



短链氯化石蜡及其环境污染现状与毒性效应研究*

王亚犇 傅建捷 江桂斌**

(环境化学与生态毒理学国家重点实验室, 中国科学院生态环境研究中心, 北京, 100085)

摘要 短链氯化石蜡是碳链长度为 10 至 13 个碳原子的正构烷烃经氯化衍生而成的复杂混合物. 作为《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》增列持久性有机污染物 (persistent organic pollutants, POPs) 中的一类化合物, 2008 年 10 月在瑞士日内瓦召开的联合国环境规划署 POPs 审查委员会的第四次会议上, 委员会对短链氯化石蜡进行了公约附件 E 关于其终点的危害评估进行了审核. 而目前我国对短链氯化石蜡没有任何关于毒性研究和环境污染现状的数据, 本文针对短链氯化石蜡的研究现状、进展及目前存在的问题进行了总结, 以便为我国在此方面开展研究提供参考.

关键词 短链氯化石蜡, 持久性有机污染物, 短链氯化烷烃.

短链氯化石蜡 (short chain chlorinated paraffins, SCCPs), 也称短链氯化正构烷烃 (polychlorinated *n*-alkanes, PCAs), 是氯化石蜡产品中碳链长度为 10 至 13 个碳原子的产品. 其含有 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, $x = 10-13$, $y = 1-13$).

SCCPs 主要用作金属加工润滑剂、油漆、密封剂、粘合剂、塑料添加剂或者阻燃剂等. 从上个世纪 30 年代起, 氯化石蜡就作为工业产品生产, 但是相对于其它 POPs, SCCPs 的环境化学特性、生态毒理效应及其对生态系统的风险却知之甚少. 随着 SCCPs 在各类环境介质及偏远地区生物中不断被检出, 已引起了世界环境保护工作者和世界卫生组织的关注^[1-5]. 从上个世纪 90 年代起, 很多欧盟国家签订了旨在保护东北大西洋的奥斯陆与巴黎公约, 开始减少 SCCPs 的使用, 其中, 从 1994 年到 1997 年使用量减少了 70%, 而到 2000 年左右, 每年生产量和使用量仅约为 15000 吨^[3, 6]. 美国环境保护署已经把 SCCPs 列入排放毒性化学品目录. 在欧洲共同体的水框架指令中, SCCPs 也被列入优控危险物质.

虽然目前官方统计没有短链氯化石蜡生产, 但中国作为中长链氯化石蜡的生产和使用大国, 产品中是否含有短链氯化石蜡目前尚不清楚. 目前没有任何关于短链氯化石蜡毒性研究和环境污染现状的数据, 是一个空白的研究领域.

1 分析方法学

由于氯原子可能的位置变化, 氯化比例也不固定, 正构烷烃在氯化过程中会产生复杂的同系物, 异构体, 对映及非对映异构体, 因此使用标准的分析方法进行逐个分离、识别和测定几乎是不可能的. 正构烷烃氯化程度不同, 必然表现出不同的物理化学性质, 所以 SCCPs 在样品前处理和分离鉴定方面, 也存在相当的困难.

目前, 文献报导用以测定 SCCPs 的仪器主要是高分辨气相色谱-低/高分辨质谱法测定^[7]. 但是通过低分辨质谱和高分辨质谱的测定数据并不一致, 一般来说, 高分辨质谱的结果更容易令人信服. 低分辨质谱的检测结果显示有可能对 SCCPs 的含量有高估. 目前 SCCPs 缺乏统一的标准品, 大部分研究都采用商品化的 SCCPs 产品, 所用标准品不相同, 对其定量也会产生一定影响. 因此, 在对 SCCPs 的各类研究中, 需要开发更加可靠的方法.

2 SCCPs 物理化学性质

SCCPs 是非常复杂的混合物, 常温下为淡黄色或无色粘稠液体. 单体 C10-13 氯化石蜡的溶解度

* 科技部 973 项目 (2009CB421605), 国家自然科学基金重大项目 (20897011).

** 通讯联系人, Tel: 010-62849334, E-mail: gbjiang@rcees.ac.cn

介于 0.49 到 $1260 \text{ ng} \cdot \text{ml}^{-1}$ 之间. 与已知的一些氯化芳香烃不同, 在 5 个氯原子以下, 氯化石蜡的溶解度随着氯原子的增加而有所增加^[8].

研究表明: 具有两个氯原子的 C10 中 SCCPs 在 TiO_2 的作用下, 可在水中被光解^[9]. 根据 Atkinson^[10] 自由基反应模型, 氯化石蜡的理论半衰期与碳链长度呈反比, C10 到 C13 的半衰期在 1.2d 到 1.8d 之间. C14 到 C17 的半衰期在 0.85d 到 1.1d 之间. Koh 和 Thiemann^[11] 关于 SCCPs 光解的研究表明, 在紫外线照射丙酮/水条件下, 短链氯化石蜡混合物半衰期为 0.7h 至 5.2 h.

WHO^[1] 在一份报告中指出, 短链氯化石蜡 (C_{10-12} , 含氯量 58%) 在有氧和无氧环境下经过 28d 和 51d 的降解实验, 不能被活性污泥所降解. 英国环境局最近完成一项针对 SCCPs 在淡水和海洋沉积物中发生需氧和厌氧生物降解的研究^[12], 得出该类 SCCPs 在有氧条件下的半衰期在沉积物中为 1630d 或 450d. Tomy 和^[13] Iozza^[14] 分别对 SCCPs 在湖泊沉积物中的历史趋势进行了研究, 均在 20 世纪 60 年代的沉积层中发现了一定浓度的 SCCPs, 说明在湖泊底泥的厌氧环境中, SCCPs 的持久性有可能超过 50 年.

$\lg K_{ow}$ 是作为一个物质能否生物放大和富集的参数. 一般来说, $\lg K_{ow}$ 在 5 以上的有机物被认为能通过食物链富集. Sijm 等^[15] 报道短链石蜡的 $\lg K_{ow}$ 在 5.85 到 7.14 之间, 说明其在水生环境中具有潜在的生物富集可能性. 在碳、氯原子比较少的时候, $\lg K_{ow}$ 线性增加, 而碳、氯原子比较多时, 则有所降低.

Lombardo^[16] 对虹鳟鱼 (*Oncorhynchus mykiss*) 进行 82d 的氯化石蜡暴露实验. 实验通过给虹鳟鱼喂食含 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的氯化石蜡 (C12, 60% Cl) 食物进行暴露, 每隔两周取样一次, 最终组织中氯化石蜡的浓度为 $1.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Fisk^[17] 通过含 SCCPs ($\text{C}_{12}\text{H}_{20}\text{Cl}_6$ 和 $\text{C}_{12}\text{H}_{16}\text{Cl}_{10}$) 浓度为 $20 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $200 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 的食物对虹鳟鱼幼鱼进行了暴露. 测定结果发现高、低浓度组之间差别不大, $\text{C}_{12}\text{H}_{20}\text{Cl}_6$ 生物放大因子 (BMF) 在 1 以下, 而 $\text{C}_{12}\text{H}_{16}\text{Cl}_{10}$ 则在 1.8—2.1 之间, 具有在食物链中放大的潜在可能性.

短链氯化石蜡在各种环境介质和生物中都能被检测到, 因此, 可以通过生态系统食物网各种生物中 SCCPs 的浓度研究其在实际环境状况下的富集和通过营养级传递. 从现有的文献资料来看, 生物体内的浓度比环境中要高, 说明 SCCPs 能够通过各种途径在生物体内富集. 对于陆地生物来说, K_{oa} 是影响污染物在陆地生物是否能富集的一个重要参数, 因为 K_{oa} 值高的化合物很难通过呼吸排出体外. SCCPs 的 $\lg K_{oa}$ 值在 8.2 至 9.8 之间, Kelly 等人认为 $\lg K_{oa}$ 大于 6 的化合物就具备在陆地动物中富集的潜力^[18]. 目前, 还没有 SCCPs 在陆生生态系统中的生物富集和放大的文献.

Nicholls^[19] 对英国工业区附近生态系统内生物体内的 SCCPs 浓度进行了研究. 在水体浓度仅为 <0.1 — $1.7 \text{ ng} \cdot \text{ml}^{-1}$ 的水平下, 测得底栖生物体内 SCCPs <50 — $800 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ ww}$, 而鱼体中 <100 — $5200 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ ww}$, 存在很明显的生物富集. Houde^[20] 对北美安大略湖和密歇根湖食物网中 SCCPs 的生物富集和营养级放大进行了研究. 通过他们的研究发现 SCCPs 的 $\lg \text{BAF}$ (生物富集因子) 在 4.1 到 7.0 之间, 无脊椎动物-草食鱼-鲈鱼食物网中的 $\lg \text{TMF}$ (营养级放大系数) 在 0.41 到 2.4 之间. 在研究报告的两个湖的生态系统中, SCCPs 都能够通过食物链在被捕食者与捕食者之间生物放大.

Wania^[21] 根据多种短链氯化石蜡的 K_{oa} 和 K_{ow} 值, 评估了其对于北极区域污染的潜力, 评估结果认为其与四氯至七氯的 PCB 对北极的污染潜力类似. 在远离工业区的偏僻环境, 如北极地区的大气, 底泥和鱼类和哺乳动物中都能检测到 SCCPs (详见表 1 和表 2). SCCPs 中氯化程度较低的, 碳链较短的组分具有更高的挥发性, 因而更容易通过大气长距离传输, Tomy^[22] 的研究工作中已经证实了这个假设. 与其它的 POPs 相比, SCCPs 在极地和偏僻地区的也能检测到.

3 SCCPs 污染现状

目前尚没有发现氯化石蜡的自然源, 尽管天然氯化石蜡是可能存在的, 但环境中氯化石蜡的主体来自工业排放. 氯化石蜡可以在生产, 储存, 运输, 工业应用等过程进入环境. 有研究表明, 密封材料中存在着高达 9%—16% 的短链或中链氯化石蜡, 但是在切削液中短链氯化石蜡的检出率较低^[23]. 短链氯化石蜡在加拿大和德国已经停产. 但目前, 美国、俄罗斯、印度、中国、日本、巴西等国家在

生产不同链长的氯化石蜡^[24].

氯化石蜡在各种生物和非生物介质中都能被检测出来, 在有些报告中, 它甚至是所有有机氯污染物中含量最高的, Stevens 等人^[25]在英国排污河污泥中发现 SCCPs 的浓度在 7—200 mg · kg⁻¹, 而 PCBs 的含量仅为 110—400 μg · kg⁻¹. Tomy^[22]测定了 1988—1994 年在北冰洋区域海洋哺乳动物中多种有机氯的含量, 测得样品中 DDT 平均总量为 1572 ng · g⁻¹, PCB 平均总量为 2421 ng · g⁻¹, 而 SCCPs 的含量为 362 ng · g⁻¹, DDT 和 PCB 总量均高于 SCCPs.

表 1 环境介质中的 SCCPs 水平

Table 1 The concentrations of SCCPs in environment

国家	位置	介质	浓度	单位	测定方法	文献
加拿大	加拿大北极圈	大气	<1—8.5	pg · m ⁻³	HRGC/ECNI-HRMS	[4]
加拿大	安大略南部	大气	543	pg · m ⁻³	HRGC/ECNI-HRMS	[4]
加拿大	污水处理厂出水	水	600—4480	ng · l ⁻¹	HRGC/ECNI-HRMS	[4]
加拿大	红河 塞尔扣克	水	30	ng · l ⁻¹	HRGC/ECNI-HRMS	[4]
德国	Lech 河	底泥	<5—700	ng · g ^{-1b}	HRGC/ECNI-MS	[4]
德国	Elbe 河 汉堡	底泥	17—25	ng · g ⁻¹	HRGC/ECNI-MS	[4]
德国	汉堡	底泥	36	ng · g ⁻¹	HRGC/ECNI-MS	[4]
德国	Main 河	底泥	25—50	ng · g ⁻¹	HRGC/ECNI-MS	[4]
德国	Rhein 河	底泥	26—83	ng · g ⁻¹	HRGC/ECNI-MS	[4]
德国	汉堡 港口	底泥	17	ng · g ⁻¹	HRGC/ECNI-HRMS	[4]
英国	Darwen 河	水	200—1700	ng · l ⁻¹	GC/ECNI-MS	[19]
英国		底泥	<200—65100	ng · g ⁻¹	GC/ECNI-MS	[19]
英国		污泥	180—93100	ng · g ⁻¹	GC/ECNI-MS	[19]
英国		土壤	<100	ng · g ⁻¹	GC/ECNI-MS	[19]
加拿大	安大略湖	水	0.76—1.71 (1.08)	ng · l ⁻¹	HRGC/ECNI-HRMS	[20]
英国		污泥	6900—200000 (42000)	ng · g ⁻¹	HRGC/ECNI-HRMS	[25]
英国	兰开斯特附近	大气	5.4—1085 (319)	pg · m ⁻³	GC/ECNI-HRMS	[27]
英国	兰开斯特	大气	<185—3430 (1130) ^a	pg · m ⁻³	GC/ECNI-HRMS	[28]
	北欧	大气	820—3400 (1800)	pg · m ⁻³	GC/ECNI-HRMS	[28]
	中欧	大气	1200—3400 (2000)	pg · m ⁻³	GC/ECNI-HRMS	[28]
	北大西洋	大气	<180—2400 (979)	pg · m ⁻³	GC/ECNI-HRMS	[28]
	北极圈	大气	230—990 (570)	pg · m ⁻³	GC/ECNI-HRMS	[28]
西班牙	巴塞罗那	水	<20—2100	ng · l ⁻¹	SPME-GC-ECD	[29]
西班牙	排污口 2 km	底泥	1250—2090 (1642.5)	ng · g ⁻¹	GC/ECNI-MS	[29]
西班牙	巴塞罗那 海域	底泥	210—1170 (550)	ng · g ⁻¹	GC/ECNI-MS	[29]
日本		水	7.6—31 (17.0)	ng · l ⁻¹	HRGC/ECNI-HRMS	[30]
日本	污水处理厂入水	水	220—360 (280)	ng · l ⁻¹	HRGC/ECNI-HRMS	[30]
日本	污水处理厂出水	水	16—35 (25.6)	ng · l ⁻¹	HRGC/ECNI-HRMS	[30]
日本	Arakawa 河	底泥	4.9—484.4 (284.4)	ng · g ⁻¹	HRGC/ECNI-HRMS	[30]
加拿大	圣劳伦斯河	水	15.74—59.57	ng · l ⁻¹	GC/MAB-MS	[32]
德国	城市河流下游	水	70—120	ng · l ⁻¹	HRGC/ECNI-MS	[33]
德国	城市河流上游	水	30	ng · l ⁻¹	HRGC/ECNI-MS	[33]
加拿大	安大略湖	底泥	7—410 (49)	ng · g ⁻¹	HRGC/ECNI-HRMS	[34]
捷克		底泥	nd—347 (27.2)	ng · g ⁻¹	GC/ECNI-MS	[35]
捷克		污泥	206—397 (306.7)	ng · g ⁻¹	GC/ECNI-MS	[35]
	北海与波罗的海	底泥	5—377 (74.8)	ng · g ⁻¹	HRGC/ECNI-LRMS	[36]
西班牙	Besòs 河	底泥	250—3260 (1210)	ng · g ⁻¹	GC/ECNI-MS	[37]

注: a. 括号内为测定平均值; b. 干重.

SCCPs 具有一定的挥发性, 因此该污染物在大气中的存在不可忽视. 已有数据表明, 大气中存在着相当浓度的 SCCPs (详见表 1). 加拿大、英国、挪威、北极高纬度地区等多个国家的大气中均能检测出短链氯化石蜡. Borgen 等人^[26] 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较高浓度的短链氯化石蜡 ($1800 - 10600 \text{ pg} \cdot \text{m}^{-3}$). Peters 等人^[27] 测得 1997 年英国大气中的氯化石蜡浓度在 $5.4 - 1085 \text{ pg} \cdot \text{m}^{-3}$ (平均 $319 \text{ pg} \cdot \text{m}^{-3}$), Barber 等人^[28] 测得 2003 年英国大气中的浓度介于 $< 185 - 3430 \text{ pg} \cdot \text{m}^{-3}$ 之间. 对英格兰北部的氯化石蜡研究表明, 氯化石蜡在郊区大气中的浓度要比城市低. 同时, Barber 等人还对室内空气作了研究, 其中在一个机械工厂测得的氯化石蜡浓度最高 (约 $6324 \text{ pg} \cdot \text{m}^{-3}$), 这可能是由于机械厂使用 SCCPs 产品导致的. 在关于 SCCPs 在气相和颗粒相的分配比例上, 该研究中气相和颗粒相中 SCCPs 的平均分配比例为 91:9.

西班牙、英国、日本、加拿大等国家的地表水中均检测到了 SCCPs 的存在. Castells 等^[29] 报导在西班牙巴塞罗那附近 Llobregat 河水中 SCCPs 含量为 $< 20 - 2100 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ 之间. Nicholls 等^[19] 发现在英国 Darwen 河水中 SCCPs 的浓度在 200 到 $1700 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ 之间, 而在其他河流中则均低于检测限 ($100 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$). Iino 等^[30] 测定了日本的 Arakawa 河和 Yodogawa 河中的 SCCPs 浓度, 其范围在 $7.6 - 31 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ 之间. Takasuga^[31] 报导了日本水体中比较高的浓度 ($220 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$).

在欧美国家包括北极地区的沉积物中都有短链氯化石蜡的检出. 其中, 西班牙巴塞罗那附近河流底泥中 SCCPs 的浓度为 $250 - 3260 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$ ^[37], 捷克河流上层底泥和水库底泥中 SCCPs 的浓度为 $< 0.5 - 180.75 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$ ^[38]. Přibyllová 等人^[35] 测定了捷克工业地区附近的 11 条河流的 31 份底泥样本中短链氯化石蜡的浓度, 测得其浓度介于未检出至 $347.4 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$ 之间. 日本的 Arakawa 河和 Yodogawa 河底泥中 SCCPs 的浓度在 $4.9 - 484.4 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ ww}$ 之间, 平均浓度为 $284.4 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ ww}$ ^[30]. Hüttig 等^[36] 测得北海与波罗的海底泥中 SCCP 的含量在 $5 - 377 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$, 平均含量为 $74.8 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$. Marvin^[34] 等人报导北美安大略湖底泥中的 SCCPs 平均值为 $49 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$, 最高值 $410 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$. Tomy^[13] 对加拿大中纬到高纬地区的六个湖泊泥芯中 SCCPs 的浓度及规律做了比较深入的研究. 发现在 80 年代初底泥层中 SCCPs 的含量最高. 底泥中 SCCPs 的浓度随着纬度的上升有减少的趋势, 中纬区域的温尼伯湖底泥中 SCCPs 浓度为 $135 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$, 而在高纬区域的 Hazen 湖底泥中, 浓度仅为 $4.52 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$. 与此同时, Tomy 等人计算了这两个湖的 SCCPs 的表面通量, 分别为 147 和 $0.9 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ 每年. Iozza^[14] 等人通过对瑞士境内的 Thun 湖的一个泥芯中的 SCCPs 的测定, 结果表明不同年份沉积物中 SCCPs 的浓度与其当年的产量和使用量明显相关, 在上个世纪 80 年代出现了一个急剧的上升, 于 1986 年达到最高 ($33 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$). Bayen^[5] 的综述中提到挪威垃圾填埋场沉积物中 SCCPs 的含量达到 $19400 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 湿重, 并且认为这是由于机械和造船工业污染导致的. Castells^[39] 等人测定了西班牙巴塞罗那海域附近底泥中的 SCCPs 浓度, 其平均值为 $550 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$, 最高值和最低值分别为 $210 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $1170 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$.

污水处理厂在污染物的环境迁移和转化中起到很大的作用. Castells^[29] 和 Iino^[30] 等人对污水处理厂的进水和出水中 SCCPs 浓度进行了对比研究, 发现污水处理厂出水中 SCCPs 浓度明显比进水中要低, 证明污水处理厂能有效地去除 SCCPs. 根据 SCCPs 的物理化学性质, 这些污染物并不能快速的在处理过程中降解, 最大的可能就是被活性污泥吸附. Nicholls^[19] 和 Přibyllová^[35] 分别报道的英国和捷克废水处理排污渠污泥中 SCCPs 含量范围分别在 $180 - 93100 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $206 - 397 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$. Stevens 等^[25] 对英国 14 个污水处理厂污泥中有机氯化物的调查发现, SCCPs 含量在 $6900 - 200000 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 之间, 平均值为 $42000 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$. 这些结果都表明, 污水厂的污泥中 SCCPs 含量普遍较高. 因此, 污水处理厂的污泥是 SCCPs 的一个汇, 由于 SCCPs 稳定的化学性质, 它能够较长时间稳定存在于污泥中, 使得污泥有可能成为 SCCPs 二次污染的源.

各类生物中 SCCPs 含量见表 2. Jansson^[43] 报导了在瑞典的生物中 CPs 含量 (氯原子在 6—16 之间), 其中在鱼类肌肉中的含量在 $1000 - 1600 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (lipid). 海洋哺乳动物环纹海豹和灰海豹肌肉中的含量分别为 $130 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $280 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (lipid). 在陆地哺乳动物兔, 驼鹿中的含量较高, 分别为 $2900 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $4400 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (lipid), 而驯鹿和鱼鹰中则相对较低, 分别为 $140 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $530 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (lipid). Tomy^[40] 报导了美国底特律河中生物内 SCCPs 的浓度, 其中金鲈和鲑鱼中分别为 $305 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$

和 $1148 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ ww}$, 而斑马贻贝中的含量相对较低, 为 $201 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ dw}$. Bennie^[41]测得在 1987—1991 年采集的加拿大白鲸肝脏样品中 SCCPs 的含量为 $544 \text{—}38500 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$, 脂肪中则为 $6620 \text{—}85600 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$. Tomy 等人^[22]发现北冰洋区域的白鲸内 SCCPs 含量要低于圣劳伦斯河区域 ($202 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$, $782 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$), 并且北冰洋区域内白鲸和圣劳伦斯河中白鲸体内 SCCPs 的同系物组成不同, 在北冰洋区域白鲸中多为 SCCPs 工业组分中易挥发部分, 而圣劳伦斯河白鲸中则与工业组分更为接近, 这也部分说明了易挥发的 SCCPs 组分更容易通过长距离迁移. 其中, 北冰洋区域的环纹海豹和海象脂肪中 SCCPs 的含量分别为 $526 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $425 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$, 这个数据比 Bennie^[41]测得的在同一区域的海洋哺乳动物内 SCCPs 浓度要低, 这可能与他们分析 SCCPs 手段的不同有一定关系. Nicholls^[19]研究了部分英国工业区生物体内的 SCCPs 分布, 其中底栖生物体内为 $<50 \text{—}800 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ ww}$, 鱼体中 $<100 \text{—}5200 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ ww}$, 蚯蚓中为 $<100 \text{—}1700 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ ww}$. Borgen^[26]报导了挪威境内鱼类中的 SCCPs 状况, 种类包括北极点红鲑, 鲑鱼, 鳕鱼等食用鱼类, 浓度范围在 $108 \text{—}3700 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (lipid), 在距离工业区比较近的挪威南部生物中检测出浓度较高.

Coelhan^[45]检测了德国市场上鱼体内的 SCCPs, 结果发现 C-10 的 SCCPs 为主要的成分. Thomas^[46]检测了英国伦敦和兰开斯特地区中母乳脂肪内的 SCCPs 含量, SCCPs 的检出率在 50% 以上, 其中能检出部分样品中伦敦地区平均为 $250 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (lipid), 兰开斯特平均为 $243 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (lipid).

表 2 生物群中 SCCPs 含量 (单位: $\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$)

Table 2 The concentrations of SCCPs in biosamples

国家	位置	物种	浓度	测定方法	文献
美国	MidleSister Ile	贻贝	201 ^e	GC/ECNI-HRMS	[40]
加拿大		母乳	11—17	—	[40]
美国	底特律河	黄鲈	1148	GC/ECNI-HRMS	[40]
美国	底特律河	鲶鱼	305	GC/ECNI-HRMS	[40]
加拿大	安大略湖	鲑鱼	$0.447 \text{—}5.33^{\text{d}}$	GC/ECNI-LRMS	[41]
加拿大	圣劳伦斯河	白鲸	544—38500	GC/ECNI-LRMS	[41]
加拿大	安大略湖	鲤鱼	118—1250	GC/ECNI-LRMS	[41]
加拿大	圣劳伦斯河	白鲸	6620—85600	GC/ECNI-LRMS	[41]
	波罗地海	鱼	88—607	HRGC/EI-MS/MS	[42]
瑞典 ^a	Storvindeln 湖	whitefish	1000 ^e	GC/ECNI-MS	[43]
瑞典 ^a	Bothnian 海	鲱	1400 ^e	GC/ECNI-MS	[43]
瑞典 ^a	Baltic Proper	鲱	1500 ^e	GC/ECNI-MS	[43]
瑞典 ^a	Skagerrak	鲱	1600 ^e	GC/ECNI-MS	[43]
瑞典 ^a	波罗的海	灰海豹	280 ^e	GC/ECNI-MS	[43]
瑞典 ^a	Kongsfjorden	环斑海豹	130 ^e	GC/ECNI-MS	[43]
瑞典 ^a	Skåna	兔	2900 ^e	GC/ECNI-MS	[43]
瑞典 ^a	Västmanland	驼鹿	4400 ^e	GC/ECNI-MS	[43]
瑞典 ^a	Jämtland	驯鹿	140 ^e	GC/ECNI-MS	[43]
瑞典 ^a		鱼鹰	530 ^e	GC/ECNI-MS	[43]
英国	伦敦	母乳	$52 \text{—}820^{\text{e}}$ (250) ^b	HRGC/ECNI-HRMS	[44]
英国	兰开斯特	母乳	$49 \text{—}680^{\text{e}}$ (243) ^b	HRGC/ECNI-HRMS	[44]
加拿大	安大略湖	鱼类	17—123	HRGC/ECNI-HRMS	[20]
加拿大	密歇根湖	鱼类	4.6—34	HRGC/ECNI-HRMS	[20]
加拿大	圣劳伦斯河	白鲸	$b370 \text{—}1360$ (782) ^b	HRGC/ECNI-HRMS	[22]
加拿大	北冰洋	白鲸	$110 \text{—}300$ (202) ^b	HRGC/ECNI-HRMS	[22]
加拿大	北冰洋	环纹海豹	$370 \text{—}770$ (526) ^b	HRGC/ECNI-HRMS	[22]
加拿大	北冰洋	海象	$360 \text{—}490$ (425) ^b	HRGC/ECNI-HRMS	[22]

注: a. 短链氯化石蜡和中链氯化石蜡总和 (C14—C20); b. 括号内为平均值; c. dw, 干重; d. ww, 湿重; e. 脂肪浓度.

Bella 等人测定了意大利柑橘类油中 SCCPs 的含量, 结果发现超过三分之一的产品中含有氯化石

蜡, 其中在柠檬油中发现含量最高的为 $60\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ [47]。Iino 等人[30]在日本对市场内食品中的 SCCPs 含量进行了调查, 他们将 75 种食物分成 11 个大类进行分析。日本市场中的贝类和鱼类和肉类中的 SCCPs 含量分别是 18 和 $16\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}\text{ww}$, 肉类中 SCCPs 的浓度为 $7\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}\text{ww}$ 。这个浓度和 Borgen[26]等人报导的挪威鱼类中的浓度比较接近, 但是远远低于 Tomy[22]等人报导的美国底特律河中的鱼类中 SCCPs 的含量。而 11 大类中 SCCPs 含量最高的为脂肪类(包括色拉油, 黄油, 动物脂肪等), 其平均值达到 $140\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}\text{ww}$ 。他们认为食物暴露是氯化石蜡进入人体的主要途径, 但是在调查所得的暴露浓度下, 不会对日本居民造成健康风险。

4 SCCPs 毒性与生态毒性

从一些文献资料来看, SCCPs 对鱼类的急性毒性阈值超过其在水中的溶解度。当前关于 SCCPs 对陆生生物毒性报告几乎没有, 实验室研究也相对较少。

Fisk 等人对几种短链氯化石蜡的毒理学效应做了系列研究。他们通过含 SCCPs ($\text{C}_{12}\text{H}_{20}\text{Cl}_6$ 和 $\text{C}_{12}\text{H}_{16}\text{Cl}_{10}$) 浓度为 $20\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $200\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$ 的食物对虹鳟鱼幼鱼进行暴露, 但没有观察到显著的毒性效应[17]。尽管该实验中 SCCPs 对虹鳟鱼的 BCF 要比通过 K_{ow} 值预测的结果要很小的多, 但是暴露实验得到的 BMF 值大于 1, 证明其可以在水生生态系统的食物网中放大。通过暴露实验, 并且对 26 种氯化石蜡做了 QSARs 分析, 认为 SCCPs 在虹鳟鱼内的半衰期与 K_{ow} , 碳链长度, 含氯量呈正相关关系, 而 BMF 则随 K_{ow} 的增加而增加, 随碳链长度的增加而减少[47, 48]。

此外, Fisk 等人[49]还研究了 SCCPs 对日本青鳉 (*Oryzias latipes*) 胚胎的毒理效应, 在这个研究中 $9600\text{ng} \cdot \text{ml}^{-1}$ 的 $\text{C}_{10}\text{H}_{15.5}\text{Cl}_{6.5}$ 和 $7700\text{ng} \cdot \text{ml}^{-1}$ 的 $\text{C}_{10}\text{H}_{15.3}\text{Cl}_{6.7}$ 导致了青鳉鱼鱼卵 100% 的死亡, 但是在高浓度的 $\text{C}_{11}\text{H}_{18.4}\text{Cl}_{5.6}$, $\text{C}_{12}\text{H}_{19.5}\text{Cl}_{6.5}$ 暴露下, 没有观察到显著的死亡率和其他损伤。从高浓度暴露的鱼卵中出来的幼鱼虽然存活, 但是反应极度缓慢。在这个研究中, Fisk 等人还用二噁英 (TCDD) 和这几种 SCCPs 的急性毒性作了比较, SCCPs 的急性毒性 (以 LC50 衡量) 大约为 TCDD 的 0.0001 到 0.000001。Medeley 在虹鳟鱼体内发现低于 60% 氯代的短链氯化石蜡更易被氧化, 但是没有发现 SCCPs 对于鱼和鸟类明显的毒性[50]。

Buryková 等人[51]研究了 SCCPs (C_{12} , 含氯 56%) 对非洲爪蟾 (*Xenopus laevis*) 胚胎的毒性效应, 该实验以未氯化的十二烷作为对照。在 $500\text{mg} \cdot \text{ml}^{-1}$ 的 SCCPs 暴露下, 胚胎出现了 11% 的死亡。在存活的胚胎中, $5\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 及以上的暴露浓度组都观察到了发育畸形现象, 在 $500\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 浓度下约有 50% 的畸形, 但在对照组 ($500\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 十二烷) 中也出现了约 30% 的畸形。

Serrone[52]等人通过野鸭 (*Anas platyrhynchos*) 的单代繁殖, 研究了 SCCPs 的毒性效应。在他们的实验中, SCCPs 主要通过食物暴露, 暴露剂量为 28, 166 和 $1000\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-diet}$ 。在最高剂量组中出现了蛋壳略微变薄和 14d 胚胎死亡率略微上升的现象, 而 $166\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-diet}$ 组则没有观察到任何效应。

Ueberschär [53, 54]对肉鸡和蛋鸡都进行了 SCCPs 的暴露实验。暴露通过食物供给, 在 $100\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的食物暴露下, 均没有观察到 SCCPs 对肉鸡和蛋鸡健康影响效应。在暴露过程中, 肉鸡的生长率和食欲, 蛋鸡的产卵密度、卵重量和食欲均未显著变化。通过测定, 在胸肌, 蛋清和胆汁中均只有少量或未检出的 SCCPs 存在。在摄取的氯化石蜡中仅有不到 5% 进入鸡体内, 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。

5 目前存在的问题及研究需求

SCCPs 在环境中相对稳定, 不易降解, 能在某些特定环境下长期存在。目前对 SCCPs 的毒性效应研究还比较少, 根据现有资料, 短链氯化石蜡对哺乳动物的毒性比现有的 POPs 要小, 其对哺乳动物的毒性较低。SCCPs 的环境水平和研究报告中能产生毒性作用的浓度水平相比差距甚远, 当前一些国家对饮食中的 SCCPs 作的风险评价, 也基本揭示 SCCPs 尚未对人类健康产生风险。水环境中的一些无脊椎动物对 SCCPs 相对比较敏感, 有可能会产生一定的效应。根据现有资料, 虽然 SCCPs 具有持久性, 一定的毒性和生物蓄积性, 还有长距离迁移的能力, 但是由于其最低效应浓度相对于环境最高浓度还要高许多, 故其对生态环境和人类健康影响可能有限, 需进一步进行评价。

对于我国而言, 相应的环境介质中 SCCPs 检测方法还没有开发, 目前没有任何关于我国环境介质中 SCCPs 的浓度评价或健康风险评价. 氯化石蜡产品中短链氯化石蜡的比例也还不清楚. 当前, 我国尚没有数据评价 SCCPs 对我国造成的生态风险和健康影响, 更谈不上对 SCCPs 的环境风险管理. 在未来的几年内, 有关 SCCPs 的毒理学研究、环境介质中的分析方法学、产品中短链氯化石蜡的赋存状态及分布情况、环境中转移规律以及包括人类在内的生物体内 SCCPs 的污染水平及潜在的健康风险评价都是迫切需要解决的问题.

参 考 文 献

- [1] World Health Organization Environmental Health Criteria. 1996, 181: Chlorinated Paraffins. WHO, Geneva, Switzerland
- [2] Tomy G T, Fisk A, Westmore J B et al. , Environmental Chemistry and Toxicology of Polychlorinated *n*-Alkanes. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* , 1998, **158** : 53—128
- [3] OECD Risk Assessment of Alkanes, C10—C13 Chloro-; Final Draft. U. K. Health and Safety Executive: London, 1999
- [4] Muir D C, Stern G A, Tomy G T, Chapter 8: Chlorinated Paraffins. *The Handbook of Environmental Chemistry*. In: Paasivirta J, Editor. *New Types of Persistent Halogenated Compounds*, 2000 vol. 3K. Berlin: Springer - Verlag
- [5] Bayen S, Obbard J P, Thomas G O, Chlorinated Paraffins: A Review of Analysis and Environmental Occurrence. *Environ. Int.* , 2006, **32**: 915—929
- [6] OSPAR, Draft OSPAR Document on Short Chained Chlorinated Paraffins; ASMO 01/6/10 - HSC 01/5/6 - E; 2001
- [7] Korytár P, Parera J, Leonards P E G et al. , Characterization of Polychlorinated *n*-Alkanes Using Comprehensive Two-Dimensional Gas Chromatography-Electron-Capture Negative Ionization Time-of-Flight Mass Spectrometry. *J. Chromatogr. A*, 2005, **1086**: 71—82
- [8] Drouillard K G, Hiebert T, Tran P et al. , Estimating the Aqueous Solubilities of Individual Chlorinated *n*-Alkanes (C10—C12) from Measurements of Chlorinated Alkane Mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* , 1998, **17**: 1261—1267
- [9] El-Morsi T M, Budakowski W R, Abd-El-Aziz A S et al. , Photocatalytic Degradation of 1,10-Dichlorodecane in Aqueous Suspensions of TiO₂: A Reaction of Adsorbed Chlorinated Alkane with Surface Hydroxyl Radicals. 2000, **34**: 1018—1022
- [10] Atkinson R, Kinetics and Mechanisms of Gas Phase Reactions of the Hydroxyl Radical with Organic Compounds under Atmospheric Conditions. *Chem. Rev.* , 1986, **86**: 69—201
- [11] Koh I O, Thiemann W H P, Study of Photochemical Oxidation of Standard Chlorinated Paraffins and Identification of Degradation Products. *J. Photochem. Photobiol. A*, 2001, **139**: 205—215
- [12] Thompson R S, Noble H, Short-Chain Chlorinated Paraffins (C10—C13, 65% Chlorinated): Aerobic and Anaerobic Transformation in Marine and Freshwater Sediment Systems. Draft Report No BL8405/B. Brixham Environmental Laboratory, AstraZeneca UK Limited, 2007
- [13] Tomy G T, Stern G A, Lockhart W L et al. , Occurrence of C10—C13 Polychlorinated *n*-Alkanes in Canadian Midlatitude and Arctic Lake Sediments. *Environ. Sci. Technol.* , 1999, **33**: 2858—2863
- [14] Iozza S, Muller C, Schmid P et al. , Historical Profiles of Chlorinated Paraffins and Polychlorinated Biphenyls in a Dated sediment Core from Lake Thun (Switzerland). *Environ. Sci. Technol.* , 2008, **42**: 1045—1050
- [15] Sijm D T H M, Sinnige T L, Experimental Octanol/Water Partition Coefficients of Chlorinated Paraffins. *Chemosphere*, 1995, **31**: 4427—4435
- [16] Lombardo P, Dennison J L, Johnson W W, Bioaccumulation of Chlorinated Paraffin Residues in Fish Fed Chlorowax 500C. *J. Assoc. of Anal. Chem.*, 1975, **58**: 707—710
- [17] Fisk A, Cymbalisky C, Bergman A et al. , Dietary Accumulation of C12 - and C16 - Chlorinated Alkanes by Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* , 1996, **15**: 1775—1782
- [18] Kelly B C, Ikonoumou M G, Blair J D et al. , Food Web Specific Biomagnification of Persistent Organic Pollutants. *Science*, 2007, **317**: 236—238
- [19] Nicholls C R, Allchin C R, Law R J, Levels of Short and Medium Chain Length Polychlorinated *n*-Alkanes in Environmental Samples from Selected Industrial Areas in England and Wales. *Environ. Pollut.* , 2001, **114**: 415—430
- [20] Houde M, Muir D C G, Tomy G T et al. , Bioaccumulation and Trophic Magnification of Short-and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Food Webs from Lake Ontario and Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.* , 2008, **42**: 3893—3899
- [21] Wania F, Assessing the Potential of Persistent Organic Chemicals for Long-Range Transport and Accumulation in Polar Regions. *Environ. Sci. Technol.* , 2003, **37**: 1344—1351
- [22] Tomy G, Muir D, Stern G et al. , Levels of C10—C13 Polychloro-*n*-Alkanes in Marine Mammals from the Arctic and the St. Lawrence River Estuary. *Environ. Sci. Technol.* , 2000, **34**: 1615—1619
- [23] Koh I, Rotard W, Thiemann W H P, Analysis of Chlorinated Paraffins in Cutting Fluids Sealing Materials by Carbon Skeleton Reaction Gas Chromatography. *Chemosphere*, 2002, **47**: 219—227

- [24] 唐恩涛, 姚丽芹, 氯化石蜡行业现状及发展趋势. *中国氯碱*, 2005, **2**: 1—3
- [25] Stevens J L, Northcott G L, Stern G A et al. , PAHs, PCBs, PCNs, Organochlorine Pesticides, Synthetic Musks, and Polychlorinated *n*-Alkanes in U. K. Sewage Sludge: Survey Results and Implications. *Environ. Sci. Technol.* , 2003, **37**: 462—467
- [26] Borgen A R, Schlabach M, Kallenborn R et al. , Polychlorinated Alkanes in Ambient Air from Bear Island. *Organohalogen Compd.* , 2002, **59**: 303—306
- [27] Peters A J, Tomy G T, Jones K C et al. , Occurrence of C10—C13 Polychlorinated *n*-Alkanes in the Atmosphere of the United Kingdom. *Atmos. Environ.* , 2000, **34**: 3085—3090
- [28] Barber J L, Sweetman A J, Thomas G O et al. , 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.* , 2005, **39**: 4407—4415
- [29] Castells P, Santos F J, Galceran M T, Solid-Phase Extraction Versus Solid-Phase Microextraction for the Determination of Chlorinated Paraffins in Water Using Gas Chromatography Negative Chemical Ionization Mass Spectrometry. *J. Chromatogr. A* , 2004, **1025**: 157—162
- [30] Iino F, Takasuga T, Senthikumar K et al. , Risk Assessment of Short-Chain Chlorinated Paraffins in Japan Based on the First Market Basket Study and Species Sensitivity Distributions. *Environ. Sci. Technol.* , 2005, **39**: 859—866
- [31] Takasuga T, Iino F, Abe M et al. , Preliminary Study of Polychlorinated *n*-Alkanes in Standard Mixtures, River Water Samples from Japan by HRGC-HRMS with Negative Ion Chemical Ionization. *Organohalogen Compd.* , 2003, **60**: 424—427
- [32] Moore S, Vromet L, Rondeau B, Comparison of Metastable Atom Bombardment and Electron Capture Negative Ionization for the Analysis of Polychloroalkanes. *Chemosphere* , 2004, **54**: 453—459
- [33] Reiger R, Ballschmiter K, 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. *Fres. J. Anal. Chem.* , 1995, **352**: 715—724
- [34] Marvin C H, Painter S, Tomy G T et al. , Spatial and Temporal Trends in Short-Chain Chlorinated Paraffins in Lake Ontario Sediments. *Environ. Sci. Technol.* , 2003, **37**: 4561—4568
- [35] Příbylová P, Klánová J, Holoubek I, Screening of Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Selected Riverine Sediments and Sludge from the Czech Republic. *Environ. Pollut.* , 2006, **144**: 248—254
- [36] Hüttig J, Oehme M, Presence of Chlorinated Paraffins in Sediments from the North and Baltic Seas. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* , 2005, **49**: 449—456
- [37] Parera J, Santos F J, Galceran M T, Microwave-Assisted Extraction Versus Soxhlet Extraction for the Analysis of Short-Chain Chlorinated Alkanes in Sediments. *J. Chromatogr. A* , 2004, **1046**: 19—26
- [38] Stejnarova P, Coelhan M, Kosthounova R et al. , Analysis of Short Chain Chlorinated Paraffins in Sediment Samples from the Czech Republic by Short-Column GC/ECNI-MS. *Chemosphere* , 2005, **58**: 253—262
- [39] Castells P, Parera J, Santos F J et al. , Occurrence of Polychlorinated Naphthalenes, Polychlorinated Biphenyls and Short-Chain Chlorinated Paraffins in Marine Sediments from Barcelona (Spain) . *Chemosphere* , 2008, **70**: 1552—1562
- [40] Tomy G T, Stern G A, Muir D C G et al. , Quantifying C10—C13 Polychloroalkanes in Environmental Samples by High Resolution Gas Chromatography/Electron Capture Negative Ion Mass Spectrometry. *Anal. Chem.* , 1997, **69**: 2762—2771
- [41] Bennie D T, Sullivan C A, Maguire R J, Occurrence of Chlorinated Paraffins in Beluga Whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River and Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) and Carp (*Cyprinus carpio*) from Lake Ontario. *Water Qual. Res. J. Can.* , 2000, **35**: 263—281
- [42] Zencak Z, Reth M, Oehme M, Determination of Total Polychlorinated *n*-Alkane Concentration in Biota by Electron Ionization-MS/MS. *Anal. Chem.* , 2004, **76**: 1957—1962
- [43] Jansson B, Andersson R, Asplund L et al. , Chlorinated and Brominated Persistent Organic Compounds in Biological Samples from the Environment. *Environ. Toxicol. Chem.* , 1993, **12**: 1163—1174
- [44] Thomas GO, Farrar D, Braekevelt E et al. , Short and Medium Chain Length Chlorinated Paraffins in UK Human Milk-Fat. *Environ. Int.* , 2006, **141**: 30—41
- [45] Coelhan M, Determination of Short-Chain Polychlorinated Paraffins in Fish Samples by Short-Column GC/ECNI-MS. *Anal. Chem.* , 1999, **71**: 4498—4505
- [46] Bella G D, Saitta M, Curto S L et al. , Contamination of Italian Citrus Essential Oils: Presence of Chloroparaffin. *J. Agric. Food Chem.* , 2000, **48**: 4460—4462
- [47] Fisk A T, Cymbalisky C D, Tomy G T et al. , Dietary Accumulation and Depuration of C10-, C11- and C14- Polychlorinated Alkanes by Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) . *Aquat. Toxicol.* , 1998, **43**: 209—221
- [48] Fisk A T, Tomy G T, Cymbalisky C D et al. , 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.* , 2000, **19**: 1508—1516

- [49] Fisk A T, Tomy G T, Muir D C G, The Toxicity of C10-, C11-, C12- and C14-Polychlorinated Alkanes to Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) Embryos. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1999, **18**: 2894—2902
- [50] Madeley J R, Birtley R D N, Chlorinated Paraffins and the Environment. 2. Aquatic and Avian Toxicology. *Environ. Sci. Technol.*, 1980, **14**: 1215—1221
- [51] Burýšková B, Bláha L, Babica P et al., Effects and Induction of Gutathione S-Transferase by Short Chain Chlorinated Paraffins (SCCPs) and C-12 Alkane (Dodecane) in *Xenopus Laevis* Frog Embryos. *Acta Vet. Brno.*, 2006, **75**: 115—122
- [52] Serrone D M, Birtley R D N, Weigand W et al., Toxicology of Chlorinated Paraffins. *Food Chem. Toxicol.*, 1987, **25**: 553—562
- [53] Ueberschär K H, Dänicke S, Matthes S, 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.*, 2007, **51**: 248—254
- [54] Ueberschär K H, Matthes S, Dose Response Feeding Study of Chlorinated Paraffins in Broiler Chickens: Effects on Growth Rate and Tissue Distribution. *Food Addit. Contam.*, 2004, **21**: 943—948

THE RESEARCH OF ENVIRONMENTAL POLLUTIONS AND TOXIC EFFECT OF SHORT CHAIN CHLORINATED PARAFFINS

WANG Ya-wei FU Jian-jie JIANG Gui-bin

(State Key Laboratory of Environmental Chemistry and Ecotoxicology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100085, China)

ABSTRACT

Short chain chlorinated paraffins (SCCPs), which are chlorinated derivatives of *n*-alkanes, are a group of complex mixtures that include 10 and 13 carbon atoms. Having been considered as candidates to be added to the list on persistent organic pollutants (POPs) by the Stockholm Convention, SCCPs have been reviewed by POPs Review Committee (POPRC) at its forth meeting, for the draft risk profile in accordance with Annex E to the Convention about their hazard assessment for endpoints in October, 2008. While in our country, no work about the toxicity assessment or environmental pollutions of SCCPs has been carried out yet. In this paper, we summarize and critically review the status, the progress, and the problems about SCCPs studies in order to supply some information for future research.

Keywords: short chain chlorinated paraffins, persistent organic pollutants, polychlorinated *n*-alkanes.