

陈舒妍,张方圆,周凯,等. 茭白对重金属污染沉积物的修复作用及其生理响应[J]. 华中农业大学学报, 2025, 44(6): 176-185.
DOI: 10.13300/j.cnki.hnlkxb.2025.06.018

茭白对重金属污染沉积物的修复作用及其生理响应

陈舒妍¹, 张方圆¹, 周凯², 钟兰^{2,3}, 李秀娟¹

1. 华中农业大学食品科学技术学院/环境食品学教育部重点实验室/果蔬加工与品质调控湖北省重点实验室, 武汉 430070; 2. 武汉市农业科学院, 武汉 430070; 3. 湖北洪山实验室, 武汉 430070

摘要 为系统探究铅、砷、镉和汞在沉积物-茭白(*Zizania latifolia*)体系里的消散规律、富集转运特征,通过盆栽试验对沉积物与茭白不同器官中重金属含量进行分析,研究重金属对茭白植物学性状和肉质茎营养品质产生的影响。结果显示,种植茭白显著促进沉积物中铅的消散,其消散率是未种植茭白的2.4倍;重金属在茭白器官中的分布规律为根>茎>叶>肉质茎,铅、砷、镉和汞在根中的含量分别是肉质茎含量的1 508、148、261和9倍。茭白对这4种重金属的生物富集因子与转运因子均小于1,表明茭白对重金属的富集与转运能力较弱,但对镉和铅的富集和转运能力高于砷和汞。在低质量分数重金属处理范围内,肉质茎中铅均未超标,而镉均超标;在低浓度环境污染时,肉质茎中砷和汞含量均低于食品安全限值,而高浓度环境污染会导致肉质茎砷和汞超标。重金属胁迫显著提高了肉质茎中黄酮、维生素C、可滴定酸和粗纤维的含量,但降低了还原糖和可溶性固形物含量,导致肉质茎嫩度与糖酸比降低。结果表明,在0~30 mg/kg范围内,茭白对沉积物中的铅具有修复潜力,且其肉质茎符合食用标准,可实现生态修复与经济效益的双赢。

关键词 茭白; 重金属; 富集转运; 植物修复; 营养品质

中图分类号 S645.2 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2025)06-0176-10

随着工业和农业的迅速发展,环境中重金属(heavy metals, HMs)污染已成为全球性生态问题^[1]。铅(Pb)、砷(As)、镉(Cd)、汞(Hg)等重金属因强毒性、难降解、易通过食物链富集等特点,对生态系统和人类健康构成严重威胁^[2]。植物修复技术凭借其环境友好性、经济可行性和生态兼容性等优势,成为重金属污染治理的研究热点^[3]。

目前,研究者已发现多种植物对特定重金属具有显著的富集能力。例如,在土壤中Cd含量为29 mg/kg的条件下,东南景天地上部分Cd的含量可高达1 013 mg/kg^[4];在含砷量为9 mg/kg的土壤中,蜈蚣草地上部分和地下部分As的生物富集系数高达71和80^[5];香蒲根系中Zn、Cd的生物富集系数大于100^[6];芦苇根部对铜、铁的截留效率超过80%^[7];黑麦草^[8]、向日葵^[9]对Pb、Cd的耐受性较强,可通过根系分泌物促进重金属活化降解^[10]。然而,这些修复植物普遍存在生物量有限、生长周期较长或经济价值较低等局限性。鉴于重金属污染的普遍性和耕地资源的宝

贵性,开发既能满足生态修复需求又具有农业利用价值的修复植物,具有重要的科学价值和实践意义。

茭白(*Zizania latifolia*)是我国特色水生经济作物,兼具污染物消减和农产品生产的双重作用,其发达的根系能够净化水质^[11],植株生物量高达15~20 t/hm²,显著高于常规修复植物^[12]。更关键的是,其独特器官分化机制使重金属可能优先储存在非食用部位。研究发现,在Cd污染水体中,茭白根系对Cd的富集能力是肉质茎的12~15倍^[13],这种分配特征为其食用安全性提供了重要保障。因此,茭白可能具有生态修复和再利用的双重作用。但是,目前关于茭白对重金属的修复效果以及重金属胁迫对茭白肉质茎营养品质的影响尚未见报道。

本研究通过构建Pb、As、Cd和Hg 4种重金属复合污染体系,以茭白为修复植物,研究重金属在沉积物中的消散规律及其在茭白各器官的富集转运特性,分析茭白的植物学形态变化及肉质茎营养指标,评估茭白的修复潜力与食用安全性,以期为水生蔬

收稿日期:2025-03-29

基金项目:湖北省农业科技创新中心创新团队项目(2025-620-000-001-027)

陈舒妍, E-mail: chensy9527@foxmail.com

通信作者: 李秀娟, E-mail: lixiujuan@mail.hzau.edu.cn

菜安全生产及重金属污染修复提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 材料与试剂

龙茭2号茭白苗取自武汉农业科学院。土壤取自华中农业大学水稻基地0~20 cm表层土,土壤理化性质如下:pH 8.19、有机质 41.53 g/kg、速效钾 42.48 mg/kg、速效磷 5.9 mg/kg、碱解氮 84.0 mg/kg^[14]。

Pb标准溶液和Cd标准溶液均为国家标准品,购自国家有色金属及电子材料测试中心;碳酸铅、砷、碳酸镉和汞均购自上海阿拉丁生化科技股份有限公司。

1.2 试验设计

设置4个试验组:空白对照组(T0)、低质量分数(以沉积物质量为基准,下同)重金属处理组(T1)、高质量分数重金属处理组(T2)及高质量分数无植株对照组(T3),每组设置3个重复。T1组质量分数设置参考近20 a农业土壤和湖泊河流沉积物中重金属检出平均含量,T2组质量分数参考平均检出最高含量^[2,15-18]。2023年7月26日在华中农业大学采集肥沃土壤,除去残留的植物根系、石块等杂质后捣碎。分别取土样32 kg,按照表1添加污染物混匀后装入12个陶质水缸(外口径45 cm,深30 cm)中,加水浸泡过夜。于2023年7月27日从武汉市农业科学院取回茭白苗,分株后每缸选取大小、长势相近的幼苗3株定植。

表1 盆栽试验设置

Table 1 Experimental arrangement for pot cultivation

mg/kg

分析物 Analyte	T0	T1	T2	T3
Pb	0	30	300	300
As	0	12	120	120
Cd	0	0.2	20	20
Hg	0	0.1	2	2

为保证植物正常生长,浇水次数因季节不同而定,夏季1天浇2次,秋冬季1天浇1次,保证缸中水面高于沉积物3~7 cm。为避免降雨导致重金属从缸中溢出,下雨前搭上雨棚,并保持棚内两端通风,雨后撤去雨棚。于茭白长势稳定后施氮、磷、钾复合肥料(N-P₂O₅-K₂O 15-15-15),40 g肥料分3次撒入每缸中,定时清理杂草和枯叶,于10月份喷洒农药驱赶蚜虫。

1.3 样品收集与处理

分别在种植茭白后第1、3、6、10、15、21、28、43、58、73、88、103、119、134、149天采集沉积物样品。采

样遵循5点采样法原则,用空心不锈钢管垂直采集5个点沉积物,除去碎石和根等杂物,混匀后每缸留样0.5 kg,平行缸样品混合,于阴凉处风干,用打磨机磨碎后过孔径250 μm筛,置于-80℃冰箱保存。

于茭白定植第103、119天,采集肉质茎长势一致的茭白,整株挖出,自来水冲洗净,纯水冲洗3遍,选取部分新鲜肉质茎用于营养品质测定,剩余根、茎、叶和肉质茎部分切成小段,置于105℃烘箱中杀青30 min,70℃干燥至恒质量,粉碎机粉碎过孔径250 μm筛,置于-80℃冰箱保存。

1.4 样品检测方法

1)Pb和Cd的测定。取0.300 g沉积物样品置于25 mL锥形瓶中,加入15 mL HNO₃+HClO₄混合溶液(体积比4:1),用电热板在通风橱中持续加热,在消解过程中加入2 mL H₂O₂,直到不再产生烟雾,不断重复并直至溶液澄清。消解液冷却到室温后,用1% HNO₃溶液清洗锥形瓶3次,将溶液全部转移至25 mL容量瓶定容,随后进入原子吸收分光光度计分析。Pb的仪器条件为:锐线光源(Pb空心阴极灯);波长为283.3 nm;狭缝为0.5 nm;灯电流为8~12 mA;燃烧头高度为6 mm;空气流量为8 L/min。Cd仪器条件为:锐线光源(Cd空心阴极灯);波长为228.8 nm;狭缝为0.7 nm;灯电流为5.0 mA。

准确称取0.300 g植物样品放置于25 mL锥形瓶中,加入15 mLHNO₃+HClO₄混合溶液(体积比4:1),酸解过夜。次日,用电热板在通风橱中持续加热,当锥形瓶中消解液剩余3 mL时加入2 mL水赶酸。待消解液冷却到室温后,用1% HNO₃溶液将消解液从锥形瓶中转移至25 mL容量瓶定容,利用原子吸收分光光度计进行分析,检测条件同沉积物。

2)As和Hg的测定。As的测定采用原子荧光光谱仪进行,沉积物中检测依据GB/T 22105.2—2008《土壤质量 总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法 第2部分:土壤中总砷的测定》进行,植物组织中检测依据GB 5009.11—2014《食品安全国家标准 食品中总砷及无机砷的测定》进行。仪器条件为:负高压为260 V;As空心阴极灯电流为50~80 mA;载气为氩气;载气流速为500 mL/min;屏蔽气流速为800 mL/min。

Hg的测定采用氢化物发生原子荧光光度计进行。沉积物中测定依据GB/T 22105.1—2008《土壤质量 总汞、总砷、总铅的测定 原子荧光法 第1部分:土壤中总汞的测定》进行,仪器条件为:负高压为280 V;A道灯电流为35 mA;观测高度为8 mm;延迟时

间为1 s;加热温度为200 ℃;载气流量为300 mL/min;屏蔽气流量为900 mL/min;读数时间为10 s。植物组织的检测依据GB 5009.17—2021《食品安全国家标准 食品中总汞及有机汞的测定》进行,仪器条件为:光电倍增管负高压:240 V;Hg空心阴极灯电流:30 mA;原子化器温度:200 ℃;载气流速:500 mL/min;屏蔽气流速:1 000 mL/min。上述As和Hg由武汉市华测检测技术有限公司检测,未做重复性检验。

1.5 茭白植株和肉质茎指标的测定

于孕茭期(2023年10月26日),每缸随机选取3株茭白,选取每株茭白中6个单茎与叶片,测量株高以及叶面积,同时记录各质量分数处理下茭白的茎蘖数。于结茭期(2023年11月5日)记录各个处理下的结茭量,测量肉质茎质量、长度以及横截面周长。

参照Zhang等^[19]的方法对肉质茎色泽、硬度与营养品质包括水分、可溶性固形物、维生素C、粗纤维、总灰分、还原糖、可滴定酸、可溶性蛋白、游离氨基酸、黄酮与总酚进行测定。

1.6 重金属消散率与富集转运的计算

1)沉积物中重金属的消散率 α ,计算公式如下:

$$\alpha = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100\% \quad (1)$$

式(1)中, C_0 为第1天时沉积物中HMs的质量分数, C_t 为第 t 天时沉积物中HMs质量分数,mg/kg。所有处理组(T1、T2、T3)的 C_t 值均扣除同期空白对照组(T0)的本底质量分数,以排除自然环境中重金属背景值的干扰。

2)茭白中重金属的富集及转运因子。植株从沉积物中吸收积累重金属的程度用生物富集因子(bio-concentration factors,BCFs)表示,包括根部富集因子(root concentration factor,RCF,公式中记作 F_R)、茎部富集因子(stem concentration factor,SCF,公式中记作 F_S)和叶部富集因子(leaf concentration factor,LCF,公式中记作 F_L),计算如下:

$$F_R = \frac{C_{\text{root}}}{C_{\text{sedi}}} \quad (2)$$

$$F_S = \frac{C_{\text{stem}}}{C_{\text{sedi}}} \quad (3)$$

$$F_L = \frac{C_{\text{leaf}}}{C_{\text{sedi}}} \quad (4)$$

转运因子(translocation factor,TF)用于评估植物将化合物从根转移至根以上部位的能力。根到茎的转运因子(T_s)、根到叶的转运因子(T_l)计算如下:

$$T_s = \frac{C_{\text{leaf}}}{C_{\text{root}}} \quad (5)$$

$$T_l = \frac{C_{\text{leaf}}}{C_{\text{root}}} \quad (6)$$

式(2)~(6)中, C_{root} 、 C_{stem} 、 C_{leaf} 和 C_{sedi} 分别为污染物在根、茎、叶和沉积物中的质量分数,mg/kg。

1.7 数据处理

试验数据如未作说明,均为3次平行测定的平均值。采用单因素方差分析(ANOVA)和最小显著性差异法(LSD)进行差异显著性分析。试验数据均由Microsoft Excel 2016、IBM SPSS Statistics 27和Origin 2022记录、分析与绘图。

2 结果与分析

2.1 沉积物中重金属的消散

由图1可知,低质量分数处理组(T1)中Pb和Cd的含量在149 d内持续下降;高质量分数处理组(T2)中Pb含量在第103~149天快速降低,Cd在茭白种植初期(0~15 d)和后期(88~149 d)呈现2个快速消减阶段,高质量分数无植株对照组(T3)中Cd和Pb含量在1~10 d呈现快速下降趋势。As和Hg的消散波动较大,可能与添加的是单质不容易被吸收消解有关。

采样第0~15天时,正值茭白移植后生长初期,此时茭白根系生长旺盛,根系分泌物可通过螯合作用提高Pb、Cd的生物有效性^[10];并且时值夏季,沉积物温度较高,有利于微生物生长,促进重金属转化能力加快^[20],因此沉积物中Cd和Pb含量消散较迅速。种植第88~149天,茭白处于分蘖后期至结茭期,沉积物中Pb和Cd含量下降快,可能与茭白新分蘖的幼苗快速生长以及孕育肉质茎引起的根系吸收能力和积累能力增强有关。

由表2可知,T1组中Cd和Pb的消散率最高,T2组中消散率降低,说明当重金属质量分数超过植物耐受阈值时,会影响茭白正常生理功能,导致消散率的降低。T3组中Pb的消散率进一步降低,说明种植茭白有利于沉积物中Pb的消除,而茭白对Cd的降解作用未体现出来。而高质量分数处理组中As和Hg的高消散率可能是由于单质元素转化为更多的化合态,有利于降解,但是种植茭白对As和Hg的消散没有促进作用。

2.2 茭白不同器官中重金属含量

由图2可知,4种重金属在茭白根、茎、叶及肉质茎中均有检出,其含量由高到低依次为根部>茎部>叶部>肉质茎,表明茭白根对环境中的重金属具有吸收能力,并将这些重金属转运至植株的其他

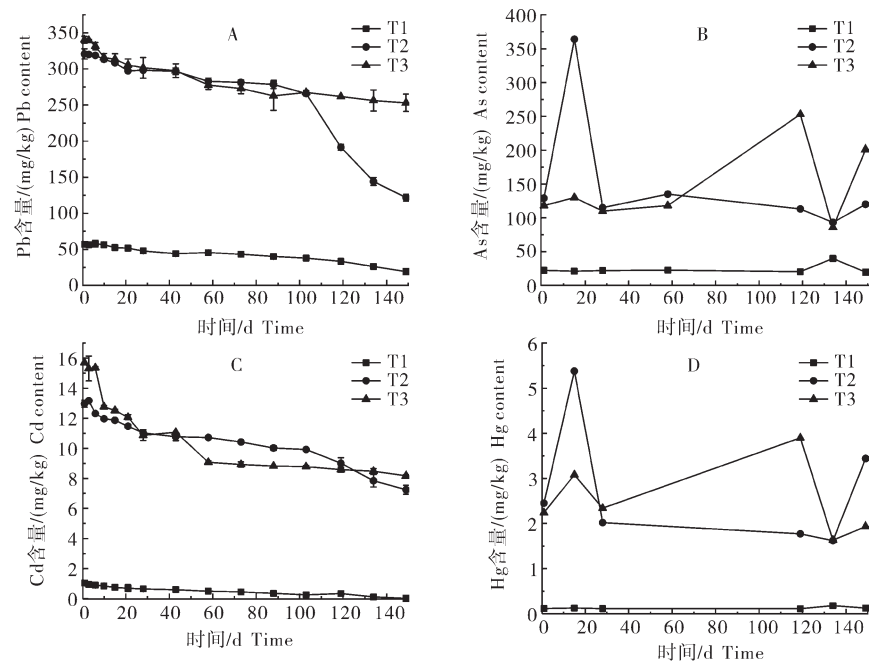


图 1 HMs在沉积物中的消散曲线
Fig. 1 Dissipation curves of HMs in sediment

表 2 不同处理组沉积物中 HMs 的最终消散率
Table 2 Dissipation rates of HMs in sediment under different conditions %

分析物 Analyte	T1	T2	T3
Pb	66.67	62.11	25.64
As	12.56	27.75	27.20
Cd	88.89	44.10	47.94
Hg	11.60	36.06	37.34

部位,其中根部积累量最高,其次是茎部、叶部和肉质茎。T2组中Pb、As、Cd和Hg在根中的含量分别是肉质茎的1 508、148、261和9倍。随着环境中重金属质量分数增加,茭白根、茎和叶中的重金属含量随之升高,但肉质茎中的Pb和Cd含量变化较小。这表明茭白在高质量分数Pb和Cd污染环境中,仍能维持肉质茎中污染物含量的稳定性,既体现了其污染修复能力,也展现了作为食物资源的潜力。

在空白组和2个处理组中,肉质茎Cd含量(0.06~0.08 mg/kg鲜质量)均超过GB 2762—2022《食品安全国家标准 食品中污染物限量》中蔬菜镉限量标准(0.05 mg/kg)。当As施加量为12 mg/kg时,肉质茎中As含量与对照组中含量接近,然而当施加量增加至120 mg/kg时,肉质茎中As含量为3.1 mg/kg,远超GB 2762—2022《食品安全国家标准 食品中污染物限量》中蔬菜中砷限量标准(0.5 mg/kg);当Hg施加量为2 mg/kg(高质量分数)时,茭白肉质茎中Hg含量是限量标准的2倍,表明肉质茎中As和Hg的含量与环境中

污染质量分数呈正相关。3个处理组肉质茎中Pb含量变化不明显,说明在试验浓度范围内,沉积物中的Pb不易影响肉质茎的食用安全性。结果表明,在一般污染水平下,肉质茎中Pb、As、Hg的含量均小于蔬菜中重金属限量标准,然而,当HMs含量超过一定范围后会降低肉质茎的食用安全性。

2.3 茭白各器官对重金属的富集及转运作用

由图3可知,4种重金属的BCFs均小于1,说明茭白对它们的富集能力较弱。其中,茭白对Cd的富集能力最强,T1组中RCF、SCF和LCF分别为0.85、0.78和0.65,对Pb的富集能力略低于Cd,对As和Hg的富集能力最差。低质量分数处理组的BCFs普遍高于高质量分数处理组,如Cd的RCF在T1组为0.85,而在T2组降至0.77,表明高质量分数重金属可能影响植物代谢与根际微生物活性^[21],降低茭白对重金属的富集效果。

所有重金属的转运系数(T_s/T_l)均小于1,表明茭白对重金属的转运能力有限。不同HMs的转运能力不同。在低质量分数处理组中,茭白对Cd的转运能力最强,在高质量分数处理组中茭白对Pb和Cd的转运能力相当,对As和Hg的转运能力最弱。

2.4 重金属胁迫下茭白的植物学性状

由表3可知,T1处理组株高和叶面积较对照组(T0)分别增加4.3%和7.4%($P<0.05$),符合毒物兴奋效应的典型特征;T2处理组中株高恢复至对照组

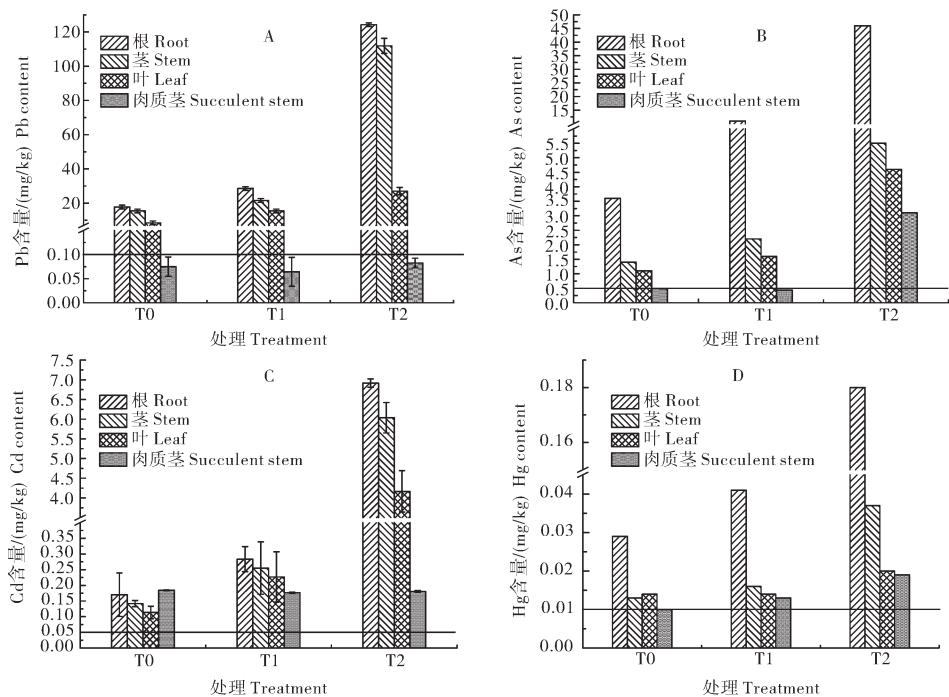


图2 重金属施加量、国标对蔬菜中重金属限量(实线)与茭白各器官(根、茎、叶、肉质茎)中重金属含量的关系
Fig. 2 The relationship among the application amount of HMs, the national standard limit of HMs in vegetables (solid line), and the content of HMs in different organs of *Z. latifolia*

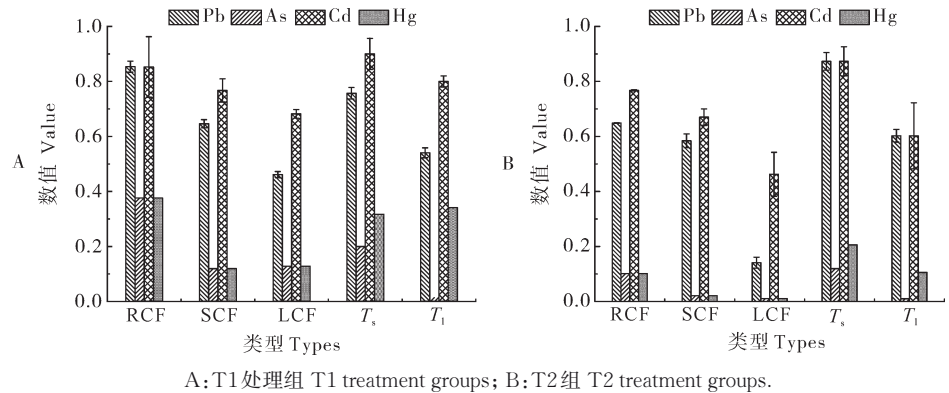


表3 不同质量分数重金属处理下茭白的植物学性状指标
Table 3 Botanical characters of *Z. latifolia* under different HMs mass fractions

指标 Indicator	T0	T1	T2
株高/cm	97.61±	101.8±	97.11±
Plant height	33.75b	15.18a	17.14b
叶面积/cm ²	168.27±	180.71±	161.13±
Leaf area	91.92b	50.92a	38.12c
分蘖数	20.3±	11.0±	13.0±
Number of tillers	4.7a	2.7ab	4.0b

注:同行不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$),下同。
Note: Different lowercase letters within the same row indicate significant differences among treatments ($P<0.05$), the same as below.

水平,表明高浓度胁迫可能触发与生长抑制相关的分子调控。
T1、T2处理组分蘖数分别较对照组(T0)减少45.9%和36.0% ($P<0.05$),说明在重金属污染胁迫下,茭白将有限资源优先分配给维持基本代谢而非营养繁殖器官的发育。这种适应性策略在重金属胁迫下普遍存在,体现了植物通过控制资源分配优化生存与繁殖的生态进化机制^[22]。
2.5 重金属胁迫下肉质茎的外观品质

由表4可知,T0、T1和T2处理组中,收获的肉质茎大小不一,其中T1组中大个茭白最多,其平均鲜质量较对照组增加41.7%,同时横截面周长增加

32.4%，表明低剂量重金属胁迫能够促进肉质茎的膨大。这一现象与前期观察到的株高、叶面积在 T1 处理下的增长趋势一致，进一步印证了重金属胁迫的毒物兴奋效应对茭白营养器官生长的阶段性促进作用。然而，高质量分数处理使肉质茎鲜质量、长度和横截面周长均值恢复至对照组水平，结茭量显著下降。

肉质茎硬度随重金属质量分数增加呈持续上升趋势，T2 组较 T0 组提高了 30.1% ($P<0.05$)。这种机械强度提升可能是植物抵御重金属渗透的物理屏障响应^[23]，同时可能会导致肉质茎嫩度的下降。此外，T2 组的白度显著高于对照组和 T1 组，说明施加重金属会增加肉质茎表皮的白度。

表 4 不同质量分数重金属处理下茭白肉质茎外观品质
Table 4 The appearance quality of succulent stems under different HMs mass fractions

指标 Indicator	T0	T1	T2
单缸结茭量 Yield of succulent stems per pot	5.30± 1.50a	5.70± 2.30a	4.70± 2.10b
肉质茎质量/g Weight of succulent stems	43.15± 17.48a	61.16± 20.45a	42.53± 29.40a
肉质茎长度/cm Length of succulent stem	12.55± 3.88a	13.11± 3.56a	12.25± 4.90a
肉质茎横截面周长/cm Cross-sectional perime- ter of succulent stem	9.26± 2.40a	12.26± 0.48a	9.88± 3.32a
硬度/g Hardness	3 221.76± 457.96b	3 808.86± 614.77ab	4 191.91± 992.32a
白度 Whiteness	53.30± 0.80b	53.60± 1.30a	58.80± 1.10a

2.6 重金属胁迫下茭白肉质茎的营养品质

本试验中，由于陶瓷缸体积有限，只收获了 2 批肉质茎。选取大小和成熟度相同的同批肉质茎探讨其营养品质的变化，结果如表 5 所示。黄酮类物质含量随 HMs 质量分数升高而递增，相较于 T0 处理组，T1、T2 处理组增幅分别为 22.71% 和 65.76% ($P<0.05$)。T1、T2 处理组中维生素 C 含量较 T0 组显著提升 11.85% 和 32.46% ($P<0.05$)。

与对照组 T0 相比，T1、T2 处理组中还原糖和可溶性固形物含量分别降低 58.2% 和 20.13%、20.13% 和 11.65% ($P<0.05$)，而 T1、T2 处理组中可滴定酸含量显著增加了 80.00% 和 120.00%，结果导致糖酸比下降，直接影响肉质茎的食用风味；T1 和 T2 处理组中粗纤维含量分别显著增加 18.87% 和 50.00% ($P<0.05$)，降低了肉质茎的食用适口性。

表 5 不同质量分数重金属处理下茭白营养品质
Table 5 The nutritional quality of succulent stems under different HMs mass fractions

指标 Index	T0	T1	T2
水分含量/(g/100 g) Moisture content	90.37± 0.12a	90.74± 0.07a	90.89± 0.05a
黄酮含量/(mg/g) Flavonoid content	2.95± 0.28c	3.62± 0.55b	4.89± 0.18a
总酚含量/(mg/g) Total phenols content	0.20± 0.00a	0.21± 0.00a	0.22± 0.01a
还原糖含量/(mg/g) Reducing sugar content	90.71± 1.70a	37.95± 0.00c	62.91± 0.98b
可滴定酸含量/% Titratable acid content	0.05± 0.00c	0.09± 0.00b	0.11± 0.00a
可溶性固形物含量/(g/100 g) Soluble solids content	4.67± 0.12a	3.73± 0.12c	4.13± 0.12b
维生素 C 含量/(mg/100 g) Vitamin C content	14.94± 0.88c	16.71± 0.67b	19.79± 0.71a
粗纤维含量/(g/100 g) Crude fiber content	1.16± 0.01c	1.38± 0.02b	1.74± 0.01a
可溶性蛋白含量/(g/100 g) Soluble protein content	0.22± 0.02a	0.18± 0.00b	0.24± 0.00a
游离氨基酸含量/(μg/g) Free amino acids content	296.21± 1.91b	373.43± 1.54a	281.82± 0.93c
总灰分含量/(g/100 g) Total ash content	0.68± 0.04a	0.73± 0.23a	0.69± 0.05a

相较于对照组 T0，T1 处理组中可溶性蛋白含量降低了 18.18% ($P<0.05$)，而 T2 处理组中可溶性蛋白含量较对照组提高 9.10%，暗示低质量分数重金属胁迫引发蛋白质降解，而高质量分数刺激机体保护机制，促进蛋白质合成；T1 处理组中游离氨基酸含量增加了 26.07% ($P<0.05$)，而 T2 处理组中游离氨基酸含量明显下降 ($P<0.05$)。

2.7 相关性分析

由图 4 可知，沉积物中重金属含量与肉质茎水分 ($r=0.75, P<0.05$)、可滴定酸 ($r=0.82, P<0.01$)、维生素 C ($r=0.91, P<0.001$) 和粗纤维含量 ($r=0.95, P<0.001$) 呈现显著正相关，说明在试验处理范围内，沉积物中重金属污染程度越高，肉质茎中水分、可滴定酸、维生素 C 和粗纤维含量也会随之增加。肉质茎中的游离氨基酸含量与可溶性蛋白、可溶性固形物、还原糖和黄酮含量呈负相关 ($r<-0.72, P<0.05$)，可溶性蛋白含量与可溶性固形物、还原糖和黄酮含量呈正相关 ($r>0.72, P<0.05$)，粗纤维含量与维生素 C、可滴定酸和水分含量呈正相关 ($r>0.89, P<0.01$)。

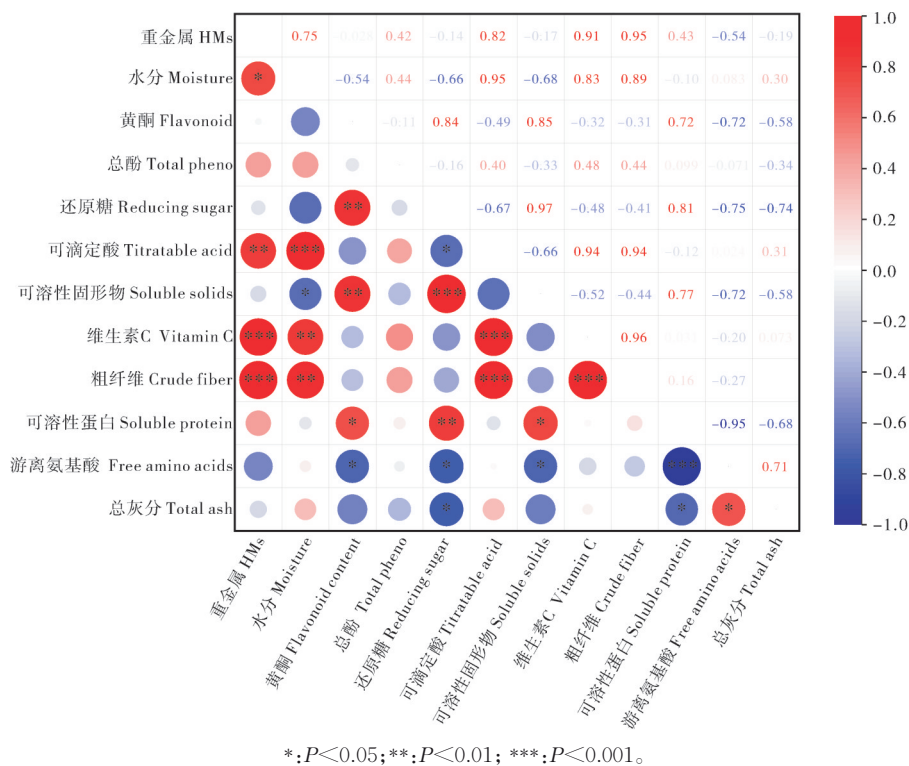


图4 沉积物中重金属含量与肉质茎中各营养指标的相关性热图

Fig. 4 Correlation heatmap between content of heavy metals in sediments and various nutritional indicators in the succulent stem

3 讨论

沉积物中重金属的消减是植物-微生物-环境因子协同作用的结果。茭白根系在生长过程中分泌的有机酸和酚类物质^[10,19],通过螯合作用降低重金属与沉积物颗粒的结合强度,能提高Pb、Cd的生物有效性,促进其迁移转化。本研究结果显示,T1组中Pb、Cd的消散率高于T2组,表明根系分泌物的作用在低污染浓度下更为显著。此外,茭白生长时间长,温度跨度大,也会影响茭白的生长和沉积物中微生物群落的代谢活性^[20],从而影响重金属的形态转化与降解过程。在消解过程中,沉积物中重金属含量在不断变化,而它们对植物生长的影响呈“低促高抑”趋势,同样会影响植物和微生物的生长^[24]。由此可见,植物的生长快慢与根系分泌物、微生物、污染物浓度等因素密切相关,共同影响污染物的消解。

T1、T2、T3组中4种重金属元素的消散率不同,表明茭白对不同重金属的修复效果存在较大差异。Pb和Cd的消散率大于As和Hg,很可能与元素的初始价态有关。高质量分数Pb和Cd处理时消散率降低,可能是当重金属浓度过高超过植物耐受阈值时,会抑制吸收转运蛋白的功能^[24],导致消散率的降低,

表明茭白对沉积物中Pb和Cd修复存在浓度阈值效应,茭白种植在常规浓度重金属污染区较高浓度污染区更具修复优势。T2组Pb最终消散率是T3组的2.42倍,说明种植茭白显著促进沉积物中Pb消解,可作为Pb污染的修复植物。As和Hg的消散率均低于37.34%,且呈现 $T1 < T2 \approx T3$ 的规律,说明单质As和Hg不容易被茭白吸收降解。

4种重金属的BCFs均小于1,且呈现 $RCF > SCF > LCF$ 的趋势,说明茭白对4种重金属的富集能力较弱,吸收的重金属主要富集在茭白根部,其中Cd和Pb在根部富集能力高于As和Hg。所有转运系数均小于1,以T2组Pb为例,其在根部和肉质茎中的浓度差异达1 507.65倍,表明富集在根部的重金属向茭白地上组织的转移能力较弱,这为肉质茎的食用安全提供了生理保障。

与其他水生植物相比,茭白对沉积物中Pb的消除能力(62.11%~66.67%)弱于水生菜(*Pistia stratiotes*)对水体中Pb的消除能力(70.7%~96.00%),对沉积物中Cd的消除能力(44.10%~88.89%)与香蒲(*Acorus calamus* L.)、芦苇(*Phragmites communis* Trin.)和空心莲花[*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb]相似(70%~90%)^[25],对As

(12.56%~27.75%)和Hg(11.60%~36.06%)的消除率远低于水葫芦(*Eichhornia crassipes*)对工业废水中离子态的As(74%)和Hg(99.9%)的去除效率^[26]。本试验中As和Hg的消散率较低可能与施加的是As和Hg的单质形态有关。单质形态通常较离子态更难被植物吸收代谢,从而降低其迁移转化能力^[27]。

茭白对Pb的BCFs(0.42~0.77)显著低于旱伞草(1.81)^[28]、黑藻(94~142)、轮藻(97)、光叶眼子菜(19~67)^[29]、香蒲(1.8~3.2)、水葫芦(7.9)和芦苇(1.5~2.5)^[7],但其转运系数(0.22~0.54)与美人蕉(0.58)^[28]、田柊稗(0.25)、水蓼(0.46~0.48)、风车草(0.48)^[28]、香蒲(0.3~0.5)和芦苇(0.2~0.4)^[7]相近,低于水葫芦(1.36)^[30],高于黄花鸢尾(0.07)、旱伞草(0.02)和再力花(0.03)^[28];茭白对Cd的BCFs(0.65~0.85)与水葫芦(0.9)相似,远低于黑藻(125~580)、光叶眼子菜(140~344)^[29]、香蒲(>100)^[6]和再力花(3.14),而转运能力(0.76~0.90)略高于黄花鸢尾(0.57)^[28]、田柊稗(0.23)^[29]、香蒲(0.5)^[7]和水葫芦(0.15)^[30];茭白对Hg的TFs值(0.34~0.36)与水葫芦(0.36)相当;茭白对As的BCFs(0.02~0.38)远低于黑藻(592~1019)、牙齿草(154)和长芒稗(2.3~21)^[29],转运能力(0.11~0.34)与莲子草、海芋和风车草等(0.08~0.21)^[29]相当。总的来说,茭白对沉积物中重金属呈现低富集、弱转运的环境行为,其对重金属的富集能力低于小型水生植物(如藻类),转运能力与其他大型水生植物相当(如香蒲)。虽然对沉积物中重金属清除能力相较于其他水生植物并不突出,但茭白较大的生物量,对Pb显著的促消散作用和附加的农业价值,是其不可忽视的优势,在环境修复中展现出独特的生态与经济效益。

低质量分数处理组肉质茎中Pb、As、Hg均未超过食品安全标准,但高质量分数处理导致As和Hg显著超标;所有处理组中肉质茎Pb含量均符合食品安全标准,而Cd的含量均超出限量标准,说明茭白对不同重金属的吸收转运能力不同,在低质量分数重金属污染区需将Cd作为首要风险因子,As和Hg在高质量分数下存在食用安全风险;茭白对Pb的抵抗力较强,可作为污染修复与生产协同的优先选择。

低质量分数重金属胁迫会增加茭白植株高度和叶面积,而高质量分数时会抑制茭白分蘖而增加肉质茎的白度和硬度。营养品质分析表明,沉积物中重金属会显著促进肉质茎中抗氧化物质(黄酮、维生素C)的积累,说明重金属胁迫激活了抗氧化代谢通

路^[31];可滴定酸和粗纤维含量的增加以及还原糖和可溶性固形物含量的降低,使肉质茎适口性与糖酸比降低,最终导致肉质茎食用品质劣变。总的来说,低质量分数HMs促进茭白植株适度生长,强化肉质茎结构,而高质量分数则抑制茭白分蘖繁殖,降低肉质茎食用风味。

综上所述,本研究系统解析了重金属在沉积物-茭白系统中的迁移动态及其对肉质茎外观和营养品质的影响,展示了茭白对沉积物中Pb显著的修复效果,同时确保肉质茎的食用安全性。试验采用盆栽模拟系统,与自然湿地或农田的复杂生态系统存在差异,未来研究可开展田间原位试验,施用络合物或矿物结合态重金属,探究实际修复场景中沉积物-水-植物的交互作用及微生物群落动态,同时茭白肉质茎食用风险有待进一步评估。

参考文献 References

- [1] GOGOI B, ACHARJEE S A, BHARALI P, et al. A critical review on the ecotoxicity of heavy metal on multispecies in global context: a bibliometric analysis [J/OL]. Environmental research, 2024, 248: 118280 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118280>.
- [2] WANG C C, ZHANG Q C, YAN C G, et al. Heavy metal (loid)s in agriculture soils, rice, and wheat across China: status assessment and spatiotemporal analysis [J/OL]. Science of the total environment, 2023, 882: 163361 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163361>.
- [3] ALI KHAN A H, KIYANI A, SANTIAGO-HERRERA M, et al. Sustainability of phytoremediation: post-harvest strategies and economic opportunities for the produced metals contaminated biomass [J/OL]. Journal of environmental management, 2023, 326: 116700 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116700>.
- [4] 何冰,陈莉,李磊,等.石灰和泥炭处理对超积累植物东南景天清除土壤重金属的影响[J].安徽农业科学,2012,40(5):2948-2951. HE B, CHEN L, LI L, et al. Effect of lime and peat on the heavy metal removal by a zinc and cadmium hyperaccumulator of *Sedum alfredii* [J]. Journal of Anhui agricultural sciences, 2012, 40(5): 2948-2951 (in Chinese with English abstract).
- [5] 陈同斌,韦朝阳,黄泽春,等.砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征[J].科学通报,2002,47(3):207-210. CHEN T B, WEI C Y, HUANG Z C, et al. Arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* and its arsenic enrichment characteristics [J]. Chinese science bulletin, 2002, 47(3): 207-210 (in Chinese).
- [6] WORAHARN S, MEEINKUIRT W, PHUSANTISAMPAN T, et al. Rhizofiltration of cadmium and zinc in hydroponic systems [J/OL]. Water, air, & soil pollution, 2021, 232(5): 204 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05156-6>.

- [7] KUMARI M, TRIPATHI B D. Efficiency of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* for heavy metal removal from wastewater [J]. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2015, 112: 80-86.
- [8] 姚婧, 王友保, 李文良, 等. 黑麦草对土壤中Pb的富集作用及耐受性研究[J]. *水土保持通报*, 2008, 28(2): 17-21. YAO J, WANG Y B, LI W L, et al. A study on Pb accumulation and tolerance of *Lolium perenne* L. in soil [J]. *Bulletin of soil and water conservation*, 2008, 28(2): 17-21 (in Chinese with English abstract).
- [9] DE ABREU C B, DO SACRAMENTO B L, ALVES A T, et al. Nutritional and biochemical changes induced by lead in sunflower (*Helianthus annuus* L.) [J/OL]. *Semina: Ciências Agrárias*, 2016, 37(3): 1229 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2016V37N3P1229>.
- [10] LI H, WANG T, DU H X, et al. Research progress in the joint remediation of plants-microbes-soil for heavy metal-contaminated soil in mining areas: a review [J/OL]. *Sustainability*, 2024, 16(19): 8464 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.3390/su16198464>.
- [11] 卫小松, 夏品华, 袁果, 等. 湿地植物对富营养化水体中氮磷的吸收及去除贡献 [J]. *西南农业学报*, 2016, 29(2): 408-412. WEI X S, XIA P H, YUAN G, et al. Absorption capacity and removal contribution of wetland plants to nitrogen and phosphorus in eutrophic water body [J]. *Southwest China journal of agricultural sciences*, 2016, 29(2): 408-412 (in Chinese with English abstract).
- [12] TSUCHIYA T, SHINOZUKA A, IKUSIMA I. Population dynamics, productivity and biomass allocation of *Zizania latifolia* in an aquatic-terrestrial ecotone [J]. *Ecological research*, 1993, 8(2): 193-198.
- [13] 丁利群, 陈宇航, 章明奎. 污染农田茭白镉积累特点及茭白安全生产的土壤镉阈值 [J]. *农学学报*, 2024, 14(3): 53-57. DING L Q, CHEN Y H, ZHANG M K. Cd accumulation characteristics of *Zizania latifolia* in polluted farmland and safety threshold of Cd in producing areas [J]. *Journal of agriculture*, 2024, 14(3): 53-57 (in Chinese with English abstract).
- [14] HE J Q, CHENG Y, JIANG H W, et al. Control effects of combined heavy metal pollution in rice by using silicate and its mixing of Mn/S [J]. *Research of environmental sciences*, 2023, 36(6): 1199-1209.
- [15] LI Y Y, YUAN Y, SUN C J, et al. Heavy metals in soil of an urban industrial zone in a metropolis: risk assessment and source apportionment [J]. *Stochastic environmental research and risk assessment*, 2020, 34(2): 435-446.
- [16] LI C M, WANG H C, LIAO X L, et al. Heavy metal pollution in coastal wetlands: a systematic review of studies globally over the past three decades [J/OL]. *Journal of hazardous materials*, 2022, 424: 127312 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127312>.
- [17] ZHANG M, SUN X, XU J L. Heavy metal pollution in the East China Sea: a review [J/OL]. *Marine pollution bulletin*, 2020, 159: 111473 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111473>.
- [18] LI N, LI Y, WEI J X, et al. Source-oriented ecological risk assessment of heavy metals in sediments of West Taihu Lake, China [J]. *Environmental science and pollution research international*, 2023, 30(6): 13909-13919.
- [19] ZHANG D, ZHOU K, LIU C Q, et al. Dissipation, uptake, translocation and accumulation of five phthalic acid esters in sediment-*Zizania latifolia* system [J/OL]. *Chemosphere*, 2023, 315: 137651 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137651>.
- [20] NARAYANAN M, MA Y. Mitigation of heavy metal stress in the soil through optimized interaction between plants and microbes [J/OL]. *Journal of environmental management*, 2023, 345: 118732 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118732>.
- [21] FENG R W, WANG L Z, YANG J G, et al. Underlying mechanisms responsible for restriction of uptake and translocation of heavy metals (metalloids) by selenium via root application in plants [J/OL]. *Journal of hazardous materials*, 2021, 402: 123570 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123570>.
- [22] THAKUR M, PRAVEEN S, DIVTE P R, et al. Metal tolerance in plants: molecular and physicochemical interface determines the “not so heavy effect” of heavy metals [J/OL]. *Chemosphere*, 2022, 287: 131957 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131957>.
- [23] 刘清泉, 陈亚华, 沈振国, 等. 细胞壁在植物重金属耐性中的作用 [J]. *植物生理学报*, 2014, 50(5): 605-611. LIU Q Q, CHEN Y H, SHEN Z G, et al. Roles of cell wall in plant heavy metal tolerance [J]. *Plant physiology journal*, 2014, 50(5): 605-611 (in Chinese with English abstract).
- [24] GHORI N H, GHORI T, HAYAT M Q, et al. Heavy metal stress and responses in plants [J]. *International journal of environmental science and technology*, 2019, 16(3): 1807-1828.
- [25] LIN H, LIU J F, DONG Y B, et al. Absorption characteristics of compound heavy metals vanadium, chromium, and cadmium in water by emergent macrophytes and its combinations [J]. *Environmental science and pollution research international*, 2018, 25(18): 17820-17829.
- [26] ALI S, ABBAS Z, RIZWAN M, et al. Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: a review [J/OL]. *Sustainability*, 2020, 12(5): 1927 [2025-03-29]. <https://doi.org/10.3390/su12051927>.
- [27] FU J T, YU D M, CHEN X, et al. Recent research progress in geochemical properties and restoration of heavy metals in contaminated soil by phytoremediation [J]. *Journal of mountain science*, 2019, 16(9): 2079-2095.
- [28] 方飞, 浦晨霞, 武帅, 等. 水分调控下4种水生植物对重金属的吸附与富集作用 [J]. *安徽农业科学*, 2018, 46(14): 78-81. FANG F, PU C X, WU S, et al. Adsorption and enrichment effect of heavy metals by four aquatic plants under water regulation [J]. *Journal of Anhui agricultural sciences*, 2018, 46(14): 78-81 (in Chinese with English abstract).
- [29] 潘义宏, 王宏镔, 谷兆萍, 等. 大型水生植物对重金属的富集

- 与转移[J].生态学报,2010,30(23):6430-6441. PAN Y H, WANG H B, GU Z P, et al. Accumulation and translocation of heavy metals by macrophytes[J]. Acta ecologica sinica, 2010, 30(23):6430-6441 (in Chinese with English abstract).
- [30] KAMARI A, YUSOF N, ABDULLAH H, et al. Assessment of heavy metals in water, sediment, *Anabas testudineus* and *Eichhornia crassipes* in a former mining pond in Perak, Malaysia[J]. Chemistry and ecology, 2017, 33(7):637-651.
- [31] VERMA A K, PRATAP R. The biological potential of flavones[J]. Natural product reports, 2010, 27(11):1571-1593.

Remediation effect and physiological responses of *Zizania latifolia* on heavy metal contaminated sediment

CHEN Shuyan¹, ZHANG Fangyuan¹, ZHOU Kai², ZHONG Lan^{2,3}, LI Xiujuan¹

1. College of Food Science and Technology, Huazhong Agricultural University/Ministry of Education Key Laboratory of Environment Correlative Dietology/Hubei Province Key Laboratory of Fruit & Vegetable Processing & Quality Control, Wuhan 430070, China;

2. Wuhan Academy of Agricultural Sciences, Wuhan 430070, China;

3. Hubei Hongshan Laboratory, Wuhan 430070, China

Abstract Pot experiments were conducted to analyze the content of heavy metals in sediment and different organs of *Zizania latifolia* to systematically study the patterns of dissipation, the characteristics of enriching and transporting heavy metals including lead (Pb), arsenic (As), cadmium (Cd), and mercury (Hg) in the sediment-*Z. latifolia* system, and the effects of these heavy metals on the botanical traits of *Z. latifolia* and the nutritional quality of its succulent stems. The results showed that planting *Z. latifolia* significantly promoted the dissipation of Pb in sediments, with a dissipation rate 2.4 times higher than that in sediments without planting *Z. latifolia*. The distribution of heavy metals in the organs of *Z. latifolia* followed the pattern of roots>stems>leaves>succulent stems. The content of Pb, As, Cd, and Hg in roots was 1 508 times, 148 times, 261 times, and 9 times higher than that in the succulent stems, respectively. The biological enrichment factor and transport coefficient of these four heavy metals in *Z. latifolia* was all less than 1, indicating that *Z. latifolia* has weak ability to enrich and transport heavy metals, but its ability to enrich and transport Cd and Pb is higher than that of As and Hg. The level of Pb in succulent stems remained below the food safety limit, while the level of Cd exceeded the food safety limit within the concentration range of low-dose heavy metal treatment. The content of As and Hg in edible stems was below food safety limit at low concentrations of environmental pollution, while high concentrations of environmental pollution led to excessive As and Hg in edible stems. Heavy metal stress significantly increased the content of flavonoids, vitamin C, titratable acids, and crude fiber in edible stems, but decreased the content of reducing sugars and soluble solids, resulting in a decrease in the tenderness and sugar-to-acid ratio of the succulent stems. It is indicated that *Z. latifolia* has potential for remediating Pb in sediments within the concentration range of 0-30 mg/kg, and its succulent stems meet food safety standards, achieving a win-win situation for ecological restoration and economic benefits. It will provide theoretical support for the “remediation-production” synergistic model in heavy metal contaminated sediment and has significant implications for promoting the sustainable development of agriculture.

Keywords *Zizania latifolia*; heavy metals; accumulation and translocation; phytoremediation; nutritional quality

(责任编辑:葛晓霞)