

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20190521001

王一飞, 李淼, 于海瀛, 等. 微塑料对环境中有有机污染物吸附解吸的研究进展[J]. 生态毒理学报, 2019, 14(4): 23-30

Wang Y F, Li M, Yu H Y, et al. Research progress on the adsorption and desorption between microplastics and environmental organic pollutants [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2019, 14(4): 23-30 (in Chinese)

## 微塑料对环境中有有机污染物吸附解吸的研究进展

王一飞, 李淼, 于海瀛, 马广才, 尉小旋\*

浙江师范大学地理与环境科学学院, 金华 321004

收稿日期: 2019-05-21 录用日期: 2019-07-12

**摘要:** 微塑料已成为新的全球性环境污染问题。作为强吸附剂, 微塑料可以吸附共存的有机污染物, 进而改变其环境行为和毒性; 也可以通过解吸作用促进污染物在不同介质中的迁移。因而, 微塑料与有机污染物的相互作用强度和机理是全面评估两者的环境风险和深度研究微塑料毒性机制的必要信息。目前微塑料研究处于快速发展的起始阶段, 加之微塑料本身成分、粒径、表面风化情况的复杂性及共存有机污染物的多样性使两者的相互作用十分复杂, 亟需理清微塑料吸附解吸作用的影响因素和相关机制。因而, 本文详细综述了微塑料对有机污染物吸附解吸作用的研究进展, 并着重从微塑料性质(成分、粒径和表面风化)、有机污染物性质和水环境介质性质方面探讨了吸附的影响因素和相互作用机制, 希望为微塑料吸附有机污染物及吸附的后续影响研究提供借鉴与参考。

**关键词:** 微塑料; 吸附; 解吸; 有机污染物; 吸附影响因素; 相互作用机制

文章编号: 1673-5897(2019)4-023-08 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

## Research Progress on the Adsorption and Desorption between Microplastics and Environmental Organic Pollutants

Wang Yifei, Li Miao, Yu Haiying, Ma Guangcai, Wei Xiaoxuan \*

College of Geography and Environmental Sciences, Zhejiang Normal University, Jinhua 321004, China

Received 21 May 2019 accepted 12 July 2019

**Abstract:** Microplastics have become a new global environmental pollution problem. As strong adsorbents, microplastics can adsorb coexisting organic pollutants, thereby changing their environmental behavior and toxicity. They also can enhance the migration of pollutants between different medium. Thus, the strength and mechanism of adsorption interactions between microplastics and organic contaminants are necessary information for the comprehensive assessment of their environmental risks and the study on toxicity mechanisms of microplastics. At present, the research on microplastics is at the initial stage of rapid development. In addition, the complexity of composition, particle size and surface weathered condition for micro-plastics and the diversity for coexisting organic pollutants make their adsorption interaction very complicated. It is urgent to clarify the influencing factors and relevant mechanisms of adsorption and desorption. Therefore, this paper reviewed the research progress of the adsorption and desorption between microplastics and organic pollutants in detail, and mainly discussed the influencing factors and

基金项目: 浙江省自然科学基金(LQ18B070003); 国家自然科学基金(21806144, 21677133)

作者简介: 王一飞(1995-), 男, 硕士, 研究方向为新型污染物的环境行为, E-mail: yfwang1103@126.com

\* 通讯作者( Corresponding author), E-mail: xxwei@zjnu.edu.cn

mechanism of adsorption from the aspects of microplastic properties (type, particle size and surface weathering), organic pollutant properties and water environment media properties, so as to provide reference to the further research on the adsorption of microplastics and its effects.

**Keywords:** microplastic; adsorption interaction; desorption; organic pollutants; influencing factors on adsorption; interaction mechanisms

微塑料已经成为新的全球性环境污染问题<sup>[1-2]</sup>, 在世界各地的海水<sup>[3]</sup>、淡水<sup>[4]</sup>、沉积物<sup>[5]</sup>、生物体<sup>[6]</sup>甚至两极地区<sup>[7]</sup>中不断被检出。它主要来源于直接排入环境的微塑料颗粒(如, 洗护用品中的磨砂颗粒和工业用抛光颗粒等)以及大块的塑料和纺织垃圾经过长期的物理、化学风化后形成的微小碎屑<sup>[8-9]</sup>。据估算, 仅2010年由192个沿海国家所产生的塑料废物即高达2.75亿t<sup>[10]</sup>, 且数量仍在逐年快速增加。目前作为微塑料“前驱体”的塑料垃圾已占海洋垃圾的3/4<sup>[11]</sup>。由此可见, 微塑料必将是一个长期污染问题, 我们在关注其环境检出的同时, 更要深入了解其环境行为和危害。

已有研究表明, 长期漂浮于水体表面的微塑料可以通过遮挡和反射太阳光减少浮游植物对太阳光的吸收, 影响其光合作用能力<sup>[12]</sup>。被生物误食的微塑料可以堵塞进食器官<sup>[13-14]</sup>, 划伤生物的内脏, 引起肠道炎症等<sup>[15]</sup>。除了这些微塑料自身的危害以外, 由于其具有较小的粒径( $< 5\text{ mm}$ )和较大的比表面积<sup>[5,16]</sup>, 微塑料还可以通过吸附解吸作用改变共存有机污染物的存在形态、局部浓度、环境持久性、环境行为和生态风险<sup>[17-19]</sup>。例如, 微塑料可以抑制菲的分散和转化, 并促进其在大型溞体内的生物富集<sup>[20]</sup>。聚乙烯(PE)和聚苯乙烯(PS)可以通过吸附作用增加砒在贻贝 *Mytilus galloprovincialis* 体内的生物有效性及毒性<sup>[21]</sup>。PS纳米颗粒的吸附作用可使双酚A在斑马鱼头部和内脏中的富集浓度分别增加2倍和2.6倍, 并加剧双酚A在中枢神经系统和多巴胺能系统中的神经毒性<sup>[22]</sup>。由此可见, 深入了解微塑料与共存有机污染物的吸附解吸作用对于全面准确地阐明两者的环境风险具有重要意义。

微塑料本身在成分、粒径、表面形态和风化程度等方面的多样性和其共存有机污染物种类的多样性决定两者吸附解吸作用复杂多样, 不同环境介质的性质也会使吸附解吸过程发生变化。为了系统地了解微塑料与有机污染物的相互作用规律并明确后续研究方向, 本文从吸附解吸的研究对象和研究方法、相互作用强度、影响因素和作用机理等方面综述了

微塑料与有机污染物的吸附解吸作用。

## 1 微塑料对有机污染物的吸附 (Adsorption of microplastics with organic pollutants)

目前, 自然水体中检出的微塑料主要包括聚乙烯(PE)、聚丙烯(PP)、聚苯乙烯(PS)、聚酰胺(PA)和聚氯乙烯(PVC)等, 因而已报道的微塑料与有机污染物的吸附相互作用研究也主要集中于这5种成分的微塑料。所研究的有机污染物主要包括多氯联苯(PCBs)、多环芳烃(PAHs)、氯苯(CBs)、芳香烃、六氯环己烷(HCHs)、全氟化合物(PFCs)、合成麝香和脂肪烃等持久性有机污染物, 也有少量研究报道了抗生素等新型可电离有机污染物在微塑料表面的吸附<sup>[23-27]</sup>。水环境介质的研究主要包括海水、淡水和纯水。

已有研究表明, 微塑料对共存有机污染物具有强吸附作用。例如, Mizukawa等<sup>[28]</sup>发现葡萄牙海岸带检出的微塑料表面吸附了浓度高达 $24\ 000\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 的PAHs(共27种)。PCBs和滴滴伊(DDE)在PP表面的富集浓度是周围日本海水中的 $10^5\sim 10^6$ 倍, 且吸附浓度随时间增大<sup>[29]</sup>。菲在PE、PP和PVC表面的吸附远强于其在海水沉积物上的, 且被微塑料吸附的菲很难通过解吸作用再释放到海水中<sup>[30]</sup>。除了分析实际水环境中有机污染物在微塑料表面的吸附浓度, 吸附研究多在实验室模拟水环境中进行。一般用有机污染物在微塑料和水之间的平衡分配系数( $K_d$ )表征微塑料对有机物的吸附强度。Lee等<sup>[31]</sup>通过测定海水中PAHs、HCHs和CBs等疏水性有机化合物在PE、PP和PS表面吸附的 $\log K_d$ 值(2.04~7.87), 证明微塑料对疏水性有机污染物有强吸附能力, 可显著影响其局部和全球迁移。天然水pH范围(6~9)内呈现离子形态的抗生素也可以吸附在微塑料表面。Li等<sup>[32]</sup>测定了海水和淡水中5种抗生素在微塑料表面的 $K_d$ 值, 证明微塑料对于抗生素等可解离有机污染物也有吸附作用, 且抗生素的解离程度和所带电荷显著影响其吸附强度。除实验测定方法外, 目前也有少量研究基于已报道的实验 $\log K_d$ 值构建了可用于快速预测不同水环境中不同成分微塑料对有机污染物吸附能力的理论计算模

型<sup>[23,33]</sup>。有机污染物在微塑料和水环境之间的  $\log K_d$  值 ( $K_d$  单位为  $L \cdot kg^{-1}$ ) 变化较大, 主要范围在 0.18 ~ 8.84, 可受微塑料的性质(成分、粒径和表面风化程度等)、有机污染物的种类和环境介质性质的显著影响。因而, 本文将从这 3 个方面逐一分析微塑料吸附的影响因素。

## 2 吸附影响因素 (Influencing factors on the adsorption)

### 2.1 微塑料性质的影响

(1) 微塑料的成分。几乎所有研究均表明, 不同成分微塑料对于同一种有机污染物的吸附强度不同<sup>[34-35]</sup>。例如, 海水中菲最容易被吸附在 PS 表面, 其次是 PE, 在 PP 表面的吸附相对最弱, PS 吸附菲的  $K_d$  值比 PP 的高一个数量级<sup>[31]</sup>。对于成分结构最为相似的 PE 和 PP,  $K_d$  值也有近 3 倍的差异。如图 1 所示<sup>[32]</sup>, 淡水中甲氧苄啶在 5 种微塑料表面的吸附强度顺序为: PA > PP > PS > PVC > PE, 虽然甲氧苄啶在 5 种微塑料表面吸附的  $K_d$  值相差不大, 但其对 PA 的  $K_d$  值仍是对 PE 的近 2 倍; 海水中也表现出  $K_d$  随微塑料成分的差异性。对于具有较大  $K_d$  值更容易被微塑料吸附的有机污染物, 其不同成分微塑料表面吸附强度的绝对差异更大。微塑料的成分差异最直接体现在其聚合物结构单元中含有的官能团上, 单元化合物的性质可以决定微塑料与有机污染物的吸附作用机制, 进而对不同性质的有机污染物表现出不同的吸附能力。例如, PS 中含有的苯环使其可能与有机污染物形成  $\pi$ - $\pi$  相互作用增加吸附强度, 而 PA 中含有的杂原子 O 和 N 也增加了其与有机污染物形成氢键的可能性。另外, 不同成分聚合物形成过程中链排列的紧密程度可以影响其疏水性、比表面积及在风化过程中的性质变化程度, 这也是其吸附性能差异的一个重要原因<sup>[36]</sup>。

(2) 微塑料的粒径。微塑料之所以对有机污染物具有强吸附性即因为其微小的粒径。对于球形微塑料, 其比表面积  $a_s = 6/d_s$  ( $d_s$  为颗粒的直径)。因而, 一般来说微塑料的粒径越小, 其比表面积越大, 表面可提供的吸附位点越多, 这必将增加有机污染物的吸附量。Zhang 等<sup>[37]</sup>在 0.15 ~ 5.00 mm 范围内研究了粒径对 PP 吸附 3 种合成麝香的影响, 结果显示吸附量随粒径的增大显著减小。菲和硝基苯在微米和亚微米级 PS (30  $\mu m$  ~ 235 nm) 表面的吸附也表

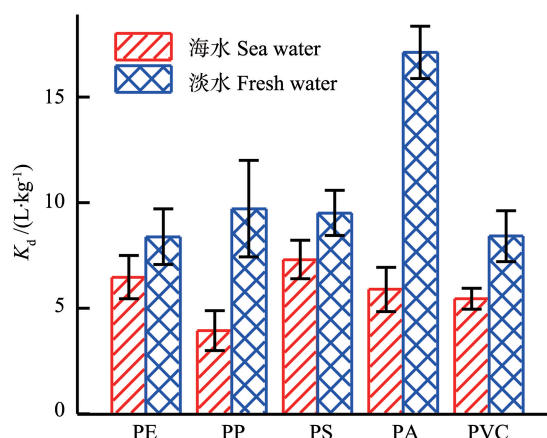


图1 甲氧苄啶在5种微塑料与海水/淡水之间的平衡分配系数 ( $K_d$ ) 值

注: PE 表示聚乙烯, PP 表示聚丙烯, PS 表示聚苯乙烯, PA 表示聚酰胺, PVC 表示聚氯乙烯; 数据来自文献[32]。

Fig. 1 Equilibrium partition coefficient ( $K_d$ ) values of trimethoprim between five microplastics and seawater/fresh water  
Note: PE stands for polyethylene; PP stands for polypropylene; PS stands for polystyrene; PA stands for polyamide; PVC stands for polrvinyl chloride. Data from Ref. 32.

现出相同的规律<sup>[38]</sup>。但当 PS 的粒径为 50 nm 时,  $\log K_d$  值显著降低, 这是由于纳米 PS 的团聚作用减小了其比表面积。由此可见, 粒径对微塑料吸附有机污染物的影响是尺寸效应和团聚作用的综合结果。

(3) 微塑料的表面风化。在环境中长期存在的微塑料表面会有不同程度的风化, 这将影响微塑料颗粒中介孔/裂纹的尺寸和形状, 进而改变微塑料的比表面积; 也会影响微塑料表面的氧化程度, 改变表面的官能团组成<sup>[39]</sup>。Hüffer 等<sup>[40]</sup>采用双氧水和紫外光照射对 PS 进行表面老化, 发现老化过程中 PS 颗粒表面出现微小裂纹, 但裂纹对比表面积的影响不大; PS 表面氧化形成的  $-OH$ 、 $C=O$  和  $C-OH$  等官能团增加了微塑料的亲水性, 使其对疏水性有机污染物的  $K_d$  值降低了一个数量级。Fotopoulou 等<sup>[36]</sup>分析比较了商品化的和海滩中采集到的 PE 的性质, 发现天然侵蚀可以增加 PE 的比表面积为吸附提供更多的位点; 表面氧化增加的  $C=O$  和  $-OH$  等官能团使 PE 在海水 pH 条件下呈现负电性, 可以通过静电作用增强对带正电的有机污染物吸附而排斥带负电的有机物。四环素在不同风化程度 PS 表面的吸附也得到了类似的结果<sup>[41]</sup>; 海滩中采集到的风化 PS 颗粒因具有更大的比表面积、微孔面积和

氧化程度,对四环素表现出更强的吸附能力(是未风化 PS 的 2 倍)。实际环境中检出的微塑料颗粒的风化情况由其自身性质(成分、粒径和表面结构等)、所处环境和风化时间等因素共同决定,因而每一颗微塑料粒子均可能具有不同的表面形貌,这极大地增加了其与有机污染物相互作用的复杂性。

综上,在成分、粒径和风化情况等方面具有差异的微塑料可能对有机污染物表现出截然不同吸附性能。为了更准确评估实际环境中微塑料吸附的环境风险,对吸附后续影响的研究应尽量采用环境中采集的微塑料,在使用模拟微塑料时也应尽量贴近实际环境样品的性质。

## 2.2 有机污染物性质的影响

环境中与微塑料共存的有机污染物种类繁多且形态多样。如图 2 所示,微塑料 PE 对 PCBs、PAHs、PFCs 和抗生素类有机污染物的吸附强度依次降低,且相同水环境中平均  $K_d$  值的差异高达 7 个数量级。即使对于同类有机物,PE 的吸附强度也存在较大差异。海水中 PP 对 PCB 同系物吸附的  $K_d$  值随氯取代个数的增加而增大(差异超过 4 个数量级,图 3),符合 PCBs 疏水性的变化规律。当氯取代个数增加到 7 时,  $K_d$  值显著降低,这可能是因为 PCB187 分子间内聚能密度的增加所导致的<sup>[42]</sup>。对于抗生素等可解离有机污染物,由于静电作用的影响不同解离形态抗生素在同种微塑料表面的吸附强度也不同<sup>[32]</sup>。Wei 等<sup>[23]</sup> 基于多元线性自由能关系(pp-LFER)构建了不同水环境中 PE、PP 和 PS 吸附有机污染物的预测模型,模型显示具有较低氢键碱性和较高空穴形成能的有机污染物更容易被微塑料所吸附。由于不同微塑料与有机污染物的吸附机制不同,其对不同有机污染物的吸附强度规律也不同。一般来说,有机污染物的疏水性是影响其吸附强弱的关键因素,疏水性强的有机污染物更容易被吸附在微塑料表面;结构中含有苯环的有机污染物更容易被 PS 吸附;带电的可解离有机污染物更容易被带异种电荷的微塑料吸附。

## 2.3 吸附介质性质的影响

如图 1 和图 2 所示,不同水环境介质中同种微塑料对同种有机污染物的吸附强度同样差异显著。一般情况下,疏水性有机污染物在海水中的  $K_d$  值大于在淡水和纯水水中的,而可解离有机污染物呈现相反规律。盐度是不同水环境中差异最大的性质之一。已有研究表明,盐度可以影响绝大部分微塑料的吸

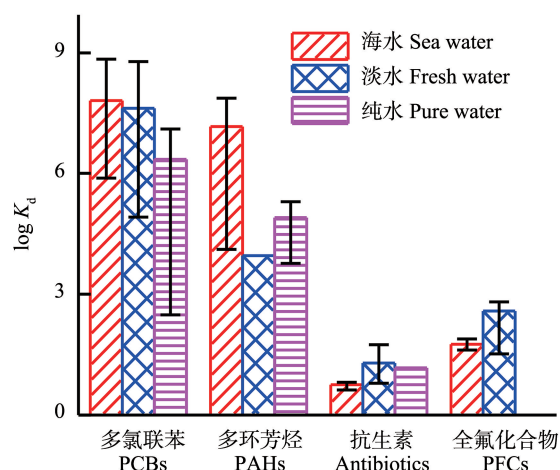


图 2 不同水环境中 PE 吸附典型有机污染物的  $\log K_d$  值范围和平均值

注:  $K_d$  单位为  $L \cdot kg^{-1}$ , 原始数据来自文献[31-32,42-47]。

Fig. 2 Change range and average values of  $K_d$  for PE towards typical organic pollutants in different waters

Note: Unit of  $K_d$  is  $L \cdot kg^{-1}$ ; data from Refs. 31-32, and 42-47. PCBs, PAHs and PFCs stand for polychlorinated biphenyls, polycyclic aromatic hydrocarbons and perfluorochemicals, respectively.

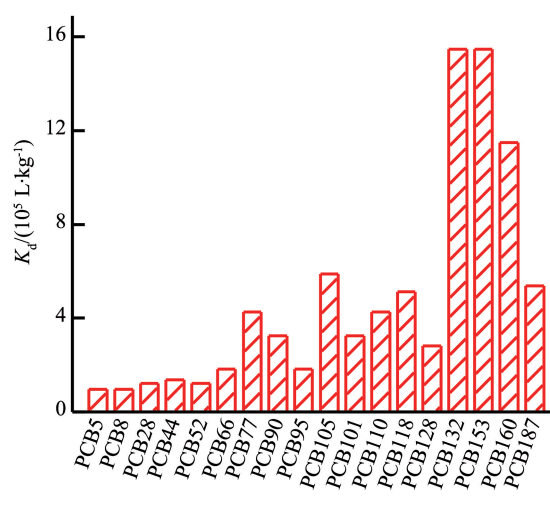


图 3 海水中 PP 对 PCBs 吸附的  $K_d$  值

注: 数据来自文献[29]。

Fig. 3  $K_d$  values of PP towards PCBs in seawater

Note: Data from Ref. 29.

附作用,主要表现出高盐度对吸附的促进作用,这可能是因为盐析作用降低了有机污染物的溶解度进而促进其在微塑料表面的吸附<sup>[19,46]</sup>。例如,全氟辛酸在 PE 和 PS 颗粒上的吸附量随着 NaCl 和  $CaCl_2$  浓度的增加而增大<sup>[34]</sup>。也有研究认为随着盐度增加,  $Na^+$  和  $Ca^{2+}$  可以通过静电作用吸附于微塑料表

面降低微塑料的有效吸附位点数量,同时  $\text{Na}^+$  还可以通过取代微塑料表面酸性官能团中的 H 原子抑制氢键的形成<sup>[32]</sup>,进而降低微塑料的吸附量。共存的溶解性有机质也可以显著影响有机污染物在微塑料表面的吸附,它不仅可以通过竞争作用抑制吸附<sup>[46]</sup>,还可能通过包裹微塑料增加其表面的有机官能团,进而增加对有机污染物的吸附能力<sup>[48]</sup>。

水环境的 pH 值可以通过改变微塑料和有机污染物的质子化程度使其呈现出不同的带电性,进而影响两者的吸附相互作用。图 1 中海水 pH 条件下 5 种微塑料均带负电,抗生素随 pH 值升高的去质子化作用使其也带负电,两者因静电排斥作用表现出较小的  $K_d$  值。Wang 等<sup>[34]</sup>发现全氟辛烷磺酸在 PE 表面的吸附量随 pH 降低而增大。较低 pH 条件下 PE 表面质子化呈正电性,易于吸附阴离子形态的全氟辛烷磺酸。此外,水环境的温度、含有的微塑料和有机污染物的浓度以及吸附平衡时间也都会影响吸附强度。例如,润滑油在 PE 和 PS 表面的吸附量随温度升高而增大<sup>[49]</sup>。Wang 等<sup>[50]</sup>研究了菲和芘在微塑料表面的竞争吸附,发现增加芘的初始浓度可以降低菲的吸附量。在有机污染物浓度不变的情况下,增加微塑料颗粒的数量会降低其单位吸附量。

### 3 吸附机理 (Adsorption mechanisms)

微塑料吸附有机污染物的机理研究中,一致认为微塑料本身的疏水性决定疏水相互作用是关键机制。例如, Lee 等<sup>[31]</sup>、Hüffer 等<sup>[44]</sup>和 Velzeboer 等<sup>[46]</sup>均发现有机污染物在微塑料表面吸附的  $\log K_d$  值与其正辛醇水分配系数 ( $\log K_{ow}$ ) 呈正相关,说明了疏水相互作用的重要性<sup>[35]</sup>。微塑料吸附有机污染物的过程中同时存在其他多种吸附机制,且不同机制的贡献随微塑料的性质不同而变化。Wang 等<sup>[34]</sup>采用概念模型分析了微塑料吸附 PFCs 过程中的主要作用力,发现对于可解离有机污染物和表面带电微塑料之间的吸附,除疏水相互作用外静电相互作用也起到了重要的作用。氢键相互作用可以显著增强 PA 对淡水系统中抗生素的吸附强度<sup>[32]</sup>。 $\pi$ - $\pi$  相互作用是 PS 吸附芳香性化合物的重要机制<sup>[23]</sup>。在 PP 吸附 PCB77 的过程中化学吸附作用也不可忽视<sup>[51]</sup>。

扩散作用和分子间的范德华力是有机污染物在微塑料表面吸附的主要驱动力<sup>[41,47-48]</sup>。吸附动力学研究表明,微塑料吸附有机污染物的过程可以分为 3 个阶段<sup>[50,52-53]</sup>:(1) 有机污染物传质扩散到微塑料外表面;(2) 有机污染物逐渐扩散至微塑料内表面;

(3) 吸附平衡。综上,微塑料与有机污染物的吸附是由扩散力和范德华力等共同驱动的多种机制共存过程,各种吸附机制的贡献由微塑料、有机污染物和水环境的性质共同决定。

### 4 有机污染物在微塑料上的解吸 (Desorption of organic pollutants from microplastics)

有机污染物从微塑料表面解吸的过程是吸附的逆反应<sup>[54]</sup>,两者共同决定有机污染物在微塑料表面的吸附量。如果将强吸附剂微塑料看作微污染源,解吸强度将决定污染物从微塑料向介质的再释放程度,进而影响其环境迁移和生物富集<sup>[55]</sup>。基于解吸与吸附的可逆性,所有可以影响吸附过程的因素都可以负作用于解吸过程。一般来说,在相同环境介质中,疏水性更强、更容易被微塑料吸附的有机污染物不易从微塑料表面解吸。例如,不易被吸附的亲水性三嗪类化合物在 5 种微塑料表面的平均解吸率为  $(85\% \pm 34\%)$ ,而疏水性 PCBs 几乎不解吸<sup>[56]</sup>。同样地,吸附能力更强的微塑料在相同条件下的解吸强度相对更弱<sup>[56]</sup>。

有机污染物在微塑料表面的解吸强度不仅取决于有机污染物和微塑料的性质,还受到介质性质的显著影响。Bakir 等<sup>[57]</sup>发现模拟生理条件下持久性有机污染物在 PE 和 PVC 表面的解吸强度是海水中的 30 倍,肠道表面活性剂、低 pH 值和高温可以促进解吸过程的发生。Coffin 等<sup>[58]</sup>的研究同样表明,鱼和海鸟的消化道环境可以增加雌激素类物质在微塑料表面的解吸程度。表面风化可以通过增强有机污染物在微塑料表面的解吸滞后现象减慢其解吸过程<sup>[59]</sup>。对于极性的 4-壬基酚,该影响的主要作用机制为表面风化加强了有机物与微塑料的相互作用;而对于强疏水性的芘,风化作用可以增加微塑料的孔面积进而减慢芘从多孔体系向水介质的扩散速度。

### 5 展望 (Prospects)

微塑料与有机污染物的吸附解吸强度和相关机理是全面评估两者的环境风险和深度研究微塑料毒性机制的必要信息。但实际水环境中微塑料与有机污染物的吸附解吸作用复杂。微塑料的成分、粒径、风化情况等,有机污染物的疏水性、芳香性、带电性等,以及水环境的盐度、pH 值、温度等均是影响微塑料吸附解吸的重要因素,可以改变疏水相互作用、静电相互作用、氢键和  $\pi$ - $\pi$  作用等相互作用机制在微

塑料与有机污染物吸附解吸过程中的贡献。鉴于环境介质和吸附解吸过程本身的复杂性提出以下展望:

(1) 目前微塑料研究尚处于起始阶段,已报道的微塑料吸附解吸结果远不能满足进一步研究吸附后续影响的需求。考虑到实验研究的高消耗和滞后性,有必要发展更多可用于快速预测微塑料在不同水环境中对有机污染物吸附解吸能力的理论计算模型,如定量结构性质关系(QSPR)模型等。同时也有必要发展不依赖于实验结果的计算预测方法(如,基于量子化学的计算方法等),从原子水平上深度直观地揭示微塑料与有机污染物的复杂相互作用机制。

(2) 实际水环境中吸附体系复杂,多种有机污染物与多种微塑料同时共存。因而,在后续吸附研究中,不仅需要考虑到不同有机污染物在同一微塑料表面的竞争吸附,也要考虑到同一有机污染物在不同微塑料表面的吸附优先级。

(3) 由于微塑料与有机污染物的吸附解吸过程受众多因素影响,在微塑料吸附的影响研究中需要保证测定吸附解吸数据的实验条件与模拟条件相一致,特别要注意吸附和解吸环境不同的情况。目前对于微塑料吸附的影响研究主要集中于毒理学,吸附后的微塑料和吸附态有机污染物的环境行为研究还有待加强。

通讯作者简介:尉小璇(1983-),女,博士,主要从事新型污染物环境行为和生成/去除机制的实验和理论计算模拟研究。

#### 参考文献(References):

- [1] Gibb B C. Plastics are forever [J]. *Nature Chemistry*, 2019, 11: 394-395
- [2] Rochman C M, Browne M A, Halpern B S, et al. Policy: Classify plastic waste as hazardous [J]. *Nature*, 2013, 494(7436): 169-171
- [3] Law K L, Morét-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
- [4] Zhang K, Xiong X, Hu H J, et al. Occurrence and characteristics of microplastic pollution in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir, China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(7): 3794-3801
- [5] 周倩,章海波,李远,等. 海岸环境中微塑料污染及其生态效应研究进展[J]. *科学通报*, 2015, 60(33): 3210-3220
- Zhou Q, Zhang H B, Li Y, et al. Progress on microplastics pollution and its ecological effects in the coastal environment [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2015, 60(33): 3210-3220 (in Chinese)
- [6] Wieczorek A M, Croot P L, Lombard F, et al. Microplastic ingestion by gelatinous zooplankton may lower efficiency of the biological pump [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(9): 5387-5395
- [7] Woodall L C, Sanchez-Vidal A, Canals M, et al. The deep sea is a major sink for microplastic debris [J]. *Royal Society Open Science*, 2014, 1(4): 140317
- [8] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at Sea: Where is all the plastic? [J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838
- [9] 孙承君,蒋凤华,李景喜,等. 海洋中微塑料的来源、分布及生态环境影响研究进展[J]. *海洋科学进展*, 2016, 34(4): 449-461
- Sun C J, Jiang F H, Li J X, et al. The research progress in source, distribution, ecological and environmental effects of marine microplastics [J]. *Advances in Marine Science*, 2016, 34(4): 449-461 (in Chinese)
- [10] Jambeck J R, Geyer R, Wilcox C, et al. Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean [J]. *Science*, 2015, 347(6223): 768-771
- [11] Dias B F S. Marine Debris: Understanding, Preventing and Mitigating the Significant Adverse Impacts on Marine and Coastal Biodiversity [M]. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2016: 78
- [12] Zhao S J, Wang H Y, Liu J. Influence of microplastics pollution on marine environment [J]. *Marine Science*, 2009, 33: 84-86
- [13] Kaposi K L, Mos B, Kelaher B P, et al. Ingestion of microplastic has limited impact on a marine larva [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(3): 1638-1645
- [14] Wegner A, Besseling E, Foekema E M, et al. Effects of nanopolystyrene on the feeding behavior of the blue mussel (*Mytilus edulis* L) [J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2012, 31(11): 2490-2497
- [15] Provencher J F, Gaston A J, Mallory M L, et al. Ingested plastic in a diving seabird, the thick-billed murre (*Uria lomvia*), in the eastern Canadian Arctic [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2010, 60(9): 1406-1411
- [16] Law K L, Thompson R C. Microplastics in the seas [J]. *Science*, 2014, 345(6193): 144-145
- [17] Tanaka K, Takada H, Yamashita R, et al. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 69(1-2): 219-222

- [18] Wright S L, Thompson R C, Galloway T S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review [J]. *Environmental Pollution*, 2013, 178(1): 483-492
- [19] Llorca M, Schirinzi G, Martínez M, et al. Adsorption of perfluoroalkyl substances on microplastics under environmental conditions [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 235: 680-691
- [20] Ma Y N, Huang A, Cao S Q, 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
- [21] 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
- [22] 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
- [23] Wei X X, Li M, Wang Y F, et al. Developing predictive models for carrying ability of micro-plastics towards organic pollutants [J]. *Molecules*, 2019, 24(9): 1784
- [24] Wang Z, Chen M L, Zhang L W, et al. Sorption behaviors of phenanthrene on the microplastics identified in a mariculture farm in Xiangshan Bay, southeastern China [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 628-629: 1617-1626
- [25] Zhang X J, Zheng M G, Yin X C, et al. Sorption of 3,6-dibromocarbazole and 1,3,6,8-tetrabromocarbazole by microplastics [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 138: 458-463
- [26] Li Y D, Li M, Li Z, et al. Effects of particle size and solution chemistry on triclosan sorption on polystyrene microplastic [J]. *Chemosphere*, 2019, 231: 308-314
- [27] Xu B, Liu F, Brookes P C, et al. The sorption kinetics and isotherms of sulfamethoxazole with polyethylene microplastics [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 131: 191-196
- [28] 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: 296-302
- [29] 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
- [30] Teuten E L, Rowland S J, Galloway T S, et al. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants [J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(22): 7759-7764
- [31] Lee H, Shim W J, Kwon J H. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 470-471(2): 1545-1552
- [32] Li J, Zhang K, Zhang H. Adsorption of antibiotics on microplastics [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 237: 460-467
- [33] 李广宇, 陈景文, 李雪花, 等. 几类有机污染物的微塑料/水分配系数的线性溶解能关系模型[J]. *生态毒理学报*, 2016, 12(3): 225-233
- Li G Y, Chen J W, Li X H, et al. LSER Models for several classes of organic pollutants partitioning between microplastics and water [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2016, 12(3): 225-233 (in Chinese)
- [34] Wang F, Shih K M, Li X Y. The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics [J]. *Chemosphere*, 2015, 119: 841-847
- [35] Rochman C M, Hoh E, Hentschel B T, et al. Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: Implications for plastic marine debris [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(3): 1646-1654
- [36] Fotopoulou K N, Karapanagioti H K. Surface properties of beached plastic pellets [J]. *Marine Environmental Research*, 2012, 81(3): 70-77
- [37] Zhang X, Zheng M, Wang L, et al. Sorption of three synthetic musks by microplastics [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 126: 606-609
- [38] Wang J, Liu X H, Liu G N, et al. Size effect of polystyrene microplastics on sorption of phenanthrene and nitrobenzene [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 173: 331-338
- [39] 周倩, 章海波, 周阳, 等. 滨海河口潮滩中微塑料的表面风化和成分变化[J]. *科学通报*, 2018, 69(2): 214-223
- Zhou Q, Zhang H B, Zhou Y, et al. Surface weathering and changes in components of microplastics from estuarine beaches [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2018, 69(2): 214-223 (in Chinese)
- [40] Hüffer T, Weniger A K, Hofmann T. Sorption of organic compounds by aged polystyrene microplastic particles [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 236:218-225
- [41] Zhang H B, Wang J Q, Zhou B Y, et al. Enhanced adsorption of oxytetracycline to weathered microplastic polystyrene: Kinetics, isotherms and influencing factors [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 243: 1550-1557
- [42] Pascall M A, Zabik M E, Zabik M J, et al. Uptake of polychlorinated biphenyls (PCBs) from an aqueous medium by polyethylene, polyvinyl chloride, and polystyrene

- films [J]. *Journal of Agricultural & Food Chemistry*, 2005, 53(1): 164-169
- [43] Fernandez L A, Macfarlane J K, Tcaciuc A P. Measurement of freely dissolved PAH concentrations in sediment beds using passive sampling with low-density polyethylene strips [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43: 1430-1436
- [44] Hüffer T, Hofmann T. Sorption of non-polar organic compounds by micro-sized plastic particles in aqueous solution [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 214: 194-201
- [45] 张凯娜, 李嘉, 李晓强, 等. 微塑料表面土霉素的吸附-解吸机制与动力学过程[J]. *环境化学*, 2017, 36(12): 2531-2540
- Zhang K N, Li J, Li X Q, et al. Mechanisms and kinetics of oxytetracycline adsorption-desorption onto microplastics [J]. *Environmental Chemistry*, 2017, 36(12): 2531-2540 (in Chinese)
- [46] Velzeboer I, Kwadijk C J, Koelmans A A. Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(9): 4869-4876
- [47] Karapanagioti H K, Klontza I. Testing phenanthrene distribution properties of virgin plastic pellets and plastic eroded pellets found on Lesbos Island beaches (Greece) [J]. *Marine Environmental Research*, 2008, 65(4): 283-290
- [48] Bakir A, Rowland S J, Thompson R C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions [J]. *Estuarine Coastal & Shelf Science*, 2014, 140(3): 14-21
- [49] Hu J Q, Yang S Z, Guo L, et al. Microscopic investigation on the adsorption of lubrication oil on microplastics [J]. *Journal of Molecular Liquids*, 2017, 227: 351-355
- [50] Wang W, Wang J. Different partition of polycyclic aromatic hydrocarbon on environmental particulates in freshwater: Microplastics in comparison to natural sediment [J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2017, 147: 648-655
- [51] Zhan Z, Wang J, Peng J, et al. Sorption of 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl by microplastics: A case study of polypropylene [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 110(1): 559-563
- [52] 陈守益, 郭学涛, 庞敬文. 微塑料对泰乐菌素的吸附动力学与热力学[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(5): 1905-1912
- Chen S Y, Guo X T, Pang J W. Sorption kinetics and thermodynamics study of tylosin by microplastics [J]. *China Environmental Science*, 2018, 38(5): 1905-1912 (in Chinese)
- [53] Guo X, Wang X, Zhou X, et al. Sorption of four hydrophobic organic compounds by three chemically distinct polymers: Role of chemical and physical composition [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(13): 7252-7259
- [54] Mohamed Nor N H, Koelmans A A. Transfer of PCBs from microplastics under simulated gut fluid conditions is biphasic and reversible [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(4): 1874-1883
- [55] Liu J, Ma Y, Zhu D, et al. Polystyrene nanoplastics-enhanced contaminant transport: Role of irreversible adsorption in glassy polymeric domain [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(5): 2677-2685
- [56] León V M, García-Agüera I, Moltó V, et al. PAHs, pesticides, personal care products and plastic additives in plastic debris from Spanish Mediterranean beaches [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 670: 672-684
- [57] 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
- [58] Coffin S, Huang G H, Lee I, et al. Fish and seabird gut conditions enhance desorption of estrogenic chemicals from commonly-ingested plastic items [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(8): 4588-4599
- [59] Liu J, Zhang T, Tian L L, et al. Aging significantly affects mobility and contaminant-mobilizing ability of nanoplastics in saturated loamy sand [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(10): 5805-5815 ◆