

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20181128003

贾雨薇, 赵建亮, 于旭彪, 等. 微塑料对疏水性有机污染物的生物富集影响研究进展[J]. 生态毒理学报,2019,14(6):1-10 Jia Y W, Zhao J L, Yu X B, et al. Resent advances on the effects of microplastics on bioaccumulation of hydrophobic organic pollutants [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2019, 14(6): 1-10 (in Chinese)

微塑料对疏水性有机污染物的生物富集影响研究进展

贾雨薇1,赵建亮1,*,于旭彪2,陈长二1,应光国1

1. 华南师范大学环境学院/环境研究院,广州 510006
 2. 宁波大学建筑工程与环境学院,宁波 315000
 收稿日期:2018-11-28
 录用日期:2019-01-09

摘要:近年来,海洋和淡水环境中微塑料污染已成为全球关注的热点问题。微塑料不仅会对生物体造成物理损伤,而且微塑料会吸附环境中的疏水性有机污染物(HOCs),也能释放其本身含有的添加型疏水性有机化合物至表面,从而形成复合污染物进入生物体。然而,有关微塑料在污染物生物富集过程中发挥的作用及其机制还不清楚。本文从实验室暴露、野外富集和模型模拟研究 3 个方面对微塑料作用下 HOCs 的生物富集规律进行了综述,总结了微塑料作用下的生物富集机制。最后,针对微塑料对 HOCs 生物富集作用的研究方向提出了几点建议。 关键词:微塑料;疏水性有机污染物;吸附;生物富集机制 文章编号: 1673-5897(2019)6-001-10 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Resent Advances on the Effects of Microplastics on Bioaccumulation of Hydrophobic Organic Pollutants

Jia Yuwei¹, Zhao Jianliang^{1,*}, Yu Xubiao², Chen Changer¹, Ying Guangguo¹

The School of Environment/Environment Research Institute, South China Normal University, Guangzhou 510006, China
 Faculty of Architectural, Civil Engineering and Environment, Ningbo University, Ningbo 315000, China
 Received 28 November 2018 accepted 9 January 2019

Abstract: Recently, microplastic pollution in marine and freshwater environments is of global concern. Microplastics could cause physical damage to the organisms, adsorb hydrophobic organic pollutants from the environment, as well as release the hydrophobic organic chemicals (as additives) to the surface/environment, resulting in the combined pollution which might thus be transferred into the organisms. So far, however, the role and mechanism of microplastics on the bioaccumulation of pollutants are still unclear. In this paper, the effects of microplastics are reviewed on the adsorption and bioaccumulation of hydrophobic organic pollutants in terms of laboratory exposure, field observations and model simulation. Finally, the current research challenges on this aspect are highlighted and some suggestions for the future research are provided.

Keywords: microplastic; hydrophobic organic pollutants; adsorption; bioaccumulation mechanism

基金项目:华南师范大学研究生创新计划项目(No. 2017LKXM050);国家自然科学基金项目(No. 41676104);广东省自然科学基金项目(No. 2018A030313961)

作者简介:贾雨薇(1995—),女,硕士研究生,研究方向为微塑料的生态毒理效应,E-mail: yuwei.jia@m.scnu.edu.cn

^{*} 通讯作者(Corresponding author), E-mail: jianliang.zhao@m.scun.edu.cn

塑料制品已成为人们日常生活中必不可少的 "元素",其主要类型包括聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)、 高密度聚乙烯(HDPE)、低密度聚乙烯(LDPE)和聚苯 乙烯(PS)等。例如:食品包装袋和餐具的主要材质 为 PE;碗装泡面盒和快餐盒的主要材质为 PS;保鲜 膜和塑料膜等主要材质为 LDPE: 清洁用品和沐浴 产品中颗粒添加剂的主要材质为 HDPE。据 Plastics Europe 2018 年统计,2017 年全球塑料产量高达3.48 亿 t^[1]。然而,塑料制品的使用给人们生活带来便利 的同时,也对环境造成了污染。进入到环境中的塑 料废弃物在物理、化学和生物等过程的作用下,缓慢 分解为尺寸更小的塑料碎屑[2]。目前,大多数学者 将粒径<5 mm 的塑料称之为"微塑料"³³。除此之 外,微塑料还来源于洗面奶等个人护理品中的颗粒 添加剂和工业生产过程中使用的抛光料⁴¹。现有研 究表明,水体环境中微塑料分布十分广泛,不仅在多 个国家的海洋区域、南北极等地区都检测到大量微 塑料,在国外淡水区域的江河^[5-7]、中国的各大江河 湖泊^[8-10]也都检测到了微塑料的存在。微塑料污染 已经成为不容忽视的问题,引起了国内外学者的广 泛关注。

疏水性有机污染物(HOCs)是水环境中常见的 污染物,大多数 HOCs 具有环境持久性、生物累积性 以及生物毒性。环境中的微塑料与 HOCs 往往是共 存的,HOCs 具有脂溶性高和水溶性低的特点,使其 易于吸附在微塑料表面形成复合污染。微塑料粒径 小,容易被滤食性和食碎屑的生物摄食,如鲢鱼、沙 蚕和贻贝等^[11]。微塑料可作为化学污染物的载体, 通过富集、转运、扩散和生物吸收等方式将污染物转 移到生物体,对水生生物及陆生生物造成很大威 胁^[12-13]。目前,有关微塑料作用下生物体对 HOCs 的富集机制还不清楚。因此,本文综述了微塑料对 HOCs 生物富集的影响,解析了微塑料对污染物生 物富集过程的促进或抑制效应机制,以期为更加客 观地评价微塑料与 HOCs 的环境行为和生态风险提 供依据。

1 微塑料的性质、来源及分布(Properties, sources and distribution of microplastics)

1.1 微塑料的性质

塑料是以树脂为主要成分,加入一定添加剂,经 加工塑化成型而得到的具有一定形状和使用功能的 高分子材料。塑料具有五大表面特性,即化学性质、 电学性质、光学性质、热学性质和机械性质。其中, 塑料的化学性质包含吸附、湿润、胶接和表面反应。 由于塑料表面上的原子和分子缺少成对电子导致塑 料具有表面能,只有在吸附了其他物质改变了表面 原子、分子的排列后才能稳定下来^[14],因此,塑料可 以吸附水中的一些疏水性物质来使自身达到稳定。 另外,塑料表面含有大量极性官能团,当塑料表面接 触液体时,固液分子间极性基团的相互作用力使液体 分子在固体表面展开,发生润湿现象^[15]。因此,塑料 表面的吸附性和润湿性,使它能够与环境中 HOCs 结 合,并携带 HOCs 在环境中发生迁移和转化。

在水体环境中,塑料在长期迁移过程中受到物 理、化学以及生物风化等作用,会逐渐破碎形成粒径 更小的塑料,其形状、表面性能等都会发生变化。表 面积会随粒径的减小而增加^[16],表面能增大。因 此,微塑料的表面能比大块塑料更大,更易吸附环 境中的 HOCs。据报道,微塑料上携带的有机污染 物浓度可能要比周围海水中有机污染物的浓度高 出 10⁶ 倍^[17]。

1.2 微塑料的来源及分布

研究人员将粒径<5 mm 的塑料碎片称为微塑 料,微塑料一般分为原生微塑料和次生微塑料。原 生微塑料主要包括牙膏、洗面奶等个人护理品中的 塑料颗粒添加剂,以及工业生产过程中使用的抛光 料,起到增大摩擦力的作用。次生微塑料又可分为 大块塑料的破碎物和衣服纤维的断裂物。进入水体 环境中的大块塑料废弃物经过紫外线照射后老化断 裂、风化作用、机械磨损和腐蚀等作用,缓慢分解为 尺寸更小的塑料碎片。另外,合成纤维材质的衣物 在制造、洗涤的过程中,进入自然环境的合成纤维碎 片也属于次生微塑料。

塑料制品在水体环境的分解,大大增加了微塑料的丰度。目前,海洋环境的微塑料污染是科学家和大众广为关注的热点问题。研究表明,大西洋上微塑料的丰度范围为13~501个·m^{-3[18]},北太平洋地区微塑料的最高丰度可达10⁶个·km^{-2[19]},印度洋环流微塑料丰度约为1600g·km^{-2[20]},即度洋环流微塑料丰度约为0.2个·m^{-2[21]}。微塑料的丰度可能与人口密度有关,在人口密集的一些海岸检测出了较高的微塑料丰度。在加拿大夏洛特皇后湾^[22]检出的微塑料丰度高达(7630±1410)个·m⁻³,加拿大乔治亚海峡微塑料丰度达(3210±628)个·m^{-3[22]}。近年来,在淡水环境中也不断检测出较高丰度的微塑料。中国长江口微塑料丰度高达

(4 137.3±2 461.5) 个·m^{-3[23]},台州椒江口、温州瓯江 口和福州闽江口微塑料丰度分别达(955.6±848.7) 个 ·m⁻³、(680±284.6) 个·m⁻³和(1 170.8±953.1) 个· m^{-3[24]}。在城市的湖泊中,也存在大量的微塑料污 染,如武汉的 20 个湖泊中微塑料的平均丰度为 1 660~8 925 个·m^{-3[25]}。

2 微塑料对 HOCs 的吸附作用(Adsorption of HOCs on microplastics)

微塑料表面的特殊性质使其具有较强的吸附能力,在水体和沉积物中其常常作为 HOCs 的载体,对污染物的迁移和转化起着重要的作用。大量研究表明,微塑料上携带多种有机污染物^[26-38]。无论是在表层水、沉积物还是生物体内的不同种类的微塑料上都检测到污染物的存在。表1总结了表层水、沉积物和生物体内微塑料及其吸附 HOCs 后的含量分布特征。

由表1可知、PCBs、PAHs和DDTs是环境中普 遍存在的有机污染物,在大部分采样点的微塑料上 都能检测出这些有机污染物的存在^[26-38]。PBDEs、 NP 和 BPA 作为塑料的添加剂成分,由于释放作用, 在某些采样点也能检测到。多种因素会影响微塑料 对 HOCs 的吸附和解吸程度,包括聚合物的类型、颜 色、尺寸和风化程度。近年来,研究发现微塑料的风 化程度会影响微塑料对 HOCs 的吸附。光老化会导 致聚合物基体中的键断裂和裂纹的形成,增加了表 面积和孔径,从而增加了对 HOCs 的吸附。相反,与 O2 的反应可以增加表面极性,从而降低对 HOCs 的 亲和力^[39-40]。风化也可导致聚合物结晶度的增 加^[17,41],从而减少对 HOCs 的吸附。微塑料在水环 境中很容易产生污垢^[99],当微塑料表面微生物积聚 形成生物膜,这些生物膜会改变微塑料表面的化学 性质,从而影响微塑料和污染物之间的交换过程^[42]。

塑料分布 Distribution	塑料类型 Polymer	采样点 Site	污染物类型 Pollutants	微塑料上污染物含量/(ng·g ⁻¹) The adsorbed concentration on microplastics/(ng·g ⁻¹)	参考文献 Reference	
	塑料碎片 Plastic fragment	北太平洋环流 North Pacific Gyre	PCBs	1 ~ 223	[26]	
	Vet del seda e t		PCBs	27~980		
	塑料碎片 Plastic fragment	北太平洋坏流 North Pacific Gyre	DDTs	22~7 100	[37]	
			PAHs	39~1 200		
			PCBs	1~29		
	塑料碎片 Plastic fragment	大西洋加勒比海 Caribbean Sea, the Atlantic Ocean	PAHs	88~105		
			DDTs	0.4 ~4.8	[27]	
			PBDEs	9.1 ~ 15.7		
			NP	58.1 ~159		
表层水			BPA	1~3.3		
urface water			PCBs	1~78		
			PAHs	12~868	[27]	
	塑料碎片	太平洋 Pacific Ocean	DDTs	$0 \sim 2$		
	Plastic fragment		PBDEs	0.3 ~ 9 909		
			NP	$0 \sim 997$		
			BPA	$0 \sim 283$		
	塑料碎片、 微球和纤维等 Plastic fragment, pellet, fiber, etc.	中国渤海、黄海 Bohai and Huanghai of China	PAHs	3 400 ~ 119 000	[28]	

表1 微塑料上疏水性有机污染物(HOCs)的吸附情况表

Table 1	Summary	of the	adsorbed	concentrations	of hyd	ronhohic	organic	contaminants	(HOCe) on	micronly	actice

头衣1				御神北 1. 江池梅太昌 // -1)	
塑料分布 Distribution	塑料类型 Polymer	采样点 Site	污染物类型 Pollutants	「國型科工行架初含重/(ng・g ⁻¹) The adsorbed concentration on microplastics/(ng・g ⁻¹)	参考文献 References
	塑料微球 Plastic pellet	美国东、西海岸 US east and west coasts	PCBs	300 ~ 600	[29]
	塑料微球 Plastic pellet	西欧、日本海岸 Western Europe and Japan coasts	PCBs	50~400	[29]
	塑料微球 Plastic pellet	美国西海岸 US west coast	DDTs	100 ~ 300	[29]
	塑料碎片 Plastic fragment	地中海沿岸 Mediterranean coastal areas	PCPs PAHs	57.84 ~401.95 6.73 ~30.65	[30]
	塑料微球、碎片 Plastic pellet, fragment	地中海克里特岛北部沿岸 Coastline of Northern Crete, Mediterranea	PAHs	0~1 952	[31]
沉积物	塑料微球 Plastic pellet	葡萄牙海岸 Portuguese coast	PCBs PAHs	0 ~ 307 100 ~ 300	[32]
Sediment	塑料微球 Plastic pellet	澳大利亚海岸 Australia coast	PCBs DDTs	0.10 ~ 294.11 0.52 ~ 421.82	[33]
	塑料微球 Plastic pellet	新西兰北岛海岸 New Zealand north	PCBs DDTs	0.25 ~ 157.13	[33]
	塑料微球 Plastic pellet	巴西桑托斯湾沿岸 Santos Bay on the coast of Brazil	PAHs	130 ~27 735	[38]
	塑料微球 Plastic pellet	中国黄海北部海岸 Northern coast of the Yellow Sea, China	PAHs PCBs DDTs	136.3 ~1 586.9 34.7 ~213.7 1.15 ~101.54	[35]
	塑料微球 Plastic pellet	中国渤海西海岸 West coast of the Bohai Sea, China	PAHs PCBs DDTs	397.6 ~ 2 384.2 21.5 ~ 232.2 1.46 ~ 126.95	[35]
生物体 Organism	塑料碎片 Plastic fragment	南布拉兹海鸟 Seabirds collected in southern Brazil	PCBs DDE	243 ~491 68 ~99	[36]

注: PCBs 为多氯联苯; DDTs 为滴滴涕; PCPs 为个人护理品; PAHs 为多环芳烃; PBDEs 为多溴联苯醚; NP 为壬基酚; BPA 为双酚 A; DDE 为滴 滴伊。

Note: PCB stands for polychlorinated biphenyls; DDTs stands for dichlorodiphenyltrichloroethane; PCPs stands for personal care products; PAHs stands for polycyclic aromatic hydrocarbons; PBDEs stands for polybrominated diphenyl ethers, NP stands for nonylphenol; BPA stands for bisphenol A; DDE stands for dichlorodiphenyldichloroethylene.

3 微塑料对 HOCs 的生物富集的影响(Effects of microplastics on the bioaccumulation of HOCs)

微塑料进入水体环境后,会与水中的 HOCs 结合形成复合污染^[43],无论微塑料内的添加剂由于释放作用进入生物体,还是微塑料作为 HOCs 的载体将污染物转移至生物体内,食用微塑料后的生物体

都可能面临着毒性效应增加的风险,这主要取决于 污染物在微塑料与生物体之间的逸度梯度^[44]。但微 塑料进入生物体内,外排将变得缓慢^[44],其中一些化 学物质会在消化道中表面活性剂的作用下迅速释放 而储存在脂质含量高的组织中^[45],如果有毒物质积 聚在海洋生物中,它们可能被转移到食物链的顶端 并且进入到人类饮食中,对人体健康造成潜在威胁。 近年来,研究人员开展了微塑料在有机污染物生物 富集过程中作用规律的研究,但这些研究因实验条 件或处理方法有所不同,得到的结论往往具有较大 差异,所以微塑料对生物富集的影响机制仍不清楚。 3.1 实验室暴露研究

近年来,微塑料的环境问题多聚焦于微塑料对 HOCs的载体作用。生物体摄食携带有机污染物的 微塑料后,有机污染物不同程度从微塑料上解吸下 来被生物富集,从而累积在生物的各个器官内,对生 物体产生危害。表2总结了近年来微塑料与 HOCs 复合污染情况对生物富集作用的影响。

在水相暴露实验中, Avio 等^[46]在海洋贻贝的血 淋巴、肠道和消化组织中检测到微塑料,并且芘在贻 贝的消化组织中大量生物富集。Ma 等[47]发现 50 nm 粒径的微塑料会显著提高大型溞对菲的生物富 集,可能是因为纳米级的微塑料比表面积要比微米 级的微塑料大得多,所以纳米级微塑料上携带的污 染物更多,导致生物富集增加。Chen 等[48]发现在微 塑料作用下,斑马鱼的头部富集了大量的 BPA,这 可能是纳米级的微塑料通过血脑屏障进入了脑部, 使得污染物在大脑中富集。Besseling 等^[49]在沉积物 的暴露中也发现含微塑料暴露组沙蚕的生物富集量 增加了1.1倍~3.6倍。无论是水相暴露还是沉积 物暴露,都有研究表明微塑料存在下会促进生物富 集作用,这可能是由于携带污染物的微塑料进入生 物体后,HOCs 会在微塑料和生物相之间重新分配, 由于 HOCs 的亲脂性, HOCs 会从微塑料表面解析 下来被生物体的脂肪吸收[46,51-53];或是微塑料与污 染物结合后暴露时在水中解吸下来被生物体表皮吸 收后进入生物体,从而被生物累积。然而,Paul-Pont 等^[50]通过喂食暴露发现,微塑料对贻贝的生物富集 作用远不及贻贝正常摄食藻类所带来的生物富集 量,所以他们认为微塑料对生物富集污染物的促进 作用很小。这可能是因为相比微塑料而言,藻类更 易吸附荧菌,随着食物的摄入,荧菌也随之被生物体 吸收而大量富集。Chua 等^[51]研究甚至发现微塑料 的存在降低了端足目类对 PBDEs 的生物富集。这 可能是由于生物摄食微塑料后,微塑料表现出超强 的吸附性能,生物体内的有机污染物会吸附到微塑 料表面,随着微塑料的排泄,污染物得到去除,所以 生物富集量反而降低[53-54]。

3.2 野外富集研究

研究人员亦开展了微塑料作用下野外生物对污

染物的富集作用。Ryan 等^[55]检测了雌性成年海鸥 卵和腹部脂肪中有机氯污染物和多氯联苯的含量, 并检测了鸟胃的塑料含量,发现成年海鸟和卵中摄 入的微塑料质量与多氯联苯的浓度呈正相关,这表 明海鸟吸收了部分多氯联苯,而这些物质来自于摄 入的塑料,所以他们认为微塑料可促进海鸥对多氯 联苯的生物富集。然而,Herzke 等^[56]在挪威海岸对 75 只海鸥进行了采样分析,通过对海鸥肝脏和肌肉 组织中微塑料和持久性有机污染物(PCBs、DDT 和 PBDEs)的提取,发现微塑料的含量与有机污染物的 浓度不成正相关,所以认为微塑料对海鸥生物富集 的促进作用需进一步考证。

3.3 模型模拟研究

目前,有越来越多的模型研究用来解释微塑料 上有机污染物进入生物体扩散路径,它们利用模型 方程,结合环境数据,对微塑料携带有机污染物进入 生物体的作用作出了相对定量的评估。模型模拟研 究为理解微塑料在生物富集中的作用提供了理论基 础,有助于对实验设计和实验数据进行分析和解 释[57]。表3总结了一些模型模拟研究在微塑料对有 机污染物生物富集作用方面的应用。虽然实验室模 拟和野外监测数据是推测 HOCs 在微塑料和生物体 之间转移过程发生的最佳证据,但模型分析有助于 了解这些行为发生的原因,并量化它们的大小。总 的来说,目前的模型模拟研究与实验室暴露研究的 结果是一致的。如果将微塑料上吸附的有机污染物 作为这种化学物质的唯一暴露来源和唯一的吸收途 径,生物富集量可增加1倍~4倍^[49-51];反之,如果 考虑到生物体与有机污染物的所有接触途径,即来 源于食物、水相和有机质中污染物的暴露,可以预测 到微塑料上污染物对生物富集的促进作用微不足 道^[58-59]. 甚至由于 HOCs 在微塑料上有较高的分配 系数使得微塑料将生物体富集的 HOCs 吸附带走, 从而降低了生物富集量^[54]。但 Koelmans 等^[58]也提 出模型中微塑料的含量比实际环境中的要高出2~ 3个的数量级,因此,在实际环境中微塑料对生物富 集的影响是无法预测的。

4 结论与展望(Summary and outlook)

本文论述了微塑料对疏水性有机污染物生物富 集的影响。研究结果表明,环境中微塑料能够影响 HOCs 在生物体内的富集,一方面促进一些污染物 的吸收,另一方面能够抑制一些污染物的吸收。污 染物之间的性质差异是微塑料对富集效应产生不同

参考文献	References	[46]	[47]	[48]	[49]	[50]	[51]
℃ 011 DIOaccumuauon 影响	Effects	诺在鳃和消化组织中大量检出,微塑料促进了 贻贝对芒的生物富集 Pyrene were detected extensively in the gill and digestive tissues, and the microplastics promoted the bioaccumulation of the pyrene in the Mytihrs edulis	50 nm 的微塑料存在下显著提高了大型遥对菲的生物 富集;10 µm 的微塑料对大型遥的生物富集基本无影响 The 50 nm of microplastics significantly improved the bioaccumulation of phenanthrene by <i>Daphnia magna</i> while 10 µm of microplastics had no effect on the bioaccumulation in the <i>Daphnia magna</i>	微塑料与双酚 A 的联合暴露促进了头和内脏 对双酚 A 的生物富集,约22 倍~2.6 倍 The combined exposure of microplastics and BPA promoted the bioaccumulation of BPA in the head and viscera by 22~226 times	含量为1g·L ⁻¹ 的暴露组中沙蚕的 PCBs 生物富集量 增加了1.1倍~3.6倍 The bioaccumulation of PCBs in the Arenicola marina in the exposed group of 1g·L ⁻¹ increased by 1.1~3.6 times	微塑料对贻贝的鳃和消化道生物富集 荧蒽儿乎不发挥作用 Microplastics had little effect on the bioaccumulation of fluoranthene in the gills and digestive tract of the Mytihrs edulis	微塑料的存在降低了端足目类对多溴联苯醚的生物富集 The presence of microplastics reduced the bioaccumulation of PBDEs in the Allorchestes compressa
allu 1100 暴露时间	Time	р <i>1</i>	14 d	3 d	28 d	р <i>1</i>	3 d
an or mucroprasures 暴露方式	Exposure method	实验室 水相暴露 Aqueous phase exposure in laboratory	实验室 水相暴露 Aqueous phase exposure in laboratory	实验室 水相暴露 Aqueous phase exposure in laboratory	实验室 沉积物暴露 Sediment phase exposure in laboratory	实验室 喂食暴露 Feeding exposure in laboratory	实验室 水相暴露 Aqueous phase exposure in laboratory
1aure 2 Linces of connented pointing 含量 粒径范围 污染物	Pollutants	芘 Pyrene	浦 F henanthrene	双嚉 A BPA	多氯联苯 PCBs	荧. Fluoranthene	多溴联苯醚 PBDEs
	Size	100 ~ 1 000 µm	50, 10 µm	50 nm	400 ~ 1 300 µm	2, 6 µm	11 ~ 700 µm
	Concentration	ن هول ا	S mg·L-1	l mg∙L-1	1, 10 and 100 g·L ⁻¹	32 µg.L ⁻¹	0.1 g·L ⁻¹
材质	Polymer	聚乙烯、聚苯乙烯 Polyethylene, polystyrene	聚苯乙烯 Polystyrene	聚苯乙烯 Polystyrene	聚苯乙烯 Polystyrene	聚苯乙烯 Polystyrene	聚乙烯 Polyethylene
受试生物	Test organism	海洋贻贝 (Mytihrs edulis)	大型蚤 (Daphnia magna)	斑马鱼 (Danio rerio)	沙蚕 (Arenicola marina)	海洋贻贝 (<i>Mytihrs edulis</i>)	端足目类 (Allorchestes compressa)

		参考文i Referenc	[54]	[58]
表 3 模型模拟研究在生物富集上的应用	plication of model simulation research in biological bioaccumulation	结果 Results	鱼体内存在聚乙烯(PE)塑料时会减少鱼对污染物的生物富集; 相比海洋环境中存在的大量有机质,PE 对 HOCs 很强的吸附 能力使得 HOCs 不易从 PE 上解吸下来被鱼体富集 The presence of polyethylene (PE) plastics in fish will reduce the bioaccumulation of pollutants by fish: Compared with the large amount of organic matter in the marine environment, PE has strong adsorption ability to HOCs so that HOCs is not easy to desorb from PE and be enriched by fish body	微塑料对沙蚕的生物富集促进作用很小,经模型计算沙蚕摄食 微塑料达到稳态生物体脂肪内 NP 和 BPA 的浓度远远小于 实际海洋环境中沙蚕脂肪内的 NP 和 BPA The effect of microplastics on the bioaccumulation in lugworm is very small: The concentration of NP and BPA in the organism fat by the model calculation is much smaller than that of the NP
		方程 Equations	$K_{\rm BW} = V_{\rm LB} K_{\rm OW} + K_{\rm OW} V_{\rm NB} \beta + V_{\rm WB}$ $K_{\rm GW} = (V_{\rm LG} K_{\rm OW} + K_{\rm OW} V_{\rm NG} \beta + V_{\rm WG})/K_{\rm BW}$	$\frac{\mathrm{d}C_{\mathrm{B},t}}{\mathrm{d}t} = k_{\mathrm{detm}} C_{\mathrm{w}} + \mathrm{IR}(S_{\mathrm{FOOD}} a_{\mathrm{FOOD}} C_{\mathrm{FOOD}} + S_{\mathrm{PL}} C_{\mathrm{PLR},t}) - k_{\mathrm{loss}} C_{\mathrm{B},t}$
	Table 3 The a	模型 Model	多介质模型法 Multimedia modeling approach	生物动力学模型 Biodynamic model
		污染物 Pollutants	LogK _{ow} 在 6.5 ~ 7.5 之间的化合物 Compounds with logK _{ow} between 6.5 and 7.5	土基 NP BPA
		生物 Organism	食鱼性鱼 scivorous fish	沙蚕 Lugworm

Piscivord

注:(1)多介质模型中, V₁₈、V_{N8} 和 V_{N8} 分别为脂质、非脂质有机质和水在生物体内所占的比重;V₁₆、V_{N6} 和 V_{N6} 分别为脂质、非脂质有机质和水在生物体肠道内容物中所占的比重;β 为相对辛醇的非 为水中和食物中化合物的含量;Cpurki为在经过肠道过程中从塑料上转化来的含量;Cai,为生物富集的含量。(3)单室模型:C;为达到稳态后内部含量;Cw、Cpood和Cp,分别代表污染物在水中、食物中和 塑料上的污染物的含量;K_{wXin}、K_{IXin}和 K_{pXin}、分别为从水中、食物中和塑料上吸收污染物的速率常数;K_{wXout}、K_{fXout}、K_{pX,out}和 K_{bXout}分别为从水中、粪便中、塑料上消除污染物的速率常数以及在 脂质有机质的吸附能力;K_{BW}为污染物在生物体和水相之间的分配系数;K_{GW}为污染物在胃肠道和生物体之间的分配系数;K_{OW}为辛醇水分配系数。(2)生物动力学模型中,,k_{dem}、k_{loss}分别为皮肤吸收 和通过消除,消化整体损失的一阶速率常数;IR 为每单位时间和生物干重摄人的食物质量;apon 为饮食中的吸收效率;Spon 和 Sn. 分别为食物和塑料在摄人的物质中的质量分数;Cv. 和 Cponb 分别 成长或再生产过程中因生物稀释作用消除污染物的速率常数。 Di-(2-ethylhexylphthalate (DEHP)

and water fractions of the gut contents of an organism, respectively; β represents the sorption capacity of NLOM relative to octanol; K_{BW} represents the partition coefficient between biota and water; K_{GW} represents tion in the water, diet and on the plastic, respectively; $K_{w,X,in}$, $K_{f,X,in}$ and $K_{p,X,in}$ represent the pollutant uptake from water, from food and from plastic, respectively; $K_{w,X,out}$, $K_{p,X,out}$ and $K_{p,X,out}$ represent the the partition coefficient between the gastrointestinal tract and organism; $K_{\rm OW}$ represents octanol-water partition coefficient. (2) Biodynamic model. $k_{\rm derm}$, $k_{\rm loss}$ represent the first-order rate constants for dermal uptake tion from plastic during gut passage; C_{B1} represents the concentration of bioaccumulation. (3) One compartment model. C_i represents the internal concentration at steady state; C_w, C_{hood} and C_p represent the concentrat-Note: (1) Multimedia modeling approach. V_{LB}, V_{NB} and V_{WB} represent the lipid, nonlipid organic matter (NLOM), and water fractions of an organism, respectively; V_{LG}, V_{NG} and V_{WG} represent the lipid, NLOM, and overall loss through elimination and egestion, respectively; IR represents the mass of food ingested per unit of time and organism dry weight; aron represents the absorption efficiency from the diet; SFOOD and represent the mass fractions of food and plastic in ingested material, respectively, C_w and C_{FOOD} represent the chemical concentration in the water and diet, respectively; C_{PLR1} represents the transferred concentraelimination with water, facces, plastic and biomass dilution from growth or reproduction, respectively. $S_{\rm PL}$

款 Ses

[59]

Microplastics promoted the bioaccumulation of fish and seabirds in

污染物可以忽略不讨

 $K_{\mathrm{w,X,in}} \cdot C_{\mathrm{w}} + K_{\mathrm{f,X,in}} \cdot C_{\mathrm{food}} + K_{\mathrm{p,X,in}} \cdot C_{\mathrm{p}}$ $\sum K_{\rm w,X,out} + K_{\rm f,X,out} + K_{\rm p,X,out} + K_{\rm b,X,out}$

C^{*i*} = -

One compartment

Perfluorooctanoic

acid (PFOA)

Fish, seabird 鱼、海鸟

OMEGA model

邻苯二甲酸二(2-乙基)

单室模型 OMEGA

排 Phenanthrene 滴滴涕 DDTs

全氟辛酸

a small way. The model calculated that food and water were the

main exposure ways to pollutants, and the pollutants from the

microplastics were negligible

微塑料对鱼、海鸟的生物富集促进作用很小:经模型计算食物

和水是污染物的主要暴露途径,从微塑料上生物富集的

and BPA in the lugworm fat in the actual marine environment

作用的原因之一,但实验条件、微塑料丰度等也对生 物富集效应产生较大影响。促进作用的原因可能 有:(1)干净的水体中加入复合污染后的微塑料会导 致污染物的释放,从而被生物体表皮吸收,使得生物 富集量大大增加;(2)微塑料和污染物复合实验中未 考虑到分配平衡,则使得污染物在微塑料表面呈现 出最大暴露浓度:(3)缺乏考虑生物对污染物其他自 然暴露途径的摄取,将微塑料上吸附的污染物作为 唯一暴露源,研究结果会放大微塑料对生物富集的 促进作用。抑制作用的原因可能有:(1)对微塑料采 样没有统一的方法,可能低估了环境中微塑料的丰 度,微塑料与其他悬浮物质的数量比值很大程度上 影响了生物体对污染物的生物富集;(2)在某些海湾 等局部区域中微塑料的丰度极高,此时微塑料是与 HOCs 相互作用的一个主要相,将 HOCs 转移入生 物体内;(3)不能只考虑 HOCs 在各种有机质中的分 配,还应充分考虑到生物体区分食物和微塑料的能 力,才能更好地预测微塑料作为载体的作用。

总的来说,控制条件单一、实验方法不统一、模 拟条件与实际不符影响了微塑料/有机污染物复合 污染下的生物富集结果的可靠性。因此,在评价微 塑料在生物富集 HOCs 中发挥的作用时,如何在实 验室模拟条件下更完整地还原实际水体环境是研究 者需要思考的问题。为了更准确地模拟实际水体环 境,本文给出以下2点建议:

(1)实际水体环境中微塑料与污染物之间的吸 附平衡时间与污染物的类型和微塑料的材质有关。 在实验室模拟研究时,需要提前运用模型模拟预测 微塑料与污染物之间的吸附平衡时间,否则会使微 塑料上呈现出最大的污染物浓度。

(2)实际水体环境中除了微塑料颗粒物外,还包含有机碳、有机胶体和微生物等悬浮颗粒物。实际水体中微塑料会被生物膜包裹,该生物膜对微塑料上污染物的解析与吸附是否有影响还有待进一步研究与探讨,同时还需要探究环境水体中其他的物质的存在,如 DNA 片段等,是否会对微塑料吸附有机污染物产生影响。

通讯作者简介:赵建亮(1979—),男,博士,副研究员,主要研 究方向为新型有机污染物化学与生态毒理。

参考文献(References):

 Plastics Europe. Plastics, the facts 2018 [EB/OL]. (2018-01-25) [2019-01-08]. http://www.plasticseurope.org

- [2] Auta H S, Emenike C U, Fauziah S H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions
 [J]. Environment International, 2017, 102: 165-176
- [3] Collignon A, Hecq J H, Galgani F, et al. Annual variation in neustonic micro- and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean-Corsica) [J]. Marine Pollution Bulletin, 2014, 79(1-2): 293-298
- [4] Ivar do Sul J A, Costa M F. The present and future of microplastic pollution in the marine environment [J]. Environmental Pollution, 2014, 185: 352-364
- [5] Sadri S S, Thompson R C. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England [J]. Marine Pollution Bulletin, 2014, 81(1): 55-60
- [6] Yonkos L T, Friedel E A, Perez-Reyes A C, et al. Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake Bay, U.
 S.A. [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48 (24): 14195-141202
- [7] Lechner A, Keckeis H, Lumesberger-Loisl F, et al. The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river [J]. Environmental Pollution, 2014, 188: 177-181
- [8] Wang J D, Peng J P, Tan Z, et al. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals [J]. Chemosphere, 2017, 171: 248-258
- [9] Su L, Xue Y G, Li L Y, et al. Microplastics in Taihu Lake, China [J]. Environmental Pollution, 2016, 216: 711-719
- [10] Zhang K, Gong W, Lv J Z, et al. Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam [J]. Environmental Pollution, 2015, 204: 117-123
- [11] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: Where is all the plastic? [J]. Science, 2004, 304 (5672): 838
- [12] Moore C J, Moore S L, Leecaster M K, et al. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific Central Gyre [J]. Marine Pollution Bulletin, 2001, 42(12): 1297-1300
- [13] Browne M A, Dissanayake A, Galloway T S, et al. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.) [J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(13): 5026-5031
- [14] 郭永翔. 用于塑料薄膜表面改性的水性涂料及其性能研究[D]. 广州: 华南理工大学, 2009: 2-3
 Guo Y X. The properties research of water based paint for the polymer film surface modifying [D]. Guangzhou: South China University of Technology, 2009: 2-3 (in Chi-

nese)

- [15] 彭惠娟. 塑料表面的改性[J]. 中国塑料, 1992(1): 61-65
 Peng H J. Modification of plastics surfaces [J]. China Plastics, 1992(1): 61-65 (in Chinese)
- [16] 徐擎擎,张哿,邹亚丹,等. 微塑料与有机污染物的相互作用研究进展[J]. 生态毒理学报, 2018, 13(1): 40-49
 Xu Q Q, Zhang G, Zou Y D, et al. Interactions between microplastics and organic pollutants: Current status and knowledge gaps [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2018, 13(1): 40-49 (in Chinese)
- [17] Mato Y, Isobe T, Takada H, et al. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment [J]. Environmental Science & Technology, 2001, 35(2): 318-324
- [18] Enders K, Lenz R, Stedmon C A, et al. Abundance, size and polymer composition of marine microplastics ≥ 10 μm in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution [J]. Marine Pollution Bulletin, 2015, 100(1): 70-81
- [19] Law K L, Moret-Ferguson S E, Goodwin D S, et al. Distribution of surface plastic debris in the Eastern Pacific Ocean from an 11-year data set [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(9): 4732-4738
- [20] Cozar A, Echevarria F, Ignacio Gonzalez-Gordillo J, et al. Plastic debris in the open ocean [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2014, 111(28): 10239-10244
- [21] Collignon A, Hecq J H, Galgani F, et al. Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea [J]. Marine Pollution Bulletin, 2012, 64(4): 861-864
- [22] Desforges J P W, Galbraith M, Dangerfield N, et al. Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean [J]. Marine Pollution Bulletin, 2014, 79(1-2): 94-99
- [23] Zhao S, Zhu L, Wang T, et al. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution [J]. Marine Pollution Bulletin, 2014, 86(1-2): 562-568
- [24] Zhao S, Zhu L, Li D. Microplastic in three urban estuaries, China [J]. Environmental Pollution, 2015, 206: 597-604
- [25] Wang W, Ndungu A W, Li Z, et al. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China [J]. Science of the Total Environment, 2017, 575: 1369-1374
- [26] Rios Mendoza L M, Jones P R. Characterisation of microplastics and toxic chemicals extracted from microplastic samples from the North Pacific Gyre [J]. Environmental

Chemistry, 2015, 12(5): 611-617

- [27] Hirai H, Takada H, Ogata Y, et al. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches [J]. Marine Pollution Bulletin, 2011, 62(8): 1683-1692
- [28] Mai L, Bao L J, Shi L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons affiliated with microplastics in surface waters of Bohai and Huanghai Seas, China [J]. Environmental Pollution, 2018, 241: 834-840
- [29] Ogata Y, Takada H, Mizukawa K, et al. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs [J]. Marine Pollution Bulletin, 2009, 58(10): 1437-1446
- [30] Leon V M, Garcia I, Gonzalez E, et al. Potential transfer of organic pollutants from littoral plastics debris to the marine environment [J]. Environmental Pollution, 2018, 236: 442-453
- [31] Karkanorachaki K, Kiparissis S, Kalogerakis G C, et al. Plastic pellets, meso- and microplastics on the coastline of Northern Crete: Distribution and organic pollution [J]. Marine Pollution Bulletin, 2018, 133: 578-589
- [32] Mizukawa K, Takada H, Ito M, et al. Monitoring of a wide range of organic micropollutants on the Portuguese coast using plastic resin pellets [J]. Marine Pollution Bulletin, 2013, 70(1): 296-302
- [33] Yeo B G, Takada H, Taylor H, et al. POPs monitoring in Australia and New Zealand using plastic resin pellets, and International Pellet Watch as a tool for education and raising public awareness on plastic debris and POPs [J]. Marine Pollution Bulletin, 2015, 101(1): 137-145
- [34] Fisner M, Taniguchi S, Moreira F, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plastic pellets: Variability in the concentration and composition at different sediment depths in a sandy beach [J]. Marine Pollution Bulletin, 2013, 70(1-2): 219-226
- [35] Zhang W, Ma X, Zhang Z, et al. Persistent organic pollutants carried on plastic resin pellets from two beaches in China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2015, 99(1-2): 28-34
- [36] Colabuono F I, Taniguchi S, Montone R C. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds [J]. Marine Pollution Bulletin, 2010, 60 (4): 630-634
- [37] Rios L M, Moore C, Jones P R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment [J]. Marine Pollution Bulletin, 2007, 54(8): 1230-1237
- [38] Fisner M, Taniguchi S, Majer A P, et al. Concentration and composition of polycyclic aromatic hydrocarbons

(PAHs) in plastic pellets: Implications for small-scale diagnostic and environmental monitoring [J]. Marine Pollution Bulletin, 2013, 76(1): 349-354

- [39] Endo S, Takizawa R, Okuda K, et al. Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences [J]. Marine Pollution Bulletin, 2005, 50(10): 1103-1114
- [40] Teuten E L, Saquing J M, Knappe D R U, et al. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife [J]. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences, 2009, 364(1526): 2027-2045
- [41] Karapanagioti H K, Klontza I. Testing phenanthrene distribution properties of virgin plastic pellets and plastic e-roded pellets found on Lesvos Island beaches (Greece)
 [J]. Marine Environmental Research, 2008, 65(4): 283-290
- [42] Rummel C D, Jahnke A, Gorokhova E, et al. Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment [J]. Environmental Science & Technology Letters, 2017, 4(7): 258-267
- [43] Hartmann N B, Rist S, Bodin J, et al. Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota [J]. Integrated Environmental Assessment and Management, 2017, 13 (3): 488-493
- [44] 陈启晴,杨守业, Hollert H,等. 微塑料污染的水生生态 毒性与载体作用[J]. 生态毒理学报, 2018, 13(1): 16-30
 Chen Q Q, Yang S Y, Hollert H, et al. The ecotoxicity and carrier function of microplastics in the aquatic environment [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2018, 13(1): 16-30 (in Chinese)
- [45] 李富云, 贾芳丽, 涂海峰, 等. 海洋中微塑料的环境行 为和生态影响[J]. 生态毒理学报, 2017, 12(6): 11-18
 Li F Y, Jia F L, Tu H F, et al. Environmental behavior and ecological effects of microplastics in the ocean [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2017, 12(6): 11-18 (in Chinese)
- [46] Avio C G, Gorbi S, Milan M, et al. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels [J]. Environmental Pollution, 2015, 198: 211-222
- [47] Ma Y, Huang A, Cao S, et al. Effects of nanoplastics and microplastics on toxicity, bioaccumulation, and environmental fate of phenanthrene in fresh water [J]. Environmental Pollution, 2016, 219: 166-173
- [48] Chen Q, Yin D, Jia Y, et al. Enhanced uptake of BPA in the presence of nanoplastics can lead to neurotoxic effects in adult zebrafish [J]. Science of the Total Environment,

2017, 609: 1312-1321

- [49] Besseling E, Wegner A, Foekema E M, et al. Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.) [J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(1): 593-600
- [50] Paul-Pont I, Lacroix C, Gonzalez Fernandez C, et al. Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: Toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation [J]. Environmental Pollution, 2016, 216: 724-737
- [51] Chua E M, Shimeta J, Nugegoda D, et al. Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *Allorchestes compressa* [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(14): 8127-8134
- [52] Browne M A, Niven S J, Galloway T S, et al. Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity [J]. Current Biology, 2013, 23(23): 2388-2392
- [53] Koelmans A A, Besseling E, Wegner A, et al. Plastic as a carrier of POPs to aquatic organisms: A model analysis
 [J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(15): 8992-8993
- [54] Gouin T, Roche N, Lohmann R, et al. A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(4): 1466-1472
- [55] Ryan P G, Connell A D, Gardner B D. Plastic ingestion and PCBs in seabirds: Is there a relationship? [J]. Marine Pollution Bulletin, 1988, 19(4): 170-176
- [56] Herzke D, Anker-Nilssen T, Nost T H, et al. Negligible impact of ingested microplastics on tissue concentrations of persistent organic pollutants in Northern Fulmars off Coastal Norway [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(4): 1924-1933
- [57] Koelmans A A, Bakir A, Burton G A, et al. Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(7): 3315-3326
- [58] Koelmans A A, Besseling E, Foekema E M. Leaching of plastic additives to marine organisms [J]. Environmental Pollution, 2014, 187: 49-54
- [59] Bakir A, Rowland S J, Thompson R C. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions [J]. Environmental Pollution, 2014, 185: 16-23