

## 贵州草海湿地不同水位梯度沉积物中汞、砷形态分布及风险评价\*

汤向宸<sup>1,2</sup>, 林陶<sup>1,2\*\*</sup>, 夏品华<sup>1,2</sup>, 黄先飞<sup>1,2</sup>, 马莉<sup>1,2</sup>, 杨羽<sup>1,2</sup>

(1: 贵州师范大学贵州省山地环境信息系统与生态环境保护重点实验室, 贵阳 550001)

(2: 贵州师范大学高原湿地生态与环境研究中心, 贵阳 550001)

**摘要:** 通过改进 Tessier 连续提取法对贵州草海黑颈鹤栖息地不同水位梯度下沉积物汞(Hg)、砷(As)形态及生态风险进行了研究。结果表明,草海湿地沉积物中 Hg 含量在 0.45~1.51 mg/kg 之间,超过国家土壤环境质量农用地土壤风险管控标准;形态组成上,残渣态汞(Res-Hg)>有机结合态汞(Org-Hg)>碳酸盐结合态(Car-Hg)>铁锰氧化态(FeO-Hg)>可交换态(Ex-Hg),不同水位梯度下含量和赋存形态在不同区域不一致。As 含量在 16.4~23.8 mg/kg 之间,形态依次为残渣态砷(Res-As)>有机结合态砷(Org-As)>铁锰氧化态砷(FeO-As)>碳酸盐结合态砷(Car-As)>可交换态砷(Ex-As)。As 含量与贵州省土壤背景值持平,随着水位梯度的抬升,其总量呈增加趋势,残渣态占比逐步增多,性质逐渐稳定。采用地累积指数( $I_{geo}$ )、潜在生态风险指数( $E_r^i$ )、风险评价编码法(RAC)对 Hg、As 的危害程度进行分析表明,基于草海较高 Hg 环境背景值,Hg 整体污染风险较高,As 处于低水平的污染风险等级且对环境影响较小。该研究揭示了不同水位梯度下 Hg、As 总量及形态分布特征,对草海湿地水位抬升恢复湿地提供了参考。

**关键词:** 草海湿地;水位梯度;汞;砷;形态分布;风险评价

## Speciation distribution and risk assessment of Hg and As in sediment of Lake Caohai wetlands under different water level gradients, Guizhou Province\*

TANG Xiangchen<sup>1,2</sup>, LIN Tao<sup>1,2\*\*</sup>, XIA Pinhua<sup>1,2</sup>, HUANG Xianfei<sup>1,2</sup>, MA Li<sup>1,2</sup> & YANG Yu<sup>1,2</sup>

(1: Key Laboratory for Information System of Mountainous Area and Protection of Ecological Environment of Guizhou Province, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, P.R.China)

(2: Plateau Wetland and Environment Research Center, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, P.R.China)

**Abstract:** The speciation and ecological risk of sediment Hg and As in different water-level gradients of the *Grus nigricollis* habitat in Lake Caohai wetland, Guizhou Province were analyzed by modified Tessier sequential extraction. The results showed that Hg content in sediments ranged from 0.45 to 1.51 mg/kg. In terms of speciation composition, residual Hg>Organic Matter Hg>Carbonates Hg>Fe-Mn Oxides Hg>Exchangeable Hg. The content exceeds the soil environmental quality risk control standard for soil contamination of agricultural land and is related to the regional geological background and human activities. There is no regularity in the content distribution on the water level gradient. The ratio of non-residue Hg in Liujiaxiang (zone A) and Huyelin (zone C) area increased with the water level gradient, while the non-residue Hg in Zhujiawan (zone B) showed a downward trend. The As content is between 16.4 and 23.8 mg/kg, and speciation distribution residual As>Organic Matter As>Fe-Mn Oxides As>Carbonates As>Exchangeable As. The As content is equal to the land background value of Guizhou Province. With the water level gradient rises, the total content increases, the proportion of residual increases gradually, and the nature gradually stabilizes. The geo-accumulation ( $I_{geo}$ ), the Hakanson index ( $E_r^i$ ), and the risk assessment code (RAC) analyses of the hazard degree of Hg and As indicate that the risk of Hg pollution is high based on high Hg environment background value in Lake Caohai wetland, As is at a low level of pollution risk level and less affected to the environment. In this study, the distribution of Hg and As speciation and ecological risks on different water level gradients of *Grus nigricollis* habitat in Lake Caohai wetland were studied, and the effects of water-

\* 2019-04-16 收稿;2019-06-27 收修改稿。

贵州省重大科技专项课题(20163022-2)、国家自然科学基金项目(41867056)和贵州省林业科技项目(201411)联合资助。

\*\* 通信作者; E-mail:lintao1113@163.com.

level gradient on heavy metal/semimetal distribution in sediment/soil were discussed. It provides a reference for the assessment of ecological effect of water level rise in the Lake Caohai wetland.

**Keywords:** Lake Caohai wetland; water level gradient; Hg; As; speciation; risk assessment

湿地是生物多样性最丰富的生态系统,其面积虽仅占地球表面的1%,却为地球上40%的物种提供了生存环境<sup>[1]</sup>。然而,由于气候变化和人类的影响,致使湿地污染严重、生态系统破坏且具有不可恢复的后果,其中重金属污染是近几十年来湿地出现的最复杂、最严峻的问题<sup>[2-3]</sup>。由于环境中重金属毒性、持久性、生物富集和难降解等被认为是湿地生态和人体健康的一个重大威胁。沉积物中的重金属会通过浮游动物、底栖动物的摄食,植物的富集等途径进入到食物链中<sup>[4]</sup>。汞(Hg)、砷(As)在自然界广泛存在,是两种毒性较大的重金属/类金属元素。食用Hg富集较高的动植物体会对鸟类等高等动物的繁殖造成危害<sup>[5]</sup>,对蛋壳结构和功能造成潜在危险,致使蛋壳薄、孵化率低、死亡率高<sup>[6]</sup>。据研究As与Hg具有相似富集作用,无机As在鸟类食物源中如块茎、水藻、昆虫等的富集潜力较高,产生潜在威胁<sup>[7]</sup>。As在动物体内会造成其蓄积性中毒,甚至导致死亡<sup>[8]</sup>。研究湿地中Hg、As含量及形态分布,对于了解Hg、As的环境行为、生物有效性及生态危害具有重要意义,是湿地重金属研究的一个热点。

贵州草海国家级自然保护区是贵州省最大的天然湖泊湿地,是黑颈鹤(*Grus nigricollis*)等珍稀水鸟的越冬地,是一个完整典型的高原湿地生态系统,具有重要生态服务功能和研究价值<sup>[9]</sup>。然而,由于特殊的地质背景和人类活动的影响,草海湿地富营养化、湿地面积萎缩和重金属污染等问题突出<sup>[10-12]</sup>。中央及地方政府十分重视草海湿地的治理。实施了一系列保护修复工程,如污水处理、入湖口湿地恢复、退耕还湿等。但是一些规划实施的项目如底泥疏浚对生物多样性的影响,水位抬升淹没农田区后重金属、氮磷等污染物释放对水质影响以及对黑颈鹤栖息空间影响等备受争议<sup>[13]</sup>。本文通过对湿地不同水位梯度下重金属含量、形态组成及风险评估的研究,为了解水位变化对重金属环境行为的影响提供参考。

关于不同水位梯度下沉积物中重金属的研究主要集中在水库、潮间带的迁移转化、空间异质性及生态风险等方面<sup>[14-16]</sup>,水库区水位变动造成的环境变化会导致重金属沉降速率随岸边高度增加而下降,岸边沉积物的重金属富集量高于岸边土壤<sup>[17]</sup>;而湿地水位变动对重金属总量及形态制约影响关注较少<sup>[13]</sup>。

草海湿地的研究主要集中在湿地植物及鸟类多样性<sup>[18-19]</sup>、生态系统评价<sup>[20]</sup>、沉积物氮、磷含量及赋存形态<sup>[21-22]</sup>、沉积物胞外酶与有机碳的关系<sup>[23]</sup>等。对重金属的研究也有不少报道,包括湖区水体和沉积物中Hg、As总量和形态分布<sup>[24]</sup>以及甲基汞在草海地栖动物体内的富集情况和食物链上的传递<sup>[25]</sup>。关于草海黑颈鹤栖息地不同水位梯度下Hg、As赋存形态及生态风险缺乏了解。鉴于此,本文拟通过对草海黑颈鹤栖息地不同水位梯度上Hg、As形态分布和生态风险的研究,探讨草海水位抬升后对沉积物/土壤中重金属/类金属分布的影响,以期对草海水位抬升生态影响评估提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

贵州草海湿地国家自然保护区(26°49'~26°53'N, 104°12'~104°18'E)位于贵州省西部威宁县城西南面,是以黑颈鹤为代表的候鸟越冬地。草海是一个典型、完整的高原湿地生态系统,属亚热带季风气候区,海拔2170~2527 m;年平均温度10.5℃,年降水量约为950 mm,水域面积20.98 km<sup>2</sup>,水深1~3 m。西北方为草海湿地的出水方向。东部为威宁县城,常驻人口128万人,距离草海湿地最近仅2 km,同时东部也是草海湿地入水口所处的位置。

### 1.2 样品采集与测定

1.2.1 样品采集 选取了草海湿地黑颈鹤过冬的3个主要栖息地。刘家巷(A区)、朱家湾(B区)、胡叶林(C区)3个区域分别位于草海湿地西、南、东3个方位(图1)。3个区域的人口密度和人为活动情况有较大的差异,A区域为草海进水口坐落在城区,人口数量大,城市、农业用水排放占多数;B区域远离城市,农田用地为主要占地类型;C区域靠近草海出水口。草海常年水位高程2171.7 m,其中5—9月丰水期和10月至次年4月枯水期水位相差不超过0.8 m。每个栖息地分为4个水位梯度,根据Wetzel<sup>[26]</sup>的湖沼学分类,分别是沉水

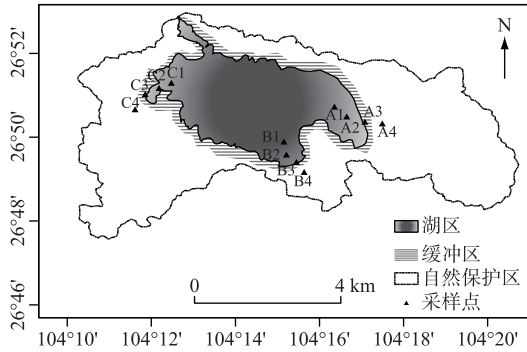


图 1 贵州草海湿地采样点分布

Fig.1 Sampling sites in Lake Caohai wetland, Guizhou Province

植被区 (Submerged plants, SP)、挺水植被区 (Emergent aquatic plants, EP)、水位变幅区 (Wet plants, WP)、农田区 (Cultivated plants, CP), 在图 1 中分别用 1、2、3、4 来表示. 主要植被及水深情况见表 1, 区域分布情况见图 2. 每个水位梯度随机选取 3 个 1 m×1 m 的样方, 每个样方采集 3 个样品, 混合成一个复合样品.

于 2017 年 7 月末采样. 采集前去除沉积物表面乱石杂物, 柱状采样器采集表层沉积物 (0~10 cm) 样品, 立即放入 PE 真空袋密封, 置于冰盒中带回实验室. 去除植物残体, 砾石后, 将样品经冷冻干燥之后研磨过 100 目筛, 避光封袋保存, 用于测定 Hg、As 总量及各形态含量. 收集样品前, 取样装置和工具皆经过酸泡 (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) 24 h 后用超纯水冲洗, 确保因采样引起的污染降低到最小.

表 1 采样区概况

Tab.1 Survey of sampling sites

采样区	水位梯度	主要植被	水深/cm
刘家巷 (A 区)	沉水植被区 (SP)	金鱼藻 ( <i>Ceratophyllum demersum</i> )	130.00±10.00
	挺水植被区 (EP)	水葱 ( <i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> )	89.00±7.94
	水位变幅区 (WP)	芦苇 ( <i>Phragmites australis</i> )	31.00±6.08
	农田区 (CP)	玉米 (maize)	0
朱家湾 (B 区)	沉水植被区 (SP)	尖叶眼子菜 ( <i>Potamogeton oxyphyllus</i> )	120.00±18.68
	挺水植被区 (EP)	水葱 ( <i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> )	89.00±14.58
	水位变幅区 (WP)	雀稗 ( <i>Paspalum thunbergii</i> )	58.00±11.70
	农田区 (CP)	玉米 (maize)	0
胡叶林 (C 区)	沉水植被区 (SP)	光叶眼子菜 ( <i>Potamogeton lucens</i> )	264.00±18.01
	挺水植被区 (EP)	香蒲 ( <i>Typha latifolia</i> )	132.00±14.01
	水位变幅区 (WP)	雀稗 ( <i>Paspalum thunbergii</i> )	82.00±11.06
	农田区 (CP)	玉米 (maize)	0

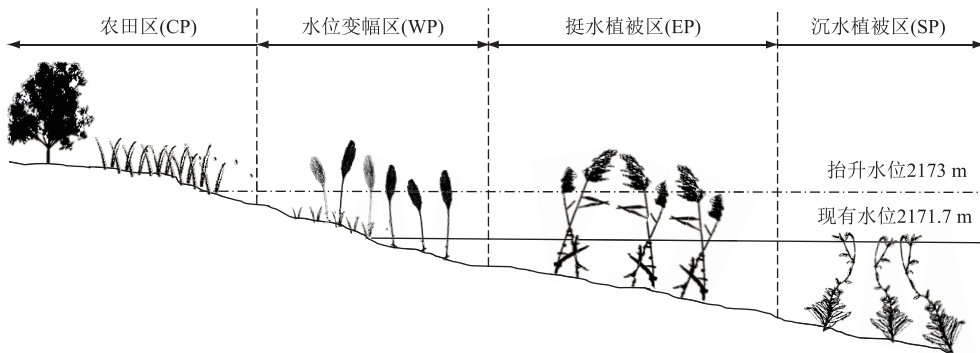


图 2 水位梯度剖面示意图

Fig.2 Water level gradient profile schematic diagram

1.2.2 样品测定与数据处理 沉积物 Hg、As 总量采用王水水浴消解法提取. 根据贵州省土壤分布特点, 黔西、黔西北地区属于北亚热带黄棕壤地带, 以土壤标准物质 GBW07408(GSS-8) 为标准. 测定 Hg 和 As 标准物质平均浓度分别为  $0.0164 \pm 0.002$  和  $11.81 \pm 0.898$  mg/kg. 回收率为 88% ~ 105% 和 88% ~ 98%. 根据研究测定 Hg、As 形态采用改进 Tessier 连续法提取. 将重金属形态分为可交换态(Exchangeable, Ex)、碳酸盐结合态(Carbonates, Car)、铁锰氧化态(Fe-Mn Oxides, FeO)、有机结合态(Organic Matter, Org)、残渣态(Residual, Res). 采用 GBW07443(GSF-3) 对土壤形态进行质量控制, 测定 Hg 和 As 形态平均回收率分别为 80% ~ 118% 和 91% ~ 111%. 5 种形态之和略小于总 Hg 测定含量, 连续提取过程会造成损失, 具体步骤见表 2. 样品测定使用原子荧光光谱法(北京海光 AFS-230E) 进行测定. 本文采用 Origin 9.0 制图.

表 2 改进 Tessier 重金属形态提取方法<sup>[27]\*</sup>

Tab.2 Sequence extraction procedure of improved Tessier

重金属形态	实验步骤
可交换态 (Exchangeable, Ex)	取 $1.0000 \pm 0.0003$ g 样品并加入 16 mL 1.0 mol/L MgCl <sub>2</sub> 溶液, 室温下振荡 1 h (200 r/min), 离心 10 min (4000 r/min), 取上清液定容至 50 mL 容量瓶.
碳酸盐结合态 (Carbonates, Car)	向残渣中加 16 mL 1.0 mol/L HAc/NaAc 缓冲液, 室温下振荡 8 h (200 r/min), 离心 10 min (4000 r/min), 取上清液定容 50 mL 容量瓶.
铁锰氧化态 (Fe-Mn Oxides, FeO)	向残渣中加 40 mL 0.04 mol/L NH <sub>2</sub> OH·HCl 和 25% (V/V) HAc 混合液, 水浴加热 $96 \pm 3^\circ\text{C}$ , 时间 4 h, 离心 10 min (4000 r/min), 取上清液定容 50 mL 容量瓶.
有机结合态 (Organic Matter, Org)	向残渣中加入 6 mL 0.02 mol/L HNO <sub>3</sub> 和 30% H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 溶液 10 mL, 水浴 $85 \pm 2^\circ\text{C}$ 间歇振荡 2 h. 加入 6 mL H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 溶液在水浴 $85 \pm 2^\circ\text{C}$ 间歇振荡 3 h; 冷却后加入 10 mL 3.2 mol/L NH <sub>4</sub> Ac 和 20% (V/V) HNO <sub>3</sub> 混合液, 振荡 30 min, 离心 10 min (4000 r/min), 取上清液定容 50 mL 容量瓶.
残渣态 (Residual, Res)	向残渣中加入 10 mL 1:1 王水加热煮沸消解至溶液剩余 3 mL 左右, 取上清液定容至 50 mL 容量瓶.

\* 加粗部分为改进处; Tessier 最初提出的五步连续提取法不包括 Hg、As 元素, 在此基础上结合 Hg、As 元素的特殊性, 通过参考文献和实验探究对方法进行部分改进, 从而进行形态提取.

### 1.3 重金属评价方法

1.3.1 地积累指数法 地积累指数法 (Muller Index) 是 1960s 由德国科学家 Muller 提出的用于探究沉积物中重金属污染程度的评价方法<sup>[28]</sup>. 该评价方法考虑了自然成岩作用、重金属绝对含量及背景值等. 计算方法如下:

$$I_{geo} = \log_2(C_n/k \cdot B_n) \quad (1)$$

式中,  $I_{geo}$  为重金属的地积累指数;  $C_n$  为该重金属的含量 (mg/kg);  $k$  为修正常数, 通常用来表征沉积特征、岩石地质及其他影响, 一般  $k$  取值 1.5;  $B_n$  为沉积岩中该重金属的地球环境背景值, 采用贵州省土壤元素背景值 Hg、As 含量, 分别为 0.11 和 20.0 mg/kg.  $I_{geo}$  大小与污染程度关系为:  $I_{geo} < 0$ , 表示无污染; 0 ~ 1 之间, 表示轻度污染; 1 ~ 2 之间, 表示中度污染; 2 ~ 3 之间, 表示偏重度污染; 3 ~ 4 之间, 表示重度污染; 4 ~ 5 之间, 表示严重污染; > 5 表示极严重污染.

1.3.2 潜在生态风险指数法 选取 Hakanson 潜在生态风险指数<sup>[29]</sup>, 该方法考虑了重金属在在沉积物中的转化规律和评价区域性重金属的敏感性, 可以比较全面地表征沉积物中重金属的潜在生态影响, 公式如下:

$$C_f^i = C_s^i / C_n^i \quad (2)$$

$$E_r^i = T_r^i \cdot C_f^i \quad (3)$$

式中,  $C_f^i$  为单个重金属相对参比值的污染系数;  $C_s^i$  为重金属的实测浓度值;  $C_n^i$  为重金属的评价参比值;  $E_r^i$  为单个重金属潜在生态风险指数;  $T_r^i$  为重金属的毒性响应系数. Hg 和 As 的毒性响应系数分别为 40 和 10. 潜在生态风险指数法评价重金属污染程度为:  $E_r^i < 40$  表示轻微污染; 40 ~ 80 之间表示中等污染; 80 ~ 160 之间表示较强污染; 160 ~ 320 之间表示强污染; > 320 表示极强污染.

1.3.3 风险评价编码法 采用风险评价编码法 (risk assessment code, RAC) 表征重金属的可迁移性, 根据生物可利用态 (可交换态与碳酸盐结合态之和) 占总量的质量分数来评价重金属的生物可利用性<sup>[30]</sup>. 其等级划

分为无风险(<1%)、低风险(1%~10%)、中等风险(11%~30%)、高风险(31%~50%)和极高风险(>50%)。

## 2 结果与分析

### 2.1 沉积物中 Hg、As 总量的分布情况

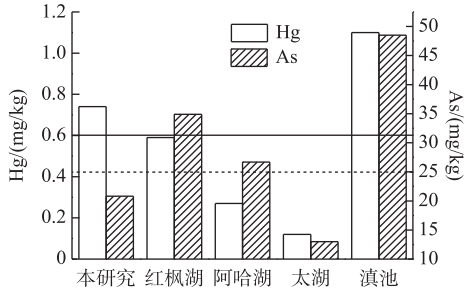


图3 贵州草海沉积物 Hg、As 含量与其他湖泊沉积物的对比 (实线、虚线分别代表 Hg、As 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)(GB 15618-2018)中的筛选值)

Fig.3 Mean concentrations of heavy metals in sediments of the Lake Caohai wetland compared with those in other sediments (The solid line and the dotted line in the figure represent the selected values in the Hg and As soil environmental quality risk control standard for soil contamination of agricultural land (trial) GB 15618-2018)

Hg 在草海 3 个栖息地表层沉积物的含量变化差异比较明显, 含量变化为 0.45~1.51 mg/kg, 总体平均含量为 0.74 mg/kg. As 的含量变化较小, 在 16.4~23.8 mg/kg 之间, 平均值为 20.8 mg/kg. 参照《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(试行)(GB 15618-2018)中性土壤 Hg 和 As 筛选值对草海地区重金属含量进行比对, 筛选值分别为 0.6 和 25 mg/kg. 超过该值则可能对农作物生长或土壤生态环境存在风险. 其中 Hg 含量高于筛选值, 存在污染风险, As 低于筛选值. 由图 3 可知相较于其他的水体<sup>[31-34]</sup>, Hg 的含量相对较高, 仅低于滇池, 而 As 的含量仅高于太湖. 从空间分布上来看, A 区域 Hg 的平均含量最高, 达到了 0.93 mg/kg (图 4), 各栖息地浓度大小为 A>C>B. 其中 Hg 在 A-SP 含量达到最高, 为 1.51 mg/kg. 含量最低处出现在 C-CP 处, 为 0.45 mg/kg, 样点之间的规律性并不明显. As 整体上的空间分布平稳. 不同水位梯度之间的差值不超过 2 mg/kg.

在水位梯度上, Hg 平均含量的大小差异为沉水植被区(SP)>水位变幅区(WP)>农田区(CP)>挺水植被区(EP). 三点由深到浅没有明显的规律性. As 在水位梯度上的平均含量变化为水位变幅区(WP)>挺水植被区(EP)>农田区(CP)>沉水植被区(SP). B 区域 As 的平均含量随着水位由深到浅逐渐升高, A、C 区域在沉水植被区(SP)、挺水植被区(EP)、水位变幅区(WP)的梯度变化上 As 的平均含量是逐级升高的.

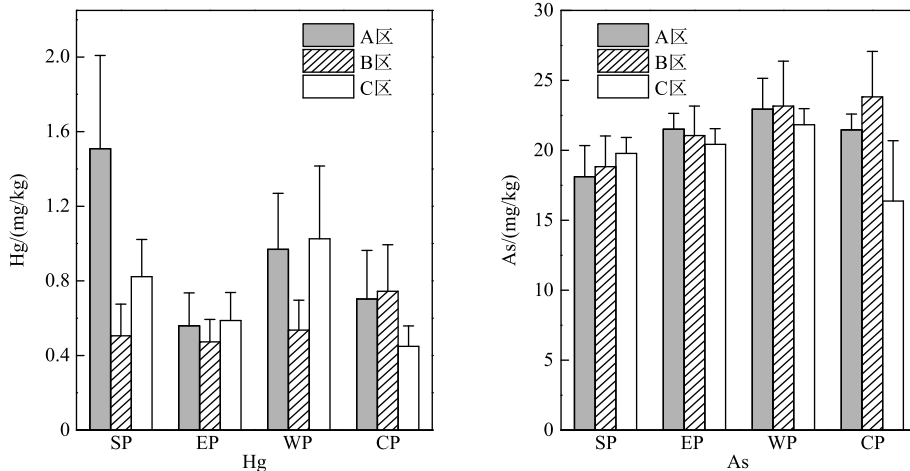


图4 贵州草海水位梯度上 Hg 和 As 平均含量的分布

Fig.4 Mean contents of Hg and As on water level gradient in Lake Caohai wetland, Guizhou Province

## 2.2 沉积物中Hg、As的形态分布

图5为Hg、As在3个栖息地不同水位梯度的形态分布情况。Hg的形态分布以Res-Hg为主,平均含量占比为45.91%(23.58%~74.67%),其次依次为Org-Hg>Car-Hg>FeO-Hg>Ex-Hg,比例分别为15.98%(7.85%~24.11%)、12.83%(6.20%~17.89%)、12.80%(5.20%~20.14%)、12.48%(6.07%~17.98%)。Hg形态在B区域随水位梯度有较为明显的变化,随水位梯度上升,非残渣态占比逐渐增加,其中Ex-Hg和FeO-Hg占比都有规律性下降。A、C两区域从总体水位梯度上看非残渣态占比呈增加趋势。As形态在B区域随水位梯度的变化具有较明显的规律性,随水位梯度抬升非残渣态占比逐渐降低。A区域形态分布没有明显规律,C区域非残渣态在挺水植被区(EP)、水位变幅区(WP)、农田区(CP)上占比逐渐降低。形态分布为Res-As>Org-As>FeO-As>Car-As>Ex-As,所占比例分别为77.06%(50.34%~95.77%)、13.54%(1.11%~30.40%)、7.97%(2.30%~20.82%)、0.77%(0.28%~1.62%)和0.72%(0.26%~1.50%)。

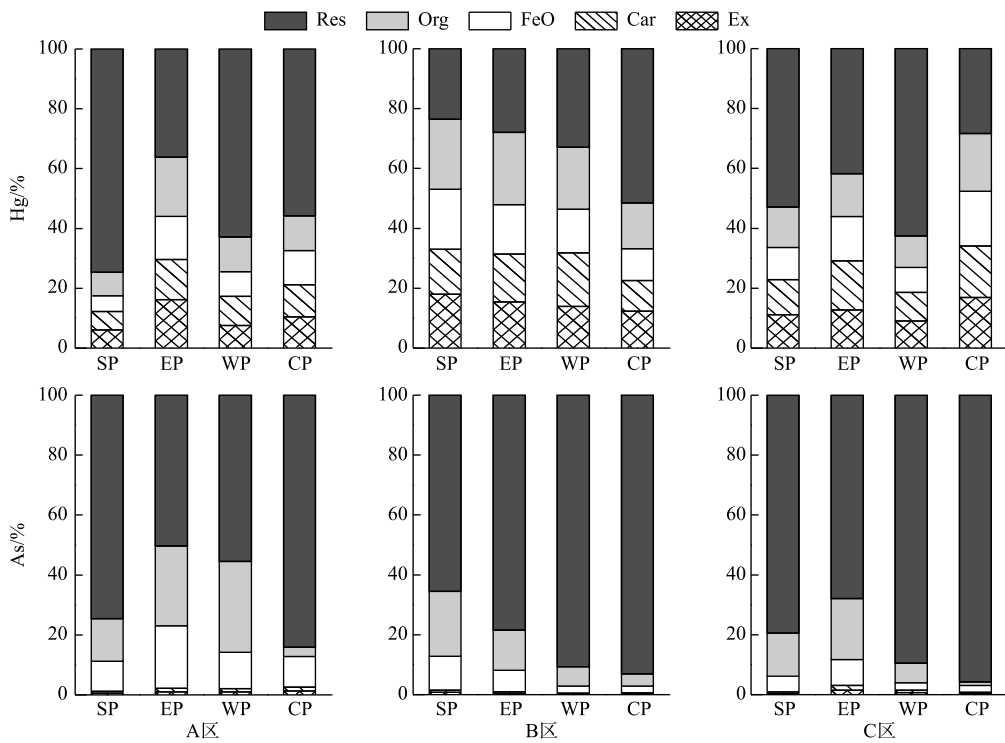


图5 贵州草海水位梯度上重金属形态比例分布

Fig.5 Distribution of heavy metal species on water level gradient along the Lake Caohai wetland, Guizhou Province

## 2.4 重金属污染及风险评价

2.4.1 地积累指数法 Hg在12个采样点中地积累指数 $I_{geo}$ 范围为1.44~3.19(图6)。A区域的平均污染指数最高,为2.40。其中A-SP处污染程度最大,达到了重度污染。B区域平均污染指数最小,属于中度污染。C区域平均污染指数为2.06,属于中度污染,C-SP为污染指数最低处。As平均含量与贵州省土壤背景值相近,As地积累指数均为负值,污染级数为无污染,说明草海栖息地未受As污染影响。

2.4.2 潜在生态风险指数法 草海栖息地Hg、As潜在生态风险指数见表3。Hg潜在生态风险指数较高,在163.18~548.59之间,平均为269.20,整体属于强潜在生态风险,但也有一定空间差异。刘家巷沉水植被区(SP)、水位变幅区(WP)和朱家湾水位变幅区(WP)属于极强生态风险,其他样点均属于强生态风险。As潜在生态风险指数较低,在8.19~11.91之间,平均为10.39,均小于40,属于低生态风险。

2.4.3 风险评价编码法 从图7可以看出草海栖息地Hg的生物可利用率较高,在12.27%~34.07%之间,平

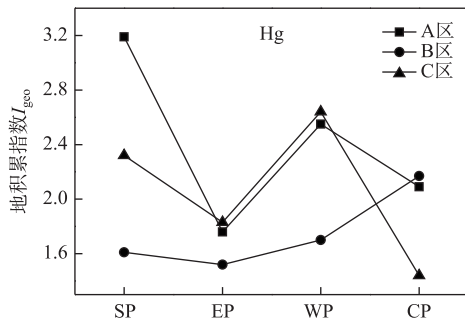


图6 贵州草海栖息地中 Hg 在不同水位梯度上的地积累指数  $I_{geo}$

Fig.6 Index of geoaccumulation ( $I_{geo}$ ) of Hg in different water level gradients in the Lake Caohai wetland, Guizhou Province

均为 25.31%, 属于中等风险等级, 在水平方向上波动, 其中 B-SP、B-EP、B-WP、C-CP 占比都超过 30%, 较高的生物可利用性对生物体可能存在较大风险. As 的生物可利用率较低, 处于 0.53%~3.12% 范围内, 平均为 1.49%. As 的生物可利用态所占比例很低, 对环境危害处于低风险或是无风险水平.

### 3 讨论

#### 3.1 沉积物 Hg、As 含量的分布特征及风险评价

草海栖息地沉积物中 Hg 含量较高, 主要来源可能是贵州省土壤背景值较高以及早期周边大规模的土法炼锌活动<sup>[35-36]</sup>. 贵州省位于扬子准地台中西部, 所属的上扬子成矿区是我国 Hg 矿最重要的成矿区, 占全国 Hg 储量的 75% 以上<sup>[37]</sup>. 其次, 省内赫章、威宁等地是我国最大的土法炼锌区域, 距离草海保护区最近仅数十千米. Hg 作为锌矿石中的一种伴生元素, 含量可达到 0.35~0.48 mg/kg<sup>[35]</sup>. 伴随锌矿开采等不合理开采, 大量伴生 Hg 排入大气进入物质循环过程, 长时间干湿沉降造成周边地区 Hg 含量普遍处于较高水平. As 含量与贵州省土壤背景值持平, 说明草海栖息地 As 含量一定程度上依赖于背景中的含量, 主要为岩石风化、沉积物孔隙水释放等自然来源<sup>[38-39]</sup>.

表3 贵州草海栖息地 Hg 和 As 在不同水位梯度上的潜在生态风险指数  $E_r^i$  及污染等级\*

Tab.3 Potential ecological risk index ( $E_r^i$ ) and pollution level of Hg and As in different water level gradients in Caohai Habitat, Guizhou Province

$E_r^i$	Hg			均值	As			均值
	A 区	B 区	C 区		A 区	B 区	C 区	
沉水植被区 (SP)	548.59 (极强)	183.74 (强)	299.01 (强)	343.78 (极强)	9.06 (轻微)	9.42 (轻微)	9.89 (轻微)	9.46 (轻微)
挺水植被区 (EP)	203.35 (强)	172.10 (强)	213.77 (强)	196.41 (强)	10.75 (轻微)	10.53 (轻微)	10.21 (轻微)	10.50 (轻微)
水位变幅区 (WP)	352.38 (极强)	195.03 (强)	373.04 (极强)	306.82 (强)	11.47 (轻微)	11.58 (轻微)	10.91 (轻微)	11.32 (轻微)
农田区 (CP)	255.60 (强)	270.57 (强)	163.18 (强)	229.78 (强)	10.73 (轻微)	11.91 (轻微)	8.19 (轻微)	10.28 (轻微)

\* 括号内为  $E_r^i$  指数对应的污染程度.

不同水位梯度 Hg 含量变化幅度较大, 但没有明显的分布规律. 与三峡水库汛水沉积物重金属研究结果存在差异, 原因是水库高水位的蓄水会引起悬浮颗粒物的沉降, 造成重金属在底部沉积物累积, 会产生比较明显的分布规律<sup>[17]</sup>, 而湿地水位变化幅度明显小于水库消落带水位变动. 其中 A、C 区域 Hg 在沉水植被区 (SP) 和水位变幅区 (WP) 含量属于较高水平. 因为 A、C 区域分别位于草海湿地入水和出水口, 水流流速变化导致水体颗粒、悬浮物沉降在沉积物中造成 Hg 的积累<sup>[40]</sup>, 且水位变幅区 (WP) 大量雀稗、芦苇等湿生植物对 Hg 的迁移有一定吸附拦截作用<sup>[41]</sup>, 造成 Hg 含量积累增高. B 点随水位梯度增加整体呈上升趋势, 从挺水植被区 (EP) 到农田区 (CP) 含量逐渐增加. As 含量整体在水位抬升梯度上呈递增趋势, 整体含量变化平缓. 其中 A、C 两处在农田区 (CP) 处含量偏低, 农田区较高生物量的农作物对 As 进行富集和积累, 导致沉积物 As 含量降低<sup>[42]</sup>. 水位变幅区 (WP) 同 Hg 一样受植被拦截造成 As 在 A、C 区域水位变幅区 (WP) 处积累. As 在水位变幅区 (WP) 处含量大于沉水植被区 (SP) 处, 与 Ikem 等<sup>[43]</sup> 对美国 Hough 湖岸边与深水沉积



物重金属分布的研究结果一致。

从地积累指数  $I_{geo}$  可知(图6), Hg 较高的绝对含量使得污染等级普遍偏高, 并且波动较大. 平均在沉水植被区(SP)与水位变幅区(WP)处于偏重度等级. 在潜在生态风险  $E_r^i$  结果中(表3), Hg 同样存在强甚至极强污染等级. 在沉水植被区(SP)处属于极强等级, 同地积累指数一样属较高程度的污染情况. 而在水位变幅区(WP)有所不同, 相较于沉水植被区(SP)污染等级较低, 与地积累指数  $I_{geo}$  变化规律不同. 考虑到两种评价方法对 Hg 的高风险预测是从背景值及毒理性两方面对重金属进行分析评价, 基于草海地区本身 Hg 含量, 在水位变幅区(WP)并不会造成相对较高的环境毒理风险. As 在地积累指数  $I_{geo}$  和潜在生态风险评价  $E_r^i$  中都属于低污染风险或者是无污染风险, 对生态影响较小.

### 3.2 沉积物 Hg、As 形态的分布特征及风险评价

由图5可见, 黑颈鹤栖息地3个区域 Hg 的活性较高, 容易发生迁移转化. 在整体水位梯度上非残渣态同时存在上升与下降趋势, 说明水位变化对 Hg 形态变化的影响并不明确, 还可能受其他环境因子影响. A、C 区域的非残渣态在水位梯度抬升上整体呈现增加趋势. 其中沉水植被区(SP)处残渣态占比相对较高, 在挺水植被区(EP)和水位变幅区(WP)存在不同程度的比例波动, 内部形态占比高低不一, 最后在农田区(CP)处非残渣态占比平均达到 57.93%. 水位变幅区(WP)受到水面不断的冲刷, 沿岸干湿交替会促进沉积物中生物可利用态 Hg(如甲基汞)的生成和释放<sup>[44]</sup>, 对水环境食物链生物放大的影响加剧. 且造成水位变幅区(WP)沉积物中 Hg 残渣态占比较高, 平均达到 62.68%. 水体覆盖沉积物对土壤微生物的丰度和活性是有影响的, 干涸沉积物与水体面接触过久会造成微生物生物量(soil microbial biomass, SMB)分解土壤有机质(SOM)的速率下降<sup>[45]</sup>, 且沉积物中的黏土(Clay, <2 μm)是微生物生长的基质, 也具有截留有机物的能力, 导致土壤有机质累积含量增高. 土壤有机质含量的增高, 会造成氧化还原电位的降低, 有利于重金属向残渣态(Res-)的转变. 这可能是导致 A、C 区域沉水植被区(SP)沉积物中 Hg 残渣态(Res-)占比相对较高的原因. B 区域与 A、C 区域形态分布不同, 沿水位梯度抬升非残渣态占比呈降低趋势. 草海湿地沉积物是 Hg 重要的甲基化场所<sup>[46]</sup>, 草海南部地区(即 B 区域)中产甲烷菌是绝对优势种群<sup>[47]</sup>, 加之岸边缓冲带淹水处于厌氧环境进而促进甲基汞等生物可利用态汞含量的增加<sup>[48]</sup>, 造成 B 区域整体非残渣态较高平均达到 66%. 数据表明 B 处变化趋势沿深水至农田非残渣态占比逐渐减少. 其中 Ex-Hg、FeO-Hg 沿水位梯度抬升呈规律性降低, 可能原因是可交换态本身对环境变化较为敏感, 在中性条件下即可释放; 其次在水体缺氧时, FeO-Hg 则容易被还原释放, 造成二次污染, 增加沉积物 Hg 的潜在生态风险.

草海地区 As 没有受到人为等外源污染的影响, 以环境背景值为主, 以残渣态形式存在, 并且占据较大比例. A、C 区域沿挺水植被区(EP)、水位变幅区(WP)、农田区(CP)残渣态占比逐渐增加, 而沉水植被区(SP)非残渣态占比平均只有 22.99%, 非残渣态组分较少. 这是因为草海属于弱碱性湖泊<sup>[18]</sup>, Ex-As 与 Car-As 不易被释放出来, 活性组分含量偏低. 但 As 在 A 区生物可利用态占比呈上升趋势. 需要注意, A 区靠近城镇, 伴随高活性有机含量生活污水的排放, 沉积物表层活性 As 会被吸附致沉降, 造成 A 区 As 有机结合态占比逐渐增加. 随之在湖水入湖口伴随水流冲刷降解, 结合态 As 被释放成易于生物利用的 As, 水位的持续抬升可能会面临此类问题, 提升了该区域潜在生态风险. B 区域内部各形态则沿水位梯度抬升逐渐下降, 呈现出良好的规律性. 而水位抬升对重金属释放并影响水质及生物利用的情况需要进一步的研究.

从 RAC 风险评价来看(图7), Hg 平均生物可利用率属于中等风险, 在水位梯度上没有明显规律, 说明

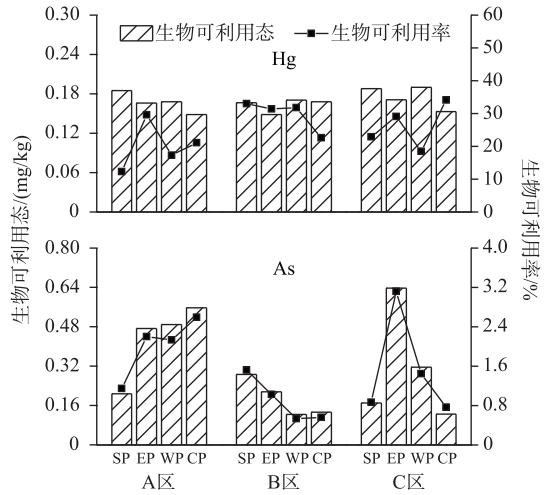


图7 草海栖息地沉积物 Hg 和 As 的生物可利用态含量及所占比例

Fig.7 Bioavailable content and proportion of Hg and As in sediments of Caohai Habitat, Guizhou Province



水位变化后 Hg 的可迁移性是一个波动状态, 风险同时存在增加和降低的可能性. 这可能是空间差异导致 A、C 两区域的生物可利用性随水位梯度整体呈上升趋势, B 区域为下降趋势. 但 Hg 整体较高的生物可利用性使得水位抬升后风险变化值得关注, 在同等因素下, 重金属生物有效态比例越高则对应的生态环境危害风险就越高. 其较高的生物可利用性对栖息地黑颈鹤等珍惜鸟类的繁衍等行为可能产生影响, 主要表现在重金属的生物富集和放大作用, 活性态 Hg (MeHg) 在鸟类肝脏中达到一定含量的积累时, 孵化率会显著降低; 雏鸟警戒反应降低, 导致幼鸟更容易被捕食<sup>[8]</sup>. As 形态组成以最不活泼的残渣态为主, 为 77.06%, 生物可利用率最大不超过 4%. 所以在水位抬升后 As 可迁移性还是非常低, 对生物不会造成较大影响. 但随水位梯度上升生物可利用态占比的增加是需要注意的潜在风险问题.

#### 4 结论

1) 贵州草海黑颈鹤栖息地沉积物受到一定程度的 Hg 污染, 含量超过土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)(GB 15618—2018), 超过贵州省土壤背景值 7 倍左右, 不同水位梯度上分布规律不明显; As 含量低于标准 GB 15618—2018, 与贵州省土壤背景值持平, 农田区 As 含量低于其他区域.

2) 黑颈鹤 3 个栖息地水位变化对沉积物形态的影响不明确, 非残渣态同时存在上升和下降趋势, 可能还受其他环境因子驱动; As 残渣态占比逐渐增加, 伴随水位梯度有较好的规律性变化; 而水位抬升对重金属释放并影响水质及生物利用的情况需要进一步的研究.

3) 三种评价方法(地积累指数  $I_{geo}$ 、潜在生态风险指数  $E_i^p$  和风险评价编码法 RAC) 结果一致, 草海沉积物的高 Hg 含量, 造成 Hg 存在较高风险等级, 且较高的可迁移性(RAC) 对栖息地黑颈鹤鸟类可能会产生影响; As 无较强的生态风险威胁.

#### 5 参考文献

- [ 1 ] Chawaka SN, Boets P, Goethals P *et al.* Does the protection status of wetlands safeguard diversity of macroinvertebrates and birds in southwestern Ethiopia. *Biological Conservation*, 2018: 63-71.
- [ 2 ] Ramachandra TV, Sudarshan PB, Mahesh MK *et al.* Spatial patterns of heavy metal accumulation in sediments and macrophytes of Bellandur wetland, Bangalore. *Journal of Environmental Management*, 2018, **206**: 1204-1210.
- [ 3 ] Jamshidi-Zanjani A, Saeedi M. Metal pollution assessment and multivariate analysis in sediment of Anzali international wetland. *Environmental Earth Sciences*, 2013, **70**(4): 1791-1808.
- [ 4 ] Whyte ALH, Hook GR, Greening GE *et al.* Human dietary exposure to heavy metals via the consumption of greenshell mussels (*Perna canaliculus* Gmelin 1791) from the Bay of Islands, northern New Zealand. *Science of the Total Environment*, 2009, **407**(14): 4348-4355.
- [ 5 ] Mora MA. Heavy metals and metalloids in egg contents and eggshells of passerine birds from Arizona. *Environmental Pollution*, 2003, **125**(3): 393-400.
- [ 6 ] Zhang WW, Ma JZ. Waterbirds as bioindicators of wetland heavy metal pollution. *Procedia Environmental Sciences*, 2011, **10**(1): 2769-2774.
- [ 7 ] Erickson RJ, Mount DR, Highland TL *et al.* The effects of arsenic speciation on accumulation and toxicity of dietborne arsenic exposures to rainbow trout. *Aquatic Toxicology*, 2019, **210**: 227-241.
- [ 8 ] Li F, Ding CQ. Effects of heavy metal pollution on birds. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, (1): 296-303. [李峰, 丁长青. 重金属污染对鸟类的影响. 生态学报, 2007, (1): 296-303.]
- [ 9 ] Liu XB, Liu XL, Li X *et al.* Distribution and pollution assessment of heavy metals in surface sediments from Caohai Lake, Guizhou. *Journal of Safety and Environment*, 2016, **16**(1): 325-332. [刘宪斌, 刘新蕾, 李厦等. 贵州草海表层沉积物重金属分布特征及污染评价. 安全与环境学报, 2016, **16**(1): 325-332.]
- [ 10 ] Pan J, Chen C, Ning AL *et al.* The investigation of phytoplankton and eutrophication level in Caohai Lake. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2012, **40**(12): 7309-7312. [潘静, 陈椽, 宁爱丽等. 草海浮游植物的调查及其富营养化评价. 安徽农业科学, 2012, **40**(12): 7309-7312.]
- [ 11 ] Xia PH, Xue F, Lin T *et al.* Spatial characteristics and impact of water quality in agricultural dieth systems of Caohai wetland in the Guizhou plateau, China. *Environmental Chemistry*, 2012, **31**(8): 1201-1207. [夏品华, 薛飞, 林陶等. 贵州

- 草海湿地农田渠系水质空间分异特征及影响分析. 环境化学, 2012, **31**(8): 1201-1207.]
- [12] Jing H, Shaoqi Z, Pan W *et al.* Assessment of the distribution, bioavailability and ecological risks of heavy metals in the lake water and surface sediments of the Caohai plateau wetland, China. *PLoS ONE*, 2017, **12**(12): e0189295.
- [13] Coops H, Beklioglu M, Crisman TL. The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems—workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 2003, **506-509**(1/2/3): 23-27.
- [14] Tang Q, Bao Y, He X *et al.* Sedimentation and associated trace metal enrichment in the riparian zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment*, 2014, **479/480**(1): 258-266.
- [15] Wang ZF, Wang JC, Cheng FL *et al.* Distribution and ecological risk assessment of heavy metals and polychlorinated biphenyls in the intertidal sediments along the Beibu Bay. *Environmental Chemistry*, 2012, **31**(9): 1392-1302. [王志峰, 王建春, 程风莲等. 北部湾潮间带沉积物中重金属和多氯联苯的分布特征及生态风险评价. 环境化学, 2012, **31**(9): 1293-1302.]
- [16] Liu ZQ, Xu FJ, Tian X *et al.* Evaluation of heavy metals pollution in surface sediments of the intertidal Jiaozhou Bay, China. *China Environmental Science*, 2017, **37**(6): 2239-2247. [刘兆庆, 徐方建, 田旭等. 胶州湾潮间带表层沉积物重金属污染评价. 中国环境科学, 2017, **37**(6): 2239-2247.]
- [17] Song J, Duan X, Han X *et al.* The accumulation and redistribution of heavy metals in the water-level fluctuation zone of the Nuozhadu Reservoir, Upper Mekong. *Catena*, 2019, **172**(1): 335-344.
- [18] Li AD, Xie YG, Zhang JL *et al.* Impacts of the invasion of *Alternanthera philoxeroides* on species composition and diversity of heterogeneous habitat in Caohai wetland. *Ecology and Environmental Sciences*, 2013, **22**(8): 1322-1328. [李安定, 谢元贵, 张建利等. 异质生境空心莲子草植物群落组成及物种多样性研究. 生态环境学报, 2013, **22**(8): 1322-1328.]
- [19] Yang YF, Zhang GG, Lu J *et al.* Diurnal activity patterns and environmental factors on behaviors of Bar-headed Geese *Anser indicus* wintering at Caohai Lake of Guizhou, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, **32**(23): 7280-7288. [杨延峰, 张国钢, 陆军等. 贵州草海越冬斑头雁日间行为模式及环境因素对行为的影响. 生态学报, 2012, **32**(23): 7280-7288.]
- [20] Xu T, Xu Y, Jang B *et al.* Evaluation of the ecosystem services in Caohai Wetland, Guizhou Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, **35**(13): 4295-4303. [徐婷, 徐跃, 江波等. 贵州草海湿地生态系统服务价值评估. 生态学报, 2015, **35**(13): 4295-4303.]
- [21] Yu BX, Xia PH, Ge H *et al.* Preservation and release risk of phosphorus in sediments form karst wetland in Caohai, Guizhou. *Environmental Chemistry*, 2019, **38**(3): 653-661. [余斌潇, 夏品华, 葛皓等. 贵州草海岩溶湿地沉积物磷的赋存特征及释放风险. 环境化学, 2019, **38**(3): 653-661.]
- [22] Wu SL, Xia PH, Lin T *et al.* Contents and distribution characteristics of nitrogen forms in sediments of Guizhou Lake Caohai under different water level levels. *J Lake Sci*, 2019, **31**(2): 407-415. DOI: 10.18307/2019.0210. [吴胜利, 夏品华, 林陶等. 贵州草海不同水位梯度下沉积物氮赋存形态及分布特征. 湖泊科学, 2019, **31**(2): 407-415.]
- [23] Li Y, Xia PH, Ge H *et al.* Temporal and spatial dynamics of enzyme activities and organic carbon in sediments of Caohai wetland of Guizhou Plateau. *China Environmental Science*, 2017, **37**(7): 2723-2730. [黎杨, 夏品华, 葛皓等. 高原湖泊湿地草海沉积物胞外酶与有机碳的时空动态. 中国环境科学, 2017, **37**(7): 2723-2730.]
- [24] Hu J, Zhou SQ, Wu P *et al.* Assessment of the distribution, bioavailability and ecological risks of heavy metals in the lake water and surface sediments of the Caohai plateau wetland, China. *PLoS ONE*, 2017, **12**(12): e0189295.
- [25] Xu YY, Zeng LX, He TR *et al.* Mercury distribution of benthonic animals and response to mercury in sediments in Caohai wetland, Guizhou Province. *Environmental Science*, 2018, **39**(6): 2953-2962. [许议元, 曾玲霞, 何天容等. 贵州草海底栖动物汞分布及其对沉积物汞的响应特征. 环境科学, 2018, **39**(6): 2953-2962.]
- [26] Wetzel RG. Limnology: Lake and river ecosystem. New York: Elsevier, 2001.
- [27] Dong H, Lin Z, Wan X *et al.* Risk assessment for the mercury polluted site near a pesticide plant in Changsha, Hunan, China. *Chemosphere*, 2017, **169**: 333-341.
- [28] Audry S, Schafer J, Blanc G *et al.* Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France). *Environmental Pollution*, 2004, **132**(3): 413-426.
- [29] Pejman A, Bidhendi G, Ardestani M *et al.* A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study. *Ecological Indicators*, 2015, **58**: 365-373.

- [30] Thanh-Nho N, Marchand C, Strady E *et al.* Metals geochemistry and ecological risk assessment in a tropical mangrove (Can Gio, Vietnam). *Chemosphere*, 2018.
- [31] Tian LF, Hu JW, Qin FX *et al.* Geochemical characteristics and risk assessment of heavy metals in sediments from Hongfeng lake. *Environmental Chemistry*, 2011, **30**(9): 1590-1598. [田林锋, 胡继伟, 秦樊鑫等. 红枫湖沉积物重金属元素地球化学特征及风险评价. 环境化学, 2011, **30**(9): 1590-1598.]
- [32] Yan LY, Fan CW, Liu GH *et al.* Case study of the characteristic features of the nutritious and heavy metal contents in sediments of the Karst rock mountain reservoir in Guizhou. *Journal of Safety and Environment*, 2017, **17**(5): 2031-2037. [严莲英, 范成五, 刘桂华等. 喀斯特山区水库底泥养分与重金属的含量特征——以阿哈水库为例. 安全与环境学报, 2017, **17**(5): 2031-2037.]
- [33] Yu JJ, Yin HB, Tang WY *et al.* Characteristics of nutrient and heavy metals pollution in sediments of Taihu watershed. *China Environmental Science*, 2017, **37**(6): 2287-2294. [于佳佳, 尹洪斌, 唐婉莹等. 太湖流域沉积物营养盐和重金属污染特征研究. 中国环境科学, 2017, **37**(6): 2287-2294.]
- [34] Duan ZB, Cai XF, Wang J *et al.* Heavy metal pollution of sediments of plateau lakes in China. *Environmental Science & Technology*, 2017, **40**(s1): 293-298. [段志斌, 蔡雄飞, 王济等. 我国高原型湖泊沉积物重金属污染评价研究. 环境科学与技术, 2017, **40**(s1): 293-298.]
- [35] Feng XB, Qiu GL, Fu XW *et al.* Mercury pollution in the environment. *Progress in Chemistry*, 2009, **21**(2): 436-457. [冯新斌, 仇广乐, 付学吾等. 环境汞污染. 化学进展, 2009, **21**(2): 436-457.]
- [36] Morillo J, Usero J, Gracia I. Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest coast of Spain. *Chemosphere*, 2004, **55**(3): 431-442.
- [37] Cao H, Wei T. Exploitation and utilization of mercury resources in China. *Chinese Geology*, 1986, (4): 16-18. [曹鸿水, 韦天蛟. 我国汞矿资源的开发及利用. 中国地质, 1986, (4): 16-18.]
- [38] Smedley PL, Kinniburgh DG. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 2002, **17**(5): 517-568.
- [39] Tu H, Wu P, Han ZW *et al.* Distribution and diffusion flux of arsenic in sediment and overlying-water of Lake Caohai, Guizhou Province. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, **35**(5): 963-968. [涂汉, 吴攀, 韩志伟等. 贵州草海上覆水与沉积物中砷的分布特征及扩散通量估算. 农业环境科学学报, 2016, **35**(5): 963-968.]
- [40] Hang X, Wang H, Zhou J *et al.* Characteristics and accumulation of heavy metals in sediments originated from an electroplating plant. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **163**(2): 922-930.
- [41] Tangahu BV, Sheikh ASR, Basri H *et al.* A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 2011: 1-31.
- [42] Ye C, Li S, Zhang Y *et al.* Assessing soil heavy metal pollution in the water-level-fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **191**(1/2/3): 366-372.
- [43] Ikem A, Adisa S. Runoff effect on eutrophic lake water quality and heavy metal distribution in recent littoral sediment. *Chemosphere*, 2011, **82**(2): 259-267.
- [44] Zhang C, Song L, Wang DY *et al.* Mercury speciation transformation in soil of the water-level-fluctuating zone in the Three Gorges Area under alternative dry-wet condition. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, **24**(12): 3531-3536. [张成, 宋丽, 王定勇等. 干湿交替条件下三峡水库消落带土壤汞形态变化. 应用生态学报, 2013, **24**(12): 3531-3536.]
- [45] Poret-Peterson AT, Ji B, Engelhaupt E *et al.* Soil microbial biomass along a hydrologic gradient in a subsiding coastal bottomland forest: Implications for future subsidence and sea-level rise. *Soil Biology & Biochemistry*, 2007, **39**(2): 641-645.
- [46] Qian XL, Feng XB, Bi XY *et al.* Concentrations and distributions of mercury species in surface water and porewater of Lake Caohai, Guizhou Province. *J Lake Sci*, 2008, **20**(5): 563-570. DOI: 10.18307/2008.0503. [钱晓莉, 冯新斌, 闭向阳等. 贵州省草海表层水体和沉积物间隙水中汞的含量和形态分布初步研究. 湖泊科学, 2008, **20**(5): 563-570.]
- [47] Wu Y, Wang F, Zhu S. Vertical distribution characteristics of soil organic carbon content in Caohai wetland ecosystem of Guizhou plateau, China. *Journal of Forestry Research*, 2016, **27**(3): 551-556.
- [48] He TR, Feng XB, Guo YN *et al.* Geochemical cycling of mercury in the sediment of Hongfeng Reservoir. *Environmental Science*, 2008, (7): 1768-1774. [何天容, 冯新斌, 郭艳娜等. 红枫湖沉积物中汞的环境地球化学循环. 环境科学, 2008, (7): 1768-1774.]