и высокой стойкостью соединения организмы в течение всей жизни постоянно подвергаются воздействию сложной смеси БДЭ-209 с менее бромированными БДЭ и другими продуктами распада БДЭ-209 (ЕСНА 2012), что усиливает вероятность неблагоприятных последствий (Ross 2009, McKinney 2011a, Kortenkamp 2014). Исследование He (2011) показало, что длительное хроническое воздействие малых доз БДЭ-209 влияет не только на рост и воспроизводство F0, но и вызывает нейрорепродуктивные изменения у потомства F1. Наблюдалась способность БДЭ-209 к накоплению и биотрансформации в малые дозы конгенов от нона- до гексаБДЭ, и авторами был поднят вопрос о риске, обусловленном токсичностью смеси. Следовательно, поглощение и биоаккумуляция БДЭ-209 вместе с его биотрансформацией в более биоаккумулируемые и токсичные метаболиты в организме имеет потенциал вызывать значительные негативные последствия в результате комбинированного воздействия (см. раздел 2.4.6). Аналогичные результаты были получены в исследованиях Noyes (2011) и Chen (2012a).

2.2.3 Биодоступность и распределение в тканях

55. БДЭ-209 характеризуется низкой биодоступностью в связи с его высокой молекулярной массой, которая влияет на его пассивную диффузию через биологические мембраны (Frouin 2013, Mizukawa 2009), а так в связи с его сильным прикреплением к частицам, т. е. отложения и почве (Tian and Zhu 2011, см. также раздел 2.2.1). Несмотря на это, как подтверждается данными мониторинга по всему миру (см. раздел 2.3 и таблицы 5.1 и 5.2 документа UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5) и лабораторных исследований, поддающиеся обнаружению и иногда высокие уровни БДЭ 209 были измерены в широком ряде тканей, видов, пищевых сетей и высших хищников.

56. Как уже говорилось в разделе 1.1, БДЭ-209 обладает низкой растворимостью, и, как сообщается, его биодоступность путем прямого воздействия через водную среду весьма ограничена (Ciparis and Hale 2005, Klosterhaus and Baker 2010). Тем не менее, имеются некоторые данные о биодоступности БДЭ-209 у оризии вследствие прямого воздействия в воде (Luo 2013). В силу своей склонности к связыванию с частицами БДЭ-209 считается биодоступным через

пищу, а также при проглатывании частиц, таких как пыль, осадочные отложения, почва или песок (ECHA 2012c). Проведена оценка поглощения БДЭ-209 в рационе рыбы (Kierkegaard 1999, Stapleton 2004, 2006), которая продемонстрировала величину поглощения в диапазоне от 0,02% до 3,2% в зависимости от вида и от того, учитывались ли продукты дебромирования БДЭ-209 при оценке общей величины поглощения. Свидетельства биодоступности БДЭ-209 у наземных видов продемонстрированы в рамках многих исследований, которые выявили поглощение БДЭ-209 у птиц (Letcher 2014, Sagerup 2009, reviewed by Chen and Hale 2010); это подтверждается данными биомониторинга, которые также доказывают поглощение организмами других видов диких животных, а также людей (раздел 2.3). У крыс было указано оральное поглощение в диапазоне 1-26%, однако при вдыхании поглощение оценивается как незначительное (El Dareer 1987, Mörk 2003, Sandholm 2003, Riu 2008), а всасывание через кожу в лабораторном эксперименте составило менее 20% (Hughes, 2001). Кроме того, оценка *in vitro* с использованием модели человеческого желудочно-кишечного тракта показала, что БДЭ-209 является биодоступным (14%) после воздействия через образцы пыли, взятые в помещении (Abdallah 2012). У крыс и коров большая часть введенного БДЭ-209 выводится с калом в виде исходного соединения (Kierkegaard 2007, Huwe 2008, Riu 2008, Biesemeier 2010).

57. Исследования показали, что БДЭ-209 преимущественно секвестрируется в насыщенные кровью ткани, такие как мышцы, печень, кишечник, жабры (у рыб), и в меньшей степени в жировую ткань (например Shaw 2012, Wan 2013, EFSA 2011, ECB 2002, 2004). Секвестрирование тканями, насыщенными кровью, возможно, объясняется связыванием БДЭ-209 с белками (Hakk 2002, Morck 2003). У китайских осетров липиды не играли важной роли в распределении БДЭ-209 (Wan 2013). БДЭ-209 в относительно высоких концентрациях был обнаружен в органах, участвующих во всасывании, поглощении и метаболизме, таких как печень, жабры и кишечник, причем максимальные концентрации БДЭ-209 наблюдались в печени и жабрах. Кроме того, оценочные коэффициенты распределения между тканями и кровью были выше, чем у менее бромированных БДЭ, что дает основание полагать, что низкие уровни разделения между кровью и тканями могут приводить к высоким показателям биоаккумуляции БДЭ-209, особенно в органах абсорбции (Wan 2013). Поскольку этот организм почти прекращает кормление в период миграции в реке Янцзы, можно предположить, что у исследованных особей осетра протекал период очищения крови. Аналогичная картина наблюдалась и в исследовании биоаккумуляции у тюленей (Shaw 2012). Средние печеночные концентрации ΣПБДЭ (от три- до окта-БДЭ) были аналогичны средним показателям ΣПБДЭ (от моно- до гексаБДЭ) в ворвани тюленей, как сообщается в исследовании Shaw (2008). В печени, напротив, концентрации БДЭ-209 были в пять раз выше, чем в ворвани, что согласуется с наблюдениями о миграции БДЭ-209 в биоте в перфузируемые ткани, такие как печень. Исходя из сырого веса органов, установлено, что у крыс наиболее высокие концентрации обнаруживались в надпочечниках, почках, сердце, печени и яичниках (EFSA 2011, Seyer 2010, Riu 2008). В период лактации у коров, которых кормили естественно загрязненным силосом, БДЭ-209 был преобладающим соединением в корме, органах, жировой ткани и кале, но не в молоке (Kierkegaard 2007). При воздействии через рацион у американской пустельги были обнаружены более высокие уровни в жире, а не в печени (на основе сырого веса в конце периода депурации) (Letcher 2014).

58. Данные исследований человека показывают, что БДЭ-209 поглощается и распределяется в жир, кровь, пуповинную кровь, плаценту, плод и в грудное молоко (Frederiksen 2009a, Zhao 2013; UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 4.1). Также сообщалось о передаче БДЭ-209 от материнских особей в яйца и к потомству у рыб, лягушек, птиц, крыс и оленей (orkamp 2005, Lindberg 2004, Johansson 2009, Garcia-Reyero 2014, Nyholm 2008, Rui 2008, Biesemeier 2010, Cai 2011, Holma-Suutari 2014, Liu 2011c).

2.2.4 Биоаккумуляция

59. Ранее предполагалась, что для БДЭ-209 характерна низкая биоаккумуляция в биоте, что в основном связано с большим размером молекул и крайней гидрофобностью, а также низкой биодоступностью БДЭ-209 (Hale 2003). Тем не менее, низкий уровень биоаккумуляции также можно объяснить такими факторами, как низкое поглощение и/или высокая способность БДЭ-209 к выведению или метаболизации путем экскреции и дебромирования БДЭ-209 (Hale 2003, Arnot 2010). Кроме того, изменчивость результатов измерения биоаккумуляции также можно объяснить аналитическими трудностями измерения БДЭ-209 (Ross 2009, de Boer and Wells 2006, Covaci 2003, Kortenkamp 2014) и/или дебромированием в менее насыщенные ПБДЭ. Как отмечается в ЕСА (2010), для полной оценки потенциала биоаккумуляции вещества должна рассматриваться биоаккумуляция как исходного вещества, так и продуктов его метаболизма. Исследования мониторинга окружающей среды показывают, что БДЭ-209 присутствует в организме различных видов и человека во всем мире, и содержат доказательства, подтверждающие его биоаккумуляцию (см. раздел 2.3.1 и UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5,

таблица 5.2). Описанные в литературе значения коэффициента разделения октанол-вода ($\log K_{ow}$) значения для БДЭ-209 сильно варьируют от 6,27 до 12,11 в зависимости от использованного метода измерения или оценки (СМАВFRIP 1997, Dinn 2012, ЕСА 2010, Kelly 2007, Tian 2012, US EPA 2010, Watanabe and Tatsukawa 1990). Хотя соединения с $\log K_{ow} > 5$ считаются биоаккумулирующимися, химические вещества (такие как БДЭ-209) с $\log K_{ow} > 7,5$ считается менее склонным биоаккумуляции в связи с прогнозируемым снижением потенциала поглощения из рациона (Arnot and Gobas 2003). Тем не менее результаты исследований пищевых сетей показывают, что БДЭ-209 биоаккумулируется (КБМ > 1) в организме как водных, так и наземных видов (Yu 2011, 2013, Wu 2009a, ЕС 2010 и ссылки в нем).

60. КБК для БДЭ-209 у рыбы, согласно оценкам, составляет < 5000 , при этом прогнозируется незначительное поглощение в водной среде в связи большим размером и низкой растворимостью в воде (ЕСНА 2012 а, ЕСА 2010). Тем не менее, КБК не считается надлежащей характеристикой потенциала бионакопления для сильно гидрофобных веществ, таких как БДЭ-209. КБК отражают процессы химической абсорбции водного организма из окружающей водной среды через его дыхательные и кожные поверхностей без учета рациона (Arnot and Gobas 2006). Согласно пересмотренным рекомендациям ОЭСР по исследованию биоаккумуляции, тестирование путем воздействия через водную среду может становиться все более трудным по мере увеличения гидрофобности. Следовательно, для сильно гидрофобных веществ ($\log K_{ow} > 5$ с растворимостью в воде ниже $\sim 0,01-0,1$ мг/л) рекомендуется проводить эксперименты с воздействием через рацион (OECD 305, 2012).

61. Для наземных организмов $\log K_{ow}$ и КБУ не обеспечивают верного прогнозирования биоусиления химических веществ, имеющих $\log K_{oa} \geq 6$ и $\log K_{ow} > 2$ (Kelly 2007, 2009); было продемонстрировано, что в наземных пищевых цепях химические вещества с $\log K_{ow} < 5$ и КБК < 5000 подвергаются биоусилению. Как упоминалось ранее, самый основной путь воздействия БДЭ-209 в водных и наземных пищевых сетях - это воздействие через рацион (Shaw 2009, Kelly 2007). Аккумуляированные уровни дека-БДЭ в организмах, связанных с отложениями, и организмах-фильтраторах (моллюски, зоопланктон, ракообразные, плоские рыбы, придонные беспозвоночные и водяные черви) считаются результатом усвоения частиц, содержащих адсорбированный БДЭ-209, но не подтверждением биоаккумуляции, однако, поглощение частиц, как предполагается, является путем воздействия на более высокие трофические уровни в водных пищевых сетях (Shaw 2009 и ссылки в нем). В наземных экосистемах БДЭ-209 прочно адсорбируется на твердых частицах в атмосфере (т.е. аэрозолях) в связи с его высоким коэффициентом распределения октанол-воздух (K_{oa}), и осажается на наземной растительности и почве путем мокрого и сухого осаждения (Christensen 2005, ЕСА 2010, Mizukawa 2013, Yu 2011). Так формируется путь воздействия на наземные организмы, которые поглощают почву или растения в качестве источника пищи. Таким образом, полагают, что при рассмотрении биоаккумуляционных свойств БДЭ-209 более существенную информацию обеспечивают расчетные или измеренные КБА, коэффициенты биоусиления (КБУ) и коэффициенты трофического усиления (КТУ), нежели расчетные или измеренные КБК (Shaw 2009, Kelly 2007, Powell 2013).

62. КБА указывает на биоаккумуляцию в организме химических веществ, поступающих всеми путями воздействия, в том числе через рацион и из источников в окружающей среде. Имеются ограниченные данные прошлых периодов для оценки КБА БДЭ-209, поскольку в многочисленных исследованиях измеренные концентрации БДЭ-209 не сравнивались с уровнями в окружающей среде. Таким образом, в рамках предыдущих оценок приводились неоднозначные свидетельства о том, что БДЭ-209 способен к биоаккумуляции (ЕСНА 2012a,c, ЕСА 2010, US EPA 2010). После этого были проведены дополнительные исследования, в ходе которых измерялся КБА БДЭ-209 в биоте из регионов, охваченных предыдущими оценками, а также из других районов. В частности, в исследовании Frouin 2013 (2013) значения $\log K_{BA}$, основанные на липидном весе, превышали 6 водных беспозвоночных, тем самым превысив $\log K_{BA} > 3,7$, что соответствует КБА > 5000 (He 2012, ЕСА 2010) и отвечает критериям биоаккумуляции, приведенным в приложении D (КБА > 5000). В вышеуказанных исследованиях поглощение БДЭ-209 водными организмами было измерено и оценено в сравнении с концентрацией в воде и $\log K_{BA}$.

63. КБУ и КТУ, полученные на основе полевых данных, показывают, что БДЭ-209 может подвергаться биоусилению в нескольких водных и наземных организмах и пищевых сетях (КБУ > 1 и КТУ > 1 ; см. подробную информацию UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 3.5). КБУ варьируют в диапазоне 1-7 у земных организмов и в пищевых сетях; такие сведения приводятся в научной литературе (Yu 2011, Wu 2009a) и получены по результатам моделирования (Kelly 2007). В исследовании наземной пищевой сети, охватывающем несколько трофических уровней, был зарегистрирован КБУ от 1,4 до 4,7 (Yu 2011, 2013). В другом полевом исследовании на

лягушках (которые находятся под влиянием как водной, так и наземной сред), где изучалось биоусиление при переходе от насекомых к лягушкам, КБУ варьировал в пределах 0,8-13,0 в зависимости от пола (Wu 2009a). У водных организмов КБУ колебался между 0,02 и 34. КБУ в ворвани и крови тюленя изменялся в диапазоне 0,03-0,06 и 8,3-20,8, соответственно (Thomas 2005, цит. по ЕСА 2010). В других исследованиях приводится КБУ от 0,2 до 2,2 для тюленей (Jenssen 2007), 1,5 для морской биоты (Baron 2013), и 1,28 для радужной форели (Stapleton 2006 цит. по ЕСА, 2010). Кроме того, в водной пищевой сети были зарегистрированы КБУ от 0,1 до 34 исследования (Law 2006). В ряде других исследований водных видов зафиксирован КБУ от 1,2 до 5,1 (Mo 2012), от 0,67 до 1,3 (Shaw 2009), от 0,4 до 1,3 (Roma 2014), от 4,8 до 12,7 с присутствием некоторой неопределенности в отношении пищевой сети (Тому 2009), а также от 0,02 до 5 (Bugeau 2004, 2006, обзор в ЕСА 2010). Для водных пищевых сетей указывались значения КТУ, составляющие 3,6 (Law 2006), 0,26 (Wu 2009b), 0,78 (Yu 2012, обзор в ЕСА 2010) и 0,3 (Тому 2008). Большинство зарегистрированных значений КБУ и КТУ для БДЭ-209 были рассчитаны при использовании образцов мышечной ткани (рыбы, птицы и млекопитающие), всего организма (двусторчатые моллюски, зоопланктон и рыбы) или жировой ткани (рыба и млекопитающие). Указанные различия между КБУ и КТУ могут зависеть от видов общего состояния организма, рациона, проанализированного типа воздействия и ткани, метаболизма, пола и структуры пищевой сети.

64. В ряде исследований наблюдалось трофическое разбавление ($КТУ < 1$), что может быть связано с биотрансформацией БДЭ-209 в пищевых сетях, поскольку имеются данные о $КТУ > 1$ для продуктов биотрансформации БДЭ-209 (Wu 2009b, Roma 2014). Более того, имеются данные о КБУ для таких известных продуктов биотрансформации, как БДЭ-202, не присутствующих в каких-либо имеющихся коммерческих составах ПБДЭ (Yu 2011, Mo 2012, Roma 2014). Таким образом, в ряде исследований выявлено биоаккумуляция продуктов его распада, как то БДЭ-202, а не биоаккумуляция самого БДЭ-209.

65. Коэффициент почвенно-биотической аккумуляции (КПБА) представляет собой соотношение концентрации загрязнителя в стабильном состоянии, находящегося в организме и соответствующей концентрации в отложениях и может обеспечить более полное представление о биоаккумуляции и биоусилении. В ряде исследований расчетные значения КПБА в отложениях для БДЭ-209 позволяют предположить низкий потенциал биомагнизации ($КПБА < 1$) (Klosterhaus and Baker 2010, He 2012, La Guardia 2012, Sellström 2005, Tian and Zhu 2011, Xiang 2007, reviewed in ЕС 2010). Тем не менее, некоторые исследования демонстрируют более высокие КПБА для осадка, превышающие 3, что дает основание сделать вывод о биоаккумуляции у некоторых видов моллюсков (deBruyn 2009, Wang 2009). В исследовании deBruyn (2009) концентрации БДЭ-209 были либо низкими ($КБПА \leq 1,48$), либо ниже пределов количественного обнаружения для большинства образцов, кроме одного контрольного участка, где расчетный КПБА отложений составил 3,53 (deBruyn 2009). Тем не менее, в недавнем исследовании пищевой сети почвенных беспозвоночных КПБА для БДЭ-209 варьировал в диапазоне от 0,07 до 10,5 после нанесения на почву твердых веществ биологического происхождения. В том же исследовании КБУ составляли от 0,07 до 4,0, однако имелась некоторая неопределенность в отношении $\Delta\delta N$ -изотопного анализа, и авторы также пришли к выводу, что для определения аккумуляции ПБДЭ у почвенных беспозвоночных, обитающих на участках, где наносился ил, контакт с почвой, вероятно, более важен, чем трофический статус (Gaylor 2014) (см. более подробную информацию в UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 3.5). Толкование значений КПБА для БДЭ-209 осложняется тем, что метаболизм БДЭ-209 широко варьируется у разных видов, а также чрезвычайно высоким уровнем в отложениях, описанным в некоторых полевых исследованиях, и проблемами с получением чистых проб без ила для анализа организмов, обитающих в отложениях (ЕСНА 2012c, La Guardia 2012).

66. В некоторых исследованиях наблюдался более высокий потенциал биомагнизации или аккумуляции БДЭ-209 у земных организмов по сравнению с водными организмами (Christensen 2005, Chen and Hale 2010b, Jaspers 2006, Kelly 2007, Voorspoels 2006a). Это ожидаемый результат с учетом физико-химических свойств БДЭ-209 и различий в токсикокинетике между наземными и водными организмами, как это определено в работе Kelly (2007). В исследовании Kelly (2007) рассчитаны более высокие КБУ для БДЭ-209 у наземных плотоядных и человека ($КБУ=8$), чем для морских млекопитающих ($КБУ=3$), а самые низкие значения КБУ БДЭ-209 зафиксированы у наземных травоядных и водных организмов ($КБУ=1$). Это исследование показало, что в случае сильно гидрофобных химических веществ, таких как БДЭ-209, КБУ были выше у дышащих воздухом животных, чем у животных, дышащих в воде, ввиду более медленного выведения вещества с дыханием и медленного выведения с мочой, что отражает высокие значения Коа и Ков, соответственно. Напротив, другие исследования показывают, что поглощение БДЭ-209 у некоторых костистых рыб происходит с небольшой скоростью, что позволяет допустить

меньший потенциал биоаккумуляции и более активные параметры метаболизма (или дебромирования) и выведения БДЭ-209, чем наблюдались у наземных видов (Mörck 2003, Stapleton 2004, Kierkegaard 1999). Имеющиеся данные также показывают, что существуют дополнительные переменные, влияющие на биоаккумуляцию БДЭ-209. Например, БДЭ-209 прочно стабилизируется в отложениях и почве, отличается высокой стойкостью и является доминирующим или одним из самых распространенных ПБДЭ, обнаруженных в абиотических нишах глобальной окружающей среды (см. раздел 2.3.1). Такое повсеместное абиотическое загрязнение, иногда достигающее высоких уровней, позволяет БДЭ-209 поступать в пищевые сети и достигать стабильных уровней в биоте, несмотря на большой размер молекулы ($MM=959$) и высокий показатель $\log K_{ow}$ (Stapleton 2004).

67. Имеется совсем небольшой объем сведений о биоаккумуляции БДЭ-209 (или других ПБДЭ) в растениях и в организме травоядных. Было проведено изучение БДЭ-209 в небольшой растительноядной пищевой цепи (почвы рисовых полей, побеги риса и ампулярии) на участке в южной части Китая, где производится переработка электронных отходов. КБУ БДЭ-209 от при переходе от побегов риса к улиткам варьировал от 1,2 до 6,3, что наглядно продемонстрировало аккумуляцию БДЭ-209 в пищевой цепи растение -- травоядные (She 2013). С другой стороны, биоаккумуляция не наблюдалась в недавнем лабораторном эксперименте, где ампулярии подвергались воздействию БДЭ-209 через рацион (указан $KBA < 1$) (Koch 2014). Поэтому на основе этих двух исследований сложно сделать однозначный вывод о биоаккумуляции у улиток. Многие из представленных показателей концентрации БДЭ-209 в биоте вычислены на липидно-нормированной основе. Хотя это является обычной практикой при представлении информации об уровне биоаккумуляции веществ, в ретроспективном плане этот подход может оказаться не самым оптимальным при изучении тех веществ, которые не способны к существенной стабилизации в липидах (OECD 2012), что, возможно, относится и к БДЭ-209 (см. раздел 2.2.3). Исследования, не обнаружившие биомагнификации БДЭ-209 у рыбы и млекопитающих, основываются на установленных уровнях, обнаруженных в мышечной или жировой ткани и/или были липидно нормированными. Как указывалось в разделе 2.2.3, имеются свидетельства того, что БДЭ-209 преимущественно секвестрируется в богатых кровью тканях, таких как печень, кишечник, мышцы и жабры, поэтому в некоторых предыдущих исследованиях, возможно, изучались другие ткани и недооценивалась способность БДЭ-209 к биоаккумуляции и биомагнификации (Stapleton 2004, Voorspoels 2006a, Wan 2013). Последние экспериментальные достижения в области изотопической экологии показывают неуместность использования фиксированного значения $\Delta^{15}N$ и большую значимость масштабируемого значения $\Delta^{15}N$ (Hussey 2014). Так, в результате коррекции для трофических уровней появляется дополнительная неопределенность, особенно для устоявшихся пищевых сетей.

68. Дебромирование из БДЭ-209 в менее бромированные и более способные к биоаккумуляции ПБДЭ после поглощения БДЭ-209 в организме (см. раздел 2.2.2) усиливает озабоченность по поводу применения и выбросов БДЭ-209, так как некоторые ПБДЭ уже внесены в приложения А к Стокгольмской конвенции, касающиеся глобальной ликвидации, и/или являются веществами СБТ и оСоВ в ЕС (POPRC 2006, 2007, ЕСНА 2012а, ЕСА 2010). Исследования токсического действия и разложения до менее бромированных ПБДЭ проводились параллельно с наблюдениями за биоконцентрацией и биоаккумуляцией БДЭ-209 (García-Reyero 2014, Noyes 2011, 2013, Куо 2010). Кроме того, присутствие ПБДЭ с меньшей степенью бромирования в полевых исследованиях может быть связано как с дебромированием БДЭ-209, так и с прямым воздействием к-пентаБДЭ или к-октаБДЭ.

2.2.5 Способность к переносу в окружающей среде на большие расстояния

69. Наряду с другими менее бромированными ПБДЭ, БДЭ-209 обнаруживается в различных нишах окружающей среды в Арктике и Антарктике, включая воздух, осадки, снег, лед, почву, донные отложения и биоту (UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблицы 5.1 и 5.2).

70. Некоторые исследования показали, что БДЭ-209 является преобладающим или одним из преобладающих ПБДЭ в воздухе Арктики (Wang 2005, Su 2007, Hermanson 2010, Hung 2010, Möller 2011b, Meyer 2012, NEA 2014, Salamova 2014). Наблюдаемые уровни БДЭ-209 в атмосфере Арктики и исследования, показывающие значительные отложения в арктическом льду (Hermanson 2010) и снеге (Meyer 2012) подчеркивают способность БДЭ-209 к переносу на большие расстояния в отдаленные районы. К примеру, в исследовании, в котором оценивались 19 различных БАП в образцах ледяного ядра из норвежской Арктики, БДЭ-209 оказался на втором месте по отложению БАП из атмосферы в арктический лед. В период 1995-2005 годов скорость отложения БДЭ-209 составила $320 \text{ нг/см}^2/\text{год}$; эти темпы существенно выше, чем у других ПБДЭ, и уступают только показателям ГБЦД (Hermanson 2010). Обнаружение БДЭ-209 в

пробах воздуха и осадений в Антарктике дает новые доказательства переноса этого соединения на весьма большие расстояния (Dickhut 2012).

71. БДЭ-209, осаждающийся в окружающей среде в Арктике, является биологически доступным для обитающих в этой местности организмов и широко распространен в арктических пищевых сетях (de Wit 2006 and 2010, ECA 2010, NCP 2013). Загрязненные БДЭ-209 образцы из Арктики включают, например, растительный покров, хищных птиц, морских птиц, яйца морских птиц, морских и пресноводных рыб, различных ракообразных, зоопланктон, креветок и моллюсков, наземных и морских млекопитающих (de Wit 2006 и 2010, Letcher 2010, Tomy 2008). Как правило, в Арктике биота подвергается совместному воздействию БДЭ-209 и множества других ПБДЭ и СОЗ (de Wit 2006, 2010, Letcher 2010). Данные биомониторинга показали, что БДЭ-209 вносит значительный вклад в общую нагрузку на организм некоторых арктических видов, обусловленную ПБДЭ, и составляет > 50% от общего объема воздействия ПБДЭ на ледовых детритоядных разноногих ракообразных (Sørmo 2006), 60% воздействия на окуня и 75% воздействия на сайку (Tomy 2008). БДЭ-209 также является преобладающим конгенером в образцах мха из удаленных районов Норвегии (Mariussen 2008).

72. БДЭ-209 также обнаружен в воздухе в отдаленных районах Азии на Тибетском нагорье (Xiao 2012, Xu 2011). Образцы снежного покрова гор Татра в Словакии продемонстрировали неожиданно высокие уровни БДЭ-209 (Arellano 2011). Систематический мониторинг с судов в открытом море также выявил обилие БДЭ-209 в пробах воздуха из Арктики, Атлантики, районов Индийского и Тихого океанов (Möller 2012, Möller 2011a,b, Lohmann 2013). Океанические и атмосферные процессы способствуют перемещению БДЭ-209 в окружающей среде (Su 2007, Möller 2011a,b, Breivik 2006). Поскольку БДЭ-209 имеет очень низкое давление пара, испарение вряд ли будет серьезно способствовать перемещению в окружающей среде на большие расстояния; скорее перенос в атмосфере на большие расстояния зависит от подвижности атмосферных частиц, к которым прикрепляется это соединение (Breivik 2006, Wania and Dugani 2003). Более мелкие частицы (диаметром несколько микрометров) могут оставаться в воздухе в течение часов или дней, при условии, что они не удаляются при аккумуляции влаги (Wilford 2008, Meyer 2012). Более того, частицы могут защищать молекулу БДЭ-209 от фотолиза, и продлевают ее период полураспада до >200 дней (Breivik 2006, Raff and Hites 2007, цит. по: de Wit 2010). Установлено, что отложение находящегося в воздухе частиц в период туманов в Арктике растет (Su 2007, AMAP 2009). В тропических районах Азии перенос ПБДЭ, включая БДЭ-209, на большие расстояния в окружающей среде связан с газом и/или частицами и облегчается муссонами (Xu 2011).

73. Как показывают расчеты, полученные на основе реакции гидроксильных радикалов с помощью программы AOP компании «Сиракуз рисерч корпорейшн», и исходя из концентрации гидроксильных радикалов в 5×10^5 молекул/см³ и скорости реакции $1,7 \times 10^{-13}$ см³ молекул-1 s-1, оценочный период атмосферного полураспада БДЭ-209 составляет 94 суток в воздухе (ECB 2002). Другие программы, такие как EPISuite 4.1 (модуль AopWin) и PBTProfiler, показывают иную скорость реакции ($3,37 \times 10^{-14}$ см³ молекул-1 S-1) и, следовательно, прогнозируют даже более продолжительный период полураспада, составляющий 317 дней (12-часовой день, $1,5 \times 10^6$ ОН радикалов/см³) и 470 суток (24-часовой день, 5×10^5 молекул/см³), соответственно.

74. Хотя могут присутствовать местные источники выбросов (Hale 2008, Danon-Schaeffer 2007, Li 2012c), имеющиеся данные из отдаленных регионов в целом свидетельствуют, что БДЭ-209 обнаруживается в этих областях в результате переноса в окружающей среде на большие расстояния.

2.3 Воздействие

2.3.1 Уровни содержания в окружающей среде и тенденции

75. БДЭ-209 широко рассеян в окружающей среде и обнаруживается в биотических и абиотических матрицах во всем мире. В нескольких работах приводится обзор уровней этого вещества в окружающей среде (de Wit 2006, 2010, ECA 2010, Letcher 2010, Law 2014) и UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблицы 5.1 и 5.2). В большинстве экологических матриц БДЭ-209 сосуществует с другими ПБДЭ и является основным или одним из преобладающих выявленных ПБДЭ.

76. БДЭ-209 обнаружен в воздухе в городских, сельских и отдаленных районах (UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 5.1), а также в осадках (Ma 2013, Robson 2013, Arinaitwe 2014 и ссылки в нем). В городской и сельской среде обнаружены уровни в диапазоне от 4,1 до 60 пг/м³ (обзор в Syed 2013), а концентрации в воздухе Арктики варьируют от не поддающихся обнаружению до 41 пг/м³ (обзор в de Wit 2010). Уровни в отдаленных районах, расположенных за пределами Арктики, варьируют в диапазоне от не поддающегося обнаружению до 29 пг/м³,

т. е. превышают уровни, обнаруженные в Арктике, и ниже уровней, установленных в городской и сельской среде (Xiao 2012, Möller 2011a,b, 2012). Однако недавно в работе Lohman (2013) появилась информация о том, что концентрации БДЭ-209, связанного с частицами и в газовой фазе, в воздухе тропических районов Атлантического океана составляют 43,89 и 260 пг/м³, соответственно. На основании этих измерений в работе Lohman (2013 г.) рассчитывается общий объем осаднения БДЭ-209 из воздуха Атлантического океана, который составляет приблизительно 27,5 тонны в год, т.е. 20 и 7,5 тонны для газовой фазы и частиц, соответственно. Результаты показывают, что уровни осаднения и содержания в воздухе глобального океана могут быть выше, чем считалось ранее. Как описано выше, в Арктике и в тропиках перенос БДЭ-209 в воздухе находится под влиянием сезонных погодных явлений (Xu 2011, SU 2007, АМАР 2009). Обратный анализ траектории воздушных масс показывает, что основные потенциальные регионы, в которых находятся источники БДЭ-209, широко распространены на промышленно развитых и урбанизированных территориях в тропической Азии (Xu 2011).

77. Большинство имеющихся данных об уровнях БДЭ-209 в почве поступает из соответствующих районов. Указанные уровни в почве во всем мире варьируют от не поддающихся обнаружению до 8600 пг/г-1 сухого веса почвы на загрязненных территориях, однако могут быть еще выше (обзор в Wang 2010b). БДЭ-209 был обнаружен в почве на свалках в арктических районах Канады (Danon-Schaeffer 2007, Li 2012c), однако уровни ПБДЭ в почве за пределами свалки схожи с уровнями, замеренными в почве в других отдаленных районах Арктики (de Wit 2006, 2010), что позволяет предполагать, что выбросы БДЭ-209 и других ПБДЭ из этих источников в окружающую среду Арктики в настоящее время невелики. По сравнению с удаленными районами в городских и сельских районах уровни БДЭ значительно выше. В частности, весьма высоки уровни БДЭ-209 в почве на объектах по утилизации электронных отходов, таких как предприятия по рециркуляции, захоронению и промышленные предприятия в Китае, (Wang 2011b, reviewed by Wang 2010b, Gao 2011, Li 2012a). Имеются сообщения о том, что в нескольких странах осадок сточных вод содержит БДЭ-209, и, когда в почву добавляется ил, содержащий БДЭ-209, это вещество переходит в почву и биоту (de Wit 2005, NEA 2012, NERI 2003, Annex E Denmark, Ricklund 2008a,b, Earnshaw 2013). Как показано в работах Sellström (2005) и de Wit (2005), уровни БДЭ-209 в 100-1000 раз выше на тех участках, которые были удобрены осадком сточных вод, по сравнению с контрольными участками. В этом исследовании зафиксировано, что БДЭ-209 является доминирующим конгеном в почве и в организме дождевых червей, при этом у червей обнаружены более высокие показатели, чем в почве (Sellström 2005).

78. Указанные уровни БДЭ-209 в отложениях по всему миру варьируют в диапазоне от не поддающихся обнаружению уровней до 16 000 нг/г сухого веса, т.е. немного выше, чем в почве (см. Wang 2010b, Eljarrat 2007, Sellström 1998b; POPRC/INF/5, таблица 5.1). Высокие концентрации в отложениях обычно обнаруживаются в непосредственной близости от промышленных объектов (Wang 2010b, Eljarrat 2004, 2005, 2007, Sellström 1998b). В отложениях, как и в почве, БДЭ-209 является преобладающим конгеном, составляющим почти 100% от общей концентрации ПБДЭ, замеренной в ходе некоторых исследований (Wang 2010b, Eljarrat 2005, Marvin 2013). Уровни БДЭ-209 в почве и отложениях в отдаленных регионах невысоки (de Wit 2006, 2010, SPAN 2010, 2012b, Boitsov and Klungsoyr 2013, SFT 2008a,b), однако они оказались повышенными на нескольких участках, подверженных локальному загрязнению, например, на полигонах и вблизи мест сброса сточных вод (Hale 2008, Danon-Schaeffer 2007, Li 2012c). Время удвоения БДЭ-209 в этих отложениях составляет от 5,3 до 8,4 лет (Chen 2007b, Kwan 2014, Zhu and Hites, 2005, Zegers 2003; UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 5.1).

79. БДЭ-209 также обнаруживается в организме различных земных и водных видов в глобальном масштабе (de Wit 2006, 2010, Letcher 2010, ECA 2010, Chen and Hale 2010, NCP 2013; см. UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 5.2). Измерены уровни в растениях, у морских птиц, таких как гаги, кайры, чайки-бургомистры и серебристые чайки, у различных хищных птиц, рыб и морских беспозвоночных, морских ракообразных, насекомых и лягушек, а также морских и наземных млекопитающих. БДЭ-209 обнаружен в различных тканях у взрослых особей, а также в яйцах яйцекладущих животных.

80. В Арктике указываемые уровни в биоте варьируют от не поддающихся обнаружению до 250 нг/г липидного веса (UNEP/POPS/POPRC.10/INF5, таблица 5.2). Экстраполяция полученных в лабораторных условиях данных о воздействии на полевые замеры свидетельствует о вероятных негативных последствиях нынешних уровней воздействия декаБДЭ для здоровья рыбы в канадской Арктике (Noyes 2013, Tomy 2008, 2009). То же самое применимо и к рыбе с юга Китая, где измеряемые концентрации декаБДЭ превышают уровни, при которых наблюдаются последствия (Noyes 2013, Mo 2012). В районах, в большей степени подверженных антропогенной деятельности, зарегистрированы уровни до $\geq 12\ 000$ нг/г липидного веса. Высокие уровни БДЭ-

209 часто встречаются в наземных средах и, вероятно, отражают низкую летучесть БДЭ-209 и его высокую способность прикрепления к органическим веществам в пыли и почве (Chen and Hale 2010, Chen 2012d). В частности, широко изучается содержание БДЭ-209 у птиц и в птичьих яйцах, и в некоторых случаях сообщается о его очень высоком уровне. В организме обыкновенной пустельги из Китая содержатся очень высокие уровни БДЭ-209 с концентрацией 2150 и 2870 нг/г липидного веса в мышцах и печени, соответственно (Chen 2007a). Один образец содержал 6 220 нг/г липидного веса в мышцах и 12 200 нг/г липидного веса в печени. Эти уровни являются одними из самых высоких уровней БДЭ-209, зарегистрированных в дикой природе (Chen 2007a), и они намного превышают уровни, указанные в других источниках (Bustnes 2007, Fliedner 2012, Johansson 2011, Sørmo 2011, Voorspoels 2006b, Gentes 2012, Chabot-Giguère 2013, Mo 2013, Chen 2010a, Chen and Hale 2010). Высокие уровни были также зарегистрированы у зимородка, полевого воробья и обыкновенной пустельги в Китае (Chen 2007a, Yu 2011, Mo 2012), а также сапсана в Швеции (Johansson 2011). БДЭ-209 также обнаружены у нескольких видов арктических птиц (de Wit 2006, 2010). У красных лис в городских и сельских районах Бельгии уровень содержания в печени достигал 760 нг/г липидного веса, при этом на БДЭ-209, как правило, приходилось ~ 70% от общего содержания ПБДЭ (Voorspoels 2006a). Высокие уровни также были обнаружены в евразийских выдрах из Великобритании с концентрацией в печени до 6800 нг/г живого веса (Pountney 2014).

81. Имеются лишь ограниченные данные о временных изменениях уровня БДЭ-209 в окружающей среде. В нескольких исследованиях, в которых сообщается о временных тенденциях в абиотической среде в Арктике, указывается на увеличение уровня БДЭ-209 в воздухе арктических канадских районов в 2002-2005 годах (Su 2007, Hung 2010), при этом в 2007-2009 годах такого увеличения не наблюдалось (NCP, 2013). За период 2002-2005 время удвоения составило 3,5-6,2 лет (Su 2007, Hung 2010). В арктических районах Норвегии (т.е. на станциях Цепелин и Андёйе) тенденций к изменению содержания БДЭ-209 в воздухе в 2007-2013 годах не прослеживалось (NEA 2014). Напротив, концентрации колеблются от года к году. При этом уровни в антарктических льдах, как сообщается, в период 2001-2007 годов оставались стабильными и не претерпевали изменений (Dickhut 2012). В том, что касается воздуха и осадков в городских и сельских районах, где на содержание влияют не только распределенные и точечные источники, сложилась более сложная картина, которая предполагает либо отсутствие значимых изменений (Ma 2013), либо увеличение (Arinaitwe 2014), либо снижение (Robson 2013) уровней БДЭ-209 с течением времени. Следует отметить, что в большинстве исследований воздуха или осадков не сообщается о четких временных или пространственных тенденциях. Хотя БДЭ-209 стабилизируется путем связывания с частицами воздуха (de Wit 2010), отсутствие любых наблюдаемых временных тенденций в некоторых случаях может быть объяснено фотолизом/дебромированием БДЭ-209 в ПБДЭ с меньшей степенью бромирования (Wang 2005, Xiao 2012, see also Meyer 2012, Robson 2013, Arinaitwe 2014). Что касается пространственных тенденций, географические сравнения данных мониторинга воздуха, как правило, затруднены тем, что в большинстве исследований представлены данные эпизодических наблюдений.

82. Сообщалось также о временных тенденциях и тенденциях, касающихся концентрации БДЭ-209 в отложениях. В донных отложениях озера в удаленном районе Швейцарии уровни БДЭ-209 постоянно увеличивались в период с 1990-х годов по 2001 год, а срок удвоения составил примерно 9 лет (Kohler 2008). В осадочных ядрах городских/загрязненных районов срок удвоения БДЭ-209 составляет от 5,3 до 8,4 лет (Chen 2007b, Kwan 2014, Zhu and Hites, 2005, Zegers 2003; UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 5.1). Согласно материалам исследования, проведенного на юге Китая, рост содержания БДЭ-209 в отложениях в Китае, как представляется, начался на 10-20 лет позже, чем в Северной Америке и Европе, что может отражать различия в исторических схемах производства и использования БДЭ-209 на этих континентах (Chen 2007b). В датированных ядрах донных отложений, взятых из озер в Онтарио, Квебек, и на севере штата Нью-Йорк вдоль одной широты в Северной Америке, БДЭ-209 был обнаружен только в последних горизонтах осадочных отложений, и было установлено, что потоки осаждения спадают с экспоненциальной зависимостью от широты (Breivik 2006).

83. Параллельно наблюдаемому повышению уровней БДЭ-209 в воздухе Арктики Vorkamp (2005) наблюдали значительно увеличивающуюся временную тенденцию концентрации БДЭ-209 в яйцах сапсана из юго-западной Гренландии, собранных с 1986 года по 2003 год. Измеренные концентрации в этом исследовании составляли от 3,8 до 250 нг/г липидного веса при среднем значении 11 нг/г липидного веса. Также наблюдалось увеличение содержания БДЭ-209 в яйцах сапсан в Швеции, собранных с 1974 года по 2007 год (от <4 до 190 нг/г липидного веса) (Johansson 2011). Установлено, что уровни БДЭ-209 в яйцах сапсана из Соединенного

Королевства увеличивались с 1975 года по 1995 год, а затем уменьшались в период с 1995 года по 2001 год (Leslie 2011). О временных тенденциях к увеличению концентрации БДЭ-209 также сообщалось в работе (Gauthier 2008), в которой исследовались яйца серебристой чайки вблизи реки Святого Лаврентия в районе Великих озер в Северной Америке. В 1982-2006 годах время удвоения БДЭ-209 варьировало от 2,1 до 3 лет. Тем не менее сообщалось также об устойчивом уровне в яйцах прибрежных серебристых чаек в Германии (Fliedner 2012). В том же исследовании наблюдалась умеренная временная тенденция в период 1973-2001 годов, в рамках которой увеличивалась концентрация БДЭ-209 в мышечной ткани перепелятника, хотя некоторые пробы с более высокими концентрациями были обнаружены и в последующие годы. В Норвегии наблюдались географические тенденции распределения уровня БДЭ-209 во мхе (Mariussen 2008). При следовании с юга на север уровни БДЭ-209 во мхе снижаются, что указывает на перенос БДЭ-209 из регионов-источников на юге Норвегии, по направлению к Арктике в ходе атмосферных процессов, а также его осаждение по пути следования, в результате чего наблюдается уменьшение по мере географического удаления от источника. Кроме того, представляется, что уровни БДЭ-209 во мхе в Норвегии увеличивались в течение долгого времени, что, вероятно, отражает аналогичные изменения в уровне содержания в воздухе (SFT 2002, Mariussen 2008, SPAN 2012b).

2.3.2 Воздействие на человека

84. Пыль, воздух в помещении и в меньшей степени пища считаются наиболее важными источниками и путями воздействия ПБДЭ на человека (US EPA 2010). В этой оценке бытовые потребительские товары были определены в качестве основного источника поступления ПБДЭ в домашнюю пыль. Напротив, в рамках оценки, проведенной в Канаде, пища и пыль определены в качестве основных источников воздействия на взрослых (HSA 2012). Обнаруженные концентрации БДЭ-209 в воздухе внутри помещения в диапазоне варьируют от не поддающегося обнаружению уровня до 651 ng/m^3 (Hagrad 2010), а в пыли - от 63 до 10, 000 нг/г (данные из Германии, Швеции и Соединенного Королевства) (Fromme 2009). Концентрации БДЭ-209 в пыли значительно превысили сумму обнаруженных ПБДЭ с меньшей степенью бромирования (Frederiksen 2009a, EFSA 2011, Besis and Samara 2012). Концентрации БДЭ-209 в домашней пыли в Северной Америке были сопоставимы с таковыми в Европе (<500-2000 нг/г) (Fromme 2009). Кроме того, согласно исследованиям, обзор которых приводится в работе Besis and Samara (2012), пребывание в автомобилях и самолетах может быть существенным источником воздействия ПБДЭ. Средние уровни БДЭ-209 в пыли внутри автомобилей были примерно в 20 раз выше, чем в домашней пыли, хотя эти показатели значительно колеблются в различных исследованиях. Это согласуется с недавним исследованием в Германии, где средняя концентрация БДЭ-209 в образцах пыли в автомобилях, в жилых помещениях и служебных помещениях составила 940, 45 и 120 нг/г, соответственно (Brommer 2012). Также сообщается о корреляции между содержанием БДЭ-209 в домашней пыли и в материнском молоке, что позволяет сделать вывод о влиянии уровней БДЭ-209 в помещениях на воздействие на грудных детей (Coakley 2013).

85. БДЭ-209 широко присутствует в пище; указываются его концентрации в пределах от ~ 2 до > 50000 пг/г сырого веса (обзор в Frederiksen 2009a). Самые высокие концентрации ПБДЭ с меньшей степенью бромирования, как правило, обнаруживаются в рыбе и моллюсках, в то время как сам БДЭ-209 был обнаружен в колбасных и молочных продуктах, при этом он может также содержаться в упаковке продуктов питания (Schecter 2011, EFSA 2011 и Riviere 2014). Вклад питьевой воды и наружного воздуха в косвенное воздействие БДЭ-209 является низким (по сравнению с потреблением вместе с пищей) и часто считается незначительным.

86. Внутренняя доза, которая оценивается, например, путем биомониторинга человека, отражает комплексное воздействие в течение длительного времени и охватывающее различные источники и пути. Измеренные концентрации БДЭ-209 в плацентарных образцах составили от 0,05 до 8,4 нг/г липидного веса (исследование в Дании и Испании), а медианные значения составили 1,14 и 1,0 нг/г липидного веса, соответственно (Frederiksen 2009b, Gomara 2007). В обоих исследованиях сообщается, что БДЭ-209 является доминирующим ПБДЭ и составляет около 50% от общего объема ПБДЭ. Аналогичная картина распределения конгенов наблюдалась и в недавнем исследовании, проведенном в Китае, где пренатальные плацентарные концентрации находились в диапазоне от 1,33 до 8,84 нг/г липидного веса (медианное значение 2,64 нг/г липидного веса) (Zhao 2013). Исследования на основе биомониторинга пуповинной крови продемонстрировали медианные концентрации БДЭ-209 в диапазоне <1,2 до 27,1 нг/г липидного веса (UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 4.1). БДЭ-209 в целом вносит наибольший вклад в общий объем ПБДЭ. Воздействие БДЭ-209 продолжается в раннем детстве вследствие его присутствия в грудном молоке. Обширный обзор, проведенный Frederiksen (2009a), охватывал исследования, не публиковавшиеся до 2007 года; он показал, что имелись

сообщения о концентрациях БДЭ-209 в интервале от 0,1 до 2,9 нг/г липидного веса. Более поздние исследования сообщают об аналогичных медианных концентрациях (UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 4.1), тогда как максимальные значения значительно изменяются в зависимости от географических регионов. Были продемонстрированы концентрации БДЭ-209 в сыворотке или плазме взрослого населения, не подверженного профессиональному воздействию, которые составляли от 1 до 18,5 нг/г липидного веса (Frederiksen 2009a). Более поздние исследования показывают аналогичные уровни (UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 4.1), за исключением поразительно высокого уровня (т.е. 220 нг/г липидного веса), зафиксированного в Лайчжоу, Китай, где ранее производились галогенированные антипирены (He 2013). В одном исследовании в Швеции оценивалась концентрация БДЭ-209 в сыворотке первородящих женщин, живущих в Упсале; пробы отбирались с 1996 года по 2010 год (Lignell 2011). Усредненное значение по 36 образцам сыворотки составило 1,3 нг/г липидного веса, при этом существенных временных тенденций не прослеживалось. Это согласуется с отсутствием наблюдаемых временных тенденций в отношении грудного молока, пробы которого были собраны на Фарерских островах в 1987 году, 1994-1995 годах и 1999 году (Fångström 2005a). Таким образом, данные биомониторинга свидетельствуют о распространенных и сохраняющихся рисках воздействия БДЭ-209 по всему миру, и подтверждают воздействие на плод и поглощение взрослыми организмами.

87. Исследования профессионального воздействия проводятся в основном в Скандинавии и Азии, где их основным объектом изучения являются профессиональные группы, такие как сотруidники, занимающиеся разборкой электронного оборудования. В Швеции медианный уровень БДЭ-209 в крови работников, занимающихся демонтажом оборудования, и компьютерных техников составил, как сообщается, 4,8 и 1,53 нг/г липидного веса, соответственно (Sjödin 1999, Jakobsson 2002), в то время как медианный уровень 35 нг/г липидного веса был зарегистрирован среди работников, занимающихся изготовлением резины (Thureson 2005). Все большее внимание уделяется широкомасштабной утилизации и демонтажу электронных отходов, которые проводятся в примитивных условиях в Китае. Медианные концентрации БДЭ-209 в Гуйю (Bi 2007) были в 50-200 раз выше, чем сообщалось ранее в отношении групп населения в Швеции, подвергающихся профессиональному воздействию. Наибольшая известная концентрация БДЭ-209 в сыворотке крови человека наблюдалась в исследовании Qu (2007) и составила 3436 нг/г липидного веса, что примерно в 3000 раз выше, чем обычно наблюдается в общей популяции. Напротив, в недавнем исследовании (Yang 2013) не было обнаружено существенных различий между жителями района вблизи места переработки электронных отходов и контрольной группой.

88. Расчетный средний объем потребления БДЭ-209 в рационе для среднего потребителя в Европе колеблется от 0,35 (минимальная нижняя граница (НГ)¹ до 2,82 нг/кг м.т. (максимальная верхняя граница (ВГ)) за сутки (EFSA 2011). С учетом ежедневного поглощения 50 мг пыли и веса тела 70 кг в работе EFSA воздействие на взрослых оценивается в 0,045-7 нг/кг м.т. в сутки. В работе Lorber (2008) рассматривается воздействие ПБДЭ в США и указывается, что наибольшую роль в воздействии БДЭ-209 играет поглощение грунта/пыли (104,8 нг/сут), а вторым по значению фактором является контакт кожи с почвой/пылью (25,2 нг/сут). Общий объем воздействия оценивается в 147,9 нг/сут, причем на пищу и питьевую воду приходится лишь 16,3 и 0,09 нг/сут, соответственно. Общий объем воздействия соответствует показателям 2,11 нг/кг м.т. при массе тела 70 кг, которые используются в работе EFSA. Министерство здравоохранения Канады оценивает верхнюю границу общего суточного потребления БДЭ-209 у канадских взрослых (20-59 лет) в 9,3 нг/кг м.т. (HCA 2012). Еда и пыль внутри помещений являются доминирующими источниками воздействия, обеспечивая 51% и 45% в общем объеме поглощения, соответственно.

89. Концентрации в грудном молоке, измеренные в Европе, Китае/Тайване, Гане и Индии были недавно использованы для оценки среднего суточного поступления у грудных младенцев в возрасте ≤3 месяцев. Показатели поглощения были аналогичными: от 1,0 (НГ) до 13,8 (ВГ) нг/кг м.т./сут (Kortenkamp 2013). Министерство здравоохранения Канады (HCA 2012) оценило общее потребление грудных детей в возрасте до 6 месяцев в 50-187 нг/кг м.т./сут, при этом на потребление с пылью приходится 40 нг/кг м.т./сут. Исследование, проведенное в Новой Зеландии, показало, что оценочная величина поглощения БДЭ-209 у детей в возрасте от 3 до

¹ Нижняя граница: значения ниже пределов обнаружения/количественного определения соответствуют нулевой концентрации. Верхняя граница: значения ниже пределов обнаружения/количественного определения соответствуют концентрации ниже пределов количественного определения.

6 месяцев составила 11,7 нг/кг м.т./сут, в то время как у детей в возрасте от 6 до 12 месяцев она составила 8,2 нг/кг м.т./сут (Coakley, 2013). Дети от 1 до 2 лет имеют самый высокий расчетный уровень поглощения БДЭ-209, составляющий 13,2 нг/кг м.т./сут, который, вероятно, отражает высокие показатели проглатывания пыли (60 мг/сут) в этой группе. Ежедневное поглощение декаБДЭ и других ПБДЭ с пылью и грудным молоком, измеренное в данном исследовании, было ниже значений референсной дозы АООС США (7 мкг/кг м.т./сут, US EPA 2008).

90. Некоторые исследования показывают, что малыши и маленькие дети имеют более высокий уровень ПБДЭ, чем взрослые (Frederiksen 2009a), что также было отмечено применительно к БДЭ-209 (Fischer 2006, Lunder 2010, Sahlström 2014). Маленькие дети в результате своего поведения поглощают значительные дозы ПБДЭ из домашней пыли. Если исходить из ежедневного поглощения пыли в количестве 100 мг, воздействие на 1-3 летних детей в Европе, по оценкам, будет варьировать в диапазоне от 0,53 до 83 нг/кг м.т./сут, что выше, чем соответствующая рассчитанная медианная величина поглощения с рационом, составляющая от 2,59 до 6,4 нг/кг м.т. (EFSA 2011). Министерство здравоохранения Канады оценивает суточное поглощение БДЭ-209 для возрастной группы от 0,5 до 4 лет в 89 нг/кг м.т., из которых на рацион и пыль приходится 24 и 64 нг/кг м.т., соответственно. Детские игрушки, в частности игрушки из жесткой пластмассы, были определены в качестве потенциального источника воздействия к-декаБДЭ на маленьких детей (Chen 2009). Это воздействие было смоделировано в оценке перорального приема БДЭ-209 у канадских детей в возрасте от 0,5 до 4 лет (HCA 2012). Верхняя граница оценки составила 120 нг/кг м.т./сут, что в два раза превышает оценка воздействия через почву (пыль) в этой возрастной группе. Корреляции соотношения конгенов в группах матерей и маленьких детей, содержащиеся в шведском исследовании, позволяют предположить, что рацион является важным каналом воздействия соединений от тетра- до нонаБДЭ на матерей (Sahlström 2014). Для грудных младенцев грудное молоко было преобладающим путем воздействия конгенов от тетра- до гексаБДЭ, а для маленьких детей наиболее важным путем воздействия соединений от окта- до декаБДЭ стала пыль. Несмотря на некоторые географические различия, все имеющиеся оценки потребления для БДЭ-209 указывают на значимый объем воздействия пыли, особенно на маленьких детей.

2.4 Оценка опасности по конечным параметрам, вызывающим обеспокоенность

91. В ходе национальных и региональных оценок, проведенных ЕС, Соединенным Королевством, Канадой и США, была проанализирована способность к-декаБДЭ/БДЭ-209 вызывать неблагоприятные последствия для дикой природы и для человека (например, ЕСВ 2002, 2004, 2007, УК ЕА 2009, ЕСНА 2012а, HCA 2006, 2012, US EPA 2008, EFSA 2011). Кроме того, токсичность БДЭ-209 и других ПБДЭ стала темой нескольких научных работ и обзоров (см. например, Dingemans 2011, Chen and Hale 2010, Costa and Giordano 2011, Kortenkamp 2014). В литературе сообщается о токсичном воздействии на обитающие в почве организмы, птиц, рыб, лягушек, крыс, мышей и людей. Отмеченные эффекты БДЭ-209 варьируются от изменений на биохимическом и клеточном уровне до последствий, которые могут воздействовать на более высокие уровни биологической организации, включая выживаемость, рост, поведение, иммунную функцию, воспроизводство, развитие, нервную систему и эндокринную модуляцию. Токсичное воздействие БДЭ-209 на позвоночных, по-видимому, в основном поражает печень, систему выработки тиреоидных гормонов (ТГ) и нервную систему (обзор см. в Costa and Giordano 2011). Как организмы в дикой природе, так и человек на ранних стадиях развития, видимо, более уязвимы к воздействию БДЭ-209, чем взрослые особи. Кроме того, в нескольких оценках указано, что дебромирование ПБДЭ в более токсичные ПБДЭ является причиной для обеспокоенности (УК ЕА 2009, ЕСНА 2012а,с, ЕСА 2010, Kortenkamp 2014). Хотя в некоторых исследованиях сообщается об отсутствии эффектов или наличии эффектов только при высоких дозах, другие исследования показывают, что БДЭ-209 может вызвать неблагоприятные последствия при низких и/или экологически значимых концентрациях.

2.4.1 Токсичность для водных организмов

92. К-декаБДЭ и его основная составляющая БДЭ-209 имеет ограниченную растворимость в воде, и ранее проведенные оценки опасности содержат предположения о том, что при концентрациях ниже значения растворимости в воде значительные острые или хронические токсические эффекты для водных организмов маловероятны (например, ЕСВ 2002, 2004, 2007, УК ЕА 2009). Тем не менее, в последней оценке БДЭ-209, проведенной в ЕС, поднят вопрос о побочных эффектах, в том числе для водных организмов, на основе новых исследований, в которых задокументировано воздействие на важные биологические конечные точки, включая воспроизводство, развитие, нервную систему, эндокринную систему, рост и приспособляемость (ЕСНА 2012 а).

93. Исследования водной токсичности продемонстрировали ряд последствий для водных организмов, в основном для рыб и земноводных. Было продемонстрировано, что ПБДЭ, включая нона- и БДЭ-209, посредством воздействия на систему ТГ могут повлиять на развитие и метаморфоз земноводных (Schriks 2006, 2007, Balch 2006, Qin 2010). По данным имеющихся исследований, БДЭ-209 и БДЭ-206, который является одним из конгенов, присутствующих в к-декаБДЭ и возможным продуктом разложения БДЭ-209, может задерживать метаморфоз головастика африканской шпорцевой лягушки. В исследовании Shricks (2006) отмечена значительно замедленная регрессия кончика хвоста после воздействия БДЭ-206 в условиях *ex vivo*. В более новом исследовании в естественных условиях к-декаБДЭ (DE-83R), включающей 98,5% массовой доли БДЭ-209, сообщается, что она оказывает воздействие на метаморфоз головастика африканской шпорцевой лягушки, задерживая время появления передних конечностей (Qin 2010). Задержка появления передних конечностей сопровождается гистологическими изменениями щитовидной железы и снижением выраженности рецептора тироидных гормонов в ткани хвоста. На основе этого исследования был определен КННВ в водной среде, составляющий примерно 0,001 мг/л (1 мкг/л) и соответствующий задержке метаморфоза у головастика африканской шпорцевой лягушки (ЕСНА 2012a). Исследования также показали, что БДЭ-209, после воздействия через проточную воду в пропорции 0 частей на миллиард, 0,1 частей на миллиард, 10 частей на миллиард, и 100 частей на миллиард в течение 12 недель может изменять анатомию и функцию голосового аппарата африканской шпорцевой лягушки, воздействуя на моторные нейроны гортани во время критического периода развития голосовой системы с чувствительностью к андрогенам и во взрослом возрасте, когда андрогены используются тканями для вокализации (Ganser 2009). В этом исследовании БДЭ-209 также ингибировал типичную для самцов вокализацию, которая является одним из важнейших аспектов поведения в период спаривания, посредством уменьшения количества голосовых сигналов, а также средней амплитуды сигнала. Эти данные свидетельствуют о том, что БДЭ-209 может изменять анатомию и функцию через опосредованные пути воздействия, которые включают блокирование андрогенов, необходимых для правильного развития голосовой системы. Эти данные могут представлять интерес, поскольку дикие лягушки подвергаются воздействию БДЭ-209 уже на стадии личинки, и БДЭ-209 у них также переносится в мозг и яички (Liu 2011c, Wu 2009a).

94. Контролируемые исследования на рыбах с кормлением толстоголовых пескаррей, проведенные при экологически значимых концентрациях, показали, что БДЭ-209 самостоятельно и/или в сочетании с продуктами его дебромирования может влиять на системы ТГ взрослых и детских особей толстоголовых пескаррей (Noyes 2011, 2013). В этом исследовании низкая доза взрослой особи рыбы в рационе составляла ~ 3 нг/г БДЭ-209 м.т. в сутки в течение 28 суток и было продемонстрировано снижение циркуляции общего тироксина (ТТ4) и 3,5,3'-трийодотиронина (ТТ3) до 53% и 46%, соответственно, по сравнению с контрольной группой (Noyes 2013). У рыб, подвергшихся воздействию высокой дозы 300 нг БДЭ-209 на грамм массы тела, уровни ТТ4 и ТТ3 были снижены до 62% и 59%, соответственно. Как при высокой, так и при низкой дозе уровни ТГ у рыб остались сниженными по прошествии 14-суточного периода исследования. Обе дозы также снижали активность деиодиназы мозга (Т4-ORD) до 65% по сравнению с контрольной группой. Аналогичным образом, в исследовании Chen (2012a) указано, что БДЭ-209 способен вызывать неблагоприятные изменения у данио на ранних этапах жизни и оказывать воздействие на концентрации Т3 и Т4. Авторы исследования Li (2011) наблюдали изменения в выражении ТН-связанных генов у личинок и взрослых особей вида *Gobiosurgus gatus* после воздействия 0,01- 10 мкг/л БДЭ-209 через воду в течение 21 суток. Однако этим выводам противоречат материалы исследований Thienpont (2011) и Garcia-Reyero (2014), в которых сообщается об отсутствии видимого воздействия на функцию щитовидной железы у подопытных эмбрионов рыб. Тем не менее, следует отметить, что в работе Thienpont (2011), которая описывает воздействие на эмбрионы в возрасте 48 часов после оплодотворения и в дозировке 960 мкг/л БДЭ-209 в течение трех суток, сделан вывод о том, что примененный вид анализа (иммуофлуоресцентный количественный тест на предмет нарушения Т4) не подходит для обнаружения воздействия химических загрязнителей, таких как БДЭ-209, которые косвенно нарушают функцию щитовидной железы. В работе Garcia-Reyero (2014) предполагается, что отсутствие воздействия на систему ТГ в их исследовании можно объяснить менее продолжительным периодом воздействия и/или меньшими дозами по сравнению с исследованиями Noyes (2011) и Chen (2012a). Потенциал нарушения ТГ у рыбы при воздействии нескольких ПБДЭ исследовался также *in vitro* в работе Morgado (2007) (с отрицательным результатом). В этом исследовании ни БДЭ-209, ни БДЭ-206 не продемонстрировали никакого связывания с транстиретином (ТТР), связывающего ТГ белка в крови морского леща. Этот результат показывает, что БДЭ-209, скорее всего, не мешает связыванию ТГ с ТТР.

95. Другие эффекты, как хронические, так и острые, также наблюдались у рыбы после воздействия БДЭ-209. В указанном выше исследовании рациона Noyes 2013 года наблюдалось значительное увеличение относительных показателей совокупной смертности, а также снижение гонадно-соматического индекса. Chen (2012a) наблюдали значительное снижение массы тела и выживаемости личинок данио, которые получали подвергаются 1,92 мг/л БДЭ-209 через воду в течение 14 суток. Существенных изменений не наблюдалось ни в одном из случаев воздействия пониженной дозы (0, 0,08, 0,38 мг/л).

96. На основе измерения ширины изменений отолитов у детских особей озерного сига (~ 5 месяцев), которые получали рацион с добавлением БДЭ-209 (контрольная группа, 0,1, 1 и 2 мкг/г рациона), отмечены признаки того, что БДЭ-209 может влиять на скорость роста рыб при экологически значимых уровнях БДЭ-209, обнаруживаемых в естественных отложениях (Kuo 2010, de Wit 2002).

97. В работе He et al. (2011) при изучении воздействия хронической токсичности малых доз на данио зафиксированы последствия для общего физического состояния, репродуктивных параметров и поведения, а также на развитие двигательных нейронов и скелетных мышц. Некоторые из последствий, которые упоминаются в работе He (2011), были трансгенерационными, т.е. они наблюдались у потомства родителей, подвергшихся воздействию, и, согласно ряду авторов, вероятно, объясняются передачей БДЭ-209 от матери к потомству. У самцов рыбы значительное влияние было оказано на показатели качества спермы при воздействии самых низких доз (0,001 мкМ или 0,96 мкг/л).

98. Потенциал репродуктивной токсичности БДЭ-209 было также продемонстрировано на *Gobiosurgus gagus* (Li 2011). В этом исследовании сокращение сперматоцитов и ингибирование сперматогенеза было продемонстрировано у взрослых особей *Gobiosurgus gagus*, подвергшихся воздействию 10 мкг БДЭ-209 на литр через воду. Изменения в экспрессии ТГ и генов, связанных со сперматогенезом, наблюдались у взрослых особей и личинок *Gobiosurgus gagus* после воздействия на 0,1-10 мкг БДЭ-209/л. Кроме того, при дозе 10 мкг/л наблюдалось влияние на длину тела и гонадосоматический индекс у взрослых самок, при этом не было обнаружено никаких существенных гистологических изменений в яичниках при любой из применяемых концентраций. Также не наблюдалось никаких изменений смертности или тела длины у личинок и взрослых самцов.

99. В вышеупомянутом исследовании (Garcia-Reyero 2014) БДЭ-209 влиял на экспрессию неврологических путей и изменял поведение личинок данио, хотя это не имело видимых последствий для функции ТГ или двигательного нейрона и развития органов боковой линии. В этом исследовании рыбы подвергались воздействию или с добавлением БДЭ-209 в концентрации 12,5 мг/кг. Концентрации у личинок и в контрольной группе, замеренные по прошествии 8 суток составили $69,6 \pm 9,8$ нг/г сырого веса и $6,7 \pm 0,5$ нг/г сырого веса, соответственно.

100. Помимо других эффектов, о которых сообщалось выше, было продемонстрировано, что БДЭ-209 вызывает окислительный стресс в печени золотых рыбок. Снижение уровня глутатиона и активности ферментов антиоксидантной защиты (глутатион-пероксидазы, супероксида и каталазы) наблюдалось через 7-30 суток после одной внутривентриальной инъекции 10 мг/кг (Feng 2013a, b).

101. В некоторых упомянутых исследованиях отмечается, что БДЭ-209 дебромируется до низкобромированных ПБДЭ (Noyes 2011, 2013 Chen 2012c, Kuo 2010, He. 2011), таким образом, возможно, также, что другие конгенеры ПБДЭ, помимо БДЭ-209, внесли свой вклад в указанные в этих исследованиях последствия. Указанные продукты дебромирования включали нона-, октагепта-, гекса- и пентаБДЭ.

102. Таким образом, минимальная указываемая КННВ в воде при воздействии через водную среду, по-видимому, ниже 0,001 мг/л (1 мкг/л); было отмечено, что она вызывает задержку метаморфоза у земноводных. На основе Noyes (2013) могут быть получены значения НУНВ ~ 3 нг/г БДЭ-209 м.т./сут или 0,41 нг/г сырого веса пищи, которые приводят к нарушению ТГ и смертности у рыбы. Общие данные о водной токсичности дают основание предполагать, что БДЭ-209 может оказывать неблагоприятное воздействие на критические конечные точки, такие как выживание, рост, приспособляемость, воспроизводство, развитие, соматическая поддержка, гомеостаз гормонов щитовидной железы и функции нервной системы. Эти данные усугубили озабоченность в отношении потенциала биоаккумуляции БДЭ-209 и высвобождения брома в организмах в окружающей среде, поскольку в них продемонстрировано, что аккумуляция БДЭ-209 может привести к неблагоприятным последствиям на уязвимых стадиях жизни млекопитающих, рыб и земноводных (Chen 2012a, He 2011, Noyes 2011). Используемые в

экспериментах уровни сравнимы с уровнями в наиболее загрязненных районах (Zhang 2010a, Wang 2011b).

2.4.2 Токсичность для почвенных организмов и растений

103. Имеются данные о токсичности для почвенных микроорганизмов, растений и земляных червей. Большая часть опубликованных данных являются новыми и не рассматривались в каких-либо предыдущих оценках или характеристиках рисков (например ЕСНА 2012a, UK EPA 2009, ЕСА 2006). На основе изучения токсичности для растений (Porch and Krueger, 2001) и двух 28- и 56-суточных исследований токсичности на дождевых червях в работе ЕСВ (2002) сделан вывод об отсутствии наблюдаемых эффектов для растений в концентрациях до 5 349 мг/кг сухого веса, а также о КННВ ≥ 4910 для дождевых червей. На основании этих результатов и с учетом использования коэффициента оценки 50 были рассчитаны значения ПКНВ для почвы, составляющие 98 мг/кг сухого веса и 87 мг/кг сырого веса.

104. В исследовании Хие (2011) наблюдалось значительное повышение уровней гидроксильных радикалов у дождевых червей при дозе 0,01-10 мг/кг БДЭ-209, которая находится в пределах диапазона концентраций, зарегистрированных в почве в условиях окружающей среды (Syed 2013). Этот эффект протекает на фоне параллельного окислительного повреждения белков и липидов и снижения антиоксидантной способности. В данном исследовании наблюдались окислительный стресс и окислительные повреждения липидов при таких низких концентрациях, как 0,01 мг/кг (Хие 2011). В более позднем исследовании острой токсичности у червей, проведенном теми же авторами, последствия для поведения, выживания, роста и репродуктивных параметров были изучены после воздействия 0,1-100 мг/кг БДЭ-209 в течение 48 часов и 28 суток. За исключением значительного уменьшения числа мальков на каждый раскрывшийся кокон и незначительного изменения в реакции избегания при дозировке 1000 мг/кг БДЭ-209, не было зарегистрировано никаких других эффектов; это позволяет сделать вывод, что взрослые дождевые черви обладают сильной толерантностью к БДЭ-209 в почвах, однако для эмбрионов или мальков червей это соединение потенциально токсично (Хие 2013b).

105. В расаде райграсса, подвергавшейся воздействию доз по 100 мг/кг БДЭ-209 (Хие 2013a), наблюдалось 35-процентное ингибирование роста корней и 30-процентное снижение содержания хлорофилла В и каротиноидов в листьях. Других видимых признаков токсичности не наблюдалось, однако вызванные воздействием БДЭ-209 окислительный стресс и повреждения изменили активность ряда антиоксидантных ферментов и привели к снижению ферментативного антиоксидантного потенциала в концентрациях от 1 мг/кг. Sverdrup (2006) не наблюдали воздействия на нитрифицирующих бактерий, всходы расады красного клевера или выживание и воспроизводство почвенных беспозвоночных в концентрациях до 1000 мг БДЭ-209/кг загрязненной почвы; в этой работе предполагается, что отсутствие токсичности может быть связано с низкой растворимостью БДЭ-209 в воде.

106. Таким образом, БДЭ-209, как представляется, не обладает острой токсичностью для растений и почвенных организмов, и неблагоприятные последствия, как правило, наблюдаются при высоких дозах (ЕСВ 2002, Sverdrup 2006, Хие 2013 a,b). Тем не менее, новые данные показывают, что токсические эффекты БДЭ-209 в некоторых случаях могут проявляться и при более низких дозах (0,01-1 мг БДЭ-209/кг), чем указывалось ранее (Zhu 2010, Liu 2011a, Zhang 2012, 2013c, Хие 2011, 2013a).

2.4.3 Токсичность для птиц

107. Как подчеркнуто в работе Chen and Hale (2010), птицы демонстрируют одни из самых высоких концентраций БДЭ-209, зарегистрированные в дикой природе, и могут подвергаться опасности в связи с негативными последствиями его воздействия (ЕСНА 2012a, см. также UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 5.2). Тем не менее, имеется ограниченное количество исследований по изучению негативных последствий воздействия БДЭ-209 на птиц.

108. В исследовании на ласточках, гнездящихся на станции аэрации, установлена положительная связь между размером яиц и уровнями БДЭ-209, однако не было обнаружено значительной корреляции с репродуктивными параметрами (Gilchrist 2014). О концентрациях БДЭ-209 не сообщалось.

109. Sifleet (2009) наблюдали смертность до 98% у зародышей домашней курицы, которой вводили разовую дозу 80 мкг БДЭ-209/яйцо и которая подвергалась 20-дневному воздействию через желточную мембрану. Указанная в этом исследовании ЛД₅₀ составила 44 мкг/яйцо (740 мкг/кг сырого веса). Проведенная ЕС оценка показала, что концентрация БДЭ-209, обычно обнаруживаемая в яйцах птиц в дикой природе, приблизительно в 2-10 раз меньше, чем концентрации, которые в соответствии с работой Sifleet (2009) вызывают смертность (ЕСНА

2012 а). Согласно имеющимся сведениям, концентрация в яйцах птиц находится в пределах 1-100 мкг/кг в сыром весе, при этом сообщалось о концентрации до 420 мкг/кг в сыром весе (ЕСНА 2012а). Несмотря на существенные ограничения этого исследования, в оценке рисков ЕС указано, что зазор между уровнем воздействия на диких птиц и уровнями наблюдаемого воздействия не высок, особенно принимая во внимание то, что в работе Sifleet (2009) не учитывались возможные сублетальные последствия, и что дополнительный объем БДЭ-209, скорее всего, будет усвоен после вылупления и поглощения оставшегося желтка.

110. Снижение массы тела наблюдалось у европейских скворцов, подверженных действию БДЭ-209, содержащегося в кремнеземных материалах (van den Steen 2007).

111. Сообщается, что птицы метаболизируют БДЭ-209 до менее бромированных ПБДЭ, включая некоторые БДЭ, внесенные в перечень СОЗ (БДЭ-183) (Letcher 2014), при этом воздействие низкобромированных ПБДЭ связывается с изменениями иммуномодуляции, токсическим влиянием на развивающийся организм, изменением репродуктивного поведения, снижением фертильности и репродуктивной успешности (обзор см. в Chen and Hale 2010, Glichrist 2014, POPRC 2007). В исследовании на содержащейся в неволе американской пустельге, на которую воздействовал состав ДЭ-71 (смесь коммерческого пентаПБДЭ) при экологически значимых уровнях в яйце, было установлено, что присутствующие низкие уровни БДЭ-209 (<2,5%) были связаны с изменением в поведении самцов пустельги в полете как в период ухаживания, так и во время выращивания приплода в дальнейшей жизни (Martensson 2010). О концентрациях БДЭ-209, измеренных в ходе данного исследования, не сообщалось. Эти данные позволяют предположить, что БДЭ-209, как другие ПБДЭ, может влиять на поведение птиц и согласуются с исследованиями на лабораторных грызунах, тогда как некоторые исследования показывают, что БДЭ-209 вызывает изменения спонтанного поведения. Всестороннее рассмотрение поведенческих эффектов у грызунов см. в главе 2.4.4 ниже.

2.4.4 Токсичность для наземных млекопитающих

112. Токсичность к-декаБДЭ для наземных млекопитающих в основном изучалась на грызунах. Хотя сообщается о нескольких эффектах, в том числе о репродуктивной токсичности, имеющиеся данные в частности указывают на токсичность для психомоторного развития и воздействие на систему ТГ. Кроме того, имеющиеся научные данные свидетельствуют о том, что БДЭ-209 либо самостоятельно, либо совместно с другими ПБДЭ может быть нейротоксичным для развития наземных млекопитающих и человека (Dingemans 2011, Messer 2010, Kicinski 2012, Costa and Giordano 2011, HCA 2006, 2012, Gascon 2012, Chao 2011, Kortenkamp 2014).

113. Нейротоксичность для развития - это зарегистрированная критическая конечная точка нескольких ПБДЭ (Blanco 2013, Branchi 2002, Eriksson 2001, Kuriyama 2005, Rice 2007, 2009, Suvorov 2009, Viberg 2003, 2004, 2007, Xing 2009, Zhang 2013а, UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 6.1). Предлагается несколько механизмов воздействия нейротоксичности для развития, например, нарушением тироидного гомеостаза, прямой токсичностью для нейронных и стволовых клеток и нарушением систем нейротрансмиссии (Costa 2014). В некоторых исследованиях сообщалось (Johansson 2008, Viberg 2003, 2007, Rice 2007, 2009, Fujimoto 2011, Heredia 2012, Chen 2014, Reverte 2013, 2014, Buratovic 2014, Mariani 2014), а в некоторых не сообщалось (Biesemeier 2011) о нейротоксичности БДЭ-209 для развития. В исследовании Mariani (2014) сообщается о воздействии БДЭ-209 на нейроразвитие у мышей с уровнями доз, релевантных для беременных женщин. В последнее время также сообщалось о нейрорепродуктивных эффектах БДЭ-209 у грызунов во время развития особей в детском или зрелом возрасте (Heredia 2012, Chen 2014, Reverte 2013, 2014). Например, у трансгенных мышей наблюдались долгосрочные последствия в плане пространственного обучения и памяти после послеродового воздействия БДЭ-209, а у диких мышей наблюдалось снижение уровня тревожности и задержка обучения задачам, связанным с пространственной памятью (Reverte 2013, Heredia 2012). В другом исследовании наблюдалось, что одна пероральная доза БДЭ-209 на десятый день после рождения вызывала также продолжительное воздействие на эмоциональное обучение и уровни ТГ у мышей-носителей двух вариантов апополипротеина Е: apoE2 и E3 (Reverte 2014). Кроме того, в работе Chen (2014) сообщалось, что пренатальное воздействие БДЭ-209 на крыс ухудшало их обучаемость в зависимости от дозы, а данные исследований *in vitro* дают основания полагать, что это ухудшение может быть связано с воздействием на нейрогенез мозга.

114. В большинстве исследований влияния БДЭ-209 на развитие изучается пероральное поступление, и лишь несколько работ проводилось в соответствии с руководящими принципами ОЭСР № 426 «Разработка исследований нейротоксичности» (OECD 2007). Мышам и крысам вводили одну дозу БДЭ-209 во время периода «всплеска роста мозга», что приводило к последовательным и стойким изменениям поведения, привыканию и ухудшению памяти

(см. исследования Viberg (2003, 2007) и Johansson (2008)). Другие исследователи (например, Hardy 2008, 2009, Goodman 2009, William and DeSesso 2010) отмечали ограничения, присущие предшествующим исследованиям, в частности, что приплод не использовался в качестве основы для статистической оценки. Несмотря на это, АООС США использовало примеры из исследований Eriksson и Viberg при расчете своих пероральных референсных доз БДЭ-209 (см. обзор в US EPA 2008). Исследование Rice (2007) не выявило устойчивого угнетения двигательной активности у мышей в течение продолжительного времени, однако последующее исследование тех же авторов продемонстрировало длительные нейроповеденческие нарушения при тестировании в возрасте 16 месяцев (Rice 2009). Аналогично выводам, сделанным в работах Viberg (2003, 2007) и Johansson (2008), поведенческие эффекты от воздействия БДЭ-209 на период развития, с возрастом усугубились. Дополнительные доказательства влияния БДЭ-209 на развитие нервной системы можно найти в нескольких публикациях, где указано, что ПБДЭ влияют на холинергическую систему в мозгу мышей и крыс, что может вести к нарушению когнитивных функций (обучения и памяти) (Fischer 2008a, Viberg 2003, 2007, Liang 2010, Vuratovic 2014). Еще одним подтверждением того, что БДЭ-209 может выступать в качестве нейротоксиканта у млекопитающих, стала работа Fujimoto (2011), в которой показано, что воздействие БДЭ-209 приводит к сокращению числа нервных соединений между левым и правым полушариями головного мозга (в области мозолистого тела), которое вызывает необратимую гипоплазию белого вещества и поражает олигодендроциты у крыс. Этот эффект сопровождался гипотиреозом в период развития. Напротив, в исследовании Biesemeier (2011) при любых дозировках не сообщалось о клинических признаках или любых нейроповеденческих изменениях, эффектах на реакцию испуга или поведение при обучении; в рамках данной работы оценивались двигательная активность и поведение крыс, подвергающихся воздействию БДЭ-209 в возрасте двух, четырех и шести месяцев. Тем не менее исследование Biesemeier было весьма критически оценено в работе Shibutani (2011), в котором отмечалось отсутствие измерений эффектов, связанных со щитовидной железой, гистопатологических параметров на миграцию нейронов, олигодендроглиального развития, рассмотрения значительного снижения высоты полушарий и уменьшения вертикальной толщины варолиева моста. Исследование Biesemeier также рассматривалось в докладе Health Canada (HCA 2012), где вместо значений, указанных в первоначальном исследовании, были предложены меньшие значения НУНВВ и УННВВ.

115. Как и выводы Chen (2014), другие исследования показывают, что БДЭ-209 может оказывать прямое токсическое воздействие на нервные клетки (обзор в Dingemans 2011, UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 6.2) и нарушать нейронную сигнализацию и развитие нейронов, а также вызывать окислительный стресс и апоптоз (Chen 2010b, Huang 2010b, Al-Mousa и Michelangeli 2012, Hendriks 2012, Liang 2010, Xing 2010, Mariani 2014); эти эффекты могут привести к нейротоксичности и нарушениям механизмов обучения и памяти вследствие воздействия на долговременную потенциацию, как продемонстрировано в исследованиях Viberg (2008) и Xing (2009). Дополнительно продемонстрировано, что БДЭ-209 приводит к изменению экспрессии генов, внутриклеточных уровней белка и нарушению синаптогенеза и дифференциации клеток (Pacuniak 2007, Viberg 2008, 2009, Zhang 2010b, Song 2013, Mariani 2014).

116. Помимо нейротоксичных последствий, имеющиеся данные указывают, что БДЭ-209 и ПБДЭ с низкой степенью бромирования могут потенциально вызывать эндокринные расстройства. ПБДЭ структурно напоминают ТГ, и, как указано ранее, поражают систему ТН (ТГ: Т4 и Т3), наряду с вышеупомянутыми и более прямыми токсическими эффектами для нервных клеток, которые рассматриваются в качестве основных механизмов нейротоксичности БДЭ-209 и ПБДЭ (Ahmed 2008, Gilbert 2012, Dingemans 2011). В условиях *in vitro* (Hamers 2006, Ibhazehiebo 2011, Ren 2013b) и *in vivo* проведена оценка последствий для ТГ/ТТГ, связанных с введением БДЭ-209 (UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 6.3); они показывают, что БДЭ-209 и другие ПБДЭ поражают систему ТГ, однако результаты воздействия БДЭ-209 или смесей к-декаБДЭ не согласуются в плане наблюдаемых эффектов. Например, хотя в большей части исследований на животных сообщается о снижении уровня Т3 после высоких доз БДЭ-209 (Lee 2010b, Chi 2011, Fujimoto 2011), а также об отсутствии изменений (Wang 2010a, Zhou 2001), имеются и данные о повышении уровня Т3 (Van der Ven 2008, Wang 2011c). Что касается Т4, исследования на животных показывают как снижение уровня Т4 при высокой дозе (Rice 2007, Kim 2009, Chi 2011, Fujimoto 2011), так и отсутствие изменений уровня Т4 (Tseng 2008, Van der Ven 2008, Wang 2010a, 2011c, Lee 2010b, Zhou 2001). Что касается ТТГ, было проведено два исследования БДЭ-209 на животных (Kim 2009, Lee 2010b), в которых сообщается о повышенном уровне ТТГ при самых высоких дозах БДЭ-209 и отсутствии эффектов у взрослых крыс, которым вводили коммерческую смесь к-декаБДЭ DE-83R в дозах 0,3-300 мг/кг/сут в течение четырех суток. Повторное введение БДЭ-209 (в больших дозах) в рационе приводило к гиперплазии фолликулярных клеток щитовидной железы у самцов мышей, при этом у самок

мышей или у крыс любого пола таких эффектов не наблюдалось (NTP 1986). В рамках исследований, демонстрирующих существенные изменения уровней ТГ/ТТГ у крыс и мышей, часто вводились дозы БДЭ-209 на несколько порядков выше величины воздействия на человека. Тем не менее, исследования на приплоде грызунов показали, что низкие дозы БДЭ-209 могут негативно влиять на развитие щитовидной железы (Kim 2009, Lee 2010b, Fujimoto 2011). В недавнем докладе ВОЗ/ЮНЕП (2013) содержится вывод о том, что вещества, приводящие к эндокринным расстройствам, могут оказывать вредное воздействие при низких уровнях загрязнения окружающей среды, могут демонстрировать немонотонную зависимость реакции от дозы, и что время воздействия может быть более важным, чем уровень воздействия. Таким образом, наблюдаемые несоответствия в указываемых эффектах для ТГ/ТТГ можно по крайней мере частично объяснить различиями в экспериментальных условиях, используемых в этих исследованиях.

117. Исследования показывают, что внутриутробное воздействие БДЭ-209 при высоких родительских дозах может привести к репродуктивной токсичности и аномалиям развития, таким, как уменьшение аногенитального расстояния и гистологические изменения яичек, аномалии спермопроводящего канала и повреждение ДНК хроматина спермы (Tseng 2006, 2013, van der Ven 2008). Сообщалось также о влиянии на развитие яичек в результате воздействия на 1-5 сутки после родов при низких дозах (Miyaso 2012). Указываемые эффекты малых доз (0,025 мг/кг, подкожно) включали снижение веса яичек, уменьшение количества спермы, удлинение сперматиды и изменение числа, а также изменения в экспрессии белка и статуса фосфорилирования. Также нельзя полностью исключить возможность модуляции половых стероидов в мужской (van der Ven 2008) и женской (Hamers 2006, Gregoraszczyk 2008) половых системах. Напротив, репродуктивной токсичности не было обнаружено у беременных самок крыс линии Спрэйг-Дули, подвергшихся воздействию БДЭ-209 с 0 по 19 день гестации (Hardy, 2002). Аналогичным образом в работе Ernest (2012) сообщается, что смесь, состоящая из трех коммерческих БДЭ (52,1% ДЭ-71, 0,4% ДЭ-79, и 44,2% декаБДЭ-209), привела к физиологическому поражению печени и щитовидной железы, но не затронула мужские репродуктивные параметры у подопытных крыс. Тем не менее в надпочечниках у самок мышей зафиксировано снижение активности синтеза дегидроэпиандростерона, что указывало на снижение активности фермента СYP17 и потенциальные последствия для производства стероидных гормонов (van der Ven 2008). Кроме того, БДЭ-209 может ингибировать эстрадиолсульфотрансферазу *in vitro* (Hamers 2006) с возможным (локальным) увеличением эндогенного эстрадиола *in vivo*. В другом исследовании *in vitro* Gregoraszczyk (2008) обнаружили, что воздействие БДЭ-209 привело к увеличению секреции тестостерона, прогестерона и эстрадиола в клетках яичника дикобраза, что позволяет предположить, что БДЭ-209 может вызывать преждевременную лютеинизацию антральных фолликулов с последующим нарушением овуляции.

118. Окислительный стресс и нарушение гомеостаза глюкозы наблюдалось у крыс, подвергавшихся воздействию БДЭ-209. Обусловленная дозой гипергликемия наблюдалась у взрослых крыс, подвергавшихся воздействию БДЭ-209 (0,05 мг/кг) в течение 8 недель (Zhang 2013e). Снижение уровня инсулина и повышение уровня фактора некроза опухоли (ФНО- α) наблюдалось в плазме с последующим сокращением маркеров окислительного стресса - глутатиона и супероксиддисмутазы. Наблюдались дозозависимые морфологические изменения, такие как размытие границ между островковыми клетками поджелудочной железы (Zhang 2013e). Van der Ven (2008) также наблюдали инсулит у самцов крыс в исследовании 28-суточного воздействия, однако не было выявлено никаких различий между группами воздействия. Аналогично указываемым последствиям для стероидов и систем ТГ, наблюдаемые эффекты для гомеостаза глюкозы/уровня инсулина позволяют сделать вывод о разрушительном потенциале БДЭ-209 для эндокринной системы.

119. Иммунотоксичные эффекты БДЭ-209 были зарегистрированы в некоторых исследованиях (Teshima 2008, Watanabe 2008, 2010, Zeng 2014), хотя иммунотоксичность не рассматривается как критическая конечная точка токсичности ПБДЭ в целом. В последнем из исследований, демонстрирующих, что БДЭ-209 может выступать в качестве иммунотоксиканта, снижается качественный и количественный ответ CD8 Т-клеток наблюдался у мышей после длительного воздействия БДЭ-209 (Zeng 2014). В отличие от этих исследований, в работе van der Ven (2008) сообщается об отсутствии иммунотоксичного воздействия на Т-клетки у крыс.

120. Генные мутации, предположительно, не происходят после воздействия БДЭ-209 или других ПБДЭ (Anderson 1990, EFSA 2011, HCA 2012, JETOC 2000, Kirkland 2005, NTP 1986), хотя недавние исследования показали, что БДЭ-209 может приводить к повреждению ДНК путем индуцирования окислительного стресса в условиях *in vitro* (Ji 2011, Tseng 2011). Существуют ограниченные свидетельства канцерогенности БДЭ-209 у подопытных животных

(EFSA 2011, HCA 2012). Согласно докладу NTP (1986) имеются некоторые свидетельства увеличения аденомы печени у крыс и аденомы печени и карциномы у мышей при высоких дозах, что, однако, может быть связано с вторичным механизмом действия (EFSA 2011).

2.4.5 Токсичность для человека

121. В ряде исследований оценивался риск для человека, обусловленный БДЭ-209 и другими ПБДЭ. Основной акцент был сделан на оценке риска нейротоксичности в период развития, который, как правило, рассматривается как важнейший эффект у млекопитающих.

122. Упомянутое в разделе 2.3.4 наблюдение того, что воздействие происходит уже на ранних этапах развития человека, т.е. развития в утробе матери с передачей через плаценту и в послеродовой период через молоко матери (например, Gómara 2007, Kawashiro 2008, Wu 2010, Miller 2012, Mannetje 2013, Coakley 2013), подтверждает предположение о том, что нейротоксичность, наблюдаемая у млекопитающих, может иметь последствия и для человека. Данные о риске последствий для здоровья человека также опираются на эпидемиологические данные. Исследования, несмотря на ограниченное число изученных лиц, показали, что имеется связь между уровнями БДЭ-209 в молозиве и меньшими показателями психического развития у детей в возрасте 12-18 месяцев (Gascon 2012), и что дородовое или послеродовое воздействие БДЭ-209 задерживает развитие когнитивных функций и потенциально влияет на неврологическое развитие (Chao 2011). Кроме того, несколько эпидемиологических исследований подтверждают, что воздействие ПБДЭ может привести к развитию токсичности для нервной системы человека (Harley 2011, Hoffman 2012, Herbstman 2008, Chevrier 2010, 2011, Gascon 2011, Roze 2009, Eskenazi 2013, Schreiber 2010). Некоторые исследования на людях также позволяют наблюдать связь между уровнями ТГ/ТТГ и воздействием БДЭ-209 или других высокобромированных соединений, таких как БДЭ \geq 183 (Huang 2014, Zota 2011, Wang 2010c, см. UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5, таблица 6.4).

123. Характеристика рисков и опасностей, а также оценка соотношения «доза-реакция» в отношении БДЭ-209 содержит предположение о том, что ежедневное потребление БДЭ-209 в США и Канаде вряд ли может привести к развитию токсичности для нервной системы младенцев (Health Canada, 2012, US EPA 2008, 2010). В работе EFSA также сделан вывод, что нынешнее воздействие через рацион или потребление БДЭ-209 при грудном вскармливании не является поводом для озабоченности в плане здоровья в ЕС (EFSA 2011). Из четырех ПБДЭ (БДЭ-47, БДЭ-99, БДЭ-153 и БДЭ-209) исследованных в EFSA, потенциальная опасность для здоровья в отношении текущего воздействия через рацион была выявлена только для БДЭ-99 (EFSA 2011). Недавняя оценка рисков, обусловленных ПБДЭ, на основе перорального, кожного и ингаляционного воздействия на младенцев 0-5 лет указывает на отсутствие риска неблагоприятных последствий для здоровья у детей, которые были зафиксированы на сиденье автомобиля (Fowles and Margott 2013). Тем не менее, в этих оценках не учитывается возможность того, что несколько ПБДЭ могут действовать одновременно, вызывая дополнительный или синергический эффект (как позволяют предположить имеющиеся данные исследований *in vitro*), или возможность наличия нескольких источников воздействия (например Pellacani 2012, Tagliaferri 2010, Llabjani 2010, Karpeta and Gregoraszczyk 2010, Hallgren and Darnerud 2002, He 2009).

2.4.6 Токсичность смеси и комбинированные эффекты различных факторов нагрузки

124. В окружающей среде воздействие и реагирование на токсичные соединения, а также вероятность неблагоприятных эффектов зависит от ряда факторов, помимо собственных свойств соединения. К числу таких факторов относятся температура окружающей среды, соленость и pH, физиологический статус организма, токсикокинетические процессы, пищевая сеть или трофическая структура, перенос в окружающей среде, разделение, механизмы передачи и отложение (см. обзор в Letcher 2010, Schiedek 2007, AMAP 2011, POPRC 2013b). Воздействие изменения климата на экосистемы также может оказывать влияние на некоторые из этих факторов, и опасные химические вещества могут влиять на способность организмов адаптироваться к изменению климата и выдерживать условия физической среды (AMAP 2003, POPRC 2013b, UNEP/AMAP 2011, NCP 2013). Кроме того, дикая природа и люди, как правило, подвергаются воздействию не одного БДЭ-209, а сложной смеси нескольких ПБДЭ, а также других СОЗ (de Wit 2006, 2010, Kortenkamp 2014, EFSA 2011, NCP 2013). Таким образом, при рассмотрении вероятности неблагоприятных последствий для людей и животных все эти факторы необходимо учитывать, поскольку они могут стать дополнительными причинами для озабоченности.

125. Токсичность смеси БДЭ-209 и других ПБДЭ не подвергалась серьезному экспериментальному изучению, однако было отмечено, что сочетание БДЭ-47 и -99 вызывает

синергическое цитотоксическое воздействие на нейрональные клетки (Tagliaferri 2010). Кроме того, смесь конгенеров ПБДЭ (БДЭ-47, -99, -100 и -209) в концентрациях, обнаруженных в крови человека, оказывала необратимое воздействие на секрецию гормона в фолликулах яичника (Kargeta 2010). Результаты этого исследования показывают, что комбинированные эффекты ПБДЭ могут значительно превышать сумму эффектов отдельных конгенеров. Наличие других СОЗ может также повлиять на токсичность ПБДЭ. В исследовании *in vitro* с задействованием бинарных смесей ПХД и ПБДЭ (БДЭ-47, -153, -183 или 209), Ljabljani (2010) обнаружили, что ПХД-126 и ПБДЭ могут взаимно подавлять друг друга, тогда как ПХД-153 и ПБДЭ совместно могут усугублять наблюдаемые биохимические изменения. ПБДЭ считаются веществами, потенциально нарушающими работу эндокринной системы, которые могут действовать взаимодополняющим образом при низких концентрациях (UNEP/WHO 2013).

126. Дополнительные указания о возможной токсичности смеси ПБДЭ содержатся в работе Kortenkamp (2014), в которой оценивается вероятность и тип комбинированного воздействия БДЭ-209 и других ПБДЭ на человека и живую природу на основе сочетаний концентраций с использованием принципа индекса опасности. Общие способы действия пока полностью не установлены, при этом установлены общие неблагоприятные исходы. В исследовании сделан вывод, что можно ожидать, что БДЭ-209 и другие ПБДЭ будут вызывать нейротоксичность в ходе развития у человека и животных (Kortenkamp 2014). Что касается человека, исследование показывает, что с учетом комбинированного воздействия ПБДЭ допустимое комбинированное воздействие превышено для всех возрастных групп, особенно для маленьких детей. Хотя авторы указывают, что необходимы дальнейшие исследования, оценка рисков, обусловленных смесями, тем не менее, показывает, что сочетанное воздействие БДЭ-209 и других ПБДЭ может приводить к значительным медицинским проблемам, особенно для маленьких детей в возрасте от 6 месяцев до 3 лет, которые переносят самое высокое (из всех возрастных групп) воздействие ПБДЭ. Исследование также указывает на риск от комбинированного воздействия ПБДЭ для диких животных, в том числе арктических крупных хищников, таких как белые медведи. Было установлено, что по сравнению с другими ПБДЭ, БДЭ-209 не вносит существенного вклада в общий риск воздействия на диких животных. В целом, исследование показывает, что изолированное рассмотрение БДЭ-209 без учета совместного воздействия других БДЭ приводит к недооценке риска. Аналогичная обеспокоенность также указывалась в работе Villanger (2011a,b, 2013), в которой продемонстрировано, что галогенорганические загрязняющие смеси, в том числе несколько ПБДЭ (БДЭ-28, -47, -99, -100 и -153) могут влиять на гомеостаз щитовидной железы у морских млекопитающих Арктики. Хотя влияние БДЭ-209 в этих исследованиях не оценивалось и сообщались только данные о корреляции, в нем, как и в работе Kortenkamp (2014) указано на озабоченность в связи с тем, что ПБДЭ ввиду подобного механизма действия могут оказывать комбинированное влияние и вызывать неблагоприятные токсические эффекты, что создает угрозу для арктических морских высших хищников и других диких животных.

127. Проведенные исследования также указывают на риск для птиц, возникающий вследствие воздействия сочетания различных ПБДЭ и других загрязнителей окружающей среды. В полевом исследовании Plourde (2013) отмечается, что концентрации конгенеров гекса-, гепта-, окта- и БДЭ-209 (БДЭ-154, -183, -201 и -209) в печени и БДЭ-209 в плазме самцов делавэрской чайки, гнездящийся в урбанизированном монреальском регионе, отрицательно коррелировали с минеральной плотностью трабекулярной и кортикальной костной ткани предплюсны. Выводы позволяют предположить, что уровни ПБДЭ, зафиксированные у этих птиц (т.е. БДЭ-209 в печени 2,74-283 нг/г сырого веса и Σ ПБДЭ 26,2-680 нг/г сырого веса, БДЭ-209 в плазме 0,70-19,1 нг/г сырого веса и Σ ПБДЭ 3,55-89,2 нг/г сырого веса), могут негативно повлиять на структуру костной ткани и обмен веществ у птиц. В другом исследовании утверждается, что совокупный эффект нескольких хлорорганических пестицидов, ПХД и ПБДЭ, в том числе БДЭ-209 и нескольких нонаБДЭ, способствовали смерти ослабленных особей полярной чайки, найденных в течение сезона размножения 2003-2005 годов на Медвежьем острове в Баренцевом море (Sagerup 2009). Тем не менее БДЭ-209 обнаруживался только в очень низких концентрациях в печени и головном мозге (<MDL-2,6 и <MDL-0,01 мкг/г липидов, в печени и головном мозге, соответственно), наряду с другими ПБДЭ, СОЗ и ртутью. В отношении исследования Plourde (2013), которое демонстрирует влияние на костную ткань, стоит отметить, что у обыкновенной пустельги, обитающей в городской местности в Китае, концентрация в печени составляет 2870 ± 1040 нг/г липидного веса БДЭ-209 (Chen, 2007a), а у воробьев из Хельгеланде (отдаленной сельской местности в Норвегии) зарегистрированы уровни от 4,46 до 1710 нг/г липидного веса (Ciesielski 2008). Однако, поскольку эти исследования учитывают концентрацию БДЭ-209 в нг/г на основе липидного веса, они не могут быть напрямую сопоставлены с выводами Plourde (2013), в которых концентрация БДЭ-209 в указывается в нг/г сырого веса.

128. Дополнительные проблемы связаны с наличием нескольких факторов нагрузки, т.е. возможными комбинированными эффектами токсичных химических веществ и других факторов. Дефицит йода, являющийся обычным явлением в разных частях света (обзор в Walker 2007), повышает чувствительность к неблагоприятным последствиям воздействия химических веществ, разрушающих щитовидную железу, таких как БДЭ-209 (см. Dingemans 2011). Во-вторых, воздействие химических веществ, нарушающих работу щитовидной железы, включая БДЭ-209 и другие ПБДЭ, может также ухудшать способность позвоночных адекватно реагировать на воздействие изменения климата на их окружающую среду (Hooper 2013, POPRC 2013b). В-третьих, изменение климата и повышение температуры могут увеличивать разложение и перенос БДЭ-209 на большие расстояния (POPRC 2013b, IPCC 2007, NCP 2013, Xu 2011, Christensen 2014) в окружающей среде.

3. Обобщение информации

129. К-декаБДЭ до сих пор производится и используется в качестве антипирена во многих странах. БДЭ-209, основной компонент к-декаБДЭ, повсеместно встречается в окружающей среде, включая биоту. Данные мониторинга свидетельствуют о выбросах в окружающую среду из широкого круга источников, а также о переносе в окружающей среде на большие расстояния.

130. В ряде исследований продемонстрирована высокая стойкость БДЭ-209 в почве и отложениях. Указываемые периоды полураспада в отложениях и почве продолжительны и варьируют от > 180 суток до 50 лет в зависимости от условий окружающей среды.

131. Хотя БДЭ-209 обладает стойкостью в почве, донных отложениях и воздухе, известно, что в окружающей среде и биоте он дебромируется в ПБДЭ с меньшей степенью бромирования. Дебромирование указывается в качестве серьезной проблемы в ряде оценок, поскольку некоторые образующиеся ПБДЭ с меньшей степенью бромирования известны большей способностью к биоаккумуляции, токсичностью и стойкостью и имеют большую склонность к переносу на большие расстояния, чем полностью бромированный БДЭ-209. Некоторые из образующихся ПБДЭ также признаны СОЗ. Исследования выявили дебромирование в биоте и в экологических матрицах. Были выявлены несколько конгенов ПБДЭ, которые не входят в состав к-декаБДЭ; считается, что это доказывает его дебромирование. К-декаБДЭ и БДЭ-209 также являются источником образования высокотоксичных ПБДД/ПБДФ и гексабромбензола. ПБДД/ПБДФ встречаются в виде примесей в к-декаБДЭ и могут образовываться непреднамеренно во время, например, УФ-облучения, промышленных операций, сброса и рециркуляции.

132. Океанические и атмосферные процессы способствуют переносу БДЭ-209 на большие расстояния в окружающей среде, однако основным механизмом считается перенос с атмосферными частицами. Предполагаемый период полураспада в атмосфере составляет 94 суток, но срок сохранения может превышать 200 суток. В Арктике и других отдаленных районах БДЭ-209 обнаруживается в различных экологических нишах, включая воздух, осадки, снег, лед и биоту.

133. БДЭ-209, выделяемый в окружающую среду, биологически доступен и поглощается различными организмами, включая человека. БДЭ-209 широко распространен в глобальной окружающей среде и у некоторых видов были продемонстрированы высокие показатели содержания в организме. В организме обыкновенной пустельги в Китае содержится один из самых высоких уровней БДЭ-209, когда-либо зарегистрированных в дикой природе, при этом повышенные уровни были отмечены у сокола-сапсана из Гренландии, Северной Америки и Швеции. Временные тенденции показывают, что в 2002-2005 годах уровни БДЭ-209 в атмосфере Арктики увеличились, и период удвоения составляет 3,5-6,2 лет. В период 2009-2013 годов временных тенденций содержания БДЭ-209 в воздухе не наблюдалось.

134. БДЭ-209 может передаваться от матери к потомству, и воздействие происходит на ранних стадиях развития. Сообщалось о передаче от материнской особи к яйцам и потомству у рыб, земноводных, птиц и оленей. У человека воздействие БДЭ-209 отмечается на ранних стадиях развития: в утробе матери через плаценту и после рождения с молоком матери. Кроме того, на организм младенцев и детей ясельного возраста, как сообщается, приходится более высокие нагрузки на организм вследствие влияния БДЭ-209 и других ПБДЭ, чем на взрослых вследствие большей подверженности воздействию пыли. В организме человека повышенные уровни были зарегистрированы у работников по демонтажу электронного оборудования, компьютерных техников, работников, осуществляющих ввод материала на заводах по производству электрического оборудования, и у людей, проживающих вблизи производственных предприятий и мест рециркуляции.

135. Ненадежность имеющихся данных о биоаккумуляции в значительной степени отражает различия между видами в плане поглощения, обмена и вывода веществ, а также различия в режимах воздействия и аналитические трудности измерения БДЭ-209. КБК для БДЭ-209 у рыбы, согласно оценкам, составляет <5000, при этом прогнозируется незначительное поглощение в водной среде в связи большим размером и низкой растворимостью в воде (<0,1 мкг/л при 24°C). Тем не менее, самым важным путем воздействия БДЭ-209 в водных и наземных пищевых сетях является воздействие через рацион, и считается, что при рассмотрении склонности БДЭ-209 к биоаккумуляции, рассчитанные или измеренные КБА, КБУ и КТУ позволяют получить более полезную информацию, чем рассчитанный или измеренный КБК. Хотя некоторые исследования не демонстрируют биоаккумуляции БДЭ-209, и наблюдается его трофическое разбавление (КТУ<1), сообщалось о его биоаккумуляции у ряда водных и наземных организмов (КБА> 5000, КБУ> 1 и КТУ> 1).

136. Существуют свидетельства того, что БДЭ-209 может приводить к неблагоприятным последствиям в области репродуктивного здоровья и рождения потомства у рыб, дождевых червей, мышей и крыс, а также может влиять на развитие и давать нейротоксические эффекты у земноводных, грызунов и человека. Имеются сведения, что для некоторых организмов, таких как лягушки, млекопитающие, рыбы и птицы, уровни негативных эффектов БДЭ-209 близки или находятся в пределах указываемых уровней в окружающей среде. Измеренные уровни нагрузки на организм в млекопитающих и арктической рыбе находятся в пределах или выше воздействия низкой дозы, установленного в лабораторных условиях, например, последствия для нейроразвития у рыб и млекопитающих и последствия репродуктивного характера у рыбы на уязвимых этапах жизни. Кроме того, в связи с дебромированием организмы подвергаются воздействию сложной смеси ПБДЭ, в том числе уже БДЭ, уже внесенных в перечень СОЗ. С учетом общих способов действия и общих неблагоприятных исходов имеются опасения, что БДЭ-209 и другие ПБДЭ при сочетанном воздействии вызывают нейротоксичность в ходе развития у человека и животных.

137. Растет озабоченность по поводу веществ, нарушающих работу эндокринной системы, поскольку они могут вызвать негативные эффекты при низких уровнях загрязнения окружающей среды, при этом время воздействия может быть более важным, чем уровень воздействия (UNEP/WHO 2013). Имеющиеся данные о токсичности позволяют понять, что БДЭ-209, как и другие ПБДЭ, может приводить к эндокринным нарушениям и влиять на гомеостаз тиреоидных гормонов у рыб, земноводных, крыс, мышей и человека, а также, возможно, влиять на гомеостаз стероидных гормонов. Этот факт в сочетании с дебромированием и объединенным воздействием БДЭ-209 и других аналогично действующих ПБДЭ, некоторые из которых внесены в перечень СОЗ, а также высокая стойкость БДЭ-209 в отложениях и почве увеличивают вероятность хронического долгосрочного негативного воздействия.

Таблица 3. Характеристики СОЗ БДЭ-209, основного компонента к-декаБДЭ

Критерий	Соответствие критерию (да/нет)	Примечания
Устойчивость	Да	<p>Датированные осадочные керны показывают отсутствие распада в течение определенного периода почти 30 лет (Kohler 2008).</p> <p>Указываемый полураспад в отложениях варьирует от 6 до 50 лет, средняя величина составляет примерно 14 лет при 22°C и в условиях низкой освещенности (Tokarz 2008).</p> <p>Полураспад в почвах с отложениями в аэробных и анаэробных условиях длится >360 суток (Nyholm 2010, 2011, as cited in ECHA 2012 a).</p> <p>Отсутствует наблюдаемое разложение декаБДЭ по прошествии 180 суток в образцах почвы с добавлением БДЭ-209 (Liu 2011a).</p> <p>Временно возрастающие концентрации наблюдаются у некоторых организмов и подтверждают данные о стойкости БДЭ-209 (например Vorkamp 2005).</p> <p>Дебромируется до ПБДЭ с меньшей степенью бромирования и свойствами СБТ/оСоБ и СОЗ, которые известны тенденцией к стойкости (ECHA 2012a, POPRC 2013a)</p>
Биоаккумуляция	Да	<p>Обнаружен в повышенных концентрациях в организме крупных хищников (Shaw 2008, 2009, 2012, Voorspoels 2006a, Jenssen 2007, Sørmo 2006, Verreault 2005, Pountney 2014).</p> <p>Log K_{ow} варьирует от 6,27 до 12,11 (СМАВFRIP 1997, Dinn 2012, ECA 2010, Kelly 2007, Tian 2012, US EPA 2010, Watanabe and Tatsukawa 1990).</p> <p>КБА > 5000 и КБУ > 1 у водных организмов (Baron 2013, Law 2006, Jenssen 2007, Mo 2012, Shaw 2009, Tomy 2009, Frouin 2013)</p> <p>КБУ > 1 у наземных организмов (Yu 2011, She 2013, Wu 2009a).</p>

Критерий	Соответствие критерию (да/нет)	Примечания
		<p>КТУ > 1 у арктических водных организмов (Law 2006).</p> <p>Дебромируется до ПБДЭ с меньшей степенью бромирования и свойствами СБТ/оСоБ и СОЗ, которые известны тенденцией к биоаккумуляции (ЕСНА 2012а, POPRC 2013а)</p> <p>Токсические эффекты наблюдаются при низких и/или экологически значимых концентрациях у птиц, рыб и лягушек (ЕСНА 2012а, Plourde 2013, Kuo 2010, Qin 2010, Wu 2009а, Liu 2011с)</p>
Способность к переносу в окружающей среде на большие расстояния	Да	<p>Широкое распространение в окружающей среде и биоте Арктики (de Wit 2006, 2010, ЕСА 2010, NCP 2013).</p> <p>Данные мониторинга уровней БДЭ-209 во мхе в Норвегии показывают, что уровни уменьшаются с юга на север Норвегии (Mariussen 2008)</p> <p>При связывании с мелкими частицами в воздухе БДЭ-209 может оставаться в атмосфере в течение нескольких часов или суток при условии, что он не удаляется влажным осаждением (Wilford 2008, Meyer 2012).</p> <p>Предполагаемый период полураспада в атмосфере составляет 94 суток, но срок сохранения может превышать 200 суток (Breivik 2006, Raff and Hites 2007).</p> <p>ДекаБДЭ дебромируется до ПБДЭ с меньшей степенью бромирования и свойствами СБТ/оСоБ и СОЗ, которые известны потенциалом переноса на большие расстояния (ЕСНА 2012а, POPRC 2013а)</p>
Неблагоприятные последствия	Да	<p>БДЭ-209 оказывает воздействие на репродуктивную систему, развитие, эндокринную систему, а также нейротоксическое воздействие на водные организмы, млекопитающих и птиц. Сообщается также о влиянии на рост, выживаемость и смертность. Основные данные:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Задержка метаморфоза головастиков с предварительной КННВ ниже 1 мкг/л (Qin 2010 в ЕСНА 2012а). ▪ Нарушение ТГ и смертность у толстоголовых пескарей с хроническим 28-суточным НУНВ ~ 3 нг/г БДЭ-209 м.т./сут или 0,41 нг/г сырого рациона (Noyes 2013). ▪ Смертность до 98% у куриных эмбрионов через 20 суток после однократной инъекции в яйцо БДЭ-209 (ЛД₅₀ 44 мкг/яйцо или 740 мкг/кг сырого веса, Sifleet 2009 в ЕСНА 2012а). ▪ Нейротоксичность в период развития у грызунов (например, Johansson 2008, Viberg 2003, 2007, Rice 2009, Fujimoto 2011, Heredia 2012, Reverte 2013, 2014, Buratovic 2014). Эпидемиологическая ассоциация для когнитивных эффектов в период развития у человека при воздействии декаБДЭ (Gascon 2012, Chao 2011). ▪ Некоторые исследования показывают, что негативные последствия могут возникать при концентрации БДЭ-209, равной или сопоставимой с экологически значимыми уровнями для рыб, лягушек, птиц и млекопитающих (Kuo 2010, Wu 2009а, Liu 2011с, Qin 2010, Noyes 2013, Sifleet 2009, ЕСНА 2012а, Pountney 2014, Tomy 2008, 2009). ▪ Дебромирование до ПБДЭ с меньшей степенью бромирования и свойствами СБТ/оСоБ и СОЗ, которые известны способностью вызывать негативные последствия (ЕСНА 2012а, POPRC 2013а, POPRC6 и POPRC7) ▪ Потенциальная опасность для человека и дикой природы в результате комбинированного воздействия БДЭ-209 и других ПБДЭ в экологически значимых концентрациях (например Kortenkamp 2014, Plourde 2013). ▪ Потенциальный риск эффектов низких доз во время чувствительных этапов развития в результате эндокринных нарушений (UNEP/WHO 2012, Johansson 2008, Viberg 2003, 2007, Rice 2009, Fujimoto 2011, Heredia 2012, Reverte 2013, 2014, Buratovic 2014, Noyes 2013).

4. Заключение

138. К-декаБДЭ - это синтетическое вещество, не встречающееся в природной среде, которое используется в качестве антипирена во многих областях применения по всему миру. Выбросы к-декаБДЭ в окружающую среду продолжают во всех исследуемых регионах. БДЭ-209 (или декаБДЭ), главный компонент к-декаБДЭ, отличается стойкостью в окружающей среде и биоаккумулируется и биоусиливается в нескольких видах рыб, птиц и млекопитающих, а также в пищевых сетях. Существуют свидетельства негативного влияния вплоть до критических конечных точек, включая репродукцию, выживаемость, нервную и эндокринную системы. К-

декаБДЭ также разлагается до ПБДЭ с меньшей степенью бромирования, которые обладают известными свойствами СБТ/оСоБ и СОЗ. Менее бромированные конгенеры вносят вклад в итоговую токсичность БДЭ-209. Ввиду дебромирования и наличия резервуаров конгенов к-пента- и к-октаБДЭ в окружающей среде организмы подвергаются воздействию сложной смеси ПБДЭ, которые в сочетании создают более высокий риск, чем изолированный БДЭ-209. Измеренные уровни БДЭ-209 у некоторых видов биоты, в том числе на высших трофических уровнях, таких как птицы и млекопитающие в районах источников и отдаленных районах, близки к сообщаемым данным об эффективных концентрациях и указывают, что БДЭ-209 вместе с другими ПБДЭ оказывают существенное воздействие на организм человека и окружающую среду. Поэтому к-декаБДЭ с его главным компонентом БДЭ-209 в результате его переноса в окружающей среде на большие расстояния может вызывать серьезные неблагоприятные воздействия для здоровья человека и окружающей среды, которые служат основанием для принятия мер в глобальном масштабе.

Литература

- Abdallah MA, Tilston E, Harrad S, Collins C (2012). In vitro assessment of the bioaccessibility of brominated flame retardants in indoor dust using a colon extended model of the human gastrointestinal tract. *J Environ Monit.* 14(12):3276-83.
- ACAP, Arctic Contaminants Action Programme (2007). Final Report of Phase I of the ACAP Project on Brominated Flame Retardants (BFRs) Phase I: Inventory of sources and identification of BFR alternatives and management strategies. AMAP Report 2007:6, SFT Report TA-2440/2008.
- ACHS, Advisory Committee on Hazardous Substances 2010. ACHS opinion on decabrominated diphenyl ether (decaBDE). Final Version (23rd September 2010). Department for Environment, Food and Rural Affairs, United Kingdom, p.1-63.
- Ahn MY, Filley TR, Jafvert CT, Nies L, Hua I, Bezares-Cruz J (2006). Photodegradation of decabromodiphenyl ether adsorbed onto clay minerals, metal oxides, and sediment. *Environ Sci Technol.* 40(1):215-20.
- Ahmed, O. M., A. W. El-Gareib, A. M. El-Bakry, S. M. Abd El-Tawab and R. G. Ahmed (2008). "Thyroid hormones states and brain development interactions." *Int J Dev Neurosci* 26(2): 147-209.
- Allan, I., Aas, W., Langford, K., Christensen, G., Green, N. W., Breivik, K., Bæk, K., and Ranneklev, S. (2012). Passive air and water sampling at Andøya, Bjørnøya og Jan Mayen. Klima og forurensningsdirektoratet (Klif).
http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/Statlig_miljoovervakning/Overvaking_av_miljogifter_og_beregning_av_tilforsler_til_norske_kyst_og_havomrader_Tilforselsprogrammet/Rapporter/TilforseIsprogrammet_2011_Passive_air_and_water_sampling_at_Andoya_Bjornoya_and_Jan_Mayen/
- Allen JG, Sumner AL, Nishioka MG, Vallarino J, Turner DJ, Saltman HK, Spengler JD (2013). Air concentrations of PBDEs on in-flight airplanes and assessment of flight crew inhalation exposure. *J Expo Sci Environ Epidemiol.* 23(4):337-42.
- Al-Mousa, F. and F. Michelangeli (2012). "Some commonly used brominated flame retardants cause Ca²⁺-ATPase inhibition, beta-amyloid peptide release and apoptosis in SH-SY5Y neuronal cells." *PLoS one* 7: e33059.
- AMAP. Arctic Monitoring and Assessment Programme (2009). Arctic Pollution 2009, Oslo. 83 pp.
- Anderson, B. E., E. Zeiger, M. D. Shelby, M. A. Resnick, D. K. Gulati, J. L. Ivett and K. S. Loveday (1990). Chromosome aberration and sister chromatid exchange test results with 42 chemicals." *Environmental and molecular mutagenesis* 16 Suppl 1: 55-137.
- Arinaitwe K, Muir DCG, Kiremire BT, Fellin P, Li H, Teixeira C (2014). Polybrominated diphenyl ethers and alternative flame retardants in air and precipitation samples from the northern Lake Victoria region, East Africa. *Environ Sci Technol.* 48: 1458-16-44.
- Arellano L, Fernández P, Tatosova J, Stuchlik E, Grimalt JO (2011). Long-range transported atmospheric pollutants in snowpacks accumulated at different altitudes in the Tatra Mountains (Slovakia). *Environ Sci Technol.* 45(21): 9268-75.
- Arnot JA, MacKay D, Parkerton TF, Zaleski RT, Warren CS (2010). Multimedia modeling of human exposure to chemical substances; The roles of food web biomagnification and biotransformation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 29, No. 1, pp. 45–55
- Arnot JA, Gobas F (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ Rev* 14(4):257-297.
- Arnot JA, Gobas F (2003). A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs. *Qsar Comb Sci* 22(3):337-345.
- Balch, G. C., L. A. Velez-Espino (2006). "Inhibition of metamorphosis in tadpoles of *Xenopus laevis* exposed to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)." *Chemosphere* 64(2): 328-338.
- Baron E, Rudolph I, Chiang G, Barra R, Eljarrat E, Barcelo D (2013). Occurrence and behavior of natural and anthropogenic (emerging and historical) halogenated compounds in marine biota from the Coast of Concepcion (Chile). *Sci Total Environ* 461:258-264.
- Besis A, Samara C (2012). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the indoor and outdoor environments - A review on occurrence and human exposure. *Environ Pollut* 169:217-229.
- Bhavsar SP, Gandhi N, Gewurtz SB, Tomy GT (2008). Fate of PBDEs in juvenile lake trout estimated using a dynamic multichemical fish model. *Environ Sci Technol* 42:3724–31.

- Bi XH, Thomas GO, Jones KC, Qu WY, Sheng GY, Martin FL, (2007). Exposure of electronics dismantling workers to polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, and organochlorine pesticides in South China. *Environ Sci Technol* 41(16):5647-5653.
- Biesemeier, J. a., M. J. Beck, H. Silberberg, N. R. Myers, J. M. Ariano, A. Radovsky, L. Freshwater, D. W. Sved, S. Jacobi, D. G. Stump, M. L. Hardy and T. Stedeford (2011). "An oral developmental neurotoxicity study of decabromodiphenyl ether (DecaBDE) in rats." *Birth defects research. Part B, Developmental and reproductive toxicology* 92: 17-35.
- Biesemeier, J. A., M. J. Beck, H. Silberberg, N. R. Myers, J. M. Ariano, E. S. Bodle, D. W. Sved, S. Jacobi, D. G. Stump, M. Hardy and T. Stedeford (2010). "Effects of dose, administration route, and/or vehicle on decabromodiphenyl ether concentrations in plasma of maternal, fetal, and neonatal rats and in milk of maternal rats." *Drug Metabolism and Disposition* 38: 1648-1654.
- Björklund, J. A., K. Thuresson, (2012). "Indoor Air Is a Significant Source of Tri-decabrominated Diphenyl Ethers to Outdoor Air via Ventilation Systems." *Environmental Science & Technology* 46(11): 5876-5884.
- Blanco, J., M. Mulero, L. Heredia, A. Pujol, J. L. Domingo and D. J. Sánchez (2013). "Perinatal exposure to BDE-99 causes learning disorders and decreases serum thyroid hormone levels and BDNF gene expression in hippocampus in rat offspring." *Toxicology* 308: 122-128.
- Boitsov, S. and Klungsøyr, J. (2013). Undersøkelser av organiske miljøgifter i sedimenter fra MAREANO-området 2011. Bergen Havforskningsinstituttet. p. 1-40.
http://www.imr.no/filarkiv/2013/04/rapport_1_13.pdf/nb-no
- Borgå K, Kidd KA, Muir DC, Berglund O, Conder JM, Gobas FA, Kucklick J, Malm O, Powell DE (2012). Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. *Integr Environ Assess Manag.* 8(1): 64-84.
- Branchi, I., E. Alleva and L. G. Costa (2002). "Effects of perinatal exposure to a polybrominated diphenyl ether (PBDE 99) on mouse neurobehavioural development." *Neurotoxicology* 23: 375-384
- Breivik K, Wania F, Muir DC, Alaee M, Backus S (2006). Pacepavicius G. Empirical and modeling evidence of the long-range atmospheric transport of decabromodiphenyl ether. *Environ Sci Technol.* 40(15):4612-8.
- Breivik K, Sweetman A, Pacyna J, Jones K (2002). Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach: 1. Global production and consumption. *Sci Total Environ* 290:181-198
- BSEF, Bromine Science and Environmental Forum (2013). About decabromo diphenyl ether (decaBDE), <http://www.bsef.com/our-substances/deca-bde/about-deca-bde> (accessed in April 2013)
- BSEF, Bromine Science and Environmental Forum (2012). Brominated flame retardant: decabromodiphenyl ether fact sheet. 2012; 2010.
- Brommer S, Harrad S, van den Eede N, Covaci A (2012). Concentrations of organophosphate esters and brominated flame retardants in German indoor dust samples. *J Environ Monit*;14:2482-2487.
- Burreau S, Zebühr Y, Broman D, Ishaq R. (2006). Biomagnification of PBDEs and PCBs in food webs from the Baltic Sea and northern Atlantic Ocean. *Sci Total Environ* 366:659-672.
- Burreau S, Zebühr Y, Broman D, Ishaq R. (2004). Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) studied in pike (*Esox lucius*), perch (*perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) from the Baltic Sea. *Chemosphere* 55:1043-1052.
- Buratovic S, Viberg H, Fredriksson A, Eriksson P. (2014). Developmental exposure to the polybrominated diphenyl ether PBDE 209: Neurobehavioural and neuroprotein analysis in adult male and female mice. *Environ Toxicol Pharmacol.* 38, 570-85.
- Buser AM, Morf LS, Taverna R, Bader HP, Scheidegger R (2007a). Temporal behaviour of the anthropogenic metabolism of selected brominated flame retardants: Emissions to the environment. BFR 2007, 4th International Workshop on Brominated Flame Retardants, Amsterdam, The Netherlands, 24-27 April, 2007.
- Buser AM, Morf LS, Taverna R, Bader HP, Scheidegger R (2007b). Comparison of BDE-209 concentrations modelled in a dynamic substance flow analysis for Switzerland and field data B. *Organohalogen Compounds*, 69, 2748-2751.

- Byun GH, Moon HB, Choi JH, Hwang J, Kang CK. (2013). Biomagnification of persistent chlorinated and brominated contaminants in food web components of the Yellow Sea. *Mar Pollut Bull* 73(1):210-219.
- Cai, Y., W. Zhang, J. Hu, G. Sheng, D. Chen and J. Fu (2011). "Characterization of maternal transfer of decabromodiphenyl ether (BDE-209) administered to pregnant Sprague-Dawley rats." *Reprod Toxicol* 31: 106-110.
- Chabot-Giguere, B., R. J. Letcher, and J. Verreault. (2013). In vitro biotransformation of decabromodiphenyl ether (BDE-209) and Dechlorane Plus flame retardants: a case study of ring-billed gull breeding in a pollution hotspot in the St. Lawrence River, Canada. *Environ Int* 55:101-108.
- Chao, H.-R., T.-C. Tsou, H.-L. Huang and G.-P. Chang-Chien (2011). Levels of breast milk PBDEs from southern Taiwan and their potential impact on neurodevelopment. *Pediatric research* 70: 596-600.
- Chao HR, Shy CG, Wang SL, Chen SCC, Koh TW, Chen FA et al (2010). Impact of non-occupational exposure to polybrominated diphenyl ethers on menstruation characteristics of reproductive-age females. *Environ Int*;36:728–735.
- Chen YH, Li ZH, Tan Y, Zhang CF, Chen JS, He F, Yu YH, Chen DJ (2014). Prenatal exposure to decabrominated diphenyl ether impairs learning ability by altering neural stem cell viability, apoptosis, and differentiation in rat hippocampus. *Hum Exp Toxicol* Feb 24 [Epub ahead of print] PubMed PMID: 24567298 .
- Chen J, Chen LL, Liu DY, Zhang GS (2013a). Polybrominated Diphenyl Ethers Contamination in Marine Organisms of Yantai Coast, Northern Yellow Sea of China. *B Environ Contam Tox* 90(6):679-683.
- Chen D, Martin P, Burgess NM, Champoux L, Elliott JE, Forsyth DJ, (2013b). European Starlings (*Sturnus vulgaris*) Suggest That Landfills Are an Important Source of Bioaccumulative Flame Retardants to Canadian Terrestrial Ecosystems. *Environ Sci Technol* 47(21):12238-12247.
- Chen Q, Yu LQ, Yang LH, Zhou BS (2012a). Bioconcentration and metabolism of decabromodiphenyl ether (BDE-209) result in thyroid endocrine disruption in zebrafish larvae. *Aquat Toxicol* 110(141-148).
- Chen D, Letcher RJ, Martin P (2012b). Flame retardants in eggs of American kestrels and European starlings from southern Lake Ontario region (North America). *J Environ Monitor* 14(11):2870-2876.
- Chen D, Letcher RJ, Burgess NM, Champoux L, Elliott JE, Hebert CE, Martin P, Wayland M, Chip Weseloh DV, Wilson L (2012d). Flame retardants in eggs of four gull species (*Laridae*) from breeding sites spanning Atlantic to Pacific Canada. *Environ Pollut*. 168: 1-9.
- Chen, D. and Hale, R. C (2010). A global review of polybrominated diphenyl ether flame retardant contamination in birds. *Environment International*, 36, 800–811.
- Chen D, Hale RC, Watts BD, La Guardia MJ, Harvey E, Mojica EK (2010a). Species-specific accumulation of polybrominated diphenyl ether flame retardants in birds of prey from the Chesapeake Bay region, USA. *Environ Pollut* 158(5):1883-1889.
- Chen, J., C. Liufu, W. Sun, X. Sun and D. Chen (2010b). Assessment of the neurotoxic mechanisms of decabrominated diphenyl ether (PBDE-209) in primary cultured neonatal rat hippocampal neurons includes alterations in second messenger signaling and oxidative stress. *Toxicology Letters* 192: 431-439.
- Chen S, Ma YJ, Wang J, Chen D, Luo XJ, Mai BX (2009). Brominated flame retardants in children's toys: Concentration, composition, and children's exposure and risk assessment. *Environ Sci Technol*; 43:4200–4206.
- Chen D, La Guardia MJ, Harvey E, Amaral M, Wohlfort K, Hale RC (2008). Polybrominated Diphenyl Ethers in Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) Eggs from the Northeastern US. *Environ Sci Technol* 42(20):7594-7600.
- Chen D, Mai B, Song J, Sun Q, Luo Y, Luo X, (2007a). Polybrominated Diphenyl Ethers in Birds of Prey from Northern China. *Environ Sci Technol* 41(6):1828-1833.
- Chen SJ, Luo XJ, Lin Z, Luo Y, Li KC, Peng XZ, Mai BX, Ran Y, Zeng EY (2007b). Time trends of polybrominated diphenyl ethers in sediment cores from the Pearl River Estuary, South China. *Environ Sci Technol* 41(16): 5595-5600.
- Chevrier, J., K. G. Harley, A. Bradman, A. Sjödin and B. Eskenazi (2011). "Prenatal exposure to polybrominated

- diphenyl ether flame retardants and neonatal thyroid-stimulating hormone levels in the CHAMACOS study." *American journal of epidemiology* 174: 1166-1174.
- Chevrier, J., K. G. Harley, A. Bradman, M. Gharbi, A. Sjödin and B. Eskenazi (2010). "Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants and thyroid hormone during pregnancy." *Environmental health perspectives* 118: 1444-1449.
- Chi, Y., H. Xia, M. Su, P. Song, X. Qi, Y. Cui, Y. Cao, T. Chen, Y. Qiu, A. Zhao, X. Ma, X. Zheng and W. Jia (2011). "Metabonomic phenotyping reveals an embryotoxicity of deca-brominated diphenyl ether in mice." *Chemical research in toxicology* 24: 1976-1983.
- Christiansson A, Eriksson J, Teelechiel D, Bergman A. (2009). Identification and quantification of products formed via photolysis of decabromodiphenyl ether. *Environ Sci Pollut Res Int* 16(3):312-21.
- Christensen JH, et al. (2014) Climate phenomena and their relevance for future regional climate change. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, eds Stocker TF, et al. (Cambridge University Press, Cambridge, UK)
- Christensen JR, Macduffee M, Macdonald RW, Whiticar M, Ross PS (2005). Persistent organic pollutants in British Columbia grizzly bears: Consequence of divergent diets. *Environ Sci Technol* 39(18):6952-6960.
- Christensen JH, Groth BS, Vikelsøe J., Vorkamp K. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in sewage sludge and wastewater. NERI Technical Report No. 481, (2003). 28 pp. (Annex E submission by Denmark).
- Ciesielski T, Jenssen BM, Pedersen HC, Bæk K, Skaare JU, Ringsby TH (2008). Decabrominated diphenyl ether in ptarmigans and sparrows in Norway. *Organohalogen Compounds*, 70;001181-001184.
- Ciparis S and Hale, R.C., (2005). Bioavailability of polybrominated diphenyl ether flame retardants in biosolids and spiked sediment to the aquatic oligochaete, *lumbriculus variegatus* *Environ. Tox. Chem.*, 24 (4): 916–925.
- CPAN, Climate and Pollution Agency, Norway (2012a). Forbidden brominated flame retardand in work wear. Information and update from the Climate and Pollution Agency TA-2971/2012 (in Norwegian only). <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2971/ta2971.pdf>
- CPAN, Climate and Pollution Agency, Norway (2012b). Tilførselsprogrammet 2011. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Norskehavet. p. 1-227. http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/Statlig_miljoovervakning/Overvaking_av_miljogifter_og_beregning_av_tilforsler_til_norske_kyst_og_havomrader_Tilforselsprogrammet/Rapporter/TilforseIsprogrammet_2011_Overvaking_av_tilforsler_og_miljotilstand_i_Norskehavet/ Authors: Green, Normann W., Heldal, H. E., Måge, Amund, Aas, Wenche, Gafvert, T., Schrum, C., Boitsov, S., Breivik Knut, Iosjpe, M., Yakushev, E., Skogen, M., Høgåsen, T., Eckhardt, S., Christiansen, A. B., Daae, K. L., Durand, D., Ledang, A. B., and Jaccard, P. F.
- CPAN, Climate and Pollution Agency, Norway (2010). Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Barentshavet og Lofotenområdet. Oslo Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). p. 1-246. http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/Statlig_miljoovervakning/Overvaking_av_miljogifter_og_beregning_av_tilforsler_til_norske_kyst_og_havomrader_Tilforselsprogrammet/Rapporter/TilforseIsprogrammet_2009_Overvaking_av_tilforsler_og/ Authors: Green, Norman W., Molvær, J., Kaste, Ø., Schrum, C., Yakushev, E., Sørensen, K., Allan, I., Høgåsen, T., Christiansen, A. B., Heldal, H. E., Klungsoyr, Jarle, Boitsov, Stepa, Børsheim, K. Y., Måge, Amund, Julshamn, Kaare, Aas, Wenche, Braathen, Ole-Anders, Breivik, Knut, Eckhardt, S., Rudjord, A. L., Iosjpe, M., and Brungot, A. L. 2010. Tilførselsprogrammet 2009.
- CMABFRIP, Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel (1997). Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): determination of n-octanol/water partition coefficient. Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Panel. Wildlife International Ltd. Project Number 439C-101.
- Coakley JD, Harrad SJ, Goosey E, Ali N, Dirtu AC, Van den Eede N, Covaci A, Douwes J, Mannetje A' (2013). Concentrations of polybrominated diphenyl ethers in matched samples of indoor dust and breast milk in New Zealand. *Environ Int.*;59:255-61.
- Costa LG, Giordano G (2011). Is decabromodiphenyl ether (BDE-209) a developmental neurotoxicant? *Neurotoxicology*; 32:9–24.

- Costa LG, de Laat R, Tagliaferri S, Pellacani C (2014). A mechanistic view of polybrominated diphenyl ether (PBDE) developmental neurotoxicity. *Toxicol Lett*. Oct 15;230(2):282-94.
- Cousins AP, Holmgren T, Remberger M.(2014) Emissions of two phthalate esters and BDE 209 to indoor air and their impact on urban air quality. *Sci Total Environ*. 470-471:527-35.
- Covaci, A.; Voorspoels, S.; de Boer, J (2003). Determination of brominated flame retardants, with emphasis on polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in environmental and human samples: A review. *Environ. Int.*, 29, 735–756
- Crosse, JD, Shore RF, Wadsworth RA, Jones KC, and Pereira MGR. (2012). Long-term trends in PBDEs in sparrowhawk (*Accipiter nisus*) eggs indicate sustained contamination of UK terrestrial ecosystems. *Environ Sci. Technol*. 46:13504-13511.
- Danon-Schaffer MN, Gorgy T, Li L, Grace JR. 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.
- de Boer, J.; Wells, D. E (2006). Pitfalls in the analysis of brominated flame retardants in environmental, human and food samples, including results of three international interlaboratory studies. *Trends Anal. Chem.*, 25, 364–372.
- De Bruyn AMH, Meloche LM, Lowe CJ (2009). Patterns of Bioaccumulation of Polybrominated Diphenyl Ether and Polychlorinated Biphenyl Congeners in Marine Mussels. *Environmental Science & Technology* 43(10):3700-3704.
- Deng, D., J. Guo, G. Sun, X. Chen, M. Qiu, and M. Xu. 2011. Aerobic debromination of deca-BDE: Isolation and characterization of an indigenous isolate from a PBDE contaminated sediment. *International Biodeterioration & Biodegradation* 65:465-469.
- De Wit CA, Herzke D, Vorkamp K. (2010). Brominated flame retardants in the Arctic environment — trends and new candidates. *Sci Total Environ* 408(15):2885-2918.
- De Wit, C. A., M. Alae (2006). "Levels and trends of brominated flame retardants in the Arctic." *Chemosphere* 64(2): 209-233.
- de Wit CA (2002) An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46:583–624
- De Wit C, Ulla Sellström U, Nadja Lundgren N, Mats Tysklind M (2005). Higher brominated diphenyl ethers in earthworms and reference and sewage-sludge amended soils. *Organohalogen Compounds - Volume 67*
- Dickhut RM, Cincinelli A, Cochran M, Kylin H (2012). Aerosol-mediated transport and deposition of brominated diphenyl ethers to Antarctica. *Environ Sci Technol*. 46(6):3135-40.
- Dingemans, M. M., M. van den Berg, 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.
- Dinn PM, Johannessen SC, Ross PS, Macdonald RW, Whitarcar MJ, Lowe CJ, van Roodselaar A (2012). PBDE and PCB accumulation in benthos near marine wastewater outfalls: The role of sediment organic carbon. *Environ Pollut* 171: 241-248.
- Du W, Ji R, Sun Y, et. al. (2013). Fate and Ecological Effects of Decabromodiphenyl Ether in a Field Lysimeter. *Environmental Science & Technology* 47:9167-9174.
- Earnshaw, M. R., K. C. Jones, (2013). Estimating European historical production, consumption and atmospheric emissions of decabromodiphenyl ether. *Sci Total Environ* 447: 133-142.
- ECA, Environment Canada (2013). Risk Management of DecaBDE: Commitment to Voluntary Phase-Out Exports to Canada. <http://www.ec.gc.ca/toxiques-toxics/default.asp?lang=En&n=F64D6E3B-1&xml=F64D6E3B-0328-4C11-A9E4-790D053E42A1>
- ECA, Environment Canada (2011). Environmental Monitoring and Surveillance in Support of the Chemicals Management Plan. PBDEs in the Canadian Environment. Fact sheet.p. 1-10.
- ECA, Environment Canada (2010). Ecological State of the Science Report on Decabromodiphenyl Ether (decaBDE). Bioaccumulation and Transformation. Available at: http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/substances/decabde/ess_report_decabde-eng.pdf

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

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

ECA, Environment Canada. (2003). Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Brominated Flame Retardant (BFR) Report of Section 71 (CEPA, 1999) Notice with Respect to Certain Substances on the Domestic Substances List (DSL).

Ebert, J. and M. Bahadir (2003). "Formation of PBDD/F from flame-retarded plastic materials under thermal stress." *Environment International* 29(6): 711-716.

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

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

ECB, European Chemicals Bureau (2002). European Union Risk Assessment Report: Bis(pentabromophenyl) ether. 1st priority list, Volume 17, Luxemburg: European Communities.

ECHA, European Chemicals Agency, (2013a). Draft background document for Bis(pentabromophenyl)ether (decabromodiphenyl ether; decaBDE). Document developed in the context of ECHA's fifth Recommendation for the inclusion of substances in Annex XIV. 24 June 2013

ECHA, European Chemicals Agency (2013b). ECHA dissemination portal. [Online] Available at: <http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/registered-substances> [Accessed 12 November 2013].

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

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

ECHA, European Chemicals Agency (2012c). Annex XV dossier. Proposal for Identification of a PBT/vPvB Substance. Bis(pentabromophenyl)ether (decabromodiphenyl ether; decaBDE). July 2012-final. Submitted by the United Kingdom, August 2012. http://echa.europa.eu/documents/10162/13638/SVHC_AXVREP_pub_EC_214_604_9_decabromodiphenylether_en.pdf

ECHA (2012d) – "Responses to comments" documents. Document compiled by UK from the commenting period 03/09/2012 - 18/10/2012 on the proposal to identify the substance Bis(pentabromophenyl)ether [decabromodiphenyl ether; decaBDE] as a Substance of Very High Concern. http://echa.europa.eu/identification-of-svhc-/substance/2403/search/+/del/20/col/ADOPTIONDATEMSCA_A/type/desc/pre/2/view

EFSA, European Food Safety Authority Panel(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>

El Dareer, S. M., J. R. Kalin, K. F. Tillery and D. L. Hill (1987). Disposition of decabromobiphenyl ether in rats dosed intravenously or by feeding. *Journal of Toxicology and Environmental Health*. 22: 405-415.

Eljarrat E, Marsh G, Labandeira A, Barcelo D, (2008). Effect of sewage sludges contaminated with polybrominated diphenylethers on agricultural soils. *Chemosphere* 71: 1079–1086

Eljarrat E, Labandeira A, Marsh G, Raldua D, Barcelo´ D (2007). Decabrominated diphenyl ether in river fish and sediment samples collected downstream an industrial park. *Chemosphere* 69: 1278–1286

Eljarrat, E., de la Cal, A., Lazzazabal, D., Fabrellas, B., Fernandez-Alba, A. R., Borrull, F., Marce, R. M. and Barcelo, D. (2005). "Occurrence of polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in coastal sediments from Spain." *Environmental Pollution*, 136, 493-501.

- Eljarrat, E., de la Cal, A., Raldua, D., Duran, C. and Barcelo, D. (2004). "Occurrence and bioavailability of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in sediment and fish from the Cinca River, a Tributary of the Ebro River (Spain)." *Environmental Science and Technology*, 38, 2603-2608.
- Eriksson J, Green N, Marsh G, Bergman A (2004). Photochemical decomposition of 15 polybrominated diphenyl ether congeners in methanol/water. *Environ Sci Technol*.38(11):3119-25
- Eriksson, P., E. Jakobsson and A. Fredriksson (2001). Brominated flame retardants: A novel class of developmental neurotoxicants in our environment? *Environmental Health Perspectives*. 109: 903-908.
- Ernest, S. R., M. G. Wade, C. Lalancette, Y. Q. Ma, R. G. Berger, B. Robaire and B. F. Hales (2012). "Effects of chronic exposure to an environmentally relevant mixture of brominated flame retardants on the reproductive and thyroid system in adult male rats." *Toxicol Sci* 127(2): 496-507.
- Eskenazi, B., J. Chevrier, S. A. Rauch, K. Kogut, K. G. Harley, C. Johnson, C. Trujillo, A. Sjödin and A. Bradman (2013). "In utero and childhood polybrominated diphenyl ether (PBDE) exposures and neurodevelopment in the CHAMACOS study." *Environmental health perspectives* 121: 257-262.
- Feng M, Li Y, Qu R, Wang L, Wang Z (2013a). Oxidative stress biomarkers in freshwater fish *Carassius auratus* exposed to decabromodiphenyl ether and ethane, or their mixture. *Ecotoxicology*; 22(7):1101–10. <http://dx.doi.org/10.1007/s10646-013-1097-2>.
- Feng M, Qu R, Wang C, Wang L, Wang Z (2013b). Comparative antioxidant status in freshwater fish *Carassius auratus* exposed to six current-use brominated flame retardants: a combined experimental and theoretical study. *Aquat Toxicol*; 140–141: 314–23.
- Feng C, Xu Y, Zhao G, Zha J, Wu F, Wang Z. (2012). Relationship between BDE 209 metabolites and thyroid hormone levels in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology* 122–123:28-35.
- Feng C, Xu Y, He Y, Luo Q, Zha J, Wang Z (2010). Debrominated and methoxylated polybrominated diphenyl ether metabolites in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) after exposure to decabromodiphenyl ether. *J Environ Sci (China)*. 22(9):1425-34.
- Fischer, C., A. Fredriksson and P. Eriksson (2008a). "Coexposure of neonatal mice to a flame retardant PBDE 99 (2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether) and methyl mercury enhances developmental neurotoxic defects." *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology* 101: 275-285.
- Fischer, C., A. Fredriksson and P. Eriksson (2008b). "Neonatal co-exposure to low doses of an ortho-PCB (PCB 153) and methyl mercury exacerbate defective developmental neurobehavior in mice." *Toxicology* 244: 157-165.
- Fischer D, Hooper K, Athanasiadou M, Athanassiadis I, Bergman A. (2006). Children show highest levels of polybrominated diphenyl ethers in a California family of four: A case study. *Environ Health Perspect* 114(10):1581-1584.
- Fliedner A, Heinz Rüdell, Heinrich Jüriling, Josef Müller, Frank Neugebauer and Christa Schröter-Kermani (2012). Levels and trends of industrial chemicals (PCBs, PFCs, PBDEs) in archived herring gull eggs from German coastal regions. *Environmental Sciences Europe*, 24:7
- Fowles, J. and D. Morgott (2013). Infant/toddler health risks from exposure to polybrominated diphenyl ethers (pbdes) in car seats and automotive upholstery. Christchurch, New Zealand, Institute of Environmental Science and Research, Ltd. Report FW13051: 78pp
- Frederiksen M, Vorkamp K, Thomsen M, Knudsen LE (2009a). Human internal and external exposure to PBDEs - a review of levels and sources. *Int J Hyg Environ Health*; 212:109-134.
- Frederiksen M, Thomsen M, Vorkamp K, Knudsen LE (2009b). Patterns and concentration levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in placental tissue of women in Denmark. *Chemosphere*;76:1464–1469.
- Fromme H, Korner W, Shahin N, Wanner A, Albrecht M, Boehmer S, Parlar H, Mayer R, Liebl B and Bolte G (2009). Human exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDE), as evidenced by data from a duplicate diet study, indoor air, house dust, and biomonitoring in Germany. *Environ Int*; 35:1125-1135.
- Frouin H, Dangerfield N, Macdonald RW, Galbraith M, Crewe N, Shaw P, (2013). Partitioning and bioaccumulation of PCBs and PBDEs in marine plankton from the Strait of Georgia, British Columbia, Canada. *Prog Oceanogr* 115(SI):65-75.

- Fujimoto, H., G. H. Woo, K. Inoue, M. Takahashi, M. Hirose, A. Nishikawa and M. Shibutani (2011). "Impaired oligodendroglial development by decabromodiphenyl ether in rat offspring after maternal exposure from mid-gestation through lactation." *Reprod Toxicol* 31(1): 86-94.
- Fängström B, Hovander L, Bignert A, Athanassiadis I, Linderholm L, Grandjean P, Weihe P, Bergman A (2005a). Concentrations of polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, and polychlorobiphenyls in serum from pregnant Faroese women and their children 7 years later. *Environ Sci Technol.*;39:9457-9463.
- Fängstrom B, Athanasiadou M, Athanassiadis I, Bignert A, Grandjean P, Weihe P, (2005b). Polybrominated diphenyl ethers and traditional organochlorine pollutants in fulmars (*Fulmarus glacialis*) from the Faroe Islands. *Chemosphere*; 60:836-43.
- Ganser, Lisa Rania, "Anatomy and Function of the African Clawed Frog Vocal System is Altered by the Brominated Flame Retardant, PBDE-209" (2009). Open Access Dissertations. Paper 245. http://scholarlyrepository.miami.edu/oa_dissertations
- Gao S, Hong J, Yu Z, Wang J, Yang G, Sheng G, Fu J (2011). Polybrominated diphenyl ethers in surface soils from e-waste recycling areas and industrial areas in South China: concentration levels, congener profile, and inventory. *Environ Toxicol Chem.* 30(12):2688-96
- Gao F, Luo XJ, Yang ZF, Wang XM, Mai BX. (2009). Brominated Flame Retardants, Polychlorinated Biphenyls, and Organochlorine Pesticides in Bird Eggs from the Yellow River Delta, North China. *Environ Sci Technol* 43(18):6956-6962.
- Garcia-Reyero N , Escalon BL, Prats E, Stanley JK, Thienpont B, Melby NL, Barón E, Eljarrat E, Barceló D, Jordi Mestres e, Patrick J. Babin, Perkins E J, Raldúa D (2014). "Effects of BDE-209 contaminated sediments on zebrafish development and potential implications to human health." *Environ Int* 5: 216-223.
- Gascon, M., M. Fort, D. Martinez, A. E. Carsin, J. Forns, J. O. Grimalt, L. Santa Marina, N. Lertxundi, J. Sunyer and M. Vrijheid (2012). "Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk and neuropsychological development in infants." *Environ Health Perspect* 120(12): 1760-1765.
- Gascon, M., M. Vrijheid, D. Martinez, J. Forns, J. O. Grimalt, M. Torrent and J. Sunyer (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: 605-611.
- Gauthier LT, Hebert CE, Weseloh DVC, Letcher RJ. (2008). Dramatic changes in the temporal trends of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in herring gull eggs from the Laurentian Great Lakes: 1982-2006. *Environ Sci Technol* 42(5):1524-1530.
- Gaylor MO, Mears GL, Harvey E, La Guardia MJ, Hale RC (2014). Polybrominated diphenyl ether accumulation in an agricultural soil ecosystem receiving wastewater sludge amendments. *Environ Sci Technol.* 48(12):7034-43.
- Gentes ML, Robert J. Letcher RJ, Caron-Beaudoin E, Jonathan Verreault J (2012). Novel Flame Retardants in Urban-Feeding Ring-Billed Gulls from the St. Lawrence River, Canada. *Environ. Sci. Technol.*, 46, 9735-9744
- 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.
- 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.
- Gilbert, M. E., J. Rovet, Z. Chen and N. Koibuchi (2012). "Developmental thyroid hormone disruption: prevalence, environmental contaminants and neurodevelopmental consequences." *Neurotoxicology* 33: 842-852.
- Gilchrist TT, Letcher RJ, Thomas P, Fernie KJ (2014). Polybrominated diphenyl ethers and multiple stressors influence the reproduction of free-ranging tree swallows (*Tachycineta bicolor*) nesting at wastewater treatment plants. *Sci Total Environ.* 472:63-71.
- Gómara B, Herrero L, Papepavicius G, Ohta S, Alae M, González MJ (2011). Occurrence of co-planar polybrominated/chlorinated biphenyls (PXBs), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in breast milk of women from Spain. *Chemosphere*;83:799-805.

- Gómara, B., L. Herrero, J. J. Ramos, J. R. Mateo, M. A. Fernández, J. F. García and M. J. González (2007). Distribution of polybrominated diphenyl ethers in human umbilical cord serum, paternal serum, maternal serum, placentas, and breast milk from Madrid population, Spain. *Environmental Science and Technology* 41: 6961-6968.
- Goodman, J. E. (2009). "Neurodevelopmental effects of decabromodiphenyl ether (BDE-209) and implications for the reference dose." *Regul Toxicol Pharmacol* 54(1): 91-104. Goutte A, Chevreuil M, Alliot F, Chastel O, Cherel Y, Eléaume M, 2013. Persistent organic pollutants in benthic and pelagic organisms off Adélie Land, Antarctica. *Mar Pollut Bull* 77(1–2):82-89.
- Gregoraszczyk EL, Rak A, Kawalec K, Ropstad E (2008). Steroid secretion following exposure of ovarian follicular cells to single congeners and defined mixture of polybrominated dibenzoethers (PBDEs), p,p'-DDT and its metabolite p,p'-DDE. *Toxicol Lett* 178(2): 103-9. doi: 10.1016/j.toxlet.2008.02.011.
- Hakk, H., Larsen G, Bergman Å, Örn U (2002). "Binding of brominated diphenyl ethers to male rat carrier proteins." *Xenobiotica* 32(12): 1079-1091.
- Hale, R. C., M. J. La Guardia, E. Harvey, D. Chen, T. M. Mainor, D. R. Luellen, and L. S. Hundal. (2012). Polybrominated Diphenyl Ethers in U.S. Sewage Sludges and Biosolids: Temporal and Geographical Trends and Uptake by Corn Following Land Application. *Environmental Science & Technology* 46:2055-2063.
- Hale RC, Kim SL (2008). "Antarctic research bases: local sources of polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants." *Environ Sci Technol* 42(5): 1452-1457.
- Hale RC, Alace M, Manchester-Neesvig JB, Stapleton HM, Ikonomou MG (2003). Polybrominated diphenyl ether flame retardants in the North American environment. *Environ. Int.* 29: 771–779.
- Hallgren, S. and P. O. Darnerud (2002). "Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and chlorinated paraffins (CPs) in rats-testing interactions and mechanisms for thyroid hormone effects." *Toxicology* 177: 227-243.
- Hamers, T., J. H. Kamstra, E. Sonneveld, A. J. Murk, M. H. a. Kester, P. L. Andersson, J. Legler and A. Brouwer (2006). "In vitro profiling of the endocrine-disrupting potency of brominated flame retardants." *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology* 92: 157-173.
- Hamm S, Strickeling M, Ranken PF, Rothenbacher KP (2001). Determination of polybrominated diphenyl ethers and PBDD/Fs during the recycling of high impact polystyrene containing decabromodiphenyl ether and antimony oxide. *Chemosphere* 44(6):1353-60
- Hardy, M. L., M. Banasik and T. Stedeford (2009). "Toxicology and human health assessment of decabromodiphenyl ether BDE-209 human health assessment " *Critical Reviews in Toxicology* 39: 1-44.
- Hardy, M. and T. Stedeford (2008). "Developmental neurotoxicity: when research succeeds through inappropriate statistics." *Neurotoxicology* 29(3): 476.
- Hardy, M. L., R. Schroeder, J. Bieseimer and O. Manor (2002). "Prenatal oral (gavage) developmental toxicity study of decabromodiphenyl ether in rats." *Int J Toxicol* 21(2): 83-91.
- Harley, K. G., J. Chevrier, R. Aguilar Schall, A. Sjödin, A. Bradman and B. Eskenazi (2011). "Association of prenatal exposure to polybrominated diphenyl ethers and infant birth weight." *American journal of epidemiology* 174: 885-892.
- Harrad S, de Wit CA, Abdallah MA, Bergh C, Bjorklund JA, Covaci A, et al (2010). Indoor contamination with hexabromocyclododecanes, polybrominated diphenyl ethers, and perfluoroalkyl compounds: an important exposure pathway for people? *Environ Sci Technol* 44:3221-3231.
- He S, Li M, Jin J, Wang Y, Bu Y, Xu M et al (2013). Concentrations and trends of halogenated flame retardants in the pooled serum of residents of Laizhou bay, China. *Environ Toxicol Chem* 32:1242-1247.
- He MJ, Luo XJ, Chen MY, Sun YX, Chen SJ, Mai BX. (2012). Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane in fish from a river system in a highly industrialized area, South China. *Sci Total Environ* 419: 109-115.
- He J, Yang D, (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 P, Wang AG, Xia T, Gao P, Niu Q, Guo LJ, Xu BY, Chen XM (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: 10-15.
- Hendriks HS, van Kleef RG, Westerink RH (2012). Modulation of human $\alpha 4\beta 2$ nicotinic acetylcholine receptors by brominated and halogen-free flame retardants as a measure for in vitro neurotoxicity. *Toxicol Lett.* 213(2):266-74.
- HCA, Health Canada. Human (2012). Health - State of the science report on decabromodiphenyl ether (decaBDE). Ottawa, Canada.
- HCA, 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.
- Herbstman, J. B., A. Sjödin, B. J. Apelberg, F. R. Witter, R. U. Haiden, D. G. Patterson Jr., S. R. Panny, L. L. Needham and L. R. Goldman (2008). Birth delivery mode modifies the associations between prenatal polychlorinated biphenyl (PCB) and polybrominated diphenyl ether (PBDE) and neonatal thyroid hormone levels. *Environmental Health Perspectives.* 116: 1376-1382.
- Heredia, L., M. Torrente, M. T. Colomina and J. L. Domingo (2012). "Behavioral effects of oral subacute exposure to BDE-209 in young adult mice: a preliminary study." *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association* 50: 707-712.
- Hermanson, M. H., E. Isaksson, (2010). "Deposition history of brominated flame retardant compounds in an ice core from Holtedahlfonna, Svalbard, Norway." *Environ Sci Technol* 44(19): 7405-7410.
- Hoffman, K., M. Adgent, B. D. Goldman, A. Sjödin and J. L. Daniels (2012). "Lactational Exposure to Polybrominated Diphenyl Ethers and Its Relation to Social and Emotional Development among Toddlers." 1438: 1438-1442.
- Holden A, Park JS, Chu V, Kim M, Choi G, Shi Y, Chin, T, Chun C, Linthicum J, Walton BJ, Hooper K, (2009). Unusual hepta- and octa-brominated diphenyl ethers and nona-brominated diphenyl ether profile in California, USA, peregrine falcons (*Falco peregrinus*): More evidence for brominated diphenyl ether-209 debromination. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (9), 1906-11.
- Holma-Suutari, P. Ruokojärvi, S. Laaksonen, H. Kiviranta, M. Nieminen, M. Viluksela, A (2014). Hallikainen. Persistent organic pollutant levels in semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus* L.), feed, lichen, blood, milk, placenta, foetus and calf. *Science of the Total Environment* 476-477: 125-135
- Hong SK, Sohn KH, Kim IY, Lee JK, Ju JH, Kim JH, Lim CH, Han BS, Jung HC, Lee JY, Park KL (2010). Polybrominated Diphenyl Ethers Orally Administration to Mice Were Transferred to Offspring during Gestation and Lactation with Disruptions on the Immune System. *Immune Netw.* 2010 10(2):64-74.
- Hooper MJ, Ankley GT, Cristol DA, Maryoung LA, Noyes PD, Pinkerton KE. Interactions between chemical and climate stressors: a role for mechanistic toxicology in assessing climate change risks. *Environ Toxicol Chem.* 2013 Jan (1):32-48.
- Hu XZ, Xu Y, Hu DC, Hui Y, Yang FX. (2007). Apoptosis induction on human hepatoma cells Hep G2 of decabrominated diphenyl ether (PBDE-209). *Toxicol Lett* 171:19-28.
- Hua, I., Kang, N., Jafvert, C.T. and Fabrega-Duque, J.R., (2003). Heterogeneous photochemical reactions of decabromodiphenyl ether. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (4), 798-804.
- Huang, F., S. Wen, J. Li, Y. Zhong, Y. Zhao and Y. Wu (2014). "The human body burden of polybrominated diphenyl ethers and their relationships with thyroid hormones in the general population in Northern China." *The Science of the total environment* 466-467: 609-615.
- Huang, H., Zhang, S., Wang, S. & Lv, J., (2013). In vitro biotransformation of PBDEs by root crude enzyme extracts: Potential role of nitrate reductase (NaR) and glutathione S-transferase (GST) in their debromination. *Chemosphere*, 90(6), pp.1885-1892.
- Huang, H., S. Zhang, P. Christie, S. Wang, and M. Xie. (2010a). Behavior of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in the soil-plant system: uptake, translocation, and metabolism in plants and dissipation in soil. *Environmental Science & Technology* 44:663.

- Huang SC, Giordano G, Costa LG (2010b). "Comparative cytotoxicity and intracellular accumulation of five polybrominated diphenyl ether congeners in mouse cerebellar granule neurons." *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology* 114: 124-132.
- Hughes, M. F., B. C. Edwards, C. T. Mitchell and B. Bhooshan (2001). "In vitro dermal absorption of flame retardant chemicals." *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association* 39: 1263-1270.
- Hung H, Kallenborn R, Breivik K, Su Y, Brorström-Lundén E, Olafsdottir K, Thorlacius JM, Leppänen S, Bossi R, Skov H, Manø S, Patton GW, Stern G, Sverko E, Fellin P (2010). Atmospheric monitoring of organic pollutants in the Arctic under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP): 1993-2006. *Sci Total Environ.* 408(15): 2854-73.
- Hussey NE, Macneil MA, McMeans BC, Olin JA, Dudley SF, Cliff G, Wintner SP, Fennessy ST, Fisk AT. Rescaling the trophic structure of marine food webs. *Ecol Lett.* 2014 Feb;17(2):239-50. doi: 10.1111/ele.12226.
- Huwe JK, Hakk H, Smith DJ, Diliberto JJ, Richardson V, Stapleton HM, Birnbaum LS (2008). Comparative absorption and bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers following ingestion via dust and oil in male rats. *Environ Sci Technol.* 42(7):2694-700.
- Huwe, J. K. and D. J. Smith. 2007. Accumulation, whole-body depletion, and debromination of decabromodiphenyl ether in male sprague-dawley rats following dietary exposure. *Environmental Science & Technology* 41:2371-2377.
- Ibhazehiebo, K., T. Iwasaki, J. Kimura-Kuroda, W. Miyazaki, N. Shimokawa and N. Koibuchi (2011). "Disruption of thyroid hormone receptor-mediated transcription and thyroid hormone-induced Purkinje cell dendrite arborization by polybrominated diphenyl ethers." *Environmental health perspectives* 119: 168-175.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2007). IPCC Fourth Assessment Report (AR4): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp. Available at: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/assessments-reports.htm>. ISO, 2005. Soil quality-avoidance test for testing the quality of soils and toxicity of chemicals-test with earthworms (*Eisenia andrei*). International Organization for Standardization, Geneva.
- Jafvert C, Hua I. (2001a). Photochemical Reactions of Decabromodiphenyl Oxide and 2,2',4,4'-Tetrabromodiphenyl Oxide. Final Report. School of Civil Engineering, Purdue University, West Lafayette, Indiana, U.S.A
- Jafvert, C. and Hua, I., 2001b. Letter to Wendy Sherman, American Chemical Council Brominated Flame Retardant Industry Panel, 20 October 2001.
- Jakobsson K, Fang J, Athanasiadou M, Rignell-Hydbom A, Bergman Å (2012). Polybrominated diphenyl ethers in maternal serum, umbilical cord serum, colostrum and mature breast milk. Insights from a pilot study and the literature. *Environ Int* 47:121-130.
- Jakobsson, K., Thuresson, K., Höglund, P., Sjödin, A., & Hagmar, L. (2003). A summary of exposures to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Swedish workers, and determination of half-lives of PBDEs. 61, 17-20.
- Jakobsson K, Thuresson K, Rylander L, Sjödin A, Hagmar L, Bergman Å, (2002). Exposure to polybrominated diphenyl ethers and tetrabromobisphenol A among computer technicians. *Chemosphere* 46:709-716.
- Jaspers VLB, Covaci A, Voorspoels S, Dauwe T, Eens M, Schepens P (2006). Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in aquatic and terrestrial predatory birds of Belgium. Levels, patterns, tissue distribution and condition factors. *Environ Pollut* 139:340-52.
- Jenssen BM, Sørmo E, Bæk K, Bytingsvik J, Gaustad H, Ruus A, Skaare JU (2007). Brominated flame retardants in north-east Atlantic marine ecosystems. *Environmental Health Perspectives* vol 115, Sup 1.
- JETOC (2000). Mutagenicity Test Data Of Existing Chemical Substances Based On The Toxicity Investigation Of The Industrial Safety And Health Law; (Suppl. 2), Japan Chemical Industry Ecology-Toxicology & Information Center.

- Ji, K., K. Choi, J. P. Giesy, J. Musarrat and S. Takeda (2011). "Genotoxicity of several polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hydroxylated PBDEs, and their mechanisms of toxicity." *Environmental science & technology* 45: 5003-5008.
- Johansson A-K, Sellström U, Lindberg P, Bignert A, de Wit C (2011). Temporal trends of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in Swedish Peregrine Falcon (*Falco peregrinus peregrinus*) eggs. *Environment International* 37: 678–686.
- Johannsson AK, Sellström U, Lindberg P, Bignert A, de Wit C (2009). Polybrominated diphenyl ethers congener patterns, hexabromocyclododecane, and brominated biphenyl 153 in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 28, No. 1, pp. 9–17.
- Johansson, N., H. Viberg, a. Fredriksson and P. Eriksson (2008). "Neonatal exposure to deca-brominated diphenyl ether (PBDE 209) causes dose-response changes in spontaneous behaviour and cholinergic susceptibility in adult mice." *Neurotoxicology* 29: 911-919.
- Kajiwara, N., J. Desborough, S. Harrad, and H. Takigami. (2013a). Photolysis of brominated flame retardants in textiles exposed to natural sunlight *ENVIRONMENTAL SCIENCE-PROCESSES & IMPACT* 15:653-660.
- Kajiwara N, Takigami H (2013b). Emission behavior of hexabromocyclododecanes and polybrominated diphenyl ethers from flame-retardant-treated textiles. *Environ Sci Process Impacts*.15(10):1957-63.
- Kajiwara, N., Y. Noma, and H. Takigami. (2008). Photolysis studies of technical decabromodiphenyl ether (DecaBDE) and ethane (DeBDethane) in plastics under natural sunlight. *Environmental Science & Technology* 42:4404-4409.
- Kagaku Kogyo Nenkan, Flame Retardants, Kagaku Kogyo Nippo, Tokyo, Japan, (2001), pp. 367–369.
- Karpeta, A. and E. Gregoraszczyk (2010). "Mixture of dominant PBDE congeners (BDE-47, -99, -100 and -209) at levels noted in human blood dramatically enhances progesterone secretion by ovarian follicles." *Endocrine regulations* 44: 49-55.
- Kawashiro, Y., H. Fukata, M. Omori-Inoue, K. Kubonoya, T. Jotaki, H. Takigami, S.-i. Sakai and C. Mori (2008). "Perinatal exposure to brominated flame retardants and polychlorinated biphenyls in Japan." *Endocrine journal* 55: 1071-1084.
- Kelly, B. C., M. G. Ikonomou, (2009). "Perfluoroalkyl contaminants in an Arctic marine food web: trophic magnification and wildlife exposure." *Environ Sci Technol* 43(11): 4037-4043.
- Kelly BC, Ikonomou MG, Blair JD, Morin AE, Gobas F. (2007). Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. *Science* 317(5835):236-239.
- KemI (1994). Risk Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers, Solna: The Swedish National Chemicals Inspectorate.
- Kemmlin (2006). Emission test chamber study: Specific emission rates of PBDE from selected materials under various conditions. *DIOXIN 2006*, Oslo, Norway, August 21-24, 2006.
- Kemmlin, (2003). "Emission of Flame Retardants from Consumer Products and Building Materials", Federal Environment Agency publication
- Kicinski, M., M. K. Viaene, E. Den Hond, G. Schoeters, A. Covaci, A. C. Dirtu, V. Nelen, L. Bruckers, K. Croes, I. Sioen, W. Baeyens, N. Van Larebeke and T. S. Nawrot (2012). "Neurobehavioral function and low-level exposure to brominated flame retardants in adolescents: a cross-sectional study." *Environ Health* 11: 86.
- Kim M, Guerra P, Theocharides M, Barclay K, Smyth SA, Alae M (2013a). Polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge and treated biosolids: effect factors and mass balance. *Water Res*. Nov 1;47(17):6496-505.
- Kim, M., et al. (2013b). "Parameters affecting the occurrence and removal of polybrominated diphenyl ethers in twenty Canadian wastewater treatment plants." *Water Res* 47(7): 2213-2221.
- Kim, TH., Lee YJ, Lee E, Kim MS, Kwack S J, Kim KB, Chung KK, Kang TS, Han SY, Lee J, Lee BM and Kim HS (2009). "Effects of gestational exposure to decabromodiphenyl ether on reproductive parameters, thyroid hormone levels, and neuronal development in Sprague-Dawley rats offspring." *J Toxicol Environ Health A* 72(21-22): 1296-1303.
- Kierkegaard, A., L. Asplund, (2007). "Fate of higher brominated PBDEs in lactating cows." *Environ Sci Technol* 41(2): 417-423.

- 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.
- Kirkland, D., M. Aardema, L. Henderson and L. Müller (2005). "Evaluation of the ability of a battery of three in vitro genotoxicity tests to discriminate rodent carcinogens and non-carcinogens I. Sensitivity, specificity and relative predictivity." *Mutation research* 584: 1-256.
- Klif, Klima- og forurensningsdirektoratet (2011). Tilførselsprogrammet 2011. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Norskehavet. Oslo TA-2935/ 2011. Oslo. p. 1-227.
http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/Statlig_miljoovervakning/Overvaking_av_miljogifter_og_beregning_av_tilforsler_til_norske_kyst_og_havomrader_Tilforselsprogrammet/Rapporter/Tilforselsprogrammet_2011_Overvaking_av_tilforsler_og_miljotilstand_i_Norskehavet/
- Klif, Klima- og forurensningsdirektoratet (2010). Tilførselsprogrammet 2009. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Barentshavet og Lofotenområdet. TA-2660/ 2010. Oslo p. 1-246.
http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/Statlig_miljoovervakning/Overvaking_av_miljogifter_og_beregning_av_tilforsler_til_norske_kyst_og_havomrader_Tilforselsprogrammet/Rapporter/Tilforselsprogrammet_2009_Overvaking_av_tilforsler_og/
- Klosterhaus, S. L. and J. E. Baker (2010). "Bioavailability of decabromodiphenyl ether to the marine polychaete *Nereis virens*." *Environ Toxicol Chem* 29(4): 860-868.
- Knöth W, Winfried Mann W, Meyer R, Nebhuth J (2007). Polybrominated diphenyl ether in sewage sludge in Germany. *Chemosphere* 67: 1831–1837
- Koch E & J C Altamirano & A Covaci & N B Lana & N F Ciocco (2014). Should apple snail *Pomacea canaliculata* (Caenogastropoda, Ampullariidae) be used as bioindicator for BDE-209? *Environ Sci Pollut Res* 21:761–765
- Kodavanti, P.R.S., Szabo, D.T., Stoker, T.E., and Fenton, S.E. (2011). Brominated flame retardants. In: *Reproductive and Developmental Toxicology*, ed by Ramesh C. Gupta, Elsevier Inc., pp523-541.
- Kohler, M., M. Zennegg, (2008). "Temporal trends, congener patterns, and sources of octa-, nona-, and decabromodiphenyl ethers (PBDE) and hexabromocyclododecanes (HBCD) in Swiss lake sediments." *Environ Sci Technol* 42(17): 6378-6384.
- Kortenkamp, A., O. Martin, R. Evans, M. Faust and T. Backhaus (2014). Risk of combination effects between decabromodiphenyl ether and other polybrominated diphenyl ethers, Norwegian Environmental Protection Agency, Oslo, Norway.: 152pp. Available at:
<http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/2014/Juli-2014/Risk-of-Combination-Effects-Between-Decabromodiphenyl-Ether-and-Other-Polybrominated-Diphenyl-Ethers/>
- Kuivikko M, Kotiaho T, Hartonen K, Tanskanen A, Vahatalo AV (2007). Modeled direct photolytic decomposition of Polybrominated diphenyl ethers in the Baltic sea and the Atlantic ocean. *Environ. Sci. Technol.* 41 (20), 7016–7021.
- Kuo YM, Sepulveda MS (2010). Bioaccumulation and biotransformation of decabromodiphenyl ether and effects on daily growth in juvenile lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). *Ecotoxicology* 19(4). 751-760
- Kuriyama, S. N., C. E. Talsness, K. Grote and I. Chahoud (2005). "Developmental exposure to low dose PBDE 99: effects on male fertility and neurobehavior in rat offspring." *Environmental health perspectives* 113: 149-154.
- Kwan C, Hideshige Takada, Ruchaya Boonyatumanond, Yoshihisa Kato, Kaoruko Mizukawa, Maki Ito, Le Quang Dung, Mohamad Pauzi Zakaria, Evangeline C. Santiago (2014). Historical occurrences of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in Manila Bay, Philippines, and in the upper Gulf of Thailand. *Science of the Total Environment* 470–471: 427–437
- Kwan C, & Hideshige Takada & Kaoruko Mizukawa & Maiko Torii & Tatsuya Koike & Rei Yamashita & Rinawati & Mahua Saha & Evangeline C (2013). Santiago. PBDEs in leachates from municipal solid waste dumping sites in tropical Asian countries: phase distribution and debromination. *Environ Sci Pollut Res* 20:4188–4204
- La Guardia MJ, Hale RC, Harvey E, Mainor TM, Ciparis S. (2012). In Situ Accumulation of HBCD, PBDEs, and Several Alternative Flame-Retardants in the Bivalve (*Corbicula fluminea*) and Gastropod (*Elimia proxima*). *Environ Sci Technol* 46(11):5798-5805.

- Law RJ, Covaci A, Harrad S, Herzke D, Abdallah MA, Fernie K, Toms LM, Takigami H (2014). Levels and trends of PBDEs and HBCDs in the global environment: status at the end of 2012. *Environ Int*. 65:147-58.
- Law K, Halldorson T, Danell R, Stern G, Gewurtz S, Alae M, (2006). Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web. *Environ Toxicol Chem* 25(8):2177-2186.
- Leal, J.F., Esteves, V.I. and Santos, E.B.H. (2013) BDE-209: Kinetic Studies and Effect of Humic Substances on Photodegradation in Water. *Environmental Science & Technology*, 47, 14010-14017
- Lee LK, He J (2010a). Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers by anaerobic bacteria from soils and sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(3), 794-802.
- Lee ETHK, Jae Seok Choi, Patra Nabanata, Na Young Kim, Mee Young Ahn, Ki Kyung Jung, Il Hyun Kang, Tae Sung Kim, Seung Jun Kwack, Kui Lea Park, Seung Hee Kim, Tae Seok Kang, Jaewon Lee, Byung Mu Lee and Hyung Sik Kim (2010b). "Evaluation of liver and thyroid toxicity in Sprague-Dawley rats after exposure to polybrominated diphenyl ether BDE-209." *The Journal of Toxicological Sciences* 35(4): 535-545.
- Leslie, H. A., et al. (2011). "Decabromodiphenylether and hexabromocyclododecane in wild birds from the United Kingdom, Sweden and The Netherlands: Screening and time trends." *Chemosphere* 82(1): 88-95.
- Letcher, R. J., S. C. Martenson, (2014). "Dietary exposure of American kestrels (*Falco sparverius*) to decabromodiphenyl ether (BDE-209) flame retardant: Uptake, distribution, debromination and cytochrome P450 enzyme induction." *Environ Int* 63: 182-190.
- Letcher, R. J., J. O. Bustnes (2010). "Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish." *Sci Total Environ* 408(15): 2995-3043.
- Li Y, Duan YP, Huang F, Yang J, Xiang N, Meng XZ, Chen L (2013). Polybrominated diphenyl ethers in e-waste: Level and transfer in a typical e-waste recycling site in Shanghai, Eastern China. *Waste Manag*. S0956-053X(13)00409-1
- Li Y, Lin T, Chen Y, Hu L, Guo Z, Zhang G (2012a). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in sediments of the coastal East China Sea: occurrence, distribution and mass inventory. *Environ Pollut*. 171:155-61.
- Li ZH, Liu XY, Wang N, Chen JS, Chen YH, Huang JT (2012b). 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.
- Li, B., et al. (2012c). "Occurrence of PFCs and PBDEs in Landfill Leachates from Across Canada." *Water, Air, & Soil Pollution* 223(6): 3365-3372.
- Li W, Zhu L (2011). "Effects of decabromodiphenyl ether (BDE-209) on mRNA transcription of thyroid hormone pathway and spermatogenesis associated genes in Chinese rare minnow (*Gobio cypris rarus*)." *Environ Toxicol*.
- Li QZ, Yan CZ, Luo ZX, Zhang X. (2010). Occurrence and levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in recent sediments and marine organisms from Xiamen offshore areas, China. *Mar Pollut Bull* 60(3):464-469.
- Li, Y.F., Bidleman, T.F., (2003). Correlation between global emission of a-hexachlorocyclohexane and its concentrations in the Arctic air. *Journal of Environmental Informatics* 1, 52-57.
- Liang, S.-X. X., H.-X. X. Gao, Y.-Y. Y. Zhao, X.-M. M. Ma and H.-W. W. Sun (2010). "Effects of repeated exposure to decabrominated diphenyl ether (BDE-209) on mice nervous system and its self repair." *Environmental toxicology and pharmacology* 29: 297-301.
- Lignell S, Aune M, Isaksson M, Redeby J, Darnerud PO, Glynn A (2011). BDE-209 in blood serum from first-time mothers in Uppsala – temporal trend 1996-2010. National Food Agency, Uppsala, Sweden,
- Lin, Y.-M., et al. (2012). "Emissions of Polybrominated Diphenyl Ethers during the Thermal Treatment for Electric Arc Furnace Fly Ash." *Aerosol and Air Quality Research* 12: 237-250.
- Lindberg, P., Sellstrom, U., Haggberg, L. and De Wit, C. A., (2004). Higher brominated PBDEs and hexabromocyclododecane found in eggs of peregrine falcon (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. *Environmental Science & Technology*, 38(1), 93-96.

- Liu X, Zhan H, (2012). The PBDE-209 exposure during pregnancy and lactation impairs immune function in rats. *Mediators Inflamm* 692467(10). 15.
- Liu L, Zhu W, (2011a). 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 Y, Li J, Zhao Y, Wen S, Huang F, Wu Y. (2011b). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and indicator polychlorinated biphenyls (PCBs) in marine fish from four areas of China. *Chemosphere* 83(2):168-174.
- Liu PY, Du GD, Zhao YX, Mu YS, Zhang AQ, Qin ZF, Zhang XY, Yan SS, Li Y, Wei RG, Qin XF, Yang YJ (2011c). Bioaccumulation, maternal transfer and elimination of polybrominated diphenyl ethers in wild frogs. *Chemosphere*. 2011;84(7):972-8.
- Llabjani, V., J. Trevisan, K. C. Jones, R. F. Shore and F. L. Martin (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: 3992-3998.
- Lohmann, R., J. Klanova (2013). "Concentrations, Fluxes, and Residence Time of PBDEs Across the Tropical Atlantic Ocean." *Environ Sci Technol* 27: 27.
- Lorber M (2008). Exposure of Americans to polybrominated diphenyl ethers. *J Exp Sci Environ Epidemiol* 18:2-19.
- Lu, M., Zhang, Z.-Z., Su, X.-L., Xu, Y.-X., Wu, X.-J. & Zhang, M., 2013. Effect of copper on in vivo fate of BDE-209 in pumpkin. *Journal of hazardous materials*, 262, pp.311–7.
- Lunder S, Hovander L, Athanassiadis I, Bergman A. (2010). Significantly Higher Polybrominated Diphenyl Ether Levels in Young US Children than in Their Mothers. *Environ Sci Technol* 44(13):5256-5262.
- Luo Q, Zha JM, Wang ZJ, Wong MH, Cai ZW. (2013). Bioaccumulation and debromination of BDE-209 in Japanese medaka (*Oryzias Latipes*) when continuously exposed to environmental relevant concentrations. *J Environ Sci Heal A* 48(11):1349-1355.
- Ma Y, Salamova A, Venier M, Hites RA (2013). Has the Phase-Out of PBDEs Affected Their Atmospheric Levels? Trends of PBDEs and Their Replacements in the Great Lakes Atmosphere. *Environmental Science & Technology* 47 (20), 11457-11464
- MacGregor JA and Nixon WB (1997). Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): Determination of n-octanol/water partition coefficient. *Wildlife International Ltd*, 1997.
- Mannetje A, Coakley J, Bridgen P, Brooks C, Harrad S, Smith AH, Pearce N, Douwes J (2013). Current concentrations, temporal trends and determinants of persistent organic pollutants in breast milk of New Zealand women. *Sci Total Environ* 458-460:399-407.
- Mansouri K, Consonni V, Durjava MK, Kolar B, Oberg T, Todeschini R. (2012). Assessing bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers for aquatic species by QSAR modeling. *Chemosphere* 89(4):433-444.
- Mariani A, Fanelli R, Re Depaolini A, De Paola M. (2014) Decabrominated diphenyl ether and methylmercury impair fetal nervous system development in mice at documented human exposure levels. *Dev Neurobiol*. 2014 Jul 9. doi: 10.1002/dneu.22208.
- Mariussen E, Steinnes E, Breivik K, Nygaard T, Schlabach M, Kalas JA (2008). Spatial patterns of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in mosses, herbivores and a carnivore from the Norwegian terrestrial biota. *Sci Total Environ* 404:162–70.
- Marteinson SC, Bird DM, Shutt JL, Letcher RJ, Ritchie IJ, Fernie K (2010). Multi-generational effects of polybrominated diphenylethers exposure: Embryonic exposure of male American kestrels (*Falco sparverius*) to DE-71 alters reproductive success and behaviors. *Environ Toxicol Chem* 28:1740–7.
- Marvin C, Jasmine Waltho, Julia Jia, Debbie Burniston (2013). Spatial distributions and temporal trends in polybrominated diphenyl ethers in Detroit River suspended sediments. *Chemosphere* 91: 778–783
- McKinney, M. A., Dietz, R., Sonne, C., de Guise, S., Skirnisson, K., Karlsson, K., Steingrimsdottir, E., & Letcher, R. J. (2011a). Comparative Hepatic Microsomal Biotransformation of Selected PBDEs, Including Decabromodiphenyl Ether, and Decabromodiphenyl Ethane Flame Retardants in Arctic Marine-Feeding Mammals, *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 30, no. 7, pp. 1506-1514.

- Messer A (2010). Mini-review: polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants as potential autism risk factors. *Physiol Behav.* 100(3):245-9.
- Meyer, T., D. C. Muir, (2012). "Deposition of brominated flame retardants to the Devon Ice Cap, Nunavut, Canada." *Environ Sci Technol* 46(2): 826-833.
- Miyaso, H., et al. (2012). "Postnatal exposure to low-dose decabromodiphenyl ether adversely affects mouse testes by increasing tyrosine phosphorylation level of cortactin." *J Toxicol Sci* 37(5): 987-999.
- Miller, M. F., S. M. Chernyak, S. E. Domino, S. a. Batterman and R. Loch-Carusio (2012). "Concentrations and speciation of polybrominated diphenyl ethers in human amniotic fluid." *The Science of the total environment* 417-418: 294-298.
- Mizukawa H, Nomiyama K, Nakatsu S, Yachimori S, Hayashi T, Tashiro Y, (2013). Species-specific differences in the accumulation features of organohalogen contaminants and their metabolites in the blood of Japanese terrestrial mammals. *Environ Pollut* 174(28-37).
- Mizukawa K, Takada H, Takeuchi I, Ikemoto T, Omori K, Tsuchiya K. (2009). Bioconcentration and biomagnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) through lower-trophic-level coastal marine food web. *Marine Pollution Bulletin* 58(8):1217-1224.
- Mo L, Wu JP, Luo XJ, Li KL, Peng Y, Feng AH, (2013). Using the kingfisher (*Alcedo atthis*) as a bioindicator of PCBs and PBDEs in the dinghushan biosphere reserve, China. *Environ Toxicol Chem* 32(7):1655-1662.
- Mo L, Wu JP, Luo XJ, Zou FS, Mai BX. (2012). 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.* 31(9):2153-8.
- Morf LS, Buser AM, Taverna R, Bader H-P, Scheidegger R (2008). Dynamic substance flow analysis as a valuable risk evaluation tool a case study for brominated flame retardants as an example of potential endocrine disrupters. *CHIMIA Int J Chem*62:424-31.
- Morf, LS, Buser AM, Taverna R, Bader HP, Scheidegger R. (2007). Efficient measures in waste management as a key factor to reduce emissions of BFRs: Case study results for DecaBDE in Switzerland and global implications. *Organohalogen Compounds*, 69, 916-919.
- Morf L, Smutny R, Taverna R, Daxbeck H. Selected polybrominated flame retardants, PBDEs and TBBPA—substance flow analysis. Berne: Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape; 2003.
- Morgado I, Hamers T, Van der Ven L, Power DM (2007). Disruption of thyroid hormone binding to sea bream recombinant transthyretin by ioxinyl and polybrominated diphenyl ethers. *Chemosphere.* 69(1): 155-63
- Muñoz-Arnanz J, Sáez M, Aguirre JI, Hiraldo F, Baos R, Pacepavicius G, (2011). Predominance of BDE-209 and other higher brominated diphenyl ethers in eggs of white stork (*Ciconia ciconia*) colonies from Spain. *Environ Int* 37(3):572-576.
- Munsch C, K. Héas-Moisan, C. Tixier, N. Olivier, O. Gastineau, N. Le Bayon, V. Buchet (2011). Dietary exposure of juvenile common sole (*Solea solea* L.) to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): Part 1. Bioaccumulation and elimination kinetics of individual congeners and their debrominated metabolites. *Environmental Pollution* 159: 229-237
- Möller, A., Z. Y. Xie, (2012). "Occurrence and air-seawater exchange of brominated flame retardants and Dechlorane Plus in the North Sea." *Atmospheric Environment* 46: 346-353.
- Möller, A., Z. Xie, (2011a). "Polybrominated diphenyl ethers vs alternate brominated flame retardants and Dechloranes from East Asia to the Arctic." *Environ Sci Technol* 45(16): 6793-6799.
- Möller, A., Z. Xie, (2011b). "Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and alternative brominated flame retardants in air and seawater of the European Arctic." *Environ Pollut* 159(6): 1577-1583.
- Mörck, A., H. Hakk, U. Örn, E. K. Wehler, A. Morck, U. Orn and E. Klasson Wehler (2003). "Decabromodiphenyl Ether In The Rat : Absorption , Distribution , Metabolism , And Excretion." *Drug metabolism and disposition: the biological fate of chemicals* 31:7: 900-907.
- NCP, Northern Contaminants Program 2013. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report On Persistent Organic Pollutants – 2013.

- NERI Technical Report No. 481 2003. Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Sewage Sludge and Wastewater
- Method Development and Validation. National Environmental Research Institute Ministry of the Environment. Denmark. p-1-34.
- Ni K, Lu Y(2013). "Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in China: Policies and recommendations for sound management of plastics from electronic wastes." *J Environ Manage* 115(0): 114-123.
- Norway 2013. Proposal to list decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE) in Annexes A, B and/or C to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. UNEP/POPS/POPRC.9/2
- NEA, Norwegian Environment Agency (2014). Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation, annual report 2013. Report M-202/2014. p. 1-70. Authors: Nizzetto PB, Aas W, Krogseth IS.
- Noyes PD, Lema SC, Macaulay LJ, Douglas NK, Stapleton HM. (2013). Low Level Exposure to the Flame Retardant BDE-209 Reduces Thyroid Hormone Levels and Disrupts Thyroid Signaling in Fathead Minnows. *Environ Sci Technol* 47(17):10012-10021.
- Noyes PD, Hinton DE (2011). Accumulation and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in juvenile fathead minnows (*Pimephales promelas*) induces thyroid disruption and liver alterations. *Toxicol Sci* 122(2). 265-274.
- NTP (1986). Toxicology and carcinogenesis studies of decabromodiphenyl oxide (CAS no. 1163-19-5) in F344/N and B 6c3F1 mice (fed studies). National Toxicology Program, National Institute of Environmental Health and Safety. Available on-line at: ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/lt_rpts/tr309.pdf. NTP:National Toxicology Program. NTP TR 309.
- Nyholm JR (2011). Email from Jenny Nyholm to Stephen Dungey, Environment Agency, 21 August 2011.
- 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, Norman A, Norrgren L, Haglund P, Andersson PL (2008). Maternal transfer of brominated flame retardants in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*.73(2):203-8.
- Odabasi M, Bayram A, Elbir T, Seyfioglu R, Dumanoglu Y, Bozlaker A, Demircioglu H, Altioek H, Yarkin S, Cetin B. Electric arc furnaces for steel-making: hot spots for persistent organic pollutants. *Environ Sci Technol*. 2009 Jul 15;43(14):5205-11.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (2014): Risk management of installations and chemicals. Brominated Flame Retardants. <http://www.oecd.org/env/ehs/risk-management/brominatedflameretardants.htm> (Accessed; 27.02.2014).
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (2012). OECD Guidelines for testing of chemicals; Bioaccumulation in Fish: Aqueous and Dietary Exposure. 305 Adopted: 2 October 2012.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (2008). Brominated Flame Retardants (BFRs). Hazard/Risk Information Sheets, October 2008. <http://www.oecd.org/dataoecd/3/6/42073463.pdf>
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (2007). OECD Guideline For The Testing Of Chemicals. Developmental Neurotoxicity Study. 426.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1998). Waste Management Policy Group 1998. Report on incineration of products containing brominated flame retardants. p. 1-11
- Orihel DM., Bisbicos T, Dupuis AP., Paterson MJ., and Muir DCG. (2014). Debromination of the flame retardant decabromodiphenyl ether in lake sediments. Paper submitted to *Environmental Science and Technology*.
- Orihel D, Bisbicos T, Dupuis A, Paterson M, Tomy G, and Muir D. (2011) Debromination of ¹³C-labelled Decabromodiphenyl Ether in Lake Sediments. Poster. ATW.
- OSPAR, The Convention for the Protection of the marine Environment of the North-East Atlantic (2009). OSPAR Background Document on certain brominated flame retardants – Polybrominated Diphenylethers, Polybrominated Biphenyls, Hexabromo Cyclododecane, Update 2009. Hazardous Substances Series. OSPAR Commission.

- Pacyniak, E. K., X. Cheng, M. L. Cunningham, K. Crofton, C. D. Klaassen and G. L. Guo (2007). "The flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, are pregnane X receptor activators." *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology* 97: 94-102.
- Palm W-U, Kopetzky R, Sossinka W, Kruger H-U, Lin Q, Barcellos da Rosa ST, Zetzsch C. 2003. Environmental photochemistry of decabromodiphenyl ethers in organic solvents and adsorbed on particles in air and in aqueous suspension (including a feasibility study on OH reactivities in an aerosol smog chamber facility). Report for the Bromine Science and Environmental Forum [cited in United Kingdom 2004].
- Palm A, Cousins IT, Mackay D, Tysklind M, Metcalfe C, Alaee M (2002). Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: a case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environ Pollut* 117:195–213.
- Park JS, Holden A, Chu V, Kim M, Rhee A, Patel P, (2009). Time-Trends and Congener Profiles of PBDEs and PCBs in California Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*). *Environ Sci Technol* 43(23):8744-8751.
- Pellacani, C., S. Tagliaferri, A. Caglieri, M. Goldoni, G. Giordano, A. Mutti and L. G. Costa (2012). "Synergistic interactions between PBDEs and PCBs in human neuroblastoma cells." *Environ Toxicol.*
- Plourde, S. P., R. Moreau, (2013). "Is the bone tissue of ring-billed gulls breeding in a pollution hotspot in the St. Lawrence River, Canada, impacted by halogenated flame retardant exposure?" *Chemosphere* 93(10): 2333-2340.
- Poma G., Pietro Volta, Claudio Roscioli. (2014) Novel brominated flameand fish from LakeBettinetti c, Licia GuzzellaConcentrations and trophic interactions ofretardants, HBCD, and PBDEs in zooplanktMaggiore (Northern Italy). *Science of the Total Environment* 481 (2014) 401–408.
- Pountney Angela a, Amy L. Filby a, Gareth O. Thomas b, Vic R. Simpson c, Elizabeth A. Chadwick d, Jamie R. Stevens a, Charles R. Tyler. High liver content of polybrominated dip(Lutra lutra) from England and Walesenyl ether (PBDE) in otters. *Chemosphere* 118 (2014) 81–86.
- POPRC, Persistent Organic Review Committee (2013a). Debromination of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in the environment; Stockholm Convention Persistent Organic Pollutants Review Committee, Ninth Meeting, Rome 14-18 October, 2013. UNEP/POPS/POPRC.9/INF/19.
- POPRC, Persistent Organic Review Committee (2013b), Revised draft guidance on how to assess the possible impact of climate change on the work of the Persistent Organic Pollutants Review Committee. UNEP/POPS/POPRC.9/INF/15.
- POPRC, Persistent Organic Review Committee (2010a). Work programmes on new persistent organic pollutants as adopted by the Conference of the Parties. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants: Persistent Organic Pollutants Review Committee, Sixth Meeting, Geneva 11-15 October, 2010. UNEP/POPS/POPRC.6/2/Rev.1. United Nations Environment Programme.
- POPRC, Persistent Organic Review Committee (2010b) Supporting Document for Technical review of the implications of recycling commercial penta and octabromodiphenyl ethers. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants: Persistent Organic Pollutants Review Committee, Sixth Meeting, Geneva 11-15 October, 2010. (UNEP/POPS/POPRC.6/INF/6).
- POPRC Persistent Organic Review Committee (2010c) Debromination of brominated flame retardants. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants: Persistent Organic Pollutants Review Committee, Sixth Meeting, Geneva 11-15 October, 2010.(UNEP/POPS/POPRC.6/INF/20/Rev.1).
- POPRC, Persistent Organic Review Committee (2006). Risk profile on commercial pentabromodiphenyl ether. UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.1
- POPRC, Persistent Organic Review Committee 2007. Risk profile on commercial octabromodiphenyl ether. UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.6
- Porch JR and Krueger HO (2001). Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): a toxicity test to determine the effects of the substance on seedling emergence of six species of plants. Wildlife International Ltd Project Number: 439-101. Wildlife International Ltd, Maryland, United States.
- 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.

- Qiu, M., X. Chen, D. Deng, J. Guo, G. Sun, B. Mai, and M. Xu. (2012). Effects of electron donors on anaerobic microbial debromination of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). *Biodegradation* 23:351-361.
- Qin, X., X. Xia, (2010). Thyroid disruption by technical decabromodiphenyl ether (DE-83R) at low concentrations in *Xenopus laevis*. *J Environ Sci* 22(5): 744-751.
- Qu WY, Bi XH, Sheng GY, Lu SY, Fu H, Yuan J, (2007). Exposure to polybrominated diphenyl ethers among workers at an electronic waste dismantling region in Guangdong, China. *Environ Int* 33(8):1029-1034.
- Raff JD, Hites RA (2007). Deposition versus photochemical removal of PBDEs from Lake Superior air. *Environ Sci Technol* 41:6725-31.
- Ren, G., Z. Wang, Z. Yu, Y. Wang, S. Ma, M. Wu, G. Sheng, and J. Fu. (2013a). Primary investigation on contamination pattern of legacy and emerging halogenated organic pollutions in freshwater fish from Liaohe River, Northeast China. *Environmental Pollution* 172:94-99.
- Ren, X. M., L. H. Guo, Y. Gao, B. T. Zhang and B. Wan (2013b). "Hydroxylated polybrominated diphenyl ethers exhibit different activities on thyroid hormone receptors depending on their degree of bromination." *Toxicol Appl Pharmacol* 268(3): 256-263.
- Ren Z, Xiao X, Chen D, Bi X, Huang B, Liu M, Hu J, Peng P, Sheng G, Fu J. (2014). Halogenated organic pollutants in particulate matters emitted during recycling of waste printed circuit boards in a typical e-waste workshop of Southern China. *Chemosphere*. 2014;94:143-150.
- Ren, M., P. a. Peng, (2011). "PBDD/F impurities in some commercial deca-BDE." *Environmental Pollution* 159(5): 1375-1380.
- Reverte, I., et al. (2014). "Thyroid hormones and fear learning but not anxiety are affected in adult apoE transgenic mice exposed postnatally to decabromodiphenyl ether (BDE-209)." *Physiol Behav* 133C: 81-91.
- Reverte, I., A. B. Klein, J. L. Domingo and M. T. Colomina (2013). "Long term effects of murine postnatal exposure to decabromodiphenyl ether (BDE-209) on learning and memory are dependent upon APOE polymorphism and age." *Neurotoxicol Teratol* 40C: 17-27.
- Rice, D. C., W. D. Thompson, E. A. Reeve, K. D. Onos, M. Assadollahzadeh and V. P. Markowski (2009). "Behavioral changes in aging but not young mice after neonatal exposure to the polybrominated flame retardant decaBDE." *Environ Health Perspect* 117(12): 1903-1911.
- Rice, D. C., E. a. Reeve, A. Herlihy, R. T. Zoeller, W. D. Thompson and V. P. Markowski (2007). "Developmental delays and locomotor activity in the C57BL/6/J mouse following neonatal exposure to the fully-brominated PBDE, decabromodiphenyl ether." *Neurotoxicol Teratol* 29: 511-520.
- Ricklund N, Kierkegaard A, McLachlan MS, Wahlberg C (2008a). Mass balance of decabromodiphenyl ethane and decabromodiphenyl ether in a WWTP. *Chemosphere* 74: 389-394
- Ricklund, N., A. Kierkegaard, (2008b). "An international survey of decabromodiphenyl ethane (deBDEthane) and decabromodiphenyl ether (decaBDE) in sewage sludge samples." *Chemosphere* 73(11): 1799-1804.
- Riu, A., J.-p. Cravedi, L. Debrauwer, A. Garcia, C. Canlet, I. Jouanin and D. Zalko (2008). "Disposition and metabolic profiling of [¹⁴C]-decabromodiphenyl ether in pregnant Wistar rats." *Environment international* 34: 318-329.
- Rivière G, Sirot V, Tard A, Jean J, Marchand P, Veyrand B, Le Bizec B, Leblanc JC (2014). Food risk assessment for perfluoroalkyl acids and brominated flame retardants in the French population: Results from the second French total diet study. *Sci Total Environ*. Feb 12. pii: S0048-9697(14)00133-8. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.01.104
- Roberts SC, Noyes PD, Gallagher EP, Stapleton HM (2011). Species-specific differences and structure-activity relationships in the debromination of PBDE congeners in three fish species. *Environ Sci Technol*. ;45(5):1999-2005.
- Robrock KR, Korytár P, Alvarez-Cohen L(2008). Pathways for the anaerobic microbial debromination of polybrominated diphenyl ethers. *Environ Sci Technol*. 42(8):2845-52.
- Robson, M., et al. (2013). "Wet deposition of brominated flame retardants to the Great Lakes basin--status and trends." *Environ Pollut* 182: 299-306

- Ross PS (2009). Large and growing environmental reservoirs of Deca-BDE present an emerging health risk for fish and marine mammals. *Marine Pollution Bulletin* 58:7-10.
- Roze, E., L. Meijer, A. Bakker, K. N. J. A. Van Braeckel, P. J. J. Sauer and A. F. Bos (2009). "Prenatal exposure to organohalogenes, including brominated flame retardants, influences motor, cognitive, and behavioral performance at school age." *Environmental health perspectives* 117: 1953-1958.
- RPA, Risk&Policy Analysts .Georgalas B, Sanchez A, Zarogiannis P (2014). Multiple Framework Contract with Re-opening of competition for Scientific Services for ECHA. Reference: ECHA/2011/01 Service Request SR 14:Support to an Annex XV Dossier on Bis-(pentabromophenyl) ether (DecaBDE) (manuscript in press).
- Sagerup, K., L. B. Helgason, (2009). "Persistent organic pollutants and mercury in dead and dying glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) at Bjornoya (Svalbard)." *Sci Total Environ* 407(23): 6009-6016.
- Sandholm, A., B.-M. Emanuelsson and E. K. Wehler (2003). "Bioavailability and half-life of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in rat." *Xenobiotica; the fate of foreign compounds in biological systems* 33: 1149-1158.
- Samsonek J, Puype F (2013). Occurrence of brominated flame retardants in black thermo cups and selected kitchen utensils purchased on the European market. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 30:1976-86. doi: 10.1080/19440049.2013.829246
- Sakai S-i, Hirai Y, Aizawa H, Ota S, Muroishi Y (2006). Emission inventory of deca-brominated diphenyl ether (DBDE) in Japan. *J. Mater. Cycles Waste Manage.* 8:56-62.
- Salamova A, Hermanson MH, Hites RA (2014). Organophosphate and halogenated flame retardants in atmospheric particles from a European arctic site. *Environ Sci Technol.* 48(11):6133-40.
- Schechter A, Smith S, Colacino J, Malik N, Opel M, Paepke O, Birnbaum L (2011). Contamination of U.S. butter with polybrominated diphenyl ethers from wrapping paper. *Environ Health Perspect.* 119(2):151-4.
- Schiedek D, Sundelin B, Readman JW, Macdonald RW (2007). Interactions between climate change and contaminants. *Mar Pollut Bull.* 54(12):1845-56.
- Schlabach, M., Mariussen, E., Borgen, A., Dye, C., Enge, E.-K., Steinnes, E., Green, N., Mohn, H., (2002). Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner. Norsk institutt for luftforskning (NILU), Kjeller, Norway, Rapport 62/2002, p. 71 (in Norwegian). Available from: http://www.nilu.no/index.cfm?ac=publications&folder_id=4309&publication_id=3221&view=rep
- Schriks, M., J. M. Roessig, (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.
- Schriks M, Zvinavashe E, Furlow JD, Murk AJ (2006). Disruption of thyroid hormone-mediated *Xenopus laevis* tadpole tail tip regression by hexabromocyclododecane (HBCD) and 2,2',3,3',4,4',5,5',6-nona brominated diphenyl ether (BDE206). *Chemosphere* 65(10):1904-8.
- Schreiber, T., K. Gassmann, C. Götz, U. Hübenthal, M. Moors, G. Krause, H. F. Merk, N.-H. Nguyen, T. S. Scanlan, J. Abel, C. R. Rose and E. Fritsche (2010). "Polybrominated diphenyl ethers induce developmental neurotoxicity in a human in vitro model: evidence for endocrine disruption." *Environmental health perspectives* 118: 572-578.
- Sahlström LM, Sellström U, de Wit CA, Lignell S, Darnerud PO (2014). Brominated Flame Retardants in Matched Serum Samples from Swedish First-Time Mothers and Their Toddlers. *Environ Sci Technol.* Jun 19. [Epub ahead of print] PubMed PMID: 24927135.
- Sellström, U., G. Söderström, C. De Wit, and M. Tysklind. (1998a). Photolytic debromination of decabromodiphenyl ether (DeBDE). *Organohalogen Compounds* 35:447-450.
- Sellström U, Kierkegaard A, de Wit C, and Jansson B (1998b). Polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in sediment and fish from a Swedish river. *Environ. Toxicol. Chem.*, 17, 1065-1072.
- Sellstrom U, C. De Wit, N. Lundgren, and M. Tysklind (2005). Effect of Sewage-Sludge Application on Concentrations of Higher-Brominated Diphenyl Ethers in Soils and Earthworms. *Environ. Sci. Technol.*, 39: 9064-9070
- Seyer A, Riu A, Debrauwer L, Bourgès-Abella N, Brunelle A, Laprévote O, Zalko D (2010). Time-of-flight secondary ion mass spectrometry imaging demonstrates the specific localization of deca-bromo-

- diphenyl-ether residues in the ovaries and adrenal glands of exposed rats. *J Am Soc Mass Spectrom.* 11:1836-45.
- SFT, Norwegian Pollution Control Authority (2008a). Mapping selected organic contaminants in the Barents Sea 2007. Report 1021/2008. Oslo, Norway. p.1-137. Available at: http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/Statlig_miljoovervakning/Kartlegging_av_nye_miljogifter/Rapporter/Mapping_selected_organic_contaminants_in_the_Barents_Sea_2007/Authors: Bakke T, Boiisov S, Green N, Brevik EM.
- SFT, Norwegian Pollution Control Authority (2008b). National Lake Survey 2004–2006, Part III. AMAP. Status of metals and environmental pollutants in lakes and fish from the Norwegian part of the AMAP region. Report TA-2363/2008. p.1-170 pp. <http://www.sft.no/publikasjoner/2363/ta2363.pdf>.
- SFT, Norwegian Pollution Control Authority (2004). New and established organohalogen contaminants and their metabolites in plasma and eggs of glaucous gulls from Bear Island. TA-2057/2004. Oslo, Norway, p. 1-26. Available from: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/overvaking/2057/ta2057.pdf>
- SFT, Norwegian Pollution Control Authority (2004). (2004). Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter – bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. SFT rapport TA-2006/2004 (Niva rapport nr. 4809-2004), 117p. Available from: http://www.nilu.no/index.cfm?ac=publications&folder_id=4309&publication_id=5203&view=rep . Authors: Fjeld E, Schlabach M, Berge JA, Eggen T, Snilsberg P, Källberg G, Rognerud S, Enge EK, Borgen A and Gundersen H,
- Shaw SD, Berger ML, Weijs L, Covaci A. (2012). Tissue-specific accumulation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) including Deca-BDE and hexabromocyclododecanes (HBCDs) in harbor seals from the northwest Atlantic. *Environ Int* 44(1-6).
- Shaw SD, Berger ML, (2009). Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in the northwest Atlantic marine food web. *Sci Total Environ* 407(10). 3323-3329.
- Shaw SD, Brenner D, Berger ML, Fang F, Hong CS, Addink R, Hilker D (2008). Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers in harbor seals from the northwest Atlantic. *Chemosphere* 73(11):1773-80.
- She Y-Z, Wu J-P, Zhang Y, Peng Y, Mo L, Luo X-J (2013). Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and several alternative halogenated flame retardants in a small herbivorous food chain. *Environ Pollut* 174(0):164-170.
- Shibutani, M., H. Fujimoto, G.-H. Woo, K. Inoue, M. Takahashi and A. Nishikawa (2011). "Reply to Comment on "Impaired oligodendroglial development by decabromodiphenyl ether in rat offspring after maternal exposure from mid-gestation through lactation" [Reprod. Toxicol. 31(1) (2011) 86–94]." *Reproductive Toxicology* 32: 375-378.
- Shi S & Yeru Huang & Li Zhou & Wenlong Yang & Liang Dong & Lifei Zhang & Xiulan Zhang (2013a). A preliminary investigation of BDE-209, OCPs, and PAHs in urban road dust from Yangtze River Delta, China. *Environ Monit Assess* 185:4887–4896
- Shi Z, Jiao Y, Hu Y, Sun Z, Zhou X, Feng J et al (2013b). Levels of tetrabromobisphenol A, Hexabromocyclododecanes and polybrominated diphenyl ethers in human milk from the general population in Beijing, China. *Sci Tot Environ* 452–453:10–18.
- 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.
- Sjödén A, Hagmar L, Klasson-Wehler E, Kronholm-Diab K, Jakobsson E and Bergman A (1999). Flame retardant exposure: polybrominated diphenyl ethers in blood from Swedish workers. *Environmental Health Perspectives*, 107,8, 643-648.
- Song, J., Z.-H. Li, Y.-T. He, C.-X. Liu, B. Sun, C.-F. Zhang, J. Zeng, P.-L. Du, H.-L. Zhang, Y.-H. Yu and D.-J. Chen (2013). "Decabrominated diphenyl ether (BDE-209) and/or BDE-47 exposure alters protein expression in purified neural stem/progenitor cells determined by proteomics analysis." *International journal of developmental neuroscience : the official journal of the International Society for Developmental Neuroscience* 33C: 8-14.
- Solaris Chemtech 2008. <http://www.solarischemtech.com/products-flame.asp?links=flame>

- Stapleton, H. M. and N. G. Dodder. (2008). Photodegradation of decabromodiphenyl ether in house dust by natural sunlight. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27:306-312.
- Stapleton HM, Brazil B, Holbrook RD, Mitchelmore CL, Benedict R, Konstantinov A, Potter D. (2006). *In vivo* and *in vitro* debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) by juvenile rainbow trout and common carp. *Environ Sci Technol* 40:4653-4658.
- Stapleton HM, Alae M, Letcher RJ, Baker JE. (2004). Debromination of the flame retardant decabromodiphenyl ether by juvenile carp (*Cyprinus carpio*) following dietary exposure. *Environ Sci Technol* 38(1):112-119.
- Stenzel JI and Markley BJ (1997). Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): Determination of the Water Solubility. Wildlife International Ltd., 1997.
- Stiborova, H., Zlamalikova, J., Pulkrabova, J., Hradkova, P., Napravnikova, M., Hajšlova, J., Mackova, M. and Demnerova, K., (2008). Aerobic and anaerobic degradation of polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge. *Organohalogen Compounds*, 70, 197- 200.
- Su, Y., Hung, H., Sverko, E., Fellin, P., Li, H (2007). Multi-year measurements of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Arctic atmosphere. *Atmos. Environ.*, 41, 8725–8735.
- Suvorov, A., Girard, S., Lachapelle, S., Abdelouahab, N., Sebire, G., and Takser, L. (2009). "Perinatal exposure to low-dose BDE-47, an emergent environmental contaminant, causes hyperactivity in rat offspring." *Neonatology* 95: 203-209.
- Sverdrup LE, Hartnik T, Mariussen E, Jensen J (2006). Toxicity of three halogenated flame retardants to nitrifying bacteria, red clover (*Trifolium pratense*), and a soil invertebrate (*Enchytraeus crypticus*). *Chemosphere* 64(1):96-103.
- Syed JH, Malik RN, Li J, Wang Y, Xu Y, Zhang G, Jones KC (2013). Levels, profile and distribution of Dechloran Plus (DP) and Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in the environment of Pakistan. *Chemosphere* 93(8):1646-53.
- Söderström, G., Sellström, U., De Wit, C.A., Tysklind, M., (2004). Photolytic debromination of decabromodiphenyl ether (BDE-209). *Environmental Science & Technology* 38, 127–132.
- Söderström G (2003). On the combustion and photolytic degradation products of some brominated flame retardants. Department of Chemistry, Environmental Chemistry, University of Umea, Sweden.
- Sørmo G, Lie E, Ruus A, Gaustad H, Skaare JU, Jenssen BM (2011). Trophic level determines levels of brominated flame-retardants in coastal herring gulls. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74: 2091-2098
- 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* 25: 2502–11.
- Tagliaferri, S., A. Caglieri, M. Goldoni, S. Pinelli, R. Alinovi, D. Poli, C. Pellacani, G. Giordano, A. Mutti and L. G. Costa (2010). "Low concentrations of the brominated flame retardants BDE-47 and BDE-99 induce synergistic oxidative stress-mediated neurotoxicity in human neuroblastoma cells." *Toxicology in vitro : an international journal published in association with BIBRA* 24: 116-122.
- Tang, Z., et al. (2014). "Polybrominated Diphenyl Ethers in Soils, Sediments, and Human Hair in a Plastic Waste Recycling Area: A Neglected Heavily Polluted Area." *Environmental Science & Technology* 48(3): 1508-1516.
- Tasaki, T., T. Takasuga, (2004). "Substance flow analysis of brominated flame retardants and related compounds in waste TV sets in Japan." *Waste Manag* 24(6): 571-580.
- Teshima, R., R. R. Nakamura, A. Hachisuka, J.-i. Sawada and M. Shibutani (2008). "Effects of Exposure to Decabromodiphenyl Ether on the Development of the Immune System in Rats." *Journal of Health Science* 54: 382-389.
- Thienpont, B., A. Tingaud-Sequeira, (2011). "Zebrafish Eleutheroembryos Provide a Suitable Vertebrate Model for Screening Chemicals that Impair Thyroid Hormone Synthesis." *Environmental Science & Technology* 45(17): 7525-7532.
- Thomas, G. O., Moss, S. E. W., Asplund, L. and Hall, A. J., (2005). Absorption of decabromodiphenyl ether and other organohalogen chemicals by grey seals (*Halichoerus grypus*). *Environmental Pollution*, 133, 581-586.

- Thoma H, Hutzinger O, 1987. Pyrolysis and GC/MS-analysis of brominated flame 602 retardants in on-line operation. *Chemosphere* 16, 1353–1360.
- Thuresson K, Bergman Å, Jakobsson K. (2005) Occupational exposure to commercial decabromodiphenyl ether in workers manufacturing or handling flame-retarded rubber. *Environ Sci Technol.* 39:1980-1986.
- Tian SY, Zhu LY, Bian JN, Fang SH. (2012). Bioaccumulation and Metabolism of Polybrominated Diphenyl Ethers in Carp (*Cyprinus carpio*) in a Water/Sediment Microcosm: Important Role of Particulate Matter Exposure. *Environ Sci Technol* 46(5):2951-2958.
- Tian SY, Zhu LY. (2011). Bioaccumulation kinetics of sediment-associated DE-83 in benthic invertebrates (*Nereis succinea*, polychaete). *Chemosphere* 84(1):160-165.
- Tian SY, Zhu LY, Liu M. (2010). Bioaccumulation and distribution of polybrominated diphenyl ethers in marine species from Bohai, Bay, China. *Environ Toxicol Chem* 29(10):2278-2285.
- 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, 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.
- Tomy GT, Pleskach K, Oswald T, Halldorson T, Helm PA, MacInnis G, et al (2008b). Enantioselective bioaccumulation of hexabromocyclododecane and congener specific accumulation of brominated diphenyl ethers in an eastern Canadian Arctic marine food web. *Environ Sci Technol* 42:3634–9.
- Tosoh Japan 2013. <http://www.tosoh.com/our-products/organic-chemicals/flame-retardants>
- Tseng, L. H., P. C. Hsu, C. W. Lee, S. S. Tsai, M. H. Pan and M. H. Li (2013). "Developmental exposure to decabrominated diphenyl ether (BDE-209): effects on sperm oxidative stress and chromatin DNA damage in mouse offspring." *Environ Toxicol* 28(7): 380-389.
- Tseng, L. (2011). Developmental Exposure to Decabrominated Diphenyl Ether (BDE-209): Effects on Sperm Oxidative Stress and Chromatin DNA Damage in Mouse Offspring. *Environmental Toxicology*, (May), pp.380–389.
- Tseng, L.-H. H., M.-H. H. Li, S.-S. S. Tsai, C.-W. W. Lee, M.-H. H. Pan, W.-J. J. Yao and P.-C. C. Hsu (2008). "Developmental exposure to decabromodiphenyl ether (PBDE 209): effects on thyroid hormone and hepatic enzyme activity in male mouse offspring." *Chemosphere* 70: 640-647.
- Tseng, L. H., C. W. Lee, (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, Sellström U, Söderström G and 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, May 14-16, Stockholm
- Ungherese G, Cincinelli A, Martellini T, Ugolini A. (2012). PBDEs in the supralittoral environment: The sandhopper *Talitrus saltator* (Montagu) as biomonitor? *Chemosphere* 86(3):223-227
- UK EA, United Kingdom 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.
- US EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2014). An Alternatives Assessment for the Flame Retardant Decabromodiphenyl Ether (DecaBDE) Executive Summary. Final Report. January 2014. Final Report January 2014. p. 1-901. US EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2012). DecaBDE Phase-out Initiative <http://www.epa.gov/oppt/existingchemicals/pubs/actionplans/deccadbe.html>. Accessed in January 2014.
- US EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2010). An Exposure Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers. National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC; EPA/600/R-08/086F. Available from the National Technical Information Service, Springfield, VA and on-line at: <http://www.epa.gov/ncea>.
- US EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2008). Toxicological Review Of Decabromodiphenyl Ether (BDE-209) (CAS No. 1163-19-5). In Support of Summary Information on the Integrated Risk

- Information System (IRIS). pp. 126. U.S. Environmental Protection Agency (EPA National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-08/086F. Available from the National Technical Information Service, Springfield).
- Van den Steen E, Covaci A, Jaspers VLB, Dauwe T, Voorspoels S, Eens M, (2007). Accumulation, tissue-specific distribution and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in European starlings (*Sturnus vulgaris*). *Environ Pollut* 148(2):648-653.
- Van der Ven LTM, van de Kuil T, Leonards PEG, Slob W, Cantón RF, Germer S, et al., (2008). "A 28-day oral dose toxicity study in Wistar rats enhanced to detect endocrine effects of decabromodiphenyl ether (decaBDE)." *Toxicology letters* 179: 6-14.
- VECAP, The Voluntary Emissions Control Action Programme (2014). Sound results from a proactive industry. European annual progress report 2013.
- VECAP, The Voluntary Emissions Control Action Programme (2012). Maintaining Momentum - European Annual Progress Report 2012, Brussels: VECAP.
- VECAP, The Voluntary Emissions Control Action Programme (2010a). The Voluntary Emissions Control Action Programme. Annual progress report 2010a.
- VECAP, The Voluntary Emissions Control Action Programme (2010b). Benchmarking for success. North American annual progress report 2010.
- Verreault J, Gabrielsen GW, Chu S, Muir DC, Andersen M, Hamaed A, Letcher RJ. (2005). Flame retardants and methoxylated and hydroxylated polybrominated diphenyl ethers in two Norwegian Arctic top predators: glaucous gulls and polar bears. *Environ Sci Technol.* 15;39(16):6021-8.
- Vetter W, Bendig P, Blumenstein M, Hägele F (2012). Cooking processes with food; The heating of the flame retardant BDE-209 in fish generated toxic polybrominated dibenzofurans. *Organohalogen Compounds* 74, 620-623 (2012)
- Viberg H. (2009). Neonatal ontogeny and neurotoxic effect of decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) on levels of synaptophysin and tau. *Int J Dev Neurosci.* 27, 423-9.
- Viberg, H., W. Mundy and P. Eriksson (2008). "Neonatal exposure to decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) results in changes in BDNF, CaMKII and GAP-43, biochemical substrates of neuronal survival, growth, and synaptogenesis." *Neurotoxicology* 29: 152-159.
- Viberg, H., A. Fredriksson and P. Eriksson (2007). "Changes in spontaneous behaviour and altered response to nicotine in the adult rat, after neonatal exposure to the brominated flame retardant, decabrominated diphenyl ether (PBDE 209)." *Neurotoxicology* 28(1): 136-142.
- Viberg, H., A. Fredriksson and P. Eriksson (2004). "Investigations of strain and/or gender differences in developmental neurotoxic effects of polybrominated diphenyl ethers in mice." *Toxicological sciences* : an official journal of the Society of Toxicology 81: 344-353.
- Viberg, H., A. Fredriksson, E. Jakobsson, U. Orn and P. Eriksson (2003). "Neurobehavioral derangements in adult mice receiving decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) during a defined period of neonatal brain development." *Toxicol Sci* 76(1): 112-120.
- Vigano L, Roscioli C, Guzzella L. (2011). Decabromodiphenyl ether (BDE-209) enters the food web of the River Po and is metabolically debrominated in resident cyprinid fishes. *Sci Total Environ* 409(23):4966-4972.
- Villanger, G. D., K. M. Gabrielsen, (2013). "Effects of complex organohalogen contaminant mixtures on thyroid homeostasis in hooded seal (*Cystophora cristata*) mother-pup pairs." *Chemosphere* 92(7): 828-842.
- Villanger GD, Jenssen BM (2011a). "Exposure to mixtures of organohalogen contaminants and associative interactions with thyroid hormones in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*)." *Environment International* 37(4): 694-708.
- Villanger, G. D., C. Lydersen, (2011b). "Disruptive effects of persistent organohalogen contaminants on thyroid function in white whales (*Delphinapterus leucas*) from Svalbard." *Sci Total Environ* 409(13): 2511-2524.
- Voorspoels S, Covaci A, Lepom P, Escutenaire S, Schepens P. (2006a). Remarkable findings concerning PBDEs in the terrestrial top-predator red fox (*Vulpes vulpes*). *Environ Sci Technol* 40(9):2937-2943.

- Voorspoels S, Covaci A, Lepom P, Jaspers VLB, Schepens P. (2006b). Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in various tissues of birds of prey. *Environ Pollut* 144(1):218-227.
- 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 SP, Wachs TD, Gardner JM, Lozoff B, Wasserman GA, Pollitt E, Carter JA (2007); International Child Development Steering Group. Child development: risk factors for adverse outcomes in developing countries. *Lancet*. 369 (9556): 145-57.
- Wan Y, Zhang K, Dong ZM, Hu JY. (2013). Distribution is a Major Factor Affecting Bioaccumulation of Decabrominated Diphenyl Ether: Chinese Sturgeon (*Acipenser sinensis*) as an Example. *Environ Sci Technol* 47(5): 2279-2286.
- Wang S, Zhang S, Huang H, Niu, Z. & Han, W., 2014. Characterization of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hydroxylated and methoxylated PBDEs in soils and plants from an e-waste area, China. *Environmental Pollution*, 184, pp.405–413.
- 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 Y, Luo C, Li J, Yin H, Li X, Zhang G (2011b). Characterization of PBDEs in soils and vegetations near an e-waste recycling site in South China. *Environ Pollut*. Oct;159(10):2443-8
- Wang F, Wang J, Hu G, Luo X, Mai B, Dail J. (2011c). 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, J., et al. (2011d). "Polybrominated diphenyl ethers in water, sediment, soil, and biological samples from different industrial areas in Zhejiang, China." *J Hazard Mater* 197: 211-219.
- Wang F, Wang J, Dai J, Hu G, Wang J, Luo X & Mai B (2010a). Comparative Tissue Distribution, Biotransformation and Associated Biological Effects by Decabromodiphenyl Ethane and Decabrominated Diphenyl Ether in Male Rats after a 90-Day Oral Exposure Study. *Environ. Sci. Technol*. 44: 5655–5660.
- Wang Bin, Fukuya Iino, Gang Yu, Jun Huang, and Masatoshi Morita (2010b). The Pollution Status of Emerging Persistent Organic Pollutants in China. *ENVIRONMENTAL ENGINEERING SCIENCE* Volume 27, Number 3,
- Wang, H., Y. Zhang, Q. Liu, F. Wang, J. Nie and Y. Qian (2010c). "Examining the relationship between brominated flame retardants (BFR) exposure and changes of thyroid hormone levels around e-waste dismantling sites." *International journal of hygiene and environmental health* 213: 369-380.
- Wang, L.-C., et al. (2010d). "Characterizing the Emissions of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Polybrominated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans (PBDD/Fs) from Metallurgical Processes." *Environmental Science & Technology* 44(4): 1240-1246.
- Wang Z, Ma X, Lin Z, Na G, Yao Z. (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, X. M., X. Ding. (2005). Polybrominated diphenyl ethers in airborne particulates collected during a research expedition from the Bohai Sea to the Arctic. *Environmental Science & Technology* 39(20): 7803-7809.
- Wania F, Dugani CB (2003). Assessing the long-range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: a comparison of four multimedia models. *Environ Toxicol Chem*. 22(6):1252-61
- Watanabe, W., T. Shimizu, R. Sawamura, A. Hino and K. Konno (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):1075-82. doi: 10.1002/jmv.21770.
- Watanabe, W., T. Shimizu, A. Hino and M. Kurokawa (2008). "Effects of decabrominated diphenyl ether (DBDE) on developmental immunotoxicity in offspring mice." *Environmental toxicology and pharmacology* 26: 315-319.

- Watanabe I, Tatsukawa R. (1990). Anthropogenic brominated aromatics in the Japanese environment. In: Proceedings of Workshop on Brominated Aromatic Flame Retardants, Skokloster, Sweden, 24-26 October 1989. Swedish National Chemicals Inspectorate, KEMI, Solna, Sweden, 1990, p. 63-71
- Weber R and Kuch B (2003) Relevance of BFRs and thermal conditions on the formation pathways of brominated and brominated-chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. *Environment International*, 29:699-710
- WHO/UNEP, World Health Organization and the United Nations Environment Programme (2013). State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals-2012. 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. p1- 296. Eds: Bergman Å, Heindel JJ, Jobling S, Kidd KA and Zoeller T. IOMC (Inter-organizational program for the sound management of chemicals). Available at: <http://www.who.int/ceh/publications/endocrine/en/>
- Wilford BH, Thomas GO, Jones KC, Davison B, Hurst DK (2008). Decabromodiphenyl ether (deca-BDE) commercial mixture components, and other PBDEs, in airborne particles at a UK site. *Environ Int.* 34(3):412-9.
- Williams, A. L. and J. M. DeSesso (2010). "The potential of selected brominated flame retardants to affect neurological development." *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 13(5): 411-448.
- Wu, K., X. Xu, J. Liu, Y. Guo, Y. Li and X. Huo (2010). Polybrominated diphenyl ethers in umbilical cord blood and relevant factors in neonates from Guiyu, China. *Environmental science & technology* 44: 813-819.
- Wu J, Luo X, Zhang Y, Chen S, Mai B, Guan Y, Yang, Z (2009a). 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, (2009b). 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.
- Xia J, Wang L. & Luo H (2005). Present status and developing tendency of flame retardant. *Applied Chemical Industry*, Volume 34, pp. 1-4.
- Xiao, H., L. Shen (2012). Atmospheric concentrations of halogenated flame retardants at two remote locations: the Canadian High Arctic and the Tibetan Plateau. *Environ Pollut* 161: 154-161.
- Xiang CH, Luo XJ, Chen SJ, Yu M, Mai BX, Zeng EY. (2007). Polybrominated diphenyl ethers in biota and sediments of the Pearl River Estuary, South China. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26(4):616-62
- Xie X, Qian Y, Xue Y, He H, Wei D. (2013a). Plant uptake and phytotoxicity of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in ryegrass (*Lolium perenne* L). *Environ Sci Process Impacts.* 15(10):1904-12. doi: 10.1039/c3em00252g.
- Xie, X., Y. Qian, (2013b). "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.
- Xie X, Wu Y, (2011). Hydroxyl radical generation and oxidative stress in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to decabromodiphenyl ether (BDE-209). *Ecotoxicology* 20(5). 993-999.
- Xing, T. R., W. Yong, L. Chen, M. L. Tang, M. Wang, J. T. Chen and D. Y. Ruan (2010). Effects of decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) on voltage-gated sodium channels in primary cultured rat hippocampal neurons. *Environ Toxicol* 25(4): 400-408.
- Xing, T., L. Chen, Y. Tao, M. Wang, J. Chen and D.-Y. Y. Ruan (2009). "Effects of decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) exposure at different developmental periods on synaptic plasticity in the dentate gyrus of adult rats *In vivo*." *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology* 110: 401-410.
- Xu Y, Zhang G, Li J, Liu X, Li X. (2011) Atmospheric polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and Pb isotopes at a remote site in Southwestern China: Implications for monsoon-associated transport. *Science of total environment* Vol 409, 2011, Pages 4564-4571
- Yu L, Luo X, Zheng X, Zeng Y, Chen D, Wu J, (2013). Occurrence and biomagnification of organohalogen pollutants in two terrestrial predatory food chains. *Chemosphere* 93(3):506-511.

- 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 biomagnification. *Environ Tox Chem*, 31(3):542-.
- Yu L-H, Luo X-J, Wu J-P, Liu L-Y, Song J, Sun Q-H, (2011). 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* 45(12): 5125-5131.
- Yu X, Zennegg M, Engwall M, Rotander A, Larsson M, Ming Hung W, Weber R (2008) E-waste recycling heavily contaminates a Chinese city with chlorinated, brominated and mixed halogenated dioxins. *Organohalogen Compounds* 70:813-816
- Yang Q, Qiu X, Li R, Liu S, Li K, Wang F (2013). Exposure to typical persistent organic pollutants from an electronic waste recycling site in Northern China. *Chemosphere* 91:205–211.
- Zegers BN, Lewis WE, Booij K, Smittenberg RH, Boer W, de Boer J, Boon JP (2003). Levels of polybrominated diphenyl ether flame retardants in sediment cores from Western Europe. *Environ Sci Technol*. Sep 1;37(17):3803-7.
- Zeng W, Wang Y, Liu Z, Khanniche A, Hu Q, Feng Y, Ye W, Yang J, Wang S, Zhou L, Shen H, Wang Y (2014). Long-term exposure to decabrominated diphenyl ether impairs CD8 T-cell function in adult mice. *Cell Mol Immunol*. Apr 7. doi: 10.1038/cmi.2014.16.
- Zeng Y-H, Luo X-J, Chen Y, Yu Y, Chen Y, and Mai B-X (2012). Gastrointestinal absorption, metabolic debromination, and hydroxylation of three commercial polybrominated diphenyl ether mixtures by common carp *Environ Tox and Chem*, 31, (4): 731–738.
- Zennegg M, Munoz M, Schmid P, Gerecke AC (2013). Temporal trends of persistent organic pollutants in digested sewage sludge (1993-2012). *Environ Int*. 60:202-8.
- Zhang, W., Chen, L., Liu, K., Lin, K., Chen, Y. & Yan, Z., 2014. Bioaccumulation of decabromodiphenyl ether (BDE209) in earthworms in the presence of lead (Pb). *Chemosphere*. 106:57-64.
- Zhang, H., X. Li, J. Nie and Q. Niu (2013a). "Lactation exposure to BDE-153 damages learning and memory, disrupts spontaneous behavior and induces hippocampus neuron death in adult rats." *Brain Res* 1517: 44-56.
- Zhang BZ, Li HZ, Wei YL, You J. (2013b). Bioaccumulation kinetics of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane from field-collected sediment in the *Oligochaete*, *Lumbriculus variegatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32(12):2711-2718.
- Zhang, W., L. Chen, (2013c). Lead accumulations and toxic effects in earthworms (*Eisenia fetida*) in the presence of decabromodiphenyl ether." *Environmental Science and Pollution Research*: 1-7.
- Zhang, Y., et al. (2013d). "Polybrominated diphenyl ethers in soil from three typical industrial areas in Beijing, China." *J Environ Sci (China)* 25(12): 2443-2450.
- Zhang Z, Sun ZZ, Xiao X, Zhou S, Wang XC, Gu J, Qiu LL, Zhang XH, Xu Q, Zhen B, Wang X, Wang SL (2013e). Mechanism of BDE209-induced impaired glucose homeostasis based on gene microarray analysis of adult rat liver. *Arch Toxicol*. 87(8):1557-67. doi: 10.1007/s00204-013-1059-8.
- Zhang, W., (2012). "The combined effect of decabromodiphenyl ether (BDE-209) and copper (Cu) on soil enzyme activities and microbial community structure." *Environ Toxicol Pharmacol* 34(2): 358-369.
- Zhang W, Cai Y, Sheng G, Chen D, Fu J. (2011 a). Tissue distribution of decabrominated diphenyl ether (BDE-209) and its metabolites in sucking rat pups after prenatal and/or postnatal exposure. *Toxicology*. 28;283(1):49-54.
- Zhang X, Ruan X, Yan M, Zhao Y, Wei W, Qin Z (2011b). Polybrominated diphenyl ether (PBDE) in blood from children (age 9–12) in Taizhou, China. *J Environ Sci*. 23:1199–1204.
- Zhang BZ, Ni HG, Guan YF, Zeng EY. (2010a). Occurrence, bioaccumulation and potential sources of polybrominated diphenyl ethers in typical freshwater cultured fish ponds of South China. *Environ Pollut* 158(5):1876-1882.
- Zhang, C., X. Liu and D. Chen (2010b). "Role of brominated diphenyl ether-209 in the differentiation of neural stem cells in vitro." *International journal of developmental neuroscience : the official journal of the International Society for Developmental Neuroscience* 28: 497-502.

-
- Zhao Y, Xianli R, Li Y, Yan M, Qin Z (2013). Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Aborted Human Fetuses and Placental Transfer during the First Trimester of Pregnancy. *Environ Sci Technol* 47:5939–5946.
- Zhou, T., Ross, D.G., DeVito, M. J. & Crofton, K. M. (2001). Effects of short-term in vivo exposure to polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormones and hepatic enzyme activities in weanling rats. *Toxicol. Sci.*, 61, 76-82.
- Zhu W, Liu L, (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.
- Zhu LY, Hites RA (2005). Brominated flame retardants in sediment cores from Lakes Michigan and Erie. *Environ Sci Technol.* 39(10):3488-94. (Erratum in: *Environ Sci Technol.* 2005 39(15):5904).
- Zota, A. R., J. S. Park, Y. Wang, M. Petreas, R. T. Zoeller and T. J. Woodruff (2011). "Polybrominated diphenyl ethers, hydroxylated polybrominated diphenyl ethers, and measures of thyroid function in second trimester pregnant women in California." *Environ Sci Technol* 45(18): 7896-7905.
- Zou, M., Ran, Y. & Gong, J., 2007. Polybrominated diphenyl ethers on watershed soils of the Pearl river delta, China, occurrence, inventory, and fate. *Environmental Science and Technology*, Volume 41, pp. 8262-8267.
- Örn U. (1997). Synthesis of polybrominated diphenyl ethers and metabolism of 2,2',4,4'-tetrabromo[14C]diphenyl ether. Licentiate Thesis, Department of Environmental Chemistry, Stockholm University.
-