

模拟池塘微生态系统研究尾矿砂中重金属吸附及其生物有效性

黎泽华, 栾兆坤, 吴 钢, 高 林, 贾智萍

(中国科学院生态环境研究中心环境水化学国家重点实验室, 北京 100085)

摘要: 利用模拟池塘微生态系统开展长期暴露毒性实验, 研究了铜矿尾矿砂中重金属在各个环境介质中的迁移及其生物有效性。实验结果较好地反映尾矿库湿地系统中重金属的生物毒性作用与生物可利用性。结果表明, 适宜的重金属浓度会刺激生物生长与繁殖, 而过高的重金属浓度则对生物的生长繁殖具有明显的毒性作用; 微生态系统各组份间的重金属含量与尾矿砂中重金属含量具有良好的相关性, 生物体内重金属累积与底泥尾矿砂中重金属浓度、种类和生物类属有关, 试验研究为矿山生态修复过程的湿地利用提供重要的科学依据。

关键词: 模拟微生态系统; 铜矿尾矿砂; 重金属污染物; 生物暴露实验

Using Micro-Ecosystem to Assess the Bioactivity of Heavy Metals in the Mine Tailings From Dexing Copper Mine, China

LI Ze-Hua, LUAN Zhao-Kun, WU Gang, GAO Lin, JIA Zhi-Ping (State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Science, Chinese Academy of Science, Beijing 100085). *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(1): 73~ 79

Abstract Dexing copper mine, which lies in the northeastern Jiangxi Province, China, is one of the largest copper mine in Asia. No. 1 mine tailings pond was abandoned in 1987, which resulted in a 210 hm² pond requiring stabilization with water cover. Mine tailings pond is of environmental concern for potential hazards in surface and groundwater, which may be uptake by vegetation and bioaccumulation in food chains. Diversity of landscape and stability of tailings is important to remain the manmade reservoir. The metal toxicity and the poor nutrient conditions are the major constraints in ecological reconstruction. The sediment is used to reduce the toxicity and improve the nutrient conditions in tailings. Speciation analyses, toxicity and organism exposure tests are frequently employed to assess the biotoxicity and bioavailability of heavy metals in the sediment. The objectives of the present study were to evaluate (1) the effect of heavy metals on biotoxicity and bioavailability in the mine tailings and (2) the possibility of rehabilitating the wet ecological system of mine tailings.

In this study, a three-month organism exposure test in the micro-ecosystem was employed to determine the effect of heavy metals in the tailings and their transport to other environmental mediums from the sediment. Mine tailings collected from Dexing copper mine were mixed with paddy soil from Beijing at the rate of 0%, 20%, 40%, 50%, 60% and 100% (w/w, Mn, n= 1~ 6, the representative of aquarium) as artificial sediments respectively and were spread to a 5cm-layer in six 60cm × 30cm × 45cm aquariums. They were statically flooded with tap water. *Chlorella*, *Oedogonium* and *lilaeopsis noveazelandiae* were transplanted into the micro-system two weeks later. Then fifteen tamed *Cipangopaludina cathayensis* were introduced to each aquarium after a second two weeks. Finally, six pieces of tamed gold fish were intro-

基金项目: 国家“九五”科技攻关(96-920-13-03)资助项目

收稿日期: 2001-01-15; 修订日期: 2001-10-10

作者简介: 黎泽华(1975~), 男, 云南人, 硕士。主要从事环境科学研究。

duced to every aquarium and raised for two weeks before the end of the experiment. Meanwhile, the growth and reproduction of organisms were observed. The speciation of heavy metals in artificial sediments was analyzed for Cu, Zn, Mn, Ni, As, and Co after Tessier sequential extraction scheme. The content of heavy metals in the water and organ of tested organism was decomposed with HNO_3 , H_2O_2 and HF in the OEM microwave oven and analyzed with ICP-AES.

In the artificial sediment, most of heavy metals contained in the bioavailable fraction (40%~60%). Cu concentration in water increased with Cu concentration in the sediments. The ratio of Cu concentration in the phase of water and the total, carbonate, Fe and Mn oxides of in sediments was dramatic ($r > 0.95$, $n = 5$). These revealed that Cu would release into the water from the mine tailings. The Cu concentration in water was greater than the Water Quality Standard for fishery. Other metals with equivalent concentration in the water were contributed little to water quality.

The growth and reproduction of organism reflect the biotoxicity of heavy metals. The heavy metals in mine tailing particles influenced the growth and reproduction of organism dramatically. The growth of *Chlorella* and *Oedogonium* were not observed during the experiment in all aquariums. The *lilaeopsis noveazelandiae* in M2 was more prosperous than in other ecosystems and its relative biomass was 382% (M2/M1). The *lilaeopsis noveazelandiae* in M6 contained tailings fully died during experiment. The growth of *lilaeopsis noveazelandiae* took on a trend of a parabola. This included that adequate concentration of heavy metal facilitated the growth and reproduction of grass, but excessive concentration restrained it. The relationship between the total concentration (C_s) of Cu and biomass (Y) of *lilaeopsis noveazelandiae* was expressed by the equation of $\log Y = -1.8979(\log C_s)^2 + 8.1342(\log C_s) - 0.5299$ ($R^2 = 0.9247$, $n = 5$). The growth and production of *Cipangopaludina cathayensis* were similar to that of grass and the fitting equation was $Y = -4 \times 10^{-5} C_s^2 + 0.0231 C_s + 80.385$ (Y is percentage of survival, $R^2 = 0.9303$, $n = 5$). Gold fishes could survive in the system without food supply from outside during the experiment period.

The uptake of heavy metals by organism manifested their bioavailability in mine tailings. The Cu uptake by organism increased with the concentration of Cu in the sediments, which, by contrast, is different from their growth and reproduction. The relationship between the concentration of Cu uptake by the organism (C_o) and that in the sediment were expressed by equations of (1) $C_o = A C_s^b$ (muscle of fish and *Cipangopaludina cathayensis*), (2) $C_o = A C_s^2 + B C_s + C$ (root and gill) and (3) $C_o = B C_s$ ($r \geq 0.95$, $n = 5$). Zn uptake by organism was higher because the growth of organism needed more zinc. The mutual effect of heavy metals in organism was not clear. Cu was the major pollutant and the others were neglected in the tailings.

The results showed that the heavy metals in the mine tailings had an effect on the biotoxicity and bioavailability. Cares should be taken more attention in the process of ecological reconstruction and reuse of mine tailings pond. The mixture of adequate sediment on the floor of reservoir could accelerate the inhabitation of plant and developed the aquatic ecosystem.

Key words: micro-ecosystem; organism exposure test; heavy metals; and mine tailings

文章编号: 1000-0933(2002)01-0073-07 中图分类号: Q 142, X 131. 2, X 171. 5 文献标识码: A

在德兴铜矿开采选矿过程中,尾矿砂库堆积地经过雨水流冲刷、自然风化作用,在其低洼处自然形成小型池塘并逐渐演变成微湿地生态系统。在矿山生态修复与重建过程中,为了科学地利用和处置这类湿地生态系统,需要深入研究这类湿地生态系统的尾矿砂中重金属的生物有效性。

重金属的生物有效性是指重金属能对生物产生毒性效应或被生物吸收,包括生物毒性和生物可利用性,通常由毒性数据或生物体浓度数据来评价。目前,用于评价底泥重金属的生物有效性的方法很多,如化

学形态分析法、毒性实验法、生物暴露实验等,采用室内单一化学形态分析以及生物毒性实验评价化学物质对自然生态系统的影响常常存在较大的偏差,而采用现场测定方法研究生物毒性作用也难以得到清晰的结论^[1,2]。因此模拟生态系统的生物暴露实验被广泛用于研究评价化学物质的生物毒性行为与生态效应。对于复杂的重金属污染系统的生物毒性与可利用性评价,由于影响环境因素很多,如体系的酸碱度、氧化还原电位、重金属元素间的相互作用、生物类别、生物吸收途径、生物间相互作用、生物生长发育、暴露时间等等。因此,为了正确评价重金属污染物的生态有效性,须采用模拟微生态系统,在类似其自然条件下进行长期的生物暴露实验,并依据受试生物毒性浓度和生物体内污染物累积浓度,结合现场测试数据,研究系统中重金属的生物毒性与可利用性,才能得到较确切地科学数据。

本研究采用模拟池塘微生态系统,通过生物体长期暴露过程的试验研究,并依据受试生物的重金属累积浓度以及毒性数据,分析讨论了铜矿尾矿砂中重金属在生态系统各个环境介质中的迁移和生物有效性,为矿山生态恢复中湿地生态系统的恢复和利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 模拟底泥土壤与尾矿砂

模拟试验所用的底泥土壤采自北京郊区稻田土,尾矿砂采自江西德兴铜矿 1 号尾矿库表层尾矿砂,重金属含量较高,尤其铜含量最高,实验样品重金属含量见表 1。

表 1 实验所用样品中的重金属含量(mg/kg)

Table 1 the concentration of heavy metal in the sediments									
重金属 Heavy metal	As	Zn	Pb	Ni	Cd	Co	Mn	Cr	Cu
底泥土壤 Ground mud soil	3.64	75.4	30.2	18.3	0.24	9.5	41.3	29.5	28.6
尾矿砂 Mine tailings	1.97	113.0	9.9	12.7	0.24	23.3	115.5	1.3	2840.1

1.2 受试生物物种

受试的生物物种有田螺(*Cipangopaludina cathayensis*),小球藻(*Chlorella*),颤藻(*Oedogonium*),地草(*Lilaeopsis noveazelandiae*)以及金鱼等生物物种(表 2),分别代表水生生态系统中不同生物层次以及重金属的不同吸收途径。

1.3 模拟微生态系统装置

在 6 个体积为 60×30×45cm³的水箱中,按不同比例分别加入泥土和尾矿砂样,厚度 5cm,使重金属含量形成不同的浓度梯度系列尾矿砂含量依次为 0%、20%、40%、50%、60%、100%,重金属含量见表 3,不含尾矿砂的模拟系统作为对照实验。

水箱中分别注入 20L 自来水,使泥土与尾矿砂在水体中充分混合均匀。并添加适量营养盐,使起始 N

表 2 模拟微生态系统中投放的生物种类、数目和个体大小

Table 2 The species, number and size of the test organism in the micro-ecosystem			
生物种类 Species	体长 Bodylong (cm)	体重(g) Bodyweight	个数 No.
金鱼	4~5	8~10	6
田螺	1.9~2.3	3.2~3.8	15
草	取 6 段均匀分布于底泥中		
小球藻	每个系统接种 30ml 悬浮液		
颤藻	每个系统接种 30ml 悬浮液		

Gold fish; *Cipangopaludina cathayensis*; *Lilaeopsis noveazelandiae*; *Chlorella*; *Oedogonium*; Six segments was planted uniformly in sediment; 30 ml of suspension was diluted in each system; 30 ml of suspension was diluted in each system.

P 浓度比 = 1.0 0.1mg/L (KNO₃, NaH₂PO₄),整个系统处于中度富营养状态。平衡两个星期后,接种藻类和移栽水生植物。再经过两星期后,在水体变为澄清透明时,加入经过预先经过一周驯化的底栖动物田螺,使整个系统逐渐长成集水生植物、藻类、浮游动物、底栖动物及微生物等生物群落构成的微生态系统。当水生生态系统生长平稳后再放养 6 条金鱼,各塘群落结构相似。研究观察这些水生生物在模拟生态系统中生长状况。模拟微生态系统中投放的生物种类、数目和个体大小列于表 2 中。

模拟微生态系统试验持续了 3 个月,整个受试系统为静态系统,不投食物,不换水,仅适当补充因为蒸发损失的水分,光照为室内阳光,温度为室温。其间经历了植物和藻类的生长过程,田螺繁殖和生长发育等

阶段。试验结束后,将底泥湿过筛,分离出田螺繁殖的幼螺,记录个体总数和存活个体数目并称重。

1.4 样品分析

同时将泥土在红外灯下烘干,取 100 目筛分部分为重金属分析用。底泥中重金属形态分析采用 Tessier 法。田螺、鱼剔除消化系统,取软组织以备分析。地草经去离子水洗涤,低温(60)烘干,取根和叶分析。样品前处理采用 HNO₃+ H₂O₂+ HF 消解液,OEM 微波炉消解。消解后样品用 ICP-AES 仪测定样品中的各种重金属含量。采用全程序空白、平行双样和参考物质(内标)进行质量控制(土壤 GBW 08505,茶叶 GBW 07401)。

2 结果与讨论

2.1 底泥中重金属的总含量

模拟实验生态系统中的底泥中重金属含量与形态分布检测结果列于表 3。形态分析结果表明,尾矿砂底泥重金属中 Cu 的含量呈阶梯分布,重金属可利用形态含量较高。其中,重金属形态分布以中等可利用态,即碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态的重金属含量最高,因而存在较高潜在的生物毒性作用。但仅依此仍难以判断重金属的生物毒性与可利用性。因为底泥重金属的生物毒性与可利用性受多方面因素制

表 3 实验底泥中重金属形态分析(mg/kg)

Table 3 The species analysis of heavy metal in the sediment

元素 Elements		As	Zn	Pb	Ni	Cd	Co	Mn	Cr	Cu
M 1 稻田 Paddy-field	1	0.12	0.42	3.36	0.62	0.029	0.69	4.43	0.36	0.53
	2	0.40	6.75	2.94	0.27	0.13	0.17	36.12	0.11	2.97
	3	0.84	28.64	15.09	7.32	0.05	3.12	54.40	7.47	11.94
	4	1.69	34.50	12.20	3.30	ND	2.42	65.88	1.10	2.80
	5	0.37	4.92	ND	5.52	ND	3.07	180.53	20.49	8.61
T		3.64	75.44	30.23	18.31	0.24	9.52	341.36	29.54	28.61
M 2 尾矿砂 Mine tailings (20%)	1	0.13	0.44	3.16	0.59	0.027	0.66	6.02	0.35	0.81
	2	0.42	8.14	2.67	0.31	0.16	0.20	43.27	0.11	55.78
	3	1.17	40.26	22.06	10.53	0.08	7.75	64.64	7.87	151.46
	4	1.72	41.12	14.90	4.68	0.18	3.80	94.18	2.16	16.96
	5	0.57	6.52	9.64	4.41	ND	0.30	162.97	21.57	102.32
T		4.00	83.43	33.14	20.52	0.28	12.71	371.09	32.06	335.06
M 3 尾矿砂 (40%)	1	0.13	0.22	3.10	0.61	0.024	0.66	7.79	0.36	1.05
	2	0.30	7.22	2.08	0.18	0.10	0.14	26.80	0.05	95.52
	3	1.40	32.41	15.40	14.60	0.15	12.40	64.34	7.98	214.20
	4	1.94	30.35	8.58	5.60	0.44	3.46	83.80	1.76	36.62
	5	0.24	70.20	1.22	1.46	ND	2.92	149.08	18.81	192.60
T		3.53	73.62	29.47	19.53	0.25	13.74	331.81	28.96	529.81
M 4 尾矿砂 (50%)	1	0.14	0.52	3.12	0.62	0.025	0.66	6.97	0.36	1.65
	2	0.40	7.29	2.44	0.28	0.09	0.23	35.06	0.09	129.92
	3	1.37	23.56	14.94	16.46	0.12	8.26	55.26	6.06	329.60
	4	1.41	21.10	5.44	0.36	0.14	4.66	79.82	2.44	37.10
	5	0.97	0.81	ND	1.62	ND	5.78	169.11	18.65	283.37
T		4.51	53.28	23.28	19.33	0.18	16.28	275.22	24.72	793.30
M 5 尾矿砂 (60%)	1	0.13	0.25	2.95	0.60	0.022	0.63	6.76	0.35	1.11
	2	0.27	5.40	1.75	0.20	0.06	0.17	27.19	0.06	194.48
	3	1.15	25.90	15.17	14.30	0.10	19.72	59.60	6.75	368.00
	4	1.75	30.40	7.26	4.54	0.04	3.50	89.18	1.64	102.28
	5	ND	2.57	ND	0.62	ND	2.94	121.13	19.55	337.46
T		2.99	64.52	25.52	20.26	0.22	17.40	303.86	28.34	999.82

1. 可利用态 Exchangeable; 2. 碳酸盐结合态 Carbonate bound; 3. 铁锰氧化物结合态 Bound to iron-manganese oxides; 4. 有机结合态 Bound to organic material; 5. 残留态 Residual; T 为重金属总量 Total。由于 M6 系统底泥为 100% 尾矿砂,生物基本不生长,没有获得试验数据,所以简略掉 System M6, only consisted of mine tailings, was neglected for organism could hardly survive in it and no data was obtained。

约,如污染物之间相互作用,污染物活性,生物种类及生物吸收途径等等^[3],各种重金属在不同环境条件下



也具有不同生物效应, 因此只有通过生物体的长期暴露实验才能较确切地了解其生物毒性效应。

2 2 水中重金属的含量

水中重金属含量检测结果见表 4, 水生生物可以从水生系统中各介质中通过不同途径吸收生长所需微量物质, 因此水生系统中重金属的生物毒性与可利用性只有通过生物生长发育状况和体内重金属累积浓度的测试数据才能得到确切的证实, 但水中重金属含量可间接地反映出水体中重金属的生物有效性。分析结果表明, 由于水体受碱性尾矿砂侵湿影响, pH 值相对较高, 水体中重金属浓度较低。除 Cu 外, 其它重金属含量均远小于渔业水质标准, 线性回归系数计算(表 5)表明, 水体中 Cu 的浓度与底泥中 Cu 的含量具有线性关系, 尤其与碳酸盐结合态和铁锰氧化物结合态之间具有良好的线性相关性, 而离子交换态, 由于环境的可变态, 因而相关性相对较差。这意味着尾矿砂中存在的这两种形态 Cu 能够释放进入水体中并被生物吸收。由于 Cu 离子对水生生物毒性较大, 因而对水生生物的生长和发育存在潜在的危害^[4,5]。

表 4 水中重金属浓度和水体基本理化性质(mg/L)

Table 4 The concentration of heavy metals in the water

	pH	PE	As	Zn	Pb	Ni	Cd	Mn	Cr	Cu
1	8.15	-29	ND	0.025	0.004	0.002	ND	0.003	0.003	0.007
2	8.04	-28	ND	0.016	0.002	0.001	ND	0.001	0.003	0.010
3	7.97	-27	ND	0.013	0.003	0.001	ND	0.001	0.003	0.014
4	8.08	-25	ND	0.011	0.003	0.001	ND	0.001	0.003	0.016
5	8.13	-25	ND	0.012	0.004	0.001	ND	0.001	0.003	0.018
水质标准 Standard of water quality			0.1	0.1	0.1	0.1	0.005		1.0	0.01

表 5 水中 Cu 浓度和尾矿砂底泥中 Cu 含量间的线性回归系数

Table 5 The relative coefficient of Cu between in the water and species in sediment

0	1	2	3	4	5	1+2	1+2+3	1+2+4	1+4	1+2+4
0.978	0.640	0.956	0.970	0.730	0.990	0.960	0.977	0.972	0.762	0.911

0 总量 Total; 1 离子交换态 Exchangable; 2 碳酸盐结合态 Carbonate bound; 3 铁锰氧化物态 Bound to iron-manganese oxides; 4 有机-硫化物结合态 Bound to organic material; 5 残渣态 Residual

2 3 几种生物的生长发育状况与重金属毒性

水生生物的生长发育状况是生物体在化学物质存在下产生的生物效应的客观反映, 通过生物的生长状况, 可以了解生物体对化学物质的耐受性, 毒性和有效性。

2.3.1 地草 通过地草的生长速度、颜色、生长状况, 繁殖的新生地上茎的数目来反映尾矿砂中重金属, 尤其 Cu 的毒性指标。模拟微生态系统中水草的生长发育状况列于表 6。实验期间, 全部采用尾矿砂(M6)的微生态系统中地草生长和发育状况较差, 没有新生幼苗长出。其余混配泥土的模拟微生态系统中都有新草长出, 且地草的生长发育与模拟实验生态系统中重金属生物毒性和营养状况有关。在 M2 模拟微生态系统中, 地草生长发育较好, 繁殖出较多新芽, 长势和表现状态均较其它模拟生态系统好, 表明尾矿砂中适量的重金属对地草的繁殖和生长可能具有明显促进作用。在 M3~M6 模拟生态系统中, 无论繁殖和生长均呈递减趋势, M6 模拟系统中的地草全部死亡。繁殖和生物量统计结果表明, M2>M3>M1=M4>M5, 其中 M2 和 M3 的相对生物量分别为 382.9 和 163.1g, M4 的相对生物量与 M1 相当。地草的生物量(Y、g)与底泥中 Cu 浓度(Cmg/L)的回归方程为:

$$\log Y = -1.8979(\log C)^2 + 8.1342(\log C) - 0.5299 \quad (R^2 = 0.9247, n = 5) \quad (1)$$

相关分析表明, 底泥中适量的 Cu 有利于植物的生长和发育, 过高的重金属则会对水草繁殖和生长起到抑制或毒害作用。

2.3.2 藻 接种后的各水体中, 藻繁殖均缓慢, 绿色藻体不多, 没有明显藻类过多繁殖迹象。在引入

水生植物和藻以后, 由于水生生物的繁殖和生长加速了水中悬浮物的去除, 一周内上覆水迅速澄清, 这在 M 2~ M 4 模拟生态系统中尤为明显, 而 M 1、M 5 和 M 6 模拟生态系统中, 两星期后上覆水才澄清, 这与水体中生物繁殖和生长状况一致。表明水生生物繁殖对水体净化具有明显的促进作用。

底栖动物 在田螺投放入模拟系统中的两个星期内, M 6 模拟系统中的田螺相继死亡, 没有存活并导致水体发黑, 以至实验中期就不得不结束该模拟系统的运行。其它模拟系统中, 除个别死亡外, 田螺均正常生长并繁殖了许多小田螺。实验结束后, 计数并称重, 结果列于表 7。

由表 7 可见, 个体总数、成活率、活体均重等均表现出重金属生物毒性的差异。M 2、M 3 模拟生态系统中田螺繁殖与生长状况均较其它系统的好, M 4、M 5 呈降低趋势。田螺的存活率与 Cu 浓度的回归方程为:

$$Y = - 4 \times 10^{-5} + 0.0231C + 80.385$$
$$(R^2 = 0.9303, n = 5)$$
 (2)

相关性分析表明, 田螺与地草具有相似的变化趋势, 适宜的 Cu 浓度对田螺的繁殖与生长具有促进作用, 而较高浓度的 Cu 则对田螺生长和繁殖具有明显的抑制作用。模拟微生态系统实验客观地反映了不同物种在不同生长发育阶段受底泥中重金属的影响。根据受试生物的生长发育状况, 指示重金属的毒性大小顺序为 M 3< M 4< M 5< M 6。

2.4 重金属的生物可利用性

模拟系统中的各物种通过直接和间接方式从底泥中累积重金属。受试生物体吸收累积重金属的含量分别列于表 8、表 9 和表 10 中。

结果表明, 重金属在各种生物体中均有不同程度的吸收和累积, 其吸收累积量随重金属种类和生物种层的不同而变化。Cu 和 Zn 在生物体中累积浓度相对较高。在所有受试物种中, Cu 的富集与吸收都十分明显。图 1 是生物体内 Cu 浓度与底泥中 Cu 含量之间的相关关系, 回归方程计算结果列于表 11。结果表明, 即使在较高 pH 条件下, 尾矿砂中 Cu 都能被生物吸收和利用。其它重金属在生物体内具有一定程度的累

表 8 重金属在植物中的含量 (mg/kg)

Table 8 The concentration of heavy metal in the plants									
	As	Zn	Pb	Ni	Cd	Co	Mn	Cr	Cu
1 叶 Leaf	0.88	280.98	12.00	9.40	10.03	1.86	372.99	3.57	84.72
根 Root	1.23	404.36	8.07	19.37	10.96	3.22	894.72	4.91	287.51
2 叶 Leaf	0.50	226.33	4.07	10.08	5.15	1.46	512.38	2.30	150.64
根 Root	0.39	351.97	3.65	20.28	8.82	1.26	283.41	1.88	411.41
3 叶 Leaf	0.63	227.69	4.85	13.09	7.80	1.73	176.91	2.85	339.93
根 Root	0.25	332.72	2.91	16.96	8.09	0.96	231.63	1.97	447.61
4 叶 Leaf	0.22	242.07	4.56	9.76	7.16	0.58	81.92	5.24	387.00
根 Root	0.42	281.85	5.83	12.98	1.08	5.14	637.32	8.74	422.00
5 叶 Leaf	0.47	138.86	3.20	14.54	9.46	1.22	194.57	2.42	492.47
根 Root	0.28	151.32	1.36	14.69	11.77	0.61	121.92	2.54	401.95

* 实验结果为 3 次测定平均值 The result is meanvalue of 3 times measurement

表 6 模拟微生态系统中地草的生长发育状况

Table 6 The growth of L ilaeopsis noveazelandiae in the micro ecological systems

编号 No	地上茎 颜色 Stem color	茎尖 Stem top	地上茎 总数 stem No	地上茎 干重(g) Stem dry weight	相对生 物量(g) Relative biomass
1	翠绿	绿	22	19.71	100
2	翠绿, 密实	绿	31	75.47	382.9
3	翠绿	绿	26	32.14	163.1
4	翠绿, 细小	绿	21	19.82	100.6
5	暗绿	枯黄	15	4.56	23.1

Verdure, Flourish, Slim, Sap green, Green, Withered

表 7 模拟微生态系统中田螺的生长发育状况

Table 7 The growth and reproduction of Cipangopaludina cathayensis in the micro ecological systems

编号 No	死亡 数 Death No	存活 率 % Survival rate	个体 总数 Total of indi- vidual	活体 个数 Life indi- vidual	成活率 (%) Survival	活体最 大重(g) The Weighest	活体均 重(g) Average weight
1	3	80	54	32	60	0.32	0.072
2	2	87	91	58	64	0.24	0.064
3	3	80	86	54	63	0.16	0.058
4	4	73	47	30	64	0.12	0.038
5	5	66	33	16	50	0.07	0.036

积浓度,但在各模拟系统中差别不明显。Zn 在尾矿砂底泥中虽然浓度较低,但生物吸收累积量较大,这可能是因为 Zn 具有较高的生物活性所致,但同种生物对 Zn 的吸收累积没有明显差异。这也说明在实验浓度范围内,重金属间没有表现较强的协同作用,生物对重金属种类的吸收累积可能是相互独立的,没有表现出复合污染的特性。在所有受试物种中,M 2 系统表现出较高生物生长量和重金属累积能力,表明适量的 Cu 能促进生物的生长发育并导致明显的生物累积和吸收作用。

表 9 田螺中重金属含量(mg/kg)

Table 9 The concentration of heavy metal in the Cipangopaludina cathayensis

	A s	Zn	Pb	N i	Cd	Co	M n	Cr	Cu
1	3 83	26 85	2 34	7 03	ND	0 11	5 13	1 09	9 28
2	4 31	36 75	4 83	17 15	ND	0 15	7 26	1 88	23 07
3	2 79	25 33	1 63	5 32	ND	0 08	5 78	1 12	60 15
4	1 36	26 81	1 09	4 37	ND	0 01	3 90	1 39	99 45
5	1 80	28 06	1 52	4 51	ND	0 08	4 77	4 79	184 31

* 实验结果为 3 次测定平均值 Same as table 8

表 10 重金属在金鱼体内的浓度(mg/kg)

Table 10 The concentration of heavy metal in the golden fish

	A s	Zn	Pb	N i	Cd	Co	M n	Cr	Cu
1 肌肉Muscle	1 39	20 18	0 43	2 30	ND	0 01	2 30	0 78	0 68
鳃Cheek	1 09	121 31	3 02	15 43	ND	0 05	9 44	2 77	4 85
2 肌肉Muscle	1 24	70 75	1 72	8 86	ND	0 03	5 87	1 78	2 77
鳃Cheek	1 16	96 03	2 37	12 15	ND	0 04	7 65	2 27	3 81
3 肌肉Muscle	0 05	76 20	0 86	0 98	ND	0 03	2 25	1 15	7 30
鳃Cheek	0 81	71 33	0 41	1 71	ND	0 03	7 79	2 07	34 04
4 肌肉Muscle	0 09	68 55	0 99	1 15	ND	0 05	4 21	1 15	10 34
鳃Cheek	3 19	227 70	3 09	5 62	ND	0 15	15 92	2 28	86 61
5 肌肉Muscle	0 76	36 7	0 40	1 20	ND	0 03	1 86	0 86	23 01
鳃Cheek	1 52	48 97	2 03	5 33	ND	0 07	7 38	4 22	104 96

尾矿砂中活性较高的重金属形态,尤其 Cu、Zn 等易被生物吸收,并且生物吸收重金属的途径是多元性的,水草通过根系直接从底泥中吸收 Cu 等重金属离子,但各部位吸收差别不显著。田螺从沉积物直接摄取 Cu 等重金属离子,因此肉体中具有较高的 Cu 等重金属积累。鱼类在上覆水中通过摄食而直接或间接吸取底泥中 Cu 等重金属离子,从而导致体内具有较高的积累,而且 Cu 等重金属在鱼鳃中的累积浓度远大于在肌肉中的累积浓度。

4 结论

通过模拟微生态系统,并结合形态分析方法研究铜矿金矿砂中重金属的生物毒性与可利用性。结果表明,铜矿尾矿砂中重金属,尤其铜具有较高的生物毒性和生物可利用性。生物可以通过水体与底泥或通过食物链直接或间接地吸收尾矿砂中的重金属。因此,在矿山生态恢复与重建修复过程中,不能忽视尾矿砂中的重金属对水生生物潜在毒性。生态修复应该选择对重金属具有较大富集和耐受性的水生植物,而且所选择的物种不应该通过食物链进入人体,因此不宜发展水产养殖业。

参考文献

[1] Xiaobai Xu (徐晓白), Shugui Dai (戴树桂), Yuao Huang (黄玉瑶), et al, The changs and ecological effects of type chemical contam inantsin in environment(in Chinese), Science Press, Beijing, 1998 9, 68~ 80

[2] Mingxin Guo (郭明新), Yuhuan Lin (林玉环), The bioactivity of heavy metal in sediment by the micro-eco system, Acta Scientiae Circum stantiae(in Chinese) (环境科学学报), 1998, 18(3): 325~ 330

[3] Wren C D, Stephenson G L. Bioavailability and effects of heavy metal in marine depoisits Environ Pollution, 1991, 171~ 205

[4] Zijiliao ed (廖自基). In: Environmenal chan istry and B iological Effects of M icr-elem ent(in Chinese). Beijing: China Environment Science Press, 1993 50~ 96

[5] Jinghui Yang (杨景辉). Pollution and control of soil(in Chinese). Beijing: Science Press, 1995 20~ 102

