

凡口铅锌矿湿地处理系统的土壤原生动物^{*}

冯伟松^① 杨军^① 叶志鸿^② 缪炜^① 余育和^① 黄铭洪^② 沈韞芬^{①**}

(^① 中国科学院水生生物研究所 武汉 430072; ^② 香港浸会大学水资源与环境管理研究所 香港)

摘要: 2001年12月,在广东省韶州市凡口铅锌矿湿地处理系统中采集土壤样品,采用 Singh 和 Stout 的培养法对土样中的原生动物进行定性、定量研究。共发现原生动物 42 种,对照区和湿地每克风干土壤中原生动物的平均丰度分别为 2 377 和 113,三大类土壤原生动物丰度中鞭毛虫占优势,多于纤毛虫和肉足虫。通过原生动物种类、丰度与土壤理化参数的统计分析说明铅锌尾矿对土壤原生动物群落的危害极大。通过土壤原生动物丰度和物种相似性聚类分析结果反映出正在使用的湿地 3 土壤受污染严重,已停止使用的湿地 1 和 湿地 2 中的胁迫效应已有所减轻,湿地 4 中也存在胁迫效应。在整个湿地系统中根系土壤原生动物丰度差异说明,4 种类型植物对土壤中重金属毒性效应的去除能力大小顺序为类芦 > 香蒲 > 油草 > 芒。最后,还探讨了造成土壤中鞭毛虫占优势原因,主要由土壤特殊的孔隙结构和土壤原生动物的食源决定。

关键词: 铅锌矿;土壤;原生动物;湿地处理系统

中图分类号: Q494 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3263(2004)01-02-10

Soil Protozoa in Wetland Treatment System of Pb-Zn Mine in Fankou

FENG Wei-Song^① YANG Jun^① YE Zhi-Hong^② MIAO Wei^① YU Yu-He^①
HUANG Ming-Hong^② SHEN Yun-Fen^①

(^① *Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072;*

^② *Institute for Natural Resource and Environmental Management, and Department of Biology, Hong Kong Baptist University, China*)

Abstract: Fankou Pb-Zn mine, located in Shaoguan of Guangdong Province, is known as one of the largest Pb-Zn mines in China and even in the world. So far, a lot of works were carried out on many organisms of wetland treatment system of Pb-Zn mine tailing water. But the work of soil protozoa has not been reported yet, and the investigations of the soil pollution and its restoration are few. In this paper, the author quantitatively analyzes the soil protozoa in the wetland, employing the Singh and Stout's culture method, from the samples collected during the wetland treatment system of Pb-Zn mine tailing water in December of 2001. The protozoa was mainly composed of flagellate, ciliates and amoebae, and a total of 42 species were found. The average abundance was 2 377 vs 113 individuals per g soil (dry weight) between reference and control sites, respectively. The abundance of flagellate was higher than that of ciliates and amoebae. Comparison of physical-chemical parameters between the two sites indicates that Pb-Zn mines tailing are very harmful to soil protozoa.

* 国家重点基金项目(No. 37730070); The Research Grant Council of the University Grants Committee of Hong Kong(RGC Ref.: HKBU-2072/01M); 中国科学院知识创新工程重大项目(No. KZCX1-SW-12);

** 通讯作者;

第一作者介绍 冯伟松,男,42岁,副研究员;从事原生动物生态学研究;E-mail: fengweisong@netease.com.

收稿日期:2003-06-15,修回日期:2003-11-06

Similarity analysis based on species and abundance reveals that the current being-used wetland 3 is severely polluted. And the effects of press in the unused wetland 1 and 2 are relative lower, while the effect of press exists in the wetland 4. The discrepancies of the soil protozoa abundance in different plant roots from the whole wetland system suggest that capabilities of 4 kinds of plant absorbing heavy metals are as following: *Neyrudia* > *Typha* > *Paspalum* > *Miscanthus*. Therefore, our study shows that the utilization of the most-frequently plants, *Neyrudia* and *Typha*, in the global processing systems of the polluted water, is reasonable. It could benefit for the soil ecosystem not only removing of polluted materials, but also restoring of the polluted soils. The dominance of flagellates in the wetland system was contributed to the soil specific porous structures of soils, and source of its foods.

Key words: Pb-Zn mine; Soil; Protozoa; Wetland treatment system

随着工农业的发展和人口的增加,各种废水越来越严重地污染着水资源与土地资源,特别是重金属污染已引起国内外极大关注,重金属进入土壤后对动物、植物、微生物形成永久性潜在危害,污染胁迫作用使敏感种或个体消亡,加速了资源危机,因而污染程度的及早监测及污染治理效果的评价显得尤为重要。目前水体中的原生动物作为淡水生态系统受污染程度的指示生物和早期预报系统已被广泛应用,且比较完善并被标准化^[1]。而土壤原生动物同样也可作为自然的或受人类活动干扰的土壤生态系统的指示生物,迄今为止已有 200 篇以上的文献指出原生动物指示土壤环境变化的有效性。但与在水体环境监测中获得广泛应用的水生原生动物相比,土壤原生动物用于环境监测才刚刚起步^[2]。

土壤原生动物泛指生活在土壤或土壤表面覆盖的凋落物中的原生动物,其主要以细菌为食物来源。土壤中,原生动物具有丰富的物种多样性和丰度,丰度仅次于细菌和放线菌,是土壤有机整体的一个重要组成部分,在土壤生态系统的物质循环和能量转化中起着十分重要的作用^[3,4]。在过去的土壤污染生物监测和评价中,原生动物主要用作土壤生态系物候学指示生物,如:扭头虫(*Metopus*)的存在表明土层微氧或厌氧,嗜盐匣壳虫(*Centropyxis halophila*)大量存在表明是盐渍土,利用有壳肉足虫可区分土壤腐殖质的类型,借助土壤原生动物指示

土壤紧密度及肥力^[6]。近年来,国际上土壤原生动物用于生态系受污程度指示的工作刚开展,已报道利用土壤原生动物监测农药毒性、酸雨效应、温室效应、森林衰退等^[5]。一些学者开始将研究重点转移到重金属对土壤原生动物的毒性效应方面^[15-17]。而我国在森林土壤中原生动物分类与生态研究开展了较系统的工作,但是对受污染严重地区土壤中原生动物的种群分布、数量很少了解^[6-8]。

广东省韶关凡口铅锌矿为中国乃至亚洲最大的同类型矿之一。到目前为止,有关凡口铅锌矿矿区的动物、植物及微型生物已有许多报道,并且证明人工湿地系统净化铅锌尾矿废水的作用是非常显著的。但是,铅锌矿湿地系统中土壤动物尚未见报道,土壤中的污染及复杂情况研究也较少^[9-11]。为此,本文通过对铅锌矿土壤原生动物的定性定量研究,分析其与污染物之间的关系,从而评价人工湿地系统的净化效能,为进一步研究湿地系统净化铅锌尾矿废水提供有用的资料。

1 研究地点概况

凡口铅锌矿位于广东省韶关市仁化县境内,南距韶关市 48 km。该区属于潮湿多雨的亚热带气候,海拔为 100 ~ 150 m,年平均气温约 20℃,最低为 -5℃(1 月),最高为 40℃(7 月),年降雨量平均 1 457 mm,土壤以红壤为主。

1968 年凡口铅锌矿第一期建成投产,第二

期于 1984 年建成,在数十年的开采过程中产生了大量含 Pb, Zn, Cu, Cd 等重金属的废渣和废水,废水排放量达 61.678 t/日,每年约为 2 000 t,致使形成了一块面积约为 20 km² 的废弃地。1985 年以前该废弃地上的生物种类非常稀少,而且土壤中含大量直径小于 0.15 mm 石质粉末,湿时粘重板结,干时极为疏松。为了治理和修复这块废弃地的生境,一些学者利用生物治理手段做了大量的工作,包括种植高密度挺水植物香蒲,筛选抗性藻类、菌类微生物等^[11-14]。经过十多年的努力,生物种类已逐渐增加,现今已形成了以类芦、香蒲、芒、油草等多年生草本植物为主体的人工湿地污水处理系统,其中香蒲最为繁茂。该系统由 4 块湿地构成(表 1,图

1),在湿地中含有大量从废水中沉淀下来的细矿砂。湿地 1 建的最早,经过几年的运行导致产生大量沉积物,其体积逐渐减小,废渣、废水净化能力也随之减弱。随后,先后建造了 3 块湿地。其中湿地 1 和湿地 2 已经先后于 1995 年和 2001 年停用。但是,采样时废水仍然通过湿地 2 的中沟渠再依次流入湿地 3 和湿地 4,且发现少量重金属污染的废水通过湿地 1 再流入湿地 2 中。

表 1 凡口铅锌矿湿地系统 4 块湿地的使用概况

	1	2	3	4
启用时间(年份)	1985	1988	1995	1998
停用时间(年份)	1995	2001	-	-
面积(m ²)	87 500	23 510	14 950	33 220

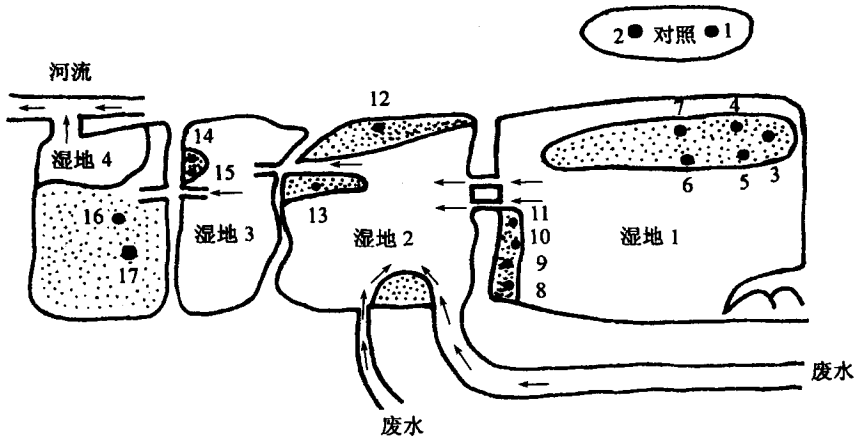


图 1 湿地系统平面图和采样点

对照:1. 油草,2. 类芦;湿地 1:3~6. 芒,7~10. 类芦,11. 香蒲;湿地 2:12. 芒,13. 香蒲;
湿地 3:14. 油草,15. 香蒲;湿地 4:16,17. 香蒲

2 材料与方法

2.1 样点与采样 2002 年 1 月在矿区湿地系统中不同植物包括类芦 (*Neyrodia*)、香蒲 (*Typha*)、芒 (*Miscanthus*) 和油草 (*Paspalum*) 根系周围取 0~5 cm 深的土样。其中湿地 1 中 9 个土样,样点编号 3~11;湿地 2 中 2 个土样,样点编号 12~13;湿地 3 中 2 个土样,样点编号 14~15;湿地 4 中 2 个土样,样点编号 16~17;在矿区外的不受重金属污染的水田采 2 个土样作为对照,样点编号 1~2。土壤装入塑料袋,立即

带回实验室,土壤在室内自然风干后,进行原生动物的定性和定量培养。同时,每个湿地测两个土样的物理和化学参数。

2.2 定性和定量培养法 见文献[3]。

2.3 土壤理化指标的测定 根据监测标准要求测定土壤中重金属 Pb、Zn、Cu、Cd 的含量,有机质含量,pH 值及总 N、总 P、总 K 的含量。数据由香港浸会大学水资源与环境管理研究所 (Institute for Natural Resource and Environmental Management, and Department of Biology, Hong Kong Baptist University) 提供。用原子吸收分光

光度法测定土样中重金属 Pb、Zn、Cu、Cd 的含量;凯氏定氮法测定总 N;钼锑抗比色法测定总 P;火焰光度计法测定总 K;有机质含量;pH 计测定 pH 值。

3 结 果

3.1 采样区土层理化指标 三个湿地的理化指标见表 2。对照点的土壤理化值采用叶志鸿

在距凡口铅锌矿 40 km 处水田的值,水田着生香蒲,红棕壤,pH 值为 7.8^[14]。

由表 2 可见,所有采样点土样均属于中性偏碱。湿地中重金属平均含量远远高于远离铅锌矿的对照区,Pb、Zn、Cu 和 Cd 分别是对照区的 151.67、5 及 16 倍。沿废水流经的三个湿地中的 0~10 cm 的土层中各种污染物浓度均有所降低,以 Pb 和 Cu 的浓度变化最为明显。

表 2 凡口铅锌矿三个湿地 1~10 cm 土层的理化指标

湿地	总重金属浓度(mg/L)*				有机质 (%)	pH 值	总氮 (mg/L)	总磷 (mg/L)	总钾 (mg/L)
	Pb	Zn	Cu	Cd					
2	26 532.5 (4 754)	6 764.5 (663.1)	253.995 (54.205)	38.15 (1.605)	1.03	7.645	8.369 5	8.752 5	2.104
3	11 063 (1 219)	17 622 (737.5)	82.195 (9.663)	10.743 (4.131 5)	0.775	7.59	5.922 5	3.331	1.470 5
4	3 752.5 (1 383.4)	6 524 (623.95)	43.975 (58.455)	24.97 (7.215 5)	0.07	8.03	1.876	5.729 5	1.470 5
对照	90.81	152.94	21.9	1.52	-	7.8	0.174	0.047	-

* 括号内为 DTPA 方法所测总重金属浓度

表 3 17 个采样点的原生动物种类分布表

种名	对照		湿地 1									湿地 2		湿地 3		湿地 4	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
原生动亚界																	
肉鞭门																	
鞭毛亚门																	
尾波豆虫 <i>Bodo caudatus</i>								+						+		+	
梨波豆虫 <i>B. edax</i>					+			+			+						
球波豆虫 <i>B. globosus</i>								+								+	
小波豆虫 <i>B. minimus</i>	+			+	+			+	+			+	+	+			
卵形波豆虫 <i>B. ovatus</i>			+					+					+				
舞行波豆虫 <i>B. saltans</i>				+			+										
波豆属 <i>Bodo sp.</i>								+									
微细梭核鞭毛虫 <i>Cercomastix parva</i>				+													
简单小鞭虫 <i>Cercomonas simplex</i>								+				+			+		+
小球衣虫 <i>Chlamydomonas microsphaera</i>								+									
尖尾蓝隐虫 <i>Chroomonas acuta</i>								+					+				+
微小无吻虫 <i>Clautriava parva</i>	+																
小滴虫 <i>Monas minima</i>	+		+					+	+			+	+	+	+	+	+
聚滴虫 <i>M. socialis</i>	+	+	+					+	+		+						
跳侧滴虫 <i>Pleuromonas janculans</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+
肉足亚门																	
放射太阳虫 <i>Actinophrys sol</i>								+									
变形虫属 <i>Ameoba sp.</i>	+							+									
近蛞蝓卡变虫 <i>Cashia limacoides</i>	+	+						+	+			+					
神使卡变虫 <i>C. angelica</i>								+					+				
诺氏丝变形虫 <i>Filamoeba nolandii</i>				+								+					
剑桥哈氏虫 <i>Hartmannella cantabrigiensis</i>	+												+			+	
蠕形哈氏虫 <i>H. vermiformis</i>													+				

续表 3

种名	对照		湿地 1								湿地 2		湿地 3		湿地 4		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
太阳晶盘虫 <i>Hyalodiscus actinophorus</i>							+										
双角马氏虫 <i>Mayorella bicornifrons</i>														+			
扇形马氏虫 <i>M. penardi</i>	+						+					+		+		+	
马氏虫属 <i>Mayorella</i> sp.		+	+		+					+			+	+			
泥生甲变形虫 <i>Thecamoeba terricola</i>							+										
内饰筒变虫 <i>Vahlkampfia inornata</i>	+						+						+				
筒筒变虫 <i>V. vahlkampfia</i>											+						
平足蒲变虫 <i>Vannella platypodia</i>							+										
纤毛门																	
直立肾形虫 <i>Colpoda praestans</i>	+	+	+		+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
瓜形膜袋虫 <i>Cyclidium citrullus</i>	+		+					+									
纯单镰虫 <i>Drepanomonas obtusa</i>	+							+									
凹扁前口虫 <i>Frontonia depressa</i>															+		
大弹跳虫 <i>Halteria grandinella</i>	+																
似织毛虫 <i>Histiculus similes</i>	+							+									
相似小胸虫 <i>Microthorax simulans</i>			+														
莫氏拟肾形虫 <i>Paracolpoda maupassi</i>	+		+					+			+	+	+	+	+	+	+
齿脊拟肾形虫 <i>P. steinii</i>									+								
长尾刀口虫 <i>Spathidium longicaudatum</i>								+									
单怯管叶虫 <i>Trachelophyllum pusillum</i>	+											+	+	+	+		
武装尾毛虫 <i>Urotricha armatus</i>								+									
总计	16	5	11	3	5	5	27	3	4	3	10	8	13	10	7	5	4

+ :表示该种在该采样点出现;对照:1. 油草,2. 类芦;湿地 1:3~6. 芒,7~10. 类芦,11. 香蒲;湿地 2:12. 芒,13. 香蒲;湿地 3:14. 油草,15. 香蒲;湿地 4:16,17. 香蒲

3.2 种类组成 在整个实验过程中共发现原生动物 42 种,其中鞭毛虫 8 属 15 种,肉足虫 10 属 15 种,纤毛虫 11 属 12 种,具体分布情况见表 3。最常见的鞭毛虫为波豆虫(*Bodo*),纤毛虫为肾形虫(*Colpoda*),肉足虫为筒变虫(*Vahlkampfia*)。种类鉴定依据本文所引用参考文献^[5,18-20]。

3.3 三大类群的比例关系 原生动物三大类群的比例关系见表 4,从比例关系中可以看到,农田土壤中鞭毛虫和肉足虫的比例较铅锌矿湿地系统中大;四种植物根系中三大类群原生动物的比例关系也不同(表 5),纤毛虫和肉足虫在芒根系所占比例最大,然后是香蒲和类芦,在油草根系根本没有发现纤毛虫和肉足虫。但是,从表 4 和表 5 中都可看出三大类群土壤原生动物中鞭毛虫所占比例最大,且具绝对优势,纤毛虫次之,肉足虫最小。

表 4 土壤原生动物三大类群的比例关系(ind/g DW)

	鞭毛虫	纤毛虫	肉足虫	比例关系
农田对照	2 303	72	2	1 152:36:1
湿地 1	161	10	1	161:10:1
湿地 2	14	0	0	14:0:0
湿地 3	10	0	1	10:0:1
湿地 4	48	3	0	48:3:0

表 5 不同植物根系三大类群原生动物数量及比例关系(ind/g DW)

植物类型	鞭毛虫	纤毛虫	肉足虫	比例关系
芒 <i>Miscanthus</i>	198	17	2	99:9:1
类芦 <i>Neyrudia</i>	88	1	0	88:1:0
香蒲 <i>Typha</i>	48	1	1	48:1:1
油草 <i>Paspalum</i>	14	0	0	14:0:0

3.4 种数及丰度 各采样站间土壤原生动物种类和丰度存在较大的差异(图 2)。种类多少顺序为:湿地 1(35) > 对照(18) > 湿地 2(16) > 湿地 3(12) > 湿地 4(6)。丰度大小顺序为对照(2 377 ind/g) > 湿地 1(172 ind/g) > 湿地 4(51

ind/g) > 湿地 2(14 ind/g) > 湿地 3(11 ind/g), 其中最明显的就是农田对照组中原生动物的丰度显著高于 4 个湿地。在矿区整个湿地系统中不同类型植物根系原生动物种类数及丰度也不同(图 3), 芒根系原生动物的丰度最大为 217 ind/g, 其次是类芦(89 ind/g), 再次是香蒲(49 ind/g), 最后是油草(14 ind/g)。但是, 植物根系原生动物种类由多到少顺序为: 类芦(30) > 香蒲(19) > 芒(18) > 油草(10)。

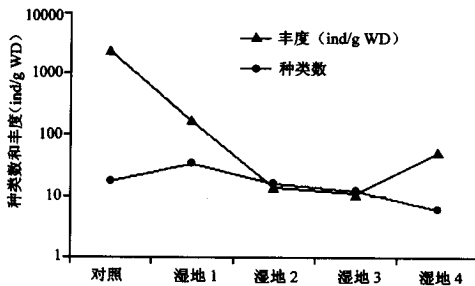


图 2 各采样站土壤原生动物种类数及丰度

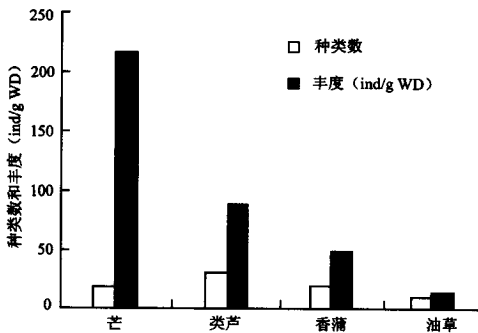


图 3 湿地系统中不同类型植物根系原生动物种类数及丰度

3.5 聚类分析结果 对湿地系统中的 4 块湿地及对照中土壤原生动物种类应用 Sørensen 相似性指数 $IS = 2c/a + b$, 可求出 5 个采样区之间原生动物的相似性系数, 即得相关矩阵^[15]。根据相似性系数进行聚类分析, 样品间距离采用欧氏距离, 类间距离采用类平均法 (Unweighted pair-group average)。聚类谱系图见图 4。5 个采样区的土壤原生动动物在 0.871 距离水平上分为两个类群。类间距离应用 Complete Linkage, Weighted pair-group average, Ward's method 等方法均产生相似的结果, 第一

个类群包括湿地 2、湿地 3、湿地 4, 第二类群包括湿地 1(停用最早的湿地)与对照。第一个类群中, 湿地 2 与湿地 3 在距离系数为 0.527 水平上首先聚合为一新类群, 该类群在距离系数为 0.688 水平上与湿地 4 聚合。第二个类群是湿地 1 与对照在距离系数为 0.684 水平上聚合为一新类群。

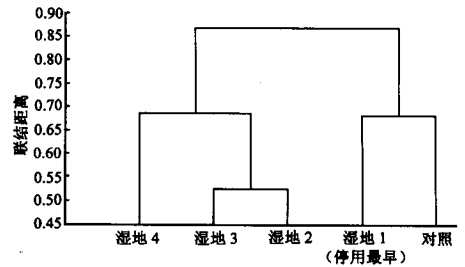


图 4 相似性系数聚类图(类平均法)

4 讨论

4.1 原生动动物丰度与重金属的关系 凡口铅锌矿废水人工湿地系统中, 水体中重金属(Pb、Zn、Cu、Cd)的浓度随着离排污口距离的增加而显著降低^[23]。但是从表 2 中可以看出, 在 3 块湿地中土壤中重金属含量的变化规律并不是很显著。表现为有效态 Pb、Zn 逐渐递减, 有效态 Cu、Cd 呈上升趋势。显然, 土壤中重金属的含量及存在形式较水体复杂的多。研究表明, 在铅锌矿废弃地土壤中植物种子萌发速率低、株高下降、生物量下降, 节肢动物(特别是螨、壁虱、蛆)和真菌类数量下降, 但细菌、放线菌数量没有受到影响, 弹尾虫的数量反而上升, 土壤动物总生物量与土壤重金属的浓度具有明显的负相关^[16,17]。从图 2 中可以看到随着重金属浓度的增加, 土壤原生动物的数量显著减少。

近年来, 一些学者分别在实验室和野外开展土壤原生动物的重金属急性毒性实验, 发现土壤纤毛虫比常规实验生物(蚯蚓、植物)对重金属毒性效应反映更快、更灵敏^[5,6]。Forge 认为重金属对土壤纤毛虫 *Colpoda steinii* 毒性大小顺序为 Ni > Cu > Zn^[21], Pratt 等在实验室培养条件下用土壤纤毛虫 *Colpoda* 做急性毒性实

验,发现毒性大小为 $Cd > Cu > Zn$, 半致死剂量分别为 25、30 及 $119 \mu\text{g/L}$ ^[8]。Madoni 等通过对活性污泥中分离出的 7 种纤毛虫做 24 h 的急性毒性实验,认为重金属毒性大小顺序为 $Cu > Hg > Cd > Zn$ ^[7]。Bowers 等认为含大量重金属 Cd 、 Cu 、 Pb 、 Zn 的矿区土壤中重金属对土壤纤毛虫 *Colpoda inflata* 的毒性效应与 pH 值及金属离子浓度的自然对数显著相关, pH 值大于 4.0 时毒性较小, pH 值小于 3.5 时毒性变大^[6]。前三个实验进行的都是单种金属毒性效应,第四个虽然是用金属矿区土样进行的多种金属的毒性实验,但应用的是外来原生动物,并没有指出土样中的原生动物如何,本实验是直接研究土样中的原生动物。铅锌矿废水湿地系统土壤中原生动物的丰度显著下降,仅为对照的 4.75%。土壤中生态因子(如温度、湿度、有机质含量、土壤酸度等)的变化会导致原生动物种群及群落结构发生变化,群落对环境的变化和扰动的反应是通过组成群落的生物种群来实现的。在图 2 中,对照站原生动物群落包含的种类较多,而且数量最大,表明受胁迫小;湿地系统中原生动物种类少,数量显著地少,表明受胁迫大。这主要是由于铅锌矿区土壤重金属含量远远高于邻近地区土壤中重金属元素的临界值(Pb 、 Cu 、 Cd 的临界值分别为 345、53、 0.56 mg/L)^[22],并且大大超过原生动物的半致死剂量(Cu 、 Zn 的半致死剂量分别为 30 及 $119 \mu\text{g/L}$)造成的。这样含高浓度重金属的铅锌尾矿废水对土壤原生动物群落的破坏很大,其数量与对照站相比损失 95.25%。说明湿地系统的土壤受重金属污染十分严重,对土壤动物的胁迫作用大。

4.2 原生动物丰度与湿地土壤污染恢复状况的关系 矿区污染后的土壤生物恢复状况问题十分重要,Frouz 等(2001)研究了采煤矿矿区植物,80 年内上层土壤发育和土壤生物恢复状况,发现细菌的丰度逐渐增加,真菌、藻类、有壳肉足虫、线虫、蚯蚓、螨、马陆、陆生等种类;弹尾虫、双翅目幼虫等的数量和种类也呈现出明显的增加趋势^[23]。土壤原生动物与土壤的形成与演化、腐殖质的数量与类型及土壤中有有机

和水分含量存在一定关系^[5,24]。在凡口铅锌矿湿地处理系统中,湿地 1 和湿地 2 使用的时间最长,但其中的原生动物丰度大小次序为湿地 1(172 ind/g) > 湿地 4(51 ind/g) > 湿地 2(14 ind/g) > 湿地 3(11 ind/g),湿地 1 较其它 2 个湿地高出一个数量级,主要原因可能是湿地 1 于 1995 年停止接纳大量废水,使重金属污染胁迫减轻,利于土壤原生动物的恢复。同样采样时湿地 2 也已停止使用,接纳废水量显著减少,但是停用时间短,不足 1 年,土壤中重金属污染胁迫也有一定减轻,因此其中的原生动物丰度只是较湿地 3 高一点。湿地 4 由于是湿地系统中最后一块湿地,土壤中总重金属浓度有所降低(表 2)。因而湿地 4 中土壤原生动物丰度高于湿地 3。在 4 个湿地及对照中土壤原生动物的聚类结果显示出湿地 1 与对照聚在一起,表明它们之间的生境更相似,进而反映出湿地 1(停用最早)重金属污染胁迫减轻,利于土壤原生动物种类的恢复,而湿地 2、3、4 聚在一起表明三者的生境较相似。这与实际情况非常符合。

人工湿地处理系统中,除了植物、土壤、微生物等成分的分别净化作用外,土壤中植物根系微生态系统所起的作用更大,它不仅影响土壤的物理结构,更重要的是它那具氧化效应的根系圈影响着土壤中的化学过程、pH 值和土壤微生物的活动,而且土壤 pH 值的升降又影响到金属对生物的毒性。群落结构的复杂性和各种群数量大小,一方面是受到环境因子的影响,另一方面也决定于生物群落对于环境的适应能力。群落结构越复杂,它们对环境的适应能力越强,反之适应能力则降低。铅锌尾矿废水影响湿地土壤生态系统的稳定和活力,只有污染物胁迫效应小的环境中原生动物种类及丰度才多。因此,植物根系微环境中原生动物的种类多、丰度高可反映出该植物对污染物的胁迫效应解除能力大。应用 Margalef 多样性指数综合考虑,发现不同植物根系原生动物的多样性指数大小顺序为类芦(6.461) > 香蒲(4.625) > 油草(3.410) > 芒(3.160)。表明类芦对重金属的胁迫效应解除能力最大,其次是香蒲,最后是油

草和芒。显然,全球湿地处理污水系统中使用频率最高的挺水植物为芦苇和香蒲是合理的,这样不仅有利于重金属污染物的去除,也有助于重金属污染土壤的恢复。

4.3 土壤原生动物的三大类群的比例与生境和食性的关系 采样站中,鞭毛虫数量所占比例多、纤毛虫和肉足虫少,而且鞭毛虫显著的高出很多。这与新西兰白桦林,南极海岛苔藓土壤及美国的落叶林、针叶林,草地等土壤中发现的结果相一致^[25-29]。纤毛虫和肉足虫数量虽少于鞭毛虫,但其个体体积的平均值远远大于鞭毛虫。由此可看出体积大的纤毛虫和肉足虫数量都少,体积小的鞭毛虫数量多。这与 Finlay (2001)的观点相一致,即土壤中生物有机体的丰度与其体积大小呈反比关系^[29]。Finlay 认为草地土壤中,鞭毛虫、裸肉足虫、有壳肉足虫、纤毛虫的平均潜在最大丰度分别为 42 500、14 300、9 600、2 140 个/g^[30]。但是值得注意的是本实验结果中,与 Detcheva、Darbyshire 及 Finlay 等学者的结果显著不同的是肉足虫的丰度最低,尤其根本就没有发现有壳肉足虫^[29-32]。分析原因,必然与重金属毒性效应有密切关系,高含量的重金属对生物体的毒害作用极大,可能肉足虫较鞭毛虫和纤毛虫对重金属毒性更敏感,致使湿地土壤中鞭毛虫和肉足虫的比例较对照小。

表 6 土壤中原生动物丰度及三大类群比例关系
($\times 10^3$ ind/g DW)^{*}

	鞭毛虫	纤毛虫	裸肉足虫	比例关系
Bamforth, 1976	263	1.2	110	219:1:92
Darbyshire and Greavea, 1967	7.4	0.092	11	80:1:120
Detcheva, 1965	539	5.3	17	102:1:3
Finlay <i>et al.</i> , 2000	46.4	4.31	17.7	11:1:4
Vargas and Hattori, 1990	27	19	123	1.4:1:6.5
Darbyshire <i>et al.</i> , 1974	27	0.23	1.9	117:1:8
Ingham <i>et al.</i> , 1989	19	0.106	8.3	170:1:78
Rogerson and Berger, 1981	18	0.042	22	429:1:524
Darbyshire, 1973	5.0	0.50	0.22	23:2.3:1
本实验对照	2.303	0.072	0.002	1 152:36:1
本实验湿地	0.106	0.007	0.001	106:7:1

* 计数采用 Sing-Stout 培养法^[26,33]

从表 6 可看出,三大类群中鞭毛虫占优势

的现象普遍存在于森林、草地、耕地等土壤中。分析认为该现象是由生态位的差异造成的,主要与土壤特殊的孔隙结构和土壤原生动物的食源有关。首先,土壤原生动物的生活在土壤颗粒周围的水膜中,土壤中存在呈网状分支的孔道和腔隙复杂结构,每一条大孔隙上又分出许多中孔隙,每一条中等孔隙上又分出许多微孔隙。因此,微孔隙数目远远多于大孔隙。鞭毛虫个体微小,小于 10 μ m,在各种孔隙中均能生活,并且在众多的微小孔隙中可以躲避其它大个体原动物或后动物的捕食,故十分有利于鞭毛虫的大量生存。肉足虫身体十分柔软,为匍匐爬行的类群,可形成伪足进入到较小的土壤孔隙中去,也较适于在土壤表面生活。纤毛虫个体大,通常大于 40 μ m,对土壤孔隙要求高,自由游泳时又要求有充足的水分,只能生活在较大的土壤孔隙中,而土壤孔隙中的水分不连续,且随环境变化而时有变化,并且在大孔隙中又被其它捕食原动物的无脊椎动物占据,这些都限制了纤毛虫的生存。其次,在土壤中,细菌是丰度最大的生物类群,每克土壤中细菌数量可达 $10^8 \sim 10^9$ 个,为土壤原动物提供了丰富的食源^[34]。根据宁应之、沈韞芬的报道^[35],土壤中鞭毛虫绝大多数种类以细菌为食;裸肉足虫主要摄食细菌,有壳肉足虫则几乎全部以细菌和藻类为食;纤毛虫的食性较复杂,如前口目和后口目都是肉食性的,主要捕食鞭毛虫、肉足虫、其它纤毛虫及轮虫,肾形目中一部分摄食细菌,另一部分摄食真菌。腹毛目的一部分种类仅摄食细菌,另一部分种类为肉食者,还有一部分种类为杂食者。这样以细菌为食的种类较其它食性的原动物更容易得到食物,因而有利于土壤中食细菌的异养性鞭毛虫大量生存。土壤中,纤毛虫受环境限制,活动的自由度小,影响捕食效率,进而影响其正常生存。在这种特殊孔隙结构和大量细菌存在的微环境中,只有那些个体微小以细菌为食的种类才得以大量生存繁殖。因而,土壤中以异养性鞭毛虫最多,其次是肉足虫和纤毛虫。

5 结 论

首次对凡口铅锌矿湿地系统中的土壤原生动物进行了较为全面的研究。研究表明土壤中高含量的 Pb、Zn、Cu、Cd 等重金属对土壤原生动物的危害极大,可使其丰度显著地减少。

对凡口铅锌矿湿地系统中土壤原生动物种数和丰度的分析结果反映了土壤受污染状况,正在使用的湿地 3 土壤受污染严重,已停止使用的湿地 1 和湿地 2 土壤受污染程度已有所减轻。

从凡口铅锌矿湿地系统中不同植被根系中的土壤原生动物种类和丰度的分析表明,类芦、香蒲、油草和芒对重金属的胁迫效应都有解除能力,解除能力由大到小的排列次序为:类芦 > 香蒲 > 油草 > 芒。因此,全球湿地处理污水系统中使用频率最高的挺水植物为芦苇和香蒲是合理的。

鞭毛虫在三大类土壤原生动物中占优势,主要与土壤特殊的孔隙结构和土壤原生动物的食源有关。

参 考 文 献

- [1] 沈韞芬,冯伟松等.河流的污染监测.北京:中国建筑工业出版社,1995,13~18.
- [2] 周可新,许木启等.土壤原生动物在环境监测中的应用.动物学杂志,2003,38(1):80~84.
- [3] 宁应之,沈韞芬.珞珈山森林土壤原生动物生态学研究及土壤原生动物定量方法探讨.动物学研究,1996,17(3):225~232.
- [4] 崔振东,庞延斌,张作人.土壤原生动物.动物学杂志,1989,24(2):43~47.
- [5] Foissner W. Soil protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators and guide to the literature. *Progress in Protistology*, 1987, 2:69~212.
- [6] Bowers N, Pratt J R, Beeson D, et al. Comparative evaluation of soil toxicity using lettuce seeds and soil ciliates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1997, 16(2):207~213.
- [7] Madoni P, Esteban G, Gorbi G. Acute toxicity of cadmium, Copper, Mercury, and Zinc to ciliates from activated sludge plant. *Bull Environ Contam Toxicol*, 1992, 49:900~905.
- [8] Pratt J R, Monchan D, Xu Z. Rapid toxicity estimation using soil ciliates: sensitivity and bioavailability. *Bull Environ Contam Toxicol*, 1997, 58:387~393.
- [9] 常弘,胡宏伟,蓝崇钰等.凡口铅锌矿香蒲湿地夏季鸟类群落结构研究.中山大学学报(自然科学版),1999,38(5):87~91.
- [10] 孙庆业,蓝崇钰,黄铭洪等.铅锌尾矿上自然定居植物.生态学报,2001,21(9):1457~1462.
- [11] 徐润林,孙逸湘,阳承胜等.铅锌尾矿废水处理系统中原生动物群落变化特征及其与水质净化的关系.应用与环境生物学报,1999,5(4):357~361.
- [12] 叶志鸿,陈桂珠,蓝崇钰等.宽叶香蒲净化塘系统净化铅/锌矿废水效应的研究.应用生态学报,1991,3(2):190~194.
- [13] 刘玉,麦志勤,胡文凤.香蒲铅锌废水净化塘藻类、菌类生境调查及抗性藻种筛选.生态学杂志,1994,13(2):19~22.
- [14] 叶志鸿,陈桂珠,蓝崇钰.铅锌矿废水中重金属在宽叶香蒲(*Typha latifolia*)的积累与分布.植物生态学与地植物学报,1992,16(1):72~79.
- [15] Sørensen T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *Det Kong Danske Vidensk Selsk Biol Skr* (Copenhagen), 1948, 5(4):1~34.
- [16] 张志权,蓝崇钰.铅锌尾矿场植被重建的生态学研究 I.尾矿对种子萌发的影响.应用生态学报,1994,5(1):52~56.
- [17] Williams S T, Mcneilly T, Wellington E M H. The decomposition of vegetation growing on metal mine waste. *Soil Biology and Biochemistry*, 1977, 9:271~275.
- [18] 宁应之,沈韞芬.中国土壤原生动物新记录种 肉鞭虫门.动物学杂志,1999,34(4):2~5.
- [19] 宁应之,沈韞芬.中国土壤原生动物新记录种 纤毛虫门:寡膜纲.动物学杂志,1999,34(6):2~4.
- [20] 宁应之,沈韞芬.中国土壤原生动物新记录种(纤毛虫门,多膜纲,异毛目).动物学杂志,2000,35(1):2~4.
- [21] Forge T A, Berrow M L, Darbyshire J F, Warren A. Protozoan bioassays of soil amended with sewage sludge and heavy metals, using the common soil ciliate *Colpoda steinii*. *Biol Fertil Soils*, 1993, 16:282~286.
- [22] 夏家淇.土壤环境质量标准详解.北京:中国环境科学出版社,1996,1~86.
- [23] Frouz J, Keplín B, Pižl V, et al. Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering*, 2001, 17:175~184.
- [24] Bamforth S S. Terrestrial protozoa. *J Protozoo*, 1980, 27(1):33~36.

- [25] 冯伟松,余育和.南极菲尔德斯半岛地区土壤原生动物生态学研究.水生生物学报,2000,24(6):610~615.
- [26] Stout J D. An estimation of microfaunal populations in soil and forest litters. *J Soil*, 1962, 13:314~320.
- [27] Bamforth S S. A microbial comparison of two forest soil of southeastern Louisiana. *Pro Louisiana Acad Sci*, 1967, 30:7~16.
- [28] Bamforth S S. Protozoa and algae of the Mississippi deltaic soil. *Pro Louisiana Acad Sci*, 1969, 32:68~77.
- [29] Finlay B J, Fenchel T. Protozoan community structure in a fractal soil environment. *Protist*, 2001, 152:203~218.
- [30] Finlay B J, Black H I J, Brown S, *et al*. Estimating the growth potential of the soil protozoan community. *Protist*, 2000, 151:69~80.
- [31] Detcheva R B. On the study of the soil protozoa in Bulgaria. *Izv Zool Ins Sof*, 1965, 18:199~233.
- [32] Darbyshire J F, Greaveas M P. Protozoa and bacteria in the rhizosphere of *Sinapis alba* L., *Trifolium repens* L. and *Lolium perenne* L. *Can J Microbiol*, 1967, 13:1 057~1 068.
- [33] Singh B N. Culturing soil protozoa and estimating their numbers in soil. In: Kevan D K McE, ed. *Soil Zoology*. London: Butterworths Scientific Publications, 1955, 403~411.
- [34] Brandy N C. *The Nature and Properties of Soils* (Eight edition). New York: Macmillan, 1974.
- [35] 宁应之,沈韞芬.中国典型地带土壤原生动物食性的观察.动物学研究,1998,19(5):397~400.