



**Программа Организации
Объединенных Наций по
окружающей среде**

Distr.: General
18 January 2008

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 по альфа-гексахлорциклогексану

На своем третьем совещании Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей принял характеристику рисков по альфа-гексахлорциклогексану на основе проекта, содержащегося в документе UNEP/POPS/POPRC.3/17. Текст характеристики рисков с внесенными поправками приводится ниже. Он не был официально отредактирован.

K0820045 290208 050308

Из соображений экономии настоящий документ напечатан в ограниченном количестве экземпляров. Просьба к делегатам приносить свои копии на заседания и не запрашивать дополнительных копий.

АЛЬФА-ГЕКСАХЛОРОЦИКЛОГЕКСАН

ХАРАКТЕРИСТИКА РИСКОВ

Принята Комитетом по рассмотрению стойких органических загрязнителей на его третьем совещании

Ноябрь 2007 года

СОДЕРЖАНИЕ

Исполнительное резюме	4
1 Введение	6
1.1 Идентификационные данные химического вещества	6
1.1.1 Физико-химические свойства.....	6
1.2 Вывод Комитета по рассмотрению СОЗ по информации в соответствии с приложением D	7
1.3 Источники данных	7
1.4 Статус данного химического вещества в рамках международных конвенций	8
2 Резюме информации, имеющей отношение к характеристике рисков.....	8
2.1 Источники	8
2.1.1 Производство	8
2.1.2 Торговля и запасы	8
2.1.3 Виды применения.....	9
2.1.4 Выбросы в окружающую среду	9
2.2 Экологическая "судьба"	9
2.2.1 Стойкость	9
2.2.2 Биоаккумуляция	11
2.2.3 Перенос в окружающей среде на большие расстояния.....	12
2.3 Воздействие	13
2.3.1 Данные экологического мониторинга на местах.....	13
2.3.2 Воздействие в результате переноса в окружающей среде на большие расстояния	15
2.3.3 Пища	16
2.3.4 Нагрузка на организм.....	16
2.3.5 Воздействие на детей	17
2.4 Оценка опасности и пределы, вызывающие обеспокоенность	17
3 Обобщение информации	19
4 Заключение	20
Литература	21

Исполнительное резюме

Будучи Стороной Стокгольмской конвенции, Мексика представила предложение о включении линдана, а также альфа- и бета-хлорциклогексана в приложения А, В или С к Стокгольмской конвенции. После согласования проекта характеристики рисков для линдана на прошлом совещании Комитета по рассмотрению в ноябре 2006 года, Комитет пришел к выводу о том, что альфа-ГХГ также соответствует критериям отбора, изложенным в приложении D к Конвенции, и о том, что следует провести дальнейшую проработку предложения и подготовить проект характеристики рисков.

После широко распространенного применения по всему миру в течение почти 40 лет, технический гексахлорциклогексан (ГХГ) был постепенно заменен линданом (гамма-ГХГ). Сообщений о значительных видах применения технического ГХГ не поступало с 2000 года. В то же время, выбросы в окружающую среду могут происходить в результате производства линдана, а также из мест захоронения опасных отходов, могильников и зараженных объектов. В силу своих опасных характеристик и широкого распространения технический ГХГ, включая альфа-ГХГ как его основной изомер, является предметом национальных и международных норм регулирования и запретов.

Альфа-ГХГ подвержен абиотической и биотической деградации различных темпов и степени, в зависимости, к примеру, от характера природной среды, места и климата. Предполагается, что альфа-ГХГ подвержен быстрой деградации в тропических условиях и аккумуляции в более холодных климатических условиях. Альфа-ГХГ умеренно стоек в почвах. На основании показателей в водных нишах, например, в арктической пресной и морской воде, можно сделать вывод, что альфа-ГХГ демонстрирует высокую стойкость в воде в холодных регионах.

В силу своих физико-химических свойств альфа-ГХГ рассеивается от источников до Арктики в результате сочетания переноса в атмосфере на большие расстояния и океанских течений. Высокие уровни альфа-ГХГ отмечаются в Северном Ледовитом океане, где накопились его крупные запасы, поэтому он присутствует там в организме как морских, так и наземных видов.

После введения запретов и ограничений на альфа-ГХГ по всему миру, уровни его воздействия в отдельных районах понизились. В то же время, в районах, которые подвергались воздействию альфа-ГХГ недавно, или в сильно загрязненных районах уровень по-прежнему остается повышенным. Особую обеспокоенность вызывает воздействие с объектов захоронения опасных отходов и свалок, где происходило удаление примесей альфа-ГХГ, образовавшихся в результате производства линдана. В силу его стойкости, альфа-ГХГ по-прежнему регулярно обнаруживается в окружающей среде на низких фоновых уровнях. Повышенные уровни наблюдаются в Арктике (уровни в Северном Ледовитом океане превышают уровни в океанах и озерах умеренной зоны). Хотя уровни альфа-ГХГ сократились более чем в 20 раз по сравнению с уровнем 80-х годов, в организме высших морских и наземных хищников, например, морских котиков и белых медведей, наблюдается лишь небольшие изменения.

Поскольку альфа-ГХГ присутствует как в наземной, так и в водной пищевых цепях, он подвержен биоаккумуляции и биоусилению в биоте и арктических пищевых сетях. Факторы биоусиления (сравнение хищников и добычи) для многих из исследованных видов превышают 1 (единицу). Некоторые животные – особенно птицы, но и млекопитающие тоже – обладают способностью метаболизации альфа-ГХГ. Поскольку это энантиоселективное преобразование, в организме млекопитающих, в зависимости от вида, может происходить явная аккумуляция (+) или (-) альфа-ГХГ.

Альфа-ГХГ представляет собой изомер ГХГ с самым высоким нейротоксическим воздействием после гамма-ГХГ. Альфа-ГХГ классифицирован как вещество, возможно канцерогенное для человека (группа 2B) Международным агентством исследований в области раковых заболеваний (IARC), поскольку его канцерогенное воздействие на человека недостаточно изучено, а на животных доказано в достаточной мере. Альфа-ГХГ вызывает гиперплазию и опухоли печени в (подопытных) грызунах. Из лабораторных опытов известно, что альфа-ГХГ влияет на иммунную систему; эффекты подавления иммунной системы наблюдались также у людей, которые подвергались воздействию технического ГХГ. Эпидемиологические исследования свидетельствуют о повышенной заболеваемости раком груди в результате воздействия альфа-ГХГ, а также о гормональных расстройствах, ведущих к бесплодию и выкидышам. Высказывались предположения о замедлении внутриутробного роста плода и апластической анемии.

На основании характеристики опасности и сценариев воздействия можно прийти к выводу, что альфа-ГХГ способен оказывать неблагоприятное воздействие на живую природу и здоровье человека в зараженных регионах. По оценкам Агентства США по охране окружающей среды (АООС США), на основе дневных доз поглощения для популяций Арктики наблюдается повышенная заболеваемость раком, хотя данные оценки весьма консервативны. Следует считать, что основным органом, который поражают все изомеры ГХГ, является печень, однако, сохраняется и риск суммарного воздействия. Более того, коренное население Арктики

и живая природа этого региона подвергаются воздействию широкого круга СОЗ, включая все изомеры ГХГ, и других загрязнителей, что, вероятно, ведет к суммарному воздействию. Тем не менее, органы здравоохранения в арктических районах полагают, что в настоящее время значительные социальные, культурные и экономические выгоды от традиционного питания перевешивают риски таких загрязнителей, как ГХГ, но в то же время, эти риски дают еще одно основание для скорейшего введения мер регулирования и устранения всех изомеров ГХГ из традиционных продуктов питания.

По этим причинам глобальные действия в отношении альфа-ГХГ являются обоснованными.

1 Введение

В предложении Мексики о включении линдана в приложения А, В или С к Стокгольмской конвенции и в последовавших дискуссиях прозвучал вывод о том, что "другие изомеры гексахлорциклогексана также заслуживают рассмотрения" (UNEP/POPS/POPRC.2/10). Таким образом, 26 июля 2006 года Мексика представила предложение о включении альфа-гексахлорциклогексана в перечни в приложения А, В или С к Конвенции (UNEP/POPS/POPRC2./INF/7). Австрия (от имени Германии) подготовила первый рабочий проект по альфа-ГХГ.

Альфа-ГХГ является одним из пяти стабильных изомеров технического ГХГ, хлорорганического пестицида, ранее применявшегося в сельском хозяйстве. Образ действия изомеров ГХГ различен как с количественной, так и с качественной точки зрения с учетом их биологической активности в центральной нервной системе как основном органе воздействия. Альфа-ГХГ оказывает на центральную нервную систему главным образом стимулирующее воздействие, однако окончательное воздействие смеси изомеров зависит от ее состава (IPCS, 2001). В целом ГХГ относятся к наиболее изученным пестицидам в плане их преобразований в окружающей среде и воздействия (Breivik et al., 1999).

1.1 Идентификационные данные химического вещества

Химическое наименование: альфа-гексахлорциклогексан (альфа-ГХГ)

Наименование ИЮПАК: (1a,2a,3b,4a,5b,6b)-гексахлорциклогексан

Общепринятые синонимы: 1,2,3,4,5,6-гексахлорциклогексан, альфа-изомер,

(1 альфа,2альфа,3бета,4альфа,5бета,6бета)-1,2,3,4,5,6-гексахлорциклогексан, альфа-1,2,3,4,5,6-гексахлорциклогексан; альфа-бензолгексахлорид, альфа-БГХ, альфа-ГХГ, альфа-линдан; бензолтрансгексахлорид, гексахлорциклогексан-альфа (Chemfinder, 2007)

Альфа-ГХГ – хиральная молекула; энантиомеры показаны на рис. 1.

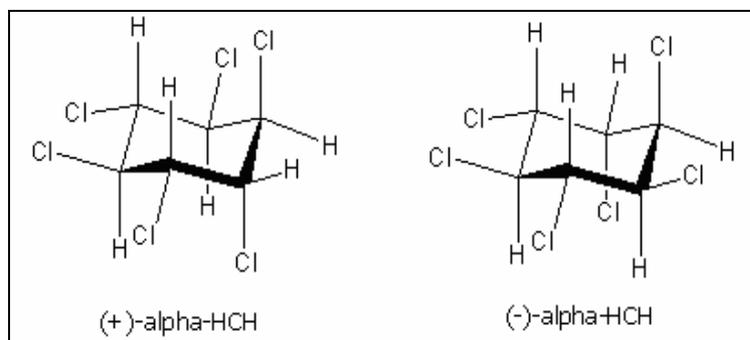
Номер КАС:

Рацемика: 319-84-6, (+) альфа-ГХГ: 11991169-2, (-) альфа-ГХГ: 119911-70-5

Химическая формула: $C_6H_6Cl_6$

Молекулярный вес: 290.83

Рис. 1: строение альфа-ГХГ,
С изменениями из Buser et al. (1995)



Стабильность и стойкость изомеров ГХГ объясняется ориентацией атомов хлора в молекуле. Аксиальные атомы хлора, вероятно, служат местами энзимной деградации. В альфа-ГХГ содержится 4 аксиально- и 2 экваториально-ориентированных атома хлора, поэтому считается, что данная молекула более подвержена деградации, чем соответствующий бета-изомер (Philips et al., 2005).

1.1.1 Физико-химические свойства

Физико-химические свойства (см. отдельные свойства в Табл. 1-1) альфа-ГХГ обуславливают его перенос на большие расстояния и "холодную конденсацию", обогащение данного вещества в холодном климате по сравнению с концентрацией вблизи источников по высотной и широтной шкале, описанной Wania and Mackay (1996). Альфа-ГХГ также может переходить в летучее состояние в силу своего давления пара и низкого коэффициента разделения октанол-воздух с поверхности почвы. Константа Генри также относительно низка и понижается с температурой.

Таблица 1. Отдельные физико-химические свойства

Точка плавления (К)	432 ₁
Точка кипения (К)	561 ₁
Растворимость в воде(моль*м ⁻³ при 25 °С)	0,33 ₂
Давление пара (Па при 25 °С)	0,25 ₂
Константа по закону Генри (Па м ³ моль ⁻¹)	0,74 ₂
Log Kow (25°С)	3,9 ₂
Log Koа (25°С)	7,5 ₂
Физическое состояние	Кристаллическое твердое ₁

₁ ATSDR (2005)

₂ Xiao et al. (2004)

1.2 Вывод Комитета по рассмотрению СОЗ по информации в соответствии с приложением D

Комитет по рассмотрению СОЗ провел оценку предложения в отношении альфа-ГХГ, представленного Мексикой (UNEP/POPS/POPRC.2/INF/7, резюмировано секретариатом в документе UNEP/POPS/POPRC.2/15) в соответствии с требованиями в приложении D к Стокгольмской конвенции на его втором совещании в Женеве. В решении КРСОЗ-2/9 Комитет пришел к выводу, что альфа-ГХГ отвечает критериям отбора, указанным в приложении D. Комитет также постановил создать специальную рабочую группу для дальнейшего рассмотрения предложения и подготовки проекта характеристики рисков в соответствии с приложением E к Конвенции.

1.3 Источники данных

Настоящий проект характеристики рисков основан наследующих источниках данных:

- Представленное Мексикой предложение о включении альфа-гексахлорциклогексана в перечни в приложениях А, В и/или С к Конвенции (UNEP/POPS/POPRC2./INF/7), 2006 год.
- Решение КРСОЗ-2/9 Комитета по рассмотрению, 2006 год.
- Информация, представленная Сторонами и наблюдателями в соответствии с приложением E к Конвенции: конкретная и/или научная информация: Чешская Республика, Германия, Международная сеть по ликвидации СОЗ IPEN), Япония, Швейцария, Соединенные Штаты Америки; общая информация: Алжир, Crop Life International, Королевство Бахрейн, Маврикий, Мексика, Катар, Республика Литва и Турция. Данная информация размещена на веб-сайте Конвенции (<http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/submissions.htm>).
- Assessment of lindane and other hexachlorocyclohexane isomers, USEPA, 2006. http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/factsheets/lindane_isomers_fs.htm
- International Programme on Chemical Safety, ALPHA- and BETA-HEXACHLOROCYCLOHEXANES, Environmental Health Criteria 123, World Health Organization. Geneva, 1992. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc123.htm>
- Toxicological profile for hexachlorocyclohexanes, United States of America Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2005. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>
- The North American Regional Action Plan (NARAP) on Lindane and Other Hexachlorocyclohexane (HCH) Isomers. 2006. North American Commission for Environmental Cooperation http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=2053

Помимо этих источников информации был произведен поиск литературы в публичных базах данных с использованием следующих баз данных: база данных ECOTOXicology (Ecotox, <http://www.epa.gov/ecotox/>) Банк данных по опасным веществам (HSDB, <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>), Pubmed (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?DB=pubmed>) и База данных экологических преобразований (EFDB http://www.syres.com/esc/efdb_info.htm). В целом поиск проводился по химическому наименованию и номеру КАС и/или сочетанию технических терминов с целью поиска всех имеющихся данных. По той же причине рассматривались конкретные тематические и

обновленные материалы. В указанных выше докладах содержатся конкретные ссылки, которые в настоящей характеристике рисков не приводятся отдельно. Дополнительные ссылки приводятся в документе UNEP/POPS/POPRC.3/INF/27.

1.4 Статус данного химического вещества в рамках международных конвенций

Альфа-ГХГ является компонентом технического ГХГ, который регулируется по меньшей мере двумя международными соглашениями. Первое из них - Орхусский протокол 1998 года о стойких органических загрязнителях (СОЗ) к Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния. Технический ГХГ включен в список в приложении II к протоколу, который ограничивает его применение исключительно промежуточным этапом в производстве других химических веществ.

Вторым соглашением является Роттердамская конвенция о применении процедуры предварительного обоснованного согласия (ПОС) в отношении отдельных опасных химических веществ и пестицидов в международной торговле. На ГХГ (смесь изомеров) распространяется процедура ПОС, он включен в перечень в приложении III к Конвенции.

В 2006 году Канада, Мексика и Соединенные Штаты подписали Североамериканский региональный план действий (САРПД) по линдану и другим изомерам гексахлорциклогексана. Цель САРПД заключается в сокращении рисков, связанных с воздействием ГХГ на человека и окружающую среду.

В Европейском Союзе производство и применение технического ГХГ в качестве промежуточного вещества в химическом производстве будет окончательно прекращено не позднее, чем к концу 2007 года (Норма (ЕС) No 850/2004). ГХГ также включены в приоритетные вещества (решение No 2455/2001/ЕС) принятые ЕС Рамочной директивой о водных ресурсах 2000/60/ЕС.

Изомеры гексахлорциклогексана, включая альфа-изомер, включены в Список химических веществ, подлежащих первоочередным мерам, Комиссии ОСПАР по защите морской среды в северо-восточной части Атлантического океана. Цель заключается предотвращение загрязнения этого морского района путем постоянного сокращения выбросов, утечек и потерь опасных веществ.

2 Резюме информации, имеющей отношение к характеристике рисков

2.1 Источники

2.1.1 Производство

Сам по себе альфа-ГХГ не является предметом преднамеренного производства и предложения на рынке. Он производится в качестве основной составной части технического ГХГ, который применяется в качестве хлорорганического инсектицида, или химического вещества, являющегося промежуточным для производства обогащенного гамма-ГХГ (линдана). Данных о существующем производстве технического ГХГ представлено не было, тогда как линдан по-прежнему производится (ИПРА, 2006).

ГХГ производится на основе процесса фотохимического хлорирования бензола, которое приводит к образованию пяти в основном стабильных изомеров ГХГ. Выход различных изомеров варьируется в результате технических различий в производственных процессах. Как сообщают, пропорции колеблются в следующем диапазоне: альфа-ГХГ (55-80 процентов), бета-ГХГ (5-14 процентов), гамма-ГХГ (8-15 процентов), дельта-ГХГ (6-10 процентов) и эпсилон-ГХГ (1-5 процентов) (Breivik et al., 1999). Дальнейшие подробности о производстве и повторном применении остаточных ГХГ приводятся в документе UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4 (характеристика рисков по линдану) и ИПРА (2006). Следующие страны, представившие информацию в соответствии с приложением E, сообщили, что в настоящее время альфа-ГХГ в них не производится и не применяется: Чешская Республика, Германия, Маврикий, Мексика, Норвегия, Катар, Республика Литва, Турция, Швейцария и Соединенные Штаты Америки.

2.1.2 Торговля и запасы

В силу его универсальных инсектицидных свойств технический ГХГ был срочно принят к применению в 40-х годах и внедрен на рынок в широком масштабе. Многообещающие перспективы по всему миру возникли в поисках недорогой альтернативы ДДТ (ИПРА, 2006). Однако в силу снижения эффективности гамма-> альфа-> бета-изомера для борьбы с насекомыми (Baumann et al., 1980) технический ГХГ был вскоре заменен линданом (> 99 процентов гамма-ГХГ). В то же время, производство линдана привело к выработке огромного количества остатков ГХГ, которые приходилось удалять или регулировать какими-либо иными способами. По расчетам ИПРА (2006) в отсутствие точных данных, мировое производство линдана привело к выработке от 1,9 до 4,8 млн. тонн остатков ГХГ. Эта оценка значительно превышает цифры, о которых сообщают Walker et al. (1999),

которые отмечают, что запасы составляют примерно 2 785 тонн технического ГХГ и 45 тонн неизвестных ГХГ в Африке и на Ближнем Востоке.

2.1.3 Виды применения

С 1947 по 1997 год в окружающую среду было высвобождено примерно 10 млн. тонн технического ГХГ (Li et al., 1999). Breivik et al. (1999) оценивают потребление технического ГХГ примерно в 400 000 тонн только в Европе за период с 1970 по 1996 год. Такие данные свидетельствуют о высокой степени неопределенности подобных оценок. Согласно Li and Macdonald (2005), в глобальном потреблении технического ГХГ доминировали 10 стран, в первую очередь, Китай, который потреблял почти половину от общемирового количества. Остальные страны (в порядке уменьшения потребления) – это бывший Советский Союз, Индия, Франция, Египет, Япония, Соединенные Штаты, Восточная Германия, Испания и Мексика. Применение технического ГХГ было запрещено в большинстве западных стран и Японии в 1970-х годах, но продолжалось в Китае и России до 1983 и 1990 года, соответственно. В 1990 году Индия также запретила применение технического ГХГ в сельском хозяйстве, но он по-прежнему применялся в здравоохранении (AMAP, 2004a). Применение технического ГХГ неуклонно сокращалось, и сейчас технический ГХГ не применяется практически нигде в мире. В то же время, по некоторым данным, применения запасов, ограниченного применения для целей здравоохранения и/или незаконного применения исключать нельзя (Zhulidov et al., 2000; Bakore et al., 2004; Qian et al., 2006).

2.1.4 Выбросы в окружающую среду

Альфа-ГХГ попадает в окружающую среду несколькими способами. Исторически выбросы альфа-ГХГ происходили в процессе изготовления технического ГХГ и его применения в качестве пестицида. Альфа- и бета- ГХГ отличаются сходными моделями выбросов, которые, однако, различны по своим масштабам. Li and Macdonald (2005) оценивают глобальное потребление альфа-ГХГ (на основании данных по техническому ГХГ) в 6 млн. тонн, причем 4,3 млн. тонн выбрасывается в атмосферу. После 1940-х годов выбросы нарастали и достигли пикового уровня в начале 1970-х годов. В силу запрета на применение альфа-ГХГ в Северной Америке, европейских странах и Японии, выбросы сократились, но вновь достигли пикового уровня в 1980-х годах в результате интенсивного применения в странах Азии. После 1980-х годов показатели выбросов стали вновь сокращаться благодаря дальнейшим запретам и ограничениям, например, в Китае. Выбросы альфа-ГХГ в окружающую среду возможны также из мест захоронения опасных отходов (USEPA, 2006), из запасов и остатков производства линдана, которые не всегда регулируются и безопасность которых не всегда поддерживается должным образом (ИПРА, 2006). Кроме того, загрязненные объекты (например, бывшие заводы по производству) могут также увеличивать экологическое бремя от альфа-ГХГ (Concha-Grana et al., 2006). Германия (представленная информация по приложению E, 2007 год) сообщает, что по-прежнему сохраняется несколько изолированных источников, например, могильники и свалки в бывшей ГДР (Восточной Германии), образовавшиеся в результате применения технического ГХГ. В результате в 2003 году близ бывшего места производства на реке Эльбе после ливней и наводнений в организме рыб были обнаружены повышенные концентрации альфа-ГХГ. В то же время, количественные оценки выбросов из мест захоронения и могильников опасных отходов отсутствуют.

2.2 Экологическая "судьба"

2.2.1 Стойкость

Альфа-ГХГ в принципе деградирует в экологических нишах в результате таких абиотических процессов, как фотодегградация и гидролиз. На основании лабораторных экспериментов, проведенных Ngabe et al. (1993), гидролитический период полураспада альфа-ГХГ демонстрирует сильную зависимость от температуры. При 20°C, pH 8 DT50 составляет 0,8 года, а в условиях более низких температур (5°C, pH 7,8) достигает 26 лет. На основании таких темпов деградации Harner et al. (1999) рассчитали DT50 альфа-ГХГ в Северном Ледовитом океане на уровне 63 лет.

В целом изомеры ГХГ не поглощают свет > 290 нм. В силу этого предполагается, что фотолиз играет второстепенную роль в удалении альфа-ГХГ. Deo et al. (1994) сообщают о периоде полураспада альфа-ГХГ в водянистом растворе под воздействием солнечного света, составляющим 4-6 суток. Хотя механизм такой деградации неясен, было показано, что распад альфа-, также как и гамма-ГХГ в результате непрямого фотолиза с участием фотосенсибилизирующих агентов может переносить энергию возбуждения на ГХГ (ATSDR, 2005; USEPA, 2006). В отношении фотодегградации на твердых поверхностях, сообщают о периоде полураспада на тонкой пленке, равном 91 часу (ATSDR, 2005). В то же время, значение такого результата ставится под сомнение с учетом вышеупомянутых доводов.

Замеренная константа ОН в атмосфере $1,4 \times 10^{-13}$ см³/молекул в сек. соответствует периоду полураспада 115 суток (ATSDR, 2005) (используя среднюю концентрацию гидроксильных радикалов 5×10^5 молекул/см³ по данным TGD (2003)).

В заключение можно сказать, что темпы абиотической деградации весьма замедленны, особенно в условиях пониженных температур. Предполагается, что фотолиз в водной среде и воздухе играет лишь незначительную роль в деградации альфа-ГХГ.

Было обнаружено, что биотическая деградация альфа-ГХГ происходит в чистых культурах, почвенных растворах, в условиях (полу-)полевых исследований почв, в отложениях и воде. Первоначально считалось, что биодеградация ГХГ в почве происходит в анаэробных условиях, но в ходе нескольких исследований было установлено, что альфа-ГХГ подвержен аэробной деградации, причем в некоторых случаях даже быстрее, чем в анаэробных условиях. О распаде также сообщается в метаногенных и серопонижающих условиях (Phillips et al., 2005).

Анаэробный метаболический путь альфа-ГХГ ведет через дехлорирование к образованию тетрахлорциклогексана. В метаногенных условиях образовывались дихлорфенол и трихлорфенол, а также хлорбензол и бензол, причем последние два представляют собой стабильные конечные продукты. Эти метаболиты могут быть подвержены дальнейшей аэробной или анаэробной минерализации (Bachmann et al., 1988; Phillips et al., 2005). В чистых культурах, а также в затопленных почвах наиболее легко дехлорируемым изомером является гамма-ГХГ, за которым следует альфа-ГХГ в анаэробных условиях (Jagnow et al., 1977; MacRae et al., 1967).

В аэробных условиях альфа-ГХГ дегидрохлорируется в почвенных растворах до образования пентахлорциклогексана. Может происходить и дальнейшее преобразование в тетрахлорбензол или трихлорбензол с образованием дихлорбензола (Deo et al., 1994). Аэробный путь деградации гамма-ГХГ подробно изучался на примере *Shingobium sp.*, он ведет к образованию нескольких метаболитов. Высказывается предположение, что альфа-ГХГ следует тому же пути, что и гамма-ГХГ. В лабораторных исследованиях при аэробных условиях была продемонстрирована полная минерализация альфа-ГХГ (Phillips et al., 2005).

В целом, влияние на темпы деградации оказывают климатические условия, а также структура почвы, сорбция, изменяющая органические вещества, содержание воды, pH и рост бактерий (IPCS, 1992). Содержание влаги в почве ускоряет удаление альфа-ГХГ, что объясняется повышенной летучестью и/или микробной деградацией (Chessells et al., 1988; Phillips et al., 2005). Сообщений о бактериях, способных разлагать ГХГ при экстремальных температурах (< 5 °C или > 40°C) пока не поступало (Phillips et al., 2005).

Данные лабораторных или полевых исследований почв на данный момент ограничены. Считается, что в различных полевых условиях темпы деградации следуют примерно порядку альфа > гамма > бета (Suzuki et al., 1975, Stewart and Chisholm, 1971; а также раздел 1.1). Singh et al. (1991) сообщали о полевых периодах полураспада (т.е. рассредоточение, в том числе путем выщелачивания и испарения), составляющих около 55 суток на участках с убраным и неубранным урожаем на песчаных суглинках в Индии в субтропических условиях. Такой результат соответствует выводам Kaushik (1989), который сообщил даже о более коротком периоде полураспада технического ГХГ в аналогичных условиях исследования. Кроме того, в условиях умеренного климата Doelman et al. (1990) наблюдали в ходе полуполевого исследования удаление > 50 процентов через 161 сутки, что главным образом объясняется быстрым сокращением в течение первых нескольких недель, после которых деградация замедляется. Suzuki et al. (1975) также высказали предположение, что низкие уровни остатков (ниже 0,1 ппм) могут быть менее подвержены микробному и физико-химическому воздействию. Низкие концентрации альфа-ГХГ могут сохраняться в окружающей среде в течение неограниченного срока в силу низкого сродства энзим или систем переноса, обеспечивающих деградацию ГХГ (Phillips et al., 2005). Stewart and Chisholm (1971) отметили в ходе долгосрочного полевого исследования, что через 15 лет после применения технического ГХГ в песчаных суглинках в Канаде сохраняется 4 процента альфа-изомера. Кроме того, Chessells et al. (1988) продемонстрировали, что после 20-летней истории применения технического ГХГ на плантациях сахарного тростника в Квинсленде, Австралия, альфа-ГХГ с максимальной начальной концентрацией значительно меньше превалирует на местах, и его замеренные уровни в два раза превышают уровни гамма-изомера.

Абиотические процессы не являются энантоселективными, тогда как биодеградация может иметь именно такой характер. В случае измерения нерацемических остатков альфа-ГХГ в окружающей среде или биоте, речь идет об энзимах. В то же время, рацемические остатки не исключают возможности биотической деградации (ср. Suar et al., 2005). Кроме того, в целях мониторинга энантиомерные фракции (ЭФ, рассчитанные как ЭФ = ЭК/(ЭК+1), где ЭК = энантиомерный коэффициент: (+)/(-) альфа-ГХГ, Kallenborn et al., 2001) измерялись количественно в целях оценки остатков. Hegeman and Laane (2002) рассматривали энантиомерное распределение альфа-ГХГ в различных экологических нишах при помощи 618 замеров. В целом в

абиотических нишах средние ЭФ находятся на уровне около 0,5. В почвах заметна тенденция к преимущественной деградации (-) альфа-ГХГ (ЭФ > 0,5), тогда как в водной среде наблюдается противоположная тенденция. Kurt-Karakus et al. (2005) сообщают о диапазоне ЭФ для альфа-ГХГ от 0,4 до 0,89 (средний показатель 0,5) в глобальных фоновых почвах, что охватывает более широкий диапазон, чем ЭФ в окружающем воздухе в Северной Америке (0,47–0,52), и это наводит на мысль о том, что деградация происходит после отложения. В то же время, поскольку ЭФ существенно варьируются в зависимости от места замера, при применении энантиомерных показателей в воздухе в качестве свидетельства повторных выбросов с поверхности (почв) необходимо проявлять осторожность.

На основании показателя K_{oc} , что подтверждается результатами полевых исследований, предполагается, что альфа-ГХГ обладает низкой способностью к вымыванию (HSDB, 2006; Singh et al., 1991). В то же время, в сильно загрязненных районах может происходить загрязнение грунтовых вод (Law et al., 2004). С подробной информацией о роли изомеризации в окружающей среде можно ознакомиться в характеристике рисков по линдану (UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4).

Альфа-ГХГ может быть подвержен биodeградации в образцах морской воды/отложений (HSDB, 2006) и пресной воды (Padma and Dickhut, 2002). Helm et al. (2002) оценивают период полураспада альфа-ГХГ в одном из озер, расположенном в высоких арктических широтах, в 0,6-1,4 года. Для восточной части Северного Ледовитого океана наблюдалась энантиоселективная деградация (+) альфа- и (-) альфа-ГХГ с периодом полураспада 5,9 и 23,1 года. С учетом гидролизного распада общие периоды полураспада составляют 5,4 и 16,9 лет для (+) и (-) альфа-изомера, соответственно (Harner et al., 1999). Хотя темпы деградации в отложениях плохо изучены, в силу чего оценки менее определены, считается, что период полураспада альфа-ГХГ в отложениях одного из озер в высоких широтах Арктики составляет приблизительно 2 года (Helm et al., 2002). Некоторые данные об уровнях α -ГХГ в осадочных ядрах возрастом от 30 до 40 лет указывают на долгие периоды полураспада α -ГХГ в отложениях из разных географических районов (Barra et al., 2001; Rawn et al., 2001; Riching et al., 2005).

2.2.2 Биоаккумуляция

Коэффициент разделения альфа-ГХГ октанол/вода ($\log K_{ow} = 3,8$) свидетельствует о способности к биоаккумуляции (ATSDR, 2005), хотя он и ниже показателя 5, указанного в пункте 1 с) i) приложения D к Стокгольмской конвенции. В нескольких исследованиях сообщается о широком круге коэффициентов биоконцентрации (КБК). Для зеленых водорослей коэффициенты биоконцентрации варьируются от примерно 200 в *Chlorella rupeoidosacells* до 2700 (по сухому весу) и 13 000 на липидной основе, соответственно, в *Dunaliella*. Исследования беспозвоночных свидетельствуют о КБК порядка 60 (8000 на липидной основе) в *Artemia* до 2700 в полихетах в зависимости от содержания жиров в организме изучаемых животных (IPCS, 1992).

КБК (всего организма) альфа-ГХГ в соответствии со старым руководством ОЭСР по проведению испытаний 305 E, в организме полосатой гиреллы равнялся 1100 в условиях стабильного состояния при константах поглощения (k_1) 50 и константах скорости выведения (k_2) 0,045. Эти показатели аналогичны показателям для гамма-ГХГ (КБК 850, $k_1 = 50,8$, $k_2 = 0,055$) (Butte et al., 1991). Oliver et al. (1985) сообщают о КБК (всего организма) от 1100 до 2800 для радужной форели.

В целом исследования арктических пищевых сетей указывают на коэффициенты усиления в кормовой сети (FWMF), которые свидетельствуют о среднем повышении более 1 на каждый трофический уровень кормовой цепи. КБУ (коэффициент биоусиления, сравнение хищников-добычи) для альфа-ГХГ в зоопланктоне и арктической треске превышает 1, что свидетельствует о способности к биоусилению. КБУ альфа-ГХГ в организме морских птиц, как правило, составляет меньше 1, за исключением малой гагарки и атлантического чистика. КБУ кольчатой нерпы составляет 2,5 (Moisey et al., 2001). Высказывается предположение, что альфа-ГХГ обладает способностью к биоусилению в водных кормовых сетях, которая может повышаться на более низких, а также на более высоких трофических уровнях, особенно у морских млекопитающих (USEPA, 2006; Hoekstra et al., 2003a). Доклад Hoekstra et al. (2003b) также подтверждает данную предпосылку, указывая на КБУ 9,85 для альфа-ГХГ в организме гренландских китов.

Fisk et al. (2001) сообщают о влиянии химических и биологических факторов на трофический перенос CO_2 , включая альфа-ГХГ. В целом, самые высокие КБУ должны наблюдаться в гомеотермах (птицах и млекопитающих) по сравнению с пойкилотермами (рыбами и беспозвоночными), что объясняется их более высоким потреблением энергии. Среди гомеотерм морские птицы, как правило, отличаются самыми высокими КБУ, что соответствует наиболее высокому энергопотреблению, характерному для птиц. В то же время, на альфа-ГХГ это правило не распространяется. Большинство морских птиц, судя по всему, способны производить цитохромы P450, например CYP2B, которые представляют собой энзимы, метаболизирующие альфа-ГХГ, поэтому последовательность от самой высокой до самой низкой способности к биоусилению

(обычно для ОС: морские млекопитающие > морские птицы > рыбы > зоопланктон) к этому соединению неприменима. КБУ альфа-ГХГ в пойкилотермах составляет 1,3 и равняется КБУ гомеотерм (Hop et al., 2002).

Поскольку альфа-ГХГ представляет собой хиральное соединение, определение ЭК или ЭФ имеет важное значение с целью понимания метаболизма и биопреобразования по видам. Konwick et al. (2006) провели исследование питания, продемонстрировавшее последовательные ЭФ для рыб, однако энантиоселективных биопреобразований у радужной трески отмечено не было. В эксперименте, проведенном Wong et al. (2002), альфа-ГХГ проявлял рацемичность на протяжении всего эксперимента с радужной форелью, которую кормили обработанным кормом. Эти результаты не соответствуют сообщениям об энантиоселективных биопреобразованиях в организме других видов. ЭФ бентических беспозвоночных, зоопланктона и рыбы составляет максимум 0,45. ЭФ кольчатой нерпы составляет 0,51, а ЭФ морских птиц варьируется от 0,65 (малая гагарка) до 0,97 у больших полярных чаек (Moisey et al., 2001). Это позволяет сделать вывод, что морские птицы преимущественно метаболизируют (-) энантиомер. В связи с КБУ < 1 у морских птиц было обнаружено, что в организме птиц метаболизируются оба энантиомера альфа-ГХГ (малая гагарка и атлантический чистик, по-видимому, обладают более низкой способностью).

ЭФ 0,51, рассматриваемый в совокупности с КБУ 2,5 у тюленей, свидетельствует о том, что млекопитающие неспособны подвергать альфа-ГХГ биопреобразованиям в больших объемах (Moisey et al., 2001). Тем не менее, Wiberg et al. (2000) обнаружили остатки альфа-ГХГ с нерацемическими ЭК в организме тюленей, а также белых медведей. Как отмечают Hoekstra et al. (2003b), аккумуляция (+) энантиомера происходит в организме гренландского кита и белухи, а (-) альфа-ГХГ обогащается в организме морского зайца. В организме кольчатой нерпы наблюдается незначительная аккумуляция (+) энантиомера (Hoekstra et al., 2003b), однако, иногда остатки альфа-ГХГ носят рацемический характер (Fisk et al., 2002). Это свидетельствует об энантиоспецифических биопреобразованиях и аккумуляции альфа-ГХГ в кормовой цепи. При рассмотрении ЭФ в организме криля и трески, а также в яйцах пингвина, Corsolini et al. (2006) также обнаружили признаки энантиоселективных биопреобразований с повышением (+) альфа-ГХГ на 14 процентов от более низкого к более высокому трофическому уровню (от криля к пингвину). Различия энантиомерного профиля альфа-ГХГ отмечаются и между видами морских млекопитающих. Например, КБУ от калана до гренландского кита высок (около 10 с фракцией (+) альфа-ГХГ 16 и 4,5 (-) альфа-ГХГ) (Hoekstra et al., 2003b).

Moisey et al. (2001) показали различные КБУ в организме малой гагарки в зависимости от ее добычи. Подводя итог, можно сказать, что биоусиление находится под влиянием многих параметров, например, загрязнения биоты и, соответственно, корма (хищников), трофического уровня и способности к биопреобразованию альфа-ГХГ.

В недавней работе Kelly et al. (2007) показано, что в случае веществ с показателями $\log K_{oa} > 6$ and a $\log K_{ow} > 2$ ФБК у рыб не является надежным предсказателем биоусиления у дышащих воздухом животных. Об этом также хорошо свидетельствует бета-ГХГ в морских пищевых сетях млекопитающих и наземных пищевых сетях, поскольку такие соединения значительно биоусиливаются вплоть до 3000- и 400-кратной величины, соответственно. Этим критериям также соответствует и альфа-ГХГ.

Альфа-ГХГ был обнаружен не только в арктической кормовой сети, но и в органах котиков на Тихоокеанском побережье Японии и ушастых бакланов на Великих озерах (ЭК альфа-ГХГ от 1 в мышечных тканях до 1,58 в жировых). Высокие ЭК альфа-ГХГ были обнаружены также в головном мозге бакланов (> 3,6) (Iwata et al., 1998). На основании высокой концентрации альфа-ГХГ в головном мозге морских млекопитающих Willet et al. (1998) сделали вывод, что это соединение способно пересекать барьер кровь/мозг. Ulrich et al. (2001) также обнаружили в ходе опытов с крысами, что ЭК альфа-ГХГ в головном мозге на уровне от 2,8 до 13,5 объясняется не энантиоселективным метаболизмом, а, скорее, вероятно, селективной задерживающей способностью. Braune et al. (1999) обнаружили остатки альфа-ГХГ в жировых тканях канадского оленя. Остатки альфа-ГХГ могут также быть обнаружены в печени и адипозных тканях песцов. ЭК альфа-ГХГ на уровне 2,2 в печени и 1,1 в адипозных тканях свидетельствует о стереоселективной биоаккумуляции также и в организме наземных млекопитающих (Klobes et al., 1997).

В заключение следует отметить, что высокие уровни альфа-ГХГ, обнаруженные в арктической биоте, объясняются его высокой способностью к биоаккумуляции (в качестве производной биоконцентрации и биоусиления) и исторически особенно эффективным процессом отложений этого вещества в арктических водах. Эффективная аккумуляция представляет собой результат сочетания физико-химических свойств альфа-ГХГ и низких температур в Арктике. Иными словами, альфа-ГХГ эффективно аккумулируется в арктической экосистеме в целом.

2.2.3 Перенос в окружающей среде на большие расстояния

Данные мониторинга окружающей среды, в том числе биоты таких отдаленных регионов, как Арктика и Антарктика, где технический ГХГ никогда не применялся, свидетельствуют о способности альфа-ГХГ к

переносу на большие расстояния. Кроме того, его физико-химические свойства в сочетании с его стабильностью, позволяют альфа-ГХГ подвергаться переносу в атмосфере на большие расстояния. Первичные выбросы в регионах-источниках (главным образом в Азии) и концентрации в арктическом воздухе синхронно сократились, что свидетельствует о скорости распространения альфа-ГХГ от источников в отдаленные регионы (Li and Bidleman, 2003). Особенно высокие концентрации по сравнению с регионами-источниками наблюдались в Северном Ледовитом океане (см. таблицу 2). Считается, что после переноса наибольшие расстояния альфа-ГХГ аккумулируется в холодной воде в силу его низкой константы Генри, что привело к образованию его значительного резервуара (Li and Macdonald, 2005). ГХГ, включая альфа-ГХГ, являются самыми распространенными пестицидами в арктическом воздухе и воде (Walker et al., 1999).

Для того, чтобы понять пути распространения и преобразования альфа-ГХГ в верхних широтах Северного Ледовитого океана, Li et al. (2004) разработали арктическую модель баланса масс. Они пришли к выводу, что самая высокая нагрузка, 6670 тонн, была отмечена в 1982 году, главным образом в результате газообмена и океанских течений, после чего она снижалась примерно на 270 тонн в год. После 1990 года океанские течения стали доминирующим источником альфа-ГХГ в Северном Ледовитом океане. В то же время, та часть альфа-ГХГ, которая попадала в арктическую атмосферу в результате переноса из регионов-источников на большие расстояния, играла немалую роль, особенно вначале. После начала 1990-х годов альфа-ГХГ в арктическом воздухе поступал как в результате переноса на большие расстояния, так и в результате испарения с поверхности Северного Ледовитого океана. Высказывалось предположение, что для полной ликвидации альфа-ГХГ, главным образом за счет деградации и океанских течений, потребуется еще два десятилетия. В целом в период с 1945 по 2000 год в Северный Ледовитый океан было перенесено 27700 тонн альфа-ГХГ.

В соответствии с расчетами моделей при помощи инструмента отбора Pov и LRTP ОЭСР, альфа-ГХГ обладает свойствами в области стойкости и переноса на большие расстояния, сопоставимыми с такими уже выявленными СОЗ, как ПХБ и хлорорганические пестициды (Wegmann et al., 2007). Вводные свойства химических веществ для расчетов включают коэффициенты разделения воздух/вода и октанол/вода, а также периоды полураспада в воздухе, воде и почве и константу Генри (на основании значений, указанных в UNEP/POPS/POPRC2./INF/7). В данной модели производится количественная оценка по всем экологическим нишам. Результаты применения данной модели не включают абсолютных уровней в окружающей среде, но помогают сравнить возможные СОЗ с уже выявленными (химические вещества для сравнения: конгенеры ПХБ 28, 101, 180, ГХБ, тетрахлорметан и альфа-ГХГ) в соответствии с их стойкостью в окружающей среде и способностью к переносу на большие расстояния. Неопределенные моменты химических свойств исследовались на основе анализа неопределенности Монте-Карло.

2.3 Воздействие

Воздействие альфа-ГХГ наблюдалась в результате применения технического ГХГ, а также в результате производства и изготовления технического ГХГ и линдана. В силу его стойкости, сильное воздействие ожидается также в зараженных районах интенсивного применения, производства в прошлом, мест удаления и запасов. Хотя потребление технического ГХГ практически прекратилось по всему миру, данные мониторинга, основанные на соотношении между альфа- и гамма- изомерами, по-прежнему свидетельствуют о возможности выбросов технического ГХГ в некоторых районах (Zhang et al. 2003; Qian et al., 2006; Zhulidov et al., 2000).

Воздействие альфа-ГХГ на человека происходит в основном в результате употребления в пищу зараженных растений, животных и продукции животноводства. Вдыхание окружающего воздуха и потребление питьевой воды служат дополнительными источниками воздействия, хотя и в меньшей степени. Как показывает французское экспериментальное исследование, альфа-ГХГ был обнаружен в воздухе внутри помещений и на руках населения в районе Парижа в 42 и 35 процентах проб. Уровни были низкими и варьировались до 1,8 нг/м³ в воздухе и до 8,5 нг на руку (Bouvier et al., 2006).

Данные мониторинга разнообразной биоты, включая людей, свидетельствуют о значительной абсорбции из окружающей среды, что указывает на биологическую доступность альфа-ГХГ. Младенцы могут подвергаться воздействию альфа-ГХГ в период развития плода и кормления грудью.

2.3.1 Данные экологического мониторинга на местах

В целом после введения запретов и ограничений на применение технического ГХГ уровни в окружающей среде на местах сократились (IPCS, 1992; см. также табл. 2-1). В то же время, данные мониторинга свидетельствуют о повсеместном его распространении во всех экологических нишах, например, по данным мониторинга в Чешской Республике (информация по приложению E, представленная Чешской Республикой, 2007 год), в лишайниках в различных районах Швейцарии (показатели приводятся в табл. 2) или в ходе недавно осуществленной программы мониторинга в Японии, где альфа-ГХГ был обнаружен во всех кроме семи образцах рыб. По сообщениям, зарегистрированы следующие значения: вода 0,013–5,7 нг/л, отложения – 5,7 нг/г св (сухого веса), моллюски и ракообразные до 1,8 нг/г жв (живого веса), рыба до 2,9 нг/г жв, птица

0,1-1,6 нг/г жв, воздух (теплый и холодный сезоны) 0,02–3,2 нг/м³ и 0,01–0,68 нг/м³ (информация по приложению Е, представленная Японией, 2007 год).

Таблица 2. Отдельные данные мониторинга абиотических ниш и растительности (показатели по альфа-ГХГ, если не указано иного)

Ниша	Страна/регион	Уровни	Замечания	Ссылки	Год
Воздух	Великие Озера, сельская местность	< 1 - 84 пг/м ³	Альфа-ГХГ, средние значения, газовая фаза	Sun et al., 2006b	1992-2003
	Великие Озера, Чикаго	52 пг/м ³	Альфа-ГХГ, среднее значение, газовая фаза	Sun et al., 2006b	1996-2003
	Ниигата, Япония	92 пг/м ³	Среднегодовое значение, по мнению авторов, результат переноса на большие расстояния	Murayama et al., 2003	2000-2001
	Чешская Республика (Косетице)	38/21/17/22/13 пг/м ³	Воздух и аэрозоль, среднегодовые концентрации	Измерения ЕМЕР, данные онлайн	1999-2003
	Финляндия (Паллас)	24/28/18/15/17/18/9 пг/м ³	Воздух и аэрозоль, среднегодовые концентрации	Измерения ЕМЕР, данные онлайн	1996-2003
	Исландия (Сторхофди)	17/16/15/15/10/8/10/5/7 пг/м ³	Воздух и аэрозоль, среднегодовые концентрации	Измерения ЕМЕР, данные онлайн	1995-2003
	Норвегия (Листа)	94/94/76/69/52/61/50/37/25/19/17/17/12 пг/м ³	Воздух и аэрозоль, среднегодовые концентрации	Измерения ЕМЕР, данные онлайн	1991-2003
	Швеция (Аспвретен)	43/57/61/50/-/67/16 пг/м ³	Воздух и аэрозоль, среднегодовые концентрации	Измерения ЕМЕР, данные онлайн	1995-2002
	Нью-Ослунд (Свальбард, Норвегия)	73 пг/м ³	ΣГХГ, в основном, альфа-ГХГ, самый высокий среднегодовой показатель зарегистрирован в 1996 году	АМАР, 2004	1996-1988
	Баренцево море и восточная часть Северного Ледовитого океана	11 - 68 пг/м ³		Harner et al. (1999)	1999
	Арктика	23 +/- 10 пг/м ³	Единообразное распространение, среднеарифметическое значение, замеры на 4 арктических объектах	Su et al., 2006	2000-2003
Осадки	Бельгия (Кнокке)	4,1 - 0,5 нг/л	Среднегодовые концентрации	Измерения ЕМЕР, данные онлайн	1996-2003
	Германия (Цингст)	1 - 0,3 нг/л	Среднегодовые концентрации	Измерения ЕМЕР, данные онлайн	1999-2003
	Финляндия (Паллас)	< 1 нг/л	Осадки + сухие отложения, среднегодовые концентрации	Измерения ЕМЕР, данные онлайн	1996-2003
	Норвегия (Листа)	2,7 - 0,4 нг/л	Среднегодовые концентрации	Измерения ЕМЕР, данные онлайн	1991-2003
	Швеция (Аспвретен)	27 - 0,4 нг/л	Среднегодовые концентрации	ЕМЕР measurement data online	1995-2002
	Канада/Великие Озера	1 - 40 нг/л	81 проба	IPCS, 1992	1976-77
Почва	Российская Арктика	0,2 - 0,5 нг/г св	ΣГХГ, в основном, альфа-ГХГ, почвы, включая торф и сор	АМАР, 2004	200-2001
	Антарктика	< 0,01–0,026 нг/г св		Borghini et al., 2005	1999
Морская вода	Северная часть Баренцева моря, Восточная часть Северного Ледовитого океана	910 (350 - 1630) пг/л	Период отбора проб: июль - сентябрь	Harner et al., 1999	1996
	Североамериканская часть Северного Ледовитого океана	~ 7.5 мкг/м ³		Li and Macdonald, 2005	1983
	Канадский архипелаг и южная часть моря Бофорта	3,5 (1.1–5,4) нг/л	Поверхностные воды, замеры летом	Bidleman et al., 2007	1999
Пресная вода, реки	Северные реки России	< 1 - 69 нг/л	Средневзвешенная концентрация за 7 лет	АМАР, 2004	1190-1996

Ниша	Страна/регион	Уровни	Замечания	Ссылки	Год
Речная и устьевая вода	Восточная и Южная Азия, Океания	До макс. 470 нг/л		Iwata et al., 1994	1989-1991
Отложения (озеро)	Южная Швеция	9,2 ± 6,3 нг/г св	ΣГХГ, данные Шведской программы мониторинга, 2002	АМАР, 2004	2002
Растительность (лишайники)	Таймыр (Россия)	7 нг/г св	Самая высокая концентрация в лишайниках по сравнению с образцами с Аляски, Урала и Кольского полуострова	АМАР, 2004	1991-1993
	Швейцария	0,5 - 4 мкг/кг св	В различных районах (городские, промышленные и сельские районы)	Информация по приложению Е, представленная Швейцарией, 2007 год	2002
Мох	Антарктика	0,43-4 нг/г св		Borghini et al., 2005	1999

Уровни в окружающей среде могут по-прежнему оставаться высокими вблизи от источников. Концентрации ГХГ в зараженной почве 40–225 мг/кг были обнаружены в верхнем слое почвы в районе химического завода в Албании (ЮНЕП, 2003). Средние уровни 0,02 мг/кг, по сообщениям, наблюдаются в дельте реки Жемчужной в Китае; в почвах в районе реки Лена в России содержится 0,001–0,017 мг/кг ГХГ (ЮНЕП, 2003). Уровни до 12000 мг/кг были обнаружены в одном из сильно загрязненных районов Испании (Concha-Grana et al., 2006)

Уровни в биоте варьируются в зависимости от конкретного места (недавнее применение и/или сильное загрязнение) и видов. Альфа-ГХГ в большинстве случаев является доминирующим изомером в организме рыб (Willett et al., 1998). Например, концентрация ГХГ (в основном, альфа-изомера) в организме нескольких видов рыб в Индии варьируется от 6 до 68 нг/г жв. Образцы рыбы, собранные в реке Нил близ Каира в 1993 году, содержали концентрацию альфа-ГХГ 0,5 нг/г жв (ЮНЕП, 2003).

Альфа-ГХГ был также обнаружен в яйцах кудрявого пеликана (*Pelecanus crispus*), а также в организме угрей (*Anguilla anguilla*), основного вида, которым питается пеликан, в заболоченной местности близ залива Амвракикос в Греции в течение двухлетнего периода 1992-1993 годов. Концентрация в яйцах пеликана составляла $7,9 \pm 3,2$ нг/г, а в организме угрей - $6,5 \pm 2,5$ нг/г жв (ЮНЕП, 2003 год). Концентрация альфа-ГХГ в организме окуня близ побережья Латвии составляет до 21 нг/г лв (липидного веса) (вариация 50-60), что считается фоновой концентрацией. Повышенные уровни до 126 нг/г лв объясняются недавним выбросом технического ГХГ (Olsson et al., 1999).

Одним из местных источников альфа-ГХГ являлось применение технического ГХГ коренным населением северной России для борьбы с досаждающими насекомыми, паразитирующими на одомашненном северном олене (Li et al., 2004). В то же время, количественных оценок уровней воздействия не существует.

2.3.2 Воздействие в результате переноса в окружающей среде на большие расстояния

Самые высокие уровни альфа-ГХГ отмечаются в высоких широтах в воздухе (например, Свальбард, Алерт) и в морской воде (Hagner et al., 1999). Как показано в табл. 2, альфа-ГХГ в воздухе сокращается (например, от 94 пг/м³ в 1992 году до 12 пг/м³ в 2003 году в Норвегии). АМАР (2004а) также приходит к выводу, что концентрации ГХГ в арктическом воздухе остаются на низком уровне с середины 1990-х годов в силу введения запретов и ограничений по всему миру. В предыдущий период, в 1980-х годах, в арктическом воздухе отмечались уровни примерно до 900 пг/м³ (Li et al., 2002). Уровни в морской воде в восточной части Северного Ледовитого океана в целом были ниже, чем в западной части (Hagner et al., 1999). Максимальные поверхностные концентрации отмечаются в центральной части Канадского Арктического архипелага, промежуточные – в море Бофорта/Чукотском море и в районе Северного полюса. В 90-х годах уровни в канадской части Северного Ледовитого океана были выше, чем где бы то ни было в глобальной морской среде (АМАР, 2004а).

Такое распространение в пространстве также отражается на уровнях в биоте. Hoekstra et al. (2002) обнаружили, что в ворвани гренландских китов наблюдается реверсия коэффициентов альфа-/бета-ГХГ в ходе их миграций между Беринговым морем и морем Бофорта. Уровни в ворвани белухи в Юго-восточной части Баффина залива в период с 1982 по 1997 год понизились примерно с 190 до 140 нг/г жв (АМАР, 2004а). Сообщения об уровнях до 196 нг/г жв поступают с Аляски (Информация по приложению Е, представленная IPEN, 2007 год) и до 344 нг/г жв с Арвиата (Stern et al., 2005). В ворвани китов-малых полосатиков в районе Гренландии отмечалась более высокая концентрация превалирующего альфа-изомера (средние уровни 40-55 нг/г жв), чем у особей из Северного моря (менее 30 нг/г) (АМАР, 2004а). Понижения уровня ΣГХГ ворвани нарвала в канадской Арктике в период 1982-1992 годов не отмечалось.

Концентрации в организме кольчатой нерпы в канадской Арктике не претерпевает существенных изменений Σ ГХГ и остается на уровне 1970-х годов. Повышенные уровни изомеров ГХГ в организме морских млекопитающих Канадского архипелага, вероятно, объясняются высокой концентрацией изомеров ГХГ в воде, поскольку изомеры ГХГ остаются наиболее распространенными хлорорганическими соединениями в Северном Ледовитом океане (NARAP, 2006).

За период 1991-2000 годов временных тенденций в организме арктической трески и лиманды в прибрежных водах Исландии обнаружено не было, а в результатах по Норвегии в период с 1987 по 1998 год отмечается существенное понижение (с 23 до 4 нг/г лв) альфа-ГХГ в печени арктической трески (Sinkkonen and Paasivirta, 2000).

Альфа-ГХГ обнаружен в мышечной ткани и печени песца (1,5 и 3 нг/г жв) в Канаде (AMAP, 2004a). Уровни в организме белого медведя также отражают пространственное распространение альфа-ГХГ – наиболее высокий уровень наблюдается среди популяций на Аляске (до 593 нг/г лв в организме мужских особей белого медведя). В период 1991-2002 годов в организме женских особей белого медведя у западных берегов Гудзонова залива (концентрации до 260 нг/г лв) понижения уровней альфа-ГХГ не наблюдалось (Verreault et al., 2005). Остаточные уровни альфа-ГХГ в организме белого медведя в восточной Гренландии возросли в 90-х годах с 18 до 25 процентов (AMAP, 2004a).

2.3.3 Пища

Суточные показатели поступления альфа-ГХГ для населения в целом с рационом питания взрослого человека в период с 1986 по 1991 год в Соединенных Штатах, по сообщениям, составляли 0,008 мкг/кг. В США зависимое от возраста суточное поступление альфа-ГХГ сократилось с 3,3-16,1 нг/кг веса тела (вт; 1982-1984 годы) до 0,5-2,7 нг/кг вт (1986-1991 годы) (ATSDR, 2005). В Общем исследовании рациона питания, проведенном УППМ США в 2003 году по 100 продуктам питания, альфа-ГХГ был обнаружен в 35 продуктах (информация по приложению E, представленная IPEN, 2007 год). В Общем исследовании рациона питания в Канаде (1993-1996 годы) сообщается о среднесуточном поступлении альфа-ГХГ с питанием на уровне 0,37 нг/кг вт (Health Canada, 2003, в EFSA, 2006). В европейских странах репрезентативных исследований потребляемого рациона питания проводится мало, но одно из них было выполнено в Чешской Республике. Среднесуточные показатели поступления альфа-ГХГ в организм сократились с 4,3 нг/кг вт в 1994 году до 1,6 нг/кг вт в 2002 году (EFSA, 2005). Местное исследование рациона питания, проведенное в Испании в 1990/91 годах, свидетельствует о среднесуточном поступлении альфа-ГХГ в организм на уровне менее 0,1 мкг (Urieta et al., 1996).

Альфа-ГХГ был обнаружен в коровьем молоке в тех странах, где ГХГ применялся в недавнем времени. Средние уровни альфа-ГХГ в коровьем молоке в двух регионах Индии составили 0,012 мкг/кг лв и 0,0045 мкг/кг жв, соответственно (ATSDR, 2005). На присутствие остатков хлорорганических пестицидов были проанализированы 140 образцов коровьего молока из 14 районов Харьяны, Индия, забранных в 1998-1999 годах. Максимальный предел 0,05 мкг/кг для остатков альфа-ГХГ, рекомендованный ВОЗ, был превышен в 4 процентах образцов (Sharma et al., 2006). Контрольное исследование коровьего молока в Мексике (192 образца) показало уровень альфа-ГХГ 0,001–0,201 мкг/кг альфа-ГХГ (ATSDR, 2005).

В образцах рыбы и моллюсков в Индии содержалось 0,01–0,02 мкг/кг жв и 0,26 мкг/кг жв альфа-ГХГ, соответственно (Nair and Pillai, 1992). Высокие уровни альфа-ГХГ документально подтверждены в кормовой цепи арктического региона (AMAP, 2004b; уровни, сообщаемые в разделе 2.3.2.). Коренное население Арктики особенно уязвимо для воздействия альфа-ГХГ в рационе питания, поскольку оно питается такими традиционными видами пищи, как оленина, рыба, тюленина и китовое мясо.

2.3.4 Нагрузка на организм

Средние уровни альфа-ГХГ в организме 25 американских пациентов составляли 0,04 нг/г в крови в целом и 1,1 нг/г (максимум 9,6 нг/г) в биопсихических жировых тканях (ATSDR, 2005). По данным исследования, проведенного в Испании, средние уровни альфа-ГХГ составляют 1,43 мкг/г (максимум 6,75 мкг/г) в образцах жировых тканей детей, проживающих в сельских районах (Olea et al., 1999). Альфа-ГХГ обнаружен у 1,7 процента из 4822 образцов крови взрослого населения Германии из 120 районов (предел обнаружения: 0,1 мкг/л) (Becker et al., 1998). Альфа-ГХГ был обнаружен в сыворотке крови трех из 186 (=1,6 процентов) бразильских детей (средний показатель: 1,8 ppb) (ATSDR, 2005). Альфа-ГХГ обнаружен во всех образцах (n = 142) в ходе исследования, проведенного в восточной части Румынии в 2005 году при срединной концентрации на уровне 31 нг/г липидного веса (диапазон 3 - 146 нг/г) (Dirtu et al., 2006). О высоких концентрациях сообщалось в Индии, что объясняется применением в сельском хозяйстве и для борьбы с малярией. В сыворотке крови содержалось до 0,45 мг/л альфа-ГХГ, а в адипозных тканях – до 0,30 мг/кг. В материнском молоке содержалось в среднем 0,16 мг/л (Nair and Pillai, 1992). Scheele et al. (1998) исследовали уровни нескольких хлорорганических соединений, включая альфа-ГХГ, в костном мозге 29 представителей

взрослого населения Германии (образцы отбирались в период 1980-1991 годов). По сравнению с адипозными тканями, где, как правило, наблюдается самый высокий уровень хлорорганических соединений, концентрация альфа-ГХГ в костном мозге была в 10 раз выше (средний показатель: 0,050 мг/кг по сухому липидному весу, максимальный показатель: 0,476 мг/кг). Альфа-ГХГ был также обнаружен в сперме (ATSDR, 2005).

2.3.5 Воздействие на детей

Дети на определенных этапах своего развития более подвержены риску от воздействия химических веществ, чем взрослые. На данный момент неясно, подвержены ли дети рискам для здоровья в результате воздействия альфа-ГХГ больше, чем взрослые, хотя известно, что развивающийся головной мозг более восприимчив к воздействию различных СОЗ. Специфическое обогащение альфа-ГХГ в головном мозге млекопитающих может создавать основания для беспокойства. Передача альфа-ГХГ через плаценту хорошо подтверждена документально (ATSDR, 2005; Falcon et al., 2004; Shen et al., 2006). Альфа-ГХГ в более высокой степени аккумулируется в плаценте человека, чем в материнском молоке.

Средние уровни альфа-ГХГ в материнском молоке в выборке, производившейся в Финляндии (43 матери, 1997-2001 год) составляли 0,19 нг/г липидного веса, тогда как средняя концентрация альфа-ГХГ в плаценте составляла 3,47 нг/г липидного веса. В выборке, производившейся в Дании, (43 матери, 1997-2001 годы) была обнаружена средняя концентрация 0,51 нг/г липидного веса в материнском молоке и 1,53 нг/г липидного веса в плаценте. Предполагается, что это явление объясняется конкретной метаболической активностью плацентарной ткани (Shen et al., 2006). Может быть продемонстрировано, что в случае ограничений на применение, концентрации альфа-ГХГ в материнском молоке неуклонно сокращаются. В Германии альфа-ГХГ по-прежнему обнаруживался в 28 процентах образцов материнского молока, анализировавшихся в 1984-85 годах, тогда как в образцах, отобранных в 1990-91 годах и в 1995 году он обнаружен не был (Ott et al., 1999). Более 2000 отдельных образцов материнского молока женщин, проживающих в Западной Германии, отобранных и проанализированных в период с 1984 по 2001 год, показали, что концентрация альфа-ГХГ сократилась с > 0,01 мг/кг жировых тканей до уровней ниже обнаруживаемых (предел обнаружения 0,001 мг/кг по жировым тканям) (Fürst, 2004). В рамках третьего полевого исследования материнского молока ВОЗ, на присутствие ГХГ были проанализированы 16 групп материнского молока в 10 европейских странах. В Болгарии, России и Украине альфа-ГХГ был обнаружен в концентрациях 0,002–0,006 мг/кг липидного веса, когда как в образцах из Чешской Республики, Германии, Ирландии, Италии, Люксембурга, Норвегии и Испании альфа-ГХГ обнаружен не был (предел обнаружения 0,001 мг/кг липидного веса). В Найроби, Кения, в 8,8 процентах отобранных образцов материнского молока содержалась обнаруживаемая концентрация альфа-ГХГ при среднем уровне 0,013 мг/кг молочного жира и диапазоне 0,002–0,038 мг/кг (Kinyamu et al., 1998). В образцах материнского молока, отобранных в Индии, в среднем содержалось 0,16 мг/л (Nair and Pillai, 1992). В другом индийском исследовании сообщается об уровне 0,045 мг/л альфа-ГХГ в материнском молоке (Nair et al., 1996). Можно прийти к выводу, что концентрация альфа-ГХГ в материнском молоке в значительной мере зависит от экспозиции и что в нескольких развивающихся и восточноевропейских странах концентрация по-прежнему остается на слишком высоком уровне.

2.4 Оценка опасности и пределы, вызывающие беспокойство

По сравнению с техническим ГХГ и линданом, по альфа-ГХГ имеются лишь ограниченные данные. Существует ограниченное количество исследований субхронической и хронической токсичности при приеме внутрь. Опытов на животных на предмет изучения токсичности альфа-ГХГ при вдыхании и попадании на кожу не проводилось. Исследования воздействия альфа-ГХГ на развитие, а также его тератогенного и репродуктивного воздействия отсутствуют. Недостаточно и данных о реакции на различные дозы при приеме вовнутрь для всех соответствующих видов. Для целей настоящей характеристики рисков были рассмотрены самые важные результаты исследований в отношении оценки опасности. Более подробная информация содержится в докладах, указанных в разделе 1.2.

Острая токсичность/нейротоксичность: Показатели LD50 при приеме внутрь варьируются от 100 до 4000 мг/кг вт для мышей и от 500 до 4647 мг/кг вт для крыс. Признаками отравления служит стимуляция центральной нервной системы: возбужденность, выгибание спины, встающая дыбом шерсть, диспноэ, анорексия, треморы, конвульсии и судороги (IPCS, 1992).

Субхроническая токсичность: В исследовании крыс, продолжавшемся 90 суток при дозировках 0, 2, 10, 50 или 250 мг альфа-ГХГ/кг корма, при дозировке 250 мг/кг корма (что равно 12,5 мг/кг вт в сутки) наблюдалось замедление роста и повышение относительного веса органов (печени, сердца, почек и надпочечников). При уровнях 50 и 250 мг/кг наблюдались изменения энзимной функции печени, а паренхиматозные клетки печени увеличивались. Вес печени возрастал при дозировке 10 мг/кг корма (что равно 0,5 мг/кг вт в сутки), отмечалось и понижение содержания лейкоцитов. Признаки подавления иммунной системы (пониженные уровни иммуноглобулинов G и M в сыворотке крови) наблюдались при дозировке 50 и 250 мг/кг корма.

NOAEL составлял 2 мг/кг альфа-ГХГ/кг корма (что равно 0,1 мг/кг вт в сутки; LOAEL составлял 10 мг/кг корма) (IPCS, 1992).

Хроническая токсичность: Когда группам из 10 женских и 10 мужских особей отъемышей крыс Вистара подавался суточный рацион питания с содержанием 0, 10, 50, 100 или 800 мг альфа-ГХГ /кг корма (в кукурузном масле) в течение 107 недель, самая высокая доза привела к замедлению роста, повышенной смертности и незначительному поражению печени. При суточных дозах 100 и 800 мг/кг были обнаружены увеличение печени и гистопатологические изменения печени. В то же время, при дозировке 50 мг/кг корма изменений печени замечено не было (NOAEL 50 мг/кг, LOAEL 100 мг/кг корма) (Fitzhugh et al., 1950).

Генотоксичность: Альфа-ГХГ не оказывает мутагенного воздействия на бактерии (штаммы *Salmonella typhimurium* TA 98, TA 100, TA 1535 и TA 1537) ни при метаболической активизации, ни без нее, и не вызывает поражения ДНК бактерий. В то же время, альфа-ГХГ вызывает фрагментацию ДНК клеток печени человека и крыс. Воздействие альфа-ГХГ при приеме внутрь приводит к митотическим расстройствам, включая повышение митотического темпа и повышение частоты полиплоидных клеток печени в мышах (ATSDR, 2005).

Канцерогенность: Исследования канцерогенности альфа-ГХГ ограничены. Было проведено несколько исследований на мышах, но их ценность ограничена. В то же время, из результатов ясно, что при высоких дозах альфа-ГХГ вызывает гиперплазию лимфатических узлов и карциному клеток печени у мышей (заболеваемость варьируется в зависимости от штамма), а также у крыс (низкая заболеваемость). Исследования стимулирования возникновения заболевания и режима реакции свидетельствуют о том, что замеченная неопластическая реакция на альфа-ГХГ скорее всего объясняется механизмом, не обладающим генотоксичностью. Было доказано, что альфа-ГХГ стимулирует опухоли в печени мышей и крыс (IPCS, 1992). Международное агентство по исследованиям в области раковых заболеваний (IARC) классифицировало альфа-ГХГ как вещество группы 2А: возможно канцерогенное для человека. АООС США классифицировало альфа-ГХГ как вероятный канцероген для человека. Департамент здравоохранения и социального обеспечения (DHHS) пришел к выводу, что есть все основания полагать, что все изомеры ГХГ способны вызывать раковые заболевания человека (ATSDR, 2005).

Иммунотоксичность: Мыши, которым вводился альфа-ГХГ (50 и 250 мг/кг в сутки, т.е. 0,5 и 2,5 мг/кг вт в сутки) демонстрировали признаки подавления иммунной системы (понижение уровня иммуноглобулинов G и M в сыворотке).

Воздействие на человека: По имеющимся сообщениям, у работников, подвергавшихся воздействию технического ГХГ при составлении пестицидов или удобрений, наблюдались такие признаки неблагоприятного воздействия, как нейрофизиологические и нейропсихологические расстройства, а также желудочно-кишечные нарушения. У работников отмечались парестезия лица и конечностей, головная боль и головокружение, недомогание, рвота, треморы, ощущения тревоги, спутанность сознания, потеря сна, нарушения памяти и потеря либидо. Уровни сывороточного фермента и иммуноглобулина M повышались (ATSDR, 2005). Вдыхание смеси изомеров ГХГ может приводить к раздражению носоглотки (IPCS, 2006). Наблюдаемое серьезное воздействие на печень животных (например, дегенерация и некроз жировых тканей) наводит на мысль о том, что аналогичное воздействие может в потенциале оказываться и на работников после продолжительной экспозиции изомеров ГХГ на рабочих местах.

Германское исследование хлорорганических соединений в периферийной крови 486 женщин, страдающих от гормональных расстройств и/или бесплодия, показало, что у женщин с фиброидами матки, антицитотидными антителами, лютеиновой недостаточностью и подверженных аллергиям концентрация альфа-ГХГ значительно выше. Самые высокие уровни ГХГ в крови были отмечены у женщин, страдающих ожирением, и женщин с историей выкидышей (Gerhard, 1993).

В экспериментальном исследовании, статистическая ценность которого ограничена, была продемонстрирована возможная связь между воздействием хлорорганических соединений и риском детской апластической анемии. Уровень альфа-ГХГ у детей, страдающих от апластической анемии, был значительно выше, чем у детей в контрольной группе ($p < 0,05$) (Ahamed et al., 2006).

В Индии проводились исследования связи между воздействием альфа-ГХГ и замедлением внутриутробного роста плода (IUGR, < 10-й перцентиль веса при рождении для гестационного возраста). Между уровнями альфа-ГХГ в крови матери и замедлением внутриутробного роста плода была установлена статистически значимая связь ($p < 0,05$) (Siddiqui et al., 2003)

Воздействие на нецелевые организмы: Данные о воздействии на нецелевые организмы чрезвычайно ограничены. Альфа-ГХГ остро токсичен для водных организмов. Сообщалось о концентрациях эффекта в водорослях, зоопланктоне (солоноводная креветка, водяная блоха) и рыбе на уровнях < 1 мг/л (подробные значения в IPCS, 1992; ECOTOX database, 2007). В опыте на острое отравление продолжительностью 24 часа для полосатой гиреллы был выявлен уровень LC50 примерно 1,4 мг/л (Oliveira-Filho and Paumgarten, 1997). В

долгосрочном исследовании (70 суток) с опытами на улитках (*Lymnaea stagnalis*) при концентрации 65 мкг/л было обнаружено снижение репродуктивной способности на 50 процентов. В ходе долгосрочных экспериментов с опытами на рыбах не было выявлено ни гистопатологических изменений, ни влияния на рост и поведение (опытная концентрация - 800 мкг/л, продолжительность - 50 суток, вид - гуппи или гранулы с содержанием от 10 до 1250 мг альфа-ГХГ/кг, продолжительность - 3 месяца, вид - радужная форель) (IPCS, 1992). Данные наблюдений за арктическим белым медведем продемонстрировали отрицательное соотношение между концентрациями ретинола и ГХГ, что может влиять на самые разнообразные биологические функции (AMAP, 2004a).

Описание рисков

В 2006 году АООС США провело оценку рисков при питании населения в Аляске, создаваемых альфа- и бета-ГХГ. По оценкам АООС США, воздействие альфа-ГХГ на население Аляски находится в диапазоне 0,00057-0,0039 мг/кг вт в сутки для взрослых, 0,0021-0,051 мг/кг вт в сутки для детей (в возрасте от одного года до 6 лет) и 0,00073-0,0050 мг/кг вт в сутки для детей (в возрасте от 7 до 12 лет). Риск выражается в проценте от максимальной допустимой дозы или эталонной дозы (RfD). Уровень, вызывающий беспокойство, достигается, если прием с пищей превышает 100 процентов RfD (USEPA, 2006). Показатель RfD 0,001 мг/кг в сутки для хронического воздействия основан на NOAEL 0,1 мг/кг в сутки (LOAEL составляет 0,5 мг/кг в сутки), установленном в результате исследования субхронической токсичности для крыс с применением фактора неопределенности 100 (USEPA, 2006). Для вдыхания эталонная концентрация (RfC) альфа-ГХГ 0,00025 мг/м³ основана на NOAEL 0,025 мг/м³ для наблюдений отравления печени и почек в ходе субхронического ингаляционного исследования крыс с применением фактора неопределенности 100 (RIVM, 2001 in USEPA, 2006).

По мнению АООС США (2006), оценки острого воздействия при приеме с пищей не вызывают беспокойства (2006). Оценка рисков при питании АООС США свидетельствует о том, что расчетное хроническое воздействие альфа-ГХГ при питании превышает уровень, вызывающий беспокойство для оценок приема с пищей повышенных доз. Оценки уровня риска возникновения рака при приеме альфа-ГХГ с пищей также выше уровня, вызывающего беспокойство, при приеме как низких, так и высоких доз. По мнению АООС, показатели риска в процентах от RfD составляют 57 - 390 для взрослых мужчин, 67-460 для взрослых женщин, 210-5100 для детей в возрасте от одного года до шести лет и 73 - 500 для возраста 7-12 лет. По оценкам, риск возникновения рака для взрослых мужчин составляет от $3,2 \times 10^{-3}$ до $2,5 \times 10^{-2}$ и от $4,2 \times 10^{-3}$ до $2,9 \times 10^{-2}$ для взрослых женщин. Следует отметить, что такая расчетная заболеваемость по меньшей мере на четыре порядка выше, чем общепринятый показатель риска возникновения рака 1×10^{-6} . Несмотря на то, что данная оценка риска весьма консервативна в силу применения при расчетах максимальных обнаруженных уровней, можно сделать вывод о том, что риски, связанные с приемом пищи, вызывают беспокойство. Кроме того, следует отметить, что целевым органом в случае хронической токсичности является печень и что, как можно предположить, воздействие ГХГ может носить кумулятивный характер.

3 Обобщение информации

Технический ГХГ, смесь пяти стабильных изомеров ГХГ, содержит 55-80 процентов альфа-ГХГ и в прошлом широко применялся по всему миру в качестве хлорорганического пестицида. Хотя применение технического ГХГ в настоящее время незначительно, выбросы в окружающую среду могут происходить и по сей день. Местные источники включают места захоронения опасных отходов, зараженные объекты, запасы, а также могильники и свалки. Количественных оценок таких выбросов не существует, но объемы остатков ГХГ в виде побочных продуктов производства линдана, как предполагается, составляют от 1,6-1,9 до 4,8 млн. тонн. Кроме того, предполагается, что загрязнение окружающей среды может вызываться многочисленными объектами, которые должным образом не обслуживаются и не контролируются.

Физико-химические свойства альфа-ГХГ облегчают его перенос в атмосфере на большие расстояния и приводят к его «холодной конденсации» в глобальном масштабе. Кроме того, его низкая константа Генри способствует накоплению высоких уровней концентрации в Северном Ледовитом океане. Более того, было доказано, что концентрации в воздухе арктического региона до начала 1990-х годов в точности следовали данным о глобальном потреблении. Далее, данные мониторинга в отдаленных регионах, например, в Арктике и Антарктике, показывали, что обнаруженные уровни, которые иногда превышали уровни в регионах-источниках, объясняются переносом на большие расстояния.

Гидролиз способствует общему удалению альфа-ГХГ из водных растворов при щелочном pH, но в природных условиях не играет значительной роли. Альфа-ГХГ может претерпевать энантиоселективную деградацию, которая зависит от места и среды. По данным анализа периодов полураспада и остатков в почве, альфа-ГХГ обладает умеренной стойкостью. В то же время, в некоторых природных условиях, например, при низких концентрациях или низких температурах, период полураспада увеличивается. Периоды полураспада

альфа-ГХГ в арктических озерах составляют до 1,4 года, но в силу энантиоселективной деградации в восточной части Северного Ледовитого океана периоды полураспада составляют от 5 до 7 лет.

Альфа-ГХГ способен к биоаккумуляции и биоусилению в биоте и арктических пищевых сетях. КБК и FWMF в организме беспозвоночных, рыб и наземных, а также морских млекопитающих превышают 1. Благодаря своей индивидуальной способности к метаболизации альфа-ГХГ, птицы не укладываются в эту схему. У большинства птиц наблюдается КБК < 1, независимо от трофического уровня. Особенно у млекопитающих происходит энантиоспецифическая аккумуляция (+) или (-) альфа-ГХГ (в зависимости от вида). В сочетании с пониженной способностью к биопреобразованию, альфа-ГХГ достигает высоких КБК в организме млекопитающих, причем самая высокая концентрация наблюдается в тканях головного мозга, особенно в том, что касается (+) энантиомера. Поскольку все ГХГ действуют на центральную нервную систему, к этому явлению следует относиться с осторожностью. На данный момент, однако, исследований токсичности альфа-ГХГ по энантиомерам не существует, поэтому причины обогащения и различий остаются в значительной мере неясными.

Было доказано, что альфа-ГХГ обладает нейротоксическим и гепатотоксическим воздействием, а также вызывает подавление иммунной системы и раковые заболевания у подопытных животных. Международное агентство исследований в области раковых заболеваний (IARC) классифицировало альфа-ГХГ как вещество группы 2В, возможно канцерогенное для человека. Несколько эпидемиологических исследований свидетельствуют о том, что альфа-ГХГ, возможно, играет определенную роль в возникновении рака груди у женщин. Известно, что альфа-ГХГ стимулирует опухоли.

Альфа-ГХГ может оказывать отрицательное влияние на здоровье человека как в загрязненных, так и в арктических районах. На основании имеющихся данных о токсичности альфа-ГХГ можно сделать вывод, что существующие концентрации альфа-ГХГ в продуктах питания и материнском молоке служат источником беспокойства. Расчетное дневное потребление альфа-ГХГ коренных народов Арктики превышает допустимые уровни безопасного потребления, хотя следует отметить, что эти оценки носят весьма консервативный характер. Риск для этих групп населения, связанный с их рационом питания, вызывает беспокойство. В то же время, следует подчеркнуть, что хотя традиционные виды питания обладают уникальной социальной, духовной и экономической ценностью, настоятельно рекомендуется избегать пищевых продуктов, уровни альфа-ГХГ в которых вызывают беспокойство.

4 Заключение

Хотя в большинстве стран применение технического ГХГ в качестве пестицида запрещено или ограничено и в большинстве случаев он заменен линданом, процесс производства линдана приводит к образованию огромных количеств остаточных ГХГ. Продолжение производства и существующие накопленные количества таких изомеров в отходах представляют собой проблему мирового масштаба и способствуют выбросам в окружающую среду.

За последние 30 лет выбросы в окружающую среду резко сократились, однако до сих пор наблюдающиеся уровни в окружающей среде позволяют сделать вывод о стойкости альфа-ГХГ в окружающей среде (при низких концентрациях). Холодный Северный Ледовитый океан, в котором в настоящее время происходит ликвидация альфа-ГХГ, представляет собой приемник, который препятствует быстрой деградации данного химического вещества. Уровни альфа-ГХГ в биоте Арктики не полностью отражают тенденцию к сокращению в абиотических нишах.

Альфа-ГХГ присутствует в наземных и водных кормовых цепях, причем его концентрации вызывают беспокойство. В загрязненных районах, все еще присутствующих на земном шаре, ожидается высокий уровень воздействия альфа-ГХГ. Высокий уровень воздействия также, возможно, ожидается в результате переноса на большие расстояния в регионе Арктики. Кроме того, люди и живая природа подвергаются воздействию различных загрязнителей, которые могут влиять на токсикологическое воздействие альфа-ГХГ кумулятивным образом. В силу присущих ему свойств в сочетании с расчетным среднесуточным приемом альфа-ГХГ коренными народами Арктики, превышающим безопасные пределы, а также учитывая широкое распространение альфа-ГХГ в биоте, включая отдаленные районы, находящиеся на большом расстоянии от вероятных источников выбросов, можно сделать вывод о том, что данное химическое вещество способно в результате переноса в окружающей среде на большие расстояния оказывать существенное отрицательное воздействие на здоровье человека и окружающую среду, что обуславливает необходимость принятия мер на глобальном уровне.

Литература

- AMAP: Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo, Norway, 2004a.
- AMAP: Persistent Toxic Substances, Food Security and Indigenous Peoples of the Russian North Final Report. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, 2004b.
- Ahamed M., Anand M., Kumar A., Siddiqui M.K.: Childhood aplastic anaemia in Lucknow, India: incidence, organochlorines in the blood and review of case reports following exposure to pesticides. *Clin Biochem.* 39 (7), 2006, p. 762-6.
- ATSDR: Toxicological profile for hexachlorocyclohexanes, United States of America Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, August, 2005. [<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>; 2007-02-27].
- Bachmann A., Walet P., Wijnen P., de Bruin W., Huntjens J.L., Roelofsen W., Zehnder A.J.: Biodegradation of alpha- and beta-hexachlorocyclohexane in a soil slurry under different redox conditions. *Appl Environ Microbiol.* 54 (1), 1988, p. 143-9.
- Bakore N., John P.J., Bhatnagar P.: Organochlorine pesticide residues in wheat and drinking water samples from Jaipur, Rajasthan, India. *Environ Monit Assess.* 98 (1-3), 2004, p. 381-9.
- Barra, R; Cisternas, M., Urrutia, R., Pozo, K., Pacheco, P., Parra, O., Focardi, S. First report on chlorinated pesticide deposition in a sediment core from a small lake in central Chile (2001). *Chemosphere*, 45, 749-757
- Baumann K., Angerer J., Heinrich R., Lehnert G.: Occupational exposure to hexachlorocyclohexane. Body burden of HCH isomers. *Int Arch Occup Environ Health.* 47 (2), 1980, p. 119-27.
- Becker K.S., Kaus C., Krause P., Lepom C., Schulz M., Seifert B.: Umwelt-Survey 1998, Band III: Human-Biomonitoring. Stoffgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland
- Bidleman T.F., Kylin H., Januntunen L.M., Helm P.A., Macdonald R.W.: Hexachlorocyclohexanes in the Canadian Archipelago. 1. Spatial distribution and pathways of alpha-, beta- and gamma-HCHs in surface water. *Environ. Sci Technol.* 41 2007, p. 2688-2695.
- Bouvier G., Blanchard O., Momas I., Seta N.: Pesticide exposure of non-occupationally exposed subjects compared to some occupational exposure: A French pilot study.
- Borghini F, Grimalt JO, Sanchez-Hernandez JC, Bargagli R. Organochlorine pollutants in soils and mosses from Victoria Land (Antarctica). *Chemosphere* 58(3), 2005, p. 271-8.
- Breivik, K., Pacyna, J. M., Münch, J.: Use of a-, b- and y-hexachlorocyclohexane in Europe, 1970-1996. *Sci. Total Environ.* 239 (1-3), 1999, p. 151-163.
- Buser, H.F.; Müller M. Isomer and Enantioselective Degradation of Hexachlorocyclohexane Isomers in Sewage Sludge under Anaerobic Conditions. *Environmental Science and Technology.* 29, 1995, p. 664-672.
- Braune B., Miur D., DeMarch B., Gamberg M., Poole K., Currie R., Dodd M., Duschenko W., Eamer J., Elkin B., Evans M., Grundy S., Hebert C., Johnstone R., Kidd K., Koenig B., Lockhart L., Marshall H., Reimer K., Sanderson J., Shutt L.: Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: a review. *The Science of the Total Environment* 230, 1999, p. 145-207.
- Buckmann A.H., Norstrom R.J., Hobson K.A., Karnovsky N.J., Duffe J., Fisk A.T.: Organochlorine contaminants in seven species of Arctic seabirds from northern Baffin Bay. *Environmental pollution* 128 2004, p. 327-338
- Butte, W., Fox K., Zauke G.P.: Kinetics of bioaccumulation and clearance of isomeric hexachlorocyclohexanes. *Sci Total Environ.* 109-110, 1991, p. 377-82.
- CambridgeSoft Corporation: Chemfinder 2004, [<http://chemfinder.cambridgesoft.com/result.asp>; 2007-02-27]
- CACAR: Canadian Arctic Contaminant Assessment Report II: Toxic Substances in the Arctic and Associated Effects – Human Health, Dept of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Canada, 2003.
- Chessells M.J., Hawker D.W., Connell D.W., Papajcsik I.A.: Factors influencing the distribution of lindane and isomers in soil of an agricultural environment. *Chemosphere* 17 (9), 1988, p. 1741-1749.
- Concha-Grana E., Turnes-Carou M., Muniategui-Lorenzo S., Lopez-Mahia P., Prada-Rodriguez D., Fernandez-Fernandez E.: Evaluation of HCH isomers and metabolites in soils, leachates, river water and sediments of a highly contaminated area. *Chemosphere* 64 (4), 2006, p. 588-95.

- Corsolini S., Covaci A., Ademollo N., Focardi S., Schepens P.: Occurrence of organochlorine pesticides (OCPs) and their enantiomeric signatures, and concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Adelie penguin food web, Antarctica. *Environ Pollut.* 140 (2) 2006 p. 371-82
- Czech Republic: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Das AC., Chakravarty A., Sukul P., Mukherjee D.: Insecticides: their effect on microorganisms and persistence in rice soil. *Microbiol Res.* 150 (2), 1995, p. 187-94.
- Deo P.G., Karanth, N.G. , Karanth, N.G.K. : Biodegradation of hexachlorocyclohexane isomers in soil and food environment. *Critical Reviews in Microbiology*, 20, 1994, p. 57-78.
- Dirtu A.C., Cernat R., Dragan D., Mocanu R., Van Grieken R., Neels H., Covaci A.: Organohalogenated pollutants in human serum from Iassy, Romania and their relation with age and gender. *Environ Int.* 32 (6), 2006, p. 797-803.
- Doelman P., Haanstra L., Loonen H. and Vos, A.: Decomposition of alpha - and beta -hexachlorocyclohexane in soil under field conditions in a temperate climate. *Soil Biology and Biochemistry* 22 (5), 1990, p. 629-634.
- European Food Safety Authority (EFSA): Opinion of the Scientific Panel in Contaminants in the Food Chain on a Request from the Commission related to Gamma-HCH and other Hexachlorocyclohexanes as undesirable Substances in Animal Feed. *The EFSA Journal* 250, 2005, p. 1–39, [http://www.efsa.europa.eu/etc/medialib/efsa/science/contam/contam_opinions/1039.Par.0001.File.dat/contam_op_ej250_hexachlorocyclohexanes_en2.pdf, 2007-02-28]
- EMEP POP data: Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe. [<http://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html>, 2007-04-2]
- Falcon M., Oliva J., Osuna E., Barba A. Luna A.: HCH and DDT residues in human placentas in Murcia (Spain). Falcon M, Oliva J., *Toxicology.* 195 (2-3), 2004, p. 203-8.
- Fisk AT., Hobson KA., Norstrom RJ.: Influence of Chemical and Biological Factors on Trophic Transfer of Persistent Organic Pollutants in the Northwater Polynya Marine Food Web. *Environ. Sci. Technol.* 35 (4), 2001, p. 732 -738.
- Fitzhugh, O.G., Nelson, A.A., Frawley, J.P. The chronic toxicities of technical benzene hexachloride and its alpha, beta and gamma isomers. *J Pharmacol Exp Ther.* 100 (1) 1950, p 59-66.
- Fürst P. 2004. Chemisches Landes- und Staatliches Vetrinäruntersuchungsamt Münster, Germany in EFSA, 2005.
- Gerhard I.: Reproductive risks of heavy metals and pesticides in women. In Richardson, M.: *Reproductive Toxicology*, VCH, Weinheim, 1993, p. 167-183.
- Germany: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Harner T., Kylin H., Bidleman TF, Strachan WMJ.: Removal of alpha- and gamma-Hexachlorocyclohexane and Enantiomers of alpha-Hexachlorocyclohexane in the Eastern Arctic Ocean. *Environmental Science & Technology* 33 (88), 1999, p. 1157-1164.
- Hegeman WJ., Laane RW.: Enantiomeric enrichment of chiral pesticides in the environment. *Rev Environ Contam Toxicol.* 173, 2002; p. 85-116.
- Helm PA., Diamond ML., Semkin R., Strachan WM., Teixeira C., Gregor D.: A mass balance model describing multiyear fate of organochlorine compounds in a high Arctic lake. *Environ. Sci Technol.* 36 (5), 2002, p. 996-1003.
- Hoekstra PF., O'Hara TM., Fisk AT., Borga K., Solomon KR., Muir DC.: Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within an Arctic marine food web from the southern Beaufort-Chukchi Seas. *Environ Pollut.* 124 (3), 2003a, p. 509-22.
- Hoekstra PF, O'Hara TM, Fisk AT, Karlsson H., Solomon KR, Muir DCG.: Enantiomer-specific Biomagnification of alpha-Hexachlorocyclohexane and Selected Chiral Chlordane-related Compounds within an Arctic Marine Food Web. *Environ.Toxicol.Chem.* 22(10), 2003b, p.2482-2491.
- Hoekstra PF., O'Hara TM., Pallant SJ., Solomon KR.: Bioaccumulation of Organochlorine Contaminants in Bowhead Whales. (*Balaena mysticetus*) from Barrow, Alaska. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 42, 2002, p. 497-507.
- Hop, H., Borga K., Gabrielsen GW., Kleivane L., Skaare JU.: Food web magnification of persistent organic pollutants in poikilotherms and homeotherms. *Environ Sci Technol.* 36 (12), 2002, p. 2589-97.

- HSDB (U.S. National Library of Medicine: Hazardous Substance Database), 2006. [<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~MgLczu:4>; 2007-02-27]
- International HCH & Pesticides Association (IHPA): The Legacy of Lindane HCH Isomer Production, Vijgen J. 2006. [www.iropa.info/library_access.php; 2007-02-27]
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 123. Alpha- und Beta-Hexachlorocyclohexane. World Health Organization. Geneva, 1992. [<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc123.htm> 2007-02-27]
- IPCS (International Programme on Chemical Safety): Poisons Information Monograph 257, 2001. [<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim257.htm>; 2007-02-27].
- IPCS Intergovernmental Programme on Chemical Safety, Hexachlorocyclohexane (Mixed Isomers), 2006. [<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim257.htm#2.1%20Main%20risks%20and%20target%20organs>; 2007-07-12].
- IPEN: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Iwata H, Tanabe S, Sakai N, Nishimura A, Tatsukawa R. Geographical distribution of persistent organochlorines in air, water and sediments from Asia and Oceania, and their implications for global redistribution from lower latitudes *Environ Pollut.* 85 (1), 1994, p. 15-33.
- Iwata H., Tanabe S., Iida T., Baba N., Ludwig JL., Tatsukawa R.: Enantioselective Accumulation of alpha-Hexachlorocyclohexane in Northern Fur Seals and Double-Crested Cormorants: Effects on Biological and Ecological Factors in the Higher Trophic Levels. *Environ. Sci. Technol.* 32 (15), 1998, p. 2244-49.
- Jagnow G, Haider K, Ellwardt PC.: Anaerobic dechlorination and degradation of hexachlorocyclohexane isomers by anaerobic and facultative anaerobic bacteria. *Arch Microbiol.* 115 (3), 1977, p. 285-92.
- Japan: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.
- Kaushik CP.: Loss of HCH from surface soil layers under subtropical conditions. *Environ Pollut.* 59 (3), 1989, p. 253-64.
- Kallenborn R., Hühnerfuss H., *Chiral Environmental Pollutants: Trace Analysis and Ecotoxicology.* Springer Verlag 2001, Heidelberg, Germany.
- Kelly B.C., Ikonomou M.G., Blair J.D., Mori, A.E., Gobas F.A.P.C.: Food Web-Specific Biomagnification of Persistent Organic Pollutants. *Science* 317, 2007, p. 236-238.
- Klobes U., Vetter W., Glotz D., Luckas B., Skirnisson K., Hernsteinsson P.: Levels and enantiomeric ratios of chlorinated hydrocarbons in livers of Arctic fox (*Alopex lagopus*) and adipose tissue and liver of a polar bear (*Ursus maritimus*) sampled in Iceland. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 69 (1) 1998, p. 67-81
- Konwick BJ., Garrison AW., Black MC., Avants JK., Fisk AT.: Bioakkumulation, Biotransformation, and Metabolite Formation of Fipronil and Chiral Legacy Pesticides in Rainbow Trout. *Environ. Sci. Technol.* 40 (9), 2006, p. 2930-2936.
- Kinyamu J.K., Kanja L.W., Skaare J.U., Maitho T.E.. Levels of organochlorine pesticides residues in milk of urban mothers in Kenya. *Bull Environ Contam Toxicol.* 60 (5), 1998, p. 732-8.
- Kurt-Karakus PB., Bidleman TF., Jones C.: Chiral Organochlorine Pesticide Signatures in Global Background Soils. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (22), 2005, p. 8671 -8677.
- Law SA, Bidleman TF, Martin MJ, Ruby MV.: Evidence of enantioselective degradation of alpha-hexachlorocyclohexane in groundwater. *Environ Sci Technol.* 38 (6), 2004, p. 1633-8.
- Li, Y.F.: Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997. *The Science of the Total Environment*, 232 (3), 1999, p. 121-158(38)
- Li, YF., Macdonald, RW.: Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect to pathway divergence on HCH trends in biota: a review. *The Science of the Total Environment* 342, 2005, p. 87-106.
- Li YF., Zhulidov AV., Robarts DR., Korotova LG.: Hexachlorocyclohexane Use in the Former Soviet Union. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48, 2004, p. 10-15.
- Li YF., Bidleman TF.: Correlation between Global Emissions of alpha-hexachlorocyclohexane and its Concentrations in the Arctic Air. *Journal of Environmental Informatics*, 1, 2003, p. 52-7.

- Li YF, Macdonald RW, Ma JM, Hung H, Venkatesh S.: Historical alpha-HCH budget in the Arctic Ocean: the Arctic Mass Balance Box Model (AMBBM). *Sci Total Environ.* 324 (1-3), 2004, p. 115-3.
- Li YF., Macdonald, RW., Jantunen LMM., Harner T., Bidleman TF, Strachan WMJ.: The transport of β -hexachlorocyclohexane to the western Arctic Ocean: a contrast to α -HCH. *The Science of the Total Environment* 291, 2002, p. 229-246.
- Moisey J., Fisk AT., Hobson KA., Norstrom RJ.: Hexachlorocyclohexane (HCH) isomers and chiral signatures of alpha-HCH in the Arctic marine food web of the Northwater Polynya. *Environ Sci Technol.* 35 (10), 2001, p. 1920-7.
- MacRae IC., Raghq K., Castro TF.: Persistence and Biodegradation of Four Common Isomers of Benzene Hexachloride in Submerged Soils. *J. Agr. Food Chem.* 15, 1967, p. 911-914.
- Murayama H., Takase Y., Mitobe H., Mukai H., Ohzeki T., Shimizu K., Kitayama Y.: Seasonal change of persistent organic pollutant concentrations in air at Niigata area, Japan. *Chemosphere* 52 (4), 2003, p. 683-94.
- Ngabe B., Bidleman TF., Falconer RL.: Base Hydrolysis of alpha- and gamma-Hexachlorocyclohexanes. *Environ. Sci. Technol.* 27, 1993, p. 1930-1933
- Nair A, Pillai MK. : Trends in ambient levels of DDT and HCH residues in humans and the environment of Delhi, India. *Sci Total Environ.* 30 (121), 1992, p.145-57.
- Nair A., Mandpati R., Dureja P.: DDT and HCH load in mothers and their infants in Delhi, India *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 56 (1), 1996, p. 58-64.
- NARAP: The North American Regional Action Plan on Lindane and Other Hexachlorocyclohexane (HCH) Isomers. 2006. North American Commission for Environmental Cooperation
[http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=2053, 2007-03-10]
- Oliveira-Filho EC., Paumgartten FJ.: Comparative study on the acute toxicities of alpha, beta, gamma, and delta isomers of hexachlorocyclohexane to freshwater fishes. *Bull Environ Contam Toxicol.* 59 (6), 1997, p. 984-8.
- Olsson A., Vitinsh M., Plikshs M., Bergman A. : Halogenated environmental contaminants in perch (*Perca fluviatilis*) from the Latvian coastal areas. *The Science of the Total Environment*, 239, 1999, p. 19-30.
- Oliver BG., Niimi AJ.: Bioconcentration Factors of Some Halogenated Organics for Rainbow Trout: Limitations in Their Use for Prediction of Environmental Residues. *Environ. Sci. Technol.*, 19(9), 1985, p. 842-849
- Olea N., Olea-Serrano F., Lardelli-Claret P., Rivas A., Barba-Navarro A.: Inadvertent exposure to xenoestrogens in children. *Toxicol Ind Health.* 15 (1-2), 1999; p. 151-8.
- Ott M., Failing K., Lang U., Schubring C. Gent H.J., Georgii S., Brunn H. Contamination of human milk in Middle Hesse, Germany--a cross-sectional study on the changing levels of chlorinated pesticides, PCB congeners and recent levels of nitro musks. *Chemosphere* 38 (1), 1999, p. 13-32.
- Padma TV., Dickhut R.: Variations in α -HEXACHLOROCYCLOHEXANE enantiomer ratios in relation to microbial activity in a temperate estuary. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22, 2002, p. 1421-1427.
- Phillips TM., Seech AG., Lee H., and Trevors JT.: Biodegradation of hexachlo Environmental Toxicology and Chemistryro- cyclohexane (HCH) by microorganisms. *Biodegradation* 16, 2005, p. 363-392.
- Pohl,H.R.; Tylenda,C.A.: Breast-feeding exposure of infants to selected pesticides: a public health viewpoint. *Toxicol Ind.Health* 16, 2000, p. 65-77.
- Portig J., Stein K., Vohland HW.: Preferential distribution of alpha-hexachlorocyclohexane into cerebral white matter. *Portig J, Xenobiotica*, 1, 1989, p. 123-30.
- Qian Y., Zheng M., Zhang B., Gao L., Liu W.: Determination and assessment of HCHs and DDTs residues in sediments from Lake Dongting, China. *Environ Monit Assess.* 116 (1-3), 2006, p. 157-67.
- Rawn, F.K., Lockhart, W. L., Wilkinson, P., Savoie, D. A., Rosenberg, G. R., Muir, D. C. G. Historical contamination of Yukon Lake sediments by PCBs and organochlorine pesticides; influence of local sources and watershed characteristics (2001) *Sci. Total Env.* 280, 17-37
- Riching, M., Koch, M., Rotard, W. Organic pollutants in sediment cores of NE- Germany: Comparison of the marine Arkona Basin with freshwater sediments. (2005) *Marine Poll. Bull.* 50, 1699-1705
- Scheele J.S.: A comparison of the concentrations of certain pesticides and polychlorinated hydrocarbons in bone marrow and fat tissue. *J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol.* 17 (1), 1998, p. 65-8.

Sharma HR., Kaushik A., Kaushik CP.: Pesticide Residues in Bovine Milk from a Predominantly Agricultural State of Haryana, India. *Environ Monit. Assess.* 2006.

Shen H., Virtanen H.E., Main K.M., Kaleva M., Andersson A.M., Skakkebaek N.E., Toppari J., Schramm K.W. Enantiomeric ratios as an indicator of exposure processes for persistent pollutants in human placentas. *Chemosphere.* 62 (3), 2006, p. 390-5.

Singh G., Kathpal TS., Spencer WF., Dhankar JS.: Dissipation of some organochlorine insecticides in cropped and uncropped soil. *Environ Pollut.* 70 (3), 1991, p. 1219-39.

Sinkkonen S., Paasivirta, J.: Polychlorinated organic compounds in Arctic cod liver: trends and profiles. *Chemosphere* 40, 2000, p. 619-626.

Siddiqui MK., Srivastava S., Srivastava SP., Mehrotra PK., Mathur N., Tandon I.: Persistent chlorinated pesticides and intra-uterine foetal growth retardation: a possible association. *Int Arch Occup Environ Health.* 76 (1), 2003, p. 75-80.

Stewart DKR., Chrisholm D.: Long-term persistence of BHC, DDT and Chlordane in a sandy loam soil. *Can.J.Soil Sci.* 51, 1971, p. 379-383.

SRC PhysProp Database: The Physical Properties Database of the Syracuse Research Corporation
[<http://www.syrres.com/esc/physprop.htm>; 2007-04-2]

Stern GA, Macdonald CR, Armstrong D, Dunn B, Fuchs C, Harwood L, Muir DC, Rosenberg B. Spatial trends and factors affecting variation of organochlorine contaminants levels in Canadian Arctic beluga (*Delphinapterus leucas*). *Sci Total Environ.* 351-352, 2005, p. 344-68.

Suar M., Hauser A., Poiger T., Buser R., Müller MD., Dogra C., Raina V., Holliger C., van der Meer R., Lal R., Kohler HPE.: Enantioselective Transformation of α -Hexachlorocyclohexane by the Dehydrochlorinases LinA1 and LinA2 from the Soil Bacterium *Sphingomonas paucimobilis* B90A. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 2005, p. 8514-8518.

Su Y., Hung H., Blanchard P., Patton GW., Kallenborn R., Konoplev R., Fellin P., Li H., Geen C., Stern G., Rosenberg B., Barrie LA. : Spatial and Seasonal Variations of Hexachlorocyclo-hexanes (HCHs) and Hexachlorobenzene (HCB) in the Arctic Atmosphere. *Environmental Science and Technology* 40, 2006, p. 6601-6607.

Sun P., Backus S., Blanchard P., Hites RA.: Temporal and spatial trends of Organochlorine pesticides in Great lake precipitation. *Environmental Science and Technology* 40, 2006a, p. 2135-2141.

Sun P., Blanchard P., Brice K., Hites RA.: Atmospheric organochlorine pesticide concentrations near the Great Lakes: temporal and spatial trends. *Environmental Science and Technology* 40, 2006b, p. 6587-6593.

Suzuki M., Yamato Y., Watanabe, T.: Persistence of BHC (1, 2, 3, 4, 5, 6-Hexachlorocyclohexane) and dieldrin residues in field soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 14 (5), 1975, p. 520-529.

Switzerland: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.

TGD: Technical Guidance Document on Risk Assessment, European Communities, 2003. [<http://europa.eu.int>; 2007-29-05]

Ulrich EM., Willett KL., Caperell-Grant A., Bigsby RM., Hites RA.: Understanding Enantioselective Process: A Laboratory Rat Model for alpha-HCH Accumulation. *Environ. Sci. Technol.*, 35(8), 2001, p. 1604-1609.

Urieta I., Jalon M., Eguilero. I.: Food surveillance in the Basque Country (Spain). II. Estimation of the dietary intake of organochlorine pesticides, heavy metals, arsenic, aflatoxin M1, iron and zinc through the Total Diet Study, 1990/91. *Food Addit Contam.* 13 (1), 1996, p. 29-52.

UNEP Chemicals, Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances, 2003.
[http://www.chem.unep.ch/Pts/gr/Global_Report.pdf; 2007-02-27].

USEPA, Assessment of lindane and other hexachlorocyclohexane isomers, 2006.
[http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/factsheets/lindane_isomers_fs.htm; 2007-02-27].

Verreault J, Muir DC, Norstrom RJ, Stirling I, Fisk AT, Gabrielsen GW, Derocher AE, Evans TJ, Dietz R, Sonne C, Sandala GM, Gebbink W, Riget FF, Born EW, Taylor MK, Nagy J, Letcher RJ. Chlorinated hydrocarbon contaminants and metabolites in polar bears (*Ursus maritimus*) from Alaska, Canada, East Greenland, and Svalbard: 1996-2002-*Sci Total Environ.* 2005 Dec 1;351-352:369-90.

Walker K., Vallero DA., Lewsi RG.: Factors influencing the distribution of Lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environmental Science and Technology.* 33 (24), 1999, p. 4373-78.

Wania, F., Mackay, D.: Tracking the distribution of persistent organic pollutants *Environmental Science and Technology* 30 (9), 1996, p. 390A-396A.

Wegmann, F., MacLeod, M., Scheringer, M. POP Candidates 2007: Model results on overall persistence and long-range transport potential using the OECD Pov & LRTP Screening Tool. Swiss Federal Institute of Technology, <http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/All%20chemicals%20Switzerland.pdf> (OECD Pov & LRTP Screening Tool available at <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads>)

WHO/Europe. 2003. Health risks of persistent organic pollutants from long-range transboundary air pollution. Joint WHO/convention task force on the health aspects of air pollution. Chapter 3. Hexachlorocyclohexanes [<http://www.euro.who.int/Document/e78963.pdf>, 2007-03-10]

Wiberg K., Letcher RJ., Sandau CD., Norstrom RJ., Tysklind M., Bidleman TF.: The Enantioselective Bioaccumulation of Chiral Chlordane and alpha-HCH Contaminants in the Polar Bear Food Chain. *Environ. Sci. Technol.*, 34(13), 2000, p. 2668-2674.

Willett KL., Ulrich EM., Hites RA.: Differential Toxicity and Environmental Fates of Hexachlorocyclohexane Isomers. *Environmental Science and Technology* 32, 1998, p. 2197-2207.

Wong CS., Lau F., Clarc M., Mabury SA., Miur DCG.: Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Can Eliminate Chiral Organochloride Compounds Enantioselectively. *Environ. Sci. Technol.*, 36(6), 2002, p. 1257-1262.

Xiao H., Li N. and Wania F.: Compilation, Evaluation, and Selection of Physical-Chemical Property Data for α -, β -, and γ -Hexachlorocyclohexane. *J. Chem. Eng. Data* 49 (2), 2004, p. 173 -185.

Zhang ZL., Hongb HS., Zhouc JL., Huang J. and Yua G.: Fate and assessment of persistent organic pollutants in water and sediment from Minjiang River Estuary, Southeast China. *Chemosphere* 52 (9) 2003, p. 1423-1430.

Zhulidov, AV., Headley JV., Pavlov DF., Robarts, DR., Korotova GL., Vinnikov YY., Zhulidova OV.: Riverine fluxes of the persistent Organochlorine pesticides hexachlorocyclohexanes and DDT in the Russian Federation. *Chemosphere* 41, 2000, p. 829-841.
