

文章编号: 1674-5566(2023)03-0609-09

DOI:10.12024/jso.20220503838

苦草对重金属去除效果的对比及其叶绿素荧光特性响应

侯瑞丹¹, 彭自然^{1,2}, 何文辉^{1,2,3}, 何培民^{1,2}

(1. 上海海洋大学 海洋生态与环境学院, 上海 201306; 2. 水域环境生态上海高校工程研究中心, 上海 201306; 3. 上海河湖生物链构建及资源化利用工程技术研究中心, 上海 200433)

摘要: 比较低、中、高 3 种浓度水平下苦草 (*Vallisneria natans*) 对 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 4 种重金属离子的去除效果及其叶绿素荧光参数的响应, 结果表明: (1) 在 4 种重金属中苦草对 Cu^{2+} 的去除效果最好, 对 Zn^{2+} 的吸收量最高。苦草对 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 的最高吸收量分别为 4.21、25.3、0.231、0.509 $\mu\text{g/g}$, Cu^{2+} 的中质量浓度组衰减比最高 (47.33%), Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 均为低质量浓度组衰减比最高, 分别为 33.13%、29.2%、45.7%; (2) 重金属胁迫下, Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 高质量浓度组中苦草叶绿素 a 含量比 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 高质量浓度组下降幅度小, 叶绿素 b 含量下降幅度则为 $\text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Pb}^{2+}$, 高质量浓度组下降幅度大。(3) 苦草最大光化学效率 (F_v/F_m)、潜在光化学效率 (F_v/F_0) 在 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 胁迫下有不同程度的升高, 而在 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 胁迫下均显著下降。光化学淬灭系数 (Q_p)、非光化学淬灭效率 (Q_n) 和调节性能量耗散的量子产量 (Y_{NPQ}) 均随重金属质量浓度升高而下降, 其中 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 各质量浓度组 Q_p 下降幅度依次减小, 而有效量子产量 (Y_{II}) 随重金属质量浓度升高而升高。总体而言, 苦草更适合用于去除水体中的 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} , 研究结果为重金属污染河道生态修复奠定基础。

关键词: 重金属; 苦草; 去除; 叶绿素; 荧光参数

中图分类号: X 524 **文献标志码:** A

金属矿砂开采冶炼、污灌、化肥农药施用等工农业生产活动导致重金属流入湖泊、河流, 重金属不能被微生物降解, 在水体中积累造成水质恶化, 导致水环境生态安全和人民健康受到威胁^[1]。在我国重金属污染问题中, Cu、Zn、Pb、Cd 含量超标问题尤为突出。Cu²⁺ 和 Zn²⁺ 等必需微量元素能促进细胞代谢酶和光合色素生成, 并维持植物体内活性氧代谢系统平衡。过量 Cu 积累会抑制生物生长, 改变生理活性, 还会造成水体二次污染。Zn 进入水体后沉降到底部破坏底质结构, 对沉水植物造成威胁。Cd 对动植物产生极强毒性, 1984 年被联合国环境规划署列为 12 种具有全球意义危险物质的首要物质。Pb 不易被人体同化, 吸收后对器官造成不可逆损害^[2-6]。目前重金属污染治理方法主要有物理修复、化学修复、生物修复。物理和化学修复见效快、成本

高, 可能造成二次污染; 生物修复不用大型机械设施和场地建筑, 成本相对较低, 且无二次污染, 是环境友好型治理方法^[3-4,7]。利用水生植物吸收重金属离子可能影响其生长, 所以保证植物生物量和生长能力才会有理想的治理效果。

目前国内外学者主要关注重金属胁迫下沉水植物体内重金属积累、生理生化影响、亚显微结构变化等问题^[2,5,8], 对光合荧光特性研究较少。KAUTSKY 和 HIRSCH 首次发现光合作用与叶绿素荧光的联系, 建立叶绿素荧光技术, 用于定量分析叶片从暗状态到光状态的急剧变化, 是敏感的光合作用指标, 可用于分析植物应激行为^[9]。苦草 (*Vallisneria natans*) 为水鳖科 (Hydrocharitaceae) 苦草属 (*Vallisneria*) 多年生草本沉水植物, 能很好地吸收 Cu^{2+} 和 Cd^{2+} ^[10-11], 常被用于生态修复。本文采用经选育的四季常绿

收稿日期: 2022-05-01 修回日期: 2022-06-21

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2014ZX07101-012-004); 上海市科技计划项目 (20DZ 2250700)

作者简介: 侯瑞丹 (1996—), 女, 硕士研究生, 研究方向为水域环境与生态修复。E-mail: 15036701776@163.com

通信作者: 彭自然, E-mail: zrpeng@shou.edu.cn

版权所有 © 《上海海洋大学学报》编辑部 (CC BY-NC-ND 4.0)

Copyright © Editorial Office of Journal of Shanghai Ocean University (CC BY-NC-ND 4.0)

http://www.shhydx.com

矮型品系苦草,其根系发达且具有很好的氮磷去除效果。通过系统研究苦草对 4 种重金属离子的去除效果,以期为城镇河道和湖泊生态修复技术开发与实际应用提供支持。

1 材料与方法

1.1 实验材料

实验用苦草为上海太和水科技发展股份有限公司培育的四季常绿矮型品系,幼苗取自上海枫泾产学研基地。挑选生长良好、个体均匀、无污染植株,用水擦洗待用。在塑料箱(45 cm × 40 cm × 50 cm)底平铺固定基质玻璃珠,加入 10% Hoagland 营养液 50 L,预培养苦草幼苗 3 d。过程中保持自然光照,水温 25 °C, pH 8.0。

1.2 实验设计

选择活力强、形态一致的植株进行重金属胁迫实验。用 10% Hoagland 营养液配制不同质量浓度重金属培养液 30 L,用优级纯 1.0 ~ 1.5 μmol MES 和 Tris 溶液调节 pH 至 8.0。将暂养的苦草植株等间距种植于培养容器中(底部直径 20 cm, 15 L 晾晒过的自来水),每盆 15 株。根据中华人民共和国生态环境部发布的《污水综合排放标准》,参照江延等^[12]、HUANG 等^[13]的研究结果,并结合对湖泊河流水质的实际检测结果,胁迫实验设低、中、高 3 个质量浓度组,其中: Cu²⁺ 为 0.2、0.6 和 1.0 mg/L,用 CuSO₄ 配制; Zn²⁺ 为 4.0、6.0 和 10.0 mg/L,用 ZnSO₄ 配制; Pb²⁺ 为 10、25 和 35 μg/L,用 Pb(NO₃)₂ 配制; Cd²⁺ 为 5、10 和 20 μg/L,用 CdCl₂ 配制。每组设 3 个平行,并设置无重金属对照组,温度 25 °C,自然光照。

1.3 重金属质量浓度测定与去除率计算

实验第 7 天每组分别取 20 mL 水样,取样时使培养容器中的培养用水充分混匀,用石墨炉原子吸收法测定重金属含量。重金属去除率和单位质量苦草去除重金属量分别用公式(1)和(2)计算:

$$R = (C_0 - C_7) / C_0 \times 100\% \quad (1)$$

$$A = \frac{(C_0 - C_7) \times V}{W} \quad (2)$$

式中: R 为重金属去除率,%; A 为单位质量苦草去除重金属量, μg/g; C_0 为重金属初始质量浓度, μg/L; C_7 为第 7 天重金属质量浓度, μg/L; V 为实验溶液体积, L; W 为苦草质量, g。

1.4 叶绿素含量与荧光参数测定

采用分光光度法测定叶绿素总量(C_T)、叶绿素 a(C_a)、叶绿素 b(C_b) 含量。采用水下饱和调制荧光仪(Dual-PAM-10)测定荧光参数。取苦草装入广口瓶,包裹锡纸暗处理 20 min,测定最小初始荧光 F_0 。开启饱和脉冲光(0.7 s)测得最大荧光 F_m 。设定光强,测定光下最小荧光 F_0' 、光下最大荧光 F_m' 和稳态荧光 F_s 。

PS II 反应中心的最大光化学效率(F_v/F_m)、PS II 的潜在光化学效率(F_v/F_0)、光化学淬灭系数(Q_p)、非光化学淬灭系数(Q_n)、有效量子产量(Y_{II})、调节性能量耗散的量子产量(Y_{NPQ})分别由公式(3)~(7)计算:

$$\frac{F_v}{F_m} = \frac{F_m - F_0}{F_m} \quad (3)$$

$$\frac{F_v}{F_0} = \frac{F_m - F_0}{F_0} \quad (4)$$

$$Q_p = \frac{F'_m - F_s}{F'_m - F'_0} \quad (5)$$

$$Q_n = \frac{F_m - F'_m}{F_m - F'_0} \quad (6)$$

$$Y_{NPQ} = \frac{F_m - F'_m}{F'_m} \quad (7)$$

1.5 统计分析

采用 Excel 2016 和 Origin 8.0 进行数据统计分析和图形绘制优化,采用 SPSS 24.0 进行不同质量浓度组间差异单因素方差分析(ANOVA), $P < 0.05$ 为有显著性差异。

2 结果

2.1 苦草对重金属的去除效果

苦草对不同质量浓度 Cu²⁺、Zn²⁺、Cd²⁺、Pb²⁺ 的去除实验结果见表 1。与初始质量浓度相比,实验期间 4 种重金属质量浓度均有所下降。Cu²⁺ 中质量浓度组[(600.34 ± 21.45) μg/L] 的去除率最高,为 47.33%。而 Zn²⁺、Cd²⁺、Pb²⁺ 的 3 个质量浓度组中去除率最高分别为 33.88%、29.20% 和 45.70%。苦草对 Cu²⁺、Zn²⁺、Cd²⁺、Pb²⁺ 的最高吸收量的对应质量浓度之间有较大差异,Cu²⁺、Zn²⁺ 高质量浓度组吸收量最高,而 Cd²⁺、Pb²⁺ 则中质量浓度组的吸收量最高,最高吸收量分别为 4.21、25.30、0.23、0.51 μg/g。

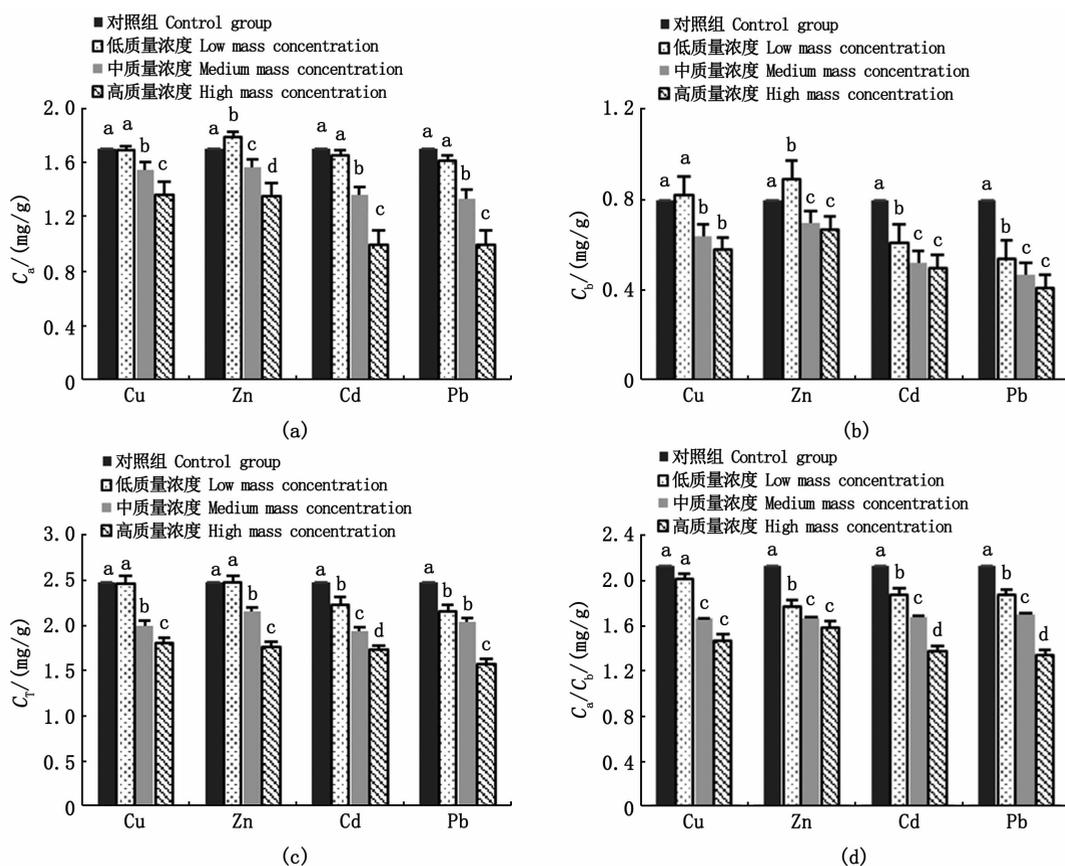
表 1 苦草对水体中不同质量浓度 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 的去除效果
 Tab. 1 Removing effects of Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} and Cd^{2+} at different concentration by *V. natans*

重金属 Heavy metal	初始质量浓度 Initial conc./($\mu\text{g/L}$)	终末质量浓度 Terminal conc./($\mu\text{g/L}$)	去除率 Removal rate/%	单位质量去除量 Removal amount per unit mass/($\mu\text{g/g}$)
Cu^{2+}	200.01 \pm 11.12	110.58 \pm 80.50	45.00 \pm 5.87	0.90 \pm 0.54
	600.34 \pm 21.45	310.50 \pm 150.43	47.33 \pm 8.03	2.91 \pm 1.04
	1 000.00 \pm 40.54	550.55 \pm 330.19	43.70 \pm 11.56	4.21 \pm 0.50
Zn^{2+}	4 000.00 \pm 54.57	2 500.87 \pm 190.00	33.88 \pm 3.75	13.05 \pm 2.37
	6 000.00 \pm 39.05	4 010.10 \pm 430.59	33.13 \pm 5.55	19.08 \pm 5.76
	10 000.00 \pm 419.00	7 470.50 \pm 443.00	25.23 \pm 6.44	25.30 \pm 7.02
Cd^{2+}	5.00 \pm 1.43	3.54 \pm 1.09	29.20 \pm 4.51	0.15 \pm 0.34
	10.00 \pm 3.55	7.61 \pm 2.22	23.90 \pm 5.22	0.23 \pm 0.15
	20.00 \pm 10.55	19.02 \pm 8.93	4.90 \pm 1.89	0.09 \pm 0.08
Pb^{2+}	10.00 \pm 2.49	5.43 \pm 2.53	45.70 \pm 9.66	0.43 \pm 3.55
	25.00 \pm 6.51	19.94 \pm 8.95	20.24 \pm 8.55	0.51 \pm 0.44
	35.00 \pm 9.18	33.64 \pm 10.55	3.89 \pm 1.55	0.15 \pm 0.11

2.2 苦草叶绿素含量对重金属胁迫的响应

Cu 、 Zn 、 Cd 和 Pb 处理后苦草叶绿素含量变化如图 1。 Cu^{2+} 质量浓度为 0.2 mg/L 时,苦草叶

片叶绿素 a、叶绿素 b 含量和总叶绿素 C_T 与对照组差异不显著 ($P > 0.05$),中高质量浓度组 C_a 、 C_b 、 C_T 和 C_a/C_b 则显著低于对照组 ($P < 0.05$)。



采用 Duncan 氏法多重比较,相同字母者表示组间差异不显著 ($P > 0.05$),不同字母者表示组间差异显著 ($P < 0.05$)。

Duncan's method was used for multiple comparisons, the same letters indicated no significant difference between groups ($P > 0.05$), while different letters indicated significant difference between groups ($P < 0.05$).

图 1 Cu 、 Zn 、 Cd 和 Pb 处理后苦草叶绿素含量变化

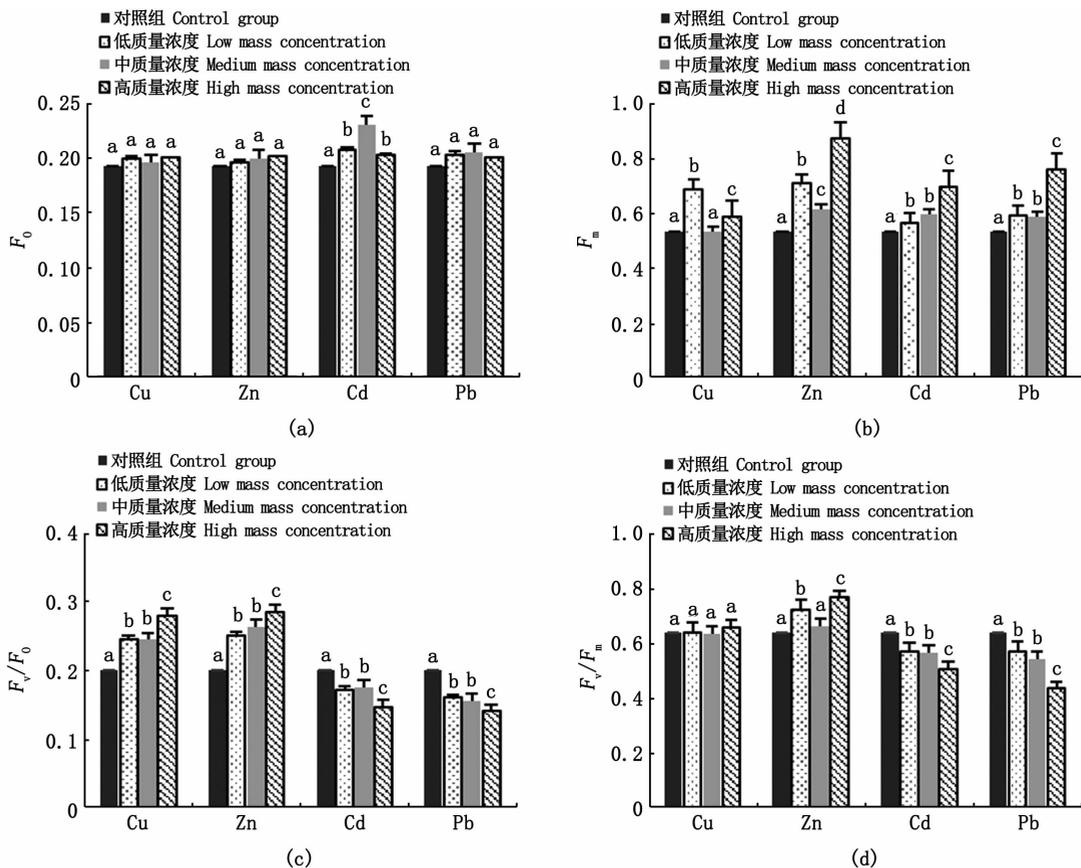
Fig. 1 Changes of chlorophyll content of *V. natans* after treatment with Cu , Zn , Cd and Pb

Zn^{2+} 质量浓度为 0.2 mg/L 时苦草叶片叶绿素 b 含量高于对照组,其余质量浓度组较对照组低, C_a 和 C_a/C_b 随 Zn^{2+} 质量浓度增加而下降 ($P < 0.05$)。 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 实验组的结果相似,低质量浓度组 C_a 与对照组无显著差异 ($P > 0.05$),中高质量浓度组 C_a 随重金属质量浓度增大而下降。实验组中 C_b 、 C_T 和 C_a/C_b 也随重金属质量浓度增大呈下降趋势。

2.3 苦草光合参数 F_0 、 F_m 、 F_v/F_m 和 F_v/F_0 对重金属胁迫的响应

7 d 后,不同重金属处理组 F_0 、 F_m 、 F_v/F_m 和 F_v/F_0 如图 2 所示。 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Pb^{2+} 各质量浓度

组 F_0 与对照组差异不显著 ($P > 0.05$)。 Cd^{2+} 实验组 F_0 显著大于对照组 ($P < 0.05$),且中质量浓度组最大。 Cu^{2+} 胁迫后低质量浓度组和高质量浓度组 F_m 显著升高 ($P < 0.05$),中质量浓度组与对照组无显著差异。 Zn^{2+} 胁迫后实验组 F_m 显著大于对照组 ($P < 0.05$),高质量浓度组最大,低质量浓度组次之。 Cd^{2+} 胁迫后苦草 F_m 也显著增加 ($P < 0.05$),高质量浓度组最大,低质量浓度组和中质量浓度组无显著差异。 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 胁迫后低、中质量浓度组 F_m 与对照组差异不显著,高质量浓度组显著大于对照组 ($P < 0.05$)。



采用 Duncan 氏法多重比较,相同字母者表示组间差异不显著 ($P > 0.05$),不同字母者表示组间差异显著 ($P < 0.05$)。

Duncan's method was used for multiple comparisons, the same letters indicated no significant difference between groups ($P > 0.05$), while different letters indicated significant difference between groups ($P < 0.05$).

图 2 不同重金属质量浓度组苦草 F_0 、 F_m 、 F_v/F_m 和 F_v/F_0 变化

Fig. 2 F_0 , F_m , F_v/F_m and F_v/F_0 of *V. natans* in different treatment groups of heavy metal

F_v/F_0 在 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 处理后显著升高 ($P < 0.05$),高质量浓度组最大,中质量浓度组和低质量浓度组无显著差异。 Cd^{2+} 和 Pb^{2+} 胁迫后 F_v/F_0 显著下降 ($P < 0.05$),高质量浓度组最小,中

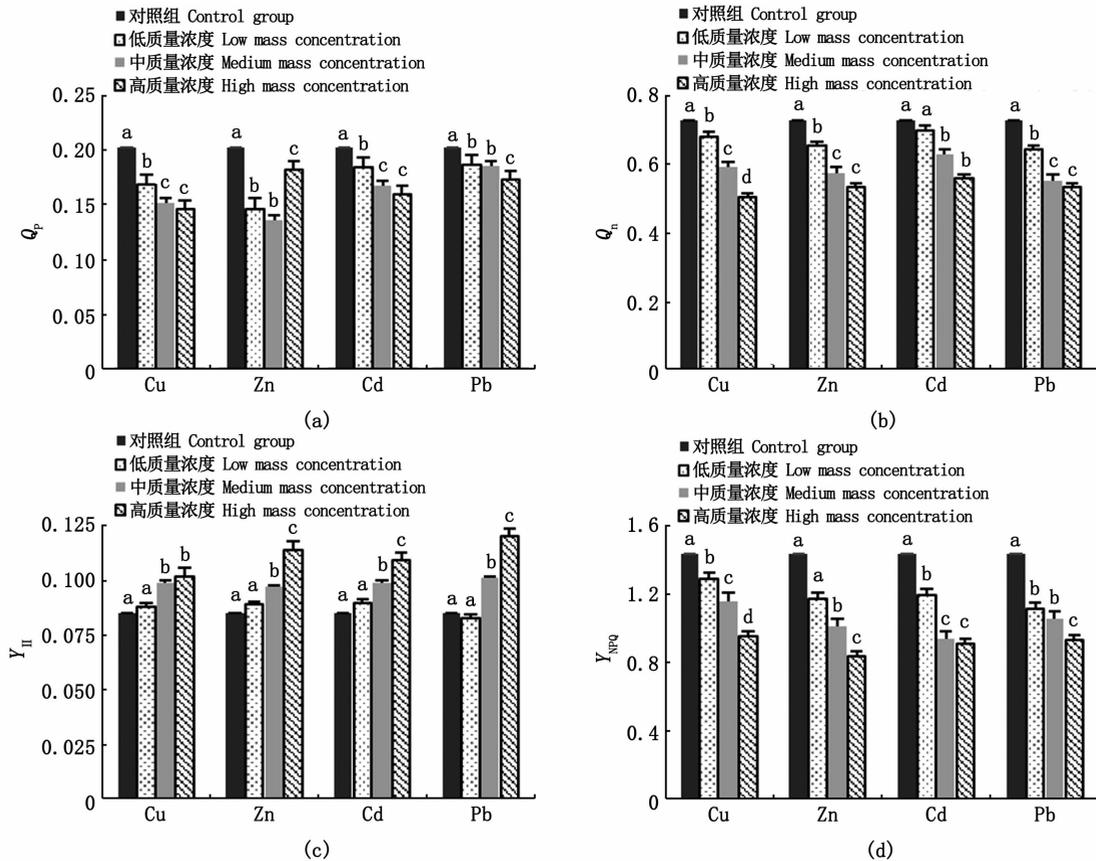
质量浓度组和低质量浓度组无显著差异。 Cu^{2+} 胁迫后实验组 F_v/F_m 和对照组无显著差异 ($P > 0.05$), Zn^{2+} 胁迫后 F_v/F_m 在低质量浓度组和高质量浓度组显著升高 ($P < 0.05$),中质量浓度组

与对照组无显著差异。 Cd^{2+} 和 Pb^{2+} 胁迫后实验组 F_v/F_m 显著低于对照组 ($P < 0.05$), 中质量浓度组和低质量浓度组差异不显著, 高质量浓度组最小。

2.4 苦草光合参数 Q_p 、 Q_n 、 Y_{II} 和 Y_{NPQ} 对重金属胁迫的响应

7 d 后, 不同重金属处理组 Q_p 、 Q_n 、 Y_{II} 和 Y_{NPQ} 如图 3 所示。Cu、Zn、Cd 和 Pb 胁迫后苦草 Q_p 均显著低于对照组 ($P < 0.05$)。Cu²⁺ 实验组中 Q_p 低质量浓度组高于中质量浓度组和高质量浓度组, 中质量浓度组和高质量浓度组无显著差异 ($P > 0.05$)。Zn²⁺ 实验组 Q_p 低质量浓度组和中质量浓度组无显著差异 ($P > 0.05$), 但均显著低于高质量浓度组 ($P < 0.05$)。Cd²⁺ 实验组中 Q_p 低质量浓度组高于中质量浓度组和高质量浓度组, 中质量浓度组和高质量浓度组无显著差异 ($P > 0.05$)。Pb²⁺ 实验组 Q_p 低质量浓度组和中质

量浓度组无显著差异 ($P > 0.05$), 但均显著低于高质量浓度组 ($P < 0.05$)。Cu、Zn、Cd 和 Pb 胁迫后苦草 Q_n 除 Cd²⁺ 外均显著低于对照组 ($P < 0.05$)。在 Cu²⁺ 实验组中苦草 Q_n 随质量浓度的增大而减小, 高质量浓度组最小。Zn²⁺、Cd²⁺ 和 Pb²⁺ 实验组 Q_n 在中质量浓度组和高质量浓度组差异不显著。Zn、Cd 和 Pb 胁迫后苦草 Y_{II} 呈质量浓度依赖性增加, 中质量浓度组和高质量浓度组苦草 Y_{II} 均显著高于对照组 ($P < 0.05$), 低质量浓度组与对照组差异不显著。Cu²⁺ 实验组苦草中质量浓度组和高质量浓度组无显著差异。Zn、Cd 和 Pb 胁迫后苦草 Y_{NPQ} 呈质量浓度依赖性降低, Cu²⁺ 和 Zn²⁺ 实验组苦草 3 个质量浓度下均有显著差异 ($P < 0.05$)。Cd²⁺ 实验组苦草 Y_{NPQ} 在中质量浓度组和高质量浓度组无显著差异。Pb²⁺ 实验组苦草 Y_{NPQ} 低质量浓度组和中质量浓度组无显著差异。



采用 Duncan 氏法多重比较, 相同字母者表示组间差异不显著 ($P > 0.05$), 不同字母者表示组间差异显著 ($P < 0.05$)。Duncan's method was used for multiple comparisons, the same letters indicated no significant difference between groups ($P > 0.05$), while different letters indicated significant difference between groups ($P < 0.05$).

图 3 不同重金属处理组苦草 Q_p 、 Q_n 、 Y_{II} 和 Y_{NPQ} 变化
Fig. 3 Q_p , Q_n , Y_{II} , and Y_{NPQ} of *V. natans* in different treatment groups of heavy mental

3 讨论

已有研究^[14-15]表明,水生植物不仅可吸收水体中氮、磷等营养元素,还可吸收水体中的重金属,对富营养化及重金属污染水体均具有很好的生态修复效果,特别是利用水生植物吸收水体中重金属不仅不会造成二次污染,还具有景观生态效果。施沁璇等^[16]研究了荷花对池塘底泥中 Hg 和 Cd 的吸收能力,发现 180 d Cd 去除率可达 96.8%。SIVACI 等^[17]发现菹草在 Cd²⁺ 质量浓度为 64 mg/L 时吸收能力最大(90%)。张饮江等^[18]发现伊乐藻在不同胁迫质量浓度下对 Cd 的去除效果不同,质量浓度为 15 μg/L 时 35 d 去除率可达 92%。苦草对重金属有较强的吸收能力,特别是经选育的四季常绿矮型苦草,比一般苦草具有更发达的根系。本研究发现苦草对 Cu²⁺、Zn²⁺、Cd²⁺ 和 Pb²⁺ 均有很好的吸收效果,在较高起始质量浓度条件下,7 d 内去除率为 29.20% ~ 45.00%,可见苦草去除重金属能力更强。苦草对 Zn 的吸收量在 4 种重金属中最高,生态修复效果从高到低依次为 Cu、Cd、Zn、Pb,而按照单位质量植株吸收量计算,苦草对重金属去除生态修复效果从高到低依次为 Zn、Cu、Pb、Cd。总体而言,在实验质量浓度范围内苦草去除水中重金属能力随重金属质量浓度升高而增强。

重金属初始质量浓度对沉水植物去除效率具有较大影响。江延等^[11]在 Cu 和 Zn 胁迫对苦草生理生化特性研究中发现,苦草在不同质量浓度胁迫下显示出不同的生理生化特征。本实验也发现,中低质量浓度时吸收重金属效果较好,Pb²⁺ 质量浓度为 10 mg/L 时去除率在 45% 以上,过高质量浓度下苦草的吸收效果降低。研究表明,过量重金属会影响水生植物的生理反应过程,如增加体内氧自由基含量,导致抗氧化酶含量降低^[19-20],这可能是高质量浓度组苦草吸收效果下降的原因。高质量浓度金属离子在水生植物体内富集,使植物生长受限,导致吸收效果变差。因此,利用苦草修复重金属轻度污染水体较为可行,但在污染较严重的水体则不适用。

叶绿素 a 和叶绿素 b 是将光能转化为化学能的主要色素,对于植物光合作用必不可少。在低质量浓度胁迫下,Cu 和 Zn 处理组苦草 C_b 与对照组相比上升,但 Cd 和 Pb 处理组 C_b 含量显著低

于对照组,可能是少量 Cu 和 Zn 有利于植物叶绿素合成^[21]。Cu 和 Zn 低质量浓度组的 C_a 和 C_T 含量与对照组无显著差异,但是 Cd 和 Pb 低质量浓度组 C_a 和 C_T 含量显著低于对照组,说明低质量浓度的 Cu 和 Zn 对苦草叶绿素的影响低于 Cd 和 Pb。Cu 和 Zn 是植物生长发育中的重要元素,Zn 还参与叶绿素合成。重金属浓度过高可改变叶绿素合成酶结构,从而影响叶绿素合成^[22]。在重金属胁迫下,叶绿素含量下降引起叶片变黄,反映叶绿体结构受到一定损伤,导致苦草光合作用能力下降。刘珍等研究 Zn 对植物叶绿素影响也得出与本研究一致的结果^[23]。

叶绿素荧光诱导现象的发现意义重大,叶绿素荧光不对植物细胞造成危害,可作为研究不同处理条件下光合作用的有效指标。重金属可干扰叶绿素合成,导致苦草叶绿素荧光参数改变。光反应系统 PS II 可作为植物逆境胁迫的指示,其中 F_v/F_m 反映 PS II 反应中心的能量捕获率,代表植物光合作用能力大小,遭受胁迫时该值显著下降^[24]。Cd 胁迫后苦草 C_a/C_b 显著下降,C_a/C_b 变小说明叶片出现老化,可作为苦草吸附重金属效果的评价参数之一^[25]。本研究发现 C_a、C_b 和 C_T 在苦草受到 4 种重金属离子高浓度胁迫后均显著下降,说明重金属胁迫浓度过高对苦草叶绿素均造成不利影响。与 C_b 相比,C_a 下降幅度更大,说明其对重金属胁迫更敏感,对 C_a 合成起到较大的抑制作用。

本研究中,受到 Cu 胁迫后苦草 F_v/F_m 与对照组无显著差异,说明 Cu 胁迫对苦草光合作用能力影响较小。邱岚等^[26]认为苦草可通过自身调节使 F_v/F_m 恢复到处理前水平。Zn 胁迫后,苦草 F_v/F_m 增加,说明苦草受到胁迫后 PS II 仍可健康运作。Cd 和 Pb 胁迫后苦草 F_v/F_m 和 F_v/F₀ 均有显著下降,说明 Cd 和 Pb 抑制了苦草叶绿素作用。研究发现,重金属离子会影响叶绿素类囊体作用,减缓电子传递,从而减少电子数量的固定,导致 F_v/F_m 下降^[25]。高浓度重金属离子还会干扰光系统反应中心,影响其活性,导致荧光减弱,降低 F_v/F₀。Cu 和 Zn 可改变 PS II 活性,本研究中 Zn 胁迫后 F_v/F₀ 增加,说明 Zn 对水裂解端的影响较大,这与浮萍相关研究结果类似,Cd 和 Pb 对苦草叶绿素造成了抑制作用,导致 PS II 电子传递活性降低,光合效率下降^[25],且抑制

作用高于 Cu 和 Zn。

研究^[21]发现, F_0 与 PS II 原始激发色素密度、反应所处类囊体结构状态和叶绿素含量有关,而与光化学反应无关。本研究中苦草受到 Cu 和 Zn 胁迫后 F_0 与对照组无差异,可能是适应了胁迫后的生存环境。Pb 胁迫后 F_0 同样无显著差异,但在 Cd 胁迫后苦草 F_0 增加,可能是重金属元素激发色素密度升高和内囊体膜改变^[27]。实验结果说明 Cu、Zn 和 Pb 对苦草 F_0 的影响相对较低于 Cd。

Q_p 反映的是光子用于化学反应的能力^[28]。苦草受到 4 种重金属胁迫后 Q_p 下降,显著低于对照组,说明它们均能抑制光子化学反应,减弱 PS II 电子传递活性,影响苦草叶片电子转移,从而降低了光合速率。 Q_n 上升说明植物开始启动自我保护机制,向外散热^[28]。但本研究中受到胁迫后苦草 Q_n 显著下降,可能因为胁迫使得苦草光合系统对外界光感应受损,即使强光也不会有损伤,不需要启动与 Q_n 相关作用,其原因还有待进一步研究。

有效量子产量(Y_{II})是对 PS II 反应中心所吸收量子有效部分的估计^[28]。在受到重金属胁迫后苦草 Y_{II} 上升,这可能是重金属抑制了光合电子传递速率,降低后续能力转化。 Y_{NPQ} 反映光保护作用,因为机体需要进行自我保护,受环境胁迫时一般升高^[28]。本研究中苦草受胁迫后 Y_{NPQ} 未显示升高,可能是光保护系统受到损害失去保护作用,还有可能是苦草受到胁迫后对强光的捕捉减弱,不需激发保护系统。

参考文献:

- [1] YAN N, LIU W B, XIE H T, et al. Distribution and assessment of heavy metals in the surface sediment of Yellow River, China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2016, 39: 45-51.
- [2] 潘倩羽,杨润昭,李俊,等. 苦草对底泥中重金属铜的生理响应[J]. 江西化工, 2020, 36(6): 12-16.
PAN Q Y, YANG R Z, LI J, et al. Physiological response of *Vallisneria asiatica* to heavy metal copper in sediment[J]. Jiangxi Chemical Industry, 2020, 36(6): 12-16.
- [3] 陶理,王沛芳,袁秋生,等. 4 种典型沉水植物对去除镉污染底泥的应用效果[J]. 环境科学, 2021, 42(9): 4311-4318.
TAO L, WANG P F, YUAN Q S, et al. Application effect of four typical submerged macrophytes on removing cadmium from polluted sediment[J]. Environmental Science, 2021, 42(9): 4311-4318.
- [4] 高海荣,陈秀丽,赵爱娟,等. 5 种沉水植物对重金属富集能力的对比研究[J]. 环境保护科学, 2016, 42(4): 101-105.
GAO H R, CHEN X L, ZHAO A J, et al. Comparison of heavy metal accumulation by five submerged macrophytes[J]. Environmental Protection Science, 2016, 42(4): 101-105.
- [5] 石伟杰,李欣阳,张勇,等. 锰、铜、锌和铁离子对抑食金球藻生长的影响[J]. 水产科学, 2019, 38(3): 347-354.
SHI W J, LI X Y, ZHANG Y, et al. Effects of Mn^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} and Fe^{3+} concentrations on growth of alga *Aureococcus anophagefferens* [J]. Fisheries Science, 2019, 38(3): 347-354.
- [6] VAN WIJNGAARDEN E, DOSEMECI M. Brain cancer mortality and potential occupational exposure to lead: findings from the national longitudinal mortality study, 1979-1989 [J]. International Journal of Cancer, 2006, 119(5): 1136-1144.
- [7] 张黎黎,刘海龙. 水生植物在重金属污染治理中的应用[J]. 绿色科技, 2016(16): 144-145.
ZHANG L L, LIU H L. Application of aquatic plants in heavy metal pollution control[J]. Journal of Green Science and Technology, 2016(16): 144-145.
- [8] 简敏菲,弓晓峰,游海,等. 鄱阳湖水环境及其水生维管束植物重金属污染[J]. 长江流域资源与环境, 2004, 13(6): 589-593.
JIAN M F, GONG X F, YOU H, et al. Assessment of pollution of heavy metals in water sediments and aquatic plants in Poyang Lake basins [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2004, 13(6): 589-593.
- [9] KALAJI H M, JAJOO A, OUKARROUM A, et al. Chlorophyll a fluorescence as a tool to monitor physiological status of plants under abiotic stress conditions[J]. Acta Physiologiae Plantarum, 2016, 38(4): 102.
- [10] 刘梅,原居林,倪蒙,等. 沉水植物对淡水养殖池塘底泥重金属 Cu 污染的修复研究[J]. 淡水渔业, 2019, 49(3): 83-89.
LIU M, YUAN J L, NI M, et al. Study on the restoration of heavy metal copper pollution in the sediment of aquaculture ponds by three submerged plants[J]. Freshwater Fisheries, 2019, 49(3): 83-89.
- [11] 芮胜阳,吴娟,崔娜欣,等. 底泥氧化还原环境对苦草 (*Vallisneria natans*) 生理生态及重金属元素摄取的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2017, 33(3): 260-264.
RUI S Y, WU J, CUI N X, et al. Effect of sediment redox on physiological ecology and heavy metal uptake of *Vallisneria natans* [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, 33(3): 260-264.
- [12] 江延,王岩,贾雨浙,等. Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 胁迫下苦草的生理生化特性研究[J]. 江西化工, 2020, 36(6): 144-148.
JIANG Y, WANG Y, JIA Y X, et al. Study on physiological

- and Biochemical characteristics of *Vallisneria natans* under Cu^{2+} and Zn^{2+} stress [J]. Jiangxi Chemical Industry, 2020, 36(6): 144-148.
- [13] HUANG S Z, HUANG X H, CHENG H K, et al. Role of phosphorus in *Vallisneria natans* and biofilm exposure to Pb^{2+} and Cd^{2+} stress [J]. Science of the Total Environment, 2022, 835: 155235.
- [14] 王兴利, 吴晓晨, 王晨野, 等. 水生植物生态修复重金属污染水体研究进展[J]. 环境污染与防治, 2020, 42(1): 107-112.
WANG X L, WU X C, WANG C Y, et al. Research progress on ecological remediation of heavy metal polluted water by aquatic plants [J]. Environmental Pollution and Control, 2020, 42(1): 107-112.
- [15] 孔皓, 季高华, 张瑞雷, 等. 上海市中小型河道沉积物和水生植物中重金属累积特征研究[J]. 基因组学与应用生物学, 2018, 37(5): 2096-2109.
KONG H, JI G H, ZHANG R L, et al. Study on accumulation characteristics of heavy metals in sediments and aquatic plants of small and medium-sized rivers in Shanghai [J]. Genomics and Applied Biology, 2018, 37(5): 2096-2109.
- [16] 施沁璇, 孙博泽, 胡晓波, 等. 水生植物对养殖池塘重金属污染底泥的修复作用[J]. 安全与环境学报, 2018, 18(5): 1956-1962.
SHI Q X, SUN B Y, HU X B, et al. Restoration effect on the heavy metals in the freshwater aquaculture pond sediments with hydrophytes [J]. Journal of Safety and Environment, 2018, 18(5): 1956-1962.
- [17] SIVACI A, ELMAS E, GÜMÜŞ F, et al. Removal of cadmium by *Myriophyllum heterophyllum* Michx. and *Potamogeton crispus* L. and its effect on pigments and total phenolic compounds [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2008, 54(4): 612-618.
- [18] 张饮江, 易冕, 王聪, 等. 3种沉水植物对水体重金属镉去除效果的实验研究[J]. 上海海洋大学学报, 2012, 21(5): 784-793.
ZHANG Y J, YI M, WANG C, et al. Research on phytoremediation of cadmium contaminated water by three submerged macrophytes [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2012, 21(5): 784-793.
- [19] 李磊, 黄小平. 重金属在海草中累积及其对海草生长的影响[J]. 生态学杂志, 2009, 28(9): 1897-1904.
LI L, HUANG X P. Research advances in heavy metals accumulation in seagrass and its effects on seagrass growth [J]. Chinese Journal of Ecology, 2009, 28(9): 1897-1904.
- [20] BORISOVA G G, CHUKINA N V, MALEVA M G, et al. Accumulation of heavy metals in leaves of submerged hydrophytes (*Elodea canadensis* Michx. and *Potamogeton perfoliatus* L.) and their responses to the effect of the wastewater of a metallurgical plant [J]. Inland Water Biology, 2017, 10(2): 176-181.
- [21] 晋利, 李晓亮. Cu^{2+} 对铜锈微囊藻生长及叶绿素荧光特性的影响[J]. 植物生理学报, 2015, 51(2): 178-182.
JIN L, LI X L. Effects of Cu^{2+} on the growth and chlorophyll fluorescence of *Microcystis aeruginosa* [J]. Plant Physiology Journal, 2015, 51(2): 178-182.
- [22] 王广林, 张金池, 王丽, 等. 铜、锌胁迫对丁香蓼生理指标的影响[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2009, 33(4): 43-47.
WANG G L, ZHANG J C, WANG L, et al. Effects of Cu and Zn stress on physiological indications of *Ludwigia prostrate* Roxb [J]. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Science Edition), 2009, 33(4): 43-47.
- [23] 刘珍, 黄碧捷, 桂思琪, 等. 锌对白菜和葱蒜叶绿素含量的影响研究[J]. 绿色科技, 2019(2): 82-83.
LIU Z, HUANG B J, GUI S Q, et al. Effect of zinc on chlorophyll content of Chinese cabbage and chives [J]. Journal of Green Science and Technology, 2019(2): 82-83.
- [24] 陈海银, 沈晖, 田军仓, 等. 植物叶绿素荧光参数对水盐胁迫的响应机制综述[J]. 现代农业科技, 2021(19): 168-169, 176.
CHEN H Y, SHEN H, TIAN J C, et al. Review on response mechanism of chlorophyll fluorescence parameters of plants to water and salt stress [J]. Modern Agricultural Science and Technology, 2021(19): 168-169, 176.
- [25] 李伶, 袁琳, 宋丽娜, 等. 镉对浮萍叶绿素荧光参数的影响[J]. 环境科学学报, 2010, 30(5): 1062-1068.
LI L, YUAN L, SONG L N, et al. Effects of cadmium stress on chlorophyll fluorescence parameters of *Lemna minor* L. [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30(5): 1062-1068.
- [26] 邱岚, 何颀, 黄鑫浩, 等. 重金属铅对榉树幼树叶叶绿素荧光参数的影响[J]. 中南林业科技大学学报, 2018, 38(6): 123-129.
QIU L, HE Q, HUANG X H, et al. Response of chlorophyll fluorescence characteristic of *Zelkova schneideriana* sapling to Pb pollution [J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 2018, 38(6): 123-129.
- [27] HOU X L, HAN H, CAI L P, et al. Pb stress effects on leaf chlorophyll fluorescence, antioxidative enzyme activities, and organic acid contents of *Pogonatherum crinitum* seedlings [J]. Flora, 2018, 240: 82-88.
- [28] KRAMER D M, JOHNSON G, KIIRATS O, et al. New fluorescence parameters for the determination of QA redox state and excitation energy fluxes [J]. Photosynthesis Research, 2004, 79(2): 209-218.

Study on heavy metal removal efficiency and chlorophyll fluorescence response of *Vallisneria natans*

HOU Ruidan¹, PENG Ziran^{1,2}, HE Wenhui^{1,2,3}, HE Peimin^{1,2}

(1. School of Marine Ecology and Environment, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Water Environment and Ecology Engineering Research Center of Shanghai Institution Higher Education, Shanghai 201306, China; 3. Shanghai River Lake Biological Chain Construction and Resource Utilization Engineering Technology Research Center, Shanghai 200433, China)

Abstract: After comparing the removal effect of *Vallisneria natans* on Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , and the responses of chlorophyll fluorescence parameters at low, medium and high concentration levels, our results showed that: (1) Among the four heavy metals, *Vallisneria natans* has the best removal effect on Cu^{2+} and the highest absorption of Zn^{2+} . The maximum absorption of Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} and Pb^{2+} by bitter grass were 4.21, 25.3, 0.231 and 0.509 $\mu\text{g/g}$ respectively, the attenuation ratio of the medium mass concentration group of Cu^{2+} was the highest (47.33%), and that of the low mass concentration group of Zn^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} was the highest (33.13%, 29.2%, 45.7%); (2) Under heavy metal stress, the chlorophyll a content of *Vallisneria natans* in the Cu^{2+} and Zn^{2+} high mass concentration groups decreased less than that in the Cd^{2+} and Pb^{2+} high mass concentration groups, and the order of the decrease in chlorophyll b content was $\text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Pb}^{2+}$, and the high mass concentration group decreased significantly. (3) The maximum photochemical efficiency (F_v/F_m) and potential photochemical efficiency (F_v/F_0) of *Vallisneria natans* increased in different degrees under Cu^{2+} and Zn^{2+} stress, but decreased significantly under Cd^{2+} and Pb^{2+} stress. The photochemical quenching coefficient (Q_p), non-photochemical quenching efficiency (Q_n) and the quantum yield of regulatory energy dissipation (Y_{NPQ}) all decreased with the increase of heavy metal mass concentration, in which the decrease of Q_p in Zn^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} mass concentration groups decreased in turn, while the effective quantum yield (Y_{II}) increased with the increase of heavy metal mass concentration. In general, *Vallisneria natans* is more suitable for removing Cu^{2+} and Zn^{2+} in water. The research results may lay a foundation for the ecological restoration of heavy metal polluted rivers.

Key words: heavy metals; *Vallisneria natans*; removal; chlorophyll; fluorescence parameters