

# 扬子鳄栖息地重金属含量及生物积累

党雅婷<sup>①</sup> 沈悦悦<sup>①</sup> 章松<sup>②</sup> 蒋宣清<sup>②</sup> 晏鹏<sup>①\*</sup>

① 安徽师范大学生命科学学院 芜湖 241000; ② 安徽扬子鳄国家级自然保护区管理局 宣城 242099

**摘要:** 为了评估扬子鳄 (*Alligator sinensis*) 栖息地面临的重金属污染风险及长期生物积累, 本研究于 2021 年 5 月和 10 月在安徽扬子鳄国家级自然保护区的 8 个样地内对水塘中的水、底部土壤沉积物以及圈养扬子鳄的饲料和已孵化的卵壳进行了重金属检测。8 个样地中, 夏渡样地生活着圈养扬子鳄种群, 朱村、高井庙、杨林、红星、双坑、中桥和长乐样地为野外种群栖息地。研究聚焦于汞 (Hg)、镉 (Cd)、铜 (Cu)、锌 (Zn)、铬 (Cr)、砷 (As) 和铅 (Pb) 7 种重金属元素, 采用综合污染指数 ( $R$ ) 和地质积累指数 ( $I_{geo}$ ) 评估污染等级。使用独立样本  $t$  检验分析 5 月与 10 月环境样本中重金属含量的差异, 以生物富集系数 (BCF) 和生物放大系数 (BMF) 分析卵壳中重金属元素的生物积累情况。结果显示: 1) 5 月和 10 月的栖息地水环境中 As、Cu 和 Zn 的含量存在显著差异, 但水环境总体无污染 ( $R < 1$ )。仅 Hg 含量高于《地表水环境质量标准》, 因此 Hg 具有潜在威胁; 2) 5 月和 10 月的栖息地土壤沉积物中 Hg、Zn、Cr 和 Cd 的含量差异显著, 其中 Cd 在 5 月表现为无污染, 10 月上升至偏中度污染 ( $I_{geo} = 1.56$ ), 而 Hg 在 5 月 ( $I_{geo} = 0.77$ ) 和 10 月 ( $I_{geo} = 0.30$ ) 均表现为轻微污染; 3) 卵壳中 Cr 和 Pb 含量超标, 夏渡样地的数值高于其他样地; 4) 水环境中 Cu 和 Zn (夏渡样地) 的生物富集系数范围为 2.05 ~ 38.61, 卵壳对饲料中 As、Cu、Zn 和 Cr 的生物放大系数范围为 1.26 ~ 4.64。本研究表明, Cu 和 Zn 通过水环境积累于卵壳中, 而圈养扬子鳄卵壳中的重金属也通过食物链积累。土壤沉积物中长期积累的 Pb 元素可能导致卵壳中 Pb 含量超标。值得注意的是, 圈养扬子鳄卵壳中的重金属含量高于野外种群。重金属污染物通过环境和食物链的生物积累可能已经对保护区内扬子鳄的生殖产生了负面影响。因此, 控制栖息地环境中 Hg 和 Cd 污染源并加强饲料的安全性是当务之急。

**关键词:** 扬子鳄; 栖息地; 重金属; 生物积累

**中图分类号:** Q958 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3263 (2025) 01-080-13

## Heavy Metal Content and Bioaccumulation in Habitats Used by *Alligator sinensis*

DANG Ya-Ting<sup>①</sup> SHEN Yue-Yue<sup>①</sup> ZHANG Song<sup>②</sup> JIANG Xuan-Qing<sup>②</sup> YAN Peng<sup>①\*</sup>

① College of Life Sciences, Anhui Normal University, Wuhu 241000;

② Chinese Alligator National Nature Reserve Administration in Anhui, Xuancheng 242099, China

**基金项目** 安徽省研究生教育质量工程项目 (No. 2022zyxwxalk027);

\* 通讯作者, E-mail: mailyanpeng@126.com;

**第一作者介绍** 党雅婷, 女, 硕士研究生; 研究方向: 保护生物学; E-mail: dytvb411@163.com.

收稿日期: 2024-01-08, 修回日期: 2024-10-17 DOI: 10.13859/j.cjz.202524011 CSTR: 32109.14.cjz.24011

**Abstract: [Objectives]** This study aims to assess the risks of heavy metal pollution and long-term biological accumulation faced by the habitat of *Alligator sinensis*. In May and October 2021, heavy metal concentrations in water, soil sediments, feed for captive *A. sinensis*, and hatched eggshells were tested in eight sample areas within the National Nature Reserve of Chinese Alligator in Anhui Province. Among these, the Xiadu area hosts a captive population, while the Zhu Village, Gaojingmiao, Yanglin, Hongxing, Shuangkeng, Zhongqiao, and Changle areas harbor wild populations. The research focused on seven elements: mercury (Hg), cadmium (Cd), copper (Cu), zinc (Zn), chromium (Cr), arsenic (As), and lead (Pb). **[Methods]** The pollution levels in water and sediment contamination were evaluated using the comprehensive pollution index ( $R$ ) and the Muller index ( $I_{geo}$ ). Independent samples  $t$ -tests were used to analyze the differences in heavy metal concentrations between the environmental samples from May and October. To minimize harm, hatched eggshells were utilized to investigate heavy metal bioaccumulation instead of live individuals. The biological enrichment coefficient (BCF) indicated the accumulation of heavy metals from the environment, while the biological magnification coefficient (BMF) represented accumulation through the food chain. **[Results]** 1) Significant differences were observed in the concentrations of As, Cu, and Zn between the water samples from May and October (Table 1). In comparison to October, As and Zn concentrations were higher in May, while Cu concentrations were lower during that month. The comprehensive pollution index indicated that the water environment was free from heavy metal pollution ( $R < 1$ ). However, the concentration of Hg exceeded the “Environmental Quality Standards for Surface Water,” suggesting that Hg poses a potential threat. 2) Significant differences were also noted in the concentrations of Hg, Zn, Cd, and Cr in the sediment between May and October (Table 2). Compared to October, Hg and Zn concentrations were higher in May, whereas Cd and Cr concentrations were lower. Specifically, Cd was non-polluted in May and increased to moderately polluted levels in October ( $I_{geo} = 1.56$ ). Meanwhile, Hg exhibited slight pollution in both May ( $I_{geo} = 0.77$ ) and October ( $I_{geo} = 0.30$ ) (Fig. 1). 3) Concentrations of Cr and Pb in the eggshells exceeded the standards, with higher levels recorded in the Xiadu area compared to other areas (Table 3). 4) The BCF values for Cu and Zn in the water from the Xiadu area ranged from 2.05 to 38.61 (Fig. 2a), while all eggshells did not accumulate heavy metals from the sediment (Fig. 2b). The BMF values for As, Cu, Zn, and Cr in the feed ranged from 1.26 to 4.64. **[Conclusion]** This study showed that Cu and Zn were effectively accumulated in *A. sinensis* eggshells through the water environment. Additionally, captive populations were able to accumulate heavy metals through the food chain. Long-term accumulation of Pb in soil sediments may have led to excessive Pb content in eggshells. The study found that heavy metal concentrations in eggshells of captive populations were higher than those in wild populations. Bioaccumulation from both the environment and the food chain may have already negatively affected the reproduction of *A. sinensis* within the reserve. Therefore, it is essential to control Hg and Cd pollution sources and to improve the safety of the feed.

**Key words:** *Alligator sinensis*; Habitat; Heavy metal; Biological accumulation

安徽扬子鳄国家级自然保护区是针对扬子鳄 (*Alligator sinensis*) 及其栖息地的一个大型保护区, 同时也是人工圈养扬子鳄野外放归的地点。该保护区包含朱村、高井庙、杨林、红

星、夏渡、双坑、中桥和长乐 8 个片区。夏渡片区的扬子鳄是安徽省扬子鳄繁殖研究中心的圈养种群, 而其他片区则为扬子鳄野外种群。保护区内的一部分土地最初是野生扬子鳄的栖

息地,但由于人类活动,这些地方逐渐转变为房屋、农田和鱼塘等用地。近年来,由于我国扬子鳄圈养种群的野外放归规模不断扩大,保护区实施了核心栖息地的生态修复工程。生态修复过程中涉及到了大量农业、建设用地的土地流转和变更(吴荣等 2015)。截止 2019 年 5 月,长乐、双坑、中桥、红星和高井庙 5 片区已完成流转土地 265.5 hm<sup>2</sup>。到 2020 年 3 月,长乐片区流转土地总面积为 71.9 hm<sup>2</sup>,其中耕地约 57.9 hm<sup>2</sup>,林地约 0.6 hm<sup>2</sup>,水面约 13.4 hm<sup>2</sup>。由人类活动介导的各类外源性环境污染已成为威胁野生动物繁殖环节的重要因素,其中主要包含重金属污染物(金检生等 2024)。尽快开展这些土地原有的农业面源污染,尤其是重金属污染情况监测就显得极为迫切。

重金属类化合物稳定性强、隐蔽性高、不易降解且半衰期较长。若其成分浓度超过一定阈值,则会对生物体的生命活动造成危害(石宗维等 2020)。人类生产活动产生的重金属污染物广泛存在于水、土壤沉积物及大气等非生物环境中,水生和陆生动物均会因生理、行为、饮食等因素的影响在体内积累重金属,进而通过环境的生物富集和食物链的生物放大作用被生物体积累(戴树桂 2006, Gall et al. 2015, Mandal 2017, 刘新蕾等 2021)。同时,鳄类是湿地生态系统中一种寿命较长的顶级食肉动物,在食物网中拥有较高的营养级,更容易受到污染物的累积影响(吴孝兵等 2008)。在美国,人工圈养的密河鳄(*A. mississippiensis*)因长期投喂被铅污染的海狸鼠(*Myocastor coypus*)肉而导致繁殖失败(Lance et al. 2006)。还有研究表明,野生墨西哥鳄(*Crocodylus moreletii*)主要以污染区域的海洋鱼类为食,其体内汞含量高于人工喂养的圈养鳄(Trillanes et al. 2014)。因此,重金属是威胁扬子鳄种群可持续性发展的一类重要污染物,对其新陈代谢及繁殖活动产生潜在的负面影响。

早期针对安徽省扬子鳄栖息地及卵壳的重金属污染监测主要集中在 2000 年至 2005 年(潘

振声等 2000,丁由中等 2001,吴陆生等 2003,江红星等 2005),距今已逾 20 年,且监测中存在样本覆盖面不足和样本量较少等问题。本研究围绕安徽扬子鳄国家级自然保护区开展环境和饲料重金属污染风险评估,集中于 7 种重金属元素:铜(Cu)、锌(Zn)、汞(Hg)、镉(Cd)、铅(Pb)、铬(Cr)和砷(As)。对扬子鳄圈养种群及野外种群栖息地水塘中的水体、塘底土壤沉积物以及圈养种群的饲料和鳄卵壳中的重金属含量进行采样与测定。期望研究结果在评估圈养与野外扬子鳄面临的生态风险的同时,也为扬子鳄栖息地的生态修复及圈养管理提供科学参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验材料

环境类样本取自 8 个样地的核心栖息地,共计 28 个样点(水塘)。其中包括,夏渡样地 1 个圈养种群样点,野外种群样点共计 27 个,包括杨林样地 1 个、红星样地 4 个、双坑样地 5 个、中桥样地 4 个、长乐样地 8 个、高井庙样地 4 个以及朱村样地 1 个。分别于 2021 年 5 月前后(繁殖期前)和 2021 年 10 月前后(冬眠期前)进行样本采集,每个样点采集 500 ml 水样和 100 g 水塘底部的土壤沉积物样本。水样加入 2.5 ml 浓硝酸固定,贴标签后带回实验室处理。此外,长乐样地还采集了塘口底部的螺蛳样本若干。夏渡样地采集了 5 种鱼类样本,各重 100 g,本实验的鱼类样本包括鲫(*Carassius auratus*)、鲈(*Hemiculter leucisculus*)、草鱼(*Ctenopharyngodon idella*)、鳊(*Parabramis pekinensis*)和加州鲈鱼(*Micropterus salmoides*)。为了避免对保护动物的伤害,扬子鳄样本的采集遵循非损伤性取样原则,分别从三个样地采集已孵化的扬子鳄卵壳,包括高井庙野外种群 18 枚、中桥野外种群 20 枚以及夏渡圈养种群 20 枚,装入自封袋冷藏后带回实验室。

### 1.2 实验方法

**1.2.1 样本预处理** 使用 0.45 μm 孔径的水系

微孔滤膜过滤水样。测定 Pb、Cr、Cd、Cu、As 或 Zn 含量的样本: 向滤液中添加硝酸溶液, 使 pH 值降至 2 以下。取 45 ml 滤液放于消解罐中, 加入 4 ml 1.42 kg/L 的硝酸原液和 1 ml 1.19 kg/L 的盐酸原液, 在 170 °C 下微波消解 10 min, 随后冷却至室温。将消解液转移至 100 ml 容量瓶定容, 并贴标签装入 50 ml 离心管。上述操作重复 5 次, 每个离心管中的样本仅用于测定一种元素。测定 Hg 含量的样本: 取 200 ml 滤液, 加入 1 ml 1.19 kg/L 盐酸并混匀, 取 5 ml 放入 10 ml 比色管中。分别量取 1.19 kg/L 的盐酸原液 300 ml 与 1.42 kg/L 的硝酸原液 100 ml, 加入 400 ml 去离子水中混匀。取上述新制备的盐酸-硝酸溶液 1 ml 于比色管中, 充分混匀。在 100 °C 的水浴条件下消解 1 h, 冷却后用水定容待测。

测定 Pb、Cr、Cd、Cu、As 或 Zn 含量的土壤沉积物样本: 取 0.1 g 沉积物放入消解罐中, 加入 6 ml 1.19 kg/L 盐酸原液与 1.42 kg/L 硝酸原液的混合液 (体积比 3 : 1) 进行微波消解 2 h。冷却至室温后, 使用慢速定量滤纸过滤, 将滤液收集至 50 ml 容量瓶中。用 0.5 mol/L 的硝酸溶液润洗消解罐内壁和滤渣, 洗液过滤后收集至容量瓶中定容, 并将 50 ml 离心管贴标签装样。上述操作重复 5 次, 每个离心管中的样本仅用于检测一种元素。测定 Hg 含量的土壤沉积物样本: 取 1.0 g 风干、研磨并通过 0.149 mm 孔径滤筛后的沉积物样本, 置于 50 ml 比色管中, 用适量去离子水润湿, 并加入 10 ml 1.19 kg/L 盐酸原液与 1.42 kg/L 硝酸原液的混合液 (体积比 3 : 1) 混合均匀, 在 100 °C 水浴中消解 2 h。冷却至室温后定容, 静置后取上清液待测。

共采集 58 个卵壳样本, 每个样本至少称取 5.0 g。去除表面明显污渍后, 研钵研碎卵壳部分, 使用剪刀剪碎卵壳膜, 两者混匀后备用。取 0.8 g 样本放入消解罐中, 加入 5 ml 硝酸, 120 °C 微波消解 5 min。升温至 160 °C 微波消解 10 min, 最后 180 °C 微波消解 10 min。冷却后,

将样本转移至电热板, 150 °C 下加热蒸发至 1 ml, 冷却至室温。测定 Zn 含量的样本需将 1 ml 液体转移至 25 ml 容量瓶中定容待测, 而测定 Pb、Cu、Cd 或 Cr 含量的样本则转移至 10 ml 容量瓶中定容。测定 Hg 含量的样本: 取 0.5 g 样本放入消解罐中, 加入 5 ml 硝酸, 加盖后放置过夜。微波消解冷却后, 打开罐盖排气, 少量水冲洗内盖。将消解罐置于电热板上, 80 °C 加热 5 min 以赶去棕色气体。消化液转移至 25 ml 容量瓶定容待测。测定 As 含量的样本: 取 0.5 g 样本于消解罐中, 加入 5 ml 硝酸, 加盖放置 30 min, 120 °C 微波消解 6 min, 升温至 180 °C 微波消解 10 min, 最后 190 °C 微波消解 15 min。150 °C 下加热蒸发至 1 ml 后冷却, 将液体转移至 25 ml 容量瓶中定容待测。

鱼类样本用去离子水清洗表面污渍, 每种样本称取 5.0 g 腹部肌肉组织, 打碎匀浆。螺蛳去壳后, 用去离子水清洗肉质, 称取 5.0 g 打碎匀浆。微波消解步骤与上述卵壳相同。

所有样本送至安徽拓维检验服务有限公司检测。采用原子荧光法检测 28 个样点的水、土壤沉积物中的 Hg 元素, 采用电感耦合等离子体质谱法检测其他 6 种元素。使用石墨炉原子吸收分光光度法检测卵壳、鱼和螺蛳样本中的 Pb、Cr 和 Cd 元素, 电感耦合等离子体质谱法检测 As 元素。通过原子荧光法检测 Hg, 火焰原子吸收分光光度法检测 Cu 和 Zn。原子荧光光度计使用 AFS-933 型, 电感耦合等离子体质谱仪使用 NexION 350X 型, 火焰石墨炉一体式原子吸收分光光度计使用 AAS 9000 型。

**1.2.2 数据分析方法** 采用综合污染指数 ( $R$ ) 评价法研究多种重金属对扬子鳄栖息地水环境产生的综合危害 (马迎群等 2014, 郑颖娟 2016)。其公式为:  $R = 1/n \sum_{i=1}^n (C_i / H_i)$ , 式中,  $R$  为水质综合污染指数,  $C_i$  为重金属  $i$  在水体中的实际检测浓度 ( $\mu\text{g/L}$ ),  $n$  为元素的数量。 $H_i$  表示区域水环境功能可承受的最高浓度 ( $\mu\text{g/L}$ ), 本研究选取《地表水环境质量标准》

中自然保护区水体和江河湖泊源头水的 I 类标准限 GB3838-2002 (国家生态环境部 2002)。 $R < 1$ , 无污染;  $1 \leq R < 2$ , 轻度污染;  $2 \leq R < 3$ , 中度污染;  $R > 3$ , 重度污染。

采用地质积累指数 ( $I_{geo}$ ) 法来评价土壤沉积物所受污染的风险, 修正系数为 1.5 (Li et al. 2017, 马莉 2020)。其公式为:  $I_{geo} = \log_2(C_n / 1.5B_n)$ , 式中,  $C_n$  为该元素的检测浓度,  $B_n$  为土壤背景值, 本研究采用中国土壤背景值 (魏复盛 1990)。 $I_{geo} < 0$ , 无污染;  $0 \leq I_{geo} < 1$ , 轻微污染;  $1 \leq I_{geo} < 2$ , 偏中度污染;  $2 \leq I_{geo} < 3$ , 中度污染;  $3 \leq I_{geo} < 4$ , 偏重度污染;  $4 \leq I_{geo} < 5$ , 重度污染;  $I_{geo} > 5$ , 污染物严重超标。

生物积累包括生物富集和生物放大两种过程。生物富集系数 (biological enrichment coefficient, BCF) 适用于生物仅通过环境接触到直接影响的情况; 生物放大系数 (biological magnification coefficient, BMF) 评价生物体是否通过食物链的传递在体内积累污染物。公式分别为 (徐焯 2016):  $F_{BC} = C_i / C_w$ ,  $F_{BM} = C_i / C_f$ , 其中,  $F_{BC}$  和  $F_{BM}$  分别为生物富集系数和生物放大系数,  $C_i$  为生物体内的元素浓度 (mg/kg),  $C_w$  为环境中元素浓度 (mg/kg),  $C_f$  为饵料中元素浓度 (mg/kg)。若  $F_{BC} > 1$ , 即出现了生物富集现象; 同样,  $F_{BM} > 1$ , 则出现了生物放大现象。

**1.2.3 数据统计方法** 使用 Excel 2016 软件整理所有原始数据。选用 SPSS 22.0 软件计算环境样本、卵壳和饲料等样本重金属含量的平均值, 数据以平均值  $\pm$  标准误 (Mean  $\pm$  SE) 表示; 并采用独立样本  $t$  检验分析环境样

本中不同重金属含量在 5 月和 10 月之间的差异显著性。利用 Origin 2018 绘制生物富集系数及地质积累指数分析图。

## 2 结果

### 2.1 水环境重金属含量及污染评估

本次研究根据采样时间将环境样本分为 5 月和 10 月, 并用 28 个样点的平均值代表扬子鳄栖息地的整体重金属水平 (表 1)。部分重金属元素在少量样点中未被检测出。每个样点共设置 2 个样本, 其中包含 1 个平行样本, 其相对标准偏差 (relative standard deviation, RSD) 均小于 2%。重金属 Cr、Pb 和 Cd 在 5 和 10 月样本中均未检出。检测到的重金属 Hg 样点数量过少, 无法反映栖息地的整体水平。其中, 5 月仅在双坑 (0.02  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) 和中桥 (0.025  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) 样地发现 Hg, 而 10 月仅长乐 (0.07  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) 和朱村 (0.07  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) 样地发现 Hg。

针对 5 月和 10 月均检出的 3 种重金属含量独立样本  $t$  检验显示, 3 种重金属的含量均在 5 和 10 月间存在显著差异。与 10 月相比, 5 月栖息地水环境中 As ( $|t| = 3.32$ ,  $df = 47$ ,  $P < 0.01$ ) 和 Zn ( $|t| = 4.39$ ,  $df = 34$ ,  $P < 0.01$ ) 含量更高, 而 Cu 则更低 ( $|t| = 2.27$ ,  $df = 40$ ,  $P < 0.01$ )。

水样的综合污染指数  $R$  值 5 月为 0.047, 10 月为 0.028, 均远小于 1, 说明本研究中扬子鳄栖息地水环境不存在重金属综合污染。通过对比不同重金属的平均含量与 GB3838-2002 《地表水环境质量标准》I 类标准限值 (As: 0.05 mg/kg, Cu: 0.01 mg/kg, Zn: 0.05 mg/kg,

表 1 扬子鳄栖息地水环境中 3 种重金属的平均含量 ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )

Table 1 Average concentrations of three heavy metals in the water environment of *Alligator sinensis* habitat

元素种类 Sort of elements	5 月 May		10 月 October		统计结果 Statistical results	
	平均值 $\pm$ 标准误 Mean $\pm$ SE	范围 Range	平均值 $\pm$ 标准误 Mean $\pm$ SE	范围 Range	$t$	$P$
砷 As	1.67 $\pm$ 0.31	0.18 - 6.71	0.54 $\pm$ 0.08	0.11 - 1.23	3.32	0.002
铜 Cu	0.48 $\pm$ 0.07	0.11 - 1.09	0.81 $\pm$ 0.13	0.13 - 2.24	-2.27	0.003
锌 Zn	6.98 $\pm$ 1.02	1.13 - 17.80	1.61 $\pm$ 0.18	0.72 - 3.52	4.39	0.001

Hg: 0.000 05 mg/kg), 发现长乐和朱村样地的 Hg 含量 (0.000 07 mg/kg) 均超出该标准限值, 因此重金属 Hg 仍存在潜在的污染风险。

## 2.2 沉积物重金属含量及污染评估

栖息地 28 个样点的土壤沉积物重金属平均含量见表 2。部分样点未检出重金属 Cd、Pb 和 Zn。每个样点共设置 2 个样本, 其中包括 1 个平行样本, 平行样本 RSD 均小于 1%。对 5 月和 10 月之间 7 种重金属含量进行的独立样本 *t* 检验显示, 沉积物中 Cd、Zn、Cr 和 Hg 的含量在两个月间存在显著差异。与 10 月相比, 5 月的沉积物中 Hg ( $|t| = 2.13$ ,  $df = 54$ ,  $P < 0.05$ ) 和 Zn ( $|t| = 2.34$ ,  $df = 53$ ,  $P < 0.05$ ) 平均含量更高, 而 Cr ( $|t| = 10.35$ ,  $df = 54$ ,  $P < 0.001$ ) 和 Cd ( $|t| = 2.76$ ,  $df = 30$ ,  $P < 0.01$ ) 平均含量更低。值得注意的是, 栖息地中 Zn 的平均含量在水和沉积物中均表现出 5 月显著高于 10 月。

根据 5 和 10 月 7 种重金属的地质积累指数 ( $I_{geo}$ ), 土壤沉积物主要受到 Cd 和 Hg 的污染 (图 1)。5 月时 Cd 的  $I_{geo} < 0$ , 但在 10 月升高至 1.56, 属于偏中度污染级别 ( $1 \leq I_{geo} < 2$ ), 这表明栖息地沉积物中的 Cd 污染水平明显加重。其中, 高井庙样地 ( $I_{geo} = 3.17$ ) 甚至达到了偏重度污染水平, 而红星样地 ( $I_{geo} = 2.00$ ) 则达到中度污染水平, 其余样地表现为轻微污染或偏中度污染 (0.04~1.87)。5 月和 10 月 Hg 的  $I_{geo}$  值分别为 0.77 和 0.30, 表明污染水平有所降

低, 但仍处于轻微污染范围 ( $0 \leq I_{geo} < 1$ )。

不同重金属的平均含量与中国土壤背景值 (Cd: 0.097 mg/kg, Hg: 0.065 mg/kg, Cr: 61 mg/kg, Pb: 26 mg/kg, Zn: 74.2 mg/kg, Cu: 22.6 mg/kg, As: 11.2 mg/kg) 进行对比, 发现栖息地的 Cd 和 Hg 平均含量均高于土壤背景值。此外, 夏渡、红星和杨林样地的 As 平均含量均超过了土壤背景值。其中夏渡样地 5 月 As 含量为 11.20 mg/kg, 10 月为 11.80 mg/kg; 红星样地 5 月为 11.50 mg/kg, 10 月为 11.80 mg/kg; 杨林样地 5 月 As 含量为 11.50 mg/kg, 10 月为 11.78 mg/kg。5 月, 双坑和长乐样地的 Zn 平均含量亦超过标准限, 分别为 101.20 mg/kg 和 151.88 mg/kg。综合来看, 栖息地土壤沉积物中的 Zn 和 As 也存在潜在的污染风险。

## 2.3 饲料和卵壳中的重金属含量

以扬子鳄卵壳中重金属含量的平均值代表某样地的卵壳中某种重金属含量的整体水平 (表 3)。所有卵壳中均未检测到 Hg。总体来看, 夏渡样地圈养鳄的卵壳中 6 种重金属的含量均高于野生鳄。以 GB2762-2017《食品中污染物限量》(国家卫生和计划生育委员会 2017) 的蛋及蛋制品标准为参照 (Cd: 0.05 mg/kg, Pb: 0.2 mg/kg, Cr: 1 mg/kg, Hg: 0.05 mg/kg, As: 0.05 mg/kg)。夏渡样地卵壳中的 Pb 和 Cr 含量超标, 中桥样地卵壳中的 Pb 含量超标。

表 2 扬子鳄栖息地土壤沉积物中 7 种重金属的平均含量 (mg/kg)

Table 2 Average concentrations of seven heavy metals in the sediment of *Alligator sinensis* habitat

元素种类 Sort of elements	5 月 May		10 月 October		统计结果 Statistical result	
	平均值 ± 标准误 Mean ± SE	范围 Range	平均值 ± 标准误 Mean ± SE	范围 Range	<i>t</i>	<i>P</i>
砷 As	10.10 ± 0.72	5.00 - 19.80	8.53 ± 0.76	0.70 - 18.40	1.51	0.140
铜 Cu	13.82 ± 1.04	7.00 - 25.30	11.35 ± 0.79	7.40 - 18.60	1.89	0.060
锌 Zn	84.07 ± 12.69	37.00 - 322.00	52.52 ± 3.95	31.00 - 110.00	2.34	0.020
汞 Hg	0.23 ± 0.02	0.05 - 0.48	0.16 ± 0.03	0.01 - 0.70	2.13	0.040
镉 Cd	0.18 ± 0.02	0.07 - 0.42	0.48 ± 0.09	0.10 - 1.53	- 2.76	0.01
铅 Pb	19.89 ± 1.19	11.00 - 33.00	18.48 ± 1.05	9.00 - 30.00	0.89	0.380
铬 Cr	25.46 ± 1.44	16.00 - 37.00	47.25 ± 1.54	35.00 - 62.00	- 10.35	0.001

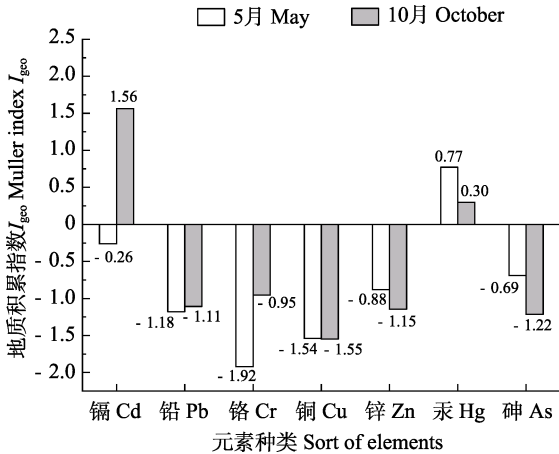


图 1 扬子鳄栖息地的地质积累指数 ( $I_{geo}$ ) 评估结果

Fig. 1 Assessment results of the Muller index ( $I_{geo}$ ) for *Alligator sinensis* habitat

圈养种群卵壳的 Pb、Zn 和 Cr 含量远高于其他样地。Zn 和 Cu 为生物体必需的微量元素，国标中未作具体要求。

夏渡样地的圈养种群主要以多种鱼类为饲料，而长乐样地常用大量螺蛳投放到野外种群栖息的塘口。表 4 展示了 7 种重金属在鱼类和螺蛳样本中的含量情况，鱼类样本中未检测到 Pb 和 Cu，螺蛳中未检测出 Hg。重金属 Hg 含量在鱼类中高于螺蛳中，而 Cd 的含量则相同，其余 5 种元素在螺蛳中的含量更高。

参照 GB2762-2017《食品中污染物限量》的标准限值，在冷冻鱼类中限量为，Cd

0.1 mg/kg、Pb 0.5 mg/kg、Cr 2 mg/kg、Hg 0.5 mg/kg、As 0.1 mg/kg；在螺蛳中限量为，Cd 2 mg/kg、Pb 1 mg/kg、Cr 2 mg/kg、Hg 1.5 mg/kg、As 0.5 mg/kg。Cu 和 Zn 未作定量。除重金属 As 外，鱼类和螺蛳样本中的 6 种重金属含量均未超标（表 4）。

### 2.4 生物积累评估

夏渡、中桥和高井庙样地的卵壳对水环境重金属的生物富集系数见图 2。三个样地的卵壳均通过富集作用，积累了水中的重金属 Cu ( $F_{BC} > 1$ ) (图 2a)。夏渡样地的生物富集系数为 38.61，中桥样地为 5.16，高井庙样地为 6.56。此外，夏渡样地的卵壳还积累了水中的 Zn，其生物富集系数为 2.05。然而，三个样地的卵壳对沉积物中重金属未产生生物富集作用 ( $F_{BC} < 1$ ) (图 2b)。本研究中，夏渡圈养种群的卵壳对水中重金属的富集作用明显强于野外种群。

夏渡样地卵壳对饲料中重金属的生物放大系数 As (2.23)、Cu (1.96)、Zn (1.26) 和 Cr (4.64)，均大于 1，说明夏渡种群的卵壳通过食物链积累了这 4 种重金属。结合前文对生物富集系数的分析，结果表明圈养种群的卵壳对水环境中的重金属和食源性重金属产生了不同程度的积累。而野外个体的食性较为复杂，除了人工投入的螺蛳外，本实验无法准确获取野外种群自由捕食的其他食物，因此缺乏其他样地的生物放大系数数据。

表 3 扬子鳄卵壳中 7 种重金属的平均含量 (单位: mg/kg, 平均值 ± 标准误)

Table 3 Average concentrations of seven heavy metals in the eggshells of *Alligator sinensis* (Unit: mg/kg, Mean ± SE)

元素种类 Sort of elements	夏渡 Xiadu	中桥 Zhongqiao	高井庙 Gaojingmiao
铅 Pb	0.48 ± 0.060	0.21 ± 0.040	0.06 ± 0.005
铜 Cu	6.95 ± 0.340	6.13 ± 0.220	6.49 ± 0.070
镉 Cd	0.03 ± 0.002	0.03 ± 0.003	0.01 ± 0.001
锌 Zn	11.08 ± 0.510	6.89 ± 0.440	7.81 ± 0.190
汞 Hg	ND	ND	ND
铬 Cr	1.18 ± 0.370	0.20 ± 0.060	0.06 ± 0.010
砷 As	0.31 ± 0.060	0.14 ± 0.040	0.02 ± 0.003

ND 为未检出。ND means not detected.



表 4 扬子鳄饲料中 7 种重金属的平均含量

(单位: mg/kg, 平均值 ± 标准误)

Table 4 Average concentrations of seven heavy metals in the feed of *Alligator sinensis* (Unit: mg/kg, Mean ± SE)

元素种类 Sort of elements	鱼 Fish	螺蛳 <i>Viviparidae</i> spp.
铅 Pb	ND	0.19 ± 0.050
铜 Cu	ND	15.3 ± 2.030
镉 Cd	0.01 ± 0.01	0.01 ± 0.003
锌 Zn	0.14 ± 0.12	32.37 ± 1.670
汞 Hg	9.39 ± 2.01	ND
铬 Cr	0.01 ± 0.01	0.25 ± 0.080
砷 As	0.16 ± 0.05	0.61 ± 0.070

ND 为未检出。ND means not detected.

### 3 讨论

#### 3.1 扬子鳄栖息地环境重金属污染水平

综合污染指数显示, 7 种重金属对扬子鳄栖息地水环境均无污染 ( $R \leq 1$ )。2021 年发布的《扬子鳄栖息地生态修复技术规程》中的水体处理方案已初见成效 (孙四清等 2022)。然而, 长乐和朱村样地的 Hg 含量高于《地表水环境质量标准》, 可能导致长乐 ( $R = 0.202$ ) 和朱村 ( $R = 0.215$ ) 样地的  $R$  值高于其他样地,

表明这两个样地存在潜在的水环境 Hg 污染。虽然土壤沉积物的 Hg 污染水平有所降低, 但仍属于轻微污染, 且长乐样地的 Hg 含量最高。重金属元素, 特别是 Hg, 极易吸附在带有相反电荷的土壤颗粒上, 从而引发重金属污染 (Gamberg et al. 2005)。长乐样地水环境中的 Hg 可能已经被吸附到沉积物上, 导致沉积物中 Hg 含量较高。

扬子鳄生活的区域与人类频繁活动的区域经常重叠, 而人类活动是 Hg 污染的主要来源。长乐样地的扬子鳄密度高于其他样地, 但该地环境复杂, 水塘被农田与村舍包围, 且临近公路, 因此扬子鳄易受交通因素的影响。朱村样地植被覆盖率高, 扬子鳄常在水库和水塘活动, 这些水塘临近林场、农田和村舍。村民焚烧垃圾、燃烧化石燃料取暖以及尾气排放等途径均可能将 Hg 释放到大气中, 随后通过雨水沉降迁移至水环境中, 水体中的有机质颗粒对 Hg 有很强的吸附性 (Verma et al. 2013, Abbasa et al. 2015)。我国 38% 的 Hg 排放源自燃煤, 大气沉积是 Hg 污染的主要途径, 其沉积范围可达数千公里 (Streets et al. 2005)。Hg 元素对鳄类的影响不可忽视。在一项为期 7 年的研究中, 密河鳄的一些个体从环境中富集了 Hg, 血液中的

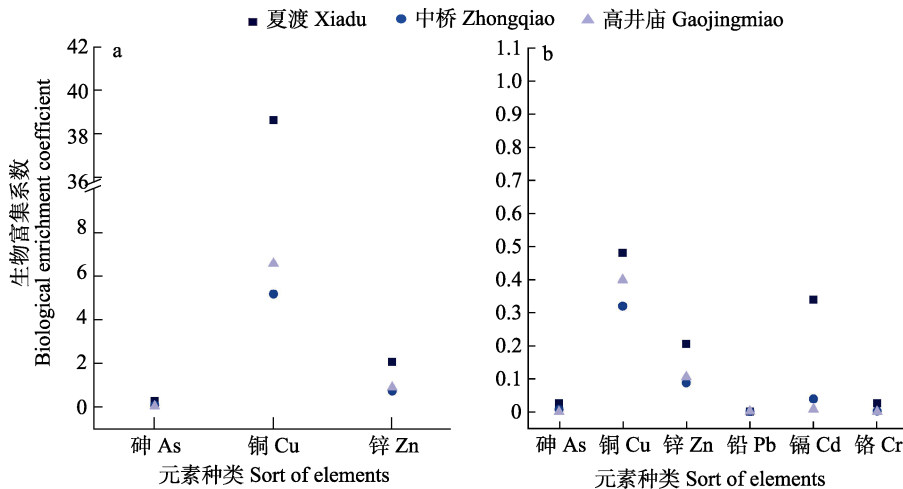


图 2 扬子鳄卵壳对水 (a) 和土壤沉积物 (b) 的生物富集系数

Fig. 2 The biological enrichment coefficient of eggshells of *Alligator sinensis* for water (a) and sediment (b)



Hg 含量较高,导致其体重指数降低(Nilsen et al. 2017)。凯门鳄 (*Caiman crocodilus*) 个体血液中的 Hg 还导致红细胞出现不同程度的 DNA 损伤 (Marrugo-Negrete et al. 2019)。

此外, 栖息地土壤沉积物中的 Cd 污染水平普遍上升, 多数样地的地质积累指数 ( $I_{geo}$ ) 值已上升至偏中度污染水平。磷肥是 Cd 的主要来源, 农用耕地普遍存在 Cd 污染现象 (宁校平等 2015)。高井庙和中桥样地位于丘陵山地, 远离村庄, 受人类农业生产活动的干扰较小。夏渡样地为人工圈养环境, 无农业因素影响。其余样地受人为干扰较大, 许多样地与农田相邻。而土地流转前为耕田的区域, 长期的农业生产活动已使栖息地土壤沉积物中积累了大量的 Cd 元素。有研究表明, 树麻雀 (*Passer montanus*) 卵中的 Cd、Pb 等重金属可导致雏鸟出窝率下降和卵形状改变 (丁健 2020)。因此, 环境中过量的 Cd 可能对扬子鳄的繁殖产生不利影响。此外, Zn 和 As 元素的潜在威胁也值得关注。Zn 的排放来源于汽车轮胎磨损等交通因素, 而 As 通常来自农药、化肥和燃烧化石燃料 (Blok 2005, 田贺忠等 2009, Quintela et al. 2019)。

本研究中, 扬子鳄栖息地部分重金属含量在繁殖前 (5 月) 与冬眠前 (10 月) 表现出季节性差异。在一个繁殖周期内, 繁殖前水环境中 As、Zn 含量及土壤沉积物中 Hg、Zn 含量高于冬眠前; 而冬眠前水中 Cu 含量及土壤沉积物中 Cd、Cr 含量高于繁殖前。若 Cu、Cd、Cr 这些元素在繁殖期内持续升高, 可能会对扬子鳄的生殖健康造成威胁。虽然重金属浓度受溶解配体、有机质浓度等多种因素影响, 但短期内的含量变化主要受人类活动的影响 (Kumar et al. 2020)。因此, 需要关注重金属 Cu、Cd 和 Cr 的污染源, 并加强治理。同时, 是否每年都会规律性地出现这种季节性差异还需要后期实验进行验证。

与早期研究结果相比 (除夏渡样地, 吴陆生等 2003), 沉积物中的 Cd、Zn、Pb 和 Cu

含量明显减少。与 2005 年检测的栖息地 (除夏渡样地) 水环境 Pb、Cu、Zn、Cd 含量相比 (江红星等 2005), 本次结果也均有明显减少。与伊朗的恒河鳄 (*Crocodylus palustris*) 保护区水环境中 Cd、Cu、Cr、Pb、As、Hg 含量相比, 仅长乐样地 Cu 含量较高, 但仍在安全范围内 (Gholamhosseini et al. 2022)。与我国迁徙鸟类的栖息地相比, 本研究中各项重金属含量远低于贵州草海国家级自然保护区内土壤的相关数据 (马莉 2020)。根据本次环境重金属检测结果, 栖息地的生态修复工作已见成效。由于重金属元素具有较长的半衰期, 因此需要对栖息地进行长期监测。目前, 扬子鳄与居民生产活动的冲突仍是首要问题。后续的栖息地生态修复工作应围绕禁止在保护区内驶入机动车、修建公路、燃烧煤炭、使用化肥和农药等方面开展。切断 Hg、Cd、Zn、As 来源, 保护扬子鳄适宜的生存环境。

### 3.2 饲料中的重金属

夏渡样地圈养鳄通常投喂市场上购买的冷冻鱼肉, 而野外种群则主要依赖修复后的天然水生动物食物链, 即水塘中投放的各种鱼苗、虾苗、螺蛳和蚌等底栖生物 (孙四清等 2019)。由于野外扬子鳄位于食物链顶端, 重金属通过各营养级间传递、积累, 并与生境密切相关, 因此水体生态系统中的重金属含量对扬子鳄的保育工作尤为重要。微量重金属可通过大气沉降、地表径流等方式进入水塘, 并以水溶态被生物直接吸收, 进而进入水生生物的食物链中 (Ankley et al. 1996)。同时, 土壤沉积物是水体生态系统中重金属的主要吸收途径 (Jiang et al. 2018)。水塘中的悬浮颗粒物在吸附微量重金属后, 会积累于沉积物中, 经过外力作用 (如底栖生物的爬行、掘穴和摄食等生物扰动) 使这些颗粒再次悬浮, 重金属则再次释放入水体 (俞慎等 2010)。

结合长乐样地水环境中重金属 Cu 含量的特征, 螺蛳中 Cu 含量较高, 可能来源于对水中 Cu 的富集。值得注意的是, 野外种群饲料

中的多种重金属 (Pb、Cu、Zn、Cr、As) 含量高于圈养种群, 这可能是由于螺蛳等底栖生物对重金属元素具有高灵敏度和富集作用 (Rabaoui et al. 2015)。其中, 鱼肉和螺蛳中的 As 含量已超出食品安全限值, 本次土壤沉积物的相关数据也进一步支持了水生生物容易积累并放大食物链中 As 的理论 (Goessler et al. 1997)。在一组食源性对照实验中, 密河鳄长期食用受燃煤废物污染的食物, 导致个体肝和肾中 As 含量升高, 进而对肝和肾造成损伤 (Tuberville et al. 2016)。美洲鳄 (*C. acutus*) 和墨西哥鳄同样因食用鱼类和腹足动物而在体内积累 As 元素 (Thirion et al. 2022)。因此, 饲料中 As 含量长期超标可能对扬子鳄造成不可逆转的伤害。圈养鳄种群拥有固定的栖息场所和稳定的食物来源, 食源性积累是重金属污染的主要来源。后期需定期抽检投喂饵料中的 As, 筛选检测合格的饲料进行喂食。野外鳄种群仍需以修复栖息地环境为主, 改善食物链中的生物放大现象, 减少食源性摄入量。

### 3.3 卵壳的重金属生物积累

基于对玳瑁 (*Eretmochelys imbricata*) 的研究发现, 雌龟能够将部分污染物转移到卵内 (Ehsanpour et al. 2014)。海洋鸟类同样可以将重金属污染物转移至卵内, 且较早产下的卵中转移量较高 (Akearok et al. 2010)。此外, 同种重金属污染物在产卵的雌性密河鳄血液中与卵黄中呈显著正相关 (Nilsen et al. 2020)。与卵内容物中的重金属含量相比, 更高浓度的重金属会转移至卵壳。这种重金属转移的差异被认为是一种胚胎保护策略, 但重金属对胚胎的影响依然不可避免 (Frossard et al. 2021)。因此, 本实验利用上述重金属转移现象, 通过分析卵壳中的重金属含量, 间接反映母体和胚胎是否受到重金属污染。

实验结果显示, 夏渡样地圈养种群卵壳中的 Pb 和 Cr 含量超标, 而中桥样地野外种群卵壳中的 Pb 含量同样超标。从食源性结果来看, 夏渡样地 Cr 的生物放大系数远大于其他元素,

这可能是导致圈养种群卵壳 Cr 含量显著高于野外种群的原因。从环境富集结果来看, 卵壳中 Pb 的含量并非直接源自水和土壤沉积物的富集。由于水环境样本采集不规范, 缺失的一部分数据可能导致该结论存在误差。而 5 月和 10 月沉积物中 Pb 含量的差异不显著, 表明 Pb 元素稳定存在于土壤沉积物中。Scheuhammer (1996) 指出, 卵壳中 Pb 与  $Ca^{2+}$  代谢发生相互作用, 导致 Pb 元素更容易渗入卵壳中。结合重金属元素的长半衰期特征, 可以推断沉积物中的 Pb 元素可能已经通过长期微量富集, 在扬子鳄个体内积累到一定的浓度, 再通过重金属转移作用积累在卵壳中, 这将严重威胁扬子鳄的繁殖和生理健康。例如, 南非自由放养的尼罗鳄 (*C. niloticus*) 种群筑巢数量下降被认为与 Pb 污染有关, 一些血液和肝中 Pb 含量升高的尼罗鳄个体甚至变得异常瘦弱 (Warner et al. 2016)。值得注意的是, 圈养种群卵壳中 Zn 含量的平均值与野外种群相比相差近两倍。生物富集系数结果表明, 夏渡样地卵壳通过水环境富集 Zn 元素, 这可能是导致圈养种群卵壳中 Zn 含量高于野外种群的原因。类似于 Zn, 卵壳还可以通过水环境富集 Cu。相比于前期研究 (潘振声等 2000, 丁由中等 2001), 本实验中卵壳的 Cu 含量较高。与其他种群相比, 本研究中三个样地的卵壳重金属含量仅在 Cu 元素上高于南非 Kruger 国家公园的尼罗鳄 (du Preez et al. 2018)。Zn 和 Cu 是正常卵壳和胚胎发育的必需元素 (Morera et al. 1997)。美国洛克菲勒野生动物保护区发现, 养殖密河鳄的卵孵化率在 20 年间低于野生鳄 (Deoli et al. 2021)。Deoli 等 (2021) 指出, 养殖密河鳄卵壳中的 Zn 含量大于 Cu 含量, 本研究中圈养鳄数据也支持此结论; 此外, 养殖鳄卵壳膜中 Cu 含量大于 Zn 含量, 但野生鳄卵壳膜中的比例则相反, 两种元素浓度比例可预测卵的活性。故后期实验需关注卵壳膜中 Cu 和 Zn 含量, 找到这些生物必须微量元素在扬子鳄卵壳中的安全阈值, 以初步预测胚胎受重金属影响程度。

同时, 本文发现圈养扬子鳄种群卵壳中的 Pb、Cu、Zn、Cr 及 As 含量高于野外种群。重金属进入生态系统后, 通过环境富集作用进入食物链, 并在生物体内积累。然而, 相较于野外种群, 圈养种群生活的无机环境及食物类型基本不变, 导致圈养鳄无法选择适合生存的环境来规避来自食物和环境的污染源(颜忠诚等 1998)。

综上所述, 扬子鳄卵壳中的重金属主要来源于食源性积累, Cu 和 Zn 元素也可通过水环境积累。由于重金属在母体和卵之间的转移, 可以推断 Pb 和 Cr 可能已在扬子鳄个体内积累到一定量。因此, 后期的重金属污染防治工作应从“交通源污染”和“农业源污染”两方面进行。“交通源污染”包括 Zn、Cu、Pb 和 Hg, “农业源污染”包括 As、Pb 和 Cd。修复栖息地环境同样是降低野外种群食物链中重金属污染的一种途径。除了加强对污染源的控制, 还需增强保护区周边社区的宣教教育, 提高社区居民的环境保护意识。同时, 圈养鳄的饲料安全性也不能忽视。

## 参 考 文 献

- Abbasa T, Nazir S, Overgard K I, et al. 2015. Hazards of mercury-safety perspectives and measures. *Chemical Engineering Transactions*, 43: 2143–2148.
- Akearok J A, Hebert C E, Braune B M, et al. 2010. Inter- and intraclutch variation in egg mercury levels in marine bird species from the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment*, 408(4): 836–840.
- Ankley G T, Di Toro D M, Hansen D J, et al. 1996. Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(12): 2056–2066.
- Blok J. 2005. Environmental exposure of road borders to zinc. *Science of the Total Environment*, 348(1–3): 173–190.
- Deoli N T, Mikolajczyk A, Fusilier Z, et al. 2021. Elemental composition of alligator eggshell and eggshell membrane using micro-PIXE. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 502: 80–84.
- du Preez M, Govender D, Kylin H, et al. 2018. Metallic elements in Nile crocodile eggs from the Kruger National Park, South Africa. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148: 930–941.
- Ehsanpour M, Afkhani M, Khoshnood R, et al. 2014. Determination and maternal transfer of heavy metals (Cd, Cu, Zn, Pb and Hg) in the Hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) from a nesting colony of Qeshm Island, Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92(6): 667–673.
- Frossard A, Coppo G C, Lourenço A T, et al. 2021. Metal bioaccumulation and its genotoxic effects on eggs and hatchlings of giant Amazon river turtle (*Podocnemis expansa*). *Ecotoxicology*, 30(4): 643–657.
- Gall J E, Boyd R S, Rajakaruna N. 2015. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(4): 201.
- Gamberg M, Braune B, Davey E, et al. 2005. Spatial and temporal trends of contaminants in terrestrial biota from the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment*, 351: 148–164.
- Gholamhosseini A, Banaee M, Soltanian S, et al. 2022. Heavy metals in the blood serum and feces of mugger crocodile (*Crocodylus palustris*) in Sistan and Baluchistan Province, Iran. *Biological Trace Element Research*, 200(7): 3336–3345.
- Goessler W, Maher W, Irgolic K J, et al. 1997. Arsenic compounds in a marine food chain. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 359(4): 434–437.
- Jiang Z, Xu N, Liu B, et al. 2018. Metal concentrations and risk assessment in water, sediment and economic fish species with various habitat preferences and trophic guilds from Lake Caizi, Southeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 157: 1–8.
- Kumar M, Furumai H, Kasuga I, et al. 2020. Metal partitioning and leaching vulnerability in soil, soakaway sediments, and road dust in the urban area of Japan. *Chemosphere*, 252: 126605.
- Lance V A, Horn T R, Elsey R M, et al. 2006. Chronic incidental lead ingestion in a group of captive-reared alligators (*Alligator mississippiensis*): possible contribution to reproductive failure. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 142(1–2): 30–35.
- Li F, Zhang J, Jiang W, et al. 2017. Spatial health risk assessment and hierarchical risk management for mercury in soils from a typical contaminated site, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 39(4): 923–934.

- Mandal P. 2017. An insight of environmental contamination of arsenic on animal health. *Emerging Contaminants*, 3(1): 17–22.
- Marrugo-Negrete J, Durango-Hernández J, Calao-Ramos C, et al. 2019. Mercury levels and genotoxic effect in caimans from tropical ecosystems impacted by gold mining. *Science of the Total Environment*, 664: 899–907.
- Morera M, Sanpera C, Crespo S, et al. 1997. Inter- and intraclutch variability in heavy metals and selenium levels in Audouin's Gull eggs from the Ebro Delta, Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33(1): 71–75.
- Nilsen F M, Dorsey J E, Lowers R H, et al. 2017. Evaluating mercury concentrations and body condition in American alligators (*Alligator mississippiensis*) at Merritt Island National Wildlife Refuge (MINWR), Florida. *Science of the Total Environment*, 607: 1056–1064.
- Nilsen F M, Rainwater T R, Wilkinson P M, et al. 2020. Examining maternal and environmental transfer of mercury into American alligator eggs. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 189: 110057.
- Quintela F M, Lima G P, Silveira M L, et al. 2019. High arsenic and low lead concentrations in fish and reptiles from Taim wetlands, a Ramsar site in southern Brazil. *Science of the Total Environment*, 660: 1004–1014.
- Rabaoui L, El Zrelli R, Ben Mansour M, et al. 2015. On the relationship between the diversity and structure of benthic macroinvertebrate communities and sediment enrichment with heavy metals in Gabes Gulf, Tunisia. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(2): 233–245.
- Scheuhammer A M. 1996. Influence of reduced dietary calcium on the accumulation and effects of lead, cadmium, and aluminum in birds. *Environmental Pollution*, 94(3): 337–343.
- Streets D G, Hao J, Wu Y, et al. 2005. Anthropogenic mercury emissions in China. *Atmospheric Environment*, 39(40): 7789–7806.
- Thirion F, Tellez M, Van Damme R, et al. 2022. Trace element concentrations in caudal scutes from *Crocodylus moreletii* and *Crocodylus acutus* in Belize in relation to biological variables and land use. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 231: 113164.
- Trillanes C E, Pérez-Jiménez J C, Rosiles-Martínez R, et al. 2014. Metals in the caudal scutes of Morelet's crocodile (*Crocodylus moreletii*) from the southern Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 93(4): 423–428.
- Tuberville T D, Scott D E, Metts B S, et al. 2016. Hepatic and renal trace element concentrations in American alligators (*Alligator mississippiensis*) following chronic dietary exposure to coal fly ash contaminated prey. *Environmental Pollution*, 214: 680–689.
- Verma R, Dwivedi P. 2013. Heavy metal water pollution-A case study. *Recent Research in Science and Technology*, 5(5): 98–99.
- Warner J K, Combrink X, Myburgh J G, et al. 2016. Blood lead concentrations in free-ranging Nile crocodiles (*Crocodylus niloticus*) from South Africa. *Ecotoxicology*, 25(5): 950–958.
- 戴树桂. 2006. 环境化学. 2 版. 北京: 高等教育出版社, 308–311.
- 丁健. 2020. 环境重金属污染条件下树麻雀繁殖对策的响应研究. 兰州: 兰州大学博士学位论文.
- 丁由中, 王小明, 何利军, 等. 2001. 扬子鳄卵不同部位中的 Cu、Zn、Cd 和 Pb 重金属元素分布. *动物学研究*, 22(3): 253–256.
- 国家生态环境部. 2002. 地表水环境质量标准 (GB 3838-2002). [EB/OL]. [2024-09-22]. <https://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/bz/bzwb/shjbh/shjzlbz/200206/W020061027509896672057.pdf>.
- 国家卫生和计划生育委员会. 2017. 食品中污染物限量 (GB 2762-2017). [EB/OL]. [2024-09-22]. <http://www.chinasugar.org.cn/d/file/2017-04-24/343851aec93175f41f2c91d367dcd417.pdf>.
- 江红星, 吴孝兵, 吴陆生. 2005. 野生扬子鳄栖息地水环境重金属元素含量及 pH 值的初步研究. *应用生态学报*, 16(11): 2158–2161.
- 金检生, 陈丽萍, 吴酬飞, 等. 2024. 耕地重金属污染与安全利用综述. *现代农业科技*, (11): 139–144, 157.
- 刘新蕾, 欧阳婉约, 张彤. 2021. 大气颗粒物重金属组分的化学形态及健康效应. *环境化学*, 40(4): 974–989.
- 马莉. 2020. 草海鸟类栖息地土壤重金属形态分布及风险评价. 贵阳: 贵州师范大学硕士学位论文.
- 马迎群, 时瑶, 秦延文, 等. 2014. 浑河上游(清原段)水环境中重金属时空分布及污染评价. *环境科学*, 35(1): 108–116.
- 宁校平, 陈文清. 2015. 土壤镉污染修复技术发展现状. *四川化工*, 18(6): 18–21.
- 潘振声, 施国跃, 丁由中. 2000. 人工养殖与野生扬子鳄卵中重金属含量分析. *上海环境科学*, 19(10): 489–491.
- 石宗维, 张晓东, 卢志宏. 2020. 浅谈重金属在脊椎动物体内的富集与危害. *南方农业*, 14(5): 116, 122.
- 孙四清, 严付平, 蒋宜清. 2022. 扬子鳄栖息地生态修复技术在实践中的运用. *安徽林业科技*, 48(1): 31–34.

- 孙四清, 周永康, 晏鹏, 等. 2019. 人工繁育扬子鳄野外放归的实践探索. *安徽林业科技*, 45(6): 17–22.
- 田贺忠, 曲益萍. 2009. 2005 年中国燃煤大气砷排放清单. *环境科学*, 30(4): 956–962.
- 魏复盛. 1990. 中国土壤背景值. 北京: 中国环境科学出版社, 329–381.
- 吴陆生, 江红星, 吴孝兵, 等. 2003. 野生扬子鳄栖息地土壤金属元素含量初步研究. *安徽师范大学学报: 自然科学版*, 26(3): 259–263.
- 吴荣, 周永康. 2015. 安徽扬子鳄国家级自然保护区现状分析. *安徽林业科技*, 41(5): 37–41.
- 吴孝兵, 顾长明, 朱家龙, 等. 2008. 安徽扬子鳄国家级自然保护区综合研究. 合肥: 合肥工业大学出版社, 64–65.
- 徐焯. 2016. 白令海与楚科奇海陆架区底栖食物链中金属的来源分析及传递过程. 厦门: 厦门大学硕士学位论文.
- 颜忠诚, 陈永林. 1998. 动物的生境选择. *生态学杂志*, 17(2): 43–49.
- 俞慎, 历红波. 2010. 沉积物再悬浮-重金属释放机制研究进展. *生态环境学报*, 19(7): 1724–1731.
- 郑颖娟. 2016. 秦岭大熊猫栖息地重金属暴露风险评价及来源解析. 西安: 中国科学院大学(中国科学院地球环境研究所)博士学位论文.

(上接第 44 页)



图 1 西伯利亚银鸥(左)及普通海鸥(右)

Fig. 1 *Larus vegae* (left) and *L. canus* (right)

2020 年 12 月 27 日, 在拉萨市林周县卡孜水库发现 1 只小型鸥类在水库西北侧(91°09'53" E, 29°54'12" N, 海拔 3 808 m)的结冰区域行走。该鸟嘴黄色, 嘴尖略具黑斑, 头至后颈有淡褐色斑点, 背和肩灰色, 初级飞羽褐色, 且具白色端斑, 尾羽白色, 脚肉色(图 1 右)。查阅相关资料(赵欣如 2018), 确定该种为普通海鸥(*L. canus*)。发现地卡孜水库位于拉萨河支流澎波曲的上游, 是雅鲁藏布江中游黑颈鹤自然保护区最为重要的水鸟夜宿地之一, 冬季经常有超过一万只水鸟在此区域越冬。

查阅相关文献(中国科学院青藏高原综合科学考察队 1983, 刘迺发等 2013, 郑光美 2017)及中国观鸟记录中心(<http://www.birdreport.cn/>)数据库, 西伯利亚银鸥和普通海鸥均为我国西藏自治区鸟类分布新记录种。

**致谢** 野外调查工作得到西藏自治区二次科考办公室、自治区林草局、雅鲁藏布江中游黑颈鹤保护区及拉鲁湿地保护区的大力支持, 在鸟类识别和鉴定过程中得到危蹇老师和蒋可威老师的指导与帮助, 在此一并感谢。

杨永炳<sup>1②</sup> 邢家华<sup>③</sup> 益西多吉<sup>④</sup> 刘善思<sup>④</sup> 周生灵<sup>①</sup> 乔慧捷<sup>③</sup> 宋刚<sup>③</sup> 杨乐<sup>①⑤\*</sup>

① 西藏自治区高原生物研究所 拉萨 850001; ② 西藏大学 拉萨 850000; ③ 中国科学院动物研究所 北京 100101;  
④ 西藏自然科学博物馆 拉萨 850000; ⑤ 北京林业大学 北京 100083