

微塑料对水生模式生物毒理学的研究进展

张婧^{1,2}, 尚舒琪¹, 郑秀明¹, 颜菲菲¹, 耿浩镒¹, 田燕³, 王浩⁴

(1. 中国海洋大学 化学化工学院, 山东 青岛 266100; 2. 青岛海洋科技中心, 山东 青岛 266237; 3. 山东省淡水渔业研究院, 山东 济南 250014; 4. 东港区海洋和渔业综合服务中心, 山东 日照 276800)

摘要: 塑料在当今社会被广泛应用, 导致进入自然生态系统的塑料垃圾数量不断增加, 随着时间的推移以及环境因素造成的老化, 塑料可以降解成微塑料 (microplastics, MPs)。MPs 是一种粒径小、比表面积大的新污染物, 可在组织、细胞和分子水平上对生物体造成损害, 并通过食物链富集, 最终影响人类健康。MPs 已被证明会对生态系统构成威胁, 但目前对于其毒理学的研究仍然有限。本文系统阐述了 MPs 对微藻 (microalgae)、大型溞 (*Daphnia magna*)、贻贝 (*Mytilus*) 及斑马鱼 (*Danio rerio*) 和海水青鳞 (*Oryzias melastigma*) 的毒性影响, 主要包括氧化应激、肠道菌群紊乱、免疫反应及生殖和发育毒性。研究表明, MPs 对水生生态系统中不同营养级生物的毒性效应复杂多样, 且受到多种因素的共同影响。本研究将有助于了解 MPs 的暴露风险和潜在的健康危害, 为未来的研究提供科学依据。

关键词: 微塑料; 微藻; 大型溞; 斑马鱼; 毒理学

中图分类号: X 171.5

文献标志码: A

塑料材料由于其质量轻、延展性好、可承受性强和适应范围广等优点, 在各行各业中的应用十分广泛^[1], 但其过度使用引发的污染问题已演变为全球性的环境危机。微塑料 (microplastics, MPs) 通常指粒径为 1 μm ~5 mm 的塑料颗粒, 可分为初级 MPs (化妆品、洗涤剂和其他商品中的塑料微珠) 和次级 MPs (由较大塑料碎片通过紫外线照射、环境风化、生物降解和重熔等过程产生)^[2]。因具有持久性、迁移性和生物累积性^[3], MPs 很容易在空气、陆地、淡水和海洋等环境介质之间迁移和扩散^[4], 对生态系统及生物健康造成严重威胁。

由于 MPs 体积小且化学性质稳定, 其在环境中难以降解和去除, 这已成为当前自然环境面临的巨大挑战。研究表明, MPs 进入环境介质后会在生态系统中大量积累^[5], 并引发一系列负面生态效应。MPs 因其较小的粒径特征和高比表面积特性, 显著增强了其在环境介质中的生物可利用性。在水环境中, MPs 能够被微藻、无脊椎动物及鱼类等跨营养级生物主动或被动摄食, 进而引发其生长抑制、生殖障碍和存活率下降等表型异常^[6]。如 MPs 会对微藻产生遮蔽效应, 从而抑制微藻的生长; MPs 被其他水生生物摄入后会对生物体的肠上

皮造成机械性损伤, 这种损伤触发了免疫反应, 导致了必需的肠道过程受阻, 包括分泌、消解和吸收^[7]。由于 MPs 体积小, 其很容易在水生和陆生生物中积累^[8], 并通过食物链转移 (如图 1 所示), 最终进入人类体内, 威胁人类健康。

然而, 前期关于 MPs 毒性效应的综述研究大多都集中于 MPs 针对单一营养级或者单一物种方面, 而对整个生态系统的风险评估较少。如 Wan 等^[9]整合了 MPs 在水生生态系统中的分布及其对水生生物的影响, 重点探讨了其对微藻的毒性作用; Pikuda 等^[10]则主要探讨了 MPs 对水蚤的影响等。本综述选取微藻 (初级生产者)、大型溞 (*Daphnia magna*) 及地中海贻贝 (*Mytilus galloprovincialis*) 等初级消费者/浮游动物、斑马鱼 (*Danio rerio*) 及海水青鳞 (*Oryzias melastigma*) 等脊椎动物/捕食者作为代表性水生模式生物, 以系统阐述 MPs 对不同营养级生物的毒性效应及其通过食物链对人类健康的潜在威胁。本研究系统评估了 MPs 的环境风险, 分析了现阶段的不足之处, 有利于未来对 MPs 研究的进一步拓展。

本综述的文献调研时间区间设定为 2005—2025 年, 这是由于 MPs 的环境问题是在近 20 年广

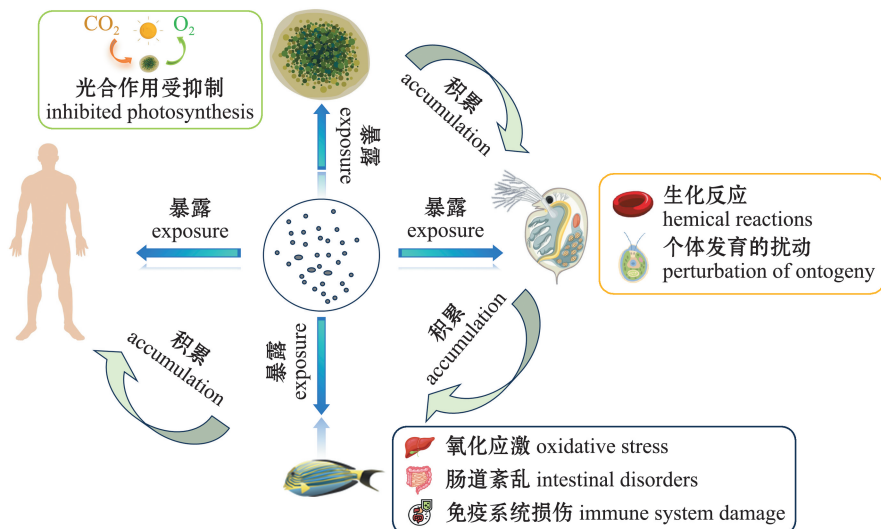


图 1 微塑料对水生生物毒性作用及沿食物链的健康风险传递

Fig. 1 Toxic effects of microplastics on aquatic organisms and health risk transfer along the food chain

泛受到关注, 相关研究数量显著增加。本研究中使用 Web of Science、Scopus、PubMed、Google Scholar 等主流学术数据库, 结合关键词 (如 microplastics、toxicity、ecological impact、microalgae, *Daphnia magna*, zebrafish 等) 进行系统检索, 并重点关注《Environmental Science & Technology》《Water Research》《Science of the Total Environment》等环境科学领域的顶级英文期刊, 以确保获取高质量的研究成果。近年来, 关于 MPs 的研究方法和技术的不断更新, 新的发现和新观点不断涌现, 因而本综述重点关注了近 5 年的文献。

1 MPs 对微藻的毒性影响

微藻是水生生态系统营养级的重要初级生产者, 在维持水生生态系统结构、功能和生物地球化学循环等方面发挥着重要作用^[11]。微藻易受 MPs 的胁迫, 而微藻种群的轻微破坏可能导致更高营养级的污染, 进而对食物链产生严重影响。MPs 对微藻的毒性效应受多因素共同调控, 其作用机制呈现显著的浓度依赖性与因素交互性。已有研究表明, MPs 的暴露浓度和暴露时间会影响其毒性强度^[12]。除浓度外, MPs 的理化性质 (如尺寸、形状、表面电荷与官能团)、种类及微藻种类的复杂相互作用, 进一步决定了毒性效应的方向与程度。这些因素相互作用, 决定了微藻对 MPs 的反应机制及毒性效应。下面将围绕这几个方面对 MPs 如何影响微藻进行讨论。

1.1 MPs 的理化性质

MPs 的尺寸是决定其对微藻毒性效应的主要因

素之一。Zhang 等^[13]通过研究不同浓度下的聚氯乙烯 (PVC) 对中肋骨条藻 (*Skeletonema costatum*) 的毒性试验发现, 平均直径为 1 μm 的 PVC 对中肋骨条藻的生长有明显的抑制作用, 而平均直径约 1 mm 的 PVC 对藻的生长速率无影响。研究人员将这一差异归因于两种 MPs 的尺寸不同, 即小尺寸 PVC 通过直接接触抑制微藻生长, 而大尺寸 PVC 虽然可以遮住部分光源, 但由于一些光依旧可以到达微藻细胞并满足微藻生长的需要, 因此不足以抑制细胞生长。这些发现在其他相关研究中也得到了进一步证实, 表明 MPs 的毒性随着粒径的减小而增强^[14]。研究发现, 小尺寸的 MPs 可能会通过吸附在藻类细胞表面, 进而引发一系列的不利影响, 如遮蔽效应、阻塞藻类孔隙从而干扰气体交换, 以及嵌入微藻细胞中等, 最终抑制微藻的正常生长。如 Fan 等^[15]通过代谢组学揭示了尺寸依赖的 MPs 毒性机制, 相较于 0.1 μm MPs, 大尺寸 MPs (10 μm 和 100 μm) 通过提供更大附着表面积, 更显著地扰动了铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 的氨基酸代谢、抗氧化防御和细胞膜合成等关键通路, 从而导致氧化应激和微囊藻毒素产量增加等表型效应。而小尺寸 MPs 尽管可被内化, 但其代谢影响相对较小, 提示尺寸并非越小毒性越强, 而是存在复杂的剂量-尺寸-生物响应关系。

此外, MPs 的形状是影响其对微藻毒性效应的重要因素之一。不同形状的 MPs 与微藻细胞之间的相互作用模式存在显著差异, 进而导致毒性表现不同。如 Chen 等^[16]研究发现, 球形等规则形状 MPs 对表面光滑的微藻 [如小球藻 (*Chlorella vul-*

garis)、三角褐指藻 (*Phaeodactylum tricornutum*)] 主要产生“凹陷”效应。该类颗粒在接触点压迫细胞壁并引起局部凹陷, 导致细胞表面出现皱褶与结构折痕, 留下碗状结构凹陷, 造成显著的机械损伤。相比之下, 真实水环境中的塑料废物通常呈不规则形状且具有尖锐边缘, 其较试验常用的规则微球更易刺穿微藻细胞壁, 导致更严重的机械损伤与细胞穿透。然而, 在典型硅藻 [如咖啡型双眉藻 (*Amphora coffeaeformis*)] 中, 上述机械损伤现象较为罕见^[17]。该类微藻具有坚硬且多孔的硅质外壳, MP_s 颗粒在与这类表面接触时易被捕获于密集的孔隙阵列中, 滞留时间延长, 从而主要通过化学浸出等方式产生毒性效应。这些差异表明, MP_s 的形状通过影响其与微藻细胞的接触方式、作用强度及持续时间, 进而调控毒性效应的表现, 该过程通常与微藻的细胞结构特征 (如细胞壁存在与否、表面光滑度等) 密切相关。

除物理损伤以外, MP_s 的表面电荷也会影响其对藻类的毒性。Bergami 等^[18] 研究发现, 当特式杜氏藻 (*Dunaliella tertiolecta*) 暴露于 40 nm 的阴离子羧基改性的 PS 时 (即带负电, PS-COOH), 即使浓度高达 50 μg/mL, 其生长也未受到抑制, 72 h 后, 生长速率的最大平均抑制率仅为 25.37%。然而, 当暴露于 50 nm 的阳离子氨基改性的 PS (即带正电, PS-NH₂) 时, 特式杜氏藻的生长则受到明显抑制。这是因为 PS-COOH 在微藻生长培养基中的强聚集模式降低了其生物利用度, 而 PS-NH₂ 在培养基中仍以纳米颗粒聚集体的形式存在, 从而导致特式杜氏藻生长受到抑制。这些研究结果表明, MP_s 表面电荷的性质在其毒性表现中起到了关键作用。

因此, 综合所有这些观察结果, MP_s 对微藻毒性作用的影响与 MP_s 本身的理化性质 (如尺寸、形状和所带表面电荷) 有关, 而这种作用模式也会受到其他因素的影响, 如 MP_s 的类型和受试物种的特异性。

1.2 MP_s 类型对微藻的影响

前期研究证实了不同类型 MP_s 对微藻生长的抑制作用存在显著差异。其中, 聚酰胺 (PA) 和 PVC 对微藻生长的负面影响最为显著, 其次是聚乙烯 (PE)、聚丙烯 (PP) 和聚苯乙烯 (PS)。如在 Hadiyanto 等^[19] 的研究中, PP 对螺旋藻 (*Spirulina*) 的损伤程度要大于 PE。Zhu 等^[20] 探究了相同尺寸 (74 μm) 不同类型 MP_s (PS、PE 和

PVC) 对中肋骨条藻的影响, 并报告了生长抑制作用由大至小依次为 PS<PE<PVC。这表明这些 MP_s 的毒性与其化学性质 (即疏水性) 有关。由于疏水性的差异, 一些 MP_s 更容易从水中沉淀出来, 从而降低了其对微藻的毒性作用。在另一项研究中, MP_s 对铜绿微囊藻的毒性作用由大致小依次为 PVC<PE<PA, 这与它们的结晶顺序一致, 研究人员将这种作用模式称为结晶度依赖性抑制。这可能是由于随着结晶度的增加, MP_s 的强度增加而透明度降低, 从而加剧了对微藻的不利影响^[21]。然而, 在不同的研究中, 同一类型的 MP_s 表现出不同的毒性作用顺序, 这表明毒性作用不仅与 MP_s 的化学性质有关, 还与受试微藻物种的特性密切相关^[22]。

与原始 MP_s 相比, 老化的 MP_s 对微藻的生长抑制作用更严重。如 Song 等^[23] 探究了原始和老化 PA 对蛋白核小球藻 (*Auxenochlorella pyrenoidosa*) 的毒性作用, 发现经紫外老化的 PA 对小球藻的抑制生长速率更高, 且随着老化时间的延长, 这种抑制作用更明显。这种现象归因于老化的 MP_s 变得更加多孔, 并伴有显著的表面氧化、功能基团变化、轻微的部分微裂纹和结晶度 (程度随老化条件而变化), 从而导致 MP_s 的老化更容易与微藻聚集并造成损害。

1.3 微藻的物种特异性

MP_s 对微藻的毒性不仅与 MP_s 本身特性有关, 还与微藻种类密切相关。与尺寸依赖效应不同, Liao 等^[24] 报道了小尺寸 PS 微球 (1 mg/L) 对纤细裸藻 (*Euglena gracilis*) 的抑制作用与大尺寸 PS 微球呈现了相似的规律, 这可能是因为纤细裸藻多变的细胞形态和更大的尺寸 (长为 32~55 μm, 宽为 8~9.6 μm) 有关, 且较小塑料的均匀聚集程度增加会抑制 MP_s 与微藻细胞的异相凝聚, 使得小尺寸的 PS 微球未表现出显著的毒性。

由于微藻细胞壁的大小和结构差异可能会影响其对太阳光的吸收。富含纤维素的微藻细胞壁可以充当颗粒穿透的屏障^[25]。然而, 这种屏障作用有物种差异性, 如特式杜氏藻, 无细胞壁。而一些硅藻如假微型海链藻 (*Thalassiosira pseudonana*), 具有硅酸盐细胞壁, 而另一些如淡水绿色微藻小球藻, 则显示出多糖的细胞壁^[14]。因此, 一些研究者将这些屏障的差异性与所产生的毒理学效应差异相关联。Venâncio 等^[26] 研究了聚甲基丙烯酸甲酯 (PMMA) 和 PS 对 4 种不同的海洋微藻 [假微型

海链藻、扁藻 (*Tetraselmis chuii*)、微拟球藻 (*Nannochloropsis gaditana*) 和等鞭金藻 (*Isochrysis galbana*)] 的影响, 研究发现, 假微型海链藻是对 MPs 最敏感的物种, 并将这种敏感性归因于它们的二氧化硅类细胞壁组成, 这种细胞壁有助于 MPs 的吸附和内成孔。

综上所述, MPs 对微藻的毒性作用主要因 MPs 理化性质, 以及 MPs 和微藻类型的不同而有所差异。目前对微藻的毒性研究主要集中在不可降解的 MPs, 对于生物可降解的 MPs 是否会对微藻具有影响研究较少, 在未来需要加以探究。

2 MPs 对水生无脊椎动物的影响

水生无脊椎动物如大型蚤、地中海贻贝是水生生态系统中 MPs 的初级消费者^[27-28]。这些无脊椎动物是生态系统的重要组成部分, 由于 MPs 污染等胁迫因素造成的种群破坏可能会对此类关键物种产生重大影响^[29]。此外, 这些无脊椎动物摄入的颗粒物可能导致水生食物链的生物富集或生物放大, 甚至对人类产生影响^[30]。因此, 需要全面了解 MPs 对水生无脊椎动物的潜在健康影响。

2.1 行为特征和滤食的个体反应

MPs 因粒径与沉积物颗粒相近, 易被滤食性动物摄入, 导致这类生物面临较高暴露风险。滤食性动物摄入的 MPs 会直接到达其肠道, 造成肠道堵塞, 从而影响其摄食效率、能量吸收, 甚至导致死亡^[31]。

游泳能力是浮游动物最重要的行为特征, 它关系到其寻找食物的能力和被捕食的概率。对于大型蚤而言, 游泳速度、游泳距离、跳跃频率等指标均可反映其游泳能力, 其中游泳速度是最常用的行为指标。MPs 会附着在大型蚤的体表和触角上, 干扰其划桨动作, 从而导致其游泳能力下降。如 Magester 等^[32]发现, 大型蚤接触 MPs 后会降低其游泳速度; 同时, 附着在大型蚤表面的 MPs 增加了其身体重力产生的负担, 这使得大型蚤的游泳模式表现出跳跃和下沉运动, 进而延长了大型蚤在水体底部的停留时间。

浮游动物游泳能力的变化将进一步影响其对浮游植物的滤食效率, 在捕食者和藻类浓度一定的情况下, 捕食者的游泳能力越强, 与藻细胞相遇的概率越大, 捕食效率越高。此外, 肠道功能是影响大型蚤捕食效率的关键因素, 当 MPs 被摄食后可在大型蚤体内蓄积, 对肠道造成堵塞和损伤, 进而影

响个体的捕食效率。

Pinheiro 等^[33]的研究表明, 贻贝暴露于 MPs 后, 其滤食率受到显著抑制。该现象的潜在机制可能与 MPs 颗粒在贻贝体内迁移过程中引发鳃组织磨损及睫状体损伤有关。对于滤食性类动物而言, 长期暴露于 MPs 环境下, 鳃组织持续性损伤可能带来的生态与生理效应值得重点关注。进一步的转录组分析显示, 与摄食行为调控密切相关的神经肽 F (NPF) 表达水平显著下调; 鉴于双壳类通常通过感知内部代谢信号调控摄食行为, 推测 NPF 的表达下调可能是导致贻贝滤食率降低的重要分子机制之一。

2.2 生理生化方面的个体反应

在污染环境中, 大型蚤会产生一系列生理生化反应来应对污染物的应激, 如免疫反应、热应激反应、氧化应激反应等。贻贝也会产生类似的免疫反应、氧化应激等响应。免疫反应是动物机体对不良环境的重要生理反应, 它可以清除体内的外来抗原, 维持机体的生理平衡和稳定^[34]。

血细胞数量可作为免疫活性的衡量指标。Sandler 等^[34]研究发现, 暴露于 MPs 的大型蚤, 其血细胞数量是未暴露组的 1.6 倍。结果表明, 暴露于 MPs 后, 大型蚤的免疫反应被显著激活, 这可能对大型蚤的生理健康产生较大的负担。热应激蛋白是动物在不利影响下产生的一组特异性蛋白质, 从而使动物快速适应环境变化, 保护机体免受损害或减轻损害。已有研究表明, 两种水蚤 (*D. magna* 和 *D. pulex*) 在暴露于 MPs 的情况下与 HSP 相关的基因 (*HSP60*、*HSP70* 和 *HSP90*) 表达上调^[35], 这表明热应激反应被激活, 生物体试图通过增加 HSP 的合成来应对 MPs 带来的应激压力。此外, 热应激反应可以诱发生物体的氧化应激反应 (即抗氧化系统的一系列变化)。生物体抗氧化系统中的重要指标包括活性氧 (ROS)、超氧化物歧化酶 (SOD)、过氧化氢酶 (CAT)、谷胱甘肽 S-转移酶 (GST) 和丙二醛 (MDA), 它们在应对外界污染应激中发挥着重要作用。研究发现, 大型蚤暴露于不含添加剂的 MPs 后, 体内 SOD 和 CAT 活性升高, 以减少氧自由基的危害^[36]。

贻贝在 MPs 胁迫下, 也会产生类似响应。血细胞作为双壳类动物的第一道防线, 可识别潜在病原体与异物, 进而触发包括吞噬作用激活在内的一系列炎症反应^[37]。Chang 等^[38]研究发现, 将贻贝暴露于 MPs 2 d 后, 其粒细胞与无粒细胞的吞噬活

性略有下降,且伴随溶酶体膜电位下降,导致关键吞噬系统紊乱程度加剧。Pinheiro 等^[33]在 4×10^5 Pa 压力条件下,10 mg/L 的 MPs 暴露组贻贝消化腺中脂质过氧化 (LPO) 水平较 1 mg/L 组显著降低,推测可能与该组中 CAT 与 GST 酶活性升高有关,二者通过反馈机制缓解了 ROS 的过度生成。此外,KEGG 通路分析显示,细胞凋亡通路显著富集,差异表达基因中促凋亡因子 *TRIM39* 和 *TAOK1* 均显著上调,进一步证实 MPs 暴露可激活贻贝细胞凋亡途径以清除受损细胞并维持机体稳态。

2.3 生长发育的个体反应

面对 MPs 的胁迫,生物体会利用生长发育所需的部分能量来解毒和消除毒物,以适应这种胁迫环境。同时,MPs 引起的肠道堵塞不利于营养物质的吸收,这些变化共同危及生物体的生长发育^[39]。MPs 胁迫通常会对大型溞的胚胎发育过程产生负面影响,甚至可能导致新生溞畸形或死亡,如 Bes-seling 等^[25]发现,暴露于高浓度 PS 颗粒导致新生溞的畸形率达到 68%,并观察到了几种畸形的表现,如身体内部空泡、触角缩短、头胸部肿块和尾棘改变。此外,在使用 MPs 的慢性毒性试验中观察到大型溞生长速度减缓。Zhang 等^[40]利用基因组学方法研究了 MPs 对蚤状溞 (*Daphnia pulex*) 的影响,结果表明,蚤状溞暴露于 1 mg/L 的 PS 21 d 后,与代谢合成相关的海藻糖转运蛋白 (TRET1) 和海藻糖 6-磷酸合成酶 (TPS) 的基因表达受到抑制,这进一步阻碍了其正常的生长发育。

Boukadida 等^[41]通过研究贻贝幼虫对环境相关浓度 MPs 的发育响应,明确了其发育异常特征及剂量-效应关系,其中,发育停滞是各 MPs 浓度及盐度条件下均普遍存在的主要幼虫异常类型,且观察到双相响应——低浓度 (1、10 $\mu\text{g/L}$) MPs 主要诱导外套膜畸形,高浓度 (50、100 $\mu\text{g/L}$) MPs 则主要导致贝壳畸形;同时,肿瘤蛋白 p53 (*p53*)、DNA 连接酶 (*DNA ligase*) 基因表达显著上调,DNA 损伤修复机制激活。

MPs 对生物体发育的影响还受到其他因素(如食物供应)的影响。因此,也可能出现与上述结果不同的现象。如当个体能够获得足够的食物时,MPs 对其生长发育影响相对较小^[42]。然而,在自然环境中,食物短缺是常态,因此,在食物充足的试验条件下评估 MPs 对生物体的影响时,可能会低估其生态风险。

2.4 繁殖能力、种群动态和群落功能

如前所述,生物体摄入 MPs 会导致肠道堵塞和食物摄入受阻。因此,为了维持正常生长和克服能量受限时出现的不良生理生化反应,分配给生殖的能量可能会减少。大型溞的生活史特征是衡量种群繁殖能力的重要指标。其中,单雌总产仔数是最直接反映繁殖能力的指标。Liu 等^[43]观察到,在 PS-MPs 的胁迫下,蚤状溞的首次产卵时间推迟,且 21 d 的单雌总产仔数减少。

一些研究人员发现,MPs 会影响大型溞的寿命,如 Kelpsiene 等^[44]发现,虽然 MPs 的存在未影响大型溞的后代总数,但个体的寿命缩短至原来的 1/3,而寿命的缩短可以改变种群年龄结构和种群动态。此外,MPs 还可能调控水蚤的子代性别比,研究发现,在 MPs 胁迫下,蚤状溞雄性比例增加,这归因于 MPs 暴露激活了蚤状溞中关键基因双性基因 (*DMRTA*) 及双性与 *mab-3* 相关转录因子 1 (Doublesex and *mab-3* related transcription factor-like protein 1, *DMRT1*) 的表达水平,进而导致了幼体性别比例的变化^[40]。然而,上述生活史特征的反应会受到食物供应的影响。当获得的能量能够同时满足适应胁迫和生长繁殖的需要时,可以有效缓解 MPs 对水蚤生长繁殖的负面影响。

贻贝在受到 MPs 胁迫后也会产生类似的影响,如 Romdhani 等^[45]通过将贻贝雌雄配子短期 (1 h) 暴露于环境相关浓度 (50、100 $\mu\text{g/L}$) 的 MPs 后进行交叉受精,评估其对繁殖后代的影响,发现受精成功率显著降低,并存在胚胎毒性与幼虫畸形。其作用机制为 MPs 经配子摄入或吸附后,可诱导 DNA 损伤,并激活 P53 介导的线粒体凋亡通路(表现为 *Bax/Bcl-2* 失衡及 *Caspase-3* 激活),同时抑制 DNA 修复过程 (*DNA ligase* 表达下调) 与细胞增殖过程 (*PTMA* 表达下调);过度细胞凋亡与增殖障碍进而导致胚胎发育异常,最终表现为受精率降低及幼虫畸形率显著升高,对贻贝种群延续构成严重威胁。

繁殖能力关系到种群的延续。虽然污染物对个体的生存影响不大,但改变个体生活史的特征可能会影响一个物种的种群动态,甚至危及种群的延续。因此,物种特异性对 MPs 的适应能力差异可能会改变生物群落的组成。

3 MPs 对典型鱼类的影响

斑马鱼是一种重要的模式生物,具有体积小、

成本低、易于复制、繁殖周期短等优点,且具有与人类高度相似的基因、中枢神经系统、心血管系统和肠道,广泛应用于评价淡水中 MPs 生殖毒性、神经毒性和生长相关毒性的研究^[46]。海水青鳉是一种关键的海洋模式生物,具有体型微小、适应盐度范围广、实验室饲养管理便捷、繁殖效率高且世代周期短等优势,且在基因序列、内分泌系统、免疫系统等方面与人类拥有较高的同源性,广泛应用于评估海洋环境中 MPs 等污染物毒性的研究^[47]。

3.1 MPs 对典型鱼类生长发育的影响

胚胎期对于水生动物的发育至关重要,胚胎绒毛膜是抵御外源污染物的有效屏障。Duan 等^[48]观察到斑马鱼胚胎绒毛膜对 PS 颗粒表现出高亲和力,PS 覆盖在绒毛膜外表面影响绒毛膜孔隙的通畅性,在胚胎内部形成缺氧微环境使得胚胎孵化延迟,研究者还观察到 PS 颗粒诱导的发育毒性及代谢途径的改变,尽管 MPs 可以被胚胎绒毛膜有效阻挡,但它们仍然会影响水生生物的早期发育。类似的研究中,Zhou 等^[49]在环境相关浓度下用不同粒径的 PS 探究了其对早期斑马鱼胚胎的毒性,研究发现,小粒径的 PS (100、500 nm) 可通过绒毛膜孔进入胚胎内部,而大粒径的 PS 颗粒 (1 000 nm) 在孵化后被幼鱼口腔摄入,从而在不同组织中积累。所有粒径的 PS 均导致孵化率降低、畸形率升高或运动活性降低,并表现出发育毒性和神经毒性,而小尺寸的 PS 表现出来的毒性作用更强。

生物可降解塑料也会对斑马鱼的生长发育有负面影响,研究表明,斑马鱼幼鱼暴露于聚乙醇酸 (PGA) 和聚乳酸 (PLA) 可导致发育迟缓、存活率和孵化率降低,以及昼夜节律中断^[50]。

海水青鳉相关研究也呈现出类似的结果。MPs 能够在卵膜表面积累,导致胚胎孵化率降低。Liu 等^[51]研究发现,PS-MPs 主要位于胚胎绒毛膜表面,黏附在该膜上的丝状微绒毛上,导致绒毛膜形态紊乱,并在 2、20 mg/L PS-MPs 暴露条件下死亡率显著增加。Wang 等^[52]的研究显示,经 PS-MPs 暴露 45 d 后,幼鱼的体质量与体长均显著下降,其体长抑制效应与 MPs 浓度呈正相关;在分子层面分析发现,胰岛素样生长因子 (IGF-I)、胰岛素样生长因子 I 受体 (IGF-IR) 及生长激素受体 (GHR) 的信使核糖核酸 (mRNA) 表达水平均显著下调。

研究表明,不同粒径,不同类型的 MPs 都会

影响鱼类的生长发育,主要表现为胚胎延迟孵化、孵化率降低、畸形率增加,以及体长、体质量下降等。

3.2 MPs 对典型鱼类的肠道损伤

MPs 表面的不规则性使其在被摄入到肠道时容易导致肠道病理损伤,而肠道杯状细胞和分泌的黏液可以保护肠黏膜免受损伤并抵抗细菌的渗透^[53]。Imhof 等^[35]发现,暴露于 PS-MPs,以及 PS-MPs 和四环素共暴露下可导致斑马鱼肠道黏膜损伤,具体表现为结构破坏、空泡化、纤毛缺陷、黏液分泌和杯状细胞数量减少,同时其 MDA 含量增加,这表明引起了斑马鱼肠道的氧化损伤。Pei 等^[54]探究了不同粒径 (5、10 μm) 和不同浓度 (100、1 000 $\mu\text{g}/\text{mL}$) PS 颗粒对斑马鱼的影响,观察到肠绒毛损伤,细胞空泡化,组织结构溶解,并且表现为塑料颗粒越小、浓度越高损伤越严重。

肠道菌群对肠道屏障功能、代谢动态平衡和免疫系统发育具有至关重要的调控作用。研究表明,MPs 暴露可显著干扰斑马鱼肠道菌群稳态,进而引发代谢与免疫紊乱。Shin 等^[55]发现,MPs 暴露导致了斑马鱼肠道中变形菌门 (Proteobacteria) 丰度降低,同时伴随肠道内毒素 (LPS) 释放增加。类似地,Zhu 等^[56]探究了 PS 对斑马鱼幼鱼肠道菌群的影响,结果发现,PS 显著降低物种丰富度 (即 Chao1 指数和 Ace 指数),但提高了物种多样性 (即 Simpson 指数);在门水平上,研究者观察到变形菌门相对丰度减少,但拟杆菌门 (Bacteroidetes)、放线菌门 (Actinobacteria) 和厚壁菌门 (Firmicutes) 丰度增加,这些结果表明,PS 有破坏肠道微生物群的潜力,而这些破坏可能导致氧化应激和炎症反应。

此外,有研究发现,相较于传统石油基的塑料 (聚对苯二甲酸乙二酯, PET),斑马鱼更容易摄食生物可降解的塑料 (PLA),这也加剧了鱼肠道的组织病理学损伤,研究结果表明,PLA 处理组的肠腔内黏液积累量比 PET 处理组更严重,意味着 PLA 摄入诱导了更严重的肠道上皮损伤和更强的肠道炎症作用^[57]。Teng 等^[58]发现,聚乙醇酸 (PGA) 暴露会破坏斑马鱼肠道菌群稳态,促使细胞内毒素 LPS 的过量产生及神经递质 5-羟色胺 (5-HT) 水平升高,从而通过肠-肝-脑轴引发肝脏脂质沉积和神经行为异常。此外,有研究对比了传统石油基塑料 (如 PET) 与生物可降解塑料 (如 PLA) 的毒性效应,表明 PET-MPs 对斑马鱼肠道

优势菌群组成的扰动程度高于 PLA-MPs, 但两者均通过干扰菌群-宿主代谢的相互作用诱发肠道功能障碍^[59]。

MPs 也会引起海水青鳉肠道损伤和肠道微生物发生改变。Kang 等^[36]将海水青鳉暴露在粒径为 45 μm 、浓度为 2.5 $\mu\text{g}/\text{mL}$ PS-MPs 中, 发现其肠道组织出现粒径依赖性的病理改变, 具体表现为肠道结构损伤与黏液分泌量增加。同时, 肠道中 D-乳酸水平显著上升, 该物质为肠道细菌代谢产物, 其含量升高提示肠道屏障功能受损。屏障受损一般伴随肠道菌群失衡。Wen 等^[60]研究发现, 将青鳉分别暴露在 0、200 $\mu\text{g}/\text{L}$ PE-MP 和 200 $\mu\text{g}/\text{L}$ PLA-MPs 60 d 后, MPs 处理组幼鱼小肠绒毛明显脱落, 并造成肠道组织损伤及萎缩。在相同的暴露浓度下, PLA 对幼鱼肠道造成的物理损伤比 PE 更严重, 推测青鳉更倾向于摄食 PLA。此外, PE 处理组中链霉菌属 (*Streptomyces*) 的丰度显著升高, 该菌可通过产生链霉素为宿主提供抗菌保护, 其在暴露后的富集可能是宿主对肠道损伤的一种应激响应。Byeon 等^[61]发现, 分别暴露于 2.5、2.5 mg/L PS-MPs 中 1 个月, 海水青鳉肠道菌群中鲸杆菌属 (*Cetobacterium*) 均有所减少, 鲸杆菌作为淡水鱼类肠道中的核心菌群, 可合成维生素 B₁₂, 其减少可能对宿主的营养状况产生不利影响。

3.3 MPs 诱导的氧化应激和炎症反应

氧化应激在评估污染物的生物毒性中起着关键作用。在正常生理状态下, 生物体内 ROS 含量相对稳定, 主要参与调节吞噬细胞的吞噬作用; 然而, 在病理条件下, ROS 含量显著增加, 可对机体造成氧化损伤, 此时 SOD 可将 ROS 转化为 H₂O₂ 和 O₂, 而 CAT 可将其消除或转化为无害形式, 两者均可有效降低氧自由基对机体的损伤; MDA 水平反映了由过量 ROS 引起的脂质过氧化作用, 且通常用于评估由污染物引起的脂质损伤^[43]。

Zhang 等^[62]研究发现, 暴露于 PS-MPs 的斑马鱼幼鱼体内 ROS 含量显著增加, 导致体内 MDA 含量增加, 这表明斑马鱼体内抗氧化机制被激活, 且 50 μm 比 5 μm 的 PS-MPs 可引起更高的抗氧化酶诱导和氧化应激损伤。而 Pei 等^[54]研究了直径分别为 50、100 nm, 浓度分别为 100、1 000 $\mu\text{g}/\text{mL}$ 的 PS-MPs 对斑马鱼的抗氧化活性, 结果表明, 较小直径或较高浓度会导致更高的抗氧化酶活性。此外, Choi 等^[63]探究了原始和紫外老化的 PP (UV-PP) 对斑马鱼的毒性效应, 结果发现, UV-PP 组

中 SOD 的 mRNA 表达显著上调, 而两个处理组之间无明显差异。

Zhang 等^[64]研究发现, 海水青鳉 F₁ 幼虫暴露于 0~25 dph 的 MPs 下会增加 F₁ 幼虫的 MDA 含量, 以及 TAC、SOD 和 CAT 活性, 在 F₂ 幼虫中也观察到 MDA 含量和 CAT 活性的增加。通过研究 Nrf2 通路中的基因表达, 揭示了相关机制。海水青鳉 F₁ 幼虫其抗氧化通路关键调控基因 *nrf2* 及下游 *sod1*、*sod2*、*cat*、*mt2* 基因表达下调, 导致主动抗氧化能力削弱, 难以抵御氧化损伤, 与 F₁ 幼虫 MDA 含量增加的氧化损伤结果一致。F₂ 幼虫中 *nrf2*、*keap1a/keap1b* 及 *sod1*、*sod2*、*cat*、*mt2* 基因表达上调, 体现出对亲代 MPs 暴露的适应性应激响应, 试图通过强化抗氧化系统代偿潜在跨代损伤, 但 F₂ 幼虫仍存在 MDA 含量和 CAT 活性增加的情况, 表明其抗氧化防御仍处于应激状态。

3.4 MPs 诱导的生殖毒性

繁殖是保证物种生存和延续的基本过程, 对种群的延续和稳定至关重要。这是一项能量密集型的活动, 营养摄入不足或受到环境压力均可能会对生物体的生殖能力产生重大影响, 而 MPs 在水环境中广泛存在会导致性腺损伤和生殖功能受损。评估斑马鱼生殖健康的一个关键指标是性腺指数 (GSI), 即性腺质量与总质量的比值, Zhang 等^[65]发现, 暴露于 PLA 5 周后, 斑马鱼的 GSI 显著降低。氧化应激是 MPs 诱导斑马鱼生殖毒性的一个重要因素, 由于生殖器官细胞分裂速率、线粒体耗氧量和不饱和脂肪酸水平高于其他组织, 生殖器官尤其容易受到氧化应激的影响^[66]。研究表明, MPs 暴露会导致鱼类性腺中 ROS 过度产生, 而这种 ROS 的过量产生会引起性腺组织中的氧化应激^[66]。

MPs 暴露还会导致生殖细胞的凋亡, 并破坏卵巢的组织结构, Lin 等^[67]发现, 暴露于 2 mg/L 的 PS 21 d, 可导致斑马鱼体内成熟的精子细胞和精子数量显著减少。此外, Zhang 等^[65]的研究中发现, PLA 表现出较高的生殖毒性, 导致卵母细胞的异常分化, 性激素水平的破坏。MPs 对产卵量的影响存在差异, Lei 等^[68]研究表明, PS 会减少成年斑马鱼产卵量; Zhang 等^[65]研究表明, PLA 对产卵量无特征性差异, 但受精卵质量严重受损, 后代死亡率升高、孵化率降低, 毒性侧重生殖质量而非生殖数量。

MPs 暴露对海水青鳉也会产生类似的生殖毒

性, Zhang 等^[64]研究发现, 150 d 的 PS-MPs 暴露会降低海水青鲙的产卵率、受精率及生殖腺指数, 导致雌雄鱼性腺形态改变、繁殖力下降。其分子机制主要为 MPs 通过干扰雌雄鱼繁殖轴关键调控基因转录, 使血浆雌二醇 (E_2) 水平降低、睾酮 (T) 水平升高; 其中 E_2 下降会减少肝脏中卵黄蛋白原 (Vtg) 与卵黄蛋白原相关蛋白 (Chg) 的合成, 进而导致卵巢成熟延迟。对雄鱼精巢的转录组分析显示, 20 $\mu\text{g/L}$ MPs 可诱导 4 500 余个差异表达基因, 这些基因主要参与神经活性配体-受体相互作用、类固醇激素生物合成、 γ -氨基丁酸能突触及细胞色素 P450 代谢通路, 最终造成精巢形态损伤。

4 MPs 与其他污染物的联合毒性效应

除单一 MPs 的自身毒性外, 其与环境中共存污染物 (如重金属、其他有机污染物、农药等) 所引发的复合污染联合毒性效应近年来备受关注。MPs 因其较大比表面积和疏水性, 可作为其他污染物的载体, 共同进入生物体, 产生协同、相加或拮抗等毒性效应。

Cao 等^[69]研究发现, 同时暴露于 50 $\mu\text{g/L}$ PS 和 50 $\mu\text{g/L}$ Cd^{2+} 条件下可产生协同效应, 显著抑制微藻生长, 基于液相色谱-质谱 (LC-MS) 技术的代谢组学分析表明, 联合暴露显著干扰碳水化合物与嘌呤代谢相关通路, 并引发脂质代谢和氨基酸代谢紊乱。Lee 等^[70]将大型溞暴露于 2 μm MPs 与三氯生 (TCS) 中 48 h, 通过检测 PI3K/Akt/mTOR 和 MAPK 信号通路相关指标、体内终点参数、抗氧化反应、多异生素耐药性 (MXR) 活性及自噬相关蛋白表达, 发现 MPs 与 TCS 联合暴露可抑制 MXR 活性, 导致 TCS 在生物体内积累增加, 从而引发协同毒性作用。Sun 等^[71]研究发现, MPs 本身毒性有限, 但当其表面附着副溶血性弧菌 (*Vibrio parahaemolyticus*) 作为病原体载体时, 毒性会显著增强。不仅引发 ROS 爆发, 超出细胞自我调节能力, 还通过上调 FADD 与 Caspase-8 激活凋亡通路, 最终诱导贻贝血细胞凋亡及强烈氧化应激。Zhao 等^[72]发现, 老化后的 PE-MPs 能够吸附更多的高效氯氟氰菊酯 (LCT), 老化前后 PE-MPs 的存在均加剧 LCT 对斑马鱼的氧化应激, 导致生物体中 MDA 水平较高, 最终增强 LCT 的毒性。

5 结论和展望

本研究中总结了 MPs 对水生生态系统多营养

级生物 (微藻、大型溞和斑马鱼) 的毒性效应和作用机制, 并得出以下结论。1) MPs 对藻类的毒性呈现显著的尺寸与表面电荷依赖性, 小尺寸及正电荷 MPs 通过遮蔽效应、机械损伤与氧化应激显著抑制微藻生长, 实际水环境中不规则 MPs 易造成更严重的细胞损伤, 而老化 MPs 因表面氧化与粒径减小进一步加剧对藻类的毒性; 2) MPs 通过黏附体表、肠道堵塞及能量分配失衡, 导致大型溞游泳能力下降、贻贝壳矿化异常, 氧化应激及生殖抑制, 并可能通过性别比调控威胁种群延续; 3) MPs 暴露引发斑马鱼和海水青鲙胚胎发育延迟、肠道组织病理损伤、菌群紊乱及生殖毒性, 且生物可降解 PLA-MPs 因高摄取率与表面反应活性展现出与传统 PS-MPs 相当甚至更强的毒性。

此外, 多项研究表明, 在人体组织中也检测到 MPs 的存在, 这意味着长期接触 MPs 可能会对人类健康产生潜在威胁。但是目前仍缺乏 MPs 暴露对人类健康危害的研究, 因而在未来的工作中应深入探索 MPs 对人类的健康影响及作用机制。目前在实验室展开的 MPs 毒性模拟试验, 包括本综述中所提到的研究, 大多使用的都是纯度较高的原始 MPs, 而 MPs 在环境运输过程中经过紫外线照射和风化会破碎成不规则颗粒, 因而在未来的毒理学研究中, 应当探究形态不规则 MPs 的生态风险, 并且考虑到环境的作用, 在环境中的 MPs 总是不可避免地被生物冠修饰, 因此应当探究改性 MPs 与原始 MPs 的不同毒理学效应。

参考文献:

- [1] ANDRADYA L, NEAL M A. Applications and societal benefits of plastics[J]. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences, 2009, 364(1526): 1977-1984.
- [2] CHIARA S, LUSA C, ELENA Z. Microplastic's story[J]. Marine Pollution Bulletin, 2021, 162: 111820.
- [3] KARBALAEI S, HANACHI P, WALKER T R, et al. Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2018, 25(36): 36046-36063.
- [4] SARIJAN S, AZMAN S, SAID M I M, et al. Microplastics in freshwater ecosystems: a recent review of occurrence, analysis, potential impacts, and research needs[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2021, 28(2): 1341-1356.
- [5] XIANG Y J, JIANG L, ZHOU Y Y, et al. Microplastics and environmental pollutants: Key interaction and toxicology in aquatic and soil environments[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 422: 126843.
- [6] D' COSTA A H. Microplastics in decapod crustaceans: Accumulation, toxicity and impacts, a review[J]. Science of the Total Environment, 2022, 812: 151843.

- ronment, 2022, 832: 154963.
- [7] AHRENDT C, PEREZ-VEGAS D J, URBINA M, et al. Microplastic ingestion cause intestinal lesions in the intertidal fish *Girella laevis* [J]. Marine Pollution Bulletin, 2020, 151: 110795.
- [8] DANOPOULOS E, JENNER L C, TWIDDY M, et al. Microplastic contamination of seafood intended for human consumption: a systematic review and meta-analysis [J]. Environmental Health Perspectives, 2020, 128(12): 126002.
- [9] WAN J K, CHU W L, KOK Y Y, et al. Distribution of microplastics and nanoplastics in aquatic ecosystems and their impacts on aquatic organisms, with emphasis on microalgae [J]. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 2018.
- [10] PIKUDA O, ROUBEAU DUMONT E, CHEN Q Q, et al. Toxicity of microplastics and nanoplastics to *Daphnia magna*: current status, knowledge gaps and future directions [J]. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 2023, 167: 117208.
- [11] SÁNCHEZ-FORTÚN A, D'ORS A, FAJARDO C, et al. Influence of contaminant-spiked polyethylene-type microplastics on the growth and primary production of the freshwater phytoplankton species *Scenedesmus armatus* and *Microcystis aeruginosa* [J]. Environmental and Experimental Botany, 2022, 203: 105061.
- [12] ZHAO T, TAN L J, HUANG W Q, et al. The interactions between micro polyvinyl chloride (mPVC) and marine dinoflagellate *Karenia mikimotoi*: The inhibition of growth, chlorophyll and photosynthetic efficiency [J]. Environmental Pollution, 2019, 247: 883-889.
- [13] ZHANG C, CHEN X H, WANG J T, et al. Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: Interactions between microplastic and algae [J]. Environmental Pollution, 2017, 220: 1282-1288.
- [14] SJOLLEMA S B, REDONDO-HASSELERHARM P, LESLIE H A, et al. Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? [J]. Aquatic Toxicology, 2016, 170: 259-261.
- [15] FAN Y F, LIU T, QIAN X, et al. Metabolic impacts of polystyrene microplastics on the freshwater microalga *Microcystis aeruginosa* [J]. Science of the Total Environment, 2022, 836: 155655.
- [16] CHEN F Y, CHEN Y G, PAN K, et al. Species-specific deformation of microalgae in the presence of microplastics [J]. Environmental Chemistry Letters, 2024, 22(3): 953-959.
- [17] CHEN F Y, MA J, ZHONG Z H, et al. Silicon limitation impairs the tolerance of marine diatoms to pristine microplastics [J]. Environmental Science & Technology, 2023, 57(8): 3291-3300.
- [18] BERGAMI E, PUGNALINI S, VANNUCCINI M L, et al. Long-term toxicity of surface-charged polystyrene nanoplastics to marine planktonic species *Dunaliella tertiolecta* and *Artemia franciscana* [J]. Aquatic Toxicology, 2017, 189: 159-169.
- [19] HADIYANTO H, KHOIRONI A, DIANRATRI I, et al. Interactions between polyethylene and polypropylene microplastics and *Spirulina* sp. microalgae in aquatic systems [J]. Heliyon, 2021, 7(8): e07676.
- [20] ZHU Z L, WANG S C, ZHAO F F, et al. Joint toxicity of microplastics with triclosan to marine microalgae *Skeletonema costatum* [J]. Environmental Pollution, 2019, 246: 509-517.
- [21] KIKI C, ADÉOYÉ A B E, LI X, et al. Contrasting effects of phytoplankton aging on microplastic antibiotic adsorption depending on species tolerance, and biofouling level [J]. Water Research, 2023, 237: 119992.
- [22] GUO Z H, LI J M, ZHANG Z Q. Meta-analysis for systematic review of global micro/nano-plastics contamination versus various freshwater microalgae: Toxicological effect patterns, taxon-specific response, and potential eco-risks [J]. Water Research, 2024, 258: 121706.
- [23] SONG W, FU C X, FANG Y N, et al. Single and combined toxicity assessment of primary or UV-aged microplastics and adsorbed organic pollutants on microalga *Chlorella pyrenoidosa* [J]. Environmental Pollution, 2023, 318: 120925.
- [24] LIAO Y C, JIANG X F, XIAO Y, et al. Exposure of microalgae *Euglena gracilis* to polystyrene microbeads and cadmium: Perspective from the physiological and transcriptional responses [J]. Aquatic Toxicology, 2020, 228: 105650.
- [25] BESSELING E, WANG B, LÜRLING M, et al. Nanoplastic affects growth of *S. Obliquus* and reproduction of *D. Magna* [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(20): 12336-12343.
- [26] VENÂNCIO C, FERREIRA I, MARTINS M A, et al. The effects of nanoplastics on marine plankton: a case study with polymethylmethacrylate [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 184: 109632.
- [27] 于国欣, 邵旭东, 曾平平, 等. 不同粒径聚苯乙烯微球对长额象鼻蚤的毒性效应 [J]. 大连海洋大学学报, 2023, 38(2): 284-290.
- YU G X, SHAO X D, ZENG P P, et al. Research of environmental toxic effects of different particle sizes of polystyrene microspheres on cladoceran (*Bosmina longirostris*) [J]. Journal of Dalian Ocean University, 2023, 38(2): 284-290. (in Chinese)
- [28] SAMADI A, KIM Y, LEES A, et al. Review on the ecotoxicological impacts of plastic pollution on the freshwater invertebrate *Daphnia* [J]. Environmental Toxicology, 2022, 37(11): 2615-2638.
- [29] CUENCA CAMBRONERO M, MARSHALL H, DE MEESTER L, et al. Predictability of the impact of multiple stressors on the keystone species *Daphnia* [J]. Scientific Reports, 2018, 8(1): 17572.
- [30] SMITH M, LOVE D C, ROCHMAN C M, et al. Microplastics in seafood and the implications for human health [J]. Current Environmental Health Reports, 2018, 5(3): 375-386.
- [31] ELTEMSAH Y S, BØHN T. Acute and chronic effects of polystyrene microplastics on juvenile and adult *Daphnia magna* [J]. Environmental Pollution, 2019, 254: 112919.
- [32] MAGESTER S, BARCELONA A, COLOMER J, et al. Vertical distribution of microplastics in water bodies causes sublethal effects and changes in *Daphnia magna* swimming behaviour [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021, 228: 113001.
- [33] PINHEIRO M, LOPES C, ALVES N, et al. Microplastics in the deep: Suspended particles affect the model species *Mytilus galloprovincialis* under hyperbaric conditions [J]. Environmental Pollution, 2025, 373: 126195.
- [34] SADLER D E, BRUNNER F S, PLAISTOW S J. Temperature and clone-dependent effects of microplastics on immunity and life his-

- tory in *Daphnia magna* [J]. Environmental Pollution, 2019, 255: 113178.
- [35] IMHOF H K, RUSEK J, THIEL M, et al. Do microplastic particles affect *Daphnia magna* at the morphological, life history and molecular level? [J]. PLoS One, 2017, 12(11): e0187590.
- [36] KANG H M, BYEON E, JEONG H, et al. Different effects of nano- and microplastics on oxidative status and gut microbiota in the marine medaka *Oryzias melastigma* [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 405: 124207.
- [37] BALBI T, AUGUSTE M, CIACCI C, et al. Immunological responses of marine bivalves to contaminant exposure; contribution of the-omics approach [J]. Frontiers in Immunology, 2021, 12: 618726.
- [38] CHANG X Y, WANG W X. *In vivo* bioaccumulation and responses of hemocytes of mussels *Perna viridis* to microplastics and nanoplastics exposure [J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 480: 135939.
- [39] PAN Y, LONG Y Y, HUIJ, et al. Microplastics can affect the trophic cascade strength and stability of plankton ecosystems *via* behavior-mediated indirect interactions [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 430: 128415.
- [40] ZHANG W Y, LIU Z Q, TANG S K, et al. Transcriptional response provides insights into the effect of chronic polystyrene nanoplastic exposure on *Daphnia pulex* [J]. Chemosphere, 2020, 238: 124563.
- [41] BOUKADIDA K, MLOUKA R, ABELOUAH M R, et al. Unraveling the interplay between environmental microplastics and salinity stress on *Mytilus galloprovincialis* larval development; a holistic exploration [J]. Science of the Total Environment, 2024, 927: 172177.
- [42] CASTROG B, BERNEGOSI A C, FELIPE M C, et al. Is the development of *Daphnia magna* neonates affected by short-term exposure to polyethylene microplastics? [J]. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 2020, 55(8): 935-946.
- [43] LIU Z Q, YU P, CAI M Q, et al. Polystyrene nanoplastic exposure induces immobilization, reproduction, and stress defense in the freshwater cladoceran *Daphnia pulex* [J]. Chemosphere, 2019, 215: 74-81.
- [44] KELPSIENE E, TORSTENSSON O, EKVAL M T, et al. Long-term exposure to nanoplastics reduces life-time in *Daphnia magna* [J]. Scientific Reports, 2020, 10(1): 5979.
- [45] ROMDHANI I, VENDITTI M, GALLO A, et al. Environmental microplastics compromise reproduction of the marine invertebrate *Mytilus galloprovincialis*; a holistic approach [J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 480: 136219.
- [46] HORZMANN K A, FREEMAN J L. Making waves; new developments in toxicology with the zebrafish [J]. Toxicological Sciences, 2018, 163(1): 5-12.
- [47] QIU S Q, HUANG G Y, LI X P, et al. A comparative study on endocrine disrupting effects of leachates from virgin and aged plastics under simulated media in marine medaka larvae (*Oryzias melastigma*) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 446: 130700.
- [48] DUAN Z H, DUAN X Y, ZHAO S, et al. Barrier function of zebrafish embryonic chorions against microplastics and nanoplastics and its impact on embryo development [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 395: 122621.
- [49] ZHOU R R, ZHOU D, YANG S X, et al. Neurotoxicity of polystyrene nanoplastics with different particle sizes at environment-related concentrations on early zebrafish embryos [J]. Science of the Total Environment, 2023, 872: 162096.
- [50] LUAN J L, ZHANG S H, XU Y X, et al. Effects of microplastic exposure on the early developmental period and circadian rhythm of zebrafish (*Danio rerio*): a comparative study of polylactic acid and polyglycolic acid [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2023, 258: 114994.
- [51] LIU L, DU R Y, JIA R L, et al. Micro (nano) plastics in marine medaka: Entry pathways and cardiotoxicity with triphenyltin [J]. Environmental Pollution, 2024, 342: 123079.
- [52] WANG J, ZHENG M Y, LU L, et al. Adaptation of life-history traits and trade-offs in marine medaka (*Oryzias melastigma*) after whole life-cycle exposure to polystyrene microplastics [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 414: 125537.
- [53] SCHAMMER M, HORSTMANN B, LATZ A. Theory of transport in highly concentrated electrolytes [J]. Journal of the Electrochemical Society, 2021, 168(2): 026511.
- [54] PEI X, HENG X, CHU W H. Polystyrene nano/microplastics induce microbiota dysbiosis, oxidative damage, and innate immune disruption in zebrafish [J]. Microbial Pathogenesis, 2022, 163: 105387.
- [55] SHIN N R, WHON T W, BAE J W. Proteobacteria; microbial signature of dysbiosis in gut microbiota [J]. Trends in Biotechnology, 2015, 33(9): 496-503.
- [56] ZHU B R, CHEN X L, ZHANG T T, et al. Interactions between intestinal microbiota and metabolites in zebrafish larvae exposed to polystyrene nanoplastics; Implications for intestinal health and glycolipid metabolism [J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 472: 134478.
- [57] DUAN Z H, CHENG H D, DUAN X Y, et al. Diet preference of zebrafish (*Danio rerio*) for bio-based polylactic acid microplastics and induced intestinal damage and microbiota dysbiosis [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 429: 128332.
- [58] TENG M M, ZHAO X L, WANG C J, et al. Polystyrene nanoplastics toxicity to zebrafish; dysregulation of the brain-intestine-microbiota axis [J]. ACS Nano, 2022, 16(5): 8190-8204.
- [59] DUAN Z H, CHEN Y Z, DOU Y H, et al. Plastic food? Energy compensation of zebrafish (*Danio rerio*) after long-term exposure to polylactic acid biomicroplastics [J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 466: 133604.
- [60] WEN S B, YIN X R, ZHANG Y K, et al. Chronic exposure to low concentrations of microplastics causing gut tissue damage but non-significant changes in the microbiota of marine medaka larvae (*Oryzias melastigma*) [J]. Marine Environmental Research, 2024, 195: 106381.
- [61] BYEON E, JEONG H, LEE Y J, et al. Effects of microplastics and phenanthrene on gut microbiome and metabolome alterations in the marine medaka *Oryzias melastigma* [J]. Journal of Hazardous

- Materials, 2024, 461: 132620.
- [62] ZHANG S S, DING J N, 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*) [J]. Science of the Total Environment, 2019, 648: 1431-1439.
- [63] CHOI J S, YOON H, HEO Y, et al. Comparison of gut toxicity and microbiome effects in zebrafish exposed to polypropylene microplastics; Interesting effects of UV-weathering on microbiome [J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 470: 134209.
- [64] ZHANG X L, CHEN X, GAO L, et al. Transgenerational effects of microplastics on Nrf2 signaling, GH/IGF, and HPI axis in marine medaka *Oryzias melastigma* under different salinities [J]. Science of the Total Environment, 2024, 906: 167170.
- [65] ZHANG L W, LUO Y X, ZHANG Z, et al. Enhanced reproductive toxicity of photodegraded polylactic acid microplastics in zebrafish [J]. Science of the Total Environment, 2024, 912: 168742.
- [66] QIANG L Y, CHENG J P. Exposure to polystyrene microplastics impairs gonads of zebrafish (*Danio rerio*) [J]. Chemosphere, 2021, 263: 128161.
- [67] LIN X Y, WANG Y N, YANG X H, et al. Endocrine disrupting effect and reproductive toxicity of the separate exposure and co-exposure of nano-polystyrene and diethylstilbestrol to zebrafish [J]. Science of the Total Environment, 2023, 865: 161100.
- [68] LEI J L, MA Q W, DING X M, et al. Microplastic environmental behavior and health risk assessment: a review [J]. Environmental Chemistry Letters, 2024, 22(6): 2913-2941.
- [69] CAO J, LIAO Y C, YANG W S, et al. Enhanced microalgal toxicity due to polystyrene nanoplastics and cadmium co-exposure: From the perspective of physiological and metabolomic profiles [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 427: 127937.
- [70] LEE J S, OH Y, PARK H E, et al. Synergistic toxic mechanisms of microplastics and triclosan *via* multixenobiotic resistance (MXR) inhibition-mediated autophagy in the freshwater water flea *Daphnia magna* [J]. Science of the Total Environment, 2023, 896: 165214.
- [71] SUN C F, TENG J, WANG D Y, et al. The adverse impact of microplastics and their attached pathogen on hemocyte function and antioxidative response in the mussel *Mytilus galloprovincialis* [J]. Chemosphere, 2023, 325: 138381.
- [72] ZHAO Y X, CHEN H Y, LIANG H W, et al. Combined toxic effects of polyethylene microplastics and lambda-cyhalothrin on gut of zebrafish (*Danio rerio*) [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2024, 276: 116296.

Toxic effects of microplastics on aquatic model organisms

ZHANG Jing^{1,2}, SHANG Shuqi¹, ZHENG Xiuming¹, YAN Feifei¹,
GENG Haoyi¹, TIAN Yan³, WANG Hao⁴

(1. College of Chemistry Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China; 2. Qingdao Marine Science and Technology Center, Qingdao 266237, China; 3. Shandong Freshwater Fisheries Research Institute, Jinan 250014, China; 4. Donggang District Marine and Fishery Comprehensive Service Center, Rizhao 276800, China)

Abstract: The pervasive use of plastics in contemporary society has led to an increasing amount of plastic waste entering natural ecosystems. These plastics aged and broke into microplastics (MPs) as time passed because of environmental factors. The MPs are novel pollutants with small particle size and large specific surface area, which may adversely affect organisms at the tissue, cellular, and molecular levels. They may be bioaccumulated through the food chain and pose a potential threat to human health. Although the ecological hazards of MPs have been increasingly recognized, research on their toxicological effects remains limited. This article systematically reviews the toxicological impacts of MPs on various trophic levels within aquatic ecosystems as well as their associated ecological risks toxic, with a focus on model organisms such as microalgae, water fleas (*Daphnia magna*), Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*), zebrafish (*Danio rerio*), and marine medaka (*Oryzias melastigma*). The adverse effects of MPs encompass oxidative stress, intestinal microbiota imbalance, immune responses, and reproductive and developmental toxicity. Moreover, the toxic effects of MPs on aquatic organisms across different trophic levels are highly complex and multifaceted and are influenced by a multitude of interrelated factors. The findings enhance our understanding of exposure risks and potential health hazards posed by MPs and provide a scientific foundation for future research.

Key words: microplastics; microalgae; *Daphnia magna*; *Danio rerio*; toxicology