科学通报 2021 年 第 66 卷 第 20 期: 2504 ~ 2515
进 展
《中国科学》杂志社
SCIENCE CHINA PRESS

水生环境中微塑料自身及负载有机污染物的生物富集效应

俞海睿, 陈启晴*, 施华宏

华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 上海 200241

* 联系人, E-mail: chenqiqing@sklec.ecnu.edu.cn

2020-11-03 收稿, 2020-12-24 修回, 2021-01-08 接受, 2021-02-01 网络版发表

国家自然科学基金青年科学基金(21806038)资助

摘要 微塑料广泛存在于水体环境中, 由于其具有较高的疏水性而能够负载有机污染物, 同时影响它们在生物体内的累积与毒性. 目前在微塑料对污染物生物富集过程的作用方面尚有分歧, 其根源在于大部分的室内暴露研究往往缺乏对复杂环境介质的考量, 而野外场景的模型分析又少了验证环节. 生物富集和生物放大效应通常是对于传统污染物而言的, 对于微塑料来说暂无明确的界定, 本文就此展开详细讨论. 本文归纳了野外或室内暴露的不同环境条件下, 微塑料在水生生物体内的生物富集特点; 分析了影响微塑料生物有效性的关键因素; 探索了微塑料对共存有机污染物生物有效性的影响和规律; 评估了关键水环境化学因素对微塑料和共存有机污染物在生物体内累积的影响. 本文将有助于我们深入认识微塑料在水生生态系统中的累积情况, 及其对共存有机污染物在生物体内运移的贡献和可能存在的生态风险, 也将为微塑料风险评估及政策导向提供重要依据.

关键词 微塑料, 水生环境, 共存有机污染物, 生物富集, 环境因子

塑料制品在各行各业都有所应用, 彻底改变了现代人的生活方式. 在推动社会经济发展的同时, 塑料的需求量也在逐步提升, 有研究预测截至2050年或将达到330亿吨[1]. 但随着生产规模的扩大, 人们对于塑料制品后续的弃置回收并未得到很好的管理, 导致大量的塑料垃圾被释放到自然环境中[2]. 伴随工业快速发展而迅速增加的塑料污染也成为了现今环境污染的热点问题, 特别是小粒径级别的塑料碎片和颗粒更是备受公众关注. 通常将任意一维尺寸小于5 mm的塑料碎片定义为微塑料, 其中粒径小于100 nm的则被称为纳米塑料[3,4]. 塑料残骸及微塑料污染都可能会引起生物体损伤和毒性效应, 其影响甚至会扩展到整个食物网中并涉及高营养级生物, 最终可能会影响到生态系统的稳定与平衡.

在不同自然环境介质中都已检测到微塑料的存在, 包括大气、土壤、淡水、海水、大洋、沉积物, 甚至是极地区域等[5~7]. 在水环境中, 最常见的微塑料类型为尼龙(nylons)[8]、聚乙烯(polyethylene, PE)[3]、聚(polyester, PES)[8]、聚苯乙烯(polystyrene, PS)、聚丙烯(polypropylene, PP)[3]和聚氯乙烯(polyvinylchloride, PVC)[5,6]等. 大部分的研究表明在湖泊、河流和海洋上发现的微塑料主要以透明色为主, 其次是黑色、白色、蓝色、红色和其他颜色[9]. 紫外光照射可以改变微塑料表面的部分物理和化学性质, 从而导致其降解以及表观颜色会随着老化程度而变黄[10], 同时风化降解过程也使得在水环境中出现大量的碎片状微塑料[10]. 水体环境中无处不在的微塑料, 易被生物摄入. 以水生生物为例, 虽然大部分的微塑料最终会被排出

引用格式: 俞海睿, 陈启晴, 施华宏. 水生环境中微塑料自身及负载有机污染物的生物富集效应. 科学通报, 2021, 66: 2504–2515
Yu H R, Chen Q Q, Shi H H. The bioaccumulation effects of microplastics and associated organic pollutants in the aquatic environment (in Chinese). Chin Sci Bull, 2021, 66: 2504–2515, doi: 10.1360/TB-2020-1426

© 2021《中国科学》杂志社

体外，但仍有少部分残留在生物体内，在鳃、肠道、胃、淋巴等不同组织器官中累积[11~13]. 微塑料可以被浮游动物、贝类、鱼类等不同种类、不同营养级的水生生物摄取，微塑料可以在生物体内及生物之间发生迁移、转运，并在生物体内累积，产生生态学效应[14~16]. 但迄今为止, 大部分的生物体内微塑料累积结果主要通过野外样品实测获得，且由于微塑料浓度、类型、粒径复杂, 生物摄入微塑料的途径多样, 我们对微塑料在生物体内富集和迁移规律的了解仍十分匮乏.

微塑料进入水环境后与有机污染物的相互作用也已引起广泛关注. 研究表明, 由于具有较高的塑料-水分配系数(K_{MP-W})，实际环境中的微塑料上往往负载着各种有机污染物，并且较周围水体环境的浓度高出几个数量级. 这些负载的污染物质可以随着微塑料这一载体进入水生生物体内，但关于微塑料载体作用的结果, 研究者之间存在观点冲突，这主要是由于不同的研究没有在同一框架体系下开展所致. 室内暴露实验常缺乏对复杂环境介质的考量，而模型研究又往往缺乏验证环节[12,15]. 此外, 微塑料及其负载有机污染物的水环境行为极易受到温度、pH和盐度等环境因素的影响, 从而改变共存污染物在微塑料上及进入生物体后的吸附解吸, 以及污染物质在生物体内的转运和累积. 因此, 我们亟须推进模拟自然环境条件的室内暴露和模型研究相结合的研究方式，以期更真实地反映自然环境条件下微塑料对共存有机污染物的生物累积及毒性效应的影响.

1 微塑料的生物富集效应

关于微塑料在不同水生生物体内累积情况的研究非常丰富. 微塑料在水环境中可被浮游生物、鱼类、鸟类甚至哺乳动物等各种生物摄入，并在水生食物网中富集[17]. 从研究数量而言，以甲壳类生物和鱼类为主，并且无论是野外实地调查还是实验室条件下的研究，均以海洋生物居多，淡水生物(特别是淡水微生物)的研究相对较少[8,18].

微塑料进入生物体主要有两种途径. 一是表面吸附或与生物体糅合，即微塑料可以通过吸附作用黏附于生物体表面，例如微塑料附着于鱼鳃等组织中[19,20]; 或是经过长期作用，使微塑料成为生物体组织的一部分, 例如微塑料颗粒可以被包裹进入贻贝的足丝[21]. 二是通过水相或食物相的摄入方式，微塑料进入生物体的消化系统, 并常在胃肠道等组织中残留和累积[22]. 微塑料进入生物体后, 会进一步发生体内迁移和转运. 微塑料在体内的易位很大程度上取决于塑料的大小和形状. 较大尺寸的微塑料进入消化系统后容易滞留在肠道部位, 而小尺寸的微塑料(特别是纳塑料)可以进入循环系统, 并在生物体的不同组织器官中分布. 清除过程是许多水生生物采取的一种降低微塑料体内浓度的策略. 大部分水生生物能够快速清除肠道内累积的微塑料, 但值得注意的是, 清除过程并不能使生物体内的微塑料完全排出，且较小尺寸的微塑料往往更容易滞留在生物体内, 产生生物富集现象.

生物富集和生物放大是生态风险评估中用来确定污染物在食物网中迁移和转化，评价和预测污染物进入生物体后可能造成的危害的两个关键概念[23]. 值得注意的是，生物富集和生物放大这两个定义源起于污染物被生物体吸收[24]，但现在也有很多用于微塑料的研究[25~27]. 生物富集(bioconcentration)是指生物通过不同途径(呼吸道吸入、消化道摄入、皮肤和黏膜的接触吸收等)从周围环境(水体、土壤、大气)吸收并积累某种元素或难降解的物质，使其在有机体内的浓度超过周围环境中浓度的现象[28,29]，即生物对污染物的吸收超过排泄及其代谢转化，则会出现该污染物在体内生物富集的现象. 虽然许多研究分析了微塑料在生物体内的浓度，但为了评价微塑料是否在生物体内产生生物富集现象, 我们需要建立统一的评价指标. 生物富集系数可以反映生物体内微塑料的累积浓度相对于环境浓度的增加值. 本综述基于生物富集系数的计算方法，计算和统计了近年来不同野外环境中、不同生物体内微塑料浓度的相关数据(图1(a))，并运用统一的计算方法对微塑料的生物富集效应进行了比较分析. 我们发现不同水体环境中微塑料生物体内微塑料的累积个数差异较大. 例如，如图S1所示，其中海水区的生物体内微塑料累计个数为(2.4±3.29)颗粒/kg，淡水区为(2.75±4.74)颗粒/kg，而河口区的生物体内微塑料个数略高为(5.65±7.39)颗粒/kg. 河口区域微塑料丰度较高与该区域经济发展程度密切相关，水中的微塑料丰度介于(231±182)~(4137.3±2461.5)颗粒/m^3[30~32]，而水环境中微塑料丰度的提高往往会增加生物摄入微塑料的可能性[33]. 此外, 根据图S2中微塑料在不同生物富集的研究数量来看，海水生物的生物富集研究数量要远远大于淡水生物，这跟微塑料对生物影响这一方面的研究起源、历史以及研究学者的相关学科背景有着密切关系. 由于不同种类的生物栖息环境不同, 开展微塑料

在水生生物体内生物富集系数比较时选用了两种量纲. 对于底栖生物而言, 腹足纲(0.54±0.79 kg/kg)、牡蛎(1.52±1.83 kg/kg)以及贻贝(1.71±1.93 kg/kg)的生物富集系数之间没有显著差异(图1(a)). 而水生浮游生物的富集系数(2.87±1.67 m^3/kg)较鱼类低(26.95 m^3/kg) (P<0.05). 鱼类作为较高营养级水平生物, 不同栖息地区和摄食行为的鱼对微塑料的生物富集系数也没有显著差异(图1(b), (c)). 从图1可知, 大部分生物对微塑料累积的生物富集系数(bioconcentration factor)大于1, 即在生物体内的浓度超过了周围环境中的浓度, 因此存在生物富集的现象. 但若根据更严格的美国环保署(Environmental Protection Agency, EPA)发布的"有毒物质管理法(Toxic Substances Control Act, TSCA)"规定, 若生物富集系数小于1000, 则上述生物都没有出现明显的生物富集效应[34]. 此外, 微塑料在体内的累积可能只是短暂时间或单一空间的一种存在, 未必能在生物体内发生持续的累积现象[35].

至今, 鲜少研究深入探讨并证实微塑料沿食物链迁移是否会发生生物放大效应. 生物放大(biomagnification)是指在同一条食物链上, 生物富集系数随营养级数升高而逐渐增大的现象[36]. 虽然室内暴露提示微塑料可以从低营养级生物向高营养级生物(大型溞→黑头呆鱼)发生迁移[37], 野外实测数据也表明位于食物链顶端的海豹体内的微塑料浓度较低营养级生物高22~160倍[38]. 但是至今为止, 没有明确证据证明微塑料的生物放大效应. 我们通过对大量野外数据的统计分析结果可知, 生物营养级水平越高, 体内累积的微塑料个体数越多(图1). 最近, Miller等人[39]通过荟萃分析的方式将生物分成不同的5个营养级来评估微塑料进入生物体后是否会发生生物放大效应, 研究结果并没有发现明显的生物放大趋势, 其原因可能与生物摄入微塑料方式和传统污染物不同有关. 不过, 这篇研究对生物放大现象的评价过程中也存在着一定的不足, 研究中的样本生物来自不同微塑料污染程度的环境介质, 且缺少对于不同环境中微塑料浓度的报道. 所以, 对于微塑料是否具有生物放大效应这一命题尚待更多探究, 未来还需在可控或严格限制条件下, 进一步开展研究与验证实验. 人类作为食物链的顶端消费者, 也使得探索微塑料生物富集和食物链迁移这一问题就变得尤为重要.

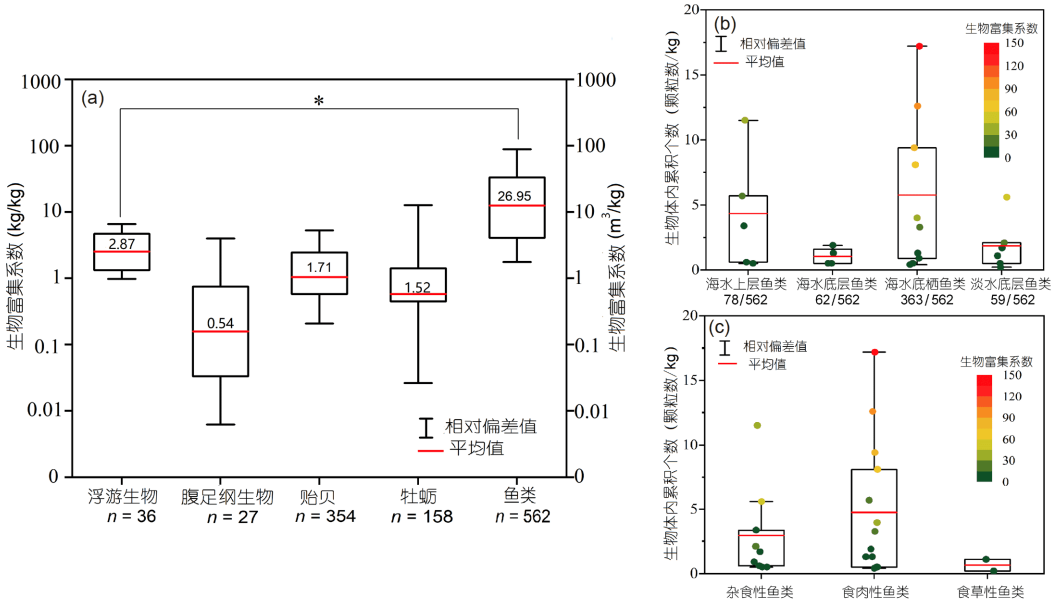


图 1 (网络版彩色)不同水体环境中微塑料在生物体内的生物富集系数. (a) 微塑料在不同水生生物体内的生物富集系数. 生物富集系数=生物体内微塑料浓度($C_{生物样本}$)/水体中微塑料浓度($C_{水体}$). 不同栖息区域(b)和不同摄食方式(c)的鱼体内微塑料的累计个数(颗粒/kg组织). 纵坐标代表生物体内累积个数, 色卡代表生物富集系数

Figure 1 (Color online) Bioconcentration factors of microplastics in different aquatic environments. (a) The calculation of the bioaccumulation factors of microplastics in marine species in relation to concentration of water (BAF). BAF were calculated using $C_{biota\ samples}/C_w$. $C_{biota\ samples}$ was the mean number of microplastic particles in biota samples, and C_w was the concentration of microplastic in water. Body burden of bioaccumulated microplastics individual tissue kg^{-1} estimated for different habitat condition (b) and feeding types (c)

2 影响微塑料的生物有效性的因素

微塑料的生物有效性将决定其对生物的影响大小, 这既取决于微塑料自身的理化性质、暴露的环境和方式, 也受到捕食者的特点及摄食偏好等影响[40]. 与传统污染物不同的是, 微塑料的理化性质随着其类型的改变而不同. 并且, 由于微塑料的颗粒特性, 暴露生物的摄食偏好和捕食技巧也对微塑料的生物有效性有显著影响. 例如, 对于仅有基础捕食选择性的生物而言, 它们极易摄入与其天然食物相似的微塑料[41].

通过对已有研究的梳理, 提取了以下几种对微塑料生物有效性影响起重要作用的因素: 暴露环境(野外/实验室)、暴露浓度、颗粒粒径、暴露时间、颗粒形状、环境条件、聚合物类型, 以及生物特征, 并对这些因素的研究占比进行了分析(图2). 以下将对其中几个重要的影响因素进行展开叙述.

2.1 暴露浓度

海洋环境中微塑料暴露浓度的增加往往会增加其生物有效性, 但也受到多种其他因素的制约. Revel等人[42]发现仅高浓度的聚苯乙烯PS暴露, 会导致微塑料在贻贝消化道内残留. Wang等人[33]则认为微塑料与生物的摄入食物尺寸、摄食方式、微塑料的密度, 以及生物膜的存在与否等都会影响微塑料的生物有效性. 暴露浓度的影响是大多数研究者关注的问题, 例如在鱼体研究中的考察占比可以达到21%, 在其余生物类群的考察中占比也达到10%. 但在针对暴露浓度的考察中, 往往存在浓度偏高的问题, 较少工作报道了环境相关浓度条件下的生物富集效应. 虽然, Rochman等人[43]认为3~4 mg/L的暴露浓度与淡水环境中[1]所记录的微塑料浓度相当. Besseling等人[44]也声称30 mg/L PS-MP(70 nm)对大型溞的暴露浓度, 与高污染物地区沉积物孔隙水中微塑料浓度相似. 但这些研究仅采用了较大塑料残骸的环境质量浓度作为参考, 却忽视了微塑料甚至纳塑料在相同质量浓度下, 显著增加的颗粒浓度和粒径效应. 另外, 至今关于水环境中纳塑料暴露研究的浓度选择缺乏真实数据的参考, 仅有Lenz等人[45]预测了环境中纳塑料的浓度在1 μg/L以下, 这与尚无标准化的实际环境中纳塑料的定量测定方法有关.

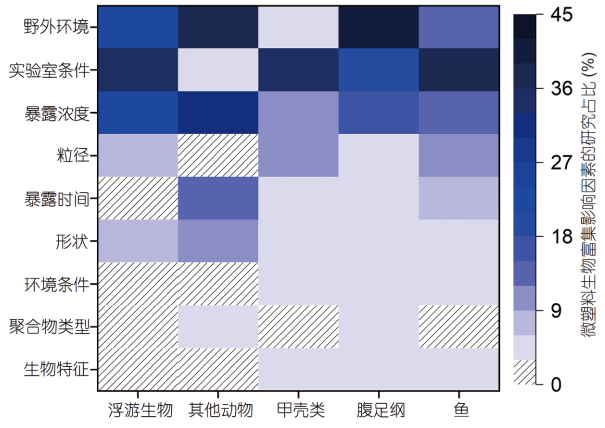


图 2 (网络版彩色)统计影响微塑料在不同种类生物富集决定性因素的研究数量占比

Figure 2 (Color online) Percentage of studies reporting dependencies on nine determining factors for the bioaccumulation factors of microplastics

2.2 颗粒粒径

微塑料的粒径大小显著影响其在生物体内的累积程度. 研究认为微塑料在生物体内的累积能力随着尺寸的减小而增加[46]. 例如克氏纺锤水蚤(*Acartia clausi*)体内残留的7.3 μm PS微塑料颗粒相对于20.6和30.6 μm的PS微塑料颗粒的比例要高[47]. 微塑料粒径也决定着它们可以迁移到生物体的哪些组织中去. 例如, Browne等人[48]发现3.0 μm的微塑料比9.6 μm的颗粒更容易在贻贝(*Mytilus edulis*)体内迁移.

较小粒径的微塑料往往具有较高的生物摄入率, 使得它们更容易在生物体内迁移. 纳塑料能够进入一些微塑料不能到达的生物组织. 虽然当塑料粒径降至纳米级时, 生物体内累积的纳塑料质量较微米级塑料来说要低, 但如以表面积或是颗粒数计算的话, 是相当于甚至大于微米级塑料颗粒的[49,50]. 而且, 纳塑料的小粒径使得它们能够通过内吞作用进入细胞, 穿透组织, 从消化道直接向循环系统迁移, 并跨越血脑屏障, 从而产生更显著的生态毒理学效应[48].

基于上述现象, 学者已经密切关注并开展了大量关于小粒径微塑料在生物体内富集的研究. 值得注意的是, 在实地调查中, 生物样本中测得的最常见粒径范围是400~1600 μm, 其次是200~400 μm; 而在实验室的模拟研究中选用的粒径通常较小(<50 μm)[51](图3(a)). 事实上, 两者范围的不一致主要与环境样品中微塑料检测技术的发展现状有关. 尽管目前可以通过光谱技术与光学显微镜相结合等方法, 获得有关微塑料形状和类型的信息, 但每种测定技术都存在着各自的不足. 例如在形貌观测上, 光学显微镜仅能对大于1 μm微塑

料颗粒具有较高分辨率，而扫描电子显微镜虽然可分析纳塑料的形貌特征，但其分析耗时较长、工作效率较低. 在成分鉴定上，傅里叶红外光谱(FTIR)不仅可以对微塑料颗粒的化学组分快速鉴定，还可以通过表面氧化形态来评估颗粒的老化程度，但其最低检测尺度仅达到10 μm，且灵敏度低，检出限高，难以识别更小粒径的颗粒[52]. 拉曼光谱虽然具有更高的尺寸分辨率，检测尺度低至1 μm，但易受到荧光背景的干扰[53]. 因此，由于分析和鉴定环境样品微塑料的技术局限性，野外研究中对小粒径微塑料的定量测定和进入生物体内后的追踪分析尚存在一定程度的空白.

2.3 颗粒形状

微塑料的形状受到其初始形态、老化程度等的影响，可分为规则与不规则形状，主要包括球形、纤维、碎片、颗粒、薄膜和薄片等[54]. 微塑料的形状和类型在野外与室内研究中也存在差异. 就微塑料的形状而言，在野外调查中，生物样本体内的微塑料主要以纤维(31%)和碎片(29%)为主，其次是球形(15%)、薄膜(11%)和颗粒(6%)[51](图3(b)). 但是在室内暴露研究中，以球形微塑料(63%)为主，其次才是纤维(11%)和碎片(11%)等[55].

微塑料形状的差异会改变微塑料的空间分布(水面、水柱和沉积物)，并影响它们在不同营养水平和占据不同栖息地的生物累积程度[56]. 例如，纤维和薄膜密度较低，容易漂浮，难沉降，所以更易被浮游植物和小型甲壳类动物(例如浮游生物)等远洋生物摄入，而两足动物、软体动物和棘皮动物更容易遇到密度大于水的球状微塑料[57,58]. 同时，由于不同形状的微塑料在生物体肠道内迁移和转运时间的不同，由此产生的生物效应也将存在差异. 一旦微塑料被生物摄入，微塑料的形状对其排出和体内残留时间影响很大. 例如，大型溞对不规则微塑料的排出时间远长于对规则形状微塑料的排出，并可能引发更显著的急性毒性效应[59]. 同样地，纤维状微塑料较之球形微塑料在端足目*Hyalella azteca*体内的停留时间明显延长[60].

2.4 聚合物类型

聚合物类型决定了微塑料的密度大小，而微塑料颗粒的密度会直接影响其运动轨迹、沉降速率，以及分布区域等，因此也会影响微塑料在不同生物体内的累积情况. 野外调查中发现生物体内最常见的微塑料类型包括PE(26%)、PP(22%)和PES(20%)[55](图3(c)), 而实验室分析中主要以PS(43%)和PE(35%)为主，仅有少量研究是针对PP(9%)展开的. 较低密度的微塑料通常漂浮于水体表层，易被浮游生物摄入；高密度的微塑料则常在底栖无脊椎动物体内检测到[61,62]. 例如，PE和PS的密度分别为910~940和1040~1090 kg/m^3[63]. 前者的密度较低，对上层活动的水生生物带来危害相对较大；而后者密度与水接近，不仅能分布在表层水中，还可能对沉积环境中的生物产生较高的暴露风险. 因此，在今后的实际研究中应充分考虑聚合物的形状、类型与密度等因素对水生生物摄入和生物富集的影响.

2.5 生物特征

由于不同生物的摄食方式不同，对食物颜色、粒径等识别程度和能力具有较大差异，如吞食性鱼类对食物的识别能力较弱，同样也有生物对食物的颜色有

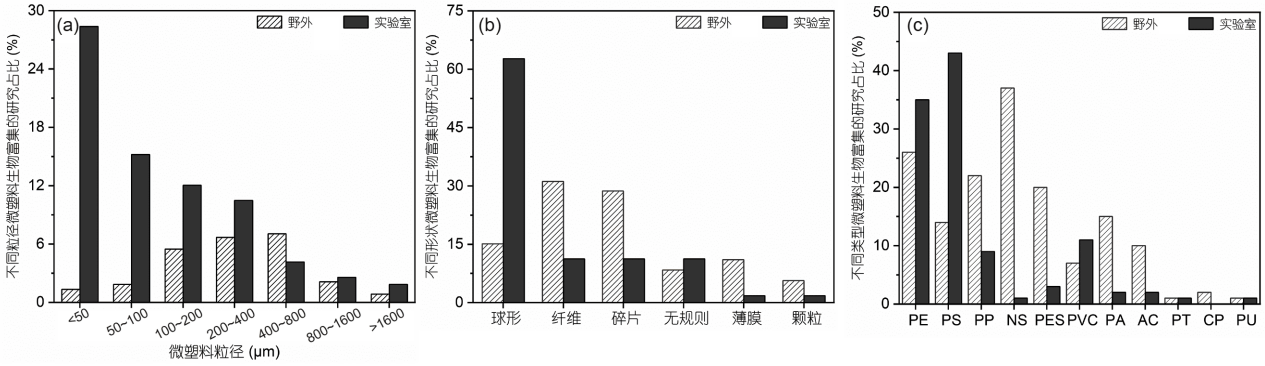


图 3 微塑料粒径大小(a)、不同形状(b)和不同类型(c)对生物富集效应影响的野外观测与室内实验研究占比

Figure 3 Ecotoxicological effects of micoplastics on the different groups of the type of study (field and laboratory). Studies were defined according to the size class (a), shape (b) and type (c)

特殊摄食习性，而这些差异性将会导致生物在环境中摄食的微塑料数量和类型等大不相同[64]. 微塑料和许多浮游生物的尺寸相近，因而可被许多生物有选择或无选择性地摄入. 大型溞肠道中的微塑料颗粒数与粒径负相关，摄入最多的粒径小于100 μm；而丰年虾(*Artemia franciscana*)摄入的微塑料尺寸通常小于50 μm，这都与它们的偏好食物粒径有关[64,65].

微塑料的颜色对非选择性摄入的生物的影响不大，例如大型溞对同粒径但不同颜色微塑料的摄入量无显著差异[66]. 但微塑料的颜色对某些具有特殊摄食习性的生物有较大的影响. 例如，80%的穆氏圆鲹(*Decapterus muroadsi*)偏爱摄入蓝色的PE碎片，这是因为蓝色微塑料与它们的主要食物蓝色桡足类动物非常相似[67]. 此外，许多生物会把绿色的微塑料误以为自身同类或是可摄食的食物. 例如，绿色的微塑料纤维，由于与鲻鱼(*Mugil cephalus*)的主要食物来源，即海洋浮游生物非常相似，因而总在鲻鱼的消化道内累积[68].

总体而言，微塑料的理化性质和不同种类的水生生物对微塑料生物有效性的影响不尽相同. 虽然关于微塑料在水生生物体内的累积研究数量不断增加，但是大部分室内研究仍然偏向于特定的类型或某些粒径范围的微塑料颗粒，以及较高的暴露浓度，并没有与野外实际环境中暴露场景进行很好的关联与耦合. 因此，在今后的微塑料与水生生物相互作用的研究中，应当更多关注和选择具有环境代表意义的变量，这也将为微塑料的生物富集效应和毒性作用评估提供更多的科学依据.

3 微塑料对共存有机污染物的生物富集效应的影响

微塑料由于具有较高的疏水性和较大的比表面积，其上常常负载各类环境吸附或者自身添加的内分泌干扰物、多环芳烃、多氯联苯、溴代阻燃剂、有机氯农药以及金属等[69~74]. 微塑料进入生物体后，其上载带着的污染物可能会逐渐释放出来，在生物体内累积，扰乱生物体的能量代谢，并产生一系列的毒性效应. 因此，研究微塑料对共存污染物的生物富集效应十分重要. 表S1计算并归纳了微塑料对共存的有机污染物生物富集系数和效应的影响. 微塑料对负载有机污染物在生物体内累积的影响可能分为以下3种情况(图S3).

第一种情况下，微塑料的存在，几乎不影响污染物的生物富集效应(图S3(a)). 在自然环境条件下，与其他自然运移途径相比，通过塑料运输进入生物体并发生生物累积的量几乎可以忽略. 这可能主要与以下原因有关：(1) 相比其他环境介质，生物对微塑料的摄取量较低，因而与其他暴露途径相比，微塑料对共存的污染物富集的贡献太小而可忽略(表S1)；(2) 微塑料与有机污染物之间的亲和力较低，导致微塑料对污染物的吸附能力较弱(表S1)；(3) 微塑料对有机污染物的亲和力相比环境中其他有机质较低，或者由于生物体排出太快而导致两者之间的相互作用时间太短，脱附效应不显著(表S1).

第二种情况下，微塑料的存在增加了有机污染物在生物体内的富集，即正向载体作用机制(图S3(b)). 微塑料促进有机污染物在生物体内的累积，可能与生物体对微塑料清除代谢速率较慢有关. 负载着有机污染物的微塑料在生物体内停留的时间越长，则越有利于污染物在体内的释放和累积[75](表S1). 另外，由于消化道内的表面活性剂或是pH的变化作用，导致微塑料对有机污染物的释放增加，从而引起有机污染物的生物富集量增加(表S1). 这一机制发生的条件是，微塑料与生物体组织具有较长的接触时间，并且微塑料上负载的污染物的浓度与生物体脂质的污染物浓度之间存在正向的浓度逸度梯度，这样才能保证污染物从微塑料向生物体的迁移. 例如，PS微塑料存在时，淡水红罗非鱼(*Oreochromis niloticus*)在各组织器官中累积的罗红霉素浓度均显著高于其单独暴露，且随着微塑料暴露浓度的升高，生物富集系数也越高[76]. 类似地，暴露于含有芘的PE和PS微塑料后，紫贻贝消化腺中芘含量相对单独暴露升高了13倍[77]. 因此，在此种情况下，主要是由于生物体肠道适宜的温度、pH、电解质等条件更利于有机污染物的释放，从而增加污染物从微塑料上的脱附，导致有机污染物在生物体内的累积增加.

第三种情况下，微塑料的存在会降低有机污染物的生物富集量，即负向清除机制(图S3(c)). 这主要是由于微塑料对有机污染物的吸附作用强于污染物从微塑料上的脱附作用，从而微塑料的存在降低了生物体内环境中有机污染物的自由溶解态浓度，降低了共存污染物在生物体内的累积量(表S1). 例如，Chua等人[78]发现，PE微塑料的存在会降低多溴联苯醚(PBDEs)在生物(两栖动物)体内污染物的积累量，并且溴代的同系物越高，微塑料存在导致的生物富集效应下降现象越明显. 这主要是由于微塑料和PBDEs之间的强吸附、弱解吸作用，导致微塑料进入生物体内后减少了PBDEs的生

物累积量. 同样地, Magara等人[79]发现微塑料的存在降低了荧蒽的自由溶解态浓度, 从而减少了荧蒽在贻贝和斑马鱼体内累积量. 这一现象主要发生在已受到污染的水生生物体内, 主要因为微塑料上负载的污染物浓度与生物体脂质的污染物浓度之间存在负向的浓度逸度梯度. 这一原理也是生物有机污染物急性中毒后治疗的手段, 因为塑料、液体石蜡、活性炭等物质具有高亲脂性, 可以从生物体内竞争吸附污染物质, 并随着塑料等颗粒的排出而达到清除的目的.

从上述研究进展可知, 目前在微塑料对污染物生物富集过程中的作用方面尚有分歧. 仔细分析, 我们会发现, 报道中看似相互冲突的观点, 实际上是由于没有在同一个框架体系下开展, 也就是说它们检验的假设不同. 在模型预测中, 自然环境中的微塑料运载途径对有机污染物的迁移贡献, 与其他环境载体介质途径相比是较低的[80]. 多数定量评估方法和模型研究得出的结论是, 在水环境中微塑料负载的污染物量仅占环境污染物的0.004%(图S4), 因而其现阶段的贡献较小[81]. 但随着塑料使用量的持续增加, 这一贡献值在短期内很有可能继续上升. 并且, 模型研究往往缺乏对生物体消化道环境强化脱附机制等方面的考量, 从而过低地估计了微塑料的正向载体作用. 而另一方面, 室内暴露实验通常又缺乏对复杂环境介质影响的考察, 采用了过高的微塑料暴露浓度, 或是未考虑其他环境介质的共存现象. 因此, 在开展微塑料对共存污染物的生物富集效应研究时, 应该综合考虑多种环境介质共存的体系, 尽可能地模拟实际环境暴露场景, 同时也须将生物体的消化和生理作用等因素考虑在内.

4 影响微塑料生物富集的环境因素

水生生物体内微塑料及共存有机污染物的生物富集量一方面取决于微塑料和污染物的理化性质, 以及生物个体生命活动的影响, 另一方面也受到暴露环境因素的影响. 目前大部分关于生物富集的研究, 缺乏对自然环境中复杂环境变化背景的考察. 基于上述原因, 我们需要考量实际环境中的影响因素, 从而更系统和接近实际环境地研究具有不同理化特性(大小、形状、聚合物类型)的微塑料在水生生物体内的生物富集效应, 及其对共存污染物的有效性和毒性影响.

环境因素可以影响微塑料上对共存污染物的负载效应, 尤其是pH和温度这两个因子[82]. 在低pH和高温条件下, 微塑料上污染物的解吸速率将增加, 从而影响到微塑料和共存污染物的生物富集效应.

盐度也是影响微塑料上共存有机污染物的生物富集效应的因素[83]. 盐度的变化可以改变塑料颗粒的聚集状态(例如絮凝), 从而改变塑料颗粒的尺寸和比表面积, 并因此影响到共存污染物的负载量[84]. 目前的研究显示, 盐度对于污染物在微塑料上吸附的影响没有明显规律, 在某些场景下盐析效应或者静电斥力可能导致吸附量下降, 但总体而言盐度对有机污染物在微塑料上的吸附作用影响较小[85,58], 并且与有机物的种类有关[86].

同样, 环境老化作用也会影响有机污染物在微塑料上的吸附解吸, 该过程主要取决于微塑料的聚合物种类、微塑料在环境中的暴露时间, 以及自然因素(例如光照强度)等. 光氧化、热氧化和生物降解是微塑料老化的重要驱动力[87]. 而在整个老化过程中, 随着环境暴露时间的延长, 微塑料聚合物的特性(特别是表面性质)会发生变化, 从而使得老化后的微塑料与原始材料表现出不同的吸附性能和生物富集效应. 微塑料颗粒在老化过程中往往经历了化学变化, 即聚合物的表面可以被氧化, 形成新的含氧官能团. 例如, Fotopoulou和Karapanagioti[88]研究发现经自然侵蚀风化后的聚乙烯颗粒, 其比表面积增加, 表面氧化程度增加, 并且形成C=OH和－OH等官能团, 而在海水pH条件下, 具有更高负电性的微塑料更易吸附带正电的有机污染物.

由于上述环境影响因素彼此会互相作用, 使得微塑料在真实环境条件下对共存污染物的生物富集影响变得复杂. 因此, 有必要在今后的研究中, 采取改变某个变量而控制其他变量尽量相同的方法, 来保证涉及多环境因子影响研究实验的顺利进行.

5 展望

本文综述了水生生物对微塑料的摄取、累积, 以及微塑料对共存有机污染物的生物富集影响等. 如前所述, 微塑料在水生环境中普遍存在, 许多水生生物体内都检出了微塑料. 但当前关于微塑料在生物体内的累积, 特别是微塑料对有机污染物的生物有效性和生物富集的影响研究尚处于起步阶段. 为进一步深入探索, 建议以后的研究可以从以下几方面展开.

(1) 在考察真实环境条件下微塑料的生物富集时, 需要将颗粒的理化性质(包括粒径、形状、聚合物类型等), 以及生物的不同摄食行为考虑进去. 另外, 需要考虑不同的暴露情况下, 微塑料和共存有机污染物进入生物体内所涉及的动力学平衡机制: 包括微塑料的

吸收和排出动力学、有机污染物在微塑料上的吸附-解吸机制等. 值得注意的是, 现阶段对真实环境中微塑料生物放大效应的研究, 往往只是关注野外生物体内富集量的变化, 而忽略了暴露环境浓度差异的影响. 在今后对微塑料生物富集、生物放大现象的评估研究中, 还需着重加强对环境介质中微塑料和污染物浓度的检测数据报道.

(2) 目前微塑料生物放大效应至今未有明确的定论. 微塑料可以沿食物链传递的现象已被证实, 但这并不能反映微塑料在食物链中是否存在生物放大效应. 野外统计分析研究指出, 微塑料在食物链中并没有明显的生物放大现象, 其主要原因是微塑料在水生生物的肠道和鳃中累积后, 并不能像传统污染物那样被吸收和转运(纳塑料除外). 今后, 开展微塑料生物放大的研究中需要考虑测定生物有效性数据的实验条件与野外暴露环境条件最大程度相契合, 特别是注意微塑料暴露浓度、其理化性质及微塑料在生物体内的摄入-排出的动态变化过程等.

(3) 野外环境与实验室暴露考察的指标不同, 导致微塑料在生物体内的富集效应结果在两种环境下有出入. 大部分研究指出, 微米级微塑料只能在肠道和鳃中富集, 而纳米级塑料会进入到生物体的不同组织, 其在生物体内的摄入和排出机制是有别于微米级的. 然而, 野外考察中对纳塑料的研究报道几乎空白, 因此对野外生物样本中纳塑料的生物放大效应这部分研究是缺失的. 对这部分研究空缺的弥补, 将有赖于今后鉴定技术的不断提升, 同时需要室内模拟实验的验证.

(4) 相比于其他能负载有机污染物的介质如溶解有机碳及生物炭等, 微塑料在水环境中的累积量和其负载有机污染物的能力均较低(图S4), 通常无法作为有机污染物的主要载体. 但是一旦微塑料载带着有机污染物进入水生生物体之后, 生物体消化道的特殊环境对有机污染物脱附作用的影响值得引起我们的重视, 现在还缺乏定量的研究. 在今后的工作中, 要结合化学示踪、模型分析等方法, 定量探索微塑料对共存有机污染物在生物体内的生物富集的影响.

参考文献

1 Rochman C M, Hentschel B T, Teh S J. Long-term sorption of metals is similar among plastic types: Implications for plastic debris in aquatic environments. PLoS One, 2014, 9: 85433

2 Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson R C, et al. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. Environ Sci Technol, 2012, 46: 3060–3075

3 Alimi O S, Farner Budarz J, Hernandez L M, et al. Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: Aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. Environ Sci Technol, 2018, 52: 1704–1724

4 Piccardo M, Renzi M, Terlizzi A. Nanoplastics in the oceans: Theory, experimental evidence and real world. Mar Pollut Bull, 2020, 157: 111317

5 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. Environ Int, 2017, 102: 165–176

6 Li J, Liu H, Paul Chen J. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. Water Res, 2018, 137: 362–374

7 Guo X, Wang J. The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review. Mar Pollut Bull, 2019, 142: 1–14

8 Li X, Chen L, Mei Q, et al. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. Water Res, 2018, 142: 75–85

9 de Sá L C, Oliveira M, Ribeiro F, et al. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? Sci Total Environ, 2018, 645: 1029−1039

10 Gewert B, Plassmann M M, MacLeod M. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. Environ Sci-Process Impacts, 2015, 17: 1513–1521

11 Hu L, Su L, Xue Y, et al. Uptake, accumulation and elimination of polystyrene microspheres in tadpoles of *Xenopus tropicalis*. Chemosphere, 2016, 164: 611–617

12 Kolandhasamy P, Su L, Li J, et al. Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: A novel way to uptake microplastics beyond ingestion. Sci Total Environ, 2018, 610-611: 635–640

13 Magni S, Gagné F, André C, et al. Evaluation of uptake and chronic toxicity of virgin polystyrene microbeads in freshwater zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca: Bivalvia). Sci Total Environ, 2018, 631-632: 778−788

14 Desforges J P W, Galbraith M, Ross P S. Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. Arch Environ Contam Toxicol, 2015, 69: 320–330

15 Cauwenberghe L V, Claessens M, Vandegehuchte M B, et al. Microplastics are taken up by mussels and lugworms living in natural habitats. Environ Pollut, 2015, 199: 10–17
16 Abbasi S, Soltani N, Keshavarzi B, et al. Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. Chemosphere, 2018, 205: 80–87
17 Batel A, Borchert F, Reinwald H, et al. Microplastic accumulation patterns and transfer of benzo[a]pyrene to adult zebrafish (*Danio rerio*) gills and zebrafish embryos. Environ Pollut, 2018, 235: 918–930
18 Ribeiro F, Garcia A R, Pereira B P, et al. Microplastics effects in *Scrobicularia plana*. Mar Pollut Bull, 2017, 122: 379–391
19 Batel A, Linti F, Scherer M, et al. Transfer of benzo[*a*]pyrene from microplastics to *Artemia* nauplii and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants. Environ Toxicol Chem, 2016, 35: 1656–1666
20 Qiao R, Lu K, Deng Y, et al. Combined effects of polystyrene microplastics and natural organic matter on the accumulation and toxicity of copper in zebrafish. Sci Total Environ, 2019, 682: 128–137
21 Li Q, Sun C, Wang Y, et al. Fusion of microplastics into the mussel byssus. Environ Pollut, 2019, 252: 420–426
22 Gallo F, Fossi C, Weber R, et al. Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: The need for urgent preventive measures. Environ Sci Eur, 2018, 30: 1–4
23 Boethling R S, Mackay D. Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals: Environmental Health Sciences. Boca Raton: CRC Press, 2000
24 Alexander D E. Bioaccumulation, bioconcentration, biomagnification. In: Environmental Geology. Dordrecht: Springer, 1999. 43–44
25 Akhbarizadeh R, Moore F, Keshavarzi B. Investigating microplastics bioaccumulation and biomagnification in seafood from the Persian Gulf: A threat to human health? Food Addit Contam Part A-Chem, 2019, 36: 1696–1708
26 Dawson A, Huston W, Kawaguchi S, et al. Uptake and depuration kinetics influence microplastic bioaccumulation and toxicity in Antarctic krill (*Euphausia superba*). Environ Sci Technol, 2018, 52: 3195–3201
27 Rochman C M, Brookson C, Bikker J, et al. Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. Environ Toxicol Chem, 2019, 38: 703–711
28 Gerber K. User's Guide and Technical Documentation KABAM Version 1.0 (Kow (Based) Aquatic Bioaccumulation Model). Report of Environmental Fate and Effects Division Office of Pesticide Programs. Washington DC: US Environmental Protection Agency, 2009
29 Maher W A, Taylor A, Batley G, et al. Bioaccumulation. In: Simpson S L, Batley G E, eds. Sediment Quality Assessment: A Practical Guide. 2nd ed. VIC Australia: CSIRO, 2016. 123–156
30 Xu P, Peng G, Su L, et al. Microplastic risk assessment in surface waters: A case study in the Changjiang Estuary, China. Mar Pollut Bull, 2018, 133: 647–654
31 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. Mar Pollut Bull, 2014, 86: 562–568
32 Fok L, Cheung P K. Hong Kong at the Pearl River Estuary: A hotspot of microplastic pollution. Mar Pollut Bull, 2015, 99: 112–118
33 Wang W, Gao H, Jin S, et al. The ecotoxicological effects of microplastics on aquatic food web, from primary producer to human: A review. Ecotox Environ Saf, 2019, 173: 110–117
34 US Environmental Protection Agency. Chemicals under the Toxic Substances Control Act (TSCA). Data from ECOTOX Knowledgebase, US Environmental Protection Agency, 2017
35 Gouin T. Toward an improved understanding of the ingestion and trophic transfer of microplastic particles: Critical review and implications for future research. Environ Toxicol Chem, 2020, 39: 1119–1137
36 Kelly B C, Ikonomou M G, Blair J D, et al. Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. Science, 2007, 317: 236–239
37 Elizalde-Velazquez A, Carcano A M, Cargo J, et al. Translocation, trophic transfer, accumulation and depuration of polystyrene microplastics in *Daphnia magna* and *Pimephales promelas*. Environ Pollut, 2020, 259: 11393–11397
38 Lusher A L, McHugh M, Thompson R C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. Mar Pollut Bull, 2013, 67: 94–99
39 Miller M E, Hamann M, Kroon F J. Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. PLoS One, 2020, 15: e0240792
40 Setälä O, Norkko J, Lehtiniemi M. Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. Mar Pollut Bull, 2016, 102: 95–101
41 Peters C A, Thomas P A, Rieper K B, et al. Foraging preferences influence microplastic ingestion by six marine fish species from the Texas Gulf Coast. Mar Pollut Bull, 2017, 124: 82–88
42 Revel M, Lagarde F, Perrein-Ettajani H, et al. Tissue-specific biomarker responses in the blue mussel *Mytilus* spp. exposed to a mixture of microplastics at environmentally relevant concentrations. Front Environ Sci, 2019, 7: 33
43 Rochman C M, Parnis J M, Browne M A, et al. Direct and indirect effects of different types of microplastics on freshwater prey (*Corbicula*

fluminea) and their predator (*Acipenser transmontanus*). PLoS One, 2017, 12: 0187664
44 Besseling E, Wegner A, Foekema E M, et al. Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.). Environ Sci Technol, 2013, 47: 593–600
45 Lenz R, Enders K, Gissel Nielsen T. Microplastic exposure studies should be environmentally realistic. Proc Natl Acad Sci USA, 2016, 113: E4121–E4122
46 Xu S, Ma J, Ji R, et al. Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. Sci Total Environ, 2020, 703: 134699
47 Cole M, Lindeque P, Fileman E, et al. Microplastic ingestion by zooplankton. Environ Sci Technol, 2013, 47: 6646–6655
48 Browne M A, Dissanayake A, Galloway T S, et al. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). Environ Sci Technol, 2008, 42: 5026–5031
49 Rosenkranz P, Chaudhry Q, Stone V, et al. A comparison of nanoparticle and fine particle uptake by *Daphnia magna*. Environ Toxicol Chem, 2009, 28: 2142–2149
50 Rist S, Baun A, Hartmann N B. Ingestion of micro- and nanoplastics in *Daphnia magna*—Quantification of body burdens and assessment of feeding rates and reproduction. Environ Pollut, 2017, 228: 398–407
51 Kögel T, Bjorøy Ø, Toto B, et al. Micro- and nanoplastic toxicity on aquatic life: Determining factors. Sci Total Environ, 2020, 709: 136050
52 Hernandez L M, Yousefi N, Tufenkji N. Are there nanoplastics in your personal care products? Environ Sci Technol Lett, 2017, 4: 280–285
53 Nguyen B, Claveau-Mallet D, Hernandez L M, et al. Separation and analysis of microplastics and nanoplastics in complex environmental samples. Acc Chem Res, 2019, 52: 858–866
54 Albanese A, Tang P S, Chan W C W. The effect of nanoparticle size, shape, and surface chemistry on biological systems. Annu Rev Biomed Eng, 2012, 14: 1–16
55 Razegheh A, Farid M, Behnam K. Investigating microplastics bioaccumulation and biomagnification in seafood from the Persian Gulf: A threat to human health? Food Addit Contam, 2019, 36: 1696−1708
56 Khatmullina L, Isachenko I. Settling velocity of microplastic particles of regular shapes. Mar Pollut Bull, 2017, 114: 871–880
57 Filella M. Questions of size and numbers in environmental research on microplastics: Methodological and conceptual aspects. Environ Chem, 2015, 12: 527–538
58 Zhang X, Zheng M, Wang L, et al. Sorption of three synthetic musks by microplastics. Mar Pollut Bull, 2018, 126: 606–609
59 Bayo J, Martínez A, Guillén M, et al. Microbeads in commercial facial cleansers: Threatening the environment. Clean Soil Air Water, 2017, 45: 1600683
60 Au S Y, Bruce T F, Bridges W C, et al. Responses of *Hyalella azteca* to acute and chronic microplastic exposures. Environ Toxicol Chem, 2015, 34: 2564–2572
61 Naidu S A, Ranga Rao V, Ramu K. Microplastics in the benthic invertebrates from the coastal waters of Kochi, Southeastern Arabian Sea. Environ Geochem Health, 2018, 40: 1377–1383
62 Näkki P, Setälä O, Lehtiniemi M. Bioturbation transports secondary microplastics to deeper layers in soft marine sediments of the northern Baltic Sea. Mar Pollut Bull, 2017, 119: 255–261
63 Nizzetto L, Bussi G, Futter M N, et al. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. Environ Sci-Process Impacts, 2016, 18: 1050–1059
64 Fernández R G, Artemia bioencapsulation I. Effect of particle sizes on the filtering behavior of *Artemia franciscana.* J Crustac Biol, 2001, 21: 435−442
65 Kokalj A J, Kunej U, Skalar T. Screening study of four environmentally relevant microplastic pollutants: Uptake and effects on *Daphnia magna* and *Artemia franciscana*. Chemosphere, 2018, 208: 522–529
66 Chen Q, Li Y, Li B. Is color a matter of concern during microplastic exposure to *Scenedesmus obliquus* and *Daphnia magna*? J Hazard Mater, 2020, 383: 121224
67 Ory N C, Sobral P, Ferreira J L, et al. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. Sci Total Environ, 2017, 586: 430–437
68 Cheung L T O, Lui C Y, Fok L. Microplastic contamination of wild and captive flathead grey mullet (*Mugil cephalus*). Int J Environ Res Publ Health, 2018, 15: 597
69 Wang Y, Wang X, Li Y, et al. Biofilm alters tetracycline and copper adsorption behaviors onto polyethylene microplastics. Chem Eng J, 2019, 392: 123808
70 Wu P, Cai Z, Jin H, et al. Adsorption mechanisms of five bisphenol analogues on PVC microplastics. Sci Total Environ, 2019, 650: 671–678
71 Chen Q, Reisser J, Cunsolo S, et al. Pollutants in plastics within the north Pacific subtropical gyre. Environ Sci Technol, 2018, 52: 446–456
72 Chen Q, Allgeier A, Yin D, et al. Leaching of endocrine disrupting chemicals from marine microplastics and mesoplastics under common life stress

conditions. Environ Int, 2019, 130: 104938
73 Chen Q, Zhang H, Allgeier A, et al. Marine microplastics bound dioxin-like chemicals: Model explanation and risk assessment. J Hazard Mater, 2019, 364: 82–90
74 Guo H, Zheng X, Luo X, et al. Leaching of brominated flame retardants (BFRs) from BFRs-incorporated plastics in digestive fluids and the influence of bird diets. J Hazard Mater, 2020, 393: 122397
75 Paul-Pont I, Lacroix C, González Fernández C, et al. Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: Toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. Environ Pollut, 2016, 216: 724–737
76 Zhang S, Ding J, Razanajatovo R M, et al. Interactive effects of polystyrene microplastics and roxithromycin on bioaccumulation and biochemical status in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*). Sci Total Environ, 2019, 648: 1431–1439
77 Avio C G, Gorbi S, Milan M, et al. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. Environ Pollut, 2015, 198: 211–222
78 Chua E M, Shimeta J, Nugegoda D, et al. Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *Allorchestes Compressa*. Environ Sci Technol, 2014, 48: 8127–8134
79 Magara G, Elia A C, Syberg K, et al. Single contaminant and combined exposures of polyethylene microplastics and fluoranthene: Accumulation and oxidative stress response in the blue mussel, *Mytilus edulis*. J Toxicol Environ Heal, 2018, 81: 761–773
80 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. Environ Sci Technol, 2016, 50: 3315–3326
81 Beckingham B, Ghosh U. Differential bioavailability of polychlorinated biphenyls associated with environmental particles: Microplastic in comparison to wood, coal and biochar. Environ Pollut, 2017, 220: 150–158
82 Bakir A, O'Connor I A, Rowland S J, et al. Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life. Environ Pollut, 2016, 219: 56–65
83 Bakir A, Rowland S J, Thompson R C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. Estuar Coast Shelf Sci, 2014, 140: 14–21
84 Velzeboer I, Kwadijk C J A F, Koelmans A A. Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes. Environ Sci Technol, 2014, 48: 4869–4876
85 Wang F, Shih K M, Li X Y. The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics. Chemosphere, 2015, 119: 841–847
86 Endo S, Pfennigsdorff A, Goss K U. Salting-out effect in aqueous NaCl solutions: Trends with size and polarity of solute molecules. Environ Sci Technol, 2012, 46: 1496–1503
87 Zhou Q, Zhang H B, Zhou Y, et al. Surface weathering and changes in components of microplastics from estuarine beaches (in Chinese). Chin Sci Bull, 2018, 63: 214–223 [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. 科学通报, 2018, 69: 214–223]
88 Fotopoulou K N, Karapanagioti H K. Surface properties of beached plastic pellets. Mar Environ Res, 2012, 81: 70–77
89 Beiras R, Muniategui-Lorenzo S, Rodil R, et al. Polyethylene microplastics do not increase bioaccumulation or toxicity of nonylphenol and 4-MBC to marine zooplankton. Sci Total Environ, 2019, 692: 1–9

补充材料

图S1 不同水环境(海水、河口、淡水)中生物体内微塑料的累计个数
图S2 微塑料类型对生物富集效应影响的文献涉及淡水生物和海水生物的研究占比
图S3 微塑料对负载有机污染物在生物体内累积影响的3种情况
图S4 不同载体介质在水环境中的累积量
表S1 微塑料存在对共存污染物生物富集的影响

本文以上补充材料见网络版csb.scichina.com. 补充材料为作者提供的原始数据, 作者对其学术质量和内容负责.

Summary for “水生环境中微塑料自身及负载有机污染物的生物富集效应”

The bioaccumulation effects of microplastics and associated organic pollutants in the aquatic environment

Hairui Yu, Qiqing Chen* & Huahong Shi

State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200241, China
* Corresponding author, E-mail: chenqiqing@sklec.ecnu.edu.cn

Microplastics are ubiquitous in the aquatic environment. Due to their high hydrophobicity, microplastics are usually loaded with different kinds of organic pollutants, whose bioaccumulation and toxicity to aquatic organisms will also be affected with the presence of microplastics. Consequently, bioaccumulation and biomagnification of microplastics and their associated organic pollutants, are often inferred to occur in aquatic food webs. The effects of microplastics on the bioaccumulation of organic pollutants do not have a definite conclusion yet, because results from laboratory studies supporting bioaccumulation are hampered by using unrealistic exposure conditions and results from modelling studies are lack of verification. The terms of bioaccumulation and biomagnification are usually used for traditional pollutants, but there is no clear definition for microplastics yet, which will be discussed in detail in this review. Presented here are the results of a systematic literature review to examine whether current, published findings support the premise that microplastics and associated organic pollutants bioaccumulate in aquatic organisms or biomagnify within food webs. First, field and laboratory-derived data on aquatic species were collected from publications, and the bioaccumulation factors (BAF) were estimated across all species including different feeding types and habitat conditions. Second, we summarized the widely investigated factors for the accumulation phenomenon of microplastics in the relevant exposure systems, from publications until 2020. Current literature suggests that the bioaccumulation amounts in organisms depend on microplastic concentration, particle size, exposure time, particle shape and polymer type. Moreover, animal body size and feeding type can also affect the ingestion amounts of microplastics in organisms. Third, three possible scenarios of associated organic pollutants bioaccumulation along with microplastic ingestion were classified and potential mechanisms were discussed. The presence of microplastics can increase, decrease, or not alter the bioaccumulation of co-existing organic pollutants, depending on the fugacity diffusion ladder and environmental matrix effects. Finally, environmental influential factors, such as pH, salinity, and environmental aging, that can affect the bioaccumulation of organic pollutants were listed.

In conclusion, we summarized the bioaccumulation characteristics of microplastics in aquatic organisms under both field and laboratory exposure conditions; analyzed the key factors that affecting the bioavailability of microplastics; explored the influences of microplastics in the bioavailability of co-existing organic pollutants; evaluated the important aquatic environmental factors that can affect the bioaccumulation of microplastics and co-existing organic pollutants. This paper will assist us to understand the accumulation phenomenon of microplastics in the aquatic ecosystems, microplastics effects on the transport of co-existing pollutants. Moreover, it will also provide basis for the risk assessment and policy formulation of microplastics. This review highlights the need for combined field-based and experimental studies to elucidate the possible routes of uptake of microplastics (and associated organic pollutants) and provides scientific guidance for future microplastics bioaccumulation studies.

microplastic, aquatic environment, co-existing organic pollutants, bioaccumulation, environmental factors

doi: 10.1360/TB-2020-1426