

安庆湿地湖滨带土壤重金属含量特征及潜在生态风险评价

赵宽^{1,2}, 万昕¹, 郭展翅¹, 李明^{1,2}, 周葆华^{1,2}

(1. 安庆师范大学资源环境学院 安徽 安庆 246133;

2. 皖江流域水环境保护与污染控制安徽省教育厅重点实验室 安徽 安庆 246133)

摘要: 为了解安庆沿江湿地湖滨带土壤重金属污染状况, 保障区域水生态安全, 采集了破罡湖、菜子湖和武昌湖 3 个湖滨带的 75 个土壤样品, 利用电感耦合等离子体原子发射光谱仪分析测定了土壤样品 7 种重金属 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的总量和形态特征, 并利用地累积指数法和 Hankson 潜在生态风险指数法评价 3 个湖泊湖滨带土壤重金属的污染状况和生态风险。结果表明: 武昌湖湖滨带土壤的 As、Cd、Cr、Ni、Zn 的总量均显著高于菜子湖和破罡湖; 7 种重金属的形态特征差异较大, 武昌湖湖滨带土壤中的 Cd 和 As 的可交换态含量分别为 0.19 mg/kg 和 10.68 mg/kg, 其占比分别为 35.59% 和 46.28%, 其他元素都以残渣态为主; 地累积指数法和潜在生态风险指数法表明 Cd 的污染程度和潜在生态风险系数显著高于其他 6 种元素; 研究区湖滨带土壤整体重金属风险等级较低, 破罡湖、菜子湖和武昌湖的重金属潜在生态风险指数 RI 分别为 102.03、95.72 和 190.65, 破罡湖和菜子湖属于重金属轻度风险区域, 武昌湖属于重金属中度风险区域。研究区土壤 Cd 受人类活动影响较大, 湖滨带土壤中重金属主要受农业面源污染。

关键词: 湖滨带; 重金属; 形态特征; 生态风险

中图分类号: X131 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2021)04-0067-09

重金属是一类相对密度大于 5 g/cm³ 的元素, 土壤中常见的重金属有砷(As)、镉(Cd)、钴(Co)、铬(Cr)、铜(Cu)、汞(Hg)、镍(Ni)、铅(Pb)、锌(Zn)、锰(Mn)等 10 余种, 这些元素在较低浓度时可以促进植物的生长发育, 某些元素还是人体必需元素。环境保护部和国土资源部(2014)发布全国土壤污染状况调查公报表明, 全国有 19.4% 的耕地土壤受到不同因素和不同程度污染, 其中重金属污染最受关注, Cd、Hg 和 As 的点位超标率分别为 7.0%、1.6%、2.7%, 这些重金属主要来源于污水排放、矿山开采、金属冶炼、交通运输和农药化肥的过量使用等人为因素(陈卫平等, 2018; 陈雅丽等, 2019)。

重金属的生物毒性和生物富集能力较强, 其环境危害持续时间长, 具有较强的生态风险性, 这些特性不仅与它们的含量相关, 还与它们的形态相关(曾晓舵等, 2019)。Tessier 连续浸提法和欧盟标准物质局提出的 BCR 提取法是目前运用最广泛的重金属形态分析方法(Tessier et al. 1979; Gambrell,

1994; 周康民等, 2007)。Tessier 连续浸提法将重金属元素分为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机物结合态和残渣态 5 种形态; BCR 提取法将土壤中的重金属分为酸可溶态、可还原态、可氧化态与残渣态等 4 种形态。同时, 研究表明湿地水-沉积物环境中的重金属含量、形态特征等与 pH、土壤有机质(SOM)等土壤理化性质、植物种属类型等相关(徐明露等, 2015a; 罗松英等, 2019; 韩璐等, 2017)。因此, 研究重金属的含量特征和形态分布对于了解重金属来源、迁移规律和对生物的毒害作用等是十分必要的。

湖滨带是湖泊水位季节性变化形成的陆地生态系统和湖泊生态系统的交错带, 该区域的生产力和生物多样性较高, 是湖泊的一道天然屏障, 具有重要的生态和服务功能, 如消解和滞留污染物、稳固湖岸、净化水体、维持区域生物群落多样性等(Venkat-achalam et al 2005; 柴培宏等, 2010)。许多研究表明人类活动带来的重金属会通过湖滨带区域进入湿地水-沉积物环境中, 从而影响湿地水-沉积物环境中重金属的迁移转化特征, 使湿地生态系统面临着较大的环境压力, 带来一定的环境风险(李富等, 2019; 王志杰等, 2019)。目前大部分研究关注的是湿地水-沉积物环境中重金属含量特征, 而对湖滨带区域重金属特征及其生态风险评价研究报道较少,

收稿日期: 2020-07-27

基金项目: 国家自然科学基金项目(41907334); 安徽省自然科学基金项目(1908085QD149); 安徽省科技重大专项项目(17030701057)。

作者简介: 赵宽, 1986 年生, 男, 副教授, 博士, 主要从事环境生态学方面的研究。E-mail: zhaokuan@aqnu.edu.cn

仅有研究对滇池、洞庭湖湖滨带的重金属含量特征及其污染评价进行了研究报道(焦伟等,2010;吕殿青等,2014)。

有学者对安庆沿江湖泊湿地土壤和底泥重金属特征进行了研究,如陈书琴等(2011)研究表明破罡湖底泥中 Cu 和 Cr 的含量较高,其他几种重金属的污染程度较低;徐明露等(2015b)研究表明菜子湖周边退耕土壤重金属存在一定的累积,但是其污染程度都较低;刘祖发等(2018)研究表明龙感湖 Cd 含量均远高于其流域背景值和长江中下游的其他湖泊,这些研究对于安庆沿江湖泊湿地的生态系统安全提供了重要理论支撑,而对安庆沿江湖泊湿地湖滨带湿地土壤的重金属分布特征却鲜有报道。因此,本研究选取安庆市沿江湖泊湿地——破罡湖、菜子湖和武昌湖为研究对象,分析其湖滨带土壤中重金属含量及形态特征,利用地累积指数法和潜在生态风险指数法评价 3 个湖泊湖滨带土壤重金属污染状况和生态危害,以期对湖泊湿地科学有效管理、生态恢复和水产品安全评估提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 研究区域与采样点分布

安庆市沿江湖泊湿地安徽省级自然保护区位于长江中下游地区,该区域气候属亚热带季风湿润气候,年平均气温 15~17℃,多年平均降雨量 1 300~1 400 mm,夏季多雨高温,冬季天气干燥严寒(施葵初,2003)。破罡湖湖滨带分布有大量的沉水、挺水植物,其中以芦苇、光头稗、一年蓬等较为常见;菜子湖湖滨带典型植物有细叶薹草、长刺酸模、芦苇等;武昌湖湖滨带典型植物以野菰为主,还伴生有莲子草、秋角菱等(程中才,2015)。3 个湖泊的湖沼学参数如表 1(杨桂山,2019)。

表 1 破罡湖、菜子湖和武昌湖的湖沼学参数

Tab.1 Limnological parameters for Pogang, Caizi and Wuchang lakes

指标	破罡湖	菜子湖	武昌湖
面积/km ²	22.7	146.3	107.5
平均水深/m	2.76	6.54	3.94
最大水深/m	3.10	7.70	4.90
水位/m	12.50	14.50	14.50
湖泊补给系数	5.8	18.8	10.8
集水面积/km ²	346.0	3234.0	1083.7
蓄水量/m ³	0.62×10 ⁸	9.57×10 ⁸	4.23×10 ⁸

2019 年 7-8 月,采集安庆破罡湖、菜子湖和武昌湖典型湖滨带土壤样品,每个湖泊选取湖滨带典

型植物所在区域进行采样,同时考虑农业污染源和 水位波动、水深等水力学因素,综合确定 5 个采样区(图 1),破罡湖、菜子湖和武昌湖的 5 个采样区分别位于 30°36'~30°41' N, 117°07'~117°11' E、30°42'~30°47' N, 117°04'~117°09' E 和 30°14'~30°19' N, 116°43'~116°48' E。每个采样区设置 5 个小采样区(5 m×5 m),在小样区的正方形 4 个顶点和 1 个中心点共 5 个点采集 0~20 cm 表层土壤样品,将 5 个点土壤均匀混合后作为 1 个小采样区的混合土样,每个湖泊湖滨带采集 25 个混合土样,这些土样经自然风干,去除其中的石块和残根等杂质,研磨后过 100 目土壤筛后密封装入塑料袋备用。

1.2 土壤样品分析方法

采用电极电位法测定土壤 pH,重铬酸钾-外加热法测定土壤有机质(SOM)含量(鲍士旦,2000)。

准确称取 0.1000 g 上述风干、过筛后的土样,在聚四氟乙烯锅内用 HNO₃-HClO₄-HF 高温消解后,利用电感耦合等离子发射光谱仪(Thermo Fisher Scientific ICAP6300)测定土壤样品中的砷(As)、镉(Cd)、铬(Cr)、铜(Cu)、镍(Ni)、铅(Pb)和锌(Zn)等 7 种重金属元素的全量。测定过程采用标准土壤样品(GSF-3 和 GSS-5)、平行样以及空白样进行质量控制。

重金属各化学形态分析采用 Tessier 五步连续提取法。准确称取 0.1 g 土样,首先加入 8 mL 1 mol/L MgCl₂ 溶液(pH 为 7.0),室温下连续振荡 1 h 后离心,上清液即为可交换态(EXC);然后向离心后的土样残渣中加入 8 mL 1 mol/L NaOAc 溶液(用 HAc 调节 pH 为 5.0),室温下连续振荡 5 h 后离心,上清液即为碳酸盐结合态(CARB);第三,向离心后的土样残渣中加入 20 mL 0.04 mol/L NH₂OH·HCl(含 25% 乙酸),在 96℃ 恒温断续振荡 6 h 后离心,上清液即为铁锰氧化物结合态(RED);第四,向离心后的土样残渣中加入 3 mL 0.02 mol/L HNO₃ 和 5 mL 30% H₂O₂ 在 85℃ 恒温断续震荡 2 h,再加入 3 mL 30% H₂O₂ 在 85℃ 恒温断续震荡 3 h,最后加入 5 mL 3.2 mol/L NH₄OAc(20% HNO₃),室温下连续振荡 0.5 h 后离心,上清液即为有机态(OM);最后,向离心后的土样残渣中加入 HNO₃+HClO₄+HF 的混酸消煮溶液消化后,即可得到残渣态(RES)。

利用电感耦合等离子发射光谱仪(Thermo Fisher Scientific ICAP6300)测定 7 种重金属元素的 5 种形态。

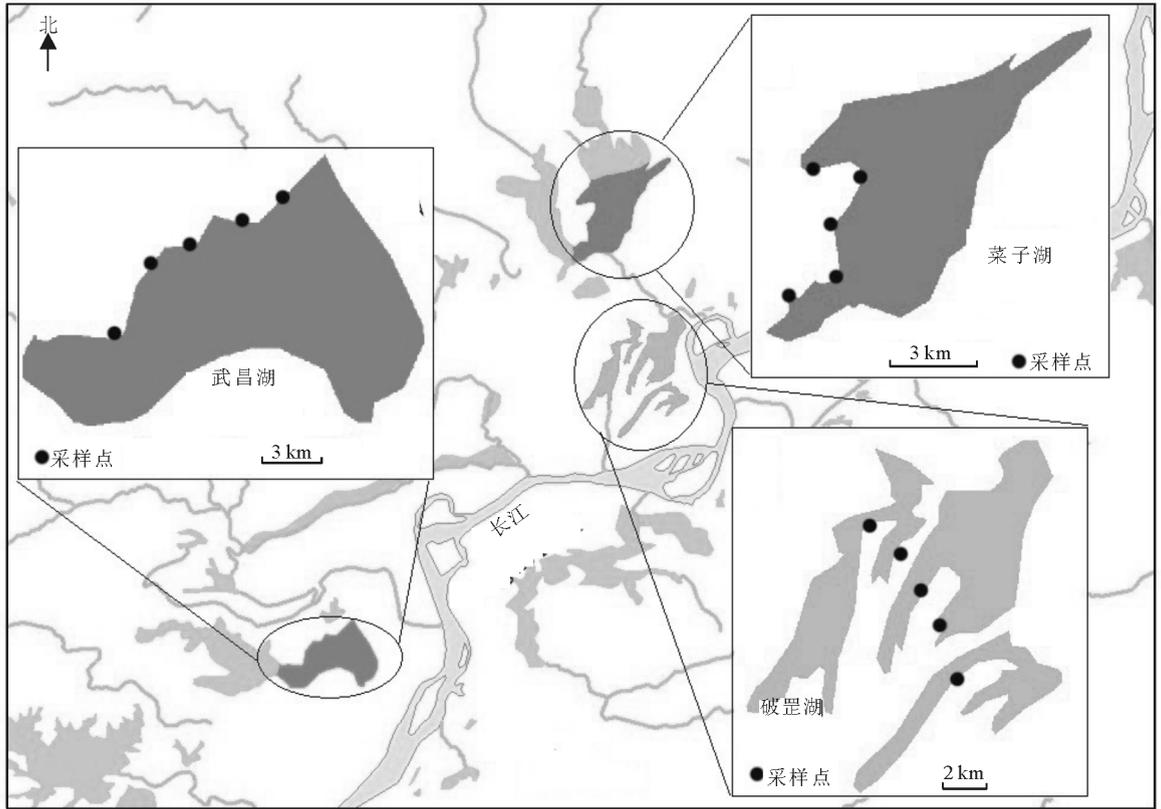


图1 研究区域采样位置分布

Fig.1 Location of the sampling point in the study area

1.3 重金属污染评价方法

1.3.1 地累积指数法 地累积指数法不仅考虑人为污染因素和地球化学背景值,而且将自然成岩作用引起的背景值变动等因素综合考虑在内(Müller, 1969),计算公式:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \left[\frac{C_i}{1.5 \times B} \right] \quad (1)$$

式①中, C_i 是重金属含量的实测值(mg/kg); B 是计算所需的参比值,本研究取安徽省江淮流域土壤元素背景值(陈兴仁等,2012);常数 1.5 是自然环境波动和非常小的人为影响校正系数。地累积指数污染程度分级评价标准为:当 $I_{\text{geo}} \leq 0$ 时,无污染;当 $0 < I_{\text{geo}} \leq 1$ 时,轻度污染;当 $1 < I_{\text{geo}} \leq 2$ 时,偏中度污染;当 $2 < I_{\text{geo}} \leq 3$ 时,中度污染;当 $3 < I_{\text{geo}} \leq 4$ 时,偏重污染;当 $4 < I_{\text{geo}} \leq 5$,重污染;当 $I_{\text{geo}} > 5$ 时,严重污染。

1.3.2 潜在生态风险指数法 采用 Hankson 潜在生态风险指数法(The Potential Ecological Risk Index; RI)(Hakanson, 1980)评价重金属污染状况,该方法结合了环境科学、生态学、生物毒理学等多学

科理论,引入毒性响应系数,可定量计算每种重金属元素的潜在危害程度,考虑了重金属的生物毒性效应,使风险评价结果更为全面。RI 的计算过程可表示如下:

$$C_f^i = \frac{C_n^i}{B_n^1} \quad (2)$$

$$E_i^r = T_i^r \times C_f^i \quad (3)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_i^r = \sum_{i=1}^n T_i^r \times C_f^i = \sum_{i=1}^n T_i^r \times \frac{C_n^i}{B_n^1} \quad (4)$$

式②中, C_f^i 为重金属的污染系数; C_n^i 为土壤重金属浓度实测值(mg/kg); B_n^1 为元素 n 的参比值,采用安徽省江淮流域土壤背景值(陈兴仁等, 2012)。式③中 E_i^r 为单个重金属的潜在生态风险系数; T_i^r 为各重金属的毒性响应系数,其中 $Zn=1$ 、 $Cr=2$ 、 $Cu=Ni=Pb=5$ 、 $As=10$ 、 $Cd=30$ (郑睿等, 2020)。式④中 RI 为土壤中多种重金属潜在生态风险指数。

根据潜在生态风险系数可将土壤重金属污染分级(表 2),从而获取不同湖泊湖滨带土壤重金属污染状况。

表2 土壤重金属潜在生态风险指数法分级标准

Tab.2 Classification standards for determining the potential ecological risk index of heavy metals in soil

生态风险指数	轻度	中等	强烈	很强	极强
单项指数 E_i^r	$E_i^r < 40$	$40 \leq E_i^r < 80$	$80 \leq E_i^r < 160$	$160 \leq E_i^r < 320$	$E_i^r \geq 320$
综合指数 RI	$RI < 150$	$150 \leq RI < 300$	$300 \leq RI < 600$	$RI \geq 600$	—

2 结果与分析

2.1 3个湖泊湖滨带土壤理化基本特征

土壤酸碱度和有机质含量是影响土壤环境质量的重要指标,对土壤重金属含量和存在形态等具有重要影响(杨秀敏等,2017;李雅妮等,2020)。本研究表明破罡湖、菜子湖和武昌湖湖滨带的土壤 pH 分别为(6.01±0.29)、(5.79±0.09)和(6.33±0.15); SOM 含量分别为(23.38±4.66)、(31.11±3.92)和(40.03±5.27) mg/kg。武昌湖的 pH 和 SOM 含量高于破罡湖和菜子湖($P < 0.05$),因此可能会导致武昌湖湖滨带土壤部分重金属含量和形态与菜子湖和破罡湖有较大的差异。

2.2 3个湖泊湖滨带土壤重金属总量特征

破罡湖、菜子湖和武昌湖湖滨带土壤重金属总量特征见表3。在所有采样点土壤中,Cd 均超过中国土壤元素背景值和安徽省江淮流域土壤重金属背景值,破罡湖、菜子湖和武昌湖湖滨带土壤 Cd 的含量分布是江淮流域土壤重金属背景值的 2.60、2.69 和 5.19 倍,Cr、Cu 和 Ni 未超过中国土壤元素背景值和江淮流域土壤重金属背景值。武昌湖湖滨带土

壤 Cd 是土壤污染风险筛选值的 1.8 倍,其他湖泊土壤元素均未超过土壤环境质量-农用地土壤污染风险管控标准(GB15618-2018,pH 为 6.5~7.5,田地性质为其他),这说明研究区土壤重金属污染程度较轻。3 个湖泊湖滨带土壤中的 Cu 和 Pb 的含量无显著差异,武昌湖湖滨带土壤的其他 5 种元素 As、Cd、Cr、Ni、Zn 均显著高于菜子湖和破罡湖($P < 0.05$)。

2.3 3个湖泊湖滨带土壤重金属形态特征

3 个湖泊湖滨带土壤中 7 种重金属的 5 种形态特征的百分含量见图 2。3 个湖泊湖滨带土壤中,Cd 的可交换态含量较高,在破罡湖、菜子湖和武昌湖湖滨带土壤重金属总量分别占 10.34%、20.43% 和 35.59%。武昌湖湖滨带土壤中的 As 含量高达 46.28%,其他几种元素的可交换态含量都非常低。在 3 个湖泊湖滨带的 7 种重金属的碳酸盐结合态含量几乎为 0。破罡湖、菜子湖和武昌湖湖滨带土壤中的 Pb、Cu 的铁锰氧化形态的含量分别为 29.01%、31.43%、25.22% 和 24.04%、20.58%、19.09%;武昌湖的 Cd 含量为 18.80%;几种元素的铁锰氧化物形态均较低。3 个湖泊中 Cr、Cu、Ni、Zn 的残渣态含量最高,其中 Cr 和 Ni 的残渣态分别

表3 破罡湖、菜子湖和武昌湖湖滨带土壤重金属总量特征

Tab.3 Characteristics of the total amount of heavy metals in lakeside belt soils of Pogang Lake, Caizi Lake and Wuchang Lake

湖滨带	指标	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
破罡湖	平均值/mg·kg ⁻¹	10.29 ^{ab}	0.27 ^a	34.26 ^{ab}	13.10 ^a	13.02 ^a	23.91 ^a	59.91 ^a
	标准差/mg·kg ⁻¹	4.04	0.07	8.93	3.71	3.38	7.30	14.62
	变异系数/%	39.27	25.22	26.08	28.33	26.00	30.55	24.41
菜子湖	平均值/mg·kg ⁻¹	3.73 ^a	0.28 ^a	25.55 ^a	20.83 ^a	9.97 ^a	21.72 ^a	65.05 ^{ab}
	标准差/mg·kg ⁻¹	1.72	0.07	11.91	19.18	3.54	7.15	18.40
	变异系数/%	46.07	26.98	46.62	92.11	35.53	32.93	28.29
武昌湖	平均值/mg·kg ⁻¹	13.06 ^b	0.54 ^b	50.01 ^b	23.26 ^a	22.74 ^b	41.13 ^a	93.96 ^b
	标准差/mg·kg ⁻¹	5.69	0.19	4.58	2.62	1.56	6.00	9.05
	变异系数/%	43.55	35.90	9.16	11.25	6.88	14.59	9.63
中国土壤元素背景值*		9.7	0.103	66.6	24.1	29.6	7.9	71.1
安徽省江淮流域土壤重金属背景值		9.4	0.104	69.4	24.9	25.0	25.9	53.2
GB15618-2018**		30	0.3	200	100	100	120	250

注:同列平均数后的小写字母不同表示同一种重金属元素在湖泊之间存在显著差异($P < 0.05$)。*表示《中国土壤元素背景值》(中国环境监测总站,1990),土类名称为潮土。**表示《土壤环境质量标准-农用地土壤污染风险管控标准》(GB15618-2018),pH 为 6.5~7.5,田地性质为其他。

Note: Different lowercase letters in the same row indicate a significant difference in three lakes at the same heavy metal element under $P < 0.05$. * indicates the soil background value in China from Background Values of Soil Elements in China (China National Environmental Monitoring Centre, 1990), the type of soil is tidal soil. ** indicates the soil background value in the soil environmental standard-risk control standard for soil contamination of agricultural land (GB15618-2018), pH is 6.5-7.5, and the field properties are others.

超过了85%和80%。说明在3个湖泊中,除了武昌湖湖滨带的Cd和As的生物有效性较高外,其他几种重金属都表现为难以被氧化或还原的趋势较高。

2.4 土壤理化因子与土壤中的重金属全量的关系

破罡湖、菜子湖和武昌湖湖滨带土壤理化因子与重金属含量的相关性见表4。

表4 湖滨带土壤理化因子与重金属含量的相关性(n=25)

Tab.4 Correlation of soil properties and heavy metal content in lakeside belt soils of Pogang Lake, Caizi Lake and Wuchang Lake

湖滨带	重金属	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	pH
破罡湖	Cd	0.536*	1						
	Cr	0.633*	0.089	1					
	Cu	0.594*	0.349	0.733**	1				
	Ni	0.533*	0.207	0.356	-0.042	1			
	Pb	0.424	0.369	-0.332	0.443	-0.041	1		
	Zn	0.250	0.599*	-0.130	0.378	0.167	0.578*	1	
	pH	0.249	-0.179	0.194	-0.110	0.253	-0.110	-0.104	1
	SOM	0.599*	0.552*	0.388	-0.198	0.101	-0.198	-0.264	0.233
菜子湖	Cd	0.560*	1						
	Cr	0.685*	0.281	1					
	Cu	0.587*	0.218	0.622*	1				
	Ni	0.683*	0.202	0.455*	0.363	1			
	Pb	0.385	0.387	0.545*	0.343	0.307	1		
	Zn	0.622	0.597*	0.615*	0.385	0.154	0.496*	1	
	pH	0.344	-0.286	-0.133	-0.259	0.166	-0.348	-0.122	1
	SOM	0.571*	0.601*	-0.287	-0.213	-0.211	-0.189	-0.198	0.375
武昌湖	Cd	0.761**	1						
	Cr	0.811**	0.646**	1					
	Cu	0.695**	0.305	0.813**	1				
	Ni	0.723**	0.172	0.740**	0.807**	1			
	Pb	0.456	0.885**	0.713**	0.507*	0.278	1		
	Zn	0.497	0.032	0.699**	0.717**	0.204	0.578*	1	
	pH	0.138	0.108	0.014	-0.007	-0.072	0.189	0.022	1
	SOM	0.625**	0.622	0.428	0.183	0.256	0.045	-0.204	-0.150

注: *表示P<0.05时相关性显著,**表示P<0.01时相关性显著。

Note: * denotes a significant correlation at the level of 0.05, ** denotes a highly significant correlation at the level of 0.01.

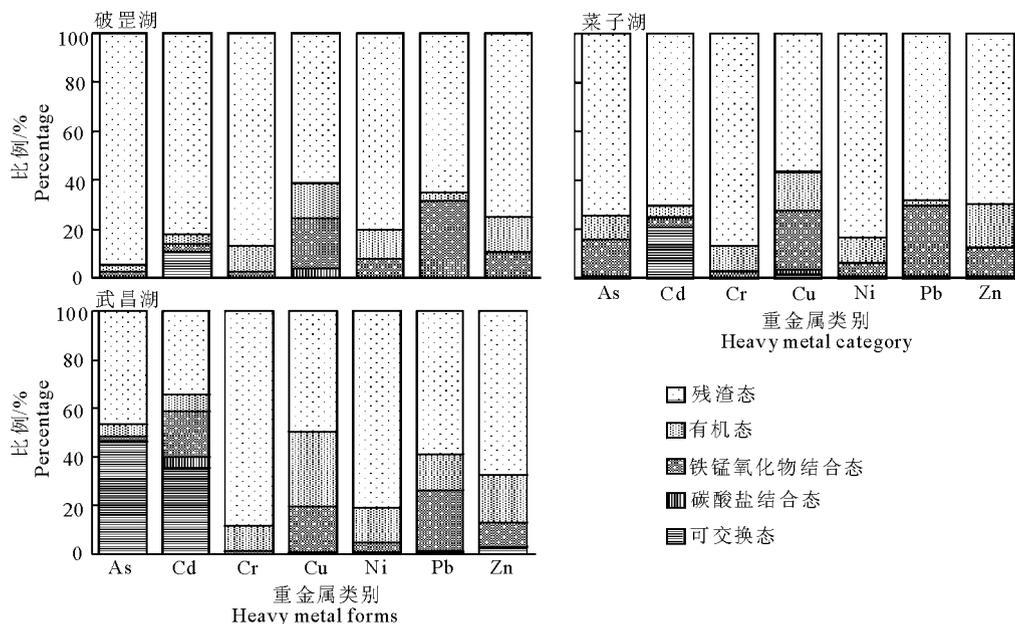


图2 湖滨带土壤重金属形态分布特征

Fig. 2 Characteristics of the heavy metal forms in lakeside belt soils of Pogang Lake, Caizi Lake and Wuchang Lake

pH 和有机质和土壤粒径等土壤理化因子对土壤重金属的含量具有重要影响。由表 4 可知,土壤有机质与 3 个湖泊湖滨带土壤中的 As、Cr 含量显著正相关,与其他几种元素相关性不显著,这表明有机质对土壤中 As 和 Cr 含量影响较为显著,这是由于在弱酸性条件下,有机质的含氧功能团(羧基、酚基和羟基等)呈解离状态,与 As 和 Cr 发生络合和螯合反应(王耀平等,2013),因此导致这两种元素的可交换态含量较高,而其他元素的可交换态含量较低(图 2)。3 个湖泊湖滨带土壤中的 As 含量与 Cd、Cr、Cu 和 Ni 含量显著正相关($P < 0.05$),尤其是武昌湖呈极显著相关($P < 0.01$);Pb 与 Zn 含量显著正相关($P < 0.05$);菜子湖和武昌湖湖滨带土壤中 Cr 含量与 Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量正相关($P < 0.05$)。表明这些重金属在湖滨带存在相同的污染源或具有相同的迁移规律(Sundaray et al 2011)。

2.5 3 个湖泊湖滨带土壤地累积指数法评价

利用地累积指数法对 3 个湖泊的评价结果如表 5。Cd 在 3 个湖泊均有污染,其中破罡湖和菜子湖是轻度污染,武昌湖是偏中度污染。其他几种元素中,除了武昌湖的 Pb 和 Zn 是轻度污染(平均值小于 0.5)以外,其他都是无污染。这说明 3 个湖泊中,武昌湖的污染种类较多,其中 Cd 污染较为严重。

2.6 3 个湖泊湖滨带土壤重金属生态风险评价

利用 Hankson 潜在生态风险指数法评价破罡湖、菜子湖和武昌湖湖滨带土壤重金属污染状况如

表 6 破罡湖、菜子湖和武昌湖湖滨带土壤重金属潜在生态风险评价特征

Tab.6 Potential ecological risk assessment of heavy metals in lakeside belt soils of Pogang Lake, Caizi Lake and Wuchang Lake

风险指数	湖滨带	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
重金属 污染系数	破罡湖	1.09	2.64	0.49	0.53	0.52	0.92	1.13
	菜子湖	0.40	2.65	0.37	0.84	0.40	0.84	1.22
	武昌湖	1.39	5.21	0.72	0.93	0.91	1.59	1.77
某种重金属的 潜在风险系数	破罡湖	10.95	79.13	0.99	2.63	2.60	4.62	1.13
	菜子湖	3.97	79.43	0.74	4.18	1.99	4.19	1.22
	武昌湖	13.89	156.39	1.44	4.67	4.55	7.94	1.77
多种重金属潜在 生态风险指数 RI	破罡湖	102.03						
	菜子湖	95.72						
	武昌湖	190.65						

3 讨论

徐明露等(2015b)研究表明菜子湖退耕湿地土壤重金属 Cr、Cu、Mn、Ni、Pb 和 Zn 的平均含量分别为 64.93、27.90、515.60、22.96、19.32 和 77.58 mg/kg,高于菜子湖湖滨带的土壤重金属含量。菜子湖湿地周边土壤 Cu 和 Zn 的各赋存形态分布比率不同,但均以残渣态含量为主,残渣态 Cu、

表 5 湖滨带土壤重金属地累积指数法评价结果

Tab.5 Geoaccumulation index of heavy metals in lakeside belt soils of Pogang Lake, Caizi Lake and Wuchang Lake

元素种类	地累积指数	破罡湖	菜子湖	武昌湖
As	I_{geo}	-0.54	-2.04	-0.20
	污染等级	无污染	无污染	无污染
Cd	I_{geo}	0.78	0.78	1.72
	污染等级	轻度污染	轻度污染	偏中度污染
Cr	I_{geo}	-1.64	-2.17	-1.06
	污染等级	无污染	无污染	无污染
Cu	I_{geo}	-1.55	-1.25	-0.69
	污染等级	无污染	无污染	无污染
Ni	I_{geo}	-1.56	-1.98	-0.72
	污染等级	无污染	无污染	无污染
Pb	I_{geo}	-0.75	-0.90	0.07
	污染等级	无污染	无污染	轻度污染
Zn	I_{geo}	-0.45	-0.34	0.23
	污染等级	无污染	无污染	轻度污染

表 6。在 3 个湖泊湖滨带土壤中的 7 种重金属中,Cd 污染的潜在生态危害最大,在破罡湖和菜子湖湖滨带土壤中为中等污染,在武昌湖湖滨带土壤中为强烈污染。其他几种重金属 As、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的风险水平整体偏低,为轻度污染,这与表 3 中重金属含量的平均值结果相一致。破罡湖、菜子湖和武昌湖的重金属潜在生态风险指数 RI 分别为 102.03、95.72 和 190.65,这说明破罡湖和菜子湖属于轻度重金属污染水平,而武昌湖属于中度重金属污染水平。

Zn 分别占总含量的 42.55%~62.40%和 40.75%~71.18%(耿慧等,2017),本研究结果菜子湖湖滨带土壤中 Cu 和 Zn 的残渣态分别为 56.63%和 69.49%,表明菜子湖湿地周边土壤与湖滨带缓冲区土壤的重金属形态相一致,这说明长达 10 年的退耕还湖对菜子湖土壤生态具有显著改善作用。武昌湖和破罡湖沉积物中重金属含量与湖滨带土壤重金属含量相比,均处于同一水平,然而武昌湖沉积物中

Cd的平均含量0.310 mg/kg, 低于武昌湖湖滨带的土壤Cd含量, 这说明水体有恶化的现象, Cd的外源输入在增加。

多年来, 菜子湖坚持退耕还湖, 减少水产养殖面积, 这使得人类活动的干扰日益减轻, 湿地水文条件和自然植被也逐渐恢复, 土壤理化性质朝原始湿地方向改善, 促使土壤微生物量升高, 因此菜子湖区域的总体污染较轻(郑真等, 2014)。破罡湖也采取了退耕还湖、恢复湖滨带挺水植物等措施, 使得破罡湖湖滨带的污染总体较轻, 但破罡湖的Cd污染一直存在, 这可能是由于破罡湖周围农村人口分布广泛, 沿线分布着20余个村庄, 周围水田密度较高, 而水田中施用的磷肥和农家肥中含有一定比例的Cd, 它们通过湖滨带缓冲区域进入破罡湖中, 导致有一部分Cd残留在湖滨带土壤中。在采样点区域分布有采矿企业、水泥企业、化工企业等, 这些是重金属污染的主要来源之一, 因此破罡湖具有一定的潜在生态危害。破罡湖沉积物中的Cd污染在几种元素中的生态危害最大(陈书琴等, 2011), 这与破罡湖湖滨带Cd的潜在生态危害最大的研究结果一致, 说明湖滨带作为水陆交界缓冲区, 也是沉积物中重金属汇集的重要因素之一。武昌湖近年来采取了一些退耕还湖措施, 增加集水区面积, 然而武昌湖的Cd污染依然较为严重, 这可能与武昌湖湖区周围的居民密度较高有关, 研究区主要分布在湖区的赛口镇、高士镇, 其居民人口有12万余人, 其湖泊周边具有一定数量的养殖场、加工厂, 这些区域的生产生活污水的无组织排放和农用肥料的使用使得湖滨带土壤中的Cd含量较高(周葆华等, 2014); 由于湖滨带分布大量的野菰群落, 这些野菰的根际截留这些物质中的氮磷等外来营养元素, 促进菰草的生长, 同时也导致了该区域Cd累积, 导致其生物有效性较高, 污染较为严重(刘赵文等, 2018); 由于安九公路的隔断使得武昌湖湖面一分为二, 安九公路的改扩建工程基本完成, 然而由于湖面上的老桥还未进行拆迁, 因此这也会对湖滨带土壤的缓冲能力造成一定的影响, 这些因素会导致湖泊湿地的退化, 导致武昌湖受人为因素影响强烈, 潜在生态危害较大。

4 结论

破罡湖、菜子湖和武昌湖湖滨带土壤中的重金属As、Cr、Cu、Ni、Pb和Zn未达到超标水平; 武昌湖湖滨带土壤As、Cd和Cr含量较高。

7种重金属的形态分布差异较大, 武昌湖湖滨

带Cd和As的可交换态含量较高, 其他几种元素的残渣态含量较高, 其中Cr和Ni的残渣态含量都超过了80%。

破罡湖、菜子湖和武昌湖湖滨带土壤中的重金属As、Cr、Cu、Ni、Pb和Zn的潜在生态危害属于轻度水平; Cd的潜在生态危害程度较高, 破罡湖和菜子湖湖滨带为中等污染, 武昌湖湖滨带达到强烈污染程度。研究区湖滨带土壤重金属风险等级整体偏低, 破罡湖和菜子湖属于轻度重金属污染水平, 武昌湖属于中度重金属污染水平。

参考文献

- 鲍士旦, 2000. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社: 25-38.
- 柴培宏, 代嫣然, 梁威, 等, 2010. 湖滨带生态修复研究进展[J]. 中国工程科学, 12(6): 32-35.
- 陈雅丽, 翁莉萍, 马杰, 等, 2019. 近十年中国土壤重金属污染源解析研究进展[J]. 农业环境科学学报, 38(10): 2219-2238.
- 陈书琴, 童芳, 马德庆, 等, 2011. 破罡湖底泥重金属分布特征及潜在生态危害[J]. 湿地科学, 9(2): 151-156.
- 陈卫平, 杨阳, 谢天, 等, 2018. 中国农田土壤重金属污染防治挑战与对策[J]. 土壤学报, 55(2): 261-272.
- 陈兴仁, 陈富荣, 贾十军, 等, 2012. 安徽省江淮流域土壤地球化学基准值与背景值研究[J]. 中国地质, 39(2): 302-310.
- 程中才, 2015. 中国湿地资源-安徽卷[M]. 北京: 中国林业出版社: 47-70.
- 耿慧, 张平究, 李云飞, 等, 2017. 不同退耕年限下菜子湖湿地土壤Cu和Zn形态特征[J]. 土壤通报, 48(5): 238-245.
- 韩璐, 于瑞莲, 胡恭任, 等, 2017. 厦门西港潮间带柱状沉积物重金属赋存形态与污染评价[J]. 地球与环境, 45(3): 342-347.
- 环境保护部, 国土资源部, 2014. 全国土壤污染状况调查公报[EB/OL]. http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/t20140417_270670.htm.
- 焦伟, 卢少勇, 李光德, 等, 2010. 滇池内湖滨带重金属污染及其生态风险评价[J]. 农业环境科学学报, 29(4): 740-745.
- 李富, 刘赢男, 郭殿凡, 等, 2019. 哈尔滨松江湿地重金属空间分布及潜在生态风险评价[J]. 环境科学研究, 32(11): 1869-1878.
- 李雅妮, 徐华成, 江和龙, 2020. 鄱阳湖水体溶解有机质分子量分布、荧光特征及对重金属分布的影响[J]. 湖泊科学, 32(4): 1029-1040.
- 刘赵文, 周葆华, 寇乐勇, 等, 2018. 武昌湖典型退化湿地菰草根际微生物群落结构[J]. 地球与环境, 46(4): 339-

- 347.
- 刘祖发, 陈记臣, 卓文珊, 等, 2018. 龙感湖沉积物中重金属的垂直分布与评价研究[J]. 水生态学杂志, 39(4): 31 - 36.
- 罗松英, 邢雯淋, 梁绮霞, 等, 2019. 湛江湾红树林湿地表层沉积物重金属形态特征、生态风险评价及来源分析[J]. 生态环境学报, 28(2): 348 - 358.
- 吕殿青, 欧芙蓉, 王宏, 2014. 东洞庭湖湖滨带土壤重金属健康风险评价[J]. 农业现代化研究, 35(5): 649 - 653.
- 施葵初, 2003. 安徽湿地[M]. 合肥: 合肥工业大学出版社: 10 - 22.
- 王耀平, 白军红, 肖蓉, 等, 2013. 黄河口盐地碱蓬湿地土壤—植物系统重金属污染评价[J]. 生态学报, 5(10): 3083 - 3091.
- 王志杰, 柳书俊, 郑杰, 等, 2019. 草海流域土壤重金属污染及其生态风险评价[J]. 生态环境学报, 28(12): 2438 - 2446.
- 徐明露, 方凤满, 林跃胜, 2015a. 湿地土壤重金属污染特征、来源及风险评价研究进展[J]. 土壤通报, 46(3): 762 - 768.
- 徐明露, 方凤满, 林跃胜, 2015b. 安庆菜子湖退耕湿地土壤中的重金属含量及其污染评价[J]. 湿地科学, 13(4): 53 - 59.
- 杨桂山, 2019. 中国湖泊调查报告[M]. 北京: 科学出版社: 372 - 381.
- 杨秀敏, 任广萌, 李立新, 等, 2017. 土壤 pH 值对重金属形态的影响及其相关性研究[J]. 中国矿业, 26(6): 79 - 83.
- 曾晓舵, 王向琴, 涂新红, 等, 2019. 农田土壤重金属污染阻控技术研究进展[J]. 生态环境学报, 28(9): 1900 - 1906.
- 郑睿, 谌书, 王彬, 等, 2020. 三峡库区香溪河沉积物重金属含量分布及风险评价[J]. 生态环境学报, 29(1): 192 - 198.
- 郑真, 杨艳芳, 孔令柱, 等, 2014. 退耕还湖后菜子湖湿地土壤理化性质及微生物量变化[J]. 长江流域资源与环境, 23(6): 821 - 826.
- 周葆华, 尹剑, 金宝石, 等, 2014. 30 年来武昌湖湿地退化过程与原因[J]. 地理学报, 69(11): 1697 - 1706.
- 周康民, 汤志云, 黄光明, 等, 2007. 土壤中重金属形态分析方法研究[J]. 地质学刊, 31(3): 165 - 175.
- Gambrell R P, 1994. Trace and toxic metals in wetlands—a review [J]. Journal of Environment Quality, 23(5): 883 - 891.
- Hakanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach [J]. Water Research, 14(8): 975 - 1001.
- Müller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine river [J]. Geojournal, 2(3): 108 - 118.
- Sundaray S K, Nayak B B, Lin S, et al. 2011. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments—a case study: Mahanadi basin, India [J]. Journal of Hazardous Materials, 86(2): 1837 - 1846.
- Tessier A, Campbell P G C, Bisson M, 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals [J]. Analytical Chemistry, 51(7): 844 - 851.
- Venkatachalam A, Radhakrishnan J, Yamaji E, 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations [J]. Ecological Engineering, 24: 517 - 523.

(责任编辑 张俊友 郑金秀)

Characterization of Heavy Metals and Assessment of Potential Ecological Risk in Shoreline Buffer Zone Soils of Anqing Lake Wetland

ZHAO Kuan^{1,2}, WAN Xin¹, GUO Zhan-chi¹, LI Ming^{1,2}, ZHOU Bao-hua^{1,2}

(1.School of Resource and Environment, Anqing Normal University, Anqing 246133, P.R.China

2.Key Laboratory of Aqueous Environment Protection and Pollution Control of Yangtze River in Anhui of Anhui Provincial Education Department, Anqing 246133, P.R.China)

Abstract: Shoreline buffer zones protect lake water quality and serve other important ecological functions. Anqing is a prefecture-level city in southwest Anhui Province and the Anqing Lake wetland is comprised of the shorelines of three lakes (Pogang Lake, Caizi Lake and Wuchang Lake) running along the Yangtze River. The aim of this study was to better understand the pollution status of heavy metals in the wetland soils and support efforts to protect and conserve aquatic ecology in the region. The soil levels and geochemical speciation of heavy metals in the shoreline buffer zones were determined and the results were used to assess the pollution status and ecological risk. In July and August 2019, 75 soil samples were collected from the shoreline wetlands of the three lakes. The total concentrations of seven heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) were measured by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry and their geochemical speciation was determined using the Tessier sequential extraction procedure (exchangeable, bound to carbonate, bound to iron and manganese oxide, bound to organic matter, residual). The pollution status and ecological risk were assessed based on the geoaccumulation index and Hankson potential ecological risk index. The total concentrations of As, Cd, Cr, Ni and Zn in the lakeshore soils of Wuchang Lake was significantly higher than in those of Caizi Lake and Pogang Lake and the speciation of the seven heavy metals varied significantly. The concentrations of exchangeable Cd and As in Wuchang shoreline soils were 0.19 mg/kg and 10.68 mg/kg (35.59% and 46.28% of the total), while the residual fraction was the dominant form for the other six heavy metals, particularly Cr and Ni (>80%). Both the geoaccumulation index and potential ecological risk index of Cd were significantly higher than those of other six heavy metals, and are dramatically influenced by human activities. The potential ecological risk indices for Pogang, Caizi and Wuchang Lakes were generally low, with respective values of 102.03, 95.72 and 190.65, indicating a slight risk in Pogang and Caizi Lakes and a moderate risk in Wuchang Lake. Heavy metals in the lakeside belt were attributed primarily to agricultural non-point source pollution. Our study provides a scientific reference and technical support for the scientific management, environmental protection and security assessment of aquatic products in lakes and wetlands along the Yangtze river in Anqing City.

Key words: lakeside belt; heavy metal; geochemical speciation; ecological risk