



**Программа Организации
Объединенных Наций по
окружающей среде**



Distr.: General
4 December 2007

Russian
Original: English

Стокгольмская конвенция о стойких органических загрязнителях
Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей
Третье совещание
Женева, 19-23 ноября 2007 года

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

Добавление

Характеристика рисков, связанных с применением пентахлорбензола

На своем третьем совещании Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей принял характеристику рисков, связанных с пентахлорбензолом, на основе проекта, содержащегося в документе UNEP/POPS/POPRC.3/15. Текст характеристики рисков с внесенными в него поправками приводится ниже. Он не подвергался официальному редактированию.

ПЕНТАХЛОРБЕНЗОЛ

ХАРАКТЕРИСТИКА РИСКОВ

Подготовлена
Комитетом по рассмотрению стойких органических загрязнителей
на его третьем совещании

Ноябрь 2007 года

СОДЕРЖАНИЕ

Резюме	4
1 Введение.....	5
1.1 Идентификационные данные предлагаемого химического вещества.....	5
1.1.1 Наименования и регистрационные номера	5
1.1.2 Строение.....	5
1.1.3 Физико-химические свойства.....	5
1.2 Вывод Комитета по рассмотрению стойких органических загрязнителей в отношении информации по пентахлорбензолу в соответствии с приложением D.....	5
1.3 Источники данных	6
1.4 Статус данного химического вещества в соответствии с международными конвенциями	6
2 Резюме информации, имеющей отношение к характеристике рисков.....	6
2.1 Источники.....	6
2.1.1 Производство, торговля, запасы.....	6
2.1.2 Виды применения	6
2.1.3 Выбросы в окружающую среду.....	7
2.2 Экологическая "судьба"	8
2.2.1 Стойкость	8
2.2.2 Биоаккумуляция.....	10
2.2.3 Способность к переносу в окружающей среде на большие расстояния.....	10
2.3 Воздействие	11
2.3.1 Уровни в абиотических экологических матрицах в отдаленных регионах.....	11
2.3.2 Уровни в биоте отдаленных районов.....	11
2.3.3. Уровни и тенденции в умеренных зонах	12
2.3.4. Воздействие на человека.....	13
2.3.5. Биологическая доступность	13
2.4 Оценка опасности для крайних параметров проблематичности	14
2.4.1. Токсичность	14
2.4.2. Экотоксичность	16
3 Обобщение информации.....	18
4 Заключение	19
Литература.....	20

РЕЗЮМЕ

Будучи Сторонами Стокгольмской конвенции, Европейское сообщество и его государства-члены предложили включить в перечень Конвенции пентахлорбензол (ПeХБ). Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей пришел к выводу о том, что ПeХБ соответствует предъявляемым критериям отбора, и постановил учредить специальную рабочую группу для дальнейшего рассмотрения данного предложения.

Большинство стран, представивших информацию в секретариат ЮНЕП (Германия, Канада, Литва, Маврикий, Турция, Чешская Республика) не сообщают о производстве или применении, что соответствует информации в представленном досье. В прошлом ПeХБ использовался в качестве компонента в изделиях ПХБ, в основах красителей, в качестве фунгицида и антипирена, а также в качестве промежуточного химического продукта, например, в производстве квинтозина. Основные европейские и американские производители квинтозина изменили свои технологические процессы с целью устранения из него ПeХБ. ПeХБ также присутствует на низких уровнях в качестве примеси в некоторых гербицидах, пестицидах и фунгицидах. В Соединенных Штатах некоторые производители пестицидов внесли изменения в свои технологические процессы с тем, чтобы понизить содержание примесей ГХБ в своей продукции, и возможно, что эти изменения привели также к снижению уровней загрязнения ПeХБ. ПeХБ также является продуктом деградации низкого уровня некоторых пестицидов. Литература свидетельствует о том, что ПeХБ не имеет коммерческого значения. Сообщений ни о торговле им, ни о его запасах не поступало.

В настоящее время ПeХБ попадает в окружающую среду из различных источников, причем самым крупным из них является ПeХБ как побочный продукт при неполном сгорании. В то же время, существует значительная неопределенность о выбросах ПeХБ из различных источников, и имеющиеся данные ограничены Соединенными Штатами и Канадой. В результате ограниченности данных трудно дать надлежащую глобальную оценку объемов и тенденций. По оценкам на основе базы данных US-TRI, общие глобальные выбросы ПeХБ составляют 85 000 кг в год.

ПeХБ следует рассматривать в качестве стойкого вещества, учитывая оценки и экспериментальные данные о периоде его полураспада в атмосфере, почвах, отложениях и воде. Судя по имеющимся данным, ПeХБ обладает высокой способностью к биоаккумуляции. Показатели Log Kow варьируются от 4,88 и 6,12, тогда как рекомендованные показатели составляют 5,17-5,18. Показатели КБА варьируются в диапазоне 1085–23000 л/кг для рыб, 833–4300 л/кг для моллюсков и 577–2258 л/кг для панцирных. В силу того факта, что биоперобразование ПeХБ незначительно и что данное вещество отличается высокой гидрофобностью, соединение может обладать высокой способностью к биоусилению.

ПeХБ умеренно токсичен для человека и не классифицирован как канцероген. В Европейском Союзе ПeХБ классифицирован как вещество, которое высокотоксично для водных организмов (LC50 для рыбы, дафнии и водорослей ≤ 1 мг/л). По наземной экотоксичности имеются лишь ограниченные данные, а данные о токсичности для птиц отсутствуют. Физические и химические характеристики, например, растворимость в воде, давление пара и константа Генри, соответствуют параметрам других СОЗ. ПeХБ может быть подвержен фотоокислению в атмосфере, главным образом за счет реакции с радикалами гидроксильной группы (ОН). В то же время, по сообщениям, период полураспада ПeХБ в атмосфере составляет от 45 до 467 суток. Учитывая его физико-химические характеристики и стойкость в атмосфере, ПeХБ обладает способностью к переносу в атмосфере на большие расстояния, что подтверждается также присутствием ПeХБ в экологических нишах, в том числе в биоте, в отдаленных районах.

ПeХБ широко распространен в окружающей среде в глобальном масштабе. Имеются данные об измеренных уровнях ПeХБ в абиотической и биотической среде в таких отдаленных районах, как Арктика и Антарктика, а также данные мониторинга ПeХБ в абиотической и биотической среде в зонах с умеренным климатом. В целом, данные из развитых стран свидетельствуют о том, что концентрации ПeХБ в зонах с умеренным климатом, судя по всему, сокращаются. Для арктических и антарктических районов имеются данные только за последнее время, не позволяющие выстраивать тенденции.

Судя по имеющимся данным, в результате переноса в окружающей среде на большие расстояния ПeХБ, вероятно, приводит к значительным отрицательным последствиям для здоровья человека и/или окружающей среды, в силу чего меры на глобальном уровне являются обоснованными.

1 Введение

Европейское сообщество и его государства-члены, являющиеся Сторонами Стокгольмской конвенции, предложили включить ПeХБ в перечень в приложении А, В и/или С к Конвенции согласно пункту 1 статьи 9 Конвенции. Полностью первоначальное предложение содержится в документе UNEP/POPS/POPRC.2/INF/5, Резюме предложения, подготовленное секретариатом, содержится в документе UNEP/POPS/POPRC.2/13,

Принятие первоначального предложения для дальнейшего рассмотрения Комитетом по рассмотрению стойких органических загрязнителей подразумевает, что свойства данного вещества соответствуют критериям, изложенным в приложении D к Конвенции. Следующим шагом является подготовка характеристики рисков данного вещества в соответствии с приложением E. Настоящий проект характеристики рисков подготовлен в соответствии с решением Комитета, принятым на его втором совещании в ноябре 2006 года, о создании специальной рабочей группы с целью дальнейшего рассмотрения предложения в соответствии с положениями конвенции (решение КРСОЗ-2/7) .

Все данные в настоящем документе представлены в соответствии с Международной системой единиц (СИ) и поэтому многие из них пересчитаны из других единиц, фигурирующих в источниках данных. Кроме того, все концентрации представлены в единицах, основанных на кг или л (например, мкг/кг или мл/л).

1.1 Идентификационные данные предлагаемого химического вещества

1.1.1 Наименования и регистрационные номера

ПeХБ относится к группе хлорбензолов, для которой характерно бензольное кольцо, в котором атомы водорода заменены одним или более атомов хлора. Хлорбензолы представляют собой нейтральные, температуроустойчивые соединения с повышением устойчивости и точек плавления и кипения при повышении замены хлором. ПeХБ обладает очень низкой растворимостью в воде (Rossberg et al., 2006).

Наименование ИЮПАК: бензол, пентахлор-

Химическое наименование КАС:

Синонимы: 1,2,3,4,5-пентахлорбензол, Пентахлорбензол, ПХБ, РСВ; ПeХБ; КХБ, квинтохлорбензол

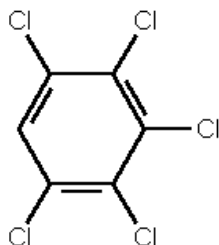
Реестровый номер КАС: 608-93-5

Номер ЕИИЕС: 210-172-0

Торговые наименования: -

1.1.2 Строение

1,2,3,4,5-пентахлорбензол



1.1.3 Физико-химические свойства

Maskau et al (2006) сообщают о рекомендованном показателе 0,11 Па при 20°C. Растворимость в воде при 25°C варьируется от 0,135 до 3,46 мг/л, тогда как рекомендованный показатель по различным источникам составляет около 0,55 мг/л. Показатели log Kow в Maskau et al (2006) варьируются от 4,88 до 6,12. Данный источник, а также базы данных PHYSPROP и CHEMFATE рекомендуют показатели 5,17-5,18 как наиболее надежные. Полный перечень физических и химических свойств ПeХБ содержится в табл. 1.1 в приложении II в документе UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21.

1.2 Вывод Комитета по рассмотрению стойких органических загрязнителей в отношении информации по пентахлорбензолу в соответствии с приложением D

На своем втором совещании 6-10 ноября 2006 года Комитет по рассмотрению СОЗ применил критерии отбора, указанные в приложении D к Стокгольмской конвенции, и заключил, в соответствии с пунктом 4 а) статьи 98 Конвенции, что он удовлетворен соответствием ПeХБ критериям отбора. Далее Комитет постановил, в соответствии с пунктом 6 статьи 8 Конвенции и пунктом 29 решения СК-1/7 Конференции Сторон Стокгольмской конвенции, учредить специальную рабочую группу для дальнейшего рассмотрения предложения и подготовки проекта характеристики рисков в соответствии с приложением E к Конвенции. Он

просил Стороны и наблюдателей, в соответствии с пунктом 4 а) статьи 8 Конвенции, представить в секретариат информацию, указанную в приложении Е к Конвенции, до 2 февраля 2007 года.

1.3 Источники данных

Информация об источниках данных (ссылках и иной литературе) содержится в приложениях I и III в документе UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21. В случаях, когда в тексте содержатся цитаты из вышеупомянутых обзоров, цитируемый текст (либо текст, цитируемый с изменениями) включает ссылки на соответствующий обзор. Эти ссылки не показаны индивидуально в списке литературы. На просьбу о представлении информации, указанной в приложении Е к Конвенции, откликнулись следующие стороны и наблюдатели: Канада, Чешская Республика, Германия, Япония, Литва, Маврикий, Швейцария, Турция, Соединенные Штаты Америки, Международная сеть по ликвидации СОЗ (IPEN) и Международный совет ассоциаций химиков/Всемирный совет по хлору (ICCA-WCC).

1.4 Статус данного химического вещества в соответствии с международными конвенциями

ПeXБ не включен ни в одну международную конвенцию. Европейская комиссия представила предложение о включении ПeXБ в Протокол о стойких органических загрязнителях к Конвенции 1979 года о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (КТЗВБР) в исполнительный секретариат Экономической комиссии Организации Объединенных Наций для Европы в 2006 году (Европейская комиссия, 2007). Цель Протокола о СОЗ к КТЗВБР заключается в регулировании, сокращении или устранении выбросов, утечек и потерь стойких органических загрязнителей. Целевая группа ЭКЕ ООН по СОЗ определила следующие варианты для возможного включения ПeXБ в Протокол:

а) включение ПeXБ в перечень в приложении I к Протоколу с целью предотвращения его производства и применения;

б) включение ПeXБ в перечни в приложении I и приложении III к Протоколу [ECE/EB.AIR/WG.5/2007/14].

ПeXБ определен как приоритетное вещество в Европейской рамочной директиве по водным ресурсам (2000/60/ЕС). В рамках списка таких приоритетных веществ определены так называемые приоритетные опасные вещества, которые вызывают особую обеспокоенность в связи с ресурсами пресной воды, а также прибрежной и морской среды. Такие вещества являются предметом прекращения, либо поэтапного отказа от их выбросов, утечек и потерь в течение 20 лет после принятия директивы. Европейская комиссия предложила включить ПeXБ в качестве приоритетного опасного вещества [COM(2006) 397 final]. ПeXБ включен в перечень веществ-кандидатов OSPAR 1998 года (OSPAR, 1998).

2 Резюме информации, имеющей отношение к характеристике рисков

2.1 Источники

Производство, потребление и источники выбросов являются предметом подробного исследования в двух документах, представленных Канадой (правительство Канады, 1993, 2003), предлагаемой стратегии регулирования рисков для ПeXБ (Environment Canada, 2005) и документа, представленного ICCA/WCC (2007). Дополнительная информация взята из документов, представленных другими Сторонами и наблюдателями, а также из литературы открытого доступа.

2.1.1 Производство, торговля, запасы

Согласно документам, представленных по ПeXБ, ПeXБ больше не производится ни в Европе, ни в Северной Америке (Van de Plassche et al., 2002). О ПeXБ не сообщается европейской промышленностью как о HPVC или LPVC (<http://ecb.jrc.it/esis/>). Большинство стран, представивших информацию в секретариат ЮНЕП, не сообщают о производстве (Канада, Чешская Республика, Германия, Литва, Маврикий, Турция и США). Сообщений о преднамеренном производстве не содержится и в документе, представленном ICCA/WCC, а в соответствии с Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, ПeXБ не имеет экономического значения (Rossberg et al., 2006). Кроме того, не поступало сообщений ни о торговле, ни о запасах.

2.1.2 Виды применения

Канада и США сообщили, что в настоящее время коммерческого спроса внутри их стран на ПeXБ не существует и что ПeXБ в качестве конечного продукта не применяется. В Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry не упоминается применение ПeXБ в настоящее время (Rossberg et al., 2006). В то же время, в литературе упоминаются различные виды непреднамеренного применения ПeXБ в прошлом:

1. ПeXБ был компонентом хлорбензольных смесей, которые применялись для понижения вязкости продуктов ПХБ, используемых для теплопередачи (Environment Canada, 2005), однако новые правила, запретившие новые виды применения ПХБ-содержащих жидких диэлектриков, привели к сокращению применения ПeXБ после 1980 года. ПХБ по-прежнему применяются в некоторых видах старого электрического оборудования в Северной Америке и Европе, поэтому сохраняется ограниченный потенциал выбросов ПeXБ из этого источника (Environment Canada, 2005). Следует полагать, что некоторые ПХБ до сих пор применяются и в других странах мира, и какая-то часть из них содержит ПeXБ. ПХБ выводятся из употребления во многих странах мира, поэтому ожидается, что со временем выбросы ПeXБ сократятся.
 2. В прошлом ПeXБ и ТеХБ применялись в основах красителей, однако, данный вид применения полностью прекращен (Environment Canada, 2005). Из Канадского документа неясно, применялся ли в основах красителей ПeXБ, ТеХБ или оба эти вещества.
 3. ПeXБ может быть обнаружен в виде примеси в некоторых гербицидах, пестицидах и фунгицидах, которые в настоящее время применяются в Канаде (Environment Canada, 2005). АООС США провело исследование с целью оценки риска рака при попадании в пищу гексахлорбензола и ПeXБ в качестве примесей в хлорталониле, ПeXНБ, пиклораме и некоторых других пестицидах. ПeXБ был обнаружен в пентахлорнитробензоле (квинтозине), эндосульфате, хлорпирифосметиле, атразине и клопирилиде, но не в симазине, хлорталониле, пиклораме и дактале (US EPA, 1998). Технический гексахлорбензол (ГХБ) содержит примерно 98 процентов ГХБ, 1,8 процента пентахлорбензола и 0,2 процента 1,2,4,5-тетрахлорбензола (WHO-IPCS, 1997). ГХБ уже включен в перечни в приложениях А и С к Стокгольмской конвенции, поэтому можно предположить, что ГХБ не представляет большой важности как источник ПeXБ. Положение с другими пестицидами в настоящее время остается неясным.
 4. О применении ПeXБ в качестве промежуточного химического вещества упоминается в WHO-IPCS (1991). На данный момент в литературе найдены только случаи его использования в качестве промежуточного вещества при изготовлении пентахлорнитробензола (квинтозина). ПeXБ присутствует в качестве примеси в этом фунгициде. Van de Plassche et al. (2002) сообщает о производстве и применении квинтозина в различных странах и отмечает, что данные о применении его за пределами региона ЭКЕ ООН отсутствуют. Van de Plassche et al., (2002) отмечает: "В настоящее время квинтозин производится с использованием другого технологического процесса без ПeXБ. Амвас неизвестны производители квинтозина, которые бы в настоящее время использовали ПeXБ в качестве исходного сырья. Они считают, что наличие запасов квинтозина с каким бы то ни было серьезным содержанием ПeXБ маловероятно". Feiler (2001) в ИССА/УСС (2007) сообщает, что в настоящее время квинтозин изготавливается методом хлорирования нитробензола без использования ПeXБ в качестве промежуточного вещества. Имеющиеся данные свидетельствуют о сокращении применения ПeXБ в производстве квинтозина, хотя такой вывод основан только на данных по Европе и Северной Америке.
 5. ПeXБ, возможно, применялся в прошлом в качестве фунгицида и антипирина (Van de Plassche et al., 2002). WHO-IPCS (1991) упоминает, что в прошлом ПeXБ применялся в качестве пестицида для борьбы с устричным сверлом. Никакие другие источники о данном виде применения не упоминают.
 6. Менее 0,1 кг ПeXБ было импортировано в Канаду из Соединенных Штатов для применения в качестве лабораторного реагента (правительство Канады, 1993). Применение в качестве лабораторного реагента на основании данных, применимых к 1995 году, также упоминается в другом документе правительства Канады (2003). В настоящее время ситуация неизвестна.
- Судя по данным, имеющимся в литературе, очевидно, что производство и применение ПeXБ в Европе и Северной Америке находится на незначительном уровне. Положение в других частях земного шара остается неясным.

2.1.3 Выбросы в окружающую среду

В предлагаемой стратегии регулирования рисков, связанных с ПeXБ, подготовленной министерством по охране окружающей среды Канады в 2005 году, упоминаются разнообразные пути попадания ПeXБ в окружающую среду в Канаде (Environment Canada, 2005). Основным источником выбросов в Канаде является сжигание бытовых отходов в барабанах, обработка древесины и действующие опоры электропередач, применение пестицидов, утечка и уборка жидких диэлектриков, сжигание твердых муниципальных отходов, сжигание опасных отходов, производство магния, применение растворителей и перенос на большие расстояния. В качестве потенциальных источников выбросов упоминаются; производство магния (менее 2 процентов годовых выбросов), хлорированные растворители (незначительный уровень), вторичная переработка меди и алюминия (нет данных), химическое производство (маловероятно), чугуно- и сталелитейные заводы (недостаточно данных), нефтеперерабатывающие заводы (маловероятно), водоочистные сооружения (маловероятно), ткацкие фабрики (маловероятно), перенос на большие расстояния (объем неизвестен, ожидается сокращение) (таблица 2,1, приложение II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21).

Источники выбросов и потенциальные источники более подробно охарактеризованы в Environment Canada (2005). Общий уровень выбросов, упоминаемый министерством по охране окружающей среды Канады в стратегии регулирования рисков ПeХБ (Environment Canada, 2005), 41,9 кг в год, на порядок ниже, чем выбросы на уровне >580 кг в год, упоминаемые в докладе по оценке веществ, включенных в список приоритетов, по ПeХБ (правительство Канады, 1993), представленном при подготовке настоящей характеристики рисков. Наиболее серьезные источники, упоминаемые в канадском докладе о регулировании рисков (Environment Canada, 2005), сжигание бытовых отходов в барабанах (21,93 кг в год), сжигание твердых муниципальных отходов (2,36 кг в год), сжигание опасных отходов (1,84 кг в год) и производство магния (1,53 кг в год), не упоминались в качестве источников в 1993 году.

Данные о выбросах ПeХБ в США включены в Перечень токсических выбросов АООС США (TRI) (US EPA 2007a, <http://www.epa.gov/tri/tridata/index.htm#pdr>). В TRI содержатся данные о выбросах в 2000–2004 годах. Общие объемы варьируются от 1512 до 763 кг ПeХБ в год и включают выбросы в атмосферу, проникновение под землю, выбросы на местах производства и перевозку на объекты утилизации. Выбросы в атмосферу с 2000 по 2004 год составляли 74, 34, 37, 40 и 100 кг в год, соответственно. Выбросы в воду находятся примерно на таком же уровне (см. таблица 2,2, приложение II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). США также указали в своих замечаниях, что содержащиеся в TRI данные о "выбросах у источника и в других местах" включают объемы, которые на деле не выбрасываются в окружающую среду, поскольку они подвергаются обработке или иным видам утилизации. Данные TRI охватывают не все отрасли промышленности, то есть, общий объем выбросов в Соединенных Штатах может значительно превосходить тот, что указан в представленных данных. Данных о выбросах в других странах пока не представлено.

ИССА/ВСС представила документ, содержащий оценку глобальных выбросов ПeХБ на основе Перечня токсических выбросов США (TRI) (ИССА/ВСС, 2007). Образование ПeХБ замечено в процессе сжигания твердых муниципальных отходов. Данные о факторах выбросов варьируются главным образом в зависимости от условий сжигания, а не от состава отходов. Источником образования ПeХБ может служить сжигание ПВХ (Kim et al., 2004; Aracil et al., 2005; Muller et al., 1997), но вопрос об относительной важности этого источника оспаривается. Существует ряд других процессов, в ходе которых образуются различные хлорированные ароматические вещества, которые могут способствовать образованию ПeХБ, даже если сообщений о явном обнаружении ПeХБ пока не поступало. По оценке ИССА/ВСС (2007), общий объем глобальных выбросов ПeХБ составляет 85 000 кг в год, что примерно в 2000 раз превышает расчетные выбросы в Канаде и примерно в 850 раз превышает общий объем выбросов в Соединенных Штатах. Большинство источников выбросов аналогично тем, что упоминаются в канадском документе о регулировании рисков (Environment Canada, 2005), однако есть и другие источники. В исследовании ИССА/ВСС не упоминаются сжигание опасных отходов и обработка древесины, а в канадском исследовании не упоминается сжигание угля и сжигание биомассы, на которые приходится половина общих глобальных выбросов. Другие источники ПeХБ могут включать деградацию квинтозина, производство двуокиси титана и обработку руды для производства таких металлов, как магний, медь, ниобий и тантал (ИССА/ВСС 2007 со ссылкой на Beck and Hansen, 1974; Knutzen and Oehme, 1989; Doering et al., 1992, and Vogelgesang 1986). Количественных оценок в исследовании не приводится, поскольку количественная информация, на которой их можно было бы основывать, отсутствует. Хотя считалось, что химическое производство вряд ли может служить источником, самое высокое содержание хлорбензола, зарегистрированное в отложениях в Канаде, наблюдается вблизи промышленных объектов (Правительство Канады, 2003).

В заключение следует отметить, что ПeХБ может попадать в окружающую среду из различных источников, самым серьезным из которых в настоящее время является ПeХБ как побочный продукт неполного сгорания. Хлориды содержатся практически во всех видах топлива, особенно в биомассе и отходах. Возможно также, что в промышленных реакциях хлорирования ПeХБ образуется в качестве побочного продукта, на который, возможно, приходится часть выбросов, о которых представлены данные. Для ряда потенциальных источников, например, для производства меди и алюминия, а также для сталеплавильных заводов, данные либо неполные, либо вообще отсутствуют. Судя по данным, представленным в различных документах, благодаря отказу от ПeХБ можно ожидать сокращения выбросов, обусловленных преднамеренным применением ПeХБ в прошлом. В случае непреднамеренных выбросов, когда ПeХБ является побочным продуктом сгорания, можно ожидать сокращения в тех случаях, где принимаются меры по сокращению других побочных продуктов/выбросов. Глобальные оценки должны производиться с учетом такой неопределенности и различий в промышленных процессах и методах обращения с отходами в разных странах.

2.2 Экологическая "судьба"

2.2.1 Стойкость

Пентахлорбензол (ПeХБ) подвержен фотоокислению в атмосфере, главным образом посредством реакции с радикалами гидроксильной группы (ОН) (СЕРА, 1993). Экспериментальных данных о деградации в атмосфере не существует, однако расчетный период полураспада ПeХБ составляет от 45 до 467 суток. Для ПeХБ

расчетный период полураспада в атмосфере на основе реакции с ОН-радикалами составляет 277 суток (EPISUITE, US EPA, 2007b). Vulykh et al. (2005) на основе данных, полученных с помощью моделирования, пришли к выводу, что период полураспада в атмосфере равняется примерно 65 суткам. Данная оценка является результатом деградации, а также сырого и сухого осаждения и газообмена на различных поверхностях. Период полураспада ПeХБ только на основе процесса деградации составляет 155 суток.

Согласно испытаниям ОЭСР TG 301С, ПeХБ не обладает способностью к биоразложению (NITE, 2007). Фотодеградация ПeХБ в поверхностных слоях воды под воздействием солнечного излучения происходит быстро (41-процентное убывание вещества за 24 часа) (HSDB, февраль 2000). Период полураспада в поверхностных водах по оценкам составляет от 194 до 1250 суток, а расчетный период полураспада для анаэробной биодеградации в более глубоких слоях воды варьируется от 776 до 1380 суток (СEPA, 1993).

Wang et al. (1994) изучали ПeХБ в искусственно загрязненной (4,5 мкг/кг) и обработанной осадками сточных вод почве (3 мкг/кг) при 20-30°C. Половина распада ПeХБ происходит быстро путем испарительного переноса, после чего происходит деградация с периодом полураспада от 167 суток (искусственно загрязненная почва; 1,4 процента о.м.) до 1550 суток (обработанная почва, 4,5 процента о.м.). Образование связанных отложений – относительно второстепенный способ распространения в почвах. Scheunert et al. (1985) получили 1 процент дозы 2 мг/кг в качестве связанных отложений после 126 суток. В аэробных условиях ПeХБ отличается стойкостью в почвах.

Beck and Hansen (1974) обнаружили на основе анализа дублирующих образцов, что период полураспада до исчезновения в аэробных глинисто-песчаных почвах, обработанных дозой 7 мг/кг, составляет 194-345 суток (1,9 процента о.м.); 18-20°C). Стандартные отклонения составляют 20-25 процентов. Таким образом, доверительные пределы 95 процентов составляют 112-726 и 289-3176 суток. Поскольку данные показатели основаны на дублировании образцов, экспериментальные результаты свидетельствуют об общем диапазоне 112-3176 суток. Почва хранилась в 10-литровых ведрах, закрытых двумя листами пластмассы. В ходе эксперимента, продолжавшегося 600 суток, потеря влаги компенсировалась; судя по всему, влага полностью испарялась из почвы в течение 100 суток (Bro-Rasmussen et al., 1970). Сообщается, что показатели исчезновения основаны на $\log(2)/k$, а не на $\ln(2)/k$. Таким образом, правильный период полураспада составляет 260 – 7300 суток. Влияние испарительного переноса ПeХБ на эти показатели остается неясным.

Susarla et al. (1997) исследовали деградацию ГХБ в метаногенном растворе песчаных отложений (<1% о.м.) с озерной водой (1:3 v/v), обработанных на уровне 1,14 мг/л. После деградации 75 процентов ГХБ в течение 150 суток деградация первичного метаболита ПeХБ следовала кинетике первого порядка с периодом полураспада примерно 50 суток при 25°C. Masunaga et al. (1996) рассматривали деградацию ПeХБ в сульфидогенных отложениях в устьях рек, предварительно подверженных воздействию различных химических веществ с местных промышленных предприятий. Растворы отложений содержали 272 г/кг твердых веществ, 12 процентов которых может быть уничтожено посредством сжигания, и содержались при температуре 25°C. Период полураспада ПeХБ составлял 18 суток. В образцах, содержащихся в автоклавах, период полураспада составлял 990 суток.

В кернах кетельмеерских отложений в Нидерландах, которые были выборочно обогащены ГХБ с целью получения дехлорирующей анаэробной среды, ПeХБ не обладали стойкостью: адаптированная анаэробная микрофлора обуславливает период полураспада примерно 6 суток при 25 °C при обработке на уровне 50 мкг/л (Beurskens et al., 1994). Смесь глинистых суглинков (5,38% о.м.) и стерильной среды (50 г почвы и 70 мл среды) была подвержена анаэробной инкубации при комнатной температуре после привития 10-процентного раствора адаптированной микробной культуры. Почва обрабатывалась на уровне 14,2 мг/л ГХБ, 25 мг/л ПeХБ и 254, 1 мг/л 1,2,4-ГХБ. Содержание ПeХБ сокращалось с периодом полураспада примерно 23 суток. Хлорбензол накапливался в качестве основного метаболита через 80-142 суток до уровня 1 ммоль/л (Ramanand et al., 1993). На данный момент выделен лишь один штамм бактерий, способных редуцивно дехлорировать хлорбензолы (Adrian and Görisch, 2002).

Сравнение содержания ПeХБ в кетельмеерских отложениях (Нидерланды), отобранных и измеренных в 1972 году, с содержанием в образцах, отобранных в 1988 году в слоях отложений, образовавшихся в районе 1970 года, свидетельствует о небольшом, но имеющем статистическое значение сокращении на 35 процентов. Содержание ГХБ сократилось на 80 процентов. Содержание менее хлорированных бензолов, включая ди- и тетрахлорированные бензолы, увеличилось до 80 процентов (Beurskens et al., 1993). Отложения озера Кетельмеер содержат 9-13 процентов о.м. (Aarnoutse et al., 1996; Cornelissen and Gustafsson, 2004). В почвах Соединенного Королевства (Воверн), которые были подвержены 25 отдельным воздействиям осадков сточных вод за 20-летний период (до 1961 года), примерно 21 процент добавленных ПeХБ по-прежнему содержались в почвах через 30 лет после прекращения воздействия (Wang et al., 1995). Эти почвы подверглись воздействию осадков на уровне 25 процентов их сухого веса. Исходя из содержания в осадках 80 процентов органических веществ и из темпа разложения органических веществ на уровне 2 процентов в год, среднее содержание о.м.

составляло 15 процентов. Поступление ГХБ все эти годы примерно в 4 раза превышало поступление ПеХБ; остаточное содержание ГХБ сократилось за эти 30 лет до 22 процентов.

Экспериментальные данные о деградации ПеХБ в воде отсутствуют. Предполагается, что ПеХБ рассеивается из водной фазы в отложения, либо в атмосферу. В аэробных условиях ПеХБ обладает стойкостью в почвах и отложениях. В анаэробных растворах отложений-воды ПеХБ считается устойчивым, за исключением сред с температурой выше 10°C в сочетании с низким содержанием органических веществ. Судя по всему, повышенное содержание органических веществ резко повышает его стойкость. В фактических полевых замерах ПеХБ его стойкость может преувеличиваться в силу образования ПеХБ из ГХБ. Истинный период полураспада ПеХБ в естественных условиях в органических почвах и отложениях умеренной зоны оценивается примерно в 6 лет.

ПеХБ следует считать стойким, учитывая продолжительность расчетного и экспериментально установленного периода его полураспада в атмосфере, почвах, отложениях и воде. Стойкость в окружающей среде зависит от темпов фотоокисления, присутствия кислорода и органических веществ.

2.2.2 Биоаккумуляция

ПеХБ отличается высокой гидрофобностью. Mackay et al. (2006) сообщают о показателях $\log K_{ow}$ от 4,88 и 6,12, притом, что рекомендованные показатели находятся на уровне 5,17-5,18. Поэтому можно считать, что данное соединение обладает высокой способностью к биоаккумуляции. Это подтверждается данными, приводимыми в таблице 2,3 в приложении II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21, где резюмируются показатели, которые считаются надежными в соответствии с критериями Klimisch (Klimisch, 1997).

КБК варьируется на уровне 1085-23 000 л/кг для рыб; 833–4300 л/кг для моллюсков и 577–2258 л/кг для панцирных. Следует отметить, что по нижнему уровню показателей для рыб не совсем ясно, проводились ли замеры концентраций при воздействии (Schuler et al., 2007). Если эти КБК основаны на номинальных, а не на замеренных концентрациях при воздействии, то они, возможно, ниже "реальных" КБК, основанных на замеренных концентрациях.

В заключение следует отметить, что эти показатели свидетельствуют о том, что ПеХБ может рассматриваться как вещество с высокой способностью к биоаккумуляции. В силу высоких показателей $\log K_{ow}$ и того факта, что биопреобразование может быть незначительным (Schuler et al., 2006, 2007), данное соединение также может иметь высокую способность к биоусилению. В то же время, данные о биоусилении ПеХБ отсутствуют.

2.2.3 Способность к переносу в окружающей среде на большие расстояния

Общая способность к стойкости и переносу в окружающей среде на большие расстояния оценивалась для пяти новых кандидатов на включение в перечни СОЗ (включая ПеХБ) при помощи Инструмента для отбора Pov & LRTP ОЭСР с использованием ввода свойств, содержащихся в предложениях КРСОЗ (Wegmann et al, 2007). Данный инструмент не предусматривает абсолютных уровней в окружающей среде, но позволяет облегчить сравнение с веществами, ранее определенными как СОЗ. Авторы пришли к выводу, что хотя в химических характеристиках пяти рассматриваемых химических веществ присутствует элемент значительной неопределенности, кандидаты на включение в перечни СОЗ (включая ПеХБ) обладают свойствами по Pov и LRTP, сходными с теми, что отличают некоторые вещества, ранее выявленные как СОЗ.

Кроме того, существуют данные по переносу ПеХБ на большие расстояния, основанные на расчетах расстояния переноса ПеХБ в атмосфере. Mantseva et al. (2004) разработали многонивелевую модель переноса для оценки переноса в атмосфере на большие расстояния и отложения СОЗ. На основании этой модели для ПеХБ было рассчитано расстояние переноса в Европе 8000 км. Данная модель подробно описана в Vulykh et al. (2005), которые оценивают расстояние переноса в 8256 км. На основе замеренных концентраций в пробах воздуха в Северной Америке для переноса ПеХБ на большие расстояния в атмосфере была выведена эмпирическая оценка 13338 км (Shen et al., 2005). Это расстояние превышает расстояния переноса других хлорорганических пестицидов, которые рассматривались в данном исследовании, включая те, что уже включены в перечни СОЗ – дильдрин, ДДТ и гептахлор.

Данные мониторинга также свидетельствуют о переносе ПеХБ на большие расстояния. ПеХБ были обнаружены в атмосфере и осадках в различных районах земного шара, в том числе во многих удаленных от источников. ПеХБ были обнаружены во всех пробах воздуха, отобранных в 2000-2001 годах на 40 отборочных станциях в Северной Америке (включая 5 арктических станций). Измеренные уровни концентрации были относительно неизменными по всему континенту, в среднем 0,045 нг/м³ с вариациями от 0,017 до 0,136 нг/м³ (Shen et al., 2005). Как отмечают авторы, небольшие пространственные вариации в Северном полушарии свидетельствуют о том, что ПеХБ обладает очень долгим сроком существования в атмосфере, что позволяет ему широко распространяться в глобальной масштабе. О присутствии ПеХБ сообщается в нескольких абиотических (воздух, дождевая вода, вода, отложения и почвы) и биотических (рыбы, птицы, млекопитающие)

матрицах в отдаленных регионах, включая арктический регион и Антарктику. Об этом более подробно говорится в разделе "Воздействие".

В заключение следует отметить, что данные моделирования и мониторинга ПeХБ в воздухе, а также химические свойства ПeХБ свидетельствуют о том, что данное вещество обладает значительной способностью переноса в окружающей среде на большие расстояния. Присутствие ПeХБ в матрицах отдаленных районов, некоторые из которых могут получать ПeХБ исключительно в результате переноса по воздуху, подтверждает вывод о том, что ПeХБ переносится на большие расстояния.

2.3 Воздействие

ПeХБ широко распространен в глобальной окружающей среде. В первых двух подразделах будут рассмотрены уровни ПeХБ в абиотической и биотической среде в таких отдаленных районах, как Арктика и Антарктика. В третьем подразделе будут рассмотрены данные мониторинга ПeХБ в абиотической и биотической среде в умеренных зонах, а также наблюдаемые тенденции. В последнем подразделе рассматривается воздействие на человека.

2.3.1 Уровни в абиотических экологических матрицах в отдаленных регионах

Атмосферные концентрации ПeХБ измерены в различных районах по всему миру. Концентрации в воздухе, отобранные в Алерте (Северо-Западные территории, Канада) варьируются от 0,0031 до 0,135 нг/м³ (правительство Канады, 1993). Измеренные концентрации по Северной Америке в среднем составляют 0,045 нг/м³ и варьируются в диапазоне от 0,017 до 0,136 нг/м³ (Shen et al., 2005). Они также отмечают, что атмосферные уровни хлорорганических соединений, включая ПeХБ, повышаются с высотой в канадских Скалистых горах. ПeХБ обнаружен во всех пробах воды, отобранных в ходе исследования распространения хлорорганических соединений в северной части Тихого океана, Беринговом и Чукотском проливах (ICCA/WCC 2007 со ссылкой на Strachan et al., 2001). Концентрации ПeХБ в растворенной фазе в среднем составляют 0,016 нг/л, тогда как на твердую взвесь приходится лишь незначительная часть общего объема ПeХБ. Пробы донных отложений, отобранные в гаванях северной Норвегии и Кольского полуострова в Арктике, содержали ПeХБ в концентрациях от 2 до 5 мкг/кг сухого веса. Концентрации ПeХБ в пробах, отобранных четырех арктических озерах Аляски в 1991-1993 годах, в среднем содержали 0,10 ± 0,10 мкг/кг сухого веса (ICCA/WCC, 2007 со ссылкой на Allen-Gil et al., 1997). Концентрации в пробах почвы в прибрежных районах Земли Виктории (Антарктида) варьировались в диапазоне от 0,4 до 1,3 мкг/кг сухого веса (Borghini et al., 2005). В этих пробах почвы ПeХБ был доминирующим органическим соединением. Muir et al. (1995, ссылка в ICCA/WCC, 2007) сообщили о присутствии ПeХБ в отложениях в ряде отдаленных озер в северной Канаде. Концентрации ПeХБ в поверхностных слоях (по оценкам, в период 1979 – 1988 гг.) в этих северных озерах варьируются от менее чем 0,01 до 0,73 мкг/кг отложений.

2.3.2 Уровни в биоте отдаленных районов

Загрязнение окружающей среды и биоты отдаленных районов может создавать угрозу для уязвимых видов и экосистем. ПeХБ был обнаружен во мхах, рыбах, яйцах пингвинов, а также в организме тюленей и хищных млекопитающих в арктических и антарктических районах.

Концентрации ПeХБ во мхах прибрежных районов Земли Виктории (Антарктида) варьируются от 1 до 2,4 мкг/кг сухого веса (Borghini et al., 2005). Мхи не обладают корневой системой, поэтому концентрации в них зависят главным образом от атмосферных отложений. Замеренные концентрации ПeХБ в обоих мхах превышают концентрации ГХБ и ДДТ, уже включенных в перечень СОЗ, которые также включены в данное исследование. Концентрации ПeХБ во мхах, произрастающих в Андах на высоте 700-4500 метров, варьируются от 0,2 до 2,4 мкг/кг св (Grimalt et al., 2004). Данное исследование свидетельствует о том, что ПeХБ, скорее всего, подвержен улавливанию при низких температурах. С повышенными концентрациями ПeХБ при пониженных температурах установлена обратная связь. Аналогичная связь установлена в горных почвах Тенерифе. (Ribes et al., 2002).

Концентрации ПeХБ (мкг/кг wet weight) в органах рыб на Аляске, в северо-западной России и других арктических районах варьируются от 0,06 ± 0,08 до 5,06 мкг/кг живого веса (ICCA/WCC, 2007 со ссылкой на Allen-Gil et al., 1997, со ссылкой на Muir et al., 2003, со ссылкой на Arend et al., 2001, Vorkamp et al., 2004; Corsolini et al., 2006).

В Гренландии ПeХБ был обнаружен на уровнях 23 мкг/кг липоидного веса в печени белой куропатки (1,5 мкг/кг живого веса) и 8 мкг/кг липоидного веса в мышцах моёвки (1,1 мкг/кг живого веса) (Vorkamp et al., 2004). В яйцах пингвина Адели в Антарктике было обнаружено 0,68 мкг/кг жв ПeХБ (Corsolini et al., 2006).

Весной 1998 года охотники-иннуиты отобрали пробы тканей кольчатой нерпы на восточной и западной стороне Северной Польни между Канадой и Гренландией (ICCA/WCC, 2007 со ссылкой на Fisk et al., 2002).

Содержание (в живом весе) ПeXБ в этих образцах варьировалось от $7,3 \pm 1,9$ мкг/кг в мужских особях кольчатой нерпы до $8,4 \pm 1,1$ мкг/кг в женских особях на западной стороне. В организме нерпы на восточной стороне (Квебек) содержалось $5,0 \pm 0,5$ мкг/кг в мужских особях и $7,0 \pm 1,5$ мкг/кг в женских особях. В образцах тканей организма тюленей на Белом море в северо-западной России, отобранных в 1992-1998 годах, наблюдались концентрации ПeXБ в диапазоне от 0,9 (морской заяц) до 12,0 мкг/кг липоидного веса (лысун) в их ворвани (ICCA/WCC, 2007 со ссылкой на Muir et al., 2003). Средняя концентрация (\pm стандартное отклонение для 10 образцов) ПeXБ в 1992 году составляла $11 \pm 2,0$ нг/г липоидного веса, тогда как концентрация ПeXБ в 1998 году составляла $5,0 \pm 1,8$ нг/г липоидного веса. Концентрации ПeXБ в организме гладких китов в образцах, отобранных с 1994 по 1998 год, в среднем составляли $0,3 \pm 0,1$ и $0,8 \pm 0,1$ мкг/кг живого веса в печени и ворвани, соответственно (ICCA/WCC, 2007 со ссылкой на Hoekstra et al., 2002). Было обнаружено, что в ворвани белухи в заливе Св. Лаврентия (Канада) содержится 24,5 (1,56 – 1510) мкг/кг (липоидного веса) ПeXБ для женских особей и 144,5 (1,5-1500) мкг/кг для мужских особей (ICCA/WCC, 2007 со ссылкой на Hobbs et al., 2003). В Гренландии в ворвани мускусного быка (отловленного между 1998 и 2001 гг.), по сообщениям, содержится 0,32 мкг/кг липоидного веса (что равняется 0,29 мкг/кг жв) (Vorkamp et al., 2004).

ПeXБ был также обнаружен в организме белого медведя. Данное соединение присутствовало во всех 15 образцах жира и плазмы, отобранных у белых медведей на арктических островах Свальбард (Gabrielsen et al., 2004) при средней концентрации 7,9 и максимальной концентрации 13,9 мкг/кг (живого веса). Авторы сообщают, что аналогичные концентрации были отмечены в организме белого медведя на Аляске, в Канаде и восточной Гренландии. Концентрации и содержание в организме хлорбензолов (включая ПeXБ) в организме особей белого медведя различного возраста изучались до и после их сезонных периодов голодания (ICCA/WCC, 2007 со ссылкой на Polischuk et al., 2002). Авторы пришли к выводу о том, что ПeXБ не метаболизируется и не выделяется в течение периода голодания, что приводит к повышению концентрации данного соединения в жировых тканях. Сообщается, что уровни ПeXБ в организме медвежат превышают уровни в организме взрослых особей в силу того, что в период кормления медвежата получают повышенные дозы ПeXБ. Аккумуляция ПeXБ также зарегистрирована в организме песца в период 1999-2001 гг. (ICCA/WCC 2007, со ссылкой на Hoekstra et al., 2003). Особи этого животного отбирались на некотором удалении от мест обитания человека с тем, чтобы свести к минимуму эффект от питания отбросами. В каждом из районов было отобрано примерно 20 особей. Концентрации ПeXБ (в мкг/кг), обнаруженные в организме песца, составляли $0,61 \pm 0,12$ в мышцах (Ариват), $0,29 \pm 0,06$ в мышцах (Холман), $0,57 \pm 0,11$ в печени (Холман), $0,55 \pm 0,20$ в мышцах (Бэрроу) и $0,73 \pm 0,17$ в печени (Бэрроу). Noydal and Dam (2003) зарегистрировали концентрации $<0,1 - 37$ нг/г живого веса в биоте, отловленной в среде Фарерских островов.

King et al (2003) изучали утечку хлорбензолов в результате аварии в заливе Св. Лаврентия. В месте выборки 1 (вблизи места утечки) в период 1996-1998 г.г. отмечено резкое сокращение концентрации от три- до ПeXБ в организме крабов-стригунов. В 1998-2000 годах концентрации хлорбензолов в организме крабов-стригунов сохранялись, но на низких уровнях. В 1996 году концентрации хлорбензолов в районах с 2 по 11 были значительно ниже, чем в районе 1, но значительного их сокращения со временем не наблюдалось.

2.3.3. Уровни и тенденции в умеренных зонах

По ПeXБ, обнаруженному в абиотических матрицах, а также в биоте в умеренных зонах, существует большой объем данных, полученных, главным образом, в развитых странах. В целом, концентрации ПeXБ в умеренных зонах мира, судя по всему, понижаются. Данная тенденция характерна для большинства СОЗ. Для арктических и антарктических районов данные были получены только в последнее время, поэтому вывести тенденцию не представляется возможным.

Исследование влияния источников выброса на содержание ПeXБ в Германии показало, что его концентрации выше в промышленных и городских районах (в диапазоне от 0,057 до 0,286 нг/м³), чем в опорном сельском районе (0,031 нг/м³) (ICCA/WCC 2007 со ссылкой на Wenzel et al., 2006). Концентрации в сельском районе сравнимы со средними концентрациями в атмосфере, измеренными Интегрированной сетью по атмосферным осадениям (IADN) в широтах выше североамериканских Великих озер в 2000 году, т.е. примерно 0,072 нг/м³ (ICCA/WCC 2007 со ссылкой на Buehler et al., 2004)

Явная тенденция к присутствию ПeXБ в окружающей среде может быть выведена из его присутствия в осадочных ядрах. В осадочных ядрах, отобранных в районе, находящимся под воздействием промышленности в озере Онтарио близ устья реки Ниагара (Канада), отмечено повышение концентрации ПeXБ в период с начала 1900 года до периода 1960-1970 годов (пиковый более 100 мкг/кг), после чего к 1980 году концентрации понизились примерно до 10 процентов пикового уровня (ICCA/WCC, 2007 со ссылкой на Durham and Oliver, 1983 и NYDEC, 1998). Кроме того, содержание ПeXБ в воде реки Ниагара в период 1987-1997 годов понизилось с 0,351 до 0,093 нг/л (ICCA/WCC 2007, со ссылкой на Williams et al., 2000). В то же время, данные программы наблюдения за мидиями в реке Ниагара не свидетельствуют о понижении концентраций ПeXБ в период 1997-2000 годов по нескольким местам (Ministry of the Environment Ontario, 1999,

2003). Концентрации ПeХБ в отложениях в Кетельмеере в Нидерландах сократились в период 1972-1988 годов на 37 процентов (Beurskens et al., 1993).

Концентрации ПeХБ в яйцах серебристой чайки на острове Маггс/мыс Лесли (Канада) сократились с 50 мкг/кг в 1970 году до уровней необнаружения 1 мкг/кг в середине 1990-х годов (ICCA/WCC 2007, со ссылкой на Bishop et al., 1992; Petit et al., 1994; Pekarik et al., 1998; Jermyn-Gee et al., 2005; Havelka, 2006). Calambokidis et al (1999) изучали стойкие загрязнители в организме тюленя обыкновенного (*Phoca vitulina*) в гавани Пьюджетт (США) в период 1984-1997 годов. Они обнаружили, что с годами в общих токсических эквивалентах наблюдается существенное понижение ($p=0,07$) и что другие пестициды также имеют тенденцию к понижению. Понижение происходит на статистически значимом уровне только для ГХБ, хлорбензолов в целом и хлорданов. Последние данные (за последние 15 лет) приводятся в приложении II, в таблице 2.4 для абиотических, а в таблице 2.5 для биотических матриц в UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21.

В ходе обследования в рамках Дунайского регионального проекта для Европейской рамочной директивы по водным ресурсам, ПeХБ был обнаружен практически во всех пробах отложений на уровнях концентрации 0,0001 – 3,5 мг/кг и в большинстве проб взвешенных твердых частиц на уровне концентрации 0,001 – 0,028 мг/кг (Slobodnik and Dogterom, 2003). В базе данных ATSDR правительства США содержится 41 запись о загрязнении районов ПeХБ. Максимальная концентрация ПeХБ на этих объектах варьируется от 147 до 5100 мг/кг в отложениях и от 0,43 до 2040 мг/кг в почве. Концентрация в организме рыб варьируется от 0,00019 до 2,4 мкг/г (ATSDR, 2007). Ни в каком из случаев не упоминается, основана ли концентрация на измерении в сухом или в живом весе.

2.3.4. Воздействие на человека

На рабочих местах воздействие ПeХБ может осуществляться при вдыхании этого соединения и его контакте с кожей на тех рабочих местах, которые связаны с производством или применением ПeХБ. Примерами таких мест являются предприятия по обработке древесины, утечки и очистка жидких диэлектриков, сжигание твердых муниципальных отходов, сжигание опасных отходов и предприятия по производству магнезии. Воздействие может также наблюдаться на рабочих местах, связанных с производством и применением пестицида квинтозина. Население в целом может попадать под воздействие ПeХБ в результате вдыхания воздуха, потребления продуктов питания и питьевой воды. Случаев сообщений об отрицательном воздействии на людей и эпидемиологических исследований групп населения, подвергавшихся воздействию ПeХБ, обнаружено не было (правительство Канады, 1993).

ПeХБ был обнаружен в материнском молоке, его аккумуляция наблюдается в плаценте человека (Shen et al., 2007). Средняя концентрация ПeХБ в материнском молоке канадских женщин через 3-4 недели после родов составляет < 1 мкг/кг (минимальное содержание), а максимальный уровень составляет 1 мкг/кг. В ходе данного обследования соединение было обнаружено в 97 процентах из 210 образцов (пределы обнаружения и период отбора образцов не указаны) (правительство Канады, 1993 со ссылкой на Mes et al., 1986). В материнском молоке женщин коренного населения Канады "минимальные" (< 1 мкг/кг) количества ПeХБ были отмечены в 17 процентах из 18 образцов (метод обнаружения не указан) (правительство Канады, 1993 со ссылкой на Davies and Mes, 1987). По результатам двух других исследований ПeХБ в материнском молоке, концентрации наблюдались на уровне от 1 до 5 мкг/кг (WHO-IPCS, 1991). Уровни ПeХБ были также измерены в брюшных, грудных и периренальных жировых тканях 27 взрослых мужчин и женщин в Финляндии (Smeds and Saukko, 2001). У работников, подвергающихся воздействию ПeХБ на рабочих местах, в крови был отмечен более высокий уровень данного вещества, чем у контрольных групп (Lunde and Bjorseth, 1977).

2.3.5. Биологическая доступность

Экологические критерии здравоохранения по хлорбензолам (WHO/IPCS, 1991) содержат вывод об ограниченных данных, свидетельствующих о биологической доступности хлорбензолов в отложениях для организмов; то есть, хлорбензолы могут проникать в организм водных беспозвоночных из отложений, а в растения – из почвы. В более поздний период появилась новая информация о биологической доступности гидрофобных веществ.

Биологическая доступность хлорбензолов обратно пропорциональна содержанию органических углеродов в почвах или отложениях (правительство Канады, (2003) со ссылкой на e.g. van Gestel and Ma, 1988; Hulzebos et al., 1993). Более того, в канадском Последующем докладе отмечается, что стойкие вещества могут оставаться биологически доступными в течение продолжительных периодов времени, что повышает вероятность и продолжительность потенциального воздействия по сравнению с соединениями, не обладающими стойкостью в окружающей среде.

Общепринято, что не все фракции органических загрязнителей, связанные в отложениях и почвах, обладают одинаковой токсичностью в силу их различной сопротивляемости десорбции. Резистентные и изолированные фракции ПeХБ менее опасны для окружающей среды, чем более легко десорбирующиеся, лабильные и

доступные фракции. Значительная часть растворимых в воде органических веществ в отложениях в потенциале высокомолекулярна и может легко возвращаться во взвесь или вымываться в водный столб над отложениями. В случае, если в растворимых органических веществах содержится, как предполагается, значительная часть ПeХБ, продолжение заражения водоемов из отложений весьма вероятно. Qiao & Farrell (1996) провели эксперименты с ПeХБ в организме радужной форели и пришли к выводу о том, что согласно анализу, основанному на равновесии материалов, обнаружение ГХБФ и ПeХБ в организме рыб после 6 суток не может быть объяснено исключительно тем количеством химического вещества, которое было растворено в воде в момент попадания в нее рыбы. Проникновение данного химического вещества в организм рыб, зев которых был закупорен с целью предотвращения проникновения химического вещества через кишечник, было аналогично тому, что наблюдалось в контрольной группе. Поскольку прямой доступ к донным отложениям не изменял поглощения химических веществ, они пришли к выводу, что такие гидрофобные химические вещества, как ПeХБ и ГХБФ, связанные с взвешенными отложениями в реке Фрээр, могут с легкостью десорбироваться и проникать в организм через жабры. Åkerblom (2007) пришел к выводу, что сорбция пестицида в органические частицы в стандартных тестах на токсичность происходит быстро и эффективно и что вещества, связанные в отложениях, могут выступать в качестве резервуара, непрерывно снабжая поровую воду низкими концентрациями пестицидов.

Поскольку органические загрязнители, связанные в осадках или органических веществах, могут по-прежнему оставаться доступными, оценка должна быть сосредоточена на кинетике сорбции и десорбции ПeХБ и на изменении обстоятельств, а не на констатации биологической доступности. Таких данных, однако, недостаточно.

2.4 Оценка опасности для крайних параметров проблематичности

2.4.1. Токсичность

Токсикокинетика

Исследования токсикокинетики на крысах показывают, что по принятии дозы внутрь данное вещество распространяется в крови и тканях (Umegaki et al., 1993; ICCA/WCC, 2007 со ссылкой на Thomas and coauthors). Linder et al., (1980) заметили, что крысы, поглощающие ПeХБ с пищей, накапливают в жировых тканях концентрации, в 1,5 – 2,2 раза превышающие концентрацию вещества в пище. Umegaki et al., (1993) изучали кинетику ПeХБ в крови и тканях крыс, которым принудительно давалась внутрь одна доза ПeХБ 15 или 20 мг. ПeХБ наблюдался в крови, печени, почках, головном мозге и жировых тканях, а также в кале (4,8 процента дозы). В крови был также замечен основной метаболит пентахлорфенол.

Den Besten et al (1994) изучали характеристики метаболитов ПeХБ в моче крыс после кормления их зараженной пищей в течение 13 недель. ПeХБ метаболизировался в основные метаболиты пентахлорфенол (ПХФ), 2,3,4,5-тетрахлорфенол (ТХФ), меркаптотетрахлорфенол (МТХФ), глюкуронидную производную пентахлортиофенол (ПХТФ) и во второстепенные метаболиты тетрахлоргидрохинон (ТХГХ) метилтиотетрахлорфенол (MeТТХФ), гидрокситетрахлорфенилсульфоксид (ГТХФС) и бис(метилтио)-трихлорфенол (бис-MeТТриХФ). Исследование также показало, что окисление ПeХБ до 2,3,4,5-ТХФ происходит без посредства цитохрома P450ША. В моче кроликов, которым с пищей вводили одну дозу ПeХБ, наблюдались также пентахлорфенол и 2,3,4,5-тетрахлорфенол (Slooff et al., 1991, со ссылкой на Kohli et al., 1976).

Опыты с койотами показали, что ПeХБ выводится с калом (Johnston et al., 1997). Койотам вводили ПeХБ (одиночную дозу 130, 260 или 520 мг). В обеих изученных матрицах, кале и жировых тканях, были обнаружены остатки ПeХБ. ПeХБ оставался на уровне обнаружения в кале в течение шести месяцев после ввода дозы. Кроме того, в кале были обнаружены метаболиты пентахлорфенол и 2,3,4,5-тетрахлорфенол.

Данные по воздействию через иные каналы помимо приема внутрь ограничены. WHO-ICPS (1991) указывает, что хлорбензолы менее легко поглощаются через кожу, однако, уровни одного и того же изомера хлорбензола в тканях, судя по всему, сходны независимо от канала проникновения. Поглощение смертельной дозы через пищеварение вызывает дыхательный паралич, а вдыхание повышенных доз вызывает местное раздражение и подавление центральной нервной системы (WHO-ICPS, 1991).

Острое отравление

Испытания ПeХБ проводились на крысах и мышах. Результаты острого отравления имеются по оральному и кожному воздействию (см. таблицу 2.6, приложение II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). LD₅₀ для ПeХБ (принудительная подача в арахисовом масле) составляют от 940 до 1125 мг/кг вт во взрослых и сосущих крысах и 1175 и 1370 мг/кг вт в швейцарских мышах Вебстера (Linder et al., 1980 cited in Government of Canada, 1993). Сокращение активности и треморы отмечались у обоих видов при сублетальных дозах; кроме того, почки, печень и надпочечники крыс были заметно увеличены. У некоторых крыс слизистая желудка была гиперемирована, и в ультрафиолетовом свете у крыс и мышей наблюдалось легкая красная флюоресценция

желудочно-кишечного тракта, возможно, свидетельствующая о порфирите (Government of Canada, 1993). В исследовании Allen et al., (1979, cited in Slooff, 1991), у крыс были отмечены LD50 на уровне 250 мг/кг вт. Ariyoshi et al., (1975, cited in Slooff, 1991) наблюдали повышение содержания цитохрома P450 у крыс, а также повышение активности двух печеночных ферментов при оральном введении дозы 250 мг/кг вт один раз в сутки в течение трех суток.

Для определения кожных LD50 на крысах испытывалась одна концентрация (например, 2500 мг/кг вт), однако при такой дозировке токсического воздействия обнаружено не было (Linder et al., 1980 cited in Slooff, 1991). На основе данного исследования, для воздействия через кожу может быть установлена NOEC > 2500 мг/кг вт.

ПеХБ классифицирован в европейской базе данных ESIS как R22, вещество вредное при проглатывании (European Chemicals Bureau, 2007). WHO-IPCS (1991) сообщает, что данные по потенциалу раздражения кожи и глаз, а также по потенциалу сенсибилизации главным образом ограничены 1,2,4-трихлорбензолом. Данные по ПеХБ отсутствуют.

Субхроническая токсичность

Испытания ПеХБ производились на крысах и мышах. Результаты испытаний на (суб)хроническую токсичность имеются для воздействия при введении в организм с пищей, см таблицу 2.6, приложение II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21. В самках крыс Шермана, получающих с питанием дозы 500 мг/кг и выше (> 37,5 мг/кг вт в сутки) ПеХБ в течение 100 суток наблюдалось повышение веса и гипертрофия клеток печени (Linder et al., 1980). У самцов при уровнях воздействия ≥ 125 мг/кг (эквивалент $\geq 8,3$ мг/кг вт в сутки) наблюдалось увеличение веса почек и образование ренальных гиалиновых вкраплений. Кроме того, при дозах 1000 мг/кг (эквивалент 81,1 мг/кг вт в сутки для самцов и 78,7 мг/кг вт в сутки для самок) наблюдался следующий эффект: повышение веса надпочечников и ренальная тубулярная атрофия фокальных областей и интерстициальная лимфоктическая инфильтрация у самцов; повышение веса почек у самок; понижение гемоглобина и повышение белых кровяных тел у особей обоих полов; а также понижение красных кровяных тел и гематокрит у самцов. Уровень, при котором не наблюдается вредного воздействия (NOEL) для самок крыс, выведенный на основе данного исследования, составляет 250 мг/кг (эквивалент 18,2 мг/кг вт в сутки); Минимальный уровень при котором наблюдалось вредное воздействие (LOEL) у самцов составлял 125 мг/кг (эквивалент 8,3 мг/кг вт в сутки) (расчеты правительства Канады, 1993).

В исследовании NTP (1991) крысы и мыши подвергались воздействию ПеХБ с подачей в пищу. В частности, наблюдалось следующее воздействие: понижение среднего веса тела самцов крыс при уровнях воздействия $\geq 1\ 000$ мг/кг и у самок при всех концентрациях (≥ 33 мг/кг), повышение абсолютного и относительного веса печени (33 мг/кг у самцов), центродолевая гепатоклеточная гипертрофия (на таком низком уровне как 330 мг/кг у самцов), повышение веса почек и ренальные гистопатологические эффекты при таких низких концентрациях, как 100 мг/кг, нефротоксические эффекты у самок ($\geq 1\ 000$ мг/кг), повышение концентрации белков в моче самцов и самок крыс при $\geq 1\ 000$ мг/кг; понижение концентраций свободного тироксина и общего тироксина у самцов и самок, свидетельствующее об умеренной гипотироксинемии; аномалии наблюдались при концентрациях ≥ 330 мг/кг у самок и $\geq 1\ 000$ мг/кг у самцов. Частота встречаемости аномальной спермы у самцов также повышалась при обеих концентрациях, воздействию которых они подвергались (330 и 2000 мг/кг). На основе гистопатологических очагов повреждения авторы пришли к выводу, что NOEL составляют 33 мг/кг для самцов крыс и 330 мг/кг для самок (примерно 2,4 и 24 мг/кг вт в сутки, соответственно) (расчеты правительства Канады, 1993).

У мышей, подвергавшихся воздействию ПеХБ в ходе того же исследования NTP (1991), были, в частности, отмечены следующие эффекты: вентральное опухание и вздыбленность меха (2 000 мг/кг), повышение веса почек (≥ 330 мг/кг у самцов), функциональное воздействие на щитовидную железу при любых концентрациях независимо от пола (≥ 33 мг/кг), повышение веса печени (при 100 мг/кг у самцов). Единственным связанным с воздействием ПеХБ очагом повреждения у мышей независимо от пола была центродолевая гепатоклеточная гипертрофия и минимальный некроз, которые наблюдались при любых концентрациях у самцов и при ≥ 330 мг/кг (эквивалент 68 мг/кг жв в сутки у самок). На основе гистопатологических очагов поражения авторы пришли к выводу, что NOEL для самок мышей составляет 100 мг/кг (примерно 22 мг/кг жв в сутки). NOEL для самцов установить не удалось (МУНВВ = 33 мг/кг или примерно 5,2 мг/кг жв в сутки) (расчеты правительства Канады, 1993).

В отличие от приема внутрь, WHO-ICPS (1991) не предоставляет данных о воздействии через кожу и вдыхание ПеХБ, что свидетельствует об ограниченности таких данных. Самые низкие NOEL для ПеХБ при приеме внутрь, о которых имеются данные, составляют от 2,4 до 24 мг/кг в сутки. Введение высоких доз с пищей мышам и крысам приводило к ренальному и печеночному отравлению.

Мутагенность и канцерогенность

Эпидемиологические исследования групп населения, подвергавшихся воздействию ПеХБ, отсутствуют, а информации о канцерогенности испытаниях на лабораторных животных не выявлено. ПеХБ не проявил

генотоксичности в ходе небольшого числа исследований *in vitro* и *in vivo*, в ограниченном диапазоне рассматривавшихся генетических конечных точек.

ПеХБ дал отрицательный результат по анализу Эймса (см табл. 2.6, приложение II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). На основе ограниченных имеющихся данных мутагенность в *S. typhimurium* с метаболической активацией и без нее, воздействия на хромосомы яйцеклеток китайского хомяка *in vitro*, и микроядер периферийных мазков крови животных в ходе субхронического исследования NTP, ПеХБ оценивается как не обладающий генотоксичностью (Haworth et al., 1983 and NTP, 1991 cited in Government of Canada, 1993). В ходе нескольких исследований (Thomas et al., 1998 and Gustafson et al., 2000; Ying et al., 2001) рассматривалась онкогенная способность в среднесрочных анализах канцерогенности различных изомеров хлорбензола, включая ПеХБ. Судя по результатам, ПеХБ способствует образованию глутатионной S-трансферазы (GSTP1-1) положительных предраковых очагов в печени крыс после диэтилнитрозаминной (DEN) стимуляции.

Как министерство здравоохранения Канады, так и АООС США рассматривали данные о раковой токсичности ПеХБ. Классификационная оценка канцерогенности на основе имеющихся данных включает все методы воздействия. Ни та, ни другая организация не вывели показатель риска. Обе организации пришли к выводу, что данное вещество не подлежит классификации в отношении его канцерогенности для человека в силу отсутствия данных. ПеХБ не классифицирован как канцероген ни IARC, ни ЕС (Европейская база данных ESIS).

Токсичность, влияющая на репродуктивную функцию и развитие

Имеющиеся исследования эмбриотоксичности, фетотоксичности и тератотоксичности ПеХБ включают одно исследование на крысах и одно на мышах (Villeneuve and Khera, 1975 and Courtney et al., 1977, cited in Government of Canada, 1993) (см. табл. 2.6, приложение II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). Результаты исследования Villeneuve and Khera (1975) свидетельствуют о фетотоксичности ПеХБ (у потомства отмечена повышенная частота встречаемости дополнительных ребер и дефектов позвоночника) при дозе воздействия на материнскую особь 50 мг/кг вт в сутки. Концентрация воздействия была ниже концентрации, вызывавшей токсический эффект у материнских особей. У мышей не наблюдалось эмбриотоксических, фетотоксических и тератогенных эффектов после введения материнским особям (50 мг/кг и выше вт в сутки) (Courtney et al., 1977). В единственном найденном исследовании токсичности ПеХБ с точки зрения репродуктивной функции, Linder et al. (1980) сообщают, что у сосущего потомства зараженных ПеХБ материнских особей (≥ 250 мг/кг) наблюдается тремор (МУНВВ = 18,2 мг/кг в сутки). При дозах 1000 мг/кг, большая часть сосущего потомства погибала до отлучения.

Вышеупомянутые исследования также упоминаются в WHO-ICPS (1991), где содержится вывод о наличии некоторых данных о том, что более высоко хлорированные бензолы (ТХБ, ТеХБ и ПеХБ) эмбриотоксичны и фетотоксичны при дозах, не являющихся токсичными для материнских особей. WHO-ICPS (1991) также отмечает, что имеющиеся данные непоследовательны и что токсичность различных изомеров ТХБ и ТеХБ для материнской особи и плода широко варьируется. Большинство уровней воздействия (УННВ, УНВ) и уровней отсутствия воздействия (МУНВВ, МНУНВ) варьируются между 17 и 200 мг/кг ПеХБ в сутки.

Была продемонстрирована высокая токсичность ПеХБ при приеме внутрь - дозы LD50 для крыс составляют 250 мг/кг вт. На основе имеющихся ограниченных данных кожные LD50s более высоки. Данные о раздражении кожи и глаз и о повышении чувствительности ограничены. В отличие от положения с приемом внутрь WHO-ICPS (1991) не содержит данных о трансдермальном воздействии и вдыхании ПеХБ, что свидетельствует об ограниченности таких данных. Самые низкие уровни NOEL, о которых сообщают при приеме ПеХБ внутрь, составляют 2,4 – 24 мг/кг вт в сутки. Прием внутрь повышенных доз крысами и мышами приводит к отравлению печени и почек.

ПеХБ не проявил генотоксичности в ходе небольшого числа исследований *in vitro* и *in vivo*, в ограниченном диапазоне рассматривавшихся генетических конечных точек. Данные о мутагенности и канцерогенности ограничены. И министерство здравоохранения Канады, и АООС США пришли к выводу, что данное вещество не подлежит классификации в отношении его канцерогенности для человека в силу отсутствия данных. ПеХБ не классифицирован как канцероген ни IARC, ни ЕС (Европейская база данных ESIS). Существуют некоторые данные, согласно которым ПеХБ обладает эмбриотоксичностью или фетотоксичностью на уровнях доз, не являющихся токсичными для материнских особей.

2.4.2. Экоотоксичность

Экоотоксичность в воде

Данные по острой и хронической токсичности имеются как для пресной воды (см. табл. 2.7, приложение II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21), так и для морских организмов (см. табл. 2.8, приложение II, UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21). Самые низкие значения острой токсичности составляют 100 мкг/л для

пресноводных видов рыб (EC50) и 87 мкг/л для одного вида морских панцирных (LC50). Самые низкие хронические значения (NOEC) составляют 2 мкг/л для пресноводных рыб и 14 мкг/л для одной особи морских панцирных. Согласно этим выводам, виды, чувствительные к ПeXБ, встречаются как в пресноводной, так и в морской среде.

В Европейском Союзе ПeXБ классифицирован как вещество, весьма токсичное для водных организмов, способное вызывать долгосрочные неблагоприятные последствия в водной среде (Категории риска N, R50 и R53) (European Chemicals Bureau, 2007). Данная классификация основана на том факте, что данное вещество высокотоксично для рыб, дафний и водорослей (LC50 ≤ 1 мг/л) и не обладает высокой способностью к деградации и биоаккумуляции.

Токсичность на почвах и отложениях

Для почв и отложений имеются лишь ограниченные данные. Испытания различных хлорбензолов проводились Van Gestel et al (1991). Два вида земляных червей выращивались в естественной песчаной почве (КОВГ) и в искусственной стандартной почве ОЭСР. Средние значения LC50 варьировались от 115 до 238 мг/кг сухого веса, тогда как значения LC50 в поровой воде варьировались в пределах 55,1-117,7 мкг/л. Van Gestel et al (1991) пришли к выводу, что на основе концентраций в поровой воде земляные черви более восприимчивы к ПeXБ, чем рыба, однако это может объясняться различиями в методике испытаний.

Удалось обнаружить лишь одно исследование токсичности ПeXБ для растений. В рамках этого исследования проводились испытания с дублированием, в которых семена *Lactuca sativa* выращивались на почве ОЭСР, зараженной ПeXБ. Сбор семян осуществлялся через 7 и 14 суток. Значения EC50 варьировались в пределах 56 и 862 мг/кг св (Hulzebos et al. 1993). Эксперименты с раствором дали значения EC50 ± 1,0 мг/л. Подробные результаты этих испытаний приводятся в табл. 2.9, приложение II. UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21,

Токсичность для птиц

Данные о токсичности ПeXБ отсутствуют.

Множественные химические вещества и токсикологические взаимодействия

Приложение E предусматривает предоставление информации о токсикологических взаимодействиях множественных химических веществ (приложение E. b). Информация по данному вопросу ограничена. Yoo et al (2003) сообщают о своих исследованиях кинетики ПeXБ: "Кинетика и токсичность пентахлорбензола оценивались на примере пресноводных (*Hyalella azteca*) и морских (*Leptocheirus plumulosus*) ракообразных. Результаты исследования свидетельствуют о дополнительной токсичности ПeXБ в сочетании с другими органическими химическими веществами (пиреном)".

Сопоставление данных о воздействии и эффекте

ИССА/ВСС применялось несколько методов, путей воздействия и видов с весьма различными стратегиями кормления для определения смертельного и критического содержания ПeXБ в организме. На основании общего понимания веществ с наркотическим образом действия и имеющихся данных по ПeXБ, например, исследования роста/смертности *Hyalella* и других обсуждаемых данных, ИССА/ВСС (2007 г.) на предварительной основе предложила принять 25 мг/кг ПeXБ/кг (0,1 ммоль) в качестве критического содержания в организме с точки зрения хронических эффектов.

В совсем недавнем исследовании Schuler et al (2007b) сообщается о критическом содержании пентахлорбензола в организме в целом 58 мг/кг и 5 мг/кг для *Hyalella azteca* и *Chironomus tentans*, соответственно. Эти уровни содержания в организме ниже самых высоких концентраций для умеренных регионов, показанных в таблице 2.5 приложения POPRC.3/INF/21, и в 150-1500 раз выше самых высоких показателей <0,1-37 мкг/кг живого веса в биоте Фарерских островов, о которых сообщают Hoysdal and Dam (2003). Другие концентрации, сообщения о которых поступали из удаленных районов, такие же по величине, например, яйца пингвина Адели (Антарктида), содержали 0,68 мкг/кг живого веса (Corsolini et al., 2006), а концентрация во всем теле рыбы из Белого моря составляла до 5 мкг/кг живого веса (ИССА/ВСС, 2007 citing Muir et al., 2003).

Всемирный совет по хлору (ИССА/ВСС, 2007) представил информацию, касающуюся двух других методов. Первый метод строился вокруг концентраций ПeXБ органического углерода в иловых отложениях канадских озер и показал, что в сельских и удаленных районах концентрации ПeXБ органического углерода были в 410-75 000 раз ниже, чем "показатель отсутствия воздействия", предложенный Environment Canada для пресноводных придонных организмов. При использовании второго метода сопоставления проводились между оценками воздействия на хищников, питающихся рыбой, и на полярных медведей путем использования прогнозов, квалифицируемых ВКК как "наихудшие предположения", и уровней воздействия, производных от стандартной дозы человека и допустимых объемов суточного потребления, установленных в США и Канаде. Эти оценки воздействия были в 13 и 20 раз ниже полученных уровней воздействия, соответственно.

Имеющейся информации было недостаточно для подтверждения того, являются ли вышеуказанные показатели реальными критическими уровнями содержания вредных веществ в организме или просто отражают объем внутреннего потребления либо уровни, накопившиеся в организме. Оба метода фундаментально отличаются друг от друга по объяснению механизма действия химического вещества. Тем не менее, следует отметить, что выражение токсического действия как объема внутреннего потребления или, когда это возможно, как критических уровней содержания вредных веществ в организме улучшает оценку воздействия, но при этом лишь отчасти сокращает ее неопределенность. К тому же вся неопределенность, связанная с оценкой подверженности воздействию, сохраняется. Хотя отслеживание уровней, превышающих критическое содержание вредных веществ в организме, или объемов внутреннего потребления токсинов четко определяет риск, тот факт, что текущие установленные концентрации ниже этих пороговых величин, ни в коем случае не следует толковать как подтверждение отсутствия риска, в частности при оценке СОЗ и веществ, которые могут быть отнесены к СОЗ.

3 Обобщение информации

Пентахлорбензол относится к хлорированным органическим соединениям. На основании имеющихся данных пентахлорбензол должен считаться стойким, учитывая его значительные расчетные и экспериментально подтвержденные периоды полураспада в атмосфере, почвах, отложениях и воде. Стойкость в окружающей среде зависит от скорости фотоокисления, присутствия кислорода и органических веществ. Пентахлорбензол отвечает критерию по биоаккумуляции. КБК пентахлорбензола колеблется в пределах 1085–23 000 л/кг для рыб, 833–4 300 л/кг для моллюсков и 577–2258 л/кг для панцирных. В силу высокого $\log K_{ow}$ и того факта, что биотрансформация незначительна, можно предположить способность к биоусилению. В то же время, данные о биоусилении пентахлорбензола отсутствуют.

Имеющиеся данные подтверждают способность пентахлорбензола к переносу на большие расстояния. Физические и химические характеристики находятся в пределах параметров других СОЗ. Расчеты на основе моделирования расстояния переноса дают расстояние 8000 км, а оценки, основанные на замерах воздуха, свидетельствуют о расстоянии переноса 13 338 км. Данные мониторинга также свидетельствуют о переносе ПeХБ на большие расстояния. ПeХБ был обнаружен в воздухе и осадках в различных районах мира, многие из которых удалены от источников выбросов. Малая пространственная варьированность по всему Северному полушарию, которая была отмечена в некоторых исследованиях, также свидетельствует о том, что ПeХБ обладает очень продолжительным периодом существования в атмосфере, что позволяет ему широко распространиться в глобальной атмосфере.

О ПeХБ, обнаруженном в абиотических матрицах и биоте умеренных зон, существует большой объем информации, полученной, в основном, в развитых странах. В целом складывается впечатление, что концентрации ПeХБ в умеренных зонах земного шара сокращаются. Такая модель характерна для большинства СОЗ. Для арктических и антарктических районов данные имеются только за последний период, поэтому вывести тенденции не представляется возможным.

Случаев сообщений об отрицательном воздействии на людей и эпидемиологических исследований групп населения, подвергавшихся воздействию ПeХБ, обнаружено не было. Единственная характеристика риска пентахлорбензола в европейской базе данных ESIS-R22, "вредно при приеме внутрь". Самая низкая наблюдавшаяся LD50 для острого воздействия составляет 250 мг/кг вт. Исследования токсического воздействия повторных доз на млекопитающих свидетельствуют о его гепатической, нефрической и гематологической токсичности, а также о токсическом воздействии на развитие организмов. В Американском банке данных опасных веществ пентахлорбензол не подлежит классификации как канцероген для человека, поскольку данные о его канцерогенном воздействии на людей или животных отсутствуют. ПeХБ умеренно токсичен для человека. Пентахлорбензол высокотоксичен для водных организмов и может вызывать отрицательные долгосрочные последствия для водной среды. Данные о его воздействии на организмы в почвах и отложениях либо ограничены, либо отсутствуют.

Биологическая доступность пентахлорбензола обратно пропорциональна содержанию в почве или отложениях органических углеродов. В то же время, экспериментальные данные свидетельствуют о том, что гидрофобные химические вещества, связанные в отложениях, и взвешенные наносы могут служить резервуаром и способствовать постоянному поглощению. Количественные данные об этом процессе для пентахлорбензола ограничены.

Данные из Европы и Северной Америки свидетельствуют о том, что производство и применение пентахлорбензола в последние десятилетия прекратилось, однако, нельзя исключать, что ПeХБ продолжает производиться в других регионах. Непреднамеренные выбросы пентахлорбензола в качестве побочного продукта неполного сгорания, судя по всему, являются самым крупным его источником в настоящее время, хотя данный вывод подтверждается данными исключительно по Европе и Северной Америке.

Важной составной частью оценки потенциального риска использования ПeХБ является оценка риска, связанного с преднамеренными и непреднамеренными видами его применения. Провести это различие на основе имеющейся информации невозможно, но она должна быть весьма полезна при принятии решений. Для такого анализа потребуется точная информация об объемах вещества, попавшего в среду в результате преднамеренного производства, его применении в прошлом и непреднамеренных выбросах в дополнение к поправке на скорость разложения вещества после его попадания в окружающую среду. Данных о его производстве в прошлом и в настоящее время нет.

ПeХБ отвечает всем критериям отбора по переносу на большие расстояния, стойкости, биоаккумуляции и токсичности. В целом, складывается впечатление, что концентрации ПeХБ в окружающей среде сокращаются. Производство и применение в Европе и Северной Америке прекращены, однако данные по другим регионам земного шара ограничены. Непреднамеренные выбросы ПeХБ как побочного продукта неполного сгорания, судя по всему, являются самым крупным источником ПeХБ в окружающей среде.

Имеющаяся информация не позволяет Комитету провести различие между нагрузкой на окружающую среду, обусловленной преднамеренным применением, и нагрузкой, обусловленной непреднамеренным производством ПeХБ. Уточнение этого различия помогло бы Комитету подготовить оценку регулирования рисков и сформулировать свои окончательные выводы. Поэтому следует стремиться к получению дополнительной информации по этому вопросу.

4 Заключение

ПeХБ отличается стойкостью в окружающей среде и способностью к биоаккумуляции. Малая пространственная варьированность диапазона концентраций по всему Северному полушарию свидетельствует о том, что ПeХБ обладает очень продолжительным периодом существования в атмосфере, что позволяет ему широко распространиться в глобальной атмосфере. Данные мониторинга отдаленных районов, подтверждаемые результатами моделирования, свидетельствуют о том, что пентахлорбензол способен переноситься на большие расстояния. Пентахлорбензол умеренно токсичен для человека, но высокотоксичен для водных организмов.

В результате переноса ПeХБ на большие расстояния, ни одна страна или группа стран не в состоянии собственными силами уменьшить загрязнение, вызываемое данным веществом. Непреднамеренные выбросы ПeХБ в качестве побочного продукта неполного сгорания, судя по всему, являются самым крупным источником его выбросов в настоящее время. Меры по сокращению таких выбросов могут быть приняты только в глобальном масштабе. Хотя производство и применение пентахлорбензола в большинстве стран, судя по всему, прекратилось, возобновление такого производства или применения по-прежнему возможно, а это может привести к повышенным выбросам и содержанию в окружающей среде. Исходя из имеющихся данных, представляется вероятным, что ПeХБ способен в результате переноса в окружающей среде на большие расстояния оказывать существенное отрицательное воздействие на здоровье человека и/или окружающую среду, что обуславливает необходимость принятия мер на глобальном уровне.

Поскольку проведение различия между нагрузкой на окружающую среду, вызванной преднамеренным применением, и нагрузкой, вызванной непреднамеренным производством и выбросами, поможет в подготовке оценки регулирования рисков и вынесении окончательной рекомендации, Комитет считает, что для заполнения этого пробела следует приложить дополнительные усилия.

Литература

Aarnoutse PJ, De Jong APJM, Beurskens JEM. Analysis of dichloro benzene in porewater and sediment from the lake 'Ketelmeer' [in Dutch]. Bilthoven, the Netherlands: RIVM, 1996, Report 502501041.

Adrian L, Görisch H. Microbial transformation of chlorinated benzenes under anaerobic conditions. *Research in Microbiology* 2002;153:131-137.

Åkerblom N (2007) The importance of Sorption and Uptake Routes. Ph D Thesis University of Uppsala.

Aracil I, Font R, Conesa JA. (2005) Semivolatile and volatile compounds from the pyrolysis and combustion of polyvinyl chloride. *J. Anal and Appl Pyrolysis* 74:465-478.

ATSDR (2007). The Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www2.atsdr.cdc.gov/gsql/sitecontam.script>, http://www2.atsdr.cdc.gov/gsql/getsite.script?in_cas=000608-93-5.

Banerjee S, Sugatt RH, O'Grady DP. 1984, A simple method for determining bioconcentration parameters of hydrophobic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 18, (2), 79-81.

Barrows ME, Petrocelli SR, Macek KJ, Carroll JJ. 1980, Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). In: Haque R, ed. Dynamics, exposure and hazard assessment of toxic chemicals. Ann Arbor, Michigan, U.S.A.: American Chemical Society. p. 379-392.

Belfroid, A., van der Aa, E. and Balk, F. 2005, Addendum to the risk profile of Pentachlorobenzene. Royal Haskoning report 9R5744,01/R0005/ABE/CKV/Nijm.

Beurskens JEM, Dekker CGC, Jonkhoff J, Pompstra L. Microbial dechlorination of hexachlorobenzene in a sedimentation area of the Rhine River. *Biogeochemistry* 1993;19:61-81.

Beurskens JEM, Dekker CGC, Van den Heuvel H, Swart M, De Wolf J, Dolfing J. Dechlorination of chlorinated benzenes by an anaerobic microbial consortium that selectively mediates the thermodynamic most favorable reactions *Environmental Science & Technology* 1994;28:701-706.

Boer, J. de, Van der Zande, T.E., Pieters, H., Ariese, F., Schipper, C.A., van Brummelen, T. Vethaak, A.D., 2001, Organic contaminants and trace metals in Flounder liver and sediment from the Amsterdam and Rotterdam harbours off the Dutch coast. *J Environ Monitoring* Aug;3(4):386-393.

Borghini F, Joan O. Grimalt, Juan C. Sanchez-Hernandez and Roberto Bargagli. 2005, Organochlorine pollutants in soils and mosses from Victoria Land (Antarctica). *Chemosphere* 58: 271-278.

Beck J, Hansen K. The degradation of Quintozene, Pentachlorobenzene, Hexachlorobenzene and Pentachloroaniline in soil. *Pesticide Science* 1974;5:41-48.

Bro-Rasmussen F, Noddegaard E, Voldum-Clausen K. Comparison of the disappearance of eight Organophosphorus insecticides from soil in laboratory and in outdoor experiments. *Pesticide Science* 1970;1:179-182.

Calambokidis, J, Jeffries, S, Ross PS and Ikonoumou M. (1999). Temporal trends in contaminants in Puget sound harbor seals. US EPA and Puget Sound Water Quality Action Team.

Cornelissen G, Gustafsson Ö. The role of environmental black carbon in sediment sorption and bioavailability. Stockholm: Institute for Applied Environmental Research (ITM), Stockholm University, 2004, <http://ipimar-iniap.ipimar.pt/Vale/oral%20presentations%204.pdf>.

Carlson AR, Kosian PA. 1987, Toxicity of chlorinated benzenes to fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*; 16, 129-135.

Chaisuksant Y, Yu Q, Connell DW. 1997, Bioconcentration of bromo- and chlorobenzenes by fish (*Gambusia affinis*). *Water Res* 31: 61-68.

CHEMFATE Database; Environmental Fate Data Base (EFDB) at Syracuse Research Centre. Available at: <http://www.syrres.com/esc/efdb.htm>

Corsolini, S., Covaci, A., Ademollo, N., Focardi, S., Schepens, P. 2006, Occurrence of organochlorine pesticides (OCPs) and their enantiomeric signatures, and concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Adélie penguin food web, *Antarctica Environ Pollution* 140(2): 371-382.

Den Besten C, Bennik MMH, Van Iersel M, Peters MAW, Teunis C, van Bladeren PJ. 1994, Comparison of the urinary metabolite profiles of hexachlorobenzene and pentachlorobenzene in the rat. *Chem Biol Interact* 90:121-137.

Environment Canada 2005, Risk management strategy for Pentachlorobenzene (QCB) and tetrachlorobenzenes (TeCBs). Available at: http://www.ec.gc.ca/Toxics/docs/substances/certToxics/rms/EN/CBz_RMS_E_05-01-05.pdf.

- European Chemicals Bureau (2007). ESIS (European Substances Information System). <http://ecb.jrc.it/esis/> Accessed on March 22, http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/existactive/list1-19_en.pdf
- European Commission. (2007). Community Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. SEC(2007)341, http://www.pops.int/documents/implementation/nips/submissions/SEC_2007_341.pdf.
- Gabrielsen, G.W., Knudsen, L.B., Verreault, J., Pusk, K., Muir, D.C., Letcher, R.J., 2004, Halogenated organics contaminants and metabolites in blood and adipose tissue of polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard. SFT project 6003080, Norsk Polar Institut. SPFO report 915/2004.
- Geyer H, G. Politzki, D. Freitag. 1984, Prediction of ecotoxicological behaviour of chemicals: Relationship between n-octanol/water partition coefficient and bioaccumulation of organic chemicals by alga *Chlorella*. *Chemosphere*, 13, (2), 269-284.
- Gobas FAPC, McNeil EJ, Lovett-Doust L, Haffner GD. 1991, Bioconcentration of chlorinated aromatic hydrocarbons in aquatic macrophytes. *Environ Sci Technol* 25: 924-929.
- Government of Canada. 1993, Canadian Environmental Protection Act Priority Substances List Assessment Report: Pentachlorobenzene. Environment Canada and Health Canada, Ottawa, Ontario. 32 pp. Available at: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/pentachlorobenzene/index_e.html.
- Government of Canada (2003). Follow-up Report on Five PSL1 Substances for Which There Was Insufficient Information to Conclude Whether the Substances Constitute a Danger to the Environment 1,2-Dichlorobenzene, 1,4-Dichlorobenzene, Trichlorobenzenes, Tetrachlorobenzenes, Pentachlorobenzene. Available at: http://www.ec.gc.ca/substances/ese/ehp/psap/assessment/PSL1_chlorobenzenes_followup.pdf.
- Grimalt, JO, F Borghini, JC Sanchez-Hernandez, R Barra, CJ Torres Garcia, S Focardi. 2004, Temperature Dependence of the distribution of Organochlorine compounds in the mosses of the Andean Mountains. *Environ. Sci. Technol.* 38: 5386-5392.
- Gustafson, DL, Long ME, Thomas RS, Benjamin SE, Yang RSH. 2000, Comparative hepatocarcinogenicity of hexachlorobenzene, pentachlorobenzene, 1,2,4,5-tetrachlorobenzene, and 1,4-dichlorobenzene: application of a medium-term liver focus bioassay and molecular and cellular indices. *Toxicol. Sci.* 53: 245-252.
- Hesse JM, Speijers GJA, Taalman RDFM (1991). Appendix to Report no. 710401005 Integrated criteria document chlorobenzenes. Effects. RIVM, Appendix to Report no. 710401005,
- Hoogen G Van, Opperhuizen A. 1988, Toxicokinetics of chlorobenzenes in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 7, 213-219.
- Hoydal, K, Dam, M (2003) AMAP Greenland and the Faroe Islands 1997-2001, Vol. 3: The Environment of the Faroe Islands. DANCEA, Danish Cooperation for Environment in the Arctic Ministry of Environment.
- HSDB (2003). U.S. National Library of Medicine, Hazardous Substances Data Bank, HSDB. Information on pentachlorobenzene. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/r?dbs+hsdb:@term+@rn+@rel+608-93-5>.
- Hulzebos EM, Adema, DMM, Dirven-Van Breemen EM, Henzen, L, Van Dis WA, Herbold HA, Hoekstra JA, Baerselman R and Van Gestel CAM. (1993). Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soil and nutrient solution. *Env. Toxicol. Chem.* 12: 1079-1094.
- ICCA/WCC, International Council of Chemical Associations/World Chlorine Council (2007). ICCA-WCC Submission for PeCB & All Risk Profiles for the POPs Review Committee of the Stockholm Convention including annexes.
- IUPAC-NIST solubility database. Available at: <http://srdata.nist.gov/solubility/>.
- Johnston JJ, Furcolow CA, Kimball BA. 1997, Identification of Metabolites of Pentachlorobenzene and 1,2,4,5-Tetrachlorobenzene in Coyote Feces: Development of Physiological Markers for Wildlife Damage Control. *Pestic. Sci.* 1997, 50, 249-257.
- Kaj, L., Dusan, B., 2004, Screening av Organiska Moljoegidter I Fisk-HCBD och Klorenbensener. (Screening of organics environmental toxins-HBCD and chlorobenzenes.). Report B1557, Swedish Environmental Research Int. (IVL), Stockholm, Sweden.
- Kim KS, Hong KH, Ko YH, Kim MG. (2004). Emission characteristics of PCDD/Fs, PCBs, chlorobenzenes, chlorophenols, and PAHs from polyvinylchloride combustion at various temperatures. *J Air Waste Manag Assoc.* 54(5):555-562.
- King, TL, Lee, K, Yeats, P, Alexander, R. (2003). Chlorobenzenes in Snow Crab (*Chionoectes opilio*): Time-series monitoring following an accidental release. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 71: 543-550.
- Klimisch HJ, Andreae M, Tillman U. 1997, A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regul Toxicol Pharmacol* 25: 1-5.

- Landrum PF, Steevens JA, Gossiaux DC, McElroy M, Robinson S, Begnoche L, Chernyak S, Hickey J. 2004, Time-dependent lethal body residues for the toxicity of pentachlorobenzene to *Hyalella azteca*. *Environ Toxicol Chem* 23: 1335-1343.
- Legierse KCHM, Sijm DTHM, Van Leeuwen CJ, Seinen W, Hermens JLM. 1998, Bioconcentration kinetics of chlorobenzenes and the organophosphorus pesticide chlorthion in the pond snail *Lymnaea stagnalis* - a comparison with the guppy *Poecilia reticulata*. *Aquat Toxicol* 41: 301-323.
- Linder, R., T. Scotti, J. Goldstein, K. McElroy, and D. Walsh. 1980, Acute and subchronic toxicity of pentachlorobenzene. *J. Environ. Pathol. Toxicol.*, 4(5-6): 183-196,
- Lunde, G., Bjorseth, A. (1977). Human blood samples as indicators of occupational exposure to persistent chlorinated hydrocarbons. *Sci. Total Environm.* 8(3): 241-246.
- Lydy MJ, Belden JB, Ternes, MA. (1999). Effects of temperature on the toxicity of M-Parathion, Chlorpyrifos, and Pentachlorobenzene on *Chironomus tentans*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 542-547.
- Mackay D, Shiu W-Y, Ma K-C, Lee SC. 2006, Physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. 2nd ed. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press, Taylor & Francis Group. 4182 pp.
- Mantseva E, S Dutchak, O Rozovskaya, V Shatalov. 2004, EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP Protocol on Persistent Organic Pollutants. EMEP MSC-E Information Note 5/2004, Meteorological Synthesizing Centre –East, Moscow, Russia.
- Masunaga S, Susarla S, Yonezawa Y. Dechlorination of chlorobenzenes in anaerobic estuarine sediment. *Water Science and Technology* 1996;33:173-180.
- Ministry of the Environment of Ontario (1999). Niagara river mussel biomonitoring program 1997.
- Ministry of the Environment of Ontario (2003). Niagara river mussel biomonitoring program 2000.
- Mortimer MR, Connell DW. 1993, Bioconcentration factors and kinetics of chlorobenzenes in a juvenile crab [*Portunus pelagicus* (L)]. *Aust J Mar Freshwater Res* 44: 565-576.
- Mortimer MR, Connell DW. 1995, Effect of exposure to chlorobenzenes on growth rates of the crab *Portunus pelagicus* (L). *Environ Sci Technol* 29:1881–1886.
- Muller J, Dongmann G, Frischkorn CGB. (1997). The effect of aluminium on the formation of PAH, methyl-PAH and chlorinated aromatic compounds during thermal decomposition of PVC. *Journal Anal and Appl Pyrolysis* 43:157 – 168.
- NITE (2007). (Japan, National Institute of Technology and Evaluation) at <http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>. accessed March 17 2007.
- NTP (National Toxicology Program) (1991). NTP report on the toxicity studies of Pentachlorobenzene in F344 rats and B6C3F1 mice (feed studies). NTP Tox 6, US Department of Health and Human Services, RTP, North Carolina. available through (<http://ntp.niehs.nih.gov/index.cfm?objectid=072C8956-036B-A0CA-51A7A8D30E5E7BDA>).
- Oliver BG, Niimi AJ. 1983, Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout: correlations with partition coefficients and environmental residues. *Environ. Sci. Technol.*; 17, 287-291.
- OSPAR Commission for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic (1998) OSPAR Strategy with regard to Hazardous Substances http://www.ospar.org/ehp/html/sap/strategy_hazardous_substances.htm.
- PHYSPROP Database; Environmental Fate Data Base (EFDB) at Syracuse Research Centre. Available at: <http://www.syrres.com/esc/efdb.htm>.
- Priority Substance No. 26, Pentachlorobenzene. Substance Data Sheet. (2005). Environmental Quality Standards (EQS). Brussels: EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive.
- Ramanand K, Balba MT, Duffy J. Reductive dehalogenation of chlorinated benzenes and toluenes under methanogenic conditions. *Applied and Environmental Microbiology* 1993;59:3266-3272.
- Renberg L, M. Tarkpea, E. Linden. 1985, The use of the bivalve *Mytilus edulis* as a test organism for bioconcentration studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 9, 171-178.
- Ribes A, Grimalt JO, Torres Garcia CJ, Cuevas E. (2002). Temperature and organic matter dependence of the distribution of organochlorine compounds in mountain soils from the subtropical Atlantic (Teide, Tenerife Island). *Environ Sci Technol.* 236(9):1879-85.
- Rossberg et al., (2006). Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry.

- Scheunert I, Topp E, Schmitzer J, Klein W, Korte F. Formation and fate of bound residues of [14C]benzene and [14C]chlorobenzenes in soil and plants *Ecotoxicology and Environmental Safety* 1985;9:159-170.
- Schuler LJ, Landrum PF, Lydy MJ. (2006). Comparative toxicity of fluoranthene and pentachlorobenzene to three freshwater invertebrates. *Environ Toxicol Chem* 25: 985-994.
- Schuler LJ, Landrum PF, Lydy MJ. 2007, Response spectrum of fluoranthene and pentachlorobenzene for the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Environ Toxicol Chem* 26: 139-148.
- Schuler, LJ, Landrum, PF, Lydy MJ. (2007b). Response spectrum of pentachlorobenzene and fluoranthene for *Chironomus tentans* and *Hyalella azteca*. *Env. Toxicol. Chem.* 26(6): 1248-1257.
- Shen, L, F Wania, YD Lei, C Teixeira, DCG Muir, TF Bidleman. 2005, Atmospheric distribution and long-range transport behaviour of organochlorine pesticides in North America. *Environ. Sci. Technol.* 39: 409-420.
- Shen H, Main KM, Virtanen HE, Damggard IN, Haavisto AM, Kaleva M, Boisen KA, Schmidt IM, Chellakooty M, Skakkebaek NE, Toppari J, Schramm KW. (2007). From mother to child: Investigation of prenatal and postnatal exposure to persistent bioaccumulating toxicants using breast milk and placenta biomonitoring, *Chemosphere*
- Slobodnik, J., Dogterom J. (2003). UNDP/GEF Danube Regional Project Strengthening the Implementation Capacities for Nutrient Reduction and Transboundary Cooperation in the Danube River Basin. Analysis of the results of the EMIS inventory and their comparison with TNMN and JDS results with particular attention to the EU Priority List of Pollutants Project Component 2,2: Development of operational tools for monitoring, laboratory and information management with particular attention to nutrients and toxic substances. Rodeco Consulting GmbH. http://www.undp-drp.orr/pdf/2,2_Tools%20for%20WQMLIM%20-%20phase%201/Chapter%20III%20EMIS%20Inventory%20FINAL.pdf.
- Slooff W., Bremer H.J., Hesse J.M. and Matthijssen A.J.C.M. (eds.) 1991, Integrated criteria document chlorobenzenes. Report no. 710401015, RIVM.
- Smeds, A., Saukko, P. (2001). Identification and quantification of polychlorinated biphenyls and some endocrine disrupting pesticides in human adipose tissue from Finland. *Chemosphere* 44(6): 1463-1471.
- Sternbeck, J., Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Palm, A., Junedahl, E., Cato, I., 2003, WFD priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. Report B1538, Swedish Environmental Research Inst. (IVL), Stockholm, Sweden. <http://www.ivl.se/rapporter/pdf/B1538.pdf>.
- Susarla S, Yonezawa Y, Masunaga S. Transformation kinetics and pathways of chlorophenols and hexachlorobenzene in fresh water lake sediment under anaerobic conditions *Environmental Technology* 1997;18:903-911.
- Thomas RS, Gustafson DL, Pott WA, Long ME, Benjamin SA, RS Yang. 1998, Evidence for hepatocarcinogenic activity of pentachlorobenzene with intralobular variation in foci incidence. *Carcinogenesis* 19: 1855-1862.
- Umegaki, K, Ikegami, S., Ichikawa, T. (1993). Effects of restricted feeding on the absorption, metabolism, and accumulation of pentachlorobenzene in rats. *J. Nutr. Sci. Vitaminol.* 39:11-22.
- US EPA (1998). Memorandum 2/26/98 Assessment of the Dietary Cancer Risk of Hexachlorobenzene and Pentachlorobenzene as impurities in Chlorothalonil, PCNB, Picloram, and several other pesticides. DP Barcode D243499, Chemical codes 061001 (Hexachlorobenzene) & 081901 (Chlorothalonil). http://www.epa.gov/oppsrrd1/reregistration/endsulfan/hexachlorobenzene_endo.PDF.
- United States Environmental Protection Agency Superfund. (n.d.) APPENDIX K. Soil Organic Carbon (Koc) / Water (Kow) Partition Coefficients. http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/appd_k.pdf.
- United States Environmental Protection Agency Toxics Release Inventory (TRI) Program (2007a) <http://www.epa.gov/tri/tridata/index.htm#pdr>. Accessed 280307.
- U.S. EPA. (2007b). EPI Suite™ [computer program]. version 3,2, Washington, DC, U.S.A.: U.S. Environmental Protection Agency (EPA) Office of Pollution Prevention Toxics and Syracuse Research Company (SRC). http://www.syrres.com/esc/est_soft.htm.
- US National Institute of Standards and Technology. NIST Chemistry WebBook. NIST Standard Reference Database Number 69, June 2005 Release. Available at: <http://webbook.nist.gov/chemistry/>.
- Van Gestel, C.A., W.-C. Ma and C.E. Smit. 1991, Development of QSARs in terrestrial ecotoxicology: earthworm toxicity and soil sorption of chlorophenols, chlorobenzenes and dichloroaniline. *Sci. Total Environ.* 109/110: 589-604.

- Van de Plassche EJ, Polder MD, Canton JH (1993). Derivation of maximum permissible concentrations for several volatile compounds for water and soil. Bilthoven, the Netherlands: National Institute of Public Health and Environmental Protection., Report no. 679101 008.
- Van de Plassche, E.J., Schwegler, A.M.G.R., Rasenberg, M. and Schouten, A. (2002) Pentachlorobenzene. Dossier prepared for the third meeting of the UN-ECE Ad hoc Expert Group on POPs. Royal Haskoning report L0002,A0/R0010/EVDP/TL.
- Van Leeuwen, S., Traag, W., de Boer, J., 2004, Monitoring of brominated flame retardants, dioxines, PCBS and other organohalogen compounds in fish from the Netherlands. *Organohalogen compounds* 66: 1764-1769.
- Vorkamp, K., Riget, F., Glasius, M., Pecseli, M., Lebeuf, M., Muir, D. 2004, Chlorobenzenes, chlorinated pesticides, coplanar chlorobiphenyls and other organochlorine compounds in Greenland biota. *Sci Total Environ.* 331: 157-175.
- Vulykh N, S. Dutchak, E. Mantseva, V. Shatalov. 2005, Model assessment of potential for long-range transboundary atmospheric transport and persistence of Pentachloro-benzene. EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP Protocol on Persistent Organic Pollutants. EMEP MSC-E 15/2005, Meteorological Synthesizing Centre –East, Moscow, Russia.
- Wang M-J, Jones KC. Behavior and fate of chlorobenzenes in spiked and sewage sludge-amended soil *Environmental Science and Technology* 1994;28:1843-1852.
- Wang M-J, McGrath SP, Jones KC. Chlorobenzenes in field soil with a history of multiple sewage sludge applications *Environmental Science and Technology* 1995;29:356-362.
- Wegmann, F, MacLeod, M, Scheringer, M. (2007). Pop Candidates 2007: Model results on overall persistence and Long-range transport potential using the OECD Pov & LRTP screening tool. <http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/All%20chemicals%20Switzerland.pdf>.
- WHO-IPCS International Programme on Chemical Safety. (1991). Environmental Health Criteria (EHC) 128: Chlorobenzenes other than Hexachlorobenzene. United Nations Environment Programme. International Labour Organisation. World Health Organization. Geneva. Available at: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc128.htm>.
- WHO-IPCS (World Health Organization – International Programme on Chemical Safety), 1997, Hexachlorobenzene, Environmental Health Criteria 195, World Health Organization, Geneva, Switzerland. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc195.htm>.
- Yakata N, Sudo Y, Tadokoro H. 2006, Influence of dispersants on bioconcentration factors of seven organic compounds with different lipophilicities and structures. *Chemosphere* 64: 1885-1891.
- Ying CO, Conolly RB, Thomas RS, Xu Y, Andersen ME, Chubb LS, Pitot HC, Yang RSH. 2001, A clonal growth model: time-course simulations of liver foci growth following penta- or hexachlorobenzene treatment in a medium-term bioassay. *Cancer Research*, 61: 1879-1889.
- Qiao, P, Farrell, AP. (1996). Uptake of hydrophobic xenobiotics by fish in water laden with sediments from the Fraser river *Environ Toxicol Chem* 15: 1555-1563.
-