



海产物种体内微塑料的赋存、来源及其潜在人体健康风险

王建军^{1,2}, 王昊¹, 牟明杰³, 赵雅婷^{1*}, 闫志永¹, 李欣雨¹, 宋一乐¹, 刘卓苗¹, 赵建^{1,2*}

1. 中国海洋大学近海环境污染控制研究所, 海洋环境与生态教育部重点实验室, 青岛 266100

2. 青岛海洋科技中心海洋生态与环境科学功能实验室, 青岛 266071

3. 寿光市海洋渔业发展中心, 潍坊 262700

* 联系人, E-mail: zhaoyatingzyt@163.com; jzhao@ouc.edu.cn

2023-12-18 收稿, 2024-02-06 修回, 2024-03-05 接受, 2024-03-25 网络版发表

国家自然科学基金重大项目(42192572)、国家自然科学基金(U2106213)、山东省“泰山学者”计划(tsqn201909051)和中央高校基本科研业务费专项资金(202141003, 202241011)资助

摘要 微塑料(microplastics, MPs)污染已成为全球备受关注的环境问题。目前, 海洋环境已成为全球MPs污染的“汇”。海产物种可以通过多种途径从海洋环境中摄入MPs, 其生长、繁殖和营养品质等必然会受到MPs污染的影响。海产品作为人类获取优质蛋白的重要来源, 摄食MPs污染的海产品可能对人体健康构成潜在威胁。因此, 本文归纳总结了全球常见海产物种(如甲壳类、双壳贝类和鱼类等)体内MPs的赋存水平, 并探讨了影响其污染水平的因素(如MPs形状、生物摄食方式和栖息地等)。此外, 明晰了海产物种中MPs的主要来源(陆源输入、船运排放、大气沉降和渔业活动), 特别强调了渔业活动对海洋环境和海产物种MPs污染的重要贡献。同时, 阐明了MPs对海产物种的生长发育、氧化应激、免疫反应和生殖能力等方面的毒性效应, 及其对海产物种营养品质带来的负面影响; 进一步归纳了海产物种中MPs污染对人体健康的潜在风险; 最后, 对海产物种中MPs的污染防治策略及其生态风险等方面的未来研究方向进行了建议和展望。本文有助于科学评估海产物种体内MPs可能引发的食品安全问题和人体健康风险。

关键词 海洋微塑料, 海产物种, 赋存, 毒性效应, 人体健康风险

塑料制品由于轻便、耐用和可塑性强等特性而被广泛应用至各个领域。目前, 世界塑料产量已由1950年的150万吨激增至2022年的4.0亿吨, 且塑料年产量持续增长(<https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/>), 这将导致大量塑料制品在使用后被丢弃, 进入环境, 造成严重的塑料污染。海洋作为全球塑料污染重要的汇, 每年有超过1000万吨的塑料垃圾进入海洋^[1]。海洋环境中的大块塑料垃圾在光降解、风浪磨损和生物侵蚀等作用下逐渐破碎, 形成大

量直径小于5 mm的微塑料(microplastics, MPs)。据估计, 全球海洋中约有5.25万亿个颗粒, 而MPs在海洋颗粒物中的占比高达92%^[2]。这些在海洋环境中大量累积的MPs将对海洋生物乃至海洋生态系统造成不可估量的潜在风险。迄今为止, 已被证实有超过690种海洋生物受到MPs的污染^[3]。海洋生物对MPs的摄入和蓄积可能导致其组织病理学改变, 甚至影响生长发育^[4]。大部分海洋生物可作为海产品(如甲壳类、双壳贝类和鱼类等)为人类提供优质蛋白和多种有益健康的微量营

引用格式: 王建军, 王昊, 牟明杰, 等. 海产物种体内微塑料的赋存、来源及其潜在人体健康风险. 科学通报, 2025, 70: 223–239

Wang J J, Wang H, Mou M J, et al. Occurrence, sources and potential human health risk of microplastics in seafood species (in Chinese). Chin Sci Bull, 2025, 70: 223–239, doi: 10.1360/TB-2023-1297

养,是人类食物的重要组成部分。但是,食用被MPs污染的海产品可能会对人体健康构成潜在威胁。因此,亟需对海产物种MPs的污染现状进行归纳总结,有助于准确评估海产品的食品安全及其对人体健康的潜在风险。

海洋环境为海洋生物的生长繁殖提供必要的生存空间和适宜的环境条件,然而海洋中的MPs也不可避免地会被海洋生物所摄食。人类生产生活所产生的塑料废弃物可通过多种途径(如,陆源输入、大气沉降和渔业活动等)进入海洋,并在外力作用下被逐渐分解,导致大量MPs的释放,可能被海洋生物摄食并在体内发生蓄积。先前研究普遍认为陆源输入是海洋MPs的主要来源,而近年来多项研究表明,渔业活动在部分海域释放的MPs已超过陆源输入的总量^[5],例如,中国桑沟湾海域63%的MPs来源于渔业活动^[6],类似地,渔业活动产生的MPs在中国象山港表层海水和沉积物中约占55.7%和36.8%^[7]。由此可知,海洋环境中渔业活动所产生的MPs及其在海产物种体内的蓄积可能被严重低估。因此,明确海产物种体内MPs的来源及机制,对于从源头上有效管控海产物种中MPs引发的生态风险至关重要。

此外,被摄食的MPs可在海产物种体内不断蓄积,从而对海产物种的生长发育、免疫反应、生殖能力和营养价值等方面造成负面影响^[8]。同时,海产物种体内的MPs还可以通过食物链进行营养转移,进入更高的营养级,最终进入人体,引发潜在的健康风险^[9]。因此,亟需探明MPs对海产物种的毒性效应,科学评估人类摄食受MPs污染海产品后引发的潜在健康风险。根据《2022年世界渔业和水产养殖状况》报告,全球主要的海产物种包括甲壳类、双壳贝类及鱼类等^[10]。本文从甲壳类、双壳贝类及鱼类等重要海产物种中MPs的污染现状、来源进行总结归纳,阐明海产物种体内MPs的赋存水平及主要输入机制,并分析讨论了海产物种体内MPs对人体健康的潜在风险,最后结合目前的研究,对海产物种体内MPs可能引发的食品安全问题和人体健康风险进行了展望。

1 海产物种中MPs污染的现状

海洋生物可以通过选择性吞食和非选择性滤食等多种摄食方式从周围环境中摄入MPs,并在体内发生蓄积,随后通过食物网将MPs传递至不同营养级。迄今为止,世界各地的多种海产物种中已检测到大量MPs。本节将对全球主要海产物种体内MPs污染进行归纳总结

与分析讨论,阐明各类海产物种对MPs的摄食行为及其体内MPs的赋存水平和分布特征。

1.1 甲壳类

在海洋生态系统中,甲壳类动物种类繁多,其栖息地分布在从浅海到深海的多种海洋环境中。常见的甲壳类海产品有凡纳滨对虾(*Litopenaeus vannamei*)、斑节对虾(*Penaeus monodon*)、三疣梭子蟹(*Portunus trituberculatus*)和锯缘青蟹(*Scylla serrata*)等。通常,滤食性虾类(如南极磷虾),其腮部能够过滤水中的浮游生物、碎屑和有机质等物质,在滤食的过程中,会无意中摄入悬浮在水中的MPs^[11]。有研究表明,海洋环境中大部分MPs可沉降于海水底层,并富集于表层沉积物中^[12]。而虾和蟹类多为底栖生物,因此,不可避免地会在摄食过程中被迫摄入栖息环境中的MPs^[13]。除自身摄食外,营养传递也是甲壳类海洋生物摄入MPs的重要途径。例如,紫贻贝可以摄入MPs,这些被摄入的MPs可以在紫贻贝(*Mytilus edulis*)-欧洲青蟹(*Carcinus maenas*)的食物链中发生营养级转移,蓄积于欧洲青蟹体内^[14]。

通过分析全球甲壳类生物体内MPs污染特征(表1)的调查研究发现,在世界各地甲壳类生物体内均有MPs的检出。就个体丰度而言,MPs在甲壳类生物体内的丰度为0.3~10.05个/只,MPs粒径范围在19 μm ~5 mm之间。其中,在中国东黄海的野生黎明蟹(*Matuta planipes*, 10.05个/只)和关公蟹(*Dorippe japonica*, 24.42个/g)中检出了较高浓度的MPs,这可能与蟹类的摄食方式有关。研究表明,不同的摄食方式(如,腐食性和掠食性蟹类)会影响螃蟹体内MPs的污染水平。黎明蟹和关公蟹作为腐食性蟹类,其体内MPs丰度显著高于掠食性蟹类,如三疣梭子蟹和日本蟳(*Charybdis japonica*)^[19],这可能是由于腐食性蟹类可以无选择性地摄入底部碎屑和MPs,增加了对MPs的摄入概率。

此外,从MPs的形状上来看,相较于颗粒状和碎片状,纤维状MPs广泛存在于甲壳类海洋生物体内(表1),原因可能为:(1)纤维是自然环境中最主要的MPs类型^[18],进而导致其被摄食的概率更高;(2)纤维状MPs的直径较小,与滤食性生物的进食尺寸范围(约15~30 μm)相匹配^[23];(3)与其他类型MPs相比,纤维状MPs在进入甲壳类生物的鳃和肝胰腺后,更易困在里面,使其在生物体内的保留时间更长^[24]。由此可知,MPs的形状可能是决定甲壳类海产物种体内MPs污染的另一重要因素。

表 1 全球各地甲壳类海产物种体内MPs的污染水平^{a)}

Table 1 MPs pollution in crustaceans in different marine areas of the world

海产物种	MPs粒径 (mm)	MPs浓度		MPs材质 ^{b)}	MPs形状	检测地区	文献
		个/只	个/g(湿重)				
脊尾白虾 (<i>Exopalaemon carinicauda</i>)	< 1	1.0±0.2	—	PE、PP、PA	纤维	中国舟山	[15]
红纹鞭腕虾 (<i>Lyasmata vittate</i>)	0.15~1.98	0.3±0.5	—	—	纤维	中国象山湾	[16]
褐虾 (<i>Metapenaeus monoceros</i>)	< 5	—	3.87±1.05	PA	纤维	孟加拉湾北部	[17]
斑节对虾 (<i>Penaeus monodon</i>)			3.40±1.23				
独角新对虾 (<i>Metapenaeus monoceros</i>)							
印度刺虾 (<i>Parapeneopsis stylifera</i>)	0.1~0.25	6.78±2.80	—	PE、PP、 PA、PES	纤维、 碎片、 颗粒	阿拉伯海东北部	[13]
印度对虾 (<i>Penaeus indicus</i>)	0.2~1	1.23±0.99	0.68±0.55	—	纤维	英吉利海峡地区	[18]
褐虾 (<i>Crangon crangon</i>)							
三疣梭子蟹 (<i>Portunus trituberculatus</i>)							
日本蟳 (<i>Charybdis japonica</i>)							
关公蟹 (<i>Dorippe japonica</i>)							
黎明蟹 (<i>Matuta planipes</i>)	0.019~4.976	6.05	24.42	PET、PP、 PE、PA	纤维、 碎片、 颗粒	中国黄海和东海	[19]
梭子蟹 (<i>Portunus armatus</i>)		10.05	11.69				
锯缘青蟹 (<i>Scylla serrata</i>)							
泥蟹 (<i>Panopeus herbstii</i>)	0.038~1	1.6±0.1	—	PE、PES	纤维	澳大利亚沿海	[20]
沙蟹 (<i>Emerita analoga</i>)	—	4.2	—	—	纤维	美国佛罗里达州沿岸	[21]
	—	0.65±1.64	—	—	—	美国加利福尼亚州沿岸	[22]

a) “—”表示参考文献未给出相关数据; b) PE: 聚乙烯, polyethylene; PP: 聚丙烯, polypropylene; PA: 聚酰胺, polyamide; PES: 聚酯纤维, polyethersulfone; PET: 聚对苯二甲酸乙二醇酯, polyethylene terephthalate

1.2 双壳贝类

双壳贝类是人类可利用的重要海洋生物资源之一, 常见的双壳贝类包括太平洋牡蛎(*Crassostrea gigas*)、美洲牡蛎(*Crassostrea virginica*)、紫贻贝(*Mytilus galloprovincialis*)和栉孔扇贝(*Chlamys farreri*)等. 与甲壳类海洋生物相似, 摄食方式是影响双壳贝类生物摄入MPs的重要因素. 双壳贝类生物大多是滤食性, 如贻贝和蛤等, 表现出非选择性摄食行为, 它们可以通过纤毛和鳃从周围的水中滤食捕获食物/颗粒, 因此可以摄入更多MPs^[25].

双壳贝类海洋生物体内MPs的赋存特征如表S1所示, 大多双壳贝类海洋生物体内检出的MPs含量在0.6~18.54个/只的范围内. 但是, 在美国切萨皮克湾的美洲牡蛎中检出的MPs数量显著高于其他地区的双壳贝类海产物种, 其丰度高达104~140个/只. 这可能由于该研究采用了具有MPs更小粒径检出限的显微拉曼光谱仪作为检测工具^[26], 相比于其他研究, 其最小粒径检出限低1~3个数量级, 获得了美洲牡蛎体内粒径低至6 μm的MPs, 这意味着该方法可以检出更多数量的MPs. 因此, 检测技术的优化与进步是影响检出MPs丰

度的重要因素。

在双壳贝类海洋生物体内检出的MPs类型中,碎片占据很大比重,这可能是因为双壳贝类海洋生物大多以沿海养殖为主,受入海河流输入影响较大。例如,在美国切萨皮克湾的三条入海河流中,含量最多的MPs形状是碎片(80%),其次是颗粒(15%)和纤维(5%),因此导致切萨皮克湾的牡蛎体内碎片状MPs的占比较高(80%~88%)^[27]。此外,双壳贝类生物体内MPs浓度在不同生物种群间具有显著差异。多项研究表明,相较于牡蛎,同一海域中贻贝体内检出的MPs丰度更高^[28,29],这可能是由于贻贝的滤水量(0.08~1.20 L/h)明显高于牡蛎(0.09~0.43 L/h),导致贻贝在滤食的过程中摄入更多的MPs^[30]。综上所述,双壳贝类海产物种对MPs的摄入可能受其摄食栖息地MPs污染的影响,且滤食能力强的双壳贝类海产物种受到的MPs污染更加严重。

1.3 鱼类

鱼类在海洋食物网和生态系统中起着至关重要的作用,也是人类消费海产品的重要来源,为全球渔业提供了重要支持。常见鱼类海产品包括秘鲁鳀(*Engraulis ringens*)、黄线狭鳕(*Gadus chalcogrammus*)、长鳍金枪鱼(*Thunnus alalunga*)、拟沙丁鱼(*Sardinops sagax*)和大西洋鲱(*Clupea harengus*)等。鱼类食性(草食性、肉食性、杂食性)和摄食方式(滤食、吞食、吸吮进食等)均可影响其对MPs的摄入。相较于肉食性鱼类,以滤食捕获浮游生物作为主要食物来源的鱼类会摄入更多的MPs^[31];而吞咽进食的鱼会比滤食和吸吮进食的鱼摄入更多的纤维MPs^[32]。此外,鱼类作为高营养级生物,也可以通过食物链传递导致MPs在体内的蓄积。例如,研究发现MPs可以通过杜氏盐藻(*Dunaliella salina*)-丰年虾(*Artemia franciscana*)-小黄鱼(*Larimichthys polyactis*)这一食物链在不同营养级间进行转移,并在小黄鱼肠道中发生蓄积^[9]。

有大量研究表明,不同类型的鱼类海产物种均遭受到MPs的污染(表S2)。在鱼类体内检出的MPs含量为0.03~40.0个/只,粒径范围为0.01~5 mm。其中,在非洲沿岸的短体小沙丁鱼(*Sardinella maderensis*)体内检出的MPs丰度最高,每条鱼体内高达 40.0 ± 3.8 个MPs^[33],与其他鱼类相比,沙丁鱼通常是整只食用的,因此可能对人体健康具有更高的潜在风险。在调查的众多鱼类中,纤维状MPs占比最高,这可能是由于鱼在呼吸过程中可以被动摄入纤维状MPs,这些纤维被鱼鳃的黏液缠

结并聚集,难以排出体外,进而导致大量纤维状MPs蓄积于鱼的腮部^[32]。

鱼类MPs污染已然成为备受全球关注的热点问题,除南极洲外,其他六大洲海域鱼类体内均存在不同水平的MPs污染(图1),亚洲鱼类海产量占七大洲之首,而亚洲鱼类体内MPs平均丰度相对较高,可能对海产品消费者带来健康风险更严重。其中,关于中国鱼类海产物种中MPs赋存水平和分布规律的相关研究最多,鱼类海产物种受到的MPs污染也较为严重。中国不仅是全球最主要的鱼类生产国和出口国,也是全球范围内海产品消费最多的国家,占全球海产品消费总量的45%^[10]。因此,鱼类海产物种体内的MPs污染问题可能对中国的海产品食品安全和公众健康带来严重威胁。值得注意的是,鱼类(海水鱼类占70%以上)^[10]作为非洲地区人类获取动物蛋白的重要来源,占据一些国家人类每日动物蛋白摄入量的40%~80%^[34]。仅有几篇文献证实了埃及和科特迪瓦沿岸的鱼类MPs污染严重(非洲沿岸短体小沙丁鱼体内MPs丰度高达40个/只)。因此,亟需加强非洲地区鱼类海产物种MPs污染问题的调查和研究,以更深入地了解其影响和采取相应的保护措施。此外,相较于野生鱼类,养殖鱼类更易受到人类活动的影响,进而可能导致其MPs污染更加严重,但相关研究较少,亟需重点关注养殖鱼类海产物种体内MPs污染水平。

1.4 其他海产物种

大型藻类是沿海水域初级生产力的主要贡献者。由于大型藻类富含膳食纤维、蛋白质、维生素和矿物质,而被人类广泛食用。大型藻类海产物种主要有海带(*Laminaria japonica*)、裙带菜(*Undaria pinnatifida*)和条斑紫菜(*Pyropia yezoensis*)等。大型藻类可以通过缠绕、黏附、嵌入和表皮生物捕获来拦截MPs^[35]。大型藻类的MPs赋存特征如表2所示,其中,Li等人^[36]调查了条斑紫菜中的MPs污染情况,结果表明,条斑紫菜中MPs的平均含量为 1.8 ± 0.7 个/g(干重);同时,他们还发现条斑紫菜中MPs的平均丰度与海水MPs丰度之间存在显著正相关关系,表明条斑紫菜中MPs的浓度可能受到栖息地MPs污染水平的影响。此外,大型海藻还可为多种海洋生物提供食物和栖息地,由于大型海藻具有较强的污染物蓄积潜力,因而海藻还是MPs污染转移到更高营养级生物体内的重要媒介。

此外,头足类海产物种,如美洲大赤鱿(*Dosidicus gigas*)和阿根廷滑柔鱼(*Illex argentinus*)等,以捕食海洋

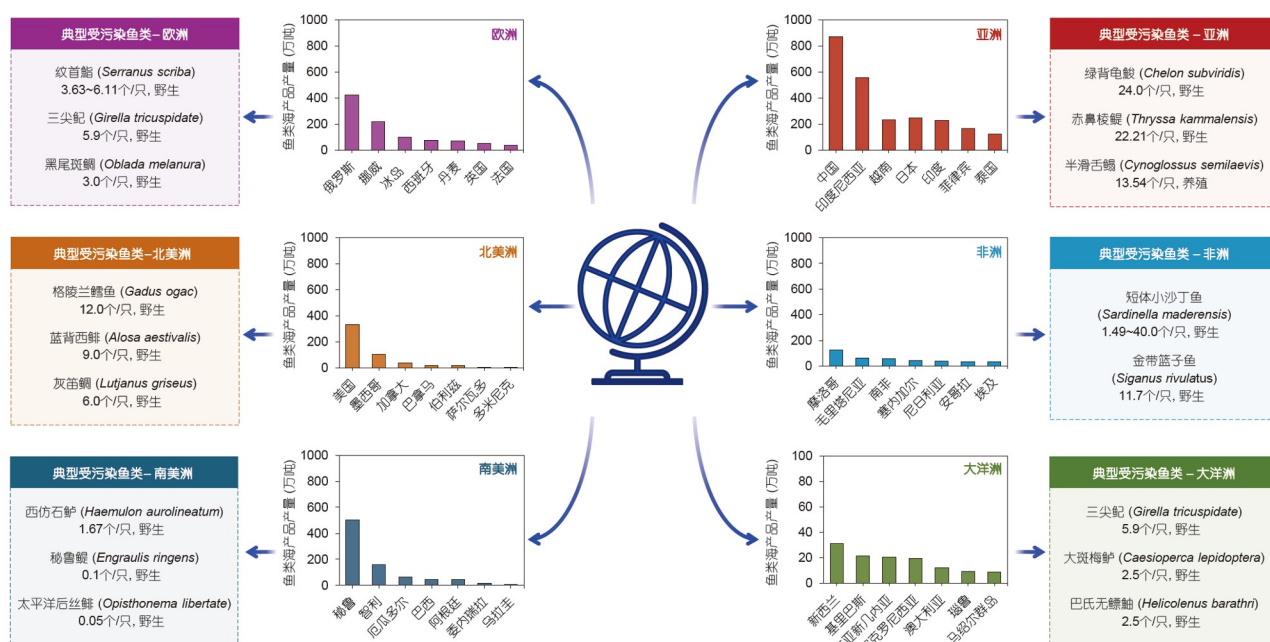


图1 (网络版彩色) 鱼类海产物种MPs全球污染分布. 鱼类体内MPs丰度数据源自表S2, 各国鱼类海产品产量数据源自世界粮农组织

Figure 1 (Color online) Globe contamination of MPs in fishes. The abundance of MPs in fishes is displayed in Table S2, and the fish production for each country is obtained from the Food and Agriculture Organization of the United Nations

中的甲壳类、小型鱼类以及其他游泳动物作为主要食物来源. 其中, 葡萄牙西亚法莫撒泻湖中的乌贼(*Sepia officinalis*)体内MPs污染水平高达28.5个/只^[41], 这主要是由于半封闭泻湖海水交换能力差, 且旅游及海水养殖活动频繁, 导致该物种栖息地MPs污染严重. 腹足类海产物种, 如皱纹盘鲍(*Haliotis discus hannai*)和沟螺(*Bu-sycon canaliculatu*)等, 主要以海洋底部的海藻和浮游生物为食^[46]. 除摄食上述MPs污染的食物外, 腹足类生物的足部肌肉可以通过分泌黏液的方式黏附在岩石表面或沙滩上, 这一行为过程可能导致沉积在海洋底部的MPs与腹足类生物进行接触、黏附甚至穿透其生物屏障进入体内. 头足类和腹足类生物在海洋生态系统中占据着重要的生态位, 在MPs的营养转移间起着至关重要的作用. 尽管如此, 目前对于头足类和腹足类体内MPs污染状况的研究仍然十分有限. 考虑到这些生物在海洋生态系统中的重要性以及作为海产品的食用价值, 亟需进一步了解头足类和腹足类海产物种体内MPs的污染水平, 并深入探究其对MPs的摄食行为及蓄积规律.

2 海产物种体内MPs的来源

海洋环境为海产物种的生长繁殖提供必要的生存

空间和适宜的环境条件, 海产物种通过多种途径从海洋环境中摄取MPs, 海产物种体内的MPs可以追溯到多种来源, 包括陆源输入、大气沉降及渔业活动等多种途径(图2). 需要注意的是, 近海养殖和远海捕捞等渔业活动使用的器具大多为塑料制品, 这些塑料渔具在使用过程中可能释放大量MPs, 成为海产物种体内MPs的重要来源. 但是, 近海养殖和远海捕捞使用塑料渔具所释放的MPs对海产物种污染的贡献被严重低估. 因此, 明晰海洋环境中MPs的输入机制是深入了解其对海产物种造成潜在风险的关键.

2.1 陆源输入及船运排放

据统计, 每年有480~1270万吨塑料废弃物从陆地进入海洋^[47], 主要来源于人类日常生产和生活中丢弃的塑料废弃物. 这些塑料垃圾经河流运输、地下径流和滨海旅游活动等途径进入海洋环境(图2, 过程I), 然后在外力作用(如, 机械磨损、光老化和生物降解等)下破碎产生大量的MPs, 进一步通过摄食进入海洋生物体内. 研究发现, 河口和沿海水产养殖区海产物种体内的MPs与当地河流中高丰度的MPs污染具有相关性. 例如, 中国珠江口僧帽牡蛎(*Saccostrea cucullata*)体内的MPs丰度与周围水体的MPs污染水平呈正相关, 且牡蛎

表 2 全球各地大型藻类、头足类和腹足类海产物种体内MPs的污染水平^{a)}

Table 2 MPs pollution in macroalgae, cephalopods and gastropods in different marine areas of the world

分类	海产物种	MPs粒径(mm)	MPs浓度		MPs材质 ^{b)}	MPs形状	检测地区	文献
			个/只	个/g(湿重)				
大型藻类	条斑紫菜 (<i>Pyropia yezoensis</i>)	0.11~4.97	—	1.8±0.7(干重)	PES、RY、PP、PA	纤维、碎片、薄膜、颗粒	中国沿岸	[36]
	条斑紫菜 (<i>Pyropia yezoensis</i>)	—	—	0.17±0.08				
	铜藻 (<i>Sargassum horneri</i>)	—	—	0.14±0.11	PE、PET、RY、PS、PP	纤维、泡沫、碎片	中国黄海	[37]
	孔石莼 (<i>Ulva pertusa</i>)	—	—	0.06±0.04				
	红藻 (<i>Gracilaria fisheri</i>)	0.826±0.338	—	0.164~1.81	PP	纤维	泰国	[38]
	长茎葡萄蕨藻 (<i>Caulerpa lentillifera</i>)	0.474±0.32	—					
头足类	鸢乌贼 (<i>Sthenoteuthis oualaniensis</i>)	0.121~2.748	0.97	—	PET	纤维	中国西沙群岛	[39]
	美洲大赤鱿 (<i>Dosidicus gigas</i>)	0.058~2.944	0.88±1.12	0.24±0.36	PET	碎片、纤维	热带、暖温带太平洋	[40]
	乌贼 (<i>Sepia officinalis</i>)	—	28.5	—	LDPE、PP、HDPE	纤维	葡萄牙沿岸	[41]
	美洲大赤鱿 (<i>Dosidicus gigas</i>)	0.08~4.63	4.0~7.4	0.2~0.7	PP、PET	纤维	秘鲁沿岸	[42]
腹足类	厚壳玉黍螺 (<i>Littorina littorea</i>)	1.865±1.834	—	2.14	PS、PC、PVC、PES、PE、PA	纤维	爱尔兰沿岸	[43]
	红口岩螺 (<i>Stramonita haemastoma</i>)	0.014~0.886	4.27	—	—	纤维	美国佛罗里达州沿岸	[44]
	皇冠海螺 (<i>Melongena corona</i>)							
	南极螺 (<i>Neobuccinum eatoni</i>)	—	0.3±0.53	—	PET	纤维	南极	[45]

a) “—”表示参考文献未给出相关数据; b) RY: 人造丝, rayon; PS: 聚苯乙烯, polystyrene; LDPE: 低密度聚乙烯, low density polyethylene; HDPE: 高密度聚乙烯, high density polyethylene; PC: 聚碳酸酯, polycarbonate; PVC: 聚氯乙烯, polyvinyl chloride

体内MPs以纤维状为主(69.4%), 与周围水域MPs的主要类型一致, 证明海洋生物体内的MPs污染主要来源于入海河流附近的人类活动^[48]. 由此可知, 河流输运是海洋中MPs输入的重要途径, 因而也是海洋生物体内MPs的重要来源之一. 除河流输入外, 陆源MPs还可以通过地下水进入近海海域^[49], 加剧海洋MPs的污染. 此外, 在沿海地区, 旅游、休闲活动也会产生大量MPs. 每年沿海地区通过旅游活动排放进入海洋的塑料废弃物高达80~240万吨^[50], 是海洋MPs的另一个重要来源. 这些陆源输入的海洋MPs会加剧海产物种MPs污染问题. 例如, Vital等人^[51]发现滨海旅游区的贻贝中MPs丰度(1.29±0.62个/g)高于非旅游区的贻贝(0.44±0.41个/g),

这与沿岸的旅游活动产生的大量塑料废物有关.

此外, 航运业的发展也加剧了海洋中MPs的污染(图2, 过程II). 有报道指出, 船上每人每天产生的塑料垃圾体积为0.003~0.015 m³^[52]. 游轮因为船体油漆和塑料部件的磨损以及其他塑料废弃物排放进入海洋环境的MPs高达10万吨/年^[53]. 这些由海洋航运业产生的MPs会通过海流运输, 进而造成海产物种MPs污染问题.

2.2 大气沉降

大气沉降是海洋中MPs的另一重要来源(图2, 过程III), 也可造成海产物种MPs污染. MPs可以通过风力作

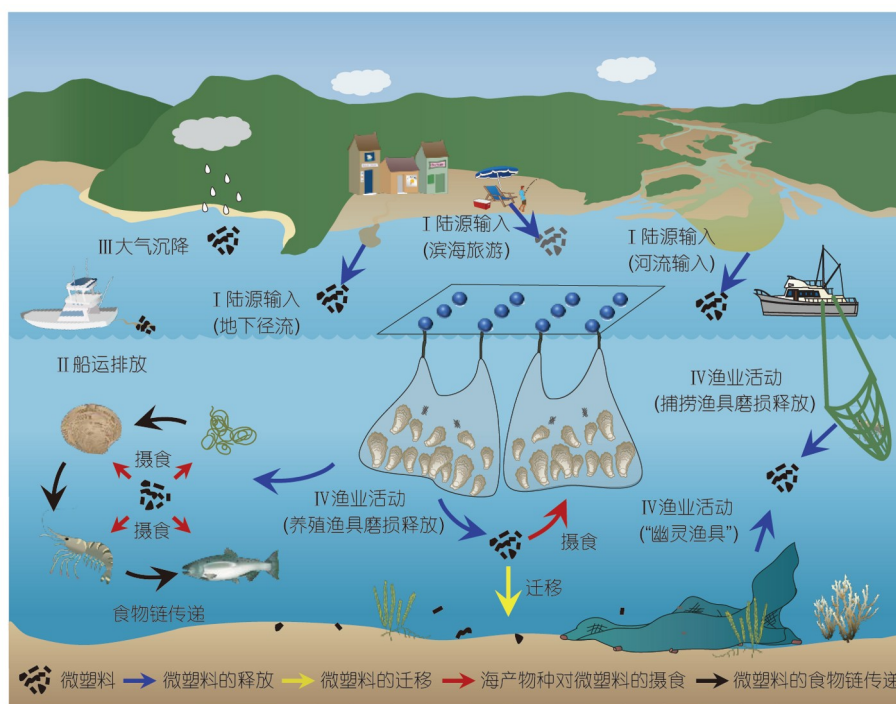


图2 (网络版彩色)海产物种体内MPs的主要来源。途径I、II、III、IV分别为陆源输入、船运排放、大气沉降和渔业活动

Figure 2 (Color online) Major sources of MPs in seafood species. Routes I, II, III, and IV represent the terrigenous input, shipping emission, atmospheric deposition, and fishery activities, respectively

用在大气中进行长距离迁移, 且大气传输拥有比海洋更高的输运效率, 在数天到数周内即可将MPs从源头传输至远洋^[54]。Brahney等人^[55]通过模型推测了MPs的全球输运, 在MPs全球尺度的循环过程中, 海洋是一个重要的环节, 大气中的MPs经过长距离的输运后, 在海洋大气中蓄积并通过干/湿沉降的方式进入海洋。Wright等人^[56]研究表明, 大气中的MPs沉降(干沉降)速率为575~1008个/(m² d)。此外, 大气MPs的尺寸分布为16.14~4289.91 μm^[57], 这与本文统计的海产物种体内MPs的尺寸(6~5000 μm)相似, 这意味着大气MPs可能是海产物种体内MPs的重要来源, 大气中的MPs一旦进入海洋就会对海产物种产生潜在威胁。尽管目前尚且没有关于沉积到海洋中的大气MPs被海洋生物摄食的直接证据, 但在MPs污染日益严重的环境中, 通过这一途径进入海产物种体内的MPs不容忽视。

2.3 渔业活动

渔业活动中产生的MPs也是造成海产物种MPs污染的另一重要因素(图2, 过程IV)。传统观念认为海洋MPs主要来自于陆源输入, 实际上渔业活动释放的MPs

在海洋环境中的占比被严重低估。渔业活动产生的塑料垃圾占海洋塑料年输入量的45%~48%^[58]。Pinheiro等人^[59]研究发现渔业活动是珊瑚礁环境中塑料的主要来源, 在深层珊瑚礁上, 73%的塑料碎片来自于远海捕捞使用的鱼线、延绳钓、刺网和废弃的陷阱等。这些渔业活动可以释放大量塑料进入海洋环境, 可能加剧海产物种MPs污染。

渔业活动包括近海养殖和远海捕捞, 均会使用大量的塑料器具。近海养殖使用的塑料器具主要为浮球、绳索、网笼和网箱等, 远海捕捞则以渔网、绳索、鱼线和浮标为主。这些塑料渔具在给渔业生产活动带来极大便利的同时, 也在海洋中经历光降解、风浪冲击和生物侵蚀等老化过程, 最终破损并释放MPs进入海洋环境。例如, 浮球和网箱等养殖器具在长期浸泡、侵蚀、磨损和碰撞过程中会产生MPs, 并且紫外线照射会加速MPs的释放过程^[60]。远海捕捞使用的塑料渔具经磨损会释放大量MPs直接进入海洋环境。Napper等人^[61]研究表明, 远海捕捞使用两年的绳索每使用一次即可释放大量MPs(720个/m), 且MPs的释放量随绳索使用年限的延长而增加。生物侵蚀也是加剧塑料

渔具释放MPs的重要因素。Zheng等人^[62]发现,无齿螳臂相手蟹(*Chiramantes dehaani*)在一个使用三年的浮漂上钻洞可产生 4.1×10^8 个MPs,并且其在钻洞过程中可以直接摄入MPs(3.0 ± 0.5 个/只)。此外,每平方米废弃渔网破碎即可产生 1227 ± 431 个MPs^[63],因此,废弃、遗失或以其他方式丢弃的渔具(“幽灵渔具”)也是海洋环境中MPs的重要来源。

塑料渔具通过上述老化方式破损释放大量的MPs,严重污染渔业活动周围的海洋环境。Xue等人^[64]对中国北部湾表层沉积物MPs的调查发现,捕捞渔具磨损释放的MPs占沉积物中MPs总丰度的61.6%,且MPs丰度与渔业产量具有强相关性。Zhang等人^[65]研究表明,中国威海沿海养殖区海水中的MPs浓度为 11.49 个/ m^3 ,远高于其他非养殖区(1.57 个/ m^3),养殖区内MPs主要源自养殖使用的渔网、绳索和泡沫浮漂等。同样地,中国桑沟湾沉积物中大约57.72%的MPs来自海水养殖塑料设施^[12]。以上结果均表明,塑料渔具的使用可导致养殖和捕捞区域内严重的MPs污染问题,并且与其他来源(如,陆源输入)相比,塑料渔具释放的MPs更易与海洋生物接触,被摄食的可能性更大,因此对海产物种具有更高的风险。

海产物种体内MPs的性质和特征与周围海洋环境中的MPs高度相关,例如,广泛存在于水产养殖环境中的纤维MPs也存在于水产养殖生物中^[66]。研究发现,从近海养殖区到外海,MPs在鲷鱼(*Seriola lalandi*)肠道中的丰度与其在沉积物中的丰度变化呈正相关^[67]。Saturno等人^[68]通过对渔民捕获的大西洋鳕鱼(*Gadus morhua*)胃肠道中MPs的检测,发现其中包含完整的PE饵料袋和PP鱼线。海州湾鱼类体内检测到高比例的PP、PE和尼龙MPs,这些MPs源于水产养殖使用的绳索和渔网^[69]。上述结果表明,海洋渔业活动使用的塑料渔具是造成海产物种MPs污染的重要因素,因此,需要加强对渔业活动释放MPs的相关研究,从源头上降低海产物种MPs污染的健康风险。

2021年中国海产品的海水养殖产量(2211.14万吨)远高于捕捞产量(951.45万吨)^[70]。水产养殖将为世界提供巨大的蛋白质来源,并为解决粮食短缺和人类蛋白质来源危机做出巨大贡献^[10]。但是,水产养殖海产物种中MPs的丰度普遍高于野生海产物种^[5,53]。在MPs污染严重的海水养殖区内,养殖贻贝体内纤维MPs高达178个/只,高于同地区的野生贻贝(126个/只)^[71];并且贻贝体内的橙色纤维来源于养殖使用的PE渔网^[72]。海水养

殖区多处于封闭或半封闭海域,海水流通能力低,塑料渔具老化释放的MPs在该区域发生蓄积,导致海产物种直接接触和摄食MPs的可能性增加。此外,海水养殖过程中人为喂食和施药也可能导致海产物种MPs污染问题。据报道,每公斤鱼粉中MPs浓度可达 123.9 ± 16.5 个^[73],而鱼粉作为水产养殖中经济动物生存所需蛋白质、矿物质、维生素和脂质的常用来源,使用含有MPs的鱼粉最终可能加剧海产物种MPs污染。因此,在海产物种MPs污染的众多来源中,研究海水养殖区域,尤其是养殖渔具老化释放MPs所造成的海产物种污染问题刻不容缓。

3 MPs污染对海产物种的毒性效应和对其营养品质的影响

MPs可以通过多种途径进入海洋环境中,随后被海产物种摄食,并在体内发生蓄积。目前,已有研究证实,海产物种摄食MPs后会使生物体出现生长发育异常、氧化胁迫、免疫紊乱和生殖系统障碍等毒性效应,并导致海产物种营养品质下降(图3),本节从上述五个方面归纳了MPs对海产物种的毒性效应及机理。

3.1 生长发育异常

MPs会在海洋生物消化道中蓄积,对消化道产生物理损伤,导致营养吸收减少,还可以转移到各组织器官,造成结构损伤,严重影响生物体的生长发育。研究发现,MPs的蓄积会导致鲑鱼(*Salmon salar*)产生饱腹感,引起消化系统堵塞,导致摄食量的降低^[8]。而海洋生物摄食减少会导致体内生长可利用的能量不足,显著抑制其生长发育。菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*)在摄食PS-MPs($25 \mu\text{g/L}$)后,其呼吸和排泄速率显著提高,摄食和吸收效率显著降低,生长可利用能量减少,最终导致其生长缓慢^[74];对欧洲青蟹喂食含有1%PP-MPs的食物28 d后,其食物消耗量从 0.33 g/d 显著减少至 0.03 g/d ,生长可利用能量从 0.59 kJ/d 减少到 0.31 kJ/d ^[75]。除MPs自身的颗粒毒性外,塑料中的添加剂也是导致生物体生长发育异常的重要因素。例如,PVC-MPs中的邻苯二甲酸酯渗滤液使刺参(*Apostichopus japonicus*)出现原肠胚形成异常和幼虫发育延缓,且该现象具有剂量和时间依赖性^[76]。以上研究均表明,MPs会降低海洋生物的食物消耗和生长发育,导致海产品产量显著降低。然而,对于这些具有重要商业价值的物种而言,海产品产量降低会严重影响海产物种的捕获效率和盈利能力。

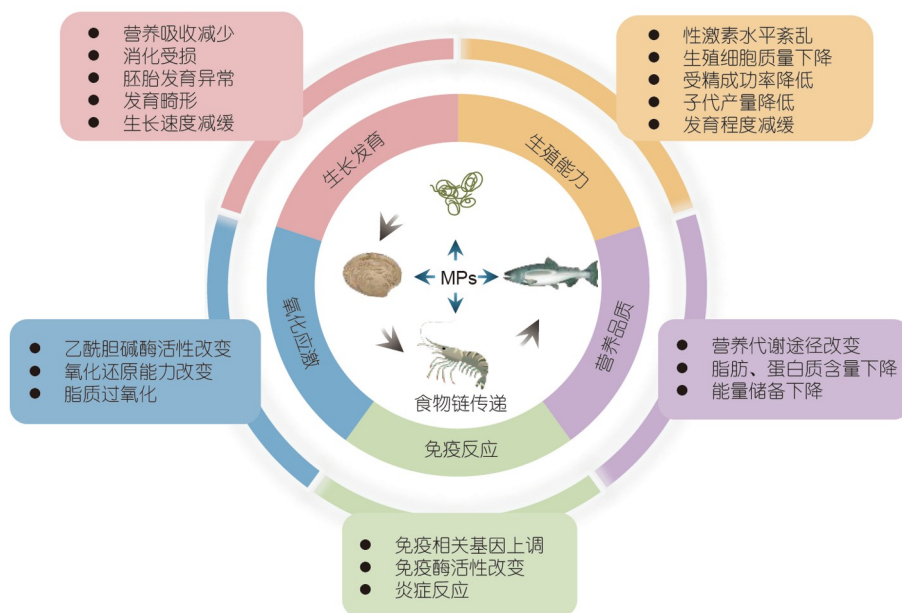


图3 (网络版彩色)MPs对海产物种的毒性和营养品质的影响

Figure 3 (Color online) Toxicity and nutritional quality effect of MPs for seafood species

3.2 氧化应激

氧化应激是MPs对海洋生物产生毒性作用的主要形式之一。Barboza等人^[77]发现, MPs通过使鱼类大脑中的乙酰胆碱酯酶活性过度表达来产生氧化应激, 引发脂质过氧化。抗氧化酶和丙二醛等氧化损伤标志物的变化同样表明MPs致使生物体内出现氧化应激。例如, 厚壳贻贝(*Mytilus coruscus*)暴露于PS-MPs(20 mg/L) 48 h后, 其消化腺组织的活性氧、总抗氧化能力、还原型谷胱甘肽以及丙二醛水平显著上升^[78]。Solomando等人^[79]发现, 对金头鲷(*Sparus aurata*)喂食含有10% PE-MPs的食物90 d后, 肠道中抗氧化酶和谷胱甘肽转移酶的活性明显升高。同样地, MPs会导致鲈鱼(*Perca fluviatilis*)肝脏和鳃中产生氧化应激, 引发了脂质过氧化、DNA损伤以及蛋白质泛素化等问题, 并进一步激活了自噬和凋亡的信号转导途径^[80]。综上, MPs会诱导海洋生物氧化应激, 产生氧化损伤, 进而对生物体的生长发育产生不利影响。

3.3 免疫紊乱

海洋生物摄入MPs后, 还会引发免疫系统的防御反应, 导致免疫功能紊乱。例如, Chen等人^[81]发现PS-MPs (6 μm , 1×10^6 个/mL)的暴露会致使海水青鳉(*Oryzias melastigma*)出现免疫紊乱, 与炎症和免疫功能相关的

转化特异性同源因子(参与支气管上皮的炎症和伤口修复)和黏蛋白(负责黏膜免疫)基因上调。Auguste等人^[82]将紫贻贝血细胞体外暴露于PET-MPs 96 h后, 发现10 $\mu\text{g/L}$ 的MPs即可导致血细胞溶酶体膜稳定性大幅下降, 产生活性氧和一氧化氮, 并释放溶酶菌进行免疫防御。进入海洋生物体内的MPs还会导致生物体产生免疫抑制。例如, 紫贻贝在PE-MPs(4.6×10^5 个/L)暴露下, 消化腺中免疫相关基因高度表达, 出现炎症反应, 并引起紫贻贝免疫抑制^[83]。综上, 进入生物体内的MPs会破坏其免疫功能, 从而导致自身出现免疫性疾病或产生免疫抑制。

3.4 生殖系统障碍

海洋生物摄入MPs会影响其体内的性激素水平, 抑制性器官的正常发育, 并干扰其繁殖过程。Han等人^[84]发现, 0.69 mg/L的PS-MPs可以通过干扰凡纳滨对虾的新陈代谢和内分泌调节, 抑制其性腺发育。Sussarellu等人^[85]研究表明, 23 $\mu\text{g/L}$ 的PS-MPs即可导致太平洋牡蛎卵母细胞数量显著减少, 精子运动速度降低, 幼虫成活率下降和发育程度减缓。与此同时, PS-MPs还可以显著降低泥蚶(*Tegillarca granosa*)的受精成功率, 一方面, MPs通过降低ATP的产生和细胞活力来削弱精子的运动能力, 从而导致配子接触的概率降低; 另一方面, MPs

可诱导氧化应激影响离子运输, 导致配子融合失败^[86]. 因此, MPs污染会严重威胁海洋生物的生殖能力, 对渔业的长期可持续性造成负面影响.

3.5 营养价值降低

随着海产物种MPs污染日益加剧, 人们开始关注MPs对海产物种营养品质的潜在影响. 研究发现, 粒径为16 μm 的PS-MPs可使许氏平鲉(*Sebastes schlegelii*)总能量、粗蛋白和粗脂肪含量降低^[87]. 实际上, MPs可以通过改变海洋生物的生长代谢从而影响其能量储备和营养品质. 例如, 太平洋牡蛎暴露于1 mg/L的不规则PE和PET混合MPs后, 体内亚油酸代谢和甘油磷脂代谢发生紊乱, 磷酸戊糖途径发生改变, 导致能量储备减少^[88]; 同样的, Lu等人^[89]发现黄鲈鱼(*Perca flavescens*)在经过含有8% HDPE-MPs的食物暴露后, MPs改变了胆汁酸生物合成、丙酮酸代谢和肉碱合成等营养代谢途径, 进而导致黄鲈鱼营养质量明显降低. 海产物种能量储备和营养品质的改变对生物功能、渔业发展和食品安全均具有潜在风险, 然而, 关于MPs改变海产物种营养品质的相关机制研究仍存在空白.

4 海产物种体内MPs污染引发的人体健康风险

海产品已成为人类餐桌上食物的重要组成部分, 公众对海产物种体内MPs引发的人体健康潜在风险更为关注. 已有研究证实, MPs可以通过杜氏盐藻-丰年虾-小黄鱼食物链进行营养转移, 在食物链中进行生物积累^[9], 并且MPs可以显著抑制高营养级生物的消化酶活性^[90]. 人类作为食物链的最高营养级, 食用受MPs污染的海产品后, MPs将通过营养转移途径传递至人体. 中国每年人均水产品消费量高达40.1 kg, 通过食用海产品, 人体每年最多可摄入55000个MPs^[10,91], 进而对人类健康造成危害(图4). 研究表明, 尺寸为0.1和5 μm 的PS-MPs均会使人结直肠腺癌细胞(Caco-2)产生低细胞毒性^[92]. 人体摄入MPs后还可能会产生氧化应激, 导致肝脏损伤和代谢紊乱. 例如, Zhang等人^[93]发现MPs会破坏肝脏抗氧化系统, 干扰脂肪酸代谢, 诱导肝脏出现纤维化和轻微炎症. 而MPs同样会对人体消化系统中营养物质的消化产生负面影响. Tan等人^[94]研究证实MPs可以与脂滴和脂肪酶相互作用, 形成MPs-脂滴异相团聚体, 并且降低脂肪酶活性, 进而降低脂滴的生物利用度, 减少胃肠系统对脂质的消化与吸收. 此外, 人

体摄入MPs甚至可能导致染色体改变, 并造成病理性疾病(如, 肥胖、不孕和癌症等)^[95].

除MPs本身外, 塑料在生产过程中会掺杂大量添加剂以增强其耐用性、抗氧化性及热稳定性等性能, 而以邻苯二甲酸酯为代表的塑料添加剂对生物组织的亲和力很高, 可以在生物体内积累并具有潜在的生物放大作用^[96]. MPs中的添加剂可以通过海产物种随食物链传递, 最终在人体中蓄积, 威胁人体健康. Lin等人^[97]发现, 在鱼类和双壳贝类等常见海产物种中均检出了在其养殖过程使用塑料器具中的塑料添加剂, 如邻苯二甲酸酯、双酚A、壬基酚和多溴联苯醚等. 塑料在进入人体后, 释放的邻苯二甲酸酯类抗氧化剂可导致哺乳动物细胞线粒体膜电位下降, 抑制细胞生长^[98]. Harley等人^[99]发现, 在人体血清中检出多溴联苯醚浓度最高为14.9 ng/g, 多溴联苯醚可影响人体雌激素和甲状腺激素水平, 降低女性的生育能力. 此外, 邻苯二甲酸盐和双酚A等有机添加剂还可以作为内分泌干扰物, 导致人体产生慢性疾病, 如糖尿病、肥胖、乳腺癌、内分泌干扰和代谢紊乱等^[100]. 因此, 海产物种中的塑料添加剂对人体健康的危害不容忽视, 但是, 目前仍然缺少关于因摄食海产品而导致人体内塑料添加剂蓄积问题的评估.

此外, MPs还具有比表面积大、吸附能力强等特点, 可以负载环境中共存的多种污染物(如, 重金属、多氯联苯、多环芳烃和抗生素等), 人体内环境会促进MPs负载污染物的释放, 增加人类摄食MPs污染海产物种带来的健康风险. 例如, MPs吸附的三价铬和六价铬在人体消化环境中的释放量显著高于其在水环境中的释放量, 这一过程主要受胃部酸性条件的影响, 而释放的重金属铬可以导致人体胆汁酸代谢受损、菌群失调和肠道屏障功能障碍^[101,102]. MPs可以作为载体促进抗生素等共存污染物在生物体内的内化和生物积累. Zhou等人^[103]发现, 与单独暴露抗生素相比, MPs和抗生素共同暴露的泥蚶体内抗生素积累量显著增加(+15%), 这可能会对海产品消费者造成潜在的抗生素耐药性风险, 并干扰肠道菌群抵抗力. Rios等人^[104]发现在北太平洋采集的塑料碎片中检出了大量被吸附的有机污染物, 例如, 多环芳烃、多氯联苯和农药(如, 滴滴涕)的检出占比分别高达80%、50%和40%. 该结果表明, MPs会加速这些共存污染物在海洋生态系统中的传递过程. 人体消化液中的酶可以降低MPs与多环芳烃之间的相互作用能, 导致多环芳烃在MPs表面大量解吸, 释放到

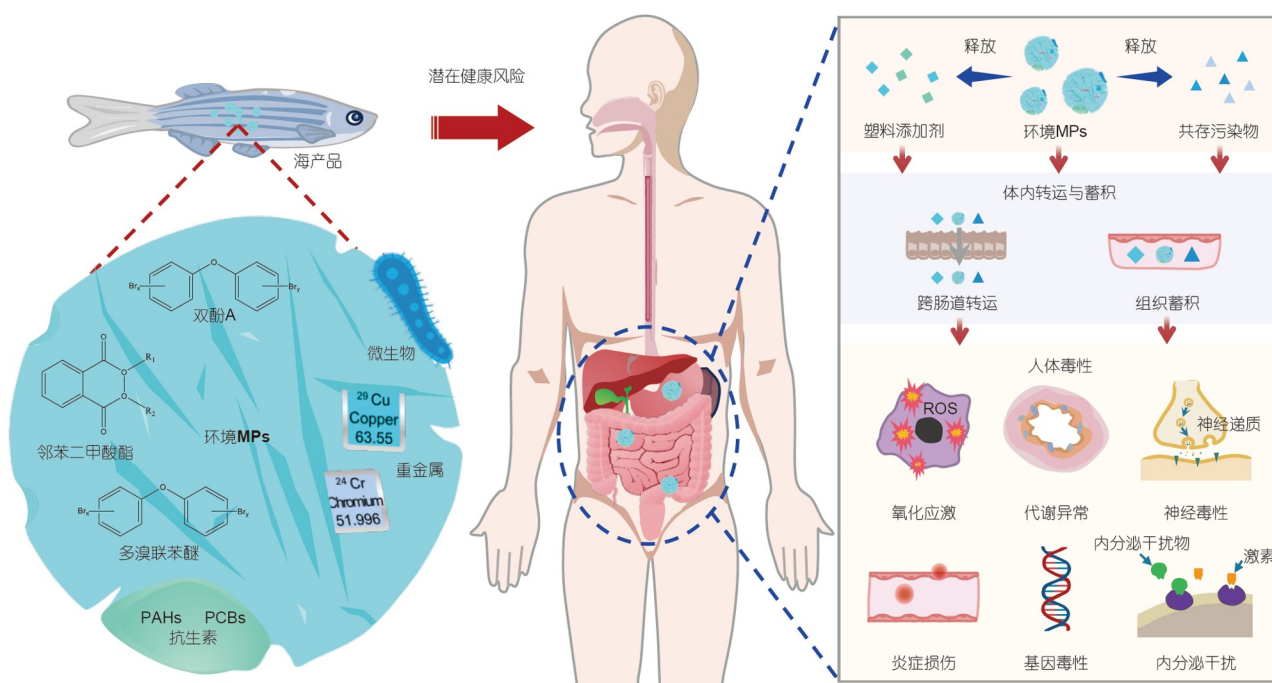


图 4 (网络版彩色)海产物种中MPs及其吸附污染物的人体健康风险

Figure 4 (Color online) Human health risks of MPs and its adsorbed contaminants in seafood species

人体消化系统中^[105]。此外, MPs也可以负载各种微生物。有研究表明, MPs表面附着有与人类病原体相关的细菌, 如弧菌和假单胞菌等^[106]。并且, MPs可以增加病原微生物的存活时间, 从而增强其传染性。Lu等人^[107]发现, 未吸附到MPs上的病毒在10 d后仅有0.25%具有传染性, 而在相同条件下, 吸附于塑料表面的病毒仍具有传染性的比例高达26.8%。已知MPs可以促进这些病原微生物在海洋环境中的传播, 但是目前对于MPs负载微生物而引起的生态和健康风险研究十分匮乏, 需要进一步评估MPs负载的微生物对人体的暴露风险。

5 总结与挑战

MPs已广泛存在于全球各类海产物种中, 本文归纳总结了不同种类海产物种(如, 甲壳类、双壳贝类和鱼类等)中MPs污染现状。进一步阐明了海产物种体内MPs主要来源于陆源输入、大气沉降和渔业活动等。其中, 渔业活动中使用的塑料渔具对海产物种MPs污染的贡献不容忽视。此外, 本文分别从生长发育、氧化应激、免疫反应、生殖能力和营养价值方面阐述了MPs对常见海产物种产生的毒性效应, 并深入探讨了摄入海产物种对人类健康的潜在风险。综上, 本文强调了MPs在海产物种中的广泛分布、来源多样以及不可忽

视的毒性效应, 为评估海产物种的食物安全和潜在的人体健康风险提供理论依据。基于当前的研究成果, 针对海产物种MPs污染问题提出以下展望:

(1) 大多数研究仅限于检测鱼类胃肠道内的MPs污染水平, 尽管消化道是鱼类海产物种体内MPs蓄积的主要部位, 但通常会在食品加工过程中被丢弃, 不会对人体造成直接威胁。然而, 小尺寸的MPs可跨越肠道上皮屏障, 保留在鱼体的其他组织器官和循环系统中。目前, 只有少量研究对鱼肉等可食用部分进行了MPs的检测, 因此, 亟需探究海产物种可食用部位的MPs污染水平, 为真实评估海产物种MPs污染造成的人体健康风险提供理论依据。

(2) 扇贝、贻贝和牡蛎等可整体食用的海产物种可能引发更为严重的人体健康风险。有研究表明, 在对牡蛎净化处理2 d后, 其消化腺MPs负荷降低75%^[108]。因此, 净化处理可能是减少人体摄入海产物种中MPs的有效措施。然而, 目前仅有几篇关于双壳贝类和鱼类海产物种进行MPs净化的研究, 亟需探究MPs在各类海产物种体内的净化动力学及净化机制。

(3) 海产物种体内MPs的表征手段大多采用光学显微镜进行定量, 傅里叶红外光谱辅助定性的方法, 这种方法可用于识别尺寸在几百 μm 以上的MPs。此外, 部分

研究采用显微红外或显微拉曼技术对环境中的MPs进行定性和定量分析,方法检出限在10 μm 以上。方法检出限会对海产物种体内MPs的检出丰度造成极大差异,导致各项研究获得的海产物种体内MPs污染水平之间难以横向比较。因此,应建立海产物种体内MPs检测的标准方法,以准确评估海产物种体内MPs的污染现状和分布规律。

(4) 与MPs相比,纳米塑料的尺寸更小,数量更多,更容易被海洋生物摄入。并且纳米塑料具有更强的跨膜运输能力,甚至能通过血脑屏障和胎盘屏障等生物屏障,在组织和器官中蓄积。但受限于纳米塑料的检测方法,目前对于海产物种体内纳米塑料污染水平的研究十分有限。海水养殖区内密集的渔业活动是海产物种体内MPs污染的重要来源,目前已有研究探明了海水养殖区域内MPs丰度,然而纳米塑料的污染丰度仍存在空白。鉴于纳米塑料的强危害性,开展海产物种及海水养殖区中纳米塑料的赋存水平与分布规律研究具有十分重要的意义。

(5) 渔业活动是海产物种体内MPs的重要来源,因此,减少渔业活动中MPs的产生对降低海产物种的污染至关重要。除需要加强对现有塑料渔具制品的监管外,开发环保渔具可能是减少塑料渔具MPs释放的可行且可持续的方案。研究表明,可生物降解的单丝材料(如,

聚丁二酸丁二醇酯),可替代传统聚酰胺塑料,有助于减少水产养殖环境中MPs的释放。此外,目前已经成功开发了一种基于生物材料制成的“生物”绳索,可在贻贝和藻类的养殖中替代传统塑料绳索,并具有生物降解性和可堆肥性。然而,受制于较高的生产成本等因素,环保渔具的广泛应用仍需进一步进行材料创新和经济可行性研究,以真正实现其作为普通塑料渔具的可替代品在渔业领域实际应用。

(6) 目前,已有研究证实茶包、餐盒和塑料袋等食品外包装可以在使用过程中释放数百万个MPs,由此推测,在加工、冷藏、储存和运输过程中,海产物种也可能受到塑料包装制品(如,塑料包装袋、塑料罐头和泡沫盒等)所产生的MPs污染,但是,关于塑料包装释放MPs污染海产品的研究还相对较少,因此,在研究海产品污染源时,需要关注海产物种在捕捞后的生产过程,降低因使用塑料包装导致的MPs引入问题。

(7) 目前对于海产物种体内的毒性研究大多以实验室短期急性生物暴露为主,且塑料暴露条件比较单一(塑料类型、尺寸和浓度条件单一),且暴露浓度与实际环境浓度偏差较大,在之后的研究中应尝试以真实环境中检出的塑料类型、粒径和浓度信息设计长期慢性毒理实验,以准确揭示MPs对海产物种的毒性效应。

参考文献

- 1 Zinke L. Moving marine microplastics. *Nat Rev Earth Environ*, 2020, 1: 186
- 2 Eriksen M, Cowger W, Erdle L M, et al. A growing plastic smog, now estimated to be over 170 trillion plastic particles afloat in the world's oceans-Urgent solutions required. *PLoS One*, 2023, 18: e281596
- 3 Gall S C, Thompson R C. The impact of debris on marine life. *Mar Pollut Bull*, 2015, 92: 170-179
- 4 Wu X, Hou H, Liu Y, et al. Microplastics affect rice (*Oryza sativa* L.) quality by interfering metabolite accumulation and energy expenditure pathways: A field study. *J Hazard Mater*, 2022, 422: 126834
- 5 Lin L, Zhong S H, Chen C J, et al. Occurrence, bioaccumulation and ecological risk of aquaculture-derived microplastics in coastal waters (in Chinese). *Chin Sci Bull*, 2022, 67: 2762-2781 [林琳, 钟仕花, 陈纯近, 等. 海海域养殖源微塑料的环境赋存丰度、生物积累与生态风险. 科学通报, 2022, 67: 2762-2781]
- 6 Xia B, Sui Q, Sun X, et al. Microplastic pollution in surface seawater of Sanggou Bay, China: Occurrence, source and inventory. *Mar Pollut Bull*, 2021, 162: 111899
- 7 Chen M, Jin M, Tao P, et al. Assessment of microplastics derived from mariculture in Xiangshan Bay, China. *Environ Pollut*, 2018, 242: 1146-1156
- 8 Mahamud A G M S U, Anu M S, Baroi A, et al. Microplastics in fishmeal: A threatening issue for sustainable aquaculture and human health. *Aquac Rep*, 2022, 25: 101205
- 9 Kim L, Cui R, Il Kwak J, et al. Trophic transfer of nanoplastics through a microalgae-crustacean-small yellow croaker food chain: Inhibition of digestive enzyme activity in fish. *J Hazard Mater*, 2022, 440: 129715
- 10 FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture. Sustainability in Action. Rome: FAO, 2020
- 11 Dawson A L, Kawaguchi S, King C K, et al. Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. *Nat*

- [Commun](#), 2018, 9: 1001
- 12 Sui Q, Zhang L, Xia B, et al. Spatiotemporal distribution, source identification and inventory of microplastics in surface sediments from Sanggou Bay, China. [Sci Total Environ](#), 2020, 723: 138064
 - 13 Gurjar U R, Xavier M, Nayak B B, et al. Microplastics in shrimps: A study from the trawling grounds of north eastern part of Arabian Sea. [Environ Sci Pollut Res](#), 2021, 28: 48494–48504
 - 14 Farrell P, Nelson K. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). [Environ Pollut](#), 2013, 177: 1–3
 - 15 Wang H Y. Microplastics pollution of marine sediments and seafood in Zhoushan aquaculture sea area (in Chinese). Master Dissertation. Zhoushan: Zhejiang Ocean University, 2019 [王洪燕. 舟山养殖海域沉积物和海产品体内微塑料污染特征. 硕士学位论文. 舟山: 浙江海洋大学, 2019]
 - 16 Yu X, Xu L L, Liu Q, et al. Abundance, shape, and chemical composition of microplastics within ten common marine species in Xiangshan Bay (in Chinese). [Prog Fish Sci](#), 2021, 42: 9–18 [于翔, 许莉莉, 刘强, 等. 象山湾常见海洋生物体内微塑料的丰度、形态和成分组成研究. 渔业科学进展, 2021, 42: 9–18]
 - 17 Hossain M S, Rahman M S, Uddin M N, et al. Microplastic contamination in Penaeid shrimp from the Northern Bay of Bengal. [Chemosphere](#), 2020, 238: 124688
 - 18 Devriese L I, van der Meulen M D, Maes T, et al. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. [Mar Pollut Bull](#), 2015, 98: 179–187
 - 19 Zhang T, Sun Y, Song K, et al. Microplastics in different tissues of wild crabs at three important fishing grounds in China. [Chemosphere](#), 2021, 271: 129479
 - 20 Ogunola S O, Reis-Santos P, Wootton N, et al. Microplastics in decapod crustaceans sourced from Australian seafood markets. [Mar Pollut Bull](#), 2022, 179: 113706
 - 21 Waite H R, Donnelly M J, Walters L J. Quantity and types of microplastics in the organic tissues of the eastern oyster *Crassostrea virginica* and Atlantic mud crab *Panopeus herbstii* from a Florida estuary. [Mar Pollut Bull](#), 2018, 129: 179–185
 - 22 Horn D, Miller M, Anderson S, et al. Microplastics are ubiquitous on California beaches and enter the coastal food web through consumption by Pacific mole crabs. [Mar Pollut Bull](#), 2019, 139: 231–237
 - 23 Santonicola S, Volgare M, Cocca M, et al. Impact of fibrous microplastic pollution on commercial seafood and consumer health: A review. [Animals](#), 2023, 13: 1736
 - 24 D'Costa A H. Microplastics in decapod crustaceans: Accumulation, toxicity and impacts, a review. [Sci Total Environ](#), 2022, 832: 154963
 - 25 Dambrosio A, Cometa S, Capuozzo F, et al. Occurrence and characterization of microplastics in commercial mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Apulia Region (Italy). [Foods](#), 2023, 12: 1495
 - 26 Aung T, Batish I, Ovissipour R. Prevalence of microplastics in the eastern oyster *Crassostrea virginica* in the Chesapeake Bay: The impact of different digestion methods on microplastic properties. [Toxics](#), 2022, 10: 29
 - 27 Christensen N D, Wisinger C E, Maynard L A, et al. Transport and characterization of microplastics in inland waterways. [J Water Process Eng](#), 2020, 38: 101640
 - 28 Cho Y, Shim W J, Jang M, et al. Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. [Environ Pollut](#), 2019, 245: 1107–1116
 - 29 Cho Y, Shim W J, Jang M, et al. Nationwide monitoring of microplastics in bivalves from the coastal environment of Korea. [Environ Pollut](#), 2021, 270: 116175
 - 30 McFarland K, Donaghy L, Volety A. Effect of acute salinity changes on hemolymph osmolality and clearance rate of the non-native mussel, *Perna viridis*, and the native oyster, *Crassostrea virginica*, in Southwest Florida. [AI](#), 2013, 8: 299–310
 - 31 Romeo T, Pietro B, Pedà C, et al. First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. [Mar Pollut Bull](#), 2015, 95: 358–361
 - 32 Li B, Liang W, Liu Q X, et al. Fish ingest microplastics unintentionally. [Environ Sci Technol](#), 2021, 55: 10471–10479
 - 33 Naidoo T, Serphen T, Thompson R C, et al. Quantification and characterisation of microplastics ingested by selected juvenile fish species associated with mangroves in KwaZulu-Natal, South Africa. [Environ Pollut](#), 2020, 257: 113635
 - 34 Kibria G. Impacts of microplastic on fisheries and seafood security—Global analysis and synthesis. [Sci Total Environ](#), 2023, 904: 166652
 - 35 Peller J, Nevers M B, Byappanahalli M, et al. Sequestration of microfibers and other microplastics by green algae, *Cladophora*, in the US Great Lakes. [Environ Pollut](#), 2021, 276: 116695
 - 36 Li Q, Feng Z, Zhang T, et al. Microplastics in the commercial seaweed nori. [J Hazard Mater](#), 2020, 388: 122060
 - 37 Oliveira A R, Sardinha-Silva A, Andrews P L R, et al. Microplastics presence in cultured and wild-caught cuttlefish, *Sepia officinalis*. [Mar Pollut Bull](#), 2020, 160: 111553
 - 38 Feng Z, Zhang T, Wang J, et al. Spatio-temporal features of microplastics pollution in macroalgae growing in an important mariculture area,

- China. *Sci Total Environ*, 2020, 719: 137490
- 39 Klonjtit A, Sutthacheep M, Yeemin T. Occurrence of microplastics in edible seaweeds from aquaculture. *Int J Eng Sci*, 2021, 4: 38–44
 - 40 Liu K. Study on characteristics of Microplastic deposition in stomach, intestine, digestive gland, gill and muscle tissue of the *Sthenoteuthis oualaniensis* in the South China Sea (in Chinese). Master Dissertation. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2022 [刘凯. 南海西沙群岛海域鳶乌贼 *Sthenoteuthis oualaniensis* 胃、肠、消化腺、鳃、肌肉组织微塑料沉积特性研究. 硕士学位论文. 上海: 上海海洋大学, 2022]
 - 41 Wang Y, Chen X. Microplastics in a pelagic squid (*Dosidicus gigas*) from the Eastern tropical Pacific Ocean: Characteristics, spatial variation, and preliminary risk assessment. *Front Environ Sci*, 2023, 11: 1069124
 - 42 Gong Y, Wang Y, Chen L, et al. Microplastics in different tissues of a pelagic squid (*Dosidicus gigas*) in the northern Humboldt Current ecosystem. *Mar Pollut Bull*, 2021, 169: 112509
 - 43 Doyle D, Gammell M, Frias J, et al. Low levels of microplastics recorded from the common periwinkle, *Littorina littorea* on the west coast of Ireland. *Mar Pollut Bull*, 2019, 149: 110645
 - 44 Kleinschmidt J M, Janosik A M. Microplastics in Florida, United States: A case study of quantification and characterization with intertidal snails. *Front Ecol Evol*, 2021, 9: 645727
 - 45 Bergami E, Ferrari E, Löder M G J, et al. Textile microfibers in wild Antarctic whelk *Neobuccinum eatoni* (Smith, 1875) from Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Environ Res*, 2023, 216: 114487
 - 46 Thushari G G N, Senevirathna J D M, Yakupitiyage A, et al. Effects of microplastics on sessile invertebrates in the eastern coast of Thailand: An approach to coastal zone conservation. *Mar Pollut Bull*, 2017, 124: 349–355
 - 47 Jambeck J R, Geyer R, Wilcox C, et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 2015, 347: 768–771
 - 48 Liu Q L. Pollution characteristics of microplastics in Dongshan Bay and its ecological risk assessment (in Chinese). Master Dissertation. Xiamen: Xiamen University, 2021 [刘千龙. 东山湾微塑料污染特征及其生态风险评估. 硕士学位论文. 厦门: 厦门大学, 2021]
 - 49 Zou Y Q, Chen G Q, Yu H J, et al. Review of the transport mechanism and environmental effects of microplastics in coastal aquifers (in Chinese). *Mar Sci*, 2023, 47: 130–143 [邹寅俏, 陈广泉, 于洪军, 等. 滨海地下水含水层中微塑料运移机制及环境效应研究综述. 海洋科学, 2023, 47: 130–143]
 - 50 Borrelle S B, Ringma J, Law K L, et al. Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science*, 2020, 369: 1515–1518
 - 51 Vital S A, Cardoso C, Avio C, et al. Do microplastic contaminated seafood consumption pose a potential risk to human health? *Mar Pollut Bull*, 2021, 171: 112769
 - 52 Tang L, Feng J C, Li C, et al. Global occurrence, drivers, and environmental risks of microplastics in marine environments. *J Environ Manage*, 2023, 329: 116961
 - 53 Wu H, Hou J, Wang X. A review of microplastic pollution in aquaculture: Sources, effects, removal strategies and prospects. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2023, 252: 114567
 - 54 Evangelidou N, Grythe H, Klimont Z, et al. Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nat Commun*, 2020, 11: 3381
 - 55 Brahney J, Mahowald N, Prank M, et al. Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2021, 118: e2020719118
 - 56 Wright S L, Ulke J, Font A, et al. Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport. *Environ Int*, 2020, 136: 105411
 - 57 Liu K, Wang X, Song Z, et al. Global inventory of atmospheric fibrous microplastics input into the ocean: An implication from the indoor origin. *J Hazard Mater*, 2020, 400: 123223
 - 58 Kaandorp M L A, Lobelle D, Kehl C, et al. Global mass of buoyant marine plastics dominated by large long-lived debris. *Nat Geosci*, 2023, 16: 689–694
 - 59 Pinheiro H T, MacDonald C, Santos R G, et al. Plastic pollution on the world's coral reefs. *Nature*, 2023, 619: 311–316
 - 60 Song Y K, Hong S H, Jang M, et al. Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type. *Environ Sci Technol*, 2017, 51: 4368–4376
 - 61 Napper I E, Wright L S, Barrett A C, et al. Potential microplastic release from the maritime industry: Abrasion of rope. *Sci Total Environ*, 2022, 804: 150155
 - 62 Zheng Y, Zhu J, Li J, et al. Burrowing invertebrates induce fragmentation of mariculture Styrofoam floats and formation of microplastics. *J Hazard Mater*, 2023, 447: 130764
 - 63 Wright L S, Napper I E, Thompson R C. Potential microplastic release from beached fishing gear in Great Britain's region of highest fishing litter density. *Mar Pollut Bull*, 2021, 173: 113115
 - 64 Xue B, Zhang L, Li R, et al. Underestimated microplastic pollution derived from fishery activities and “hidden” in deep sediment. *Environ Sci*

- [Technol](#), 2020, 54: 2210–2217
- 65 Zhang X, Li S, Liu Y, et al. Neglected microplastics pollution in the nearshore surface waters derived from coastal fishery activities in Weihai, China. [Sci Total Environ](#), 2021, 768: 144484
 - 66 Zhang D, Cui Y, Zhou H, et al. Microplastic pollution in water, sediment, and fish from artificial reefs around the Ma'an Archipelago, Shengsi, China. [Sci Total Environ](#), 2020, 703: 134768
 - 67 Liu M J, Guo H Y, Gao J, et al. Characteristics of microplastic pollution in golden pompano (*Trachinotus ovatus*) aquaculture areas and the relationship between colonized-microbiota on microplastics and intestinal microflora. [Sci Total Environ](#), 2023, 856: 159180
 - 68 Saturno J, Liboiron M, Ammendolia J, et al. Occurrence of plastics ingested by Atlantic cod (*Gadus morhua*) destined for human consumption (Fogo Island, Newfoundland and Labrador). [Mar Pollut Bull](#), 2020, 153: 110993
 - 69 Feng Z, Zhang T, Li Y, et al. The accumulation of microplastics in fish from an important fish farm and mariculture area, Haizhou Bay, China. [Sci Total Environ](#), 2019, 696: 133948
 - 70 Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China, National Fisheries Technology Extension Center, China Society of Fisheries. China Fishery Statistical Yearbook in 2022 (in Chinese). Beijing: China Agriculture Press, 2022 [农业农村部渔业渔政管理局, 全国水产技术推广总站, 中国水产学会. 2022 中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社, 2022]
 - 71 Mathalon A, Hill P. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. [Mar Pollut Bull](#), 2014, 81: 69–79
 - 72 De Witte B, Devriese L, Bekaert K, et al. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. [Mar Pollut Bull](#), 2014, 85: 146–155
 - 73 Thiele C J, Hudson M D, Russell A E, et al. Microplastics in fish and fishmeal: An emerging environmental challenge? [Sci Rep](#), 2021, 11: 2045
 - 74 Jiang W, Fang J, Du M, et al. Microplastics influence physiological processes, growth and reproduction in the Manila clam, *Ruditapes philippinarum*. [Environ Pollut](#), 2022, 293: 118502
 - 75 Watts A J R, Urbina M A, Corr S, et al. Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance. [Environ Sci Technol](#), 2015, 49: 14597–14604
 - 76 Wang H, Liu H, Zhang Y, et al. The toxicity of microplastics and their leachates to embryonic development of the sea cucumber *Apostichopus japonicus*. [Mar Environ Res](#), 2023, 190: 106114
 - 77 Barboza L G A, Lopes C, Oliveira P, et al. Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure. [Sci Total Environ](#), 2020, 717: 134625
 - 78 Feng D. Toxic effects of acute exposure to micro (nano) plastics on *Mytilus coruscus* (in Chinese). Master Dissertation. Zhoushan: Zhejiang Ocean University, 2022 [冯丹. 微(纳)塑料急性暴露对厚壳贻贝(*Mytilus coruscus*)的毒性效应研究. 硕士学位论文. 舟山: 浙江海洋大学, 2022]
 - 79 Solomando A, Capó X, Alomar C, et al. Long-term exposure to microplastics induces oxidative stress and a pro-inflammatory response in the gut of *Sparus aurata* Linnaeus, 1758. [Environ Pollut](#), 2020, 266: 115295
 - 80 Bobori D C, Dimitriadis A, Feidantsis K, et al. Differentiation in the expression of toxic effects of polyethylene-microplastics on two freshwater fish species: Size matters. [Sci Total Environ](#), 2022, 830: 154603
 - 81 Chen J C, Chen M Y, Fang C, et al. Microplastics negatively impact embryogenesis and modulate the immune response of the marine medaka *Oryzias melastigma*. [Mar Pollut Bull](#), 2020, 158: 111349
 - 82 Auguste M, Leonessi M, Bozzo M, et al. Multiple responses of *Mytilus galloprovincialis* to plastic microfibers. [Sci Total Environ](#), 2023, 890: 164318
 - 83 Détrée C, Gallardo-Escárate C. Single and repetitive microplastics exposures induce immune system modulation and homeostasis alteration in the edible mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Fish Shellfish Immunol*, 2018, 83: 52–60
 - 84 Han Y, Shi W, Tang Y, et al. Microplastics and bisphenol A hamper gonadal development of whiteleg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) by interfering with metabolism and disrupting hormone regulation. [Sci Total Environ](#), 2022, 810: 152354
 - 85 Sussarellu R, Suquet M, Thomas Y, et al. Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. [Proc Natl Acad Sci USA](#), 2016, 113: 2430–2435
 - 86 Shi W, Sun S, Han Y, et al. Microplastics hamper the fertilization success of a broadcast spawning bivalve through reducing gamete collision and gamete fusion efficiency. [Aquat Toxicol](#), 2022, 242: 106049
 - 87 Yin L, Chen B, Xia B, et al. Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacobplover (*Sebastes schlegelii*). [J Hazard Mater](#), 2018, 360: 97–105
 - 88 Teng J, Zhao J, Zhu X, et al. Oxidative stress biomarkers, physiological responses and proteomic profiling in oyster (*Crassostrea gigas*) exposed to microplastics with irregular-shaped PE and PET microplastic. [Sci Total Environ](#), 2021, 786: 147425
 - 89 Lu X, Deng D F, Huang F, et al. Chronic exposure to high-density polyethylene microplastic through feeding alters the nutrient metabolism of juvenile yellow perch (*Perca flavescens*). [Anim Nutr](#), 2022, 9: 143–158

- 90 Tang Y, Liu Y, Chen Y, et al. A review: Research progress on microplastic pollutants in aquatic environments. *Sci Total Environ*, 2021, 766: 142572
- 91 Debbarma N, Gurjar U R, Ramteke K K, et al. Abundance and characteristics of microplastics in gastrointestinal tracts and gills of croaker fish (*Johnius dussumieri*) from off Mumbai coastal waters of India. *Mar Pollut Bull*, 2022, 176: 113473
- 92 Wu B, Wu X, Liu S, et al. Size-dependent effects of polystyrene microplastics on cytotoxicity and efflux pump inhibition in human Caco-2 cells. *Chemosphere*, 2019, 221: 333–341
- 93 Zhang K, Yang J, Chen L, et al. Gut microbiota participates in polystyrene microplastics-induced hepatic injuries by modulating the gut–liver axis. *ACS Nano*, 2023, 17: 15125–15145
- 94 Tan H, Yue T, Xu Y, et al. Microplastics reduce lipid digestion in simulated human gastrointestinal system. *Environ Sci Technol*, 2020, 54: 12285–12294
- 95 Sharma S, Chatterjee S. Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: A short review. *Environ Sci Pollut Res*, 2017, 24: 21530–21547
- 96 Sendra M, Pereiro P, Figueras A, et al. An integrative toxicogenomic analysis of plastic additives. *J Hazard Mater*, 2021, 409: 124975
- 97 Lin L, Huang Y, Wang P, et al. Environmental occurrence and ecotoxicity of aquaculture-derived plastic leachates. *J Hazard Mater*, 2023, 458: 132015
- 98 Hammond M, Nunn H, Rogers G, et al. Identification of a leachable compound detrimental to cell growth in single-use bioprocess containers. *PDA J Pharm Sci Technol*, 2013, 67: 123–134
- 99 Harley K G, Marks A R, Chevrier J, et al. PBDE concentrations in women’s serum and fecundability. *Environ Health Perspect*, 2010, 118: 699–704
- 100 Giulivo M, Lopez de Alda M, Capri E, et al. Human exposure to endocrine disrupting compounds: Their role in reproductive systems, metabolic syndrome and breast cancer. A review. *Environ Res*, 2016, 151: 251–264
- 101 Liao Y, Yang J. Microplastic serves as a potential vector for Cr in an *in-vitro* human digestive model. *Sci Total Environ*, 2020, 703: 134805
- 102 Jin Y, Lu L, Tu W, et al. Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice. *Sci Total Environ*, 2019, 649: 308–317
- 103 Zhou W, Han Y, Tang Y, et al. Microplastics aggravate the bioaccumulation of two waterborne veterinary antibiotics in an edible bivalve species: Potential mechanisms and implications for human health. *Environ Sci Technol*, 2020, 54: 8115–8122
- 104 Rios L M, Jones P R, Moore C, et al. Quantitation of persistent organic pollutants adsorbed on plastic debris from the Northern Pacific Gyre’s “eastern garbage patch”. *J Environ Monit*, 2010, 12: 2226
- 105 Hou G Q, Zhao X L, Zhao T H, et al. The adsorption of PAHs on microplastics and desorption in the simulated human digestive system. *Chem Eng J*, 2023: 473: 145157
- 106 Jiang P, Zhao S, Zhu L, et al. Microplastic-associated bacterial assemblages in the intertidal zone of the Yangtze Estuary. *Sci Total Environ*, 2018, 624: 48–54
- 107 Lu J, Yu Z, Ngiam L, et al. Microplastics as potential carriers of viruses could prolong virus survival and infectivity. *Water Res*, 2022, 225: 119115
- 108 Ribeiro F, Mitrano D M, Hacker C, et al. Short depuration of oysters intended for human consumption is effective at reducing exposure to nanoplastics. *Environ Sci Technol*, 2022, 56: 16716–16725

补充材料

表S1 全球各地双壳贝类海产物种体内MPs的污染水平

表S2 全球各地鱼类海产物种体内MPs的污染水平

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 “海产物种体内微塑料的赋存、来源及其潜在人体健康风险”

Occurrence, sources and potential human health risk of microplastics in seafood species

Jianjun Wang^{1,2}, Hao Wang¹, Mingjie Mou³, Yating Zhao^{1*}, Zhiyong Yan¹, Xinyu Li¹, Yile Song¹, Zhuomiao Liu¹ & Jian Zhao^{1,2*}

¹ Key Lab of Marine Environment and Ecology, Ministry of Education, Institute of Costal Environmental Pollution Control, Ocean University of China, Qingdao 266100, China

² Laboratory for Marine Ecology and Environmental Science, Qingdao Marine Science and Technology Center, Qingdao 266071, China

³ Shouguang Marine Fishery Development Center, Weifang 262700, China

* Corresponding authors, E-mail: zhaoyatingzyt@163.com; jzhao@ouc.edu.cn

Microplastics (MPs) pollution has become a global environmental concern, and the ocean is a known sink for MPs. The marine environment provides the necessary living space and suitable environmental conditions for the growth and reproduction of seafood species. Meanwhile, MPs in the marine environment would be inevitably ingested by seafood species. Seafood species are of major importance to human beings, which are considered an important source of high-quality proteins and provide a wide range of healthful micronutrients. However, the growth, development and nutritional quality of seafood species are necessarily affected by MPs pollution, thus resulting in potential threats to seafood species and human health. Therefore, MPs pollution in seafood species has become an important and non-negligible issue in MPs pollution. This review summarizes the occurrence and distribution of MPs in global seafood species (e.g., crustaceans, bivalves, and fishes). The results indicate that MPs have been widely detected in seafood species all over the world, and the abundance range of MPs in the seafood species is 0–140 particles/individual, with the highest MPs concentration detected in American oysters (*Crassostrea virginica*, 140 items/individual). The ingestion behavior (e.g., swallowing-, filtering- and sucking-feeding) of the MPs for seafood species and the MPs contamination levels within the habitat of the seafood species are the main factors that affect the level of MPs pollution in their bodies. Besides, the particle size of MPs in seafood species ranges from 0.006–5 mm, which is mainly restricted by the detection limit of the instrument. The results also show that fiber-shaped MPs are the most frequently detected shape in seafood species, as fibers are more likely to be trapped or entangled in the gill of seafood species compared to other shapes (such as fragment, particle and film). In order to effectively regulate the contamination of MPs in seafood species at source, the sources of MPs in seafood species are elucidated in depth, including terrigenous input, shipping emission, atmospheric deposition, and fishery activities. Notably, there is a special emphasis on the significant contribution of fishery activities to MPs pollution in the marine environment and seafood species. The results show that plastic fishing gears used in fishery activities, such as nets, ropes and buoys, release a large amount of MPs under photodegradation, wind and wave abrasion, and biological erosion, which are widely identified in seafood species. What is more, the results indicate that high levels of MPs are released due to intensive farming activities, which results in higher levels of MPs in farmed seafood species than in wild seafood species. Subsequently, due to a large amount of MPs accumulated in seafood species, the toxic effects of MPs on the growth and development, oxidative stress, immune response, and reproduction of seafood species are discussed, as well as the negative impact on the nutritional quality of seafood species. Humans, as the highest trophic level of the food chain, consume seafoods contaminated with MPs, which will be transferred to the human body through the trophic transfer. Therefore, the potential risks of MPs contamination (including its plastic additives and co-existing contaminants) of seafood species to human health are further summarized. Finally, this review also provides suggestions and prospects for future research directions on the prevention strategy and ecological risks of MPs in seafood species. This research contributes to better assessing the food safety of seafood species and their potential risks to human health.

marine microplastics, seafood species, occurrence, toxicity, human health

doi: [10.1360/TB-2023-1297](https://doi.org/10.1360/TB-2023-1297)