

DOI: 10.3724/j.1007-6336.2025-0117

烟台北部近海海水及生物体中短链氯化石蜡的污染特征 及食物链传递规律

雷慧文^{1,2}, 孙琰晴¹, 罗晶晶¹, 刘佳¹, 武宁宁³, 徐杰⁴,
王国向⁴, 宋德才⁴, 王景¹, 丁玉竹¹, 韩典峰¹

(1.山东省海洋资源与环境研究院 烟台市海珍品质量安全控制与精深加工重点实验室, 山东 烟台 265500; 2.上海海洋大学 食品学院, 上海 200120; 3.青岛市海洋管理保障中心, 山东 青岛 266000; 4.长岛综合试验区海洋与渔业监督监察大队, 山东 烟台 265800)

摘 要:短链氯化石蜡 (short-chain chlorinated paraffins, SCCPs) 是一种有机污染物, 被广泛用于阻燃剂、增塑剂、润滑剂、冷却剂、金属加工切削液和密封剂的生产。SCCPs 较易在水体中长期残留, 并通过食物链放大作用, 在生物体内富集。本研究对烟台北部近海海域水体、生物体中的 SCCPs 浓度进行调查。结果表明, 海水中的 Σ SCCPs 浓度为 58.0~610.5 ng/L, SCCPs 碳、氯同系物以 C₁₀₋₁₁-Cl₅₋₇ 为主; 海洋生物体中的 Σ SCCPs 含量为 10.2~219.0 ng/g ww; SCCPs 碳、氯同系物以 C₁₁₋₁₃-Cl₅₋₇ 为主。进一步分析发现, 烟台北部近海海水中 SCCPs 主要受工业生产、人类活动、周边河流输入和海洋洋流变化的综合影响; 海洋生物体中 SCCPs 与生物生活习性和区域污染密切相关; 海水和海洋生物体中 SCCPs 碳、氯同系物的分布模式主要受 SCCPs 理化性质、工业生产、环境归趋变化以及生物对污染物的吸收、储存和代谢能力的影响; SCCPs 在烟台北部近海海域生物体中的生物富集因子对数值介于 2.21 至 2.70 之间, 各物种生物富集能力和生物放大作用存在物种间差异, 受到物种的摄食偏好、生活环境、代谢速率、所处营养级等多因素的影响。

关键词:短链氯化石蜡; 污染状况; 生物富集; 生物放大

中图分类号:X131; X171.5

文献标识码:A

文章编号:1007-6336(2026)02-0175-10

Pollution characteristics and food chain transmission patterns of short chain chlorinated paraffins in seawater and organisms near the northern coast of Yantai

Lei Huiwen^{1,2}, Sun Yanqing¹, Luo Jingjing¹, Liu Jia¹, Wu Ningning³, Xu Jie⁴,
Wang Guoxiang⁴, Song Decai⁴, Wang Jing¹, Ding Yuzhu¹, Han Dianfeng¹

(1.Shandong Provincial Institute of Marine Resources and Environment, Yantai Key Laboratory of Seafood Quality and Safety Control and Deep Processing, Yantai 265500, China; 2.School of Food Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 200120, China; 3.Qingdao Marine Management and Support Center, Qingdao 266000, China; 4.Changdao Comprehensive Pilot Zone Marine and Fishery Supervision Brigade, Yantai 265800, China)

Abstract: This study examined concentrations of short-chain chlorinated paraffins (SCCPs) in seawater and marine organisms from the coastal waters north of Yantai. SCCPs are a class of persistent organic pollutants

收稿日期:2025-08-01, 修订日期:2025-09-28

基金项目:世界银行贷款中国食品(山东烟台水产)安全示范项目(YT-CS-6-2); 烟台市科技创新发展计划项目(2023YD089; 2023YD090); 山东省现代农业产业技术体系项目(SDAIT-26-05)

作者简介:雷慧文(2002—), 女, 河南平顶山人, 研究生, 主要研究方向为海洋生态毒理学, E-mail: yuwu2024@yeah.net

通信作者:韩典峰, 男, 山东滕州人, 副研究员, 主要研究方向为海洋生态环境, E-mail: lhaoyundao@163.com

that are widely used as flame retardants, plasticizers, lubricants, coolants, metalworking cutting fluids, and sealants. Because of their persistence in aquatic environments and their capacity for bioaccumulation and biomagnification, SCCPs pose ecological risks. The amounts of Σ SCCPs in seawater and organisms varied from 58.0 to 610.5 ng/L and 10.2 to 219.0 ng/g wet weight, respectively. The SCCPs carbon-chlorine homologues C_{10-11} and C_{11-13} (Cl_{5-7}) were the most prevalent in the seawater and organism, respectively. Further analysis reveals that SCCPs in coastal waters north of Yantai are primarily influenced by a combination of industrial production, human activities, riverine inputs, and ocean current variations. SCCPs concentrations in marine organisms correlate closely with their life habits and regional pollution levels. The distribution patterns of carbon and chlorine homologues of SCCPs in seawater and marine organisms are mainly affected by the physicochemical properties of SCCPs, industrial production, environmental fate changes, and the organisms capacity to absorb, store, and metabolize pollutants. The bioaccumulation factor (BAF) values for SCCPs in organisms from northern coastal waters of Yantai ranged from 2.21 to 2.70, with variations attributed to feeding preferences, habitat, and trophic level.

Key words: short-chain chlorinated paraffins; contamination status; bioaccumulation; biomagnification

短链氯化石蜡 (short-chain chlorinated paraffins, SCCPs) 是碳原子数为 10~13、氯含量为 30%~70% 的复杂混合物, 主要通过直链烷烃的氯化反应制得, 具有化学稳定性高、工业应用广的特点, 因其阻燃性、增塑性和润滑性被广泛用于塑料、橡胶、涂料及皮革处理等领域^[1-3]。研究表明, SCCPs 具有持久性、生物蓄积性和毒性等特点, 在生产至使用的过程中易挥发、泄漏, 进而扩散至水体、大气和土壤中^[4]。SCCPs 在 2017 年被《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》附件 A 列为重点关注对象, 并被多国实施管控^[5]。

中国已于 2024 年 1 月 1 日起全面禁止 SCCPs 的生产、加工使用和进出口^[6]。但由于产业转型和经济因素, 部分企业仍在违规生产和使用 SCCPs^[7]。在全面禁止之前, 中国作为 SCCPs 主要的生产国, 年产量逾 100 万吨, 其中氯含量为 52% 的 SCCPs 占主导^[8]。SCCPs 进入海洋环境的重要途径是河流输入, 并在洋流的作用下扩散, 甚至造成极地生物也遭受不同程度的污染^[9]。2022 年, 中国渤海水体 SCCPs 浓度达 57.5~1150.4 ng/L^[10]。2017 年, 山东半岛与渤海接壤的潮间带水体中的 SCCPs 浓度范围为 572.6~1978 ng/L^[11]。2023 年, 黄海沉积物中 SCCPs 含量为 29.2~2450.4 ng/g dw^[12]。2024 年, 莱州湾水体中 SCCPs 的平均浓度范围为 119.1~605.3 ng/L^[13]。海洋环境污染导致海洋生物受到

影响, SCCPs 在部分生物体中存在富集现象, 并表现出食物链放大效应, 进而威胁水产品安全与人类健康^[10]。SCCPs 在海洋中广泛存在, 其浓度和分布受河流输入和洋流等环境因素的综合影响, 且较短链和较低氯化同系物具有更强的扩散能力^[9,13]。因此, SCCPs 的海洋环境分布特征和污染水平具有一定的研究价值。

本研究对烟台北部近海海水和海洋生物体中的 SCCPs 进行调查, 旨在揭示 SCCPs 的污染来源、分布、可能的迁移途径及积累情况。研究结果可为烟台北部近海的 SCCPs 风险管理提供科学依据, 有助于保护海洋生态系统健康, 促进海洋生态系统可持续发展。

1 材料与方法

1.1 样品采集

本研究于 2023 年 8 月和 2024 年 3 月在烟台北部近海海域采集了 20 个站位海水样品和 23 种生物样品, 站位布设如图 1 所示。采样区域分为西部 (Y01、Y02、Y03)、中部近岸 (Y04、Y05、Y07、Y08、Y09、Y12、Y13、Y14、Y16)、中部远岸 (Y06、Y10、Y11、Y15)、东部 (Y17、Y18、Y19、Y20)。使用采水器在水面以下 0.5 m 处采集 1 L 海水样品, 立即加入 20 mL 浓度为 100 mg/L 的叠氮化钠, 以防止运输过程中细菌的生长^[14]。此外, 使用拖网在 10 min 内以 3.7 km/h 的拖曳速率采集海洋生物, 样品采集后立即用符

合 GB/T 6682 的三级水清洗, 测量生物的体长和重量, 并选取肌肉组织进行匀浆作为待测样本, 样本于 $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ 条件下冷冻储存, 直到分析^[10]。每个站位物种采集数量为 2~8 个。

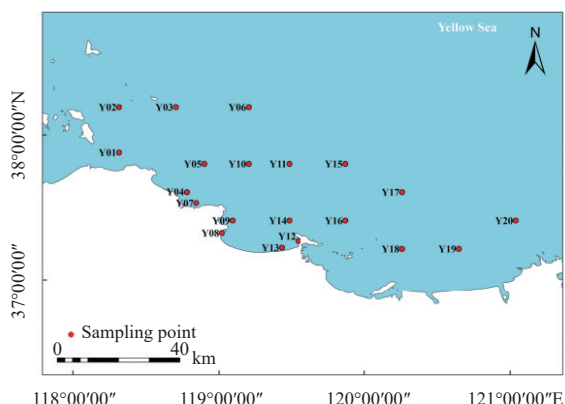


图1 烟台北部近海站位分布

Fig. 1 Distribution map of sampling points in the northern coast of Yantai

1.2 试剂和材料

SCCPs 的 3 个标准品(氯含量分别为 51.5%、55.5% 和 63.0%, $100\text{ }\mu\text{g/mL}$)购自 Dr. Ehrenstorfer GmbH (德国 Augsburg 公司)。将氯含量分别为 51.5% 和 55.5% 以及 55.5% 和 63% 的 SCCPs 标准品等量混合, 制得氯含量为 53.5% 和 59.2% 的 SCCPs 溶液。二氯甲烷、正己烷和正壬烷购自 J.T. Baker (美国 Phillipsburg 公司)。

1.3 样品提取和净化

海水样品预处理方法在 Song 等^[15]的研究方法基础上进行了修改, 具体为: 用 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 玻璃纤维滤膜过滤海水; 取 500 mL 过滤后的海水, 加入 20 mL 含 0.1% 氨的甲醇溶液($\text{pH}4.0$); 使用带 HLB 小柱的固相萃取装置(型号 GX-274 ASPEC, 美国 Gilson 公司)处理混合液; 完成后, 用 6 mL 二氯甲烷和正己烷(体积比为 1:1)的混合液洗脱目标物质。

生物样品的预处理方法为: 称取 2 g 生物样品, 与 10 mL 二氯甲烷和正己烷(体积比为 1:1)混合液混合。用超声波振荡 30 min 后, 以 8000 r/min 离心, 收集上层液体, 重复操作两次。使用氮气吹干设备(型号 N-BTM112, 美国 Mation 公司), 在 $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ 条件下将上层液体浓缩

至 1 mL。然后将浓缩液倒入固相萃取柱(底部铺 3.5 g 无水硫酸钠, 依次叠加 5 g 酸性硅胶、2 g 普通硅胶和 3 g 弗罗里硅土)进行纯化, 收集流出的液体, 用氮气吹干后再次浓缩。最后加入 1 mL 乙腈溶解样品, 用涡旋仪混合 30 s, 超声处理 5 min, 用 $0.22\text{ }\mu\text{m}$ 聚四氟乙烯滤膜过滤。同时采用索氏提取法测定生物样品的脂肪含量。

1.4 质量保证和质量控制

为了保证实验结果准确, 整个过程进行了严格的质量控制。所有玻璃仪器使用前先用正己烷洗 3 次, 再放入 $400\text{ }^{\circ}\text{C}$ 的马弗炉中加热超过 12 h。为了防止污染, 每批样品设置空白样本进行全程检查^[16]。空白样本的具体制备方法为: 将超纯水和氯化钠按比例混合, 配成盐度为 30 的模拟海水, 作为替代天然海水的实验介质。然后使用无水硫酸钠模拟天然环境中的生物体。操作前, 需将这些化学试剂放入马弗炉中, 在 $450\text{ }^{\circ}\text{C}$ 条件下连续加热 12 h, 以彻底去除杂质。空白样本中的 SCCPs 含量低于或接近检出限。

1.5 仪器分析

本研究使用超高效液相色谱串联高分辨质谱仪(Q-Exactive Focus)进行 SCCPs 测定^[2,10]。采用加热电喷雾电离源在负离子模式下扫描; 在溶液中加入二氯甲烷, 提高离子化效率, 帮助目标物形成带氯的稳定离子; 使用 Waters HSS PFP 色谱柱($2.1\text{ mm}\times 100\text{ mm}$, 填料粒径 $1.8\text{ }\mu\text{m}$)进行分离; 保持色谱柱温度为 $40\text{ }^{\circ}\text{C}$, 液体流速为 0.4 mL/min , 每次进样量为 $5\text{ }\mu\text{L}$; 以超纯水和乙腈为流动相, 采用负向加热电喷雾电离源进行电离。

1.6 数据处理

生物体中短链氯化石蜡的生物富集因子(bioaccumulation factor, BAF)是指生物体中 SCCPs 湿重浓度(wet weight, ww)与海水溶解相中 SCCPs 浓度的比值。具体公式如下:

$$BAF = C_{\text{生物体}} / C_{\text{海水}} \quad (1)$$

式中: $C_{\text{生物体}}$ 为生物体内污染物的浓度($\mu\text{g/kg ww}$); $C_{\text{海水}}$ 为海水中污染物浓度($\mu\text{g/L}$)。

SCCPs 的生物放大因子(biomagnification factor, BMF)反映污染物沿食物链的营养级传递规律, 被定义为捕食者和猎物的脂质标准化浓度(lipid weight, lw)之比, 具体公式如下:

$$BMF = C_{\text{捕食者}} / C_{\text{猎物}} \quad (2)$$

如 $BMF > 1$ 则表示污染物在食物链中放大;
如 $BMF < 1$ 则表示污染物被稀释。

1.7 统计分析

使用 SPSS (version 22.0; Corporation, Armonk, NY, USA) 和 OriginLab OriginPro 8.5 进行数据分析、图形绘制。数据间差异的显著性采用单因素方差 (正态分布) 进行检验, 当 $p < 0.05$ 被认为差异显著。

2 结果与讨论

2.1 烟台北部近海海洋环境中 SCCPs 的浓度

2.1.1 海水中的 SCCPs 浓度

各站位水体中 SCCPs 的浓度如图 2 所示。结果显示, 所有海水样品中均检出 SCCPs, 表明该物质在烟台北部近海海域中普遍存在。2023 年 8 月采集的海水样品中 SCCPs 的总浓度 (Σ SCCPs) 变化范围为 58.0 ~ 450.7 ng/L, 2024 年 3 月采集的海水样品中 Σ SCCPs 变化范围为 150.1 ~ 610.5 ng/L。整体来看, 中部近岸 Σ SCCPs 高于中部远岸和东部地区。分析认为, 本研究区域港口航运发达、工厂较多, 在工业活动中运输、使用的 SCCPs 可能进入附近海域, 导致该区域 Σ SCCPs 较高, 这与 Zeng 等^[17] 调查的南海 SCCPs 的分布结论一致。2024 年 3 月 SCCPs 整体污染程度大于 2023 年 8 月, 烟台北部近海海域作为半封闭的边缘海, 其近岸海水中 Σ SCCPs 可能因工业生产、人类活动、周边河

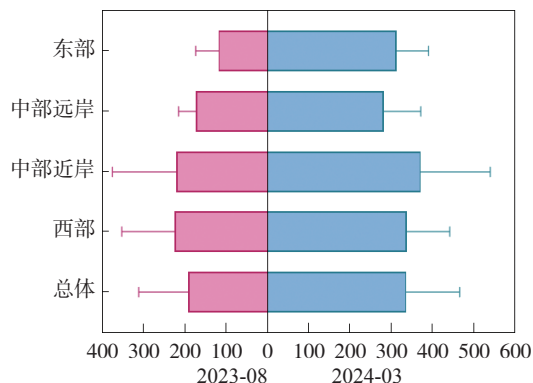


图 2 2023 年 8 月和 2024 年 3 月 Σ SCCPs 浓度的对比

Fig. 2 Comparison of Σ SCCPs concentrations between August 2023 and March 2024

流输入和海洋洋流变化而呈现季节性差异, 这需要进行进一步研究予以确定。与其他调查区域相比, 本区域 Σ SCCPs 平均值为 (264.0±143.6) ng/L, 与东海 2020 年观测到的浓度 [(244.0±104.0) ng/L] 相似^[18], 略低于莱州湾水体中的 Σ SCCPs 数据 [(362.2±81.0) ng/L]^[15], 略高于浙江沿海海域的 Σ SCCPs 数据 [(121.0±70.0) ng/L]^[19], 说明本研究区域处于中等污染水平, 需要引起足够重视。

2.1.2 海洋生物体中的 SCCPs 含量

本研究采集的所有生物体中均检出 SCCPs, 含量变化范围为 10.2 ~ 219.0 ng/g ww。从物种分布来看, 底栖肉食性生物体内 Σ SCCPs 明显高于其他类群 (图 3a), 这可能与摄食习性密切相关。Guan 等^[20] 的研究认为, 底栖肉食性生物由于受活动范围的限制, 海域流动性差, 在觅食过程中更容易富集 SCCPs。滤食性动物体内 Σ SCCPs (77.0 ng/g ww) 高于底层肉食性生物和中、底层肉食性生物, 这可能是因为滤食性动物以有机碎屑和浮游生物为食, 在摄食过程中更易富集环境中的 SCCPs^[21]。从区域污染水平来看, 中部近岸的底栖肉食性动物的 Σ SCCPs 含量显著高于东部 ($p > 0.05$, 图 3b), 与海水中 Σ SCCPs 呈现相似的趋势, 可以推测, 底栖肉食性动物日常活动范围较小, 其受污染程度与海水环境密切相关。东部和中部近岸的鳀鱼 (*Engraulis japonicus*) 体内 Σ SCCPs 含量差别不大, 这是因为鳀鱼是中上层鱼类, 洄游范围大 (从沿岸到外海移动)。本研究采集的不同物种的生物体中 Σ SCCPs 含量为 59.1 ~ 1082.9 ng/g dw (干重, dry weight, dw) (874.3 ~ 28495.4 ng/g lw)。从相似物种来看, 本研究鱼类体内的 Σ SCCPs 含量高于 Huang 等^[3] 研究的黄姑鱼 (*Nibea albiflora*)、石首鱼 (*Pennahia argentata*)、大鳞鲷鱼 (*Mugil cephalus*)、黄鳍鲷 (*Acanthopagrus latus*)、日本鲈鱼 (*Lateolabrax japonicus*) 和海鲶 (*Arius thalassinus*) 中的 Σ SCCPs 含量 (870 ~ 12000 ng/g lw); 底栖类物种体内 Σ SCCPs 含量低于 Hu 等^[22] 研究的东海螃蟹 (*Charybdis sp.*) (483 ~ 3422 ng/g dw)、贝类 (689 ~ 1081 ng/g dw)。总体上看, 烟台近海海域生物体中 Σ SCCPs 含量处于中等水平。

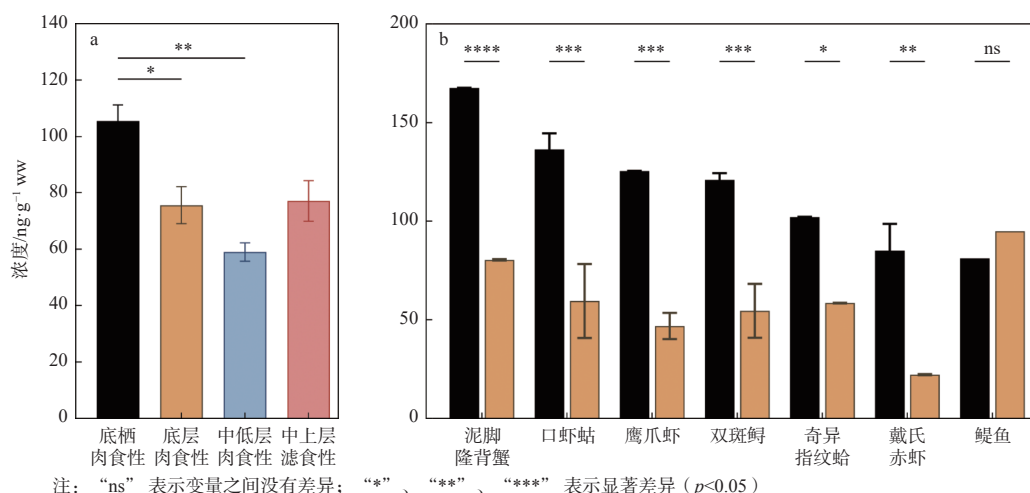


图3 Y14 站位中不同种类海洋生物体内 Σ SCCPs 含量的比较(a)、中部近岸和东部海洋生物体内 Σ SCCPs 含量的比较(b)

Fig. 3 Comparison of Σ SCCPs content in different types of marine organisms at Y14 station (a), and comparison of Σ SCCPs content in marine organisms from the central nearshore and eastern areas (b)

2.2 SCCPs 的同系物模式

SCCPs 并非单一化合物,而是由不同碳链、氯含量的异构体共同构成的复杂同系物群^[23]。不同碳链长度与氯含量的组合显著影响 SCCPs 理化性质,例如,相同氯化度下,随着碳链长度的增加,其 K_{ow} 增大^[24]。环境归趋方面,短链、低氯组分表现出更强的挥发性和迁移能力^[25]。就毒理效应而言,SCCPs 暴露可引发多系统生物效应,包括但不限于氧化应激反应^[26]、代谢功能紊乱^[27]及内分泌系统失调^[28]。研究表明,SCCPs 的同系物分布图可作为识别污染源的“化学指纹”^[29],也能反映海洋环境的选择性迁移和降解规律^[30]。因此,分析 SCCPs 的同系物分布模式是了解海洋区域污染的重要手段。

海水样品中 SCCPs 同系物的相对丰度如图4所示。整体来看,烟台北部近海海域海水样品中 C_{10-11} 、 Cl_{5-7} 是 SCCPs 主要的同系物。2023 年 8 月, C_{10} 和 C_{11} 同系物的占比突出,分别为 24.2%~34.1% 和 35.1%~48.2%,所显示的丰度模式与 Hu 等^[18]研究的东海海水中 SCCPs 的丰度模式基本一致。2023 年 8 月与 2024 年 3 月相比, C_{10} 同系物和 C_{11} 同系物相对稳定, C_{13} 同系物大幅度减少,可能与工业生产使用、环境归趋变化有关。在氯含量的分布中, Cl_5 、 Cl_6 和 Cl_7 占主导地位,氯含量占比分别为 14.0%~

36.0%、33.0%~44.0%、17.9%~38.0%。2023 年 8 月与 2024 年 3 月相比, Cl_5 同系物平均占比从 24.7% 减少到 15.3%, Cl_7 同系物平均占比从 27.6% 增加到 32.3%。烟台北部近海水体中 SCCPs 来源于水体流入和大气迁移,低碳链、低氯代的 SCCPs 组分具有较高的蒸汽压和水溶性,因而更容易在环境中迁移和富集,这可能是影响 SCCPs 组成特征的重要原因。

海洋生物体中 SCCPs 同系物的相对丰度如图5所示。海洋生物中各物种之间碳、氯同系物呈现大致相同的分布模式。烟台北部近海海域的海洋生物体内 SCCPs 以 C_{11} 、 C_{12} 和 C_{13} 同系物为主,平均丰度分别为 25.8%、23.8% 和 35.5%。碳同系物丰度分布与中国渤海软体动物^[31]和辽东湾海洋食物网^[32]中的碳同系物丰度分布一致。对于氯含量, Cl_5 、 Cl_6 和 Cl_7 是主要的同系物,平均占比分别为 34.1%、36.8% 和 19.0%,与之前报道的中国渤海沿岸软体动物中 SCCPs 的氯同系物分布特征相似^[31]。

海水中 SCCPs 碳同系物以 C_{10-11} 为主,对比发现海洋生物和水体中 SCCPs 碳同系物的分布模式略有差异。整体来看,海洋生物体中 C_{12} 和 C_{13} 同系物占比要高于海水,这种差异可能与污染物在环境介质中的归趋行为或生物对污染物的吸收、储存和代谢能力有关^[33]。海洋生物各

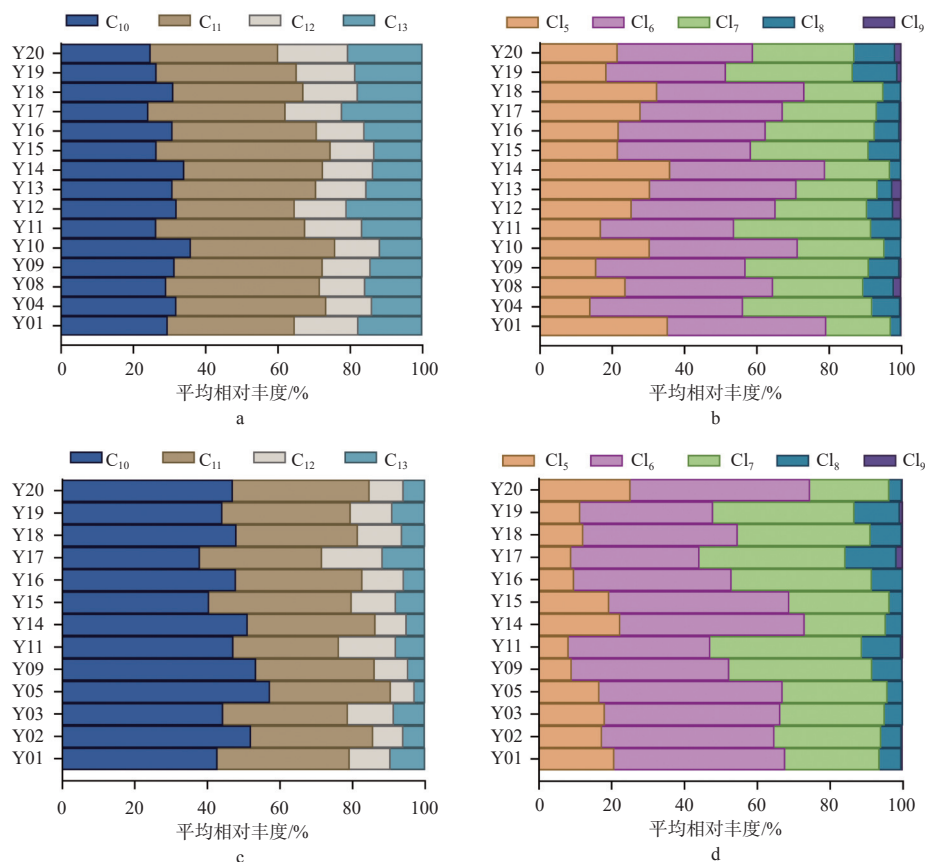


图 4 8 月海水 (a 和 b)、3 月海水 (c 和 d) 中 SCCPs 同系物的相对丰度格局

Fig. 4 Relative abundance patterns of homologous groups of SCCPs in seawater in August (a and b) and March (c and d)

物种中 SCCPs 的碳同系物总体分布模式相似,但因生活习性不同而存在微小差异。例如,鹰爪虾 (*Trachypenaeus curvirosteis*) 和口虾蛄 (*Oratosquilla oratoria*) 的同系物分布呈现 C_{13} 同系物占比增加、 C_{11} 同系物相应减少的趋势 (图 5c), 这是因为 C_{13} 同系物因疏水性强更易吸附于底层沉积物中, 底栖生物 (如鹰爪虾和口虾蛄) 通过接触沉积物累积的 C_{13} 同系物导致其占比相对较高, 这与珠江三角洲水生生物中碳同系物模式一致^[34]。值得注意的是, 一些鱼类 [如六丝虾虎鱼 (*Amoya hexanema*) 等] 的 C_{10-13} 同系物分布均匀 (图 5), 这些鱼类为杂食性物种, 可通过多种食物来源 (浮游生物、底栖生物) 摄入不同链长的 SCCPs, 导致 C_{10-13} 同系物混合累积。SCCPs 在海水和海洋生物体中的不同氯含量同系物占比略有差异, 海水中 $Cl_{6,7}$ 同系物占主导地位, 而海洋生物体中以 Cl_5 和 Cl_6 同系物为主。这是因为商业 SCCPs 产品以 Cl_6 和 Cl_7 同

系物为主, 直接输入海洋环境导致水体中 Cl_6 和 Cl_7 同系物占比高, 而低氯 (Cl_5) 同系物因水溶性较高, 易在生物体内富集。

2.3 SCCPs 的生物富集性和生物放大性

2.3.1 SCCPs 在生物体内的生物富集因子

生物富集因子可以反映海水中 SCCPs 的生物富集性, 由于 SCCPs 在不同食物链中的传递行为受到多种因素的影响, 建议使用相同的组织 (肌肉组织) 评价 SCCPs 在生物体中累积行为^[35]。本研究中, SCCPs 在烟台北部近海海域生物体中的生物富集系数对数值 ($\log BAF$) 介于 2.21 ~ 2.70, 呈现物种间差异 (表 1)。相比之下, 底栖肉食性、底层肉食性、中低层肉食性和中上层滤食性生物体中的 $\log BAF$ 跨度范围较大, 表明不同物种间的生物富集能力存在的差异是多方面因素共同影响的结果。例如, 生物体的摄食偏好、生活环境、选择性积累、代谢速率、所处营养级等因素都会影响 SCCPs 在生物体内富

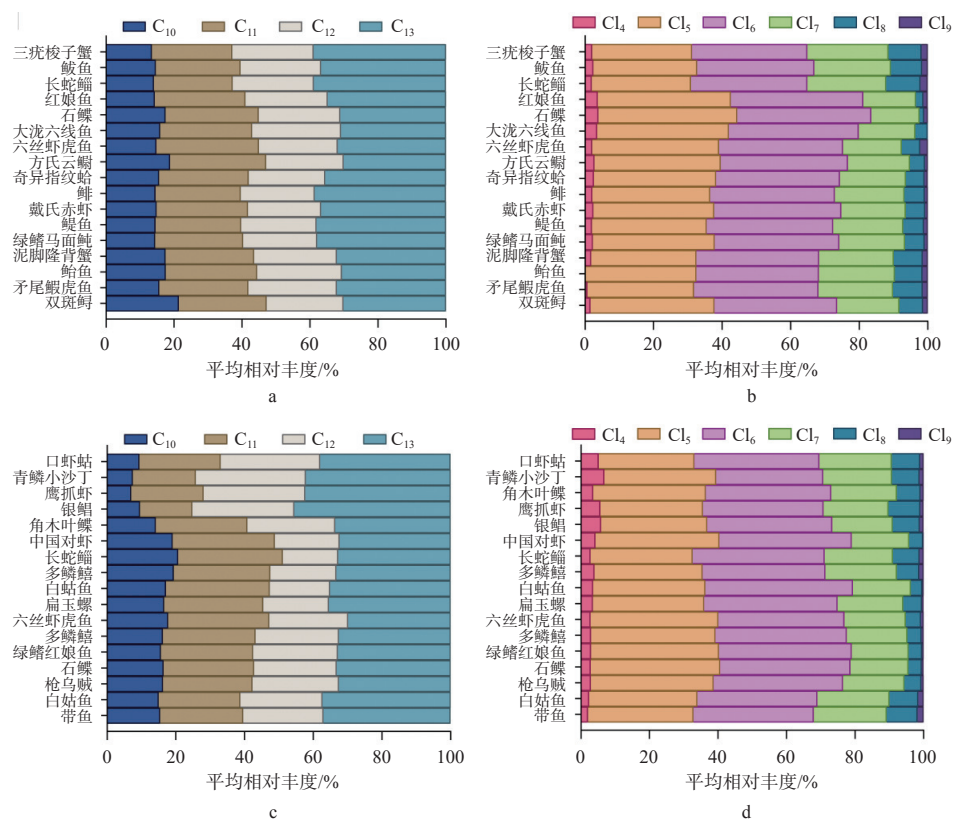


图 5 生物体中 SCCPs 同系物的相对丰度分布:碳同系物(a 和 c)、氯含量(b 和 d)

Fig. 5 Relative abundance distribution of SCCPs homologues in organisms: carbon homologues (a and c), chlorine content (b and d)

表 1 烟台北部近海生物样品中 SCCPs 的含量					
Tab.1 Concentration of short chain chlorinated paraffin in biological samples from the northern coastal areas of Yantai					
样本	数量	SCCPs含量/ng·g ⁻¹ lw	SCCPs含量/ng·g ⁻¹ dw	SCCPs含量/ng·g ⁻¹ ww	log BAF/L·kg ⁻¹ ww
白姑鱼	4	3779.5±2653.3	563.8±395.8	130.8±91.8	2.70
泥脚隆背蟹	4	4166.9±2614.5	530.3±332.8	116.7±73.2	2.65
鲈鱼	2	2276.8±332.9	353.3±51.7	102.5±15.0	2.59
口虾蛄	6	7178.4±4740.2	508.6±335.9	97.6±64.5	2.57
三疣梭子蟹	2	20230±580.3	526.7±147.5	90.6±59.3	2.54
小带鱼	4	1537.9±621.9	402.1±162.6	87.3±21.8	2.52
大泷六线鱼	4	2448.0±648.4	401.5±106.3	85.4±16.8	2.51
石鲷	2	10193.8±70.6	368.9±2.6	78.0±0.5	2.47
双斑鲷	8	3733.7±1647.1	248.9±109.8	74.7±32.9	2.45
长蛇鲻	3	10095.4±795.5	559.8±128.4	72.4±15.5	2.44
鲈鱼	4	777.4±333.7	197.3±62.3	70.7±26.4	2.43
鳀鱼	2	2724.0±85.6	272.0±20.4	68.1±15.7	2.41
戴氏赤虾	3	4709.7±3340.0	266.2±188.8	61.2±43.4	2.37
多鳞鳕	2	4312.5±1025.2	250.0±59.4	58.7±13.9	2.35
鲱街	7	18482.1±7312.9	320.1±126.7	55.4±21.9	2.32
鹰爪虾	7	3884.7±2555.7	259.0±170.4	54.4±35.8	2.31
六丝虾虎鱼	4	5673.5±2009.9	226.9±80.4	45.4±16.1	2.24
枪乌贼	6	6514.3±4419.6	286.2±161.0	42.8±24.1	2.21
天竺鲷	7	2660.6±889.3	191.6±64.0	42.6±10.7	2.21

集,从而导致物种间的生物富集差异。但烟台近海海域生物体中的 $\log BAF$ 整体低于辽东湾^[36]、中国南方电子废物污染池塘(2.46~3.45)^[31]及安大略湖(6.0~6.6)^[37],表明该区域生态系统结构及区域污染水平的差异影响生物富集潜力。生物富集系数较低,表明污染处于较低水平。

2.3.2 SCCPs 在生物体内的生物放大作用

本研究调查了 SCCPs 在部分生物体及其主要猎物之间的生物放大作用。SCCPs 的生物放大因子(BMF)反映污染物沿食物链的营养级传递规律,即从猎物到捕食者的浓度放大效应,被定义为捕食者和猎物的平均脂质标准化浓度之比($BMF > 1$ 表明放大)^[38]。在本研究涉及的捕食关系中,部分组合显示出 BMF 大于 1 的现象。例如,底栖捕食者口虾蛄(以虾蟹类和小型鱼类为食)相对于其被捕食者[如戴氏赤虾(*Metapenaeopsis dalei*)]的 SCCPs 生物放大系数为 3.56;近底层鱼类白姑鱼(摄食底栖甲壳类和小型鱼类)相对于小带鱼(*Eupleurogrammus muticus*)的生物放大系数为 2.45。这些结果提示 SCCPs 在这些特定摄食关系中可能具有生物放大趋势。另外,鹰爪虾与其被捕食者戴氏赤虾之间的生物放大系数为 1.08,仅略高于 1,放大效应不明显。而中上层洄游鱼类鲅鱼(*Scomberomorus niphonius*)与其被捕食者鳀鱼之间的 BMF 为 0.84,表明在该营养传递路径中 SCCPs 存在生物稀释效应。

综上所述,SCCPs 在烟台近海海域食物链中的传递存在物种特异性,在部分营养关系中表现出生物放大潜力,这一发现与丁洋^[38]在涠洲岛珊瑚礁鱼类中的研究结果一致。本研究结果为评估 SCCPs 在该海域食物链中的迁移归趋提供了一定的观测证据。上述结果初步表明,SCCPs 在某些海洋生物摄食关系中可能具有生物放大潜力,但其整体食物链行为仍需进一步研究。

3 结论

(1)本研究调查了烟台北部近海海水和生物体中 SCCPs 的存在和分布。结果发现:海水和生物体中 Σ SCCPs 浓度的变化范围分别为

58.0~610.5 ng/L 和 10.2~219.0 ng/g ww。SCCPs 分布呈 3 月浓度较高、近岸中西部污染较重、底栖肉食性生物体内含量较高的趋势; Σ SCCPs 差异证明区域污染水平和物种差异是影响水生生物体内 SCCPs 污染程度的主要因素。

(2)烟台北部近海海域海水和生物体中 C_{10-11} 和 C_{11-13} (Cl_{5-7})是 SCCPs 的主要同系物。海水和海洋生物体中 SCCPs 碳、氯同系物的分布模式略有差异,整体来看,海洋生物体中 C_{12} 和 C_{13} 同系物占比高于海水,这种差异可能与 SCCPs 在环境介质中的归趋行为以及生物对污染物的吸收、储存和代谢能力有关。

(3)SCCPs 在烟台北部近海海域生物体中的生物富集系数对数值($\log BAF$)介于 2.21~2.70,呈现物种间差异,表明摄食偏好、生活环境、选择性积累、代谢速率、所处营养级等因素都会影响物种的生物富集能力,并且 SCCPs 在烟台近海海域食物链中的传递存在物种特异性,在部分营养关系中表现出生物放大潜力。

参考文献:

- [1] Lyu L N, Chen Y, Fang K J, et al. Bioaccumulation and trophic transfer of short-, medium-, and long-chain-chlorinated paraffins in benthic biotas of the Haima Cold Seep, South China Sea[J]. ACS ES& T Water, 2024, 4(5): 2101-2113.
- [2] Huang X M, Ding C H, Su Q Q, et al. A simplified method for determination of short-, medium-, and long-chain chlorinated paraffins using tetramethyl ammonium chloride as mobile phase modifier[J]. Journal of Chromatography A, 2021, 1642: 462002.
- [3] Huang Y M, Chen L G, Jiang G, et al. Bioaccumulation and biomagnification of short-chain chlorinated paraffins in marine organisms from the Pearl River Estuary, South China[J]. Science of the Total Environment, 2019, 671: 262-269.
- [4] Zhou Y H, Yin G, Du X Y, et al. Short-chain chlorinated paraffins (SCCPs) in a freshwater food web from Dianshan Lake: occurrence level, congener pattern and trophic transfer [J]. Science of the Total Environment, 2018, 615: 1010-1018.
- [5] Liao H Y, Li X, Zhou Y Y, et al. Biomonitoring, exposure routes and risk assessment of chlorinated paraffins in humans: a mini-review[J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2023, 25(10): 1588-1603.
- [6] 中华人民共和国生态环境部. 我国已全面淘汰八种类重点

- 管控新污染物 [EB/OL]. (2024-01-09)[2025-05-25]. https://www.mee.gov.cn/ywgz/gtfwyhxpj/hxphjgl/zcfgybzgf/202401/t20240109_1063213.shtml.
- [7] 中国化工报. 短链氯化石蜡禁而不止仍大量流通 [EB/OL]. (2024-08-19)[2025-05-25]. <https://www.chemall.com.cn/news/show-190680.html>.
- [8] Chen C K, Chen A N, Li L, et al. Distribution and emission estimation of short- and medium-chain chlorinated paraffins in Chinese products through detection-based mass balancing[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(11): 7335-7343.
- [9] 李慧娟, 傅建捷, 张爱茜. 短链氯化石蜡在南极动植物样品中的含量分布及长距离迁移转化行为研究 [C]//第十届全国生物医药色谱及相关技术学术交流会议论文集. 威海: 中国化学会色谱专业委员会, 2014: 193.
- [10] Cui Q K, Han D F, Qin H W, et al. Investigating the levels, spatial distribution, and trophic transfer patterns of short-chain chlorinated paraffins in the southern Bohai Sea, China[J]. *Water Research*, 2024, 253: 121337.
- [11] Zhao N, Cui Y, Wang P W, et al. Short-chain chlorinated paraffins in soil, sediment, and seawater in the intertidal zone of Shandong Peninsula, China: distribution and composition[J]. *Chemosphere*, 2019, 220: 452-458.
- [12] 高梦浩, 栗笑迎, 陈吉平, 等. 北黄海生物短链和中链氯化石蜡的分布特征及风险评估 [J]. *海洋环境科学*, 2024, 43(6): 872-881.
- [13] Chen C K, Li L, Zhang S X, et al. Modeling global environmental fate and quantifying global source-receptor relationships of short-, medium-, and long-chain chlorinated paraffins[J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2024, 11(6): 626-633.
- [14] Li X Y, Guo H Q, Hong J Y, et al. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in the sediment of the East China Sea and Yellow Sea: distribution, composition, and ecological risks[J]. *Toxics*, 2023, 11(7): 558.
- [15] Song M, Han D F, Hu S X, et al. Occurrence, bioaccumulation, and trophic transfer of short-chain chlorinated paraffins (SCCPs) in a marine food web from Laizhou Bay, Bohai Sea (Eastern China)[J]. *Toxics*, 2024, 12(12): 877.
- [16] Qiao L, Gao L R, Xia D, et al. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in sediments from the middle reaches of the Yangtze River: spatial distributions, source apportionment and risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 575: 1177-1182.
- [17] Zeng L X, Zhao Z S, Li H J, et al. Distribution of short chain chlorinated paraffins in marine sediments of the East China Sea: influencing factors, transport and implications[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(18): 9898-9906.
- [18] Hu H M, Jin H B, Li T J, et al. Spatial distribution, partitioning, and ecological risk of short chain chlorinated paraffins in seawater and sediment from East China Sea[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 811: 151932.
- [19] Tahir A, Abbasi N A, He C, et al. Spatial distribution and ecological risk assessment of short and medium chain chlorinated paraffins in water and sediments of River Ravi, Pakistan[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 926: 171964.
- [20] Guan K L, Liu Y, Luo X J, et al. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in aquatic organisms from an e-waste site: biomagnification and maternal transfer[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 708: 134840.
- [21] Zhang X F, Fan R, Xu Y, et al. Occurrence, distribution and health risk of short-chain chlorinated paraffins (SCCPs) in China: a critical review[J]. *Separations*, 2022, 9(8): 208.
- [22] Hu H M, Qu J L, Zhao M R, et al. Bioaccumulation and trophic magnification of short chain chlorinated paraffins in marine organisms from East China Sea[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 173: 113049.
- [23] Bayen S, Obbard J P, Thomas G O. Chlorinated paraffins: a review of analysis and environmental occurrence[J]. *Environment International*, 2006, 32(7): 915-929.
- [24] Mu Y W, Cheng D, Zhang C L, et al. The potential health risks of short-chain chlorinated paraffin: a mini-review from a toxicological perspective[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 872: 162187.
- [25] 何钰晴, 辛善志, 王得梁, 等. 氯化石蜡的环境赋存及转化降解研究进展 [J]. *环境科学与技术*, 2023, 46(4): 37-50.
- [26] Qian Z, Li C W, Zhao W, et al. Chronic oral exposure to short chain chlorinated paraffins induced testicular toxicity by promoting NRF2-mediated oxidative stress[J]. *Toxicology Letters*, 2023, 376: 1-12.
- [27] 罗云, 耿柠波, 陈双双, 等. 短链氯化石蜡对人体正常肝细胞的代谢干扰 [J]. *色谱*, 2024, 42(2): 176-184.
- [28] 谢建军, 李方豪, 赵云利. 短链氯化石蜡的环境分布和环境危害 [J]. *生态毒理学报*, 2025, 20(1): 253-264.
- [29] 张榆, 许鹏军, 赵虎, 等. 氯化石蜡产品中短链和中链同系物的指纹分布 [J]. *中国环境科学*, 2019, 39(3): 1208-1216.
- [30] Li H J, Bu D, Gao Y, et al. Long-range atmospheric transport and alpine condensation of short-chain chlorinated paraffins on the southeastern Tibetan Plateau[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2021, 99: 275-280.

- [31] Yuan B, Wang T, Zhu N L, et al. Short chain chlorinated paraffins in mollusks from coastal waters in the Chinese Bohai Sea[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(12): 6489-6496.
- [32] Ma X D, Zhang H J, Wang Z, et al. Bioaccumulation and trophic transfer of short chain chlorinated paraffins in a marine food web from Liaodong Bay, North China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(10): 5964-5971.
- [33] Schäfer S, Buchmeier G, Claus E, et al. Bioaccumulation in aquatic systems: Methodological approaches, monitoring and assessment[J]. *Environmental Sciences Europe*, 2015, 27(1): 5.
- [34] 孙闰霞. 珠江三角洲水生生物中卤代有机污染物的时空分布、生物积累及人体暴露评估 [D]. 广州: 中国科学院研究生院 (广州地球化学研究所), 2016.
- [35] Chen W F, Liu J Y, Hou X W, et al. A review on biological occurrence, bioaccumulation, transmission and metabolism of chlorinated paraffins[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2024, 54(5): 424-443.
- [36] 王成, 高媛, 张海军, 等. 辽东湾海域短链氯化石蜡的生物累积特征 [J]. *环境化学*, 2011, 30(1): 44-49.
- [37] Tomy G T, Pleskach K, Ismail N, et al. Isomers of dechlorane plus in lake Winnipeg and Lake Ontario food webs[J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(7): 2249-2254.
- [38] 丁洋. 涠洲岛珊瑚礁鱼类中 OCPs、PCBs 和 OPEs 生物积累的研究 [D]. 南宁: 广西大学, 2019.
- (本文编辑: 胡莹莹)

~~~~~

(上接第 174 页)

- [24] Serra-Compte A, Álvarez-Muñoz D, Rodríguez-Mozaz S, et al. Multi-residue method for the determination of antibiotics and some of their metabolites in seafood[J]. *Food and Chemical Toxicology*, 2017, 104: 3-13.
- [25] Jing W, Erling G L, Wang M L, et al. Determination of  $\beta$ -lactam antibiotics in animal derived foods by modified QuEChERS coupled with ultra performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry[J]. *Journal of Food Composition and Analysis*, 2023, 122: 105437.
- [26] Meng M H, He Z Y, Xu Y P, et al. Simultaneous extraction and determination of antibiotics in soils using a method based on quick, easy, cheap, effective, rugged, and safe extraction and liquid chromatography with tandem mass spectrometry[J]. *Journal of Separation Science*, 2017, 40(16): 3214-3220.
- [27] Jung Y S, Kim D B, Nam T G, et al. Identification and quantification of multi-class veterinary drugs and their metabolites in beef using LC-MS/MS[J]. *Food Chemistry*, 2022, 382: 132313.
- [28] Wang Z, Wang X Y, Tian H, et al. High through-put determination of 28 veterinary antibiotic residues in swine wastewater by one-step dispersive solid phase extraction sample cleanup coupled with ultra-performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry[J]. *Chemosphere*, 2019, 230: 337-346.
- [29] Huang W J, Qiu Q J, Chen M Y, et al. Determination of 18 antibiotics in urine using LC-QqQ-MS/MS[J]. *Journal of Chromatography B*, 2019, 1105: 176-183.
- ( 本文编辑: 曲丽梅 )