

#### DOI:10.7524/AJE.1673-5897.20181031004

张明兴, 王莹, 王立军, 等. 重金属和聚苯乙烯微球对卤虫的复合毒性效应研究[J]. 生态毒理学报, 2019, 14(1): 99-105 Zhang M X, Wang Y, Wang L J, et al. Combined toxicity of polystyrene microplastics and heavy metals to brine shrimp (*Artemia parthenogenetica*) [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2019, 14(1): 99-105 (in Chinese)

## 重金属和聚苯乙烯微球对卤虫的复合毒性效应研究

### 张明兴, 王莹, 王立军, 张微微, 王菊英\*

国家海洋环境监测中心,海洋垃圾和微塑料研究中心,大连 116023 收稿日期:2018-10-31 录用日期:2019-01-28

**摘要:**微塑料是一类重要的海洋污染物,由于其性质稳定、难以降解,对海洋生态系统具有潜在的危害。微塑料粒径小,比表面积大,容易吸附海洋中的重金属等污染物产生二次危害,因此研究微塑料与重金属的复合毒性效应对于正确评价微塑料的生态风险具有重要意义。本文以卤虫(*Artemia parthenogenetica*)作为研究对象,考察了10 μm 聚苯乙烯微球与2 种重金属(Cu<sup>2+</sup> 和 Cd<sup>2+</sup>)对卤虫无节幼体的单一及复合急性毒性。同时使用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)测定了卤虫体内 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup> 浓度随时间的变化情况,比较分析了聚苯乙烯微球对重金属在卤虫体内富集的影响。研究发现,Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>单一暴露时对卤虫无节幼体的24 h 半数致死浓度(24 h-LC<sub>50</sub>)分别为(1.26±0.15) mg·L<sup>-1</sup>和(164.5±27.3) mg·L<sup>-1</sup>,与聚苯乙烯微球共同作用时24 h-LC<sub>50</sub>分别为(1.38±0.23) mg·L<sup>-1</sup>和(178.3±36.4) mg·L<sup>-1</sup>,聚苯乙烯微球的存在显著促进了卤虫对 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>的摄入和排出,但并未影响二者急性毒性。研究结果可为海洋环境中微塑料和重金属的生态风险评价提供理论依据。 关键词:铜(Cu<sup>2+</sup>);镉(Cd<sup>2+</sup>);聚苯乙烯微球;卤虫;复合毒性

文章编号:1673-5897(2019)1-099-07 中图分类号:X171.5 文献标识码:A

# Combined Toxicity of Polystyrene Microplastics and Heavy Metals to Brine Shrimp (*Artemia parthenogenetica*)

Zhang Mingxing, Wang Ying, Wang Lijun, Zhang Weiwei, Wang Juying<sup>\*</sup> Marine Debris and Microplastics Research Center, National Marine Environmental Monitoring Center, Dalian 116023, China **Received** 31 October 2018 accepted 28 January 2019

**Abstract**: As a kind of important marine pollutants, microplastics (MPs) are potentially harmful to the marine ecosystem because of their stable and non-degradable properties. MPs can easily absorb heavy metals and other pollutants in the ocean due to their small particle size and large specific surface area, which would result in additional ecological risks. Therefore, it is of great significance to study the mixture toxicity of MPs and heavy metals for their ecological risk assessment. The individual and mixture acute toxicities of 10  $\mu$ m polystyrene (PS) and Cu<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> on nauplii of brine shrimp, *Artemia parthenogenetica*, were investigated. The concentrations of Cu<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> in nauplii were measured by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS), and then the effects of the presence of polystyrene particles on the accumulation of heavy metals in nauplii were explored. The results showed that the 24-h median lethal concentration (LC<sub>50</sub>) of Cu<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> were (1.26±0.15) mg·L<sup>-1</sup> and (164.5±27.3)

基金项目:国家重点研发计划专项(2016YFC1402204);海洋公益性行业科研专项(201505034)

作者简介:张明兴(1991---),男,助理工程师,研究方向为污染物的生态毒理,E-mail: zmxs\_1991@163.com;

<sup>\*</sup> 通讯作者(Corresponding author), E-mail: jywang@nmemc.org.cn

 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , respectively. In contrast, the 24 h-LC<sub>50</sub> of Cu<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> combined with PS were (1.38±0.23) mg·L<sup>-1</sup> and (178.3±36.4) mg·L<sup>-1</sup>, respectively. Furthermore, the time-dependent concentrations of heavy metals in nauplii showed that the presence of polystyrene microspheres significantly promoted the uptake and excretion rates of Cu<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> by nauplii of *A. parthenogenetica*. However, this promotion did not affect the acute toxicities of Cu<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> compared with the absence of MPs. Our results could provide a theoretical basis for ecological risk assessment of microplastics and heavy metals in the marine environment.

Keywords: Cu<sup>2+</sup>; Cd<sup>2+</sup>; polystyrene microsphere; Artemia parthenogenetica; combined toxicity

微塑料(MPs)通常是指尺寸在 5 mm 以下的各 种塑料碎片或颗粒。由于微塑料化学性质稳定,较 难降解,会较长时间存在于环境中,并可能对生态系 统产生潜在的危害,因此引起了广泛关注[1]。微塑 料在海洋环境中分布广泛,目前在各大洋<sup>[2-3]</sup>、极 地[4-5]、深海[6]及近海[7-8]的海水和沉积物中均有微塑 料检出,且其污染水平呈现逐年增加的趋势<sup>19</sup>。微 塑料在北太平洋副热带环流区域海水中浓度可达 3 276 个·m-3[10],浮游动物、鱼类、贝类等不同营养 级海洋生物体内也检测到微塑料的存在[11-13]。微塑 料被海洋生物摄入后,可能会产生消化道阻塞、诱发 炎症、摄食行为和能量分配改变以及影响繁殖等一 系列生态效应[14-15]。微塑料中含有的有毒物质可能 会在生物体内释放,进一步产生毒害作用[16-18]。同 时,微塑料具有比表面积大、疏水性等特征,是持久 性有机污染物、重金属等有毒有害化学物质的载 体[19],影响其对海洋生物的毒性效应[20],并可通过洋 流作用迁移扩散,潜在影响污染物在全球的分布[21]。

海洋环境中的重金属来源广、残留时间长、易蓄积、难以降解且易于沿食物链富集<sup>[22]</sup>,因此其污染具有高度危害性和难治理性<sup>[23]</sup>。全球众多近岸海域由于陆源排放重金属污染水平相对较高<sup>[24-25]</sup>,如南黄海海域表层海水中铜离子(Cu<sup>2+</sup>)和镉离子(Cd<sup>2+</sup>)的浓度可达1.936 µg·L<sup>-1</sup>和0.186 µg·L<sup>-1[26]</sup>。海洋环境中的微塑料颗粒会吸附重金属<sup>[27]</sup>,随后微塑料颗粒被海洋生物摄食可能会增加重金属的生态风险<sup>[28]</sup>。研究表明,聚苯乙烯微塑料在一定程度上增强了 Cd 对斑马鱼的毒性,其与 Cd 联合暴露可导致斑马鱼产生氧化损伤和炎症<sup>[29]</sup>。然而,聚苯乙烯是否能作为重金属的载体增加其对浮游动物的毒性效应尚不明确。

本研究使用海洋模式生物卤虫(Artemia parthenogenetica)作为受试生物,对10 µm 聚苯乙烯微球 与 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>的单一及复合急性毒性效应进行了 研究,并比较分析了聚苯乙烯微球对 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>在 卤虫体内富集的影响,以期为正确评价微塑料及重 金属对海洋生物的毒性效应提供理论依据。

#### 1 材料与方法(Materials and methods)

#### 1.1 仪器与试剂

仪器:7500ce 型电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS,美国 Agilent); Synergy 超纯水机(美国 Millipore)。

试剂:硫酸铜(CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O)、氯化镉(CdCl<sub>2</sub>· 3/2H<sub>2</sub>O)和浓硝酸(HNO<sub>3</sub>)均为分析纯,购自天津市 科密欧化学试剂公司;10  $\mu$ m 聚苯乙烯微球分散液 购自美国 Thermo Fisher 公司,浓度为(3.96±0.02)× 10<sup>6</sup>个·mL<sup>-1</sup>(使用美国 Beckman Coulter 公司的 Counter Z2 型粒子计数仪计数),化学成分经显微傅 里叶变换红外光谱仪(美国 Thermo Fisher Science, Nicolet iS5)鉴定为聚苯乙烯<sup>[30]</sup>;人工海盐购自中盐 工程技术研究院有限公司。

#### 1.2 受试生物

卤虫(A. parthenogenetica)休眠卵购自天津海友 佳音生物科技股份有限公司,未孵化时置于-20 ℃ 条件下冷冻保存。孵化时称取一定量卤虫卵,倒入 盛有过滤人工海水的玻璃鱼缸中,使每升海水中约 有1.5 g 卤虫卵。孵化过程中连续曝气充氧,并调节 温度(25±1) ℃,海水盐度为(30±1) g·L<sup>-1</sup>,光照 2 000 Lux 左右,24 h 以内即可孵化成功。暴露实验均使 用24 h 以内孵化的卤虫无节幼体进行。

1.3 急性毒性测试

选取孵化 24 h 以内的卤虫无节幼体,分别加入 含有不同浓度重金属和聚苯乙烯微球的 60 mm 结 晶皿中,实验分组(实验 I ~ V)和重金属、聚苯乙烯微 球浓度见表 1。每组设置 4 个平行,每个平行包含 10 只卤虫无节幼体,每个平行的培养溶液体积为 20 mL。置于恒温培养箱中 25 ℃培养 24 h 后,观察并 记录各组卤虫无节幼体的死亡情况。使用 SPSS 24.0 软件通过概率单位法计算 Cu<sup>2+</sup>、Cd<sup>2+</sup>与聚苯乙 烯微球单独及联合暴露对卤虫无节幼体的 24 h 半 数致死浓度(24 h-LC<sub>50</sub>)。

在暴露前后分别在各组中吸取 0.5 mL 溶液,用 ICP-MS 检测暴露前后的溶液中重金属浓度的变 化。本实验使用 Agilent 7500ce 型 ICP-MS,仪器配 备了八极杆碰撞/反应池、Micro-Mist 超微量雾化器、 屏蔽炬等配件。使用低记忆效应的石英双通道型雾 化室,并用 Piltier 半导体控温于(2.0±0.1) ℃。参数 设置如下: RF 功率为 1 350 W,载气流速 0.9 L· min<sup>-1</sup>,混合气流速 0.15 L·min<sup>-1</sup>,He 气流速 3.0 L· min<sup>-1</sup>,采样深度 8.0 mm,重复次数 3 次<sup>[31]</sup>。检测前 先使用 Agilent 环境标准溶液以重量法配制浓度为 0.00、0.50、1.00、5.00、10.00、50.00 和 100.0  $\mu$ g·L<sup>-1</sup>系 列溶液作为标准溶液。然后根据表观浓度将待测液 使用超纯水稀释至 100  $\mu$ g·L<sup>-1</sup>以下,以确保测试浓 度在标样浓度范围内,并上机检测,水溶液中 Cu<sup>2+</sup> 和 Cd<sup>2+</sup>的检测限分别为 0.2  $\mu$ g·L<sup>-1</sup>和 0.05  $\mu$ g·L<sup>-1</sup>。

1.4 重金属富集实验

在卤虫无节幼体富集重金属实验中,基于急性 毒性实验结果,选取急性毒性实验中无可观察效应 浓度作为生物富集浓度,即: $Cu^{2+}$ 为04 mg· $L^{-1}$ , $Cd^{2+}$ 为25 mg· $L^{-1}$ 。实验共分4个组(实验 VI~IX)(表 1),即 $Cu^{2+}$ 和 $Cd^{2+}$ 单独暴露组和聚苯乙烯微球与  $Cu^{2+}$ 、 $Cd^{2+}$ 的联合暴露组。每组3个平行,每个平行 10只孵化24 h以内的卤虫无节幼体。

为检测 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>在卤虫体内的富集,在相同 条件下同时进行 7 个批次的处理,每个处理分别在 暴露后的 0 h, 1 h, 2 h, 4 h, 8 h, 12 h, 24 h 取出卤虫 无节幼体,使用超纯水清洗3次后烘干并称重,之后 用0.5 mL 65%硝酸常温消解2h。待卤虫无节幼体 消解完全后使用 ICP-MS 检测 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>浓度,进 而计算出卤虫无节幼体体内 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>的含量(以 每g 卤虫干重计)。ICP-MS 检测方法同1.3,上样前 将卤虫消解液使用超纯水稀释 20 倍以防止硝酸浓 度过高对测试结果产生影响。

1.5 统计分析

采用 SPSS 24.0 软件对实验数据进行统计分析。通过独立样本 T 检验(independent-samples T test)对重金属富集实验中有无聚苯乙烯微球时卤虫 无节幼体体内 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>含量的差异进行比较分析, *P*<0.05 时认为具有显著性差异。

#### 2 结果(Results)

2.1 急性毒性测试

实验 I 的结果表明,聚苯乙烯微球单一暴露并 未表现出对卤虫无节幼体的急性毒性效应,暴露浓 度为 10 000 个·mL<sup>-1</sup>时,其存活率仍为 100%,因此 其 24 h-LC<sub>50</sub>> 10 000 个·mL<sup>-1</sup>。前期研究发现,在 聚苯乙烯微球暴露浓度为 12 个·mL<sup>-1</sup>时,即可观察 到卤虫无节幼体对微塑料的摄入<sup>[30]</sup>。综合考虑微塑 料的环境暴露浓度、摄入浓度与可能的复合毒性效 应,本研究在微塑料与重金属联合暴露实验 II ~ V 中选取 100 个·mL<sup>-1</sup>作为暴露浓度。

图 1 为各暴露组卤虫无节幼体 24 h 死亡率随 暴露浓度变化的拟合曲线,使用概率单位法计算了

		Table 1	1 Groups and concentrations of MP, $Cu^{2+}$ and $Cd^{2+}$		
			重金属表观浓度	MP 表观浓度	
实验分组		/(mg·L <sup>-1</sup> )	/(个•mL <sup>-1</sup> )	暴露时间/h	
Groups			Nominal concentration	Nominal concentration of MP	Test time/h
			of heavy metals/(mg $\cdot$ L <sup>-1</sup> )	$/(\text{particles} \cdot \text{mL}^{-1})$	
	Ι	MP	0	0, 1, 10, 100, 1 000, 10 000	24
在此主地应办	П	$Cu^{2+}$	0, 0.5, 1.0, 2.0, 4.0	0	24
急性毒性头验	Ш	MP+Cu <sup>2+</sup>	0, 0.5, 1.0, 2.0, 4.0	100	24
Acute toxicity test	IV	$Cd^{2+}$	0, 50, 100, 200, 400	0	24
	V	MP+Cd <sup>2+</sup>	0, 50, 100, 200, 400	100	24
<b>本</b> 4 日本 4 古 3 4	VI	$Cu^{2+}$	0.4	0	0, 1, 2, 4, 8, 12, 24
重金属富集头验 D: 1.	VII	MP+Cu <sup>2+</sup>	0.4	100	0, 1, 2, 4, 8, 12, 24
af beauty metals	VIII	$Cd^{2+}$	25	0	0, 1, 2, 4, 8, 12, 24
or neavy metals	IX	MP+Cd <sup>2+</sup>	25	100	0, 1, 2, 4, 8, 12, 24

表1 实验分组及暴露浓度

注:MP 指聚苯乙烯微球。

Note: MP refers to polystyrene microspheres.

 $Cu^{2+}$ 、 $Cd^{2+}$ 与聚苯乙烯微球单独以及联合暴露对卤 虫无节幼体的 24 h-LC<sub>50</sub>,结果见表 2。 $Cu^{2+}$ 对卤虫 无节幼体的 24 h-LC<sub>50</sub> 为(1.26±0.15) mg·L<sup>-1</sup>,与聚苯 乙烯微球共同暴露时 24 h-LC<sub>50</sub> 为(1.38±0.23) mg· L<sup>-1</sup>。 $Cd^{2+}$ 对卤虫无节幼体的 24 h-LC<sub>50</sub> 为(164.5± 27.3) mg·L<sup>-1</sup>,与聚苯乙烯微球共同暴露时 24 h-LC<sub>50</sub> 为(178.3±36.4) mg·L<sup>-1</sup>。由此可见,微塑料的 存在并未影响  $Cu^{2+}$ 和  $Cd^{2+}$ 的急性毒性。

2.2 重金属富集实验结果

卤虫体内重金属含量随时间(0,1,2,4,8,12,24 h)的变化如图 2 所示,不论是否有微塑料存在,卤虫 体内 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>的含量均呈现先升高后降低的趋 势。卤虫无节幼体对 Cu<sup>2+</sup>的吸收在 12 h 达到峰值, 之后排出。聚苯乙烯微球与 Cu<sup>2+</sup>联合暴露时,0~ 12 h 阶段卤虫体内 Cu<sup>2+</sup>含量高于单一暴露组,且在 4 h 时差异显著(P<0.05),表明聚苯乙烯微球促进了 卤虫无节幼体对 Cu<sup>2+</sup>的摄入。没有微塑料存在时, 卤虫无节幼体对 Cd<sup>2+</sup>的吸收在 4 h 达到峰值,之后 逐渐排出,8 h 后卤虫体内 Cd<sup>2+</sup>含量趋于稳定,表明 此时摄入和排出接近平衡。聚苯乙烯微球与 Cd<sup>2+</sup> 联合暴露时,Cd<sup>2+</sup>浓度在 2 h 时即达到峰值,此时卤 虫体内 Cd<sup>2+</sup>含量显著高于单一暴露组(P<0.05),4 h 时显著低于单一暴露组(P<0.05),8 h 后趋于稳定, 与单一暴露组无显著性差异(P>0.05)。结果表明,聚 苯乙烯微球的存在促进了动力学过程中卤虫对 Cd<sup>2+</sup>的摄入和排出。

#### 3 讨论(Discussion)

微塑料的生物毒性效应与其形状、大小及类型 等因素有关<sup>[1]</sup>。本研究使用的微塑料为球状,与其





Fig. 1 Mortality of nauplii of A. parthenogenetica after exposure to heavy metals at different concentrations

表 2 实验 II ~ V 暴露溶液中重金属实测浓度及 24 h-LC<sub>50</sub> 值

1able 2 included concentrations of nearly includes in solutions and 24 n-LQ <sub>50</sub> of 21000 m	Table 2	Measured concentration	s of heavy	metals in	solutions	and 24	h-LC <sub>50</sub>	of group	) ∏	to	V
--	---------	------------------------	------------	-----------	-----------	--------	--------------------	----------	-----	----	---

实验分组		实测浓度/(mg·L <sup>-1</sup> ) Measu	$24 \text{ h LC}$ ((ma $1^{-1})$ )	
	Groups	暴露前(Before exposure)	暴露后(After exposure)	24 II-LC <sub>50</sub> /(IIIg·L )
I	Cu <sup>2+</sup>	0, 0.46, 0.90, 1.86, 3.59	0, 0.15, 0.29, 0.71, 1.41	1.26±0.15
Ш	MP+Cu <sup>2+</sup>	0, 0.45, 0.97, 1.83, 3.62	0, 0.12, 0.37, 0.66, 1.16	$1.38 \pm 0.23$
IV	$Cd^{2+}$	0, 53.6, 94.9, 241.7, 409.7	0, 41.9, 70.9, 134.1, 385.8	164.5±27.3
V	MP+Cd <sup>2+</sup>	0, 55.3, 104.6, 214.2, 415.3	0,37.2, 94.5, 148.2, 371.2	178.3±36.4

食物(如小球藻)形状较为一致,前期已发现卤虫可 以快速摄入并排出聚苯乙烯微球(数据未发表)。因 其粒径(10 μm)相对较大,很难通过肠壁进入卤虫体 内,因此,并未表现出对卤虫无节幼体的急性毒性效 应。与本研究类似,Beiras等<sup>[32]</sup>研究发现,不同粒径 的低密度聚乙烯微塑料并未对海洋浮游动物产生急 性毒性效应。但 Rochman 等<sup>[33]</sup>研究发现,尺寸小于 1 mm 的聚乙烯塑料碎片可能会改变成年海水青鳉 鱼(*Oryzias latipes*)的内分泌系统功能,表明片状微塑 料可能比球状微塑料更容易使生物受到损害。

卤虫作为一种污染物急性毒性评价的指示生物,在重金属急性毒性效应研究中被广泛使用。与本研究  $Cd^{2+}$ 单一急性毒性研究结果类似,吴宗凡等<sup>[34]</sup>检测到  $Cd^{2+}$ 对出膜 30 h 卤虫(*A. salina*)无节幼体的 24 h-LC<sub>50</sub> 为 150.08 mg·L<sup>-1</sup>, Hadjispyrou 等<sup>[35]</sup>测得  $Cd^{2+}$ 对 24 h 内孵化的卤虫(*A. franciscana*)无节幼体的 24 h-LC<sub>50</sub> 为 155.5 mg·L<sup>-1</sup>。Zulkifli 等<sup>[36]</sup>检测到  $Cu^{2+}$ 、 $Cd^{2+}$ 对 24 h 内孵化的卤虫(*A. salina*)无节幼体的 24 h-LC<sub>50</sub> 分别为 0.28 mg·L<sup>-1</sup>和 2.47 mg·L<sup>-1</sup>,低于本研究 1~2 个数量级,这可能与卤虫种属、测试条件、金属离子形态等有关。

众多研究表明,微塑料对重金属离子具有很强 的吸附能力。Rochman 等<sup>[37]</sup>研究发现,聚对苯二甲 酸乙二酯、高密度聚乙烯、聚氯乙烯、低密度聚乙烯 和聚丙烯等各种类型的塑料碎片,对 Cd、Ni、Zn 和 Pb 等金属离子均具有很强的吸附能力。高丰蕾 等[24]使用聚乙烯、聚氯乙烯、和聚丙烯等多种微塑料 研究发现,不同材质的微塑料对铅离子的吸附能力 不同,且有其他离子存在时微塑料的吸附特性也会 受到影响。由于化学性质的多样性,不同种类的微 塑料对不同重金属的吸附能力和吸附特征可能会存 在较大差异,有待于进一步的深入研究。本研究中, 我们推测聚苯乙烯对 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2</sup> 存在吸附作用,进 而加快了 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>在卤虫体内的吸收和排出,因 此最终并未影响二者的急性毒性。但 Lu 等<sup>[29]</sup>通过 对斑马鱼(Danio rerio)生化标志物、组织病理学观察 和功能基因表达的综合分析表明,5 µm 聚苯乙烯微 球的存在增强了 Cd<sup>2+</sup>对斑马鱼的毒性,其与 Cd<sup>2+</sup>联 合暴露可导致斑马鱼发生氧化损伤和炎症。Kim 等<sup>[38]</sup>研究发现,聚苯乙烯微球在一定程度上影响重 金属镍对大型溞(Daphnia magna)的活动抑制,且经 过羧基修饰的聚苯乙烯微球对其影响更加明显。由



#### 图 2 卤虫体内 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>浓度的变化(以每 g 卤虫干重计) 注:\*P<0.05。

Fig. 2 Concentration change of  $Cu^{2+}$  and  $Cd^{2+}$  in *A. parthenogenetica* (with per gram of dry weight) Note: \*P < 0.05.

Tabl	ble 3 Design and measured concentrations of heavy metals in solutions of group VI to IX					
	实验分组	表观浓度/(mg·L <sup>-1</sup> )	实测浓度/(mg·L <sup>·1</sup> )			
	Groups	Design concentrations/(mg $\cdot$ L <sup>-1</sup> )	Measured concentrations/(mg $\cdot$ L <sup>-1</sup> )			
VI	$Cu^{2+}$	0.4	$0.42 \pm 0.02$			
VII	MP+Cu <sup>2+</sup>	0.4	$0.43 \pm 0.04$			
VIII	$Cd^{2+}$	25	24.6±0.3			
IX	MP+Cd <sup>2+</sup>	25	24.5±0.4			

表 3 VI ~ IX组暴露溶液中重金属表观浓度与实测浓度 an and measured concentrations of heavy metals in solutions of grou

于本研究选取的微塑料和重金属种类较为单一,且 海洋环境中污染物种类十分复杂,环境中的微塑料 可能会对其他污染物的毒理效应产生影响。Deng 等<sup>[20]</sup>研究表明聚乙烯和聚苯乙烯微塑料能够增强有 机磷阻燃剂(OPFRs)对小鼠(*Mus musculus*)的氧化应 激反应和神经毒性。目前有关微塑料与重金属联合 毒性效应的研究相对较为匮乏,两者联合作用下的急 慢性毒性效应及机理有待于更加广泛和深入的研究。

综上所述,聚苯乙烯微球的存在没有影响 Cu<sup>2+</sup> 和 Cd<sup>2+</sup>对卤虫无节幼体的急性毒性效应,但促进了 卤虫无节幼体对 Cu<sup>2+</sup>和 Cd<sup>2+</sup>的摄入和排出。本研 究结果可为海洋环境中微塑料和重金属的生态风险 评价提供理论依据。

通讯作者简介:王菊英(1967-),女,国家海洋环境监测中心研 究员,主要从事海洋环境质量基准和海洋环境监测评价方法 学研究,共计发表论文百余篇,编写国家标准和行业标准 12 项,出版专著 3 部。

#### 参考文献(References):

- [1] Auta H S, Emenike C U, Fauziah S H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions
   [J]. Environment International, 2017, 102: 165-176
- [2] Law K L, Moret-Ferguson S E, Goodwin D S, et al. Distribution of surface plastic debris in the eastern Pacific Ocean from an 11-year data set [J]. Environmental Science and Technology, 2014, 48(9): 4732-4738
- [3] Law K L, Moret-Ferguson S, Maximenko N A, et al. Plastic accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre [J]. Science, 2010, 329(5996): 1185-1188
- [4] Bergmann M, Wirzberger V, Krumpen T, et al. High quantities of microplastic in arctic deep-sea sediments from the Hausgarten Observatory [J]. Environmental Science and Technology, 2017, 51(19): 11000-11010
- [5] Cincinelli A, Scopetani C, Chelazzi D, et al. Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): Occurrence, distribution and characterization by FTIR [J]. Chemosphere, 2017, 175: 391-400
- [6] Van Cauwenberghe L, Vanreusel A, Mees J, et al. Microplastic pollution in deep-sea sediments [J]. Environmental Pollution, 2013, 182: 495-499
- [7] Matsuguma Y, Takada H, Kumata H, et al. Microplastics in sediment cores from Asia and Africa as indicators of temporal trends in plastic pollution [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2017, 73 (2):

230-239

- [8] Tsang Y Y, Mak C W, Liebich C, et al. Microplastic pollution in the marine waters and sediments of Hong Kong
   [J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 115(1-2): 20-28
- [9] 王彤, 胡献刚, 周启星. 环境中微塑料的迁移分布、生物效应及分析方法的研究进展[J]. 科学通报, 2018, 63
  (4): 385-395
  Wang T, Hu X, Zhou Q, et al. The research progress in migration, distribution, biological effects and analytical methods of microplastics [J]. Chinese Science Bulletin, 2018, 63(4): 385-395 (in Chinese)
- [10] Goldstein M C, Rosenberg M, Cheng L. Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect [J]. Biology Letters, 2012, 8(5): 817-820
- [11] Jabeen K, Su L, Li J, et al. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China [J]. Environmental Pollution, 2017, 221: 141-149
- [12] Li J, Qu X, Su L, et al. Microplastics in mussels along the coastal waters of China [J]. Environmental Pollution, 2016, 214: 177-184
- [13] Murphy F, Russell M, Ewins C, et al. The uptake of macroplastic & microplastic by demersal & pelagic fish in the Northeast Atlantic around Scotland [J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 122(1-2): 353-359
- [14] Cole M, Lindeque P, Fileman E, et al. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus* [J]. Environmental Science and Technology, 2015, 49 (2): 1130-1137
- [15] Ivleva N P, Wiesheu A C, Niessner R. Microplastic in aquatic ecosystems [J]. Angewandte Chemie International Edition, 2017, 56: 1720-1739
- [16] Green D S, Boots B, O' Connor N E, et al. Microplastics affect the ecological functioning of an important biogenic habitat [J]. Environmental Science and Technology, 2017, 51(1): 68-77
- [17] Lamb J B, Willis B L, Fiorenza E A, et al. Plastic waste associated with disease on coral reefs [J]. Science, 2018, 359: 460-462
- [18] 李富云, 贾芳丽, 涂海峰, 等. 海洋中微塑料的环境行 为和生态影响[J]. 生态毒理学报, 2017, 12(6): 11-18
  Li F Y, Jia F L, Tu H F, et al. Environmental behavior and ecological effects of microplastics in the ocean [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2017, 12(6): 11-18 (in Chinese)
- [19] 徐擎擎,张哿,邹亚丹,等. 微塑料与有机污染物的相 互作用研究进展[J]. 生态毒理学报, 2018, 13(1): 40-49
   Xu Q Q, Zhang G, Zou Y D, et al. Interactions between microplastics and organic pollutants: Current status and

knowledge gaps [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2018, 13(1): 40-49 (in Chinese)

- [20] Deng Y, Zhang Y, Qiao R, et al. Evidence that microplastics aggravate the toxicity of organophosphorus flame retardants in mice (*Mus musculus*) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2018, 357: 348-354
- [21] Rios Mendoza L M, Jones P R. Characterisation of microplastics and toxic chemicals extracted from microplastic samples from the North Pacific Gyre [J]. Environmental Chemistry, 2015, 12(5): 611
- [22] 田金,李超,宛立,等. 海洋重金属污染的研究进展[J]. 水产科学, 2009, 28(7): 413-418
  Tian J, Li C, Wan L, et al. The advances of heavy metal pollution in marine environment [J]. Fisheries Science, 2009, 28(7): 413-418 (in Chinese)
- [23] Zhang J, Liu C L. Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China—Weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes [J]. Estuarine Coastal and Shelf Science, 2002, 54(6): 1051-1070
- [24] 高丰蕾,李景喜,孙承君,等.微塑料富集金属铅元素的能力与特征分析[J].分析测试学报,2017,36(8): 1018-1022

Gao F L, Li J X, Sun C J, et al. Analysis on ability and characteristics of microplastics to enrich metal lead [J]. Journal of Instrumental Analysis, 2017, 36(8): 1018-1022 (in Chinese)

- [25] 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
- [26] 贺志鹏, 宋金明, 张乃星, 等. 南黄海表层海水重金属 的变化特征及影响因素 [J]. 环境科学, 2008, 29 (5): 1153-1162

He Z P, Song J M, Zhang N X, et al. Vatriation characteristics and controlling factors of heavy metals in the south Yellow Sea surface seawaters [J]. Environmental Science, 2008, 29(5): 1153-1162 (in Chinese)

- [27] Holmes L A, Turner A, Thompson R C. Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions [J]. Marine Chemistry, 2014, 167: 25-32
- [28] Wen B, Jin S, Chen Z, et al. Single and combined effects of microplastics and cadmium on the cadmium accumulation, antioxidant defence and innate immunity of the discus fish (*Symphysodon aequifasciatus*) [J]. Environmental Pollution, 2018, 243: 462-471
- [29] Lu K, Qiao R, An H, et al. Influence of microplastics on

the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*) [J]. Chemosphere, 2018, 202: 514-520

- [30] Wang Y, Zhang D, Zhang M, et al. Effects of ingested polystyrene microplastics on brine shrimp, *Artemia parthenogenetica* [J]. Environmental Pollution, 2019, 244: 715-722
- [31] 王立军, 栗俊, 张玉凤, 等. 应用 ICP-MS 直接测定近岸 高盐排污口水样中重金属方法研究[J]. 海洋环境科学, 2007, 26(2): 172-174
  Wang L J, Su J, Zhang Y F, et al. Direct analysis of heavy metals in the nearshore discharged water with high salt matrix using ICP-MS [J]. Marine Environmental Science, 2007, 26(2): 172-174 (in Chinese)
- [32] Beiras R, Bellas J, Cachot J, et al. Ingestion and contact with polyethylene microplastics does not cause acute toxicity on marine zooplankton [J]. Journal of Hazardous Materials, 2018, 360: 452-460
- [33] Rochman C M, Kurobe T, Flores I, et al. Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment [J]. Science of the Total Environment, 2014, 493: 656-661
- [34] 吴宗凡, 刘兴国, 王高学. 重金属与有机磷农药二元混 合物对卤虫联合毒性的评价及预测[J]. 生态毒理学报, 2013, 8(4): 602-608
  Wu Z F, Liu X G, Wang G X. Evaluating and modeling the toxicity of binary mixtures of heavy metals and organophosphate pesticides to *Artemia salina* [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2013, 8(4): 602-608 (in Chinese)
- [35] Hadjispyrou S, Kungolos A, Anagnostopoulos A. Toxicity, bioaccumulation, and interactive effects of organotin, cadmium, and chromium on *Artemia franciscana* [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2001, 49 (2): 179-186
- [36] Zulkifli S Z, Aziz F Z A, Ajis S Z M, et al. Nauplii of brine shrimp (*Artemia salina*) as a potential toxicity testing organism for heavy metals contamination [J]. Springer Singapore, 2014: 233-237
- [37] Rochman C M, Hentschel B T, Teh S J. Long-term sorption of metals is similar among plastic types: Implications for plastic debris in aquatic environments [J]. PLoS One, 2014, 9(1): e85433
- [38] Kim D, Chae Y, An Y. Mixture toxicity of nickel and microplastics with different functional groups on *Daphnia* magna [J]. Environmental Science and Technology, 2017, 51(21): 12852-12858