

# 巢湖北部土壤重金属污染特征及生态风险评价

秦先燕, 彭苗枝, 胡波, 吴剑雄, 孙跃

(安徽省地质调查院, 安徽合肥 230001)

**摘要:**以巢湖北部为研究对象,分析了165个表层土壤样品中As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb和Zn含量及污染特征,并与其他地区土壤重金属元素含量进行了对比.利用污染指数法和潜在生态风险指数法对土壤重金属污染和潜在生态风险进行了评价.结果表明,8种重金属平均含量顺序依次为:Cr>Zn>Ni>Pb>Cu>As>Cd>Hg, Cd和Hg变异系数较大,且对深层土壤元素有较明显的富集作用.单因子污染指数评价结果显示土壤各重金属均为清洁水平,污染程度依次为:Pb>Cr>As=Ni>Cu>Cd>Zn>Hg;综合污染指数表明土壤总体为清洁水平.在8种重金属中, Cd和Hg是研究区土壤重金属处于强生态风险的主要因子,贡献率分别为19.40%和72.87%.

**关键词:**巢湖;表层土壤;重金属;内梅罗;生态风险;评价

**中图分类号:**X53;X820.4 **文献标识码:**A **doi:**10.3969/j.issn.0253-2778.2017.05.008

**引用格式:**秦先燕,彭苗枝,胡波,等.巢湖北部土壤重金属污染特征及生态风险评价[J].中国科学技术大学学报,2017,47(5):426-434.

QIN Xianyan, PENG Miaozhi, HU Bo, et al. Heavy metal pollution characteristics and ecological risk assessment for soil in northern Chaohu Lake[J]. Journal of University of Science and Technology of China, 2017,47(5):426-434.

## Heavy metal pollution characteristics and ecological risk assessment for soil in northern Chaohu Lake

QIN Xianyan, PENG Miaozhi, HU Bo, WU Jianxiong, SUN Yue

(Geological Survey of Anhui Province, Hefei 230001, China)

**Abstract:** The surface soil in the north of Chaohu was studied and a total of 165 samples were collected and the concentrations and pollution characteristics of As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn were analyzed. The heavy metal concentrations in this area were compared with those of other areas. Then, pollution index and potential ecological risk index were used respectively for assessing the pollution status and ecological risk of soil heavy metals in this area. Results suggest that the average concentrations of eight heavy metals rank as follows: Cr>Zn>Ni>Pb>Cu>As>Cd>Hg. The coefficient variations of Cd and Hg are higher than the other six heavy metals. Furthermore, higher enrichment coefficients occur also in Cd and Hg when compared with the deep soils. Single factor pollution index indicates that eight heavy metals in the soils of this area are all at a clear level, and the pollution degree is in the following order: Pb>Cr>As=Ni>Cu>Cd>Zn>Hg. Accordingly, a clear level in this area is shown by Nemerow integrated pollution index. Calculation of the potential ecological risk index shows that, among the eight tested heavy

收稿日期:2016-06-11;修回日期:2016-10-12

基金项目:安徽省公益性地质调查项目(2012-g-32)资助.

作者简介:秦先燕(通讯作者),女,1979年生,博士/工程师.研究方向:环境地球化学.E-mail:xyqin@mail.ustc.edu.cn

metals, Cd and Hg are the main potential ecological risk factors, and their contribution is 19.40% and 72.87%, respectively.

**Key words:** Chaohu Lake; surface soil; heavy metal; Nemerow; ecological risk; assessment

## 0 引言

重金属是地壳的自然组成部分,它在土壤中的初始浓度一般很低<sup>[1]</sup>.但是,由于过去几十年工业化和现代化进程的加快,人类输入到土壤中重金属的量已经极大地超过了成土过程中自然输入量<sup>[2]</sup>,土壤重金属污染已经成为一个世界性的环境问题<sup>[3]</sup>.同样地,中国土壤重金属污染问题也日益严重.2014年公布的首次土壤污染状况调查结果表明,全国土壤总的超标率为16.1%,污染类型以无机型为主,As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn 超标点位数占全部超标点位数的82.8%<sup>①</sup>.

在土壤侵蚀和淋溶作用下,土壤中重金属可以直接输入到湖泊和河流中,如砷<sup>[4]</sup>.而土壤中高含量重金属的存在,会对湖泊、河流,甚至对水体最终的归宿——海洋造成严重污染<sup>[2,5]</sup>.这样,小范围内的土壤污染在水的传播作用下,污染面积逐渐扩大,从而影响到整个生态系统健康运行.

近年来,长江流域经济的飞速发展已经使得长江中下游湖泊频繁受到人类活动影响,重金属污染一般比较严重<sup>[6-8]</sup>.巢湖是长江中下游典型湖泊,其水体和沉积物重金属污染特征和生态风险评价等方面得到较多关注<sup>[9-15]</sup>.但是,作为巢湖湖区重金属污染的重要来源,周边土壤重金属污染特征和评价方面的研究较少<sup>[16-17]</sup>.

本文以巢湖北部表层土壤为研究对象,对土壤中的重金属进行了分析测定,并对重金属污染特征和潜在生态风险进行了评价,以期掌握巢湖北部土壤重金属的污染现状,指导制定合适的土壤污染修复策略,为生态环境保护及土地利用等提供基础资料.此外,研究结果还能有助于进一步推断巢湖周边土壤对湖区重金属污染的贡献,从而为巢湖重金属污染综合治理等提供科学依据.

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概况

巢湖(116°20'~117°57'E, 30°57'~32°08'N)位

于安徽省中部,流域面积10690 km<sup>2</sup>,水域面积787 km<sup>2</sup>,湖岸线总长184.66 km,多年平均温度16.1℃,平均降雨900.5 mm.在水系划分上,巢湖流域属长江下游左岸水系,主要河流有南淝河、派河、丰乐河、杭埠河等.

巢湖北部地貌类型主要为平坦平原、波状平原、浅丘状平原和丘陵地貌,受区域地理地质环境、成土条件和成土过程的影响,主要分布着河流冲积物母质和晚更新世黄土母质,形成了以黄褐土、水稻土为主要类型的土壤,是安徽省重要的农业经济区.

### 1.2 样品采集

野外调查和采样工作在2013年9~10月进行.表层土壤地球化学调查采样点的布设以平面分布均匀、采样物质能代表采样单元土壤环境特征为基本原则.经过GPS准确定位,用采样器自地表向下连续采集0~20 cm深的土壤柱,采样密度为1个点/1 km<sup>2</sup>.工作区内共采集单点样165件(图1).

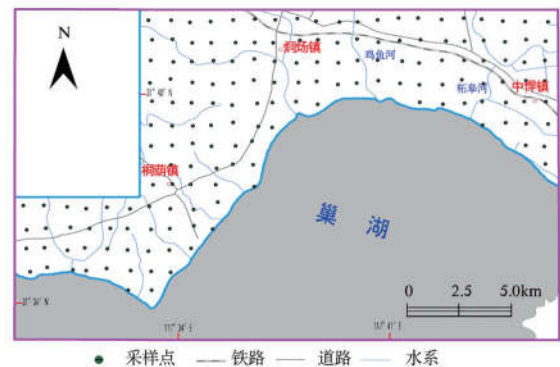


图1 土壤样品采集点位分布图

Fig.1 Distribution of soil sampling sites

### 1.3 分析测试

样品分析测试由国土资源部合肥矿产资源监督检查中心承担. As、Hg 采用原子荧光光谱法(AFS); Cd 采用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS); Cu, Cr, Ni, Pb, Zn 采用X射线荧光光谱法(XFS); pH 采用离子选择性电极法(ISE); 有机碳采用氧化还原容量法(VOL).

根据中国地质调查局《多目标区域地球化学调

① 环保部国土部发布全国土壤污染状况调查公报[EB/OL].(2014-04-18)[2016-05-10].[http://www.mlr.gov.cn/xwdt/mtsy/zgzfw/201404/t20140418\\_1313092.htm](http://www.mlr.gov.cn/xwdt/mtsy/zgzfw/201404/t20140418_1313092.htm).

查规范》(1:250 000)(DD2005-01)<sup>[18]</sup>的要求,制定了分析质量监控方案.质量评述结果显示,配套分析方法检出限均小于或等于规范要求的检出限,准确度和精密度合格率均为 100%,达到或优于有关规定和要求.元素质量监控结果显示,测试精密度和准确度合格率均为 100%,插入的内检样合格率为 100%,报出率为 100%,密码样合格率为 97.5%,异常点重复性检验合格率为 100%.

#### 1.4 数据处理

土壤重金属的最大值、最小值、平均值、标准差、柯尔莫格洛夫-斯米尔诺夫非参数正态检验(K-S)等描述性统计分析采用 Excel 2007 和 SPSS 16.0 软件处理,用 MapGIS 6.7 软件制图.

#### 1.5 评价方法

##### 1.5.1 单因子污染指数法

单因子污染指数是指某一污染物影响下的环境污染指数,可以反映出各种污染物的污染程度.评价公式有两种,一种为

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

式中, $P_i$ 为土壤中重金属*i*污染指数; $C_i$ 和 $S_i$ 分别为测定值和评价标准值. $S_i$ 的选取一般有两种方法:①根据国家土壤环境质量标准(GB 15618-1995)<sup>[19]</sup>,如风景区和茶叶种植区<sup>[20-21]</sup>;②根据国家或当地土壤背景值<sup>[22-24]</sup>.由于公式(1)计算简便,得到了较为广泛的应用.

另一种计算公式为

$$P_i = C_i / S_1, C_i \leq S_1$$

$$P_i = 1 + (C_i - S_1) / (S_2 - S_1), S_1 < C_i \leq S_2$$

$$P_i = 2 + (C_i - S_2) / (S_3 - S_2), S_2 < C_i \leq S_3$$

$$P_i = 3 + (C_i - S_3) / S_3, C_i > S_3 \quad (2)$$

式中, $S_1, S_2, S_3$ 分别为国家土壤环境质量标准中的一级、二级、三级标准值.由于该公式考虑到不同地区土壤 pH 值和土地利用类型存在差异性,在一定程度上能更准确地评估区域尺度上重金属污染程度,逐渐得到学者们的认可<sup>[25-29]</sup>.因此,本次评价根据公式(2)计算单因子污染指数.

##### 1.5.2 内梅罗综合污染指数法

内梅罗(Nemerow)综合污染指数法在综合评价土壤多种重金属污染时运用最广泛.计算公式如下:

$$P_{\text{综}} = \sqrt{\frac{P_{\text{Avg}}^2 + P_{\text{Max}}^2}{2}} \quad (3)$$

式中, $P_{\text{综}}$ 为内梅罗综合污染指数; $P_{\text{Avg}}$ 和 $P_{\text{Max}}$ 分别

为所有重金属元素单因子污染指数的平均值和最大值.

依据计算的单因子污染指数( $P_i$ )和内梅罗综合污染指数( $P_{\text{综}}$ )数值,将土壤重金属污染划分为 4 个等级:清洁土壤( $P_i$ 或 $P_{\text{综}} \leq 1$ )、潜在污染土壤( $1 < P_i$ 或 $P_{\text{综}} \leq 2$ )、轻污染土壤( $2 < P_i$ 或 $P_{\text{综}} \leq 3$ )、重污染土壤( $P_i$ 或 $P_{\text{综}} > 3$ )<sup>[29]</sup>.

##### 1.5.3 潜在生态风险指数法

1980 年,瑞典地球化学家 Lars Håkanson 提出的潜在生态风险指数法(risk index, RI)具有比较完备的理论基础,是定量评价重金属生态风险的有效方法.公式如下:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n [T_r^i \times C_i^i / C_n^i] \quad (4)$$

式中,RI 为多种重金属综合潜在生态风险指数; $E_r^i$ 为重金属*i*的潜在生态风险系数; $T_r^i$ 为毒性系数,As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn 毒性系数分别为 10, 30, 2, 5, 40, 5, 5, 1<sup>[30-31]</sup>;  $C_i^i$ 为实测含量(单位  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ );  $C_n^i$ 为参比值(单位  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),本文采用收集的江淮流域深层土壤元素背景值作为参比值.根据 $E_r^i$ 和 RI 值的不同,将潜在生态风险划分不同的等级(表 1).

表 1 潜在生态风险系数和风险指数与风险程度的关系<sup>[30,32]</sup>

Tab.1 The relation between  $E_r^i$ , RI and risk degree<sup>[30,32]</sup>

$E_r^i$	RI	生态风险程度
$E_r^i < 40$	$RI < 150$	轻微
$40 \leq E_r^i < 80$	$150 \leq RI < 300$	中等
$80 \leq E_r^i < 160$	$300 \leq RI < 600$	强
$160 \leq E_r^i < 320$	$600 \leq RI < 1200$	很强
$E_r^i \geq 320$	$RI \geq 1200$	极强

## 2 结果与讨论

### 2.1 土壤重金属含量及与其他地区农业土壤的比较

#### 2.1.1 土壤重金属含量

巢湖北部 165 个表层土壤重金属含量测定结果显示,8 种重金属元素含量大小顺序为:Cr( $69.72 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) > Zn( $57.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) > Ni( $28.31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) > Pb( $28.00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) > Cu( $24.47 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) > As( $10.61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) > Cd( $0.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) > Hg( $0.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )(表 2).K-S 非参数检验( $p < 0.05$ )结果表明,As, Cr 和 Ni 符合正态分布,

Cd 和 Hg 符合对数正态分布。

研究区内 As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn 变异系数均小于或等于 0.25, 说明元素区域分布总体上变化极小; Cd 呈弱变异分布 ( $C_V=0.54$ ), 而 Hg 变异系数却达到 1.19, 呈强变异分布<sup>[33]</sup>. 这与巢湖沉积物<sup>[8]</sup>、上海农田土壤<sup>[34]</sup>、Yanqi 盆地土壤<sup>[35]</sup>中 Cd 和 Hg 变异系数大较为一致. 以往研究认为, 变异系数越大, 受人类活动干扰越强烈, 空间分布差异较大<sup>[36]</sup>.

除了人类活动外, 土壤 pH 值、有机质含量也是影响土壤重金属含量的重要因素<sup>[37]</sup>. 相关性分析结果表明(表 3), 研究区土壤 Cd 含量与 pH、有机质含量之间分别为显著和极显著正相关关系, 而 Hg 含量与 pH、有机质含量之间则没有相关性. 可见, 研究区 Cd 分布不均主要受人类活动、土壤 pH 和有机质含量等影响, 而 Hg 区域分布不均则主要与人类活动有关.

一般地, 表层土壤元素组成会在很大程度上继

承深层土壤元素的组成特征, 利用表层土壤平均值与深层土壤背景值计算得到的元素比值可以在一定程度上反映出成土作用过程中元素的次生富集与贫化特征<sup>[33]</sup>. 表 2 结果显示, 研究区表层土壤 As, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb 平均值与背景值的比值 ( $K$ ) 介于 0.8~1.2 之间, 基本保持了原来成土母质状况; Cd 和 Hg 比值 ( $K$ ) 分别是 2.13 和 6.21, 表明这两个元素受到人类活动的影响较为明显. 同样地, 广东惠州农业土壤中 Cd 和 Hg 平均值分别是背景值的 1.79 和 2.82 倍, 与人类活动影响关系较密切<sup>[38]</sup>.

可见, 从土壤重金属变异系数, 重金属含量与 pH、有机质含量之间相关性, 以及重金属平均值与背景值的比值等角度综合来看, 研究区土壤 Cd 含量在一定程度上受到人类活动、土壤 pH 和有机质含量影响, 而 Hg 含量则受人类活动影响较为明显, 污染较重.

表 2 土壤重金属含量描述性统计 ( $n=165$ )

Tab.2 Descriptive statistics of heavy metals concentrations in soil ( $n=165$ )

指标	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
最大值/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	18.17	0.87	88.90	52.98	0.94	69.75	58.40	134.20
最小值/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	3.11	0.06	35.40	10.32	0.01	11.38	17.30	27.80
平均值/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	10.61	0.13	69.72	24.47	0.09	28.31	28.00	57.25
标准差(S)	2.65	0.07	9.33	4.30	0.11	6.39	4.07	11.58
分布类型	正态	对数正态	正态	NO	对数正态	正态	NO	NO
变异系数( $C_V$ )	0.25	0.54	0.13	0.18	1.19	0.23	0.15	0.20
背景值/( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) <sup>①</sup>	11.5	0.061	83.0	28.0	0.0145	35.0	25.0	63.0
比值( $K$ )	0.92	2.13	0.84	0.87	6.21	0.81	1.12	0.91

注: “NO”表示不符合正态检验;  $C_V$  = 标准差/平均值;  $K$  = 平均值/背景值.

表 3 相关性分析 ( $n=165$ )

Tab.3 Pearson correlation coefficients ( $n=165$ )

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
pH	0.149	0.164 <sup>a</sup>	0.142	0.196 <sup>a</sup>	0.021	0.220 <sup>b</sup>	-0.084	0.285 <sup>b</sup>
有机质	-0.203 <sup>b</sup>	0.620 <sup>b</sup>	-0.067	0.377 <sup>b</sup>	0.099	-0.159 <sup>a</sup>	0.300 <sup>b</sup>	0.428 <sup>b</sup>

注: “a”在 0.05 水平(双侧)上显著相关; “b”在 0.01 水平(双侧)上显著相关; 有机质 = 有机碳  $\times 1.724$ .

### 2.1.2 与其他地区农业土壤的比较

与国家土壤环境质量标准(GB 15618-1995)一级标准值相比, 研究区内 8 种重金属元素含量平均值均较低(表 4), 说明土壤质量基本保持自然背景

水平. 从变化范围来看, 除了 Cr 外, As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn 含量最大值(表 2)均高于甚至远高于土壤环境质量一级标准值, 如 Hg 最大值 ( $0.94 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 为一级标准值 ( $0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )

① 安徽省地质调查院, 安徽省江淮流域生态地球化学调查报告(1:250000)[R], 2011.

的 6.27 倍.此外,Cd,Hg,Ni 含量最大值高于二级标准值,超过的样品比例分别为 1.21%,1.82%,0.61%,这说明巢湖北部部分土壤中 Cd,Hg,Ni 存在一定的累积,并已经超过保障农业生产、维护人体健康的土壤限值.

表 4 显示,除了 As(太原)、Ni(扬中和太原)外,研究区土壤中 As 和 Ni 含量均较高;Cd 和 Zn 含量

仅仅大于惠州;Cr 和 Cu 大于惠州和德惠;Hg 含量小于等于其他几个地区,Pb 含量则大于上海和太原<sup>[34,38-42]</sup>.可见,研究区与其他地区农业土壤重金属含量存在一定差异性,其空间差异性的初始原因在于重金属背景值区域差异,而主要原因则是与人类活动<sup>[43]</sup>、土壤类型以及土壤 pH 等理化性质有关.

表 4 与其他地区农业土壤重金属含量的比较

Tab.4 A summary of heavy metal concentrations in agricultural soil of various areas

区域	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	来源
	/(mg · kg <sup>-1</sup> )								
平均值(n=165)	10.61	0.13	69.72	24.47	0.09	28.31	28.00	57.25	本文
一级标准值	15	0.2	90	35	0.15	40	35	100	[19]
上海(n=2265)	7.8	0.196	85.6	31.4	0.132	—	26.4	106.2	[34]
广东惠州(n=104)	10.19	0.10	27.61	16.74	0.22	14.89	44.66	57.21	[38]
江苏扬中(n=76)	10.2	0.3	77.2	33.9	0.2	38.5	35.7	98.1	[39]
浙江湖州(n=52)	9.0	0.20	71.4	25.6	0.168	26.7	33.3	85.0	[40]
吉林德惠(n=114)	—	—	49.7	18.9	—	20.8	35.4	58.9	[41]
山西太原(n=139)	10.70	0.25	74.10	32.11	0.09	29.74	27.87	90.76	[42]

注:“—”表示无数据.

## 2.2 土壤重金属污染评价

### 2.2.1 单因子污染指数评价

巢湖北部土壤重金属单因子污染指数( $P_i$ )平均值大小顺序为:Pb>Cr>As=Ni>Cu>Cd>Zn>Hg.可见,8种重金属均处于清洁水平(表5).

总体来说,所有样品中 As,Cu,Ni,Pb,Zn 处于潜在污染水平,污染面积比例为 0.12%~1.77%,

Cr 处于清洁水平.部分样品 Cd 和 Hg 处于轻污染水平,污染面积分别为 0.25 km<sup>2</sup>和 0.45 km<sup>2</sup>,污染比例分别为 0.15%和 0.27%,土壤质量基本上对植物和环境不造成危害和污染.同样地,位于研究区东南部的巢湖经济开发区土壤 Cd 总体处于潜在污染水平( $P_i$ 平均值=1.47),就与工业区土壤 Cd 含量高有关<sup>[17]</sup>.

表 5 土壤重金属单因子和内梅罗综合污染指数评价结果

Tab.5 Single factor and Nemerow integrated pollution index of heavy metals in soil

指标	$P_i$ 或 $P_{综}$ 范围	$P_i$ 或 $P_{综}$ 均值	污染面积/km <sup>2</sup>				污染比例/%				超标率/%
			清洁	潜在污染	轻污染	重污染	清洁	潜在污染	轻污染	重污染	
As	0.21~1.63	0.71	165.20	2.98	0	0	98.23	1.77	0	0	3.64
Cd	0.28~2.67	0.65	162.33	5.6	0.25	0	96.53	3.33	0.15	0	3.64
Cr	0.39~0.99	0.77	168.18	0	0	0	100	0	0	0	0
Cu	0.29~1.28	0.70	167.23	0.95	0	0	99.44	0.56	0	0	1.21
Hg	0.09~2.54	0.52	159.55	8.18	0.45	0	94.87	4.86	0.27	0	10.91
Ni	0.28~2.07	0.71	165.48	2.69	0	0	98.40	1.60	0	0	1.82
Pb	0.49~1.11	0.79	167.96	0.22	0	0	99.87	0.13	0	0	3.03
Zn	0.28~1.17	0.57	167.97	0.21	0	0	99.88	0.12	0	0	1.21
综合	0.42~2.05	0.83	154.485	13.69	0.005	0	91.857	8.14	0.003	0	7.88

注:污染比例指污染面积/总面积×100;超标率为单因子污染指数大于 1 的样品数/样品总数×100.

2.2.2 内梅罗综合污染指数评价

巢湖北部土壤综合污染指数 ( $P_{综}$ ) 平均值为 0.83(表 5), 总体上为清洁水平. 研究区内轻污染比例为 0.003%, 土壤总体质量很好. 已有研究表明, 以自然背景和土壤应用功能为评价标准, 位于研究区西北部的合肥市仅城镇区有部分污染<sup>[16]</sup>; 而研究区东南部巢湖经济开发区土壤综合污染程度属于轻污染<sup>[17]</sup>. 可见, 据现有文献资料, 用内梅罗综合污染指数法得出的研究区及周围土壤总体污染程度较低.

在区域分布上(图 2), 巢湖北部广泛分布清洁土壤, 面积达 154.485 km<sup>2</sup>. 潜在污染面积为 13.69 km<sup>2</sup>, 污染比例为 8.14%, 在烔炀磷肥厂、上黄村、小茭村、小田埠、何许村、二嘴村、庙后头、徐盛村、花塘一级站等地呈较大面积区域分布. 轻污染土壤主要分布在烔炀磷肥厂东南侧局部区域.

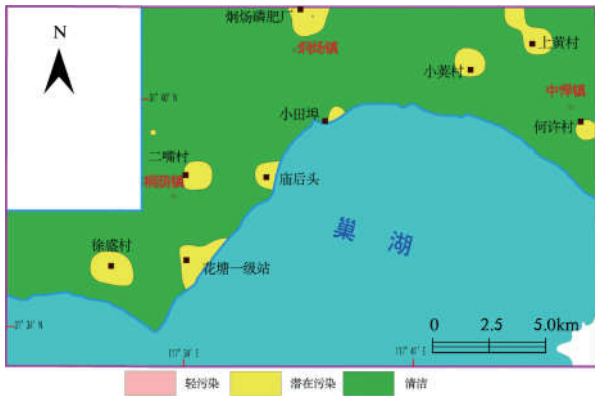


图 2 土壤重金属综合污染程度评价  
Fig.2 Assessment of heavy metals in soil by Nemerow integrated pollution index

2.3 土壤重金属潜在生态风险评价

2.3.1 单因子潜在生态风险评价

巢湖北部土壤各重金属生态风险系数 ( $E_i^p$ ) 平均值大小依次为:  $Hg > Cd > As > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn$ (表 6).  $Hg$  和  $Cd$  的  $E_i^p$  平均值分别为 243.75 (很强生态风险) 和 64.90(中等生态风险), 说明研究区  $Hg$  和  $Cd$  已经影响了区域土壤生态环境质量. 其他 6 种重金属为轻微生态风险.

从  $E_i^p$  范围来看,  $As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn$  最大值都小于 40, 属轻微生态风险.  $Cd$  主要处于中等生态风险 (65.45%), 少部分样品处于强度生态风险 (18.18%), 分别有一个样品达到很强、极强生态风险;  $Hg$  处于强生态风险以上的样品有 145 个, 占总样品数的 87.88%, 仅 1 个样品处于轻微生态风险 (0.61%).

2.3.2 综合潜在生态风险评价

巢湖北部土壤样品潜在生态风险指数 ( $RI$ ) 平均值为 334.48, 处于强生态风险, 生态安全性较低(表 6). 其中, 处于轻微生态风险的土壤比例为 9.09%, 主要分布于坝拐村、土桥高、下杨村, 其他地区零星分布(图 3); 中等生态风险土壤在整个区域呈现大面积分布, 主要分布在桐荫镇-烔炀镇一带; 强生态风险以上土壤比例为 38.79%, 主要分布在中梅村-花塘一级站、南方村-涧吴村一带, 在烔炀磷肥厂、歧阳中学、桐荫镇周边及其他地区也有片状分布.

表 6 土壤重金属潜在生态风险系数 ( $E_i^p$ ) 与风险指数 ( $RI$ )

Tab.6 Potential ecological risk factor ( $E_i^p$ ) and risk index ( $RI$ ) of heavy metals in soil

指标	$E_i^p$ 或 $RI$ 范围	$E_i^p$ 或 $RI$ 均值	样品数/个					比例/%				
			轻微	中等	强	很强	极强	轻微	中等	强	很强	极强
As	2.70~15.80	9.23	165	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Cd	27.98~426.23	64.90	25	108	30	1	1	15.15	65.45	18.18	0.61	0.61
Cr	0.85~2.14	1.68	165	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Cu	1.84~9.46	4.37	165	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Hg	35.71~2606.13	243.75	1	19	54	63	28	0.61	11.52	32.73	38.18	16.97
Ni	1.63~9.96	4.04	165	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Pb	3.46~11.68	5.60	165	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Zn	0.44~2.13	0.91	1651	0	0	0	0	100	0	0	0	0
综合	93.52~2704.22	334.48	15	86	50	10	4	9.09	52.12	30.30	6.06	2.42

注: 比例=样品数/总样品数×100.

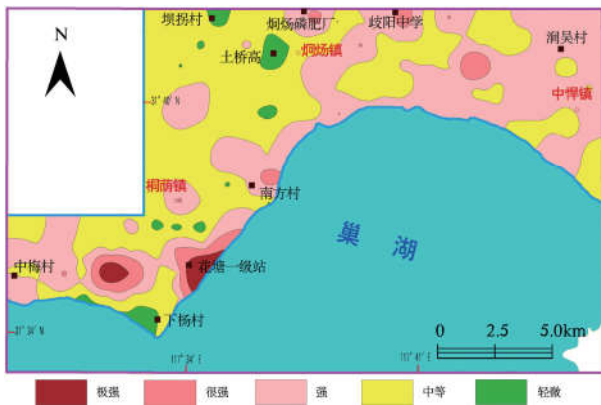


图 3 土壤重金属综合潜在生态风险评价

Fig.3 Assessment of heavy metals in soil by integrated ecological risk index

从各重金属潜在生态风险系数的平均贡献比例(图 4)可以看出, Hg, Cd 是导致土壤重金属处于强生态风险的主要因子。Hg 对 RI 值的贡献最突出, 达到 72.87%, 其次是 Cd。巢湖沉积物生态风险评价也得出了同样的结论, 认为 Hg 是湖区生态风险的主要贡献者, Cd 的生态风险程度相对较高<sup>[7,12]</sup>。可见, 巢湖北部土壤与湖区沉积物生态风险评价结果较为一致。

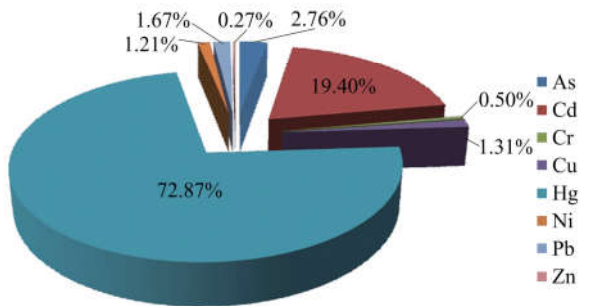


图 4 土壤中各重金属潜在生态风险系数的平均贡献百分数

Fig.4 Contribution of different heavy metals for risk index in soil

研究区土壤重金属潜在生态风险评价结果与污染程度评价结果具有不一致性, 主要原因在于选取的评价标准值不同<sup>[21]</sup>和毒性系数存在差异<sup>[32,44]</sup>。因此, 两种方法结合起来, 可以兼顾从土壤环境质量和土壤背景值两种角度出发得出的土壤污染特征, 能更好更全面地反映区域土壤重金属污染状况。

综合土壤重金属含量统计分析、污染评价以及潜在生态风险评价结果, 可以看出, 研究区 Cd 和 Hg 污染程度较重。实地调查发现, 研究区为农业经济区, 畜禽养殖场分布较多, 且近年来乡镇工业园日益增多, 工业类型以钢构、化工、铸钢为主。因此, 土

壤中 Cd 和 Hg 污染程度较重的可能原因, 除了化肥、畜禽粪肥等农业活动输入外, 工业活动引起的大气沉降输入、工业废水排放输入也是重要原因<sup>[45-46]</sup>。因此, 需要通过合理施用农业肥料、加强工业污染控制等措施来改善该地区污染现状。

### 3 结论

(I) 研究区土壤中 8 种重金属含量均值都小于《土壤环境质量标准》(GB 151618-1995) 一级标准值, 部分土壤 Cd、Hg 和 Ni 含量最大值超过二级标准值。

(II) 土壤各重金属单因子污染指数和内梅罗综合污染指数的均值取值范围为 0.52~0.83, 对应污染等级均为清洁, 整体污染程度低。

(III) 各重金属的潜在生态风险程度依次为:  $Hg > Cd > As > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn$ , 除了 Cd(中等生态风险)、Hg(很强生态风险)外, 其余均处于轻微生态风险。Cd 和 Hg 是导致研究区土壤重金属处于强生态风险的主要因子。

#### 参考文献(References)

- [1] PAN L B, MA J, WANG X L, et al. Heavy metals in soils from a typical county in Shanxi Province, China: Levels, sources and spatial distribution [J]. Chemosphere, 2016, 148:248-254.
- [2] FACCHINELLI A, SACCHI E, MALLEEN L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils[J]. Environmental Pollution, 2001, 114:313-324.
- [3] 黄方, 南晓云. 土壤中非传统稳定同位素研究进展[J]. 中国科学技术大学学报, 2015, 45(2): 87-100.
- [4] 王萍, 王世亮, 刘少卿, 等. 砷的发生、形态、污染源及地球化学循环[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(7): 90-97.
- [5] ZHANG Z Y, LI J Y, MAMAT Z, et al. Sources identification and pollution evaluation of heavy metals in the surface sediments of Bortala River, Northwest China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016, 126:94-101.
- [6] 滑丽萍, 华路, 高娟, 等. 中国湖泊底泥的重金属污染评价研究[J]. 土壤, 2006, 38(4):366-373.
- [7] 陈龙胜, 陈世金, 许舒雯, 等. 长江中下游流域湖泊沉积物中重金属污染现状及环境意义[J]. 安徽农业科学, 2013, 41(16):7290-7293.
- [8] 杨辉, 陈国光, 刘红樱, 等. 长江下游主要湖泊沉积物重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 地球与环境, 2013,

- 41(2):160-165.
- [9] 曹德菊,岳永德,黄祥明,等.巢湖水体 Pb, Cu, Fe 污染的环境质量评价[J].中国环境科学, 2004, 24(4): 126-129.
- [10] 刘路,洪天求,潘国林,等.巢湖十五里河口沉积物污染特征研究[J].合肥工业大学学报(自然科学版), 2007, 30(3):364-366,374.
- [11] TANG W Z, SHAN B Q, ZHANG H, et al. Heavy metal sources and associated risk in response to agricultural intensification in the estuarine sediments of Chaohu Lake Valley, East China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 176:945-951.
- [12] 李国莲,刘桂建,姜萌萌,等.巢湖表层沉积物与上覆水体中重金属分配特征及其相关性研究[J].中国科学技术大学学报, 2011, 41(1):9-15.
- [13] WEN S F, SHAN B Q, ZHANG H. Metals in sediment/pore water in Chaohu Lake: Distribution, trends and flux[J]. Journal of Environmental Sciences, 2012, 24(12):2041-2050.
- [14] 余秀娟,霍守亮,咎逢宇,等.巢湖表层沉积物中重金属的分布特征及其污染评价[J].环境工程学报, 2013, 7(2):439-450.
- [15] 刘成,邵世光,范成新,等.巢湖重污染汇流湾区沉积物重金属污染特征及风险评价[J].中国环境科学, 2014, 34(4):1031-1037.
- [16] 邢润华,陈永宁.土壤污染评价中几种不同评价标准的比较——以合肥地区为例[J].安徽地质, 2008, 18(1): 42-46.
- [17] 钟先锦,刘明祥,胡翰林.巢湖经济开发区土壤重金属分布特征及污染评价[J].宿州学院学报, 2015, 30(7): 106-109.
- [18] 中国地质调查局.多目标区域地球化学调查规范(1:250000)(DD200501)[S].北京:中国地质调查局,2005.
- [19] 国家环境保护总局.土壤环境质量标准:GB 15618-1995 [S].北京:中国环境科学出版社,1995.
- [20] 程芳,程金平,桑恒春,等.大金山岛土壤重金属污染评价及相关性分析[J].环境科学, 2013, 34(3): 1062-1066.
- [21] 李灵,梁彦兰,张玉,等.武夷岩茶核心种植区土壤重金属污染特征及土壤质量评价[J].土壤通报, 2013, 44(3):730-736.
- [22] 吴新民,李恋卿,潘根兴,等.南京市不同功能城区土壤中重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的污染特征[J].环境科学, 2003, 24(3):105-111.
- [23] 郭伟,孙文惠,赵仁鑫,等.呼和浩特市不同功能区土壤重金属污染特征及评价[J].环境科学, 2013, 34(4): 1561-1567.
- [24] 方晓波,史坚,廖欣峰,等.临安市雷竹林土壤重金属污染特征及生态风险评价[J].应用生态学报, 2015, 26(6):1883-1891.
- [25] 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, 2004:128-135.
- [26] 潘勇军,陈步峰,肖以华,等.广州市城市森林土壤重金属污染状况及其评价[J].生态环境, 2008, 17(1): 210-215.
- [27] 崔邢涛,栾文楼,牛彦斌,等.唐山城市土壤重金属污染及潜在生态危害评价[J].中国地质, 2011, 38(5): 1379-1386.
- [28] 韩平,王纪华,陆安祥,等.北京顺义区土壤重金属分布与环境质量评价[J].农业环境科学学报, 2012, 31(1):106-112.
- [29] 管后春,李运怀,彭苗枝.黄山市城市表层土壤重金属环境质量及人为污染评价[J].土壤通报, 2013, 44(3): 737-743.
- [30] HÅKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach [J]. Water Research, 1980, 14:975-1001.
- [31] 徐争启,倪师军,虞先国,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.
- [32] 管后春,李运怀,彭苗枝,等.黄山城市土壤重金属污染及其潜在生态风险评价[J].中国地质, 2013, 40(6): 1949-1958.
- [33] 陈兴仁,陈富荣,贾十军,等.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, 2012, 39(2):302-310.
- [34] 孟飞,刘敏,史同广.上海农田土壤重金属的环境质量评价[J].环境科学, 2008, 29(2):428-433.
- [35] MAMAT Z, YIMIT H, JI R Z A, et al. Source identification and hazardous risk delineation of heavy metal contamination in Yanqi basin, northwest China [J]. Science of The Total Environment, 2014, 493: 1098-1111.
- [36] HAN Y M, DU P X, CAO J J, et al. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China [J]. Science of The Total Environment, 2006, 355:176-186.
- [37] 蒋海燕,刘敏,黄沈发,等.城市土壤污染研究现状与趋势[J].安全与环境学报, 2004, 4(5):73-77.
- [38] CAI L M, XU Z C, REN M Z, et al. Source identification of eight hazardous heavy metals in agricultural soils of Huizhou, Guangdong Province, China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2012, 78:2-8.
- [39] HUANG S S, LIAO Q L, HUA M, et al. Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China [J]. Chemosphere, 2007, 67:2148-2155.
- [40] 陈江,张海燕,何小峰,等.湖州市土壤重金属元素分布及潜在生态风险评价[J].土壤, 2010, 42(4):595-599.



- [41] SUN C Y, LIU J S, WANG Y, et al. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and sources of heavy metals in agricultural soil in Dehui, Northeast China [J]. *Chemosphere*, 2013, 92: 517-523.
- [42] LIU Y, WANG H F, LI X T, et al. Heavy metal contamination of agricultural soils in Taiyuan, China [J]. *Pedosphere*, 2015, 25(6):901-909.
- [43] 张小敏, 张秀英, 钟太洋, 等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J]. *环境科学*, 2014, 35(2): 692-703.
- [44] 李珊珊, 单保庆, 张洪. 汾阳河河系表层沉积物重金属污染特征及其风险评价[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(8): 2277-2284.
- [45] NICHOLSON F A, SMITH S R, ALLOWAY B J, et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales[J]. *Science of The Total Environment*, 2003, 311:205-219.
- [46] LUO L, MA Y B, ZHANG S Z, et al. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90: 2524-2530.
- 
- (上接第 412 页)
- [43] 巩崇水, 曾淑玲, 王嘉媛, 等. 近 30 年中国雷暴天气气候特征分析 [J]. *高原气象*, 2013, 32 (5): 1442-1449.
- [44] WANG B, XIANG B, LEE J Y. Subtropical high predictability establishes a promising way for monsoon and tropical storm predictions[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, 110 (8): 2718-2722.
- [45] ZHANG X, WU K, WANG B, et al. The low-frequency variance of the ocean surface wave field in the area of the Antarctic Circumpolar Current [J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2013, 32(5): 15-21.
- [46] 陈圣劼, 孙燕, 韩桂荣. 太平洋年代际振荡与江苏夏季雷暴日年代际变化的联系[C]//第 32 届中国气象学会年会. 中国气象学会, 2015:11.
- [47] 来志云, 索朗, 白玛. 近 40 年西藏地区雷暴事件的时空变化特征[J]. *高原气象*, 2014 (4): 1131-1134.
- [48] 马明, 吕伟涛, 张义军, 等. 中国雷电活动特征分析 [J]. *气象科技*, 2007, 35(Z1): 1-7.
- [49] 刘维成, 陶健红, 邵爱梅. 甘肃和广东 2008~ 2011 年闪电特征对比[J]. *干旱气象*, 2012, 30(4): 588-592.
- [50] 王娟, 谌芸. 2009-2012 年中国闪电分布特征分析[J]. *气象*, 2015 (2): 160-170.
- [51] ZHANG Renhe. A diagnostic study of the impact of El Niño on the precipitation in China [J]. *Advances in Atmospheric Sciences*, 1999, 16(2): 229-241.
- [52] 马明. 雷电与气候变化相互关系的一些研究[D]. 合肥: 中国科学技术大学, 2004.
- [53] WILLIAMS E, STANFILL S. The physical origin of the land-ocean contrast in lightning activity [J]. *Comptes Rendus Physique*, 2002, 3(10): 1277-1292.