



炭基组配改良剂对早稻和晚稻Cd-As吸收转运影响的比较

陈伟盛, 黄连喜, 高双全, 李大伟, 魏 岚, 李 翔, 梁杰聪, 刘忠珍, 刘传平

The comparison of biochar-based amendments in reducing both Cd and As absorption and transfer in spring and autumn rice

CHEN Weisheng, HUANG Lianxi, GAO Shuangquan, LI Dawei, WEI Lan, LI Xiang, LIANG Jiecong, LIU Zhongzhen, and LIU Chuanping

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.12357/cjea.20240466>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

施用生物炭对土壤养分有效性和离子交换性能影响的整合分析

Impacts of biochar application on soil nutrient availability and exchangeable based cations: a meta-analysis

中国生态农业学报(中英文). 2023, 31(9): 1449–1459

生物炭对土壤微生物代谢活动的影响

Effect of biochar on soil microbial metabolic activities

中国生态农业学报(中英文). 2022, 30(3): 333–342

生物炭与土壤调理剂对滨海荒芜重盐碱地先锋作物的影响

Effects of biochar and conditioner on pioneer crops planted in coastal barren severe saline-alkali soil

中国生态农业学报(中英文). 2023, 31(3): 487–494

生物炭和AM真菌配施对连作辣椒生长和土壤养分的影响

Effects of biochar and arbuscular mycorrhizal fungi on the growth of continuous cropping pepper and soil nutrient status

中国生态农业学报(中英文). 2020, 28(10): 1600–1608

怪柳生物炭对滨海盐渍土咸水入渗特征的影响研究

Effect of *Tamarix ramosissima* biochar on infiltration characteristics of saline water in coastal saline soil

中国生态农业学报(中英文). 2022, 30(7): 1194–1202

生物炭对盐渍化土壤周年温室气体排放及冻融效应的影响

Effects of biochar on annual greenhouse gas emissions and freeze-thaw effects in saline soil

中国生态农业学报(中英文). 2022, 30(10): 1565–1576



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

DOI: 10.12357/cjea.20240466

CSTR: 32371.14.cjea.20240466

陈伟盛, 黄连喜, 高双全, 李大伟, 魏岚, 李翔, 梁杰聪, 刘忠珍, 刘传平. 炭基组配改良剂对早稻和晚稻 Cd-As 吸收转运影响的比较[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2025, 33(6): 1157–1169

CHEN W S, HUANG L X, GAO S Q, LI D W, WEI L, LI X, LIANG J C, LIU Z Z, LIU C P. The comparison of biochar-based amendments in reducing both Cd and As absorption and transfer in spring and autumn rice[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2025, 33(6): 1157–1169

炭基组配改良剂对早稻和晚稻 Cd-As 吸收转运影响的比较^{*}

陈伟盛¹, 黄连喜¹, 高双全², 李大伟², 魏 岚^{1**}, 李 翔¹, 梁杰聪¹, 刘忠珍¹, 刘传平²

(1. 广东省农业科学院农业资源与环境研究所/农业农村部南方植物营养与肥料重点实验室/广东省养分循环利用与耕地保育重点实验室 广州 510640; 2. 广东省科学院生态环境与土壤研究所 广州 510650)

摘 要: 稻田 Cd-As 复合污染安全利用是华南地区亟待解决的重大问题。本研究通过田间试验, 比较了 4 种炭基改良剂对 Cd-As 复合污染稻田中土壤-水稻系统重金属吸收、转运的影响, 以期筛选出适用的改良剂, 为污染土壤的安全利用提供科学依据。本研究以广东省常用的杂交水稻‘软优 6100’(早稻)和‘野香优 9 号’(晚稻)作为试验材料, 设置 5 个处理, 分别为 CK(对照)、BO(生物炭: 有机肥=1:1)、BS(生物炭: 海泡石=1:1)、BB(生物炭: 膨润土=1:1)和 BA(生物炭: 碱渣=1:1), 测定水稻产量和主要器官的 Cd 和 As 含量, 计算富集系数和转移系数。结果表明, 不同炭基组配改良剂显著提升了早稻产量, 增幅为 26.87%~48.93%; 晚稻产量只有 BO 处理下显著增加 26.16%。炭基组配改良剂降低早稻和晚稻糙米 Cd 含量(40.23%~67.89%和 7.64%~32.91%), 但提高了早稻糙米 As 含量(44.09%~67.73%), 而对晚稻糙米 As 含量没有显著影响; 其中 BS 处理降 Cd 效果最好, 但升 As 效果也最高, 而且对早稻和晚稻的影响表现一致。土壤中有有效态 Cd 含量与土壤 pH 和阳离子交换量呈显著负相关, 而土壤有效态 As 则与土壤理化性质并无显著相关关系。糙米 Cd 含量与土壤有效态 Cd 含量以及稻壳/茎叶/稻根中 Cd 含量呈显著正相关关系, 糙米中 As 含量与糙米/稻壳/茎叶中 Zn 含量呈显著负相关关系。综合分析认为, 控制 Cd-As 复合污染土壤上糙米中 Cd 和 As 含量必须根据不同重金属的吸收转运机理采用不同的方法控制其吸收和转运。研究结果为华南地区糙米 Cd 和 As 含量控制方法提供了理论依据。

关键词: 稻田; Cd-As 复合污染; 早稻; 晚稻; 生物炭; 组配材料

中图分类号: X53; S511

The comparison of biochar-based amendments in reducing both Cd and As absorption and transfer in spring and autumn rice^{*}

* “十四五”广东省农业科技创新九大主攻方向项目(2024SDZG08)和广西壮族自治区自然科学基金(粤桂联合基金项目)(2022GXNSFDA080008)资助

** 通信作者: 魏岚, 主要研究方向为土壤污染治理。E-mail: 441004456@qq.com

陈伟盛, 主要研究方向为土壤污染治理与重金属检测方法。E-mail: 13538631591@163.com

收稿日期: 2024-07-29 接受日期: 2025-02-28

* This study was supported by the Open Competition Program of Top-Nine Critical Priorities of Agricultural Science and Technology Innovation for the 14th Five-Year Plan of Guangdong Province (2024SDZG08) and Guangxi Natural Science Foundation (Guangdong-Guangxi Joint Fund Project) (2022GXNSFDA080008).

** Corresponding author, E-mail: 441004456@qq.com

Received Jul. 29, 2024; accepted Feb. 28, 2025

<http://www.ecoagri.ac.cn>

CHEN Weisheng¹, HUANG Lianxi¹, GAO Shuangquan², LI Dawei², WEI Lan^{1**}, LI Xiang¹, LIANG Jiecong¹,
LIU Zhongzhen¹, LIU Chuanping²

(1. Institute of Agricultural Resources and Environment, Guangdong Academy of Agricultural Sciences / Key Laboratory of Plant Nutrition and Fertilizer in South Region, Ministry of Agriculture and Rural Affairs / Guangdong Provincial Key Laboratory of Nutrient Cycling and Farmland Conservation, Guangzhou 510640, China; 2. Institute of Eco-environmental and Soil Sciences, Guangdong Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China)

Abstract: The safe utilization of paddy soils contaminated with both Cd and As is considered a major and urgent problem in South China. This study compared the effects of four carbon-based amendments on the absorption, enrichment, and transportation of Cd and As in spring and autumn rice plants through field experiments to screen suitable amendments for the safe utilization of polluted farmland and provide a scientific basis for the safe utilization of polluted soil. Rice varieties ‘Ruanhuayou 6100’ (spring rice) and ‘Yexi-angyou 9’ (autumn rice), commonly grown in Guangdong Province, were used as the test rice plants. Four biochar-based amendments were investigated: BO (biochar : organic fertilizer=1 : 1), BS (biochar : sepiolite=1 : 1), BB (biochar : bentonite=1 : 1), and BA (biochar : alkali residue=1 : 1). The measured parameters included grain yield and both Cd and As contents in the major organs of rice. The biological accumulation (BCF) and transfer factors (TF) were calculated. The results showed that biochar-based amendments significantly increased the spring rice yield by 26.87%–48.93%, whereas only the BO treatment significantly increased the autumn rice yield by 26.16%. Biochar-based amendments induced a large reduction in Cd content in both spring and autumn rices by 40.23%–67.89% and 7.64%–32.91%, respectively. However, the amendments increased the As content in spring rice by 44.09%–67.73%, although with little effect on autumn rice. Generally, BS amendment showed consistent performance in spring and autumn rices, with the greatest reduction in Cd but an increase in As. Soil available Cd was significantly and negatively correlated with soil pH and cation exchange capacity, whereas soil available As was not significantly correlated with soil physicochemical properties. The Cd content was significantly and positively correlated with the soil available Cd in brawn rice, and rice straws and roots. There were significantly negative correlations between the As content in brawn rice and the Zn content in brown rice, rice husks and straws. It is evident that different methods based on the absorption and transportation mechanisms of different heavy metals must be implemented to control both Cd and As contents in rice. Our results provide a theoretical basis for controlling Cd and As content in rice in South China.

Keywords: paddy soil; Cd-As compound pollution; spring rice; autumn rice; biochar; assembly materials

土壤重金属污染几乎是全球大部分国家工业发展的“必然产物”,我国也不例外,土壤重金属点位超标率约 19%。其中镉 (Cd) 和砷 (As) 是我国耕地土壤首要的重金属污染物,其点位超标率分别为 7.0% 和 2.7%^[1]。自然界中的重金属往往以复合形式存在^[2],我国 Cd-As 复合污染的分布趋势为南方土壤污染重于北方,污染物含量从西北到东南,从东北到西南逐渐升高^[3]。Cd-As 复合污染一定程度上与工业和矿业存在相关性,2005—2022 年全国工业矿业区土壤 Cd 和 As 含量相较于土壤背景值分别增加 897.42% 和 171.29%^[4]。我国广东汕头地区采矿区和冶炼区工业废弃物的不当排放,导致附近农田土壤出现不同程度的 Cd-As 复合污染,且污染程度均超过《土壤环境质量—农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)^[5]规定的农用地土壤污染风险筛选值,潜在风险较高^[6]。由于稻米是很多地区居民摄入 Cd 和 As 的主要来源^[7],周边地区稻田土壤 Cd-As 复合污染,成为严重困扰以稻米为主食地区的稻谷安全生产的主要障碍。因此,如何在提高或者保持稻谷产量的同时,降低稻米中 Cd 和 As 含量,成为亟

待解决的问题。

降低稻米 Cd 和 As 含量的方法有多种,如培育低吸收富集 Cd 和 As 的水稻 (*Oryza sativa*) 品种^[8]、阻控叶面 Cd 和 As 吸收和转运、降低根系 Cd 和 As 吸收和转运等^[9-10]。其中,最为有效的措施之一是施用土壤改良剂,降低土壤中 Cd 和 As 的生物有效性,从而减少水稻根系吸收富集 Cd 和 As,并阻止所吸收的 Cd 和 As 向籽粒转移^[10]。生物炭作为近 20 年来改良剂研究的热点之一,因其独特的物理化学性质,如复杂的孔隙结构、巨大的比表面积以及丰富的多种官能团,具有强大的吸附能力,能够降低 Cd 等多种重金属离子的活性^[11],降低农作物对污染元素的吸收和富集^[12]。但是 Cd 与 As 的离子特性完全不同,且在复合污染土壤中存在各种离子干扰,不仅在土壤中的形态转化完全不同^[13-14],而且植物吸收富集及转运的能力和机理也存在差异^[15-16],导致大部分单一改良剂无法同时降低二者的生物有效性。例如:仅施用生物炭钝化 Cd 的效果很好,但对 As 的效果很低,甚至会引起土壤中稳定态 As 向活性态转化^[17],对 Cd-As 复合污染修复的作用十分有限^[18]。但也有

研究表明, 外源施加生物炭可以增加残渣态 Cd 和 As 含量, 降低其生物有效性, 效果好于水稻秸秆和碳酸钙^[19]。生物炭修复 Cd 污染的能力较强, 但是可能无法有效地降低 As 的迁移。显然, 如何利用炭基组配改良剂同时控制水稻籽粒中 Cd 和 As 的含量, 成为一个具有理论和实际意义的研究课题。

目前所用的土壤改良剂分为有机物和无机物两大类, 前者包括生物炭在内的各种有机物料, 主要是有机肥料^[20]; 后者包括碳酸盐、硅酸盐和磷酸盐等, 主要是硅酸盐类矿物^[21]。张永利^[22]利用高浓度铁(0.5%)与蘑菇渣及菜梗堆肥、石灰和蒙脱石进行复配, 在珠三角 Cd-As 污染土壤应用, 发现土壤中 DTPA-Cd 和 CaCl_2 -Cd 分别显著下降 24.2%~34.3% 和 77.2%~90.6%, HCl-As 下降 37.7%~44.4%。刘传平等^[23]发明了一种铁硅硫多元素复合生物炭调理剂, 可以使稻米无机 As、总 Cd 和总 Pb 分别下降 52.1%、58.6% 和 42.1%, 同时有效降低土壤中 Cd、As 和 Pb 的生物有效性。但是也有研究表明, 5% 骨炭和 5% $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 处理显著提高了玉米 (*Zea mays*) 地上部的 As 含量^[24], 主要是因为土壤 pH 升高, 增强了 As 的生物有效性, 但同时施用生物炭可有效地降低 As 浸出量。

我国南方红壤地区农田广泛存在 Cd-As 复合污染, 复合改良剂备受关注, 尤其是生物炭复配其他改良剂成为研究的焦点, 也是亟待攻克的难题^[25]。鉴于本地区存在的农田 Cd-As 复合污染状况, 以及我们前期有关生物炭修复重金属污染土壤的研究成果^[26], 本研究将生物炭按照一定比例与有机肥料、矿物等物料复配, 发挥各自的优点, 同时降低土壤 Cd 和 As 的生物有效性, 从而降低糙米中 Cd 和 As 的含量。以期筛选出适用的改良剂, 为本地区 Cd-As 复合污染稻田的安全利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

小区试验在广东省韶关市某重金属污染农田开展, 土壤为第四纪红土洪积物发育的红壤水稻土, pH 4.45, 有机质 (OM) $35.68 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 阳离子交换量 (CEC) $6.73 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$; 总 Cd 和总 As 分别为 $0.84 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $34.82 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 均超过农用地土壤污染风险筛选值 (分别为 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。供试的早稻品种为‘软优华 6100’ (籼型三系杂交水稻, 广东华农大种业有限公司), 晚稻品种为‘野香优 9 号’ (三系杂交感光籼稻组合, 广西绿海种业有限公司)。生物炭购自

天津博尔迈环保科技有限公司, 原材料为小麦秸秆。有机肥来自广东维特农业科技有限公司, 海泡石、膨润土和碱渣来自广州市昌乐贸易有限公司。

1.2 试验设计

试验设置 5 个处理, 分别为: 对照 (CK)、生物炭与有机肥按照 1 : 1 的质量比混合 (BO)、生物炭与海泡石按照 1 : 1 的质量比混合 (BS)、生物炭与膨润土按照 1 : 1 的质量比混合 (BB)、生物炭与碱渣按照 1 : 1 的质量比混合 (BA)。除对照外, 各处理的物料用量均为 $4500 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。每个处理 3 次重复, 小区面积为 30 m^2 ($3 \text{ m} \times 10 \text{ m}$), 随机区组排列。

早稻翻耕前, 按照试验设计, 将所需改良剂撒施到相应的小区表面, 再翻耕使其与耕作层土壤充分混合。早稻于 4 月中旬种植, 7 月中旬收获。晚稻不施用改良剂, 7 月下旬种植, 10 月底收获。早稻和晚稻施肥和田间管理措施均参考当地常规做法。早稻和晚稻成熟时, 按照梅花布点法从各小区挖取 5 株水稻, 置于尼龙布网袋中, 抖动水稻根系去除土壤以获得水稻根系, 地上部分植株分为茎叶、糙米和稻壳。再以梅花布点法采集各小区 0~20 cm 土壤样品, 自然风干后过筛, 测定 pH、CEC、OM、有效 Cd 和有效 As。水稻植株各部位先用自来水冲洗 3~5 min, 去掉附着的土壤和灰尘, 再用超纯水淋洗 3~5 次, 烘箱 105°C 杀青约 30 min 后 75°C 下烘至恒重。烘干后根系、茎叶、糙米和稻壳 4 个部位分别粉碎后称取一定质量, 测定总 Cd、总 As 和总 Zn 含量。

1.3 分析方法

土壤 pH 用超纯水浸提 (1 : 2.5 土水比) 玻璃电极测定 (Seven Compact S210-K, Mettler Toledo, Switzerland); OM 用高温外热重铬酸钾氧化-容量法测定^[27]; 土壤有效 Cd 用 $0.005 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ DTPA- $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ TEA- $0.001 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ CaCl_2 混合溶液浸提, 石墨炉原子吸收分光光度法测定 (AA800, 美国 PerkinElmer 公司); 有效 As 用磷酸二氢钠提取-原子荧光法测定^[27-28]。水稻植株样品 HNO_3 - HClO_4 消煮后, 利用 Agilent 7800 电感耦合等离子体质谱仪 (ICP-MS, Agilent 7800-自动进样, 美国 Agilent 公司) 测定糙米、稻壳和茎叶中 Cd、As 和 Zn 含量, 根系中 Cd 和 Zn 含量; 利用原子荧光光度计 (AFS-9230, 北京吉天仪器有限公司) 测定根系中 As 含量。

1.4 数据统计分析

Cd/As 生物富集系数 (bioconcentration factor, BCF) 和转移系数 (translocation factor, TF) 按照式 (1) 和式 (2) 计算:

$$BCF = \frac{C_i}{C_{\text{有效态}}} \quad (1)$$

$$TF = \frac{C_i}{C_{\text{root}}} \quad (2)$$

式中: C_i 和 C_{root} 分别为水稻植株 i 器官和根系的 Cd/As 含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); $C_{\text{有效态}}$ 是用不同溶液浸提测定的土壤有效态 Cd/As 含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

用 Excel 和 Origin 软件进行处理和作图, 用 SAS 9.0 软件进行单因素方差分析, 并用 Duncan 方法比较各处理的差异显著性。

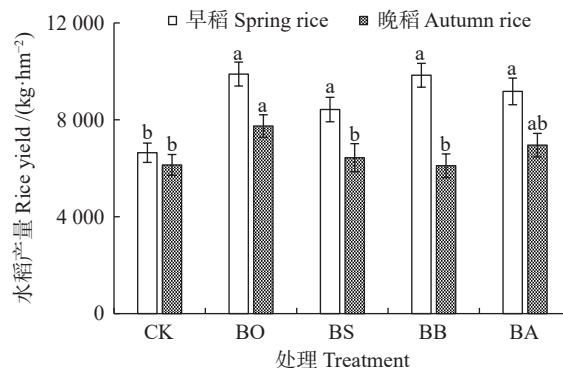
2 结果与分析

2.1 炭基组配改良剂对水稻产量的影响

早稻和晚稻的对照处理产量分别为 6 640 和 6 139 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 与当地平均产量相近 (图 1)。施用炭基组配改良剂的早稻产量提高到 8 425~9 890 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 比对照显著提高 26.87%~48.93% ($P<0.05$); 晚稻产量为 6 104~7 745 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 其中 BO 处理比对照显著提高 26.16%, 其余处理与对照相比无显著差异。这说明炭基组配改良剂可以显著提高早稻的产量, 晚稻产量没有降低, BO 处理早晚稻均产量最高。

2.2 炭基组配改良剂对土壤有效态 Cd/As 含量的影响

表 1 显示, 不施用改良剂对照处理的早稻土壤有效 Cd 含量为 0.33 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 超出农用地土壤污染风险筛选值 (0.30 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); 晚稻土壤有效 As 含量超过 3 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。施用 4 种炭基组配改良剂后, 早稻的土壤有效 Cd 含量降低到 0.18~0.19 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 比对照降低



CK: 对照; BO: 生物炭: 有机肥=1:1; BS: 生物炭: 海泡石=1:1; BB: 生物炭: 膨润土=1:1; BA: 生物炭: 碱渣=1:1。同一稻季不同小写字母代表不同处理间差异显著 ($P<0.05$)。CK: control; BO: biochar: organic fertilizer=1:1; BS: biochar: sepiolite=1:1; BB: biochar: bentonite=1:1; BA: biochar: alkali residue=1:1. Different lowercase letters for the same rice season represent significant differences among different treatments at $P<0.05$ level.

图 1 施用 4 种炭基组配改良剂早稻和晚稻产量的差异

Fig. 1 The difference in grain yield of both spring and autumn rices received 4 biochar-based amendments

41.74%~44.74%; 但晚稻土壤有效 Cd 含量与对照相比差异不显著, 而且 4 种炭基组配改良剂之间没有显著性的差异。施用 4 种炭基组配改良剂后, 早稻土壤有效 As 含量提高到 3.11~3.62 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 比对照提高 9.12%~27.02%; 晚稻土壤有效态 As 与对照相比没有显著差异。

施用 4 种炭基组配改良剂后, 早稻和晚稻土壤 pH 分别提高 27.79%~35.15% 和 25.75%~28.54%, 有机质含量分别提高 7.86%~10.71% 和 24.58%~29.42%, CEC 分别提高 5.96%~9.02% 和 6.95%~8.65% (表 1)。

表 1 施用不同炭基组配改良剂的早稻和晚稻土壤基本化学性质和有效态 Cd、As 含量

Table 1 The basic chemical properties and available Cd, As contents in the rhizosphere soils of spring and autumn rice plants received four biochar-based amendments

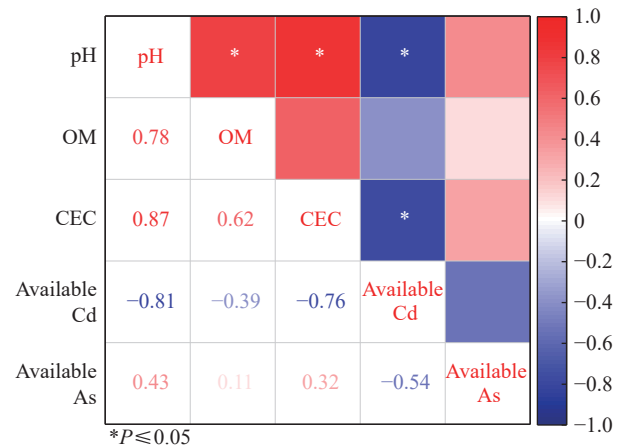
稻季 Rice season	处理 Treatment	pH	有机质 Organic matter ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	阳离子交换量 Cation exchange capacity ($\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$)	有效Cd Available Cd ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	有效As Available As ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
早稻 Spring rice	CK	4.21±0.02b	35.87±2.68b	7.21±0.44b	0.33±0.09a	2.85±0.48b
	BO	5.45±0.08a	38.99±1.85a	7.82±0.65a	0.19±0.05b	3.11±0.58ab
	BS	5.59±0.14a	39.71±1.05a	7.64±0.46a	0.18±0.02b	3.49±0.55ab
	BB	5.38±0.09a	38.87±1.78a	7.86±0.49a	0.19±0.04b	3.62±0.38a
	BA	5.69±0.05a	38.69±1.11a	7.72±0.71a	0.19±0.06b	3.44±0.47ab
晚稻 Autumn rice	CK	4.31±0.12b	33.52±1.44c	7.05±0.33b	0.25±0.09a	3.34±0.99a
	BO	5.48±0.11a	41.76±1.58b	7.54±0.70a	0.22±0.09a	3.12±0.81a
	BS	5.48±0.11a	43.38±1.58a	7.66±0.40a	0.23±0.08a	3.20±0.63a
	BB	5.42±0.14a	42.24±1.77ab	7.65±0.33a	0.20±0.06a	3.01±0.91a
	BA	5.54±0.17a	42.87±2.01a	7.58±0.61a	0.23±0.08a	3.65±0.53a

CK: 对照; BO: 生物炭: 有机肥=1:1; BS: 生物炭: 海泡石=1:1; BB: 生物炭: 膨润土=1:1; BA: 生物炭: 碱渣=1:1。同列同一稻季不同小写字母代表不同处理间差异显著 ($P<0.05$)。CK: control; BO: biochar: organic fertilizer=1:1; BS: biochar: sepiolite=1:1; BB: biochar: bentonite=1:1; BA: biochar: alkali residue=1:1. Different lowercase letters in the same column at the same rice season represent significant differences among different treatments at $P<0.05$ level.

说明改良剂显著改善了一些土壤化学性状,并且可能影响到晚稻,但效果减弱。这些变化直接影响到土壤有效 Cd 含量,其中,土壤 pH 和 CEC 与土壤有效态 Cd 含量呈显著负相关 (r 分别为 -0.81 和 -0.76 , $P < 0.05$),但与土壤有效 As 含量之间不存在显著的相关性 (图 2)。

2.3 炭基组配改良剂对水稻植株各器官 Cd 和 As 含量的影响

图 3 显示,所有处理的水稻植株不同器官的 Cd 含量差异非常大,根系最高,是茎叶的 2.44~5.90 倍、糙米的 9.26~15.32 倍、稻壳的 26.75~33.96 倍。晚稻植株各部位中 Cd 含量均高于早稻,其中茎叶和稻壳更为明显,晚稻比早稻分别高 77.94%~207.76% 和 10.55%~93.37%。施用 4 种炭基组配改良剂显著降低了水稻植株所有器官的 Cd 含量。与 CK 相比,早稻糙米、稻壳、茎叶和根系 Cd 含量分别降低 40.23%~67.89%、22.74%~55.51%、23.90%~72.42% 和 27.29%~46.86%,而晚稻各部位分别降低 7.64%~32.91%、30.73%~50.17%、24.44%~56.22% 和 20.97%~39.15%。无论是早稻还是晚稻,降低幅度最大的是茎叶。对照的糙米 Cd 含量高于食品安全国家标准食品中污染物限量值 ($0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),而施用 4 种炭基

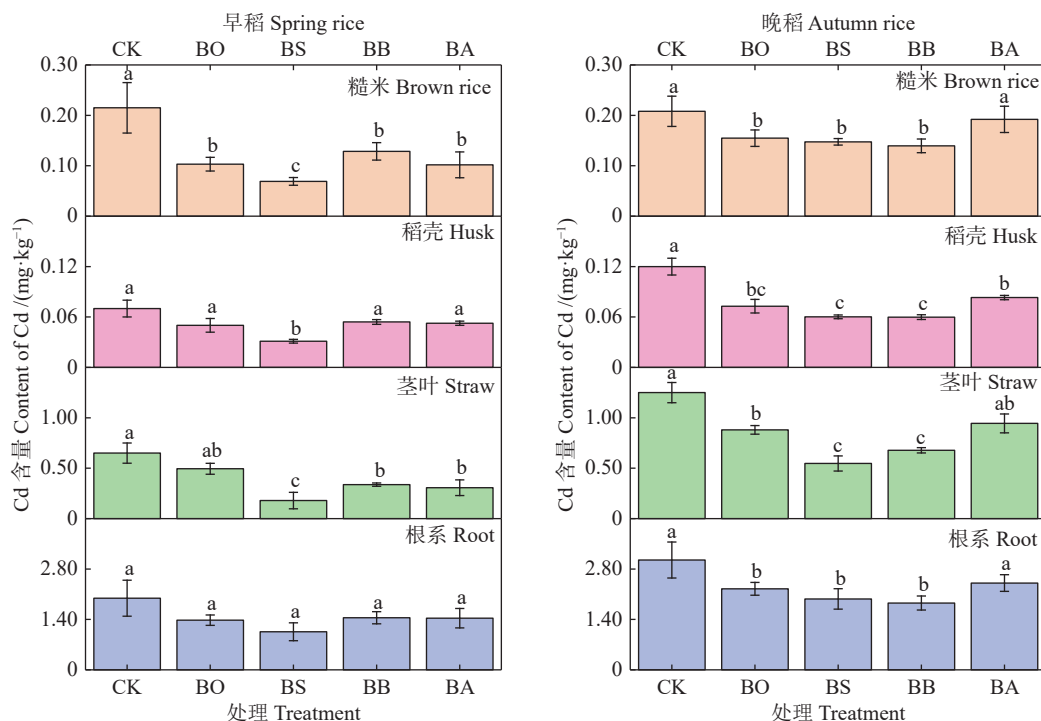


OM: 土壤有机质含量; CEC: 土壤阳离子交换量; Available Cd: 土壤有效态 Cd 含量; Available As: 土壤有效态 As 含量。OM: soil organic matter content; CEC: cation exchange capacity content; Available Cd: soil available Cd content; Available As: soil available As content.

图 2 土壤基本理化性质与土壤有效 Cd/As 含量之间的相关性

Fig. 2 The correlation between basic soil physicochemical properties and soil available Cd, As contents

组配改良剂的早稻糙米均低于食品安全国家标准,除了 BA 处理的晚稻糙米没有达标,其余 3 种改良剂处理的晚稻糙米 Cd 含量也低于食品安全国家标准。总体来看,4 种炭基组配改良剂中,BS 处理 (生物炭+



CK: 对照; BO: 生物炭: 有机肥=1:1; BS: 生物炭: 海泡石=1:1; BB: 生物炭: 膨润土=1:1; BA: 生物炭: 碱渣=1:1。不同小写字母代表不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。CK: control; BO: biochar: organic fertilizer=1:1; BS: biochar: sepiolite=1:1; BB: biochar: bentonite=1:1; BA: biochar: alkali residue=1:1. Different lowercase letters represent significant differences among different treatments at $P < 0.05$ level.

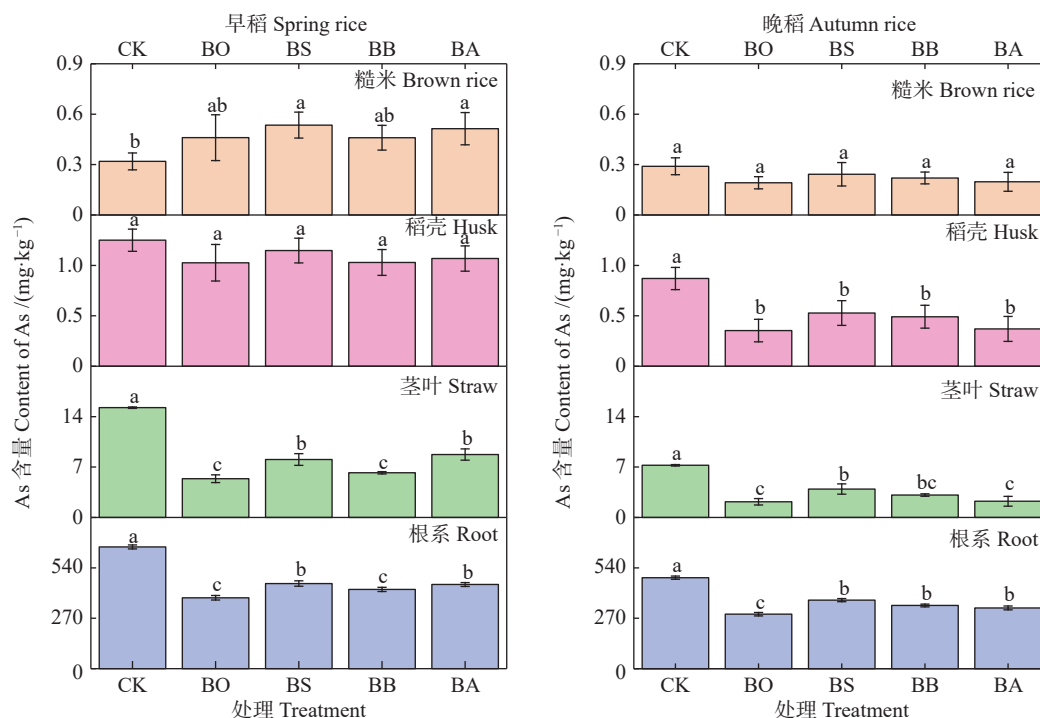
图 3 施用 4 种炭基组配改良剂的早稻与晚稻植株各器官 Cd 含量的差异

Fig. 3 The differences in Cd contents of different plant organs of spring and autumn rices received four biochar-based amendments

海泡石)的效果最好。

与 Cd 相似,水稻植株不同器官的 As 含量也存在非常大的差异(图 4),根系含量最高,是糙米的 825.41~2 044.55 倍,稻壳的 370.12~879.22 倍,茎叶的 42.77~144.76 倍,说明 As 在水稻植株根系富集量更大。施用炭基组配改良剂,早稻和晚稻茎叶 As 含量比对照显著降低 42.68%~64.72% 和 45.57%~69.98%,根系 As 含量显著降低 30.07%~41.76% 和 24.66%~

40.12%,早晚稻下降幅度类似。晚稻的稻壳 As 含量降低 39.36%~59.37%,而早稻稻壳 As 含量没有发生显著的变化。早稻糙米 As 含量比对照增加 44.09%~67.73%;而晚稻糙米 As 含量没有发生显著性变化,且均低于限量值。这说明施用炭基改良剂提高了早稻糙米 As 含量,但对晚稻没有显著的影响。总体来看,对糙米 As 含量而言 4 种炭基组配改良剂之间并没有显著性的差异。



CK: 对照; BO: 生物炭: 有机肥=1:1; BS: 生物炭: 海泡石=1:1; BB: 生物炭: 膨润土=1:1; BA: 生物炭: 碱渣=1:1。不同小写字母代表不同处理间差异显著 ($P<0.05$)。CK: control; BO: biochar: organic fertilizer=1:1; BS: biochar: sepiolite=1:1; BB: biochar: bentonite=1:1; BA: biochar: alkali residue=1:1. Different lowercase letters represent significant differences among different treatments at $P<0.05$ level.

图 4 施用 4 种炭基组配改良剂的早稻与晚稻植株各器官 As 含量的差异

Fig. 4 The differences in As contents of different plant organs of spring and autumn rices received four biochar-based amendments

2.4 炭基组配改良剂对水稻植株各器官 Zn 含量的影响

早晚稻植株体内 Zn 含量的变化如表 2 所示。炭基组配改良剂处理的早稻和晚稻糙米 Zn 含量较对照分别显著降低 14.70%~23.08% 和 21.89%~27.69%;早稻稻壳和茎叶 Zn 含量与对照无显著差异;根系 BO 处理与 CK 无显著差异,其他处理显著降低 22.87%~27.84%。晚稻茎叶和根系 Zn 含量各处理间无显著差异;而稻壳中 BO 和 BS 处理 Zn 含量分别显著提升 8.38% 和 8.53%。晚稻的糙米、稻壳和茎叶 Zn 含量均高于早稻,分别为 18.09%~37.63%、28.09%~44.56% 和 35.63%~74.60%,而根系中 Zn 含量则早晚稻之间没有明显差异。

2.5 水稻植株 Cd 和 As 的富集系数 (BCF) 与转移系数 (TF)

表 3 显示,无论是早稻还是晚稻,所有处理的水稻植株根系 Cd 的 BCF 值最高,其变化趋势与 Cd 含量一致。其中晚稻糙米、稻壳和茎叶 BCF 值比早稻高 18.52%~152.31% (BB 处理除外),说明晚稻植株富集 Cd 的能力比早稻强。总体来看,施用炭基组配改良剂,早稻植株 BCF 值有所提高,如 BB 处理根系 BCF 值比对照提高 30.10%;而晚稻植株 BCF 值有所降低,如 BS 处理根系 BCF 值比对照降低了 33.39%。说明施用炭基组配改良剂促进了早稻根系吸收富集 Cd,而抑制了晚稻植株吸收富集 Cd。

对于 As 而言,水稻植株根系 BCF 值为最高,是

表 2 施用不同炭基组配改良剂的早稻和晚稻植株各器官 Zn 含量的差异

Table 2 The differences in Zn contents of different plant organs of spring and autumn rices received four biochar-based amendments $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

时期 Period	处理 Treatment	糙米 Brown rice	稻壳 Husk	茎叶 Straw	根系 Root
早稻 Spring rice	CK	19.45±1.44a	9.00±0.12a	25.00±2.56a	49.36±3.11a
	BO	14.96±1.41b	9.88±0.39a	29.55±2.27a	45.70±7.45a
	BS	16.59±1.47b	10.01±1.04a	24.75±3.44a	35.62±3.44b
	BB	16.29±1.36b	10.36±0.78a	23.89±6.28a	38.07±1.12b
	BA	16.14±1.68b	10.04±1.03a	25.49±4.66a	36.89±4.77b
晚稻 Autumn rice	CK	26.36±1.08a	13.01±0.33b	43.65±4.56a	47.25±7.23a
	BO	20.59±1.29b	14.10±0.32a	40.08±6.71a	38.80±5.04a
	BS	20.36±1.18b	14.12±0.34a	36.61±4.43a	35.32±6.34a
	BB	19.51±1.27b	13.27±0.40b	39.82±7.66a	38.31±13.25a
	BA	19.06±1.99b	13.18±0.38b	43.83±3.45a	36.82±10.57a

CK: 对照; BO: 生物炭: 有机肥=1:1; BS: 生物炭: 海泡石=1:1; BB: 生物炭: 膨润土=1:1; BA: 生物炭: 碱渣=1:1。同列同一稻季不同小写字母代表不同处理间差异显著($P<0.05$)。CK: control; BO: biochar: organic fertilizer=1:1; BS: biochar: sepiolite=1:1; BB: biochar: bentonite=1:1; BA: biochar: alkali residue=1:1。Different lowercase letters in the same column at the same rice season represent significant differences among different treatments at $P<0.05$ level.

表 3 施用 4 种炭基组配改良剂的早稻和晚稻植株 Cd 和 As 富集系数 (BCF) 的差异

Table 3 The differences in biological accumulation factor (BCF) values of Cd and As in both spring and autumn rices received 4 biochar-based amendments

稻季 Rice season	处理 Treatment	Cd				As			
		糙米 Brown rice	稻壳 Husk	茎叶 Straw	根系 Root	糙米 Brown rice	稻壳 Husk	茎叶 Straw	根系 Root
早稻 Spring rice	CK	0.65a	0.21ab	1.95b	5.98ab	0.11b	0.44a	5.35a	123.58a
	BO	0.55ab	0.27a	2.62a	7.30a	0.15a	0.33b	1.73c	122.14a
	BS	0.38b	0.17b	0.97c	5.75b	0.15a	0.33b	2.31b	130.69a
	BB	0.69a	0.29a	1.81b	7.78a	0.13ab	0.28b	1.71c	117.23a
	BA	0.53ab	0.27a	1.58b	7.40a	0.15a	0.31b	2.54b	131.11a
晚稻 Autumn rice	CK	0.82a	0.47a	4.92a	12.01a	0.08a	0.24a	1.97a	132.41a
	BO	0.69ab	0.32ab	3.92ab	10.01ab	0.06a	0.12b	0.73c	97.58b
	BS	0.60c	0.25b	2.22c	8.00b	0.08a	0.18ab	1.35b	125.79a
	BB	0.61b	0.26b	2.96b	8.10b	0.08a	0.17ab	1.10b	119.53a
	BA	0.80a	0.35ab	3.95ab	10.08ab	0.06a	0.12b	0.73c	105.05ab

CK: 对照; BO: 生物炭: 有机肥=1:1; BS: 生物炭: 海泡石=1:1; BB: 生物炭: 膨润土=1:1; BA: 生物炭: 碱渣=1:1。同列同一时期不同小写字母代表不同处理间差异显著($P<0.05$)。CK: control; BO: biochar: organic fertilizer=1:1; BS: biochar: sepiolite=1:1; BB: biochar: bentonite=1:1; BA: biochar: alkali residue=1:1。Different lowercase letters in the same column at the same rice season represent significant differences among different treatments at $P<0.05$ level.

茎叶的 23.10~143.90 倍、糙米的 814.27~1750.83 倍和稻壳的 280.86~875.42 倍。但是,早稻植株(糙米、稻壳和茎叶)富集 As 的能力比晚稻强,BCF 值比晚稻高 37.50%~247.95%。施用炭基组配改良剂后,早稻中糙米的 BCF 均高于对照,BO、BS 和 BA 均比对照高 36.36%,而根系的 BCF 值与对照无显著差异,茎叶和稻壳的 BCF 值比对照降低 52.52%~68.04%和 25.00%~36.36%。晚稻所有炭基改良剂处理的根系 BCF 值比对照降低 5.00%~26.30% (BO 处理达显著水平),茎叶和稻壳的 BCF 值比对照分别降低 31.47%~62.94%和 25.00%~50.00%。说明炭基组配改良剂减少了 As 向茎叶和稻壳的转运,从而抑制了晚稻植株地上部分 As 的含量,其中 BO 和 BA 处理降幅大于其他处理。

表 4 显示,无论是早稻还是晚稻,根系-茎叶的 Cd 转移系数 (TF) 最高,是根系-稻壳的 5.25~13.00 倍、根系-糙米的 2.43~5.86 倍,其中晚稻根系-茎叶的 TF 值比早稻高 8.33%~85.71% (表 4),说明早稻植株根系转运 Cd 到茎叶的能力比较弱。总体而言,施用炭基组配改良剂 (BO 处理早稻除外),可以减少 Cd 从根系向茎叶的转运,其中表现较好的是 BS 处理。所有 Cd 的转移系数均高于 As,这可能与水稻喜 Cd 的习性一致。

As 转移系数 (TF) 与 Cd 相似 (表 4),无论是早稻还是晚稻,根系-茎叶的 TF 值最高,是根系-稻壳的 3.70~11.43 倍、根系-糙米的 8.33~44.44 倍。总体来看,施用炭基组配改良剂,早稻的根系-糙米的 TF 值均显著高于对照,根系-茎叶和根系-稻壳的 TF 值均

表 4 施用 4 种炭基组配改良剂的早稻和晚稻植株根系向其他器官的 Cd 和 As 转移系数 (TF) 的差异

Table 4 The differences in transfer factor (TF) values of Cd and As from root to other plant organs in both spring and autumn rices received with 4 biochar-based amendments

稻季 Rice season	处理 Treatment	Cd			As		
		根系-茎叶 Root to straw	根系-稻壳 Root to husk	根系-糙米 Root to brown rice	根系-茎叶 Root to straw	根系-稻壳 Root to husk	根系-糙米 Root to brown rice
早稻 Spring rice	CK	0.33a	0.04a	0.11a	0.04a	$3.50 \times 10^{-3}a$	$0.90 \times 10^{-3}b$
	BO	0.36a	0.04a	0.08b	0.01b	$2.70 \times 10^{-3}b$	$1.20 \times 10^{-3}a$
	BS	0.17b	0.03a	0.07b	0.02b	$2.50 \times 10^{-3}b$	$1.20 \times 10^{-3}a$
	BB	0.23b	0.04a	0.09ab	0.02b	$2.40 \times 10^{-3}b$	$1.10 \times 10^{-3}a$
	BA	0.21b	0.04a	0.07b	0.02b	$2.40 \times 10^{-3}b$	$1.10 \times 10^{-3}a$
晚稻 Autumn rice	CK	0.41a	0.04a	0.07a	0.02a	$1.80 \times 10^{-3}a$	$0.60 \times 10^{-3}a$
	BO	0.39a	0.03a	0.07a	0.01a	$1.20 \times 10^{-3}a$	$0.70 \times 10^{-3}a$
	BS	0.28b	0.03a	0.08a	0.01a	$1.40 \times 10^{-3}a$	$0.70 \times 10^{-3}a$
	BB	0.37a	0.03a	0.08a	0.01a	$1.50 \times 10^{-3}a$	$0.70 \times 10^{-3}a$
	BA	0.39a	0.03a	0.08a	0.01a	$1.10 \times 10^{-3}a$	$0.60 \times 10^{-3}a$

CK: 对照; BO: 生物炭: 有机肥=1:1; BS: 生物炭: 海泡石=1:1; BB: 生物炭: 膨润土=1:1; BA: 生物炭: 碱渣=1:1。同列同一时期不同小写字母代表不同处理间差异显著($P<0.05$)。CK: control; BO: biochar: organic fertilizer=1:1; BS: biochar: sepiolite=1:1; BB: biochar: bentonite=1:1; BA: biochar: alkali residue=1:1. Different lowercase letters in the same column at the same rice season represent significant differences among different treatments at $P<0.05$ level.

显著低于对照,说明炭基改良剂能够减少早稻根系中的 As 向茎叶和稻壳中的转运。

2.6 糙米 Cd 及 As 含量与土壤及植株其他器官 Cd 及 As 含量之间的关系

从图 5 中可以看出,糙米中 Cd 含量与土壤有效态 Cd 含量及稻壳/茎叶/根系 Cd 含量之间均存在显著的正相关关系,相关系数(r)分别为 0.81、0.84、0.82 和 0.86。水稻植株的 Cd 含量与 Zn 含量也存在显著相关性,其中,糙米 Cd 含量与相应糙米 Zn 含量的 r 值为 0.73,稻壳 Cd 含量与糙米和茎叶 Zn 含量的 r 值分别为 0.88 和 0.71,茎叶 Cd 含量与糙米和茎叶 Zn 含量的 r 值分别为 0.85 和 0.85,根系 Cd 含量与糙米和茎叶中 Zn 含量的 r 值分别为 0.91 和 0.81,这意味着水稻植株吸收富集 Cd 与 Zn 同步,可能存在互助关系。

糙米中的 As 含量与稻壳中的 As 含量有显著的正相关关系($r=0.78$),显现出籽粒 As 含量的一致性。糙米 As 含量与糙米、稻壳、茎叶中 Zn 含量呈显著的负相关(r 值分别为 -0.72、-0.87 和 -0.89),稻壳 As 含量也与稻壳、茎叶 Zn 含量呈显著的负相关, r 值分别为 -0.93 和 -0.83,这可能暗示着 Zn 可抑制 As 的吸收和转运。但是,糙米中的 As 含量与土壤中有效态 As 含量没有显著的相关性。

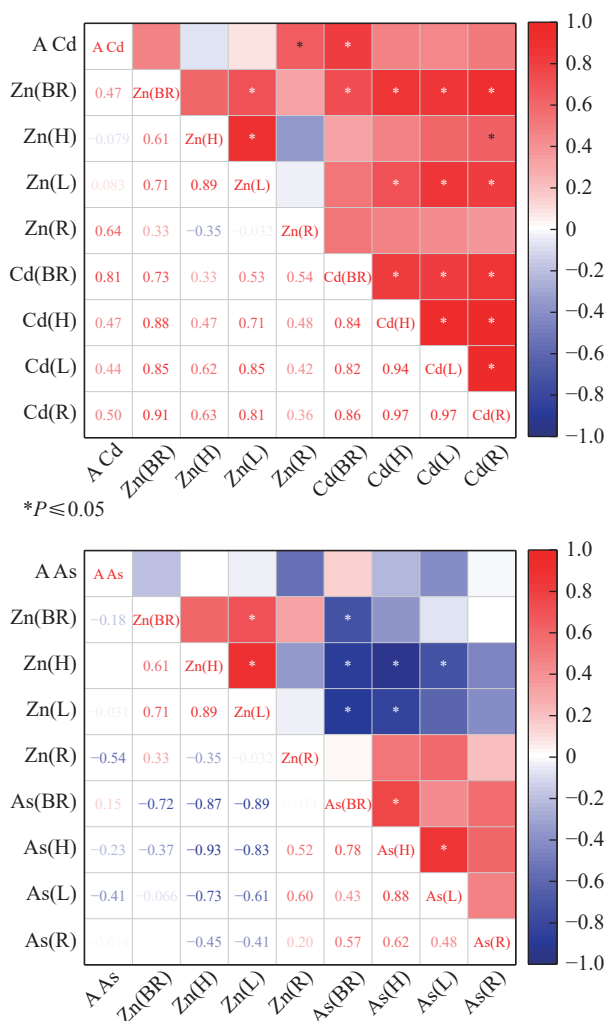
3 讨论

3.1 炭基组配改良剂降低水稻籽粒 Cd 含量的效果及机理

Cd 在土壤-农作物系统中的迁移路径以及在器

官中的分布受多重因素调控。水稻籽粒 Cd 含量富集过程主要受制于地下部对 Cd 的吸收以及向地上部的运输能力,根系作为 Cd 进入水稻植株体内的首要屏障,也是 Cd 的主要积累器官^[29]。土壤理化性质、农艺措施等均显著影响水稻植株 Cd 含量。代子雯等^[30]的研究表明,稻米 Cd 含量受土壤 pH、氧化还原电位(Eh)、电导率(EC)值以及地下部生物量等的显著影响,尤其是与土壤 pH、土壤有效态 Cd 含量、茎 Cd 含量、转运系数和富集系数等存在极显著的相关关系。本研究中的糙米 Cd 含量与土壤有效态 Cd 含量和植株其他器官的 Cd 含量之间均存在显著的正相关关系。施用改良剂后,早晚稻糙米中 Cd 含量和 BCF 值均降低,说明炭基改良剂不仅降低晚稻植株 Cd 吸收,而且阻止 Cd 向籽粒转运。当水稻进入灌浆期,水稻大部分营养物质优先供应给糙米部分,这也是 Cd 积累最快最多的时期,而施用炭基组配改良剂后,Cd 从根系向茎叶的 TF 值相应降低,这意味着茎叶中 Cd 向糙米中的运输量减少。本研究的糙米 Cd 含量与 Zn 含量呈正相关关系,主要原因在于污染土壤中的 Cd 与吸附于土壤胶体上的 Zn 竞争吸附点,致使吸附态 Zn 释放到土壤溶液中,从而大大提高 Zn 的有效性,增加了水稻植株对 Zn 的吸收^[31],这与何普等^[32]的研究结果一致,说明水稻积累 Cd 较高的品种,其籽粒中的 Zn 积累也较多。

影响水稻籽粒中 Cd 含量的另一个重要因素是土壤理化性质。本研究结果显示(图 2),对土壤有效态 Cd 含量影响最为显著的是土壤 pH 和 CEC,其中 pH 升高是导致早稻土壤中有有效态 Cd 下降的主要原



A Cd: 土壤有效态 Cd 含量; Zn(BR): 糙米 Zn 含量; Zn(H): 稻壳 Zn 含量; Zn(L): 茎叶 Zn 含量; Zn(R): 根系 Zn 含量; Cd(BR): 糙米 Cd 含量; Cd(H): 稻壳 Cd 含量; Cd(L): 茎叶 Cd 含量; Cd(R): 根系 Cd 含量; A As: 土壤有效态 As 含量; As(BR): 糙米 As 含量; As(H): 稻壳 As 含量; As(L): 茎叶 As 含量; As(R): 根系 As 含量; *: $P \leq 0.05$. A Cd: soil available Cd content; Zn(BR): Zn content in brown rice; Zn(H): Zn content in rice husk; Zn(L): Zn content in stem and leaf; Zn(R): Zn content in root; Cd(BR): Cd content in brown rice; Cd(H): Cd content in rice husk; Cd(L): Cd content in stem and leaf; Cd(R): Cd content in root; A As: As content in soil available; As(BR): As content in brown rice; As(H): As content in rice husk; As(L): As content in stem and leaf; As(R): As content in root.

图5 糙米 Cd 和 As 含量与土壤及植株其他器官含量之间的关系

Fig. 5 The relationship between Cd and As contents in brown rice and soil available Cd and As contents, other plant organs Cd and As contents

因,这与前人的研究结果相一致。土壤 pH 的改变是金属元素从其他形态转化为有效态的关键因素^[33]。本研究中所有处理中均含有生物炭,生物炭本身具有较高的碱度 (pH 9.65),且生物炭中碱性物质(碳酸盐和磷酸盐等)的水解能提高土壤中 OH⁻ 的含量,增加了与土壤 Cd²⁺形成的氢氧化物沉淀,极大程度地降

低了其移动性和生物有效性,土壤胶体对 Cd 离子的吸附作用也随土壤 pH 升高而增强^[34]。同时生物炭促进形成土壤团聚体和有机无机复合体,致使土壤 CEC 提高,对 Cd 的吸附能力增强^[35]。

生物炭可以有效地降低土壤 Cd 的有效性,因此复配其他材料后的差异不显著,但早稻糙米的 BCF 显著低于晚稻,说明改良剂的作用会随着施用时间的推移而减弱,这与晚稻土壤中有效态 Cd 含量与早稻土壤相比有所上升一致,这可能是生物炭组配改良剂在田间老化过程中,土壤矿物质积累在生物炭上,形成有机-矿物质复合体,堵塞了生物炭上的裂缝和通道^[36],导致其吸附能力下降。

3.2 炭基组配改良剂降低水稻籽粒 As 含量影响因素及机理

炭基组配改良剂可从两方面阻控水稻 As 的吸收与积累。首先,降低稻田土壤中活性态 As 含量,其次是生理阻控水稻吸收和转运 As^[8]。但是,由于 As 的有效性随着土壤 pH 的升高而增加,施用炭基改良剂只能通过阻止 As 从根系向地上部分转运,达到预期的效果。本试验结果表明,早稻土壤中有效 As 含量呈增加趋势,这与以往研究结果相一致,土壤有效 As 含量与 pH 成正相关关系^[37-38]。主要原因在于: 1) 生物炭表面的负电荷与阴离子 As 之间存在静电排斥,导致生物炭对 As 的吸附性能较差; 2) pH 升高导致土壤表面负电荷增多,土壤吸附 As 的能力降低^[39],促进了 As 溶解,提高了土壤中 As 的生物有效性。在所有处理中,生物炭:有机肥=1:1(BO)处理与对照中有效 As 含量接近,主要原因在于有机肥可以显著地提高红壤中活性有机质和可溶性有机质含量,产生较多的羧基(-COOH)、羟基(-OH)、羰基(-C=O)和氨基(-NH₂)等有机官能团,这些官能团能与 As 发生螯合和络合,进而改变其迁移性质及形态^[40];而膨润土和海泡石主要是利用较大的比表面积吸附阳离子形态的重金属离子,因而对阴离子 As 的吸附作用较弱。与对照相比,生物炭:有机肥=1:1(BO)、生物炭:海泡石=1:1(BS)和生物炭:膨润土=1:1(BB)晚稻处理土壤中有效 As 含量均有下降,主要原因在于老化过程中生物炭表面不饱和脂肪烃和芳香环被破坏,并引入含氧官能团,使阳离子交换量(CEC)上升,导致有效 As 含量下降^[41]。晚稻中水稻各部位 As 含量与对照相比均下降,其中降低效果最好的是 BO 处理,主要原因是有机质对 As 具有很高的亲和力,可以形成有机质-As 的络合物,而溶解性有机质与 As 络合所形成的不溶性复合物

会降低土壤溶液中 As 的生物可利用性^[42]。

Ma 等^[43]认为阻控 As 通过木质部向地上部转运是控制水稻籽粒中 As 积累的关键。有研究认为可食部分转运系数(TF)<1 时,植物对重金属的积累主要集中在地下部^[44],与本试验结果一致,炭基组配改良剂处理后,茎叶中 As 的 BCF 值显著降低,但根系没有显著变化,根系-茎叶和根系-稻壳的 TF 值也均显著低于对照,这说明改良剂处理后水稻吸收的大部分 As 集中在根系,并没有向地上部分运输。辜娇峰等^[45]研究也表明,复合改良剂 QFJ(羟基磷灰石+沸石+酸改性炭化秸秆)的施用,增大了 As 在水稻根部的累积率,增强了茎叶、谷壳对 As 的截留作用。

3.3 炭基组配改良剂对 Cd-As 的综合效应

由表 3 和表 4 可知,经炭基组配改良剂处理后水稻各部位从土壤富集 Cd/As 的系数(BCF)反应不同,其中糙米的 BCF 和根系-糙米的 TF 在 Cd 上的表现显著高于 As,说明水稻籽粒对 Cd 的吸收和迁移转运都显著高于 As,因此控制土壤中有效态 Cd 含量是阻止水稻籽粒吸收 Cd 的关键,其次是控制 Cd 由根系向地上部的转运;而根系的 BCF 在 Cd 上的表现显著低于 As,大部分的 As 在吸收至水稻后贮存在根系,而施加修复材料后,As 在根系中的累积并没有减少,这与修复材料对土壤中有效 As 的固定效果不佳有关,因此控制根系 As 向地上器官转运是阻止水稻籽粒吸收 As 的关键。

所有处理中阻止 Cd 向地上部分运输效果最好的是 BS。研究表明 NRAMP 蛋白和 YSL 蛋白是植物体内转运 Cd 的重要蛋白,同时也对 Cd^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Mg^{2+} 等离子转运也具有重要的调控作用^[46]。海泡石中主要成分是水合硅酸镁, Mg^{2+} 与 Cd^{2+} 在水稻植株内竞争相同的转运蛋白^[47],这种竞争关系降低了 Cd 从根系向地上部的转运,而膨润土和碱渣中也含有类似的阳离子。

本试验中糙米的 As 含量与糙米、稻壳、茎叶中 Zn 含量成显著负相关关系,主要原因是 As 在植物体内的积累与 Zn 的吸收通道存在某种程度的竞争关系,当土壤中 Zn 含量不足时,As 可能通过相同的转运途径进入植株,导致籽粒中 As 含量增加而 Zn 含量减少^[48]。水稻中与 Zn 吸收和转运相关的基因(如 *OsZIP* 家族基因)不仅参与 Zn 的转运,还可能对 As 的累积产生影响^[47]。*OsLis1* 和 *OsLis2* 是调节 As 和 Si 由体外向体内以及外皮层和内胚层向中柱的木质部运输的共同基因,可以增强 As 在水稻茎上的积累^[49],而 Si 与 Zn 向地上部运输存在竞争作用^[50]。

Zn 与 As 在水稻植株内竞争相同的转运蛋白,如 ABC 转运蛋白,这种竞争关系降低了 As 从木质部向韧皮部的转运^[50];As(III)、Zn 与植物螯合肽(PCs)的竞争络合也减少了 As 从茎叶到糙米的转移^[51]。植株的生理响应可能会通过改变根系对营养元素的选择性吸收,来平衡 Zn 和 As 的积累^[52]。植株中 As 含量降低和 Zn 含量增加有助于调节抗氧化水平和水稻幼苗的早期发育,水稻植株中 Zn 的累积可以和细胞质膜相互作用,有效清除活性氧(ROS),并保护细胞膜免受氧化损伤,从而减少 As 的转运^[53]。

4 结论

广东省存在大量 Cd-As 复合污染农田,亟须有效的原位改良剂对土壤重金属进行钝化,保障粮食安全生产。生物炭组配改良剂可以降低土壤有效态 Cd 含量,提高水稻产量,降低水稻植株主要器官 Cd 含量,尤其是糙米中的 Cd 含量,达到食品安全国家标准;但是,并不能降低土壤中有效态 As 的含量,对糙米 As 累积也没有显著的抑制作用。根据土壤性质与水稻植株含量之间的关系,对于 Cd 而言,应该主要关注土壤中有效态含量,阻止水稻对土壤中有有效态 Cd 的吸收;对于 As 而言,应该关注 As 从根系向地上部的运输,阻止 As 在水稻糙米中的积累。在未来的研究和实践中,应重点关注如何发挥炭基组配改良剂在阻止 As 向地上部转运的作用上,从而同时降低糙米中 Cd 和 As 的含量,符合食品安全国家标准。

参考文献 References

- [1] 陈能场,郑煜基,何晓峰,等.《全国土壤污染状况调查公报》探析[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(9): 1689–1692
CHEN N C, ZHENG Y J, HE X F, et al. Analysis of the report on the national general survey of soil contamination[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, 36(9): 1689–1692
- [2] 赵晓祥,冯璐,王宇晖. 锌、镉单一及复合胁迫下番茄幼苗生理响应及联合毒性的研究[J]. 安全与环境学报, 2020, 20(3): 1176–1184
ZHAO X X, FENG L, WANG Y H. Physiological responses and joint toxicity of tomato seedlings under single and combined stress of zinc and cadmium[J]. Journal of Safety and Environment, 2020, 20(3): 1176–1184
- [3] 王玉军,刘存,周东美,等. 客观地看待我国耕地土壤环境质量的现状——关于《全国土壤污染状况调查公报》中有关问题的讨论和建议[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(8): 1465–1473
WANG Y J, LIU C, ZHOU D M, et al. A critical view on the status quo of the farmland soil environmental quality in China:

- discussion and suggestion of relevant issues on report on the national general survey of soil contamination[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(8): 1465–1473
- [4] 晏利晶, 姜森, 赵庆良, 等. 基于 Meta 分析的中国工矿场地土壤重金属污染评价[J]. *环境科学研究*, 2023, 36(1): 9–18
YAN L J, JIANG M, ZHAO Q L, et al. Evaluation of soil heavy metal pollution in China's industrial and mining sites based on meta-analysis[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2023, 36(1): 9–18
- [5] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准: GB 15618—2018[S]. 北京: 中国标准出版社, 2018
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, State Administration of Market Regulation. Soil environmental quality risk control standard for soil contamination of agricultural land: GB 15618—2018[S]. Beijing: China Standards Press, 2018
- [6] 黄蕊, 纪雄辉, 王欣, 等. 土壤-水稻系统 Cd-As 同步钝化与吸收阻控研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(3): 482–492
HUANG R, JI X H, WANG X, et al. Synchronous passivation and absorption inhibition of Cd-As co-contamination in soil-rice system: A review[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(3): 482–492
- [7] HUANG B Y, ZHAO F J, WANG P. The relative contributions of root uptake and remobilization to the loading of Cd and As into rice grains: Implications in simultaneously controlling grain Cd and As accumulation using a segmented water management strategy[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 293: 118497
- [8] LI H, CHEN Q, ZHANG L. Mechanisms of cadmium and arsenic uptake in rice[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 245: 123–130
- [9] HUSSAIN B, UMER M J, LI J, et al. Strategies for reducing cadmium accumulation in rice grains[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 286: 125557
- [10] ZHAO F J, WANG P. Arsenic and cadmium accumulation in rice and mitigation strategies[J]. *Plant Soil*, 2020, 446: 1–21
- [11] BANDARA T, XU J M, POTTER I D, et al. Mechanisms for the removal of Cd(II) and Cu(II) from aqueous solution and mine water by biochars derived from agricultural wastes[J]. *Chemosphere*, 2020, 254: 126745
- [12] CHEN X K, JIANG S J, WU J C, et al. Three-year field experiments revealed the immobilization effect of natural aging biochar on typical heavy metals (Pb, Cu, Cd)[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 912: 169384
- [13] 曹永强, 荆延德, 申磊, 等. 生物炭与磷肥配施对棕壤中 Cd 形态及其有效性的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2018, 34(10): 939–945
CAO Y Q, JING Y D, SHEN L, et al. Effect of the combined application of biochar and phosphorus fertilizer on forms and efficacy of Cd in brown soil[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, 34(10): 939–945
- [14] 段靖禹, 李华, 马学文, 等. 青霉菌与生物炭复合修复土壤重金属污染的研究[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(6): 1999–2005
DUAN J Y, LI H, MA X W, et al. Study on the remediation of arsenic pollution in soil by the combination of *Penicillium* and biochar[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(6): 1999–2005
- [15] BASHIR S, HUSSAIN Q, SHAABAN M, et al. Efficiency and surface characterization of different plant derived biochar for cadmium (Cd) mobility, bioaccessibility and bioavailability to Chinese cabbage in highly contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2018, 211: 632–639
- [16] BEESLEY L, MARMIROLI M, PAGANO L, et al. Biochar addition to an arsenic contaminated soil increases arsenic concentrations in the pore water but reduces uptake to tomato plants (*Solanum lycopersicum* L.)[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 454: 598–603
- [17] BEESLEY L, INNEH O S, NORTON G J, et al. Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in a naturally contaminated mine soil[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 186: 195–202
- [18] YANG D, ZHANG J W, YANG S Y, et al. Biochar-supported nanoscale zero-valent iron can simultaneously decrease cadmium and arsenic uptake by rice grains in co-contaminated soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 814: 152798
- [19] 杨润, 罗燕, 黄金富, 等. 三种钝化剂对镉-砷复合污染水稻土修复效果研究[J]. *土壤通报*, 2024, 55(1): 184–192
YANG R, LUO Y, HUANG J F, et al. Remediation effects of three passivators on Cd-As co-contaminated paddy soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2024, 55(1): 184–192
- [20] LUO Y F, HE Y, ZHOU D R, et al. Organic amendment application affects the release behaviour, bioavailability, and speciation of heavy metals in zinc smelting slag: Insight into dissolved organic matter[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 465: 133105
- [21] LIU X, LAIPAN M W, ZHANG C, et al. Microbial weathering of montmorillonite and its implication for Cd(II) immobilization[J]. *Chemosphere*, 2024, 349: 140850
- [22] 张永利. 珠三角农田土壤环境镉砷钝化效果研究[D]. 兰州: 兰州大学, 2019
ZHANG Y L. The study on inactivity of cadmium and arsenic in farmland soil of Pearl River Delta[D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2019
- [23] 刘传平, 李芳柏, 王向琴. 一种铁硅硫多元素复合生物炭土壤重金属调理剂的制备方法[P]. CN 105713619A, 2016
LIU C P, LI F B, WANG X Q. Method for preparing iron-silicon-sulfur multi-element composite biochar soil heavy metal conditioner[P]. CN 105713619A, 2016
- [24] 黄益宗, 郝晓伟. 赤泥、骨炭和石灰对玉米吸收积累 As、Pb 和 Zn 的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(3): 456–462
HUANG Y Z, HAO X W. Effect of red mud, bone char and lime on uptake and accumulation of As, Pb and Zn by maize (*Zea mays*) planted in contaminated soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(3): 456–462
- [25] ZHANG K, YI Y Q, FANG Z Q. Remediation of cadmium or arsenic contaminated water and soil by modified biochar: A

- review[J]. *Chemosphere*, 2023, 311: 136914
- [26] 魏岚, 黄连喜, 刘晓文, 等. Cd 污染农田的炭基修复方案设计和效果评价[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(10): 2277–2287
WEI L, HUANG L X, LIU X W, et al. Evaluating the effects of specifically designed biochar amendments on the remediation of cadmium-contaminated soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(10): 2277–2287
- [27] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000
LU R K. Methods of Soil Agrochemical Analysis[M]. China Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [28] 黄瑞卿, 王果, 汤榕雁, 等. 酸性土壤有效砷提取方法研究[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(3): 610–615
HUANG R Q, WANG G, TANG R Y, et al. Extraction method for available arsenic in acid soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(3): 610–615
- [29] 肖美秀, 林文雄, 陈祥旭, 等. 镉在水稻体内的分配规律与水稻镉耐性的关系[J]. *中国农学通报*, 2006, 22(2): 379–381
XIAO M X, LIN W X, CHEN X X, et al. The relation between the law of Cd distribution in rice and the Cd-tolerance[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2006, 22(2): 379–381
- [30] 代子雯, 方成, 孙斌, 等. 地质高背景农田土壤下不同水稻品种对 Cd 的累积特征及影响因素[J]. *环境科学*, 2021, 42(4): 2016–2023
DAI Z W, FANG C, SUN B, et al. Cadmium accumulation characteristics and impacting factors of different rice varieties under paddy soils with high geological backgrounds[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(4): 2016–2023
- [31] 周启星, 高拯民. 作物籽实中 Cd 与 Zn 的交互作用及其机理的研究[J]. *农业环境保护*, 1994, 13(4): 148–151, 93
ZHOU Q X, GAO Z M. Interaction between Cd and Zn in seeds of crop and its mechanism[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 1994, 13(4): 148–151, 93
- [32] 何普, 刘鸿雁, 吴龙华, 等. 高、低 Cd 积累水稻和小麦籽粒中 Cu、Zn 的富集特性[J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(3): 385–391
HE P, LIU H Y, WU L H, et al. Accumulation of copper and zinc in grains of rice and wheat cultivars with contrasting cadmium uptake capacities[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(3): 385–391
- [33] 侯林, 林金兰, 贾彦龙, 等. 土壤 Cd 生物有效性及其调控措施研究进展[J]. *地球科学前沿*, 2019, 9(9): 823–838
HOU L, LIN J L, JIA Y L, et al. Soil Cd bioavailability and its control measures: A review[J]. *Advances in Geosciences*, 2019, 9(9): 823–838
- [34] ZHENG S, XU C, LUO Z C, et al. Co-utilization of sepiolite and ferromanganese ore reduces rice Cd and As concentrations via soil immobilization and root Fe-Mn plaque resistance[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 908: 168269
- [35] LEHMANN J, PEREIRA DA SILVA J, STEINER C, et al. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments[J]. *Plant and Soil*, 2003, 249(2): 343–357
- [36] WANG L, GAO C C, YANG K, et al. Effects of biochar aging in the soil on its mechanical property and performance for soil CO₂ and N₂O emissions[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 782: 146824
- [37] 曹锐, 王悦, 陈爽, 等. 镉砷复合污染水稻土原位钝化修复技术研究进展[J]. *土壤学报*, 2023, 60(3): 657–672
CAO R, WANG Y, CHEN S, et al. Research progress on *in situ* passivation remediation technology of cadmium and arsenic compound contaminated paddy soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60(3): 657–672
- [38] 钟松雄, 尹光彩, 陈志良, 等. Eh、pH 和铁对水稻土砷释放的影响机制[J]. *环境科学*, 2017, 38(6): 2530–2537
ZHONG S X, YIN G C, CHEN Z L, et al. Influencing mechanism of Eh, pH and iron on the release of arsenic in paddy soil[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(6): 2530–2537
- [39] 孙跃嘉, 田甜, 何娜, 等. 冻融周期对棕壤性质及砷吸附解吸特性的影响[J]. *生态环境学报*, 2016, 25(4): 724–728
SUN Y J, TIAN T, HE N, et al. Effects of freeze-thaw on soil characters and arsenate adsorption and desorption[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2016, 25(4): 724–728
- [40] 王秋莹, 苏天燕, 陆问, 等. 土壤调理剂联合芽孢杆菌施用对水稻吸收镉砷的影响[J]. *环境科学研究*, 2023, 36(10): 1988–1999
WANG Q Y, SU T Y, LU W, et al. Effects of soil amendment combined with *Bacillus subtilis* application on cadmium and arsenic uptake by rice[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2023, 36(10): 1988–1999
- [41] WILLIAMS P N, ZHANG H, DAVISON W, et al. Organic matter-solid phase interactions are critical for predicting arsenic release and plant uptake in Bangladesh paddy soils[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(14): 6080–6087
- [42] DAS D K, SUR P, DAS K. Mobilisation of arsenic in soils and in rice (*Oryza sativa* L.) plants affected by organic matter and zinc application in irrigation water contaminated with arsenic[J]. *Plant, Soil and Environment*, 2008, 54(1): 30–37
- [43] MA J F, YAMAJI N, MITANI N, et al. Transporters of arsenite in rice and their role in arsenic accumulation in rice grain[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(29): 9931–9935
- [44] 李佳骏, 叶阜鑫, 刘朝柱, 等. 砷对植物生长和生理生化的影响与机制综述[J]. *生态毒理学报*, 2024, 19(1): 185–206
LI J J, YE F X, LIU C Z, et al. Effects and mechanisms of arsenic on plant growth and physiological-biochemical characteristics: A review[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2024, 19(1): 185–206
- [45] 辜娇峰, 周航, 吴玉俊, 等. 复合改良剂对稻田 Cd、As 活性与累积的协同调控[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(1): 206–214
GU J F, ZHOU H, WU Y J, et al. Synergistic control of combined amendment on bioavailability and accumulation of Cd and As in rice paddy soil[J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(1): 206–214
- [46] 李慧君, 明荔莉, 张文生. 植物对镉吸收、转运及耐性调控机

- 制研究进展[J]. 生态毒理学报, 2022, 17(2): 86–95
- LI H J, MING L L, ZHANG W S. Uptake, translocation and tolerance mechanism of cadmium in plants: A review[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2022, 17(2): 86–95
- [47] 周坤华, 周航, 王子钰, 等. 组配改良剂联合锌肥对土壤-水稻系统镉迁移转运的影响[J]. 环境科学, 2021, 42(9): 4452–4461
- ZHOU K H, ZHOU H, WANG Z Y, et al. Combined effects of soil amendment and zinc fertilizer on accumulation and transportation of cadmium in soil-rice system[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(9): 4452–4461
- [48] MOULICK D, SAMANTA S, SARKAR S, et al. Arsenic contamination, impact and mitigation strategies in rice agro-environment: an inclusive insight[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 800: 149477
- [49] ZHAO F J, AGO Y, MITANI N, et al. The role of the rice aquaporin Lsi1 in arsenite efflux from roots[J]. *New Phytologist*, 2010, 186(2): 392–399
- [50] YANG Z, YANG F, LIU J L, et al. Heavy metal transporters: Functional mechanisms, regulation, and application in phytoremediation[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 809: 151099
- [51] GUPTA N, RAM H, KUMAR B. Mechanism of zinc absorption in plants: uptake, transport, translocation and accumulation[J]. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 2016, 15(1): 89–109
- [52] WU F, FANG Q, YAN S W, et al. Effects of zinc oxide nanoparticles on arsenic stress in rice (*Oryza sativa* L.): germination, early growth, and arsenic uptake[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(21): 26974–26981
- [53] JALIL S, ALGHANEM S M S, AL-HUQAIL A A, et al. Zinc oxide nanoparticles mitigated the arsenic induced oxidative stress through modulation of physio-biochemical aspects and nutritional ions homeostasis in rice (*Oryza sativa* L.)[J]. *Chemosphere*, 2023, 338: 139566