

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20150120003

韩雨薇, 张彦峰, 陈萌, 等. 沉积物中重金属 Pb 和 Cd 对河蚬的毒性效应研究[J]. 生态毒理学报, 2015, 10(4): 129-137

Han Y W, Zhang Y F, Chen M, et al. Toxicity of Pb/Cd-spiked freshwater sediments to *Corbicula fluminea* [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015, 10 (4): 129-137 (in Chinese)

沉积物中重金属 Pb 和 Cd 对河蚬的毒性效应研究

韩雨薇, 张彦峰*, 陈萌, 钟文珏, 祝凌燕

南开大学环境污染过程与基准教育部重点实验室 天津市生态环境修复与防治重点实验室 南开大学环境科学与工程学院, 天津 300071

收稿日期: 2015-01-20 录用日期: 2015-03-15

摘要: 以河蚬为受试生物, 以存活率、呼吸抑制率为测试终点, 研究了沉积物和上覆水中重金属 Pb、Cd 对底栖生物的毒性效应, 并探讨了沉积物中酸挥发性硫化物(acid volatile sulfide, AVS)和同时提取金属(simultaneously extracted metals, SEM)对重金属生物有效性的影响。结果表明, 沉积物中 Pb、Cd 对河蚬致死效应较低, 当 Pb、Cd 浓度分别为 400、100 mg · kg⁻¹, 连续暴露 21 d 时, 致死率低于 20%; 沉积物中 Pb、Cd 对河蚬 14 d 的呼吸抑制率 EC₅₀ 分别为 519 和 151 mg · kg⁻¹; 上覆水中 Pb 和 Cd 离子浓度较低, 对生物毒性效应贡献可以忽略; SEM/AVS 值和生物呼吸抑制率有着明显的线性相关性, 当 SEM_{Pb}/AVS>1, SEM_{Cd}/AVS>0.6 时, 重金属对河蚬有明显的毒性效应。

关键词: 重金属; Cd; Pb; 河蚬; 沉积物; 呼吸抑制率; 酸挥发性硫化物

文章编号: 1673-5897(2015)4-129-09 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Toxicity of Pb/Cd-Spiked Freshwater Sediments to *Corbicula fluminea*

Han Yuwei, Zhang Yanfeng*, Chen Meng, Zhong Wenjue, Zhu Lingyan

Key Laboratory of Processes and Environmental Criteria, Ministry of Education, Tianjin Key Laboratory of Environmental Remediation and Pollution Control, College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China

Received 20 January 2015 **accepted** 15 March 2015

Abstract: The toxicities of Pb and Cd in fresh water sediment and overlying water were evaluated using *Corbicula fluminea* as test organisms. The toxicity endpoints were survival and respiratory inhibition rate. The objectives of this research were to investigate the toxic effects of the two heavy metals on benthic organisms and the effects of acid volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM). The results indicated that Pb/Cd displayed weak lethal toxicity to *Corbicula fluminea* with mortality less than 20% even exposed at 400 and 100 mg · kg⁻¹ for 21 d. The values of EC₅₀ of respiratory inhibition rate of Pb and Cd in the 14 d tests were 519 and 151 mg · kg⁻¹, respectively. The contribution of overlying water to the total toxicity was negligible due to the low metal concentrations in the overlying water. A good correlation between the toxic effects of Pb and Cd on benthic organisms and SEM/AVS was observed. When SEM_{Pb}/AVS>1 and SEM_{Cd}/AVS>0.6, the two metals displayed obvious toxicities to *Corbicula fluminea*.

Keywords: heavy metal; Pb; Cd; *Corbicula fluminea*; sediment; respiratory inhibition rate; acid volatile sulfide (AVS)

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项子课题(No. 2012ZX07501-003-04)

作者简介: 韩雨薇(1989-), 女, 硕士研究生, 研究方向为水环境质量基准与生态风险评价, E-mail: hyw0401@163.com;

* 通讯作者(Corresponding author), E-mail: zhangyf@nankai.edu.cn

重金属 Pb 和 Cd 都具有较强的生物毒性,它们可以通过多种途径进入水体,并通过吸附在颗粒物上最终进入沉积物。因此,沉积物成为重金属的一个重要的汇,对营底栖生活的生物构成威胁^[1]。研究沉积物污染效应是水环境研究中不可缺少的一部分,重金属作为沉积物中的一类主要污染物,具有毒性大、难降解、易被生物富集等特性。由于具有生物富集性,一些重金属甚至在鱼、贝类等水生生物中积累到较高的浓度,最终经过食物链传递影响生态系统和人体健康^[2-4]。曾毅等^[5]对太湖沉积物毒性识别评估研究发现重金属中主要是 Pb 对底栖生物产生毒性效应,有研究表明高州水库表层沉积物重金属的污染程度强弱顺序为 Zn > Cd > Cr > Ni > Pb ≈ Cu > Mn ≈ As,处于无污染至中度污染程度^[6]。目前关于水相中重金属对水生生物毒性效应和沉积物中重金属分布及生态风险评价的研究较多,而有关沉积物中重金属毒性与生物有效性的研究则较少。范文宏等^[7]以大型蚤为受试生物研究了水体-沉积物共存体系中 Cd 的毒性,而赵艳民等^[8]以泥鳅死亡率、血液红细胞数量等指标考察了沉积物中 Cd 的毒性效应。

河蚬(*Corbicula fluminea*)隶属于软体动物门、瓣鳃纲,真瓣鳃目,蚬科。原产中国,广泛分布于我国内陆水域、朝鲜、日本、东南亚各国。栖息于底质多为沙或泥的江河、湖泊等水域,具有个体较大、适应性强、容易采集等特点,是一种滤食性动物,以水中的浮游生物(如硅藻、绿藻、原生动物、轮虫等)为食料。对有毒污染物有较高的富集能力,能直接反映水体中多种污染物的污染程度,因而被认为是一种能反应水体重金属污染的生物指示物^[9-10]。河蚬对水体中的重金属、有机污染物等均有明显的吸收和富集作用,以往研究多侧重于野外生态现状调查,近年来有一些关于水体中污染物对河蚬的蓄积和毒性的研究报道^[11-14],但是对于全沉积物中重金属对河蚬的毒性研究还较少。

因此本研究采用河蚬为受试生物,探讨沉积物中 Pb 和 Cd 对河蚬的毒性效应,同时讨论沉积物中酸可挥发性硫化物(acid volatile sulfide, AVS)和同时提取

重金属(simultaneously extracted metals, SEM)与生物毒性的关系。本研究为制定符合实际的沉积物重金属质量基准提供基础数据,为治理淡水沉积物的重金属污染提供科学依据。

1 材料与方法(Materials and methods)

1.1 加标沉积物样品的制备

由于很难获得重金属本底值较低天然沉积物,因此本研究采用 Pasteris 等^[15]推荐的方法,用洁净的农田土壤加标染毒来模拟天然沉积物进行试验。从天津市郊区农田采集洁净土壤,经自然风干后,过 40 目筛去除粗颗粒,室温下保存备用。所用土壤有机质含量为 1.9%,pH 为 7.86,机械组成为粉砂 64%、粘土 24%、沙子 12%。重金属浓度值(测定结果见表 1)与国家标准进行比较,Cr、Ni、Cu、Zn、Hg、Pb 的背景值达到我国土壤环境质量标准(GB 15618 环境质量标准)的一级标准,而 Cd 和 As 的浓度值高于一级标准,低于二级标准,基本不会对生物造成毒害作用。

使用分析纯的 CdCl₂、Pb(NO₃)₂ 试剂(购自天津光复精细化工研究所),用去离子水配制金属离子浓度为 1 000 mg·L⁻¹的储备液备用。取 100 g 沉积物样品,置于 1 L 玻璃烧杯中,加入一定体积的重金属储备液,配制成含有不同浓度梯度的染毒沉积物,根据文献^[16]中 Pb、Cd 的 SQG (sediment quality guideline, 沉积物质量基准)值,Pb 的 TEL(threshold effect level, 临界效应浓度)与 PEL(probable effect level, 必然效应浓度)分别为 47.3 和 204 mg·kg⁻¹,Cd 为 3.02 和 19.0 mg·kg⁻¹,据此设计各试验组沉积物中 Pb 和 Cd 的加标浓度,具体染毒浓度见表 2。然后加入去离子水至 600 mL,此时,沉积物与上覆水的体积比为 1:3。对泥水混合物充分搅拌 1 h,之后置于室温下储存 14 d。期间,每隔 3 d 充分搅拌 1 次,对照组沉积物除不加重金属外按相同方法处理。加标组和对照组均设置 3 个平行。染毒平衡 14 d 后,取沉积物样和上覆水样测定实际暴露浓度,结果见表 2。沉积物中加标浓度与实测浓度之间的相对偏差大多在±10%以内;受沉积物本底影响,低浓度染毒时的偏差要高于高浓度染毒组。

表 1 天津市郊区土壤中重金属背景值

Table 1 Background values of heavy metals in Tianjin suburbs soil

重金属 Heavy metal	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Hg	Pb
浓度/(mg·kg ⁻¹) Concentration/(mg·kg ⁻¹)	11.9	5.73	6.64	22.5	65.9	0.430	0.150	6.89

表 2 Pb 和 Cd 加标浓度、实测浓度、相对偏差及在上覆水中的浓度
Table 2 Spiked and measured concentrations of Pb /Cd in sediment,
and the concentrations of Pb/Cd in the overlying water

试验组 Experimental group	Pb				Cd			
	沉积物 Sediment			上覆水/ (μg·L ⁻¹) Overlying water/ (μg·L ⁻¹)	沉积物 Sediment			上覆水/ (μg·L ⁻¹) Overlying water/ (μg·L ⁻¹)
	加标浓度/ (mg·kg ⁻¹)	实测浓度/ (mg·kg ⁻¹)	相对偏差/%		加标浓度/ (mg·kg ⁻¹)	实测浓度/ (mg·kg ⁻¹)	相对偏差/%	
	Spiked	Measured	Relative		Spiked	Measured	Relative	
	concentrations/ (mg·kg ⁻¹)	concentrations/ (mg·kg ⁻¹)	deviation/%		concentrations/ (mg·kg ⁻¹)	concentrations/ (mg·kg ⁻¹)	deviation/%	
I	40.0	46.0	15.0	11.5	2.00	2.74	37.0	0.82
II	70.8	73.2	3.23	15.5	5.30	5.79	9.25	1.33
III	126	121	-3.57	55.9	14.1	11.0	-21.9	2.89
IV	224	223	-0.30	67.5	37.6	34.0	-9.60	6.96
V	400	417	4.25	110.2	100	98.2	-1.84	31.2

1.2 生物测试

1.2.1 受试生物

试验所用河蚬取自中国科学院生态环境研究中心,暴露试验前在实验室置于 10 L 的聚乙烯塑料箱中驯养,加入经曝气 48 h 除氯水,每箱中放入 150 只,河蚬壳长(1.2±0.2) cm,壳高(0.8±0.2) cm, pH 为 6.8~7.5,溶解氧不低于 4 mg·L⁻¹,温度(23±2)℃,每 2 天喂食 1 次螺旋藻粉。在该条件下驯养 10 d,死亡率<10%,挑选健康河蚬进行试验,实验前 1 天清肠 24 h。

1.2.2 沉积物和上覆水溶液中河蚬毒性试验

参考 US EPA(美国国家环境保护局)底栖生物标准试验方法^[17-18],进行 21 d 河蚬毒性试验。随机选取 8 只放入染毒沉积物中,连续暴露 21 d。实验过程中不喂食,每天观察河蚬的活动情况和中毒症状,死亡个体及时去除。每隔 7 天补充 1 次上覆水,保证泥和水的体积比一致。

为了研究上覆水中重金属对河蚬毒性的贡献,取上覆水测定其中重金属离子的浓度,配置相同浓度的金属离子水溶液,同样在 1 L 烧杯中进行生物试验,每个烧杯中放 8 只河蚬,每天同一时间换水,去除死亡个体,每 2 天喂食 1 次螺旋藻粉。其他条件与沉积物中暴露试验一致。

河蚬呼吸速率实验参考曾丽璇等^[19]的方法,选用 500 mL 三角瓶作为代谢瓶,预先用量筒记录每个代谢瓶中水的体积。同时设置空白组和实验组,在每个代谢瓶内放河蚬 3 个(实验前测定河蚬的湿重)装水后用 PE 保鲜膜封口。河蚬开壳后开始计时,持续 2 h,用溶氧仪测定 2 h 内代谢瓶中溶解氧

的变化。根据实验前后代谢瓶内水中溶解氧的变化值,按下列公式计算河蚬的耗氧率和呼吸抑制率。

$$OR=[(DO_0-DO_t)\times V]/(W\times t)$$

式中:OR 为单位体重耗氧率,mg·(g·h)⁻¹;DO₀和 DO_t为实验开始和在 t 时间时水中溶解氧的含量,mg·L⁻¹;V 为代谢瓶中水的体积,L;W 为河蚬质量,g;t 为实验持续时间,h。

呼吸抑制率=(1-实验组 OR/对照组 OR)×100%

1.3 沉积物和上覆水中重金属及 AVS、SEM 含量测定

取适量沉积物样冷冻干燥后,准确称取 0.1 g 放入微波消解罐中。用 6 mL 浓 HNO₃、2 mL HF 和 2 mL H₂O₂(均为优级纯,购自天津市化学试剂五厂)作为消解液,采用微波萃取快速消解系统(MD 6C-6H,北京盈安美诚科学仪器有限公司)进行消解,取上清液过 0.45 μm 滤膜定容,使用 ICP-MS(电感耦合等离子体-质谱法,ELAN DRC-e,Perkin Elmer SCIEX)测定重金属浓度,上覆水样过膜后直接测定。该方法回收率为 90%~103%之间,检出限为 0.01 μg·L⁻¹,相对标准偏差<5%。

采用 US EPA 推荐的吹气-吸收-比色方法测定沉积物中的 AVS^[20-21]。AVS 与盐酸反应生成硫化氢气体,使用氮气吹出后被吸收液吸收,通过亚甲基蓝比色法测定硫化物浓度。将提取完 AVS 剩下的泥水混合物离心,取上清液过 0.45 μm 滤膜后用 ICP-MS 测定其中重金属含量,即为 SEM。

1.4 数据处理

试验中数据采用 Excel 2007 进行处理,用

SPSS16.0 统计软件 t-检验法对组间数据进行差异性分析(95%置信区间),运用 Origin 8.5 作图,根据直线内插法计算 EC_{50} 。

2 结果与讨论 (Results and discussion)

2.1 沉积物中 Pb/Cd 对河蚬的毒性效应

2.1.1 沉积物中 Pb/Cd 对河蚬 21 d 的慢性毒性效应

河蚬活动于沉积物表层或潜入沉积物,滤取水中悬浮的有机颗粒为食物,能直接反应沉积物的污染状况。当污染物浓度较高时,河蚬通过闭合外壳、减少摄食而降低污染物的摄入量,由于河蚬的这种自我保护行为,在染毒的沉积物中河蚬的死亡率较低。在沉积物染毒暴露 21 d 后记录了河蚬的死亡率和下潜率,结果见图 1。21 d 实验结束后空白对照中河蚬存活率均为 96%,在低浓度组(I)时河蚬存活率和对照组相比差别不大,随着 Pb、Cd 染毒浓度的增加存活率轻微降低,即使在最高浓度组,河蚬的死亡率也只有 20%左右,和其他研究中 Pb/Cd 对底栖生物泥鳅^[21]、水丝蚓^[21]、伸展摇蚊^[21]的毒性效应相比(表 3),河蚬的耐毒性更强,因此用存活率难以描述重金属对河蚬的毒性。但是,受重金属影响,河蚬的一些生理行为受到抑制,如下潜、呼吸等频率降低,因此可以用河蚬的挖掘行为、呼吸率等作为双壳类生物敏感的指示终点^[22-23]。实验结束后,空白组有 83%河蚬潜入沉积物中,随着染毒浓度增加,下潜比率逐渐降低,当 Pb、Cd 浓度分别为 224, 37.6 $mg \cdot kg^{-1}$ 时只有大约 50%~60%的河蚬潜入沉积物中。经观察,在受污染的沉积物中,河蚬主要停留在沉积物表面,双壳紧闭,滤食行为和速率均降低,以此减少对污染物的暴露^[24]。暴露在高浓度组中的河

呼吸速率下降,为了获得更多的溶氧而停留在沉积物表面。低浓度组中的河蚬入水和出水管伸出壳外,长时间不会收缩;而暴露在高浓度组中的河蚬只在短时间内伸出入水和出水管,产生了明显的规避行为。

2.1.2 沉积物中 Pb/Cd 对河蚬 14 d 的亚慢性毒性效应

水生生物在呼吸和排泄过程重要的指标,如耗氧率和排氨率的变化可以作为反映重金属毒性的敏感指标^[25]。因此在暴露 14 d 时测定了河蚬的呼吸速率。和空白组相比,低浓度组(I)对河蚬的呼吸速率几乎没有影响,随着染毒重金属浓度的增大,在 Pb 为 70.8 $mg \cdot kg^{-1}$, Cd 为 5.3 $mg \cdot kg^{-1}$ 时对河蚬呼吸速率有轻微的影响,在高浓度组(IV, V)河蚬呼吸速率明显下降,说明该浓度下 Pb、Cd 已经对河蚬产生了抑制作用。比较 Pb、Cd 两种重金属, Cd 对河蚬的呼吸抑制作用明显高于 Pb,其生物毒性更大。当沉积物中 Pb、Cd 浓度分别为 126, 14.1 $mg \cdot kg^{-1}$ 时已经对河蚬的正常机体代谢活动产生显著的抑制毒性。

表 3 沉积物中 Pb、Cd 对典型底栖生物的 LC_{50}
Table 3 The LC_{50} of Pb/Cd in sediment
on typical benthic organisms

	Pb/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	Cd/ ($mg \cdot kg^{-1}$)	数据来源 Data sources
泥鳅 21 d	391	37	[21]
<i>M. anguillicaudatus</i> 21 d			
水丝蚓 21 d	1 037	281	[21]
<i>M. limtosus</i> 21 d			
伸展摇蚊 21 d	248	26.3	[21]
<i>C. tentans</i> 21 d			

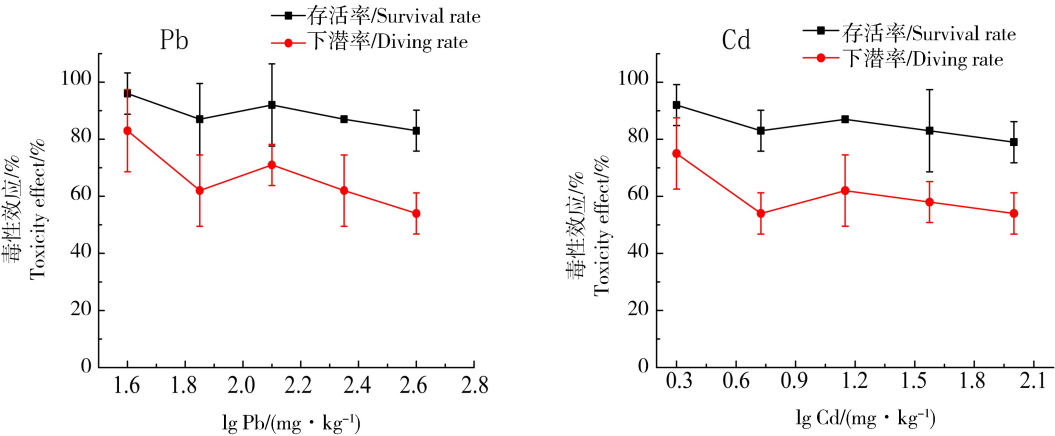


图 1 沉积物中河蚬暴露于 Pb/Cd 21 d 时的存活率和下潜率
Fig. 1 Survival and diving rate of *C. fluminea* exposed to Pb/Cd spiked sediments for 21 d

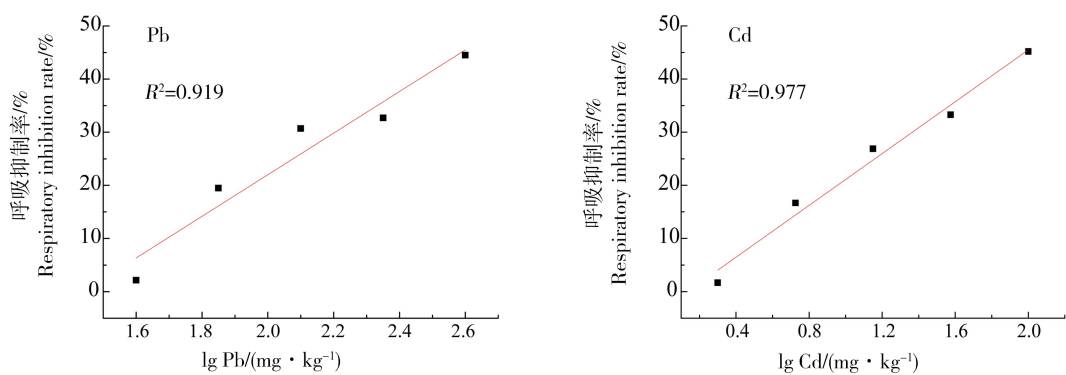


图 2 Pb、Cd 加标试验组河蚬染毒浓度和呼吸抑制率关系

Fig. 2 Relationships between respiratory inhibition rate of *C. fluminea* and Pb/Cd concentrations

图 2 为河蚬呼吸抑制率和沉积物 Pb、Cd 加标浓度的线性回归分析,可以看出两者线性拟合度很好(R^2 值分别为 0.919、0.977, P 值均小于 0.01)。由此得出 Pb、Cd 对河蚬呼吸抑制率的半数效应浓度(EC_{50})分别为 519 和 $151 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2.2 上覆水中 Pb、Cd 对河蚬的影响

由于河蚬活动于沉积物表层或钻入沉积物,其出水管和入水管暴露在上覆水中,因此上覆水中的污染物也可能对其产生一定的影响。为了研究沉积物上覆水中金属离子对河蚬的毒性作用,本试验进行了与上覆水中 Pb 和 Cd 含量相同的水相 21 d 的毒性试验。上覆水中 Pb 和 Cd 的离子浓度分别在 $10.0 \sim 110$ 、 $0 \sim 40.0 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,它们对河蚬的毒性效应如图 3 所示。有研究表明 Pb 和 Cd 对淡水鱼类的 HC_5 (基于保护 95% 生物的毒性阈值)分别为 82.1 和 $75.8 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,而 Pb 对海洋全部物种(包括藻类、鱼类、甲壳类、软体动物、蠕虫和其他无脊椎动物

等)的 HC_5 值为 $234 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,本实验中 Pb、Cd 的离子浓度低于文献报道的 HC_5 值^[26-27]。河蚬暴露 14 d 时呼吸速率和对照组相比几乎没有变化,当 Pb、Cd 浓度分别为 110 、 $31.3 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时对呼吸速率有轻微抑制。曾丽璇等^[19]研究了重金属 Cu 和 Cd 对河蚬呼吸和排泄的毒性影响,结果表明,除 $100 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理组外,200、400 $\text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的不同重金属处理方式均对河蚬的耗氧率、排氨率产生抑制。暴露 21 d 结束时河蚬存活率没有明显降低。因此,本研究中所观察到的河蚬毒性主要是由沉积物中 Pb 和 Cd 所导致的,上覆水中重金属离子对其毒性的贡献较小。

2.3 酸可挥发性硫对重金属生物有效性的影响

沉积物中重金属的不同存在形态决定着重金属的污染程度,即决定着沉积物中金属的生物有效性^[5]。而 AVS 是沉积物中重金属主要的结合态,对其生物利用起着决定性作用。研究表明 SEM/AVS 的摩尔比值与沉积物中重金属毒性相关,即当二价

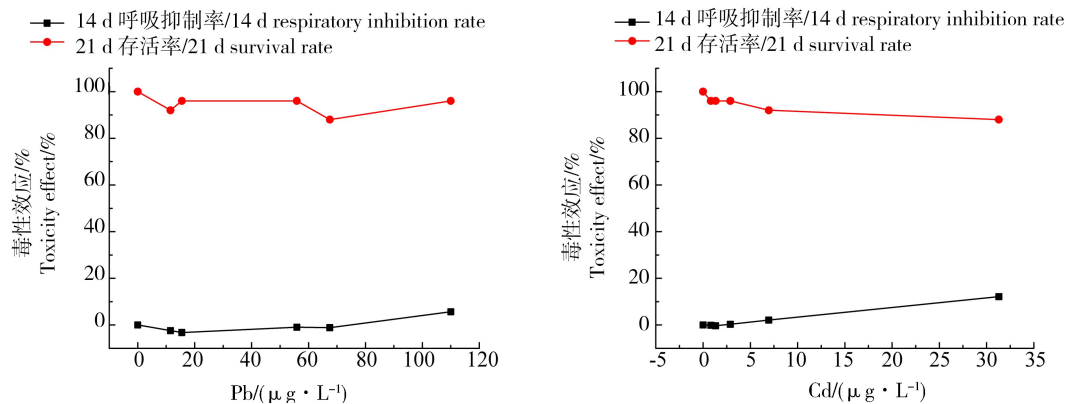


图 3 上覆水中 Pb、Cd 离子对河蚬的毒性效应

Fig. 3 Effects of Pb/Cd in overlying water on *C. fluminea*

金属离子的含量高于沉积物中 S^{2-} 时会引起毒性作用^[28-29]。因而对沉积物中 AVS 和 SEM 进行分析测定,本研究中沉积物 AVS 含量、SEM 含量与底栖生物的毒性效应见表 4。AVS 的含量在 $130 \sim 150 \mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,且随着染毒浓度的增加呈现小幅增长趋势,SEM 值随着染毒浓度的增加而增大,两者 SEM 值均远低于染毒的目标浓度。

河蚬的呼吸速率随着 SEM/AVS 值的增大而逐渐降低。当 $\text{SEM/AVS} > 1$ 时,呼吸抑制率明显增加,这说明 AVS 确实是控制沉积物中重金属毒性效应的重要因素。河蚬的呼吸抑制率和 SEM/AVS 值的线性拟合如图 4 所示,进一步说明该比值可以较好的描述沉积物中重金属的生物可利用性(R^2 值分别为 0.906 、 0.952 , P 值均小于 0.01)。当 SEM/AVS 值增大时导致生物体内重金属的富集量增加。有研究表明^[30-31],随着重金属在河蚬体内的富集,内脏器官表面由有规则的纵行排列的纹路变得粗糙、肿胀,出现不规则分布的孔洞以及肿大的峭状突起等变化;在污染物刺激下,活性氧等自由基在体内不断积累,导致细胞受到一定程度的氧化损伤,从而导致机体

酶活性降低,而自由基积累,加剧了膜脂过氧化,使膜的结构和功能遭到破坏,因而引起一系列生理生化代谢紊乱,机体生理代谢功能降低,表现为河蚬耗氧率和排氨率的降低。由图 5 可知,当 SEM/AVS 值低于 1 时,和空白组生物呼吸速率相比,Pb 没有显著性差异,但是 Cd 却显示有生物毒性($P < 0.05$),而且随着 SEM/AVS 值的增大,毒性效应也增大,当 $\text{SEM}_{\text{Pb}}/\text{AVS} \geq 4.22$, $\text{SEM}_{\text{Cd}}/\text{AVS} \geq 0.16$ 时,具有极显著性差异($P < 0.01$)。沈洪艳等^[21]研究了沉积物中 Cu、Cd、Ni、Pb、Zn 对底栖生物淡水单孔蚓和伸展摇蚊的毒性效应,发现当 $\text{SEM/AVS} < 1$ 时,Cu、Ni、Pb、Zn 4 种金属基本不对底栖生物产生毒性,而 Cd 仍然显示出较强的生物毒性。这些研究结果说明 Cd 对底栖生物的毒性作用非常强。

AVS-SEM 模型是一种有效的生态风险评估方法,但是仍具有局限性。AVS 可能受 pH、氧化还原电位、溶解氧浓度等环境条件的影响而变化^[32]。有很多研究表明底栖无脊椎生物由于以沉积物颗粒(包括 AVS 结合态)为主要食物来源,即使在 $\text{SEM/AVS} < 1$ 条件下,仍然能够在体内积累一定量的重金

表 4 沉积物中 AVS、SEM 测定结果

Pb				Cd			
浓度/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	SEM-Pb/ ($\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	AVS / ($\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	SEM/AVS	浓度/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	SEM-Cd / ($\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	AVS / ($\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	SEM/AVS
Concentration/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	($\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	($\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$)		Concentration/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	($\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	($\mu\text{mol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	
40.0	95.1	133	0.72	2.00	11.4	133	0.09
70.8	151	130	1.16	5.30	20.4	133	0.16
130	338	139	2.43	14.1	63.9	131	0.49
224	621	147	4.22	37.6	153	139	1.10
400	840	131	6.39	100	396	139	2.85

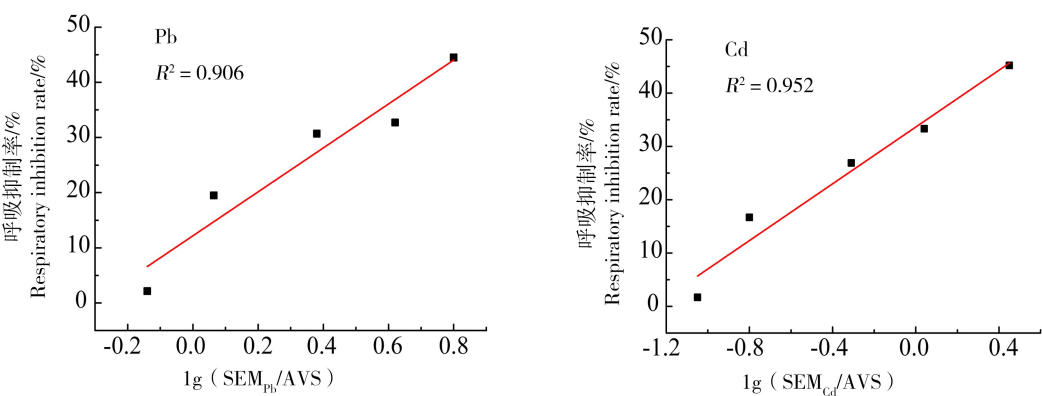


图 4 河蚬呼吸抑制率与 SEM/AVS 值的关系

Fig. 4 Relationships between respiratory inhibition rate of *C. fluminea* and SEM/AVS

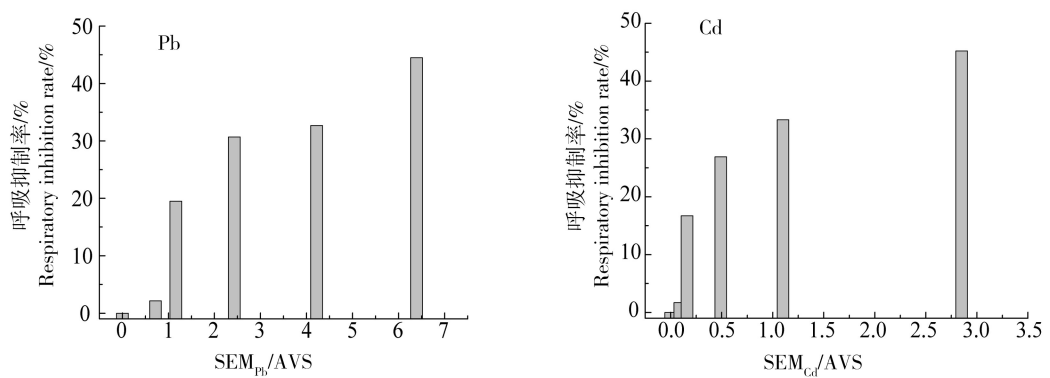


图 5 SEM/AVS 对河蚬呼吸抑制率的影响

Fig. 5 Influence of SEM/AVS on respiratory inhibition rate of *C. fluminea*

属^[33-36]。不同的重金属在生物体中的排出速率不同,毒性效应也不一致。Arini 等^[37]将淡水河蚬在含有工业 Cd 和 Zn 污染的河流里暴露 24 d 后转移到清水中进行为期 1 年的排出实验。结果表明,组织中的 Zn 能够快速消除,但是 Cd 具有高持久性,其半衰期约为 240 d。因此,与 AVS 结合态的 Cd 仍能够在生物体内蓄积,引起生物毒性。

综上所述,沉积物中 Pb、Cd 对河蚬的 21 d 致死毒性比较低,但能够导致河蚬下潜率下降,而且随暴露浓度增高呈现增强趋势;对河蚬 14 d 呼吸速率有明显抑制,EC₅₀ 分别为 519 和 151 mg·kg⁻¹。上覆水中 Pb 和 Cd 离子浓度较低,对生物毒性效应贡献较小。SEM/AVS 值和河蚬呼吸抑制率有良好相关性,当该比值大于 1 时,沉积物中的 Pb 对河蚬有生物毒性;小于 1 时,Pb 对河蚬没有毒性作用。对于 Cd 而言,该比值>0.16 时即对河蚬呼吸速率产生明显抑制作用。

通讯作者简介:张彦峰(1977-),男,博士,副教授,主要研究方向为环境科学,发表学术论文 10 余篇。

参考文献 (References) :

[1] Lafabrie C, Pergent G, Kantin R, et al. Trace metals assessment in water, sediment, mussel and seagrass species-Validation of the use of *Posidonia oceanica* as a metal biomonitor [J]. Chemosphere, 2007, 68(11): 2033-2039

[2] Philips D J H, Thompson G B, Gabuji K M, et al. Trace metals of toxicological significance to man in Hong Kong seafood [J]. Environmental Pollution, 1982, 3: 27-45

[3] Chan K W, Cheung R Y, Leung S F, et al. Depuration of metals from soft tissues of oysters (*Crassostrea gigas*) transplanted from a contaminated site to clean sites [J].

Environmental Pollution, 1999, 105(3): 299-310

[4] Tekin-ozan S, Kir I. Seasonal variations of heavy metals in some organs of carp (*Cyprinus carpio* L.,1758) from Beysehir Lake (Turkey) [J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2008, 138(1-3): 201-206

[5] 曾毅, 钟文珏, 祝凌燕, 等. 太湖地区全沉积物毒性识别评估研究[J]. 中国科学, 化学, 2012, 42(8): 1234-1241

Zeng Y, Zhong W J, Zhu L Y. Toxicity identification evaluation (TIE) on the whole sediments collected from Taihu Lake, China [J]. Scientia Sinica Chimica, 2012, 42(8): 1234-1241 (in Chinese)

[6] 胡国成, 许振成, 赵学敏, 等. 高州水库表层沉积物重金属污染特征及生态风险评估[J]. 环境科学研究, 2011, 24(8): 949-957

Hu G C, Xu Z C, Zhao X M, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from Gaozhou reservoir, Guangdong Province [J]. Research of Environmental Sciences, 2011, 24(8): 949-957(in Chinese)

[7] 范文宏, 段勇, 林爽, 等. 水体沉积物结合态镉对大型溞(*Daphnia magna*)的生物毒性研究[J]. 生态毒理学报, 2009, 4(4): 544-551

Fan W H, Duan Y, Lin S, et al. The biotoxicity of cadmium associated with fresh-water sediment to the *Daphnia magna* [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2009, 4(3): 544-551 (in Chinese)

[8] 赵艳民, 张雷, 秦廷文, 等. 镉“加标”对泥鳅(*Misgurnus anguillicaudatus*)毒性研究[J]. 生态毒理学报, 2011, 6(1): 80-86

Zhao Y M, Zhang L, Qin Y W, et al. Bio-toxicity of cadmium-spiked sediments to *Misgurnus anguillicaudatus* [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2011, 6(1): 80-86 (in Chinese)

- [9] Graney R L, Cherry D S, Cairns J J. Heavy metal indicator potential of the Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) in artificial stream system [J]. *Hydrobiology*, 1983, 102(2): 81–87
- [10] Kraak M C, Scholten M C, Peeters W H, et al. Biomonitoring of heavy metals in the Western European Rivers Rhine and Meuse using the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* [J]. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 1991, 74(2):101–114
- [11] Abdel Gawad S S. Toxicity and bioaccumulation of cadmium in the freshwater bivalve *Corbicula fluminalis* muiller, 1774 [J]. *Journal of Aquatic Biology and Fish*, 2006, 10(4): 33–43
- [12] Vaughn C C, Hakenkamp C C. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems [J]. *Freshwater Biology*, 2008, 46(11): 1431–1446
- [13] Gillis Patricia L, Wood Chris M. Investigating a potential mechanism of Cd resistance in *Chironomus riparius* larvae using kinetic analysis of calcium and cadmium uptake [J]. *Aquatic Toxicology* (Amsterdam, Netherlands), 2008, 89(3):180–187
- [14] Almamoori A. Molecular biomarkers in the clam (*Corbicula fluminea*) and snail (*Viviparus bengalensis*) induced by acute exposure to Zn and Pb [J]. *Global Journal of Bioscience and Biotechnology*, 2013, (22): 135–138
- [15] Pasteris A, Vecchi M, Reynoldson T B, et al. Toxicity of copper-spiked sediments to *Tubifex tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae): A comparison of the 28-day reproductive bioassay with a 6-month cohort experiment [J]. *Aquatic toxicology* (Amsterdam, Netherlands), 2003, 65(3): 253–265
- [16] 张婷, 钟文珏, 曾毅, 等. 应用生物效应数据库法建立淡水水体沉积物重金属质量基准[J]. *应用生态学报*, 2012, 23(9): 2587–2594
- Zhang T, Zhong W J, Zeng Y, et al. Sediment heavy metals quality criteria for fresh waters based on biological effect database approach [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2012, 23(9): 2587–2594 (in Chinese)
- [17] Ristola T, Kukkonen J V K, Pellinen J. Body residues and responses of the midge *Chironomus riparius* to sediment-associated 2, 4, 5-trichlorophenol in sub chronic and chronic exposures [J]. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 1999, 37(1): 42–49
- [18] Agra A R, Soares A M V M. Effects of two insecticides on survival, growth and emergence of *Chironomus riparius* Meigen [J]. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 2009, 82(4): 501–504
- [19] 曾丽璇, 陈桂珠, 吴宏海. 重金属镉和铜对河蚬呼吸和排泄的毒性研究[J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(1): 175–178
- Zeng L X, Chen G Z, Wu H H. Toxicity effects of Cd and Cu on the respiration and excretion metabolism of Asian clam [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(1): 175–178 (in Chinese)
- [20] 孟妍, 尹希杰, 冯静. 品清湖沉积物可挥发性硫化物与重金属生物毒性效应研究[J]. *海洋科学进展*, 2012, 1(30):119–124
- Meng Y, Yin X J, Feng J. Acid volatile sulfides and bio-toxicity of heavy metals in sediments from the Pingqing Lake [J]. *Advances in Marine Science*, 2012, 1(30):119–124 (in Chinese)
- [21] 沈洪艳, 张红燕, 刘丽, 等. 淡水沉积物中重金属对底栖生物毒性及其生物有效性研究[J]. *环境科学学报*, 2014, 34(1): 272–280
- Shen H Y, Zhang H Y, Liu L, et al. Bio-toxicity and bio-availability of metal-spiked freshwater sediments to benthic invertebrates [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(1): 272–280 (in Chinese)
- [22] Cooper N L, Bidwell J R. Cholinesterase inhibition and impacts on behavior of the Asian clam, *Corbicula fluminea*, after exposure to an organophosphate insecticide [J]. *Aquatic Toxicology*, 2006, 76(3-4): 258–267
- [23] Byrne P A, O' Halloran J. The role of bivalve molluscs as tools in estuarine sediment toxicity testing: A review [J]. *Hydrobiologia*, 2001, 465(1-3): 209–217
- [24] Spann N, Aldridge D C, Griffin J L, et al. Size-dependent effects of low level cadmium and zinc exposure on the metabolome of the Asian clam, *Corbicula fluminea* [J]. *Aquatic Toxicology*, 2011, 105(3-4): 589–599
- [25] Cheung S G, Cheung R Y H. Effects of heavy metals on oxygen consumption and ammonia excretion in green-lipped mussels (*Perna viridis*) [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 1995, 31(4–12): 381–386
- [26] 孔祥臻, 何伟, 秦宁, 等. 重金属对淡水生物生态风险的物种敏感性分布评估[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(9): 1555–1562
- Kong X Z, He W, Qin N, et al. Assessing acute ecological risks of heavy metals to freshwater organisms by species sensitivity distributions [J]. *China Environmental Science*, 2011, 31(9):1555–1562 (in Chinese)
- [27] 杜建国, 赵佳懿, 陈彬, 等. 应用物种敏感性分布评估重金属对海洋生物的生态风险[J]. *生态毒理学报*, 2013, 8(4): 561–570
- Du J G, Zhao J Y, Chen B, et al. Assessing ecological risks of heavy metals to marine organisms by species sensitivity distributions [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*,

2013, 8(4):561–570 (in Chinese)

[28] Di Toro D M, Hansen D J. Acid volatile sulphide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments [J]. Environmental Science & Technology, 1992, 26: 96–101

[29] US EPA. The incidence and severity of sediment contamination in surface water of the United States. Vol 1: National Sediment Quality Survey (2nd edition) [R]. Washington D C, United States Environmental Protection Agency, 2004: 280

[30] 曾丽璇, 张悦君, 康园, 等. 双酚 A 和壬基酚对河蚬呼吸代谢和抗氧化酶活性的影响 [J]. 生态环境学报, 2014, 23(1): 122–128

Zeng L X, Zhang Y J, Kang Y, et al. Effects of BPA and NP on respiratory metabolism and antioxidant enzymes in Asian clam [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(1): 122–128 (in Chinese)

[31] 丁园, 赵帼平, 刘运坤, 等. 污泥重金属在河蚬体内富集及毒性研究 [J]. 江西农业大学学报, 2014, 36(6): 1393–1397

Ding Y, Zhao G P, Liu Y K, et al. Accumulation and toxicity characteristics of heavy metal in sewage sludge contained in *Corbicula fluminea* [J]. Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis, 2014, 36(6): 1393–1397 (in Chinese)

[32] Zhuang W, Gao X L. Acid-volatile sulfide and simultaneously extracted metals in surface sediments of the southwestern coastal Laizhou Bay, Bohai Sea: Concentrations, spatial distributions and the indication of heavy metal pollution status [J]. Marine Pollution Bulletin, 2013, 76(1-2): 128–138

[33] Jonge M D, Blust R, Bervoets L. The relation between acid volatile sulfides (AVS) and metal accumulation in aquatic invertebrates: Implications of feeding behavior and ecology [J]. Environmental Pollution, 2010, 158 (5): 1381–1391

[34] Jonge M D, Dreesen F, Paeppe J D, et al. Do acid volatile sulfides (AVS) influence the accumulation of sediment-bound metals to benthic invertebrates under natural field conditions? [J] Environmental Science & Technology, 2009, 43(12): 4510–4516

[35] Lee B G, Griscom S B, Lee J S, et al. Influences of dietary uptake and reactive sulfides on metal bioavailability from aquatic sediments [J]. Science, 2000, 287(5451): 282–284

[36] Lee B G, Lee J S, Luoma S N, et al. Influence of acid volatile sulfide and metal concentrations on metal bioavailability to marine invertebrates in contaminated sediments [J]. Environmental Science & Technology, 2000b, 34(21): 4511–4516

[37] Arini A, Daffe G, Gonzalez P, et al. Detoxification and recovery capacities of *Corbicula fluminea* after an industrial metal contamination (Cd and Zn): A one-year depuration experiment [J]. Environmental Pollution, 2014, 192c: 74–82

◆