



联合国
环境规划署

Distr.: General
31 August 2008

Chinese
Original: English

关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约
持久性有机污染物审查委员会
第三次会议

2007年11月19-23日，日内瓦
临时议程*项目9(c)

审议风险简介草案：短链氯化石蜡

风险简介草案：短链氯化石蜡

秘书处的说明

1. 持久性有机污染物审查委员会在第二次会议上通过了关于短链氯化石蜡的 POPRC-2/8 号决定。¹在该决定第3段中，委员会决定成立一个特设工作小组，进一步审查将短链氯化石蜡列入《公约》附件 A、B 和/或 C 的提案 (UNEP/POPS/POPRC.2/14 和 UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6)，并按照附件 E 编制风险评估草案。
2. 短链氯化石蜡特设工作小组成员及观察员在文件 UNEP/POPS/POPRC.2/17 中列出。
3. 委员会在第一次会议上通过了关于编制风险评估草案的标准工作计划。²
4. 短链氯化石蜡特设工作组根据 POPRC-2/8 号决定和委员会通过的标准工作计划编制的风

* UNEP/POPS/POPRC.3/1/Rev.1。

¹ UNEP/POPS/POPRC.2/17，附件一。

² 同上，第36段和附件二-A。

险评估草案载于本说明的附件中。风险评估草案未经正式编辑。与本风险简介草案有关的额外详情在文件 UNEP/POPS/POPRC.3/INF/22 中列出。

委员会可能采取的行动

5. 委员会或愿：

(a) 经修正后通过载于本说明附件中的风险评估草案；

(b) 根据《公约》第 8 条第 7 款并在风险简介的基础上决定该化学物质的远距离迁徙是否有可能产生严重危害人类健康和/或环境的影响，需要对其采取全球行动，并继续审议该提案；

(c) 根据对上文 (b) 所作决定，同意：

(一) 邀请所有缔约方和观察员依照《公约》附件 F 提供资料，成立一个特设工作小组负责制定风险管理评估草案，并商定一个完成该草案的工作计划；或

(二) 将风险简介分发给所有缔约方和观察员并搁置之。

附件

短链氯化石蜡

风险简介草案

斯德哥尔摩公约持久性有机污染物审查委员会
短链氯化石蜡问题特设工作组起草

2007年8月

目 录

执行摘要	5
1. 导言	6
1.1 被提案物质的化学品识别	6
1.2 审查委员会关于附件 D 资料的结论	6
1.3 数据来源	6
1.4 各国际公约管辖下该化学品的现状	7
2. 与风险简介相关的资料摘要	7
2.1 物理化学性质	7
2.2 来源	8
2.2.1 生产	8
2.2.2 用途和释放	9
2.2.3 在欧洲和北美的总体排放	11
2.3 环境影响	12
2.3.1 持久性	12
2.3.2 生物蓄积性	14
2.3.3 远距离环境迁移的潜力	16
2.4 接触	17
2.4.1 在大气中的浓度	17
2.4.2 废水处理排出物、下水道淤泥及土壤	17
2.4.3 地表水	18
2.4.4 沉积物	18
2.4.5 生物群	19
2.4.6 人类母乳和食品	20
2.5 对引起关注的端点进行危害性评估	21
2.5.1 毒性	21
2.5.2 生态毒性	21
3. 信息综述	24
4. 结论	25
参考资料	26

执行摘要

短链氯化石蜡的释放可能出现在生产、运输和使用过程中。设备冲洗和使用后的金属加工/金属切削液都有可能成为短链氯化石蜡进入水生生态系统的源头。虽然数据有限，但短链氯化石蜡的主要释放源很有可能是聚氯乙烯（PVC）塑料等包含短链氯化石蜡产品的配制和生产过程，以及金属加工液的使用过程。尽管短链氯化石蜡过去在很多国家的使用量都非常大，但最近几年的使用量已经大幅减少。

短链氯化石蜡不可能在水中通过水解方式大量降解，并且陈年的沉积物芯也表明，短链氯化石蜡在沉积物中的持久性超过一年。短链氯化石蜡在大气中的半衰期为 0.81 天至 10.5 天，表明其在空气中的持久性相对较强。在多种不同的环境样本（空气、沉积物、水、废水、鱼和海洋哺乳动物）中均检出了短链氯化石蜡，另外在北极等偏远地区也检出了短链氯化石蜡，为其远距离迁移能力提供了佐证。

安大略湖中的鲑鱼对短链氯化石蜡的野外生物积累系数（BAF）范围为 16,440 至 25,650 湿重，这表明短链氯化石蜡可以在水生生物群中生物积累至很高的程度。正辛醇/水分配系数和生物积累系数的模型数据也显示短链氯化石蜡存在生物积累的现象，并为上面的结论提供了支持。此外，部分短链氯化石蜡生物放大系数已经超过了 1。短链氯化石蜡在较高营养级生物体内表现出了很高的浓缩度，特别是哺乳动物和水生淡水生物群（例如白鲸、环斑海豹和各种鱼类），这些都为生物积累现象提供了额外的佐证。在魁北克北部因纽特妇女的母乳中也测出了短链氯化石蜡。

有证据表明，短链氯化石蜡在相对浓缩度较低时仍然对某些水生生物具有毒性。最敏感的水生生物为大型蚤，其慢性无可见效果浓度为 5 微克/升。日本青鳉也对短链氯化石蜡非常敏感，已报告的无可见效果浓度为 9.6 微克/升。据估计，如食物中的无可见效果浓度达到 168 毫克/千克，野鸭卵壳的厚度将会变薄。国际癌症研究机构正在考虑将短链氯化石蜡的某些同族体（平均为 12 个碳原子，氯化程度为 60%）列为可能致癌的物质（2B 级）。然而，人们在这些肿瘤的机理及其是否与人类健康存在关联的问题上仍然存在一些争议。

目前在环境中测得的短链氯化石蜡的浓度通常低于与未实施安全系数情况下的浓缩水平。然而，在某些情况下，短链氯化石蜡在城市地区的浓度已经接近了令人担忧的水平。

虽然越来越多针对短链氯化石蜡的法规已经导致短链氯化石蜡目前的使用量大幅减少，但有证据表明，在几个国家中短链氯化石蜡的使用和释放量仍然非常大。现有的经验和模型数据充分表明，短链氯化石蜡具有很强的持久性、生物积累性和毒性，尤其对水生生物的毒害作用更强，并且具备远程环境迁移的能力。根据联合国欧洲经济委员会《远距离越境空气污染公约》的《关于持久性有机污染物的议定书》中的决定，短链氯化石蜡被认为是一种持久性有机污染物。

根据现有证据，由于远距离环境迁移的结果，短链氯化石蜡可能会对人类健康和（或）环境造成重大不利影响，因此必须采取全球行动消除这一影响。

1. 引言

欧洲共同体及其作为《斯德哥尔摩公约》缔约国的成员国已经于 2006 年 7 月 26 日提名将短链氯化石蜡列入《公约》附件 A、B 或 C (UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6)。在该提名中,短链氯化石蜡的定义为第一节中的碳链长度为 10 到 13 个碳原子,氯化程度在 48%以上(计重);以及第 1.2 节中的 10 到 13 个碳原子和 1 到 13 个氯原子(约 16-78%计重)。

1.1 被提案物质的化学品识别

短链氯化石蜡(烷, C10-13, 氯化)的化学文摘社(CAS)编号和欧洲化学品管理局化合物目录数据库编号分别为 85535-84-8 和 287-476-5。短链氯化石蜡是正构烷的氯化衍生物,其碳链长度为 10 至 13 个碳原子和 1 至 13 个氯原子(约 16%至 78%计重)(分子式: $C_xH_{(2x-y+2)}Cl_y$, 其中 $x=10-13$, $y=1-13$)。由于氯原子可能的位置千变万化,正构烷的氯化会产生极为复杂的混合物,因此使用标准的分析方法进行分离和识别几乎是不可能的。图 1-1 中表示的是两种短链氯化石蜡的结构示例。

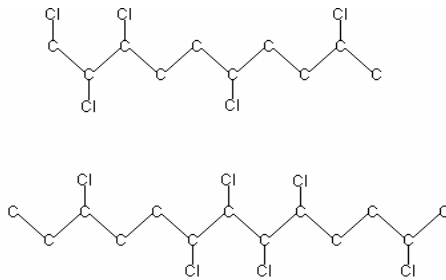


图 1-1. 两种短链氯化石蜡化合物的结构 ($C_{10}H_{17}Cl_5$ 和 $C_{13}H_{22}Cl_6$)。

1.2 审查委员会关于附件D资料的结论

持久性有机污染物审查委员会于 2006 年 11 月 6 日至 10 日在日内瓦召开了第二次会议,会上根据《公约》附件 D 中列出的标准对短链氯化石蜡进行了评估。委员会确定短链氯化石蜡符合《公约》附件 D 中列出的筛选标准(UNEP/POPS/POPRC.2/17——第 POPRC-2/8 号决定附件一)。

1.3 数据来源

关于短链氯化石蜡的风险简介在编写过程中,参照了欧洲联盟向持久性有机污染物审查委员会提供的短链氯化石蜡提案资料(UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6)。风险简介中还采用了加拿大(加拿大环境署)和英国(英国环境食品农村事务局)提供的风险评估文件资料。持久性有机污染物审查委员会一些缔约国和观察员提供的附件 E 资料和其他相关的补充资料也列入了审查范围。风险简介还包含了经同行审查的科学文献所载额外信息(至 2007 年 2 月 1 日)以及缔约方和观察员在评论期间确定的额外信息。如需了解作为风险简介基础的更详细文件,以及本文件的完整参考文件列表,请参阅 UNEP/POPS/POPRC.3/INF/22。

1.4 各国际公约管辖下该化学品的现状

2005年8月，欧洲共同体提议将短链氯化石蜡列入联合国欧洲经济委员会《远距离越境空气污染公约关于持久性有机污染物的奥尔胡斯议定书》。根据该提议，短链氯化石蜡符合欧洲委员会第1998/2号决定中有关持久性、导致不利影响的潜力、生物积累以及远距离迁移潜力的标准。在2006年12月举行的欧洲委员会第24次会议上，联合国欧洲经济委员会《关于持久性有机污染物的议定书》缔约方一致同意按《议定书》定义，将短链氯化石蜡视为持久性有机污染物，并要求该工作组继续对这些物质进行B类跟踪审查，同时探讨适合这些物质的管理战略。

1995年，保护东北大西洋海洋环境公约委员会通过了一项有关短链氯化石蜡的决定（第95/1号决定）。该决定禁止在所有领域中使用短链氯化石蜡。根据该决定，从1999年底开始将禁止短链氯化石蜡的所有销售和使用。到2004年之前，只有在水坝密封剂和地下传送带中仍然允许使用短链氯化石蜡。波罗的海海洋环境保护委员会所采取的行动与保护东北大西洋海洋环境公约委员会非常相似，将短链氯化石蜡收录在其有害物质清单中（但到目前为止尚未没有建议被采纳）。

根据欧洲共同体的水框架指令（2000年10月23日发布的第2000/60/EC号指令），短链氯化石蜡被列为水政策领域的首要危险物质，并被收录在负责定义欧洲地表水质量标准的第2000/60/EC号指令修正案草案中。根据适当的时间表，该指令中收录的物质将被禁止或逐渐禁止排泄、排放和丢弃，且该时间表的时间不应超过20年（欧洲共同体，2005年）。短链氯化石蜡在欧盟内的主要用途是生产金属加工液，并用于皮革加脂剂的制造，但这些用途都被第2002/45/EC号指令严格禁止。短链氯化石蜡在欧洲的另外一项主要用途是在塑料工业中，但该指令并未涉及这一用途。

2. 与风险简介相关的资料摘要

2.1 物理化学性质

有关各类短链氯化石蜡同源物和混合物物理和化学性质的信息非常有限（Renberg 等人，1980年；Madeley 等人，1983年a；BUA，1992年；Sijm 和 Sinnige，1995年；Drouillard 等人，1998a；Drouillard 等人，1998年b；Fisk 等人，1998年a）。估得和测得的蒸气压力（VP）在0.028至 2.8×10^{-7} 帕之间（Drouillard 等人，1998年a；BUA，1992年）。根据预测，在25°C时含50-60%氯的短链氯化石蜡产品的主要成分的过冷液体蒸气压力介于 1.4×10^{-5} 至0.066帕之间（Tomy 等人，1998年a）。亨利定律常数的范围为0.7-18帕·立方米/mol（Drouillard 等人，1998年a），这表明短链氯化石蜡可以由于环境分隔的原因从水中再活化到空气中。测得的单体C₁₀₋₁₂氯化烷的溶解度介于400到960微克/升之间（Drouillard 等人，1998年b），而估计的C₁₀和C₁₃氯化烷混合物的溶解度范围为6.4至2,370微克/升（BUA，1992年）。正辛醇/水分配系数的对数（log K_{OW}）通常大于5，介于4.48至8.69之间。正辛醇/空气分配系数的对数（log K_{OA}）是通过已知的K_{OW}和亨利定律常数值估算出来的。这种方法只适用于有限数量的同源物；其数值介于8.2至9.8之间。

2.2 来源

2.2.1 生产

短链氯化石蜡在加拿大（Camford 信息服务公司，2001 年）和德国已经停产，其中德国是从 1995 年开始停产的。在 1995 年之前，科莱恩公司、赫斯特公司和赫斯公司都在德国境内生产短链氯化石蜡。从 1993 年至 1995 年前，赫斯特公司的短链氯化石蜡年产量在 9,300 至 19,300 吨之间。

目前，美国、欧洲联盟、俄罗斯、印度、中国台湾地区、中国大陆、日本、巴西和斯洛伐克都在生产（不同链长的）氯化石蜡（CP）。根据附件 E 说明中由美国提交的信息，氯化石蜡已被收录到《有毒物质控制法案》（TSCA）目录中，并且需要遵守美国环境保护局（EPA）的《有毒物质控制法案》目录更新报告规则。该规则的目的是收集所有有关生产和进口的信息。在美国使用的化学文摘社（CAS）编号并不仅针对短链氯化石蜡。因此，所收集的信息中还包括其他链长的氯化石蜡。2002 年，化学文摘社编号 63449-39-8（氯化固体石蜡和氯化烃基石蜡）的生产和进口量介于 >5,000 万至 1 亿磅（>23,000 至 45,000 公吨）之间。1994 年，化学文摘社编号 68920-70-7（氯化，C₆₋₁₈，烷）的生产和进口量介于 >100 万至 1,000 万磅（>450 至 23,000 公吨）之间。由巴西提交的附件 E 资料表明，巴西的短链氯化石蜡年产量为 150 公吨，而斯洛伐克在评论期间提交的资料表明，该国的年产量介于 100 至 584 公吨之间。

根据澳大利亚提交的资料，在 1998 年 3 月至 2000 年 3 月期间，澳大利亚进口了近 360 公吨的短链氯化石蜡。然而，有一家公司在 2002 年之前已经停止进口短链氯化石蜡（国家工业化学品通告及评价方案——NICNAS 2004 年）。在 2000 年和 2001 年，加拿大报告的所有氯化石蜡使用总量约为 3,000 公吨（加拿大环境署，2003 年 a）。加拿大的短链氯化石蜡（占氯化石蜡总使用量中的一部分）销售模式与欧洲的销售模式类似。

表 1-1 显示的是欧洲联盟和北美的销售模式，后者主要为美国。到目前为止尚不清楚这些销售模式是否相同。总体而言，欧洲联盟中短链氯化石蜡的使用量已经下滑，部分原因是德国开始逐步停止短链氯化石蜡的生产和使用（Stolzenberg, 1999 年；OSPAR, 2001 年）以及欧洲联盟的市场营销和使用指令。

表 1-1. 1990 年代短链氯化石蜡在欧盟和北美地区的销售情况

欧洲联盟 ¹			北美地区 ²		
年份	(公吨/年)	占氯化石蜡销售总量的百分比	年份	(公吨/年)	占氯化石蜡销售总量的百分比
1994	13,200				
1997	7,370				
1998	4,080	6.4	1998	7,900	20.6

¹ 《保护东北大西洋海洋环境公约》（《东北大西洋环保公约》）（2001 年）。

² 加拿大塑料工业协会（2000 年）。

2.2.2 用途和释放

加拿大在 2003 年（加拿大环境署，2003 年 a），欧洲联盟在 1994 年（欧洲氯碱制造厂商联合会，1995 年）和 1998 年（OSPAR，2001 年）的主要短链氯化石蜡使用和释放都出现在金属加工过程中。1994 年，欧洲联盟在金属加工过程中的使用量达到 9,380 公吨/年。这些数量在 1998 年都出现了大幅下滑（2,018 公吨/年）。短链氯化石蜡其他用途包括油漆、粘合剂和密封剂、阻燃剂以及纺织和聚合材料（表 2）。从 1994 年至 1998 年，欧洲联盟范围内所有用途的短链氯化石蜡使用量从 13,208 公吨/年降至 4,075 公吨/年。从 2002 年起，欧洲联盟范围内用于金属加工和皮革加脂剂的短链氯化石蜡使用已经受到了欧盟第 2002/45/EC 号指令的限制。

1994 年，瑞士境内的短链氯化石蜡使用量为 70 公吨。根据瑞士提供的附件 E 资料，短链氯化石蜡在瑞士的使用量已下降了 80%。短链氯化石蜡在瑞士境内最广泛的用途是制造接头密封剂。在德国，短链氯化石蜡的最重要用途（占总使用量的 74%）已经被欧盟第 2002/45/EC 号指令禁止（德国提供的附件 E 资料）。短链氯化石蜡一直以来都用作密封垫（例如建筑中的接合点）中聚氯联二苯的替代品，而当建筑翻修时，它会成为一种污染源。巴西指出，巴西境内用于橡胶、汽车地毯和附件中阻燃剂的短链氯化石蜡使用量为 300 公吨/年（巴西提供的附件 E 资料）。1998/2000 年至 2002 年期间，短链氯化石蜡在澳大利亚金属加工行业中的使用量下降至约 25 公吨/年，比原有水平下降 80%（NICNAS，2004 年）。

表 2-2 显示的是最常见的短链氯化石蜡用途和释放。由于没有短链氯化石蜡的数据，该表中显示的是无特定链长的氯化石蜡（CP）数据。目前尚无证据表明存在氯化石蜡的主要自然来源（英国环境局，2003 年 a）。人为原因造成的短链氯化石蜡向环境中的释放可能发生在生产、存储、运输、工业和消费者使用的包含短链氯化石蜡产品、废物的丢弃和燃烧，以及产品的填埋过程中（表 2）。短链氯化石蜡向水中释放的来源可能出现在制造过程中，其中包括外溢、设施冲洗以及暴雨造成的雨水冲刷。金属加工/金属切削液中的短链氯化石蜡也可能由于液桶丢弃、粘附和废液进入水环境（加拿大政府，1993 年 a）。这些释放会汇集到下水道系统中，并最终转到废水处理厂产生的排出物中。

其它的释放可能包括齿轮油、坚硬岩石采矿液和其他类型采矿设备、石油和天然气钻探所使用的液体和设备、无缝管材的制造、金属加工和船舶上涡轮机的运转过程（加拿大塑料工业协会，2002 年，加拿大环境署，2003 年 b）。

在加拿大，填埋是处置聚合物的一条主要途径。氯化石蜡有可能在这些产物中保持稳定状态，有很小一部分会通过渗透水冲刷的形式流失。填埋地点中氯化石蜡的浸出可忽略不计，因为土壤对氯化石蜡有很强的固定作用。在这些产品被丢弃几个世纪之后，这些产物才有可能产生轻微的排放，大部分都已有效地溶入了聚合物（《国际化学品安全方案》，1996 年）。

氯化石蜡聚合物可能在塑料再生期间被释放，释放的过程可能包括切割、粉碎和清洗步骤。如果在这些操作过程中以粉尘形式释放，氯化石蜡可能因为较强的吸附作用和正辛醇/空气分配系数而被微粒吸附。

表 2-2. 短链氯化石蜡和（各种链长）氯化石蜡的用途和释放

应用/用途	占最终产物重量的百分比	释放类型	释放量	参考资料
金属加工润滑剂		生产/配制地点的损耗	受控制的氯化石蜡损耗为 1-2%；氯化石蜡消耗量为 0.06 克/千克；1990 年代中期欧洲物短链氯化石蜡损耗量为 23 吨/年；在现场处理前，氯化石蜡默认的排放系数为 0.005%（空气）和 0.25%（废水）	欧洲共同体（2000 年）；瑞典国家化学品监督署（1991 年）；欧洲联盟（2003 年）
		使用中的损耗	小规模用户（100 升容量）的加工件粘附量为 2.5 千克/地点/年，大规模用户（95,000 升容量）；大型、中型和小型工厂中的切削液中氯化石蜡的年损耗量分别为 48%、75%和 100%；金属加工液中短链氯化石蜡的损耗有 18%进入废水（1998 年在欧盟的量为 733 吨/年），有 3%以填埋方式处理；水基金属加工液中排放的废水为 10%；油基和水基金属加工液中氯化石蜡的损耗分别为 18.5%和 31.6%。两种加工液中氯化石蜡向空气的默认排放系数为 0.02%。	加拿大政府（1993 年 a）；欧洲共同体（2000 年）；英国环境局（2003 年 a）
油漆、粘合剂和密封剂	5-15% 的氯化石蜡（油漆） 10-15%的氯化石蜡（密封剂典型配方） 部分应用中氯化石蜡的比例高达 20%（密封剂）	生产/配制地点的损耗	可忽略不计（油漆）；很低或为零（密封剂）；5%固体废物（密封剂）	Zitko 和 Arsenault（1974 年）；英国环境局（2003 年 b）
		使用/应用中的损耗	应用过程中产生的废物可能在填埋场中处置；热固树脂的默认排放系数在空气中为 0%，中链和长链氯化石蜡在废水中的默认排放系数为 0.1%	英国建筑研究机构（1998 年）；英国环境局（2003 年 a）
		浸出损耗	中链氯化石蜡的排放系数为 0.15%/年	英国环境局（2003 年 a）
皮革加脂液	1% 的短链氯化石蜡或更低（仅欧洲联盟）			欧盟第 2002/45/EC 号指令

应用/用途	占最终产物重量的百分比	释放类型	释放量	参考资料
塑料和橡胶	10.1-16.8%的氯化石蜡（传送带） 6.5%的氯化石蜡（鞋底）	生产/配制地点的损耗	塑料添加剂的在空气中默认排放系数为0.1%，氯化石蜡在水中的默认排放系数为0.05%；热固树脂的默认排放系数在空气中为0%，氯化石蜡在废水中的默认排放系数为0.05%	英国橡胶生产商协会（2001年）；英国环境局（2001）；英国建筑研究机构（1998年）
		使用中的损耗	产品在磨损过程中的损耗	
	13%的氯化石蜡（工业用布）	挥发损耗	产品全寿命中的损耗为0.05%	
阻燃剂	1-4%的氯化石蜡（典型比例） 某些应用中氯化石蜡的最高比例为15% 橡胶中添加1-10%的短链氯化石蜡			Zitko 和 Arsenault（1974年）；BUA（1992年）
纺织品和聚合材料		生产/配制地点的损耗	在1998年使用17%的短链氯化石蜡	欧洲共同体（2000年）

2.2.3 在欧洲和北美的总体排放

进入废水和地表水的微量短链氯化石蜡损耗是根据欧盟的数据（欧洲共同体，2000年）估算而来，并汇总于表2-3中。根据假定，短链氯化石蜡的行为类似中链氯化石蜡（英国环境局，2003年a）。总体而言，多数短链氯化石蜡的释放都与金属加工操作有关。然而，在其他产品（如油漆、纺织品、橡胶）的使用过程中也有可能产生分布很广的少量释放。

表 2-3. 短链氯化石蜡进入欧洲联盟废水、地表水和陆地环境，微量损耗资料

应用	向每一组成部分的释放		
	废水 ¹	地表水 ²	陆地环境 ³
金属加工润滑剂	18%	1.4%	17.8%
油漆和密封剂	0.1%	0.015%	未知—— 废旧材料的填埋
橡胶/阻燃剂/纺织品/聚合物（聚氯乙烯除外）	0.1%	0.05-0.4%	未知—— 废旧材料的填埋

¹ 使用（金属加工液）和产品配制（油漆/聚合物）过程中产生的废水。

² 金属加工液中进入地表水的损耗= 0.08 × 废水。聚氯乙烯和油漆/粘合剂/密封剂中直接进入地表水的损耗也包括在内。

³ 假定计算范围包括土地填埋或污水淤泥散布，但不包括聚氯乙烯和油漆/粘合剂/密封剂，且考虑进入城市/工业土壤的直接损耗，则陆地 = 土壤 + 填埋。

自 1999 年以来汇总至加拿大《国家污染物释放清单》（NPRI）的数据表明，达到 NPRI 报告要求的公司向加拿大环境中释放的氯化石蜡（短链、中链和长链）量很少（2007 年 8 月 9 日访问 NPRI 网站；http://www.ec.gc.ca/pdb/querysite/query_e.cfm）。2001 年至 2002 年的《国家污染物释放清单》证实，安大略省两家公司以填埋方式丢弃的氯化石蜡为 1.45 公吨，以有机物回收再循环方式处理的氯化石蜡为 1.94 公吨。这两家公司都使用短链氯化石蜡作为各自制造电线和电缆以及油漆和涂料的配方成分。2005 年的《国家污染物释放清单》表明，安大略省一家公司向厂外丢弃 0.023 公吨氯化 10-13 烷，（化学文摘社编号 85535-84-8），并在厂外再循环 2.967 公吨该物质。

在美国，短链氯化石蜡属于《有毒化学器释放清单》（TRI）的报告范围，并且是一个更广泛的多氯化烷（平均氯化内容占 40-70%的所有饱和 C₁₀₋₁₃ 种类）目录的组成部分。美国在评论期间提交的资料表明，在 2005 年 TRI 数据发布周期，美国工业企业以厂内和厂外丢弃或其它方式释放的多氯化烷中属于应报告范围的总量为 42,779 磅（19,404 千克），其中 1,527 磅（693 千克）通过漏风排放；1,941 磅（880 千克）通过点源空气排放；7 磅（3.2 千克）通过地表水排放（2005 年 TRI 发布的结稿日期为 2006 年 11 月 15 日，公布于 2007 年 3 月 22 日，可查阅www.epa.gov/tri）。

2.3 环境影响

2.3.1 持久性

空气中的持久性

如使用 AOPWIN (v. 1.86) 计算机程序默认的日光时段大气烃基浓缩度—— 1.5×10^6 个分子/立方厘米，根据短链氯化石蜡与烃基的反应情况，短链氯化石蜡在大气中的半衰期估计为 0.81 至 10.5 天（Meylan 和 Howard, 1993 年；Atkinson 1986 年，1987 年）。如使用通常在欧洲联盟相对污染度较低的大气中全天（24 小时）使

用的较低烃基浓缩度—— 5×10^5 个分子/cm³，短链氯化石蜡在大气中的半衰期介于 1.2 天至 15.7 天之间。值得注意的是，在平均每日日光条件下，烃基反应率会随着时间的变化出现较大差异，而 5×10^5 个分子/cm³ 的浓缩度在较高纬度的地区上并不具有典型性，因为烃基浓缩会随纬度的增加而下降。此外，在高纬度常见的低温度条件下，大气微粒对氯化石蜡具有较强的吸附作用，可能会限制短链氯化石蜡在大气中的氧化途径。

水中的持久性

短链氯化石蜡在水解等非生物过程中降解的可能性较小（IPCS，1996 年；英国环境局，2003 年 a、b）。然而，日本政府上报的其他信息表明，短链氯化石蜡的一种同源物（1-chlorooctadecane；C = 12，Cl = 1）可通过生物过程降解。这些数据对高氯化程度短链氯化石蜡的适用性尚属未知；对沉积物（见“土壤和沉积物中的持久性”一段）中生物降解的研究表明，生物降解可能只适用于所测的特定短链氯化石蜡同源物。Koh 和 Thiemann（2001 年）显示，在紫外线（汞弧光灯；约 254-436 纳米波长）短链氯化石蜡混合物会在丙酮水中发生快速的光分解，其半衰期会变为 0.7 至 5.2 小时。含 52% 计重氯的短链氯化石蜡产品在同等条件下纯水中的半衰期为 12.8 小时。虽然这些结果表明光分解可能是某些短链氯化石蜡的降解途径，但该研究的环境关联值得质疑，因为使用紫外线照射源产生的半衰期要远低于自然光条件下的半衰期。此外，在深水和/或较高的纬度上，光降解的程度可能会受到限制。

土壤和沉积物中的持久性

通过为期 25 天生物化学需氧量（BOD）测试，Madeley 和 Birtley（1980 年）发现，短链氯化石蜡（含 49% 的氯）会在 25 天后会被适合环境的微生物快速和全部降解。在使用高氯化程度的氯化石蜡进行的测试中，未观察到显著的需氧量。这些测试中使用的氯化石蜡包括两种短链氯化石蜡（含氯 60% 和 70%）。Fisk 等人（1998 年 a）在一项针对寡毛纲动物对短链氯化石蜡生物利用率的研究中发现，两种用碳 14 标记的 C₁₂ 氯化烷（含氯 56% 和 69%）在 12°C 的需氧沉积物中发生降解。两种含氯 56% 和 69% 的氯化产物在沉积物中的半衰期分别为 12 ± 3.6 天和 30 ± 2.6 天。

一项针对短链氯化石蜡在淡水和海洋沉积物中发生需氧和厌氧生物降解的研究已于最近完成（Thompson 和 Noble，2007 年；英国环境局，2007 年）。利用碳 14 标记的 65% 计重氯化正癸烷和正十三烷产品并根据经合组织第 308 号试验指导原则，在需氧条件下 65% 计重氯化 C₁₀₋₁₃ 的平均半衰期（矿化度[二氧化碳或甲烷生产]）估计值在淡水沉积物中为 1,630 天，在海洋沉积物中为 450 天。在厌氧沉积物中发现的矿化作用极少或根本没有。

加拿大马尼托巴省温尼伯湖和育空地区的福克斯湖沉积物中的短链氯化石蜡残余物浓缩分布曲线表明，残余物出现在两湖沉积物中 1947 年的切片中（Tomy 等人，1999 年）。在安大略湖的西部盆地，也在 1949 年的沉积物中观察到了短链氯化石蜡残余物。在 1971 年的切片中观察到了最高的浓缩度（800 纳克/克干重）（Muir 等人，1999 年）。1996 年，在圣弗朗西斯湖中收集到的沉积物钻芯中也测出了短链氯化石蜡，地点就位于过去的一处氯化石蜡制造地点下游。这些历史分布表明，与安大略湖发现内容相比，该地出现的是相对较低级的短链氯化石蜡（Muir 等人，1999 年；2002 年）。目前测得的最高的短链氯化石蜡浓缩度中间日期为 1985

± 4 年 (Turner, 1996 年)。沉积物中主要的链长组为 C₁₁ 和 C₁₂。

由于不清楚上述任何地点中任何年份样本的投放时间, 因此就不可能利用这些数据计算出一个离散的半衰期数值。然而, 由于在这些地点的沉积物钻芯中测得的短链氯化石蜡可追溯至 1940 年代, 这就为我们提供了充分的证据, 说明短链氯化石蜡可以在水下厌氧沉积物中持久存在超过 50 年。在一种反演计算方法中, 加拿大环境署 (2004 年) 使用一阶衰减方程确定沉积物中短链氯化石蜡的半衰期超过 1 年。虽然确定半衰期的反演算法并不能提供某种化学品半衰期的离散数值, 但它可以提供一个答案, 确定某种化学品的半衰期是否远远超出一个具体的时间框架。一些政府评估和公布的审查得出的结论是: 即使在有适合的微生物存在的条件下, 在环境中的生物降解速度可能会较慢 (加拿大政府, 1993 年 a、b; Tomy 等人, 1998 年 a; 欧洲共同体, 2000 年)。

有关短链氯化石蜡在土壤中持久性的现有信息极少。由 Omori 等人 (1987 年) 进行的一项研究对一系列土壤菌株针对 C₁₂H₁₈Cl₈ (含氯 63%) 的脱氯潜力进行了研究。尽管他们无法分离出可使用该化学品作为唯一碳来源的菌株, 但他们确实发现采用正十六烷预处理过的不同的菌株具备不同的脱氯能力。经过 48 个小时, 某个混合种群 (四种菌株) 和某个独立活动的单种菌株 (HK-3) 分别释放了 21% 和 35% 的氯。另外一项由 Nicholls 等人 (2001 年) 进行的研究调查了英国农田土壤中存在的短链氯化石蜡, 其中有些农田曾加施过下水道淤泥。他们无法测出短链氯化石蜡 (<0.1 微克/克)。然而, 这项研究并没有具体跟踪短链氯化石蜡在加施淤泥后的变化情况, 因此这些结果的实际意义值得质疑。

持久性总结

短链氯化石蜡符合沉积物的持久性标准 (附件 D, 《斯德哥尔摩公约》)。它们在空气中具有较强的持久性, 因此具备远距离迁移的可能性。虽然短链氯化石蜡在水解过程中显示出了较强的稳定性, 但尚无足够的信息可证明其在水中的持久性。也没有足够的信息可以证明其在土壤中的持久性。总体而言, 短链氯化石蜡被认为符合附件 D 中确立的持久性标准。

2.3.2 生物蓄积性

模型化正辛醇/水分配系数和生物积累系数

Sijm 和 Sinnige (1995 年) 计算出所有可能的短链氯化石蜡正辛醇/水分配系数 (log K_{ow}) 介于 4.8 至 7.6 之间。Fisk 等人 (1998 年 b) 确定了含氯 55.9% (湿重) C₁₂H_{20.1}Cl_{5.9} 和含氯 68.5% (湿重) C₁₂H_{16.2}Cl_{9.8} 的辛醇水分配系。含 55.9% 氯 (湿重) 物质的正辛醇/水分配系数的数值估计为 6.2 (log Kow 介于 5 至 7.1 之间), 而 68.5% 氯 (湿重) 物质为 6.6。如使用经验 K_{ow} 数据假定无代谢发生, 则鱼类的 Gobas BAF 模型估计出的所有短链氯化石蜡的 BAF 值超过 5,000。

生物浓缩

实验室研究计算出的短链氯化石蜡生物浓缩系数 (BCF) 已经过加拿大政府 (1993 年 b) 的审查, 并被发现在不同的物种之间会出现巨大的差异。已确定的淡水和海洋藻类的 BCF 值相对较低 (<1-7.6)。在虹鳟鱼体

内测得的 BCF 值最高达 7,816 (湿重)，而在紫贻贝体内的数值为 5,785 至 138,000 (湿重) (Madeley 等人, 1983 年 b; Madeley 和 Thompson 1983 年; Renberg 等人, 1986 年)。最近未发现其他的实验室 BCF 研究。

由日本政府上报的氯化石蜡 (C=11, Cl=7-10) BCF 测试结果信息表明, 这些化学器具具有生物积累性。测试的过程中使用了两种测试浓度 (0.1 和 1 微克/升), 而测试生物体的接触时间介于 12 天至 60 天之间。测得的 BCF 数值为 1,900 至 11,000。

生物积累、生物放大和生物性和生物转化的实验室研究

短链氯化石蜡可在鱼类的进食过程积累。食物积累会受到碳链长度和氯含量的影响 (Fisk 等人, 1996 年、1998 年 b、2000 年)。计重氯含量超过 60% 的短链氯化石蜡的平衡生物放大系数 (BMF) 大于 1, 这表示水生食物链中存在生物放大的潜力。幼年虹鳟鱼的鱼类净化半衰期介于 7 天至约 53 天之间 (Fisk 等人, 1998 年 b)。在另外一项研究中, Fisk 等人 (2000 年) 估计短链氯化石蜡在虹鳟鱼体内的净化半衰期介于 7.1 天至 86.6 天之间。其他研究人员观察到, 氯化程度较低的短链氯化石蜡可由鱼类代谢, 但两种氯化程度较高短链氯化石蜡 (C₁₂H₁₆Cl₁₀ 和 C₁₂H₂₀Cl₆) 的半衰期与难降解有机氯的情况类似, 其生物转化半衰期大于 1,000 天。Fisk 等人 (2000 年) 发现, 一些 C₁₀₋₁₂ 短链氯化石蜡, 尤其是氯化癸烷, 的净化和生物转化半衰期都非常相似, 这表明净化主要是通过生物转化完成的。Fisk 等人 (2000 年) 的研究还显示, 35 种氯化正构烷 (短链氯化石蜡和中链氯化石蜡的混合数据) 的 BMF 与每种化合物的碳原子加氯原子的数量以及正辛醇/水分配系数存在很大的关联。

Bengtsson 和 Baumann-Ofstad (1982 年) 的研究发现, 尽管某种含氯 71% (湿重) 的短链氯化石蜡的吸收效率 (91 天的吸收期) 较低 (6%), 其在欧鲇中的停滞水平非常高。在实验终止前为期 316 天的清除期中, 该化学式的物质一直在鱼体组织中保持稳定的水平。Fisk 等人 (1998 年 a) 也报告 C₁₂H₂₀Cl₆ (56% 计重) 和 C₁₂H₁₆Cl₁₀ (69% 计重) 在寡毛纲动物体内出现类似的现象。根据吸收率和净化率计算出的有机碳正常的生物沉积物积累系数 (BSAF) 为 1.9 (C₁₂H₁₆Cl₁₀) 至平均数 6.8 (C₁₂H₂₀Cl₆)。两种短链氯化石蜡的半衰期非常相似 (约 12 天至 14 天), 但氯化水平更高的十二烷的吸收率要比氯化水平较化的十二烷要低很多。

生物积累和生物放大的现场研究

根据全鱼中的浓度和溶解水的浓度, 在安大略湖西部湖鳟体内的短链氯化石蜡链长组的生物积累系数 (BAF) 的计算数值为 88,000 至 137,600 (油脂) 和 16,440 至 25,650 (湿重)。氯化十二烷 (C₁₂) 是湖水和鱼体内最主要的短链氯化石蜡。一种灰背西鲱/胡瓜鱼的短链氯化石蜡进食 BMF 为 0.33 至 0.94, 其中十三烷 (C₁₃) 的积累系灵敏最高, 主要是因为其在水体下层的浓度较高。这些 BMF 数值表明, 短链氯化石蜡, 尤其是氯化癸烷和十二烷未在安大略湖的浮游食物网中发生生物放大。然而, 湖鳟和灰背西鲱对短链氯化石蜡的 BMF 数值总体较高 (BMF 0.91) (Muir 等人, 2003 年)。粘杜父鱼和 *Diporeia* 体内相对较高的短链氯化石蜡浓度表明, 沉积物是食底泥动物重要的短链氯化石蜡来源 (Muir 等人, 2002 年)。

Muir 等人 (2003 年) 对短链氯化石蜡在安大略湖食物网中的生物放大进行了研究。被湖鳟猎食的动物体内的 C₁₂ 和 C₁₃ 短链氯化石蜡 BMF 高于 C₁₁ 和 C₁₀ 短链氯化石蜡。灰背西鲱的 C₁₂ 和 C₁₃ 短链氯化石蜡 BMF 比

湖鱒高 1, *Diporeia* 和粘杜父鱼之间对所有链长 (C₁₀₋₁₃) 的 BMF 关系也呈现出类似的情况。

生物积累总结

现有的经验 (实验室和现场) 及模型数据都表明, 短链氯化石蜡可以在生物体中积累。根据所测物种和同源物的不同, 实验室中测得的生物浓缩系数 (BCF) 介于 1,900 至 138,000 之间。现场测得的湖鱒生物积累系数介于 16,440 至 26,650 之间 (湿重), 模型测得的所有短链氯化石蜡的生物积累系数大于 5,000。对于某些食物网而言, 生物放大系数大于 1, 表明存在生物放大的情况。根据这些数据, 短链氯化石蜡被认为符合《斯德哥尔摩公约》附件 D 所列出的生物积累性标准。

2.3.3 远距离环境迁移的潜力

在北极的空气、沉积物和哺乳动物体内都测得了短链氯化石蜡 (见第 2.4 段)。Tomy (1997 年) 和 Bidleman 等人 (2001 年) 在高纬度北极地区 (埃尔斯米尔岛的 Alert) 收集到的空气中测得短链氯化石蜡的浓度为 <1 至 8.5 皮克/立方米, 而 1999 年 Borgen 等人 (2000 年) 在挪威斯瓦尔巴德群岛齐伯林山测得的短链氯化石蜡浓度介于 9.0-57 皮克/立方米之间。在距离污染源非常遥远北极的几处湖泊的沉积物中也测得了短链氯化石蜡 (Tomy 等人, 1999 年, Stern 和 Evans, 2003 年), 另外, 在北极生物群, 如环斑海豹、白鲸和海象 (Tomy 等人, 2000 年), 以及红点鲑和海鸟 (Reth 等人, 2006 年) 体内也测得了短链氯化石蜡。短链氯化石蜡在北极海洋哺乳动物体内的分布表明, 链长较短的同源物是最主要的短链氯化石蜡, 如 C₁₀ 和 C₁₁ 分子式组 (Tomy 等人, 2000 年), 还有部分挥发能力较强的短链氯化石蜡混合物 (Drouillard 等人, 1998 年 a)。这表明这些混合物更容易出现远距离迁移。这一现象与 Reth 等人 (2005 年、2006 年) 的结果是吻合的。Reth 等人发现北海中生物群中的 C₁₀ 短链氯化石蜡比波罗的海丰富 (Reth 等人, 2005 年), 而且在北极生物群中也比波罗的海要丰富 (Reth 等人, 2006 年)。模型化数据表明五大湖和北极空气和生物群中环境样本中观察到的短链氯化石蜡同族体 (C₁₀H₁₇Cl₅、C₁₀H₁₆Cl₆、C₁₀H₁₅Cl₇、C₁₁H₁₈Cl₆、C₁₁H₁₇Cl₇、C₁₂H₂₀Cl₆、C₁₂H₁₉Cl₇) 在大气中的半衰期超过 2 天 (第 2.2.1 段), 从而也为上述发现提供了佐证。

蒸气压力 (VP) 和亨利定律常数 (HLC) 的对比表明短链氯化石蜡的蒸气压力为 2.8×10^{-7} 至 0.028 帕, C¹⁰⁻¹² 同源物的 HLC 为 0.68-18 帕·立方米/mol。这与某些已知可通过大气远距离迁移的持久性有机污染物 (如六氯环己烷[林丹]、七氯、灭蚁灵) 的蒸气压力和亨利定律常数范围相当。³同时还进行了模型研究。由瑞士提交给附件 E 的信息对 Wegmann 等人 (2007 年) 进行的研究做出的简要说明, 该研究使用 OECD Pov 和 LRTP 筛选工具对短链氯化石蜡和其他候选持久性有机污染物的远距离迁移能力进行了调查。结果表明, 短链氯化石蜡的 Pov 和 LRTP 性质与一些已知的持久性有机污染物类似。根据多种短链氯化石蜡的 K_{OA} 和 K_{AW} 值, 已对它们的北极污染潜力 (ACP) 进行了估计, 并且与假设的系列化学品生成的 ACP 结果进行了对比 (Wania, 2003 年)。结果表明, 短链氯化石蜡的北极污染潜力与四氯至七氯联苯的北极污染潜力类似。

³ 林丹的蒸气压力为 4.3×10^{-3} 帕 (IPCS, 1991 年), 七氯的蒸气压力为 3.0×10^{-6} 帕 (IPCS, 1984 年 a), 而灭蚁灵的蒸气压力为 2.3×10^{-9} 帕 (IPCS, 1984 年 b)。林丹和七氯的亨利定律常数分别为 0.13 和 0.02 帕·m³/mol。

已有的资料证实了短链氯化石蜡可远距离迁移的结论。

2.4 接触

2.4.1 在大气中的浓度

在加拿大、英国和挪威等多个国家的空气中均测出了短链氯化石蜡。在北极高纬度地区埃尔斯米尔岛北端的 Alert 采集到的四份空气样本中均测出了短链氯化石蜡。这些气相样本中短链氯化石蜡的浓度范围为为<1 至 8.5 皮克/立方米 (Tomy, 1997 年; Bidleman 等人, 2001 年)。Borgen 等人 (2000 年) 于 1999 年在挪威斯瓦尔巴德群岛齐伯林山采集的北极空气样本中也测得了短链氯化石蜡。Borgen 等人 (2002 年) 在斯瓦尔巴德群岛与挪威本土之间的熊岛采集到的空气样本中测到了高得多的短链氯化石蜡浓度。总的短链氯化石蜡浓度范围为 1,800 至 10,600 皮克/立方米。

1990 年在加拿大安大略省 Egbert 采集的空气样本中测得的短链氯化石蜡浓度介于 65 至 924 皮克/立方米之间 (Tomy, 1997 年; 1998 年 a)。1999 年和 2000 年在安大略湖上的短链氯化石蜡浓度介于 120 至 1,510 皮克/立方米之间 (Muir 等人, 2001 年; D.C.G. Muir, 未公布的数据, 2001 年)。

Peters 等人 (2000 年) 报告在英国兰开斯特的半乡村地区所采集空气样本中的短链氯化石蜡浓度为 99 皮克/立方米。Barber 等人 (2005 年) 发现, 2003 年英国大气中的浓度介于<185 至 3430 皮克/立方米之间 (平均值为 1,130 皮克/立方米), 高于同一地点 1997 年的浓度。Barber 等人 (2005 年) 还计算出英国大气中短链氯化石蜡的平均浓度为 600 皮克/立方米。

SFT (2002 年) 从挪威的三份苔藓样本 (分别来自 Valvil、Molde 和 Narbuvooll) 测出了短链氯化石蜡浓度。采集样本的地点为距离公路和建筑物至少 300 米, 距城镇至少 10 千米。这些样本中的湿重浓度为 3 至 100 微克/千克, 这表明短链氯化石蜡可从大气中沉积下来。

2.4.2 废水处理排出物、下水道淤泥及土壤

在加拿大安大略省南部的 8 座废水处理厂的最终排出物样本中均检出了短链氯化石蜡。总短链氯化石蜡 (溶解和微粒形式的 C₁₀₋₁₃) 浓度为 59 至 448 纳克/升。最高的浓度出现在来自工业化地区的处理厂的样本中, 其中包括汉密尔顿 (Hamilton) 市、圣凯瑟琳市 (St. Catharine's) 和 Galt 地区的处理厂。

Reiger 和 Ballschmiter (1995 年) 报告在德国一家废水处理厂中的上游水中含氯 62% 的 C₁₀₋₁₃ 短链氯化石蜡浓度为 80 ± 12 纳克/升, 下游水中的浓度为 73 ± 10 纳克/升。排出物中的短链氯化石蜡浓度为 115 纳克/升。在美国, Murray 等人 (1988 年) 报告在一处汇水池的淤泥中含氯 60% 的 C₁₀₋₁₃ 短链氯化石蜡浓度为<150 至 3,300 纳克/升, 该地点接收的正是来自俄亥俄州丹佛市一家氯化石蜡生产厂的排出物。

在下水道中也检出了短链氯化石蜡。Stevens 等人 (2002 年) 发现在英国的 14 处废水处理厂商中的短链氯化石蜡浓度为 6.9 至 200 微克/克 (干重)。最高浓度的短链氯化石蜡出现在工业一处工业集水池的淤泥中。然而, 无工业排出物的农村地区集水池下水道中发现的总短链氯化石蜡/中链氯化石蜡水平也非常高 (590 微克/

克) (Stevens 等人, 2002 年)。由于加施废水淤泥的缘故, 农业土壤也可能成为氯化石蜡潜在的主要储藏地点 (Stevens 等人, 2002 年; Nicholls 等人, 2001 年)。

2.4.3 地表水

在加拿大安大略省和马尼托巴省的地表水中均检出短链氯化石蜡。1999 年和 2000 年, 在安大略湖西部测得较低水平的溶解总 (C₁₀₋₁₃) 短链氯化石蜡。1999 年的浓度介于 0.168 至 1.75 纳克/升之间, 而 2000 年的浓度要低一些 (0.074 至 0.77 纳克/升) (Muir 等人, 2001 年)。在 1995 年为期 6 个月的测量期间, 在马尼托巴省 Selkirk 的红色河中测得的短链氯化石蜡浓度为 30 ± 14 纳克/升 (Tomy, 1997 年)。Tomy 等人 (1999 年) 将短链氯化石蜡的来源归咎于本地的某个来源, 可能是 Selkirk 镇的金属机加工/再循环厂, 因为这些短链氯化石蜡的化学式组的丰富性分布与 PCA-60 非常相似。PCA-60 是一种用作外部标准的商品短链氯化石蜡。日本环境省 (2006 年) 对全国六份地表水样本中的短链氯化石蜡进行的监测, 并没有发现任何高于探测限度的浓度 (根据链长的不同而有所变化, 具体数值介于 0.0055 至 0.023 微克/升之间)。

2.4.4 沉积物

在加拿大的五大湖周围、德国、捷克共和国和英国的沉积物中也检出了短链氯化石蜡。在北极的沉积物中也检出了短链氯化石蜡。

在加拿大多个湖泊中测出了短链氯化石蜡沉积物芯表面切片通量 (微克/平方米每年) (Muir 等人, 1999 年, Tomy 等人, 1999 年)。在湖泊沉积物中观察到的最高通量出现在接近城市的区域 (安大略湖西部和温尼伯湖南部盆地)。观察到的最小通量出现在包括苏必利尔湖在内的较偏远的湖泊中, 这些湖泊主要是受大气带来的短链氯化石蜡的影响。这些结果表明, 在湖泊沉积物中观察到的最高短链氯化石蜡残余量主要来自城市地区。

Tomy 等人 (1997 年) 于 1995 年测得的伊利湖的底特律河口和伊利湖西部 Middle Sister 岛附近沉积物中的链氯化石蜡干重浓度为 245 微克/千克。在安大略湖港口地区的所有地表水沉积物样本中都检出了短链氯化石蜡, 浓度范围为 5.9 至 290 纳克/克 (干重) (Muir 等人, 2001 年)。所发现的最高浓度出现在工业化水平最高的地点 (温德米尔盆地、汉米尔顿港)。与之类似的是, Marvin 等人 (2003 年) 也报告在安大略湖一处工业化地区附近的沉积物中发现了浓度为 410 纳克/克 (干重) 的短链氯化石蜡。

在加拿大的北极地区, 三个偏远湖泊中的总短链氯化石蜡浓度介于 1.6 至 17.6 纳克/克 (干重) 之间 (Tomy 等人, 1998 年 a; Stern 和 Evans, 2003 年)。

Ballschmiter (1994 年) 发现, 德国一些沉积物中的短链氯化石蜡浓度为 <5 至 83 微克/千克 (干重)。取自莱茵河中的沉积物样本中发现的干重浓度为 83 微克/千克 (英国环境局, 2003 年 b)。

最近在英国进行了一项针对短链氯化石蜡和中链氯化石蜡的研究, 其中包含 20 个水体和 8 个农业地点 (Nicholls 等人, 2001 年)。Nicholls 等人 (2001 年) 选择了三个地点的地表水沉积物, 位置为城市废水处理排出物下游 1 至 100 米、200 至 300 米, 以及 1 至 2 千米。短链氯化石蜡和中链氯化石蜡被认定为广泛分

布于英国的环境中。在某些将短链氯化石蜡的浓度与中链氯化石蜡分别测量的地点，短链氯化石蜡的浓度介于 0.6 至 10.3 毫克/千克（干重）之间（Nicholls 等人，2001 年）。

Přibyllová 等人（2006 年）报告了从捷克工业地区附近的 11 条河流和 5 个排水口采集的 36 份沉积物样本中的短链氯化石蜡浓度。这些浓度介于无探测值至 347.4 纳克/克（干重）之间。日本环境省（2006 年）对全国的 6 个底层沉积物样本中的短链氯化石蜡进行了监测，并没有发现高于探测限度的任何浓度（根据碳链长度的不同而介于 0.34 至 3.0 纳克/克之间）。

2.4.5 生物群

在加拿大、英国、智利、希腊、德国、爱尔兰、法国、瑞典、美国和北海的生物群中均检出了短链氯化石蜡。在北极的生物群中也测得了短链氯化石蜡。

鱼类

Muir 等人（2001 年、2002 年）于 1996 年和 2001 年对安大略湖中采集到的鱼类体内的短链氯化石蜡进行了测量。这些短链氯化石蜡的湿重浓度介于 7.01 至 2,630 纳克/克之间。测得的最高浓度出现在汉米尔顿港采集到的鲤鱼体内。C₁₂ 短链氯化石蜡是湖鱒体内的主要短链氯化石蜡，而 C₁₁ 是杜父鱼和胡瓜鱼体内主要的短链氯化石蜡。

SFT（2002 年）对挪威的紫贻贝和鳕鱼肝脏中的短链氯化石蜡浓度进行了测定。短链氯化石蜡出现在所有样本中，紫贻贝中的湿重浓度介于 14 至 130 微克/千克之间，鳕鱼肝脏中的浓度为 23-750 微克/千克。Lahaniatis 等人（2000 年）报告在英格兰、挪威、智利、希腊、德国、冰岛、法国、美国和北海中鱼油中的单一链长（C₁₀-C₁₃）的短链氯化石蜡浓度平均值为 7 - 206 微克/千克，全鱼（鲱鱼、眼斑拟石首鱼、青鱼、大比目鱼、沙丁鱼和鱒鱼）中的浓度为 6-135 微克/千克。Reth 等人（2005 年）在北海和波罗的海的鱼类（北海比目鱼、鳕鱼和比目鱼）的肝脏中测得的短链氯化石蜡浓度介于 19 至 286 纳克/克（湿重）之间。

日本环境省（2006 年）对全国的 6 个水生野生动物样本中的短链氯化石蜡进行了监测，并没有发现高于探测限度的任何浓度（根据碳链长度的不同而介于 0.2 至 1.5 纳克/克之间）。

海洋哺乳动物

在海洋哺乳动物的脂肪中发现的短链氯化石蜡浓度介于 95 至 626 纳克/克（湿重）之间，这些海洋哺乳动物包括北极多个地点的白鲸、环斑海豹和海象（Tomy 等人，1998 年 b；2000 年）。

从圣劳伦斯海中的白鲸体内测得的短链氯化石蜡平均浓度为 785 纳克/克（湿重）（Tomy 等人，1998 年 b；2000 年）。圣劳伦斯河口白鲸体内的化学式组的丰富性分布表明，短链氯化石蜡在向低挥发性组分的方向转变，即商品化学式中碳链长度较大的成分所占的比重会越来越大。低挥发性组分在浓度分布中所点的比重越来越高表明，短链氯化石蜡的本地来源，可能来自大湖区或圣劳伦斯河下游的工业地区，是该地区最重要的短链氯化石蜡导入来源。

Jansson 等人(1993年)报告称斯瓦尔巴德群岛的环斑海豹脂肪中的短链氯化石蜡浓度为 130 纳克/克(湿重)。然而,需要注意的是,Jansson 的研究中所测量的成分是每个分子带 6 至 16 个氯原子且无具体链长的氯化石蜡,因此其中可能也包括中链氯化石蜡和长链氯化石蜡。

陆地野生动物

有关短链氯化石蜡在陆地野生动物体内浓度的信息非常有限。在瑞典,Jansson 等人(1993年)报告兔子(Skåne 省的 Revingshed)、驼鹿(Västmanland 省的 Grismsö)、驯鹿(Jämtland 省的 Ottsjö)和鸮(来自瑞典多个地区)体内的氯化石蜡浓度分别为 2.9、4.4、0.14 和 0.53 微克/克(脂重)。

环境、渔业及水生物研究中心——CEFAS(1999年)于 1998 年夏季报告英国蚯蚓体内的短链氯化石蜡浓度为<0.1 至 0.7 微克/克(干重)。Campbell 和 McConnell(1980年)测定出了英国鸟类肝脏和海鸟卵中的 C₁₀₋₂₀ 氯化石蜡水平。其 C₁₀₋₂₀ 水平主要是短链氯化石蜡和中链氯化石蜡存在的结果。鸟类肝脏中的 C₁₀₋₂₀ 氯化石蜡浓度为 0.1 至 1.2 微克/克(湿重),而海鸟卵中的浓度介于<0.05 至>6 微克/克之间。

2.4.6 人类母乳和食品

Tomy(1997年)发现加拿大魁北克省北部哈得逊海峡地区因纽特妇女母乳中的短链氯化石蜡(约 60–70% 氯计重)脂重浓度为 11-17 微克/千克(平均脂重浓度为 13 微克/千克)。

在英国的人类母乳样本中也检出了短链氯化石蜡(Thomas 和 Jones, 2002年)。在兰开斯特地区的 8 个样本中,有 5 个样本中发现了短链氯化石蜡,其脂重浓度为 4.6 至 110 微克/千克;来自伦敦地区的 14 个样本中有 7 个样本中发现了短链氯化石蜡,其脂重浓度为 4.5-43 微克/千克。短链氯化石蜡的估计平均水平为 20 ± 30 微克/千克(脂重)(仅根据发现为阳性的样本)或 12 ± 23 微克/千克(脂重)(假设未发现=探测低限的一半)。在后续的研究中,Thomas 等人(2003年)发现这两个城市的短链氯化石蜡的脂重浓度介于 49 至 820 微克/千克之间。

在食品中也检出了短链氯化石蜡。Thomas 和 Jones(2002年)在来自兰开斯特的一份牛奶样本和来自欧洲多个地区(包括丹麦、威尔士、诺曼底、巴伐利亚、爱尔兰和意大利南部及北部)的黄油样本中测出了短链氯化石蜡。在来自丹麦的黄油样本中测出的短链氯化石蜡浓度为 1.2 微克/千克,爱尔兰样本的浓度为 2.7 微克/千克。在一项市场抽样调查中,代表美国人食谱上约 5000 个食物品种的 234 种开袋即食食品接受了检测,其中在一种营养白面包中测出“Chlorowax 500C”一次,浓度为 0.13 微克/克(KAN-DO 办公室和杀虫剂小组,1995年)。

加拿大健康署(2003年)对加拿大一般人群的短链氯化石蜡摄入量进行了上限估计,几乎涵盖了加拿大每一个年龄组人群的整个估计短链氯化石蜡摄入量。食母乳婴儿的摄入量上限估计值为每日 1.7 微克/千克-bw,而食用配方奶粉的婴儿的摄入量为每日 0.01 微克/千克-bw。在剩余的年龄组中,年龄大于 60 岁成年人群的摄入量为每日 5.1 微克/千克-bw,而不以配方奶粉喂养的婴儿的摄入量为每日 26.0 微克/千克-bw,其中人群介于两者之间。IPCS(1996年)给出的短链氯化石蜡的每日最大耐受摄入量(TDI)为每日 100 微克/千克-bw。

2.5 对引起关注的端点进行危害性评估

2.5.1 毒性

Wyatt 等人（1993 年）通过强饲法在 14 天的时间里将雄性大鼠暴露在两种短链氯化石蜡（58%和 56%氯）中。当含氯 58%的短链氯化石蜡的每日剂量 100 毫克/千克-bw 或更高时，雄性大鼠绝对和相对肝脏重量都出现了与剂量有关的较大增长。而含氯 56%的短链氯化石蜡的每日剂量 50 毫克/千克-bw 或更高时也造成相对肝脏重量的较大增长。在 IRDC（1984 年）进行的一项为期 13 周的大鼠口服研究中，当每日剂量为 100 毫克/千克-bw 时也出现了肝脏和肾脏重量的增大，以及肝脏和甲状腺肥大现象。无可见作用剂量水平(NOEL)为每日 10 毫克/千克-bw。

欧洲联盟风险评估报告（欧洲共同体，2000 年）对短链氯化石蜡在哺乳动物物种体内的效果进行了总结。短链氯化石蜡具有导致最低程度皮肤刺激的潜力，对动物具有较低的剧毒性并且不会诱发机体突变。针对啮齿目动物进行的研究表明，肝脏、甲状腺和肾脏腺瘤和恶性肿瘤机率会随剂量的增大而增加。国际癌症研究机构（IARC）认为，有足够的证据证明平均碳链长度 C₁₂、平均氯化程度 60%的商品氯化石蜡产品对实验动物是一种致癌物质（可能归入致癌组 2B）（国际癌症研究机构，1990 年）。然而，目前在这些肿瘤的机理和它们是否与人类健康存在关联的问题上仍然存在很多争议（欧洲共同体，2000 年）。短链氯化石蜡被欧洲联盟归入致癌物质类别 3：R40——有限的致癌效果证据，并且被澳大利亚归入了类似的危险类别。

目前尚无数据可证明此类物质对人类生殖和发育产生的影响。在一项为期 13 周的研究中，对大鼠使用每天每千克 5,000 和 2,000 毫克短链氯化石蜡后并未观察到其生殖器官发生改变。某些浓度（2,000 毫克/千克/天）会导致母鼠严重的孕育中毒，并对发育产生影响，但在较低剂量下并未观察到此类结果（欧洲共同体，2000 年）。

总的来说，据欧洲共同体（2005 年）称，短链氯化石蜡在主要毒物学问题上具有较低的毒性，并在多接触后会产生一般的非特异性毒性，其对于大鼠和小鼠的一般毒性无可见毒性反应剂量分别为 100 和 1,000 毫克/千克/天。

2.5.2 生态毒性

微生物

在一些使用多种物种、端点和短链氯化石蜡进行的测试中，研究人员对短链氯化石蜡对微生物的毒性进行了调查（Hildebrecht, 1972 年；Birtley 等人，1980 年；Madeley 等人，1983 年 c；Koh 和 Thiemann, 2001 年；Sverdrup 等人，2006 年）。含 56%氯的 C₁₀₋₁₃ 氯化石蜡对生物发光细菌作用时的最低无可见效果浓度/EC20 值为 0.1 毫克/升，含氯 62%的 C₁₀₋₁₃ 氯化石蜡的值为 0.05 毫克/升（Koh 和 Thiemann, 2001 年）。在土壤中，Sverdrup 等人（2006 年）发现了最低效果浓度。他们确定的含氯 60%的短链氯化石蜡 EC10 值为 570 毫克/千克（干重）。

浮游水生生物

自 Tomy 等人（1998 年 a）的评论和欧洲联盟（欧洲共同体，2000 年）的风险评估以来，已公布的有关短链氯化石蜡水生毒性的研究数量非常有限。现将这些研究汇总如下。

在一项为期 21 天的慢性最低可见效果浓度（LOEC）试验中，在一种浮游淡水水生物种（大型蚤）身上发现的最小毒性效果剂量水平为 8.9 微克/升（Thompson 和 Madeley, 1983 年 a）。毒性作用的效果是导致其后代死亡。无可见效果浓度（NOEC）为 5 微克/升。在使用类似的浓度时，还对大型蚤造成的其他效果。在一项为期 14 天的静态更新研究中，观察到有 50% 的大型蚤在暴露于 10 微克/升中 5 天后死亡（Thompson 和 Madeley, 1983 年 a）。

在一项为期 28 天的慢性无可见效果浓度试验中，在某种海洋物种（糠虾）身上观察到的最敏感的测量端点为 7.3 微克/升（Thompson 和 Madeley, 1983 年 b）。Thompson 和 Madeley（1983 年 c）报告称，在为期 10 天的研究中，海洋中肋骨条藻的无可见效果浓度为 12.1 微克/升。在 7 天的时间里任何浓度下的毒性效果均呈瞬态且无任何可见效果。Thompson 和 Shillabeer（1983 年）在 12 个小时的时间里将 30 只紫贻贝分组暴露于一套流动海水系统中氯化程度 58% 的短链氯化石蜡中（2.3 微克/升和 9.3 微克/升）。试验中未发现紫贻贝死亡，但在 9.3 微克/升的浓度下，其生长速度出现减缓。

Fisk 等人（1999 年）利用日本青鳞的晶胚对四种 C₁₀、C₁₁ 和 C₁₂ 短链氯化石蜡化合物的毒性（单一链长加异构体的混合物）进行了研究。最低可见效果浓度（LOEC）介于 55 微克/升（C₁₂H₂₀Cl₇）至 460 微克/升（C₁₀H₁₆Cl₇）。在产卵后最初 20 天中在卵和幼体身上产生的效果包括脂肪球从头部迁移至别处，以及头部和脂肪球之间的血细胞数量变少。毒性与碳链长度和氯化程度无关联。对晶胚的毒性机理应当为麻醉。

Fisk 等人（1996 年、2000 年）研究了多种以碳 14 标记的短链氯化石蜡（56-69% 氯计重）在 40 天的暴露期内在幼年虹鳟鱼（初始重量 2 至 7 克）体内的积累情况。每日摄食率为重体平均重量的 1.5%。在试验中未发现任何化合物对幼年虹鳟鱼的生长或肝体指数产生消极影响。

Cooley 等人（2001 年）研究了幼年虹鳟鱼在通过食物暴露于四种 C₁₀、C₁₁ 和 C₁₂ 短链氯化石蜡化合物后的肝脏和甲状腺组织学行为。这些虹鳟鱼的反应表示其行动处于一种麻醉状态，例如惊吓反应延迟或消失，以及摄食量减少。暴露于 C₁₀H₁₅Cl₇ 和 C₁₁H₁₈Cl₆ 中的虹鳟鱼出现严重的肝脏组织病理学反应（全鱼湿重浓度分别为 0.92 和 5.5 微克/克），其中包括广泛的纤维损害和肝脏细胞坏死，而这些情况在控制范围内或暴露水平较低鱼身上均为观察到。对甲状腺的损害未观察到。在暴露于浓度为 0.84 至 74 微克/克的食物后，全鱼组织内的 C₁₀₋₁₂ 短链氯化石蜡最低可见效果浓度介于 0.79 至 5.5 微克/克之间。

Buryskova 等人（2006 年）观察到非洲爪蟾在 5 毫克/升和更高浓度的短链氯化石蜡（C₁₂ 含氯 56%）的商品混合物下出现发育畸形和胚胎生长减缓。这些结果与氯化方式无关联。

底栖生物

由于目前尚无适用于在沉积物中生存的无脊椎生物的有效测量端点，因此（Di Toro 等人，1991 年）利用一

种适用于某浮游淡水无脊椎水生物种的最敏感慢性测量端点（8.9 微克/升），通过平衡分配法估计出短链氯化石蜡对底栖生物的毒性。最低可见效果浓度_{底栖}（LOEC_{benthic}）估计值为 35.5 毫克/千克（干重）（加拿大环境署，2004 年）。

土壤生物

Bezchlebová 等人（2007 年）调查了短链氯化石蜡（氯化程度 64%）对五种土壤生物（弹尾目、蚯蚓、线虫）和（碳转化）土壤微生物的效果。研究发现，弹尾目跳虫是对 LC₅₀（成虫存活）、EC₅₀ 和 EC₁₀（繁殖）最敏感的生物，相对应的浓度数值分别为 5,733 毫克/千克、1,230 毫克/千克和 660 毫克/千克（干重）。Sverdrup 等人（2006 年）调查了短链氯化石蜡（氯化程度 60%）对蚯蚓、土壤硝化细菌和红三叶草的效果。这些文献作者发现硝化细菌是最为敏感的，其 EC₁₀ 值为 570 毫克/千克（干重）。

Sochová 等人（2007 年）进行的一项研究使用一种自由生活的秀丽隐杆线虫作为七种污染物的毒性探针，这些污染物包括短链氯化石蜡（C₁₂，含氯 64%；还包括多种短链石蜡片段：6%的 C₁₀、37%的 C₁₁、32%的 C₁₂、25%的 C₁₃）。在使用短链氯化石蜡 24 个小时后未观察到毒性，但在 48 小时后短链氯化石蜡已成为毒性最强的物质之一。暴露时间越长，毒性效果越强，其主要原因是毒性物质的摄入量会随时间的变迁而增加。这种敏感程度与 Bezchlebová 等人（2007 年）报告的弹尾目跳虫的情形非常相似，但低于赤子爱胜蚓和白线虫的敏感程度。

鸟类

欧洲共同体（2000 年）描述了一项将野鸭以食物方式暴露于多种浓度 C₁₀₋₁₂ 短链氯化石蜡（含氯 58%）的试验，并对其繁殖影响进行了调查。这项研究进行了为期 22 周的饲喂研究，包括 9 周无光刺激的产卵期前饲喂、3 周有光刺激的产卵期前饲喂，以及 10 周有光刺激的产卵期饲喂。该研究通过人为控制光照期的方式诱使鸟类产卵。鸟卵的采集期为 10 周，未投喂测试成分的幼鸟需经历 14 天的观察期。食物中测得的平均浓度为 29、168 和 954 毫克/千克。在该测试中观察到的可导致轻微效果的最低食物浓度为 954 毫克/千克。该浓度会导致卵壳厚度轻微变薄（0.020 mm），但在统计学上可忽略不计。虽然卵壳变薄的程度可忽略不计，但平均卵壳厚度仍然在 OECD 指导原则设定的正常值（0.35-0.39 mm）范围内，且在该剂量下未见卵碎裂数的增加。受处理组和受控对照组的产卵数量、碎裂数量或平均卵重均未出现明显差异。

在 Ueberschär 等人（2007 年）进行的一项研究中，24 至 32 周大的母鸡被投喂技术短链氯化石蜡（C₁₀₋₁₃，含氯 60%），投喂浓度逐渐增加至 100 毫克/千克。母鸡的健康状况、有关器官重量或表现（产卵密度、卵重量、采食量）均未受到明显的影响，但采食食物中浓度为 77 毫克/千克（干重）的母鸡出现胰脏缩小。在摄取的氯化石蜡中仅有不到 1%融入鸡体内，约有 1.5%以卵黄的形式清除，另有 30%以粪便和尿液形式排出体外。

短链氯化石蜡生态毒性总结

对短链氯化石蜡最敏感的毒性端点汇总于表 2-4 中。

表 2-4. 对短链氯化石蜡最敏感的长期生态毒性最低可见效果浓度/无可见效果浓度或 EC_x 数据

物种/端点	效果	无可见效果浓度	最低可见效果浓度或 EC _x	参考资料
浮游生物（大型蚤）	后代死亡，21 天	5 微克/升	8.9 微克/升	Thompson 和 Madeley（1983 年 a）
底栖生物	根据对大型蚤为期 21 天的研究确定的平衡分配法	无	35.5 毫克/千克（干重）	加拿大环境署，2004 年；根据 Thompson 和 Madeley（1983 年 a）的数据
鱼类（日本青鳞晶胚，生命早期阶段的影响）	为期 20 天的研究，脂肪球从头部移走，血细胞变稀少	9.6 微克/升	55 微克/升	Fisk 等人（1999 年）
土壤生物	根据对大型蚤为期 21 天的研究确定的平衡分配法	无	35.5 毫克/千克（干重）	加拿大环境署，2004 年；根据 Thompson 和 Madeley（1983 年 a）的数据
微生物（土壤硝化细菌）	土壤硝化		EC10 = 570 毫克/千克（干重）标称值	Sverdrup 等人（2006 年）
鸟类（野鸭繁殖）	卵壳厚度减小	168 毫克/千克（食物）	954 毫克/千克（食物）	欧洲共同体（2000 年）

3. 信息综述

短链氯化石蜡对某些物种具有持久性、生物蓄积性和毒性，并可远距离迁移至偏远地区。

已报告的短链氯化石蜡年的使用总量在某些国家较高，但有些国家已经在最近几年已明显减少其使用量，其中包括加拿大、瑞士和澳大利亚。短链氯化石蜡的释放会发生在生产、存储、运行和使用过程中。设备冲洗和使用后的金属加工/金属切削液都有可能成为短链氯化石蜡进入水生生态系统的源头。虽然数据有限，但短链氯化石蜡的主要释放源很有可能是聚氯乙烯（PVC）塑料等包含短链氯化石蜡产品的配制和生产过程，以及金属加工液的使用过程。

短链氯化石蜡不可能在水中通过水解方式大量降解，并且陈年的沉积物芯也表明，短链氯化石蜡在沉积物中的持久性超过一年。短链氯化石蜡在大气中的半衰期为 0.81 天至 10.5 天，表明其在空气中的持久性相对较强。短链氯化石蜡的蒸气压力与已知可通过大气远距离迁移的持久性有机污染物的蒸气压力相当。短链氯化石蜡的亨利定律常数表明，短链氯化石蜡在某些条件下具有从水中脱离至空气中的趋势，因此使大气迁移变得更加容易。在多种环境样本（空气、沉积物、水、废水、鱼类和海洋哺乳动物）中都检出了短链氯化石蜡，在北极偏远地区亦检出短链氯化石蜡。模型数据（OECD LRTP 筛选工具）表明，短链氯化石蜡具备的属性与已知可远距离迁移的持久性有机污染物类似。北极等偏远地区的生物群和沉积物中也检出了短链氯化

石蜡，肯定了其具备的远距离迁移能力。

安大略湖中的鲑鱼对短链氯化石蜡的野外生物积累系数（BAF）范围为 16,440 至 25,650 湿重，这表明短链氯化石蜡可以在水生生物群中生物积累至很高的程度。疏水性参数和生物积累系数的模型数据也显示短链氯化石蜡存在生物积累的现象，并为上面的结论提供了支持。此外，部分短链氯化石蜡生物放大系数已经超过了 1。短链氯化石蜡在较高营养级生物体内表现出了很高的浓缩度，特别是哺乳动物和水生淡水生物群（例如白鲸、环斑海豹和各种鱼类），这些都为生物积累现象提供了额外的佐证。在魁北克北部因纽特妇女的母乳中也测出了短链氯化石蜡。

对短链氯化石蜡最敏感的水生生物为大型蚤，其慢性无可见效果浓度为 5 微克/升。日本青鳞也对短链氯化石蜡非常敏感，无可见效果浓度为 9.6 微克/升。据估计，如食物中的无可见效果浓度达到 168 毫克/千克，野鸭卵壳的厚度将会变薄。国际癌症研究机构正在考虑将短链氯化石蜡的某些同族体（平均为 12 个碳原子，氯化程度为 60%）列为可能致癌的物质（2B 级）。

目前在环境中测得的短链氯化石蜡的浓度通常低于实验室研究中产生效果的水平。对于浮游生物、底栖生物和土壤生物，已报告的最大环境浓度约比最敏感的毒性值低 50 至 200 倍。然而，这些暴露边缘值并未涉及任何应用或安全因素。在高暴露程度的城市地区，已测得的短链氯化石蜡浓度仍然低于可产生效果的浓度范围以下：汉米尔顿港的鲤鱼和底特律河中黄鲈体内的浓度与实验室中导致幼年虹鳟鱼组织病理学效果的浓度相类似。对于人类而言，在加拿大计算出的短链氯化石蜡日摄入量上限估计值仍然低于这些化合物日摄入量。此外，在偏远社区的人类母乳中也测出了短链氯化石蜡。

4. 结论

总之，对短链氯化石蜡越来越严格的法规限制已经导致短链氯化石蜡在目前的使用量大幅下降。然而，有证据表明，在很多国家仍然在使用和释放大量的短链氯化石蜡。现有的经验和模型数据有力地说明，短链氯化石蜡具备持久性、生物蓄积性和毒性，对水生生物的毒性尤其明显，并且具备远距离环境迁移的能力。根据欧洲经济委员会《远距离越境空气污染公约关于持久性有机污染物的奥胡斯议定书》做出的决定表明，短链氯化石蜡是一种持久性有机污染物。

根据现有证据，由于远距离环境迁移的结果，短链氯化石蜡有可能对人类健康和（或）环境造成重大不利影响，因此必须采取全球行动消除这一影响。

参考资料

Atkinson, R. 1986. Kinetics and mechanisms of gas phase reactions of the hydroxyl radical with organic compounds under atmospheric conditions. *Chem. Rev.* 86: 69–201.

Atkinson, R. 1987. Estimation of gas-phase hydroxyl radical rate constants for organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 435–442.

Ballschmiter, K. 1994. [Determination of short and medium chain length chlorinated paraffins in samples of water and sediment from surface water.] Department of Analytical and Environmental Chemistry, University of Ulm, Ulm, Germany, May 10 (in German).

Barber, J.L., Sweetman, A.J., Thomas, G.O., Braekevelt, E., Stern, G.A., Jones, K.C. 2005. Spatial and temporal variability in air concentrations of short-chain (C10-C13) and medium-chain (C14-C17) chlorinated n-alkanes measured in the U.K. atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 39: 4407-4415.

Bengtsson, B. and E. Baumann-Ofstad. 1982. Long-term studies of uptake and elimination of some chlorinated paraffins in the bleak, *Alburnus alburnus*. *Ambio* 11: 38–40.

Bezchlebová, J., J. Černohláková, K. Kobetičová, J. Lána, I. Sochová, J. Hofman. 2007. Effects of short-chain chlorinated paraffins on soil organisms. *Ecotox. & Envir. Safety* 67:206-211.

Bidleman, T.F., M. Alaee and G.A. Stern. 2001. New persistent chemicals in the Arctic environment. In: S. Kallhok (ed.), *Synopsis of research conducted under the 1999–2000 Northern Contaminants Program*. Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Ontario. pp. 93–104.

Birtley, R.D.N., D.M. Conning, J.W. Daniel, D.M. Ferguson, E. Longstaff and A.A.B. Swan. 1980. The toxicological effects of chlorinated paraffins in mammals. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 54: 514–525.

Borgen, A.R., M. Schlabach and H. Gundersen. 2000. Polychlorinated alkanes in arctic air. *Organohalogen Compd.* 47: 272–274.

Borgen, A.R., M. Schlabach, R. Kallenborn, G. Christensen and T. Skotvold. 2002. Polychlorinated alkanes in ambient air from Bear Island. *Organohalogen Compd.* 59: 303–306.

BRE (Building Research Establishment). 1998. Use category document — Plastics additives. Revised draft for discussions, June [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].

BRMA (British Rubber Manufacturers' Association Ltd.). 2001. Personal communication. February 5 [cited in U.K. Environment Agency 2001].

- BUA (Beratergremium für Umweltrelevante Alstoffe). 1992. Chlorinated paraffins. German Chemical Society (GDCh) Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance, June (BUA Report 93).
- Buryskova, B., Blaha, L., Vrskova, D., Simkova, K., and B. Marsalek. 2006. Sublethal toxic effects and induction of glutathione S-transferase by short chain chlorinated paraffins (SCCPs) and C-12 alkane (dodecane) in *Xenopus Laevis* frog embryos. *Acta Vet. Brno.* 75: 115-122.
- Camford Information Services. 2001. CPI product profile: Chlorinated paraffins. Toronto, Ontario. 2 pp.
- Campbell, I. and G. McConnell. 1980. Chlorinated paraffins in the environment. 1. Environmental occurrence. *Environ. Sci. Technol.* 10: 1209–1214.
- CEFAS (Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science). 1999. Sampling the levels of short and medium chain length chlorinated paraffins in the environment. Final report for the Department of the Environment, Transport and the Regions. Burnham-on-Crouch, U.K. [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- Cooley, H.M., A.T. Fisk, S.C. Weins, G.T. Tomy, R.E. Evans and D.C.G. Muir. 2001. Examination of the behavior and liver and thyroid histology of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to high dietary concentrations of C₁₀, C₁₁, C₁₂ and C₁₄ polychlorinated alkanes. *Aquat. Toxicol.* 54: 81–99.
- CPIA (Chlorinated Paraffins Industry Association). 2000. Comments of the Chlorinated Paraffins Industry Association on the risk assessment for medium-chain chlorinated paraffins. Washington, D.C.
- CPIA (Chlorinated Paraffins Industry Association). 2002. Comments on the draft report “Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) substance dossier” (draft March 2). Correspondence to G. Filyk, Environment Canada, from R. Fensterheim, CPIA, May 17.
- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas and P.R. Paquin. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1541–1583.
- Drouillard, K.G., G.T. Tomy, D.C.G. Muir and K.J. Friesen. 1998a. Volatility of chlorinated n-alkanes (C_{10–12}): 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 (C_{10–12}) from measurements of chlorinated alkane mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 1261–1267.
- EC (European Commission). 2000. European Union risk assessment report. 1st Priority List Vol. 4: alkanes, C_{10–13}; chloro-. European Chemicals Bureau, Luxembourg. 166 pp. (EUR 19010; ISBN 92-828-8451-1).

EC (European Commission). 2003. Technical guidance document on risk assessment. Part II: Environmental risk assessment. Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances. European Chemical Bureau, Luxembourg. [cited in Bezchlebová et al. 2007]

EC (European Commission) 2005. Risk profile and summary report for short-chained chlorinated paraffins (SCCPs). Dossier prepared from the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Protocol on Persistent Organic Pollutants. European Commission, DG Environment.

Environment Canada. 2003a. Data collected from “Notice with Respect to Short-, Medium- and Long-chain Chlorinated Paraffins.” Canada Gazette, Part I, November 30, 2002.

Environment Canada. 2003b. Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) substance dossier. Final draft II, revised May 16. Prepared for United Nations Economic Commission for Europe Ad hoc Expert Group on Persistent Organic Pollutants.

Environment Canada. 2004. Follow-up report on PSL1 substance for which there was insufficient information to conclude whether the substance constitutes a danger to the environment; Chlorinated Paraffins. Existing Substances Division, Environment Canada, Gatineau, Quebec.

EU (European Union). 2003. Technical guidance document on risk assessment, Part II. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, EU Joint Research Centre (EUR 20418 EN/2).

Euro Chlor. 1995. As reported in letter from ICI dated 12/7/95 [cited in EC 2000].

Fisk, A., C. Cymbalisky, A. Bergman and D.C.G. Muir. 1996. Dietary accumulation of C₁₂- and C₁₆-chlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 15(10): 1775–1782.

Fisk, A.T., S.C. Wiens, G.R.B. Webster, A. Bergman and D.C.G. Muir. 1998a. Accumulation and depuration of sediment-sorbed C₁₂ and C₁₆ polychlorinated alkanes by oligochaetes (*Lumbriculus variegatus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 2019–2026.

Fisk, A.T., C.D. Cymbalisky, G.T. Tomy and D.C.G. Muir. 1998b. Dietary accumulation and depuration of C₁₀-, C₁₁- and C₁₄-polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.* 43: 209–221.

Fisk, A.T., G.T. Tomy and D.C.G. Muir. 1999. The toxicity of C₁₀-, C₁₁-, C₁₂- and C₁₄-polychlorinated alkanes to Japanese medaka (*Oryzias latipes*) embryos. *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 2894–2902.

Fisk, A.T., G.T. Tomy, C.D. Cymbalisky and D.C.G. Muir. 2000. Dietary accumulation and quantitative structure activity relationships for depuration and biotransformation of short, medium and long carbon chain polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1508–1516.

Government of Canada. 1993a. Priority Substances List assessment report. Chlorinated paraffins. Minister of Supply and Services, Ottawa, Ontario (ISBN 0-662-20515-4; Catalogue No. En40-215/17E).

Government of Canada. 1993b. Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List supporting document. Chlorinated paraffins. Environment Canada and Health and Welfare Canada. 66 pp.

Health Canada. 2003. Follow-up report on a PSL1 substance for which data were insufficient to conclude whether the substance was “toxic” to human health. Medium- and long-chain chlorinated paraffins. Draft, October. Environmental Substances Division, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Ottawa, Ontario.

Hildebrecht, C.O. 1972. Biodegradability study on chlorinated waxes. Environlab Inc., Plainville, Ohio (Laboratory Report No. 50-0405-001) [cited in EC 2000 and Madeley and Birtley 1980].

Hill, R.W. and B.G. Maddock. 1983a. Effect of a chlorinated paraffin on embryos and larvae of the sheepshead minnow *Cyprinodon variegatus*. – study 1. ICI Confidential Report BL/B/2326.

Hill R W and Maddock B G (1983b). Effect of a chlorinated paraffin on embryos and larvae of the sheepshead minnow *Cyprinodon variegatus* – study 2. ICI Confidential Report BL/B/2327.

IARC (International Agency for Research on Cancer). 1990. Summaries and Evaluations CHLORINATED PARAFFINS (Group 2B) Vol. 48. p 55.

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1984a. Heptachlor. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 38).

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1984b. Mirex. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 44).

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1991. Lindane. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 124).

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1996. Chlorinated paraffins. World Health Organization, Geneva. 181 pp. (Environmental Health Criteria 181).

IRDC (International Research and Development Corporation). 1984. 13-week oral (gavage) toxicity study in rats with combined excretion, tissue level and elimination studies; determination of excretion, tissue level and elimination after single oral (gavage) administration to rats. Chlorinated paraffin: 58% chlorination of short chain length n-paraffins; ¹⁴C labeled CP. Mattawan, Michigan. 350 pp. (Report No. 438-029/022) [cited in IPCS 1996].

Jansson, B., R. Andersson, L. Asplund, K. Litzen, K. Nylund, U. Sellstrom, U. Uvemo, C. Wahlberg, U. Wideqvist, T. Odsjo and M. Olsson. 1993. Chlorinated and brominated persistent organic compounds in biological samples from

the environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1163–1174.

KAN-DO Office and Pesticides Team. 1995. Accumulated pesticide and industrial chemical findings from a ten-year study of ready-to-eat foods. *J. Assoc. Off. Anal. Chem. Int.J AOAC Int.* 78 (3): 614–631.

KEMI (Swedish National Chemicals Inspectorate). 1991. Chlorinated paraffins. In: L. Freij (ed.), *Risk reduction of chemicals: A government commission report*. Solna, Sweden. pp. 167–198 [cited in IPCS 1996].

Koh, I.-O. and W.H.-P. Thiemann. 2001. Study of photochemical oxidation of standard chlorinated paraffins and identification of degradation products. *J. Photochem. Photobiol. A* 139: 205–215.

Lahaniatis, M.R., Coelhan, M., H. Parlar. 2000. Clean-up and quantification of short and medium chain polychlorinated n-alkanes in fish, fish oil, and fish feed. *Organohalogen Compounds.* 47: 276-279.

Madeley, J. and R. Birtley. 1980. Chlorinated paraffins and the environment. 2. Aquatic and avian toxicology. *Environ. Sci. Technol.* 14: 1215–1221 [cited in U.K. Environment Agency 2003b].

Madeley, J.R. and B.G. Maddock. 1983a. The bioconcentration of a chlorinated paraffin in the tissues and organs of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2310).

Madeley, J.R. and B.G. Maddock. 1983b. Toxicity of a chlorinated paraffin to rainbow trout over 60 days. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2203).

Madeley, J.R. and R.S. Thompson. 1983. Toxicity of chlorinated paraffin to mussels (*Mytilus edulis*) over 60 days. (iv) Chlorinated paraffin – 58% chlorination of short chain length n-paraffins. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2291).

Madeley, J.R., E. Gillings and L.F. Reynolds. 1983a. The determination of the solubility of four chlorinated paraffins in water. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2301).

Madeley J.R., R.S. Thompson and D. Brown 1983b. The bioconcentration of a chlorinated paraffin by the common mussel (*Mytilus edulis*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2351).

Madeley, J.R., A.J. Windeatt and J.R. Street. 1983c. Assessment of the toxicity of a chlorinated paraffin to the anaerobic sludge digestion product. Imperial Chemical Industries Ltd., Brixham Laboratory, Devon, U.K. 25 pp. (Report No. BL/B/2253).

Marvin, C.H., S. Painter, G.T. Tomy, G.A. Stern, E. Braekvelt and D.C.G. Muir. 2003. Spatial and temporal trends in short-chain chlorinated paraffins in Lake Ontario sediments. *Environ. Sci. Technol.* 37(20): 4561–4568.

Meylan, W.M. and P.H. Howard. 1993. Computer estimation of the atmospheric gas-phase reaction rate of organic compounds with hydroxyl radicals and ozone. *Chemosphere* 12: 2293–2299.

- Ministry of the Environment (Japan). 2006. Chemicals in the Environment; Report on Environmental Survey and Monitoring of Chemicals in FY 2005. Environmental Health Department, Ministry of the Environment, Ministry of Japan. March 2006.
- Muir, D.C.G., M. Alae and G.A. Stern. 1999. Polychlorinated (C₁₀–C₁₃) n-alkanes (SCCPs) and brominated diphenyl ethers (BDPEs) in the Canadian environment. Paper presented at Workshop on Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals, Durham, North Carolina.
- Muir, D.C.G., D. Bennie, C. Teixeira, A.T. Fisk, G.T. Tomy, G.A. Stern and M. Whittle. 2001. Short chain chlorinated paraffins: Are they persistent and bioaccumulative? In: R. Lipnick, B. Jansson, D. Mackay and M. Patreas (eds.), Persistent, bioaccumulative and toxic substances. Vol. 2. ACS Books, Washington, D.C. pp. 184–202.
- Muir, D., E. Braekevelt, G. Tomy and M. Whittle. 2002. Analysis of medium chain chlorinated paraffins in Great Lakes food webs and in a dated sediment core from Lake St. Francis in the St. Lawrence River system. Preliminary report to Existing Substances Branch, Environment Canada, Hull, Quebec. 9 pp.
- Muir, D., C. Teixeira, E. Braekevelt, G. Tomy and M. Whittle. 2003. Medium chain chlorinated paraffins in Great Lakes food webs. *Organohalogen Compd.* 64: 166–169.
- Murray, T.M., D.H. Frankenberry, D.H. Steele and R.G. Heath. 1988. Chlorinated paraffins: A report on the findings from two field studies, Sugar Creek, Ohio and Tinkers Creek, Ohio. Vol. 1. Technical report. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 150 pp. (EPA/560/5 87/012).
- Nicholls, C.R., C.R. Allchin and R.J. Law. 2001. Levels of short and medium chain length polychlorinated n-alkanes in environmental samples from selected industrial areas in England and Wales. *Environ. Pollut.* 114: 415–430.
- NICNAS. 2004. Environmental exposure assessment of short chain chlorinated paraffins (SCCPs) in Australia July, 2004. A follow up report to the National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (NICNAS) Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) priority existing chemical assessment report No. 16.
- Omori, T., T. Kimura and T. Kodama. 1987. Bacterial cometabolic degradation of chlorinated paraffins. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 25: 553–557.
- OSPAR (Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). 2001. OSPAR draft background document on short chain chlorinated paraffins. 65 pp. (OSPAR 01/4/8-E).
- Peters, A.J., G.T. Tomy, K.C. Jones, P. Coleman and G.A. Stern. 2000. Occurrence of C₁₀–C₁₃ polychlorinated n-alkanes in the atmosphere of the United Kingdom. *Atmos. Environ.* 34: 3085–3090.
- Přibylková, P., J. Klánová, and I. Holoubek. 2006. Screening of short- and medium chain chlorinated paraffins in selected riverine sediments and sludge from the Czech Republic. *Environ. Pollut.* 144:248-254.

- Reiger, R. and K. Ballschmiter. 1995. Semivolatile organic compounds polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF), biphenyls (PCBs), hexachlorobenzene (HCB), 4,4'-DDE and chlorinated paraffins (CP) as markers in sewer films. *Fresenius J. Anal. Chem.* 352: 715–724.
- Renberg, L., G. Sundström and K. Sundh-Nygård. 1980. Partition coefficients of organic chemicals derived from reversed phase thin layer chromatography. Evaluation of methods and application on phosphate esters, polychlorinated paraffins and some PCB-substitutes. *Chemosphere* 9: 683–691.
- Renberg, L., M. Tarkpea and G. Sundström. 1986. The use of the bivalve *Mytilus edulis* as a test organism for bioconcentration studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 11: 361–372.
- Reth, M., Zencak, Z., Oehme, M. 2005. First study of congener group patterns and concentrations of short- and medium-chain chlorinated paraffins in fish from the North and Baltic Sea. *Chemosphere* 58: 847-854.
- Reth, M., Ciric, A., Christensen, G.N., Heimstad, E.S., and M. Oehme. 2006. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in biota from the European Arctic- differences in homologue group patterns. *Sci. Tot. Environ.* 367: 252-260.
- SFT. 2002. Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorete parifiner. Rapport 866/02. Norwegian Pollution Control Authority.
- Sijm, D.T.H.M. and T.L. Sinnige. 1995. Experimental octanol/water partition coefficients of chlorinated paraffins. *Chemosphere* 31: 4427–4435.
- Sochová, I., J. Hofman, and I. Holoubek. 2007. Effects of seven organic pollutants on soil nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environment International.* 33:798-804.
- Stern, G.A. and M. Evans. 2003. Persistent organic pollutants in marine and lake sediments. In: Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Sources, occurrence, trends and pathways in the physical environment. Northern Contaminants Program, Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Ontario. pp. 100–115.
- Stevens, J.L., G.L. Northcott, G.A. Stern, G.T. Tomy and K.C. Jones. 2002. PAHs, PCBs, PCNs, organochlorine pesticides, synthetic musks and polychlorinated n-alkanes in UK sewage sludge: survey results and implications. *Environ. Sci. Technol.* 37: 462–467.
- Stolzenberg, H.-C. 1999. Short chained chlorinated paraffins. Presented at the Organisation for Economic Co-operation and Development Expert Meeting, Geneva, Switzerland. UmweltBundesAmt, Berlin, Germany.
- Sverdrup, L.E., T. Hartnik, E. Mariussen, J. Jensen. 2006. Toxicity of three halogenated flame retardants to nitrifying bacteria, red clover (*Trifolium pratense*) and a soil invertebrate (*Enchytraeus crypticus*). *Chemosphere* 64(1): 96-103.

- Thomas, G.O. and K.C. Jones. 2002. Chlorinated paraffins in human and bovine milk-fat. A report on a research project funded by the Euro Chlor Chlorinated Paraffins Sector Group. Department of Environmental Sciences, Lancaster University, Lancaster, U.K. [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- Thomas G. O., Braekevelt E., Stern G., Martin F. L. and Jones K. C. (2003). Further work on chlorinated paraffins in human milk-fat. A report on a research project funded by the Eurochlor Chlorinated Paraffin Sector Group. Department of Environmental Sciences, Lancaster University. [cited in U.K. Environment Agency 2007].
- Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983a. The acute and chronic toxicity of a chlorinated paraffin to *Daphnia magna*. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report BL/B/2358).
- Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983b. The acute and chronic toxicity of a chlorinated paraffin to the mysid shrimp (*Mysidopsis bahia*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report BL/B/2373).
- Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983c. Toxicity of a chlorinated paraffin to the marine alga *Skeletonema costatum*. ICI Confidential Report BL/B/2328.
- Thompson R. S. and Noble H. (2007). Short-chain chlorinated paraffins (C10-13, 65% chlorinated): Aerobic and anaerobic transformation in marine and freshwater sediment systems. Draft Report No BL8405/B. Brixham Environmental Laboratory, AstraZeneca UK Limited.
- Thompson, R.S. and N. Shillabeer. 1983. Effect of a chlorinated paraffin on the growth of mussels (*Mytilus edulis*). ICI Confidential Report BL/B/2331.
- Tomy, G.T. 1997. The mass spectrometric characterization of polychlorinated n-alkanes and the methodology for their analysis in the environment. Thesis, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba [cited in Tomy et al. 1998a, 1999].
- Tomy, G.T., G.A. Stern, D.C.G. Muir, A.T. Fisk, D. Cymbalisky and J.B. Westmore. 1997. Quantifying C₁₀–C₁₃ polychloroalkanes in environmental samples by high resolution gas chromatography/electron capture negative ion mass spectrometry. *Anal. Chem.* 69: 2762–2771.
- Tomy, G.T., A.T. Fisk, J.B. Westmore and D.C.G. Muir. 1998a. Environmental chemistry and toxicology of polychlorinated n-alkanes. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 158: 53–128.
- Tomy, G., G. Stern, K. Koczanski and T. Halldorson. 1998b. Polychloro-n-alkanes in beluga whales from the Arctic and the St. Lawrence River estuary. *Organohalogen Compd.* 35: 399–401.
- Tomy, G.T., G.A. Stern, W.L. Lockhart and D.C.G. Muir. 1999. Occurrence of C₁₀–C₁₃ polychlorinated n-alkanes in Canadian mid-latitude and Arctic lake sediments. *Environ. Sci. Technol.* 33: 2858–2863.

Tomy, G.T., D.C.G. Muir, G.A. Stern and J.B. Westmore. 2000. Levels of C₁₀–C₁₃ polychloro-n-alkanes in marine mammals from the Arctic and the St. Lawrence River estuary. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1615–1619.

Turner, L.J. 1996. ²¹⁰Pb dating of sediments from the St. Lawrence River (Core 087, Station TCT1). Ontario. National Water Research Institute, Burlington, Ontario. 27 pp. (NWRI Contribution 96-28).

Ueberschär, K.H., S. Dänicke, S. Matthes. 2007. Dose-response feeding study of short chain chlorinated paraffins (SCCPs) in laying hens: effects on laying performance and tissue distribution, accumulation and elimination kinetics. *Mol. Nutr. Food Res.* 51(2): 248-254.

U.K. Environment Agency. 2001. Long-chain chlorinated paraffins. Environmental risk assessment report. Draft, November. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 184 pp.

U.K. Environment Agency. 2003a. Risk assessment of alkanes, C₁₄₋₁₇, chloro. Draft document, February. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 326 pp.

U.K. Environment Agency. 2003b. Updated risk assessment of alkanes, C₁₀₋₁₃, chloro.

Environmental draft, July. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 104 pp.

U.K. Environment Agency. 2007. Updated Risk Assessment of Alkanes, C₁₀₋₁₃, Chloro. CAS Number: 85535-84-8. EINECS Number: 287-476-5. Combined Draft of April 2007. UK Environment Agency, Oxfordshire, U.K. 139 pp.

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

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

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

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