



**Программа Организации
Объединенных Наций по
окружающей среде**

Distr.: General
31 August 2007

Russian
Original: English

**Комитет по рассмотрению стойких органических
загрязнителей в рамках Стокгольмской конвенции
о стойких органических загрязнителях**

Третье совещание

Женева, 19-23 ноября 2007 года

Пункт 9 с) предварительной повестки дня*

**Рассмотрение проекта характеристики рисков
по короткоцепным хлорированным парафинам**

**Проект характеристики рисков: короткоцепные хлорированные
парафины**

Записка секретариата

1. На своем втором совещании Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей в рамках Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях принял решение POPRC-2/8 о короткоцепных хлорированных парафинах.¹ В пункте 3 данного решения Комитет постановил учредить специальную рабочую группу для дальнейшего рассмотрения предложения о включении короткоцепных хлорированных парафинов в приложения А, В и/или С к Конвенции (см. документы UNEP/POPS/POPRC.2/14 и UNEP/POPS/POPRC.2/LNF/6) и подготовить проект характеристики рисков в соответствии с приложением Е к Конвенции.
2. Члены специальной рабочей группы по короткоцепным хлорированным парафинам и ее наблюдатели перечислены в приложении V к документу UNEP/POPS/POPRC.2/17.
3. Стандартный план работы по подготовке проекта характеристики рисков был принят Комитетом на его втором совещании².

* UNEP/POPS/POPRC.3/1/Rev.1.

¹ UNEP/POPS/POPRC.2/17, приложение I.

² Там же, пункт 36 и приложение II-A.

K0762935 051007

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

4. В соответствии с решением POPRC-2/8 и типовым планом работы, принятым Комитетом, специальная рабочая группа по короткоцепным хлорированным парафинам подготовила проект характеристики рисков, приводимый в приложении к настоящей записке. Проект характеристики рисков официально не редактировался. Дополнительные детали по характеристике рисков представлены в документе UNEP/POPS/POPRC.3/INF/22.

Возможные действия Комитета

5. Комитет, возможно, пожелает:

- a) принять, с любыми поправками, проект характеристики рисков, представленный в приложении к настоящей записке;
- b) принять, в соответствии с пунктом 7 статьи 8 Конвенции и на основании характеристики рисков, решение о том, может ли данное химическое вещество в результате его переноса на большие расстояния вызвать серьезные неблагоприятные последствия для здоровья человека и/или окружающей среды, которые потребуют глобальных действий, и следует ли дать предложению ход;
- c) постановить, в зависимости от решения, принятого согласно пункту b) выше:
 - i) предложить всем Сторонам и наблюдателям представить информацию в соответствии с приложением F к Конвенции, учредить специальную рабочую группу для подготовки проекта оценки регулирования рисков и согласовать план завершения работы над проектом; или
 - ii) предоставить характеристику рисков всем Сторонам и наблюдателям и отклонить это предложение.

Приложение

КОРОТКОЦЕПНЫЕ ХЛОРИРОВАННЫЕ ПАРАФИНЫ

ПРОЕКТ ХАРАКТЕРИСТИКИ РИСКОВ

Проект подготовлен специальной рабочей группой по короткоцепным хлорированным парафинам в рамках Комитета по рассмотрению стойких органических загрязнителей Стокгольмской конвенции

Август 2007 года

Содержание

Резюме	5
1 Введение.....	6
1.1 Идентификационные данные предлагаемого химического вещества	6
1.2 Вывод Комитета по рассмотрению относительно информации, полученной в рамках предложения D.....	6
1.3 Источники данных.....	6
1.4 Статус химического вещества согласно другим международным конвенциям	6
2 Сводная информация по характеристике рисков.....	7
2.1 Физико-химические свойства	7
2.2 Источники	7
2.2.1 Производство	7
2.2.2 Применение и высвобождение	8
2.2.3 Общий объем выбросов в Европе и Северной Америке.....	11
2.3 Экологическая «судьба»	12
2.3.1 Стойкость	12
2.3.2 Биоаккумуляция	13
2.3.3 Перенос в окружающей среде на большие расстояния.....	15
2.4 Воздействие.....	15
2.4.1 Концентрации в атмосферном воздухе	15
2.4.2 Стоки очистных сооружений, канализационные осадки и грунты.....	16
2.4.3 Поверхностные воды.....	16
2.4.4 Отложения.....	16
2.4.5 Биота.....	17
2.4.6 Материнское молоко и продовольствие	18
2.5 Оценка опасности по критическим параметрам	18
2.5.1 Токсичность	18
2.5.2 Экоотоксичность	19
3 Обобщение информации	21
4 Заключение.....	22
Литература.....	23

Резюме

Высвобождение короткоцепных хлорированных парафинов (КЦХП) может происходить на производстве, при хранении, перевозке и применении КЦХП. Производственные стоки и отработанные жидкости для металлообработки и резания металлов являются источниками загрязнения водных экосистем. Несмотря на ограниченность имеющихся данных, основными источниками выбросов КЦХП, по всей вероятности, являются производство продуктов, содержащих КЦХП, таких как пластмассы из поливинилхлорида (ПВХ), и использование в составе жидкостей для металлообработки. Хотя в прошлом в некоторых странах наблюдалось широкое применение КЦХП, в последние годы отмечено его значительное сокращение.

Считается, что КЦХП незначительно деградируют в процессе гидролиза в воде, и датированные осадочные керны показывают, что они сохраняются в отложениях на протяжении более одного года. Период полураспада КЦХП в атмосферном воздухе варьирует от 0,81 до 10,5 суток; таким образом, они достаточно стойки в воздушной среде. КЦХП были обнаружены в самых разнообразных пробах окружающей среды (воздухе, отложениях, воде, сточных водах, рыбе и морских млекопитающих) и в таких удаленных районах, как Арктика, что свидетельствует об их переносе в окружающей среде на большие расстояния.

Полевые значения коэффициента биоаккумуляции (КБА) варьировали в диапазоне от 16440 до 25650 сырого веса в форели из оз. Онтарио, что говорит о способности КЦХП к значительной биоаккумуляции в водной биоте. Это подтверждается данными моделирования $\log K_{ow}$ и коэффициентами биоаккумуляции, свидетельствующими о том, что КЦХП биоаккумулируются. Кроме того, было установлено, что коэффициенты биоусиления по некоторым КЦХП превышают 1. Высокая концентрация КЦХП в организмах высших трофических уровней, особенно в морских млекопитающих и пресноводной биоте (например, в белухах, кольчатой нерпе и различных видах рыб), служит дополнительным подтверждением биоаккумуляции. КЦХП были также обнаружены в пробах материнского молока, взятых у инуитских женщин в Северном Квебеке.

Имеются данные, что КЦХП токсичны для некоторых водных организмов в относительно низких концентрациях. Для наиболее чувствительного водного организма *Daphnia magna* характерна КННВ на уровне 5 мкг/л. Японская оризия также весьма чувствительна к КЦХП – КННВ отмечена на уровне 9,6 мкг/л. Была рассчитана пищевая КННВ в 168 мкг/кг в связи с уменьшением толщины яичной скорлупы кряквы. Международное агентство по изучению раковых заболеваний рассматривает некоторые гомологи КЦХП (в среднем С12, со средним содержанием хлора на уровне 60%) как возможные канцерогены (группы 2В). Вместе с тем, сохраняются разногласия по поводу механизмов образования таких опухолей и по вопросу об их актуальности для организма человека.

Концентрации КЦХП, замеряемые в настоящее время в окружающей среде, в целом ниже уровней, характерных для воздействия без учета коэффициентов надежности. Вместе с тем, в некоторых случаях концентрации в городах приближаются к уровням, которые могут вызывать опасения.

Хотя усиливающееся регулирование КЦХП привело к сокращению масштабов сегодняшнего использования КЦХП, есть данные, которые позволяют предположить, что в некоторых странах они применяются все еще в значительных количествах. Имеющиеся эмпирические и моделируемые данные убедительно свидетельствуют о том, что КЦХП – стойкие вещества, способные к биоаккумуляции, и токсичные, в особенности для водных организмов, а также что они перемещаются на значительные расстояния в окружающей среде. КЦХП квалифицируются как СОЗ согласно Протоколу по СОЗ к Конвенции ЕЭК ООН о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния.

На основе имеющихся данных сделан вывод о том, что КЦХП могут, в силу своей способности к переносу на большие расстояния в окружающей среде, оказывать существенное неблагоприятное воздействие на здоровье человека и/или окружающую среду, которое обуславливает необходимость принятия международных мер.

1 Введение

Европейское сообщество и его государства-члены, являясь Сторонами Стокгольмской конвенции, предложили 26 июля 2006 года включить короткоцепные хлорированные парафины (КЦХП) в приложения А, В или С к Конвенции (UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6). В данном предложении КЦХП определены в пункте 1 как вещества с углеродной цепью длиной С10-13 и массовым содержанием хлора >48% и далее, в пункте 1.2, как вещества с длиной цепи С10-13 и 1-13 атомами хлора (массовым содержанием ~16-78%).

1.1 Идентификационные данные предлагаемого химического вещества

По КАС и ЕИНЕКС короткоцепным хлорированным парафинам (алканы, C_{10-13} , хлоро) соответственно присвоены номера 85535-84-8 и 287-476-5. Короткоцепные хлорированные парафины (КЦХП) представляют собой хлорированные производные n-алканов с углеродной цепью длиной от 10 до 13 атомов и с 1-13 атомами углерода (~16-78% массы) (молекулярная формула: $C_xH_{(2x-y+2)}Cl_y$, где $x=10-13$ и $y=1-13$). Хлорирование n-алканового исходного сырья дает чрезвычайно сложные смеси ввиду множества возможных позиций для атомов хлора, и стандартные аналитические методы не позволяют провести их разделение и идентификацию. Примеры строения двух соединений КЦХП представлены на рис. 1-1.

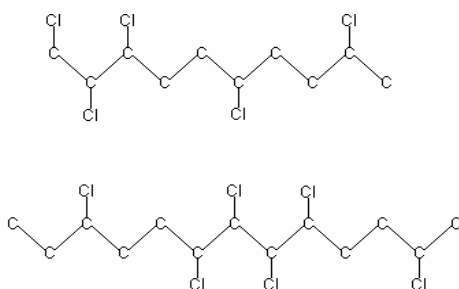


Рис. 1-1 Структура двух соединений КЦХП ($C_{10}H_{17}Cl_5$ и $C_{13}H_{22}Cl_6$).

1.2 Вывод Комитета по рассмотрению относительно информации, полученной в рамках предложения D

Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей (КРСОЗ) произвел оценку предложения по КЦХП на основе критериев, изложенных в приложении D к Стокгольмской конвенции на втором совещании КРСОЗ (Женева, 6-10 ноября 2006 года). Комитет принял решение о том, что КЦХП соответствуют критериям отбора, изложенным в приложении D к Конвенции (UNEP/POPS/POPRC.2/17 – решение POPRC-2/8, приложение 1).

1.3 Источники данных

Характеристика рисков для КЦХП подготовлена на основе сведений, собранных ЕС и содержащихся в его предложении по КЦХП, представленном Комитету (UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6). В характеристику рисков также включена информация, почерпнутая из документов по оценке риска, подготовленных Канадой (Environment Canada) и Соединенным Королевством (DEFRA). Были также изучены сведения, предоставленные некоторыми Сторонами и наблюдателями согласно приложению E, и дополнительная информация была учтена соответствующим образом. Также включены некоторые дополнительные данные из научной литературы, подвергнутой экспертной оценке (по состоянию на 1 февраля 2007 года), равно как и дополнительные сведения, указанные Сторонами и наблюдателями в течение периода представления замечаний. Более подробный документ, послуживший основой для настоящей характеристики рисков, и полный перечень литературы, использовавшейся в настоящем документе, содержатся в документе UNEP/POPS/POPRC.3/INF/22.

1.4 Статус химического вещества согласно другим международным конвенциям

В августе 2005 года Европейское сообщество предложило включить КЦХП в Орхусский протокол о стойких органических загрязнителях к Конвенции ЕЭК ООН о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния. Было внесено предложение о соответствии КЦХП содержащимся в решении 1998/2 Исполнительного органа критериям стойкости, способности к оказанию вредного воздействия, биоаккумуляции и способности к переносу на большие расстояния. На 24-й сессии Исполнительного органа в

декабре 2006 года Стороны Протокола ЕЭК ООН о СОЗ договорились, что КЦХП следует квалифицировать в качестве СОЗ согласно определению по Протоколу, и просили Рабочую группу продолжать обзоры веществ «по направлению В» и изучать стратегии их регулирования.

В 1995 году Комиссия ОСПАР по защите морской среды северо-восточной части Атлантического океана приняла решение по КЦХП (решение 95/1). В нем был установлен запрет на использование КЦХП во всех областях применения. Согласно данному решению, все продажи и применение КЦХП должны были быть запрещены к концу 1999 года. Исключения допускают применение КЦХП в качестве уплотнительного материала для плотин и в лентах транспортеров для подземных работ до 2004 года. По аналогии с ОСПАР, Комиссия по защите морской среды Балтийского моря (ХЕЛКОМ) включила КЦХП в свой перечень вредных веществ (без вынесения каких-либо рекомендаций на данном этапе).

КЦХП были определены как приоритетные опасные вещества в рамках политики водопользования согласно Рамочной директиве по водным ресурсам (директива 2000/60/ЕС от 23 октября 2000 года) и включены в перечень, содержащийся в проекте поправки к директиве 2000/60/ЕС, в которой определены стандарты качества воды для поверхностных вод Европы. Сбросы, выбросы и потери веществ, указанных в директиве, подлежат прекращению или поэтапному завершению согласно соответствующему графику в срок не свыше 20 лет (ЕС, 2005). Основное применение КЦХП в ЕС в качестве жидкостей для металлообработки, а также их применение в эмульсиях для дубления кожи ограничены директивой 2002/45/ЕС. Еще одна крупная область применения КЦХП в Европе – производство пластмасс – не была охвачена данной директивой.

2 Сводная информация по характеристике рисков

2.1 Физико-химические свойства

О физических и химических свойствах различных конгенов и смесей КЦХП имеются лишь ограниченные данные (Renberg et al. 1980, Madeley et al 1983a, BUA 1992, Sijm and Sinnige 1995, Drouillard et al. 1998a, Drouillard et al. 1998b, Fisk et al. 1998a). Расчетное и замеренное давление паров (ДП) варьирует от 0,028 до $2,8 \times 10^{-7}$ Па (Drouillard et al. 1998a, BUA 1992). Основные компоненты продуктов КЦХП со степенью хлорирования в 50-60%, по оценкам, могут иметь давление паров в недогретой жидкости в диапазоне от $1,4 \times 10^{-5}$ до 0,066 Па при 25°C (Tomu et al. 1998a). Значения константы Генри колеблются от 0,7 до 18 Па•м³/моль (Drouillard et al. 1998a), что позволяет предположить, что КЦХП способны к ремобилизации из воды в воздух в результате разделения в окружающей среде. Замеренные значения растворимости в воде отдельных хлорированных алканов находились в диапазоне 400-960 мкг/л (Drouillard et al. 1998b), в то время как расчетная растворимость смесей хлорированных алканов C₁₀ и C₁₃ варьировала от 6,4 до 2370 мкг/л (BUA 1992). Логарифмы коэффициента разделения октанол/вода (log K_{OW}) в целом превышали 5, колеблясь в диапазоне 4,48–8,69. Логарифмы коэффициента разделения октанол-воздух (log K_{OA}) рассчитывались по имеющимся значениям K_{OW} и константы Генри. Это оказалось возможным только для ограниченного количества конгенов; значения варьировали от 8,2 до 9,8.

2.2 Источники

2.2.1 Производство

КЦХП более не производятся в Канаде (Camford Information Services, 2001) и Германии, причем последняя прекратила их производство в 1995 году. До 1995 года производителями КЦХП в Германии являлись компании *Clariant*, *Hoechst* и *Huels*. В период 1993-1995 годов *Hoechst* выпускала от 9300 до 19300 тонн продукта в год.

Хлорированные парафины (ХП) (с различной длиной цепи) в настоящее время производятся в США, ЕС, России, Индии, Тайване, Китае, Японии, Бразилии и Словакии. Как отмечается в информации по приложению E, представленной Соединенными Штатами, хлорированные парафины включены в реестр Закона «О контроле над токсичными веществами», и на них распространяется правило о периодическом уточнении данного реестра, установленное Агентством по охране окружающей среды, согласно которому осуществляется сбор информации о производстве и импорте. Номера КАС, используемые в США, относятся не только к КЦХП. Поэтому собираемые данные также включают информацию о хлорированных парафинах с другой длиной цепи. В 2002 году, согласно сведениям, предоставляемым по № КАС 63449-39-8 (парафины хлорированные и углеводороды хлорированные) и № КАС 61788-76-9 (алканы хлорированные; парафины хлорированные), объемы производства и импорта составляли порядка >23 000–45 000 тонн. В 1994 году объемы производства и импорта продукции по № КАС 68920-70-7 (алканы, C₆₋₁₈, хлоро-) составляли от >450 до 23 000 тонн. Информация, переданная Бразилией согласно приложению E, свидетельствует о том, что в Бразилии ежегодно производится 150 тонн КЦХП, а по сведениям, предоставленным Словакией, в период направления замечаний в этой стране производилось по 100-584 тонн в год.

По сведениям, полученным от Австралии, за период с марта 1998 года по март 2000 года ею было импортировано около 360 тонн КЦХП. Однако к 2002 году одна из компаний прекратила импорт КЦХП (NICNAS 2004). В Канаде, согласно имеющейся отчетности, общий объем потребления всех ХП составил в 2000-2001 годах порядка 3 000 тонн (Environment Canada 2003a). Структура продаж КЦХП в Канаде (как процентная доля от общего объема потребления парафинов) аналогична европейской.

В таблице 1-1 представлена структура продаж по ЕС и Северной Америке, где доминирующее положение занимают Соединенные Штаты. Сохранилась ли такая структура до настоящего времени, не известно. В целом потребление КЦХП в ЕС сократилось, что было отчасти обусловлено поэтапным прекращением их производства и потребления в Германии (Stolzenberg 1999; OSPAR 2001) и принятием директивы ЕС «О сбыте и потреблении».

Таблица 1-1. Продажи КЦХП в ЕС и Северной Америке в 1990-х годах

ЕС ¹			Северная Америка ²		
Год	(тонн в год)	% от общего объема продаж ХП	Год	(тонн в год)	% от общего объема продаж ХП
1994	13 200				
1997	7 370				
1998	4 080	6,4	1998	7 900	20,6

¹ OSPAR (2001).

² CPIA (2000).

2.2.2 Применение и высвобождение

В Канаде в 2003 году (Environment Canada 2003a) и в ЕС в 1994 (Euro Chlor 1995) и 1998 году (OSPAR 2001) основным применением и источником выбросов КЦХП являлась металлообработка. В ЕС в 1994 году объем потребления в металлообработке составил 9 380 тонн в год. Данный показатель существенно снизился в 1998 году (до 2 018 тонн в год). Другие области применения включают производство красок, адгезивов и уплотнительных материалов, средств для дубления кожи, пластмасс и каучуков, огнезащитных присадок, текстильных изделий и полимеров (таблица 2). Объем потребления КЦХП в ЕС сократился во всех областях применения с 13 208 тонн в 1994 году до 4 075 тонн в 1998 году. Начиная с 2002 года на применение КЦХП при металлообработке и дублении кож в ЕС распространяются ограничения согласно директиве 2002/45/ЕС.

В 1994 году в Швейцарии было использовано 70 тонн КЦХП; по имеющимся оценкам, данный показатель сократился на 80% (информация, представленная согласно приложению Е). Наиболее распространенным применением КЦХП в Швейцарии являлось производство герметиков. В Германии наиболее важной областью потребления КЦХП было их использование в качестве заменителя ПХД в уплотнительных прокладках (например, в стыковых соединениях, в строительстве); в связи с этим существует возможность выбросов при ремонте зданий. По данным, представленным Бразилией, в этой стране используется 300 тонн подобной продукции в год в качестве огнезащитных добавок при производстве резины, автомобильных ковровых покрытий и автопринадлежностей (информация, предоставленная согласно приложению Е). Годовое потребление КЦХП в Австралии снизилось за период с 1998/2000 годов по 2002 год на 80% и сейчас составляет приблизительно 25 тонн в металлообработке (NICNAS 2004).

В таблице 2-2 представлены наиболее распространенные области применения и источники выбросов КЦХП. При отсутствии данных по КЦХП приводятся данные по хлорированным парафинам (ХП) с неопределенной длиной цепи. В настоящее время не имеется данных о каких-либо значимых естественных источниках ХП (U.K. Environment Agency 2003a). Антропогенные выбросы КЦХП в окружающую среду могут иметь место на производстве, при хранении, перевозке, промышленном и бытовом потреблении продукции, содержащей КЦХП, при удалении и сжигании отходов и захоронении продукции на свалках (таблица 2). Возможными источниками сброса в воду на производстве являются разливы, производственные стоки и отводы ливневых вод. Источниками сброса в водную среду КЦХП, применяемых в составе жидкостей для металлообработки и резания металлов, могут также быть удаление порожней тары, отводы и использование отработавших ванн (Government of Canada 1993a). Такие сбросы накапливаются в системах канализации и, в конечном счете попадают в стоки очистных сооружений.

Среди других источников - применение в качестве трансмиссионных уплотнителей и жидкостей для ведения горных работ в скальных породах, оборудование, используемое в других отраслях горнодобывающей промышленности, жидкости и оборудование, применяемые при разведке нефтегазовых месторождений, производство бесшовных труб, металлообработка и эксплуатация судовых турбоустановок (СРІА 2002; Environment Canada 2003b).

Захоронение на свалках представляет собой важный метод удаления полимерной продукции в Канаде. Предполагается, что ХП стабилизируются в такой продукции с незначительной утечкой в фильтрационные стоки. Выщелачиванием со свалок можно пренебречь ввиду сильной связи ХП с грунтом. Незначительное высвобождение таких продуктов, которые фактически растворены в полимерах, может иметь место в течение сотен лет после помещения на свалку (ІРСS 1996).

Выбросы ХП, присутствующих в составе полимеров, могут происходить также при рециркуляции пластмасс, которая может включать такие процессы, как дробление, доизмельчение и промывка. При выбросе в составе пыли от таких операций ХП абсорбируются на частицах в силу высоких коэффициентов сорбции и разделения октанол-воздух.

Таблица 2-2. Применение и высвобождение КЦХП и ХП (с различной длиной цепи)

Применение	% массы конечного продукта	Виды высвобождения	Высвобождаемое количество	Источник
Смазочные материалы для металлообработки		Потери при производстве / приготовлении	Контролируемы потери ХП на уровне 1-2%; 0,06 г/кг потребленных ХП; потери в 23 т КЦХП в год в середине 1990-х гг. в Европе; стандартные коэффициенты выбросов ХП составляют 0,005% по атмосферному воздуху и 0,25% по сточным водам до очистки на объекте.	ЕС (2000); KEMI (1991); EU (2003)
		Потери при применении	Отводы от обрабатываемых деталей составляют 2,5 кг/объект/год для малых пользователей (емкость 100 л) и 2 500 кг/объект/год для более крупных пользователей (емкость 95 000 л); годовой объем потерь ХП в виде жидкостей для резания составляет 48%, 75% и 100% для крупных, средних и мелких механических цехов; 18% потерь КЦХП в сточных водах (733 т/год в 1998 году в ЕС) и 3% помещается на свалки в виде отработанных жидкостей для металлообработки; потери ХП составляют 18,5% и 31,6% соответственно по жидкостям для металлообработки на масляной и водной основе. Стандартные коэффициенты выброса по ХП составляют 0,02% в воздухе для всех видов жидкостей.	Government of Canada (1993a); ЕС (2000); U.K. Environment Agency (2003a)
Краски, адгезивы и герметики	5-15% ХП (краски) 10-15% ХП (как правило, для уплотнителей) До 20% ХП для некоторых применений (герметики)	Потери при производстве / приготовлении	Незначительное (краски); низкое или нулевое (герметики); 5% твердые отходы (герметики)	Zitko and Arsenault (1974); U.K. Environment Agency (2003b)
		Потери при применении	Отходы применения могут помещаться на свалки; стандартные коэффициенты выбросов для термоотверждающихся смол составляют 0% в воздухе и 0,1% для СЦХП и ДЦХП в сточных водах.	BRE (1998); U.K. Environment Agency (2003a)
		Потери от выщелачивания	Коэффициент выбросов 0,15%/год для СЦХП	U.K. Environment Agency (2003a)
Средства для дубления кож	1% КЦХП и менее (только ЕС)			EU Directive 2002/45/EC

Применение	% массы конечного продукта	Виды высвобождения	Высвобождаемое количество	Источник
Пластмассы и резина	10,1-16,8% ХП (ленты конвейеров) 6,5% ХП (обувные подошвы) 13% ХП (промышленные защитные покрытия)	Потери при производстве / приготовлении	Стандартные коэффициенты выбросов для пластмассовых добавок составляют 0,1% в воздухе и 0,05% для ХП в сточных водах; стандартные коэффициенты выбросов для термоотверждающихся смол составляют 0% в воздухе и 0,05% для ХП в сточных водах.	BRMA (2001); U.K. Environment Agency (2001); BRE (1998)
		Потери при применении	Потери при износе и абразивном истирании продуктов	
		Потери от испаряемости	0,05% в течение срока службы продукта	
Огнезащитные добавки	1-4% ХП (как правило) До 15% ХП в некоторых применениях 1-10% КЦХП-добавки к резине			Zitko and Arsenault (1974); BUA (1992)
Текстильные изделия и полимерные материалы		Потери при производстве/приготовлении	17% потребления КЦХП в 1998 году	ЕС (2000)

2.2.3 Общий объем выбросов в Европе и Северной Америке

Оценка фракционной утечки КЦХП в сточные и поверхностные воды производилась на основе данных ЕС (ЕС 2000) и обобщена в таблице 2-3. Предполагается, что их поведение аналогично поведению СЦХП (U.K. Environment Agency 2003a). В целом, ожидается, что большая часть выбросов КЦХП связана с операциями по металлообработке. Вместе с тем, существует возможность обширного высвобождения в небольших количествах при пользовании продукцией (например, красками, текстильными изделиями, резиной).

Таблица 2-3. Оценка фракционной утечки КЦХП в сточные воды, поверхностные воды и наземную окружающую среду в ЕС

Применение	Высвобождение в каждой среде		
	Сточные воды ¹	Поверхностные воды ²	Суша ³
Смазочные материалы для металлообработки	18%	1,4%	17,8%
Краски и герметики	0,1%	0,015%	Не известны — помещение отработавших материалов на свалки
Резина/антипирены/текстильные изделия/полимеры (кроме ПВХ)	0,1%	0,05–0,4%	Не известны — помещение отработавших материалов на свалки

¹ Сточные воды при использовании (смазочные жидкости для металлообработки) или приготовления продукта (краски/полимеры).

² Применительно к жидкостям для металлообработки: поверхностные воды = 0,08 × сточные воды. Для ПВХ и красок/адгезивов/уплотнителей учтена прямая утечка в поверхностные воды.

³ Наземная среда = грунт + помещение на свалки/захоронение с допуском на распространение фильтрата свалок или шлама, кроме ПВХ и красок/адгезивов/герметиков, когда необходимо учитывать прямые потери в грунт на территории городов/промышленных объектов.

Согласно данным, передаваемым в канадский Национальный реестр выбросов загрязнителей (НРВЗ), в окружающую среду Канады выбрасываются весьма малые количества ХП (коротко-, средне- и длинноцепных) с предприятий, подпадающих под требования по отчетности НРВЗ (вебсайт НРВЗ, дата посещения - 9 августа 2007 года; http://www.ec.gc.ca/pdb/querysite/query_e.cfm). По данным НРВЗ, в 2001-2002 годах с двух предприятий в Онтарио было вывезено на свалки 1,45 т ХП и еще 1,94 т было подвергнуто рециркуляции с целью извлечения органических веществ. Оба предприятия применяют КЦХП в качестве структурного компонента при производстве, соответственно, проводно-кабельной и лакокрасочной продукции. Согласно НРВЗ, в 2005 году одна из компаний в Онтарио разместила 0,023 т алканов 10-13, хлоро- (№ КАС 85535-84-8) за пределами объекта и еще 2,967 т подвергла внутриобъектовой рециркуляции.

В США на КЦХП распространяются требования отчетности по Реестру токсичных выбросов (РТВ) в рамках более широкой категории полихлорированных алканов (все насыщенные разновидности со средним содержанием хлора на уровне 40-70%). Информация, полученная от США в период представленная замечаний, показывает, что, согласно отчетности по РТВ за 2005 год, объектовому и внеобъектовому обращению или иному высвобождению промышленными предприятиями США, подпадающими под требования об отчетности, подверглось в общей сложности 19 404 кг полихлорированных алканов, в том числе 693 кг в виде неорганизованных/рассредоточенных выбросов в атмосферу, 880 кг – в виде выбросов в атмосферу из точечных источников и 3,2 кг – в виде сбросов в поверхностные воды (данные РТВ за 2005 год, заморожены по состоянию на 15/11/2006, опубликованы 22/03/2007; с ними можно ознакомиться на сайте www.epa.gov/tri).

2.3 Экологическая «судьба»

2.3.1 Стойкость

Стойкость в атмосферном воздухе

Расчетные периоды полураспада КЦХП в атмосферном воздухе на основе реакции с гидроксильными радикалами варьируют от 0,81 до 10,5 суток при использовании стандартной концентрации гидроксильных радикалов в атмосферном воздухе на уровне $1,5 \times 10^6$ молекул/см³ в светлое время суток (рассчитано с помощью компьютерной программы AOPWIN (v. 1.86) (Meylan and Howard, 1993; Atkinson 1986, 1987). При меньшей концентрации гидроксильных радикалов на уровне 5×10^5 молекул/м³, которое, как правило, используется в качестве среднесуточного значения для относительно незагрязненного воздуха в ЕС, атмосферные периоды полураспада колеблются в диапазоне 1,2-15,7 суток. Следует отметить, что скорость реакции варьирует во времени в зависимости от среднесуточной продолжительности светового дня, и значение 5×10^5 молекул/м³, возможно, не является типичным для северных широт, поскольку концентрация гидроксильных радикалов снижается при повышении широты. Кроме того, высокая абсорбция ХП атмосферными частицами при низких температурах, типичная для условий в северных широтах, может сокращать интенсивность окисления в атмосфере.

Стойкость в воде

Считается, что КЦХП существенно не деградируют в результате таких абиотических процессов, как гидролиз (IPCS 1996; U.K. Environment Agency 2003a,b). Однако из дополнительной информации, предоставленной правительством Японии, можно предположить, что один конгенер (1-chlorooctadecane 1 хлороктандекан; C = 12, Cl = 1) подвержен быстрой биodeградации. Не известно, применимы ли такие данные к более хлорированным КЦХП; исследования по биodeградации в осадочных отложениях (см. раздел «Стойкость в грунте и отложениях») показывают, что биodeградация может зависеть от тестируемого конгенера КЦХП. В работе Koh and Thiemann (2001) говорится, что смеси КЦХП подвергались быстротечному фотолизу в смесях ацетона и воды при ультрафиолетовом свете (ртутная дуговая лампа; приблизительно 254-436 нм) с периодами полураспада в диапазоне 0,7-5,2 ч. Период полураспада продукта КЦХП с весовым содержанием по массе в 52% в чистой воде при таких же условиях составил 12,8 ч. Хотя данные результаты позволяют предположить, что фотолиз может являться одним из путей деградации некоторых КЦХП, актуальность упомянутого исследования с точки зрения естественной среды сомнительна, поскольку намного меньшие периоды полураспада, возможно, были обусловлены применением источника ультрафиолетового излучения по сравнению с естественным освещением. Кроме того, степень фотодеградации может быть ограничена на глубине в воде и/или в северных широтах.

Стойкость в грунте и отложениях

На основе 25-суточного анализа биохимической потребности в кислороде (БКП) в работе Madeley and Birtley (1980) сделан вывод о том, что КЦХП (с 49-процентным содержанием хлора), по всей видимости, подвержены быстротечной и полной деградации акклиматизировавшимися микроорганизмами через 25 суток. Существенного поглощения кислорода не наблюдалось в тестах с использованием высокохлорированные ХП, в числе которых были два КЦХП (с содержанием хлора в 60% и 70%). В материале Fisk et al. (1998a) приводятся данные о деградации двух меченных изотопом углерода ¹⁴C хлоро-n-алканов C₁₂ (содержание хлора 56% и

69%) при температуре 12°C в аэробных отложениях, использовавшихся в исследовании биологической усвояемости КЦХП малощетинковыми червями. Периоды полураспада в отложениях для продуктов с 56- и 69-процентным содержанием хлора составили соответственно $12 \pm 3,6$ и $30 \pm 2,6$ суток.

Недавно проведено исследование аэробной и анаэробной биodeградации КЦХП в пресноводных и морских отложениях (Thompson and Noble 2007 в U.K. Environment Agency 2007). С применением меченных изотопом хлора ^{14}C п-декана и п-тридекана с массовым содержанием хлора 65% и при проведении экспериментов в соответствии с Инструкцией ОЭСР по методам тестирования № 308, средние периоды полураспада продукта с длиной цепи C_{10-13} и 65-процентным массовым содержанием хлора (для минерализации [образования] двуокиси углерода или метана) составляли, по оценкам, 1 630 суток в пресноводных отложениях и 450 суток в морских отложениях при анаэробных условиях.

Характеристики концентрации остатка КЦХП в отложениях из оз. Виннипег, Манитоба, и оз. Фокс, Юкон, свидетельствуют о наличии остатков в срезах отложений, датированных 1947 годом, из обоих озер (Tomy et al. 1999). Остатки КЦХП в отложениях наблюдались в пробах из западного бассейна оз. Онтарио, которые датировались 1949 годом. Наибольшая концентрация (800 нг/г сухого веса) наблюдалась в срезе, датированном 1971 годом (Muir et al. 1999). КЦХП были также обнаружены в датированном осадочном керне, взятом из оз. Сент-Франсис (Сен-Франсуа) в 1996 году вниз по течению от бывшего объекта по производству ХП. Историческая характеристика обнаруживает наличие относительно низкие уровни ХКПЦ по сравнению с оз. Онтарио (Muir et al. 1999; 2002). Набольшие концентрации КЦХП относятся в среднем к 1985 году ± 4 года (Turner 1996). Преобладающими вариантами длины цепи КЦХП в отложениях были C_{11} и C_{12} .

В отсутствие информации о концентрации за любой из указанных годов по любому из этих районов, на основе имеющихся данных не представляется возможным отдельно рассчитать периоды полураспада. Вместе с тем, тот факт, что остатки КЦХП обнаружены в осадочных кернах, датированных 1940-ми годами, в упомянутых районах, свидетельствует о более чем 50-летней стойкости КЦХП в подводных анаэробных отложениях. В материале Environment Canada (2004) использовались уравнения распада первого порядка по методу обратного расчисления; было установлено, что периоды полураспада КЦХП превышают один год. Хотя метод обратного расчисления не позволяет получить отдельное значение периода полураспада какого-либо химического вещества, он может дать ответ на вопрос о том, существенно ли период полураспада данного вещества превышает тот или иной конкретный срок. В нескольких правительственных оценках и опубликованных обзорах сделан вывод о том, что можно рассчитывать только на медленную биodeградацию КЦХП в окружающей среде, даже в присутствии адаптированных микроорганизмов (Government of Canada 1993a,b; Tomy et al. 1998a; ЕС 2000).

Практически не имеется сведений о стойкости КЦХП в грунте. В исследовании Omori et al. (1987) проанализирован потенциал ряда почвенных бактериальных штаммов, действовавших на $\text{C}_{12}\text{H}_{18}\text{Cl}_8$ (63-процентное содержание хлора). Хотя исследователям не удалось выделить бактериальный штамм, который бы мог использовать данное химическое вещество в качестве единственного источника углерода, они все же установили, что для различных штаммов, предварительно обработанных п-гексадеканом, характерны разные способности дехлорирования. Смешанная культура (из четырех бактериальных штаммов) и штамм НК-3, действовавший отдельно, за 48 часов высвободили соответственно 21% и 35% хлора. В другой работе, Nicholls et al. (2001), было подвергнуто изучению наличие КЦХП в сельскохозяйственных почвах в Соединенном Королевстве, неоднократно удобрявшихся осадком сточных вод. КЦХП обнаружить не удалось ($<0,1$ мг/г). Вместе с тем, в исследовании не отслеживалось поведение КЦХП с течением времени после внесения осадка в почву, и поэтому ценность полученных результатов может быть подвергнута сомнению.

Обобщение данных о стойкости

КЦХП соответствуют критерию стойкости для отложений (приложение D к Стокгольмской конвенции). Они также характеризуются достаточной стойкостью в атмосферном воздухе, обуславливающей их способность к переносу на большие расстояния. Хотя КЦХП представляются гидролитически стабильными, имеющиеся данные недостаточны для того, чтобы сделать вывод об их стойкости в воде. Недостаточно также данных об их стойкости в почве. В целом, КЦХП квалифицируются как удовлетворяющие критериям стойкости, изложенным в приложении D.

2.3.2 Биоаккумуляция

Моделируемый Log K_{ow} и коэффициенты биоаккумуляции

В работе Sijm and Sinnige (1995) рассчитаны значения $\log K_{ow}$ в диапазоне от 4,8 до 7,6 для всех конгенов КЦХП. В исследовании Fisk et al. (1998b) установлены коэффициенты разделения октанол-вода для $\text{C}_{12}\text{H}_{20,1}\text{Cl}_{5,9}$ с массовым содержанием хлора 55,9% и $\text{C}_{12}\text{H}_{16,2}\text{Cl}_{9,8}$ с массовым содержанием хлора 68,5%. Средние значения $\log K_{ow}$ определены на уровне 6,2 для вещества с содержанием хлора 55,9% (диапазон $\log K_{ow}$ составлял 5,0-7,1) и 6,6 для вещества с содержанием хлора 68,5% (диапазон $\log K_{ow}$ составлял 5,0-7,4). На основе эмпирических данных по K_{ow} и предположения об отсутствии метаболизма, при помощи модели

Gobas для расчета коэффициентов биоаккумуляции были определены значения по рыбе, превышающие 5000 для всех возможных КЦХП.

Биоконцентрация

Коэффициенты биоконцентрации, рассчитанные по результатам лабораторных исследований по КЦХП, были подвергнуты анализу в материале Government of Canada (1993b), на основе чего был сделан вывод об их существенном варьировании по различным видам. Относительно низкие значения КБК были установлены для пресноводных и морских водорослей (<1–7,6). Значения КБК до 7816 (сырой вес) были замерены в радужной форели (*Oncorhynchus mykiss*) (Madeley and Maddock 1983a,b) и 5785–138 000 (сырой вес) в обыкновенной мидии (*Mytilus edulis*) (Madeley et al. 1983b, Madeley and Thompson 1983, Renberg et al. 1986).

Предоставленные Японией данные о результатах опытов по замеру КБК ХП ($C = 11$, $C1 = 7-10$) позволяют предположить, что данные химикаты обладают способностью к биоаккумуляции. Замеры КБК проводились по двум тестовым концентрациям (0,1 и 1 мг/л), подопытные организмы подвергались воздействию на протяжении 12-60 суток. Какой-либо тенденции в части биоконцентрации установлено не было. Значения КБК варьировали от 1900 до 11000.

Лабораторные исследования биоаккумуляции, биоусиления и биотрансформации

КЦХП могут накапливаться в пище, поглощаемой рыбой. Накопление в пище зависит от длины цепочки и содержания хлора (Fisk et al. 1996, 1998b, 2000). Было установлено, что для КЦХП с массовым содержанием хлора свыше 60% характерны устойчивые значения коэффициентов биоусиления (КБУ) на уровне свыше 1, что позволяет предположить их способность к биоусилению в водных цепочках питания. Депурационные периоды полураспада в организме рыб варьировали от 7 до порядка 53 суток у мальков радужной форели (Fisk et al. 1998b). В другом исследовании, Fisk et al. (2000), депурационные периоды полураспада КЦХП по радужной форели были рассчитаны в диапазоне 7,1-86,6 суток. Авторы отмечают, что КЦХП с меньшим содержанием хлора метаболизируются рыбами, но при этом периоды полураспада двух более хлорированных КЦХП, $C_{12}H_{16}Cl_{10}$ и $C_{12}H_{20}Cl_6$, аналогичны характерным для труднорастворимых хлорорганических соединений с длительными биотрансформационными периодами полураспада > 1000 суток. В работе Fisk et al. (2000) установлены аналогичные депурационные и биотрансформационные периоды полураспада некоторых КЦХП с C_{10-12} , в особенности деканов, что позволяет предположить, что депурация обусловлена прежде всего биотрансформацией. В исследовании Fisk et al. (2000) также показано, что КБУ по 35 хлорированным n-алканам (в сочетании с данными по КЦХП и СЦХП) в значительной мере определяются числом атомов углерода и хлора в каждом соединении и значением $\log K_{ow}$.

В работе Bengtsson and Vaumann-Ofstad (1982) отмечается, что хотя эффективность поглощения (91-суточный период поглощения) КЦХП с 71-процентным массовым содержанием хлора является низкой (6%), для него характерна исключительная эффективность удержания в обыкновенной уклейке (*Alburnus alburnus*). Вещество удерживалось в тканях рыб на стабильном уровне до завершения эксперимента на 316-е сутки. Об аналогичных наблюдениях сообщается в материале Fisk et al. (1998a) по $C_{12}H_{20}Cl_6$ (56% массового содержания хлора) и $C_{12}H_{16}Cl_{10}$ (69% массового содержания хлора) у малощетинковых червей (*Lumbriculus variegatus*). Нормализованные по органическому углероду коэффициенты накопления в биоте – отложениях (BSAF), рассчитанные по скорости поглощения и депурации, находились в диапазоне от 1,9 для $C_{12}H_{16}Cl_{10}$ до среднего значения 6,8 для $C_{12}H_{20}Cl_6$. Периоды полураспада обоих КЦХП были аналогичны друг другу (~12-14 суток), однако поглощение более хлорированного додекана происходило намного медленнее, чем поглощение менее хлорированного додекана.

Полевые исследования биоаккумуляции и биоусиления

Коэффициенты биоаккумуляции (КБА) по КЦХП с различной длиной цепи в озерном гольце-крестивомере (*Salvelinus namaycush*), обитающем в западной части оз. Онтарио, были рассчитаны по концентрациям в цельной рыбе и концентрации водного раствора (Muir et al. 2001). КБА варьировали в озерном гольце-крестивомере от 88 000 до 137 600 по липидной массе и от 16 440 до 25 650 по сырому весу. Хлорированные додеканы (C_{12}) являлись доминирующими КЦХП в озерной воде и рыбе. КБУ по КЦХП в питании сероспинки (*Alosa pseudoharengus*)/американской корюшки (*Osmerus mordax*) находились в диапазоне 0,33-0,94 и являлись наибольшими для тридеканов (C_{13}) ввиду их низких водных концентраций. Такие значения КБУ позволяют предположить, что КЦХП, в особенности хлорированные деканы и додеканы, не имеют способности к биоусилению в трофической сети пелагических видов в оз. Онтарио. Вместе с тем более высокое значение КБУ по КЦХП в целом было установлено только для отношений между озерным гольцом-крестивомером и сероспинкой (КБУ 0,91) (Muir et al. 2003). Относительно высокие концентрации КЦХП в подкаменщике (*Cottus cognatus*) и дипорее (*Diporeia* sp.) указывают на то, что отложения являются важным источником КЦХП для рыб, питающихся донными организмами (Muir et al. 2002).

Биоусиление КЦХП в трофической сети оз. Онтарио подвергнуто изучению в материале (Muir et al. 2003). В организмах, являющихся добычей озерного гольца-крестивомера, КБУ для КЦХП C_{12} и C_{13} были выше по

сравнению с КЦХП C_{11} и C_{10} . Значения КБУ превышали 1 при переходе от сероспинки к озерному гольцу-кривомеру для КЦХП C_{12} и C_{13} , равно как значения КБУ для *Diporeia* sp по отношению к подкаменщику по КЦХП со всеми вариантами длины цепи.

Обобщение данных по биоаккумуляции

Весь объем имеющихся эмпирических (лабораторных и полевых) и моделируемых данных указывает на то, что КЦХП могут аккумулироваться в биоте. Значения КБК, полученные лабораторным путем, варьировали от 1 900 до 138 000 в зависимости от вида и испытываемого конгенера. Полевые значения КБА по озерному гольцу-кривомеру находились в диапазоне от 16 440 до 26 650 сырого веса, а моделируемые КБА превышали 5 000 для всех КЦХП. Применительно к некоторым трофическим сетям КБУ превышали 1, что позволяет сделать вывод о биоусилении. На основании этих данных КЦХП квалифицируются в качестве биоаккумулирующихся согласно критериям, указанным в приложении D к Стокгольмской конвенции.

2.3.3 Перенос в окружающей среде на большие расстояния

КЦХП были обнаружены в атмосферном воздухе, отложениях и млекопитающих Арктики (см. пункт 2.4). Согласно работам Тому (1997) и Bidleman et al. (2001), КЦХП в концентрациях от <1 до $8,5 \text{ пг/м}^3$ выявлены в пробах атмосферного воздуха, взятых в высоких широтах Арктики (Алерт, о. Эллесмер), а авторы материала Borgen et al. (2000) в 1999 году замерили КЦХП в концентрациях $9,0\text{-}57 \text{ пг/м}^3$ на г. Цеппелин, Свальбард, Норвегия. КЦХП были также обнаружены в отложениях в удаленных озерах за Полярным кругом (Тому et al. 1999; Stern and Evans 2003), вдали от местных источников загрязнения, а также в арктической биоте – например, кольчатой нерпе, белухе, моржовых (Тому et al. 2000), гольце и морских птицах (Reth et al. 2006). Данные о концентрациях КЦХП в организме арктических млекопитающих указывают на преобладание конгенов с более короткими углеродными цепочками, т.е. группы формул C_{10} и C_{11} (Тому et al. 2000) – одним из наиболее летучих компонентов смесей КЦХП (Drouillard et al. 1998a), а это позволяет предположить, что указанные соединения обнаруживают более высокую вероятность переноса на значительные расстояния. Это согласуется с результатами исследований Reth et al. (2005, 2006), авторы которых обнаружили большее накопление КЦХП C_{10} в биоте в Северном море по сравнению с Балтийским морем (Reth et al. 2005) и в Арктике по сравнению с Балтийским морем (Reth et al. 2006). Это подтверждается результатами моделирования, указывающими на то, что атмосферные периоды полураспада основных гомологов КЦХП, характерные для проб окружающей среды, например, атмосферного воздуха и биоты Великих озер и Арктики ($C_{10}H_{17}Cl_5$, $C_{10}H_{16}Cl_6$, $C_{10}H_{15}Cl_7$, $C_{11}H_{18}Cl_6$, $C_{11}H_{17}Cl_7$, $C_{12}H_{20}Cl_6$, $C_{12}H_{19}Cl_7$), превышают двое суток (пункт 2.2.1)

Сопоставление значений давления паров (ДП) и константы Генри (КГ) показывает, что значения ДП ($2,8 \times 10^{-7}$ до $0,028 \text{ Па}$) и КГ ($0,68\text{-}18 \text{ Па м}^3/\text{моль}$ для конгенов C_{10-12}) у КЦХП находятся в диапазоне значений ДП и КГ некоторых стойких органических загрязнителей с известной способностью к перемещению на значительные расстояния в атмосферном воздухе (например, гексахлорциклогексана [линдана], гептахлора, мирекса).³ Наряду с этим проводились работы по моделированию. В информации, предоставленной согласно приложению E Швейцарией, вкратце изложены результаты исследования Wegmann et al. (2007), предметом которого являлось изучение способности КЦХП и других потенциальных СОЗ к переносу на большие расстояния с использованием разработанной ОЭСР схемы оценки общей стойкости в окружающей среде и способности к переносу на большие расстояния. Полученные результаты свидетельствуют о том, что по этим характеристикам КЦХП аналогичны некоторым известным СОЗ. Потенциал арктического загрязнения (ПАЗ) некоторых КЦХП оценивался по их значениям K_{OA} and K_{AW} и сравнивался с результатами ПАЗ, полученными по гипотетическому ряду химических веществ (Wania 2003). Результаты позволяют предположить, что по своему ПАХ КЦХП аналогичны тетра- и гептахлордифенилам.

Имеющиеся данные подтверждают вывод о том, что КЦХП переносятся на значительные расстояния.

2.4 Воздействие

2.4.1 Концентрации в атмосферном воздухе

Замеры КЦХП в атмосферном воздухе производились в нескольких странах, включая Канаду, Соединенное Королевство и Норвегию. КЦХП были обнаружены в четырех пробах атмосферного воздуха, взятых в п. Алерт на северной оконечности о. Эллесмер в высокоширотном районе Арктике. Концентрации варьировали от <1 до $8,5 \text{ пг/м}^3$ в пробах газовой фазы (Тому 1997, Bidleman et al. 2001). Borgen et al. (2000) замерили КЦХП в пробах атмосферного воздуха, взятых на г. Цеппелин, Свальбард, Норвегия, в 1999 году. Были обнаружены

³ ДП линдана составляет $4,3 \times 10^{-3} \text{ Па}$ (IPCS 1991), ДП гептахлора – $3,0 \times 10^{-6} \text{ Па}$ (IPCS 1984a), а ДП мирекса – $2,3 \times 10^{-9} \text{ Па}$ (IPCS 1984b). КГ линдана и гептахлора соответственно равны $0,13$ и $0,02 \text{ Па м}^3/\text{моль}$.

концентрации в диапазоне 9,0-57 $\mu\text{г}/\text{м}^3$. В исследовании Borgen et al. (2002) говорится о гораздо больших концентрациях в атмосферном воздухе на о. Медвежий, небольшом изолированном острове между Свальбардом и континентальной частью Норвегии. Общие концентрации КЦХП колебались от 1 800 до 10 600 $\mu\text{г}/\text{м}^3$.

Концентрации КЦХП в пробах атмосферного воздуха, взятых в Эгберте, Онтарио, Канада, в 1990 году, варьировали от 65 до 924 $\mu\text{г}/\text{м}^3$ (Тому 1997; 1998а). Концентрации КЦХП над оз. Онтарио в 1999 и 2000 годах находились в диапазоне от 120 до 1 510 $\mu\text{г}/\text{м}^3$ (Muir et al. 2001; D.C.G. Muir, unpublished data, 2001).

В работе Peters et al. (2000) сообщается о средней концентрации КЦХП на уровне 99 $\mu\text{г}/\text{м}^3$ в пробе воздуха, взятой в пригородном районе в графстве Ланкастер, Соединенное Королевство. В материале Barber et al. (2005) установлено, что концентрации в атмосферном воздухе Соединенного Королевства варьировали в диапазоне <185-3 430 $\mu\text{г}/\text{м}^3$ (среднее значение 1 130 $\mu\text{г}/\text{м}^3$) и превышали концентрации, замеренные в этом же месте в 1997 году. В исследовании Barber et al. (2005) также рассчитана средняя концентрация КЦХП в 600 $\mu\text{г}/\text{м}^3$ для атмосферного воздуха Соединенного Королевства.

В исследовании SFT (2002) приводятся данные о замерах КЦХП в трех пробах мха из Норвегии (Валвил, Молде, Нарбуволл). Пробы были взяты в лесных районах на удалении не менее 300 м от дорог и зданий и 10 км от городов. Обнаружены концентрации в 3-100 $\text{мг}/\text{кг}$ сырого веса, что позволяет сделать предположение об атмосферных осадениях КЦХП.

2.4.2 Стоки очистных сооружений, канализационные осадки и грунты

КЦХП были обнаружены в пробах, взятых в стоках из восьми водоочистных станций в южной части провинции Онтарио, Канада. Общее содержание КЦХП (C_{10-13} растворенных и дисперсных) варьировало от 59 до 448 $\text{нг}/\text{л}$. Наиболее высокие концентрации были обнаружены в пробах, взятых на очистных сооружениях в индустриализованных районах, включая Гамильтон, Сент-Катаринс и Галт.

В работе Reiger and Ballschmiter (1995) сообщается о концентрациях КЦХП C_{10-13} с 62-процентным содержанием хлора на уровне 80 ± 12 $\text{нг}/\text{л}$ в воде вверх по течению и на уровне 73 ± 10 $\text{нг}/\text{л}$ вниз по течению от водоочистной станции в Германии. Концентрация КЦХП в стоках составляла 115 $\text{нг}/\text{л}$. В работе Murgay et al. (1988) говорится о концентрациях КЦХП C_{10-13} с 60-процентным содержанием хлора в диапазоне <150-3300 $\text{нг}/\text{л}$ в пробах воды из дренажной канавы пруда-накопителя, в которую направлялись стоки с предприятия по производству ХП в Довере, Огайо.

КЦХП были также выявлены в канализационных осадках. Согласно Stevens et al. (2002), концентрации от 6,9 до 200 $\text{мкг}/\text{г}$ сухого веса обнаружены в канализационных осадках из 14 водоочистных станций в Соединенном Королевстве. Наиболее высокие концентрации КЦХП замерены в промышленных водосборных бассейнах. Вместе с тем, в осадке водосборного бассейна в сельской местности, в который не направлялось никаких промышленных стоков, обнаружены значительные уровни (590 $\text{мкг}/\text{г}$) общего содержания КЦХП/СЦХП (Stevens et al. 2002). Сельскохозяйственные земли могут быть также потенциально крупным накопителем ХП ввиду применения канализационных осадков (Stevens et al. 2002; Nicholls et al. 2001).

2.4.3 Поверхностные воды

КЦХП были обнаружены в поверхностных водах в провинциях Онтарио и Манитоба, Канада. Низкие уровни растворенных общих КЦХП (C_{10-13}) замерялись в западной части оз. Онтарио в 1999 и 2000 годах. В 1999 году концентрации варьировали от 0,168 до 1,75 $\text{нг}/\text{л}$, а в 2000 году их уровень понизился (0,074-0,77 $\text{нг}/\text{л}$) (Muir et al. 2001). В течение шести месяцев в 1995 году замерялись концентрации КЦХП в 30 ± 14 $\text{нг}/\text{л}$ в р. Ред-Ривер в Селкерке, провинция Манитоба (Тому 1997). В работе Тому et al. (1999) наличие КЦХП в речной воде приписывалось местному источнику (возможно, завод по механообработке/переработке отходов в г. Селкерке) ввиду аналогии характеристик преобладающей группы формул характеристикам промышленного КЦХП РСА-60, который применялся в качестве внешнего эталона. В исследовании министерства охраны окружающей среды (2006) сообщается, что в 2006 году в Японии был осуществлен мониторинг КЦХП путем взятия шести проб поверхностных вод из различных районов страны, который не выявил каких-либо их концентраций сверх пределов обнаружения (варьировавших от 0,0055 до 0,023 $\text{мг}/\text{л}$ в зависимости от длины цепочки).

2.4.4 Отложения

КЦХП были обнаружены в осадочных отложениях в районе Великих озер в Канаде, в Германии, Соединенном Королевстве и Чешской Республике. Они были также выявлены в арктических отложениях.

Был подвергнут замеру удельный расход наносов КЦХП на поверхностных срезах осадочных кернов ($\text{мкг}/\text{м}^2$ в год), взятых из отложений в различных озерах Канады (Muir et al., 1999; Тому et al., 1999). Наибольший расход наблюдался в озерных отложениях близ городов (западная часть оз. Онтарио и южный бассейн оз. Виннипег).

Наименьший расход был характерен для более удаленных озер, в том числе оз. Верхнего, что было в основном обусловлено осаждением загрязнителей из атмосферы. Полученные результаты позволяют предположить, что наиболее высокие остатки КЦХП в озерных отложениях получены главным образом из горючих.

Авторы исследования Tomy et al. (1997) в 1995 году получили концентрации КЦХП порядка 245 мг/кг сухой массы из отложений в районе впадения р. Детройт в оз. Эри и о. Миддл-Систер Айленд в западной части оз. Эри. КЦХП были также обнаружены во всех пробах поверхностных отложений, взятых в районе заливов оз. Онтарио в концентрациях от 5,9 до 290 нг/г сухого веса (Muir et al. 2001). Наиболее высокие концентрации выявлены в наиболее индустриализованном районе (Бассейн Уиндермир, зал. Гамильтон). Аналогичным образом, в работе Marvin et al. (2003) сообщается о концентрации 410 нг/г сухого веса в осадочных отложениях оз. Онтарио близ промышленного района.

В арктических районах Канады общие концентрации КЦХП варьировали от 1,6 до 17,6 нг/г сухого веса в трех удаленных озерах (Tomy et al. 1998a, Stern and Evans 2003).

Согласно исследованию Ballschmiter (1994), КЦХП обнаружены в отложениях в Германии в концентрациях от <5 до 83 мкг/кг сухого веса. Проба, показавшая концентрацию на уровне 83 мкг/кг сухого веса, была взята из р. Рейн (U.K. Environment Agency 2003b).

Недавно проведенное исследование КЦХП и СЦХП в Соединенном Королевстве охватывало 20 водных и восемь сельскохозяйственных объектов (Nicholls et al. 2001). Авторы исследования отобрали пробы поверхностных отложений из трех мест, расположенных на удалении 1-100 м, 200-300 м и 1-2 км вниз по течению от муниципальных водоочистных станций. Было установлено, что КЦХП и СЦХП широко распространены в окружающей среде Соединенного Королевства. На объектах, где концентрации КЦХП определялись отдельно от СЦХП, они находились в диапазоне от 0,6 до 10,3 мг/кг сухой массы (Nicholls et al. 2001).

В работе Příbylová et al. (2006) приведены данные о концентрациях КЦХП в 36 пробах отложений из 11 рек в Чехии и пяти дренажных колодцев в промышленных районах. Концентрации варьировали от «не обнаружено» до 347,4 нг/г сухого веса. В исследовании министерства охраны окружающей среды (2006) сообщается, что в 2006 году в Японии был осуществлен мониторинг КЦХП путем взятия шести проб поверхностных вод из различных районов страны, который не выявил каких-либо их концентраций сверх пределов обнаружения (варьировавших от 0,34 до 3,0 нг/л в зависимости от длины цепи).

2.4.5 Биота

КЦХП обнаружены в биоте в Канаде, Германии, Греции, Исландии, Соединенном Королевстве, США, Франции, Чили, Швеции, а также в Северном море. Они также выявлены в арктической биоте.

Рыба

Muir et al. (2001, 2002) измеряли КЦХП в пробах, взятых из рыб, пойманных в оз. Онтарио, в 1996 и 2001 годах. Концентрации варьировали от 7,01 до 2 630 нг/г сырого веса. Наиболее высокие концентрации отмечались в пробах из карпа, отловленного в зал. Гамильтон. В гольце-крестивомере преобладали КЦПХ C₁₂, а в подкаменщике и американской корюшке – КЦХП C₁₁.

Авторы SFT (2002) измерили концентрации КЦХП в голубой мидии и печени трески из Норвегии. КЦХП присутствовали во всех пробах в концентрациях, варьирующих в диапазонах 14-130 мкг/кг сырого веса в мидии и 23-750 мкг/кг в печени трески. В работе Lahaniatis et al. (2000) приведены данные о средних значениях КЦХП по отдельным вариантам длины цепи (C₁₀-C₁₃), находящимся в диапазоне от 7 до 206 мкг/кг рыбьего жира и от 6 до 135 мкг/кг в рыбе (шпроте, красном горбыле, сельди, палтусе, сардине и форели), пробы которой были взяты в различных местах в Англии, Норвегии, Чили, Греции, Германии, Исландии, Франции, США и в Северном море. В исследовании Reth et al. (2005) сообщается о концентрациях КЦХП от 19 до 286 нг/г сырого веса в печени рыб (лиманды, трески и камбалы) в Северном и Балтийском морях.

В исследовании министерства охраны окружающей среды (2006) сообщается, что в 2006 году в Японии был осуществлен мониторинг КЦХП путем взятия шести проб представителей водной фауны из различных районов страны, который не выявил каких-либо их концентраций сверх пределов обнаружения (варьировавших от 0,02 до 1,5 нг/г в зависимости от длины цепи).

Морские млекопитающие

КЦПХ обнаружены в концентрациях от 95 до 626 нг/г сырого веса в подкожном сале морских млекопитающих, включая белуху (*Delphinapterus leucas*), кольчатую нерпу (*Phoca hispida*) и тюленя (*Odobenus rosmarus*) из различных районов Арктики (Tomy et al. 1998b; 2000).

КЦХП были обнаружены в белухах из р. Св. Лаврентия в средней концентрации 785 нг/г сырого веса (Tomy et al. 1998b; 2000). Характеристики преобладающей группы формул в случае белух из устья р. Св. Лаврентия

обнаруживают сдвиг к менее летучим компонентам, т.е. более длинной углеродной цепочке промышленных химикатов. Большая доля менее летучих компонентов в профиле концентраций позволяет предположить, что местные источники выбросов КЦХП, расположенные, возможно, на Великих Озерах или в промышленных районах в нижнем течении р. Св. Лаврентия, играют наиболее важную роль в плане осаждения КЦХП в данной местности.

В исследовании Jansson et al. (1993) приводятся данные о концентрации КЦХП на уровне 130 нг/г сырого веса в подкожном жире кольчатой нерпы с о. Свальбард. При этом следует отметить, что вещества, замерявшиеся в данном исследовании, представляли ХП с неуставленной длиной цепи с 6-16 атомами хлора на молекулу и поэтому могли также включать в себя СЦХП и ДЦХП.

Фауна суши

Имеются лишь весьма ограниченные сведения о концентрациях КЦХП в тканях представителей фауны суши. В Швеции, по данным, приводимым в работе Jansson et al. (1993), концентрации ХП (с неуставленной длиной цепи) в тканях кролика (Revingeshed, Skåne), лося (Grimsjö, Västmanland), северного оленя (Ottstj, Jaämtland) и скопы (из различных районов Швеции) соответственно составляли 2,9, 4,4, 0,14 и 0,53 мкг/г липидной массы.

В материале CEFAS (1999) приведены данные по состоянию на лето 1998 года о концентрациях КЦХП в земляных червях, которые колебались от <0,1 до 0,7 мкг/г сухой массы. Campbell and McConnell (1980) установили уровни ХП С₁₀₋₂₀ в печени птиц и яйцах морских птиц в Соединенном Королевстве. Уровни С₁₀₋₂₀, по всей вероятности, во многом определяются присутствием КЦХП и СЦХП. Концентрации ХП С₁₀₋₂₀ варьировали от 0,1 до 1,2 мкг/г сырого веса в печени птиц и от <0,05 до >6 мкг/г.

2.4.6 Материнское молоко и продовольствие

По данным, приводимым в исследовании Тому (1997), КЦХП (с массовым содержанием порядка 60-70%) присутствуют в концентрации 11-17 мкг/кг липидной массы (средняя концентрация 13 мкг/кг липидной массы) в пробах материнского молока, которые были взяты у инуитских женщин, проживавших на побережье Гудзонова пр. в Северном Квебеке, Канада.

КЦХП были также обнаружены в пробах материнского молока в Соединенном Королевстве (Thomas and Jones 2002). КЦХП были выявлены в концентрациях 4,6-110 мкг/кг липида в пяти из восьми проб в Ланкастере и в концентрациях 4,5-43 мкг/кг липидной массы в семи из 14 проб в Лондоне. Расчетный средний уровень КЦХП составил 20 ± 30 мкг/кг липидной массы (на основе только положительных результатов) или 12 ± 23 мкг/кг липидов (если предположить, что необнаружение = половине предела обнаружения). В последовавшем исследовании Thomas et al. (2003) были обнаружены концентрации КЦХП в диапазоне от 49 до 820 мкг/кг липидов в этих же двух городах.

КЦХП были также обнаружены в продуктах питания. Thomas and Jones (2002) обнаружили КЦХП в пробе коровьего молока из Ланкастера и пробах масла из различных регионов Европы (т.е. Дании, Уэльса, Нормандии, Баварии, Ирландии, а также южных и северных районов Италии). КЦХП были также выявлены в пробах масла из Дании в концентрации 1,2 мкг/кг и Ирландии в концентрации 2,7 мкг/кг. В рамках обследования потребительской корзины в составе 234 готовых продуктов питания, представлявших порядка 5 000 видов продовольствия в американском рационе питания, один раз в витаминизированном белом хлебе был обнаружен Chlorowax 500С в концентрации 0,13 мкг/г (KAN-DO Office and Pesticides Team, 1995).

В исследовании Health Canada (2003) рассчитаны верхние оценки поступления КЦХП в организм для всего населения Канады в целом. Практически вся расчетная величина КЦХП, поглощаемая каждой возрастной группой канадского населения, поступает из пищи. Верхний предел оценки поступления для младенцев, вскармливаемых материнским молоком, составил 1,7 мкг/кг м.т., а для младенцев, находящихся на искусственном вскармливании, – 0,01 мкг/кг м.т. в сутки. Применительно к другим возрастным группам величина поступления варьировала в диапазоне 5,1 мкг/кг м.т. в сутки для взрослых старше 60 лет до 26,0 мкг/кг м.т. в сутки для младенцев, не вскармливаемых молочными смесями. В материале IPCS (1996) приведено допустимое поступление КЦХП на уровне 100 мкг/кг м.т. в сутки.

2.5 Оценка опасности по критическим параметрам

2.5.1 Токсичность

Wyatt et al. (1993) подвергали воздействию самцов крыс путем затравки на протяжении 14 дней двумя КЦХП (с 58- и 56-процентным содержанием хлора). В случае КЦХП с 58% хлора абсолютный и относительный вес печени существенно увеличивался в зависимости от дозы на 100 мг/кг м.т. в сутки и более. В случае же с КЦХП с 56% хлора, относительный вес печени значительно увеличивался в зависимости от дозы на 50 мг/кг м.т. в сутки и более. В результате перорального исследования крыс, согласно IRDC (1984), при дозах в

100 мг/кг м.т. в сутки наблюдалось увеличение веса печени и почек, а также гипертрофия печени и щитовидной железы. Уровень, при котором не наблюдалось воздействия (УННВ) составлял 10 мг/кг м.т. в сутки.

В докладе EU Risk Assessment Report (ЕС 2000) обобщены результаты воздействия на млекопитающих. КЦХП способны вызывать минимальное раздражение кожи, характеризуются низкой острой токсичностью для животных и не обладают мутагенными свойствами. Исследования на грызунах показали зависящий от дозы рост заболеваемости аденомами и карциномами печени, щитовидной железы и почек. Международное агентство по изучению раковых заболеваний считает, что существует достаточный объем данных, свидетельствующих о канцерогенности промышленного хлорированного парафина со средней длиной углеродной цепочки и средней степенью хлорирования 60% для подопытных животных (возможные канцерогены – группы 2B) (IARC, 1990). Вместе с тем, сохраняются разногласия по поводу механизмов образования таких опухолей и по вопросу об их актуальности для организма человека (ЕС 2000). В ЕС КЦХП квалифицируются как подпадающие под «Канцерогенную категорию 3: R40 – Ограниченные данные о канцерогенном воздействии» и аналогичным образом классифицированы как опасные в Австралии.

Какие-либо данные о воздействии на фертильность и развитие организма человека отсутствуют. В рамках 13-недельного исследования крыс и мышей, которым скармливались дозы в 5000 и 2000 мг КЦХП/кг/сутки, не было выявлено никаких изменений репродуктивных органов. Наблюдалось воздействие на развитие крыс при концентрациях, вызывавших сильное токсическое воздействие на материнский организм (2000 мг/кг/сутки), но не при меньших дозах (ЕС 2000).

Согласно материалу ЕС (2005), в целом КЦХП характеризуются низкой токсичностью, и при этом их главной токсикологической особенностью является общая неспецифическая токсичность после неоднократного воздействия – с УННВВ по общей токсичности в 100 и 1000 мг/кг/сутки, соответственно, у крыс и мышей.

2.5.2 Экоотоксичность

Микроорганизмы

Проведен ряд тестов по различным видам, критических параметрам и КЦХП для изучения токсичности КЦХП для микроорганизмов (Hildebrecht 1972, Birtley et al. 1980, Madeley et al. 1983c, Koh and Thiemann 2001, Sverdrup et al. 2006). Наименьшие значения КННВ/ЭК20 для *Vibrio fischeri* составили 0,1 мг/л по ХП C₁₀₋₁₃ с 56-процентным содержанием хлора и 0,05 мг/л по ХП C₁₀₋₁₃ с 62-процентным содержанием хлора (Koh and Thiemann 2001). Концентрация с наименьшим воздействием в грунте отмечена в работе Sverdrup et al. (2006), в которой по КЦХП с 60% хлора ЭК10 определена на уровне 570 мг/кг сухого веса.

Пелагические водные организмы

После публикации обзоров Тому et al. (1998a) и оценки рисков КЦХП ЕС (ЕС 2000) проведено лишь небольшое число исследований токсичности КЦХП в водной среде. Ниже приводится их краткое изложение.

Наименьший уровень токсичного воздействия установлен для пелагических пресноводных видов на уровне 8,9 мкг/л на основе 21-суточной хронической КННВ по *Daphnia magna* (Thompson and Madeley 1983a). Результатом воздействия явилась гибель потомства. КННВ составляет 5 мкг/л. Другое воздействие при аналогичных концентрациях отмечено на *Daphnia*. В рамках 14-суточного исследования наблюдалась 50-процентная смертность через пять дней при концентрации в 10 мкг/л (Thompson and Madeley 1983a).

Наиболее чувствительный параметр по морским видам установлен на уровне 7,3 на основе 28-суточной КННВ для мизиды (*Mysidopsis bahia*) (Thompson and Madeley 1983b). В исследовании Thompson and Madeley (1983c) сообщается об УННВ 12,1 мкг в рамках 10-суточного исследования морских водорослей *Skeletonema costatum*. Токсичное воздействие носило неустойчивый характер без каких-либо последствий при любой концентрации через семь суток. Thompson and Shillabeer (1983) подвергали группу в 30 мидий (*Mytilus edulis*) воздействию КЦХП с 58% хлора (2,3 мкг/л и 9,3 мкг/л) в системе с проточной морской водой на протяжении 12 часов. Смертности не наблюдалось, однако рост организмов замедлялся при воздействии концентрации порядка 9,3 мкг/л.

Fisk et al. (1999) изучали токсичность четырех соединений КЦХП C₁₀, C₁₁ и C₁₂ (конгенеры с различной длиной одиночной цепи в смеси с изомерами) для эмбрионов японской оризии (*Oryzias latipes*). КНМВ/ЛОЕС варьировали от 55 мкг/л для C₁₂H₂₀Cl₇ до 460 мкг/л для C₁₀H₁₆Cl₇. Воздействие на яйца и личинки в течение первых 20 дней после откладывания яиц включало в себя миграцию масляной глобулы от головы и утончение кровеносных сосудов между головой и масляной глобулой. Токсичность не зависела от длины углеродной цепи и содержания хлора. Высказано предположение о том, что механизм токсичности для эмбрионов представляет собой наркоз.

В работе Fisk et al. (1996, 2000) исследуется накопление нескольких КЦХП, меченных изотопом углерода ¹⁴C (массовое содержание хлора 56-69%), в мальках радужной форели (первоначальный вес 2-7 г) в течение 40-суточного периода воздействия. Суточная норма скармливания составляла 1,5% от среднего веса тела.

Было установлено, что ни одно из соединений не оказывает негативного воздействия на рост и соматический индекс печени мальков радужной форели.

В исследовании Cooley et al. (2001) изучается поведение мальков радужной форели, а также гистология их печени и щитовидной железы после воздействия на них тех же четырех соединений КЦХП, как в случае, описанном в работе Fisk et al. (1999), через питание. Рыбы обнаруживали реакцию, свидетельствующую о наркотическом действии, что выражалось в замедлении или полном отсутствии старт-рефлекса и поглощении меньшего объема пищи. У форели, подвергшейся воздействию $C_{10}H_{15}Cl_7$ и $C_{11}H_{18}Cl_6$ (концентрации на уровне соответственно 0,92 и 5,5 мкг/г сырого веса на цельную рыбу), наблюдалась острая гистопатология печени, выражавшаяся в обширных фиброзных поражениях и некрозе клеток печени, которых не наблюдалось у рыб, подвергшихся контрольному или меньшему воздействию. Поражения щитовидной железы не наблюдалось. НУНВ по КЦХП C_{10-12} варьировали от 0,79 до 5,5 мкг/г в тканях цельной рыбы после пищевого воздействия концентрациями в диапазоне 0,84-74 мкг/г в пище.

В материале Buryskova et al. (2006) отмечены пороки развития и замедленный рост эмбриона лягушки *Xenopus laevis* при концентрациях промышленной смеси КЦХП (C_{12} с 56% хлора) в 5 мкг/л и выше. Результаты не связаны со способом хлорирования воды.

Бентические организмы

При помощи концепции сбалансированного разделения (Di Toro et al. 1991), предусматривающей применение наиболее чувствительного параметра хронических измерений, установленного для пелагических пресноводных беспозвоночных (8,9 мкг/л), была произведена оценка токсичности для бентических организмов в отсутствие обоснованного критического параметра измерений для беспозвоночных, обитающих в осадочных отложениях. КНМВ_{бентич.} был оценен на уровне 35,5 мг/кг сухого веса (Environment Canada 2004).

Организмы, обитающие в почве

В работе Bezchlebová et al. (2007) изучается воздействие КЦХП (64-процентное содержание хлора) на пять видов организмов, обитающих в почве (*Folsomia candida*, земляные черви, круглые черви), и земляных микроорганизмов (на предмет трансформации углерода). Установлено, что *Folsomia candida* является наиболее чувствительным организмом при значениях ЛК₅₀ (выживание взрослых особей), ЭК₅₀ и ЭК₁₀ (репродукция) соответственно на уровне 5733 мг/кг, 1230 мг/кг и 660 мг/кг сухого веса. В материале Sverdrup et al. (2006) исследуется воздействие КЦХП (с 60-процентным содержанием хлора) на земляных червей, на обитающие в почве нитрифицирующие бактерии и на клевер луговой. Авторы установили, что нитрифицирующие бактерии наиболее чувствительны при значении ЭК₅₀ в 570 мг/кг сухого веса.

В исследовании Sochová et al. (2007) в качестве объекта для изучения токсичности семи загрязнителей, включая КЦХП (обозначены как C_{12} , 64% Cl; включая короткоцепные парафиновые фракции C_{10} 6%, C_{11} 37%, C_{12} 32%, C_{13} 25%), используются свободно живущие почвенные кольчатые черви *Caenorhabditis elegans*. Что касается КЦХП, то в течение 24 часов по ним никакой токсичности не наблюдалось, однако через 48 часов они проявили себя как наиболее токсичные вещества. Усиление воздействия с течением времени объясняется поглощением большего количества токсиканта. Чувствительность аналогична охарактеризованной в материале Bezchlebová et al. (2007) применительно к *Folsomia candida*, но ниже, чем в случае *Eisenia fetida* и *Enchytraeus albidus*.

Птицы

В материале ЕС (2000) изложено исследование, в рамках которого изучалось воздействие на репродуктивную функцию крякв, находившихся под воздействием пищевых концентраций КЦХП C_{10-12} (58% хлора). Исследование предусматривало 22-недельное кормление, включая девять недель перед кладкой яиц без фотостимуляции, три недели до кладки яиц с фотостимуляцией и 10-недельный период кладки яиц с фотостимуляцией. Птицы стимулировались к кладке яиц (манипуляциями в течение светового дня). Яйца были собраны за 10-недельный период, и молодняк, которому не скармливалось тестируемое вещество, наблюдался в течение 14 суток. Средние замеренные пищевые концентрации составили 29, 168 и 954 мг/кг. Наименьший уровень, обнаруживающий незначительное воздействие в данном исследовании, равнялся 954 мг/кг пищи, вызывая уменьшение, но статистически существенное уменьшение толщины яичной скорлупы. Хотя данное уменьшение было существенным, средняя толщина скорлупы находилась в пределах значений, установленных в руководящих принципах ОЭСР (0,35-0,39 мм), и увеличения количества яиц с треснутой скорлупой при данной дозе не происходило. После сравнения с контрольными показателями никаких существенных различий по количеству отложенных яиц, треснувших яиц или среднего веса яйца ни в одной из испытываемых групп отмечено не было.

В исследовании Ueberschär et al. (2007) курам в возрасте от 24 до 32 недель скармливались технические КЦХП (C_{10-13} , 60% Cl) в возрастающих концентрациях до 100 мг/кг пищи. Никакого существенного воздействия на здоровье, относительную массу органов или физиологические параметры (интенсивность кладки яиц, вес яиц,

поглощение корма) у несушек выявлено не было. Воздействие не сказалось на относительной массе органов, за исключением уменьшения поджелудочной железы особей, которым скормливалась концентрация на уровне 77 мг/кг сырого веса пищи. Организмом усвоилось менее 1% поглощенных хлорированных парафинов, в то время как около 1,5% было удалено с яичным желтком и 30% было выведено в виде мочи и кала.

Обобщение экотоксичности КЦХП

Наиболее чувствительные параметры токсичности КЦХП обобщены в таблице 2-4.

Таблица 2-4: Обзор наиболее чувствительных КМНВ/КННВ или ЭК_x по долгосрочной экотоксичности КЦХП

Виды/критический параметр	Воздействие	КННВ	НКНВ или ЭК _x	Источник
Пелагические организмы (<i>Daphnia magna</i>)	Гибель потомства, 21 сутки	5 мкг/л	8,9 мкг/л	Thompson and Madeley (1983a)
Бентические организмы	Равновесное разделение на основе 21-суточного исследования <i>Daphnia magna</i>	—	35,5 мг/кг сухого веса	Environment Canada 2004, based on data from Thompson and Madeley 1983a
Рыбы (эмбрионы японской оризии, воздействие на раннем этапе жизни)	20-суточное исследование, миграция масляной глобулы от головы, утоньшение кровеносных сосудов	9,6 мкг/л	55 мкг/л	Fisk et al. (1999)
Почвенные организмы	Равновесное разделение на основе 21-суточного исследования <i>Daphnia magna</i>	—	35,5 мг/кг сухого веса	Environment Canada 2004, based on data from Thompson and Madeley 1983a
Микроорганизмы (бактерии, нитрификация почвы)	Нитрификация почвы		ЭК10 = 570 мг/кг номинальн. сухого веса	Sverdrup et al. (2006)
Птицы (репродуктивная функция кряквы)	Уменьшение толщины яичной скорлупы	168 мг/кг пищи	954 мг/кг пищи	ЕС (2000)

3 Обобщение информации

КЦХП являются стойкими, биоаккумулирующимися и токсичными для некоторых видов веществами, которые переносятся на большие расстояния в удаленные районы.

В прошлом общий объем годового потребления КЦХП в нескольких странах был высок, однако в последние годы в некоторых странах, в том числе в Канаде, Швейцарии и Австралии, наблюдается его заметное снижение. Высвобождение КЦХП может происходить на производстве, при хранении, перевозке и применении КЦХП. Производственные стоки и отработанные жидкости для металлообработки и резания металлов являются источниками загрязнения водных экосистем. Несмотря на ограниченность данных, можно предположить, что основными источниками выбросов КЦХП являются приготовление и производство продуктов, содержащих КЦХП, таких как пластмассы из поливинилхлорида (ПВХ), и использование в составе жидкостей для металлообработки.

Считается, что КЦХП незначительно деградируют в процессе гидролиза в воде, и датированные осадочные керны показывают, что они сохраняются в отложениях на протяжении более одного года. Период полураспада КЦХП в атмосферном воздухе варьирует от 0,81 до 10,5 суток; таким образом, они достаточно стойки в воздушной среде. Для КЦХП характерны значения давления паров, укладываемые в диапазон типичных для известных стойких органических загрязнителей, способных перемещаться на большие расстояния в атмосфере. Значения константы Генри указывают на то, что КЦХП имеют тенденцию к ремобилизации из воды в воздух при определенных условиях, что способствует их переносу в атмосферном воздухе. КЦХП были обнаружены в самых разнообразных пробах окружающей среды (воздухе, отложениях, воде, сточных водах, рыбе и морских млекопитающих) и в таких удаленных регионах, как Арктика. Данные, полученные с помощью разработанной ОЭСР схемы оценки общей стойкости в окружающей среде и способности к переносу на большие расстояния,

свидетельствуют о том, что КЦХП обладают свойствами, аналогичными свойствам известных СОЗ, перемещающихся на большие расстояния. Концентрации в биоте и отложениях в удаленных районах Арктики подтверждают факт переноса КЦХП на большие расстояния.

Коэффициенты биоаккумуляции (КБА) на уровне 16440-25650 сырого веса в форели, обитающей в оз. Онтарио, говорят о способности КЦХП к значительной биоаккумуляции в водной биоте. Это подтверждается данными моделирования $\log K_{ow}$ и коэффициентами биоаккумуляции, свидетельствующими о том, что КЦХП биоаккумулируются. Кроме того, было установлено, что коэффициенты биоусиления по некоторым КЦХП превышают 1. Высокая концентрация КЦХП в организмах высших трофических уровней, особенно в морских млекопитающих и пресноводной биоте (например, в белухах, кольчатой нерпе и различных видах рыб), служит дополнительным подтверждением биоаккумуляции. КЦХП были также обнаружены в пробах материнского молока, взятых у инуитских женщин в Северном Квебеке.

Для наиболее чувствительного водного организма *Daphnia magna* характерна хроническая КННВ на уровне 5 мкг/л. Японская оризия также весьма чувствительна к КЦХП – КННВ отмечена на уровне 9,6 мкг/л. Была рассчитана пищевая КННВ в 168 мкг/кг в связи с уменьшением толщины яичной скорлупы кряквы. Международное агентство по изучению раковых заболеваний рассматривает некоторые гомологи КЦХП (в среднем С12, со средним содержанием хлора на уровне 60%) как возможные канцерогены (группы 2В).

Концентрации КЦХП, измеряемые в настоящее время в окружающей среде, в целом ниже уровней, характерных для воздействия в лабораторных условиях. Максимальные концентрации, зафиксированные в окружающей среде, приблизительно в 50-200 раз ниже наиболее чувствительных значений токсичности для пелагических, бентических и обитающих в почве организмов. Вместе с тем, такие пределы воздействия рассчитаны без применения каких-либо коэффициентов надежности. В некоторых городских районах с наивысшими концентрациями КЦХП замеренные уровни находились в диапазоне концентраций, оказывающих воздействие: концентрации в карпе из зал. Гамильтон или в желтом окуне из р. Детройт были аналогичны лабораторным значениям, при которых наблюдалось гистопатологическое воздействие на мальков радужной форели. Для людей верхние пределы оценки суточного поступления КЦХП, рассчитанные в Канаде, находились в диапазоне значений допустимого суточного поступления по таким соединениям. Кроме того, КЦХП были обнаружены в материнском молоке женщин, проживающих в удаленных районах.

4 Заключение

В целом необходимо отметить, что более активное регулирование КЦХП привело к снижению объема их нынешнего потребления. Вместе с тем есть данные, которые позволяют предположить, что в некоторых странах они все еще применяются в значительных количествах. Имеющиеся эмпирические и моделируемые данные убедительно свидетельствуют о том, что КЦХП – стойкие вещества, способные к биоаккумуляции, токсичные, в особенности для водных организмов, и перемещающиеся на большие расстояния в окружающей среде. КЦХП квалифицируются как СОЗ согласно Орхусскому протоколу (по СОЗ) к Конвенции ЕЭК ООН о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния.

Исходя из вышеизложенных фактов, можно сделать вывод о том, что в силу своего перемещения на большие расстояния в окружающей среде КЦХП могут оказывать существенное неблагоприятное воздействие на организм человека и/или окружающую среду, что обуславливает необходимость принятия международных мер.

Литература

- Atkinson, R. 1986. Kinetics and mechanisms of gas phase reactions of the hydroxyl radical with organic compounds under atmospheric conditions. *Chem. Rev.* 86: 69–201.
- Atkinson, R. 1987. Estimation of gas-phase hydroxyl radical rate constants for organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 435–442.
- Ballschmiter, K. 1994. [Determination of short and medium chain length chlorinated paraffins in samples of water and sediment from surface water.] Department of Analytical and Environmental Chemistry, University of Ulm, Ulm, Germany, May 10 (in German).
- Barber, J.L., Sweetman, A.J., Thomas, G.O., Braekevelt, E., Stern, G.A., Jones, K.C. 2005. Spatial and temporal variability in air concentrations of short-chain (C10-C13) and medium-chain (C14-C17) chlorinated n-alkanes measured in the U.K. atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 39: 4407-4415.
- Bengtsson, B. and E. Baumann-Ofstad. 1982. Long-term studies of uptake and elimination of some chlorinated paraffins in the bleak, *Alburnus alburnus*. *Ambio* 11: 38–40.
- Bezhlebová, J., J. Černohláková, K. Kobetičová, J. Lána, I. Sochová, J. Hofman. 2007. Effects of short-chain chlorinated paraffins on soil organisms. *Ecotox. & Envir. Safety* 67:206-211.
- Bidleman, T.F., M. Alaee and G.A. Stern. 2001. New persistent chemicals in the Arctic environment. In: S. Kalhok (ed.), *Synopsis of research conducted under the 1999–2000 Northern Contaminants Program*. Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Ontario. pp. 93–104.
- Birtley, R.D.N., D.M. Conning, J.W. Daniel, D.M. Ferguson, E. Longstaff and A.A.B. Swan. 1980. The toxicological effects of chlorinated paraffins in mammals. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 54: 514–525.
- Borgen, A.R., M. Schlabach and H. Gundersen. 2000. Polychlorinated alkanes in arctic air. *Organohalogen Compd.* 47: 272–274.
- Borgen, A.R., M. Schlabach, R. Kallenborn, G. Christensen and T. Skotvold. 2002. Polychlorinated alkanes in ambient air from Bear Island. *Organohalogen Compd.* 59: 303–306.
- BRE (Building Research Establishment). 1998. Use category document — Plastics additives. Revised draft for discussions, June [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- BRMA (British Rubber Manufacturers' Association Ltd.). 2001. Personal communication. February 5 [cited in U.K. Environment Agency 2001].
- BUA (Beratergremium für Umweltrelevante Alstoffe). 1992. Chlorinated paraffins. German Chemical Society (GDCh) Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance, June (BUA Report 93).
- Buryskova, B., Blaha, L., Vrskova, D., Simkova, K., and B. Marsalek. 2006. Sublethal toxic effects and induction of glutathione S-transferase by short chain chlorinated paraffins (SCCPs) and C-12 alkane (dodecane) in *Xenopus Laevis* frog embryos. *Acta Vet. Brno.* 75: 115-122.
- Camford Information Services. 2001. CPI product profile: Chlorinated paraffins. Toronto, Ontario. 2 pp.
- Campbell, I. and G. McConnell. 1980. Chlorinated paraffins in the environment. 1. Environmental occurrence. *Environ. Sci. Technol.* 10: 1209–1214.
- CEFAS (Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science). 1999. Sampling the levels of short and medium chain length chlorinated paraffins in the environment. Final report for the Department of the Environment, Transport and the Regions. Burnham-on-Crouch, U.K. [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- Cooley, H.M., A.T. Fisk, S.C. Weins, G.T. Tomy, R.E. Evans and D.C.G. Muir. 2001. Examination of the behavior and liver and thyroid histology of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to high dietary concentrations of C10, C11, C12 and C14 polychlorinated alkanes. *Aquat. Toxicol.* 54: 81–99.
- CPIA (Chlorinated Paraffins Industry Association). 2000. Comments of the Chlorinated Paraffins Industry Association on the risk assessment for medium-chain chlorinated paraffins. Washington, D.C.
- CPIA (Chlorinated Paraffins Industry Association). 2002. Comments on the draft report “Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) substance dossier” (draft March 2). Correspondence to G. Filyk, Environment Canada, from R. Fensterheim, CPIA, May 17.

- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas and P.R. Paquin. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1541–1583.
- Drouillard, K.G., G.T. Tomy, D.C.G. Muir and K.J. Friesen. 1998a. Volatility of chlorinated n-alkanes (C10–12): vapour pressures and Henry's law constants. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 1252–1260.
- Drouillard, K.G., T. Hiebert, P. Tran, G.T. Tomy, D.C.G. Muir and K.J. Friesen. 1998b. Estimating the aqueous solubilities of individual chlorinated n-alkanes (C10–12) from measurements of chlorinated alkane mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 1261–1267.
- EC (European Commission). 2000. European Union risk assessment report. 1st Priority List Vol. 4: alkanes, C10–13, chloro-. European Chemicals Bureau, Luxembourg. 166 pp. (EUR 19010; ISBN 92-828-8451-1).
- EC (European Commission). 2003. Technical guidance document on risk assessment. Part II: Environmental risk assessment. Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances. European Chemical Bureau, Luxembourg. [cited in Bezchlebová et al. 2007]
- EC (European Commission) 2005. Risk profile and summary report for short-chained chlorinated paraffins (SCCPs). Dossier prepared from the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Protocol on Persistent Organic Pollutants. European Commission, DG Environment.
- Environment Canada. 2003a. Data collected from "Notice with Respect to Short-, Medium- and Long-chain Chlorinated Paraffins." *Canada Gazette, Part I*, November 30, 2002.
- Environment Canada. 2003b. Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) substance dossier. Final draft II, revised May 16. Prepared for United Nations Economic Commission for Europe Ad hoc Expert Group on Persistent Organic Pollutants.
- Environment Canada. 2004. Follow-up report on PSL1 substance for which there was insufficient information to conclude whether the substance constitutes a danger to the environment; Chlorinated Paraffins. Existing Substances Division, Environment Canada, Gatineau, Quebec.
- EU (European Union). 2003. Technical guidance document on risk assessment, Part II. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, EU Joint Research Centre (EUR 20418 EN/2).
- Euro Chlor. 1995. As reported in letter from ICI dated 12/7/95 [cited in EC 2000].
- Fisk, A., C. Cymbalisky, A. Bergman and D.C.G. Muir. 1996. Dietary accumulation of C12- and C16-chlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 15(10): 1775–1782.
- Fisk, A.T., S.C. Wiens, G.R.B. Webster, A. Bergman and D.C.G. Muir. 1998a. Accumulation and depuration of sediment-sorbed C12 and C16 polychlorinated alkanes by oligochaetes (*Lumbriculus variegatus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 2019–2026.
- Fisk, A.T., C.D. Cymbalisky, G.T. Tomy and D.C.G. Muir. 1998b. Dietary accumulation and depuration of C10-, C11- and C14-polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.* 43: 209–221.
- Fisk, A.T., G.T. Tomy and D.C.G. Muir. 1999. The toxicity of C10-, C11-, C12- and C14-polychlorinated alkanes to Japanese medaka (*Oryzias latipes*) embryos. *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 2894–2902.
- Fisk, A.T., G.T. Tomy, C.D. Cymbalisky and D.C.G. Muir. 2000. Dietary accumulation and quantitative structure activity relationships for depuration and biotransformation of short, medium and long carbon chain polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1508–1516.
- Government of Canada. 1993a. Priority Substances List assessment report. Chlorinated paraffins. Minister of Supply and Services, Ottawa, Ontario (ISBN 0-662-20515-4; Catalogue No. En40-215/17E).
- Government of Canada. 1993b. Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List supporting document. Chlorinated paraffins. Environment Canada and Health and Welfare Canada. 66 pp.
- Health Canada. 2003. Follow-up report on a PSL1 substance for which data were insufficient to conclude whether the substance was "toxic" to human health. Medium- and long-chain chlorinated paraffins. Draft, October. Environmental Substances Division, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Ottawa, Ontario.
- Hildebrecht, C.O. 1972. Biodegradability study on chlorinated waxes. Environlab Inc., Plainville, Ohio (Laboratory Report No. 50-0405-001) [cited in EC 2000 and Madeley and Birtley 1980].
- Hill, R.W. and B.G. Maddock. 1983a. Effect of a chlorinated paraffin on embryos and larvae of the sheepshead minnow *Cyprinodon variegatus*. – study 1. ICI Confidential Report BL/B/2326.

- Hill R W and Maddock B G (1983b). Effect of a chlorinated paraffin on embryos and larvae of the sheepshead minnow *Cyprinodon variegatus* – study 2. ICI Confidential Report BL/B/2327.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). 1990. Summaries and Evaluations CHLORINATED PARAFFINS (Group 2B) Vol. 48. p 55.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1984a. Heptachlor. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 38).
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1984b. Mirex. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 44).
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1991. Lindane. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 124).
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1996. Chlorinated paraffins. World Health Organization, Geneva. 181 pp. (Environmental Health Criteria 181).
- IRDC (International Research and Development Corporation). 1984. 13-week oral (gavage) toxicity study in rats with combined excretion, tissue level and elimination studies; determination of excretion, tissue level and elimination after single oral (gavage) administration to rats. Chlorinated paraffin: 58% chlorination of short chain length n-paraffins; 14C labeled CP. Mattawan, Michigan. 350 pp. (Report No. 438-029/022) [cited in IPCS 1996].
- Jansson, B., R. Andersson, L. Asplund, K. Litzen, K. Nylund, U. Sellstrom, U. Uvemo, C. Wahlberg, U. Wideqvist, T. Odsjo and M. Olsson. 1993. Chlorinated and brominated persistent organic compounds in biological samples from the environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1163–1174.
- KAN-DO Office and Pesticides Team. 1995. Accumulated pesticide and industrial chemical findings from a ten-year study of ready-to-eat foods. *J. Assoc. Off. Anal. Chem. Int.J AOAC Int.* 78 (3): 614–631.
- KEMI (Swedish National Chemicals Inspectorate). 1991. Chlorinated paraffins. In: L. Freij (ed.), Risk reduction of chemicals: A government commission report. Solna, Sweden. pp. 167–198 [cited in IPCS 1996].
- Koh, I.-O. and W.H.-P. Thiemann. 2001. Study of photochemical oxidation of standard chlorinated paraffins and identification of degradation products. *J. Photochem. Photobiol. A* 139: 205–215.
- Lahaniatis, M.R., Coelhan, M., H. Parlar. 2000. Clean-up and quantification of short and medium chain polychlorinated n-alkanes in fish, fish oil, and fish feed. *Organohalogen Compounds.* 47: 276-279.
- Madeley, J. and R. Birtley. 1980. Chlorinated paraffins and the environment. 2. Aquatic and avian toxicology. *Environ. Sci. Technol.* 14: 1215–1221 [cited in U.K. Environment Agency 2003b].
- Madeley, J.R. and B.G. Maddock. 1983a. The bioconcentration of a chlorinated paraffin in the tissues and organs of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2310).
- Madeley, J.R. and B.G. Maddock. 1983b. Toxicity of a chlorinated paraffin to rainbow trout over 60 days. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2203).
- Madeley, J.R. and R.S. Thompson. 1983. Toxicity of chlorinated paraffin to mussels (*Mytilus edulis*) over 60 days. (iv) Chlorinated paraffin – 58% chlorination of short chain length n-paraffins. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2291).
- Madeley, J.R., E. Gillings and L.F. Reynolds. 1983a. The determination of the solubility of four chlorinated paraffins in water. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2301).
- Madeley J.R., R.S. Thompson and D. Brown 1983b. The bioconcentration of a chlorinated paraffin by the common mussel (*Mytilus edulis*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2351).
- Madeley, J.R., A.J. Windeatt and J.R. Street. 1983c. Assessment of the toxicity of a chlorinated paraffin to the anaerobic sludge digestion product. Imperial Chemical Industries Ltd., Brixham Laboratory, Devon, U.K. 25 pp. (Report No. BL/B/2253).
- Marvin, C.H., S. Painter, G.T. Tomy, G.A. Stern, E. Braekvelt and D.C.G. Muir. 2003. Spatial and temporal trends in short-chain chlorinated paraffins in Lake Ontario sediments. *Environ. Sci. Technol.* 37(20): 4561–4568.
- Meylan, W.M. and P.H. Howard. 1993. Computer estimation of the atmospheric gas-phase reaction rate of organic compounds with hydroxyl radicals and ozone. *Chemosphere* 12: 2293–2299.
- Ministry of the Environment (Japan). 2006. Chemicals in the Environment; Report on Environmental Survey and Monitoring of Chemicals in FY 2005. Environmental Health Department, Ministry of the Environment, Ministry of Japan. March 2006.

- Muir, D.C.G., M. Alae and G.A. Stern. 1999. Polychlorinated (C10–C13) n-alkanes (SCCPs) and brominated diphenyl ethers (BDPEs) in the Canadian environment. Paper presented at Workshop on Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals, Durham, North Carolina.
- Muir, D.C.G., D. Bennie, C. Teixeira, A.T. Fisk, G.T. Tomy, G.A. Stern and M. Whittle. 2001. Short chain chlorinated paraffins: Are they persistent and bioaccumulative? In: R. Lipnick, B. Jansson, D. Mackay and M. Patreas (eds.), *Persistent, bioaccumulative and toxic substances*. Vol. 2. ACS Books, Washington, D.C. pp. 184–202.
- Muir, D., E. Braekevelt, G. Tomy and M. Whittle. 2002. Analysis of medium chain chlorinated paraffins in Great Lakes food webs and in a dated sediment core from Lake St. Francis in the St. Lawrence River system. Preliminary report to Existing Substances Branch, Environment Canada, Hull, Quebec. 9 pp.
- Muir, D., C. Teixeira, E. Braekevelt, G. Tomy and M. Whittle. 2003. Medium chain chlorinated paraffins in Great Lakes food webs. *Organohalogen Compd.* 64: 166–169.
- Murray, T.M., D.H. Frankenberry, D.H. Steele and R.G. Heath. 1988. Chlorinated paraffins: A report on the findings from two field studies, Sugar Creek, Ohio and Tinkers Creek, Ohio. Vol. 1. Technical report. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 150 pp. (EPA/560/5 87/012).
- Nicholls, C.R., C.R. Allchin and R.J. Law. 2001. Levels of short and medium chain length polychlorinated n-alkanes in environmental samples from selected industrial areas in England and Wales. *Environ. Pollut.* 114: 415–430.
- NICNAS. 2004. Environmental exposure assessment of short chain chlorinated paraffins (SCCPs) in Australia July, 2004. A follow up report to the National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (NICNAS) Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) priority existing chemical assessment report No. 16.
- Omori, T., T. Kimura and T. Kodama. 1987. Bacterial cometabolic degradation of chlorinated paraffins. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 25: 553–557.
- OSPAR (Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). 2001. OSPAR draft background document on short chain chlorinated paraffins. 65 pp. (OSPAR 01/4/8-E).
- Peters, A.J., G.T. Tomy, K.C. Jones, P. Coleman and G.A. Stern. 2000. Occurrence of C10–C13 polychlorinated n-alkanes in the atmosphere of the United Kingdom. *Atmos. Environ.* 34: 3085–3090.
- Příbylová, P., J. Klánová, and I. Holoubek. 2006. Screening of short- and medium chain chlorinated paraffins in selected riverine sediments and sludge from the Czech Republic. *Environ. Pollut.* 144:248-254.
- Reiger, R. and K. Ballschmiter. 1995. Semivolatile organic compounds polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF), biphenyls (PCBs), hexachlorobenzene (HCB), 4,4'-DDE and chlorinated paraffins (CP) as markers in sewer films. *Fresenius J. Anal. Chem.* 352: 715–724.
- Renberg, L., G. Sundström and K. Sundh-Nygård. 1980. Partition coefficients of organic chemicals derived from reversed phase thin layer chromatography. Evaluation of methods and application on phosphate esters, polychlorinated paraffins and some PCB-substitutes. *Chemosphere* 9: 683–691.
- Renberg, L., M. Tarkpea and G. Sundström. 1986. The use of the bivalve *Mytilus edulis* as a test organism for bioconcentration studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 11: 361–372.
- Reth, M., Zencak, Z., Oehme, M. 2005. First study of congener group patterns and concentrations of short- and medium-chain chlorinated paraffins in fish from the North and Baltic Sea. *Chemosphere* 58: 847-854.
- Reth, M., Ciric, A., Christensen, G.N., Heimstad, E.S., and M. Oehme. 2006. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in biota from the European Arctic- differences in homologue group patterns. *Sci. Tot. Environ.* 367: 252-260.
- SFT. 2002. Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorete parifiner. Rapport 866/02. Norwegian Pollution Control Authority.
- Sijm, D.T.H.M. and T.L. Sinnige. 1995. Experimental octanol/water partition coefficients of chlorinated paraffins. *Chemosphere* 31: 4427–4435.
- Sochová, I., J. Hofman, and I. Holoubek. 2007. Effects of seven organic pollutants on soil nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environment International.* 33:798-804.
- Stern, G.A. and M. Evans. 2003. Persistent organic pollutants in marine and lake sediments. In: Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Sources, occurrence, trends and pathways in the physical environment. Northern Contaminants Program, Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Ontario. pp. 100–115.
- Stevens, J.L., G.L. Northcott, G.A. Stern, G.T. Tomy and K.C. Jones. 2002. PAHs, PCBs, PCNs, organochlorine pesticides, synthetic musks and polychlorinated n-alkanes in UK sewage sludge: survey results and implications. *Environ. Sci. Technol.* 37: 462–467.

- Stolzenberg, H.-C. 1999. Short chained chlorinated paraffins. Presented at the Organisation for Economic Co-operation and Development Expert Meeting, Geneva, Switzerland. UmweltBundesAmt, Berlin, Germany.
- Sverdrup, L.E., T. Hartnik, E. Mariussen, J. Jensen. 2006. Toxicity of three halogenated flame retardants to nitrifying bacteria, red clover (*Trifolium pratense*) and a soil invertebrate (*Enchytraeus crypticus*). *Chemosphere* 64(1): 96-103.
- Thomas, G.O. and K.C. Jones. 2002. Chlorinated paraffins in human and bovine milk-fat. A report on a research project funded by the Euro Chlor Chlorinated Paraffins Sector Group. Department of Environmental Sciences, Lancaster University, Lancaster, U.K. [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- Thomas G. O., Braekevelt E., Stern G., Martin F. L. and Jones K. C. (2003). Further work on chlorinated paraffins in human milk-fat. A report on a research project funded by the Eurochlor Chlorinated Paraffin Sector Group. Department of Environmental Sciences, Lancaster University. [cited in U.K. Environment Agency 2007].
- Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983a. The acute and chronic toxicity of a chlorinated paraffin to *Daphnia magna*. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report BL/B/2358).
- Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983b. The acute and chronic toxicity of a chlorinated paraffin to the mysid shrimp (*Mysidopsis bahia*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report BL/B/2373).
- Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983c. Toxicity of a chlorinated paraffin to the marine alga *Skeletonema costatum*. ICI Confidential Report BL/B/2328.
- Thompson R. S. and Noble H. (2007). Short-chain chlorinated paraffins (C10-13, 65% chlorinated): Aerobic and anaerobic transformation in marine and freshwater sediment systems. Draft Report No BL8405/B. Brixham Environmental Laboratory, AstraZeneca UK Limited.
- Thompson, R.S. and N. Shillabeer. 1983. Effect of a chlorinated paraffin on the growth of mussels (*Mytilus edulis*). ICI Confidential Report BL/B/2331.
- Tomy, G.T. 1997. The mass spectrometric characterization of polychlorinated n-alkanes and the methodology for their analysis in the environment. Thesis, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba [cited in Tomy et al. 1998a, 1999].
- Tomy, G.T., G.A. Stern, D.C.G. Muir, A.T. Fisk, D. Cymbalisky and J.B. Westmore. 1997. Quantifying C10–C13 polychloroalkanes in environmental samples by high resolution gas chromatography/electron capture negative ion mass spectrometry. *Anal. Chem.* 69: 2762–2771.
- Tomy, G.T., A.T. Fisk, J.B. Westmore and D.C.G. Muir. 1998a. Environmental chemistry and toxicology of polychlorinated n-alkanes. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 158: 53–128.
- Tomy, G., G. Stern, K. Koczanski and T. Halldorson. 1998b. Polychloro-n-alkanes in beluga whales from the Arctic and the St. Lawrence River estuary. *Organohalogen Compd.* 35: 399–401.
- Tomy, G.T., G.A. Stern, W.L. Lockhart and D.C.G. Muir. 1999. Occurrence of C10–C13 polychlorinated n-alkanes in Canadian mid-latitude and Arctic lake sediments. *Environ. Sci. Technol.* 33: 2858–2863.
- Tomy, G.T., D.C.G. Muir, G.A. Stern and J.B. Westmore. 2000. Levels of C10–C13 polychloro-n-alkanes in marine mammals from the Arctic and the St. Lawrence River estuary. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1615–1619.
- Turner, L.J. 1996. 210Pb dating of sediments from the St. Lawrence River (Core 087, Station TCT1). Ontario. National Water Research Institute, Burlington, Ontario. 27 pp. (NWRI Contribution 96-28).
- Ueberschär, K.H., S. Dänicke, S. Matthes. 2007. Dose-response feeding study of short chain chlorinated paraffins (SCCPs) in laying hens: effects on laying performance and tissue distribution, accumulation and elimination kinetics. *Mol. Nutr. Food Res.* 51(2): 248-254.
- U.K. Environment Agency. 2001. Long-chain chlorinated paraffins. Environmental risk assessment report. Draft, November. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 184 pp.
- U.K. Environment Agency. 2003a. Risk assessment of alkanes, C14–17, chloro. Draft document, February. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 326 pp.
- U.K. Environment Agency. 2003b. Updated risk assessment of alkanes, C10–13, chloro. Environmental draft, July. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 104 pp.
- U.K. Environment Agency. 2007. Updated Risk Assessment of Alkanes, C10-13, Chloro. CAS Number: 85535-84-8. EINECS Number: 287-476-5. Combined Draft of April 2007. UK Environment Agency, Oxfordshire, U.K. 139 pp.

Wania, F. 2003. Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar regions. *Environ. Sci. Technol.* 37(7): 1344–1351.

Wegmann, F., M. MacLeod and M. Scheringer. 2007. POP Candidates 2007: Model results on overall persistence and long-range transport potential using the OECD Pov & LRTAP screening tool. Available at: <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads>.

Wyatt, I., C.T. Coutts and C.R. Elcombe. 1993. The effect of chlorinated paraffins on hepatic enzymes and thyroid hormones. *Toxicology* 77(1/2): 81–90.

Zitko, V. and E. Arsenault. 1974. Chlorinated paraffins: Properties, uses, and pollution potential. Fisheries and Marine Service, Environment Canada, St. Andrews, New Brunswick. 38 pp. (Technical Report No. 491).
