

基于归一化微塑料特征暴露的氧化损伤毒性分析新方法

刘育昂¹, 张维维¹, 王孝天¹, 陈启晴^{1,2*}

(1. 河口海岸全国重点实验室, 华东师范大学, 上海 200241; 2. “海洋十年”国际合作中心, 山东 青岛 266400)

摘要: 微塑料作为典型颗粒态污染物, 其生态毒性与形态、尺寸及表面特征密切相关, 而传统以质量浓度为核心的评估方法难以表征其物理暴露特征。该研究提出基于归一化微塑料特征暴露的毒性分析方法, 用于系统评估其对水生生物的生态风险阈值。首先构建了以氧化损伤为代表效应的毒性数据集, 随后通过几何转换模型, 将质量浓度转化为表面积、体积及数量浓度, 并结合物种敏感度分布推导无效应浓度(PNEC)。结果表明, 表面积浓度较质量浓度等更能表征微塑料与生物界面的相互作用, 并更好反映其毒性机制。基于表面积浓度得到的PNEC为 $2.26 \times 10^{-2} \text{ mm}^2/\text{L}$; 基于该归一化阈值评估, 全球多数文献报道水体目前处于无风险或低风险水平。

关键词: 微塑料; 氧化损伤; 物理特征剂量; 表面积浓度; 物种敏感度分布; 生态风险评估

中图分类号: O657; Q178 **文献标识码:** A **文章编号:** 1004-4957(2026)07-0001-09

A Novel Toxicity Analysis Method for Oxidative Damage Based on Normalized Physical Characteristic Exposure to Microplastics

LIU Yu-ang¹, ZHANG Wei-wei¹, WANG Xiao-tian¹, CHEN Qi-qing^{1,2*}

(1. State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200241, China; 2. International Cooperation Center for the “Ocean Decade”, Qingdao 266400, China)

Abstract: Microplastics (MPs) are typical particulate pollutants. Their ecotoxicity is closely linked to morphology, size, and surface characteristics. However, conventional mass based methods fail to capture these physical exposure features. This study proposes a toxicity analysis framework based on normalized MNP exposure metrics. It aims to evaluate ecological risk thresholds for aquatic organisms. A toxicity dataset was first compiled using oxidative damage as the representative endpoint. Mass concentrations were then converted into surface area, volume, and particle number concentrations via geometric transformation models. Predicted no effect concentrations (PNECs) were derived using species sensitivity distributions (SSDs). Results show that surface area concentration better characterizes the interactions at biological interfaces than mass concentration. It also reflects the underlying toxic mechanisms more accurately. The PNEC derived from surface area was $2.26 \times 10^{-2} \text{ mm}^2/\text{L}$. Based on this normalized threshold, most global water bodies currently remain at no or low risk levels.

Key words: microplastics; oxidative damage; physical characteristic exposure; surface area concentration; species sensitivity distribution; ecological risk assessment

微塑料(MPs)是全球水环境中广泛分布的新型颗粒态污染物^[1-2], 其生物毒性效应与环境风险已引起学界高度关注^[3]。微塑料可在水体中长期留存并经历环境老化, 同时被水生生物摄入后易造成物理阻塞与生物体内的残留^[4-6]。因此, 准确评估微塑料对水生生物的毒性效应及其生态风险, 对维护水生生态系统健康具有重要意义。然而, 当前微塑料生态毒理学研究与风险管理在方法学和数据层面仍面临诸多挑战。

在方法学层面, 现有微塑料生态风险评估体系多沿用传统溶解态化学污染物的评估框架, 以质量浓度(mg/L或 $\mu\text{g}/\text{L}$)作为主要暴露指标^[7-9], 其理论基础建立于毒性效应与介质中污染物质量浓度之间呈

收稿日期: 2026-03-18; 修回日期: 2026-05-14

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(42577312); “海洋十年”中国行动国际合作种子基金项目(CSTB2024NSCQ-MSX1120)

* 通讯作者: 陈启晴, 博士, 教授, 研究方向: 微塑料的环境行为与生物效应, E-mail: chenqiqing@sklec.ecnu.edu.cn

单剂量-效应关系的经典假设^[10]。然而, 微塑料作为典型的颗粒态污染物, 其生态毒性不仅取决于化学组成, 更与形状、尺寸及表面特征等物理属性密切相关^[11-12]。由于这种高度异质性, 相同质量浓度下可能对应差异显著的颗粒数量与表面积^[13], 导致质量浓度难以准确反映微塑料的实际暴露强度。为弥补这一缺陷, 部分研究尝试引入数量浓度(particles/L 或 items/m³)作为补充指标。该指标在海洋拖网调查和水体微塑料数量浓度监测中已得到广泛应用, 能够更直观地反映特定生境中生物与颗粒的相遇概率^[14-15]。然而, 由于微塑料颗粒在粒径和密度上的广泛差异, 质量-数量转换过程中不可避免地存在方法学上的不一致性, 进而影响风险评估结果的可比性与准确性^[16]。

从毒性机制角度而言, 微塑料诱导的氧化损伤、物理阻塞及炎症反应等毒性效应本质上发生于颗粒与生物界面, 其作用强度理论上与颗粒的接触面积(而非质量)更为相关^[9, 17]。为克服上述多维物理特征带来的评估难点, 有必要建立微塑料暴露剂量的归一化处理办法。之前已有研究提出过相关假设, 即微塑料的物理毒性可能与其表面积直接相关^[18], 需通过构建几何转换模型实现剂量单位的统一。基于已有文献中明确报告的微塑料物理参数, 可将传统质量浓度或数量浓度统一转化为更具物理意义的表面积浓度(mm²/L)和体积浓度(mm³/L)。通过这种剂量归一化处理, 能够将不同形状、不同尺寸微塑料的暴露强度置于同一尺度下进行比较, 避免使用特定转换因子^[19]可能带来的系统性误差, 从而为后续物种敏感度分布分析奠定标准化的数据基础。

在数据层面, 上述分析方法的实施依赖于完善的微塑料毒性数据集。然而, 现有毒性数据分散于各独立研究中, 且在实验设计、暴露剂量表征、微塑料物理参数报告及毒性终点选择等方面缺乏统一的方法学标准, 数据间的可比性与整合性较差, 难以直接应用于物种敏感度分布(SSD)等概率风险评估模型的构建^[20-21]。此外, 相当比例的研究未对微塑料进行充分的模拟环境老化或清洗预处理, 从而无法有效排除化学添加剂或单体溶出物等的共存, 可能对毒性判定产生潜在的干扰。

针对上述问题, 本研究构建了微塑料暴露引发的氧化损伤慢性毒性数据集, 将毒性效应进行量化并统一转化为无观察效应浓度(NOEC)。在此基础上, 通过几何转换模型将原始质量或数量浓度转化为表面积与体积浓度, 并利用SSD推导预测无效应浓度(PNEC)。本研究旨在探究基于表面积浓度的归一化指标能否更准确地描述微塑料与水生生物的毒性作用机制, 从而为水体环境微塑料的风险评估与生态基准制定提供新的科学依据。

1 实验部分

1.1 全球微塑料毒性数据的文献筛选

本研究遵循 Klimisch 等(1997)提出的数据质量评估原则^[22], 从 Web of Science、Scopus、经济合作与发展组织(OECD)数据库、美国环境保护署生态毒理数据库(EPA ECOTOX)、中国知网(CNKI)及相关学术出版物与政府报告平台进行系统检索。检索词采用“Aquatic organisms”“Microplastic”“Nanoplastic”及“Toxicity”的组合, 检索时间范围为2013~2024年, 初步获得约2 400篇文献。实施多阶段筛选方案:(1)主题相关性筛选: 通过标题审查, 初步排除与研究主题不符的文献;(2)材料规范性评估: 仅纳入满足以下老化处理标准的研究: ①微塑料颗粒经透析过滤(截留分子量<3.5 kDa, 动态透析≥14 d)或长周期浸出(超纯水浸泡≥14 d, 多次换液)处理^[11]; ②处理后的颗粒符合 Koelmans 等(2020)提出的质量评价标准, 即残留单体及助剂达到逸度平衡或低于检出限^[23]。此标准旨在最大限度排除表面残留化学添加剂及单体溶出物的潜在干扰, 使所评估的毒性效应接近真实环境暴露情景;(3)参数完整性核查: 要求研究明确报告微塑料的关键物理参数, 包括形态特征、粒径分布、密度及聚合物材质, 以保证数据的可比性与可重复性;(4)毒性终点筛选: 仅纳入明确报告与氧化损伤相关毒性终点的文献, 包括但不限于NOEC、10%效应浓度(EC₁₀)、10%界限效应浓度(BEC₁₀)或最低观察效应浓度(LOEC)。对于仅提供半数效应浓度(EC₅₀)的研究, 依据 Warne 等(2014)推荐的方法^[24], 通过除以适当的评估因子(2、2.5或5)进行换算, 以估算相应的毒性阈值。经上述流程, 最终纳入40篇文献, 共计69条研究数据。鉴于严格筛选后有效数据量有限, 本研究另补充开展斑马鱼毒性实验, 并将实验结果纳入数据集进行综合分析。

1.2 数据的二次筛选

考虑到微塑料作为颗粒态污染物的特殊性，其物理属性极有可能是引发毒性效应的关键因素。因此在上述建立的毒性数据集基础上，本研究依据毒性作用机制对数据进行了二次归类与筛选，最终构建出氧化损伤效应的数据表。由于氧化损伤具有很高的复杂性，且涉及多条亚细胞层面的级联反应通路，本次筛选系统性纳入了所有能够表征微塑料诱发氧化应激的生物标志物及相关毒性终点。具体而言，新建的氧化损伤数据集全面涵盖了活性氧(ROS)的过量产生，以及超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化氢酶(CAT)、谷胱甘肽过氧化物酶(GSH-Px)等关键抗氧化酶系统活性的显著波动指标。在完成二次筛选后，所有毒性数据(NOEC或转换后的 EC_{10})均通过Shapiro-Wilk或Anderson-Darling检验进行正态性评估，从而为后续模型的良好拟合奠定了统计学基础。

1.3 剂量指标的转换

考虑到微塑料的物理毒性可能与颗粒的数量及接触表面积更相关，而非单纯的质量浓度，本研究参考团队Chen等(2024)建立的几何转换模型^[25]。该模型突破了传统二维测量中厚度信息缺失的局限，通过多视角投影分析，精确引入颗粒的厚度因子，构建了针对不同不规则形状微塑料的三维几何算法。在具体转换过程中，首先从毒性数据集中提取微塑料的关键物理信息，包括颗粒的形状(划分为纤维、碎片及颗粒状)、尺寸指标以及相应的密度信息(例如聚丙烯(PP)密度为0.90~0.92 g/cm³)。随后，根据这些相关信息匹配对应的几何方程(如针对不同形状特征的椭球体或圆柱体模型)，估算出暴露于微塑料的实际表面积与体积。在此基础上将收集到的所有质量浓度或数量浓度数据，系统地转化为表面积浓度(mm²/L)和体积浓度(mm³/L)。

1.4 PNEC值的推导

本实验采用python搭建的代码拟合及构建SSD曲线并推导微塑料的PNEC值。对于上述转换后的剂量-效应数据表，分别拟合逻辑斯谛(Logistic)、正态(Normal)、对数正态(Log-normal)等模型，根据均方根误差和赤池信息准则(AIC)优选最佳拟合模型。通过拟合出的曲线可以得知累积概率为5%时的危害浓度(HC₅)，最终的PNEC值通过HC₅除以适当的评估因子(AF)获得。依据欧盟水框架指令(WFD)技术导则及相关风险评估文献^[26]，当使用长期慢性毒性数据(NOEC/EC₁₀)构建SSD且数据涵盖足够的分类群(通常≥8个物种)时，建议使用1至5的评估因子以校正实验室数据外推至野外环境的剩余不确定性。为确保评估结果具有足够的生态保护余量，遵循相关导则^[24,27]，将AF值设定为5。

1.5 生态风险评估

采用确定性风险熵(RQ)生态风险评估方法，评估全球水环境中基于表面积浓度归一化剂量的微塑料潜在物理生态风险^[27]。通过对全球不同水域微塑料监测数据的搜集^[28-38]，与单位统一化处理(使用Koelmans等(2020)的形状简化^[39-40]与转换公式^[25])，计算实际环境水体中的微塑料浓度(PEC)。RQ值计算公式为：

$$RQ=PEC/PNEC \quad (1)$$

判定标准为：RQ<0.1为无风险，0.1≤RQ<1为低风险，1≤RQ<10为中等风险，RQ≥10为高风险。

为了消除不同研究间微塑料形态和尺寸差异带来的干扰，本研究通过以下步骤对暴露剂量进行归一化处理：(1)特征数据提取：系统检索文献，人工识别并提取各毒性研究中微塑料的形态类型(纤维、碎片、颗粒)及特征尺寸(长度 L 、宽度 W 、直径 D 或Feret直径)。对仅报告粒径范围的研究，采用算术平均值或中值作为代表尺寸。(2)形状特定几何建模：根据颗粒形态匹配相应几何模型。参考Chen等^[25](2024)验证的最优拟合方程，分别对纤维状、碎片状及颗粒状微塑料建立三维几何估算公式。(3)缺失三维信息补偿：针对文献中普遍缺失的厚度信息，引入基于多投影分析的经验补偿系数。例如，碎片状微塑料厚度(T)与宽度(W)遵循 $T=0.67W$ 关系；纤维状颗粒通过椭球轴长比例转换。(4)暴露剂量对齐：将提取的二维尺寸参数代入几何模型，计算单颗粒表面积和体积，进而将文献报告的质量浓度或数量浓度统一转换为表面积浓度和体积浓度，作为SSD构建的归一化输入变量。

2 结果与讨论

2.1 数据集的构建

经上述筛选流程,本研究构建的毒性数据集聚焦于氧化损伤效应,共获取30条有效记录,涉及7门7纲水生生物,满足构建SSD的基本要求(表1)。相关毒性终点包括总抗氧化能力(TAC)、丙二醛(MDA)、SOD、CAT、GSH-px及ROS等。氧化损伤代表性数据集见表2。

表1 氧化损伤毒性数据物种信息表

Table 1 Oxidative damage of chronic toxicity data species information table









Schematic diagram	Biological classification-Phylum/Family		Latin name
	Arthropoda	<i>Daphniidae</i>	<i>Daphnia magna</i>
	Arthropoda	<i>Harpacticidae</i>	<i>Tigriopus japonicus</i>
	Chordata	<i>Cyprinidae</i>	<i>Cyprinus carpio var.</i>
	Mollusca	<i>Mytilidae</i>	<i>Mytilus coruscus</i>
	Annelida	<i>Nereididae</i>	<i>Perinereis albuhitensis</i>
	Bacillariophyta	<i>Chaetocerotaceae</i>	<i>Chaetoceros muelleri</i>
	Pseudomonadota	<i>Vibrionaceae</i>	<i>Vibrio fischeri</i>
	Cnidaria	<i>Coralliidae</i>	<i>Corallium rubrum</i>

表2 氧化损伤代表性数据集

Table 2 Representative datasets on oxidative damage

Size/ μm	Shape	Mass concentration /($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Quantity concentra- tion/(particles $\cdot\text{L}^{-1}$)	Surface area concentra- tion/($\text{mm}^2\cdot\text{L}^{-1}$)	Volume concentra- tion/($\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$)	Toxicity endpoint	Refer- ence
5	Pellet	50	3.85×10^5	8 830	9.06	TAC	[42]
100~200	Pellet	0.05	19	1.3	0.033	SOD, CAT	[43]
5	Pellet	0.08	1×10^6	78.5	6.55×10^{-2}	SOD	[44]
5	Pellet	0.07	1×10^6	78.5	6.55×10^{-2}	SOD	[44]
60	Pellet	10	9.31×10^4	1 050	10.5	CAT	[41]
450	Pellet	10	152	96.7	7.25	SOD	[41]
220	Pellet	10	1.97×10^3	300	11	SOD	[41]
1	Pellet	0.1	1.82×10^8	572	9.52×10^{-2}	SOD, MDA	[45]
2 \pm 1	Pellet	2.05	3.55×10^8	4.46×10^3	1.49	SOD, MDA	[46]
50 \pm 10	Pellet	4.97	5.5×10^4	432	3.6	SOD, CAT	[46]
20~100	Pellet	0.07	600	6.79	0.068	SOD	[47]
10	Pellet	20	3.64×10^6	1140	19	SOD	[48]
短轴: 39 \pm 40 长轴: 55 \pm 56	Fragment	250	1.84×10^7	7.89×10^4	263	ROS	[49]
短轴: 20 长轴: 148	Fiber	2.29×10^{-4}	500	4.65	1.66×10^{-4}	SOD, CAT	[50]

2.2 微塑料暴露剂量的归一化

既往研究多采用质量浓度作为微塑料暴露评价指标。然而,该指标无法反映颗粒形状与尺寸差异所导致的实际接触面积变化,可能影响微塑料致毒效力评估的准确性。本研究通过几何转换模型,将各文献中的暴露剂量统一转化为表面积浓度(mm^2/L)和体积浓度(mm^3/L)。以Wang等^[41]的数据为例,

在相同质量浓度(10 mg/L)下, 粒径为60、220、450 μm 的微塑料对应表面积浓度分别为1 050、300、96.7 mm^2/L , 差异显著。因此, 采用表面积或体积浓度进行归一化处理, 有助于更准确地评估微塑料的生态风险。

2.3 基于氧化损伤效应的SSD曲线分析

本研究共获得30条用于构建MNP_s氧化损伤效应SSD的有效数据, 通过构建4种不同物理特征维度的SSD曲线(图1A~D), 系统评估了MNP_s对水生生物氧化损伤效应的敏感度分布。结果发现, 剂量表征的选择对风险阈值的推断具有明显影响(图1)。首先以传统的质量浓度(mg/L)构建SSD曲线(图1A)。结果显示, 微塑料诱发生物氧化应激的 HC_5 值为 1.5×10^{-3} mg/L。然而, 质量浓度作为剂量单位忽略了MNP_s作为颗粒污染物的本质属性。在相同质量负荷下, 粒径的减小会导致颗粒数量呈几何级数增长, 进而显著提升比表面积^[51]。如图1A所示, 由于不同文献采用的微塑料粒径差异巨大, 质量维度的SSD曲线数据点分布较为离散, 难以形成统一的毒性响应规律。这种表征方式往往会掩盖小粒径组分的高生物活性, 导致在评估颗粒污染物风险时可能产生严重低估。

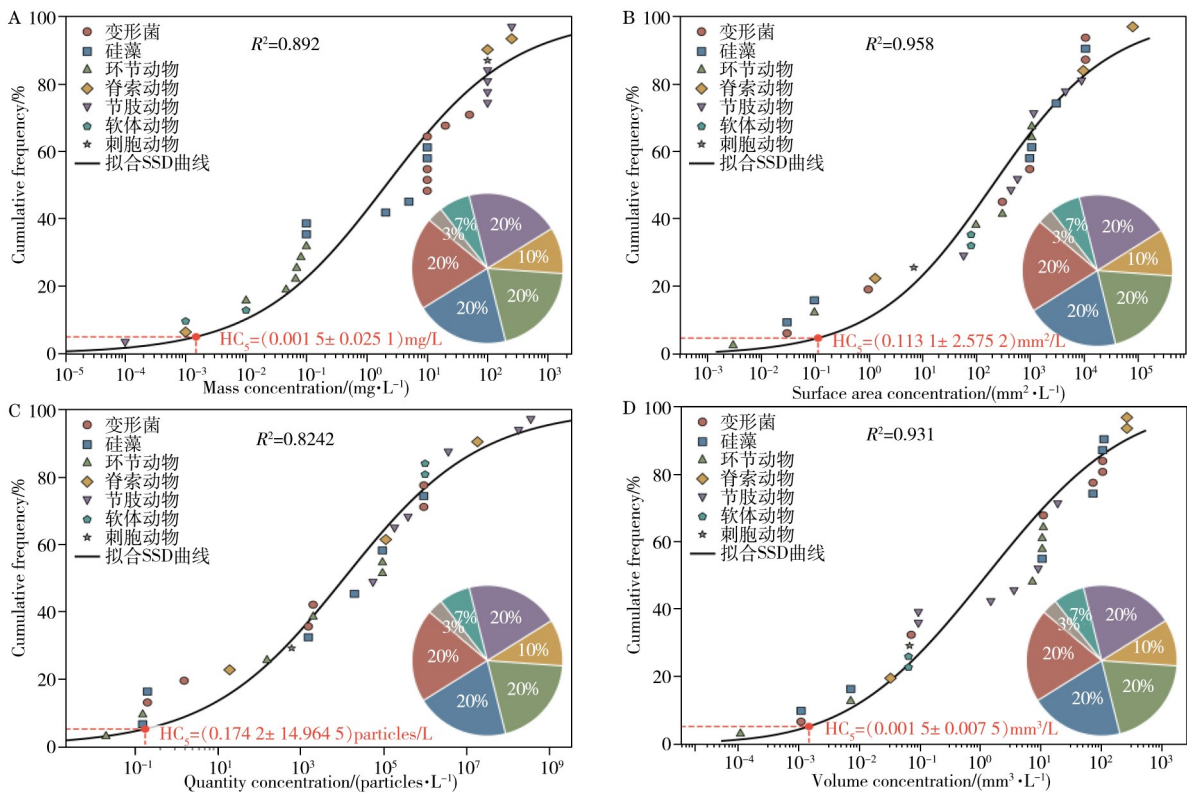


图1 氧化损伤效应的SSD曲线

Fig. 1 SSD curves of oxidative damage effects

A. referenced by mass concentration; B. referenced by surface area concentration; C. referenced by quantity concentration; D. referenced by volume concentration (A. 以质量浓度为参考; B. 以表面积浓度为参考; C. 以数量浓度为参考; D. 以体积浓度为参考)

为弥补质量表征的不足, 本研究引入归一化的表征手段, 利用几何转换模型将剂量转化为表面积浓度(mm^2/L)^[25]。转换后的SSD曲线(图1B)显示其 HC_5 值为0.11 mm^2/L , 且曲线位置向右偏移。相比质量维度, 表面积维度下的数据点与S型拟合曲线的吻合度(R^2)显著提升, 跨物种敏感度分布表现出更强的规律性。这说明通过表面积归一化, 有效地消除了因粒径异质性带来的实验系统误差^[39]。微塑料诱发的氧化应激、炎症反应及物理阻塞等毒性作用本质上是一种“生物-颗粒界面”交互过程^[52]。表面积直接决定了MNP_s与生物敏感组织(如鳃丝、肠道上皮)的有效接触范围, 以及颗粒表面诱导ROS产生的能力^[53-55]。因此, 基于当前提取的毒性数据, 表面积浓度比质量浓度更能准确地反映其“生物有效剂量”。本研究中氧化损伤SSD曲线在表面积维度下表现出的明确阈值特征, 有力地支撑了这一观点。除表面积外, 本研究同步测算了数量浓度的 HC_5 (0.174 2 particles/L)和体积浓度的 HC_5 (1.5×10^{-3} mm^3/L)(图1C、D)。数量浓度在与野外监测数据对接方面具有直观优势, 而体积浓度则在评估颗粒物物理占位引发的肠道损伤方面具有参考价值。

本研究提出的通过归一化剂量的 SSD 分析方法, 不仅在理论上完善了微塑料污染物的风险评估框架, 在环境管控实践中也具有显著意义。结合图 2A 中自然环境以“纤维和碎片”为主的特征, 由于两者之间的表面积差异巨大, 因此若以质量阈值进行风险评价, 会造成显著的评估偏差。而表面积浓度作为跨形态的转换中介, 能够将实验室毒性数据更客观地映射到复杂的野外暴露场景中。

2.4 阈值分析

2.4.1 不同剂量指标下氧化损伤 PNEC 值的推导 基于最佳拟合模型, 本研究推导出了针对微塑料不同物理特征的 PNEC 值(表 3)。结果显示, 剂量指标的选择对微塑料生态风险阈值的设定具有显著影响。在传统的质量浓度表征下, 微塑料引发水生生物氧化损伤的 PNEC 值为 3×10^{-4} mg/L。然而, 当引入几何转换模型将剂量转化为更能反映物理毒性本质的表面积浓度时, 其 PNEC 值为 2.26×10^{-2} mm²/L (对应的数量浓度与体积浓度 PNEC 分别为 0.034 8 particles/L 和 3×10^{-4} mm³/L)。在现有数据的评估范围内, 与质量浓度相比, 表面积浓度显然能够更加客观地量化颗粒物与生物组织界面的有效接触范围, 从而更客观地反映微塑料诱发分子层级氧化应激的真实暴露强度。因此, 本研究建议将基于当前收集数据推导出的基于表面积浓度的 PNEC (2.26×10^{-2} mm²/L) 作为水体环境微塑料引发早期生物学效应的安全风险阈值参考。

表 3 基于最佳拟合模型推导的微塑料暴露引发水生生物氧化损伤的 PNEC 值

Table 3 PNEC values for oxidative damage in aquatic organisms induced by microplastic exposure derived from the best-fit model

Threshold value	Toxicity endpoint	Mass concentration/ (mg·L ⁻¹)	Surface area concentra- tion/(mm ² ·L ⁻¹)	Volume concentration/ (mm ³ ·L ⁻¹)	Quantity concentration/ (particles·L ⁻¹)
PNEC	氧化损伤	3×10^{-4}	2.26×10^{-2}	3×10^{-4}	0.034 8
HC ₅	氧化损伤	1.5×10^{-3}	0.11	1.5×10^{-3}	0.174

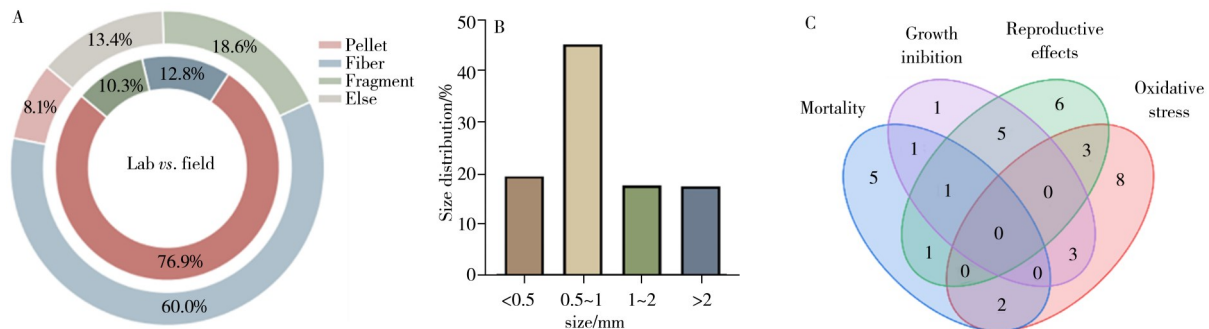


图 2 微塑料形状、尺寸分布图与毒性终点 Venn 图

Fig. 2 Microplastic shape and size distribution maps and Venn diagram of toxicity endpoints

A: distribution of microplastic shapes, where the inner ring represents the proportion of microplastic shapes used in the laboratory and the outer ring represents the proportion of microplastic shapes in the natural environment; B: size distribution of environmental microplastics; C: Venn diagram of the biological toxicity endpoints of microplastics, where 0–8 represent the frequency of occurrence in the collected literature (total: 36 studies), with higher numbers indicating greater frequency) (A: 微塑料不同形状分布图, 其中内圈代表实验室所使用的微塑料形状占比, 外圈代表自然环境中微塑料的形状占比; B: 环境微塑料的尺寸分布图; C: 微塑料生物毒性终点 Venn 图, 0–8 表示在收集到的文献中 (共 36 篇) 出现的频率, 数字越大, 出现频率越高)

2.4.2 表面积浓度作为微塑料毒性度量指标的科学与与优越性 传统的生态毒理学研究多采用质量浓度(mg/L)作为剂量单位, 但这忽略了微塑料作为颗粒污染物的特殊性: 即在相同质量下, 粒径越小, 颗粒数量越多, 表面积越大^[51]; 并且, 在相同名义尺寸条件下, 不同形态的微塑料其表面积也有所不同。基于收集的氧化损伤毒性数据构建的 SSD 模型显示, 当将剂量单位转换为表面积浓度(mm²/L)时, 微塑料的毒性数据拟合效果得到了明显优化, 且跨物种的敏感度分布更具规律性。

微塑料的许多毒性作用模式, 如氧化应激、炎症反应和物理阻塞, 本质上发生在“生物-颗粒界面”上。表面积直接决定了微塑料与生物组织(如鳃、肠道上皮)的接触范围, 以及其诱导 ROS 产生的能力。质量浓度往往掩盖了小粒径微塑料的高生物活性, 而表面积浓度能更准确地反映“生物有效剂量”。例如, 本研究中氧化损伤的 SSD 曲线在归一化的表面积剂量单位下, 表现出了更明确的剂量效应关系。因此, 建议在水体环境微塑料风险阈值的制定中, 逐步引入表面积浓度作为核心剂量单位, 或至少作为质量浓度的必要补充, 以提高风险评估的准确性, 特别是未来针对更小尺寸塑料颗粒(如纳塑料)的管控。

2.4.3 氧化损伤阈值的早期预警作用与生态学意义 在生态毒理学风险评估中,选择合适的毒性终点对于阈值的确定至关重要。本研究聚焦于微塑料诱发的氧化损伤效应,推导出的表面积PNEC值($2.26 \times 10^{-2} \text{ mm}^2/\text{L}$)具有重要的早期生态预警意义。这与毒理学中的“不利结局路径”(AOP)概念高度契合:在微塑料的物理暴露场景下,分子与亚细胞层面的氧化应激(如ROS的过量产生及抗氧化酶活性的显著波动)往往是引发组织器质性损伤、进而导致个体生长抑制或种群衰退的上游关键事件。

将氧化损伤作为确立微塑料生态风险的阈值,意味着将风险防控意识前移。当环境中的微塑料表面积浓度超过氧化损伤毒性的阈值时,其对水生生物健康产生的负面效应将开始显露并愈发难以避免。因此,基于氧化损伤制定的表面积阈值,既充分体现了对“生物-颗粒界面”毒性作用机制的科学响应,也严格遵循了生态风险评估中的保守性原则,为复杂水环境中的微塑料前瞻性管控提供了更为敏锐且灵活的标准。

2.5 真实水环境中微塑料暴露风险表征

本研究构建了基于表面积浓度的环境暴露图(图3),并形成了相应浓度表(表4)。所汇总的环境微塑料表面积浓度数据揭示了真实的污染现状。通过将换算的表面积浓度与PNEC阈值进行比对分析,可以得出3个核心结论:(1)基于目前收集到的监测数据,全球不同水域当前面临的微塑料物理氧化损伤处于无风险或低风险水平。数据显示,全球各水域微塑料的实际表面积浓度在 $2.2 \times 10^{-7} \sim 1.67 \times 10^{-2} \text{ mm}^2/\text{L}$ 之间,即使是处于最高值的福尔卡多斯河($1.67 \times 10^{-2} \text{ mm}^2/\text{L}$),也低于推导出的氧化损伤PNEC值($2.26 \times 10^{-2} \text{ mm}^2/\text{L}$)。(2)根据RQ评价标准,当前暴露尚未达到安全临界点。利用公式(1)计算可知,即使是表中污染最严重的水域,其最大RQ值也约为0.74。根据风险评估判定标准($0.1 < \text{RQ} < 1$ 为低风险),仅仅从物理表面积所导致的氧化损伤来看,还不足以对全球生态系统产生相应的威胁。(3)揭示了全球水域微塑料污染的空间异质性。通过表中的数据可以看出,虽然所有调查水域均处于无风险或低风险状态,但某些区域间的浓度差异仍达到了多个数量级,存在显著的热点区域。部分受到人类活动影响强烈的区域(非洲福尔卡多斯河 $1.67 \times 10^{-2} \text{ mm}^2/\text{L}$),微塑料表面积暴露强度显著高于影响较小区域(巴西戈亚纳河 $2.2 \times 10^{-7} \text{ mm}^2/\text{L}$)。

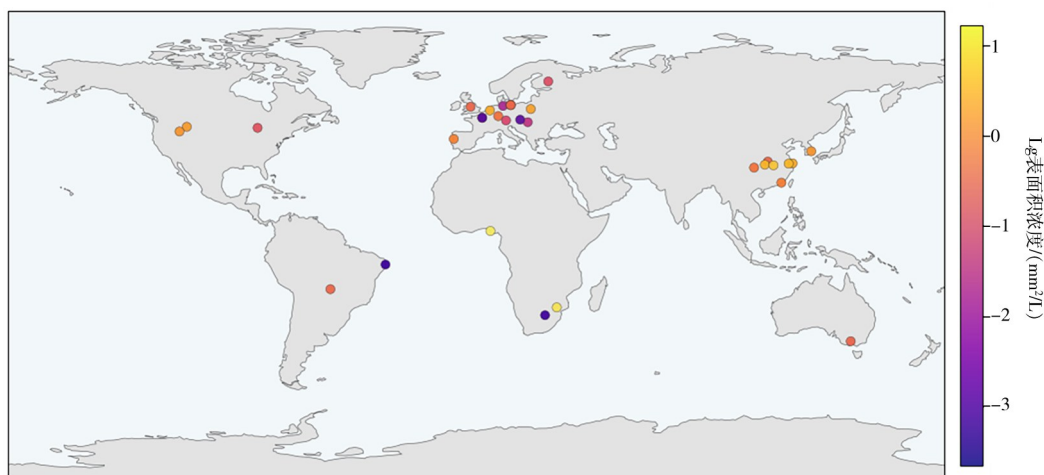


图3 全球不同水域微塑料表面积浓度

Fig. 3 Surface area concentration of microplastics in different water bodies globally

表4 全球不同水域微塑料表面积换算浓度与氧化损伤阈值表

Table 4 Table of microplastic surface area concentration converted and oxidative damage thresholds in different water bodies worldwide

全球不同水域微塑料换算浓度/($\text{mm}^2 \cdot \text{L}^{-1}$)			
Region	Mean concentration	Region	Mean concentration
榆林江(中国)	1.5×10^{-4}	卡拉维西湖(芬兰)	3.4×10^{-5}
张江(中国)	2.1×10^{-4}	多瑙河(奥地利)	5.6×10^{-7}
三峡水库区(中国)	1.63×10^{-3}	塞纳河(法国)	7.5×10^{-6}
长江口(中国)	1.11×10^{-3}	五大湖(美国)	4.2×10^{-5}
武汉城区湖泊(中国)	3.18×10^{-3}	加拉廷流域(美国)	6.7×10^{-4}
太湖(中国)	1.73×10^{-3}	斯内克河(美国)	5.1×10^{-4}

(续表 4)

全球不同水域微塑料换算浓度/($\text{mm}^2 \cdot \text{L}^{-1}$)			
Region	Mean concentration	Region	Mean concentration
洛东江(韩国)	5.1×10^{-4}	瓦尔河(南非)	2.6×10^{-7}
汉江(韩国)	8.6×10^{-5}	奥利凡茨河(南非)	1.13×10^{-2}
易北河(德国)	5.2×10^{-6}	戈亚纳河(巴西)	2.2×10^{-7}
南部和西部内陆水域(德国)	1.3×10^{-4}	潘塔纳尔湿地(巴西)	8.6×10^{-5}
托伦斯河(德国)	1.8×10^{-4}	安图阿河(葡萄牙)	2.5×10^{-4}
巴伐利亚湖(德国)	2.6×10^{-5}	匈牙利平原湖泊(匈牙利)	1×10^{-5}
维斯瓦河(波兰)	7.8×10^{-4}	古尔本河(澳大利亚)	8×10^{-5}
默兹河与多梅尔河(荷兰)	1.16×10^{-3}	福尔卡多斯河(尼日利亚)	1.67×10^{-2}
氧化损伤 PNEC 值(表面积浓度)		$2.26 \times 10^{-2} \text{ mm}^2/\text{L}$	

3 结 论

本文系统性地评估了微塑料物理特征暴露引发的氧化损伤毒性,并明确了其基于归一化表面积特征剂量的生态风险阈值。通过构建基于归一化剂量的 SSD 曲线,并基于当前收集的数据集内容,发现在排除化学添加剂干扰的前提下,表面积浓度能够更客观地表征微塑料的生物有效接触剂量。本研究推导出的基于表面积浓度的氧化损伤 PNEC 值为 $2.26 \times 10^{-2} \text{ mm}^2/\text{L}$ (对应的质量浓度 PNEC 为 $3 \times 10^{-5} \text{ mg/L}$,数量浓度 PNEC 为 $0.0348 \text{ particles/L}$,体积浓度 PNEC 为 $3 \times 10^{-4} \text{ mm}^3/\text{L}$)。将氧化损伤作为早期微塑料暴露的风险阈值,不仅有效消除了因尺寸和形态异质性带来的评估误差,也为全球水体环境微塑料的风险管控提供了一个基于物理毒性机制的保守阈值参考。

尽管本研究在消除化学添加剂干扰和统一物理剂量方面做出了尝试,但仍存在一定的局限性。首先,本研究在构建 SSD 曲线时,涵盖的物种多样性(特别是底栖无脊椎动物)仍有进一步丰富与提升的空间。其次,不同微塑料形状(如不规则的纤维与碎片)在当前的表面积转化模型中可能存在固有误差,未来亟需开发更精确的三维几何测量与表征方法。最后,真实环境中的部分微塑料以聚合物共混的形式存在,且常伴随生物膜的附着生长^[56-58]。这些环境和理化因子会动态改变微塑料的表面特性及其诱发氧化应激的强度,因此需要在未来的生态阈值修正中进一步纳入考量。

参考文献:

- [1] Almeida J M, Singdahl-Larsen C, Buenaventura N, Gomes L, Morgado V, Olsen M, Bettencourt Da Silva R, Palma C. *Environ. Sci. Technol.*, **2023**, 57(27): 10062-10069.
- [2] Wang J M, Gao X. *J. Instrum. Anal.* (王佳敏, 高峡. 分析测试学报), **2025**, 44(5): 936-946.
- [3] Wang L, Wu W M, Bolan N S, Tsang D C W, Li Y, Qin M, Hou D. *J. Hazard. Mater.*, **2021**, 401: 123415.
- [4] Parolini M, Stucchi M, Ambrosini R, Romano A. *Ecol. Indic.*, **2023**, 149: 110179.
- [5] Chen C C, Shi Y, Zhu Y, Zeng J, Qian W, Zhou S, Ma J, Pan K, Jiang Y, Tao Y, Zhu X. *Water Res.*, **2022**, 219: 118536.
- [6] Liu J, Zheng L. *Environ. Pollut.*, **2025**, 368: 125700.
- [7] Leusch F D L, Ziajahromi S. *Environ. Sci. Technol.*, **2021**, 55(17): 11470-11472.
- [8] Adam V, Yang T, Nowack B. *Environ. Toxicol. Chem.*, **2018**, 38(2): 436-447.
- [9] Thornton Hampton L M, Brander S M, Coffin S, Cole M, Hermabessiere L, Koelmans A A, Rochman C M. *Microplast. Nanoplast.*, **2022**, 2(1): 20.
- [10] Ma Y F, You X Y. *J. Hazard. Mater.*, **2024**, 480: 135919.
- [11] Zimmermann L, Göttlich S, Oehlmann J, Wagner M, Völker C. *Environ. Pollut.*, **2020**, 267: 115392.
- [12] Koelmans A A, Redondo-Hasselerharm P E, Nor N H M, De Ruijter V N, Mintenig S M, Kooi M. *Nat. Rev. Mater.*, **2022**, 7(2): 138-152.
- [13] Kooi M, Primpke S, Mintenig S M, Lorenz C, Gerdt G, Koelmans A A. *Water Res.*, **2021**, 202: 117429.
- [14] Chen L, Fu S, Zheng X. *Mar. Environ. Res.*, **2025**, 205: 107029.
- [15] Huo C, Zhang S, Qu L, Jin S, Wang C, Chu X, Ju M. *J. Oceanol. Limnol.*, **2025**, 43(2): 492-501.
- [16] Zuri G, Karanasiou A, Lacorte S. *Environ. Int.*, **2023**, 179: 108150.
- [17] Kovacs K, Bodis J, Vass R A. *Int. J. Mol. Sci.*, **2025**, 27(1): 399.
- [18] Papińska-Goryca M, Misiukiewicz-Stepień P, Wróbel M, Mycroft-Rzeszotarska K, Adamska D, Rachowka J, Królikowska M, Goryca K, Krenke R. *Sci. Rep.*, **2025**, 15(1): 4242.
- [19] Chen H, Tao J, Wang T, Ding Y, Song Y, Weston K, Yuan F, Fu G, Taylor D, Zou X. *Environ. Sci. Technol.*, **2026**, 60(1): 1263-1274.

- [20] Boisseaux P, Delignette-Muller M L, Galloway T. *Environ. Sci. Technol.*, **2025**, 59(49): 26526–26538.
- [21] Redondo-Hasselerharm P E, Rico A, Koelmans A A. *J. Hazard. Mater.*, **2023**, 441: 129814.
- [22] Klimisch H J, Andreae M, Tillmann U. *Regul. Toxicol. Pharm.*, **1997**, 25(1): 1–5.
- [23] de Ruijter V N, Redondo-Hasselerharm P E, Gouin T, Koelmans A A. *Environ. Sci. Technol.*, **2020**, 54(19): 11692–11705.
- [24] Warne M S, Batley G E, Braga O, Chapman J C, Fox D R, Hickey C W, Stauber J L, Van Dam R. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **2014**, 21(1): 51–60.
- [25] Chen Q, Yang Y, Qi H, Su L, Zuo C, Shen X, Chu W, Li F, Shi H. *Environ. Sci. Technol.*, **2024**, 58(24): 10776–10785.
- [26] European Commission. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards (Guidance Document No.27). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, **2011**: 45–50.
- [27] Wang Y Y L, Xiong J, Ohore O E, Cai Y E, Fan H, Sanganyado E, Li P, You J, Liu W, Wang Z. *Sci. Total Environ.*, **2022**, 828: 154569.
- [28] Tamminga M, Hengstmann E, Deuke A-K, Fischer E K. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **2022**, 29(8): 11345–11358.
- [29] Li J, Liu H, Paul Chen J. *Water Res.*, **2018**, 137: 362–374.
- [30] Anderson P J, Warrack S, Langen V, Challis J K, Hanson M L, Rennie M D. *Environ. Pollut.*, **2017**, 225: 223–231.
- [31] Baldwin A K, Corsi S R, Mason S A. *Environ. Sci. Technol.*, **2016**, 50(19): 10377–10385.
- [32] De Faria É, Girard P, Nardes C S, Moreschi A, Christo S W, Ferreira Junior A L, Costa M F. *Case Stud. Chem. Environ. Eng.*, **2021**, 3: 100088.
- [33] Nan B, Su L, Kellar C, Craig N J, Keough M J, Pettigrove V. *Environ. Pollut.*, **2020**, 259: 113865.
- [34] Barrows A P W, Christiansen K S, Bode E T, Hoellein T J. *Water Res.*, **2018**, 147: 382–392.
- [35] Kapp K J, Yeatman E. *Environ. Pollut.*, **2018**, 241: 1082–1090.
- [36] Saad D, Ramaremsa G, Ndlovu M, Chauke P, Nikiema J, Chimuka L. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **2024**, 112(1): 23.
- [37] Shikwambana P, Foxcroft L C, Taylor J C, Bouwman H. *Water, Air, Soil Pollut.*, **2024**, 235(10): 675.
- [38] Kpikpi P B-D O, Daka E. *Trends Environ. Sci.*, **2025**, 1(2): 124–132.
- [39] Koelmans A A, Redondo-Hasselerharm P E, Mohamed Nor N H, Kooi M. *Environ. Sci. Technol.*, **2020**, 54(19): 12307–12315.
- [40] Kooi M, Koelmans A A. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, **2019**, 6(9): 551–557.
- [41] Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory (Zhuhai), Jinan University. China Patent(南方海洋科学与工程广东省实验室(珠海),暨南大学.中国专利), 11736051.0. 2025–03–11.
- [42] Chen Q, Li Y, Li B. *J. Hazard. Mater.*, **2020**, 383: 121224.
- [43] Xia X, Sun M, Zhou M, Chang Z, Li L. *Sci. Total Environ.*, **2020**, 716: 136479.
- [44] Zhong Z, Shang W, Yang P, Wang S, Chen L, Chen Z, Li L, Khalil M F, Hu M, Xu X, Wang Y. *Sci. Total Environ.*, **2024**, 946: 174386.
- [45] Zhang P, Yan Z, Lu G, Ji Y. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **2019**, 26(17): 17010–17020.
- [46] Liu Y, Zhang J, Zhao H, Cai J, Sultan Y, Fang H, Zhang B, Ma J. *Comp. Biochem. Physiol. C*, **2022**, 254: 109269.
- [47] Corinaldesi C, Canensi S, Dell’anno A, Tangherlini M, Di Capua I, Varrella S, Willis T J, Cerrano C, Danovaro R. *Commun. Biol.*, **2021**, 4(1): 431.
- [48] Choi J S, Hong S H, Park J W. *Mar. Environ. Res.*, **2020**, 153: 104838.
- [49] Choi J S, Jung Y J, Hong N H, Hong S H, Park J W. *Mar. Pollut. Bull.*, **2018**, 129(1): 231–240.
- [50] Kim J A, Kim M J, Song J A, Choi C Y. *Comp. Biochem. Physiol. C*, **2023**, 265: 109535.
- [51] Mattsson K, Johnson E V, Malmendal A, Linse S, Hansson L A, Cedervall T. *Sci. Rep.*, **2017**, 7(1): 11452.
- [52] Hernández A F, Lacasaña M, Tsatsakis A M, Docea A O. *Toxics*, **2025**, 13(11): 921.
- [53] Malafeev K. *Microplastics*, **2025**, 4(3): 58.
- [54] Kadac-Czapska K, Oško J, Knez E, Grembecka M. *Antioxidants*, **2024**, 13(5): 579.
- [55] Ghosh T. *Toxicol. Rep.*, **2025**, 14: 101854.
- [56] Chen Y, Zhang H, Zhang J, Liu P, Jia H. *Emerg. Contam. Environ. Health*, **2025**, 4(4): 20.
- [57] Zhang H, Liu P, Zhang J, Dai J, Zhang X, Zhang Z, Jia H. *Sci. China Technol. Sci.*, **2024**, 67(10): 3067–3078.
- [58] Rummel C D, Jahnke A, Gorokhova E, Kühnel D, Schmitt-Jansen M. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, **2017**, 4(7): 258–267.