

乐安河-鄱阳湖段湿地表土重金属污染风险及水生植物群落多样性评价

简敏菲^{1,2}①, 徐鹏飞¹, 熊建秋¹, 陈朴青³, 李玲玉¹ (1. 江西师范大学生命科学院/江西省亚热带植物资源保护与利用重点实验室, 江西 南昌 330022; 2. 江西师范大学鄱阳湖生态与流域研究教育部重点实验室, 江西 南昌 330022; 3. 江西师范大学理化测试中心, 江西 南昌 330022)

摘要: 以鄱阳湖重要支流饶河-乐安河段及其入鄱阳湖口的典型湿地作为研究区, 采用单因子污染指数法、地累积指数法、内梅罗综合污染指数法和潜在生态危害指数法评价湿地表土重金属 Cu、Pb 和 Cd 的污染风险, 分析比较不同评价方法的优缺点, 并结合各样地水生植物群落的调查结果, 分析水生植物群落物种多样性与底质重金属污染的相关性。结果表明, 乐安河-鄱阳湖段湿地表土重金属污染以 Cu 污染为主, Pb 和 Cd 污染程度相对较弱, Cu 污染的主要来源为铜矿开采区汇入大坞河的酸性重金属废水。4 种评价方法对乐安河段上游受矿区酸性废水污染较严重的 6 个样点的评价结果表现出一致性, 均为极度污染; 而对重金属污染相对较弱区域的评价结果则出现微弱差异, 总体表现为自乐安河中游至下游, 各样点重金属污染的生态风险等级逐渐降低。4 种评价方法中潜在生态危害法的评价结果较为客观。各样点水生植物群落物种多样性与综合潜在生态危害指数、Cu 的单项潜在生态危害指数呈显著负相关。

关键词: 鄱阳湖; 乐安河; 表土; 重金属污染; 植物多样性; 评价方法

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2013)04-0415-07

Risk of Heavy Metal Pollution in Surface Soil and Diversity of Aquatic Plant Communities in the Le'an River-Poyang Lake Wetland. JIAN Min-fei^{1,2}, XU Peng-fei¹, XIONG Jian-qiu¹, CHEN Pu-qing³, LI Ling-yu¹ (1. College of Life Science, Jiangxi Normal University/ Jiangxi Provincial Key Laboratory of Protection and Utilization of Subtropical Plant Resources, Nanchang 330022, China; 2. Key Laboratory of Poyang Lake Wetland and Watershed Research of Ministry of Education, Jiangxi Normal University, Nanchang 330022, China; 3. Centre of Physical and Chemical Inspection, Jiangxi Normal University, Nanchang 330022, China)

Abstract: The typical wetland at the estuaries of the Le'an River and Raohe River to the Poyang Lake was selected as a subject for the study on methods for risk assessment of heavy metals (Cu, Pb and Cd) pollution of surface soil of the wetland. Four different methods, i.e. the single factor index method, the geo-accumulation index method, the Nemeru comprehensive pollution index method and the potential ecological hazard index method, were used and compared for merits and shortcomings. Correlations between diversity of aquatic plant communities and heavy metal pollution of the surface soil were also analyzed by taking into account results of the investigations of aquatic plant communities in various sampling sites. It was found that the surface soil of the wetland was polluted mainly by copper and much less by lead and cadmium. The pollutant of Cu came mainly with the acid heavy metal-containing wastewater discharged through the Dawu River from the copper minings. The four methods were used to evaluate the 6 sampling sites exposed seriously to pollution of the acid heavy metal wastewater from the copper minings in the upstreams of the Le'an River and yielded similar conclusions, i.e. extremely polluted. But they differed slightly in conclusion when used to evaluate sampling sites not so severely polluted. Generally speaking, the sampling sites along the Le'an River decreased in ecological risk of the heavy metal pollution with their locations from the mid-streams to the down-streams. Results of the four methods were quite objective. Significant negative relationships were observed of the diversity of aquatic plant communities with the integrated potential ecological risk index of heavy metal pollution in the surface soil and the single-factor potential ecological risk index of copper in various sampling sites.

收稿日期: 2012-12-05

基金项目: 国家自然科学基金(41063003, 41161035); “十二五”国家科技支撑计划(2011BAC13B02); 江西省科协 2011 年度“远航工程”项目

① 通信作者 E-mail: jianminfei0914@163.com

Key words: Poyang Lake; Le'an River; surface soil; heavy metal pollution; plant species diversity; evaluation method

鄱阳湖是中国第1大淡水湖,鄱阳湖流域是赣江、抚河、信江、饶河和修水5大河流集水范围的总称^{[1]7-8}。鄱阳湖是其流域内陆源物质的受体,同时也是流域内农业灌溉、工业及生活用水的重要来源^[2]。近年来,随着鄱阳湖流域有色矿产资源的开发,尤其是铜矿的开发与利用,重金属酸性废水不断汇入鄱阳湖,流域内重金属污染负荷日益增加,对流域生态环境和人体健康已构成潜在危害^[3-5]。

现有的理化分析手段能对重金属污染物进行准确、定量的监测分析,但单一的理化分析难以反映重金属污染物对生态环境及生物体的综合效应^[6],生物及其生存环境具有统一性和协同进化性。因此,综合利用生物指标对水土环境的现状与动态进行评价,可以减少理化监测中的偶然性,并克服其缺乏连续性的弊端^[7],同时生物监测也能直接判断复杂环境中多种重金属污染物并存的潜在危害及其实际毒性,真实反映环境污染物对生物的危害程度^[8-11]。因此,运用理化监测指标结合生物监测对底质重金属污染进行评价,能够从不同层次分析污染危害程度,为环境评价、污染预报和污染物生态风险评价提供依据。

选择乐安河-鄱阳湖段典型湿地作为研究区,在以往相关研究^[12-14]的基础上,重点选择研究区铜矿开采中较突出的重金属污染元素Cu、Pb和Cd为研究对象,采用单因子指数法、地累积指数法、综合污染指数法和潜在生态危害法4种评价方法对湿地表土重金属污染进行评价,并研究湿地表土重金属污染与大型水生植物群落多样性的相关性,以期从不同角度全面了解乐安河水土环境中的污染现状及其变化趋势,研究结果可为乐安河流域重金属污染的综合防治提供指导,并为河流湿地大型水生植物及其群落多样性对湿地环境的指示评价作用研究积累基础资料。

1 研究区概况

研究区地处鄱阳湖5大水系之一的饶河一带,地理坐标为 $28^{\circ}55'41''\sim 29^{\circ}1'21''$ N, $116^{\circ}29'35''\sim 117^{\circ}48'24''$ E,流域海拔高度为12~57 m。乐安河发源于婺源县东北部的五龙山脉西南麓,全长279 km,流域面积8 456 km²。乐安河与昌江汇合后称为饶河,饶河干流全长仅40 km。乐安河流域属亚热带季风气候区,气候温和,雨量充沛,年平均气温为16.2~19.7℃,年平均无霜期为246~304 d,年平

均日照时数为1 760~2 105 h,年均降水量为1 570 mm。乐安河在德兴县以上为上游,乐平县境内为中游,鄱阳县境内以下为下游。上游流经山区,两岸多金、铜、铝、锌和硫磺等矿产,中、下游受矿产资源开发影响,水体污染严重。汇入乐安河的主要支流有番溪水、安殷河、槎溪河、建节水、铁罗山水、洎水河和大坞河等。其中,大坞河起源于山泉,流经德兴铜矿,全长14 km^[15]。大坞河的主要污染源是德兴铜矿废石场产生的矿山酸性废水及选矿厂排放的碱性废水,酸性废水中含大量的铁、硫及各种金属,颜色呈棕色,pH值为2~3,碱性废水含有高浓度的悬浮尾矿砂,颜色呈灰色,pH值为10左右。大坞河沿程流入的各种废水总量占河水流量的10%,导致河水严重污染,基本上已成为一条污水排放沟。

2 材料与方法

2.1 样品来源及采样方法

采用系统取样方法^[16],于2012年4月(鄱阳湖平水期,恰逢植物萌生旺盛期),实地调查各采样点的河滩湿地植被并采集湿地洲滩0~10 cm深度的表土。采样点的布设兼顾乐安河上游各对照点及其上、中、下游各河段,入鄱阳湖口及主要污染源所在区域的支流。采样点均采用GPS定位,共设置13个样点,其中乐安河自上、中、下游至鄱阳湖入湖口的各样点分别为海口镇新桥弃渡口(T1)、上沽口(T2)、下沽口(T3)、香屯水文站(T4)、接渡大桥(T5)、乐平大桥(T6)、清家湾(T7)、胡家厂(T8)和龙口入湖段(T9),大坞河段的采样点分别为大坞河的末端沽口(D1,与下沽口相邻,汇入乐安河下沽口)、泗洲镇德兴铜矿生活区(D2)、德兴铜矿中学(D3)和铜矿生产区(D4),各样点位置如图1所示。

采用样方法在以上每个样点的洲滩上分别设置3个10 m×10 m的标准平行样方,在每个平行样方中分别采用五点法设置5个1 m×1 m的样方框,以调查大型水生植物的种类、盖度和高度等指标^[16];分别采集5个样方框中的表土充分混合成1个土样,每个10 m×10 m的标准样方中各采集1个混合土样,每个样点共3个平行混合土样,13个样点中共采得39个土壤样品,分别装入聚乙烯封口袋中带回实验室,按文献^[17]中的土壤预处理方法进行预处理,剔除石子、贝壳和植物根系等杂物后,自然风干、磨碎,过0.15 mm孔径尼龙筛并再次去除杂物,缩分后密封保存,待微波消解处理备用。

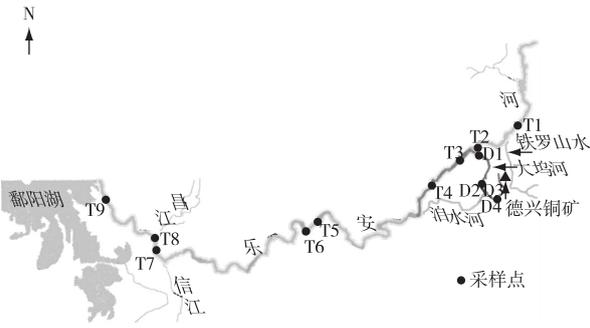


图1 乐安河-鄱阳湖段采样点位置示意

Fig. 1 Location of the sampling sites in the study area of Le'an River-Poyang Lake section

2.2 样品消解与测定方法

应用上海新仪 MDS-8G 型多通量密闭微波化学工作站消解土壤样品, 每个土壤样品称取 0.5 g, 采用 HNO₃-HCl-H₂O₂ 三酸消解体系 (6 mL *w* 为 65% 的 HNO₃, 3 mL *w* 为 36% 的 HCl 和 0.25 mL *w* 为 30% 的 H₂O₂), 并按等温梯度设置控制条件进行消解, 消解结束待冷却后过滤, 并用超纯水 (Nico, LT-RF20) 定容, 对于 39 个土壤样品分别重复 3 次, 作平行样消解处理后, 采用美国 varian 公司的 AA-240Z 型原子石墨炉分光光度计测定 Cu、Pb 和 Cd 含量。

所用试剂均为优级纯, 重金属分析测试过程中均用 GSS-3 标准参考土样进行全程质量控制, 并对样品进行多次重复测试^[18]。根据标样给出的重金属元素参考值以及该元素的实测值计算回收率, 得到 Cu、Pb 和 Cd 的回收率分别为 98.5%、96.4% 和 97.6%。

3 结果与分析

3.1 湿地表土中重金属含量分析

乐安河-鄱阳湖段湿地表土重金属含量见表 1。由表 1 可知, 乐安河最上游 T1 样点的洲滩表土中 Cu、Pb 和 Cd 含量均较低; 而乐安河上游支流大坞河直接接纳德兴铜矿的重金属酸性废水, 故 Cu 含量远高于 Pb 和 Cd 含量, 随着大坞河水汇入乐安河, T3 样点 Cu 含量比汇合前 T2 样点明显上升, 而 Pb 和 Cd 含量差异不明显; 乐安河中、下游自 T3 至 T9 样点 Cu 含量总体呈降低趋势, 而 Pb 含量总体呈上升趋势, 下游 T7、T8 和 T9 样点 Pb 含量显著高于乐安河中、上游及支流大坞河 ($P < 0.05$), 乐安河中游 T4、T5 和 T6 样点 Cd 含量显著高于乐安河其余河段及大坞河 ($P < 0.05$), 表明沿途不同重金属的污

染来源存在一定差异。

表 1 乐安河-鄱阳湖段湿地表土重金属含量

Table 1 Contents of the heavy metals in the surface soil of the Le'an River-Poyang Lake Wetland mg · kg⁻¹

样点	Cu	Pb	Cd
T1	15.02±0.58 ^a	3.16±0.17 ^a	0.02±0.00 ^a
T2	127.54±2.47 ^b	11.70±0.89 ^{ce}	0.51±0.07 ^c
T3	735.44±56.45 ^{ef}	6.04±0.46 ^{ab}	0.36±0.04 ^{bc}
T4	311.80±19.07 ^c	11.36±1.14 ^{ce}	1.34±0.15 ^f
T5	130.58±10.25 ^b	9.48±0.57 ^{bce}	3.79±0.24 ^g
T6	30.72±2.50 ^a	5.04±1.66 ^{ab}	1.15±0.08 ^e
T7	54.38±3.52 ^a	33.72±4.34 ^f	0.92±0.01 ^d
T8	43.97±1.55 ^a	31.52±6.61 ^f	0.27±0.03 ^b
T9	28.91±4.66 ^a	35.76±3.76 ^f	0.29±0.10 ^b
D1	774.79±41.35 ^f	14.50±4.18 ^e	0.33±0.03 ^{bc}
D2	556.98±14.98 ^d	8.66±0.36 ^{bc}	0.37±0.11 ^{bc}
D3	717.13±66.22 ^e	7.59±0.94 ^{abc}	0.22±0.05 ^b
D4	531.00±10.50 ^d	6.61±0.45 ^{abc}	0.24±0.01 ^b

T1~T9 依次为乐安河段上游至下游各样点, D1~D4 依次为大坞河段上游至下游各样点, 各样点具体位置见图 1。同列数据后英文小写字母不同表示各样点间某指标差异显著 ($P < 0.05$)。

3.2 湿地表土重金属污染风险评价

3.2.1 评价方法

(1) 单因子污染指数法

单因子污染指数法计算公式^[19]为

$$P_i = C_i / S_i \quad (1)$$

式(1)中, P_i 为污染物 i 的单因子污染指数; C_i 为污染物 i 的实测含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; S_i 为污染物 i 的评价标准值, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 各元素评价标准^{[20]84-85}见表 2。

表 2 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》中的污染分级标准

Table 2 Criteria for grading of pollution in GB 15618-1995 "Standard for Soil Environment Quality" mg · kg⁻¹

污染分级	Cu	Pb	Cd
轻度污染	≤35	≤35	≤0.30
中度污染	>35~100	>35~250	>0.30~0.75
重度污染	>100~400	>250~500	>0.75~1.00
极度污染	>400	>500	>1.00

(2) 地累积指数法

地累积指数法能比较直观地反应外源重金属在底泥中的累积程度^[21], 近年来被广泛应用于水体沉积物的重金属污染评价^[14, 18, 22-23], 其公式为

$$I_{geo} = \log_2 C_i / (K \cdot \beta_i) \quad (2)$$

式(2)中, I_{geo} 为地累积指数; C_i 为重金属 i 的实测含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; β_i 为重金属 i 的参比值, 其取值为研究区该种重金属的地球化学平均背景值^[2, 14, 18], 该研

究区 Cu、Pb 和 Cd 的背景值分别为 4.75、12.50 和 0.75 mg · kg⁻¹ [1]187-188; K 为考虑到造岩运动可能引起背景值波动而设定的常数,一般取值 1.5。地累积指数分级标准 [18] 见表 3。

表 3 重金属污染指数分级标准

Table 3 Criteria for grading of heavy metal pollution indices

污染等级	I_{geo}	P_i	I_R
未污染	≤0	≤1	≤20
轻度污染	>0~1	>1~2	>20~80
偏中度污染	>1~2	>2~3	—
中度污染	>2~3	>3~4	>80~160
偏重度污染	>3~4	>4~5	—
重度污染	>4~5	>5~6	>160~240
极度污染	>5	>6	>240

I_{geo} 为地累积指数; P_i 为内梅罗综合污染指数; I_R 为潜在生态危害指数。

(3) 内梅罗综合污染指数法

内梅罗综合污染指数法是一种兼顾单一元素污染指数平均值和极值的环境污染评价指数 [24-25], 其表达式为

$$P_i = \sqrt{\frac{(C_i/S_i)_{av}^2 + (C_i/S_i)_{max}^2}{2}} \quad (3)$$

式(3)中, P_i 为评价区沉积物的重金属污染指数; C_i 为重金属 i 的实测含量, mg · kg⁻¹; S_i 为重金属 i 的评价标准值, mg · kg⁻¹; $(C_i/S_i)_{av}$ 为监测点土壤重金属元素单项污染指数的平均值; $(C_i/S_i)_{max}$ 为监测点土壤重金属单项污染指数的最大值。内梅罗综合污染指数 P_i 分级标准 [20]85-86 见表 3。

(4) 潜在生态危害指数法

潜在生态危害指数法可定量分析单一污染和多因素综合污染的潜在生态风险程度 [26-27], 其计算公式为

$$I_R = \sum_{i=1}^n E_r^i, \quad (4)$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i, \quad (5)$$

$$C_f^i = C_s^i / C_n^i. \quad (6)$$

式(4)~(6)中, I_R 为沉积物重金属污染的潜在生态危害指数; E_r^i 为重金属 i 的潜在生态风险单项系数; T_r^i 为重金属 i 的毒性相应系数, Cu 和 Pb 取值 5, Cd 取值 30; C_f^i 为重金属 i 的富集系数; C_s^i 为重金属 i 的实测含量, mg · kg⁻¹; C_n^i 为底质背景参考值, mg · kg⁻¹。潜在生态危害指数的分级标准 [18, 22] 见表 3。

3.2.2 评价结果

单因子污染指数法和地累积指数法以单一重

金属污染中最严重的重金属元素污染程度作为综合污染评价结果;内梅罗污染指数法和潜在生态危害指数法均以多种重金属的综合污染程度作为综合污染评价结果。4种评价方法均以单因子污染指数为基础,因此具有一定的可比性。表 4~5 表明,4种方法的评价结果总体呈现出一致性,但也存在细微差别。对于重金属污染相对严重的区域,4种方法的评价结果较为一致,如 T3、T4、D1、D2、D3 和 D4 这 6 个样点的评价结果均为极度污染,这些样点分别代表了受大坞河酸性重金属污染废水影响较严重的区域。D1、D2、D3 和 D4 样点位于大坞河两岸,其表土主要由重金属沉积物组成;T3 和 T4 样点位于大坞河水汇入乐安河后的邻近区域,其洲滩表土污染为大坞河携带的重金属污染物沉积所致。而对于乐安河段其他 6 个样点,4种方法对同一样点的评价结果表现出微弱差异,但总体来看评价结果存在一致性。以最上游的海口镇所在样点(T1)为例,4种方法的评价结果均表明,与其他样点相比,该区域的污染风险等级最低,反映出乐安河上游区域湿地表土受重金属污染的风险较小。位于乐安河中、下游的其他样点由于接纳大坞河水汇入,湿地表土重金属污染的风险等级存在一定差异,自中游到下游各样点重金属污染风险等级总体呈降低趋势,这主要是因为水体悬浮物中的重金属污染物随着水流中的沉积物逐渐沉降,至下游区域呈现出衰减趋势。

分析以上不同评价方法产生差异的主要原因为:单因子污染指数法以最差指标所属类别作为污染级别,评价结论相对较保守;地累积指数法偏重于单项污染级别,没有考虑生物有效性及各种重金属综合作用的影响;内梅罗综合指数法过分突出重金属单项污染指数最大值的贡献,使得评价指数偏高;潜在生态危害法综合考虑了生物有效性,能反映各种重金属污染的综合影响,而地累积指数法和内梅罗综合指数法对所有样点的污染风险评价级别大都比潜在生态危害法低 1 级。

例如, T9 样点 Cu 含量低于 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》中的一级标准值, Pb 含量接近一级标准值, Cd 含量稍高于一级标准值,但远低于鄱阳湖底泥背景值,潜在生态危害法将其评价为轻度污染较为合理; T2 样点 Cu 含量接近二级标准值, Pb 与 Cd 含量均低于鄱阳湖底泥背景值,内梅罗综合指数法的评价结果(极度污染)明显不合理,而潜在生态危害法的评价结果(中度污染)较为合理。因此,对于乐安河-鄱阳湖段底质重金属污染评价,

潜在生态危害法比单因子污染指数法、地累积指数法和综合污染指数法更为客观。

表4 乐安河-鄱阳湖段各样点表土重金属单项污染风险评价结果

Table 4 Single-factor heavy metal pollution risk assessment of the surface soils at various sampling sites in the Le'an River-Poyang Lake section

样点	单因子污染指数法评价结果 ¹⁾	Cu			Pb			Cd		
		I_{geo}	P_i	I_R	I_{geo}	P_i	I_R	I_{geo}	P_i	I_R
T1	轻度污染	1.08	3.16	15.81	-2.57	0.25	1.26	-5.42	0.04	1.05
T2	重度污染	4.16	26.85	134.25	-0.68	0.94	4.68	-1.13	0.69	20.63
T3	极度污染	6.69	154.83	774.14	-1.64	0.48	2.41	-1.61	0.49	14.76
T4	极度污染	5.45	65.64	328.21	-0.72	0.91	4.54	0.25	1.79	53.68
T5	极度污染	4.20	27.49	137.45	-0.98	0.76	3.79	1.75	5.06	151.66
T6	极度污染	2.11	6.47	32.33	-1.89	0.40	2.02	0.04	1.54	46.25
T7	重度污染	2.93	11.45	57.24	0.85	2.70	13.49	-0.28	1.23	37.01
T8	中度污染	2.63	9.26	46.28	0.75	2.52	12.61	-2.02	0.37	11.08
T9	中度污染	2.02	6.09	30.44	0.93	2.86	14.31	-1.94	0.39	11.75
D1	极度污染	6.77	163.11	815.57	-0.37	1.16	5.80	-1.74	0.45	13.44
D2	极度污染	6.29	117.26	586.29	-1.11	0.69	3.47	-1.58	0.50	15.03
D3	极度污染	6.65	150.97	754.87	-1.31	0.61	3.03	-2.33	0.30	8.96
D4	极度污染	6.22	112.00	560.00	-1.50	0.53	2.66	-2.18	0.33	9.96

I_{geo} 为地累积指数; P_i 为单因子污染指数; I_R 为潜在生态危害指数。T1~T9依次为乐安河段上游至下游各样点, D1~D4依次为大坞河段上游至下游各样点, 各样点具体位置见图1。1)以单一重金属污染中最严重的Cu污染程度作为综合污染评价结果。

表5 乐安河-鄱阳湖段各样点表土重金属综合污染风险评价结果

Table 5 Integrated heavy metal pollution risk assessment of the surface soils at various sampling sites in Le'an River-Poyang Lake section

样点	地累积指数法	内梅罗污染指数法	潜在生态危害指数法
T1	轻度污染(1.08)	偏中度污染(2.38)	未污染(18.12)
T2	重度污染(4.16)	极度污染(23.68)	中度污染(159.56)
T3	极度污染(6.69)	极度污染(115.48)	极度污染(791.31)
T4	极度污染(5.45)	极度污染(47.73)	极度污染(386.44)
T5	重度污染(4.20)	极度污染(20.96)	极度污染(292.90)
T6	中度污染(2.11)	偏重度污染(4.98)	中度污染(80.60)
T7	中度污染(2.93)	极度污染(8.87)	中度污染(107.73)
T8	中度污染(2.63)	极度污染(7.14)	轻度污染(69.97)
T9	中度污染(2.02)	偏重度污染(4.83)	轻度污染(56.49)
D1	极度污染(6.77)	极度污染(121.70)	极度污染(834.80)
D2	极度污染(6.29)	极度污染(87.49)	极度污染(604.78)
D3	极度污染(6.65)	极度污染(112.60)	极度污染(766.86)
D4	极度污染(6.22)	极度污染(83.54)	极度污染(572.62)

T1~T9依次为乐安河段上游至下游各样点, D1~D4依次为大坞河段上游至下游各样点, 各样点具体位置见图1。括号内数据为具体指数值。

3.3 乐安河-鄱阳湖段大型水生植物物种多样性评价

3.3.1 评价方法

采用Shannon-Wiener多样性指数评价研究区各样点水生植物群落的多样性^[28], 其计算公式为

$$H = - \sum_{i=1}^n (n_i/N) \lg(n_i/N) \quad (7)$$

式(7)中, H 为Shannon-Wiener多样性指数; n_i 为样

方中第*i*种水生植物的个体数; N 为样方中水生植物个体总数。

3.3.2 评价结果

物种多样性指数是植物群落结构及生物多样性的一个重要参数, 它能反映各组成群落物种对生境中资源的利用能力和适应能力, 同时也能客观地反映群落物种数量及结构特征变化。由图2可知, 乐安河段上游具有较高的物种丰富度, 而中、下游的物种丰富度总体低于上游(T3样点除外)。上游段主要优势物种为藨草(*Phalaris arundinacea*)、活血丹(*Glechoma longituba*)、水芹(*Oenanthe javanica*)和狗牙根(*Cynodon dactylon*)等, 中游段主要优势物种为藨草、羊蹄(*Rumex japonicus*)、水蓼(*Polygonum hydropiper*)、香附子(*Cyperus rotundus*)和蓼子草(*Polygonum Criopolltarm*)等, 下游段主要优势物种有灰化苔草(*Carex cinerascens*)、翼果苔草(*Carex neurocarpa*)、藨草、裸柱菊(*Soliva anthemifolia*)、羊蹄和狗牙根等, 受纳重金属酸性废水的重要支流大坞河的优势物种有藨草、狗牙根、五节芒(*Miscanthus floridulu*)和紫花地丁(*Viola philippica*)等。沉水植物主要分布于最上游的海口镇和饶河入鄱阳湖的龙口, 其主要优势物种分别为苦草(*Vallisneria natans*)、马来眼子菜(*Potamogeton malaianus*)、金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)和菹草(*Potamogeton crispus*)等。

由图2可知, 不同样点的物种多样性指数差异较明显, 且出现了明显拐点。乐安河沿岸各样点以

最上游的海口镇(T1)物种多样性指数最高,该区域也是重金属污染风险等级最轻的区域;大坞河汇入乐安河后的下沽口(T3)物种多样性指数最低,现场观测该区域洲滩几乎为荒芜状态,仅偶见一些零星的莎草科枯萎植物,以香附子等物种为主,而该区域重金属污染风险等级为极度污染,反映出受重金

属污染影响严重的区域物种多样性也较低;乐安河段中下游各样点物种多样性指数差异相对较小,总体维持在一个较稳定的区间。而大坞河段上游沽口(D1)物种多样性指数最低,该区域土壤重金属污染风险等级亦为极度污染。

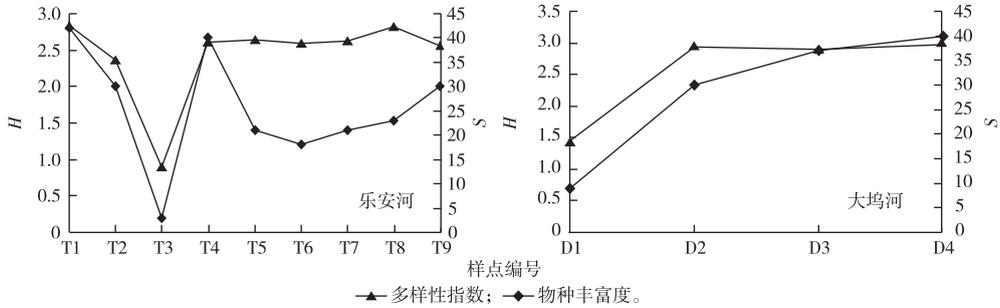


图2 乐安河-鄱阳湖段各样点 Shannon-Wiener 多样性指数(H)及物种丰富度(S)变化
Fig. 2 Shannon-Wiener diversity index(H) and species richness(S) in different sampling sites

3.4 湿地土壤重金属污染与水生植物群落多样性的相关性

因潜在生态危害法的评价结果较为客观,故选择潜在生态危害指数与 Shannon-Wiener 多样性指数进行相关性分析,结果见表6。由表6可知,物种多样性指数与综合潜在生态危害指数的相关系数在 $\alpha=0.05$ 水平呈显著负相关,与 Cu 的单项潜在生态危害指数在 $\alpha=0.01$ 水平呈显著负相关;而 Pb 和 Cd 的单项潜在生态危害指数与物种多样性指数相关性不显著。反映出研究区内 Cu 污染是沿岸湿地大型水生植物群落多样性的关键影响因子,Cu 污染加剧可能是引起乐安河-鄱阳湖段植物群落物种多样性降低的关键因素。

表6 物种多样性指数和潜在生态危害指数的相关系数
Table 6 Relationship between Shannon-Wiener diversity index and potential ecological hazard index

项目	H	I_R	$I_{R,Cu}$	$I_{R,Pb}$
I_R	-0.561*			
$I_{R,Cu}$	-0.583*	0.993**		
$I_{R,Pb}$	0.077	-0.430	-0.418	
$I_{R,Cd}$	0.310	-0.149	-0.266	-0.098

H 为 Shannon-Wiener 多样性指数; I_R 为综合潜在生态危害指数; $I_{R,Cu}$ 、 $I_{R,Pb}$ 和 $I_{R,Cd}$ 分别为 Cu、Pb 和 Cd 的单项潜在生态危害指数。
* 表示 $P<0.05$; ** 表示 $P<0.01$ 。

4 结论

乐安河-鄱阳湖段湿地表土重金属污染以 Cu

污染为主,Pb 和 Cd 污染程度相对较弱,Cu 污染的主要来源为铜矿开采区汇入大坞河的酸性重金属废水。采用4种评价方法对乐安河-鄱阳湖段各典型湿地区域土壤重金属污染风险的评价结果总体表现出基本一致性,其中潜在生态危害指数法的评价结果更客观。该方法的评价结果表明,乐安河最上游海口镇所在区域的重金属污染风险等级最低,基本为未污染,而整个流域中土壤重金属污染较严重的区域主要集中在大坞河沿程以及大坞河汇入乐安河后的下游邻近区域,这部分区域大多为极度污染,而乐安河中、下游其余区域的重金属污染风险等级则随水流方向呈现逐渐衰减趋势,表现为中度至轻度污染。

乐安河-鄱阳湖段各样点植物群落的物种多样性指数分别与综合潜在生态危害指数、Cu 的单项生态危害指数呈显著负相关,而与 Pb 和 Cd 的单项生态危害指数相关性不显著,反映出 Cu 污染加剧是引起乐安河-鄱阳湖段植物群落多样性降低的关键因素。

参考文献:

[1] 《鄱阳湖研究》编委会.鄱阳湖研究[M].上海:上海科学技术出版社,1988.
[2] 李鸣,刘琪璟.鄱阳湖水体和底泥重金属污染特征与评价[J].南昌大学学报:理科版,2010,34(5):486-494.
[3] 崔丽娟,张曼胤.鄱阳湖与长江交汇区陆域重金属含量研究[J].林业科学研究,2006,19(3):307-310.
[4] 万金保,闫伟伟,谢婷.鄱阳湖流域乐安河重金属污染水平[J].

- 湖泊科学,2007,19(4):421-427.
- [5] 刘文新,栾兆坤,汤鸿霄.乐安江沉积物中金属污染的潜在生态风险评价[J].生态学报,1999,19(2):206-211.
- [6] 李江平,李雯.指示生物及其在环境保护中的应用[J].云南环境科学,2001,20(1):51-54.
- [7] 赵怡冰,许武德,郭宇欣.生物的指示作用与水环境[J].水资源保护,2002(2):11-16.
- [8] RAINBOW P S, WOLOWICZM, FLALKOWSKI W, *et al.* Biomonitoring of Trace Metals in the Gulf of Gdansk, Using Mussels (*Mytilus trossulus*) and Barnacles (*Balanus improvisus*) [J]. Water Research, 2000, 34(6):1823-1829.
- [9] SOUCEK D J, SCHMIDT S, CHERRY D S. In Situ Studies With Asian Clams (*Corbicula fluminea*) Detect Acid Mine Drainage and Nutrient Inputs in Low-Order Streams [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2001, 58(3):602-608.
- [10] FRAYSSE B, BAUDIN J P, LAPLACE J G, *et al.* Effects of Cd and Zn Waterborne Exposure on the Uptake and Depuration of ⁵⁷Co, ¹¹⁰Ag and Cs by the Asian Clam (*Corbicula fluminea*) and the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) Whole Organism Study [J]. Environmental Pollution, 2002, 118(4):297-306.
- [11] 凯恩斯 J. 水污染的生物监测[M]. 曹凤中, 于亚平, 译. 北京: 中国环境科学出版社, 1989:25-32.
- [12] 简敏菲, 游海, 倪才英. 鄱阳湖饶河段重金属污染水平与迁移特性[J]. 湖泊科学, 2006, 18(2):127-133.
- [13] 曾凡萍, 肖化云, 周文斌. 乐安江河水和沉积物中 Cu, Pb, Zn 的时空变化特征及来源分析[J]. 环境科学研究, 2007, 20(6):14-20.
- [14] 弓晓峰, 陈春丽, 周文斌, 等. 鄱阳湖底泥中重金属污染现状评价[J]. 环境科学, 2006, 27(4):732-736.
- [15] 陈春丽. 乐安河流域及鄱阳湖沉积物中金属元素的微波消解-ICP-AES 测定与评价研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2007.
- [16] 方精云, 王襄平, 沈泽昊. 植物群落清查的主要内容、方法和技术规范[J]. 生物多样性, 2009, 17(6):533-548.
- [17] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 2版. 北京: 中国农业出版社, 2000:19-27.
- [18] 马婷, 赵大勇, 曾巾, 等. 南京主要湖泊表层沉积物中重金属污染潜在生态风险评价[J]. 生态与农村环境学报, 2011, 27(6):37-42.
- [19] 马成玲, 周健民, 王火焰, 等. 农田土壤重金属污染评价方法研究: 以长江三角洲典型县级市常熟市为例[J]. 生态与农村环境学报, 2006, 22(1):48-53.
- [20] 夏家洪. 土壤环境质量标准详解[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1996.
- [21] MULLER G. Index of Geo-Accumulation in Surface Soils of the Rhine River [J]. Geochemical Journal, 1969, 2(3):108-118.
- [22] 王金保, 王建永, 吴丹. 乐安河沉积物重金属污染现状评价[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(11):130-133.
- [23] 李娟娟, 马金涛, 楚秀娟, 等. 应用地积累指数法和富集因子法对铜矿区土壤重金属污染的安全评价[J]. 中国安全科学学报, 2006, 16(12):135-139.
- [24] 李祚泳, 丁晶, 彭荔红. 环境质量评价原理与方法[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004:19-20.
- [25] 简敏菲, 游海, 倪才英. 鄱阳湖饶河入湖段底泥中重金属的污染特性[J]. 江西师范大学学报: 自然科学版, 2005, 29(4):363-366.
- [26] HAKANSON L. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sediment Ecological Approach [J]. Water Research, 1980, 14(8):975-1001.
- [27] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2):112-115.
- [28] 马克平, 黄建辉, 于顺利, 等. 北京东灵山地区植物群落多样性的研究 II: 丰富度、均匀度和多样性指数[J]. 生态学报, 1995, 15(3):268-277.

作者简介: 简敏菲(1969—), 女, 江西高安人, 教授, 博士, 主要从事鄱阳湖湿地生态过程与环境重金属污染研究。E-mail: jianminfei0914@163.com