



联合国
环境规划署

Distr.: General
28 August 2007

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(d)

审议风险简介草案：甲型六氯环乙烷

风险简介草案：甲型六氯环乙烷

秘书处的说明

1. 持久性有机污染物审查委员会在其第二次会议中通过了关于甲型六氯环乙烷的第POPRC-2/9号决定。¹在该决定第2段中，委员会决定设立特设工作小组以审查将甲型六氯环乙烷列入《公约》附件A、B和/或C的提案（见UNEP/POPS/POPRC.2/15和UNEP/POPS/POPRC.2/INF/7号文件），并根据《公约》附件E编制风险简介草案。
2. 甲型六氯环乙烷特设工作小组成员及其观察员名单载列于UNEP/POPS/POPRC.2/17号文件附件V。
3. 委员会在其第二次会议中通过了风险简介草案编制的标准工作计划。²

* UNEP/POPS/POPRC.3/1/Rev.1。

¹ 见UNEP/POPS/POPRC.2/17，附件一。

² 同上，第36段和附件二-A。

K0762847 111007 111007

为节省开支，本文件仅作少量印发。请各位代表自带所发文件与会，勿再另行索要文件副本。

4. 甲型六氯环乙烷特设工作小组根据委员会通过的第 POPRC-2/9 号决定及标准工作计划编制了风险简介草案并在本说明附件中提出。风险简介草案未经正式编辑。额外信息及参考资料可见 UNEP/POPS/POPRC.3/INF/27 号文件。

委员会可能采取的行动

5. 委员会或愿：

(a) 经适当修正，通过本说明附件所载风险简介草案；

(b) 根据《公约》第 8 条第 7 款在风险简介草案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，需要对其采用全球行动，并继续审议该提案；

(c) 根据对上文 (b) 所做决定，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) 将风险简介分发所有缔约方和观察员并搁置之。

附件

甲型六氯环乙烷

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
甲型六氯环乙烷问题特设工作小组起草

2007年8月

目 录

执行摘要.....	5
1 导言.....	7
1.1 化学品的识别.....	7
1.1.1 物理化学性质.....	8
1.2 持久性有机污染物审查委员会关于附件 D 信息的结论.....	8
1.3 数据来源.....	9
1.4 该化学品在国际公约中的地位.....	10
2 与风险简介有关的概要信息.....	10
2.1 来源.....	10
2.1.1 生产.....	10
2.1.2 贸易和储存.....	11
2.1.3 使用.....	11
2.1.4 进入环境的排放.....	11
2.2 环境后果.....	12
2.2.1 持久性.....	12
2.2.2 生物蓄积性.....	14
2.2.3 远距离环境迁移.....	15
2.3 接触.....	16
2.3.1 区域环境监测数据.....	17
2.3.2 由于远距离环境迁移而导致的接触.....	20
2.3.3 食物.....	21
2.3.4 身体负担.....	21
2.3.5 儿童的接触.....	22
2.4 对引起关注的终点进行的危害评估.....	22
3 信息综述.....	25
4 结论意见.....	26
参考资料.....	27

执行摘要

墨西哥作为《斯德哥尔摩公约》缔约方提出将林丹以及甲型六氯环乙烷和 β -六氯环己烷列入《斯德哥尔摩公约》附件A、B或C。关于林丹的风险简介已在于2006年11月举行的审查委员会上一次会议中得到批准，委员会认为甲型六氯环乙烷同样符合《公约》附件D中所列筛选标准，应对提案做出进一步阐述并编制风险简介草案。

在世界范围内使用了近四十年后，技术用六氯环己烷（HCH）已逐渐被林丹（ γ -HCH）所取代。2000年以后已没有大量使用六氯环己烷的报告。但是，林丹还可能在生产过程中释放到环境中，也可能通过危险废料堆放场、垃圾填埋地和沾染地点释放到环境中。由于技术用六氯环己烷（包括作为主要异构体的甲型六氯环乙烷）的危害形式及其广泛存在，该化学品受到国内和国际条例与禁令的管辖。

甲型六氯环乙烷容易受到不同速度和程度的非生物和生物降解的影响，这要取决于诸如环境媒体、地点和气候等因素。预计甲型六氯环乙烷在热带条件下会迅速降解，而在较为寒冷的气候中则会蓄积。甲型六氯环乙烷一般会长期存在于土壤中。根据在不同水区——即北冰洋淡水和海水——得到的数值可以得出结论，甲型六氯环乙烷在较寒冷区域的水环境中显示出更高的持久性。

甲型六氯环乙烷的理化属性使得该物质能够在远距离大气迁移和洋流的共同作用下从其来源地传播到北极地区。在北冰洋已检测到了高浓度甲型六氯环乙烷，它已形成了一个很大的蓄积量并存在于海洋和陆地物种中。

在全世界实施了禁止和限制措施后，各地方的甲型六氯环乙烷接触浓度已有所下降。然而，最近曾接触于该化学器和/或原本污染程度较高的地区仍然呈现出较高的水平。对危险废物存放区和堆积场的接触同样引起特别关注，其主要来源是林丹产品过程中产生的甲型六氯环乙烷残渣。由于甲型六氯环乙烷所具有的持久性，在环境中低背景浓度下仍然经常能够检测到它。有报告称，北极地区的浓度已有所升高（北冰洋的浓度高于温带海洋和湖泊的浓度）。尽管自1980年代以来，空气中的甲型六氯环乙烷浓度已降低了二十多倍，但在海狗和北极熊等高纬度海洋和陆地食肉动物体内的变化并不大。

由于甲型六氯环乙烷存在于陆地和水生食物链中，因此它有可能在生物群和北极食物网中出现生物蓄积和生物放大。在许多已检测物种中，生物放大系数（食肉动物—猎物比较）高于1。有些动物，特别是鸟类，也包括哺乳动物，具备代谢甲型六氯环乙烷的潜力。鉴于这是一种对应选择性生物转化，因此在哺乳动物中可以出现与众不同的的甲型六氯环乙烷蓄积（+）或（-）（视物种而定）。

甲型六氯环乙烷是 γ -六氯环己烷具有最大神经毒性潜力的异构体。根据对人类致癌性的不充分证据和对动物致癌性的充分证据，国际癌症研究机构（癌症机构）已将甲型六氯环乙烷归类为对人类可能致癌的（2B类）。甲型六氯环乙烷可导致（实验室）啮齿动物出现肝肿大和肝肿瘤。通过动物实验了解到，甲型六氯环乙烷会影响免疫系统；在接触技术用六氯环己烷的人身上也发现了免疫抑制现象。流行病学研究指出，在接触甲型

六氯环乙烷后乳腺癌的发生率以及导致不孕症和流产的荷尔蒙紊乱的发生率都有所提高。有理由推断甲型六氯环乙烷还有可能与子宫发育受阻和再生障碍性贫血存在关联。

根据风险简介和接触假设可以得出结论，在被污染地区甲型六氯环乙烷可能严重影响野生生物和人类健康。根据北极人口的日摄入量，美国环境保护局（EPA）估计癌症发生率将会升高，尽管这些估计非常保守。普遍认为肝脏是所有六氯环己烷异构体的靶器官，因而有出现累加效应的风险。此外，土著北极人口以及野生生物接触了各种各样的持久性有机污染物及其他污染物，这可能会导致难以预测的累加或增效作用。不过，北极公共健康管理当局认为，传统食物在社会、文化和经济方面的利益大于诸如六氯环己烷等污染物目前所带来的风险，也为迅速控制并消除传统食物中所有六氯环己烷异构体提出了新的理由。

鉴于这些原因，有必要采取全球行动。

1 引言

墨西哥提出将林丹列入《斯德哥尔摩公约》附件A、B或C的提案。在随后的讨论中得出结论，“还应审议六氯环己烷的其他异构体”（UNEP/POPS/POPRC.2/10）。因此，墨西哥于2006年7月26日提交了关于将甲型六氯环乙烷列入《斯德哥尔摩公约》附件A、B或C的提案（UNEP/POPS/POPRC2./INF/7）。奥地利（代表德国）编制了第一份关于甲型六氯环乙烷的工作草案。

甲型六氯环乙烷是技术用六氯环己烷的五种稳定异构体之一，以前在农业中被用作有机氯杀虫剂。关于六氯环己烷各异构体在作为主要靶器官的中枢神经系统中的生物活性，其作用模式在数量上和性质上均有所不同。甲型六氯环乙烷主要刺激中枢神经系统，但是混合异构体的最终影响要视成分而定（国际化学品安全方案，2001年）。一般而言，各种六氯环己烷是在环境转归性及影响方面研究最多的杀虫剂（Breivik等人，1999年）。

1.1 化学品的识别

化学名：甲型六氯环乙烷（甲型HCH）

国际化联名：（1 α ，2 α ，3 β ，4 α ，5 β ，6 β ）-六氯环己烷

常见同义词：1,2,3,4,5,6-六氯环己烷， α 异构体，（1 α ，2 α ，3 β ，4 α ，5 β ，6 β ）-1,2,3,4,5,6-六氯环己烷，甲型1,2,3,4,5,6-六氯环己烷；甲型苯六氯化合物，甲型BHC，甲型六氯环乙烷，甲型林丹；苯转六氯化合物，六氯环己烷- α （Chemfinder，2007年）

甲型六氯环乙烷为手性分子；对应结构体见图1。

化学品文摘社编号：

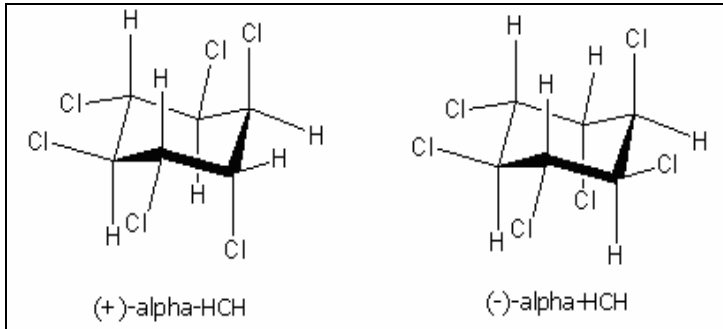
外消旋：319-85-6，（+）甲型HCH：11991169-2，（-）甲型HCH：119911-70-5

化学分子式：C₆H₆Cl₆

分子量：290.83

图1：甲型HCH的结构，

从Buser等人修改而来（1995年）



六氯环己烷异构体的稳定性与持久性是由于分子中氯原子的方向。轴向的氯原子有可能为酶降解提供可用场所。甲型六氯环乙烷呈现出4个轴向方向和2个平展方向的氯原子。因此，这种分子比 β -异构体更易降解（Philips等人，2005年）。

1.1.1 物理化学性质

甲型六氯环乙烷的物理化学性质（见表 1-1 中选定的性质）使其可以远距离迁移和“冷浓缩”，也就是在 Wania 和 Mackay（1996 年）描述的海拔和纬度的范围中，该化学器在寒冷气候中的浓度与接近来源地的浓度相当。由于甲型六氯环乙烷的蒸气压力 and 低正辛醇-空气分配系数，甲型六氯环乙烷可以从土壤表面挥发。亨利定律常数相对较低，并且随温度而降低。

表1-1. 选定的物理化学性质（见附件一）

熔点 (K)	432 ¹
沸点 (K)	561 ¹
水溶性 (摩尔*米 ⁻³ —25 °C时)	0.33 ²
蒸气压力 (帕 — 25 °C时)	0.25 ²
亨利定律常数 (帕 米 ³ 摩尔 ⁻¹)	0.74 ²
正辛醇-水分配系数 (25°C)	3.9 ²
正辛醇-空气分配系数 (25°C)	7.5 ²
物理状态	固态晶体 ¹

¹ 美国毒物与疾病登记署（2005年）

² Xiao 等人（2004年）

1.2 持久性有机污染物审查委员会关于附件D信息的结论

根据《斯德哥尔摩公约》附件D的要求，持久性有机污染物审查委员会在日内瓦召开的第二次会议上评价了由墨西哥提交的关于甲型六氯环乙烷的提案（秘书处处在UNEP/POPS/POPRC.2/15号文件中做出概述的

UNEP/POPS/POPRC.2/INF/7号文件)。委员会在第POPRC-2/9号决定中得出结论，甲型六氯环乙烷符合附件D中具体规定的筛选标准。委员会还决定设立一个特设工作小组以进一步审查该提案，并根据《公约》附件E编制一份风险简介草案。

1.3 数据来源

本风险简介草案依据以下的数据来源：

- 由墨西哥提交的关于将甲型六氯环乙烷列入《公约》附件A、B和/或C的提案(UNEP/POPS/POPRC.2/INF/7)，2006年。
 - 审查委员会第POPRC-2/9号决定，2006年。
 - 各缔约方和观察员根据《公约》附件E提交的资料：专项和/或科学资料：捷克共和国、德国、国际持久性有机污染物清除网（IPEN）、日本、瑞士、美利坚合众国；一般资料：阿尔及利亚、作物生命国际、巴林王国、毛里求斯、墨西哥、卡塔尔、立陶宛共和国和土耳其。如需要这些资料可浏览《公约》网站：<http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/submissions.htm>）
 - 林丹及其他六氯环己烷异构体评估，美国环境保护局，2006年。http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/factsheets/lindane_isomers_fs.htm
 - 国际化学品安全规划署，甲型和β-六氯环己烷，环境卫生标准123，世界卫生组织。日内瓦，1992年。<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc123.htm>
 - 六氯环己烷的毒性简介，美国卫生和人类服务部，公共卫生服务部，美国毒物与疾病登记署，2005年，<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>
 - 《北美地区林丹及其他六氯环己烷行动计划（NARAP）》，2006年。北美环境合作委员会http://www.ccc.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=2053
- 1 除这些资料来源外，还在公共数据库中进行文献检索，其中用到了以下数据库：生态毒物学数据库（生态毒物学，<http://www.epa.gov/ecotox/>）、有害物质数据库（HSDB，<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>）、Pubmed 数据库（<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?DB=pubmed>）、环境转归性数据库（EFDB http://www.syrres.com/esc/efdb_info.htm）。由于条目众多，一般的检索词包括化学名或化学品文摘社编号和/或因条目多样性而使用组合技术词语。出于同一原因，专题论文或更新的文章也在考虑之

中。上文所列报告载有本风险简介草案没有明确列出的各参考资料。其他的参考资料载于 UNEP/POPS/POPRC.3/INF/27 号文件中。

1.4 该化学品在国际公约中的地位

甲型六氯环乙烷是技术用六氯环己烷的组成成分，受到至少两项国际协定的管制。首先是1998年在《远距离越境空气污染公约》的《关于持久性有机污染物的奥胡斯议定书》。技术用六氯环己烷被列入《议定书》附件二，其用途仅限于化学品生产的中间物。

第二项协定是《关于在国际贸易中对某些危险化学品和农药采用事先知情同意（PIC）程序的鹿特丹公约》。六氯环己烷（混合异构体）被列入《公约》附件三并遵守事先知情同意程序。

加拿大、墨西哥和美国于2006年签署了《北美地区林丹及其他六氯环己烷行动计划（NARAP）》。《北美地区行动计划》的目标是降低与人类和环境接触有关的风险。

在欧洲联盟，被当作化学品生产媒介的技术用六氯环己烷的生产和使用将最迟于2007年底淘汰（欧盟第850/2004号条例）。各种六氯环己烷还是已通过的欧盟水框架指令2000/60/EC中的优先物质（第2455/2001/EC号决定）。

包括甲型异构体在内的六氯环己烷异构体均列于保护东北大西洋海洋环境委员会的化学品优先行动清单中。目标是通过不断减少排出和排放防止海洋环境污染，消除有害物质。

2 与风险简介有关的概要信息

2.1 来源

2.1.1 生产

甲型六氯环乙烷本身的生产或进入市场都不是蓄意而为。它是作为技术用六氯环己烷的主要成分被产生出来的，而技术用六氯环己烷是被当作有机氯杀虫剂或生产浓缩 γ -六氯环己烷（林丹）时的化学品媒介。目前没有关于技术用六氯环己烷生产数据的报告，但是林丹的生产仍在进行（国际硬木产品协会标准，2006年）。

六氯环己烷的生产是通过苯的光化学氯化实现的，同时形成五种主要的稳定六氯环己烷异构体。各种异构体的产量有所不同，这取决于生产过程中的技术差别。报告显示的范围是：甲型六氯环乙烷（55 - 80%）， β -六氯环己烷（5 - 14%）， γ -六氯环己烷（8 - 15%）， δ -六氯环己烷（6 - 10%）和 ϵ -六氯环己烷（1 - 5%）（Breivik等人，1999年）。关于生产和六氯环己烷残留再利用的更详细信息可参见UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4号文件（林丹风险简介）和国际硬木产品协会标准（2006年）。以下根据附件E提交了资料的国家表示目前没有生产或使用甲型六氯环乙烷：捷克共和国、德国、毛里求斯、墨西哥、挪威、卡塔尔、立陶宛共和国、土耳其、瑞士和美利坚合众国。

2.1.2 贸易和储存

1940年代，技术用六氯环己烷因其普遍的杀虫特性而被迅速、大范围地引入市场。对二氯二苯三氯乙烷廉价替代技术的探寻在世界范围内形成了很有前景的市场机遇（国际硬木产品协会标准，2006年）。但是，由于 $\gamma > \alpha > \beta$ -异构体在控制虫害方面的效用渐弱（Baumann等人，1980年），因此技术用六氯环己烷逐步被林丹（ $> 99\%$ γ -六氯环己烷）所取代。但是，林丹的生产会产生大量的六氯环己烷残留，这些残留必须加以处置或进行管理。国际硬木产品协会标准（2006年）在没有准确数据的情况下计算出由全球林丹生产而产生的六氯环己烷残留为190至480万吨。这一估算远远超出了Walker等人（1999年）所报告的数值，他们在报告中称在非洲和近东，技术用六氯环己烷库存约为2,785吨，未指明的六氯环己烷物质有45吨。

2.1.3 使用

从1948年至1997年，约有1,000万吨技术用六氯环己烷被释放到环境中（Li等人，1999年）。Breivik等人（1999年）估计，从1970年至1996年，仅欧洲的技术用六氯环己烷使用量就大约有40万吨。数据表明这些估算存在很大的不确定性。据Li和Macdonald（2005年）称，全球的技术用六氯环己烷使用量主要取决于以中国为首的10个国家，其中中国的消费量占全球总量的近一半。其他国家分别是（按使用量递减排序）：前苏联、印度、法国、埃及、日本、美国、东德、西班牙和墨西哥。大部分西方国家已禁止使用技术用六氯环己烷，日本于1970年代发布禁令，但中国和俄罗斯却继续使用直至1983年和1990年。1990年，印度也禁止将技术用六氯环己烷用于农业用途，但允许在公共卫生用途中使用（北极监测评估方案，2004年）。技术用六氯环己烷的使用量在稳步降低，实际上现在世界范围内技术用六氯环己烷已不再被使用。但是，有迹象表明，不能排除仍有库存使用、公共卫生用途和/或非法使用（Zhulidov等人，2000年；Bakore等人，2003年；Qian等人，2006年）。

2.1.4 进入环境的排放

甲型六氯环乙烷进入环境的途径多种多样。历史上，甲型六氯环乙烷在生产技术用六氯环己烷以及被用作杀虫剂时得以释放。甲型六氯环乙烷和 β -六氯环己烷有着相同的全球排放模式，但在范围上有所不同。Li和Macdonald（2005年）估计甲型六氯环乙烷的全球使用量（以技术用六氯环己烷的数据为基础）为600万吨，其中有430万吨被排放到大气中。1940年代甲型六氯环乙烷的排放不断增加，1970年代初达到了顶峰。由于北美、欧洲国家和日本禁止使用甲型六氯环乙烷，使得排放有所减少，但在1980年代又再次达到高峰，原因是该物质在亚洲国家的频繁使用。1980年代以后，由于进一步的禁止和限制，例如在中国，数字出现下降。甲型六氯环乙烷还有可能通过有害废物处置场所（美国环境保护局，2006年）以及未受控或未被安全保管的林丹产品库存和残留（国际硬木产品协会标准，2006年）排放到环境中。此外，被污染场所（例如，以前的生产厂）也可能加重甲型六氯环乙烷的环境负担（Concha-Grana等人，2006年）。德国的报告（提交的附件E资料，2007年）称，仍有少数来自技术用六氯环己烷应用的孤立的地方来源，即位于前德意志民主共和国（东德）的垃圾填埋地和废弃物。因此，2003年的暴雨和洪水之后，在靠近原产生场所的易北河流域的鱼类

体内检测到了高浓度的甲型六氯环乙烷。但是，没有关于有害废物处置场所和垃圾填埋地排放的数量估计。

2.2 环境后果

2.2.1 持久性

原则上，甲型六氯环乙烷可以在环境分区中通过诸如光降解或水解等非生物过程实现降解。根据Ngabe等人（1993年）的实验室试验，甲型六氯环乙烷的水解半衰期表现出很大的温度依赖性。当温度为20°C，pH值为8时，半衰期为0.8年，而当温度降低（5°C，pH值7.8）时间则延长为26年。根据这些降解速率，Harner等人（1999年）计算出甲型六氯环乙烷在北冰洋的半衰期时间为63年。

一般而言，六氯环己烷异构体不吸收波长大于290纳米的光。因此，估计光解作用在消除甲型六氯环乙烷中的作用很小。Deo等人（1991年）报告称，日照下甲型六氯环乙烷在水溶液中的半衰期为4至6天。虽然这种降解的机制还不确定，但已显示出甲型和 γ -六氯环己烷在伴有能将激发能传递给六氯环己烷的光敏化剂的情况下通过间接光解作用而分解（美国毒物与疾病登记署，2005年；美国环保署，2006年）。关于硬表面的光降解，有报告称薄膜的半衰期为91小时（美国毒物与疾病登记署，2005年）。但是，考虑到上述观点，这一结果的相关性仍值得怀疑。

测得的大气OH率常数为 1.4×10^{-13} 立方厘米/分子·秒，从而产生相应的115天半衰期（根据目的检测（2003年）使用平均羟基自由基浓度 5×10^5 分子/立方厘米）。

总之，降解非常缓慢，特别是在较低的温度下。水媒介和空气中的光分解被认为在甲型六氯环乙烷的降解中只发挥了很小的作用。

甲型六氯环乙烷的生物降解可以在纯培养、土壤泥浆、土壤（半）现场研究、沉积物和水中进行。最初，人们认为土壤中六氯环己烷的生物降解只在厌氧条件下发生。但是，许多调查显示甲型六氯环乙烷是需氧降解的，有时甚至比厌氧条件下的降解更快。也有报告提出产甲烷和硫酸盐还原条件下的降解（Phillips等人，2005年）。

甲型六氯环乙烷的厌氧代谢通过脱氯形成四氯环己烷。二氯苯酚和四氯苯酚以及氯苯和苯是在产甲烷条件下形成的，而后二者是稳定的最终产品。这些代谢物可在需氧或厌氧条件下进一步矿物化（Bachmann等人，1988年；Phillips等人，2005年）。在纯培养及淹水土壤环境中的 γ -六氯环己烷是最易脱氯的异构体，其次是厌氧条件下的甲型六氯环乙烷（Jagnow等人，1977年；MacRae等人，1967年）。

泥浆中的甲型六氯环乙烷在需氧条件下脱去氯化氢成为五氯乙烷。可能会进一步转化为四氯（代）苯或三氯（代）苯以生成二氯（代）苯（Deo等人，1994年）。与*Shingobium sp.*共同对 γ -六氯环己烷的需氧降解途径进行了广泛的研究并导致了多种代谢物。据称，甲型六氯环乙烷的降解途径与 γ -六氯环己烷相同。实验室研究显示，甲型六氯环乙烷在需氧条件可完全矿物化（Phillips等人，2005年）。

一般来说，气候条件及土壤质地和改变物质吸附作用的有机物、水含量、pH值和细菌生长都会影响降解速度（国际化学品安全方案，1992年）。土壤中的水分含量提高了甲型六氯环乙烷的损耗，这要归结于较高的挥发性和/或微生物降解（Chessells等人，1988年；Phillips等人，2005年）。还没有关于能够在极端温度（ $< 5^{\circ}\text{C}$ 或 $> 40^{\circ}\text{C}$ ）条件下降解六氯环己烷的细菌的报告（Phillips等人，2005年）。

实验室土壤研究或现场调查的数据有限。在各种现场条件下，假定的降解速度为 $\alpha > \gamma > \beta$ （Suzuki等人，1975年，Stewart和Chisholm，1971年；别见第1.1章）。Singh等人（1991年）报告称，亚热带条件下，在印度种植和未种植庄稼的小块砂质壤土中半衰期为55天。这一结果与Kaushik（1989年）的结论一致，其在报告中提出的技术用六氯环己烷在类似条件下的半衰期更短。此外，Doelman等人（1990年）在温带气候条件下现场研究发现，161天后 $> 50\%$ 土壤污染消除，主要是由于在最初几周的迅速衰退，之后降解逐渐减缓。Suzuki等人（1975年）还指出，较低的残留水平（低于 0.1 ppm ）可能会抵制微生物和理化作用。低浓度甲型六氯环乙烷可能在环境中长期存在，这或许是由于负责六氯环己烷降解的酶或运输系统的吸附力低（Phillips等人，2005年）。Stewart和Chisholm（1971年）对一次技术用六氯环己烷的使用进行了长期现场研究，15年后在加拿大砂质壤土中发现了4%的甲型异构体。此外，Chessells等人（1988年）证明，在澳大利亚昆士兰州对甘蔗使用技术用六氯环己烷20年之后，这一区域初始浓度最高的甲型六氯环乙烷普遍存在的现象已明显减弱，探测到的水平是 γ -六氯环己烷的两倍。

非生物过程并非是对应选择性的，但有可能生物降解。如在环境或生物区中测量到残留的非外消旋甲型六氯环乙烷，则一定涉及到酶。但是，外消旋残留物不排斥生物降解的可能性（cp. Suar等人，2005年）。此外，为便于监测，对应体拆分（对应体分数，计算公式为 $EF = ER / (ER + 1)$ ， $ER =$ 对应体比率：(+) / (-) 甲型六氯环乙烷，Kallenborn等人，2001年）已被量化以描述残留物的特性。Hegeman和Laane（2002年）研究了从618组测量中得到的甲型六氯环乙烷在不同环境间隔中的分布。一般地，非生物间隔显示的平均对应体分数接近0.5。在土壤中倾向(-)甲型六氯环乙烷($EF > 0.5$)的降解，而在水中情况正相反。Kurt-Karakus等人（2005年）报告，在全球背景土壤中甲型六氯环乙烷的对应体分数范围为0.4 - 0.89（平均0.5）而全球背景土壤的对应体分数范围要大于北美环境空气（0.47 - 0.52），这说明发生了沉积后降解。但是，由于各地的对应体分数有很大不同，因此在使用对应特征名作为（土壤）表面再排放的标记时需要谨慎。

根据 K_{oc} 值以及现场数据的确认，甲型六氯环乙烷的浸出潜力较低（HSDB，2006年；Singh等人，1991年）。然而，在高度污染地区，可能会发生地下水的污染（Law等人，2004年）。关于环境中异构化相关性的详细信息可以在关于林丹的风险简介中找到（UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4）。

甲型六氯环乙烷能够在海水/沉积物样本（HSDB，2006年）和淡水（Padma和Dickhut，2002年）中发生生物降解。Helm等人（2002年）估计甲型六氯环乙烷在北极高纬度湖中的半衰期为0.6到1.4年。在东部北冰洋观测到半衰期在5.9年和23.1年的(+)甲型和(-)甲型HCH的对应体选择性降解。如果考虑到水解的分解，(+)甲型和(-)甲型HCH异构体的总体半衰期分别为5.4年和16.9年（Harner等人，1999年）。尽管沉

积物降解鲜为人知，估计的数值也不十分确定，但甲型六氯环乙烷在北极高纬度湖泊中的半衰期被假定为2年左右（Helm等人，2002年）。

2.2.2 生物蓄积性

甲型六氯环乙烷正辛醇/水分配系数（ $\log K_{ow} = 3.8$ ）显示其具有生物蓄积的潜力（ATSDR，2005年），尽管其低于《斯德哥尔摩公约》附件D第1（c）（i）段中所载的数值为5的系数。

一些研究已经报告了一系列广泛的生物浓缩系数（BCF）。就绿藻而言，其生物浓缩系数在*小球藻*中和*杜氏盐藻*中分别为200和2,700（按干重计算），按脂重为13,000。对无脊椎动物的研究显示，其生物浓缩系数从卤虫的60（按脂重为8,000）到多毛纲的2700，取决于动物体内的脂肪含量（IPCS，1992年）。

根据之前经合组织对斑马鱼的测试准则，在摄取常量（ k_1 ）为50以及清除率常量（ k_2 ）为0.045的稳定状态下，甲型六氯环乙烷的生物浓缩系数（全身）相当于1,100。这些量与 γ -六氯环己烷的相类似（生物浓缩系数850， $k_1 = 50.8$ ， $k_2 = 0.055$ ）（Butte等人，1991年）。Oliver等人（1985年）报告在虹鳟鱼体内的生物浓缩系数（全身）在1,100到2,800之间。

总体而言，来自北极海洋食物网的研究显示食物网放大系数（FWMF），这反映了食物链中营养级均值的增加，大于1。浮游动物和北极鳕鱼体内甲型六氯环乙烷的生物浓缩系数（生物放大系数，食肉动物与猎物的比较）大于1，表明生物放大的可能性。海鸟体内甲型六氯环乙烷一般小于1，除了海雀和黑海鸽以外。环斑海豹的生物放大系数为2.5（Moisey等人，2001年）。有人认为，甲型六氯环乙烷异构体在水产食物网中可能会发生生物放大，并可能在较低或较高营养级中有所增加，特别是在海洋哺乳动物体内（USEPA，2006年，Hoekstra等人，2003年a）。Hoekstra等人的报告（2003年b）也确认了这一假设，认为弓头鲸甲型六氯环乙烷的生物浓缩系数为9.85。

Fisk等人（2001年）报告了关于化学和生物因素对包括甲型六氯环乙烷在内的持久性有机污染物在营养级中转移的影响，与变温动物（鱼和无脊椎动物）相比，其中生物浓缩系数最高的为恒温动物（鸟类和哺乳动物），这主要归因于其对能源的需求较大。在恒温动物当中，海鸟通常具有最高浓度的生物放大系数，与鸟类需要更多的能源相符合。但是这不适用于甲型六氯环乙烷。大多数的海鸟似乎能够产生细胞色素P450诸如CYP2B，是代谢甲型六氯环乙烷的酶，因此从最高到最低的生物转化能力（通常为有机元素：海洋哺乳动物 > 海鸟 > 鱼 > 浮游动物）不适用于此种化合物。变温动物体内甲型六氯环乙烷的生物浓缩系数为1.3，相当于恒温动物的生物浓缩系数（Hop等人，2002年）。

由于甲型六氯环乙烷是一中手性化合物，确定ER或EF对理解特定物种的代谢和生物转化十分重要。在一项膳食研究中，Konwick等人（2006年）没有在虹鳟鱼体内发现甲型六氯环乙烷的对应选择性生物转移，发现鱼体内的EF保持不变。在Wong等人（2002年）的一项实验中，饲喂经处理食物的虹鳟鱼在整个实验过程中体内的甲型六氯环乙烷均为外消旋。这些结果与其他物种的对应选择性生物转移形成了反差。底栖无脊椎动

物、浮游动物和鱼的EF最高为0.45。环斑海豹的EF为0.51，而海鸟中的EF从0.65（海雀）到北极鸥的0.97（Moisey等人，2001年）。这表明海鸟更容易代谢（-）对应异构体。与海鸟生物放大系数小于1一道，甲型六氯环乙烷的两种对应异构体都在鸟的体内代谢掉（海雀和黑海鸽似乎代谢能力较低）。

当与海豹的生物放大系数2.5一起，数值为0.51的EF表明哺乳动物不可能大量地生物转化甲型六氯环乙烷（Moisey等人，2001年）。但是，Wiberg等人（2000年）在海豹和北极熊体内发现非外消旋ER甲型六氯环乙烷残留。根据Hoekstra等人（2003年b），在露脊鲸和白鲸中发生（+）对应异构体的蓄积，但是（-）甲型六氯环乙烷在环斑海豹有所增加。环斑海豹显示有（+）对应异构体的蓄积（Hoekstra等人，2003年b），但是有时候甲型六氯环乙烷残留为外消旋（Fisk等人，2002年）。这表明甲型六氯环乙烷在食物链中发生特定对应的生物转化和蓄积。在调查磷虾、鳕鱼和企鹅蛋过程中，Corsolini等人（2006年）还发现了对应选择性生物转移，（+）甲型六氯环乙烷从营养级低级到高级增加了14%（从磷虾到企鹅）。在海洋哺乳动物中甲型六氯环乙烷的简介中还发现了物种的差异。比如，哲水蚤到露脊鲸的生物放大性很高（16个（+）甲型六氯环乙烷片段中的10个和4.5个（-）甲型六氯环乙烷）（Hoekstra等人，2003年b）。

Moisey等人（2001年）在海雀中发现不同的生物放大系数，取决于捕获物。总结来看，生物放大性受很多变量的影响，诸如生物群的污染、食物的污染（猎物）、营养级和生物转化甲型六氯环乙烷的能力。

不仅在北极食物网，而且在日本太平洋海岸的毛皮海狮和大湖的双冠鸕鷀中都检测到了甲型六氯环乙烷（肌肉中甲型六氯环乙烷ER为1，脂肪中为1.58）。在鸕鷀大脑中找到高含量的甲型六氯环乙烷ER（> 3.6）（Iwata等人，1998年）。Willet等人（1998年）从海洋哺乳动物大脑中高含量的甲型六氯环乙烷浓度水平推断出，这种化合物可以穿过血液/大脑的障碍。Ulrich等人（2001年）也在关于老鼠的研究中发现，大脑中的甲型六氯环乙烷含量，从2.8到13.5，并不是由对应选择性代谢造成的，而选择性的停留可能是原因。Braune等人（1999年）在北美驯鹿脂肪中检测到甲型六氯环乙烷的残留。甲型六氯环乙烷的残留还可以在北极狐的肝脏和动物脂肪组织中找到。肝脏中的甲型六氯环乙烷ER为2.2，动物脂肪组织中为1.1，这表明在陆生哺乳动物中也存在常规的选择性生物蓄积（Klobes等人，1997年）。

最后，由于甲型六氯环乙烷生物蓄积的潜力（作为生物浓缩和生物放大的一种产品）以及这种物质历史上在北极水域特别高效的沉积过程，在北极生物群中发现了高浓度的甲型六氯环乙烷。高效的蓄积是甲型六氯环乙烷物理和化学特性结合以及北极低温的一个结果。换言之，甲型六氯环乙烷在整个北极生态系统中会发生有效的蓄积。

2.2.3 远距离环境迁移

北极或南极等未使用技术六氯环己烷的偏远地区生物群的环境监测数据表明，甲型六氯环乙烷具备远距离迁移的潜力。同时，其物理和化学特性加上其稳定性使其能够在大气中经历远距离迁移。来自排放源地区（主要是亚洲）的主要排放以及北极大气浓度的同步减少，意味着甲型六氯环乙烷正在迅速从其来源处向偏远地

区的扩散 (Li和Bidleman, 2003年)。在北冰洋检测到了与来源地区相比特别高浓度的甲型六氯环乙烷。据假设, 在经过远距离迁移之后, 甲型六氯环乙烷会由于其较低的亨利定律常数而在水中蓄积 (Li和Macdonald, 2005年)。包括甲型六氯环乙烷在内的各种六氯环己烷是北极地区大气和水中含量最丰富的杀虫剂 (Walker, 1999年)。

为了了解关于甲型六氯环乙烷在北冰洋高纬度地区迁移的途径和后果, Li等人 (2004年) 开发了一个北极物质平衡箱模型。他们得出结论是, 1982年达到最高负荷量为6,670吨, 主要是通过大气交换和洋流, 并在此后逐年递减, 递减速率为270吨/年。1990年以后, 洋流成为北冰洋地区甲型六氯环乙烷的主要导入方式。但是, 通过远距离迁移进入北极大气的甲型六氯环乙烷占据了很大的部分 (特别是刚开始时)。在1990年代早期过后, 北极地区大气中的甲型六氯环乙烷既来自大气输送, 也来自北冰洋的挥发。有人认为, 主要通过降解和洋流的作用完全消除甲型六氯环乙烷还将需要20年。在1945年和2000年之间, 总共有27,700吨甲型六氯环乙烷通过远距离迁移到达北冰洋。

根据经合组织Pov和LRTP筛选工具的模型计算结果, 甲型六氯环乙烷的持久性和远距离迁移特性与已经确定的持久性有机污染物相当, 例如多氯联苯和有机氯农药 (Wegmann等人, 2007年)。化学品模型影响的特性包括正辛醇/水分配系数大气-水中和在大气、土壤中的半衰期和亨利定律常数 (基于UNEP/POPS/POPRC2./INF/7号文件中所载的数字)。该模型以定量的方式考虑了所有的环境组成分区。该模型的结果并不表明环境中的绝对浓度水平, 但是有助于在环境持久性和远距离迁移潜力基础上将可能的持久性有机污染物和已经查明的持久性有机污染物进行比较 (参考化学品: 多氯联苯同源物28、101、180、六氯苯、四氯化碳和甲型六氯环乙烷)。Monte Carlo的不确定性分析对化学特性的不确定性进行了调查。

2.3 接触

甲型六氯环乙烷的接触出现在技术六氯环己烷的使用, 以及技术六氯环己烷和林丹的生产和制造过程中。由于其持久性, 在广泛使用该化学器的地点, 以及以前的生产、处理地点和储存而被污染的地区也将大量接触到甲型六氯环乙烷。尽管全球范围内技术六氯环己烷的使用实际上已经停止, 但基于甲型伽马异构体比率之上的监测数据仍然表明, 技术六氯环己烷在某些地区仍有可能释放 (Zhang等人, 2003年; Qian等人, 2006年; Zhulidov等人, 2000年)。

人类接触甲型六氯环乙烷的主要途径是摄取了被污染的植物、动物和动物产品。大气吸入和饮用水也是接触来源, 但程度较低。根据一份法国的试点研究在巴黎地区的室内空气中以及普通人群手上均发现了甲型六氯环乙烷, 分别占样本的42%和35%。浓度水平很低, 大气中浓度在1.8纳克/立方米以下, 手上的浓度在8.5纳克/手 (Bouvier等人, 2006年)。

包括人类在内的广泛生物群的监测数据表明, 从环境中摄取大量甲型六氯环乙烷是可能的, 这证明了甲型六氯环乙烷的生物利用度。婴儿可能会在胚胎发育和母乳喂养期间接触到甲型六氯环乙烷。

2.3.1 区域环境监测数据

一般说来，在限制并禁止了技术六氯环己烷之后，地方环境中的浓度水平有所下降（IPCS，1992年；另见表2-1）。但是，监测数据显示了其在所有环境介质中无所不在的传播，例如在捷克共和国所进行的监测活动（捷克共和国提交的附件E信息，2007年）中、在瑞士各个地方的苔藓中（表2给出了数值）或者最近在日本所进行的监测方案。在日本，除了7个鱼类物种以外，其他鱼类物种中均发现了甲型六氯环乙烷。报告的数值如下：水0.013 - 5.7纳克/升、沉积物痕量- 5.7纳克/克（干重）、贝类最高为1.8纳克/克（湿重）、鱼类最高为2.9纳克/克（湿重）、鸟类为0.1 - 1.6纳克/克（湿重）、大气（温暖和寒冷季节）为0.02 - 3.2纳克/立方米和0.01-0.68纳克/立方米（日本提交的附件E信息，2007年）。

表 2-1. 非生物组成部分和植被部分监测数据（除了另有说明，表中数值指的是甲型六氯环乙烷）

分区	国家/地区	浓度水平	评论意见	参考文献	年份
大气	五大湖区，农村地区	< 1 - 84 pg/m ³	甲型六氯环乙烷，平均值，气体阶段	Sun等人，2006年b	1992-2003
	五大湖区，芝加哥	52 pg/m ³	甲型六氯环乙烷，平均值，气体阶段	Sun等人，2006年b	1996-2003
	日本新潟	92 pg/m ³	年均值，据作者称是远距离迁移的结果	Murayama 等人，2003年	2000-2001
	捷克共和国（Kosetice）	38/21/17/22/13 pg/m ³	大气和气溶胶，年均浓度	监测和评价欧洲空气污染物远距离传播合作方案计量，在线数据	1999-2003
	芬兰（Pallas）	24/28/18/15/17/18/9 pg/m ³	大气和气溶胶，年均浓度	监测和评价欧洲空气污染物远距离传播合作方案计量，在线数据	1996-2003
	冰岛（Storhofdi）	17/16/15/15/10/8/10/5/7 pg/m ³	大气和气溶胶，年均浓度	监测和评价欧洲空气污染物远距离传播合作方案计量，在线数据	1995-2003
	挪威（Lista）	94/94/76/69/52/61/50/37/25/19/17/17/12 pg/m ³	大气和气溶胶，年均浓度	监测和评价欧洲空气污染物远距离传播合作方案计量，在线数据	1991-2003
	瑞典（Aspvreten）	43/57/61/50/-/67/16 pg/m ³	大气和气溶胶，年均浓度	监测和评价欧洲空气污染物远距离传	1995-2002

分区	国家/地区	浓度水平	评论意见	参考文献	年份
				播合作方案计量， 在线数据	
	Ny-Aslund（斯 瓦尔巴德群岛， 挪威）	73 pg/m ³	Σ-六氯环己烷，主要是 甲型六氯环乙烷，1996 年报告的最高年均值	北极监测和评估计 划，2004年	1996-1988
	巴伦支海和北冰 洋	11 - 68 pg/m ³		Harner 等人（1999 年）	1999
	北极	23 +/- 10 pg/m ³	统一分配，算术中项， 来自4处地点的计量	Su等人，2006年	2000-2003
降水	比利时 (Knokke)	4.1 - 0.5 纳克/升	年均浓度	监测和评价欧洲空 气污染物远距离传 播合作方案计量， 在线数据	1996-2003
	德国 (Zingst)	1 - 0.3 纳克/升	年均浓度	监测和评价欧洲空 气污染物远距离传 播合作方案计量， 在线数据	1999-2003
	芬兰 (Pallas)	< 1 纳克/升	降水+ 干燥的沉积物 年均浓度	监测和评价欧洲空 气污染物远距离传 播合作方案计量， 在线数据	1996-2003
	挪威 (Lista)	2.7 - 0.4 纳克/升	年均浓度	监测和评价欧洲空 气污染物远距离传 播合作方案计量， 在线数据	1991-2003
	瑞典 (Aspvreten)	2.7 - 0.4 纳克/升	年均浓度	监测和评价欧洲空 气污染物远距离传 播合作方案计量， 在线数据	1995-2002
	加拿大/五大湖区	1 - 40 纳克/升	81个样本	IPCS, 1992年	1976-77
土壤	俄罗斯北极	0.2 - 0.5纳克/克 dw	Σ六氯环己烷，主要是甲 型六氯环乙烷，含有泥 煤和垃圾的土壤	北极监测及评估方 案，2004年	200-2001
	南极洲	< 0.01 - 0.026纳克/克 dw		Borghini等人，2005 年	1999
海水	巴伦支海北部，	910 (350 - 1630) pg/l	取样期：7月至9月	Harner 等人，1999	1996

分区	国家/地区	浓度水平	评论意见	参考文献	年份
	北冰洋东部			年	
	北美北冰洋	~ 7.5 µg/m ³		Li 和 Macdonald, 2005年	1983
	加拿大群岛和波弗特海	3.5 (1.1 – 5.4) 纳克/升	地表水, 夏天的计量	Bidleman 等人, 2007年	1999
淡水、河流	俄罗斯北部河流	< 1 - 69 纳克/升	七年加权平均数浓度	北极监测和评估计划, 2004年	1190-1996
河流和河口水域	亚洲和大洋洲东南部	up to max. 470 纳克/升		Iwata等人, 1994年	1989-1991
沉积物 (湖)	瑞典南部	9.2 ± 6.3纳克/克 dw	Σ六氯环己烷, 来自瑞典监测方案的数据, 2002年	北极监测和评估计划, 2004年	2002
植被 (地衣)	Taymir (俄罗斯)	7纳克/克 dw	与来自阿拉斯、乌拉尔和科拉地区的样本相比, 地衣的浓度水平最高	北极监测和评估计划, 2004年	1991-1993
	瑞士	0.5 - 4 µg/kg dw	来自各个地区 (比如城市、工业、农村地区)	Submitted Annex E 瑞士提交的信息, 2007年	2002
苔藓	南极洲	0.43 – 4纳克/克 dw		Borghini等人, 2005	1999

在距来源邻近地区, 环境中的浓度水平仍然会很高。在阿尔巴尼亚一家化学工厂附近的表土中被污染的土壤检测到的六氯环己烷浓度水平为40-225毫克/千克 (UNEP, 2003年)。中国珠江三角洲地区土壤中六氯环己烷平均浓度水平为0.02毫克/千克、俄罗斯勒那河附近土壤含有0.001-0.017 毫克/千克的六氯环己烷 (环境规划署, 2003年)。在西班牙重度污染地区的土壤中检测到浓度达12,000 毫克/千克的六氯环己烷 (Concha-Grana等人, 2006年)。

生物群中的浓度水平比较多样化, 取决于具体的地点 (最近的使用和/或高度污染) 以及物种。在很多情况下, 甲型六氯环乙烷是鱼类中最主要的异构体 (Willett等人, 1999年)。比如, 一些印度的鱼类物种中的六氯环己烷浓度水平 (主要为甲型异构体) 在6到68纳克/克 (湿重) 之间。1993年在埃及尼罗河附近收集的鱼类样本显示其甲型六氯环乙烷的浓度水平为0.5纳克/克 (湿重) (UNEP, 2003年)。

在卷羽鹈鹕 (*Pelecanus crispus*) 和鳗鱼 (*Anguilla anguilla*) 的卵中也发现了甲型六氯环乙烷, 主要是1992年和1993年两年间从希腊阿姆夫拉基亚湾收集到的鹈鹕猎物物种。鹈鹕蛋中的浓度水平是7.9±3.2纳克/克, 鳗鱼中的为6.5±2.5纳克/克 (湿重) (环境规划署, 2003年)。拉脱维亚海岸鲈鱼体内的甲型六氯环乙烷浓度水平最高达21纳克/克 (脂重) (范围在 50–60之间), 这被认为是背景载荷量。浓度水平提高到126纳克/克 (脂

重) 则主要是因为最近的技术六氯环己烷的释放 (Olsson等人, 1999年)。

俄罗斯北部土著人口使用甲型六氯环乙烷作为杀冲剂也是甲型六氯环乙烷在当地的来源之一 (Li等人, 2004年)。但是, 现在没有关于这些浓度水平接触的定量估计。

2.3.2 由于远距离环境迁移而导致的接触

在较高纬度的大气和海水中检测到最高浓度水平的甲型六氯环乙烷 (如斯瓦尔巴德群岛, Alert) (Harner等人, 1999年)。如表2所示, 大气中的甲型六氯环乙烷已有所下降 (如挪威从1992年的94皮克/立方米下降至2003年的12皮克/立方米。北极环境监测和评估计划 (2004年) 也总结称, 由于全球范围内的禁止和限制, 北极大气中六氯环己烷的浓度水平自1990年代中期以来一直很低。以前在1980年代, 在北极大气中检测到的浓度水平接近900皮克/立方米 (Li等人, 2002年)。在北冰洋东部海水中的浓度水平渐渐低于西部海水中的浓度 (Harner等人, 1999年)。地表浓度最高的位于加拿大中部北极群岛, 处于波弗特海/楚科奇海和北极的中间地带。在1990年代, 加拿大中部北极群岛的浓度水平高于全球海洋环境中的其他任何地方 (北极环境监测和评估计划, 2004年)。

这种空间分布也体现在生物群中的浓度水平中。Hoekstra等人 (2002年) 发现, 弓头鲸在白令海和波弗特海之间的迁徙路径中其鲸脂甲型/β-六氯环己烷的比率出现了扭转。巴芬湾东南部的白鲸鲸脂水平在1982年和1997年之间从近190下降至140纳克/克 lw (北极环境监测和评估计划, 2004年)。阿拉斯加地区的浓度水平最高达196纳克/克 (湿重) (国际持久性有机污染物清除网提交的附件E信息, 2007年), 亚怀亚特地区最高达344纳克/克 (湿重) (Stern等人, 2005年)。格陵兰的小须鲸在鲸脂中的甲型异构体浓度水平 (平均水平为40-55纳克/克湿重) 高于北海的个别鲸 (低于30纳克/克) (北极监测及评估方案, 2004年)。在1982年和1999年之间, 加拿大北极地区的独角鲸鲸脂中的Σ六氯环己烷并未下降。

从1970年代以来, 加拿大北极地区环斑海豹体内Σ六氯环己烷的浓度水平没有显著下降。加拿大群岛的海洋哺乳动物体内的六氯环己烷异构体残留较高, 可能是由于水中的六氯环己烷异构体浓度水平过高, 因为六氯环己烷异构体是北冰洋中最丰富的有机氯 (《北美地区行动计划》, 2006年)。

在1991年至2000年之间, 在冰岛沿海水域中未发现北极鳕鱼和比目鱼体内随时间变化的趋势, 而来自挪威的分析结果则表明, 在1987年至1998年之间, 北极鳕鱼肝脏的甲型六氯环乙烷残留显著下降 (从23到4纳克/克 (脂重)) (Sinkkonen 和 Paasivirta, 2000年)。

甲型六氯环乙烷在加拿大北极狐的肌肉和肝脏中被检测到 (1.5和3纳克/克 (湿重)) (北极环境监测和评估计划, 2004年)。北极熊体内的浓度水平也呈现出甲型六氯环乙烷的空间分布, 在阿拉斯加种群中的浓度水平为最高 (雄性北极熊最高为593纳克/克 (脂重))。在1991年至2002年之间, 在哈得孙湾西部雌性北极熊体内的甲型六氯环乙烷浓度水平没有下降 (浓度水平最高达到260纳克/克 (脂重)) (Verreault等人, 2005年)。东格陵兰北极熊体内的甲型六氯环乙烷残留在1990年代从18%增加至25% (北极环境监测和评估计划,

2004年)。

表2: 请见附件一

2.3.3 食物

据报道, 1986年和1991年之间美国成年人饮食中普通人群的甲型六氯环乙烷日摄入量为0.008微克/千克。在美国, 与年龄存在关联的甲型六氯环乙烷日均摄入量为3.3 – 16.1纳克/千克体重(体重; 1982年-84年)下降至0.5 – 2.7克/千克体重(1986年 – 91年)(美国毒物与疾病登记署, 2005年)。根据2003年美国食品和药品管理局针对100中食物项目的总膳食研究, 有35项食物被检测出含有甲型六氯环乙烷(国际清除持久性有机污染物网络提交的附件E信息, 2007年)。根据加拿大的总膳食研究(1993-96年), 报告的甲型六氯环乙烷日均膳食摄入量为0.37纳克/千克体重(加拿大卫生局, 2003年, 欧洲食品安全局, 2006年)。在欧洲各国, 代表性的膳食摄入研究很稀少。其中一项研究在捷克共和国开展。甲型六氯环乙烷的一般日均摄入量从1994年的4.3纳克/千克体重下降至2002年的1.6纳克/千克体重(欧洲食品安全局, 2005年)。1990/91年在西班牙开展的一项地方膳食研究估计甲型六氯环乙烷的日摄入量低于0.1微克(Urieta等人, 1996年)。

在一些曾于最近使用过甲型六氯环乙烷国家的牛奶中也发现了甲型六氯环乙烷。印度两个不同地区的牛奶中甲型六氯环乙烷的平均浓度水平分别为0.012毫克/千克(脂重)和0.0045毫克/千克(脂重)(美国毒物与疾病登记署, 2005年)。对印度哈里亚纳邦14个地区的140个牛奶样本进行了有机氯农药残留的分析。样本中有4%超过世界卫生组织对甲型六氯环乙烷残留所建议的最高限制(MRL) 0.05毫克/千克(Sharma等人, 2006年)。对墨西哥牛奶的一项监测报告(192个样本)显示含有0.001 - 0.201毫克/千克的甲型六氯环乙烷(美国毒物与疾病登记署, 2005年)。

印度的鱼类和蛤蜊样本分别含有0.01 – 0.02毫克/千克和0.26毫克/千克(湿重)的甲型六氯环乙烷(Nair和Pillai, 1992年)。对北极地区食物链中高浓度水平的甲型六氯环乙烷作了文件记录(北极监测及评估方案, 2004年b; 浓度水平在第2.3.2节下进行了汇报)。北极地区的土著人口特别容易在美洲驯鹿、鱼、海豹和鲸等食物中接触到沉积的甲型六氯环乙烷。

2.3.4 身体负担

在25名美国病人中检测到的中间浓度水平为: 血液中为0.02纳克/克, 活组织脂肪中为1.1纳克/克(最高为9.6纳克/克)(美国毒物与疾病登记署, 2005年)。一项西班牙研究报告, 在生活在农场地区的儿童的脂肪样本中检测到甲型六氯环乙烷的平均浓度水平为1.43微克/克(最高为6.75微克/克)(Olea等人, 1999年)。在德国120处地方的4,822份成年人血液样本中检测到1.7%的甲型六氯环乙烷(检测限值: 0.1微克/升)(德国环境调查, 1998年, Becker等人, 1998年)。甲型六氯环乙烷在186个巴西儿童样本中的三个样本(=1.6%)的血清中检测到(平均: 1.8 ppb)(美国毒物与疾病登记署, 2005年)。甲型六氯环乙烷在2005年罗马尼亚东部进行的一项研究中的所有样本中(n = 142)被检测到, 其中中间浓度水平为31纳克/克(脂重)(范

围在 3 - 146 纳克/克) (Dirtu 等人, 2006 年)。在印度, 由于农业中的使用和疟疾控制, 其报告的浓度水平很高。血清中含有最高达 0.45 毫克/升的甲型六氯环乙烷, 而脂肪组织中甲型六氯环乙烷的含量则高达 0.30 毫克/千克。母乳中含有的甲型六氯环乙烷的含量为 0.16 毫克/升(平均) (Nair 和 Pillai, 1992 年)。Scheele 等人 (1998 年) 对一些有机氯化物的浓度水平进行了调查, 包括来自德国的 29 名成年人骨髓中的甲型六氯环乙烷 (在 1980 年和 1991 年收集)。与含有最高浓度水平的有机氯的脂肪组织相比, 甲型六氯环乙烷的浓度水平比骨髓中的浓度要高出 10 倍 (平均: 0.050 毫克/千克, 按照脂重计算; 最高: 0.476 毫克/千克)。甲型六氯环乙烷还在精液中被检测到 (美国毒物与疾病登记署, 2005 年)。

2.3.5 儿童的接触

儿童处在比成年人更容易受到化学物质风险影响的发育阶段。目前尚不清楚儿童接触甲型六氯环乙烷对健康的影响是否比成年人更大, 但已知的是, 发育中的大脑对不同的持久性有机污染物比较敏感。哺乳动物大脑中甲型六氯环乙烷的特别富集可能是一个主要的关注原因。关于人体内甲型六氯环乙烷的胎盘迁移早有记录 (美国毒物与疾病登记署, 2005 年; Falcon 等人, 2004 年; Shen 等人, 2006 年)。甲型六氯环乙烷在人体胎盘中的蓄积程度要高于母乳。

在一组芬兰人 (43 位母亲, 1997 - 2001 年) 母乳中检测到的平均甲型六氯环乙烷为 0.19 纳克/克 (脂重), 而胎盘中甲型六氯环乙烷的平均浓度为 3.47 纳克/克 (脂重)。在对一组丹麦人 (43 位母亲, 1997 - 2001 年) 母乳中检测到的平均甲型六氯环乙烷为 0.51 纳克/克 (脂重), 而在胎盘中 1.53 纳克/克 (脂重)。怀疑胎盘组织中发生了特定的新陈代谢活动 (Shen 等人, 2007 年)。可以看出, 在限制使用的情况下, 母乳中的平均甲型六氯环乙烷浓度水平持续下降。在德国, 在 1984/85 年间进行的母乳取样分析中发现, 有 28% 的样本中仍然发现有甲型六氯环乙烷, 但是在 1990/91 年和 1995 年的样本中未能检测到 (Ott 等人, 1999 年)。在 1984 年和 2001 年之间对德国西部的 2,000 多份妇女母乳样本收集并分析后表明, 甲型六氯环乙烷的浓度从 > 0.01 毫克/千克 (脂重) 下降至可检测到的水平以下 (检测限值为 0.001 毫克/千克 (脂重)) (Fürst, 2004 年)。在第三次世界卫生组织母乳实地研究的框架内, 对来自十个欧洲国家的 16 个母乳库进行了六氯环己烷的检测。在保加利亚、俄罗斯和乌克兰, 检测到的甲型六氯环乙烷的浓度在 0.002 - 0.006 毫克/千克 (脂重) 之间, 而在捷克共和国、德国、爱尔兰、意大利、卢森堡、挪威和西班牙这些国家的样本中则没有检测到甲型六氯环乙烷 (检测限值: 0.001 毫克/千克类脂)。在内罗毕, 216 个母乳样本中有 8.8% 含有可检测到的甲型六氯环乙烷, 其中平均浓度为 0.013 毫克/千克奶牛乳脂, 范围在 0.002 - 0.038 毫克/千克之间 (Kinyamu 等人, 1998 年)。来自印度的母乳样本浓度为 0.16 毫克/升 (平均) (Nair 和 Pillai, 1992 年)。另一份印度的研究报告指出, 在母乳中的甲型六氯环乙烷浓度为 0.045 毫克/升 (Nair 等人, 1996 年)。可以得出结论, 母乳中的甲型六氯环乙烷浓度在很大程度上取决于接触程度, 在一些东欧国家和发展中国家, 其浓度水平仍然很高。

2.4 对引起关注的终点进行的危害评估

与技术六氯环己烷和林丹相比, 关于甲型六氯环乙烷的数据十分有限。目前已进行了一些关于亚慢性和慢性

经口接触毒性的研究。没有开展关于经吸入和表皮适用的甲型六氯环乙烷的动物毒性研究。缺少关于甲型六氯环乙烷对发展、致畸和生殖影响的研究。缺少在经口接触所有相关物种之后的剂量反应数据。为编制本风险简介，已经对关于危险评估的最重要发现进行了审查。如欲了解更多详细内容，请参考列于标题1.2下的报告。

剧毒性/神经毒性：大鼠和家鼠的经口LD50值分别为1,000至4,000毫克/千克之间和500至4,674毫克/千克体重之间。中毒的标志是对中枢神经系统的刺激：兴奋、弓身姿势、粗糙毛皮、呼吸困难、厌食、战栗、抽搐和痉挛（IPCS，1992年）。

亚慢性毒性：在对家鼠进行的分别以剂量浓度为0、2、10、50或250毫克甲型六氯环乙烷/千克食物的为期90天的研究，其生长出现受阻，各器官（肝脏、心脏、肾脏和肾上腺）的相对重量则按照250毫克/千克食物的比例增长（相当于12.5毫克/千克体重/天）。在50和250毫克/千克的浓度水平上，肝脏酶的活动被改变，肝脏的薄壁组织增大。在剂量为10毫克/千克饮食的情况下肝脏的体重有所增加（相当于0.5毫克/千克体重/天），同时注意到白血细胞数目的减少。在浓度水平在50和250毫克/千克的饮食中观察到免疫抑制（免疫球蛋白G和M的血清数减少）。无毒性反应剂量(NOEL)为2毫克/千克甲型六氯环乙烷饮食（相当于0.1毫克/千克体重/天；最低毒性反应剂量为10毫克/千克饮食）（IPCS，1992年）。

慢性毒性：当对一组由新离乳的10只雌性和10只雄性Wistar大鼠以剂量浓度为0、10、50、100或800毫克甲型六氯环乙烷/千克食物（玉米油）的为期107周的研究，其中最高剂量的食物导致了生长迟缓、死亡率增加，以及轻微的肾脏损伤。在每日剂量在100或800毫克/千克的情况下，发现肝脏增大以及肝脏中临床病理学的改变。但是，在每日食物量在50毫克/千克的情况下，肝脏没有发生变化（无毒性反应剂量50毫克/千克，最低毒性反应剂量100毫克/千克食物）（Fitzhugh等人，1950年）。

基因毒性：甲型六氯环乙烷对细菌具有诱导突变性（*Salmonella typhimurium* 菌株TA 98、TA 100、TA 1535和TA 1537），不管是有还是没有代谢活动，也不会导致细菌中的DNA的损害。但是，甲型六氯环乙烷会造成人体和大鼠肝细胞中的DNA-分裂。经口接触甲型六氯环乙烷导致有丝分裂的紊乱，包括有丝分裂速度的加快和家鼠肝细胞多倍体产生频率加快（美国毒物与疾病登记署，2005年）。

致癌性：关于甲型六氯环乙烷致癌性的研究十分有限。开展了一些关于大鼠的研究，但是其价值很有限。然而，从研究结果可知，在高剂量的情况下，甲型六氯环乙烷会在大鼠体内产生结节增生和肝细胞癌（其发生率根据种系的不同而有所不同），在家鼠体内也是如此（低发生率）。关于开始-促进和行动模式的研究表明，在甲型六氯环乙烷中观察到的肿瘤性反应很有可能是由于有一个非遗传毒性的机理。甲型六氯环乙烷已被证明可以加快大鼠和家鼠体内肿瘤的生长（国际化学品安全规划署，1992年）。国际癌症研究机构(癌症机构)将甲型六氯环乙烷归类为2A组：可能对人体有致癌作用。美国环境署将甲型六氯环乙烷归为可能的人体致癌物。美国卫生和人类健康服务部（DHHS）已经确定，六氯环己烷（所有的异构物）可能将会导致人体罹患癌症（美国毒物与疾病登记署，2005年）。

免疫毒性: 经甲型六氯环乙烷（50和250 毫克/千克/天- 即0.5和2.5毫克/千克/体重/天）处理的大鼠显示出免疫抑制（免疫球蛋白G和M血清浓度水平的下降）。

对人类的影响: 关于在农药或化肥生产期间工人接触到技术六氯环己烷而发生诸如神经生理和神经心理紊乱以及肠胃不适这样的负面影响已有报告。工人出现面部咽异感和痹症、头疼和眩晕、不适、呕吐、战栗、忧虑、迷惑、失眠、记忆受损和性欲减退。六氯环己烷会导致血清酶和IgM浓度水平的增加（美国毒物与疾病登记署，2005年）。六氯环己烷的吸入（混合异构物）可能会导致鼻子和咽喉的过敏（国际化学品安全规划署，2006年）。目前已观察六氯环己烷会对对动物肝脏的严重影响（比如脂肪肝和细胞坏死），因此工人长时间职业性地接触六氯环己烷异构体之后也可能发生类似的情况。

一项在德国开展的关于486名内分泌失调和/或不育妇女的研究表明，患有子宫肌瘤、甲状腺自身抗体、黄体功能不全的妇女以及容易过敏的妇女体内的甲型六氯环乙烷明显要更高一些。肥胖妇女和有流产史的妇女血液中的甲型六氯环乙烷浓度最高（Gebhard，1993年）。

在一份统计数据有限的试点研究显示，接触有机氯和儿童患再生障碍性贫血风险之间可能存在联系。患再生障碍性贫血的儿童体内的甲型六氯环乙烷比受到控制的儿童（ $p < 0.05$ ）明显要高（Ahamed等人，2006年）。

印度对接触甲型六氯环乙烷和宫内生长迟缓（宫内发育迟缓，<胎龄儿出生体重百分位第10位）之间的关系进行了研究。根据统计数据，母体血液中的甲型六氯环乙烷和宫内发育迟缓之间的明显联系（ $p < 0.05$ ）被发现（Siddiqui等人，2003年）。

对非目标生物的影响: 关于对非目标物种影响的数据十分缺乏。甲型六氯环乙烷对水生生物具有毒性。报告了在藻类、浮游动物（卤虫和水蚤）和鱼类体内的效应浓度为< 1 毫克/升（国际化学品安全规划署，1992年；生态毒理学与环境安全数据库，2007年）。在一项关于斑马鱼的急性试验（维持了24小时）中确定LC50约为1.4毫克/升的LC50（Oliveira-Filho和Paumgarten，1997年）。在一项关于蜗牛（*Lymnaea stagnalis*）的长期研究中，发现当浓度水平为65微克/升时，繁殖减少了50%。在关于鱼类的长期实验中未能发现对增长和行为的病理学改变或影响（测试浓度为800微克/升或含有10-1,250毫克六氯环己烷/千克的颗粒食物）（国际化学品安全规划署，1992年）。关于北极熊的监测数据表明维生素A和六氯环己烷之间存在不良的互换联系，这可能会影响一系列的生物功能（北极监测和评估计划，2004年）。

风险特性描述

美国环境署于2006年对位于阿拉斯加社区接触甲型六氯环乙烷和β-六氯环己烷的情况做了膳食风险评估。美国环保署估计了阿拉斯加社区接触甲型六氯环乙烷范围：成年人为0.00057-0.0039毫克/千克体重/天，儿童为0.0021-0.051毫克/千克体重/天（年龄在1-6岁）和0.00073-0.0050毫克/千克体重/天（年龄在7-2岁）。风险以最高可接受的剂量或推荐剂量（RfD）的百分比来表述。如果饮食风险超过100% RfD（美国环保署，2006年），那么就达到了令人担忧的浓度水平。慢性接触的推荐剂量值0.001毫克/千克/天是基于在一份关于家鼠

亚慢性毒性中所确立的0.1毫克/千克/天的无毒性反应剂量之上（最低毒性反应剂量为 0.5 毫克/千克/天），适用的不确定系数为100（美国环保署，2006年）。对于吸入，甲型六氯环乙烷的推荐浓度为 0.00025毫克/立方米，其基础为观察肝脏和肾脏毒性的0.025毫克/立方米的无毒性反应剂量之上，这一剂量是在一份关于家鼠亚慢性毒性吸入的研究中确定的，适用的不确定性系数为100（RIVM，2001年，美国环保署，2006年）。

据美国环保署（2006年）称，急性饮食接触估计值不属于需要关切的范围。美国环保署的饮食风险评估表明，甲型六氯环乙烷的慢性饮食接触估计高于高端饮食摄入估计数。甲型六氯环乙烷的癌症饮食风险也高于低端和高端饮食摄入估计数。根据美国环保署的估计，成年男性的风险值（% cRfD）为 57-390，成年女性为 67-460，儿童为 210-5,100（1-6 岁）和73-500（7-12 岁）。成年男性的估计癌症风险为 3.2×10^{-3} 到 2.5×10^{-2} ，成年女性为 4.2×10^{-3} 到 2.9×10^{-2} 。应该指出的是，这些估计的发生率比一般接受的风险值 1×10^{-6} 要高出至少四个数量级。尽管根据检测到的基本最高浓度水平，这一风险估计数并不大，但是仍然可以得出结论，饮食风险是一个关切问题。此外，必须提及的是，慢性毒性的靶器官是肝脏，也可以预期六氯环己烷的效应可能是累加性的。Hasegawa等人还通过实验室的实验证实了协同增强效应（1989年）。

3 信息综述

技术六氯环己烷是由五种稳定的六氯环己烷异构体组成的混合物，含有55 – 80 %的甲型六氯环乙烷，作为一种有机氯农药在全世界得到广泛应用。尽管技术六氯环己烷的应用目前可以被忽略不计，但是其向环境的释放仍然可能发生。地方的释放源包括有害废物场、被污染场所、库存和填埋场或倾弃地。尽管没有关于这些释放数的定性估计，但是以林丹生产中副产品形式存在的六氯环己烷残留数量被假定在1.6 - 1.9 到480万吨之间。此外，许多场所将造成环境污染，也没有得到适当的维护和控制。

甲型六氯环乙烷的物理-化学特性使其很容易通过大气迁移，使全球范围内的“冷浓缩”成为可能。此外，较低的亨利定律常数促进了北冰洋地区出现高浓度水平的甲型六氯环乙烷。此外，研究显示，北极地区的大气浓度模仿了1990年代早期的全球使用数据。同时，来自偏远地区，比如北极和南极的监测数据表明，检测到的浓度水平有时候要高于释放源地区的浓度水平，这是由远距离迁移所导致的。

甲型六氯环乙烷原则上会在合适的条件下发生降解（比如提高了的生物可利用性、温度、湿度含量）。水解中甲型六氯环乙烷在碱性水溶液中的整体消除是一种重要方式，但是在环境条件下意义不大。甲型六氯环乙烷可能会经历对应选择降解，而这取决于地点和介质。对半衰期和土壤中的残留的分析显示具有适度的持久性。然而，某些环境条件，比如低浓度或低温，会导致半衰期的延长。北极地区湖中甲型六氯环乙烷的半衰期最高为1.4 年，而在东部北冰洋，对应选择降解导致半衰期大概在5至17年之间。

甲型六氯环乙烷可能会在生物群和北极食物网中发生生物蓄积和生物放大。无脊椎动物、鱼类以及陆地和海洋哺乳动物体内的生物放大系数和FWMF大于1。由于甲型六氯环乙烷的代谢潜力具有特异性，因此鸟类不适用这一代谢形式。大多数的鸟类显示其生物放大系数 < 1 ，不受营养级的影响。尤其是在哺乳动物体内，

出现了甲型六氯环乙烷的(+)或(-)的对应专一蓄积(取决于物种)。加上生物转化的可能性较小,甲型六氯环乙烷在哺乳动物中达到了较高的生物放大系数,其中在脑组织中的浓度水平最高(特别是(+)对应体)。由于所有的六氯环己烷行为均作用于中枢神经系统,应该谨慎对待之。但是,到目前为止,没有关于甲型六氯环乙烷的对应专一毒性研究,而关于聚集和差异的原因仍然尚不清楚。

甲型六氯环乙烷被证明是具有神经毒性和肝毒性,并会在实验室动物体内造成免疫抑制效应。国际癌症研究机构(癌症机构)已将甲型六氯环乙烷归入第2B组,可能对人体具有致癌性。一些流行病学研究表明,甲型六氯环乙烷可能是人类乳腺癌的诱发因素之一。甲型六氯环乙烷是公认的一种肿瘤增进剂。

在被污染的地区以及北极地区,甲型六氯环乙烷可能会对人体健康造成不利影响。根据有关甲型六氯环乙烷的现有数据,可以得出结论,目前甲型六氯环乙烷在食物和人体母乳中的浓度水平是一个令人关切的问题。估计北极地区土著人民的甲型六氯环乙烷的日摄入量超过了安全的参考摄入量,虽然估计数比较保守。这些人群的饮食风险是一个令人关切的问题。但是,应当强调的是,传统的食物具有独特的社会、文化精神和经济价值,但应强烈建议避免食用含高浓度甲型六氯环乙烷的食物。

4 结论意见

尽管多数国家已经禁止或限制将技术六氯环己烷用作农药,并在多数情况下使用林丹作为代替品,但是,林丹的生产过程中仍会产生大量的六氯环己烷残留。这些废物异构体的继续生产和现有存量仍然是一个全球性的问题,也是促使其向大气释放的一个因素。

在过去的30年里,虽然甲型六氯环乙烷向环境的释放已经大大减少,但是,环境中的浓度水平表明,甲型六氯环乙烷可能在环境中具有持久性(浓度较低)。寒冷的北冰洋目前虽然也在消除甲型六氯环乙烷,但该地区的环境条件并不利于该化学品的迅速降解。在北极生物群中的浓度水平并不能完全反映了非生物组成部分不断减少的趋势。

甲型六氯环乙烷目前存在于陆地和水生食物链中,其浓度水平是对人体健康的影响令人担忧。在受污染地区,可能会有高的接触率,而由于远距离迁移,北极地区的接触也会比较多。此外,人体和野生生物会接触到各种污染物,这些污染物可以以累加或协同的方式影响甲型六氯环乙烷的毒性效应。考虑到该化学品的基本性质,以及北极土著人民的甲型六氯环乙烷日估计摄入量超过了安全的摄入参考数值,同时考虑到在生物群中甲型六氯环乙烷的广泛存在,包括远离可能的排放源的偏远地区,可以得出结论,由于其远距离迁移,该物质有可能对人类健康和环境造成严重的不利影响,因此应该考虑采取全球行动。

参考资料

AMAP: Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo, Norway, 2004.

AMAP: Persistent Toxic Substances, Food Security and Indigenous Peoples of the Russian North Final Report. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, 2004b.

Ahamed M., Anand M., Kumar A., Siddiqui M.K.: Childhood aplastic anaemia in Lucknow, India: incidence, organochlorines in the blood and review of case reports following exposure to pesticides. *Clin Biochem.* 39 (7), 2006, p. 762-6.

ATSDR: Toxicological profile for hexachlorocyclohexanes, United States of America Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, August, 2005. [<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>; 2007-02-27].

Bachmann A., Walet P., Wijnen P., de Bruin W., Huntjens J.L., Roelofs W., Zehnder A.J.: Biodegradation of alpha- and beta-hexachlorocyclohexane in a soil slurry under different redox conditions. *Appl Environ Microbiol.* 54 (1), 1988, p. 143-9.

Bakore N., John P.J., Bhatnagar P.: Organochlorine pesticide residues in wheat and drinking water samples from Jaipur, Rajasthan, India. *Environ Monit Assess.* 98 (1-3), 2004, p. 381-9.

Baumann K., Angerer J., Heinrich R., Lehnert G.: Occupational exposure to hexachlorocyclohexane. Body burden of HCH isomers. *Int Arch Occup Environ Health.* 47 (2), 1980, p. 119-27.

Becker K.S., Kaus C., Krause P., Lepom C., Schulz M., Seifert B.: Umwelt-Survey 1998, Band III: Human-Biomonitoring. Stoffgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland

Bidleman T.F., Kylin H., Januntunen L.M., Helm P.A., Macdonald R.W.: Hexachlorocyclohexanes in the Canadian Archipelago. 1. Spatial distribution and pathways of alpha-, beta- and gamma-HCHs in surface water. *Environ. Sci Technol.* 41 2007, p. 2688-2695.

Bouvier G., Blanchard O., Momas I., Seta N.: Pesticide exposure of non-occupationally exposed subjects compared to some occupational exposure: A French pilot study.

Borghini F., Grimalt J.O., Sanchez-Hernandez J.C., Bargagli R.: Organochlorine pollutants in soils and mosses from Victoria Land (Antarctica). *Chemosphere* 58(3), 2005, p. 271-8.

Breivik, K., Pacyna, J. M., Münch, J.: Use of alpha-, beta- and gamma-hexachlorocyclohexane in Europe, 1970-1996. *Sci. Total Environ.* 239 (1-3), 1996, p. 151-163.

Buser, H.F.; Müller M.: Isomer and Enantioselective Degradation of Hexachlorocyclohexane Isomers in Sewage Sludge under Anaerobic Conditions. *Environmental Science and Technology.* 29, 1995, p. 664-672.

Braune B., Miur D., DeMarch B., Gamberg M., Poole K., Currie R., Dodd M., Duschenko W., Eamer J., Elkin B.,

Evans M., Grundy S., Hebert C., Johnstone R., Kidd K., Koenig B., Lockhart L., Marshall H., Reimer K., Sanderson J., Shutt L.: Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: a review. *The Science of the Total Environment* 230, 1999 p. 145-207.

Buckmann AH., Norstrom RJ., Hobson KA., Karnovsky NJ., Duffe J., Fisk AT.: Organochlorine contaminants in seven species of Arctic seabirds from northern Baffin Bay. *Environmental pollution* 128 2004, p. 327-338

Butte, W., Fox K., Zauke GP.: Kinetics of bioaccumulation and clearance of isomeric hexachlorocyclohexanes. *Sci Total Environ.* 109-110, 1991, p. 377-82.

CambridgeSoft Corporation: Chemfinder 2004, [<http://chemfinder.cambridgesoft.com/result.asp>; 2007-02-27]

CACAR: Canadian Arctic Contaminant Assessment Report II: Toxic Substances in the Arctic and Associated Effects – Human Health, Dept of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Canada, 2003.

Chessells MJ., Hawker DW., Connell DW., Papajcsik IA.: Factors influencing the distribution of lindane and isomers in soil of an agricultural environment. *Chemosphere* 17 (9), 1988, p. 1741-1749.

Concha-Grana E., Turnes-Carou M., Muniategui-Lorenzo S., Lopez-Mahia P., Prada-Rodriguez D., Fernandez-Fernandez E.: Evaluation of HCH isomers and metabolites in soils, leachates, river water and sediments of a highly contaminated area. *Chemosphere* 64 (4), 2006, p. 588-95.

Corsolini S., Covaci A., Ademollo N., Focardi S., Schepens P.: Occurrence of organochlorine pesticides (OCPs) and their enantiomeric signatures, and concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Adelie penguin food web, Antarctica. *Environ Pollut.* 140 (2) 2006 p. 371-82

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

Das AC., Chakravarty A., Sukul P., Mukherjee D.: Insecticides: their effect on microorganisms and persistence in rice soil. *Microbiol Res.* 150 (2), 1995, p. 187-94.

Dirtu A.C., Cernat R., Dragan D., Mocanu R., Van Grieken R., Neels H., Covaci A.: Organohalogenated pollutants in human serum from Iassy, Romania and their relation with age and gender. *Environ Int.* 32 (6), 2006, p. 797-803.

Doelman, P., Haanstra L., Loonen H. and Vos, A.: Decomposition of alpha - and beta -hexachlorocyclohexane in soil under field conditions in a temperate climate. *Soil Biology and Biochemistry* 22 (5), 1990, p. 629-634.

European Food Safety Authority (EFSA): Opinion of the Scientific Panel in Contaminants in the Food Chain on a Request from the Commission related to Gamma-HCH and other Hexachlorocyclohexanes as undesirable Substances in Animal Feed. *The EFSA Journal* 250, 2005, p. 1 – 39, [http://www.efsa.europa.eu/etc/medialib/efsa/science/contam/contam_opinions/1039.Par.0001.File.dat/contam_op_ej250_hexachlorocyclohexanes_en2.pdf, 2007-02-28]

EMEP POP data: Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe. [<http://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html>, 2007-04-2]

Falcon M., Oliva J., Osuna E., Barba A. Luna A.: HCH and DDT residues in human placentas in Murcia (Spain). Falcon M, Oliva J., *Toxicology*. 195 (2-3), 2004, p. 203-8.

Fisk AT., Hobson KA., Norstrom RJ.: Influence of Chemical and Biological Factors on Trophic Transfer of Persistent Organic Pollutants in the Northwater Polynya Marine Food Web. *Environ. Sci. Technol.* 35 (4), 2001, p. 732 -738.

Fitzhugh, O.G., Nelson, A.A., Frawley, J.P. The chronic toxicities of technical benzene hexachloride and its alpha, beta and gamma isomers. *J Pharmacol Exp Ther.* 100 (1) 1950, p 59-66.

Fürst P. 2004. Chemisches Landes- und Staatliches Veterinäruntersuchungsamt Münster, Germany in EFSA, 2005.

Gerhard I.: Reproductive risks of heavy metals and pesticides in women. *Reproductive Toxicology* 1993, p. 167-83.

Gebhard I.: Reproductive risks of heavy metals and pesticides in women. In Richardson, M.: *Reproductive Toxicology*, VCH, Weinheim, 1993, p. 167-183.

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

Harner T., Kylin H., Bidleman TF, Strachan WMJ.: Removal of alpha- and gamma-Hexachlorocyclohexane and Enantiomers of alpha-Hexachlorocyclohexane in the Eastern Arctic Ocean. *Environmental Science & Technology* 33 (88), 1999, p. 1157-1164.

Hasegawa R., Mutai M., Imaida K., Tsuda H., Yamaguchi S., Ito N.: Synergistic effects of low-dose hepatocarcinogens in induction of glutathione S-transferase P-positive foci in the rat liver. *Jpn J Cancer Res.* 80 (10), 1989, p. 945-51.

Hegeman WJ., Laane RW.: Enantiomeric enrichment of chiral pesticides in the environment. *Rev Environ Contam Toxicol.* 173, 2002; p. 85-116.

Helm PA., Diamond ML., Semkin R., Strachan WM., Teixeira C., Gregor D.: A mass balance model describing multiyear fate of organochlorine compounds in a high Arctic lake. *Environ. Sci Technol.* 36 (5), 2002, p. 996-1003.

Hoekstra PF., O'Hara TM., Fisk AT., Borga K., Solomon KR., Muir DC.: Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within an Arctic marine food web from the southern Beaufort-Chukchi Seas. *Environ Pollut.* 124 (3), 2003a, p. 509-22.

Hoekstra PF, O'Hara TM, Fisk AT, Karlsson H., Solomon KR, Muir DCG.: Enantiomer-specific Biomagnification of alpha-Hexachlorocyclohexane and Selected Chiral Chlordane-related Compounds within an Arctic Marine Food Web. *Environ.Toxicol.Chem.* 22(10), 2003b, p.2482-2491.

Hoekstra PF., O'Hara TM., Pallant SJ., Solomon KR.: Bioaccumulation of Organochlorine Contaminants in Bowhead Whales. (*Balaena mysticetus*) from Barrow, Alaska. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 42, 2002,

p. 497-507.

Hop, H., Borga K., Gabrielsen GW., Kleivane L., Skaare JU.: Food web magnification of persistent organic pollutants in poikilotherms and homeotherms. *Environ Sci Technol.* 36 (12), 2002, p. 2589-97.

International HCH & Pesticides Association (IHPA): The Legacy of Lindane HCH Isomer Production, Vijgen J. 2006. [www.iHPA.info/library_access.php; 2007-02-27]

IPCS (International Programme on Chemical Safety). ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 123. Alpha- und Beta-Hexachlorocyclohexane. World Health Organization. Geneva, 1992. [<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc123.htm> 2007-02-27]

IPCS (International Programme on Chemical Safety): Poisons Information Monograph 257, 2001. [<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim257.htm>; 2007-02-27].

IPCS Intergovernmental Programme on Chemical Safety, Hexachlorocyclohexane (Mixed Isomers), 2006. [<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim257.htm#2.1%20Main%20risks%20and%20target%20organs>; 2007-07-12].

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

Iwata H, Tanabe S, Sakai N, Nishimura A, Tatsukawa R. Geographical distribution of persistent organochlorines in air, water and sediments from Asia and Oceania, and their implications for global redistribution from lower latitudes *Environ Pollut.* 85 (1), 1994, p. 15-33.

Iwata H., Tanabe S., Iida T., Baba N., Ludwig JL., Tatsukawa R.: Enantioselective Accumulation of alpha-Hexachlorocyclohexane in Northern Fur Seals and Double-Crested Cormorants: Effects on Biological and Ecological Factors in the Higher Trophic Levels. *Environ. Sci. Technol.* 32 (15), 1998, p. 2244-49.

Jagnow G, Haider K, Ellwardt PC.: Anaerobic dechlorination and degradation of hexachlorocyclohexane isomers by anaerobic and facultative anaerobic bacteria. *Arch Microbiol.* 115 (3), 1977, p. 285-92.

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

Kaushik CP.: Loss of HCH from surface soil layers under subtropical conditions. *Environ Pollut.* 59 (3), 1989, p. 253-64.

Kallenborn R., Hühnerfuss H., *Chiral Environmental Pollutants: Trace Analysis and Ecotoxicology.* Springer

Verlag 2001, Heidelberg, Germany

Klobes U., Vetter W., Glotz D., Luckas B., Skirnisson K., Hernsteinsson P.: Levels and enantiomeric ratios of chlorinated hydrocarbons in livers of Arctic fox (*Alopex lagopus*) and adipose tissue and liver of a polar bear (*Ursus maritimus*) sampled in Iceland. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 69 (1) 1998, p. 67-81

Konwick BJ., Garrison AW., Black MC., Avants JK., Fisk AT.: Bioakkumulation, Biotransformation, and Metabolite Formation of Fipronil and Chiral Legacy Pesticides in Rainbow Trout. *Environ. Sci. Technol.* 40 (9), 2006, p. 2930-2936.

Kinyamu J.K., Kanja L.W., Skaare J.U., Maitho T.E.: Levels of organochlorine pesticides residues in milk of urban mothers in Kenya. *Bull Environ Contam Toxicol.* 60 (5), 1998, p. 732-8.

Kurt-Karakus PB., Bidleman TF., Jones C.: Chiral Organochlorine Pesticide Signatures in Global Background Soils. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (22), 2005, p. 8671 -8677.

Law SA, Bidleman TF, Martin MJ, Ruby MV.: Evidence of enantioselective degradation of alpha-hexachlorocyclohexane in groundwater. *Environ Sci Technol.* 38 (6), 2004, p. 1633-8.

Li, Y.F.: Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997. *The Science of the Total Environment*, 232 (3), 1999, p. 121-158(38)

Li, YF., Macdonald, RW.: Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect to pathway divergence on HCH trends in biota: a review. *The Science of the Total Environment* 342, 2005, p. 87-106.

Li YF., Zhulidov AV., Robarts DR., Korotova LG.: Hexachlorocyclohexane Use in the Former Soviet Union. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48, 2004, p. 10-15.

Li YF., Bidleman TF.: Correlation between Global Emissions of alpha-hexachlorocyclohexane and its Concentrations in the Arctic Air. *Journal of Environmental Informatics*, 1, 2003, p. 52-7.

Li YF, Macdonald RW, Ma JM, Hung H, Venkatesh S.: Historical alpha-HCH budget in the Arctic Ocean: the Arctic Mass Balance Box Model (AMBBM). *Sci Total Environ.* 324 (1-3), 2004, p. 115-3.

Moisey J., Fisk AT., Hobson KA., Norstrom RJ.: Hexachlorocyclohexane (HCH) isomers and chiral signatures of alpha-HCH in the Arctic marine food web of the Northwest Polynya. *Environ Sci Technol.* 35 (10), 2001, p. 1920-7.

MacRae IC., Raghq K., Castro TF.: Persistence and Biodegradation of Four Common Isomers of Benzene Hexachloride in Submerged Soils. *J. Agr. Food Chem.* 15, 1967, p. 911-914.

Murayama H., Takase Y., Mitobe H., Mukai H., Ohzeki T., Shimizu K., Kitayama Y.: Seasonal change of persistent organic pollutant concentrations in air at Niigata area, Japan. *Chemosphere* 52 (4), 2003, p. 683-94.

Ngabe B., Bidleman TF., Falconer RL.: Base Hydrolysis of alpha- and gamma-Hexachlorocyclohexanes. *Environ. Sci. Technol.* 27, 1993, p. 1930-1933

Nair A, Pillai MK. : Trends in ambient levels of DDT and HCH residues in humans and the environment of Delhi, India. *Sci Total Environ.* 30 (121), 1992, p.145-57.

Nair A., Mandpati R., Dureja P.: DDT and HCH load in mothers and their infants in Delhi, India *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 56 (1), 1996, p. 58 – 64.

NARAP: The North American Regional Action Plan on Lindane and Other Hexachlorocyclohexane (HCH) Isomers. 2006. North American Commission for Environmental Cooperation [http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=2053_2007-03-10]

Oliveira-Filho EC., Paumgarten FJ.: Comparative study on the acute toxicities of alpha, beta, gamma, and delta isomers of hexachlorocyclohexane to freshwater fishes. *Bull Environ Contam Toxicol.* 59 (6), 1997, p. 984-8.

Olsson A., Vitinsh M., Plikshs M., Bergman A. : Halogenated environmental contaminants in perch (*Perca fluviatilis*) from the Latvian coastal areas. *The Science of the Total Environment*, 239, 1999, p. 19-30.

Oliver BG., Niimi AJ.: Bioconcentration Factors of Some Halogenated Organics for Rainbow Trout: Limitations in Their Use for Prediction of Environmental Residues. *Environ. Sci. Technol.*, 19(9), 1985, p. 842-849

Olea N., Olea-Serrano F., Lardelli-Claret P., Rivas A., Barba-Navarro A.: Inadvertent exposure to xenoestrogens in children. *Toxicol Ind Health.* 15 (1-2), 1999; p. 151-8.

Ott M., Failing K., Lang U., Schubring C. Gent H.J., Georgii S., Brunn H. Contamination of human milk in Middle Hesse, Germany--a cross-sectional study on the changing levels of chlorinated pesticides, PCB congeners and recent levels of nitro musks. *Chemosphere* 38 (1), 1999, p. 13-32.

Padma TV., Dickhut R.: Variations in α -HEXACHLOROCYCLOHEXANE enantiomer ratios in relation to microbial activity in a temperate estuary. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22, 2002, p. 1421-1427.

Phillips TM., Seech AG., Lee H., and Trevors JT.: Biodegradation of hexachlo Environmental Toxicology and Chemistryro- cyclohexane (HCH) by microorganisms. *Biodegradation* 16, 2005, p. 363-392.

Pohl,H.R.; Tylenda,C.A.: Breast-feeding exposure of infants to selected pesticides: a public health viewpoint. *Toxicol Ind.Health* 16, 2000, p. 65-77.

Portig J., Stein K., Vohland HW.: Preferential distribution of alpha-hexachlorocyclohexane into cerebral white matter. *Portig J, Xenobiotica*, 1, 1989, p. 123-30.

Qian Y., Zheng M., Zhang B., Gao L., Liu W.: Determination and assessment of HCHs and DDTs residues in sediments from Lake Dongting, China. *Environ Monit Assess.* 116 (1-3), 2006, p. 157-67.

Scheele J.S.: A comparison of the concentrations of certain pesticides and polychlorinated hydrocarbons in bone marrow and fat tissue. *J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol.* 17 (1), 1998, p. 65-8.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

2007-29-05]

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

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

U.S. National Library of Medicine: Hazardous Substance Database (HSDB) 2006, [<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>; 2007-02-27]

USEPA, Assessment of lindane and other hexachlorocyclohexane isomers, [http://www.epa.gov/oppsrd1/REDS/factsheets/lindane_isomers_fs.htm; 2007-02-27].

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

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

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

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

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

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

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

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

Xiao H., Li N. and Wania F.: Compilation, Evaluation, and Selection of Physical-Chemical Property Data for α -

β -, and γ -Hexachlorocyclohexane. J. Chem. Eng. Data 49 (2), 2004, p. 173 -185.

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

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