

Distr.: General
23 November 2015

Russian
Original: English



**Стокгольмская конвенция
о стойких органических
загрязнителях**

**Комитет по рассмотрению стойких
органических загрязнителей
Одиннадцатое совещание**
Рим, 19-23 октября 2015 года

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

Добавление

Характеристика рисков: короткоцепные хлорированные парафины

На своем одиннадцатом совещании своим решением КРСОЗ-11/3 Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей принял характеристики рисков для короткоцепных хлорированных парафинов на основе проекта, содержащегося в записке секретариата (UNEP/POPS/POPRC.11/4). Текст характеристики рисков с внесенными в него поправками приводится в приложении к настоящему добавлению. Он не проходил официального редактирования.

Приложение

**КОРОТКОЦЕПНЫЕ ХЛОРИРОВАННЫЕ
ПАРАФИНЫ**

ХАРАКТЕРИСТИКА РИСКОВ

Подготовлен межсессионной рабочей группой
по короткоцепным хлорированным парафинам
в рамках Комитета по рассмотрению стойких
органических загрязнителей

Октябрь 2015 года

Содержание

Резюме	4
1. Введение	5
1.1 Идентификационные данные предлагаемого химического вещества.....	5
1.2 Вывод Комитета по рассмотрению относительно информации, полученной в рамках приложения D.....	6
1.3 Источники данных	6
1.4 Статус данного химического вещества в рамках международных конвенций.....	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
2.3 Экологическая «судьба»	11
2.3.1 Стойкость	11
2.3.2 Биоаккумуляция	14
2.3.3 Потенциал переноса на большие расстояния	17
2.4 Воздействие	18
2.4.1 Концентрации в атмосфере.....	18
2.4.2 Стоки очистных сооружений, канализационные осадки и грунты.....	19
2.4.3 Поверхностные и морские воды.....	20
2.4.4 Отложения.....	21
2.4.5 Биота	23
2.4.6 Воздействие на человека	26
2.5 Оценка опасности по значимым конечным точкам.....	27
2.5.1 Токсичность для млекопитающих	27
2.5.2 Экотоксичность	30
Пелагические водные организмы	31
Бентические организмы	31
Организмы, обитающие в почве	32
Птицы	32
Обобщение данных по экотоксичности КЦХП	33
2.6 Токсикологические взаимодействия с участием нескольких химических веществ.....	33
3. Обобщение информации	35
4. Заключение.....	40
5. Литература.....	42

Резюме

1. Высвобождение короткоцепных хлорированных парафинов (КЦХП) может происходить при производстве, хранении, транспортировке, применении и утилизации КЦХП и продуктов, содержащих КЦХП. Производственные стоки и отработанные жидкости для металлообработки и резания металлов также являются источниками загрязнения водных экосистем. В промышленных районах в местах, где осуществляется переработка электронных отходов (э-отходов), а также в густонаселенных районах отмечаются высокие уровни выбросов в окружающую среду. Несмотря на ограниченность имеющихся данных, основными источниками выбросов КЦХП, по всей вероятности, являются производство продукции, содержащей КЦХП, таких как пластмассы из поливинилхлорида (ПВХ), и использование в составе жидкостей для металлообработки. Хотя в прошлом в ряде стран наблюдалось широкое применение КЦХП, в последние годы отмечено сокращение объемов их применения в некоторых странах, в то время как в других странах возросли объемы производства смесей ХП, содержащих в своем составе КЦХП.

2. Считается, что КЦХП незначительно деградируют в процессе гидролиза в воде, и, как показывают исследования процессов деградации и датированные осадочные керны, 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, птицах и наземных и морских млекопитающих) и в таких удаленных районах, как Арктика и Антарктика, что свидетельствует об их переносе в окружающей среде на большие расстояния.

3. Все имеющиеся практические (лабораторные и полевые) и моделируемые данные указывают на то, что КЦХП могут накапливаться в биоте. Полученные лабораторным путем значения коэффициента биоаккумуляции (КБА) варьировали от 1900 до 138 000 в зависимости от тестируемых видов живых организмов и типов конгенеров. КБА для озерной форели, измеренные в результате полевых исследований, были в пределах от 16 440 до 25 650 л/кг сырой массы, и для морской рыбы было определено среднее значение КБА, составившее 125 892 л/кг сырой массы. У морских членистоногих – креветок измеренный КБА достигал 63 096 л/кг сырой массы. Смоделированные КБА составили > 5000 для всех типов КЦХП. В некоторых пищевых сетях, в том числе в Арктике, отмечены коэффициенты биомагнификации (КБМ) и коэффициенты трофической магнификации (КТМ) > 1, что свидетельствует о процессах биомагнификации и потенциале трофического переноса. Высокая концентрация КЦХП в организмах высших трофических уровней, особенно морских млекопитающих и в пресноводной биоте (например, белухе, кольчатой нерпе и различных видах рыб), служит дополнительным подтверждением биоаккумуляции.

4. Пресноводные и морские беспозвоночные, как представляется, особо уязвимы перед воздействием КЦХП с установленной хронической неэффективной наблюдаемой концентрацией (НОЕС) для *Daphnia magna* на уровне 5 мкг/л и хронической НОЕС для креветки-мизиды на уровне 7,3 мкг/л. Острая гистопатология печени наблюдалась у форели, при этом значения ЛОЕС колебались от 0,79 до 5,5 мкг/г в тканях цельной рыбы.

5. Международное агентство по изучению раковых заболеваний рассматривает некоторые КЦХП (со средней длиной цепи C₁₂, средним содержанием хлора на уровне 60 процентов) в качестве возможных канцерогенов (группы 2В), однако при этом имеются разногласия по поводу механизмов индуцирования таких опухолей и релевантности исследований, на которых основывается такая классификация, для здоровья человека. В 1998 году Научный комитет ЕС по вопросам токсичности, экотоксичности и окружающей среды предположил, что обнаружение опухолей легких у самцов мышей может иметь значение для людей, но при характеристике рисков сделал вывод, что применение КЦХП не представляет серьезной угрозы для потребителей или подвергающихся воздействию людей при переносе КЦХП через окружающую среду (CSTEE, 1998). В докладе ЕС об оценке рисков (ЕС 2000) кратко сообщается о воздействии КЦХП на млекопитающих. Исследования на грызунах показали зависящее от размера дозы увеличение аденом и карцином в печени, щитовидной железе и почках. Был сделан вывод о том, что нельзя исключать значимость этого для людей. Недавние исследования показали, что механизм развития опухолей в почках не вписывается в классическую модель нефропатии, характерной исключительно для крыс-самцов; тем не менее исследование не позволило заключить, является ли этот механизм характерным только для крыс или нет. В самой последней оценке ЕС, выполненной в рамках процесса REACH с целью идентификации веществ, вызывающих весьма серьезную обеспокоенность, сделан вывод о том, что, как было показано, у особей млекопитающих при воздействии КЦХП наблюдались

последствия для печени, щитовидной железы и почек. Эти последствия проявляются в виде увеличения массы органа и гистологических изменений после воздействия в течение нескольких недель или месяцев, однако так же могут проявляться в виде карцином и аденом при хроническом воздействии (ЕС 2000, ЕСНА 2008, Setgona 1987).

6. В целом более активное регулирование КЦХП привело к снижению объема их применения в некоторых странах. Вместе с тем имеются данные, которые позволяют предположить, что в ряде стран они все еще применяются в значительных количествах. Имеющиеся эмпирические и моделируемые данные свидетельствуют о том, что КЦХП – это стойкие вещества, способные к биоаккумуляции, токсичные, в особенности для водных организмов, и перемещающиеся на большие расстояния в окружающей среде. КЦХП относятся к СОЗ согласно решениям, принятым в соответствии с Орхусским протоколом (по СОЗ) к Конвенции ЕЭК ООН (Европейской экономической комиссии Организации Объединенных Наций) о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния.

7. КЦХП проявляют себя как стойкие вещества в отложениях, их содержание замерялось в отложениях озер арктических районов. Особо токсичны КЦХП для водных беспозвоночных. Ввиду того, что беспозвоночные играют ключевую роль в водных экосистемах, вызывают озабоченность измеренные концентрации КЦХП и потенциальные последствия их токсического воздействия на беспозвоночных, обитающих в осадочных отложениях, и прочих беспозвоночных. Биоаккумуляция пресноводными и морскими рыбами также вызывает серьезную озабоченность ввиду последствий, выявленных у рыб при низких уровнях концентраций. В масштабе региона измеренные уровни в воде могут превышать пороговые значения токсичности для рыб.

8. Хотя концентрации в воде удаленных районов невелики, наличие КЦХП в арктической биоте отмечается на уровнях, сопоставимых с известными СОЗ, что указывает на широкое распространение загрязнения. В частности, КЦХП присутствуют в организме морских млекопитающих арктических районов, которые служат пищей для коренного населения Севера. КЦХП находят в материнском молоке женщин, живущих в средних и арктических широтах. Кроме того, одновременное воздействие КЦХП, других хлорированных парафинов, обладающих аналогичными механизмами действия, и СОЗ может увеличивать риски в результате токсического взаимодействия.

9. 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 в мировом масштабе.

1. Введение

10. 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, которые перечислены в документе UNEP/POPS/POPRC.2/14).

1.1 Идентификационные данные предлагаемого химического вещества

11. Характеристика рисков касается короткоцепных хлорированных парафинов (алканов, C₁₀₋₁₃, хлоро) со степенью хлорирования более 48 процентов. В предложении данное вещество определяется как № КАС 85535-84-8 и ЕИНЕКС № 287-476-5 (алканы, C₁₀₋₁₃, хлоро). Этот номер КАС обозначает товарный продукт КЦХП, который производится путем хлорирования одной углеводородной фракции, состоящей из n-алканов с углеродной цепью распределения длиной в 10, 11, 12 и 13 атомов углерода, хотя для данного № КАС не указывается степень хлорирования КЦХП. Следует иметь в виду, что существуют другие № КАС, в случае которых подразумевается содержание КЦХП, например, № КАС 63449-39-8¹. Предложение о включении в Стокгольмскую конвенцию охватывает продукты КЦХП со степенью хлорирования свыше 48 процентов по отношению к массе. На рисунке 1-1 представлены примеры двух молекул, которые могут быть обнаружены в продукте КЦХП.

¹ Перечень токсичных химических веществ в рамках категории полихлорированных алканов и руководство для отчетности, раздел 3, стр. 9, <http://www2.epa.gov/sites/production/files/documents/1999polychloroalkanes.pdf>.

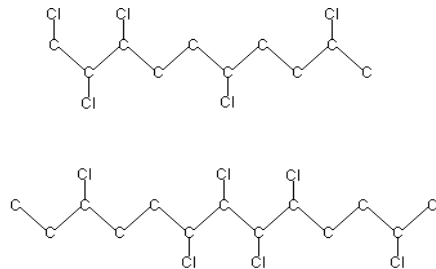


Рис. 1-1. Структура двух соединений КЦХП ($C_{10}H_{17}Cl_5$ и $C_{13}H_{22}Cl_6$).

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

12. 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). На 8-м совещании КРСОЗ Комитет принял решение пересмотреть проект характеристики рисков для 11-го совещания (UNEP/POPS/POPRC.8/16/приложение IV).

1.3 Источники данных

13. Характеристика рисков для КЦХП подготовлена на основе сведений, собранных ЕС и содержащихся в его предложении по КЦХП, представленном КРСОЗ (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 в рамках КРСОЗ согласно приложению E (2007, 2010 и 2015 годы), и дополнительная информация была учтена соответствующим образом. Также была включена информация, представленная Сторонами и наблюдателями в ходе КРСОЗ-3 и КРСОЗ-5. Подробный, но не обновленный документ, послуживший основой для характеристики рисков, и полный перечень литературы, использовавшейся в настоящем документе, содержатся в документе UNEP/POPS/POPRC.5/INF/18.

1.4 Статус данного химического вещества в рамках международных конвенций

14. 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. КЦХП соответствовали содержащимся в решении 1998/2 Исполнительного органа критериям стойкости, способности к оказанию вредного воздействия, биоаккумуляции и способности к переносу на большие расстояния. Таким образом, КЦХП были добавлены в приложения I и II Орхусского протокола (1998 года) в декабре 2009 года на 27-й сессии Исполнительного органа. Приложение II ограничивает виды применения КЦХП ингибиторами горения в резиновом полотне конвейеров, используемых в горнодобывающей промышленности, и в изоляционных материалах плотин, и гласит, что действия по ликвидации этих видов применения должны начаться, как только появятся приемлемые альтернативы.

15. В 1995 году Комиссия OSPAR (Осло/Париж) о защите морской среды Северо-Восточной Атлантики приняла решение по КЦХП (решение 95/1). Решение 95/1 OSPAR и последующие меры ЕС регулируют основные виды использования КЦХП и их источников. В 2006 году Комиссия OSPAR подготовила обзорную оценку осуществления решения 95/1 ПАРКОМ (Парижской комиссии) по КЦХП (OSPAR 2006). Эта оценка основана на национальных докладах об осуществлении, полученных от 9 из 15 договаривающихся сторон, которым было предложено представить в ходе цикла совещаний 2005-2006 года доклады о принятых на национальном уровне мерах. Все договаривающиеся стороны, представляющие данные, приняли меры по осуществлению решения 95/1 ПАРКОМ. Некоторые договаривающиеся стороны сообщили о полном запрещении всех или некоторых видов применения КЦХП, а также о сокращении других применений. В целом меры, принятые договаривающимися сторонами, охватывали виды применения, перечисленные в директиве 2002/45/ЕС.

16. По аналогии с ОСПАР Комиссия по защите морской среды Балтийского моря (ХЕЛКОМ) включила КЦХП в свой перечень вредных веществ. 15 ноября 2007 года ХЕЛКОМ включила КЦХП в План действий ХЕЛКОМ по защите Балтийского моря. Договаривающиеся стороны ХЕЛКОМ постановили, начиная с 2008 года, прилагать усилия по жесткому ограничению применения на всей территории водосборного бассейна Балтийского моря, относящейся к договаривающимся сторонам, ряда опасных веществ, включая КЦХП. Опасные вещества – это вещества, в отношении которых установлено, что они относятся к категориям PBT или vPvB (информация представлена Литвой в 2010 году согласно приложению E).

2. Сводная информация по характеристике рисков

2.1 Физико-химические свойства

17. Имеются данные о физических и химических свойствах различных конгенов и смесей КЦХП (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). Давление паров КЦХП с массовым содержанием хлора 50 процентов составляет 0,021 Па при 40°C. (Источник: SRAR-199-ECJRC). Основные компоненты продуктов КЦХП со степенью хлорирования в 50-60 процентов, 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 (КГ) колеблются от 0,7 до 18 Па \times м³/моль (Drouillard et al. 1998a), что позволяет предположить, что КЦХП способны к ремобилизации из воды в воздух в результате разделения в окружающей среде. Измеренные значения растворимости в воде отдельных хлорированных алканов C₁₀₋₁₂ находились в диапазоне 400-960 мкг/л (Drouillard et al. 1998b), в то время как расчетная растворимость смесей хлорированных алканов C₁₀ и C₁₃ варьировалась от 6,4 до 2370 мкг/л (BUA 1992). Растворимость в воде КЦХП с содержанием хлора 59 процентов при 20°C колеблется в диапазоне от 150 до 470 мкг/л (источник: SRAR-199-ECJRC). Логарифмы коэффициента распределения октанол/вода (log K_{ow}) в целом превышали 5, колеблясь в диапазоне 4,48–8,69. Log K_{ow} КЦХП с содержанием хлора в пределах 49-71 процентов колеблется в диапазоне 4,39-5,37 (источник: SRAR-199-ECJRC). Hilger et al. (2011) обнаружили, что длина цепи линейно влияет на значение log K_{ow} при данном содержании хлора, в то время как полиномиальный эффект, согласно наблюдениям, зависит от степени хлорирования цепи алканов. Значение log K_{ow} оказывает заметное влияние на модели замещения хлора. Gawog and Wania (2013) выполнили оценку коэффициентов разделения для всех компонентов КЦХП на основе двух QSPR-программ и экспериментальных данных и представили поведение при разделении графически в виде функции log K_{OA} и log K_{AW}. КЦХП (со степенью хлорирования 30-70 процентов) имеют значения log K_{AW} в диапазоне от -6,05 (мин.) до 1,07 (макс.) и значения log K_{OA} от 4,07 (мин.) до 12,55 (макс.).

18. Из-за признанного сложного характера смесей химический анализ КЦХП представляет собой трудную задачу. В отсутствие более полной характеристики смесей и соответствующих отдельных эталонов количественная оценка обычно основывается на техническом продукте, что связано с большими неопределенностями в случае несовпадения составов пробы и эталона (Bayen et al. 2006; Reth et al. 2006 цитируется у Vorkamp et Riget 2014). Также Sverko et al. (2012) указали на то, что необходимо согласовать в глобальном масштабе методы анализа КЦХП. Наиболее совершенный метод обнаружения ХП – это двумерная газовая хроматография с электронно-захватным детектированием. Этот метод позволяет качественно определять группы изомеров ХП по длине углеродной цепи и уровню хлорирования. В настоящее время наиболее часто используемая методика обнаружения и количественного определения, описываемая в литературе, – это применение газовой хроматографии с последующей масс-спектрометрией высокого или низкого разрешения с электронно-захватной отрицательной ионизацией (ГХ-ЭЗОИ-МС) (замечания от 27 февраля 2015 года, представленные ВСХ по подготавливаемой КРСОЗ характеристике рисков КЦХП).

2.2 Источники

2.2.1 Производство

19. Хлорированные парафины (ХП) (с различной длиной цепи) в настоящее время производятся в России, Индии, Китае, Японии и Бразилии. Китай в настоящее время является крупнейшим производителем хлорированных парафинов; оцениваемый годовой объем производства в этой стране вырос с 600 кг (метрических килотонн) в 2007 году (Fiedler 2010) до 1000 кг/год в 2009 году (Chen et al. 2011). Однако, согласно информации, полученной от Китая в соответствии с приложением E (2014), конкретные данные о производстве КЦХП

отсутствуют, поскольку речь идет о производстве нескольких продуктов с хлорированными парафинами, в случае которых не делается различие между КЦХП и другими хлорированными парафинами (ХП). Наиболее распространенными являются ХП-42, ХП-52 и ХП-70 (другие хлорпарафины включают ХП-13, ХП-30, ХП-40, ХП-45, ХП-55 и ХП-60). Имеются лишь весьма ограниченные сведения о производстве КЦХП в некоторых странах.

20. Оценки европейских объемов производства за 2010 год, представленные организацией «Еврохлор», составили 45 кг для всех хлорированных алканов (van Wijk, 2012, информация, представленная Нидерландами в соответствии с приложением Е, 2014 год), при этом производство было прекращено в 2012 году (замечания от 27 февраля 2015 года, представленные ВСХ по подготавливаемой КРСОЗ характеристике рисков КЦХП).

21. Sverko et al. (2012) представили оценки суммарного производства КЦХП в Соединенных Штатах Америки и Европе, варьирующиеся от 7,5 до 11,3 кг в год. Согласно информации, полученной от США в соответствии с приложением Е (2014 год), объемы производства КЦХП и СЦХП в 2007 году составили 45 кг. Ассоциация производителей хлорированных парафинов (АПХП) представила информацию согласно приложению Е (2010 год) о годовых объемах производства КЦХП в Северной Америке в период с 2000 по 2009 год. Собранные данные включают информацию о хлорированных парафинах с другой длиной цепи. В 2000 году производство составило приблизительно 3,7 кг, достигло пика в 2001 году на уровне около 4 кг и стабильно снижалось, упав до приблизительно 800 т в 2009 году. Соединенные Штаты Америки используют несколько номеров КАС для обозначения КЦХП. Кроме того, Соединенные Штаты Америки собирают данные, включающие информацию о хлорированных парафинах с другой длиной цепи. Важно также отметить, что начиная с 2012 года внутреннее производство и использование КЦХП в Соединенных Штатах Америки было прекращено. Информация, переданная Бразилией согласно приложению Е (2007 год), свидетельствует о том, что в Бразилии ежегодно производится 0,15 кг КЦХП.

22. Республика Маврикий (замечания от 7 апреля 2008 года, представленные по подготавливаемой КРСОЗ характеристике рисков КЦХП), Австралия, Мали, Эквадор, Болгария, Коста-Рика, Эквадор, Литва, Шри-Ланка, Канада, Сербия и Доминиканская Республика (информация представлена согласно приложению Е, 2010 год) в настоящее время не производят КЦХП. Монако не производит и не использует КЦХП (информация представлена согласно приложению Е, 2010 год).

23. По сведениям, полученным от Австралии, за период с марта 1998 года по март 2000 года ею было импортировано около 360 т 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 приблизительно 3000 т (Environment Canada 2003a). В 2002 году Республика Корея импортировала около 156 т КЦХП (№ КАС 85535-84-8) (замечания от 7 апреля 2008 года, представленные по подготавливаемой КРСОЗ характеристике рисков КЦХП). Хорватия в 2005 и 2006 годах импортировала, соответственно, 2,3-2,7 и 1,2-1,5 т КЦХП в качестве компонента (13 ± 1 процент) антипирена (информация представлена согласно приложению Е, 2010 год). Аргентина импортировала КЦХП в объемах 40,02 т в 2008 году на одном объекте и 53,688 т в 2009 году (сумма двух объектов) (информация, представленная согласно приложению Е, 2010 год). Доминиканская Республика импортировала в 2013 году 11,880 т (информация, представленная согласно приложению Е, 2014 год).

24. Информация об объемах импорта хлорированных парафинов (без указания длины цепи) была представлена Эквадором (в соответствии с приложением Е, 2010 год). В период с 1990 по 2010 год было импортировано 8 кг хлорированных парафинов, при этом 4,5 кг из этого количества – в период с 2005 по 2010 год. Мексика также сообщила об объемах импорта хлорированных парафинов (без указания длины цепи) в объеме 18 кг в период с 2002 по 2010 год (информация представлена согласно приложению Е, 2010 год).

2.2.2 Применение и высвобождение

25. являлась металлообработка (Environment Canada 2003a, Euro Chlor 1995, OSPAR 2001). Stiehl et al. (2008) высказали предположение, что использование КЦХП в качестве антипиренов может возрасти после введения запрета на товарные смеси пентаБДЭ. В ЕС в 1994 году объем потребления в металлообработке составил 9,4 кг/год. Petersen (2012) сообщил об имевшем место ранее максимуме порядка 14 кг/год в период с 1978 по 1988 год. Другие области применения включают производство красок, адгезивов и герметиков, жировых эмульсий для дублирования кожи, пластмасс и резины, антипиреновых присадок, текстиля и полимерных материалов. Объем потребления КЦХП в ЕС сократился во всех областях применения с 13 кг в 1994 году до 4 кг в 1998 году. Начиная с 2002 года на применение КЦХП при металлообработке

и жировом дублинии кож в ЕС распространяются ограничения, предусмотренные директивой 2002/45/ЕС (не допускается использование КЦХП в концентрациях более 1 процента в составе эмульсий для металлообработки и жирового дублиния кож). Согласно данным о потреблении за 2004 год, оценочные совокупные выбросы КЦХП в 25 странах ЕС составляли 4,7-9,5; 7,4-19,6; 0,6-1,8 и 8,7-13,9 т/год, соответственно, в поверхностные воды, сточные воды, атмосферу и в почву промышленных/городских территорий (данные представлены Германией в соответствии с приложением Е, 2010 год, со ссылкой на руководство по приоритизации Европейского агентства по химическим веществам и приложение XIV «Справочная информация по алканам, С₁₀₋₂₃, хлоро»). Согласно более поздним оценкам потребления, сделанным Zarogiannis and Nwaogu (2010) и информации, полученной от Нидерландов в соответствии с приложением Е (2014 год), оценочный объем потребления КЦХП в ЕС в 2009 году составил 530 т. Применение КЦХП ограничивается в соответствии с постановлением Комиссии (ЕС) № 519/2012 в отношении СОЗ в ЕС, которое запрещает все виды применения, за исключением полотен конвейеров, используемых в горнодобывающей промышленности, и изоляционных материалов плотин (полный запрет предлагается ввести в будущем). Данные о каких-либо значимых естественных источниках ХП отсутствуют (U.K. Environment Agency 2003a).

26. В 2002 году КЦХП были запрещены в Норвегии. Поэтому уровни выбросов КЦХП в Норвегии сегодня, по-видимому, являются низкими. Ограниченные количества КЦХП могут, однако, по-прежнему выделяться в окружающую среду из старых продуктов и материалов, которые все еще находятся в эксплуатации, или из импортных изделий. Оценки высвобождения показывают, что уровень выбросов снизился в Норвегии на 73 процента за период с 1995 по 2010 год с примерно 1 т в 1995 году до 0,3 т в 2010 году (Norwegian Environment Agency 2014a). Несмотря на строгие регулирующие правила КЦХП по-прежнему обнаруживаются в пробах окружающей среды и биоты в Норвегии, в том числе в пробах воздуха и биоты на Шпицбергене (Свальбарде) (например, Norwegian Environment Agency 2014 a, b, c, 2013).

27. В Соединенных Штатах Америки наибольший объем применения КЦХП был связан с их использованием в качестве компонента смазочных материалов и охлаждающих жидкостей для резания и обработки металлов. Второй по величине объем применения – это использование вторичных пластификаторов и антипиреновых добавок в пластмассах, особенно ПВХ (US EPA, 2009). Применение КЦХП в Соединенных Штатах Америки было прекращено. В Японии предприятия металлообрабатывающей промышленности к 2007 году добровольно отказались от применения КЦХП (Harada et al. 2011).

28. В 1994 году в Швейцарии было использовано 70 т КЦХП; по имеющимся оценкам, данный показатель сократился на 80 процентов (информация, представленная согласно приложению Е, 2007 год). Наиболее распространенным применением КЦХП в Швейцарии было производство герметиков. КЦХП использовались в качестве заменителя ПХД в уплотнительных прокладках (например, в стыковых швах в строительстве), и в связи с этим существует возможность выбросов при ремонте зданий. В Польше КЦХП используются в качестве антипиреновых добавок в резиновом полотне конвейеров (информация представлена согласно приложению Е, 2010 год). Польша производит 16,4 процента (приблизительно 39 т) из 237,880 т конвейерного полотна, проданного в ЕС в 2007 году), и использовала 23,062 т конвейерного полотна. В Румынии приблизительно 23 700 кг КЦХП использовалось в качестве пластификатора (информация, представленная согласно приложению Е, 2010 год). По данным, полученным от Бразилии, в этой стране используется 300 т/год КЦХП в качестве антипиреновых добавок в резиновых изделиях, автомобильных ковриках и других принадлежностях (информация, предоставленная согласно приложению Е, 2007 год). Годовое потребление КЦХП в Австралии снизилось за период с 1998/2000 по 2002 год на 80 процентов до приблизительно 25 т/год в металлообрабатывающей промышленности (NICNAS 2004). В 2006 году в Республике Корея КЦХП применялись главным образом в качестве компонента смазок и присадок. Данных о характере и количестве выбросов не имеется (замечания от 7 апреля 2008 года, представленные по подготавливаемой КРСОЗ характеристике рисков КЦХП). Республика Маврикий, согласно сообщениям, применяет КЦХП (замечания от 7 апреля 2008 года, представленные по подготавливаемой КРСОЗ характеристике рисков КЦХП). Сенегал применяет КЦХП, однако объемы не известны (замечания от 8 мая 2015 года, представленные по подготавливаемой КРСОЗ характеристике рисков КЦХП). Гондурас указывает, что КЦХП присутствуют в импортных товарах и сырье, хотя их количество неизвестно; виды применения включают производство ПВХ, добавки в красках и герметиках, продукцию автомобильной промышленности и электрические кабели (информация, представленная согласно приложению Е, 2010 год). В Аргентине КЦХП главным образом импортируются для производства пластмасс (информация, представленная согласно приложению Е, 2010 год). Опубликовано мало общедоступной информации по применению

КЦХП в скважинных жидкостях, используемых при проведении буровых работ с целью разведки месторождений нефти и газа, несмотря на многие патенты, в которых описывается применение КЦХП (IPEN, 2015).

29. 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. Возможными источниками сброса в воду на производстве являются разливы, производственные стоки и отводы ливневых вод. Источниками сброса в водную среду КЦХП, применяемых в составе смазочно-охлаждающих жидкостей для обработки и резания металлов, могут также быть утилизация порожней тары, отводы и использование отработавших ванн (Government of Canada 1993a). Эквадор отмечает, что очистка объектов металлургической промышленности приводит к сбросам в акваторические экосистемы (информация, представленная согласно приложению E, 2010 год). Такие сбросы накапливаются в системах канализации и в конечном счете попадают в стоки очистных сооружений. Информации о процентной доле сбросов в очистные сооружения или об эффективности удаления отходов в настоящее время не имеется.

30. В промышленно развитых и густонаселенных районах возможны высокие уровни выбросов, о чем свидетельствуют данные мониторинга (Chaemfa et al. 2014, Chen et al. 2011). К числу других источников выбросов относятся пакеты присадок трансмиссионных масел, жидкости, используемые при добыче полезных ископаемых в скальных породах, и оборудование, применяемое в других отраслях горнодобывающей промышленности, жидкости и оборудование, применяемые при разведке нефтегазовых месторождений, производство бесшовных труб, металлообработка и эксплуатация судовых турбоустановок (CPIA 2002; Environment Canada 2003b).

31. Захоронение на свалках является наиболее распространенным методом удаления полимерной продукции в Канаде. Предполагается, что ХП стабилизируются в такой продукции с незначительной утечкой в фильтрационные стоки. Выщелачиванием со свалок можно пренебречь ввиду прочного связывания ХП с грунтом. Незначительное высвобождение таких продуктов, которые фактически растворены в полимерах, может иметь место в течение сотен лет после помещения на свалку (IPCS 1996).

32. Выбросы ХП, присутствующих в составе полимеров, могут происходить также при рециркуляции (вторичном использовании) 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 распределения октанол-воздух. Уровень выбросов зависит от степени пылеподавления на объекте (De Voer 2010).

33. Недавно было показано, что активная деятельность по переработке э-отходов является основным источником накопления ХП в окружающей среде (в отложениях и биоте) (Chen et al. 2011, Luo et al. 2015). Кроме того, обработка почвы осадком сточных вод или орошение сточными водами может быть источником поступления КЦХП в почву (Zeng и др. 2011b, 2012b).

34. Petersen (2012) сообщил, что в строительных материалах содержится около 25 кг КЦХП, которые представляют собой «запас», находящийся в зданиях и используемый при выполнении строительных работ. Оценки показали, что герметики и покрытия определенно образуют самую большую часть этого запаса, при этом КЦХП, содержащиеся в резине, составляют пренебрежительно малую долю. Согласно расчетам, от зданий и строительства ежегодно образуются отходы, содержащие 1,2 кг КЦХП. Предполагается, что возможные потери при производстве и транспортировке меньше, чем во время использования продукции и удаления хлорированных парафинов (Fiedler 2010).

35. Европейский реестр выбросов и передачи загрязнителей (Е-РВПЗ)² представляет собой веб-реестр, созданный по постановлению № 166/2006 Комиссии (ЕС) для осуществления протокола о РВПЗ ЕЭК ООН. За 2012 год 17 предприятий сообщили о поступлении в водную среду (не в атмосферу или почву) 301 кг КЦХП. Наибольшая доля приходится на установки по очистке городских сточных вод, предприятия химической промышленности и энергетический сектор. По данным за 2007 год предполагается поступление в воду 290 кг.

² <http://prtr.ec.europa.eu/PollutantReleases.aspx>.

36. Согласно данным, поступившим с 1999 года в Канадский национальный реестр выбросов загрязнителей (НРВЗ), в окружающую среду Канады попадают весьма малые количества ХП (коротко-, средне- и длинноцепных) с предприятий, подпадающих под требования о представлении отчетности в НРВЗ³. По данным НРВЗ, в 2001–2002 годах с двух предприятий в пров. 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 пров. Онтарио разместила 0,023 т алканов 10–13, хлоро (№ КАС 85535–84–8) за пределами объекта и еще 2,967 т подвергла внутриобъектовой рециркуляции.

37. В США на КЦХП распространяются требования отчетности по Реестру токсичных выбросов (РТВ) в рамках более широкой категории полихлорированных алканов (все насыщенные разновидности C₁₀₋₁₃ со средним содержанием хлора на уровне 40–70 процентов). Информация, полученная от США в период представленная замечаний, показывает, что, согласно отчетности по РТВ за 2005 год, объектовому и внеобъектовому удалению 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, зафиксированы по состоянию на 15/11/2006, опубликованы 22/03/2007; с ними можно ознакомиться на сайте www.epa.gov/tri). Согласно данным РТВ за 2013 год, суммарный объем выбросов составил 192 кг. Поскольку нефтегазовая промышленность освобождена от отчетности по РТВ, это может приводить к занижению оценки выбросов в воздушную и водные среды (замечания от 27 февраля 2015 года, представленные по подготавливаемой КРСОЗ характеристике рисков КЦХП). Применение КЦХП было прекращено в Соединенных Штатах Америки в результате достижения обоюдного согласия между правительством США и последним производителем химического вещества. Этот отказ от КЦХП был обусловлен такими отрицательными факторами, как стойкость, биоаккумуляция и токсичность (информация согласно приложению E, 2014 год).

38. Непреднамеренный выброс включенных в перечень СОЗ может происходить из резины или полиуретановой пены, обработанной с применением ХП. Takasuga et al. (2012) обнаружили повышенные уровни ПХД и ГХБ в диапазоне миллионных долей (млн⁻¹) в качестве загрязнителей вследствие изменения технологии изготовления ХП.

2.3 Экологическая «судьба»

2.3.1 Стойкость

Стойкость в атмосферном воздухе

39. 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, которая, как правило, используется в качестве среднесуточного значения для относительно незагрязненного воздуха в ЕС, атмосферные периоды полураспада колеблются в диапазоне от 1,2 до 15,7 суток. Следует отметить, что скорость реакции варьируется по 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. Li et al. (2014b), применяя новую разработанную модель QSAR (с использованием теории функционала плотности и концентрации ОН $9,7 \times 10^5$ молекул/см⁻³), сообщили, что гомологи C₁₀₋₁₁ Cl₅₋₈ и C₁₂Cl₆₋₈ характеризуются тенденцией иметь продолжительное время жизни (τ от 3 до 15 суток) в воздухе. C₁₀₋₁₃ (особенно C₁₃) с nCl </9> имеют даже еще более продолжительное время жизни. Данные мониторинга показывают, что C₁₀₋₁₁ Cl₅₋₇ являются доминирующей группой в газовой фазе и C₁₁₋₁₂ Cl₆₋₈ в наибольшем количестве присутствуют в пробах атмосферных отложений. C₁₃ редко обнаруживаются в воздухе из-за их низкой летучести (Ma et al. 2014c).

³ http://www.ec.gc.ca/pdb/querysite/query_e.cfm, дата посещения сайта – 9 августа 2007 года.

Стойкость в воде

40. Хотя КЦХП могут подвергаться медленному гидролизу (информация, представленная Коста-Рикой⁴ согласно приложению Е, 2010 год), считается, что они не подвергаются существенной деградации под воздействием таких абиотических процессов, как гидролиз (IPCS 1996; U.K. Environment Agency 2003a, b). В работе Koh and Thiemann (2001) показано, что смеси КЦХП подвергались быстрой фотолизу в смесях ацетона и воды под воздействием ультрафиолета (ртутная дуговая лампа; приблизительно 254-436 нм) с периодами полураспада продолжительностью 0,7–5,2 ч. Период полураспада продукта КЦХП с массовым содержанием хлора 52 процента в чистой воде при таких же условиях составлял 12,8 ч. Хотя данные результаты позволяют предположить, что фотолиз может являться одним из путей деградации некоторых КЦХП, релевантность упомянутого исследования по отношению к естественной среде сомнительна, поскольку намного меньшие периоды полураспада, возможно, были обусловлены применением источника ультрафиолетового излучения по сравнению с естественным светом. Кроме того, степень фотодеградации может быть ограничена на глубине в воде и/или в северных широтах, и применение ацетона в качестве растворителя в подобном исследовании вызывает сомнения, поскольку он представляет собой фотосенсибилизирующее средство.

41. В рамках информации, представленной согласно приложению Е (2010 год), Ассоциация производителей хлорированных парафинов (СРПА) представила результаты продолжительного теста на полную биоразлагаемость продукта КЦХП с массовым содержанием хлора 49,75 процента (Cereclor 50LV), по методу «тестирования закрытой бутылки» согласно директиве 301 ОЭСР с модификациями, требующимися для продления теста до 56 суток. Ввиду низкой растворимости в воде КЦХП растворитель (силиконовое масло) или эмульсификатор (полиалкоксилат алкилфенола) были использованы для повышения биодоступности тестируемого вещества, как разрешено в директиве 301 ОЭСР. В качестве инокулята использовались вторичный активированный осадок или речная вода. Пустые пробы с одним лишь растворителем или эмульсификатором не включались в тесты. Степень биоразложения свыше 60 процентов была достигнута лишь в том случае, когда КЦХП подвергались эмульсификации с использованием полиалкоксилат алкилфенола, причем этот процентный уровень превышался через 28 суток при использовании речной воды. Уровень биодegradации КЦХП в силиконовом масле достигал 33 процентов через 56 суток. Таким образом, этот КЦХП с низким содержанием хлора соответствовал критериям на полную биоразлагаемость лишь при эмульсификации и в присутствии инокулята, полученного из речной воды. В случае инокулята из канализационных осадков он не поддавался полному биологическому разложению в течение 28 суток, хотя при наличии эмульсификатора значительная степень разложения (например, 55 процентов) достигалась через 42 дня. Релевантность использования поверхностно-активного вещества для повышения биодоступности с целью оценки биоразложения в акватических средах остается неясной, в особенности ввиду противоречивых результатов исследований по биоразложению, а также результатов мониторинга отложений. Неизвестно, в какой степени будут разлагаться в аналогичных условиях КЦХП с более высоким содержанием хлора; исследования по биоразлагаемости КЦХП в отложениях указывают на то, что КЦХП с более низким содержанием хлора в гораздо большей степени подвержены биоразложению по сравнению с более высокохлорированными продуктами.

42. Lu (2012) выделил бактерии *Pseudomonas* sp. N35, способные разлагать КЦХП в чистой культуре и микрокосме осадка сточных вод.

Стойкость в почве и отложениях

43. На основе 25-суточного анализа биохимической потребности в кислороде (БПК) в работе Madeley and Birtley (1980) сделан вывод о том, что КЦХП (с 49 процентным содержанием хлора), по всей видимости, подвержены быстрой и полной деградации акклиматизировавшимися микроорганизмами через 25 суток. Существенного поглощения кислорода не наблюдалось в тестах с использованием высокохлорированных ХП, в числе которых были два КЦХП (с содержанием хлора в 60 процентов и 70 процентов). Fisk et al. (1998a) в своей работе приводят данные о деградации двух меченных изотопом ¹⁴C хлоро-п-алканов C₁₂ (содержание хлора 56 процентов и 69 процентов) при температуре 12°C в аэробных отложениях, использовавшихся в исследовании биологической усвояемости КЦХП

⁴ Данные Проекта морских специальных охраняемых районов Соединенного Королевства «Характеристика хлорированных парафинов», http://www.ukmarinesac.org.uk/activities/water-quality/wq8_35.htm.

малоцетинковыми червями. Периоды полураспада в отложениях для продуктов с содержанием хлора 56 процентов и 69 процентов составили соответственно $12 \pm 3,6$ и $30 \pm 2,6$ суток.

44. Было проведено исследование аэробной и анаэробной биodeградации КЦХП в пресноводных и морских отложениях (Thompson and Noble 2007, U.K. Environment Agency 2007). С применением меченных изотопом ^{14}C п-декана и п-тридекана с массовым содержанием хлора 65 процентов 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 двуокси углерода или метана]) составляли, по оценкам, 1 630 суток в пресноводных отложениях и 450 суток в морских отложениях при аэробных условиях. В анаэробных отложениях была отмечена небольшая минерализация, или она вообще отсутствовала.

45. Характеристики концентрации остатка КЦХП в отложениях из оз. Виннипег, пров. Манитоба, и оз. Фокс, территория 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. Самая высокая концентрация (800 нг/г сухой массы) была отмечена в срезе, датированном 1971 годом (Muir et al. 1999a). КЦХП были также обнаружены в датированном осадочном керне, взятом из оз. Сент-Франсис (Сент-Франсуа) в 1996 году снизу по течению от бывшего предприятия по производству ХП. Историческая характеристика показывает наличие относительно низких уровней КЦХП по сравнению с оз. Онтарио (Muir et al. 1999a; 2002). Наиболее высокие концентрации КЦХП относятся в среднем к 1985 году \pm 4 года (Turner 1996). Преобладающими группами длины цепи КЦХП в отложениях были C_{11} и C_{12} . Iozza et al. (2008) измерили уровни КЦХП в датированных осадочных кернах начиная с 1960 года. В составе групп гомологов при этом были обнаружены изменения с течением времени (Iozza et al. 2008, De Boer 2010, Zeng et al. 2012c, Chen et al. 2011).

46. 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 были обнаружены в осадочных кернах, датируемых 1940-ми годами, в упомянутых районах, свидетельствует о более чем 50-летней стойкости КЦХП в подпочвенных анаэробных отложениях. В материале Environment Canada (2004) использовались уравнения распада первого порядка по методу обратного расчисления; было установлено, что периоды полураспада КЦХП в отложениях 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 оценках, проведенных под руководством правительства, 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; EC 2000).

47. Объем имеющейся информации о стойкости КЦХП в почве незначителен. В исследовании Otori et al. (1987) проанализирован потенциал ряда почвенных бактериальных штаммов, воздействовавших 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, воздействовавший отдельно, за 48 часов высвободили соответственно 21 процент и 35 процентов хлора. В другой работе Nicholls et al. (2001) изучили наличие КЦХП в сельскохозяйственных почвах в Соединенном Королевстве, неоднократно удобрявшихся осадком сточных вод. КЦХП обнаружить не удалось ($<0,1$ мкг/г). Вместе с тем в данном 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

48. 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. КЦХП представляются гидролитически стабильными. Хотя имеются свидетельства того, что

низкохлорированные КЦХП могут легко разлагаться в воде при наличии благоприятных условий, экологическая релевантность результатов этого тестирования не известна. Имеющихся данных недостаточно для того, чтобы сделать вывод о стойкости более высокохлорированных КЦХП в воде. Недостаточно также данных об их стойкости в почве. В целом КЦХП квалифицируются как удовлетворяющие критериям стойкости Стокгольмской конвенции.

2.3.2 Биоаккумуляция

Моделируемый $\text{Log } K_{ow}$ и коэффициенты биоаккумуляции

49. В работе Sijm and Sinnige (1995) рассчитаны значения $\text{Log } K_{ow}$ в диапазоне от 4,8 до 7,6 для всех конгенов КЦХП. В исследовании Fisk et al. (1998b) установлены коэффициенты распределения октанол–вода для $\text{C}_{12}\text{H}_{20,1}\text{Cl}_{5,9}$ с массовым содержанием хлора 55,9 процента и $\text{C}_{12}\text{H}_{16,2}\text{Cl}_{9,8}$ с массовым содержанием хлора 68,5 процента. Средние значения $\text{Log } K_{ow}$ определены на уровне 6,2 для вещества с содержанием хлора 55,9 процента ($\text{log } K_{ow}$ в пределах 5,0–7,1) и 6,6 для вещества с содержанием хлора 68,5 процента ($\text{Log } K_{ow}$ в пределах 5,0–7,4). На основе эмпирических данных по K_{ow} и предположения об отсутствии метаболизма при помощи модели Gobas для расчета коэффициентов биоаккумуляции (КБА) были определены значения по рыбе, превышающие 5000 для всех возможных КЦХП.

Биоконцентрация

50. Коэффициенты биоконцентрации (КБК), 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 (сырая масса) были измерены у радужной форели (*Oncorhynchus mykiss*) (Madeley and Maddock 1983a,b) и 5785–138 000 (сырая масса) у мидии обыкновенной (*Mytilus edulis*) (Madeley et al. 1983b, Madeley and Thompson 1983, Renberg et al. 1986).

51. Предоставленные Японией данные о результатах опытов по замеру КБК ХП ($C = 11$, $Cl = 7-10$) позволяют предположить, что данные химические вещества обладают способностью к биоаккумуляции. Замеры КБК проводились по двум тестовым концентрациям (0,1 и 1 мкг/л), подопытные организмы подвергались воздействию на протяжении 12–60 суток. Корреляция между содержанием хлора в ХП и потенциалом биоконцентрации не наблюдалась. Значения КБК варьировались от 1900 до 11 000 (информация, представленная Японией по подготавливаемой КРСОЗ характеристике рисков КЦХП).

52. В дополнительной информации, представленной Японией для обзора в рамках КРСОЗ–5 (UNEP/POPS/POPRC.5/INF/23), сообщалось о результатах опытов по замеру КБК для КЦХП C_{13} , C_{14-9} в организме карпов. Ввиду того, что заменители $Cl = 4, 8$ и 9 имеют низкие уровни концентрации и анализ нечувствителен к таким концентрациям, КБК в стабильном состоянии были определены лишь для заменителей $Cl = 5, 6$ и 7 . Измерения КБК были выполнены по двум тестовым концентрациям (1 и 10 мкг/л); тем не менее неясно, соответствовали ли эти концентрации конгенерам на каждом уровне хлорирования или самой смеси. Измеренные уровни концентрации $C=13$ на каждом уровне хлорирования указывают на то, что тестовая концентрация соответствовала конгенерам на каждом уровне хлорирования. Продолжительность воздействия составляла 62 дня. Потенциал биоконцентрации обнаружил тенденцию к повышению с ростом уровня хлорирования. КБК варьировался от 1530 до 2830.

53. Биоаккумуляция КЦХП также происходит в организме человека. В частности, КЦХП с 5-6 атомами хлора, по прогнозам, могут иметь самый высокий совокупный потенциал переноса на большие расстояния (ПБР) и биоаккумуляции в организме человека (Gawog and Wania 2013), если при прогнозировании не учитывать биотрансформацию. КЦХП с $\text{Cl}_{5,6}$ или более высокой степенью хлорирования, по оценкам, могут иметь потенциал биоаккумуляции в организме человека в арктических районах с учетом биотрансформации (оценка периода полураспада в рыбах была использована в качестве грубой оценки потенциала метаболической элиминации во всей пищевой цепи человека) (Gawog and Wania 2013).

Лабораторные исследования биоаккумуляции, биомагнификации и биотрансформации

54. Накопление в пище зависит от длины углеродной цепи и содержания хлора (Fisk et al. 1996, 1998b, 2000). Было установлено, что для КЦХП с массовым содержанием хлора свыше 60 процентов характерны устойчивые значения коэффициентов биомагнификации (КБМ) на

уровне выше 1, что позволяет сделать предположение об их способности к биомагнификации в водных пищевых цепях. Депурационные периоды полураспада в организме рыб варьировались от 7 до примерно 53 суток у мальков радужной форели (Fisk et al. 1998b). В другом исследовании, которое провели Fisk et al. (2000), сообщается о депурационных периодах полураспада КЦХП у радужной форели в диапазоне от 7,1 до 86,6 суток. Авторы отмечают, что КЦХП с меньшим содержанием хлора метаболизируются рыбой, но при этом периоды полураспада двух более хлорированных КЦХП, $C_{12}H_{16}Cl_{10}$ и $C_{12}H_{20}Cl_6$, аналогичны периодам полураспада, 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. Fisk et al. (2000) также показали, что рассчитанные КБМ 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 $\log K_{ow}$.

55. В работе Bengtsson and Baumann-Ofstad (1982) отмечается, что хотя эффективность поглощения (91-суточный период поглощения) КЦХП с 71 процентным массовым содержанием хлора является низкой (6 процентов), для него характерна исключительная эффективность удержания в уклее обыкновенной (*Alburnus alburnus*). Это вещество удерживалось в тканях рыбы на стабильном уровне вплоть до завершения эксперимента по истечении 316-суточного периода элиминации. Об аналогичных наблюдениях сообщается в работе Fisk et al (1998a) по $C_{12}H_{20}Cl_6$ (56 процентов массового содержания хлора) и $C_{12}H_{16}Cl_{10}$ (69 процентов массового содержания хлора) у малочетинковых червей (*Lumbriculus variegatus*). Нормализованные по органическому углероду коэффициенты накопления в биоте – отложениях (BSAF), рассчитанные по скорости поглощения и депурации, варьировались 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 биомагнификации

56. Коэффициенты биоаккумуляции (КБА) по КЦХП с различной длиной цепи в озерной форели (*Salvelinus namaycush*), обитающей в западной части оз. Онтарио, были рассчитаны по концентрациям в цельной рыбе и концентрации водного раствора (Muir et al. 2001). КБА варьировались в озерной форели от 88 000 до 137 600 по липидной массе и от 16 440 до 25 650 по сырой массе. Хлорированные додеканы (C_{12}) были доминирующими КЦХП в озерной воде и рыбе. КБМ по КЦХП в питании сероспинки (*Alosa pseudoharengus*)/американской корюшки (*Osmerus mordax*) находились в пределах 0,33–0,94 и были наибольшими в случае тридеканов (C_{13}) ввиду их низких водных концентраций. Более высокое значение КБМ по КЦХП в целом было установлено только для отношений между озерной форелью и сероспинкой (КБМ 0,91) (Muir et al. 2003). Эти значения КБМ позволяют предположить, что КЦХП, в особенности хлорированные деканы и додеканы, не имеют способности к биомагнификации в трофической сети пелагических видов. 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).

57. Коэффициенты биоаккумуляции и биомагнификации были рассчитаны по оз. Онтарио для полных изомеров КЦХП, а также для групп КЦХП по длине цепи и гомологов (с такой же молекулярной формулой), которые были обнаружены в пробах воды и организмов (Houde et al. 2008). Как в оз. Онтарио, так и в оз. Мичиган КЦХП, было обнаружено, что КЦХП склонны к биомагнификации на пути между добычей и хищниками. Средние КБА у озерной форели из оз. Онтарио варьировались от $4,0 \times 10^4$ до $1,0 \times 10^7$ для C_{10} , $1,3 \times 10^5$ до $3,2 \times 10^6$ для C_{11} , $1,0 \times 10^5$ до $2,5 \times 10^5$ для C_{12} и $2,5 \times 10^5$ для гомологов C_{13} . Наиболее высокие КБМ были отмечены у подкаменщика-дипории (КБМ=3,6) в пищевых сетях оз. Онтарио и оз. Мичиган. КБМ превысил 1 у озерной радужной форели, корюшки и подкаменщика-дипории в обоих озерах и превысил 1 у озерной форели-сероспинки в оз. Онтарио. Коэффициенты трофической магнификации (КТМ) варьировались в диапазоне от 0,47 до 1,5 для КЦХП (17 гомологов) в пищевой сети оз. Онтарио. В оз. Мичиган КТМ для КЦХП был в пределах от 0,41 до 2,4. Среди отдельных гомологов КЦХП наибольшее значение КТМ (1,5) имели $C_{10}Cl_8$ и $C_{11}Cl_8$. Значения КТМ, превышающие 1, указывают на то, что ряд изомеров КЦХП обладает потенциалом биомагнификации в водной пищевой сети (Houde et al. 2008).

58. В водной пищевой сети (включая планктон, рыб и черепах) вблизи муниципальных очистных сооружений была отмечена биомагнификация КЦХП (Zeng et al. 2011a). КБА в

случае наиболее изученных конгенов КЦХП варьируется в диапазоне от 56 160 до 280 200 г/кг по липидной массе у отдельных видов рыб со средним КТМ для суммы C_{10-13} , равным 1,61. Гомолог-специфичные КТМ составили 1,66 для C_{11} , 1,79 для C_{12} , 1,75 для C_{17} и 1,78 для C_{18} . КТМ, специфичные для других групп гомологов, не оценивались из-за их слабой линейной зависимости (Zeng et al. 2011a).

59. В работе Yuan et al. (2012) показано, что КЦХП не биомагнифицируются в моллюсках из прибрежных вод Бохайского моря в Китае ввиду наличия значительной отрицательной линейной зависимости между липидно-нормализованными КЦХП и трофическим уровнем. Аналогичный тренд в случае более хлорированных ПХДД/ПХДФ и ПХД был отмечен в пищевых цепях Бохайского моря в Китае (Wan et al. 2005, Wan et al. 2008 цитируется у Yuan et al. 2012).

60. Было сообщено о биоаккумуляции и трофической магнификации в морской пищевой сети, включающей зоопланктон, восемь видов бентических беспозвоночных (двусторчатых моллюсков, брюхоногих моллюсков, креветок и крабов) и восемь видов рыб, обитающих в Ляодунском заливе, Северный Китай. Значения \log КБА для суммы КЦХП (24 конгенера, $C_{10-C_{13}}$, $C_{15-C_{10}}$) варьировались от 4,5 до 5,6 сырой массы для всего организма. У зоопланктона было самое низкое значение \log КБА, членистоногие креветки имели \log КБА 4,6 (39 810 л/кг св) и 4,8 (63 096 л/кг сырой массы), и максимальные значения были выявлены в рыбе (в диапазоне от 4,7 до 5,6, среднее значение 5,1). Значения КБА для групп формул КЦХП, как правило, имеют тенденцию к росту с увеличением длины углеродной цепи, содержания хлора и K_{ow} . Значения КТМ (за исключением $C_{10}Cl_6$, $C_{11}Cl_7$, $C_{12}Cl_7$ и $C_{13}Cl_7$, у которых не обнаруживалась значимая корреляция между трофическим уровнем и липидной массой суммы КЦХП) варьировались от 1,45 до 5,65 в этой пищевой сети. КТМ увеличивался с ростом длины цепи, и у гомологов Cl_8 и Cl_9 отмечены наивысшие значения КТМ. КТМ суммы КЦХП составил 2,38 в пищевой сети зоопланктон-креветки-рыба (Ma et al. 2014b).

61. Значения BSAF (нормализованного по липидам коэффициента аккумуляции в биоте – отложениях) у отдельных конгенов трех видов двусторчатых моллюсков в Бохайском море варьировались пределах 0,14–4,03, 0,09–2,27 и 0,09–1,90, соответственно (Ma et al. 2014a). Авторы пришли к выводу, что эти значения были сопоставимы со значениями, о которых сообщалось в отношении ПХД (0,01–5,0) и ГХГ (0,81–2,34), но немного ниже уровней, опубликованных для ДДТ (1,1–27,9) и ПБДЭ (1,0–11,4) (Yang et al. 2006, Wu et al. 2011, Yang et al. 2006 и Wang et al. 2009 цитируется у Ma et al. 2014a).

62. Luo et al. (2015) указали на трофическую магнификацию в случае перелетных, но не оседлых наземных видов птиц, обитающих на территории, на которой производится переработка э-отходов, возможно из-за неоднородности распределения КЦХП в исследуемой зоне окружающей среды.

63. Сообщается, что уровни в печени гренландской акулы (пойманной в водах вокруг Исландии) составили 430 нг/г жира (среднее значение) для КЦХП, и оказались схожими со значениями, определенными для отдельных конгенов ПХД, о которых сообщалось ранее (Strid et al. 2013). КЦХП были обнаружены в морских птицах, яйцах морских птиц Шпицбергена (Свальбарда), в средних концентрациях 3,95 нг/мл (в плазме чайки-бургомистра) и 7,83 и 3,23 нг/г сырой массы в яйцах моёвки и обыкновенной гаги соответственно (Norwegian Environment Agency, 2013). Яйца обыкновенной гаги, хохлатого баклана и серебристой чайки, собранные в отдаленных районах Северной Норвегии, содержали КЦХП в концентрациях, достигающих примерно 5 нг/г сырой массы (Huber et al., 2015). На основе относительных трофических уровней и логарифмически преобразованных концентраций для сайки (полярной тресочки), яиц гаги, яиц моёвки, плазмы чайки-бургомистра, кольчатой нерпы и белого (полярного) медведя в норвежской Арктике, Шпицберген (Свальбард), был рассчитан КТМ, равный 2,3 (Norwegian Environment Agency 2013).

64. Анализ некоторых данных мониторинга дает разные результаты, касающиеся биодоступности. Некоторые данные указывают на то, что группа формул C_{13} является для рыб менее биодоступной по сравнению с КЦХП, имеющими более короткую длину цепи, учитывая характер КЦХП в отложениях Балтийского моря (высокое содержание $C_{13}Cl_7$ и $C_{13}Cl_8$, которое не обнаруживается в камбале из того же района). Однако, согласно другому исследованию, пропорции гомологов $C_{10-C_{12}}$ в отложениях проявляются в камбале. Аналогичным образом в оз. Онтарио пропорции гомологов C_{11} и C_{12} обнаруживаются в подкаменщике, при этом относительно высокие пропорции $C_{13}Cl_7$ и $C_{13}Cl_8$ в отложениях не фиксируются. Кроме того, $C_{10}Cl_5$ и $C_{10}Cl_6$ недопредставлены в подкаменщике по сравнению с отложениями вследствие, возможно, проявляемой биотрансформации. Эта трансформация могла происходить в

организме беспозвоночных, обитающих в донных отложениях, которые являются добычей для рыб, а также в организме рыб (De Voer 2010). В то же время Ma et al. (2014b) определили КТМ>1 для гомологов $C_{13}Cl_8$ и $C_{13}Cl_9$ в пищевой сети зоопланктон-беспозвоночные-рыба.

Обобщение данных по биоаккумуляции

65. Все имеющиеся практические (лабораторные и полевые) и моделируемые данные указывают на то, что многие КЦХП могут аккумулироваться в биоте. Полученные лабораторным путем значения коэффициента биоаккумуляции (КБА) варьировались в диапазоне от 1900 до 138 000 в зависимости от тестируемых видов живых организмов и типов конгенеров. Полевые значения КБА по рыбе находились в диапазоне от 16 440 до 398 107 л/кг сырой массы, а смоделированные КБА составили более 5000 для всех типов КЦХП. В случае некоторых соединений КЦХП могла возникать биотрансформация и иметь место ограниченная биодоступность. В некоторых пищевых сетях, в том числе в арктических организмах, коэффициенты биомагнификации (КБМ) и коэффициенты трофической магнификации (КТМ) были >1, что свидетельствует о процессах биомагнификации и потенциале трофического переноса. Значения КБА для КЦХП, как правило, имеют тенденцию к росту с увеличением длины углеродной цепи, атомов хлора и K_{ow} . Имеются также признаки того, что КЦХП могут быть склонны к биомагнификации в наземных видах, таких как птицы. В целом КЦХП удовлетворяют критериям Стокгольмской конвенции, касающимся биоаккумуляции.

2.3.3 Потенциал переноса на большие расстояния

66. В информации, предоставленной Швейцарией согласно приложению Е (2007 год), вкратце изложены результаты исследования, проведенного Wegmann et al. (2007), предметом которого являлось изучение потенциала переноса на большие расстояния (ППБР) КЦХП и других потенциальных СОЗ с использованием разработанного ОЭСР инструмента оценки общей стойкости в окружающей среде (Pov) и ППРБ. Полученные результаты показали, что КЦХП обладают свойствами Pov и ППРБ, аналогичными свойствам ряда известных СОЗ. Потенциал арктического загрязнения (ПАЗ) некоторых КЦХП оценивался по их значениям K_{OA} и K_{AW} и сравнивался с результатами ПАЗ, полученными по гипотетическому ряду химических веществ (Wania 2003). Результаты позволяют предположить, что КЦХП по своему ПАХ аналогичны тетра- и гептахлордифенилам. Gawog and Wania (2013) моделировали потенциал переноса на большие расстояния для всех конгенеров КЦХП и показали, что КЦХП с C_{5-7} и Cl_{6-9} (в зависимости от их $\log K_{OA}$) переносятся в качестве «множественных прыгающих/множественных прыгающих-плавающих элементов» и имеют потенциал аккумуляции в значительной мере в арктических поверхностных средах. Имеющиеся смоделированные и эмпирические данные подтверждают вывод о том, что КЦХП переносятся на значительные расстояния.

67. КЦХП были обнаружены в атмосферном воздухе, отложениях, рыбах и организмах млекопитающих Арктики, а также в атмосферном воздухе Антарктики (см. раздел 2.4). Тому (1997) и Bidleman et al. (2001) обнаружили КЦХП в концентрациях от <1 до 8,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ в пробах атмосферного воздуха, взятых в высоких широтах Арктики (Алерт, о. Эллесмер). В 2011 году был проведен анализ на КЦХП 12 проб воздуха, отобранных (с января по август) вблизи канадской полярной станции Алерт. Средние и медианные концентрации составили 913,3 и 684,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, соответственно, с диапазоном от 205,7 до 2 876 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, при этом преобладали группы формул C_{10} и C_{11} (Hung et al. в печати). Это значительно превышает результаты измерений, выполненных Тому (1997) и Bidleman et al. (2001). Borgen et al. (2000) в 1999 году обнаружили КЦХП в концентрациях 9,0–57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ на горе Цеппелин, Шпицберген (Свальбард), Норвегия. Согласно сообщению, в 2013 году среднегодовые концентрации КЦХП на горе Цеппелин, составили 360 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, при этом среднемесячные значения варьировались от 185,8 до 596,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Norwegian Environment Agency 2014b). Среднегодовое значение в 2014 году составило 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ с диапазоном 140–480 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Norwegian Environment Agency, 2015). Borgen et al. (2002) обнаружили гораздо более высокие концентрации в атмосферном воздухе на о. Медвежий, небольшом изолированном островке между Шпицбергенем (Свальбардом) и континентальной частью Норвегии. Суммарные концентрации КЦХП колебались в диапазоне от 1800 до 10 600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. КЦХП были обнаружены в отложениях в удаленных арктических озерах (Тому et al. 1999; Stern and Evans 2003), вдали от местных источников загрязнения, а также в арктической биоте – например, в кольчатой нерпе, белухе, моржовых (Тому et al. 2000), гольце и морских птицах (Reth et al. 2006), форели из отдаленных озер (Basconcillo et al. 2015) и гренландской акуле (Strid et al. 2013), белом (полярном) медведе, кольчатой нерпе, чайке-бургомистре, моёвке, гаге и сайке (полярной тресочке) (Norwegian Environment Agency 2013, Climate and Pollution Agency Norway 2012). Данные о концентрациях КЦХП в организме арктических млекопитающих указывают на преобладание конгенеров с более короткими

углеродными цепями, т.е. группы формул C_{10} и C_{11} (Tomy 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 большие расстояния. Это согласуется с результатами исследований Reth et al. (2005, 2006), авторы которых обнаружили большее накопление КЦХП C_{10} в биоте Северного моря по сравнению с Балтийским морем (Reth et al. 2005) и в Арктике по сравнению с Балтийским морем (Reth et al. 2006). Вместе с тем в отношении КЦХП в печени гренландской акулы обнаружено преобладание C_{11} и C_{12} с заместителями Cl_6 и Cl_7 (Strid et al. 2013). Halse et al. (2015) обнаружили в пробах грунта, отобранных в почвах широтной зоны, проходящей через Соединенное Королевство и Норвегию, снижение концентрации КЦХП с увеличением широты, что указывает на то, что, согласно выводам данного исследования, КЦХП сравнительно менее склонны к атмосферному переносу на большие расстояния.

68. Результаты моделирования, указывают 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). В целом КЦХП удовлетворяют критериям Стокгольмской конвенции, касающимся переноса на большие расстояния.

2.4 Воздействие

2.4.1 Концентрации в атмосфере

69. Сложный характер КЦХП и трудности точного обнаружения и количественного определения этих соединений в окружающей среде описаны в разделе 2.1. Замеры КЦХП в атмосферном воздухе производились в нескольких странах, включая Канаду (см. раздел 2.3.3), Соединенное Королевство (СК), Норвегию (см. раздел 2.3.3), Швецию и Китай.

70. Суммарные уровни концентрации КЦХП (преимущественно в газовой фазе в летнее время) варьировались от 9,6 до 20,8 ng/m^3 на о. Кинг-Джордж, Антарктида (Ma et al. 2014c). Углеродные цепи C_{10} и C_{11} с атомами Cl_5 и Cl_6 были преобладающими как в газовой фазе, так и в твердых частицах. Поглощение органическими веществами аэрозолей играло более значительную роль при атмосферном распределении, и, таким образом, происходил перенос КЦХП в отдаленный район Антарктики (Ma et al. 2014c).

71. Концентрации КЦХП в пробах атмосферного воздуха, взятых в Эгберте, пров. Онтарио, Канада, в 1990 году, варьировали от 65 до 924 ng/m^3 (Tomy 1997; 1998a). Концентрации КЦХП над оз. Онтарио в 1999 и 2000 годах были в диапазоне от 120 до 1510 ng/m^3 (Muir et al. 2001; D.C.G. Muir, неопубликованные данные, 2001).

72. В работе Peters et al. (2000) сообщается о средней концентрации КЦХП на уровне 99 ng/m^3 в пробах воздуха, взятых в пригородном районе в графстве Ланкастер, Соединенное Королевство (СК). Barber et al. (2005) обнаружили, что концентрации в атмосферном воздухе СК варьировали в 2003 году в диапазоне от <185 до 3430 ng/m^3 (среднее значение 1130 ng/m^3) и превышали концентрации, замеренные в этом же месте в 1997 году. В исследовании Barber et al. (2005) была также рассчитана средняя концентрация КЦХП, равная 600 ng/m^3 , для атмосферного воздуха СК.

73. На городской территории в Пекине уровни КЦХП варьировали в диапазоне от 1,9 до 332 ng/m^3 (Wang et al. 2012). Средняя концентрация КЦХП на уровне 17,69 ng/m^3 была зафиксирована в дельте Жемчужной реки на юге Китая, при этом она увеличивалась в случае конгенов с более короткой цепью и меньшей степенью хлорирования (Wang et al. 2013b). Li et al. (2012) исследовали концентрации и модели групп конгенов КЦХП в Восточной Азии. Атмосферные концентрации в Китае (в диапазоне от 13,4 до 517 ng/m^3) превысили уровни, зафиксированные в Японии (0,28–14,2 ng/m^3) и Южной Корее (0,60–8,96 ng/m^3), которые выше уровней, определенных в других регионах мира. В Китае компоненты C_{10} с Cl_5 и Cl_6 являются преобладающими в характеристике, тогда как в Японии и Корее C_{11} (по суммарному содержанию хлора Cl_6 и Cl_5 были наиболее распространены в Японии, Cl_7 – в Корее) представляли собой наиболее многочисленную группу.

74. 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 диапазоне 3–100 ng/kg сырой массы, что позволяет сделать предположение об атмосферных осадениях КЦХП. С 2009 года проводился мониторинг КЦХП в атмосферном воздухе и отложениях в рамках программы мониторинга воздушной среды Шведского агентства по охране

окружающей среды. Концентрации КЦХП, замеренные на двух станциях, расположенных на западном и восточном побережье Швеции, варьировали от 0,02-2 нг/м³ в воздухе до 10-380 нг/м² в сутки в осадениях (Sjöberg et al. 2014).

75. Результаты проведенного в 2009 году ретроспективного исследования GAPS, которое охватывало четыре арктических района, позволило выявить, что КЦХП, замеренные с применением ГХ/МС высокого разрешения, были обнаружены в образцах на дисках полиуретановой пены с концентрацией 220 пг/м³ в Барроу, 81 пг/м³ в Нью-Олесунн, 1000 пг/м³ в Стоурхефди и 87 пг/м³ в оз. Литтл-Фокс (Harner et al., 2014).

2.4.2 Стоки очистных сооружений, канализационные осадки и грунты

76. КЦХП были обнаружены в пробах, взятых в стоках из восьми водоочистных станций в южной части провинции Онтарио, Канада. Общее содержание КЦХП (С₁₀₋₁₃ растворенных и дисперсных) варьировало от 59 до 448 нг/л. Наиболее высокие концентрации были обнаружены в пробах, взятых на очистных сооружениях в индустриализованных районах, включая Гамильтон и Сент-Катаринс (Muir et al. 2001).

77. В работе Reiger and Ballschmiter (1995) сообщается о концентрациях КЦХП С₁₀₋₁₃ с 62 процентным содержанием хлора на уровне 80 ± 12 нг/л в воде вверх по течению и на уровне 73 ± 10 нг/л вниз по течению от водоочистой станции в Германии. Концентрация КЦХП в стоках составляла 115 нг/л. Что касается Соединенных Штатов Америки, то в работе Murray et al. (1988) сообщается о концентрациях КЦХП С₁₀₋₁₃ с 60 процентным содержанием хлора в диапазоне <150–3300 нг/л в пробах воды из дренажной канавы пруда–накопителя, в которую сливались стоки с предприятия по производству ХП в Довере, шт. Огайо.

78. Iino et al. (2005) измерили концентрации КЦХП в заборах и сбросах воды трех предприятий по очистке коммунально-бытовых сточных вод в Японии в 2002 году. Концентрации КЦХП в заборах и сбросах воды варьировались в диапазонах от 220 до 360 нг/л и от 16 до 35 нг/л, соответственно. Все три пробы забора воды содержали С₁₀₋₁₃ с пятью-восемью атомами хлора у каждого гомолога. Ни одна из трех проб сброса не содержала обнаруженных уровней гомологов С₁₂ и С₁₃, свидетельствуя о том, что при очистке канализационных осадков гомологи С₁₂ и С₁₃ могут быть удалены.

79. КЦХП были также выявлены в канализационных осадках. Согласно Stevens et al. (2002), концентрации от 6,9 до 200 мкг/г сухой массы были обнаружены в канализационных осадках 14 водоочистных сооружений в Соединенном Королевстве. Наиболее высокие концентрации КЦХП были обнаружены в осадках промышленных водосборных бассейнов. Вместе с тем в осадке водосборного бассейна в сельской местности, куда не сбрасывалось никаких промышленных стоков, обнаружены значительные уровни (590 мкг/г) общего содержания КЦХП/СЦХП (Stevens et al. 2002). Мониторинг КЦХП в осадке девяти водоочистных станций Швеции проводился на годовой основе начиная с 2004 года, при этом в 2013 году были зафиксированы уровни КЦХП 0,8-2 мкг/г. Значительных временных трендов пока обнаружено не было (IVL, 2015). Zeng et al. (2012b) измерили концентрации КЦХП в канализационных осадках, которые составили 0,8–52,7 мкг/г сухой массы (среднее значение 10,7 мкг/г) на 52 водоочистных сооружениях в Китае. Результаты расчета баланса массы от муниципальных очистных сооружений в Пекине указывают, что 0,8 процента и 72,6 процента от первоначальной массовой нагрузки КЦХП (входящий поток 184±19 нг/л) были обнаружены в сточных водах (27±6 нг/л) и обезвоженном осадке 15,6±1,4 мкг/г сухой массы, при этом 26,6 процента терялось вследствие рассеивания. Авторы пришли к выводу, что осадок представляет собой огромный накопитель КЦХП в процессе очистки сточных вод (Zeng et al. 2012a). Сельскохозяйственные земли могут быть также потенциально крупным накопителем ХП ввиду применения канализационного осадка (Stevens et al. 2002; Nicholls et al. 2001) или орошения сточными водами, которые приводят к высокой степени накопления КЦХП в сельскохозяйственных почвах с диапазоном концентрации от 159,9 до 1 450 нг/г сухой массы (Zeng и др. 2011b).

80. Gasperi et al. (2012) оценили качество избытков сточных вод общесплавной канализационной системы в городских водосборных бассейнах. Концентрации КЦХП варьировали в диапазоне от 15 до 50 мкг/л, указывая на то, что КЦХП в избытках сточных вод общесплавной канализационной системы могут представлять значительную опасность для окружающей среды с учетом экологических стандартов качества ЕС наряду с ПАУ (полициклическими ароматическими углеводородами) и соединениями трибутиламина.

81. Средняя концентрация КЦХП в пробах почв, взятых в районе свалки в Икалуите, территория Нунавут, в Канадской Арктике (Dick et al. 2010, информация представлена СРПА

согласно приложению Е, 2010 год), составила $60,4 \pm 54,9$ нг/г сухой массы. Эти результаты указывают на то, что свалка может выступать в качестве местного источника загрязнения соединениями КЦХП в Икалуите.

82. КЦХП измерялись в поверхностных грунтах на фоновой территории в Китае (о. Чунмин), и концентрации всех КЦХП в 27 пробах грунта составили уровни от 0,42 до 420 нг/г сухой массы с преобладанием конгенов C_{13} и C_{11} и с конгенерами хлора Cl_7 и Cl_8 в большинстве проб грунта (Wang et al. 2013a). На 39 фоновых территориях в пробах поверхностного грунта, отобранных в лесных и луговых угодьях в Западной Европе (в зоне, проходящей через Соединенное Королевство и Норвегию), были обнаружены КЦХП с самыми высокими средними концентрациями (35 ± 100 нг/г органического вещества грунта с содержанием эндосульфана и пентахлорбензола). Резкое снижение концентрации КЦХП с увеличением широты указывает на то, что пространственное распределение обусловлено близостью регионов-источников. Концентрации КЦХП (средние значения 50 и 22 нг/г органического вещества грунта в СК и Норвегии, соответственно) были определено выше концентраций $\Sigma 31$ ПХД в тех же самых образцах (5 и 8 нг/г органического вещества грунта СК и Норвегии, соответственно) (Halse et al. 2015).

83. Wang et al. (2014) представили данные о концентрации КЦХП в пробах городских почв, отобранных в Шанхае. Концентрации суммы КЦХП (с 75 пробоотборных участков) варьировались от уровня ниже предела обнаружения до 615 нг/г сухой массы с медианным значением 15,7 нг/г.

84. В менее масштабном исследовании Chen et al. (2013) представили данные о КЦХП в грунтах, собранных в пригородной зоне Гуанчжоу в местах с разными вариантами землепользования. Данные по концентрации суммы КЦХП в 17 пробах варьировали от 7 до 541 нг/г (среднее значение: 84 нг/г). Доминирующие конгенеры в характеристике КЦХП обычно имели длину углеродной цепи C_{10} и C_{11} и от 6 до 7 атомов хлора. Измерения, выполненные Gao et al. (2012), составили 56,9–171,1 нг/г сухой массы КЦХП в почве рисовых полей и 83,5–189,3 нг/г сухой массы в грунте возвышенностей в бассейне реки Ляохэ.

2.4.3 Поверхностные и морские воды

85. КЦХП были обнаружены в поверхностных водах в провинциях Онтарио и Манитоба, Канада. Измерения, проведенные в западной части оз. Онтарио в 1999 и 2000 годах, показали низкие уровни растворенных суммарных количеств КЦХП (C_{10-13}). В 1999 году концентрации варьировали от 0,168 до 1,75 нг/л, а в 2000 году их уровень понизился (до 0,074–0,77 нг/л) (Muir et al. 2001). Средняя концентрация всех КЦХП в водах оз. Онтарио (на глубине 4 м) в 2000–2004 годах составила 1,194 нг/л. Концентрации варьировала в пределах 0,770–1,935 нг/л, 1,039–1,488 нг/л и 0,606–1,711 нг/л в 2000, 2002 и 2004 годах, соответственно (Houde et al. 2008). В течение шести месяцев в 1995 году замерялись концентрации КЦХП в р. Ред-Ривер в Селкерке, пров. Манитоба, они составили 30 ± 14 нг/л (Тому 1997). В работе Тому et al. (1999) содержание КЦХП в воде объяснялось наличием локального источника (возможно, металлообрабатывающего завода /завода по вторичной переработке металлов в г. Селкерке) ввиду аналогии характеристик преобладающей группы формул характеристикам эталона РСА-60, который применялся в данном исследовании.

86. В исследовании министерства охраны окружающей среды (Ministry of the Environment 2006) сообщается, что в Японии был проведен мониторинг КЦХП путем взятия шести проб поверхностных вод из различных районов страны в 2004 году (японском финансовом году), и он не выявил каких-либо их концентраций сверх пределов обнаружения (варьировавшихся от 0,0055 до 0,023 мкг/л в зависимости от длины цепи). Отбор проб поверхностной воды производился в 2002 году в Японии в каждой из двух рек (на четырех участках). Концентрации КЦХП колебались в диапазоне от 7,6 до 31 нг/л (Iino et al. 2005; Takasuga et al. 2003). В работе Zeng et al. (2011a) была измерена сумма КЦХП в воде озера, в которое поступали сбросы с очистной станции в Пекине, Китай, и концентрации составили 162–176 нг/л.

87. КЦХП были обнаружены в речной воде в пределах от 300 (LOD - предел обнаружения) до 1100 нг/л в Испании (Castells et al. 2003; 2004), от 15,74 до 59,57 нг/л в реке Св. Лаврентия, Канада (Moore et al. 2003), от менее 100 до 1700 нг/л в Англии и Уэльсе (Nicholls et al. 2001).

88. В пробах морской воды Ляодунского залива в Северном Китае уровни КЦХП варьировали в пределах от 4,1 до 13,1 нг/л (Ma et al. 2014b). КЦХП были также обнаружены в ручьях, реках и озерах Икалуита, территория Нунавут, в канадской Арктике. В зависимости от места расположения уровни концентрации колебались в диапазоне от уровня, не поддающегося обнаружению, до 117 нг/л. Эти результаты свидетельствуют о том, что в Икалуите помимо

атмосферного переноса существуют местные источники загрязнения соединениями КЦХП (Dick et al. 2010).

2.4.4 Отложения

89. КЦХП были обнаружены в осадочных отложениях в районе Великих озер в Канаде, Китае, Германии, Испании, Норвегии, Соединенном Королевстве, Франции, Швейцарии, Чешской Республике и Японии. Они были также выявлены в арктических отложениях.

90. Были замерены притоки КЦХП в поверхностных срезах (на глубине 0-1 см) осадочных кернов ($\text{мкг}/\text{м}^2$ в год), взятых из отложений в различных озерах Канады (Muir et al. 1999a; Tomy et al. 1999). Наибольший приток наблюдался в озерных отложениях вблизи городов (западная часть оз. Онтарио и южный бассейн оз. Виннипег). Наименьший приток 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 источником наиболее высоких уровней остатков КЦХП в озерных отложениях являются главным образом города.

91. Tomy et al. (1997) в 1995 году зафиксировали концентрации КЦХП порядка 245 $\text{мкг}/\text{кг}$ сухой массы в отложениях у впадения р. Детройт в оз. Эри и у о. Миддл-Систер-Айленд в западной части оз. Эри. КЦХП были также обнаружены во всех пробах поверхностных отложений, отобранных в районе заливов оз. Онтарио в концентрациях от 5,9 до 290 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы (Muir et al. 2001). Наивысшие концентрации выявлены в наиболее индустриализованном районе (бассейн Уиндермир, зал. Гамильтон). Аналогичным образом, в работе Marvin et al. (2003) сообщается о концентрации 410 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы в осадочных отложениях оз. Онтарио вблизи промышленного района.

92. В арктических районах Канады суммарные концентрации КЦХП в осадочном керне (глубина 0-1 см) варьировались от 1,6 до 17,6 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы в трех удаленных озерах (Tomy et al. 1998a, Stern and Evans 2003, Stern et al. 2005). В отложениях ручьев, рек и озер Икалуита, территория Нунавут, в канадской Арктике обнаружены поддающиеся измерению концентрации КЦХП, варьировавшиеся от 5,2 до 138,1 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы (Dick et al. 2010). Эти результаты свидетельствуют о том, что в Икалуите помимо атмосферного переноса КЦХП существуют местные источники загрязнения (Dick et al. 2010).

93. Датированный осадочный керн из оз. Тун, охватывающий период последних 120 лет (1899–2004 годы) был проанализирован с целью получения картины исторического тренда накопления хлорированных парафинов (Iozza et al. 2008). Была обнаружена концентрация 5 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы в более глубоком, доиндустриальном слое отложений. Концентрации оставались ниже 10 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы в 1960–1980 годах и увеличились до максимума 33 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы в 1986 году, более или менее застabilizировавшись на этом уровне в период вплоть до 2000 года. В 2004 году в поверхностных отложениях были зафиксированы уровни КЦХП, равные 21 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы. Данные по отложениям в норвежских городских фьордах варьировали в диапазоне от 60 до 100 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы (Norwegian Environment Agency 2014d).

94. Концентрации КЦХП в пределах 1250–2090 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы были обнаружены в пробах морских отложений из прибрежного района Барселоны (Испания) и вблизи подводного выпускного трубопровода, идущего от водоочистных сооружений, расположенных в устье реки Бесос (Барселона) (Castells et al. 2008). Zeng et al. (2012c) обнаружили КЦХП во всех пробах поверхностных отложений Восточно-Китайского моря с концентрацией в диапазоне от 5,8 до 64,8 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы. Пространственный тренд указывал на снижение концентрации с расстоянием от берега, хотя максимальное значение было зафиксировано на большом удалении от суши. Группа гомологов C_{10} была наиболее распространенной группой данной длины углеродной цепи. Вертикальные профили данных по осадочным кернам показали, что концентрации КЦХП снижались от поверхности до глубины 36 см, а затем снова слегка повышались с увеличением глубины, что указывало на значимую позитивную корреляцию с ООУ (общим органическим углеродом) и содержанием хлора. Zhao et al. (2013) замерили КЦХП в 37 пробах, отобранных в поверхностных отложениях в дельте р. Янцзы и вдоль побережья провинций Чжэцзян и Фуцзянь, и концентрации варьировались в пределах от 9 до 37,2 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы. ООУ заметно влияет на миграцию КЦХП. Поступление из реки Янцзы связывалось с большей частью осадочных КЦХП в прибрежной зоне, при этом только незначительная часть переносилась в морские районы (Zeng et al. 2012a). В недавно проведенном исследовании уровней КЦХП в Бохайском море было установлено, что они варьировали в пределах от 97,4 до 1756,7 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы в 15 пробах поверхностных отложений (в среднем 650,7 $\text{нг}/\text{г}$ сухой массы, Ma et al. 2014a). В 10 пробах морских отложений

Ляодунского залива в Китае измеренная сумма КЦХП составила от 65–541 нг/г (среднее значение 299 нг/г) сухой массы (Ma et al. 2014b).

95. КЦХП были обнаружены в р. Бесос в Испании (250–3040 нг/г сухой массы) (Parera et al. 2004) и в различных реках Германии, Франции и Норвегии (2–75 нг/г сухой массы) (Hütting 2006). Согласно исследованию Ballschmiter (1994), КЦХП были обнаружены в отложениях в Германии в концентрациях от <5 до 83 мкг/кг сухой массы. Проба, показавшая концентрацию на уровне 83 мкг/кг сухой массы, была взята из р. Рейн (U.K. Environment Agency 2003b).

96. Исследование КЦХП и СЦХП в Соединенном Королевстве охватывало 20 водных и восемь сельскохозяйственных объектов (Nicholls et al. 2001). Nicholls et al. (2001) 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 были в пределах от 0,6 до 10,3 мг/кг сухой массы (Nicholls et al. 2001).

97. Příbylová et al. (2006) привели данные о концентрациях КЦХП в 36 пробах отложений из 11 рек в Чехии и пяти дренажных колодцев в промышленных районах. Концентрации варьировали от «не обнаруживается» до 347,4 нг/г сухой массы. Пробы отложений из трех районов Чешской Республики, в которых производились различные промышленные сбросы в 2001–2002 годах, были проанализированы на наличие КЦХП. В районе Кошетице (контрольный участок) концентрации КЦХП в отложениях колебались от 24 до 45,78 нг/г сухой массы; в районе Злина (резиновые, лакокрасочные и текстильные производства) – от 16,30 до 180,75 нг/г сухой массы и в районе Беруна (цементные и машиностроительные предприятия) – от 4,58 до 21,57 нг/г сухой массы (Štejnarová et al. 2005).

98. В исследовании министерства охраны окружающей среды (Ministry of the Environment 2006) сообщается, что в Японии был проведен мониторинг КЦХП путем взятия шести проб донных отложений из различных районов страны в 2004 году (японском финансовом году), и он не выявил каких-либо их концентраций сверх пределов обнаружения (варьировавшихся от 0,34 до 3,0 нг/г в зависимости от длины углеродной цепи). Вместе с тем в 2003 году были взяты шесть проб отложений из трех рек Японии (Iino et al. 2005). Концентрации КЦХП варьировались в диапазоне от 4,9 до 484,4 нг/г сухой массы. Пять из шести проб содержали концентрации, превышавшие 196,6 нг/г сухой массы.

99. Были изучены пространственные и временные тренды концентрации КЦХП в отложениях в дельте р. Жемчужной на юге Китая (Chen et al. 2011). Концентрации варьировали от 320 нг/г до 6600 нг/г сухой массы. Повышенные уровни были обнаружены в прудовых отложениях вблизи территории, на которой производится переработка э-отходов (2800 нг/г сухой массы), и в речном осадке в промышленно развитом районе (1200 нг/г сухой массы). В районах с низким уровнем промышленной деятельности увеличилось число низкохлорированных короткоцепных конгенов, что можно объяснить предпочтительным переносом короткоцепных соединений и дехлорированием конгенов с более высокой степенью хлорирования. Осадочные керны показали наличие наивысших концентраций в верхних сегментах (670–1100 нг/г сухой массы на глубине 0–32 см) по сравнению с более глубокими слоями (290–680 нг/г сухой массы на глубине 36–68 см), что свидетельствует о росте потребления в последние годы.

100. КЦХП были обнаружены в 22 пробах отложений р. Ляохэ в Северном Китае с концентрациями в диапазоне от 39,8 до 480,3 нг/г сухой массы. Уровни росли по мере того, как воды р. Ляохэ проходили через промышленные районы. Предварительная оценка количества отложений составляет приблизительно 30,82 т остаточных КЦХП в отложениях р. Ляохэ (Gao et al. 2012).

101. В Бохайском и Желтом морях в Китае были отобраны 117 проб поверхностных отложений и два осадочных керна для изучения пространственных и временных трендов концентрации КЦХП в больших масштабах в морской среде Китая. Сумма КЦХП в поверхностных отложениях варьировала в диапазоне 14,5–85,2 нг/г сухой массы со средним уровнем 38,4 нг/г сухой массы. Пространственное распределение указывало на тренд снижения с увеличением расстояния от берега в сторону открытых вод. Концентрации всех КЦХП в двух осадочных кернах варьировали в пределах 11,6–94,7 нг/г и 14,7–195,6 нг/г сухой массы, соответственно, с резким ростом начиная с 1950-х годов по настоящее время. Источниками КЦХП были в основном речные стоки, распространяемые океаническим течением, и частично атмосферные осадения (Zeng et al. 2013).

102. Согласно данным мониторинга КЦХП, проводившегося в период с 2002 по 2012 год, в местах отбора проб, распределенных по всей территории Норвегии, среднее значение всех данных по стране составило 33 нг/г сухой массы морских отложений, 36 нг/г сухой массы пресноводных отложений, 31 нг/г сухой массы в осадке сточных вод, 19 нг/л в воде очистных сооружений и 5 нг/л в морской и пресной воде (Climate and Pollution Agency, Norway 2012).

103. Таким образом, географический охват информации по уровням и трендам содержания КЦХП в окружающей среде в последние годы расширился и включает теперь также Восточную Азию. Большая часть пространственной вариации в отложениях объясняется близостью расположения промышленных и городских районов. Наиболее высокие концентрации (в диапазоне мг/кг) были обнаружены в отложениях Бохайского моря и в морских и пресноводных отложениях в Испании. На фоновых территориях, таких как озера в канадской Арктике, фиксировались обнаруживаемые концентрации, как правило, в нижней части диапазона нг/г в случае всех КЦХП. Датированные осадочные керны позволили определить снижение поступления КЦХП в оз. Тун и Восточно-Китайское море, а также выявить тренд к росту в дельте р. Жемчужной (Чжуцзян).

2.4.5 Биота

104. КЦХП были обнаружены в биоте в Германии, Гренландии, Греции, Исландии, Канаде, Китае, Норвегии, Соединенном Королевстве, Соединенных Штатах Америки, Франции, Чили, Швеции, Японии, а также в Северном море. Они также выявлены в арктической биоте.

105. Strid et al. (2013) сообщили об уровнях КЦХП в печени гренландской акулы, характеризующихся большими вариациями от предела обнаружения до 5200 нг/г липидной массы с медианным значением 430 нг/г липидной массы.

106. Концентрации КЦХП в арктическом гольце в оз. Эллашээн варьировались в диапазоне 11–27 нг/г сырой массы в печени (Evenset et al. 2004, цитируется в De Boer 2010). У двух видов морских птиц: люрика и моёвки на о. Медвежий был зафиксирован аналогичный диапазон КЦХП в печени и мышцах, как и в печени гольца. Были выявлены относительно схожие пропорции групп КЦХП по длине цепи C_{10} , C_{11} , C_{12} , и C_{13} у гольца и двух морских птиц, что, возможно, отражает тот факт, что гуано морских птиц считается одним из источников поступления КЦХП в оз. Эллашээн (Evenset et al. 2007, De Boer 2010). Reth et al. (2006) сообщили данные об уровнях КЦХП у гольца и морских птиц (люрика и моёвки) на о. Медвежий (европейская Арктика), а также у трески в Исландии и Норвегии. Концентрации КЦХП варьировали в пределах от 5 до 88 нг/г сырой массы.

107. Dick et al. (2010) измерили КЦХП у анадромных и жилых форм арктического гольца (*Salvelinus alpinus*) и девятиглазой колюшки (*Pungitius pungitius*) из различных районов неподалеку от Икалуита, территория Нунавут, Канада. Концентрации КЦХП варьировались от уровня, не поддающегося обнаружению, до 96 нг/г сухой массы и от 10,7 до 13,8 нг/г сухой массы в организмах, соответственно, арктического гольца и колюшки.

108. Muir et al. (2001, 2002) замеры КЦХП в пробах, взятых из рыб оз. Онтарио в 1996 и 2001 годах. Концентрации варьировали от 7,01 до 2630 нг/г сырой массы. Наиболее высокие концентрации отмечались в пробах карпа, выловленного в зал. Гамильтон. В озерной форели преобладали КЦХП C_{12} , а в подкаменщике и американской корюшке – КЦХП C_{11} .

109. КЦХП были также обнаружены в рыбе и беспозвоночных Великих озер, и их средние уровни колебались от 130 до 500 нг/г сухой массы (Muir et al. 2003). Уровни КЦХП варьировали от 118 до 1250 нг/г сырой массы в карпе и от 447 до 5333 нг/г в форели из оз. Онтарио (Bennie et al. 2000).

110. Концентрации КЦХП в озерной форели, карпе и пробах пищевой сети из оз. Онтарио и оз. Мичиган определялись на основе проб, отобранных в 1999-2004 годах (Houde et al. 2008). КЦХП преобладали в организмах из оз. Мичиган, при этом наивысшие средние концентрации были обнаружены у озерной форели [*Salvelinus namaycush*, 123 нг/г сырой массы]. Концентрации КЦХП колебались в пределах 7,5–123 и 1,02–34 нг/г сырой массы в оз. Мичиган и оз. Онтарио, соответственно. Наименьшая средняя концентрация КЦХП (7,5 и 2,4 нг/г сырой массы) была обнаружена в мизиде, соответственно, из оз. Мичиган и оз. Онтарио.

111. Дополнительные исследования уровней концентрации КЦХП в организме речной форели из оз. Онтарио были проведены Ismail et al. (2009). Временные тренды по концентрациям в ткани в период 1979-2004 годов определялись с использованием гомогената цельной рыбы, сохранившегося от длительной программы мониторинга. Концентрации КЦХП варьировались от 17 до 91 нг/г сырой массы. Уровни концентрации имели незначительную

тенденцию к повышению в период с 1979 по 1988 год, а после этого отмечено значительное снижение вплоть до 2004 года (Ismail et al. 2009).

112. Basoncillo et al. (2015) измерили КЦХП у высших рыб-хищников в девяти водных объектах в Канаде, находящихся в отдаленных и промышленно развитых/урбанизированных районах. Исследование охватывало отдаленное оз. Касава, в которое КЦХП поступают только за счет переноса на большие расстояния. Концентрации КЦХП в озерной форели оказались относительно низкими (среднее значение 2 нг/г сырой массы), однако аналогичными концентрациям в озерной форели Великих озер, которые находятся в урбанизированном и промышленно развитом районе. Сравнение проб, которые отбирались у форели из оз. Онтарио в течение 2001–2011 годов, показало, что концентрации суммы КЦХП снизились в 6,6 раз, при этом анализировались результаты исследования проб, полученные в разных исследованиях. Вместе с тем содержание КЦХП C_{11} , C_{12} и C_{13} с 5–7 атомами хлора значительно увеличилось в 2011 году, что указывает на сдвиг в сторону атмосферного переноса в качестве наиболее важного источника (Basoncillo et al. 2015). В 2007 и 2010 годах были произведены измерения КЦХП у окуня и арктического гольца в шведских озерах. Концентрации КЦХП варьировали в пределах от 0,6 до 30 нг/г сырой массы. Последовательной пространственной вариации в концентрации КЦХП и существенных различий в данных 2007 и 2010 годов обнаружено не было (Nyberg et al. 2012).

113. Авторы SFT (2002) замеры концентрации КЦХП в голубой мидии и печени трески из Норвегии. КЦХП присутствовали во всех пробах в концентрациях, варьирующих в пределах 14–130 мкг/кг сырой массы в мидии и 23–750 мкг/кг в печени трески. В исследовании Norwegian Environment Agency (2014d) было сообщено о высоких концентрациях КЦХП (> 2000 нг/г липидной массы) в крови серебристой чайки, обитающей в Ослофьорде. В работе Lahaniatis et al. (2000) приведены данные о средних значениях КЦХП по отдельным вариантам длины цепи (C_{10} – C_{13}), колеблющихся от 6 до 135 мкг/кг в рыбе (шпротах, красном горбыле, сельди, палтусе, сардинах и форели), пробы которой были взяты в различных местах в Англии, Норвегии, Чили, Греции, Германии, Исландии, Франции, США, а также в Северном море. В исследовании Reth et al. (2005) сообщается о концентрациях КЦХП, колеблющихся от 19 до 286 нг/г сырой массы в печени рыбы (лиманды, трески и камбалы) в Северном и Балтийском морях. Huber et al (2015) замеры КЦХП в яйцах морских птиц в Норвегии. Концентрации КЦХП варьировали от 2 до 4,8 нг/г сырой массы.

114. В исследовании министерства охраны окружающей среды (Ministry of the Environment 2006) сообщается, что в Японии был проведен мониторинг КЦХП путем взятия пяти проб представителей водной фауны из различных районов страны в 2004 году (японском финансовом году), и он не выявил каких-либо их концентраций сверх пределов обнаружения (варьировавших от 0,2 до 1,5 нг/г сырой массы).

115. В работе Yuan et al. (2012) было сообщено о сумме КЦХП в 91 пробе моллюсков в прибрежных водах Бохайского моря в Китае; концентрация варьировала в пределах 64,9–5510 нг/г сухой массы. В работе Li et al. (2014a) был изучен уровень СОЗ в биоте Бохайского моря; установлено, что наивысшие концентрации были у КЦХП, затем следовали ДДТ, ГХГ, ПХД, ПФОС, ГБЦД.

116. В водной экосистеме, в которую поступают стоки очистных сооружений, в мышцах кожистого сома (*Clarias Fuscus*), карпа, карася, дальневосточной черепахи (китайского трионикса) и яванской тилапии были обнаружены концентрации КЦХП, равные 1,7, 1,4, 3,5, 1,3 и 1 мкг/г сухой массы, соответственно. Концентрации КЦХП зависели от содержания липидов (Zeng et al. 2011a).

117. Уровни КЦХП в морской пищевой сети в Ляодунском заливе, Северный Китай, варьировали в пределах от 86 до 4400 нг/г сырой массы (нижнее и высшее значения, обнаруженные в зоопланктоне и китайском гребешке) при наличии обогащения в группах формул $C_{10}Cl_5$ и $C_{11}Cl_5$ в большинстве водных организмов (Ma et al. 2014b).

Морские млекопитающие

118. КЦХП были обнаружены в концентрациях от 95 до 770 нг/г сырой массы в подкожном сале морских млекопитающих, включая белуху (*Delphinapterus leucas*), кольчатую нерпу (*Phoca hispida*), тюленя (*Odobenus rosmarus*) и нарвала (*Monodon monoceros*) из различных районов Арктики (Tomu et al. 1998b; 1999, 2000).

119. По результатам измерений КЦХП, содержащихся в жире пяти видов морских млекопитающих в районе западной Гренландии, общая концентрация КЦХП варьировала в

пределах от 10 нг/г сырой массы в кольчатой нерпе до 282 нг/г сырой массы в белухе (Johansen et al. 2004).

120. КЦХП также замерялись в архивных образцах белухи с о. Хендриксон и района Пангниртунга в канадской Арктике (доклад канадского министерства по делам рыболовства и океанов, включенный в материалы СРІА, представленный согласно приложению Е, 2010 год). Пробы подкожного жира (1993—2008 годов и 1982—2008 годов, соответственно, животных с о. Хендриксон и из района Пангниртунга) были проанализированы на предмет суммарного содержания КЦХП. По каждому году пробы подкожного жира брались у 10-11 особей с о. Хендриксон и 3-10 особей из района Пангниртунга. Были также исследованы временные тенденции, относящиеся к КЦХП, на основе анализа подкожного жира белухи из двух районов канадской Арктики. Пробы подкожного жира, отобранные в период между началом 1980-х и серединой 2000-х годов у белух в южной части моря Бофорта (о. Хендриксон) и заливе Камберленд (Пангниртунг), показали, что концентрации КЦХП достигли наивысших уровней в конце 1990-х годов и впоследствии снизились, достигнув граничных пределов обнаружения к 2007 году (Tomy и Loseto, 2013; Tomy et al., 2010). Среднее геометрическое значение уровней концентрации КЦХП у китов острова Хендриксон на основании проанализированных на данный момент проб варьировалось от 3,96 до 340 нг/г липидной массы. Концентрации сохранялись относительно постоянными до 2005 года, но значительно снизились в 2006 году (3,96 нг/г липидной массы). Среднее геометрическое значение концентрации КЦХП у китов в районе Пангниртунга варьировалось от 2,95 до 330 нг/г липидной массы, причем самый высокий уровень концентрации был зафиксирован в 1992 году. В 2005 и 2006 годах уровни концентрации составили соответственно 16,5 и 2,95 нг/г липидной массы.

121. КЦХП были обнаружены у белух из р. Св. Лаврентия в средней концентрации 785 нг/г сырой массы (Tomy et al. 1998b; 2000). Высокие пропорции менее летучих компонентов в характеристике концентраций позволяют предположить, что локальные источники выбросов КЦХП, расположенные, возможно, на Великих Озерах или в промышленных районах в нижнем течении р. Св. Лаврентия, играют наиболее важную роль в плане уровней поступления КЦХП в данной местности.

Фауна суши

122. Имеются лишь весьма ограниченные сведения о концентрациях КЦХП в тканях представителей фауны суши. В Швеции, по данным, приведенным в работе Jansson et al. (1993), концентрации ХП (с неустановленной длиной цепи) в тканях кролика (Ревингхед, Скония), лося (Гримсё, Вестманланд), северного оленя (Оттшё, Ёмтланд) и скопы (из различных районов Швеции) соответственно составляли 2,9, 4,4, 0,14 и 0,53 мкг/г липидной массы. В материале СЕFAS (1999) приведены данные по состоянию на лето 1998 года о концентрациях КЦХП у земляных червей, которые варьировали в пределах от <0,1 до 0,7 мкг/г сухой массы.

123. Campbell and McConnell (1980) установили уровни ХП С₁₀₋₂₀ в печени птиц и яйцах морских птиц в Соединенном Королевстве. Концентрации ХП С₁₀₋₂₀ варьировались от 0,1 до 1,2 мкг/г сырой массы в печени птиц и от <0,05 до >6 мкг/г в яйцах. Morales et al. (2012) измерили уровни КЦХП в яйцах чаек (*Larus michahellis* и *Larus audouinii*) в природном парке дельты р. Эбро; они варьировали в пределах от 4,5 до 6,4 нг/г сырой массы, соответственно. У обоих видов чаек было обнаружено несколько СОЗ со снижающейся концентрацией: ОХ-пестициды> ПБДЭ> КЦХП> неорто-ПХД> ПХДД> ПХДФ. Недавно были сообщены данные о повышенных концентрациях в мышцах семи видов птиц в Китае на территории, на которой производится переработка э-отходов. КЦХП в пробах, взятых у двух перелетных и четырех оседлых видов птиц, варьировались от 19 до 340 нг/г сырой массы (620–17 000 нг/г липидной массы), при этом наиболее высокие обнаруженные уровни были у щегла, за ним следовала синехвостка. У перелетных видов (синехвостки и сизого дрозда) были зафиксированы уровни 71 нг/г и 28 нг/г (средние значения) сырой массы (Luo et al. 2015).

124. Недавно КЦХП и МССР были обнаружены во всех 79 пробах, взятых у разных видов животных норвежской Арктики, что указывает на широкую подверженность воздействию этих химических веществ в морской среде Арктики. Концентрации в плазме белого (полярного) медведя, кольчатой нерпы и чайки-бургомистра характеризовались средним содержанием КЦХП 4 нг/мл плазмы у белого медведя и чайки-бургомистра, 5 нг/мл у кольчатой нерпы, 7,8 нг/г сырой массы в яйцах моёвки и 3,2 нг/г сырой массы в яйцах гаги, что свидетельствует о передаче загрязнителей от матери потомству. Были зафиксированы уровни КЦХП 10 нг/г сырой массы, 20,6 нг/г липидной массы в печени атлантической трески и 2,3 нг/г сырой массы, 134 нг/г липидной массы в сайке (объединенная выборка) (Norwegian Environment Agency, 2013). КЦХП были обнаружены в большинстве проб, взятых в 2012 году у белого (полярного)

медведя в Гудзоновом заливе канадской Арктики, при этом средняя концентрация составила 493 ± 343 нг/г липидной массы, и можно ожидать ее повышения (Letcher, 2013).

Растения

125. Хлорированные парафины (сумма КЦХП, СЦХП и ДЦХП) были обнаружены в образцах иголок елей из альпийских регионов Европы, причем уровни концентрации варьировались от 26 до 460 нг/г сухой массы. Никакой зависимости между уровнем концентрации и высотой над уровнем моря установить не удалось (Iozza et al. 2009). Уровни в сосновых иголках в городских районах Пекина варьировали в пределах от 3,0 до 40,8 мкг/г липидной массы (Wang et al. 2015).

2.4.6 Воздействие на человека

126. По данным, приводимым в исследовании Тому (1997), КЦХП (с массовым содержанием хлора порядка 60–70 процентов) 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 Гудзона пролива в северной части пров. Квебек, Канада.

127. 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 липидной массы в пяти из восьми проб в Ланкастере и в концентрациях 4,5–43 мкг/кг липидной массы в семи из 14 проб в Лондоне. Оцененный средний уровень КЦХП составил 20 ± 30 мкг/кг липидной массы (на основе только положительных результатов) или 12 ± 23 мкг/кг липидной массы (при допущении, что необнаружение = половине предела обнаружения). В последующем исследовании Thomas et al. (2006) были обнаружены концентрации КЦХП в диапазоне от 49 до 820 мкг/кг липидной массы (средний уровень 180 мкг/кг липидной массы), при этом различия между людьми, проживающими в городских и сельских районах, выявлено не было. Были проанализированы двадцать пять проб жира женского молока. КЦХП были обнаружены во всех пробах, за исключением четырех. В исследовании, в котором измерялись КЦХП и СЦХП в грудном молоке женщин Швеции и которое включало объединенные выборки 1996–2010 годов, средние уровни КЦХП и СЦХП составили 107 и 14 нг/г жировой массы, соответственно, без каких-либо четких временных трендов, что свидетельствует о том, что уровни не снижаются (Damerud et al. 2012).

128. КЦХП были также обнаружены в ограниченном количестве проб плазмы беременных женщин, проживающих в Будё, Норвегия, и на Таймыре, Россия. В 13 из 20 проанализированных проб уровни КЦХП были ниже предела обнаружения (Climate and Pollution Agency Norway 2012).

129. 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 (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 работе Lahaniatis et al. (2000) приведены данные о средних значениях КЦХП по отдельным вариантам длины цепи (C_{10} – C_{13}), варьировавших в пределах от 7 до 206 мкг/кг в рыбьем жире различного происхождения.

130. Замеры концентраций КЦХП в одиннадцати категориях продовольственных продуктов были проведены в Японии (Iino et al. 2005). КЦХП были обнаружены в зерновых (2,5 мкг/кг), семечках и картофеле (1,4 мкг/кг), сахаре, конфетах и продуктах для лёгкой закуски, приправах и напитках (2,4 мкг/кг), жирах (например, маргарине, растительных маслах и т.п.; 140 мкг/кг), бобах, зелени, других овощах, грибах и морских водорослях (1,7 мкг/кг), фруктах (1,5 мкг/кг), рыбе (16 мкг/кг), моллюсках (18 мкг/кг), разных видах мяса (7 мкг/кг), яйцах (2 мкг/кг) и молоке (0,75 мкг/кг). На основе данных о потреблении продовольствия, поступающего через торговую сеть, и массе тела были проведены расчеты суммарного суточного поступления (TDI) КЦХП в организм различных возрастных групп населения Японии. Обычно, чем меньше лет человеку и чем меньше масса его тела, тем больше было суммарное суточное поступление в организм этого человека. 95-й перцентиль суммарного суточного поступления в организм однолетней девочки составляет 0,68 мкг/кг в сутки. В работе Iino et al. (2005) сделан вывод, что

КЦХП попадали в организм человека главным образом с пищей, но в 2003 году не представляли никакого риска для здоровья людей в Японии.

131. В исследовании Health Canada (2003) рассчитаны верхние оценки поступления КЦХП для населения Канады в целом. Практически весь оцененный объем потребления КЦХП в каждой возрастной группе канадского населения поступает из пищи. Верхний предел оценки поступления для младенцев, вскармливаемых материнским молоком, составил 1,7 мкг/кг массы тела в сутки, а для младенцев, находящихся на искусственном вскармливании, – 0,01 мкг/кг массы тела в сутки. Применительно к другим возрастным группам величина поступления варьировала в пределах от 5,1 мкг/кг массы тела в сутки для взрослых старше 60 лет до 26,0 мкг/кг массы тела в сутки для младенцев, не вскармливаемых молочными смесями.

132. Последние данные из Азии, показывают, что, в то время как в Японии в течение десяти лет количество КЦХП в продуктах питания увеличилось незначительно, в Пекине, Китай, зафиксирован рост на более чем два порядка. В 1993 году содержание КЦХП в пробах пищевого рациона варьировалось от предела обнаружения до 36 нг/кг массы тела в сутки, а в 2009 году оно составило 390–1000 нг/кг массы тела в сутки. Согласно оценке, 95-й перцентиль был равен 1200 нг/кг массы тела в сутки, тогда как в 1990-х годах в Японии он составлял 72 нг/кг, а в 2009 году 81 нг/кг массы тела в сутки (Harada et al. 2011).

133. Хотя предполагается, что пища является основным источником поступления КЦХП, ингаляционный и чрескожный пути поступления также могут быть важными каналами воздействия. Во Франции КЦХП были определены как вторая наиболее распространенная группа соединений в воздухе помещений со средней концентрацией 45 мкг/г пыли (Bonvallot et al. 2010). В исследовании, проведенном в Бельгии, сообщается о медианном значении 2,08 мкг/г и максимальной концентрации 12,8 мкг/г в домашней пыли (D' Hollander et al. 2010). В Стокгольме, Швеция, КЦХП измерялись в воздухе внутри помещений (Friden et al. Stockholm University 2010). Была проведена оценка воздействия на взрослых и маленьких детей. Согласно оценке, экспозиция 25-летнего человека к КЦХП при ингаляционном поступлении, заглатывании пыли и в процессе приема пищи составила 3 мкг/сут, 0,98 мкг/сут и 12 мкг/сут (95-й перцентиль экспозиции) соответственно, при этом рацион питания являлся основным источником экспозиции к КЦХП (~85 процентов). Экспозиция маленького ребенка при поступлении КЦХП ингаляционным путем, заглатывании пыли и в процессе приема пищи составила 1,4 мкг/сут, 3,6 мкг/сут и 6,8 мкг/сут, при этом значительный вклад в экспозицию вносит поступление КЦХП с пылью пероральным путем (~30 процентов). Авторами был сделан вывод, что эти данные отражают скорее широко распределенное фоновое загрязнение, чем сценарии формирования высоких уровней воздействия. Имеются также данные по домашней пыли, полученные в результате проведения исследований в Германии. Медианные (и максимальные) концентрации КЦХП составили 6 мкг/г (2050 мкг/г) в 2013 году (Hilger et al. 2013).

134. Воздействие может также происходить через потребительские товары. Шведское агентство по химическим веществам обнаружило КЦХП в целом ряде товаров, главным образом в мягких пластмассовых изделиях из ПВХ (мягких пластиковых медведях, косметичках, тренировочных матах из ПВХ, наклейках для украшения стен, карнавальных костюмах, пластиковых игрушечных рыбах). Дополнительная информация о товарах, содержащих КЦХП, приводится в Rapex⁵. Сообщалось также, что было обнаружено, что ручные блендеры, применяемые для приготовления пищи в Швеции, выделяли хлорированные парафины при нормальном использовании. Присутствие в бытовой технике ХП, загрязняющих пищу во время ее приготовления, является неожиданным источником воздействия, который должен быть изучен (Strid et al. 2014).

2.5 Оценка опасности по значимым конечным точкам

2.5.1 Токсичность для млекопитающих

135. Оценки токсичности КЦХП были выполнены в рамках МПХБ, 1986 год; МАИР, 1990 год; ЕС, 2000, 2005, 2008 годы, Канадой, 2008, 2013 годы. Было установлено, что КЦХП имеют низкую острую токсичность и могут вызывать раздражение кожи и глаз при многократном воздействии.

136. В исследовании Wyatt et al. (1993) самцам крыс на протяжении 14 дней вводили через желудочный зонд два КЦХП (с 58– и 56–процентным содержанием хлора). В случае КЦХП с 58 процентами хлора как абсолютная, так и относительная масса печени значительно

⁵ <http://ec.europa.eu/consumers/archive/safety/rapex>.

увеличивалась в зависимости от дозы при уровнях 100 мг/кг массы тела в сутки и более. В случае же с КЦХП с 56 процентами хлора происходило значительное увеличение относительной массы печени в зависимости от дозы при уровнях 50 мг/кг массы тела в сутки и более.

137. Было проведено несколько субхронических исследований. В ходе одного исследования (IRDC, unpublished, 1984; Serrone et al. 1987) крысам перорально вводились короткоцепные хлорированные парафины с пищей или через зонд (в отдельных исследованиях) в дозах 10, 100 или 625 мг/кг в сутки. Начиная с доз, превышающих 100 мг/кг в сутки, наблюдалось обусловленное дозой увеличение абсолютной и относительной массы печени и почек. Хотя на начальном этапе это воздействие рассматривалось как адаптивное, позднее оно было сочтено негативным; при этой дозе в печени, почках и щитовидной железе также наблюдались морфологические изменения. По линии НТП США были также проведены исследования воздействия КЦХП на крыс и мышей. В ходе одного исследования крысам в течение 13 недель вводили КЦХП через желудочный зонд, и начиная с наименьшей дозы 313 мг/кг в сутки наблюдалось зависящее от дозы увеличение относительной массы печени. Согласно данным НТП, имеются четкие доказательства канцерогенности ввиду увеличения числа гепатоцеллюлярных новообразований (в первую очередь опухолевых узелков) у самцов и самок крыс, аденом или аденокарцином (комбинированных) почечных трубчатых клеток у самцов крыс и аденом или карцином (комбинированных) фолликулярных клеток щитовидной железы у самок крыс. Также мононуклеарный лейкоз у самцов крыс был атрибутирован к воздействию КЦХП (NTP, 1986). В НТП были также проведены исследования на мышах: одно – в течение 13 недель, а другое – в течение двухлетней продолжительности жизни мышей (NTP, 1986). В ходе 13-недельного исследования отмечалось значительное увеличение относительной массы печени при дозах 250 мг/кг в сутки и выше. В двухлетнем исследовании канцерогенного воздействия дозы 125 и 250 мг/кг в сутки приводили к появлению клинических признаков интоксикации (снижению активности, выступающим костям позвоночника, нарушенному дыханию) в случае доз обоих уровней, и у самок, получивших самые большие дозы, сокращалась продолжительность жизни. Другие последствия включали зависящее от дозы увеличение числа гепатоклеточных карцином и аденом, а также фолликулярноклеточных карцином и аденом щитовидной железы у женщин.

138. По результатам этих исследований Международное агентство по изучению рака в 1990 году определило, что имеется достаточное количество данных, подтверждающих канцерогенность (возможно канцерогенную группу 2В) прошедшего испытания коммерческого продукта, содержащего хлорированные парафины, которые характеризуются средней длиной углеродной цепи C₁₂ и средней степенью хлорирования 60 процентов (IARC, 1990). В 13-м докладе по канцерогенам в отношении КЦХП⁶ было указано, что разумно предположить, что они являются канцерогенами для человека. Было проведено несколько механистических исследований для улучшения понимания механизмов возникновения этих опухолей и их опасности для здоровья человека (ЕС 2000). КЦХП включены под номером 65 в предлагаемый Управлением по оценке воздействия на окружающую среду штата Калифорния перечень химических веществ, известных как вещества, вызывающие раковые заболевания, и были внесены в этот перечень в 1999 году.

139. Научный комитет по вопросам токсичности, экотоксичности и окружающей среды (НКТЭОС) изучил проект оценки риска КЦХП, выполненный ЕС. НКТЭОС сделал следующие выводы:

“Повторные исследования на крысах и мышах показывают, что воздействию подвергаются печень и щитовидная железа. Повреждение печени связано с пролиферацией пероксисом, тогда как воздействие на щитовидную железу связано с изменением гормонального статуса щитовидной железы и индукцией глюкуронилтрансферазы. Человек может быть в значительно меньшей степени подвержен воздействию пролиферации пероксисом и возмущениям состояния гормонов щитовидной железы по сравнению с крысами и мышами.”

Научный комитет по вопросам токсичности, экотоксичности и окружающей среды (НКТЭОС), которому было предложено рассмотреть выводы доклада ЕС об оценке рисков (ДОР), связанных с КЦХП, указал, что альвеолярные/бронхиальные карциномы у самцов мышей не следует полностью сбрасывать со счетов, однако признал, что «контрольные животные в ходе этого эксперимента не имели никаких признаков опухолей легких, тогда как исторический контрольный показатель заболеваемости составил 5,8 процентов». Зависящий от дозы тренд был выявлен в случае наименьшей эффективной дозы 125 мг/кг/сутки. Механизм, лежащий в

⁶ Хлорированные парафины (C₁₂, 60 процентов хлора) КАС № 108171-26-2.

основе этого вывода, не известен, хотя следует отметить, что хлорированные парафины не являются генотоксичными. По мнению НКТЭОС, наличие опухолей легких у самцов мышей может иметь важное значение для людей (CSTEE 1998). В окончательной оценке рисков, выполненной ЕС (ЕС 2000), было отмечено, что, хотя у мышей учащалось возникновение альвеолярных/бронхиальных карцином, результаты вписывались в рамки исторических контрольных показателей, и у контрольных животных отмечалось более частое возникновение аденом легких, чем у подопытных животных. ЕС пришел к выводу, что результаты исследования на грызунах указывают на наличие зависимости между дозой и увеличением частотности аденом и карцином печени, щитовидной железы и почек. Было определено, что нет достаточных подтверждений, позволяющих заключить, что полученные данные о канцерогенности в печени и щитовидной железе мышей, а также о доброкачественных опухолях в почках самцов крыс специфичны исключительно для самцов крыс, и поэтому нельзя исключать значимость этого для людей. По классификации ЕС КЦХП относятся к канцерогенам категории «3: R40 – Ограниченные данные о канцерогенном воздействии» и аналогичным образом классифицированы как опасные в Австралии. В соответствии с согласованной на глобальном уровне системой (СГС), которая применяется во исполнение постановления CLP (постановлению Комиссии (ЕС) № 1272/2008) КЦХП в Европейском союзе классифицируются как «Carс Cat 2, H 351: предположительно вызывает рак».

140. Улучшилось понимание биологических эффектов пролиферации пероксисом. Рецепторы, активирующие пролиферацию пероксисом (PPAR), играют важную роль в регуляции различных биологических процессов, таких как пролиферация и дифференциация адипоцитов, гомеостаз глюкозы, внутриклеточный транспорт липидов и их метаболизм, воспалительные реакции, сосудистые функции и развитие эмбриона и плода (Lau et al. 2010). Поэтому, возможно, следует изучить дальнейшие эффекты индукции пролиферации пероксисом, а также их изменчивость у человека, в том числе плода, относительно количества экспрессии рецептора PPAR.

141. В ходе недавно проведенных исследований *in vitro* по метаболически компетентным клеткам печени человека (Hep G2) были изучены последствия действия КЦХП в различных конечных точках. Обусловленные окружающей средой концентрации 1 мкг/л и 10 мкг/л приводят к значительному сокращению жизнеспособности клеток, пертурбации выработки энергии, биосинтезу белка, метаболизму жирных кислот, рециркулирования аммиака и (Geng et al., 2015).

142. Недавнее исследование по индукции почечной опухоли у самцов крыс под воздействием КЦХП (Warnasuriya et al. 2010, представлено IPEN согласно приложению E, 2010 год), указывает на то, что механизм, посредством которого КЦХП индуцируют канцерогенное воздействие, отличается сложностью и не вписывается в классическую характеристику нефропатии под влиянием альфа-2-уринарного глобулина (α_2u), специфичной исключительно для самцов крыс, т.е. модель аккумуляции α_2u в почках и повышения регенеративной пролиферации клеток. Хотя, как было установлено, КЦХП связывается с α_2u , воздействие КЦХП приводит к понижающей регуляции α_2u в печени, что не ведет к наблюдаемому накоплению почечного α_2u или росту клеточной пролиферации в почках. Вместе с тем небольшое количество α_2u , которое было экспрессировано в печени, как представляется, аккумулятировалось в почке; это наряду со связыванием КЦХП с α_2u указывает на то, что α_2u -нефропатию нельзя исключить. Высказывается гипотеза о том, что за подавление экспрессии α_2u может отвечать пролиферация пероксисом в печени. Поскольку пролиферация пероксисом зависит от дозы КЦХП, более низкие дозы КЦХП могут приводить к снижению экспрессии α_2u , что ведет к большей α_2u -нефропатии и к реакции, обратной противоположной дозе, при образовании почечных опухолей, как было отмечено в одном исследовании (NTP 1986). Для установления точного механизма индукции почечных опухолей под воздействием КЦХП необходимы дальнейшие исследования, и лишь после них можно будет заключить, что она специфична исключительно для самцов крыс.

143. Самые последние оценки, выполненные ЕС, позволили получить значение NOAEL, равное 10 мг/кг в сутки, для субхронической экспозиции, и был сделан вывод, что КЦХП оказывают потенциальное токсикологическое воздействие у млекопитающих на печень, систему выработки гормонов щитовидной железой и почки, например, вызывая индукцию печеночных ферментов и гиперактивность щитовидной железы, что в долгосрочной перспективе может привести к канцерогенности в этих органах. На основании имеющихся данных было определено общее значение NOAEL, составляющее 10 мг/кг в сутки. Было указано, что это значение NOAEL не распространяется на ситуации хронической экспозиции. В исследованиях по хронической экспозиции значение NOAEL рассчитать не удается (ECHA 2008).

144. Было проведено одно эпидемиологическое исследование с использованием данных реестра и метода случай-контроль по раку печени и желчевыводящих путей у работников автомобильной промышленности, подверженных воздействию КЦХП (Bardin et al. 2005). Это исследование «случай-контроль» было «гнездовым» и входило в когортное исследование работников автомобильной промышленности, подверженных воздействию смазочно-охлаждающих жидкостей, применяемых при металлообработке. Была проведена оценка воздействия конкретных компонентов и добавок смазочно-охлаждающих жидкостей, используемых для металлообработки, и воздействие хлорированных парафинов (тип не указан) ассоциировалось с повышением риска заболеваемости раком желчных путей на основе небольшого количества случаев. Увеличения риска заболеваемости раком печени обнаружено не было; в данном исследовании, однако, фигурировал только один подвергшийся воздействию работник с раком печени (NTP, 2014).

145. В рамках 13-недельного исследования по крысам и мышам, которым скармливались дозы КЦХП в 5000 и 2000 мг/кг в 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 в сутки), но не при меньших дозах (ЕС 2000).

146. Никаких исследований воздействия короткоцепных хлорированных парафинов на фертильность не проводилось, в связи с чем данные о возможном воздействии на потомство, например, при лактации, отсутствуют. Вместе с тем было показано, что аналогичные по структуре среднецепные хлорированные парафины (C₁₄-C₁₇ с содержанием хлора 52 процента) характеризуются весьма специфичным ингибиторным воздействием на систему свертывания крови крыс, которое проявляется на уязвимых этапах жизни при рождении и после него в форме обильных кровотечений, приводящих к гибели крысят и самок (IRDC, 1985) (CXR Biosciences Ltd., 2006, в ДОР ЕС по СЦХП, 2008). Гибель крысят отмечалась при дозах 74 мг/кг в сутки, при этом общее значение уровня, при котором не наблюдается вредного воздействия (NOAEL), для крысят составило 47 мг/кг в сутки. Значение NOAEL для самок составило 100 мг/кг в сутки. Вопросы, связанные с переносом по аналогии такого эффекта с КЦХП на СЦХП, обсуждались в группе ЕС по классификации и маркировке. Группа ЕС по классификации и маркировке приняла решение о том, что с учетом остающихся неопределенностей в понимании механизмов токсичности этих хлорированных парафинов метод аналогий не является оправданным. В этой связи возникает потенциальный пробел в информации по КЦХП, в том, что касается данной конечной точки эффекта.

147. Выполненная оценка риска, который создают хлорированные парафины, позволила сделать вывод, что разницу между верхней границей оценки воздействия на возрастную группу с наибольшей степенью воздействия КЦХП и онкогенной дозой (TD05) нельзя считать адекватной ввиду неопределенности, связанной с видом индукции опухолей (Environment Canada 2013).

148. Подводя итог, можно отметить, что КЦХП могут оказывать потенциальное токсикологическое воздействие на печень, систему выработки гормонов щитовидной железы и почки, например, вызывая индукцию печеночных ферментов и гиперактивность щитовидной железы, что в долгосрочной перспективе может привести к канцерогенности в этих органах. КЦХП также классифицируются как вещества, предположительно вызывающие рак (Cat 2 ЕС; 2B Cat МАИР), и отнесены к эндокринным разрушителям, включенным в список категории 1 с точки зрения здоровья человека согласно ранее принятым предварительным критериям приоритизации потенциальных веществ, вызывающих эндокринные нарушения (EU, 2015).

2.5.2 Экоотоксичность

Микроорганизмы

149. Проведен ряд тестов по различным видам с выбором разных конечных точек и КЦХП для изучения токсического воздействия КЦХП на микроорганизмы (Hildebrecht 1972, Birtley et al. 1980, Madeley et al. 1983c, Koh and Thiemann 2001, Sverdrup et al. 2006). Наименьшие значения NOEC/ЕС₂₀ для *Vibrio fischeri* составили 0,1 мг/л по ХП С₁₀₋₁₃ с 56 процентным содержанием хлора и 0,05 мг/л по ХП С₁₀₋₁₃ с 62 процентным содержанием хлора (Koh and Thiemann 2001). Концентрация с наименьшим воздействием в грунте отмечена в работе Sverdrup et al. (2006), в которой для КЦХП с 60 процентами хлора значение ЕС10 было определено на уровне 570 мг/кг сухой массы.

Пелагические водные организмы

150. После публикации обзоров Tomy et al. (1998a) и оценки рисков КЦХП в ЕС (ЕС 2000) проведено небольшое число исследований токсичности КЦХП в водной среде. Наименьший уровень токсичного воздействия определен для пелагических пресноводных водных видов на уровне 8,9 мкг/л на основе 21–суточной хронической наименьшей наблюдаемой эффективной концентрации (LOEC) по *Daphnia magna* (Thompson and Madeley 1983a). Результатом воздействия явилась гибель потомства. Неэффективная наблюдаемая концентрация (NOEC) составляет 5 мкг/л. При аналогичных концентрациях у *Daphnia* отмечены и другие эффекты. В рамках 14–суточного исследования наблюдалась 50 процентная смертность через 6 дней при концентрации в 10 мкг/л (Thompson and Madeley 1983a). В пресноводных пищевых сетях доминируют беспозвоночные, такие как взрослые особи и личинки насекомых, и многие из них являются плотоядными (Klecka 2014).

151. Наиболее чувствительная конечная точка измерений по морским видам превышает 7,3 мкг/л на основе 28–суточной хронической неэффективной наблюдаемой концентрации (NOEC) для мизиды (*Mysidopsis bahia*) (Thompson and Madeley 1983b). В исследовании Thompson and Madeley (1983c) сообщается о NOEC 12,1 мкг в случае 10–суточного исследования морских водорослей *Skeletonema costatum*. Токсическое воздействие носило неустойчивый характер без каких–либо последствий при любой концентрации через семь суток. Thompson and Shillabeer (1983) подвергали группу из 30 мидий (*Mytilus edulis*) воздействию КЦХП с 58 процентами 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 моллюсков замедлялся при воздействии концентрации 9,3 мкг/л.

152. Fisk et al. изучали токсичность четырех соединений КЦХП C_{10} , C_{11} и C_{12} (с различной длиной одиночной цепи в смеси с изомерами) для эмбрионов медки японской (*Oryzias latipes*). Хотя в результатах исследования имеется ряд неопределенностей, связанных с контрольными группами, значения наименьшей наблюдаемой эффективной концентрации (LOEC) варьировали от 55 мкг/л для $C_{12}H_{20}Cl_7$ до 460 мкг/л для $C_{10}H_{16}Cl_7$. Воздействие на икру и личинки в течение первых 20 дней после метания икры проявлялось в образовании большого желточного мешка, вялости или полном отсутствии движений, но при наличии сердцебиения. Эти явления наблюдались при воздействии C_{10-12} КЦХП, и отмечалось отсутствие реакции на дозу C_{12} , при которой значение NOEC составляло 9,6 мкг/л. Токсичность не зависела от длины углеродной цепи и содержания хлора. Высказано предположение о том, что механизм токсичности для эмбрионов представляет собой наркоз.

153. В работе Fisk et al. (1996, 2000) исследовалось накопление нескольких КЦХП, меченных изотопом ^{14}C (массовое содержание хлора 56–69 процентов), в мальках радужной форели (первоначальная масса 2–7 г) в течение 40–суточного периода воздействия. Суточная норма скормливания составляла 1,5 процента от средней массы тела. Было установлено, что ни одно из соединений не оказывает негативного воздействия на рост и соматический индекс печени мальков радужной форели.

154. В исследовании Cooley et al. (2001) изучались поведение мальков радужной форели, а также гистология их печени и щитовидной железы после воздействия на них тех же четырех соединений КЦХП C_{10} , C_{11} и C_{12} , как в случае исследования, выполненного Fisk et al. (1999), через питание. У рыб проявлялась реакция, указывающая на наркотический механизм действия, которая выражалась в замедлении или полном отсутствии старт-рефлекса и поглощении меньшего объема пищи. У форели, подвергшейся воздействию $C_{10}H_{15}Cl_7$ и $C_{11}H_{18}Cl_6$, наблюдалась острая гистопатология печени, выражавшаяся в обширных фиброзных поражениях и некрозе клеток печени, которые не наблюдались в контрольных группах или у рыб, подвергшихся меньшему воздействию. Последствия от КЦХП C_{10-12} наблюдались в диапазоне концентраций от 0,79 до 5,5 мкг/г в тканях цельной рыбы после пищевого воздействия концентрациями в диапазоне 13–74 мкг/г в корме. Поражения щитовидной железы не наблюдалось. В работе Burýšková et al. (2006) отмечены пороки развития и замедленный рост эмбриона лягушки *Xenopus laevis* при концентрациях промышленной смеси КЦХП (C_{12} с 56 процентами хлора) 5 мкг/л и выше. Результаты не связаны с хлорированием.

Бентические организмы

155. Бентическая (макро)беспозвоночная фауна играет ключевую роль в минерализации органического вещества и служит пищей для видов рыб и моллюсков, имеющих важное экономическое значение, которые обитают в большинстве водных сред (Olomukogo и Ebehimhen, 2015). Используя концепцию равновесного распределения (Di Toro et al. 1991), подразумевающую применение наиболее чувствительной хронической конечной точки

измерений, установленной для пелагических пресноводных беспозвоночных (8,9 мкг/л), была проведена оценка токсичности для бентических организмов, так как для беспозвоночных, обитающих в осадочных отложениях, обоснованная конечная точка измерений отсутствует. Согласно оценке, значение LOEC_{бентич.} составило 35,5 мг/кг сухой массы (Environment Canada 2004).

Организмы, обитающие в почве

156. В работе Bezchlebová et al. (2007) изучалось воздействие КЦХП (64 процентное содержание хлора) на пять видов почвенных организмов (ногохвостки, земляные черви, круглые черви) и почвенные микроорганизмы (на предмет трансформации углерода). Было установлено, что *Folsomia candida* (ногохвостки) являются наиболее уязвимым организмом при значениях LC₅₀ (выживание взрослых особей), EC₅₀ и EC₁₀ (репродукция) соответственно на уровне 5733 мг/кг, 1230 мг/кг и 660 мг/кг сухой массы после 28-суточного воздействия. Bezchlebová et al. также сообщили о воздействии на репродуктивную функцию EC₅₀ при 2849 мг/кг сухой массы (28-суточное воздействие), 6027 мг/кг сухой массы (42-суточное воздействие) и 7809 мг/кг сухой массы (28-суточное воздействие) *Eisenia fetida*, *Enchytraeus albidus* и *Enchytraeus crypticus*, соответственно. В материале Sverdrup et al. (2006) исследовалось воздействие КЦХП (с 60 процентным содержанием хлора) на земляных червей, почвенные нитрифицирующие бактерии и клевер луговой. Авторы установили, что нитрифицирующие бактерии наиболее чувствительны при значении EC₁₀ 570 мг/кг сухой массы.

157. В исследовании Sochová et al. (2007) в качестве объекта для изучения токсичности семи загрязнителей, включая КЦХП (обозначены как C₁₂, 64 процента Cl; содержали короткоцепные парафиновые фракции C₁₀ 6 процентов, C₁₁ 37 процентов, C₁₂ 32 процента, C₁₃ 25 процентов), использовались свободно живущие почвенные кольчатые черви *Caenorhabditis elegans*. При 48-часовом воздействии LC₅₀ составила 8833 мг/кг сухой массы и 0,5 мг/л при воздействии в почве и водной среде, соответственно. Что касается водной среды, то в течение 24 часов никакой токсичности не наблюдалось, однако через 48 часов КЦХП проявили себя как одно из наиболее токсичных веществ. Усиление воздействия с течением времени объясняется поглощением большего количества токсиканта.

Птицы

158. В материале ЕС (2000) изложены результаты исследования, в рамках которого изучалось воздействие на репродуктивную функцию крякв пищевых концентраций КЦХП C₁₀₋₁₂ (58 процентов хлора). Исследование предусматривало 22-недельное кормление, включая девять недель до кладки яиц без фотостимуляции, три недели до кладки яиц с фотостимуляцией и 10-недельный период кладки яиц с фотостимуляцией. Птицы стимулировались к кладке яиц (манипуляциями со световым периодом). Яйца собирались в течение 10-недельного периода, и молодняк, которому не скармливалось тестируемое вещество, наблюдался в течение 14 суток. Средние измеренные пищевые концентрации составили 29, 168 и 954 мг/кг. Наименьший уровень, приводящий к легкому воздействию в данном исследовании, равнялся 954 мг/кг корма, он вызывал незначительное, но статистически существенное уменьшение средней толщины яичной скорлупы (на 0,020 мм). Хотя данное уменьшение было существенным, средняя толщина скорлупы находилась в пределах нормальных значений, установленных в руководящих принципах ОЭСР (0,35–0,39 мм), и увеличения количества яиц с треснутой скорлупой при данной дозе не наблюдалось. После сравнения с контрольными группами никаких существенных различий по количеству отложенных яиц, треснувших яиц или средней массы яйца ни в одной из испытываемых групп отмечено не было. Поскольку незначительные последствия для воспроизводства наблюдались при концентрации 954 мг/кг в корме, значение NOAEL (наивысший уровень воздействия, при котором не наблюдается вредный эффект) считается равным 168 мг/кг в корме.

159. В исследовании Ueberschär et al. (2007) курам в возрасте от 24 до 32 недель скармливались технические КЦХП (C₁₀₋₁₃, 60 процентов Cl) в возрастающих концентрациях до 100 мг/кг корма. Никакого существенного воздействия на здоровье, относительную массу органов или физиологические параметры (яйценоскость, масса яиц, поглощение корма) у несушек выявлено не было. Воздействие не сказалось на относительной массе органов, за исключением уменьшения поджелудочной железы кур, которым скармливалась концентрация на уровне 77 мг/кг сырой массы корма. Организмом усваивалось менее 1 процента скормленных хлорированных парафинов, при этом около 1,5 процента было удалено с яичным желтком и 30 процентов было выведено в виде мочи и экскрементов.

Обобщение данных по экотоксичности КЦХП

160. Сводные данные о наиболее чувствительных конечных точках токсичности КЦХП представлены в таблице 2.5.2-1, которая показывает, что КЦХП очень токсичны для водных организмов. Кроме того, следует отметить, что применительно к подозреваемым химическим веществам, вызывающим эндокринные нарушения, стандартные тесты на токсичность могут не обнаруживать эффекты малых доз и немонотонный ответ на дозу (Vandenberg et al. 2012).

Таблица 2.5.2-1: Обзор данных по LOEC, NOEC или EC_x в качестве наиболее чувствительных конечных точек долговременной экотоксичности КЦХП.

Виды/конечная точка	Воздействие	NOEC или NOAEL	LOEC или EC _x	Источник
Пелагические организмы (Daphnia magna)	Гибель потомства, 21 сутки	5 мкг/л	8,9 мкг/л	Thompson and Madeley (1983a)
Бентические организмы	Равновесное распределение на основе 21-суточного исследования Daphnia magna	—	35,5 мг/кг сухой массы	Environment Canada 2004 на основе данных Thompson and Madeley 1983a
Рыба (эмбрионы медки японской, воздействие на раннем этапе жизни)	20-суточное исследование, увеличенный желточный мешок, летаргическое состояние или обездвиженность, но при наличии пульса	9,6 мкг/л	55 мкг/л	Fisk et al. (1999)
Мальки радужной форели	Острая гистопатология печени; обширные фиброзные поражения и некроз клеток печени после 21-суточного воздействия	—	0,79–5,5 мкг/г сырой массы (цельная рыба); концентрация в корме составляет 13–74 мкг/г сырой массы	Cooley et al. (2001)
Креветка– мизида (Mysidopsis bahia)	28-суточная хроническая NOEC	7,3 мкг/л		Thompson and Madeley 1983b
Folsomia candida (ногохвостка) – почвенные организмы	Воспроизводство, 28-суточное воздействие	625 мг/кг сухой массы	EC ₅₀ =1230 мг/кг сухой массы	Bezchlebová et al. 2007
Микроорганизмы (бактерии, нитрификация почвы)	Нитрификация почвы	300 мг/кг сухой массы номинально	EC ₁₀ =570 мг/кг сухой массы номинально	Sverdrup et al. (2006)
Птицы – кряква	Утончение яичной скорлупы	168 мг/кг в рационе	954 мг/кг в рационе	EC 2000
Млекопитающие – крысы	Гипертрофия печени и щитовидной железы, увеличение массы печени и почек	—	100 мг/кг массы тела в сутки	IRDC (1984)
Млекопитающие	Индукция ферментов печени, гиперактивность системы выработки гормонов щитовидной железой, канцерогенность и гибель потомства	10 мг/кг в сутки (возможно ниже при хронической экспозиции)	50 мг/кг в сутки (и возможно ниже при хронической экспозиции)	Доклад ЕС об оценке рисков, связанных с КЦХП (EC 2000), ECHA (2008) CXR Biosciences Ltd., 2006
Млекопитающие – взрослая выдра	Гипертрофия печени и щитовидной железы, увеличение массы печени и почек по результатам исследования животных		1000 мг/кг сырой массы корма	Расчеты на основе IRDC (1984), Environment Canada, 2008

2.6 Токсикологические взаимодействия с участием нескольких химических веществ

161. Опасность химических веществ для окружающей среды по-прежнему в большинстве случаев оценивается на уровне отдельных веществ без учета эффекта их смесей. Это может приводить к недооценке риска/опасности, поскольку обычное воздействие происходит со

стороны химических «коктейлей», состоящих из многих элементов (например, Backhaus et al. 2012, Kortenkamp et al. 2009, Vighi and Villa 2011, EU 2012). Арктика является приемником для широкого спектра загрязнителей, среди которых имеются многие известные и потенциальные СОЗ (см., например, АМАР 2009). Более того, в отношении разных видов экологических матриц было выявлено более 80 различных органических загрязнителей. Как показано в исследовании Vighi and Villa (2011), совокупное воздействие СОЗ, присутствующих в удаленных районах, может представлять крайне высокую степень опасности для биологического сообщества, особенно для высших хищников, и может способствовать нарушениям развития детенышей белого (полярного) медведя, о чем ранее сообщалось в литературе (Vos et al. 2000, Wiig et al. 1998).

162. Исследований по репротоксичности КЦХП нет. В ЕС СЦХП классифицируются как репротоксические: «Может быть вреден детям, находящимся на грудном вскармливании» НЗ62, и аналогичные репротоксичные эффекты нельзя исключить в случае КЦХП (ЕСНА 2008).

163. В окружающей среде КЦХП могут присутствовать наряду с другими видами хлорированных парафинов: длинноцепными хлорированными парафинами (ДЦХП) и среднецепными хлорированными парафинами (СЦХП) (Environment Canada, 2008, 2013, Brooke and Crookes, 2011, Norwegian Environment Agency, 2013). Сами по себе эти три группы не являются отдельными химическими веществами, а скорее представляют собой состоящие из многих компонентов вещества различного состава и с потенциально различными свойствами. Хотя признается различие в уровнях биодоступности ЦХП, предполагается, что совокупное воздействие СЦХП и ДЦХП определенного уровня может повышать риск отрицательных или потенциальных отрицательных последствий, которые наблюдаются в случае КЦХП. В частности, для хищников и людей, на которых воздействие оказывается через пищу, на основании имеющихся данных можно сделать вывод о том, что все три вида хлорированных парафинов могут вносить значительный вклад в прогнозируемую токсичность (Brooke and Crookes 2011).

164. В нескольких исследованиях (EU 2015) было показано, что КЦХП оказывают воздействие на щитовидную железу, и они включены в базу данных с целью приоритизации потенциальных эндокринных разрушителей на основе сведений об опухолях щитовидной железы, а также вызывают гипертрофию щитовидной железы. В последние десятилетия заболеваемость раком щитовидной железы у человека непрерывно резко растет во всем мире (Pellegriti et al. 2013). По мнению авторов, причины этого роста остаются неясными, но некоторые содержащиеся в окружающей среде канцерогены, возможно, оказывают особое воздействие на щитовидную железу.

165. Эпидемиологические исследования, проведенные в сильно загрязненных районах, показали, что длительное воздействие хлорорганических соединений приводит к поражению щитовидной железы и нарушению обмена веществ (Langer 2010). Недавно проведенный метаанализ позволил получить количественные доказательства, подтверждающие вывод о том, что воздействие хлорорганических загрязнителей ассоциируется с повышенным риском заболеваемости диабетом (Tang et al. 2014). Галогенорганические загрязнители также вполне могут способствовать началу ожирения у людей, подвергающихся в более высокой степени их воздействию (Hansen et al. 2014).

166. Население в целом и коренные народы Арктики в частности подвергаются воздействию КЦХП наряду с обширным спектром других загрязняющих веществ, включая уже контролируемые диоксиноподобные соединения, такие как ПХД, и увеличивают общую нагрузку на организм. Содержание некоторых из этих загрязнителей (в том числе ПХД) уже превышает установленные рекомендациями уровни у коренных народов Арктики, и новые сведения указывают, что СОЗ и тяжелые металлы, такие как ртуть и свинец, могут влиять на здоровье людей и особенно детей при более низких уровнях воздействия, чем считалось ранее (АМАР, 2009а). Доказано, что коренное население Арктики подвержено воздействию различных СОЗ и что развивающийся плод, дети, женщины репродуктивного возраста и пожилые люди подвергаются наибольшему риску (АМАР, 2014). Наконец, следует также признать, что помимо других химических веществ иные стрессовые факторы, такие как периоды голодания, а также репродуктивное состояние и/или состояние развития, равно как последствия, вызванные изменением климата, могут действовать по отдельности или совместно и способствовать увеличению серьезности отрицательных последствий и их риска в альпийских районах и особенно в Арктике (Sagerup et al. 2010, UNEP/AMAP Expert Group 2010, Letcher et al. 2010, Schröder et al. 2014). Ввиду происходящих в настоящее время изменений

климата очень важно обеспечивать защиту разнообразия сред обитания в отдаленных районах от дополнительных стрессов, таких как органические загрязнители.

3. Обобщение информации

167. Общий объем годового производства и потребления КЦХП в мире был высоким. В последние годы в некоторых странах произошло заметное сокращение объемов, однако в других странах объемы производства смесей ХП, содержащих в своем составе КЦХП, возросли. Выбросы могут происходить при производстве, хранении, транспортировке, применении и утилизации КЦХП и продуктов, содержащих КЦХП. Производственные стоки и отработанные жидкости для металлообработки и резания металлов также являются источниками загрязнения водных экосистем. В промышленных районах в местах, где осуществляется переработка э-отходов, а также в густонаселенных районах возможны высокие уровни выбросов в окружающую среду (Yuan et al. 2010, Chen et al. 2011, Luo et al. 2015, Gao et al. 2012). Несмотря на ограниченность имеющихся данных, основными источниками выбросов КЦХП, по всей вероятности, были производство продукции, содержащей КЦХП, таких как пластмассы из поливинилхлорида (ПВХ), и использование в составе жидкостей для металлообработки.

168. Считается, что КЦХП незначительно деградируют в процессе гидролиза в воде, и, как показывают исследования процессов биodeградации и датированные осадочные керны, они сохраняются в отложениях на протяжении гораздо более длительного времени, чем один год. Период полураспада КЦХП в атмосферном воздухе варьирует от 0,81 до 10,5 суток; таким образом, они также являются достаточно стойкими в воздушной среде. Смоделированные данные (с использованием разработанного ОЭСР инструмента оценки ППРБ) показывают, что КЦХП обладают свойствами, сходными с известными СОЗ, способными к переносу на большие расстояния. Недавно было показано с помощью смоделированных данных, что несколько гомологов КЦХП характеризуются высоким потенциалом загрязнения Арктики. Замеры концентраций в воздухе, биоте и отложениях отдаленных арктических и антарктических районов также подтверждают тот факт, что происходит перенос КЦХП на большие расстояния.

169. Коэффициенты биоаккумуляции на уровне 16 440–25 650 л/кг сырой массы у форели из оз. Онтарио, а также КБА в пределах от 50 119 до 398 107 л/кг сырой массы у восьми видов рыб в Ляодунском заливе, указывают на то, что КЦХП способны к значительной биоаккумуляции в водной биоте. У ракообразных (креветки), которые особенно чувствительны к токсичности КЦХП, замеренные в полевых условиях КБА были в пределах от 39 810 л/кг до 63 096 л/кг сырой массы. Высокий потенциал биоаккумуляции подтверждается также данными моделирования $\log K_{ow}$ и коэффициентов биоаккумуляции. Были рассчитаны значения BSAF (коэффициента аккумуляции в биоте-отложениях) у двустворчатых моллюсков в Бохайском море, и они оказались сопоставимыми с другими СОЗ. Кроме того, было установлено, что коэффициенты биомагнификации (КБМ) и коэффициенты трофической магнификации (КТМ) в случае некоторых КЦХП больше 1 в водных пищевых сетях (у некоторых конгенеров был выявлен $КТМ < 1$). Имеются также свидетельства о наземной биомагнификации у птиц, однако данные ограничены.

170. КЦХП были обнаружены в таких удаленных районах, как Арктика (в частности, в воздухе, отложениях и биоте) и Антарктика (в воздухе до $20,8 \text{ пг/м}^3$). КЦХП, обнаруженные в Арктике в жире белух, кольчатых нерп и моржей, имели средние концентрации КЦХП, составляющие 0,2, 0,5 и 0,4 мкг/г липидной массы, соответственно (Tomu et al. 2000). В таблицах 3-1 и 3-2 показано, что эти концентрации аналогичны концентрациям хорошо известных СОЗ, таких как сумма ГХГ, ПХД, ДДТ, сумма ПБДЭ и токсафен (AMAP 2004, Strid et al. 2013, Letcher et al. 2010). В воздухе были обнаружены более высокие концентрации КЦХП, чем в случае СОЗ. Более подробное сопоставление концентраций СОЗ в организме арктических морских млекопитающих, рыб и птиц приводится в таблицах 3-1 и 3-2, соответственно. В Арктике в разных районах КЦХП были обнаружены в подкожном жире морских млекопитающих в концентрациях от 95 до 626 нг/г. Кроме того, КЦХП были найдены в плазме белого (полярного) медведя, кольчатой нерпы и морских птиц в Арктике, что указывает на широкое распространение загрязнения.

Таблица 3-1: Сопоставление по коэффициенту средних концентраций КЦХП и СОЗ в организме арктических видов. (Тому et al, 2000; АМАР 2004)

Виды	[сумма ПХД]/[КЦХП]	[сумма ДДТ]/[КЦХП]	[Токсафен/КЦХП]
Белухи	19-24	11-18	15
Кольчатые нерпы	2,3	1,3	0,9
Моржи	0,4	0,1	0,6

Таблица 3-2: Сопоставление концентраций КЦХП и СОЗ (нг/г липидной массы) в арктической моёвке, яйцах моёвки и гренландской акуле (Reth et al, 2006; АМАР 2004, Strid et al. 2013, Letcher, 2010)

Виды	[КЦХП]	[сумма ДДТ]	[сумма ПХД]	[сумма ПБДЭ]	[сумма ГХГ]
Моёвка	110-880 (n=2)	500-1 900	10 000-21 000	–	–
Яйца моёвки	100 (n=12)	806-1 562	7 254-7 938	–	20 – 30
Яйца гаги обыкновенной	17 (n=12)	–	Желток: 262	Желток: 2	–
Печень гренландской акулы	5 200 (n=15) 770 нг/г сырой массы	7 195	990-10 000	9,9-200	53
Сайка (полярная тресочка)	10,3 нг/г сырой массы (n=10)	–	–	2 ¹	–

171. Данные о воздействии на человека в Арктике ограничены, и до сих пор в арктическую программу мониторинга не включали измерения КЦХП у человека (АМАР 2014, 2009b). Вместе с тем КЦХП были обнаружены в материнском молоке инуитских женщин в северном Квебеке. Кроме того, присутствие КЦХП было выявлено в материнском молоке женщин в Соединенном Королевстве и Швеции. Программа ежегодного мониторинга в Швеции не позволила выявить четкий тренд. Средняя концентрация по среднегодовым данным за 1998-2010 годы составляет 107 мкг/кг липидной массы, при этом концентрации варьируются от 45 до 157 мкг/кг липидной массы (Darnerd 2012); в Соединенном Королевстве в 2002 году средние концентрации составили 180 мкг/кг липидной массы (пределы: 49-820) (Thomas and Jones 2006). В единственном исследовании по уровням КЦХП в грудном молоке женщин, живущих в Арктике (Тому 1997), сообщается о концентрациях в диапазоне 11–17 нг/г липидной массы (среднее значение 13 нг/г липидной массы) в грудном молоке женщин, живущих в арктическом районе северного Квебека, Канада (таблица 3–3). Коренной народ имеет более высокую нагрузку на организм, чем, например группы русского населения, и, следовательно, может также иметь более высокое содержание КЦХП в организме (АМАР 2014).

Таблица 3-3: Сопоставление средних концентраций КЦХП и конкретных СОЗ в пробах грудного молока

Вещество	Среднее значение нг/г липидной массы в грудном молоке (пределы)	Население, время отбора проб
КЦХП	13 (11-17)	Инуит, Канада (Тому 1997)
ПБДЭ (Σ47, 99, 100, 153, 183)	4,72	Финская Арктика 2005 (АМАР 2014)
Оксихлордан	4,9 (2,0-10)	Архангельск (Россия), 2003 год (АМАР 2014)
	5,2	Мурманск (Россия), 2002 год (АМАР 2014)
	41 (2-1070)	Чукотка (коренные жители), 2001-2002 годы (АМАР 2014)
Токсафен	5	Архангельск (Россия), 2003 год (АМАР 2014)
	7,3	Мурманск (Россия), 2000-2002 годы (АМАР 2014)
	9 (0,5-112)	Чукотка (коренные жители), 2001-2002 годы (АМАР 2014)

172. Пресноводные и морские беспозвоночные, как представляется, особо уязвимы перед воздействием КЦХП с установленной хронической NOEC для *Daphnia magna* на уровне 5 мкг/л и хронической КННВ для креветки-мизиды на уровне 7,3 мкг/л. Острая гистопатология печени наблюдалась у форели, при этом значения LOEC колебались от 0,79 до 5,5 мкг/л в тканях цельной рыбы.

173. КЦХП были обнаружены в поверхностных водах и морской воде, отложениях, почве, осадке сточных вод и воздухе, при этом большинство данных было получено из Европы, Северной Америки и Восточной Азии. В то время как в некоторых регионах происходит снижение концентраций, в других регионах в последнее время отмечался рост числа экологических матриц. Временной тренд в отдаленных районах не представляется возможным определить. Несмотря на сообщения о недавних достижениях в анализе КЦХП, измерение содержания КЦХП остается сложной задачей.

174. В таблице 3–4 приведены значения экспозиции для организмов на участках, расположенных поблизости от вероятных источников выброса, на более удаленных участках, на которые оказывают влияние региональные источники, и на участках, расположенных на значительном удалении от известных или крупных источников. Также приведены величины токсичности, имеющие отношение к типу экспозиции, например, выраженные через экспозицию в окружающей среде, уровень концентрации в пище или содержание в организме. Ряд факторов, включая сроки воздействия, трансгенерационное воздействие, потенциал нарушения работы эндокринной системы, а также эффекты смесей, не рассматривается в этих исследованиях и может приводить к последствиям при гораздо более низких уровнях воздействия, что не нашло отражения в этих таблицах. Кроме того, значимыми могут быть другие конечные точки, такие как поведенческие эффекты, которые не учитывались в перечисленных исследованиях. Согласно информации министерства охраны окружающей среды Канады риски, связанные со стойкими и биоаккумулятивными веществами, могут недооцениваться при использовании стандартных методов оценки рисков (Environment Canada, 2008).

Таблица 3-4: Экспозиция организмов/рецепторов на участках, расположенных поблизости от вероятных источников выбросов (локальные источники), на более удаленных участках, на которые оказывают воздействие региональные источники (региональные источники), и на участках, расположенных на значительном удалении от известных или крупных источников (удаленные источники), и соответствующие уровни токсичности

Рецептор	Концентрация экспозиции	Проба	Соответствующий уровень токсичности	Примечания
Локальные источники				
Рыбоядные млекопитающие (выдра)	2,63 мг/кг сырой массы	Карп из бухты Гамильтона, оз. Онтарио, нг/г сырой массы	1000 мг/кг сырой массы корма Расчетное значение – экспозиция отсутствует: 100 мг/г сырой массы корма (AF100)	– С допущением, что величина концентрации в карпе отражает состав потребляемой пищи. Измеренные уровни КЦХП в карпе, выловленном в оз. Онтарио в 1996 и 2001 годах (Muir et al. 2001; 2002) – Данные расчета соответствующего значения токсичности см. в разделе 2.5.2. – Ссылки для концентрации экспозиции и AF (коэффициент оценки): Environment Canada (2008)
Пелагические беспозвоночные	176 нг/л	Озерная вода, в которую поступают стоки очистных сооружений, Пекин, Китай	8900 нг/л Расчетное значение – экспозиция отсутствует: 890 нг/л (AF 10)	– Воздействие озерной воды на пелагических беспозвоночных (Zeng et al. 2011a). – Значение LOEC для <i>Daphnia magna</i> при 21-суточном хроническом воздействии (Thompson and Madeley 1983a) Ссылка на AF: Environment Canada 2008

Рецептор	Концентрация экспозиции	Проба	Соответствующий уровень токсичности	Примечания
Пелагические рыбы	2,63 мг/кг сырой массы	Карп из залива Гамильтона, оз. Онтарио	0,79 мг/кг сырой массы	– Сравнение концентраций, полученных в ходе измерений содержания в карпе, обитающем в заливе Гамильтона. – LOEC для острой гистопатологии печени, обширного фиброзного поражения и некроза клеток печени радужной форели (Cooley et al. 2001)
Региональные источники				
Пелагические беспозвоночные	1,19 нг/л	Вода, середина акватории оз. Онтарио	8900 нг/л Расчетное значение – экспозиция отсутствует: см. выше	– С допущением в отношении воздействия на пелагических беспозвоночных на воды оз. Онтарио (Houde et al. 2008). – Значение LOEC для <i>Daphnia magna</i> при 21-суточном хроническом воздействии (Thompson and Madeley 1983a)
Морские беспозвоночные	13,1 нг/л (ильная креветка 502 нг/г сырой массы)	Морская вода Ляодунского залива, Китай (Ma et al. 2014b)	5 мкг/л ПКНВ: 100 нг/л (AF 50)	– Значение LOEC для <i>Daphnia magna</i> при 21-суточном воздействии 5 мкг/л; предполагаемая концентрация, не приводящий к воздействию (ПКНВ) для морской воды 0,1 мкг/л, AF 50 (согласно U.K. Environment Agency 2007)
Пелагические рыбы	2,9 мг/кг сырой массы	Японский морской судак из Ляодунского залива, Китай	0,79 мг/кг сырой массы	– Сравнение концентраций, измеренных в <i>Lateolabrax japonicus</i> (Ma et al. 2014b), со значением LOEC для острой гистопатологии печени, обширного фиброзного поражения и некроза клеток печени радужной форели (Cooley et al. 2001)
Бентические беспозвоночные	1,8 мг/л сухой массы	Поверхностные отложения Бохайского моря	35,5 мг/л сухой массы Расчетное значение – экспозиция отсутствует: 3,55 (AF 10)	– Макс. концентрация, измеренная в поверхностных отложениях Бохайского моря (Ma et al. 2014a) – Значение LOEC, рассчитанное с использованием LOEC для <i>Daphnia magna</i> на основе концепции равновесного распределения (Environment Canada, 2004) – Ссылка на AF: Environment Canada (2008)
Бентические рыбы	0,69 мг/кг сырой массы	Плоскоголов из Ляодунского залива, Китай	0,79 мг/кг сырой массы	– Макс. концентрация в <i>Platycephalus indicus</i> из Ляодунского залива, Китай (Ma et al. 2014b). – LOEC для острой гистопатологии печени, обширного фиброзного поражения и некроза клеток печени радужной форели (Cooley et al. 2001)
Удаленные источники				
Бентические беспозвоночные	0,0176 мг/л сухой массы	Поверхностные отложения озера DV09, канадская Арктика	35,5 мг/л сухой массы Расчетное значение – экспозиция отсутствует: см. выше	– Рассчитано с использованием значения LOEC для <i>Daphnia magna</i> на основе концепции равновесного распределения (Environment Canada, 2004)

Рецептор	Концентрация экспозиции	Проба	Соответствующий уровень токсичности	Примечания
Арктическая кольчатая нерпа	0,52 мг/кг сырой массы	Жир кольчатой нерпы	100 мг/кг сырой массы ПКНВ _{перор.} 5,5 мг/кг корма	– Результаты по нерпе из Tomy et al. 1999 – ПКНВ _{перор.} из U.K. Environment Agency (2007) на основе значения NOEC 166 мг/кг корма, полученного в исследовании по репродуктивной функции кряквы, и AF 30.
Кольчатая нерпа из Восточной Гренландии	0,52 мг/кг сырой массы	Жир кольчатой нерпы	100 мг/кг сырой массы ПКНВ _{перор.} 5,5 мг/кг корма	– Результаты, полученные от Tomy et al. – ПКНВ _{перор.} из U.K. Environment Agency (2007) на основе значения NOEC 166 мг/кг корма, полученного в исследовании по репродуктивной функции кряквы, и AF 30.

175. В таблице 3–5 представлены сценарии экспозиции человека к КЦХП. В первых двух сценариях предполагается обычный пищевой рацион. Уровень экспозиции рассчитывался с использованием концентраций, измеренных в Арктическом регионе в жире кольчатой нерпы, белухи и моржа (данные из Tomy et al. 1999 и Muir et al. 2004 NCP, 2013), а также с использованием данных о поступлении с рационом питания из работ Kuhnlein (1995) и Kuhnlein et al. (1995b). В сценариях для грудного вскармливания сделано допущение в отношении поступления на уровне 750 мл молока в сутки и 3 процентного содержания липидов (Van Oostdam et al. 1999). Кроме того, имеется информация о повышенных уровнях содержания КЦХП в молоке кормящих женщин, живущих в удаленных районах. Оцененное значение верхней границы поступления КЦХП у канадского населения SCCPs превысила суммарное суточное поступление (TDI) для долгосрочных последствий (Environment Canada 2008, 2013). Особую озабоченность вызывает долгосрочное воздействие на детей – оцененное значение поступления составило 24,6 мкг/кг массы тела в сутки. Хотя оценки верхних граничных значений имеют низкий доверительный уровень, они послужили основанием для того, чтобы сделать вывод о том, что КЦХП представляют или могут представлять опасность в Канаде для жизни или здоровья людей (Environment Canada, 2008). Кроме того, следует учитывать, что дети являются более уязвимыми к воздействию химических веществ вследствие процессов развития и роста.

Таблица 3-5: Сценарии воздействия на человека и соответствующие значения токсичности

Рецептор	Экспозиция	Проба	Соответствующий уровень токсичности	Примечания
Организм человека (75 кг)	0,15–0,37 мкг/кг сырой массы тела в сутки	Расчетная пищевая экспозиция для мужчин–инуитов на о. Баффина	125 000 мкг/кг сырой массы тела в сутки	LOEL, двухгодичное исследование на крысах (NTP, 1986)
Организм человека (75 кг)	0,15–0,37 мкг/кг массы тела в сутки	Расчетная пищевая экспозиция для мужчин–инуитов на о. Баффина	100 мкг/кг массы тела в сутки	TDI, неопухольевые эффекты, 13-недельное исследование на крысах; АФ: 100 (IPCS, 1992)
Организм человека (75 кг)	0,15–0,37 мкг/кг сырой массы тела в сутки	Расчетная пищевая экспозиция для мужчин–инуитов на о. Баффина	11 мкг/кг сырой массы тела в сутки	Значение 11 мкг/кг массы тела в сутки было получено с использованием коэффициента безопасности 1000 применительно к значению 11 мг/кг массы тела на основе многоэтапного моделирования наиболее вероятных опухолей в рамках онкогенезного биотестирования на самцах мышей, в результате которого была выявлена 5 процентная вероятность появления опухолей (IPCS, EHC 181, 1996)

Рецептор	Экспозиция	Проба	Соответствующий уровень токсичности	Примечания
Младенец на грудном вскармливании (5 кг)	0,0585 мкг/кг сырой массы тела в сутки	Человеческое молоко: 13 мкг/кг липидов сырой массы	125 000 мкг/кг сырой массы тела в сутки	LOEL, двухгодичное исследование на крысах (NTP, 1986)
Младенец на грудном вскармливании (5 кг)	0,0585 мкг/кг сырой массы тела в сутки	Человеческое молоко: 13 мкг/кг липидов сырой массы	100 мкг/кг массы тела в сутки	TDI, неопухолевые эффекты, 13-недельное исследование на крысах; АФ: 100 (IPCS, 1992)
Младенец на грудном вскармливании (5 кг)	0,0585 мкг/кг сырой массы тела в сутки	Человеческое молоко: 13 мкг/кг липидов сырой массы	11 мкг/кг сырой массы тела в сутки	Значение 11 мкг/кг массы тела в сутки было получено с использованием коэффициента безопасности 1000 применительно к значению 11 мг/кг массы тела на основе многоэтапного моделирования наиболее вероятных опухолей в рамках онкогенезного биотестирования на самцах мышей, в результате которого была выявлена 5 процентная вероятность появления опухолей (IPCS, EHC 181, 1996)

176. Международное агентство по изучению раковых заболеваний рассматривает КЦХП (со средней длины цепи C_{12} , средним содержанием хлора на уровне 60 процентов) в качестве возможных канцерогенов (группы 2В), однако при этом имеются разногласия по поводу механизмов индуцирования таких опухолей и релевантности исследований, на которых основывается такая классификация, для здоровья человека. НТП включило КЦХП (C_{12} , 60 процентов хлора) в 13-м докладе о канцерогенных веществах в список веществ, в отношении которых имеются основания ожидать, что они являются канцерогенами для человека. В оценке рисков, выполненной ЕС (ЕС 2000), был сделан вывод о том, что нельзя исключать значимость этого для людей. В рамках МПХБ (1996 год) для КЦХП было определено переносимое суточное поступление (TDI) на уровне 100 мкг/кг массы тела в сутки; применительно к опухолевым эффектам не должна превышать доза 11 мкг/кг массы тела в сутки (IPCS 1996). В самой последней оценке, выполненной ЕС, указано, что в исследованиях по хронической экспозиции значение NOAEL для млекопитающих рассчитать не удастся. Министерство охраны окружающей среды Канады приходит к выводу, что верхняя граница оценки поступления КЦХП превышает TDI применительно к долговременным эффектам и высказывает предположение, что запас безопасности не является достаточным. Также отмечается, что имеются некоторые основания для рассмотрения вопроса о принятии несколько меньшего значения TDI с учетом потенциального прогрессирования поражений, о которых сообщается в долгосрочных исследованиях (Environment Canada 2008, 2013). Далее, необходимо учитывать, что коренные народы Арктики подвергаются воздействию различных СОЗ, и некоторые из них также классифицируются как канцерогены.

4. Заключение

177. КЦХП использовались во всем мире в широком спектре областей применений, например, в качестве пластификаторов в пластмассах, в составе жидкостей для металлообработки, в качестве антипиренов и добавок в красках. По всей видимости, их широкое промышленное применение стало основным источником загрязнения окружающей среды. Выбросы в окружающую среду происходят при производстве, в течение срока службы и при утилизации КЦХП и продуктов, содержащих КЦХП.

178. КЦХП переносятся в атмосфере, по воде или через мигрирующие виды в антарктические, арктические и субарктические регионы на большие расстояния от локальных источников. Несколько гомологов КЦХП обладают стойкостью в окружающей среде, и исследования пищевых сетей и цепей позволяют подтвердить, что ряд КЦХП аккумулируется до высоких уровней в организмах беспозвоночных, пресноводных и морских рыб. Лабораторные исследования указывают на неблагоприятное воздействие на рыб при низких концентрациях. Некоторые КЦХП подвержены аккумуляции и биомагнификации в арктической биоте, включая млекопитающих. В организме млекопитающих КЦХП воздействуют на печень, систему выработки гормонов щитовидной железой и почки.

179. КЦХП также были обнаружены путем замеров в отложениях арктических озер. КЦХП особо токсичны для водных беспозвоночных. Беспозвоночные играют ключевую роль в водных экосистемах, и поэтому серьезную озабоченность вызывают потенциальные последствия воздействия КЦХП на беспозвоночных, обитающих в осадочных отложениях, и прочих беспозвоночных.

180. Хотя концентрации в удаленных районах невелики, наличие КЦХП в арктической биоте отмечается на уровнях, сопоставимых с СОЗ, уже включенными в соответствующие перечни. В частности, КЦХП присутствуют в арктической биоте, которая в свою очередь служит пищей для коренного населения Севера. КЦХП присутствуют в материнском молоке женщин, живущих в средних и арктических широтах.

181. Было показано, что КЦХП воздействуют на щитовидную железу, печень и почки, что в долгосрочной перспективе может приводить к возникновению раковых опухолей в этих органах, как было показано в экспериментах на лабораторных грызунах. КЦХП предположительно вызывают рак у людей, а также приводят к нарушениям в работе эндокринной системы. Концентрации экспозиции на верхней границе превышают соответствующие допустимые уровни воздействия.

182. Измеренные концентрации КЦХП в арктической биоте аналогичны уровню концентраций других известных СОЗ. Одновременное воздействие СОЗ может также представлять риск. Временной тренд концентрации КЦХП в отдаленных районах в настоящее время не представляется возможным определить. Выявленные возможности переноса на большие расстояния и способность к аккумуляции свидетельствуют о наличии потенциала роста уровней в объектах окружающей среды в случае, если выбросы сохраняются или будут увеличиваться.

183. 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 в мировом масштабе.

5. Литература

- Adielsson, S.; Graaf, S.; Andersson, M.; Kreuger, J. 2012. Resultat Från Miljöövervakningen Av Bekämpningsmedel (Växtskyddsmedel) (Data from Environmental Monitoring of Pesticides); Swedish University of Agricultural Sciences. Cited in Backhaus et al. 2012.
- AMAP 2004. AMAP Assessment. 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xvi+310 pp.
- AMAP 2009a. AMAP Assessment: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Levels, trends and effects of legacy and new persistent organic pollutants in the Arctic: Special Issue. Science of the Total Environment. Volume 408/15 (2010).
- AMAP 2009b. AMAP Assessment: Human Health in the Arctic, ISBN 978-82-7971-051-6 [http://www.amap.no/documents/doc/amap-assessment-2009-human-health-in-the-arctic/98]
- AMAP 2014. Trends in Stockholm Convention Persistent Organic Pollutants (POPs) in Arctic Air, Human media and Biota. AMAP Technical Report to the Stockholm Convention. AMAP Technical Report No. 7 (2014), Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway.
- 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.
- Backhaus, T., Faust, M. 2012. Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: a conceptual framework. Environ Sci Technol. 2012 Mar 6;46(5):2564-73.
- 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.
- Bardin, J.A., Gore, R.J., Wegman, D.H., Kriebel, D., Woskie, S.R., Eisen, E.A. 2005. Registry-based case-control studies of liver cancer and cancers of the biliary tract nested in a cohort of autoworkers exposed to metalworking fluids. Scand J Work Environ Health 31(3): 205-211.
- Basconcillo SL, Backus SM, McGoldrick DJ, Zaruk D, Sverko E, Muir DC, 2015. Current status of short- and medium chain polychlorinated n-alkanes in top predatory fish across Canada. Chemosphere. 2015 Feb 6;127C:93-100.
- 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.
- Bennie D.T., C.A. Sullivan, R.J. Maguire. 2000. Occurrence of chlorinated paraffins in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and carp (*Cyprinus carpio*) from Lake Ontario. Water Qual Res J Can 35:263–81.
- Bezchlebová, J., J. Čermoháková, 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.
- Bonvallet, N., Mandin, C., Mercier, F., Le Bot, B., Gloennec P. (2010) Health ranking of ingested semivolatile organic compounds in house dust: an application to France, Indoor Air, 20: 458-472.
- 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.

- Braune, B.M., P.M. Outridge, A.T. Fisk, D.C.G. Muir, P.A. Helm, K. Hobbs, P.F. Hoekstra, Z.A. Kuzyk, M. Kwan, R.J. Letcher, W.L. Lockhart, R.J. Norstrom, G.A. Stern and I. Stirling. 2005. Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: An overview of spatial and temporal trends. *Sci. Total Env.* 351-352: 4-56.
- [Brooke, D.N. and Crookes M.J. 2011. Intersessional working group on toxicological interactions. Study 1. Case study on toxicological interactions of chlorinated paraffins. Environmental Evaluation, Building Research Establishment, Watford, UK. Draft of 25 July 2011. Persistent Organic Pollutants Review Committee, Seventh meeting. Geneva, 10–14 October 2011. UNEP/POPS/POPRC.7/INF/15.]
- 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).
- Burýšková, B., L. Bláha, D. Vršková, K. Šimkova and B. Maršalek. 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.
- Campbell, I. and G. McConnell. 1980. Chlorinated paraffins in the environment. 1. Environmental occurrence. *Environ. Sci. Technol.* 10: 1209–1214.
- Chaemfa, C., Xu, Y., Li, J., Chakraborty, P., Syed, Jh., Malik, RN., Wang, Y., Tian, CG., Zhang, G., Jones, Kc. 2014. Screening of Atmospheric Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in India and Pakistan using Polyurethane Foam Based Passive Air Sampler, *Environmental Science & Technology*, 2014 May 6, Vol.48(9), pp.4799-4808
- Castells P., F.J. Santos, M.T. Galceran. 2003. Solid-phase microextraction for the analysis of short-chain chlorinated paraffins in water samples. *J Chromatogr A* 984:1–8.
- Castells P., F.J. Santos, M.T. Galceran. 2004. Solid-phase extraction versus solid-phase microextraction for the determination of chlorinated paraffins in water using gas chromatography-negative chemical ionisation mass spectrometry. *J Chromatogr A* 1025:157–62.
- Castells, P., J. Parera, F.J. Santos and M.T. Galceran. 2008. Occurrence of polychlorinated naphthalenes, polychlorinated biphenyls and short-chain chlorinated paraffins in marine sediments from Barcelona (Spain). *Chemosphere* 70(9): 1552-1562.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1998. Protocol for the derivation of Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife that consume aquatic biota. Winnipeg, Manitoba [reprinted in CCME. 1999. Canadian environmental quality guidelines. Chapter 8. Winnipeg, Manitoba].
- 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].
- Chen, M.Y., Luo, X.J., Zhang, X.L., He, M.J., Chen, S.J., Mai, B.X., 2011. Chlorinated paraffins in sediments from the Pearl River Delta, South China: spatial and temporal distributions and implication for processes. *Environ. Sci. Technol.* 45, 5964 - 5971.
- Chen, L., Huang, Y., Han, S., Feng, Y., Jiang, G., Tang, C., Ye, Z., Zhan, W., Liu, M. and Zhang, S. (2013) Sample pretreatment optimization for the analysis of short chain chlorinated paraffins in soil with gas chromatography–electron capture negative ion-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1274, 36-43
- COMMISSION REGULATION (EU) No 519/2012 of 19 June 2012 amending Regulation (EC) No 850/2004 of the European Parliament and of the Council on persistent organic pollutants as regards Annex I, available at <http://eur-lex.europa.eu/homepage.html?locale=en>
- COMMISSION REGULATION (EC) No 1272/2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006 (REACH). It implements the 2nd edition of the

- United Nations Globally Harmonised System of classification and labelling of chemicals (GHS) into EU law, <http://www.echa.europa.eu/regulations/clp/legislation>, 2015-03-5
- COMMISSION REGULATION (EC) No 166/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 January 2006 concerning the establishment of a European Pollutant Release and Transfer Register and amending Council Directives 91/689/EEC and 96/61/EC, available at <http://eur-lex.europa.eu/homepage.html?locale=en>
- 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.
- Climate and Pollution Agency, Norway 2012. Compilation of Norwegian Screening Data for Selected Contaminants (2002 –2012). Report TA-2982/201 <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2982/ta2982.pdf>, 2015-03-05
- 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.
- CSTEE 1998. Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment opinion on the risk assessment of short chain length chlorinated paraffins (Available at http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/sct/docshtml/sct_out23_en.htm)
- CXR Biosciences Ltd. 2006. Stamp SL. C14-17 n-alkane, 52% chlorinated study of post-natal offspring mortality following dietary administration to CD rats. DAR0001/062390. Huntingdon Life Sciences Ltd., Huntingdon, UK. Unpublished report.
- Darnerud, P.O., Aune, M., Glynn, A., Borgen, A., 2012. Paraffins in Swedish breast milk. A report of the Swedish Chemicals Agency: http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM%2018_12.pdf
- De Boer, J., El-Sayed Ali, T., Fiedler, H., Legler, J., Muir, D., Nikiforov, V.A., Tomy, G.T., Tsunemi, K., de Boer, J., 2010. Chlorinated paraffins. In: *The Handbook of Environmental Chemistry. Chlorinated Paraffins*, vol. 10. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- D’Hollander, W., Roosens, L., Covaci, A., Cornelis, C., Reynders, H., Campenhout, K.V., Voogt, P.D., Bervoets, L., 2010. Brominated flame retardants and perfluorinated compounds in indoor dust from homes and offices in Flanders, Belgium. *Chemosphere* 1, 478-487.
- Dick, T.A., C.P. Gallagher and G.T. Tomy. 2010. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in fish, water and soils from the Iqaluit, Nunavut (Canada), area. *World Review of Science, Technology and Sustainable Development.* 7: 387-401.
- 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.
- Directive 2002/45/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 amending for the twentieth time Council Directive 76/769/EEC relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (short-chain chlorinated paraffins) [<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32002L0045>, 2015-02-03]
- 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, 2000. European Union risk assessment report. 1st Priority List Vol. 4: alkanes, C₁₀₋₁₃, chloro-. European Commission. European Chemicals Bureau, Luxembourg. 166 pp. (EUR 19010; ISBN 92-828-8451-1).

- EC, 2003. Technical guidance document on risk assessment. Part II: Environmental risk assessment. European Commission, Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances. European Chemical Bureau, Luxembourg. [cited in Bezchlebová et al. 2007]
- EC, 2005. Risk profile and summary report for short-chained chlorinated paraffins (SCCPs), European Commission. Dossier prepared from the UNECE Convention on Long range Transboundary Air Pollution, Protocol on Persistent Organic Pollutants. European Commission, DG Environment.
- EC, 2008 European Union risk assessment report. Updated Version 1st Priority List Vol. 4: alkanes, C10–13, chloro-. European Commission 23396 EN. ISSN 1018-5593 Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities
- ECHA, 2008. Support document for identification of alkanes C₁₀₋₁₃Chloro as substances of very high concern. SVHC support document. Member States Committee, adapted on October 8th, European Chemicals Agency.
- Evenset, A., Carroll J., Christensen, GN., Kallenborn, R., Gregor, D, Gabrielsen, GW. 2007. Seabird Guano Is an Efficient Conveyer of Persistent Organic Pollutants (POPs) to Arctic Lake Ecosystems. *Environ. Sci. Technol.* 2007, 41, 1173-1179.
- 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.
- Environment Canada. 2008. Follow-up report on PSL1 substance for which data were insufficient to conclude whether the substances were “toxic” to the environment and to human health; Chlorinated Paraffins. August 2008. <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=En&n=D7D84872-1>
- Environment Canada. 2013. Chlorinated Paraffins. Follow-up Report on a PSL1 Assessment for Which Data Were Insufficient to Conclude Whether the Substances Were “Toxic” to the Environment and to the Human Health. Date modified: 2013-11-07; <https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=En&n=D7D84872-1&printfullpage=true>, Assessed: 2015-03-13.
- EU (European Union). 2002. European Commission DG ENV Endocrine Disrupting Substances (man-made chemicals) B4-3040/2001/325850/MAR/C2. RPS BKH Project number: M0355037 Report: Endocrine disrupters: study on gathering information on 435 substances with insufficient data. Final report by bkh consulting engineers.
- 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).
- EU (European Union). 2012. Toxicity and Assessment of Chemical Mixtures. European Union, 2012, Scientific Committee on Health and Environmental Risks SCHER, Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks SCENIHR, Scientific Committee on Consumer Safety SCCS 2012 ISB N 978- 92-79-3 0700-3.
- EU (European Union). 2015 Endocrine Disrupters: Database. http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/strategy/being_en.htm (Assessed: 2015.03.13)
- Euro Chlor. 1995. As reported in letter from ICI dated 12/7/95 [cited in EC 2000].
- Fiedler, H. 2010. Short-Chain Chlorinated Paraffins: Production, Use and International Regulations in De Boer, J., El-Sayed Ali, T., Fiedler, H., Legler, J., Muir, D., Nikiforov, V.A., Tomy, G.T., Tsunemi, K., de Boer, J., 2010. Chlorinated paraffins. In: *The Handbook of Environmental Chemistry. Chlorinated Paraffins*, vol. 10. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg
- Fisk, A., C. Cymbalisty, A. Bergman and D.C.G. Muir. 1996. Dietary accumulation of C₁₂- and C₁₆chlorinated 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.
- Friden, U., Mc Lachlan, M., Berger U. 2010 Human exposure to chlorinated paraffins via indoor air and dust. Final report. Stockholm University.
- Gao Y., Zhang H., Su F., Tian Y., Chen J. 2012. Environmental Occurrence and Distribution of Short Chain Chlorinated Paraffins in Sediments and Soils from the Liaohe River Basin, China, *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 3771–3778.
- Gasperi, J.; Zgheib, S.; Cladière, M.; Rocher, V.; Moilleron, R.; Chebbo, G. (2012): Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 – Case of combined sewers, *Water Research*, 2012, Vol.46(20), pp.6693-6703
- Gawor, A. and Wania, F. 2013. Using quantitative structural property relationships, chemical fate models, and the chemical partitioning space to investigate the potential for long range transport and bioaccumulation of complex halogenated chemical mixtures. *Environmental Science: Processes & Impacts* 15(9): 1671-1684.
- Geng N., Zhang, H, Zhang B, Wu, P, Wang F, Yu, Z, Chen, J (2015) Effects of short-chain chlorinated paraffins exposure on the viability and metabolism of human hepatoma HepG2 Cells. *Environ. Sci. Technol.* 2015, 49, 3076–3083.
- Gilliom, R. J.; Barbash, J. E.; Crawford, G. C.; Hamilton, P. A.; Martin, J. D.; Nakagaki, N. *Pesticides in the Nation's Streams and Ground Water, 1992–2001*; USGS Circular 1291, Revised Edition, 2007.
- 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.
- Halse, AK; Schlabach, M.; Schuster, J. K ; Jones, K C ; Steinnes, E.; Breivik, K. (2015): Endosulfan, pentachlorobenzene and short-chain chlorinated paraffins in background soils from Western Europe, *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 2015, Vol.196, pp.21-8
- Hansen, J.C., Gilman, A.P., and Odland, J. Ø 2014 *The Seven Pillars of Obesity: Development of a holistic understanding of a complex problem* AMAP Technical Report No. 8 Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. ISBN – 978-82-7971-085-1.
- Harada, K.H., Takasuga, T., Hitomi, T., Wang, P., Matsukami, H., Koizumi, A. 2011 Dietary exposure to short-chain chlorinated paraffins has increased in Beijing, China. *Environ Sci Technol.* 15;45(16):7019-27.
- Harner, T., M. Mitrovic, L. Ahrens, and J. Schuster, 2014. Characterization of PUF disk passive air samplers for new priority chemicals: a review. *Organohalogen Compounds*, 76:11-29.
- 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 sheephead minnow *Cyprinodon variegatus*. – study 1. ICI Confidential Report BL/B/2326.
- Hill, R. W. and B. G. Maddock., 1983b. Effect of a chlorinated paraffin on embryos and larvae of the sheephead minnow *Cyprinodon variegatus* – study 2. ICI Confidential Report BL/B/2327.
- Hilger, B., Fromme, H., Völkel, W., Coelhan, M., 2011. Effects of chain length, chlorination degree, and structure on the octanolewater partition coefficients of polychlorinated n-alkanes. *Environmental Science and Technology* 45, 2842-2849.

- Hilger, B., Friomme, H., Völkel, W., Coelhan, M. 2013. Occurrence of chlorinated paraffins in house dust samples from Bavaria, Germany. *Environmental Pollution* 175, 16 -21. Houde, M., D.C.G.Muir, G.T.Tomy, D.M. Whittle, C. Teixeira, and S. Morre. 2008. Bioaccumulation and Trophic Magnification of Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Food Webs from Lake Ontario and Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.* 42: 3893-3899.
- Huber S., Warner N.A., Nygård T., Remberger M., Harju M., Uggerud H.T., Kaj L., Hanssen L. 2015. A broad cocktail of environmental pollutants found in eggs of three seabird species from remote colonies in Norway. *Environ Toxicol Chem.* 2015 Jun;34(6):1296-308.
- Hung et al., in press: Northern Contaminants Air Monitoring: Organic Pollutant Measurements. In: NCP, 2015. Synopsis of Research conducted under the 2014-2015 Northern Contaminants Program. Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa, ON
- Hüttig, J. 2006. Determination of the “new” problem group chloro-paraffins in sediments by HRGC-LRMS. Ph.D. Thesis, University of Basel, Basel, Switzerland.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). 1990. Summaries and Evaluations CHLORINATED PARAFFINS (Group 2B) Vol. 48. p 55.
- Iino F., T. Takasuga, K. Senthilkumar, N. Nakamura and J. Nakanish. 2005. Risk assessment of shortchain chlorinated paraffins in Japan based on the first market basket study and species sensitivity -distributions. *Environ. Sci. Technol.* 39:859-866
- Iozza, S, C.E. Müller, P. Schmid, C. Bogdal and M. Oehme. 2008. Historical profiles of chlorinated paraffins and polychlorinated biphenyls in a dated sediment core from Lake Thun (Switzerland). *Environ. Sci. Technol.* 42 (4):1045–1050.
- Iozza, S., P. Schmid, M. Oehme, R. Bassan, C. Belis, G. Jakobi, M. Kirchner, K-W. Schramm, N. Kräuchi, W. Moche, I. Offenthaler, P. Weiss, P. Simončič and W. Knoth. 2009. Altitude profiles of total chlorinated paraffins in humus and spruce needles from the Alps (MONARPOP). *Environ. Pollut.* 157: 3225-3231.
- 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).
- IPEN 2015. Comments on the draft risk profile SCCP. International POPs Elimination Network, February, 2015.
- 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].
- IRDC (International Research and Development Corporation). 1985. Chlorinated paraffin: Reproduction range-finding study in rats. IRDC Report No. 438/049. International Research and Development Corporation, Mattawan, Michigan, USA 49071.
- Ismail, N., S.B. Gewurtz, K. Pleskach, D.M. Whittle, P.A. Helm, C.H. Marvin, and G.T. Tomy. 2009. Brominated and chlorinated flame retardants in Lake Ontario, Canada, lake trout (*Salvelinus namaycush*) between 1979 and 2004 and possible influences of food-web changes. *Environ. Toxicol. Chem.* 28: 910-920.
- IVL, Environmental Research Institute. 2015. Miljöövervakningsdata, <http://dvss.ivl.se/registersida.aspx>
- 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.

- Johansen, P. D. Muir, G. Asmund and F. Riget. 2004. Contaminants in the Traditional Greenland Diet. NERI Technical Report, No. 492, National Environmental Research Institute, Roskilde DK. 77 pp.
- 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].
- Klecka, J. 2014. The role of a water bug, *Sigara striata*, in freshwater food webs. *PeerJ* 2:e389 <https://dx.doi.org/10.7717/peerj.389>
- 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.
- Kolpin, D. W.; Furlong, E. T.; Meyer, M. T.; Thurman, E. M.; Zaug, S. D.; Barber, L. B.; Buxton, H. T. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000—A national reconnaissance. *Environ. Sci. Technol.* 2002, 36 (6), 1202–1211.
- Kortenkamp A, Backhaus T, Faust M. State of the Art Report on Mixture Toxicity. 2009. http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report_Mixture%20toxicity.pdf
- Kuhnlein, H. M. (1995a). "Benefits and risks of traditional food for Indigenous Peoples: focus on dietary intakes of Arctic men." *Can. J. Physiol. Pharmacol.* 73: 765 -771.
- Kuhnlein, H. V., O. Receveur, D. C. Muir, H. M. Chan and R. Soueida (1995b). "Arctic indigenous women consume greater than acceptable levels of organochlorines." *J Nutr* 125(10): 2501-10.
- 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.
- Langer, P., 2010. The impacts of organochlorines and other persistent pollutants on thyroid and metabolic health. *Front Neuroendocrinol.* 31(4):497-518. doi: 10.1016/j.yfrne.2010.08.001.
- Lau, C., Abbott, B.D., Corton, C.J., Cunningham, M.L. 2010 PPARs and Xenobiotic-Induced Adverse Effects: Relevance to Human Health. *PPAR Research Volume 2010, Article ID 954639*, doi:10.1155/2010/954639
- Letcher RJ, Bustnes JO, Dietz R, Jenssen BM, Jørgensen EH, Sonne C, Verreault J, Vijayan MM, Gabrielsen GW. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Sci Total Environ.* 2010 Jul 1;408(15):2995-3043.
- Letcher, R. 2013. Temporal and Spatial Trends of Legacy and Emerging Organic and Metal/Elemental Contaminants in Canadian Polar Bears. In: *Synopsis of Research Conducted under the 2013-2014 Northern Contaminants Program*. Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, 2013
- Li, Xm ; Gao, Y, Wang, Yw, Pan, Yy. 2014a: Emerging Persistent Organic Pollutants in Chinese Bohai Sea and Its Coastal Regions, *Scientific World Journal*, 2014
- Li, C, Xie, Hb, Chen, JW, Yang, Xh, Zhang, Yf, Qiao, XL. 2014b. Predicting Gaseous Reaction Rates of Short Chain Chlorinated Paraffins with center dot OH: Overcoming the Difficulty in Experimental Determination, *Environmental Science & Technology*, 2014 Dec 2, Vol.48(23), pp.13808-13816
- Li Q, Li J, Wang Y, Xu Y, Pan X, Zhang G, Luo C, Kobara Y, Nam JJ, Jones KC. 2012. Atmospheric short-chain chlorinated paraffins in China, Japan, and South Korea. *Environ Sci Technol.* 2012 Nov 6;46(21):11948-54.
- Lu, M. 2013. Degradation of short chain polychlorinated paraffins by a new isolate: tests in pure culture and sewage sludge, *Journal Of Chemical Technology And Biotechnology*, 2013 Jul, Vol.88(7), pp.1273-1279
- Luo, Xiao-Jun, Sun, Yu-Xin, Wu, Jiang-Ping, Chen, She-Jun, Mai, Bi-Xian 2015. Short-chain chlorinated paraffins in terrestrial bird species inhabiting an e-waste recycling site in South China, *Environmental Pollution*, March 2015, Vol.198, pp.41-46
- Ma, Xd, Zhang, Hj, Zhou, HQ, Na, Gs, Wang, Z, Chen, C, Chen, JW, Chen, JP. 2014c. Occurrence and gas/particle partitioning of short- and medium-chain chlorinated paraffins in the atmosphere of Fildes Peninsula of Antarctica, *Atmospheric Environment*, 2014 Jun, Vol.90, pp.10-15

- Ma, Xd, Zhang, Hj, Wang, Z, Yao, Zw, Chen, JW, Chen, JP. 2014a. Bioaccumulation and Trophic Transfer of Short Chain Chlorinated Paraffins in a Marine Food Web from Liaodong Bay, North China, *Environmental Science & Technology*, Vol.48(10), pp.5964-5971
- Ma, Xd; Chen, Jn, Ma, X, Wang, Z, Yao, Z, Ma, X, Zhang, H, Gao, Y; Chen, J; Chen, C. 2014b. Congener-specific distribution and bioaccumulation of short-chain chlorinated paraffins in sediments and bivalves of the Bohai Sea, China, *Marine Pollution Bulletin*, 2013
- 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.
- MOE (Ontario Ministry of the Environment). 1998. Guidelines for the utilization of biosolids and other wastes on agricultural land. January revision.
- Moore S., L. Vromet, B. Rondeau. 2003. Comparison of metastable atom bombardment and electron capture negative ionization for the analysis of polychloroalkanes. *Chemosphere* 54:453–9.
- Morales, L., Martrat, MG., Olmos, J.; Parera, J.; Vicente, J.; Bertolero, A.; Abalos, M., Lacorte, S.; Santos, Fj., Abad, E. 2012: Persistent Organic Pollutants in gull eggs of two species (*Larus michahellis* and *Larus audouinii*) from the Ebro delta Natural Park, *Chemosphere*, 2012 Sep, Vol.88(11), pp.1306-1316
- Muir, D.C.G., M. Alae and G.A. Stern. 1999a. 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, T.F. Bidleman and G.A. Stern. 1999b. New persistent and bioaccumulative chemicals in arctic air, water/snow, and biota. In: Kalkok S, editor. Synopsis of research conducted under the 1997/98 Northern Contaminants Program, vol. 75. Environmental Studies. Ottawa, Indian and Northern Affairs Canada, p. 165– 9.
- 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.
- Muir, D. C. G., M. Alaei, C. Butt, B. Braune, P. Helm, S. Mabury, G. Tomy and X. Wang. 2004. New contaminants in Arctic biota. Synopsis of research conducted under the 2003-2004, Northern Contaminants Program, . Ottawa, Indian and Northern Affairs Canada: 139-148.
- 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).
- NCP 2013. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report On Persistent Organic Pollutants – 2013. Muir D, Kurt-Karakus P, Stow J. (Eds). Northern Contaminants Program, Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa ON. xxiii + 487 pp + Annex
- 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.
- NILU (2015) Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation, M-368|2015 annual report 2014.– Norwegian Institute for Air Research, Norwegian Environment Agency
- Norwegian Environment Agency 2014a. Emission reductions for priority hazardous chemicals (2020 target). Status report. Report M 210-2014 (available in Norwegian only). See [http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M210/m210.pdf ,2015-03-05]
- Norwegian Environment Agency 2014b. Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation, annual report 2013. Report M202-2014. [http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M202/M202.pdf,2015-03-05]
- Norwegian Environment Agency 2014c. Contaminants in coastal waters of Norway 2013. Report M-250/2014. [http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M250/M250.pdf, 2015-03-05]
- Norwegian Environment Agency 2014d. Environmental Contaminants in an Urban Fjord. Report M-205/2014
- Norwegian Environment Agency 2013. Perfluorinated alkylated substances, brominated flame retardants and chlorinated paraffins in the Norwegian Environment - Screening 2013. Report M400-2013. [http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M-40/M40.pdf, 2015-03-05]
- NTP (National Toxicology Program) 1986. Technical Report Series, No. 308. Toxicology and carcinogenesis studies of chlorinated paraffins (C12, 60% chlorine) (CAS No. 63449-39-8) in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies).
- NTP (National Toxicology Program). 2014. National Toxicology Program. Department of Health and Human Services. 13th Report on Carcinogens, U.S. Department of Health and Human Services. Thirteenth Edition. Chlorinated Paraffins. Chlorinated Paraffins (C12, 60% Chlorine) CAS No. 108171-26-2 Reasonably anticipated to be human carcinogens. First listed in the Fifth Annual Report on Carcinogens (1989): <http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/roc/content/profiles/chlorinatedparaffins.pdf>
- Nyberg E., Faxneld, S., Danielsson, S., Bignert, A., Eriksson, U., Holm, K., Borg H., Berger U., 2012. National Swedish Contaminant Monitoring Programme for Freshwater Biota, 2012. Swedish Museum of Natural History, http://www.nrm.se/download/18.551d33ba13a8a19ad04264a/13_2012+Limniska2012.pdf
- Omori, T., T. Kimura and T. Kodama. 1987. Bacterial cometabolic degradation of chlorinated paraffins. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 25: 553–557.
- OECD guideline for testing of chemicals, Phototransformation of Chemicals in water – direct and Indirect Photolysis (draft document 2000)

- Olomukoro, O.J., Ebehiremhen.O. 2015. Diversity and Distribution of Benthic Macroinvertebrate Fauna of Obazuwa Lake in Benin City, Nigeria. *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare*, Vol.5, No.1, 2015, p. 94 [www.iiste.org]
- 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).
- OSPAR (Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). 2006. Overview Assessment: Implementation of PARCOM Decision 95/1 on Short Chained Chlorinated Paraffin.
- Parera, J., F.J. Santos and M.T. Galceran. 2004. Microwave-assisted extraction versus Soxhlet extraction for the analysis of short-chain chlorinated alkanes in sediments. *J. Chromatogr. A* 1046 (1-2) 19-26.
- Pellegriti, G., Frasca, F., Squatrito, S., Vigneri, R. 2013. Worldwide Increasing Incidence of Thyroid Cancer: Update on Epidemiology and Risk Factors, *Journal of Cancer Epidemiology*. Volume 2013, 965212, 10 pages <http://dx.doi.org/10.1155/2013/965212>
- 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.
- Petersen, 2012. Short and medium chained chlorinated paraffins in buildings and constructions in the EU. [part of the Annex E 2015 submission, Netherlands; <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC10/POPRC10Followup/Shortchainedchlorinatedparaffins/tabid/4295/Default.aspx>, 2015-02-03
- 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.
- Sagerup K, Helgason LB, Polder A, Strøm H, Josefsen TD, Skåre JU, Gabrielsen GW. Persistent organic pollutants and mercury in dead and dying glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) at Bjørnøya (Svalbard). *Sci Total Environ.* 2009 Nov 15;407(23):6009-16.
- SCHER Scientific Committee on Health and Environmental Risks. 2008. Scientific opinion on the risk assessment report on alkanes, C14-17, chloro MCCP human health part. CAS 85535-85-9, 15 January 2008.
- Schröder, P. ; Belis, C. ; Schnelle-Kreis, J. ; Herzig, R. ; Prevot, A. ; Raveton, M. ; Kirchner, M. ; Catinon, M. 2014. Why air quality in the Alps remains a matter of concern. The impact of organic pollutants in the alpine area, *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, Vol.21(1), pp.252-267
- Serrone D. M., Birtley R. D. N. Weigand, W., Millischer .R., (1987). Summaries of toxicological data. *Toxicology of chlorinated paraffins*. *Food Chem. Toxicol.*, 25, (7), 553-562SFT. 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.
- Sjöberg, K., Brorström-Lundén, E., Pihl Karlsson G., Danielsson, H., Hansson, K., Wängberg, I., Potter A., Kreuger, J., Lindström, B., Areskoug, H., Alpfjord H., Andersson C., (2014). Sakrapport

- 2013, Data från övervakning inom Programområde Luft t.o.m. år 2013. IVL Svenska Miljöinstitutet 2014. <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/miljoovervakning/Luft/nationell-luftovervakning-sakrapport-2013.pdf>
- Sochová, I., J. Hofman, and I. Holoubek. 2007. Effects of seven organic pollutants on soil nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environment International*. 33:798-804.
- Štejnárová, P., M. Coelhan, R. Kostrhounová, H. Parlar and Ivan Holoubek. 2005. Analysis of short chain chlorinated paraffins in sediment samples from the Czech Republic by short-column GC/ECNI-MS. *Chemosphere* 58:253-262.
- 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.
- Stern, GA, Braekevelt, E, Helm, PA, Bidleman, TF, Outridge, PM, Lockhart, WL, McNeeley, R, Rosenberg B, Ikonomou MG, Hamilton P, Tomy GT, Wilkinson P. 2005. Modern and historical fluxes of halogenated organic contaminants to a lake in the Canadian arctic, as determined from annually laminated sediment cores. *Sci. Total Environ*. 342: 223-243
- 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.
- Stiehl, T., Pfordt, J., Ende, M. 2008. Globale Destillation. I. Evaluierung von Schadsstoffen aufgrund ihrer Persistenz, ihres Bioakkumulationspotentials und ihrer Toxizität im Hinblick auf ihren potentiellen Eintrag in das arktische Ökosystem. *J. Consumer Prot. Food Saf*. 3, 61–81.
- 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.
- Strid, A., Athanassiadis, J., Bergman, A. 2014 Hand blenders available on the Swedish market may contaminate food with chlorinated paraffins. Annex E submission Pamela Miller, Alaska Community Action on Toxics and IPEN.
- Strid, A., Bruhn, C., Sverko, E., Svavarsson, J., Tomy, G., Bergman, A. 2013. Brominated and chlorinated flame retardants in liver of Greenland shark (*Somniosus microcephalus*) *Chemosphere*, 2013 Apr, Vol.91(2), pp.222-228.
- 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.
- Sverko, E., Tomy, GT, Märvin, CH, Muir DCG. 2012. Improving the Quality of Environmental Measurements on Short Chain Chlorinated Paraffins to Support Global Regulatory Efforts, *Environ. Sci. Technol*. 2012, 46, 4697–4698.
- Takasuga T., A. Hayashi, M. Yamashita, H. Takemori, K. Senthilkumar. 2003. Preliminary study of polychlorinated n-alkanes in standard mixtures, river water samples from Japan by HRGC-HRMS with negative ion chemical ionization. *Organohalogen Compd* 60:424–7.
- Takasuga T., Nakano T., Shibata Y., 2012. Unintentional POPs (PCBs, PCBz, PCNs) contamination in articles containing chlorinated paraffins and related impacted chlorinated paraffin products. *Organohalogen Compd*, 2012.
- Tang M., Chen K., Yang F., Liu W., 2014 Exposure to Organochlorine Pollutants and Type 2 Diabetes: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Plos one*. 10, 9, e85556.
- 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].

- Thomas G.O., D. Farrar, E. Braekevelt, G. Stern, O.I. Kalantzi, F.L. Martin and K.C. Jones. 2006. Short and medium chain length chlorinated paraffins in UK human milk fat. *Environmental International* 141:30-41
- 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. Cymbalisty 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.
- UNECE-LRTAP POPs Protocol, 2007. Summary Of The Independent Track A Technical Peer Reviews On Short Chained Chlorinated Paraffins (SCCPs) Dossier Submitted Under The UNECE-LRTAP POPs Protocol, 16/1/08 Available at <http://www.unece.org.net4all.ch/fileadmin/DAM/env/lrtap/TaskForce/popsxg/2006/5th meeting/Final Summary Report SCCP May 1.doc>

- [UNEP/AMAP Expert Group. 2009. Climate Change and POPs: Predicting Impacts. <http://chm.pops.int/Programmes/GlobalMonitoringPlan/ClimateChangeandPOPsPredictingtheImpacts/tabid/1580/language/en-US/Default.aspx>]
- UK REACH Competent Authority 2008. Proposal for identification of a substance as a CMR, PBT, vPvB or a substance of an equivalent level of concern, Annex XV, June 2008, [available at <http://echa.europa.eu/>, 2015-03-06]
- US EPA. 2009. Short-Chain Chlorinated Paraffins (SCCPs) and Other Chlorinated Paraffins Action Plan, U.S. Environmental Protection Agency, 12/30/2009
[http://www.epa.gov/opptintr/existingchemicals/pubs/actionplans/sccps_ap_2009_1230_final.pdf, 2015-03-06]
- Van Oostdam, J., A. Gilman, É. Dewailly, P. Usher, B. Wheatley, H. Kuhnlein, S. Neve, J. Walker, B. Tracy, M. Feeley, V. Jerome and B. Kwavnick (1999). Human Health Implications of Environmental Contaminants in Arctic Canada: A Review. *Sci. Tot. Environ.* 230: 1-82.
- Vandenberg LN, Colborn T, Hayes TB, Heindel JJ, Jacobs DR Jr, Lee DH, Shioda T, Soto AM, vom Saal FS, Welshons WV, Zoeller RT, Myers JP. 2012. Hormones and endocrine-disrupting chemicals: low-dose effects and nonmonotonic dose responses. *Endocr Rev.* 2012 Jun;33(3):378-455.
- Vighi, M and S. Villa. 2011. Risk for POP mixtures in an Arctic food chain. Presentation. Stockholm Convention on POPs.
- Vorkamp, K., Rigét F.F. 2014 A review of new and current-use contaminants in the Arctic environment: evidence of long-range transport and indications of bioaccumulation. *Chemosphere.* 111:379-95.
- Vos, J.G., Dybing E, Greim H.A., Ladefoged O., Lambre C, Tarazona J.V., Brandt I, Vethaak AD 2000. Health effects of endocrine-disrupting chemicals on wildlife with special reference to the European situation. *Crit.Rev.Toxicol.* 30, 71–133.
- Wang, T., Han, S., Yuan, B., Zeng, L., Li, Y., Wang, Y. and Jiang, G. 2012. Summer–winter concentrations and gas-particle partitioning of short chain chlorinated paraffins in the atmosphere of an urban setting, *Environmental Pollution*, 171, 38-45.
- Wang, Xue-Tong ; Zhang, Yuan ; Miao, Yi ; Li, Yuan-Cheng ; Chang, Yue-Ya ; Wu, Ming-Hong ; Ma, Ling-Ling 2013a. Short-chain chlorinated paraffins (SCCPs) in surface soil from a background area in China: Occurrence, distribution, and congener profiles, *Environmental Science and Pollution Research*, July 2013, Vol.20(7), pp.4742-4749
- Wang, Yan; Li, Jun; Cheng, Zhineng; Li, Qilu; Pan, Xiaohui; Zhang, Ruijie; Liu, Di; Luo, Chunling; Liu, Xiang; Katsoyiannis, Athanasios; Zhang, Gan. 2013b: Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Air and Soil of Subtropical Terrestrial Environment in the Pearl River Delta, South China: Distribution, Composition, Atmospheric Deposition Fluxes, and Environmental Fate, *Environmental Science & Technology*, 2013, Vol.47(6), pp.2679-2687
- Wang, X-T., Wang, X-K., Zhang, Y., Chen, L., Sun, Y-F., Li, M. and Wu, M-H. 2014. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in urban soils of Shanghai: Spatial distribution, homologue group patterns and ecological risk assessment, *Science of The Total Environment*, 490, 144-152.
- Wang, Thanh; Yu, Junchao; Han, Shanlong; Wang, Yawei ; Jiang, Guibin 2015. Levels of short chain chlorinated paraffins in pine needles and bark and their vegetation-air partitioning in urban areas, *Environmental Pollution*, January 2015, Vol.196, pp.309-312
- 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.
- Warnasuriya, G.D., B.M. Elcombe, J.R. Foster and C.R. Elcombe. 2010. A mechanism for the induction of renal tumours in male Fischer 344 rats by short-chain chlorinated paraffins. *Arch Toxicol.* 84: 233-243.
- 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>.
- WHO World Health Organisation. 2012. State of the science of endocrine disrupting chemicals – 2012 An assessment of the state of the science of endocrine disruptors prepared by a group of experts for the United Nations Environment Programme (UNEP) and WHO. ISBN: 978 92 4 150503 1.
- Wiig, O. 1998. Survival and reproductive rates of polar bears at Svalbard. *Ursus* 10: 25 -32.

- 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.
- Yuan, B.; Wang, Y. W.; Fu, J. J.; Zhang, Q. H.; Jiang, G. B. 2010. An analytical method for chlorinated paraffins and their determination in soil samples. *Chin. Sci. Bull.* 2010, 55, 2395–2401.
- Yuan, Bo; Wang, Thanh; Zhu, Nali; Zhang, Kegang; Zeng, Lixi; Fu, Jianjie; Wang, Yawei; Jiang, Guibin 2012: Short chain chlorinated paraffins in mollusks from coastal waters in the Chinese Bohai Sea, *Environmental Science and Technology*, Vol.46(12), pp.6489-6496
- Zeng, Lixi; Wang, Thanh; Wang, Pu; Liu, Qian ; Han, Shanlong ; Yuan, Bo; Zhu, Nali; Wang, Yawei; Jiang, Guibin 2011a: Distribution and trophic transfer of short-chain chlorinated paraffins in an aquatic ecosystem receiving effluents from a sewage treatment plant, *Environmental Science and Technology*, Vol.45(13), pp.5529-5535
- Zeng, Lixi; Wang, Thanh; Yuan, Bo; Liu, Qian; Wang, Yawei; Jiang, Guibin; Han, Wenya 2011b: Spatial and vertical distribution of short chain chlorinated paraffins in soils from wastewater irrigated farmlands, *Environmental Science and Technology*, Vol.45(6), pp.2100-2106
- Zeng L., Li H, Wang T, Gao Y, Xiao K, Du Y, Wang Y, Jiang G. 2012a. Behavior, fate, and mass loading of short chain chlorinated paraffins in an advanced municipal sewage treatment plant, *Environ Sci Technol.* 2013 Jan 15;47(2):732-40.
- Zeng, Lixi ; Wang, Thanh ; Ruan, Ting ; Liu, Qian ; Wang, Yawei ; Jiang, Guibin ; Zeng, Lixi 2012b: Levels and distribution patterns of short chain chlorinated paraffins in sewage sludge of wastewater treatment plants in China, *Environmental Pollution*, January 2012, Vol.160(1), pp.88-94
- Zeng L., Zhao Z., Li, H., Wang T., Liu Q., Xiao, K., Du, Y., Wang Y., Jiang G. 2012c. Distribution of Short Chain Chlorinated Paraffins in Marine Sediments of the East China Sea: Influencing Factors, Transport and Implications, *Environ. Sci. Technol.*, 2012, 46 (18), pp 9898–9906
- Zeng, Lixi, Chen, Ru, Wang, Thanh, Gao, Yan, Wang, Yawei, Jiang, Guibin, Zeng, Lixi, Chen, Ru, Zhao, Zongshan, Li, An Sun, Liguang 2013. Spatial distributions and deposition chronology of short chain chlorinated paraffins in marine sediments across the Chinese Bohai and Yellow Seas, *Environmental Science and Technology*, 15 October 2013, Vol.47(20), pp.11449-11456
- Zhao, Zongshan; Li, Huijuan; Wang, Yawei; Li, Guoliang; Zeng, Lixi; Wang, Thanh; Jiang, Guibin; 2013. Source and migration of short-chain chlorinated paraffins in the coastal East China Sea using multiproxies of marine organic geochemistry, *Environmental Science and Technology*, 21 May 2013, Vol.47(10), pp.5013-5022
- 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).
-