

巢湖市环城河沉积物重金属形态及垂直分布特征

杨长明, 张 芬, 徐 琛

(同济大学 长江水环境教育部重点实验室, 上海 200092)

摘要: 采用改良的连续提取法(BCR)对巢湖市环城河沉积物重金属总量及其赋存形态进行了测定和分析。结果表明, 巢湖市环城河采样点表层(0~10 cm)沉积物中重金属的质量分数分别为 29.5~224.3 mg·kg⁻¹(Pb), 21.3~78.1 mg·kg⁻¹(Ni), 67.5~1 126.3 mg·kg⁻¹(Cr), 50.7~217.4 mg·kg⁻¹(Cu); 新城区西环城河沉积物重金属的质量分数明显高于老城区东环城河; 其中以 Cr 的质量分数在不同采样点差异最为显著。不同采样点沉积物中重金属总量随深度变化特征差异明显, 西环城河沉积物不同深度重金属的质量分数较低, 且随深度变化较小; 受污染较严重的东环城河沉积物不同深度重金属的质量分数普遍较高, 且垂直变化波动较大; 所调查的 4 个沉积物柱状样能较好表征周边环境现状和污染历程。4 个采样点不同深度沉积物重金属的可交换及碳酸盐结合态的质量分数占总量的百分比均不超过 5%, Pb 主要以铁锰氧化物结合态存在; Ni 主要以残渣态存在; Cr 主要以有机物及硫化物结合态和残渣态存在; Cu 则主要以铁锰氧化物结合态和残渣态存在; 不同采样点柱状沉积物各重金属形态垂向分布也存在显著差异。次生相与原生相分布比值(R_{sp})法分析结果显示, 巢湖市东环城河 2 个采样点柱状沉积物 R_{sp} 值明显高于西环城河, 其重金属潜在污染生态风险较高, 其中 Pb 和 Cr 属于中度或重度污染水平。

关键词: 巢湖流域; 城市内河; 柱状沉积物; 重金属形态; 垂直分布; 次生相与原生相分布比值法

中图分类号: X820.2

文献标志码: A

Chemical Speciation and Vertical Distribution Characteristics of Heavy Metals in Sediment Cores of an Urban River from a Typical City in Chaohu Lake Watershed

YANG Changming, ZHANG Fen, XU Chen

(Key Laboratory of the Yangtze River Water Environment of the Ministry of Education, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: The total concentrations and different forms of heavy metals were investigated and analyzed to evaluate

pollution characteristics and potential release risk of heavy metals in sediment cores in an urban river of Chaohu City of Anhui province in China by using a modified BCR sequential extraction procedure. The result shows that the total concentrations of heavy metals range from 29.5 to 224.3 mg·kg⁻¹ for Pb, from 21.3 to 78.1 mg·kg⁻¹ for Ni, 67.5~1 126.3 mg·kg⁻¹ for Cr, 50.7~217.4 mg·kg⁻¹ for Cu, respectively. Sediments from the East Ring River (ERR) located in the old town show significantly higher total concentrations of Pb, Ni, Cr, Cu than those from the West Ring River (WRR) in the new town. Especially, the differences in total Cr concentration between sampling sites are more significant, as compared to the other heavy metals. There are significant differences in vertical distributions of total concentrations of heavy metals in sediments cores from four sampling sites. In general, the two sediment cores from the WRR have significantly lower heavy metals and smaller variations with depths than those from the ERR. Due to historical heavy pollution, the ERR shows high concentrations of heavy metals not only in subsurface but also in deeper layers of the sediment cores and the heavy metals fluctuates dramatically with depths. The vertical distribution characteristics of heavy metals can well indicate the surrounding environment situation and heavy metal pollution dynamics. The ratios of exchangeable and carbonate-bound fractions in the total heavy metals are not more than 5%. Pb and Ni exist mainly in reducible and residual fractions, respectively. Cr exists mainly in oxidizable and residual fractions, and Cu exists mainly in reducible and residual fractions. Potential ecological risk assessment based on the ratio of secondary phase to primary phase (RSP) for the four sediment cores shows that sediment cores from the ERR have the significantly highest R_{sp} than those from WRR. Especially, the sediments from the ERR are moderately or heavily polluted with Pb and Cr based on the RSP analysis and have a potential and high ecological risk

Key words: Chaohu Lake watershed; urban river; sediment

收稿日期: 2012-10-12

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2011ZX07303-001, 2011ZX07303-002)

第一作者: 杨长明(1973-), 男, 副教授, 理学博士, 主要研究方向为土壤与底泥污染控制理论与修复技术。

E-mail: cmyang@tongji.edu.cn

cores; heavy metals speciation; vertical distributions; ratio of secondary phase and primary phase (RSP)

重金属是最严重的环境污染物之一,其进入环境后难以被降解,且会通过生物富集和放大作用对生态系统构成直接和间接威胁^[1]. 因此,由重金属引起的环境污染问题日益受到关注. 进入水体的重金属可通过絮凝或沉淀作用进入沉积物,具有源、汇双重作用的沉积物在重金属污染研究中至关重要^[2]. 一般来讲,沉积物重金属总量可作为评价水环境污染程度的一个重要指标,但它不足以反应其潜在的生态危害性^[3],因为沉积物中不同形态的重金属的环境行为和生态效应不同^[4]. 因此,对重金属进行形态分级可以更加全面评价沉积物重金属元素潜在迁移性和生态风险等信息.

有关土壤和沉积物中重金属的形态分析方法较多,由于不同提取方法的研究结果难以比较,故欧共体标准物质局(European Communities Bureau of Reference)提出了一种3步提取法(简称BCR法)^[5],该法所提取的重金属元素形态包括:可交换及碳酸盐结合态(酸溶态),Fe/Mn氧化物结合态(可还原态),有机物及硫化物结合态(可氧化态)以及残渣态. 该方法较原来广泛应用的Tessier法简单易行,而且稳定性及重现性好,提取精度较高,不同研究结果也具有可比性^[6].

基于重金属总量的生态风险评价,如累积指数法、沉积物富集系数法和潜在生态危害指数法等,只能了解重金属的总体污染程度,无法区分沉积物中重金属的自然来源和人为来源,难以反映沉积物中重金属的化学活性和生物可利用性^[7]. 因此,在进行潜在生态风险评价时,必须考虑重金属的形态分布. 次生相与原生相分布比值法,对小区域的同源沉积物而言,评价效果较好^[8],从重金属来源、化学活性和生物可利用性等方面考虑沉积物中重金属污染程度也更为合理,可以弥补上述评价方法的不足.

随着城市人口数量和规模不断扩增,特别是工业化不断发展,城市水体重金属污染日趋严重. 特别是城市内河吸纳城市的生活污水、工业废水及地表径流,人为污染较自然河流更为严重,对城市总体环境和当地居民的身体健康构成严重威胁^[9]. 巢湖市是巢湖流域的重点城市,其老城区的环境问题由来已久,城区河流污染较为严重,为入巢湖的重要污染源. 沉积物作为水体重金属重要归属地,其质量分数和形态分布特征可以很好反映城市水体污染状况和

潜在生态风险^[10]. 本文以巢湖市环城河为研究对象,分别采集沉积物表层和柱状样,研究和比较不同河段主要重金属Pb, Ni, Cr, Cu总量和赋存形态的差异,研究结果将为揭示巢湖市城市内河沉积物污染特征提供基础资料,也为今后环城河污染底泥疏浚工程以及整个河流水环境综合整治提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

本研究区域位于安徽省巢湖市(N31°35'712"—31°37'179", E117°51'084"—117°51'973"),属巢湖流域典型城市,该市城区内河网水系发达,有环城河、天河、丁岗河、陆家河、洗耳池等水体. 其中环城河为该市主城区主要河流,由于受闸门控制,环城河水流不畅,通过定期从巢湖引水实现水体更新和水质改善. 环城河由东、西两部分构成,东环城河位于老城区,周边人口密集,工业化程度较高,过去周边居民生活污水和工业废水直排河道,造成环城河严重污染,虽然近几年随着城市污水纳管率逐步提高,入河污染负荷有所下降,水质有所改善,但是沉积物中仍滞留大量污染物. 西环城河位于主城区外围,城市开发较晚,工业化程度不高,历史污染负荷较低,主要以城市地表径流和农业面源污染为主.

1.2 样品采集与前处理

2010年4月,通过实地调查,选择了河床尚未受到人为破坏的4个采样点作为研究对象,分别为C1, C2, C3和C4点,其分布如图1所示. C1, C2位于东环城河中部,属老城区;C3, C4位于西环城河,其中C4点位于西环城河的最上游,从巢湖引水经此进入西环城河,并从东环城河流出. 采用荷兰产的Becker型沉积物原状采样器对4个位点分别进行采样,在采样现场每隔3 cm切分沉积物柱,样品装入聚乙烯塑料袋封装,并放在冷藏箱带回实验室进行处理和分析. 每个位点采3个柱状样,并按不同层次进行混合. 沉积物样品冷冻干燥后研磨成粉末,过100目筛,并置于聚乙烯塑料自封袋中备用. 所有采样点均采用GPS定位,同时进行水质分析.

1.3 分析方法

1.3.1 沉积物重金属总量分析

准确称取0.5 g沉积物样品于聚四氟乙烯消解罐中,加入5 mL HNO₃. 将消解罐置于电热板上以150 °C加热至液体近干. 再加入5 mL HNO₃, 5 mL HF, 3 mL HClO₄, 盖上盖子以150 °C加热3 h以上,

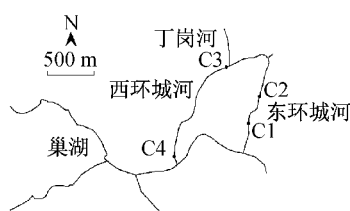


图1 研究区域和采样点分布

Fig.1 The study area and sampling sites

直至固体消失. 打开盖子, 蒸至液体近干. 冷却后用 2% HNO_3 将其定容至 25 mL. 溶液转移到 30 mL 聚乙烯瓶内, 放入冰箱(4 °C)以备分析. 每个样品做 3 个平行, 并做空白对照.

1.3.2 沉积物重金属形态分级方法

采用修改后的 BCR 法^[11]对沉积物重金属不同形态进行提取. 第 1 步(可交换态及碳酸盐结合态 F1): 称 1 g 样品, 加 40 mL 0.11 mol · L⁻¹ 醋酸, (22±5)°C 下振荡 16 h, 3 000 r · min⁻¹ 下离心 20 min. 第 2 步(Fe/Mn 氧化物结合态 F2): 上一步残渣中加 40 mL 0.5 mol · L⁻¹ $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ (加 25 mL 2 mol · L⁻¹ HNO_3 定容到 1 L (pH = 1.5)), (22±5)°C 下振荡 16 h, 3 000 r · min⁻¹ 下离心 20 min. 第 3 步(有机物及硫化物结合态 F3): 上一步残渣中加 10 mL H_2O_2 (pH = 2~3), 保持室温 1 h, 加热至 (85±2)°C 1 h, 再加 10 mL H_2O_2 , 加热至 (85±2)°C 1 h; 加 50 mL 1 mol · L⁻¹ NH_4OAc (pH = 2), (22±5)°C 下振荡 16 h, 3 000 r · min⁻¹ 下离心 20 min. 第 4 步(残渣态 F4): 上一步残渣中加 3 mL 蒸馏水、7.5 mL 6 mol · L⁻¹ HCl 和 2.5 mL 14 mol · L⁻¹ HNO_3 , 室温下静置过夜, 然后煮沸 2 h 后, 蒸至近干, 冷却定容并过滤. 重金属各形态分析提取离心后上清液为待测样品, 每个样品均做 3 个平行, 并做空白对照.

沉积物样品重金属总量和各提取态重金属量均采用 Agilent 7700X 电感耦合等离子体原子发射光谱仪(ICP-AES)测定.

1.3.3 不同采样点重金属潜在生态风险评价

基于重金属总量的生态风险评价, 只能了解重金属的污染程度, 无法区分沉积物中重金属的自然来源和人为来源, 难以反映沉积物中重金属的化学活性和生物可利用性. 因此, 在进行潜在生态风险评价时, 必须考虑重金属的形态分布. 本文采用次生相与原生相分布比值法对巢湖市环城河不同采样点表层沉积物重金属潜在生态风险进行评价^[8].

$$R_{\text{SP}} = w_{\text{sem}}/w_{\text{prim}} \quad (1)$$

式中: R_{SP} 为次生相与原生相比值; w_{sem} 表示沉积物中

次生相中的重金属的质量分数; w_{prim} 表示原生相中的重金属的质量分数. $R_{\text{SP}} < 1$ 为无污染, $1 \leq R_{\text{SP}} < 2$ 为轻度污染, $2 \leq R_{\text{SP}} < 3$ 为中度污染, $R_{\text{SP}} \geq 3$ 为重度污染. 次生相以前 3 步提取的重金属的质量分数计算, 即 $F1 + F2 + F3$; 原生相以残渣态的重金属的质量分数计算, 即 $F4$.

2 结果与讨论

2.1 沉积物重金属总量垂直分布特征

4 个不同采样点沉积物样品中 Pb, Ni, Cr, Cu 等重金属的质量分数垂直变化如图 2 所示. 不同采样点表层(0~10 cm)沉积物中重金属的质量分数分别为 29.5~224.3 mg · kg⁻¹ (Pb), 21.3~78.1 mg · kg⁻¹ (Ni), 67.5~1 126.3 mg · kg⁻¹ (Cr), 50.7~217.4 mg · kg⁻¹ (Cu). 总体而言, 环城河不同深度沉积物样品重金属平均质量分数由大到小的顺序为: C2 > C1 > C3 > C4, 其中以 Cr 的质量分数在不同采样点差异最为显著, 说明与老城区西环城河相比, 位于老城区的东环城河沉积物受到了更为严重的重金属污染. 从垂直分布规律来看, C1 点 Ni 和 Pb 的质量分数在 0~30 cm 处在较高水平, 且随深度变化不大, 但是在 30~40 cm 深度, 出现了突然下降, 之后又趋于稳定; 在 10~50 cm, Cr 的质量分数以 C1 点最高, 且随深度变化幅度最大, 而 Cu 的质量分数随深度总体呈现下降的趋势, 垂向变化幅度不及其他 3 种重金属剧烈; 对于 C2 采样点而言, 不同深度沉积物重金属 Ni, Pb, Cu 的质量分数均处在较高水平, 而且 Cr, Pb 和 Cu 的质量分数随深度波动较大, 特别是 Pb 垂向变化波动最为明显; 相对于 C1 和 C2 而言, 西环城河 C3 和 C4 不同深度沉积物重金属的质量分数总体处于较低水平.

目前的研究表明, 城市水体沉积物重金属主要来自于工业与生活污水的排放和城市地表径流污染^[9,12], 所得的数据也证明了这一点, 位于巢湖市老城区的东环城河 C1 和 C2 点沉积物不同深度重金属普遍高于新城区的 C3 和 C4, 表明老城区水体接纳外源重金属污染负荷明显高于新城区. 另外, 东环城河 2 个采样点(C1 和 C2)重金属的质量分数随深度波动较大, 甚至出现了亚表层重金属(Pb, Cr, Cu)的质量分数高于表层的现象, 这说明近 10 年来, 巢湖市实施了污水收集、纳管和处理工程, 排入到环城河的工业和生活污水总量有了明显削减. C4 点处于从巢湖引水入环城河河口处, 水质较好, 重金属污染负

荷较轻,加上流速较大,重金属沉积速度较慢,使得该点沉积物不同深度重金属的质量分数均较低。同样位于西环城河,C3 采样点不同深度重金属的质量分数明显高于 C4 点,且随深度波动明显,表明随着

城市的扩张,西环城河污染呈现明显加剧的态势。以上结果表明,沉积物重金属的质量分数及垂直分布变化可以较好指示环城河污染现状和历程^[13]。

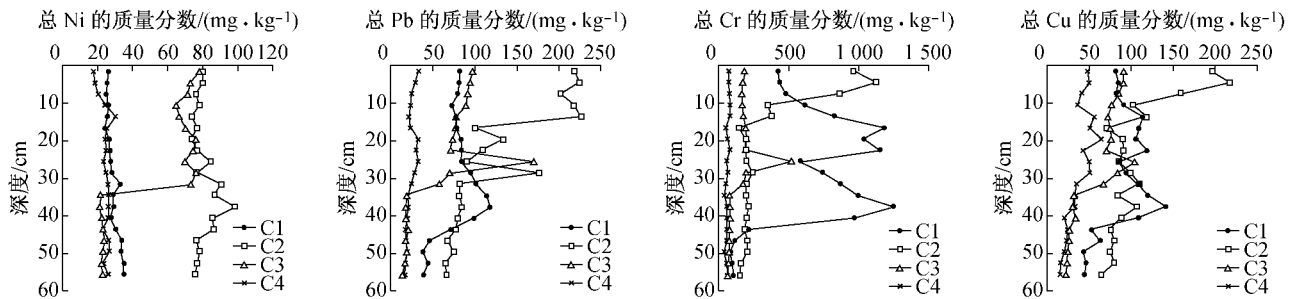


图2 不同采样点沉积物中重金属总量垂直变化特征

Fig.2 Vertical distributions of total heavy metals in sediment cores

2.2 不同形态重金属垂直分布特征

重金属形态会显著影响重金属的移动性、生物有效性和生态毒性^[14]。图3~6为不同采样点沉积物重金属不同形态随深度分布特征。所采集的4个柱状沉积物样品中,Pb, Ni, Cr和Cu等4种重金属的可交换及碳酸盐结合态(F1)的质量分数均较低,不超过总量的5%,且垂直变化特征不明显,大致趋势为亚表层较表层略高,底层重金属的质量分数非常低。4种金属中以Cu的可交换及碳酸盐结合态的质量分数最高,其次是Ni,Pb和Cr最低。4个柱状样品中,可交换及碳酸盐结合态重金属的质量分数由大到小的顺序为C1>C2>C4>C3,与重金属总量的大小顺序略有不同。可交换及碳酸盐结合态重金属对环境变化敏感,在中性条件下可释放出来,易于迁移转化,能被植物吸收,具有较高的潜在生态风险^[15]。

4个柱状沉积物样品中,C1和C2点Pb主要以

铁锰氧化物结合态存在,占总量60%~80%(图3)。C3和C4点铁锰氧化物结合态Pb的质量分数占总量约30%左右,说明铁锰氧化物是控制环城河沉积物Pb迁移转化的重要因素。Cu以铁锰氧化物结合态存在的重金属的质量分数较高,其中C1和C4点达到40%左右(图4)。除C4点外,Ni的铁锰氧化物结合态均较低(图5);铁锰氧化物态Cr以C1点较高,其他3个采样点均较低(图6)。铁锰氧化物结合态是金属与铁锰氧化物联系在一起的被包裹或本身成为氢氧化物沉淀部分,这部分金属属于较强的离子键结合的化学形态,在稳定的外界条件下不易释放,但当水体中氧化还原电位降低或水体缺氧时,这种结合形态的重金属键被还原,成为生物可利用态^[16]。C1点铁锰氧化物结合态Pb,Cu和Cr的质量分数明显大于C2点,说明C1点比C2点更容易因氧化还原电位的降低而造成沉积物重金属Pb,Cu和Cr释放。

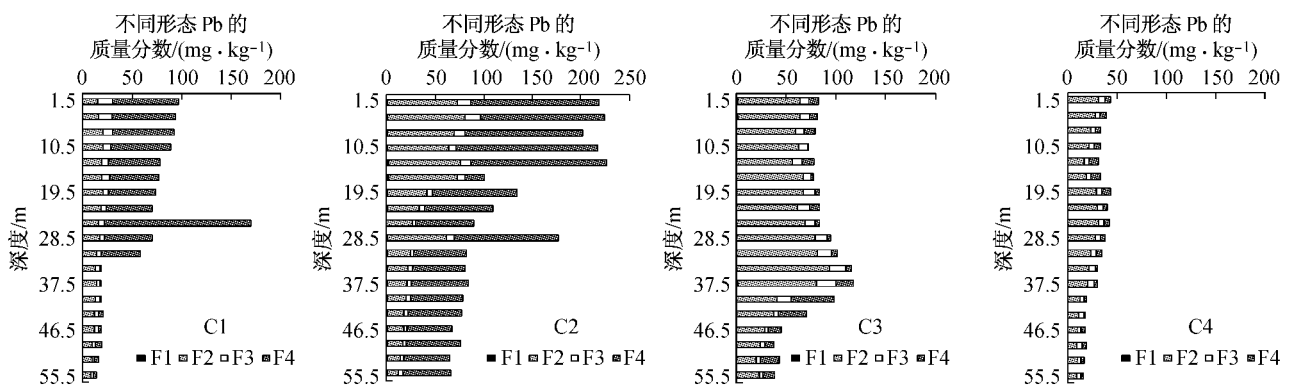


图3 不同柱状样沉积物中Pb各形态垂直分布

Fig.3 Vertical distributions of Pb fractions in sediment cores

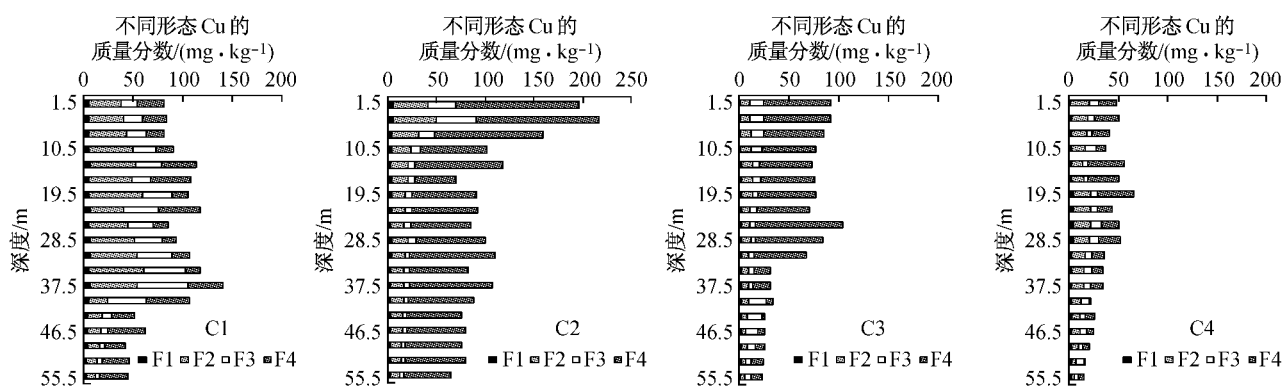


图 4 不同柱状样沉积物中 Cu 各形态垂直分布

Fig.4 Vertical distributions of Cu fractions in sediment cores

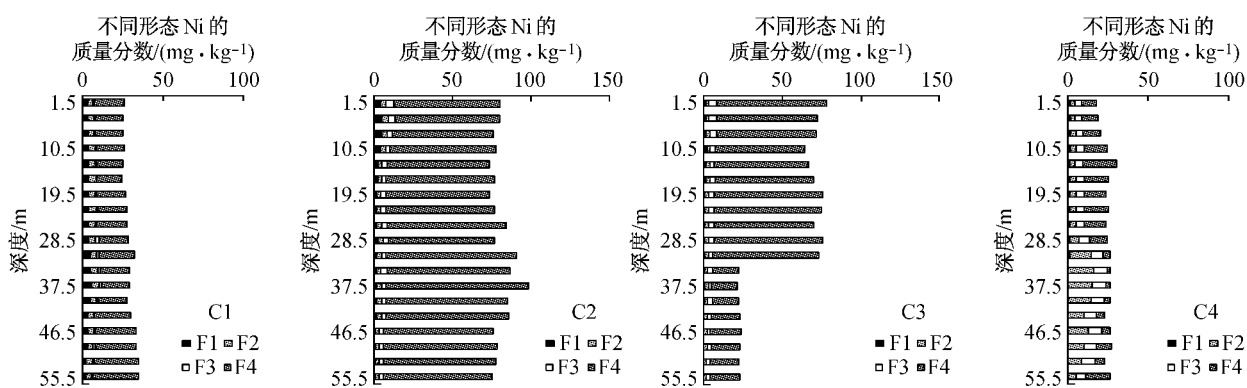


图 5 不同柱状样沉积物中 Ni 各形态垂直分布

Fig.5 The vertical distributions of Ni fractions in sediment cores

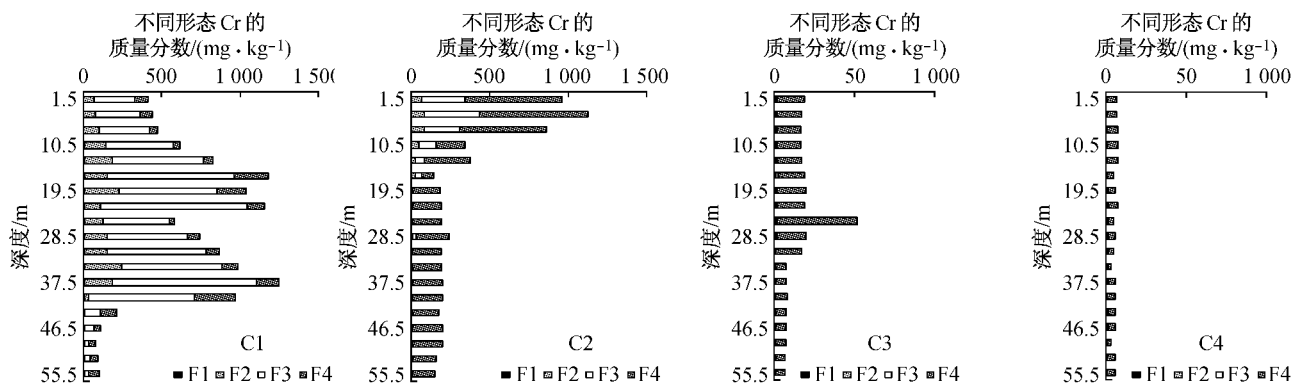


图 6 不同柱状样沉积物中 Cr 各形态垂直分布

Fig.6 Vertical distributions of Cr fractions in sediment cores

有机物及硫化物结合态主要为有机物如动植物残体、腐殖质与沉积物中重金属螯合而成,有机结合态重金属是反映水生生物活动及人类排放富含有机物的污水作用的结果^[17].在沉积物中,这种形态存在的重金属是相对稳定的,对环境的危害性较小.所采集的沉积物样品中 C1 点 Cr 主要以有机物及硫化物结合态存在,占总量的 40%~60%. C1 和 C4 点有机物及硫化物结合态重金属占总量的百分比要高于 C2 和 C3 点.特别是 C1 点 Cr 和 Cu 有机物及硫化物

结合态的质量分数要明显高于其他 3 个点,说明在高浓度的污染负荷下,Cr 和 Cu 主要以有机物及硫化物结合态积累于沉积物中.在外界条件变化不大的情况下,该形态相对稳定,可以较好反映其污染历史.

残渣态重金属主要赋存在原生矿物和次生硅酸盐矿物晶格中,性质非常稳定,不参与水-沉积物系统的再平衡分配,对沉积物中重金属的迁移和生物可利用性贡献不大,因此一般认为对环境是安全的.

所采集4个沉积物柱状样品中Ni主要以残渣态存在,C2和C3点Ni残渣态达到90%以上,但C2点在垂直方向变化不大,C3点则表层沉积物残渣态Ni的质量分数明显高于下层。Cu的各形态中,残渣态也是重要组成部分。C2和C3点4种金属都以残渣态为主,其垂直变化规律也大致相同,并且其质量分数在35 cm深度之后迅速降低,由此引起金属总量在此处发生变化。不同点位不同重金属残渣态的垂直变化特征各不相同,但不具有一定的规律。

2.3 沉积物重金属的潜在生态风险评价

运用次生相与原生相分布比值法对巢湖市环城河4个样点表层(0~10 cm)沉积物中重金属潜在生态风险进行了评价(表1),由表1可以看出,对于Pb、Cr和Cu等3种重金属而言,C1点的潜在污染生态风险远高于其他3个样点,受人为污染作用严重,这与前面分析结果相一致。按照次生相与原生相污染评价的标准,C1点Pb和Cr都属于重度污染,Cu属于中度污染;C2点Pb和Cr属于重度或中度污染,Cu属于轻度污染。C3和C4两采样点4种金属 R_{SP} 均较低,皆处在低生态风险水平;对于重金属Ni而言,4个采样点都属于无潜在的生态污染风险。以上重金属污染风险评价结果与实际重金属总量大小顺序并不完全一致,这也进一步说明基于形态分级的重金属污染评价方法能够更好反映该区域重金属的潜在生态风险^[18]。

表1 巢湖市城市内河表层沉积物中重金属次生相与原生相比值

Tab.1 Ratio of secondary phase to primary phase (R_{SP}) of heavy metals in surface sediment samples

采样点	$R_{SP}(Pb)$	$R_{SP}(Ni)$	$R_{SP}(Cr)$	$R_{SP}(Cu)$
C1	9.84	0.44	6.58	2.85
C2	5.00	0.84	2.20	1.47
C3	0.64	0.18	0.61	0.56
C4	0.47	0.13	0.10	0.38

3 结论

(1) 巢湖市环城河所采集的4个柱状样沉积物中,4种典型重金属总量垂向分布规律存在显著差异,位于东环城河两个采样点重金属的质量分数普遍较高,尤其以Cr污染最为严重,且随深度变化波动最为明显;位于西环城河两个采样点柱状样中重金属的质量分数普遍较低,而且垂向变化相对比较稳定。柱状沉积物中重金属垂向分布特征可以很好反映巢湖城市环境污染历程以及城市化对城区水环

境的影响。

(2) 4个柱状沉积物样品中,Pb、Ni、Cr和Cu等4种金属元素的可交换及碳酸盐结合态的质量分数占重金属总量的百分比均低于5%,且亚表层高于表层沉积物。沉积物中Pb、Cu和Ni主要以铁锰氧化物结合态和残渣态存在,铁锰氧化物可能是控制巢湖市环城河沉积物Pb的迁移转化重要因素。而Cr以有机物及硫化物结合态和残渣态存在。不同采样点沉积物重金属形态以及垂向分布也存在显著差异,但是规律不明显。

(3) 运用次生相与原生相分布比值法对巢湖市环城河4个典型样点表层沉积物中重金属的潜在生态风险分析结果表明,东环城河2个采样点柱状沉积物重金属潜在污染生态风险明显高于西环城河,其中Pb和Cr属于中度或重度污染。不同采样点 R_{SP} 值与重金属总量顺序不完全一致,这说明基于形态分级的重金属污染评价方法能够更好反映该区域重金属污染的潜在生态风险。

参考文献:

- [1] Alonso E, Callejon M, Jimenez J, et al. Heavy metal extractable forms in sludge from wastewater treatment plants [J]. *Chemosphere*, 2002, 47:765.
- [2] Hosono T, Su C C, Okamura T, et al. Historical record of heavy metal pollution deduced by lead isotope ratios in core sediments from the Osaka Bay, Japan [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2010, 107:1.
- [3] Amiard J C, Geard A, Amiard-Triquet C, et al. Relationship between the lability of sediment-bound metals (Cd, Cu, Zn) and their bioaccumulation in benthic invertebrates [J]. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2007, 72:511.
- [4] Shikazono N, Tatewaki K, Mohiuddin K M, et al. Sources, spatial variation, and speciation of heavy metals in sediments of the Tamagawa River in Central Japan [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2012, 34:13.
- [5] Rauret G, Lopez-Sanchez J F, Sahuquillo A, et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, 1:57.
- [6] Dundar M S, Altundag H, Eyupoglu V, et al. Determination of heavy metals in lower Sakarya river sediments using a BCR-sequential extraction procedure[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2012, 184: 33.
- [7] Su L Y, Liu J L, Christensen P. Spatial distribution and ecological risk assessment of metals in sediments of Baiyangdian wetland ecosystem[J]. *Ecotoxicology*, 2011, 20: 1107.
- [8] Lions J, Guérin V, Bataillard P, et al. Metal availability in a highly contaminated, dredged-sediment disposal site: field

- measurements and geochemical modeling[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158: 2857.
- [9] Kevin G, Taylor, Philip N. Owens. Sediments in urban river basins: a review of sediment-contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities [J]. *Journal of Soils and Sediment*, 2009, 9: 281.
- [10] Baek Y W, An Y J. Assessment of toxic heavy metals in urban lake sediments as related to urban stressor and bioavailability [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, 171: 529.
- [11] Nemati K, Nor Kartini Abu Bakar N K, Abas M R, et al. Speciation of heavy metals by modified BCR sequential extraction procedure in different depths of sediments from Sungai Buloh, Selangor, Malaysia[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 192: 402.
- [12] Yu G B, Liu Y, Yu S. Inconsistency and comprehensiveness of risk assessments for heavy metals in urban surface sediments [J]. *Chemosphere*, 2011, 85: 1080.
- [13] Matsapaevaa I V, Osinskayab N S, Danilova E A. Concentrations of heavy metals in bottom sediments of lake dautkul as an indicator of anthropogenic impact in the area south of the Aral Sea[J]. *Water Resources*, 2010, 37:586.
- [14] Gonzalez I, Aguila E, Galan E. Partitioning, bioavailability and origin of heavy metals from the Nador Lagoon sediments (Morocco) as a basis for their management[J]. *Environmental Geology*, 2007, 52: 1581.
- [15] Quevauviller P H, Rauret G L, López-sánchez J F, et al. Certification of trace metal extractable contents in a sediment reference material (CRM 601) following a three-step sequential extraction procedures [J]. *Science of Total Environment*, 1997, 205:223.
- [16] Vink J P M, Harmsen J, Rijnaarts H. Delayed immobilization of heavy metals in soils and sediments under reducing and anaerobic conditions; consequences for flooding and storage [J]. *Journal of Soils and Sediment*, 2010, 10: 1633.
- [17] Owen R B, Sandhu N S. Heavy metal accumulation and anthropogenic impact on Tolo Harbour, Hongkong[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2000, 40:174.
- [18] Velimirovic M B, Prica M D, Božo D, et al. Characterization, availability, and risk assessment of the metals in sediment after aging[J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 2011, 214: 4219.

(上接第 1346 页)

- [6] 姚允武. 碳纤维加固钢筋混凝土连续梁结构的理论与试验研究[D]. 长春: 吉林大学交通学院, 2009.
YAO Yunwu. Theoretical and experimental study of reinforced concrete continuous beam with CFRP[D]. Changchun: College of Traffic, Jilin University, 2009.
- [7] Yang KH, Byun HY, Ashour A F. Shear strengthening of continuous reinforced concrete T-beams using wire rope units [J]. *Engineering Structures*, 2009, 31(5): 1154.
- [8] Mostafa EM, Amr ER, Ehab ES. Flexural behavior of continuous FRP-reinforced concrete beams [J]. *Journal of Composites for Construction*, 2010, 14(6): 669.
- [9] Habeeb MN, Ashour AF. Flexural behavior of continuous GFRP reinforced concrete beams [J]. *Journal of Composites for Construction*, 2008, 12(2): 115.
- [10] El-Refaie SA, Ashour AF, Garrity SW. Sagging and hogging strengthening of continuous reinforced concrete beams using carbon fiber reinforced polymer sheets [J]. *ACI Structural Journal*, 2003, 100(4): 446.
- [11] Akbarzadeh H, Maghsoudi AA. Experimental and analytical investigation of reinforced high strength concrete continuous beams strengthened with fiber reinforced polymer [J]. *Materials & Design*, 2010, 31(3): 1130.
- [12] 中华人民共和国建设部. GB50367—2006 混凝土结构加固设计规范[S]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2006.
Ministry of Construction of PR China. GB50367-2006, Design code for strengthening concrete structure[S]. Beijing: China Architecture and Building Press, 2006.
- [13] 中国工程建设标准化协会. CECS146—2003 碳纤维片材加固修复混凝土结构技术规程[S]. 北京: 中国计划出版社, 2003.
China Engineering Construction Standardization Association. CECS146-2003 Technical specification for strengthening concrete structures with carbon fiber reinforce polymer laminate[S]. Beijing: Chinese Planning Press, 2003.
- [14] 上海市建筑科学研究院. DG/TJ08—20012—2002 纤维增强复合材料加固混凝土结构技术规程[S]. 上海: 上海市建设标准化办公室, 2002.
Shanghai Construction and Scientific Research Institute. DG/TJ08-20012-2002 Technical code for strengthening concrete structure with fiber reinforced polymer [S]. Shanghai: Shanghai Construction Standardization Office, 2002.
- [15] ACI Committee 440. ACI440. 2R-02 Guide for the design and construction of externally bonded FRP systems for strengthening concrete structures [S]. Farmington Hills: American Concrete Institute, 2002.
- [16] 滕锦光, 陈建飞, 史密斯 S T. FRP 加固混凝土结构 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2005.
TENG Jinguang, CHEN Jianfei, Smith S T. FRP strengthened RC structures [M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 2005.