

DOI:10.11686/cyxb2024348

http://cyxb.magtech.com.cn

卢天一, 艾艳梅, 汪洋, 等. 镉污染土壤中水稻的镉富集特征和生长响应. 草业学报, 2025, 34(8): 66—78.

LU Tian-yi, AI Yan-mei, WANG Yang, et al. Cadmium enrichment characteristics and growth response of rice under excess cadmium stress in soil. Acta Prataculturae Sinica, 2025, 34(8): 66—78.

镉污染土壤中水稻的镉富集特征和生长响应

卢天一, 艾艳梅, 汪洋, 那萌, 徐尚起, 周际海*

(安徽师范大学生态与环境学院, 皖江流域退化生态系统的恢复与重建省部共建协同创新中心, 安徽 芜湖 241002)

摘要:近年来, 土壤镉(Cd)污染问题日趋严重, 给人类健康带来了极大的威胁。Cd污染土壤的修复和再利用成为亟待解决的环境问题。本研究以水稻为对象, 设置不添加Cd(对照, CK), 添加低Cd($0.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)、中Cd($2.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)和高Cd($10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)4种处理, 解析Cd污染对水稻不同生长时期生理生化特性和Cd富集能力的影响。结果发现, 中、高浓度Cd污染显著降低了水稻地上部生物量, 成熟期水稻叶绿素含量随着Cd浓度升高显著下降了30.73%~77.64%, 低浓度Cd污染使分蘖期水稻脯氨酸含量较对照显著增加45.11%, Cd污染使抽穗期水稻脯氨酸含量显著降低了33.75%~61.10%。各处理成熟期水稻的超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化物酶(POD)(除低浓度Cd污染的POD)活性较对照显著增强。随Cd污染浓度的增加, 水稻各部位Cd含量增加, 成熟期水稻根、茎、叶、壳的Cd富集系数逐渐降低, 水稻成熟期的土壤酸溶态Cd和可还原态Cd占比增加。水稻Cd含量、土壤不同Cd形态与脯氨酸含量、SOD、POD活性显著正相关, 与叶绿素显著负相关。本研究可为Cd在水稻体内的富集和转运及Cd污染土壤的安全利用提供理论依据。

关键词: Cd污染土壤; 抗氧化酶; 渗透调节物质; 富集; 转运

Cadmium enrichment characteristics and growth response of rice under excess cadmium stress in soil

LU Tian-yi, AI Yan-mei, WANG Yang, NA Meng, XU Shang-qi, ZHOU Ji-hai*

Collaborative Innovation Center of Recovery and Reconstruction of Degraded Ecosystem in Wanjiang Basin Co-founded by Anhui Province and Ministry of Education, School of Ecology and Environment, Anhui Normal University, Wuhu 241002, China

Abstract: In recent years, the problem of soil cadmium (Cd) pollution has become increasingly serious, posing great threat to human health. The remediation of Cd-contaminated soil has become an urgent environmental problem. In this study, rice (*Oryza sativa*) was used as the test plant, and four treatments were set up with no Cd (control, CK), low Cd ($0.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), medium Cd ($2.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) and high Cd ($10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ soil). The effects of Cd pollution on physiological and biochemical characteristics and Cd levels of rice at different growth stages were investigated. It was found that the medium and high concentrations of Cd significantly decreased the aboveground biomass of rice, while the chlorophyll content of rice at maturity decreased by 30.73%—77.64% with exposure to increased Cd concentration. The low Cd concentration significantly ($P<0.05$) increased the proline content at tillering stage by 45.11% compared with the control, and Cd pollution significantly ($P<0.05$) reduced the proline content at heading stage by 33.75%—61.10%. For rice plants exposed to Cd at the mature stage, the activities of

收稿日期: 2024-09-09; 改回日期: 2024-11-06

基金项目: 国家自然科学基金(41661065), 安徽省自然科学基金(2108085MD128)和芜湖市重点研发计划(2022yf56)资助。

作者简介: 卢天一(1999—), 男, 安徽安庆人, 在读硕士。E-mail: lutianyi0710@163.com

* 通信作者 Corresponding author. E-mail: zhoujihai2006@163.com

superoxide dismutase and peroxidase (except the peroxidase activity at low Cd concentration) were significantly ($P < 0.05$) increased, compared with the CK treatment. With increase in Cd concentration, the Cd content in all parts of the rice plants increased. However, at maturity the Cd enrichment coefficient in roots, stems, leaves and rice husk decreased gradually. Meanwhile, the proportion of acid-soluble Cd and reducible Cd fractions in the soil increased. There was a significant positive correlation between soil concentration of the different Cd species plant Cd content, plant proline content, and plant superoxide dismutase activity and peroxidase activity. There was a significant negative correlation between Cd content and chlorophyll concentration. This study enhances understanding of the dynamics of Cd transfer from soil and accumulation in rice plants, and the safe utilization of Cd-contaminated soil.

Key words: cadmium-contaminated soil; antioxidant enzymes; osmotic adjustment substances; enrichment; transport

镉(cadmium, Cd)已经连续多年成为我国农用土壤的首要污染物^[1]。在全球范围内,Cd污染也是造成农业环境破坏的主要原因之一^[2]。农业生产中农药、化肥的过度使用,导致农田重金属污染日益严重,部分稻(*Oryza sativa*)田Cd含量严重超过国家土壤环境质量标准^[3]。此外,来自采矿和冶炼过程产生的颗粒物(particulate matter, PM)经大气沉降也导致了水稻田土壤中Cd浓度增加^[4]。中国大部分的Cd矿区和有色金属矿床都位于主要的水稻产区^[5],面临较严重的土壤Cd污染,Cd污染土壤修复问题亟须解决。

Cd在土壤中一般具有迁移力强和对植物毒害大的特点。植物积累Cd会直接或间接地影响其生长,Cd毒性会造成活性氧(reactive oxygen species, ROS)的过度积累,引起许多重要生物分子和膜系统的氧化损伤^[6],进而影响植物光合作用、细胞壁生物合成、能量产生等关键生理生化过程,严重影响作物产量和品质^[7]。水稻、小麦(*Triticum aestivum*)等主要的粮食作物容易吸收Cd,不仅对其生长产生抑制作用,且导致可食部位富集大量的Cd,随食物链最终流向人体,对人类健康造成极大危害^[8-9]。人类长期接触或者食用Cd,会导致骨质疏松、肺癌等重大疾病^[10]。

如何减少Cd在米粒中的积累,使受Cd污染的土地能够安全可持续利用及保障食品安全成为亟待解决的环境问题。通常高浓度Cd会使有效态Cd含量增加,对作物毒害作用增强,抑制作物的生长,而作物可通过抗氧化系统调节而减弱Cd的毒害作用。基于此,本研究依据石台县大山村富硒高Cd区域土壤Cd的背景值,于2021年在安徽芜湖安徽师范大学进行大棚试验,设置低、中、高3个不同浓度Cd污染,探究不同浓度Cd污染对水稻生长的影响,以及水稻各部位富集Cd的特征,将有助于揭示Cd在水稻体内富集和转运的特性及水稻的生理生化调节机制,可为Cd污染土壤的安全利用提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试水稻品种为玉针香,属常规中熟晚籼稻,购于安徽省芜湖市弋江区马饮农资经营部。土壤采自长江中下游地区某农田,其基本理化性质如表1所示。

表1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of test soil

pH	有机质 Organic matter ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	全氮 Total nitrogen ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	全磷 Total phosphorus ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	全钾 Total potassium ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	镉 Cd ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
5.51	7.15	0.18	0.53	1.63	0.19

氯化镉($\text{CdCl}_2\cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$)为分析纯,购于上海展云化工有限公司。水溶性肥料购于中国史丹利农业集团股份有限公司,主要成分:氮+五氧化二磷+氧化钾($\text{N}+\text{P}_2\text{O}_5+\text{K}_2\text{O}$) $\geq 60\%$,氮:磷:钾(N:P:K)为1:1:1,锌+铁+锰+硼($\text{Zn}+\text{Fe}+\text{Mn}+\text{B}$):0.2%~3.0%。

1.2 试验设计

本试验在封顶且四周通风的大棚(目的是使试验条件接近自然气候,但需控制土壤Cd浓度不受雨水影响)内盆栽种植水稻,研究不同浓度的Cd对水稻生长和生理特性以及富集Cd的影响。共设置4个处理,以不添加Cd为对照(CK),分别添加低镉($0.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd, LCd)、中镉($2.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd, MCd)、高镉($10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd, HCd) 3个不同浓度的Cd处理,每个处理设置4个重复。

1.2.1 土壤预处理 将采集的供试土壤风干并过2 mm筛后,以 $5 \text{ kg}\cdot\text{盆}^{-1}$ 装入花盆(上口直径20.5 cm×下口直径18.3 cm×高20.6 cm)。为了保证试验过程无Cd流失,花盆不设漏水口。加水至土面以上2 cm左右,根据设置的不同Cd浓度,添加相应的 $\text{CdCl}_2\cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 溶液后用洁净的木棍搅拌使溶液与土壤混合均匀,保持水分并平衡1周。

1.2.2 水稻培养 精选饱满稻种,用流动自来水冲净,蒸馏水洗涤3次后平铺于垫有滤纸的育苗盘中,保持滤纸浸透水分状态置于 26°C 恒温培养箱中萌发24 h,然后取出置于无Cd污染的土壤中播种育苗。于播种后的第30天挑选长势好且基本一致的秧苗,移栽到花盆中。每盆种植水稻3兜,每兜3棵秧苗。移栽后,盆栽采取完全随机区组排列,并一周一次随机更换位置。

1.2.3 施肥与水分管理 育苗期间分别于第7、21天以农田常规施氮肥量的25%喷施水溶性肥料。按照3~4 d补一次水的原则进行水分管理,移栽前2 d停止补水。移栽前以农田施氮肥量 $300 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 为基准,施加75%基肥(水溶性肥料),于水稻生长的孕穗期按农田施氮肥量的25%追肥(水溶性肥料)。移栽后保持盆内水分距土面以上约2 cm,每天补水灌溉直至成熟收获前2 d停止补水。

1.2.4 样品采集 分别于水稻生长的分蘖期(移栽后第30天)、抽穗期(移栽后第63天)、成熟期(移栽后第106天)进行采样。分蘖期和抽穗期随机从每盆的3兜水稻中选取1~2株,使用洁净的实验剪刀从土壤表层剪取水稻地上部,装入自封袋,带回实验室进行生长和生理生化指标的测定。成熟期地上部的采集和分蘖期与抽穗期一致,并采集所有根系以及0~15 cm土层土壤保存于自封袋。部分新鲜的水稻叶片保存于 -80°C 的超低温冰箱,用于分析各时期生理生化特性。成熟期水稻按照根、茎、叶、稻壳、糙米进行分离,新鲜样品先杀青2 h(105°C),再保持 80°C 烘至恒重,然后立即使用粉碎机(J-150A,浙江省永康市敏业工贸有限公司)(适用于大量样品)或研钵(适用于少量样品)进行样品粉碎处理,之后置于自封袋中于干燥处常温保存,用于测定水稻各部位Cd含量(干重)。取部分成熟期采集的土壤在 80°C 下烘至恒重,过0.148 mm筛后于自封袋中在干燥处常温保存,用于土壤Cd含量与形态测定。

1.3 测定方法

1.3.1 生长和生理指标测定 将每次采集的地上部水稻平铺于干净的实验操作台上,用长度测量尺测量水稻的剪切处至第二高度叶尖长度,估读两位小数,记为水稻的株高。

采用烘干法^[11]测定生物量。采用95%乙醇提取法^[12]测定叶绿素含量。采用酸性茚三酮比色法^[13]测定游离脯氨酸含量。采用氮蓝四唑(nitroblue tetrazolium, NBT)比色法^[14]测定超氧化物歧化酶(superoxide dismutase, SOD)活性。采用愈创木酚比色法^[15]测定过氧化物酶(peroxidase, POD)活性。

1.3.2 Cd含量、形态测定 采用 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ 体系进行水稻样品消解,称取样品0.25 g(过0.148 mm筛),置于50 mL高硼硅玻璃消解管中,加酸后管口盖上小漏斗,静置过夜(不少于15 h),次日采用逐步加热法于石墨消解仪(EHD36,北京莱伯泰科仪器股份有限公司)上消解。自动控温程序设定: 120°C 、保持0.5 h,然后升温至 180°C 、保持0.5 h,然后升温至 240°C 消化至溶液澄清透明即可。用超纯水定容到25 mL,使用双层滤纸过滤后取滤液保存于离心管中,用TAS-990 AFG型原子吸收分光光度计(北京普析通用仪器有限责任公司)测定Cd含量^[16]。

采用 $\text{HCl-HNO}_3\text{-HF-HClO}_4$ 体系进行土壤样品消解,称取土壤样品0.25 g(过0.148 mm筛)在聚四氟乙烯坩埚中于通风橱内控温电热板上消解(此时包含0.5 mL H_2O 、5 mL HCl 、5 mL HNO_3)。在 110°C 加热1 h后取下稍冷,加入4 mL HF 和1.5 mL HClO_4 , 200°C 下加热1.5 h,然后取下坩埚盖继续加热1.5 h,升温至 380°C 赶酸

至白烟冒尽,加入50%的硝酸溶液温热溶解残渣,定容至50 mL。使用双层滤纸过滤,待测液用TAS-990 AFG型原子吸收分光光度计(北京普析通用仪器有限责任公司)测定Cd含量。

采用BCR连续提取法进行Cd形态分步提取^[17]。准确称取土壤样品1.00 g置于10 mL离心管中,按以下顺序连续提取:1)弱酸提取态Cd用 $0.1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 醋酸溶液提取;2)可还原态Cd用 $0.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ $\text{NH}_4\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 溶液提取;3)可氧化态Cd用 H_2O_2 ($\text{pH}=2\sim 3$)溶液提取;4)残渣态Cd:将3)的残渣转移至聚四氟乙烯坩埚中,用 $\text{HNO}_3\text{--HF}$ 消解体系进行消解。所有待测液用TAS-990 AFG型原子吸收分光光度计(北京普析通用仪器有限责任公司)测定各形态Cd含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。

生物富集系数(bioconcentration factors, BCF)=水稻各部位(根、茎、叶、壳、糙米)Cd含量/土壤Cd含量

转运系数(translocation factors, TF)按照根至茎、茎至叶、叶至壳、壳至糙米的转运来计算,如根至茎的转运系数为:

$$\text{TF}_{\text{根-茎}} = \text{茎Cd含量} / \text{根Cd含量}$$

1.4 数据分析

采用Excel 2019和Origin 2021进行数据处理和作图。运用SPSS 24.0软件,采用one-way ANOVA进行差异显著性分析,多重比较采用Duncan'S法($P=0.05$)。利用皮尔逊相关系数进行相关性分析。

2 结果与分析

2.1 镉污染下水稻生长和生理特性的变化

2.1.1 镉污染下不同时期水稻生长特性的变化 不同浓度Cd对不同生长时期水稻的株高影响不同,生长前期低浓度Cd污染对水稻株高有一定促进作用,中、高浓度Cd污染对株高表现为抑制作用,而生长中后期的变化与此相反,表现为低浓度Cd抑制水稻生长,中、高浓度Cd促进水稻生长,但Cd污染处理和对照处理间均无显著差异(图1A)。中、高浓度Cd污染对水稻地上部生物量的影响显著($P<0.05$),比CK分别显著减小了19.12%和16.67%;而各处理地下部生物量无显著差异(图1B)。

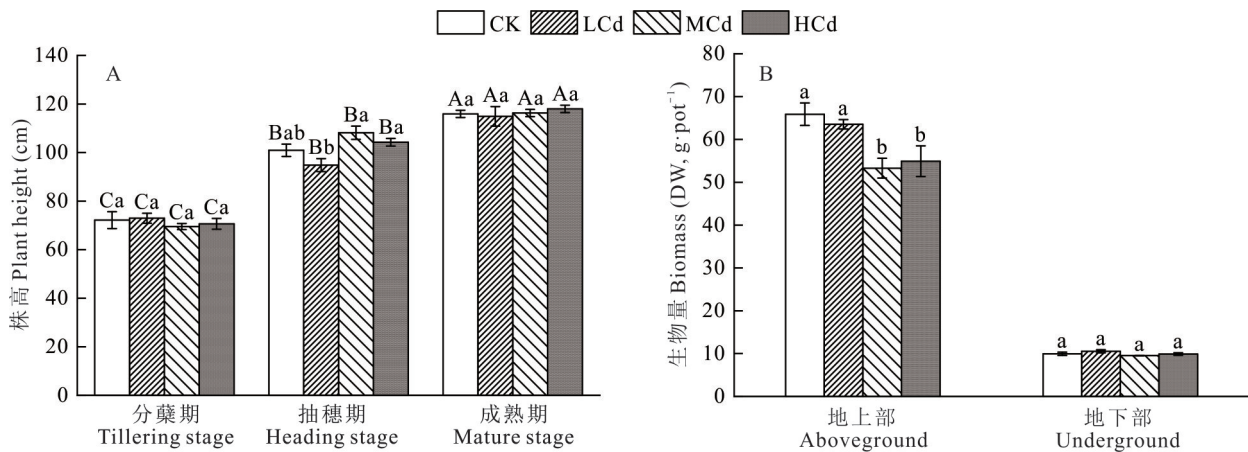


图1 镉对水稻株高和生物量的影响

Fig. 1 Effects of Cd on plant height and biomass of rice

生物量为成熟期水稻生物量;不同小写字母表示相同生长时期不同处理间差异显著($P<0.05$),不同大写字母表示不同生长时期相同处理间差异显著($P<0.05$)。下同。Biomass is the biomass of rice at mature stage. Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments at the same growth stage ($P<0.05$), and different uppercase letters indicate significant differences among different growth stages at the same treatment ($P<0.05$). The same below.

2.1.2 镉污染下不同时期水稻叶片叶绿素含量的变化 Cd污染减少了分蘖期和抽穗期水稻叶绿素a含量,但随Cd浓度升高叶绿素a含量也增加,成熟期叶绿素a含量随Cd浓度升高而减少(图2A)。在分蘖期,LCd、MCd和HCd处理的叶绿素a含量较CK分别显著减少了19.71%、14.26%和11.25%。在抽穗期,LCd处理的叶绿素a

含量较CK处理显著减少了8.61%。在成熟期,MCd和HCd处理的叶绿素a含量较CK分别显著减少了60.41%和69.36%。水稻从分蘖期长至抽穗期,Cd污染处理的叶绿素a含量均显著增加;抽穗期至成熟期,各处理的叶绿素a含量均显著减少。

Cd污染下各时期的水稻叶绿素b含量也表现为降低趋势(图2B)。在分蘖期,LCd和MCd处理的叶绿素b含量较CK分别显著减少了26.74%和14.72%。在抽穗期,不同Cd浓度处理对叶绿素b含量无显著影响。在成熟期,LCd/MCd和HCd处理的叶绿素b含量较CK分别显著减少了53.01%、62.95%和84.46%。水稻从分蘖期长至抽穗期,LCd和MCd处理的叶绿素b含量显著增加;抽穗期至成熟期,CK和LCd处理的叶绿素b含量显著增加,HCd显著减少。

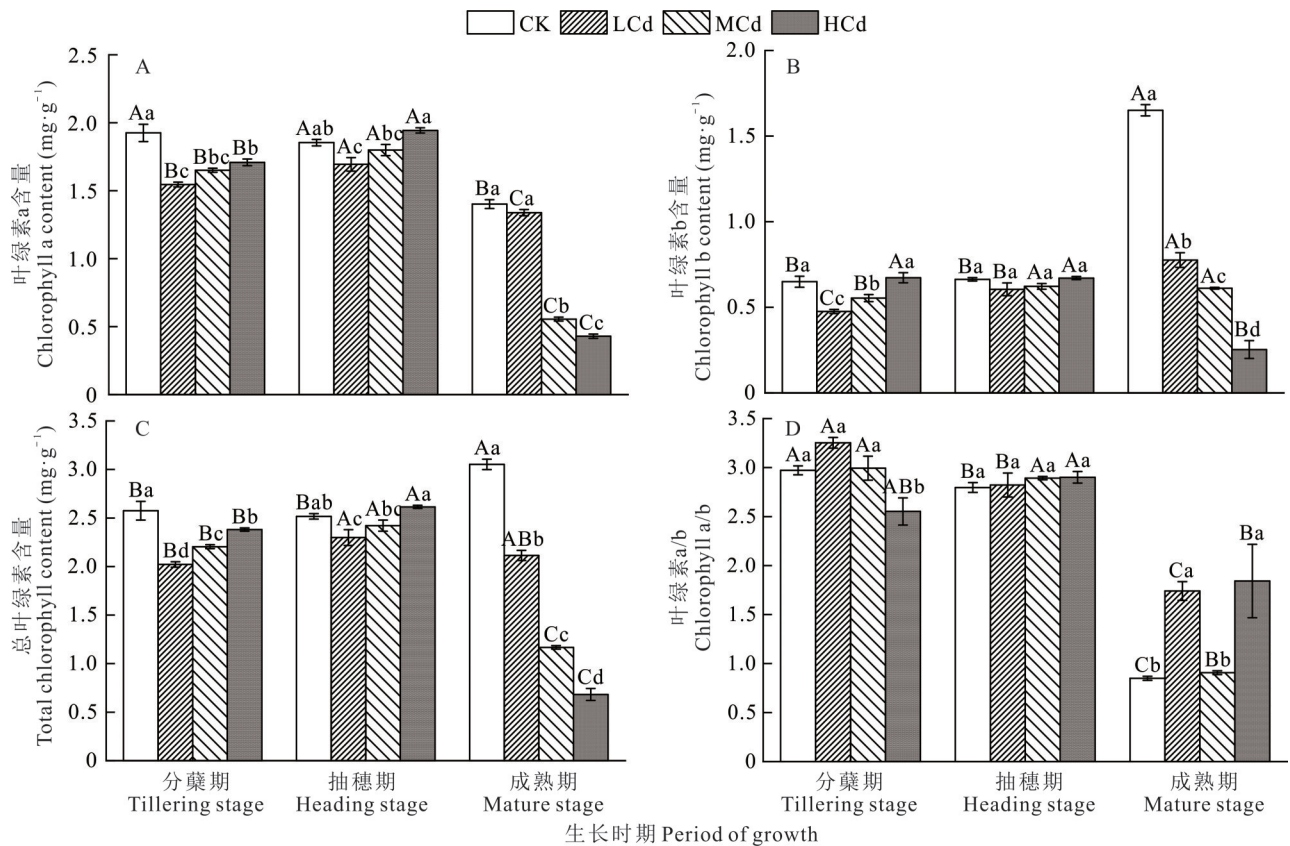


图2 镉对水稻叶绿素含量的影响

Fig. 2 Effects of Cd on chlorophyll content in rice

Cd污染下随生长期推移水稻总叶绿素含量整体也表现为降低趋势(图2C)。在分蘖期,LCd/MCd和HCd处理的总叶绿素含量较CK分别显著减少了21.49%、14.38%和7.51%。在抽穗期,LCd处理的总叶绿素含量较CK显著减少了8.67%。在成熟期,LCd/MCd和HCd处理的总叶绿素含量较CK分别显著减少了30.73%、61.78%和77.64%。水稻从分蘖期长至抽穗期,不同浓度Cd处理的总叶绿素含量显著增加;抽穗期至成熟期,MCd和HCd处理的总叶绿素含量显著减少。

水稻叶片叶绿素a和叶绿素b的比值在生长期内逐渐下降(图2D)。在分蘖期,HCd处理的叶绿素a/b较CK处理显著降低了14.10%。在成熟期,LCd和HCd处理的叶绿素a/b较CK处理分别显著上升了104.85%和116.83%。水稻从分蘖期到抽穗期,CK和LCd处理的叶绿素a/b显著下降;从抽穗期到成熟期,各处理叶绿素a/b均显著降低。

2.1.3 镉污染下不同时期水稻叶片脯氨酸含量的变化 随着水稻生长时期的推移,不同浓度Cd对脯氨酸含量的影响趋势不同(图3)。在水稻生长前期,Cd对脯氨酸含量的影响表现为低浓度促进高浓度抑制,水稻生长中

期 Cd 污染降低了脯氨酸含量,而水稻生长后期增加了脯氨酸含量。在分蘖期,LCd 处理的脯氨酸较 CK 显著增加了 45.11%。在抽穗期,LCd、HCd 和 MCd 处理的脯氨酸含量较 CK 处理分别显著减少了 33.75%、55.94% 和 61.10%。在成熟期,MCd 和 HCd 处理的脯氨酸含量较 CK 处理分别显著增加了 76.38% 和 117.21%。可见,水稻生长后期 Cd 浓度越高,脯氨酸含量越高。在水稻的整个生育期,脯氨酸含量先减少后增加,且在无 Cd 污染(CK)下无显著变化,而添加不同浓度 Cd 显著降低了分蘖期至抽穗期的脯氨酸含量,抽穗期至成熟期的脯氨酸含量在 Cd 添加下显著增加,且 Cd 浓度越高,增加程度越大。

2.1.4 镉污染下不同时期水稻叶片抗氧化酶活性的变化

SOD 活性在水稻生长前期变化不大,主要是生长中、后期受到 Cd 污染的显著影响(图 4)。在分蘖期,Cd 污染使水稻叶片 SOD 活性较 CK 处理增强了 5.06%~5.57%,但各处理间均无显著差异。在抽穗期,LCd、MCd 和 HCd 处理的叶片 SOD 活性较 CK 处理分别显著增强了 3.88%、7.31% 和 5.14%。成熟期水稻叶片 SOD 活性的变化与抽穗期相似,LCd、MCd 和 HCd 处理的叶片 SOD 活性较 CK 处理分别显著增强了 28.38%、44.98% 和 44.35%。对比同一 Cd 浓度下水稻不同生长时期的 SOD 活性,各处理分蘖期至抽穗期的 SOD 活性无显著变化,而抽穗期至成熟期的 SOD 活性显著增强,其中 Cd 污染的促进作用更大。

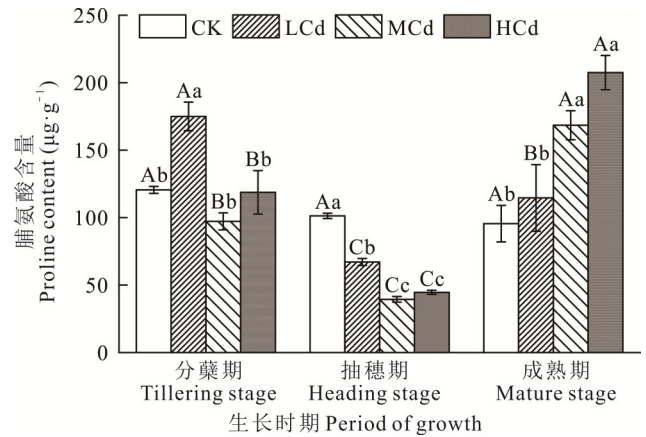


图 3 镉对水稻脯氨酸含量的影响

Fig. 3 Effects of Cd on proline content in rice

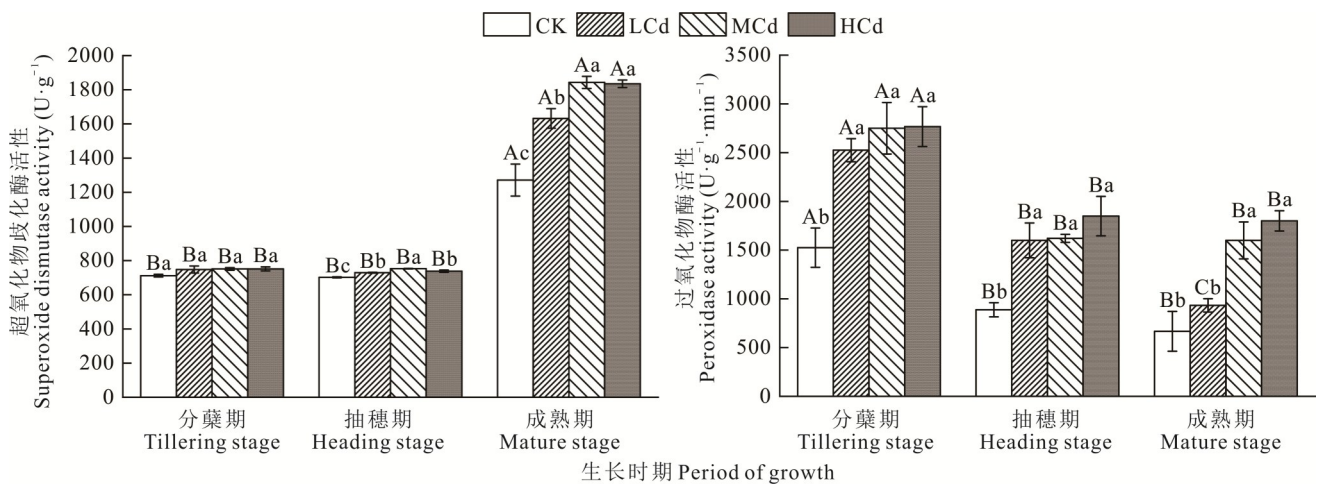


图 4 镉对水稻抗氧化酶活性的影响

Fig. 4 Effect of Cd on antioxidant enzyme activity in rice

不同生长时期水稻叶片 POD 活性在不同浓度 Cd 污染下变化趋势相似,各时期 POD 活性强弱均为 HCd>MCd>LCd>CK,其活性均随着 Cd 浓度的升高而增强(图 4)。在分蘖期和抽穗期,低、中、高浓度 Cd 处理间的 POD 活性无显著差异,但较 CK 处理分别显著增强了 65.57%~81.42% 和 80.28%~108.33%。在成熟期,MCd 和 HCd 处理的 POD 活性较 CK 处理分别显著增强了 140.00% 和 170.00%,其中 POD 对中、高浓度 Cd 的响应更强。各处理的水稻分蘖期至抽穗期的 POD 活性均显著减弱,而从抽穗期至成熟期仅 LCd 处理的水稻叶片 POD 活性显著降低,其他处理都无显著变化。

2.2 镉污染下水稻各部位镉积累和分布的变化

在成熟期,水稻各部位 Cd 含量均随 Cd 污染浓度的升高而增大(图 5)。其中,与 CK 相比,MCd 和 HCd 处理

的水稻根部Cd含量分别显著增加了890.05%和1930.14%(图5A);LCd、MCd和HCd处理的水稻茎Cd含量分别显著增加了46.78%、125.22%和391.19%(图5B);MCd和HCd处理的水稻叶片Cd含量分别显著增加了454.94%和976.90%(图5C);LCd、MCd和HCd处理的水稻壳Cd含量分别显著增加了123.77%、312.52%和675.95%(图5D)。CK的糙米未检测到Cd,LCd、MCd和HCd处理的糙米Cd含量分别达0.23、1.97和4.21 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (图5E)。

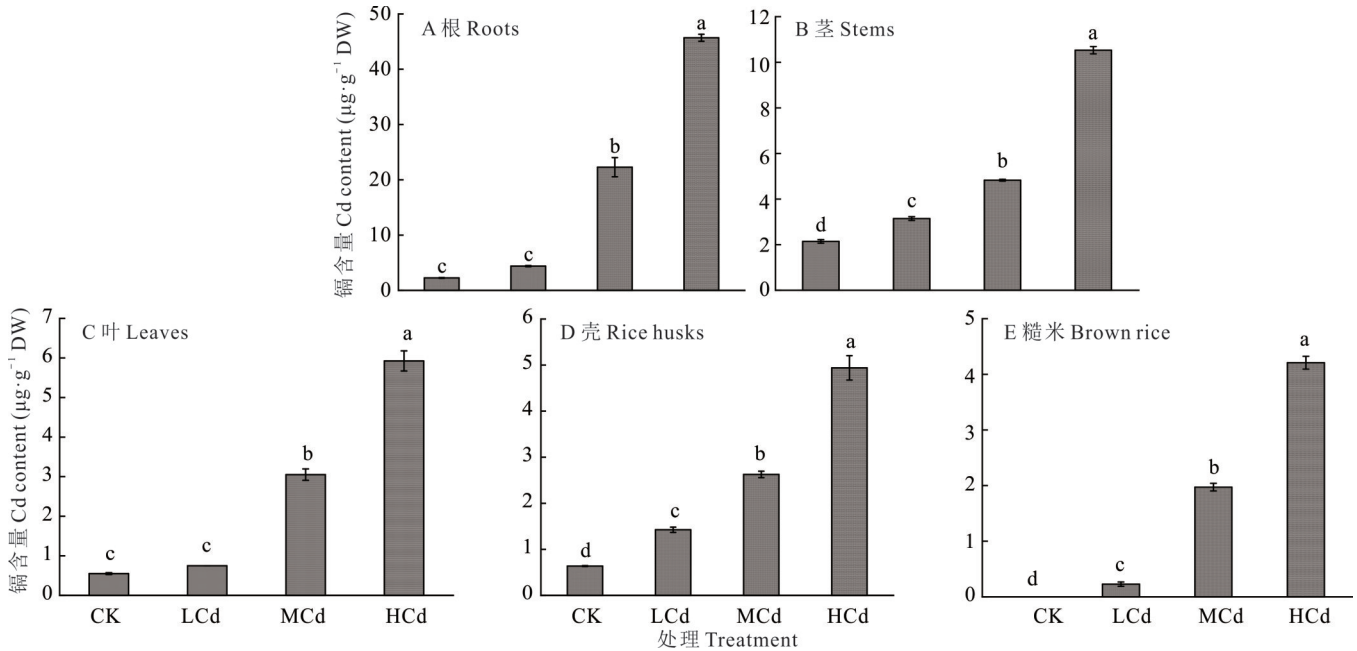


图5 水稻各部位镉含量

Fig. 5 Cd content in different parts of rice

DW: 干重 Dry weight; 不同小写字母表示水稻同一部位不同处理间差异显著 Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments in the same part of rice.

由Cd在水稻各部位的含量百分比(图6)可以看出,随着Cd浓度的上升,根部Cd含量占比呈增加的趋势;茎的Cd含量占比呈减少的趋势;叶的Cd含量占比基本保持不变,壳的Cd含量占比呈先增加后减少的趋势;而糙米的Cd含量占比呈增加的趋势。MCd和HCd的各部位Cd含量占比基本保持稳定。

2.3 镉污染下水稻富集和转运的变化

$\text{BCF}_{\text{根}}$ 、 $\text{BCF}_{\text{茎}}$ 、 $\text{BCF}_{\text{叶}}$ 、 $\text{BCF}_{\text{壳}}$ 随Cd浓度升高逐渐减小,而 $\text{BCF}_{\text{糙米}}$ 随Cd浓度增加呈先增大后减小的趋势(图7)。TF_{根-茎}随Cd浓度增加呈逐渐降低的趋势,TF_{叶-壳}、TF_{茎-叶}随Cd浓度增加呈先升高后降低的趋势,TF_{壳-糙米}随Cd浓度升高呈增大的趋势。

2.4 镉污染下土壤镉形态的变化

水稻成熟期土壤残渣态Cd占比随着Cd污染浓度增加而降低(图8)。酸溶态Cd占比随着Cd浓度的增加而增加。随Cd浓度增加可氧化态Cd占比有降低的趋势,可还原态Cd占比有增加趋势。

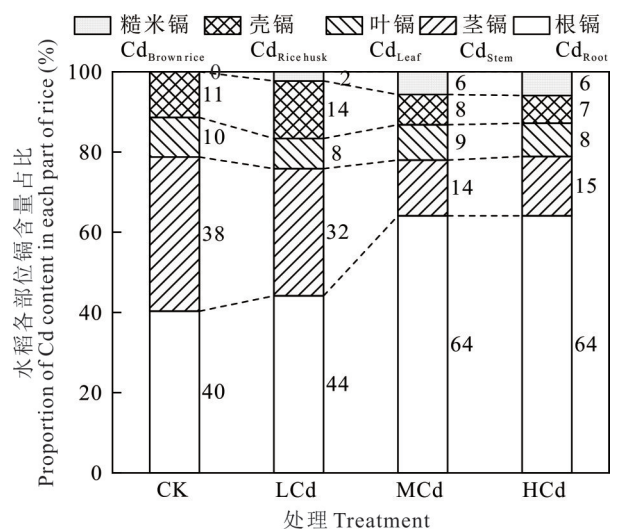


图6 水稻各部位镉含量的占比

Fig. 6 Proportion of Cd content in different parts of rice

2.5 镉污染下镉含量和形态与水稻生长生理特性间的相关关系

对成熟期土壤和水稻各部位 Cd 含量、土壤 Cd 形态和水稻生长生理指标进行相关性分析(图 9),发现土壤 Cd 含量、水稻 Cd 含量、土壤不同 Cd 形态、脯氨酸含量、SOD 活性、POD 活性间均呈两两显著或极显著($P < 0.05$ 或 $P < 0.01$)正相关,说明在 Cd 的胁迫下,植物会通过提高脯氨酸含量、SOD 活性、POD 活性来缓解镉毒性的影响,维持水稻的正常发育。叶绿素 a、叶绿素 b、总叶绿素与土壤 Cd 含量、水稻 Cd 含量、土壤不同 Cd 形态间呈极显著负相关($P < 0.01$),说明 Cd 胁迫会抑制水稻生长,使得叶绿素 a、叶绿素 b、总叶绿素含量降低。水稻地上部生物量与根部、叶片、糙米的 Cd 含量呈显著负相关($P < 0.05$),说明水稻富集 Cd 会导致生物量的减少。

3 讨论

3.1 镉污染对水稻生长和生理特性的影响

植物的表型如株高、长势、外观特性等是反映其生长状态的最直观指标。Cd 对植物生长参数如叶面积、株高、生长发育和干物质量积累会产生广泛的有害影响^[18]。本研究发现,不同浓度 Cd 对水稻不同时期的株高未产生显著影响,但地上部生物量在中、高 Cd 浓度下显著减少,同时地上部生物量与水稻根、叶和糙米 Cd 含量有显著负相关关系,这说明 Cd 抑制了水稻生长,Cd 对水稻生长的影响具有浓度效应,低浓度 Cd 对水稻生长的影响小,而高浓度的 Cd 不利于水稻生长。Xu 等^[19]的研究表明,水稻在 Cd 处理下其根系和茎的生物量分别显著降低了 23% 和 30%。Ma 等^[20]的研究表明,Cd ($25 \sim 75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 对苕麻 (*Boehmeria nivea*) 的生物量有显著抑制作用。El-Okkiah 等^[21]的研究表明,豌豆 (*Pisum sativum*) 组织中 Cd 的积累导致植物生长和生物量增长受限。王涛等^[22]研究表明不同浓度 Cd 处理 21 d 后,生菜 (*Lactuca sativa* var. *ramosa*) 的地上部生物量较对照组显著降低。本研究结果与前人研究相似,主要原因是叶片在 Cd 胁迫下产生过量的 ROS,使更多的 O^{2-} 和 H_2O_2 等扩散到叶绿体内,参与对叶绿素的降解,从而使光合作用受到抑制,生物量降低^[23]。

植物吸收光的主要物质为叶片光合色素,其中叶绿素在光合作用中主要捕获光能,参与光能的吸收、传递和转化,是植物光合代谢的重要物质;叶绿素 a 是一种光收集色素和叶片光合作用的反应中心色素;叶绿素 b 是一种辅助的捕光色素,可协助叶绿素 a 进行光合作用^[24]。本研究发现水稻分蘖期和抽穗期的色素含量均随 Cd 浓度的升高而呈增大的趋势,而成熟期叶绿素含量在 Cd 作用下显著减少,Cd 浓度越大,叶绿素含量越低,这说明 Cd 在生长后期毒性表现更显著。主要可归因为 Cd 被植物根部吸收后转移到地上部,叶片在 Cd 胁迫下产生 ROS,且

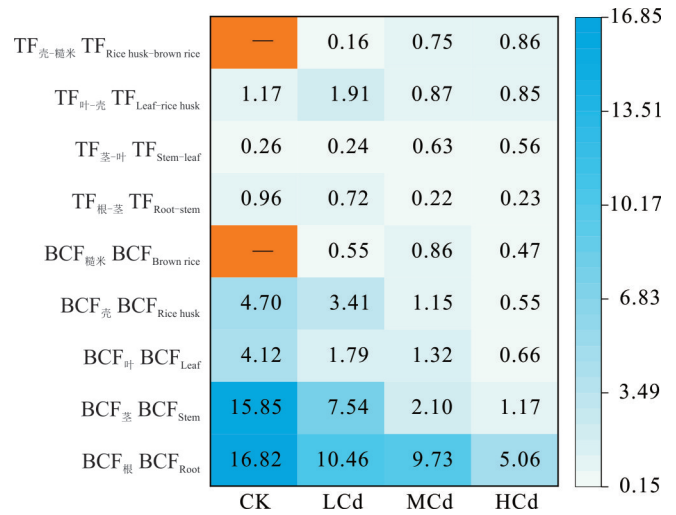


图 7 水稻对镉的富集和转运系数

Fig. 7 The bioconcentration factor and translocation factor of Cd in rice

图中以橙色为底的“—”表示该数据代表的水稻部位未检出 Cd,记为 0,相应的计算时作为被除数不成立,故记为缺失值。The “—” at the bottom of orange in the figure indicates that Cd is not detected in the rice part represented by the data, which is recorded as 0. The corresponding calculation is not valid as the dividend number, so it is recorded as missing value.

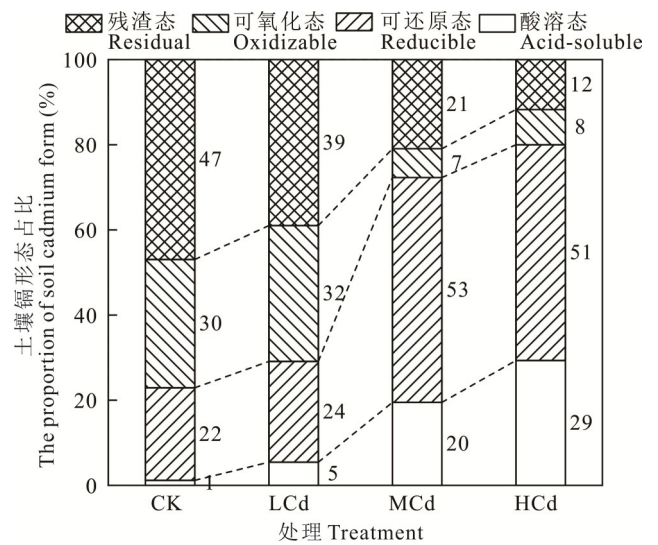


图 8 土壤 Cd 形态占比

Fig. 8 The proportion of soil Cd species

本研究结果与前人研究相似,主要原因是叶片在 Cd 胁迫下产生过量的 ROS,使更多的 O^{2-} 和 H_2O_2 等扩散到叶绿体内,参与对叶绿素的降解,从而使光合作用受到抑制,生物量降低^[23]。

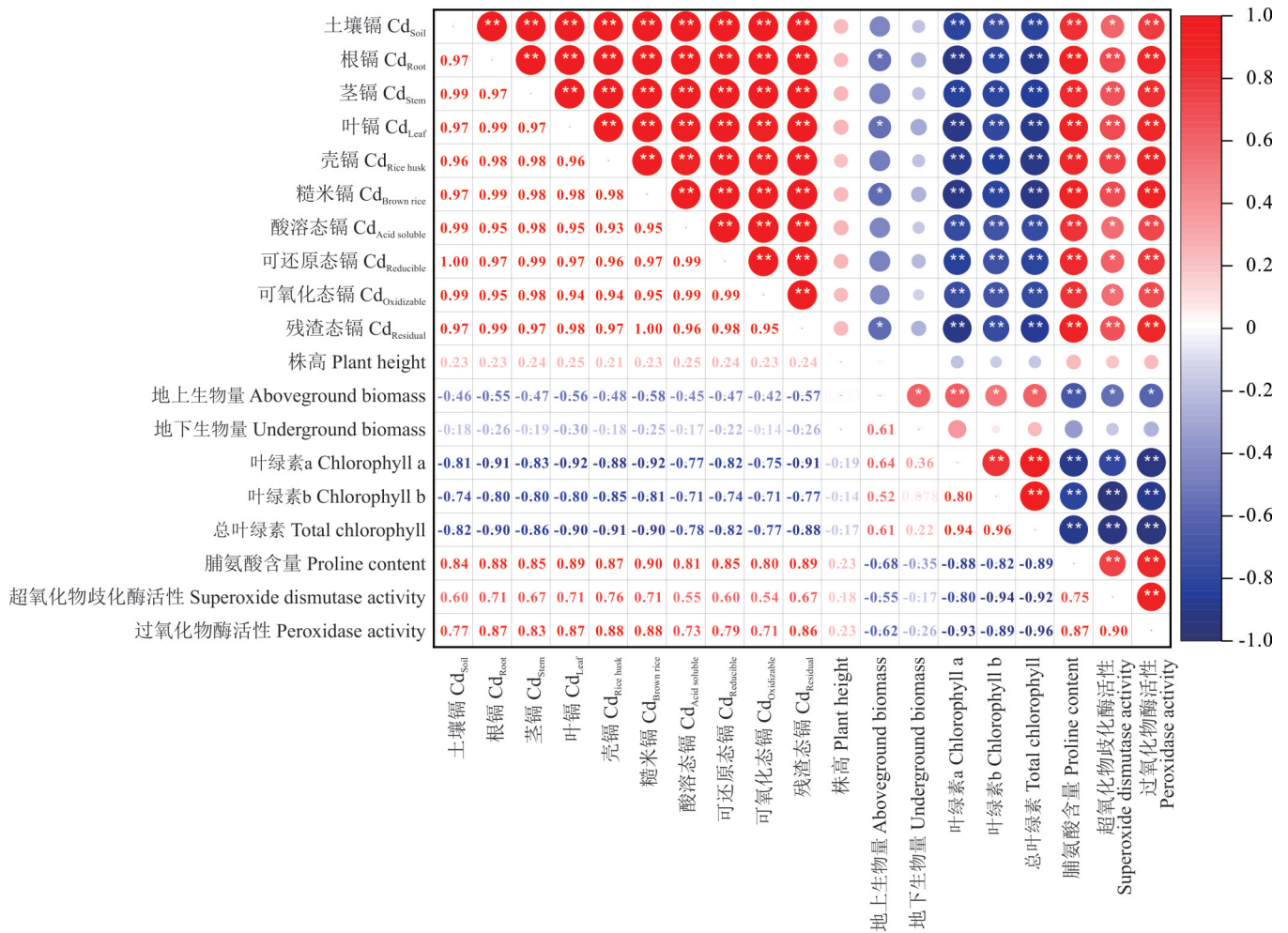


图9 镉含量和形态与水稻生长生理特性之间的相关性

Fig. 9 Correlation between Cd content speices and physiological characteristics of rice

*: $P < 0.05$; **: $P < 0.01$.

Cd^{2+} 能夺取养分离子如 Fe^{2+} 、 Mg^{2+} 等与植物结合的位点,也可与叶绿体蛋白中的巯基结合,破坏叶绿体超微结构,导致叶绿体结构松散缺失而易引起解体,从而减弱合成叶绿素的能力^[25]。Xu等^[19]的研究表明Cd胁迫下水稻叶片叶绿素含量显著降低了29%。相关性分析也表明土壤和水稻各部位Cd含量与叶绿素a、叶绿素b和总叶绿素含量呈极显著负相关,这可能是由于Cd对水稻植株的影响在生长后期已经处于相对稳定的状态,经过长期的生长,Cd大量积聚于水稻植株中,对叶绿素含量的抑制作用随着其浓度的增加而增大。本研究发现,Cd对叶绿素a和叶绿素b含量的影响不完全相同,这可能与这两种色素对Cd毒性的响应机制有关。叶片中叶绿素a和叶绿素b对Cd胁迫有不同的敏感程度,一般情况下叶绿素a比叶绿素b对Cd更敏感,Cd可造成叶绿素a与叶绿素b的比值下降,从而扰乱叶绿素组成的平衡^[26-27]。

脯氨酸在植物体中主要反映对干旱等环境胁迫的抗逆性水平,对渗透压调节起着重要作用,同时可作为蛋白质的稳定剂,能螯合重金属,也发挥清除自由基的作用^[28]。本研究结果表明水稻叶片脯氨酸含量随水稻的生长先降低后增加(图3),这可能是由于分蘖期和成熟期需要增加渗透调节物质来维持植物生长发育过程的稳态。此外,本研究中不同浓度Cd的添加主要降低了抽穗期而增加了成熟期水稻叶片的脯氨酸含量,相关性分析也表明成熟期水稻叶片脯氨酸含量与土壤和水稻Cd含量以及土壤Cd形态间呈极显著正相关(图9)。Zhou等^[29]的研究表明香樟(*Cinnamomum camphora*)中脯氨酸的质量分数随着Cd浓度的升高而不断增加,本研究发现成熟期水稻叶片脯氨酸含量变化与其一致。镉胁迫下植物通过自身的调控机制产生更多的脯氨酸,保持细胞原生质渗透势,缓解镉胁迫造成的植株细胞水分代谢异常,以维持植株的正常生长发育^[30]。

Cd是一种不具还原性的重金属,ROS是Cd对植物抗氧化系统的干扰而引起一系列氧化应激反应所产生的,由于 $O_2\cdot^-$ 、 H_2O_2 等ROS具有强氧化性,在细胞中大量产生会干扰氧化还原电位,进而对生理、形态和功能正常的细胞和脂质引起严重的氧化损伤^[31]。植物抗氧化酶活性的高低代表了清除植物体内ROS的能力。SOD能催化 $O_2\cdot^-$ 歧化生成 H_2O_2 和 O_2 ,抵御 $O_2\cdot^-$ 对细胞的损害,对受损细胞具有及时修复的作用^[32]。POD在植物体的抗氧化系统中能促进 H_2O_2 分解生成 H_2O 和 O_2 ^[33]。本研究发现不同浓度的Cd显著增强了抽穗期和成熟期水稻SOD活性,成熟期的SOD活性最强(图4A)。这是因为Cd胁迫会引起水稻产生过多的ROS,水稻会启动抗氧化防御系统来抵御危害,SOD活性的增强有利于清除 $O_2\cdot^-$ 。本研究发现分蘖期到抽穗期水稻叶片POD活性明显减弱,抽穗期与成熟期活性强弱整体无显著变化,不同浓度Cd胁迫基本都显著增强了POD活性(图4B)。这可能是因为Cd对水稻机体的氧化损伤引起POD活性显著增强来去除ROS,形成对机体的保护效应。相关性分析也表明成熟期水稻叶片的SOD、POD活性与土壤和水稻Cd含量以及土壤Cd形态间呈极显著的正相关关系(图9)。这与Guo等^[34]的研究结果相似,Cd胁迫下小麦的SOD和POD活性增强。林小兵等^[35]的研究也表明,不同浓度Cd胁迫下,粉葛(*Pueraria montana* var. *thomsonii*)幼苗叶片的SOD、POD活性也增强。Guo等^[36]的研究表明,随着土壤Cd浓度的增加,SOD、POD活性不断增强。Zaari等^[37]研究发现在 $\geq 0.625\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cd胁迫下,小麦的种子萌发受到了显著的抑制,这说明Cd对植物生长和抗氧化酶活性的影响也具有浓度效应。

3.2 镉污染对水稻富集和转运的影响

在土壤—水稻系统中,Cd的吸收、积累和转移过程主要取决于水稻品种本身和土壤特性。重金属的不同赋存形态决定其在土壤中的生物有效性和对环境的危害程度,一般来说,酸溶态易被植物吸收,可氧化态和可还原态容易发生形态转化而被植物吸收,这些形态的重金属对生物有效性较强,易在土壤和植物体内发生迁移,对植物产生毒害,而残渣态则不具生物可利用性,危害性小^[38]。本研究发现,随着土壤Cd浓度的升高,水稻根、茎、叶、壳、糙米的Cd含量都显著增加,这与前人研究结果^[39]一致。这是因为Cd的添加增加了土壤中容易被植物吸收利用的酸溶态和可还原态Cd含量,残渣态Cd含量不断减小,增大了水稻对Cd的富集,相关性分析也表明土壤Cd形态与水稻各部位的Cd含量呈极显著正相关关系(图9)。Ziaf等^[40]研究发现,8个品种的豌豆茎、叶、籽粒中的Cd含量均与根际土壤Cd呈显著正相关关系;何雪等^[41]的研究也表明随Cd浓度的增加马铃薯(*Solanum tuberosum*)各部位Cd含量呈逐渐上升趋势,即土壤中的Cd含量直接影响植株中的Cd含量,本研究结果与其一致。本研究发现,在无Cd污染(CK)和低Cd(LCd)处理的水稻各部位Cd含量大小为根>茎>壳>叶>糙米,而中Cd(MCd)、高Cd(HCd)处理的水稻各部位Cd含量大小为根>茎>叶>壳>糙米;无Cd污染土壤种植的水稻糙米无Cd积累,而向土壤添加 $0.5\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ Cd时糙米Cd含量就达到了 $0.23\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,超过《GB2762-2022 食品中污染物限量》^[42]中的糙米Cd限量 $0.2\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,说明水稻对Cd的富集能力强。Zhou等^[43]也发现,在Cd污染土壤中水稻各部位Cd含量大小呈根>茎>叶>稻壳>糙米的趋势,且水稻各器官中的Cd含量在一定土壤Cd浓度范围内($1.5\sim 6.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)随Cd浓度的增加而增大。

生物富集系数(BCF)是评估作物中重金属积累的一个重要标准,研究表明Cd与其他金属元素相比通常在作物中具有较高的BCF^[5]。转运系数在一定程度上也反映了Cd在水稻体内的活性和植物对Cd的耐受性。本研究发现,水稻对土壤Cd的富集表现为 $BCF_{\text{根}} > BCF_{\text{茎}} > BCF_{\text{叶}} > BCF_{\text{壳}} > BCF_{\text{糙米}}$,Cd在水稻各部位的转运能力根据Cd浓度变化差异较大。Bora等^[44]的研究表明,Cd从植物根部吸收转移至地上部是一个漫长且有特殊机制的过程,根部吸收后 Cd^{2+} 进入木质部,在转移至地上部的过程中大部分 Cd^{2+} (14%~44%)沉积在根部细胞的线粒体中,这可能是导致转运系数随Cd浓度增大而减小的原因。Cd主要被大量富集在水稻根部可能是因为植物根系细胞壁对Cd有一定的阻断作用,且植物体内的有机化合物能形成Cd螯合物^[45],液泡的区隔化作用也将Cd阻滞在根部^[46],从而减弱Cd在植物体内的转运,使地上部组织器官中Cd累积量相应减少。Fu等^[47]的研究表明,水稻的根表铁膜可以减少Cd在根表面的吸附,降低Cd在水稻中由根部向地上部的转运。土壤溶液中的Cd浓度受Cd在土壤固相和水相间的吸附和解吸影响,进而影响了Cd的迁移、螯合及生物有效性^[48]。相关研究表明根到茎的木质部是Cd从植物地下部向地上部转运的主要通道,是籽粒Cd含量的关键决定因素,但也受根对土壤Cd吸

收情况的影响^[49]。Ni等^[50]研究发现水稻吸收Cd的关键期是分蘖期至灌浆期,籽粒积累Cd的关键期是灌浆期到黄熟期。因此,可以通过调控水稻生长发育来控制水稻籽粒对Cd的吸收与积累。

4 结论

总体上,土壤Cd污染将导致水稻地上部生物量减小,叶绿素含量降低,在一定程度上水稻可通过提高脯氨酸含量和抗氧化酶活性来缓解Cd的毒害作用。随着土壤Cd浓度升高,酸溶态Cd和可还原态Cd占比增大,Cd的生物可利用性增加,更容易被水稻吸收,促进了水稻根、茎、叶、壳、糙米等部位对Cd的富集。土壤Cd浓度若超过 $0.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,糙米Cd含量($0.23\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)将超标。

参考文献 References:

- [1] Meng Q H, Fan W H, Liu F W, *et al.* Effect of phosphorus application on eggplant cadmium accumulation and soil cadmium morphology. *Sustainability*, 2023, 15(23): 16236.
- [2] Ashraf S, Ahmad S R, Ali Q, *et al.* Efficacy of plant growth-promoting rhizobacteria and novel acidified organic amendment to remediate Cd-contaminated soil by *Brassica juncea* L. *Acta Physiologiae Plantarum*, 2024, 46(2): 22.
- [3] Neeraj A, Hiranmai R Y, Iqbal K. Comprehensive assessment of pollution indices, sources apportionment and ecological risk mapping of heavy metals in agricultural soils of Raebareli District, Uttar Pradesh, India, employing a GIS approach. *Land Degradation & Development*, 2023, 34(1): 173–195.
- [4] Jo H J, Kim G B, Chang J Y, *et al.* Chronic exposure to lead and cadmium in residents living near a zinc smelter. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, 18(4): 1731.
- [5] Zou M M, Zhou S L, Zhou Y J, *et al.* Cadmium pollution of soil-rice ecosystems in rice cultivation dominated regions in China: a review. *Environmental Pollution*, 2021, 280: 116965.
- [6] Mei S N, Lin K N, Williams D V, *et al.* Cadmium accumulation in cereal crops and tobacco: a review. *Agronomy*, 2022, 12(8): 1952.
- [7] El Rasafi T, Oukarroum A, Haddioui A, *et al.* Cadmium stress in plants: a critical review of the effects, mechanisms, and tolerance strategies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2022, 52(5): 675–726.
- [8] Yan H L, Guo H Y, Li T, *et al.* High-precision early warning system for rice cadmium accumulation risk assessment. *Science of the Total Environment*, 2022, 859: 160135.
- [9] Wang W, Man Z, Li X L, *et al.* Multi-phenotype response and cadmium detection of rice stem under toxic cadmium exposure. *Science of the Total Environment*, 2024, 917: 170585.
- [10] Liu Q H, Lu W S, Bai C H, *et al.* Cadmium, arsenic, and mineral nutrients in rice and potential risks for human health in South China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30(31): 76842–76852.
- [11] Yang Q, Zhao Z Q, Bai Z K, *et al.* Effects of mycorrhizae and water conditions on perennial ryegrass growth in rare earth tailings. *RSC Advances*, 2019, 9(19): 10881–10888.
- [12] Cvitković D, Lisica P, Zorić Z, *et al.* Composition and antioxidant properties of pigments of Mediterranean herbs and spices as affected by different extraction methods. *Foods*, 2021, 10(10): 2477.
- [13] Chen H B, Yang X, Gielen G L, *et al.* Effect of biochars on the bioavailability of cadmium and di-(2-ethylhexyl) phthalate to *Brassica chinensis* L. in contaminated soils. *Science of the Total Environment*, 2019, 678: 43–52.
- [14] Ai Y M, Wang Y, Song L P, *et al.* Effects of biochar on the physiology and heavy metal enrichment of *Vetiveria zizanioides* in contaminated soil in mining areas. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 448: 130965.
- [15] Ibrahim M, Nawaz S, Iqbal K, *et al.* Plant-derived smoke solution alleviates cellular oxidative stress caused by arsenic and mercury by modulating the cellular antioxidative defense system in wheat. *Plants*, 2022, 11(10): 1379.
- [16] Bankaji I, Kouki R, Dridi N, *et al.* Comparison of digestion methods using atomic absorption spectrometry for the determination of metal levels in plants. *Separations*, 2023, 10(1): 40.
- [17] Gao R L, Hu H Q, Fu Q L, *et al.* Remediation of Pb, Cd, and Cu contaminated soil by co-pyrolysis biochar derived from rape straw and orthophosphate: speciation transformation, risk evaluation and mechanism inquiry. *Science of the Total Environment*, 2020, 730: 139119.
- [18] Hussain B, Ashraf M N, Abbas A, *et al.* Cadmium stress in paddy fields: effects of soil conditions and remediation strategies. *Science of the Total Environment*, 2021, 754: 142188.

- [19] Xu H Z, Yan J P, Qin Y, *et al.* Effect of different forms of selenium on the physiological response and the cadmium uptake by rice under cadmium stress. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, 17(19): 6991.
- [20] Ma Y S, Jie H D, Tang Y Y, *et al.* The role of hemicellulose in cadmium tolerance in ramie [*Boehmeria nivea* (L.) gaud.]. *Plants*, 2022, 11(15): 1941.
- [21] El-Okkiah S A F, El-Tahan A M, Ibrahim O M, *et al.* Under cadmium stress, silicon has a defensive effect on the morphology, physiology, and anatomy of pea (*Pisum sativum* L.) plants. *Frontiers in Plant Science*, 2022, 13: 997475.
- [22] Wang T, Huang Y Y, Chen Y K, *et al.* Effects of cadmium stress on growth, physiological characteristics and cadmium enrichment and transport of lettuce. *Journal of Northwest A & F University (Natural Science Edition)*, 2024, 52(7): 115–124.
王涛, 黄语燕, 陈永快, 等. Cd胁迫对生菜生长、生理特性及Cd富集转运特征的影响. *西北农林科技大学学报(自然科学版)*, 2024, 52(7): 115–124.
- [23] Wang Y P, Chang H, Li C, *et al.* Effects of exogenous Ca^{2+} on growth, photosynthetic characteristics and photosystem II function of maize seedlings under cadmium stress. *Acta Prataculturae Sinica*, 2016, 25(5): 40–48.
王玉萍, 常宏, 李成, 等. Ca^{2+} 对镉胁迫下玉米幼苗生长、光合特征和PS II功能的影响. *草业学报*, 2016, 25(5): 40–48.
- [24] Zhang Y, Huang J F, Wang F M, *et al.* An extended prospect: advance in the leaf optical properties model separating total chlorophylls into chlorophyll a and b. *Scientific Reports*, 2017, 7(1): 6429.
- [25] 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. *Acta Physiologiae Plantarum*, 2016, 38: 1–11.
- [26] Hu Y, Wang H C, Jia H P, *et al.* Effects of Cd treatment on morphology, chlorophyll content and antioxidant enzyme activity of *Elymus nutans* Griseb., a native plant in Qinghai–Tibet Plateau. *Plant Signaling & Behavior*, 2023, 18(1): 2187561.
- [27] Wang F, Xiao Y, Cheng X M, *et al.* Effects of cadmium stress on growth and cadmium enrichment of *Chlorophytum comosum* and *Chlorophytum comosum* var. *variegatum*. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2021, 32(5): 1835–1844.
王菲, 肖雨, 程小毛, 等. 镉胁迫对吊兰及银边吊兰生长及镉富集特性的影响. *应用生态学报*, 2021, 32(5): 1835–1844.
- [28] Meena M, Divyanshu K, Kumar S, *et al.* Regulation of L-proline biosynthesis, signal transduction, transport, accumulation and its vital role in plants during variable environmental conditions. *Heliyon*, 2019, 5(12): e02952.
- [29] Zhou J H, Cheng K, Song L P, *et al.* Exogenous indoleacetic acid induces cadmium accumulation and growth in *Cinnamomum camphora*. *Scientia Horticulturae*, 2024, 323: 112518.
- [30] Zhou J H, Cheng K, Gao R R, *et al.* Photosynthesis and other physiological characteristics of *Cinnamomum camphora* seedlings under cadmium stress. *Forest Science*, 2020, 56(6): 193–201.
周际海, 程坤, 郜茹茹, 等. 土壤镉污染对香樟幼苗光合和生理特性的影响. *林业科学*, 2020, 56(6): 193–201.
- [31] Shanmugaraj B M, Malla A, Ramalingam S. Cadmium stress and toxicity in plants: an overview//Cadmium toxicity and tolerance in plants. Amsterdam, Netherlands: Academic Press, 2019: 1–17.
- [32] Mouradi M, Bouizgaren A, Farissi M, *et al.* Seed osmopriming improves plant growth, nodulation, chlorophyll fluorescence and nutrient uptake in alfalfa (*Medicago sativa* L.) –rhizobia symbiosis under drought stress. *Scientia Horticulturae*, 2016, 213: 232–242.
- [33] Kaur R, Das S, Bansal S, *et al.* Heavy metal stress in rice: uptake, transport, signaling, and tolerance mechanisms. *Physiologia Plantarum*, 2021, 173(1): 430–448.
- [34] Guo J J, Qin S Y, Rengel Z, *et al.* Cadmium stress increases antioxidant enzyme activities and decreases endogenous hormone concentrations more in Cd-tolerant than Cd-sensitive wheat varieties. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 172(5): 380–387.
- [35] Lin X B, Zhou L J, Wu D J, *et al.* Effect of cadmium stress on growth, physiological characteristics and cadmium enrichment of *Pueraria thomsonii* Benth. seedlings. *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis (Natural Sciences Edition)*, 2024, 46(4): 884–893.
林小兵, 周利军, 吴多基, 等. Cd胁迫对粉葛幼苗生长、生理特性及Cd富集的影响. *江西农业大学学报*, 2024, 46(4): 884–893.
- [36] Guo Q, Meng L, Zhang Y N, *et al.* Antioxidative systems, metal ion homeostasis and cadmium distribution in *Iris lactea* exposed to cadmium stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 139(5): 50–55.
- [37] Zaari Jabri N, Ait-El-Mokhtar M, Mekkaoui F, *et al.* Impacts of cadmium toxicity on seed germination and seedling growth of *Triticum durum* cultivars. *Cereal Research Communications*, 2023, 52(4): 1399–1409.

- [38] Chavez E, He Z L, Stoffella P J, *et al.* Chemical speciation of cadmium: an approach to evaluate plant-available cadmium in Ecuadorian soils under cacao production. *Chemosphere*, 2016, 150: 57–62.
- [39] Lin H M, Fang C X, Li Y Z, *et al.* Effect of silicon on grain yield of rice under cadmium-stress. *Acta Physiologiae Plantarum*, 2016, 38(186): 1–13.
- [40] Ziaf K, Talha H M, Ghani M A, *et al.* Differential accumulation pattern of cadmium in plant parts of pea varieties in response to varying cadmium levels. *South African Journal of Botany*, 2023, 161: 599–606.
- [41] He X, Lu Y G, Zhang J, *et al.* Effects of soil types on potato growth and cadmium accumulation and transport characteristics under cadmium stress. *Earth and Environment*, 2023, 51(1): 87–101.
何雪, 陆引昱, 张洁, 等. 镉胁迫下不同土壤类型对马铃薯生长及镉富集转运特性的影响. *地球与环境*, 2023, 51(1): 87–101.
- [42] National Health Commission of the People's Republic of China. National standard for food safety pollutant pollutants in food. Beijing, China; National Health Commission of the People's Republic of China, 2022.
- [43] Zhou Y M, Long S S, Li B Y, *et al.* Enrichment of cadmium in rice (*Oryza sativa* L.) grown under different exogenous pollution sources. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(35): 44249–44256.
- [44] Bora M S, Gogoi N, Sarma K P. Tolerance mechanism of cadmium in *Ceratopteris pteridoides*: translocation and subcellular distribution. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 197(7): 110599.
- [45] Kaushik S, Ranjan A, Sidhu A, *et al.* Cadmium toxicity: its' uptake and retaliation by plant defence system and ja signaling. *Biometals*, 2024, 37(4): 755–772.
- [46] Sun J Y, Guo R, Jiang Q, *et al.* Brassinosteroid decreases cadmium accumulation via regulating gibberellic acid accumulation and Cd fixation capacity of root cell wall in rice (*Oryza sativa*). *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 469: 133862.
- [47] Fu Y Q, Yang X J, Shen H. Root iron plaque alleviates cadmium toxicity to rice (*Oryza sativa*) seedlings. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 161(10): 534–541.
- [48] Tang X Y, Zhu Y G, Cui Y S, *et al.* The effect of ageing on the bioaccessibility and fractionation of cadmium in some typical soils of China. *Environment International*, 2006, 32(5): 682–689.
- [49] Uruguchi S, Mori S, Kuramata M, *et al.* Root-to-shoot Cd translocation via the xylem is the major process determining shoot and grain cadmium accumulation in rice. *Journal of Experimental Botany*, 2009, 60(9): 2677–2688.
- [50] Ni Z Y, Zhang M K, Wang J W, *et al.* Cadmium uptake and accumulation in rice at different growth stages. *Journal of Agriculture*, 2020, 10(3): 49.