

DOI: 10.11766/trxb202410080387

CSTR: 32215.14.trxb202410080387

唐之贤, 董歌, 唐仲, 赵方杰, 汪鹏. 基于高镉积累水稻品种的土壤镉减量修复技术[J]. 土壤学报, 2025, 62(6): 1689–1698.

TANG Zhixian, DONG Ge, TANG Zhong, ZHAO Fangjie, WANG Peng. Cadmium Reduction and Remediation Technology in Soil Based on a High-Cd-Accumulating Rice Cultivar[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025, 62(6): 1689–1698.

基于高镉积累水稻品种的土壤镉减量修复技术^{*}

唐之贤, 董歌, 唐仲, 赵方杰, 汪鹏[†]

(南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘要: 镉是中国耕地土壤的首要污染物, 危害土壤环境质量和农产品安全。污染土壤中镉的减量修复是改善土壤环境质量的关键。不同水稻品种对镉的富集能力差异高达10倍~32倍, 同时, 水稻拥有较高的生物量($16.3\sim22.7\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$), 具有土壤镉减量修复的潜力。通过在常熟开展连续三年的大田试验(土壤镉: $0.35\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, pH: 5.61)和湖南湘潭的田间试验(土壤镉: $0.89\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, pH: 5.50), 以高镉积累水稻品种W4为研究对象, 采用孕穗期至成熟期稻田排水, 以提升土壤镉有效性的田间管理措施, 评估了W4对土壤镉的移除效率及长效性。结果表明, 在常熟的大田试验中, W4的秸秆生物量为 $13.6\sim16.1\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 为当地常规水稻品种的1.4倍~1.6倍; 其秸秆镉含量为 $6.85\sim7.44\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 是常规水稻品种的3.3倍~4.5倍; 稻谷中镉的含量为 $2.38\sim3.38\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 是常规水稻品种的6.3倍~9.4倍; 单季移除耕层土壤镉量为 $101.9\sim132.2\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$, 土壤镉的移除效率高达11.8%~16.5%, 为常规水稻的4.7倍~8.9倍。在湖南湘潭的田间试验中, W4的秸秆和稻谷产量分别为 $13.8\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $6.5\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 其镉含量分别为 $10.22\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $6.05\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 地上部镉的移除量(单季)为 $180.6\text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$, 移除效率为7.4%。假设生物富集系数保持恒定, 通过模型计算, 应用该高镉积累水稻可在9个种植季内将土壤镉从 $1.0\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (安全利用类耕地)降低至 $0.3\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (风险筛选值)。鉴于水稻种植技术门槛和成本较低, 利用高镉积累水稻有望为我国土壤镉减量修复提供一种简易、绿色、高效的技术。

关键词: 高镉积累水稻; 镉; 植物修复; 移除效率

中图分类号: X53 文献标志码: A

Cadmium Reduction and Remediation Technology in Soil Based on a High-Cd-Accumulating Rice Cultivar

TANG Zhixian, DONG Ge, TANG Zhong, ZHAO Fangjie, WANG Peng[†]

(College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: 【Objective】Cadmium (Cd) is the major pollutant in China's agricultural soils, threatening soil environmental quality and the safety of agricultural products. Thus, reducing Cd contamination in polluted soils is crucial for improving soil environmental quality. Given that different rice varieties show a 10 to 32-fold difference in their ability to accumulate Cd and rice plants generally have a high biomass ($16.3\sim22.7\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$), their potential to reduce soil Cd levels is unparalleled. 【Method】In this study, multi-year and multi-location field trials were conducted using a high Cd-accumulating rice variety, W4, and field

* 国家自然科学基金项目(42325701)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 42325701)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: p.wang3@njau.edu.cn

作者简介: 唐之贤(1997—), 男, 江苏南京人, 博士研究生, 研究方向为土壤重金属污染与阻控。E-mail: 2022203041@stu.njau.edu.cn

收稿日期: 2024-10-08; 收到修改稿日期: 2025-05-20; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2025-06-26

management measures were applied, such as draining paddy fields from the booting stage to maturity, to enhance soil Cd availability. The removal efficiency and stability of W4 in removing soil Cd were evaluated. 【Result】In a three-year consecutive field trial conducted in Changshu (soil Cd: 0.35 mg·kg⁻¹, pH: 5.61), results showed that the straw biomass of W4 was 13.6 to 16.1 t·hm⁻² and 1.4 to 1.6 times higher than that of local conventional rice varieties. Its straw Cd concentration was 6.85 to 7.44 mg·kg⁻¹, 3.3 to 4.5 times higher than conventional varieties, and its grain Cd concentration was 2.38 to 3.38 mg·kg⁻¹, 6.3 to 9.4 times higher. The amount of Cd removed from the topsoil per season was 101.9 to 132.2 g·hm⁻², with a removal efficiency of 11.8% to 16.5%, 4.7 to 8.9 times higher than that of conventional rice. In a field trial in Xiangtan, Hunan Province (soil Cd: 0.89 mg·kg⁻¹, pH: 5.50), the straw and grain yields of W4 were 13.8 t·hm⁻² and 6.5 t·hm⁻², with Cd concentrations of 10.22 mg·kg⁻¹ and 6.05 mg·kg⁻¹, respectively. The Cd removal amount in the aboveground part was 180.6 g·hm⁻², with a removal efficiency of 7.4%. Model calculations suggest that the use of this high Cd-accumulating rice variety could reduce soil Cd from 1.0 mg·kg⁻¹ (safe use threshold for farmland) to 0.3 mg·kg⁻¹ (risk screening value) within nine planting seasons. 【Conclusion】Given the low technical and cost barriers of rice cultivation, the use of high Cd-accumulating rice presents a simple, green, and efficient technology for reducing soil Cd levels in China.

Key words: High Cd-accumulating rice variety; Cadmium; Phytoremediation; Removal efficiency

我国耕地土壤重金属污染面积大、分布广，且与粮食主产区重叠，其中，镉是首要污染物，对农产品安全和人民健康构成严重威胁^[1-3]。镉具有较高的迁移性和生物有效性，容易积累于农作物可食用部分，通过食物链危害人体健康^[1, 4]。为确保农产品安全，国家颁布了《土壤污染防治行动计划》（“土十条”），提出到2020年，受污染耕地安全利用率将达到90%左右，到2030年，达到95%以上；到21世纪中叶，实现土壤环境质量全面改善，生态系统良性循环^[5]。

根据污染程度和治理需求的不同，可采用包括风险管控和污染土壤修复在内的多种技术手段。其中，风险管控策略侧重于土壤重金属原位稳定化，通过土壤钝化、作物阻控和农艺调控措施，保障农产品的安全生产^[6]，具有成本相对较低、见效较快等优势。由于我国中轻度镉污染耕地面积广，目前风险管控是有效的治理策略，如提高土壤pH、优化水肥管理和选用低积累品种等方法被广泛采用。然而，风险管控策略难以移除土壤中的镉，无法从源头上改善土壤环境质量。由于重金属无法被微生物降解，镉一旦进入土壤，难以通过土壤的自净作用去除，因此，要实现土壤质量的根本性提升仍需采取污染土壤修复措施。常用的物理、化学修复方法成本高昂，不适用于大面积的中轻度污染耕地^[7-8]。植物提取修复是利用重金属超/富积累植物移除土壤中的污染物，是一种成本低廉、绿色环保的技术，在我国有广泛应用前景^[9]。例如，在镉含量

0.6 mg·kg⁻¹、pH为5.0的田间条件下，种植镉锌超富集植物伴矿景天（*Sedum plumbizincicola*），其镉生物富集系数大于100，单季对0~15 cm土壤镉的移除效率达13.8%~34.7%^[10]。与风险管控技术相比，土壤镉污染减存量方面的基础较为薄弱，可选择的技术有限，研发土壤重金属减存量的植物提取修复技术具有重要的意义。

我国水稻种质资源丰富，不同水稻品种对镉的富集能力存在显著差异，镉富集差异可高达10倍~32倍^[11-13]。水分管理措施也会显著影响水稻植株中镉的含量^[14]。Huang等^[15]发现全生育期不进行淹水管理能显著提高水稻稻谷和秸秆镉含量，分别是全生育期持续淹水处理的210倍和380倍。这是因为排水可导致土壤中镉的活化，提升土壤有效态镉的含量^[9]。鉴于水稻在镉积累方面的潜力，能否利用水稻修复污染土壤值得探索。在正常生产条件下，普通水稻秸秆移除土壤中镉的效果有限，单季移除效率仅为0.24%~0.37%^[16]。Takahashi等^[17-18]曾应用日本高镉积累籼稻品种（Cho-ko-koku、Milyang23、Akita119）进行土壤修复，结果表明单季对耕层（0~20 cm）土壤镉的移除效率高达10%~20%。然而，日本和我国南方地区的气候和土壤条件差异较大，这些品种可能不适用于我国稻田镉污染治理。我国高镉积累水稻品种的相关研究和应用相对较少，其对土壤镉的移除效率以及基于高积累水稻品种的土壤镉减量修复技术的可行性仍有待探究。

本文利用课题组前期自主筛选得到的高镉积累水稻品种 W4^[13], 结合水稻孕穗期至成熟期稻田排水的管理措施, 在江苏和湖南的典型镉污染农田上开展田间小区试验, 以评估高镉积累水稻品种 W4 移除土壤镉的效果和技术可行性。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

高镉积累水稻移除效率评估的田间试验地点分别位于江苏省常熟市尚湖镇(31°42'30.928"N, 120°38'46.111"E)和湖南省湘潭县河口镇(27°46'28.398"N, 112°52'49.588"E)。江苏省常熟市属亚热带季风性海洋气候, 气候温和, 年平均气温为16.9 °C, 年降水量为1 136 mm。供试土壤主要受皮革厂污水排放后农业灌溉输入影响, 土壤类型为水稻土, 长期采用水稻-小麦轮作的耕作方式。研究区域的采样面积为400 m², 测定的土壤理化性质结果表明, 该区域供试土壤 pH 均值为5.61, 土壤总镉含量平均为0.35 mg·kg⁻¹, 有效态镉含量平均为0.06 mg·kg⁻¹。湖南省湘潭县位于中亚热带季风湿润气候区, 热量资源丰富, 年平均气温为16.7~17.4 °C, 年降水量为1 200~1 500 mm。供试土壤主要受化工厂污染影响, 土壤类型为水稻土, 长期采用水稻连作的耕作方式。研究区域的采样面积为700 m², 测定结果表明, 该区域供试土壤 pH 均值为5.50, 土壤总镉含量平均为0.89 mg·kg⁻¹, 有效态镉含量平均为0.19 mg·kg⁻¹。土壤样品采用五点取样法采集, 分析方法详见“样品采集与分析”部分。

1.2 试验设计

为评估高镉积累水稻品种对土壤镉的移除效率, 本研究在江苏省常熟市典型的镉污染稻田, 开展了连续3年的田间小区试验, 选择高镉积累水稻品种 W4 和甬优538(Y538)为参试品种, 以当地常规水稻品种常农梗12号(C12)为对照品种。为了评估高镉积累水稻品种 W4 在我国南方其他地区的生长状况和移除效率, 于湖南湘潭县典型镉污染稻田, 选择水稻品种株两优168(Z168)、抚宁紫皮(H23)、安农晚梗(H17)、长香谷(CXG)和W4为参试品种, 以常规梗稻叶里藏花(H35)为对照品种, 开展了1年的田间小区试验。高镉积累水稻

品种 Y538、Z168、H23、H17、CXG 和 W4 是研究团队前期从我国南方水稻主栽品种中筛选得到的^[11, 13]。田间试验采用区组设计, 每个小区面积为25 m²(5 m×5 m), 每个品种4个重复, 随机排列布置。为了提高水稻对土壤镉的移除效率, 在秧苗期、分蘖期和拔节期保持淹水状态, 在孕穗期、抽穗期、灌浆期和成熟期采取排水措施, 保持土壤湿润但不积水^[9, 19]。在移栽秧苗前, 施用750 kg·hm⁻²复合肥(N:P₂O₅:K₂O=15:15:15); 在分蘖后期, 按照当地的习惯排水烤田7 d, 防止水稻过度分蘖, 重新灌水后, 追施尿素225 kg·hm⁻², 水稻病虫害按照当地农民习惯进行管理。

1.3 样品采集与分析

秸秆和稻谷生物量测定: 在水稻成熟后, 每个试验小区采用五点取样法, 其中中央采样点人工收割1 m²整株水稻作为测产点。各点样品全部分为秸秆和稻谷两部分, 用去离子水充分清洗后, 于烘箱中105 °C杀青, 再于65 °C烘干至恒重, 记录测产点秸秆和稻谷的干物质质量为生物量, 并从中取少量样品与其余四点样品混合、粉碎备用。

秸秆和稻谷镉含量测定: 水稻秸秆和稻谷样品用HNO₃和HClO₄(87:13, 体积比, 优级纯)微波消解(MARS6, CEM, 美国)。每批消解的样品中包含2个试剂空白和2个标准样品(秸秆和稻谷分别为GBW10015和GBW10045a)用于质量控制。利用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, NexION 300X, PerkinElmer, 美国), 测定消解液中镉的含量, 以20 μg·L⁻¹的铟(In)作为内标。其中, 用于质控的标准样品分析结果均在认定值±不确定度范围内。

土壤pH、有效态镉含量和总镉含量测定: 在采集水稻样时, 按照五点取样法采集0~20 cm土壤样品并混合均匀, 经风干、粉碎后分别过2 mm和0.15 mm筛后分析。过2 mm筛的土壤样品用于土壤pH、土壤有效态镉含量的测定, 过0.15 mm筛的土壤样用于土壤总镉的分析^[20]。土壤pH按照土水质量比1:2.5混合后使用pH计(Sartorius PB10, 德国)测定。土壤有效态镉含量采用0.01 mol·L⁻¹CaCl₂溶液浸提2 h(振荡速度200 r·min⁻¹, 温度25 °C)的方法。土壤总镉采用HCl和HNO₃(4:1, 体积比, 优级纯)石墨消解仪消解, 每批消解的样品中包含2个试剂空白和2个标准样品(GBW07428)

用于质量控制。浸提液和消解液中镉含量的测定方法同上, 用于质控的标准样品分析结果均在认定值±不确定度范围内。

1.4 土壤镉移除效率评估和预测

基于秸秆和稻谷中镉含量和生物量计算水稻地上部积累量 (R , $\text{g}\cdot\text{hm}^{-2}$)。

$$R = A \times a + B \times b \quad (1)$$

式中, A 代表秸秆镉的含量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; a 代表秸秆生物量, $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$; B 代表稻谷镉的含量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; b 代表稻谷生物量, $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。

结合耕层 (0~20 cm, 土壤容重为 $1.3 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) 土壤镉起始含量^[16], 按照式 (2) 计算水稻对土壤镉的移除效率 (Removal efficiency, E_R)。

$$E_R / \% = \frac{A \times a + B \times b}{C_1 \times w \times s} \times 100 \quad (2)$$

式中, C_1 代表土壤镉起始含量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; w 代表耕层 0~20 cm 土层质量, $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$; s 代表土壤面积, hm^2 。

假设种植秸秆和稻谷富集系数分别为 F_{BC1} 和 F_{BC2} 的高积累水稻, 生物量分别为 a 和 b , 土壤镉的起始浓度为 C_1 , 如降低至 C_2 , 需要种植季数为 $n^{[21]}$ 。

$$n = \frac{\log C_2 - \log C_1}{\log \left(1 - \frac{a \times F_{BC1} + b \times F_{BC2}}{w} \right)} \quad (3)$$

生物富集系数 (Biological enrichment factor, F_{BC}) 指秸秆/稻谷镉含量与土壤镉起始含量的比值。

1.5 数据分析

采用 Origin 2023b 软件进行数据分析, 使用单因素方差分析 (ANOVA) 检验各处理间的显著性差异, 平均值通过最小显著性差异 (LSD) 检验进行比较 ($P < 0.05$), 用皮尔森 (Pearson) 法进行相关性分析。

2 结果

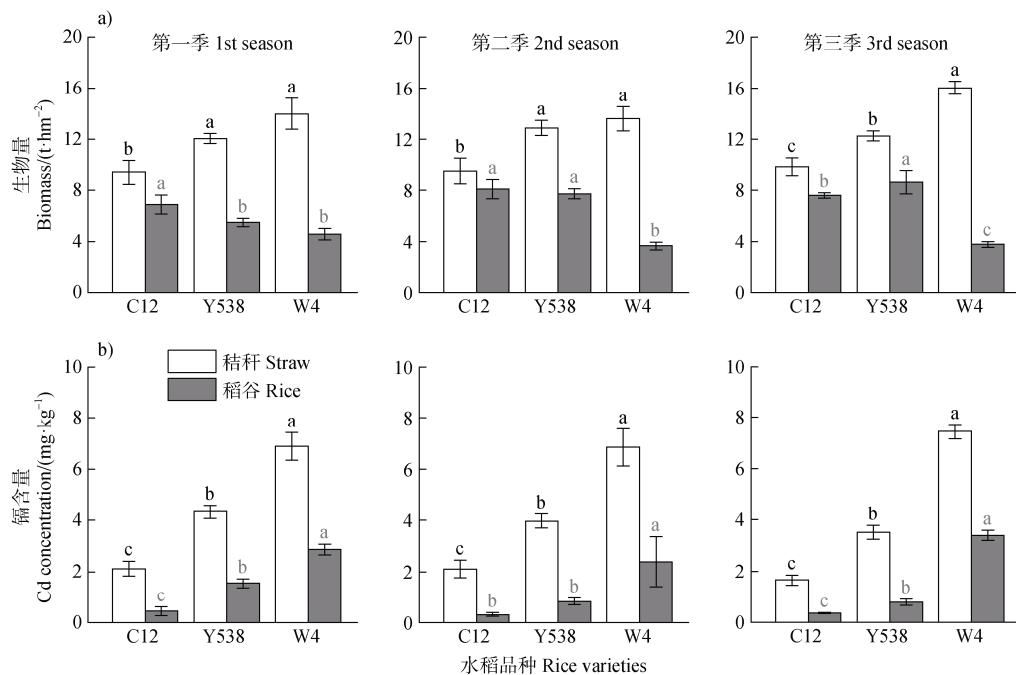
2.1 基于江苏常熟田间试验的高镉水稻生物量和镉含量

在江苏常熟市典型镉污染农田开展了为期 3 年

的小区试验, 种植了高镉积累水稻品种 W4、Y538 和当地主栽梗稻品种 C12, 结合优化的水分管理, 评估应用高镉积累水稻品种 W4 移除土壤镉的技术可行性和稳定性。结果表明高镉积累水稻品种 W4 拥有高秸秆生物量和高镉含量的优势。如图 1a 所示, 三年试验中 C12、Y538 和 W4 稻谷生物量分别为 $6.9 \sim 8.1$ 、 $5.5 \sim 8.6$ 和 $3.6 \sim 4.6 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 尽管 W4 的稻谷生物量低于 Y538 和 C12, 而 W4 秸秆生物量显著地高于其他品种 ($P < 0.5$), 这可能与 W4 不同部位对镉的积累量不同有关。其中, W4 三年的秸秆生物量稳定于 $13.0 \sim 16.4 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 每年平均值是常规梗稻 C12 的 1.4 倍~1.6 倍 (图 1a)。就重金属富集特征而言, W4 在植株各部位的镉富集能力均显著优于对照品种 ($P < 0.5$), 水稻秸秆和稻谷镉含量从高到低排序均为: W4 > Y538 > C12。W4 每年秸秆镉的平均含量分别为 6.88 ± 0.54 、 6.85 ± 0.73 和 $7.44 \pm 0.29 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 稻谷镉的平均含量分别为 2.86 ± 0.21 、 2.38 ± 0.97 和 $3.38 \pm 0.20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 因而 W4 秸秆和稻谷镉含量的平均值分别是 C12 的 3.3 倍~4.5 倍和 6.3 倍~9.4 倍 (图 1b)。Y538 的镉富集能力低于 W4, 其每年秸秆生物量和镉的平均含量均较 W4 低约 20%~30%。值得注意的是, 每年不同水稻品种的生物量和镉含量存在一定范围的波动, 但相同品种不存在显著性差异, 这可能与气候环境影响水稻生长状况或土壤镉形态转化过程相关。

2.2 基于江苏常熟田间试验的镉积累量和移除效率

基于三年田间试验数据 (图 2), 每年高镉积累水稻品种 W4 的秸秆镉积累量均显著高于水稻品种 Y538 和常规梗稻 C12 ($P < 0.05$)。三年试验中每年 W4 秸秆镉积累量的平均值分别为 96.4 ± 17.3 、 93.3 ± 11.8 和 $119.5 \pm 6.7 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$, Y538 的秸秆镉积累量分别为 52.2 ± 17.6 、 51.0 ± 2.7 和 $42.9 \pm 3.3 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$, C12 的秸秆镉积累量分别为 20.0 ± 7.4 、 20.2 ± 5.3 和 $16.2 \pm 0.9 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。其中, W4 秸秆镉积累量的三年平均值 ($105.3 \pm 15.9 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$) 分别为常规梗稻 C12 ($18.8 \pm 3.9 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$) 的 5.6 倍和 Y538 ($48.4 \pm 5.4 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$) 的 2.6 倍 (图 2a)。尽管 W4 稻谷产量较 C12 和 Y538 降低 32%~48%, 但其稻谷镉积累量的三年平均值仍维持 $11.0 \pm 3.2 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的较高水平, 分别是 C12 ($2.8 \pm 1.3 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$) 和 Y538 ($5.0 \pm 3.5 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$) 的 3.9 倍和 1.8 倍 (图 2a)。通过对地上部提取效率



注: 数据为平均值 \pm 标准差。常农梗 12、甬优 538 和 W4 分别缩写为 C12、Y538 和 W4。不同字母表示每年相同部位不同水稻品种之间生物量或镉含量在 0.05 水平上具有显著性差异 ($P < 0.05$)。下同。Note: Data are presented as means \pm standard deviation. The rice varieties Changnongjing12, Yongyou538 and W4 are abbreviated as C12, Y538 and W4 respectively. Different letters indicate significant differences between different rice varieties of the same rice part at the 0.05 level ($P < 0.05$) .The same below.

图 1 江苏常熟田间试验中不同品种水稻秸秆和稻谷的生物量 (a) 及镉含量 (b)

Fig. 1 Biomass (a) and cadmium concentrations (b) of straw and grain of different rice varieties in the field trial in Changshu, Jiangsu

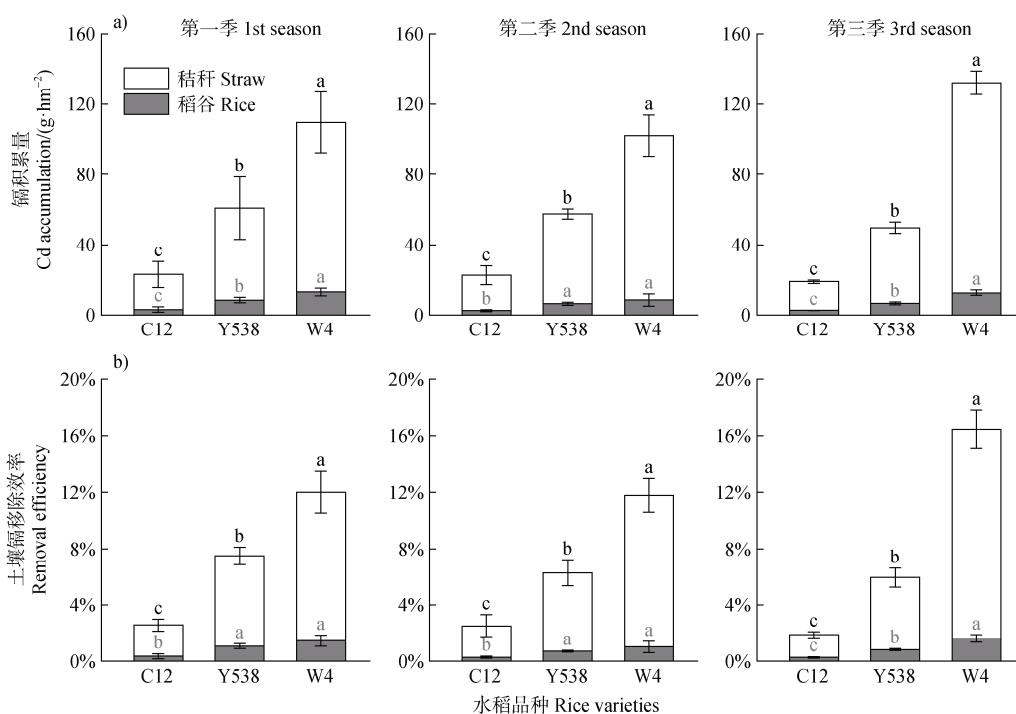


图 2 江苏常熟田间试验中不同品种水稻秸秆和稻谷的镉积累量 (a) 及移除效率 (b)

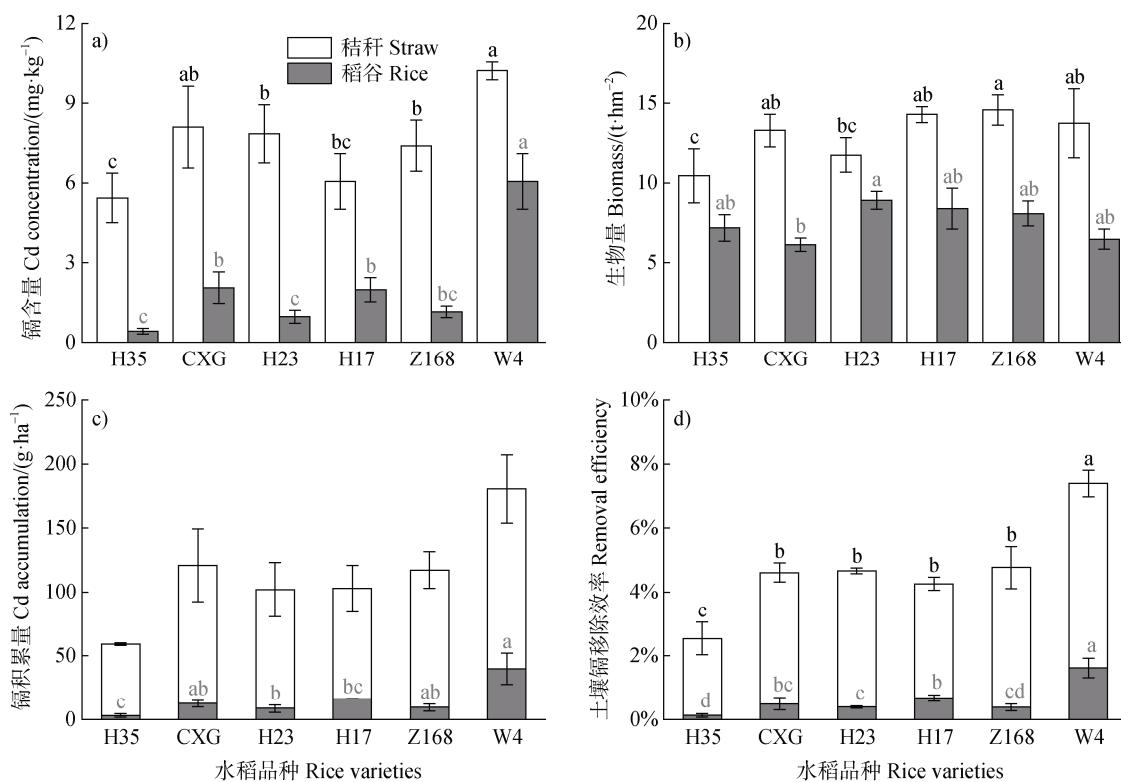
Fig. 2 Cd accumulation (a) and removal efficiency (b) by straw and grain of different rice varieties in the field trial in Changshu, Jiangsu

分析表明,三年试验中高镉积累水稻 W4 对土壤镉的移除效率均显著最高 ($P < 0.05$), 其地上部对土壤的提取效率范围在 11.8%~16.5%。与之相比,三年试验中水稻品种 Y538 地上部对土壤镉的提取效率范围为 5.9%~7.5% (图 2b), 而常规粳稻 C12 地上部对土壤镉的提取效率仅为 1.9%~2.5%。此外,不同品种水稻秸秆对地上部总移除量的贡献率均稳定维持在 88%±3% (图 2b), 该比例在不同基因型间无显著差异 ($P > 0.05$), 揭示了水稻主要通过秸秆移除土壤中的镉存量。综上所述, 经过三年的试验探究, 应用高镉积累水稻 W4 移除土壤镉的植物修复技术具有稳定性和可行性, 但对其他地区的土壤修复效率尚有待探究。

2.3 基于湖南湘潭田间试验的高镉积累水稻 W4 的镉移除

为了验证高镉积累水稻 W4 的环境适应性, 在湖南湘潭开展了一季田间小区试验, 结果表明, 常

规粳稻 H35 的秸秆和稻谷镉含量的均值分别为 $5.44 \pm 0.93 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.42 \pm 0.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。水稻品种 CXG、H23、H17、Z168 和 W4 秸秆中镉的平均含量分别为 8.10 ± 1.54 、 7.85 ± 1.09 、 6.05 ± 1.04 、 7.40 ± 0.96 和 $10.22 \pm 0.34 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 为 H35 的 1.1 倍~1.9 倍。稻谷中镉的平均含量分别为 2.06 ± 0.59 、 0.96 ± 0.24 、 1.97 ± 0.46 、 1.15 ± 0.22 和 $6.05 \pm 1.04 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 是 H35 的 2.3 倍~14.4 倍 (图 3a)。水稻品种 CXG、H23、H17、Z168 和 W4 秸秆平均生物量分别为 13.3 ± 1.0 、 11.7 ± 1.1 、 14.3 ± 0.5 、 14.6 ± 0.9 和 $13.8 \pm 2.2 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$, 除 H23 外均显著高于常规粳稻 H35 的秸秆平均生物量 ($10.4 \pm 1.7 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$)。而高镉积累水稻品种和常规粳稻 H35 之间的稻谷生物量未呈现显著性差异 (图 3b)。高镉积累水稻品种 W4 秸秆和稻谷镉平均积累量为 $141.0 \pm 26.8 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $39.6 \pm 12.2 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$, 分别是其他水稻品种的 1.3 倍~1.6 倍和 2.5 倍~4.6 倍 (图 3c)。水稻品种 CXG、H23、



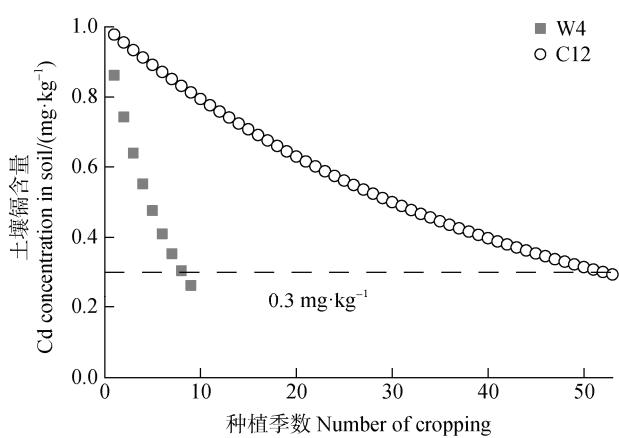
注: 叶里藏花、长香谷、抚宁紫皮、安农晚粳和株两优 168 分别缩写为 H35、CXG、H23、H17 和 Z168。Note: The rice varieties Yelicanghua, Changxianggu, Funingzhipi, Annongwanjing and Zhuliangyou168 are abbreviated as H35, CXG, H23, H17 and Z168 respectively.

图 3 湖南湘潭田间试验中不同水稻品种移除土壤镉的效率评估 (a. 镉含量, b. 生物量, c. 镉积累量, d. 土壤镉移除效率)
Fig. 3 Soil cadmium removal efficiency of different rice varieties in the field trial in Xiangtan, Hunan (a. Cd concentration, b. Biomass, c. Cd accumulation, d. Removal efficiency)

H17、Z168 和 W4 地上部对土壤镉的平均移除效率分别为 $4.6\% \pm 0.3\%$ 、 $4.7\% \pm 0.1\%$ 、 $4.3\% \pm 0.3\%$ 、 $4.8\% \pm 0.7\%$ 和 $7.4\% \pm 0.4\%$ ，以 W4 的移除效率最高，而常规粳稻 H35 的平均移除效率仅为 $2.5\% \pm 0.5\%$ 。因此，在湖南湘潭的典型镉污染农田，高镉积累水稻品种 W4 也表现出了优异的植物修复潜力。

2.4 高镉积累水稻 W4 的修复年限预测

基于预测模型式(3)，估算了高镉积累水稻品种 W4 将耕作层土壤中镉从初始含量降低至目标含量所需的种植季数。该模型假设在植物修复期间无额外的镉输入或输出，并且生物富集系数保持恒定，据此预测应用高镉积累水稻品种 W4 移除土壤镉的修复时限。江苏省常熟市三年田间试验结果中，W4 的秸秆生物量均值是 $14.7 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，生物富集系数为 22.1，稻谷生物量为 $3.8 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，生物富集系数为 9.0。若要将土壤总镉含量从 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (安全利用类耕地) 降低至 $0.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (风险筛选值) 以下，需要种植 9 季 (图 4)。与之相比，常规水稻品种 C12 的秸秆生物量均值是 $9.6 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，生物富集系数为 5.4，稻谷生物量为 $7.5 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，生物富集系数为 1.0。对于 C12 而言，要将土壤总镉含量从 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 降低至 $0.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以下，则需要 53 季。因此，应用高镉积累水稻品种 W4 移除土壤镉的植物修复技术模式，预估可更快地实现受污染耕地安全类别向风险筛选值以下耕地类别的转换。



注：图中虚线为 GB15618-2018 规定的农用地土壤污染风险筛选值。Note: The dashed line represents the soil pollution risk screening value for agricultural land according to GB15618-2018.

图 4 水稻品种 W4 与 C12 对镉污染土壤的修复年限预测
Fig. 4 Predicted remediation duration of Cd-contaminated soil by rice cultivars W4 and C12

3 讨 论

本研究发现高镉积累水稻品种 W4 可用于土壤镉污染的修复，通过结合优化的水分管理措施（即从孕穗期开始采取稻田排水以提升土壤镉有效性），在江苏常熟的试验中，W4 对耕层土壤镉的移除量为 $101.9\sim132.2 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，据此计算，理论上通过 9 季的种植即可将安全利用类耕地（土壤 Cd： $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ）土壤镉含量降低至风险筛选值（土壤 Cd： $0.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ）以下。高镉积累水稻移除土壤镉不破坏土壤结构和生态功能，展示出其高效、绿色修复特点，具有广泛应用前景。

3.1 水稻修复效率的关键影响因素

水稻对土壤镉的移除效率受限于水稻秸秆中镉的积累量，这主要取决于土壤中镉的有效性、水稻吸收及其向地上部的转运效率以及秸秆的生物量^[16]，这些因素与土壤 pH、田间水分管理和水稻品种基因型有关。当土壤 pH 处于 5~6 时，土壤中镉活性较高，此时水稻根系会吸收和转运较多的镉。土壤中镉的化学形态有硫化镉、硫酸镉和镉的络合物等^[9]。在淹水条件下，土壤中的硫在微生物作用下还原为 $\text{S}^{2-}/\text{HS}^-$ ，与镉离子结合形成硫化镉，明显降低了土壤镉的有效性；而在排水时，基于“原电池效应”和“羟基自由基效应”，促进硫化镉的氧化溶解，使土壤有效态镉含量大幅上升^[9, 22-23]。在江苏常熟和湖南湘潭的田间试验中，采用了从孕穗期开始采取稻田排水的措施，种植的常规粳稻 H35 和 C12 单季对耕作层土壤镉的移除效率为 $1.9\%\sim2.5\%$ (图 2b, 图 3d)，是在正常生产条件下普通水稻对土壤镉移除效率的 8 倍~11 倍^[16]。虽然农艺调控措施可辅助强化水稻修复潜力，但筛选或培育高镉积累水稻品种才是提升修复效率的关键^[24-26]。本研究中选用的高镉积累水稻品种 W4 是水稻重金属转运蛋白 (OsHMA3) 功能完全丧失的高镉积累水稻品种^[27]。当 OsHMA3 功能丧失，镉无法在根部细胞的液泡中封存，从而大量向地上部转运，使得茎部和稻谷镉积累显著增加^[13]。W4 移除效率与 Takahashi 等^[17-18]培育的高镉积累水稻品种的移除效率相当。此外，W4 的地上部生物量也略高于常规粳稻品种 (图 1a, 图 3b)，结合它的高镉积累特性，其地上部镉积累量较为可观。

3.2 技术适用范围

本研究总结出了应用高镉积累水稻品种 W4 移除土壤镉的植物提取修复技术。针对中轻度镉污染稻田，利用一些水稻品种的高镉吸收积累能力、高生物量等特性，结合优化的田间水分管理，通过水稻吸收提取土壤镉，将每季水稻的秸秆和稻谷离田处理，能够实现逐步减少土壤镉存量的目标。江苏常熟和湖南湘潭的试验结果表明，高镉积累水稻品种具有易于栽培管理和较强的环境适应能力，是一种高效和低成本的土壤镉减量技术。该技术适用于中轻度镉污染稻田，在酸性土壤 ($\text{pH} < 6.5$) 实施效果最佳；对于土壤 pH 呈中性或碱性土壤，适当施加单质硫粉、硫酸亚铁等化学生理酸性肥料将土壤 pH 调控至 5~6，提高土壤镉的有效性，能较大幅度提升高镉积累水稻品种的植物提取修复效率。此外，高镉积累水稻品种稻谷中的镉浓度高，收获的稻谷不能用于售卖或食用；秸秆的生物量较大，常规的秸秆还田、饲料化等手段难以适用，因此，需发展处理高镉水稻秸秆和稻谷的回收配套技术，结合离田再利用产业，如秸秆能源化、原料化等综合利用技术，实现秸秆移除的无害化处理。

3.3 技术推广潜力

重金属超积累植物伴矿景天是一种常用的植物修复材料。虽然 W4 的移除效率低于重金属超富集植物伴矿景天，但它对于重金属污染土壤的植物提取修复潜力较强。例如在田间条件下（土壤镉： $0.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, pH 5.0），伴矿景天镉含量为 $51.4 \sim 94.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，平均为 $72.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[10]。尽管 W4 稻秆镉含量为 $6.9 \sim 7.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ （图 1b），低于伴矿景天，但其生物量（ $13.6 \sim 16.1 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ）是伴矿景天（ $3.5 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ）的 3 倍以上^[10]。常熟种植的 W4 地上部镉积累量平均值为 $114.5 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ （图 2a），为伴矿景天移除量（平均值为 $241 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ ）^[10]的 48%。而在湖南种植的 W4 地上部镉积累量为 $180.6 \text{ g}\cdot\text{hm}^{-2}$ （图 3c），达到了伴矿景天移除量的 75%。伴矿景天对 $0 \sim 15 \text{ cm}$ 土壤镉的移除效率是 $13.8\% \sim 34.7\%$ ^[10]，换算为耕层（ $0 \sim 20 \text{ cm}$ ）土壤，其修复效率平均值为 15.4%，略高于常熟种植的 W4 的移除效率（ $11.8\% \sim 16.5\%$ ），是湖南种植 W4 的移除效率（7.4%）的 2 倍左右^[10]。Zhou 等^[28]的研究表明，孕穗期水稻地上部镉积累量是成熟期地上部镉积累量的 92%，Luo 等^[29]的研究表明扬花期水稻地上部镉

积累量是成熟期的 63%~87%。这意味着，从土壤移除的角度而言，高镉积累水稻可在孕穗或扬花期收割并再次种植，无需待水稻完全成熟才收获，可 1 季种植 2 茬，其土壤镉移除效率相对于成熟收获期将提升 1.2 倍~1.8 倍。

3.4 修复成本估算

应用高镉积累水稻品种的植物修复技术污染修复增量成本较低，具有较大的推广优势。我国水稻种植基础设施完善，无需额外投资；农民对水稻种植技术非常熟悉，不需要大量的培训或技术支持；同时政府对粮食安全高度重视，推动水稻修复技术的实施具有良好的政策环境。但是，相对于经济目的水稻种植，需补贴农民农业经营成本（收获的稻谷不能售卖获得收益）以及污染修复增量成本。以常熟市为例，当地水稻收购价 $2.78 \text{ yuan}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、平均产量为 $9.8 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，每公顷补贴农户约 27 105 yuan 即可覆盖农业经营成本及收益。污染修复的增量成本包括秸秆打包费用 $750 \sim 1500 \text{ yuan}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，打捆秸秆的运输费 $1500 \sim 4500 \text{ yuan}\cdot\text{hm}^{-2}$ （秸秆产量 $15 \sim 22.5 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，运输费用 $100 \sim 200 \text{ yuan}\cdot\text{t}^{-1}$ ）。因此，应用高镉积累水稻修复成本约为 $30 000 \text{ yuan}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。在污染较轻的地区，可采用水稻与其他不易镉超标的经济作物轮作，提升经济可行性；在污染严重的地区，可采用水稻与其他修复植物轮作的方式，提高修复效率。

基于以上讨论，高镉积累水稻 W4 具有易于栽培管理和较强的环境适应能力等优点，是一种高效和低成本的土壤镉减量技术^[17, 19]。研究结果丰富了国内外植物修复技术理论内容，为我国农田土壤镉污染防治提供了新方法。

4 结 论

本研究通过在江苏常熟和湖南湘潭的田间试验，结合优化的水分管理，分析了应用高镉积累水稻品种 W4 移除土壤镉的可行性、修复效率稳定性、环境适应能力和技术优势，结果表明高镉积累水稻品种 W4 单季对耕层土壤镉的移除效率稳定于 7.4%~16.5%（平均 11.9%）。能较快地实现受污染耕地环境质量类别之间的转换，并具有操作简便、成本较低、易于大面积推广和环境友好等特点。高镉积累水稻品种 W4 有望在未来镉污染土壤修复中

发挥重要作用。

参考文献 (References)

- [1] Zhao F J, Ma Y B, Zhu Y G, et al. Soil contamination in China: Current status and mitigation strategies[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49 (2): 750—759.
- [2] Zhang L H, Bai J J, Tian R Y, et al. Cadmium remediation strategies in alkaline arable soils in northern China: Current status and challenges[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2024, 61 (2): 348—360. [张力浩, 白皎杰, 田瑞云, 等. 中国北方碱性农田土壤镉污染修复: 现状与挑战[J]. 土壤学报, 2024, 61 (2): 348—360.]
- [3] Shang E P, Xu E Q, Zang H Q, et al. Spatial-temporal trends and pollution source analysis for heavy metal contamination of cultivated soils in five major grain producing regions of China[J]. *Environmental Science*, 2018, 39 (10): 4670—4683. [尚二萍, 许尔琪, 张红旗, 等. 中国粮食主产区耕地土壤重金属时空变化与污染源分析[J]. 环境科学, 2018, 39 (10): 4670—4683.]
- [4] Zhang Z L, Lin J, Dong M Y, et al. Survey of cadmium and mercury pollution and assessment of health risk of crops in polluted farmland in southern Jiangsu[J]. *Soils*, 2022, 54 (1): 206—210. [张梓良, 林健, 冬明月, 等. 苏南某区污染耕地农产品镉汞状况调查及健康风险评价[J]. 土壤, 2022, 54 (1): 206—210.]
- [5] State Council of the People's Republic of China. Action plan for soil pollution prevention and control[EB/OL]. (2016-05-31) [2025-04-10] http://www.gov.cn/zhengce/content/2016-05/31/content_5078377.htm. [中华人民共和国国务院. 土壤污染防治行动计划 [EB/OL]. (2016-05-31) [2025-04-10] http://www.gov.cn/zhengce/content/2016-05/31/content_5078377.htm.]
- [6] 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. [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.]
- [7] Murakami M, Ae N, Ishikawa S. Phytoextraction of cadmium by rice(*Oryza sativa* L.), soybean(*Glycine max* (L.)Merr.), and maize(*Zea mays* L.)[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 145 (1): 96—103.
- [8] Makino T, Kamiya T, Takano H, et al. Remediation of cadmium-contaminated paddy soils by washing with calcium chloride: Verification of on-site washing[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 147 (1): 112—119.
- [9] Wang P, Zhao F J. The transfer and control of cadmium in soil-rice systems[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2022, 45 (5): 990—1000. [汪鹏, 赵方杰. 土壤-水稻系统中镉迁移与阻控[J]. 南京农业大学学报, 2022, 45 (5): 990—1000.]
- [10] Hu P J, Zhang Y, Dong B, et al. Assessment of phytoextraction using *Sedum plumbizincicola* and rice production in Cd-polluted acid paddy soils of South China: A field study[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2019, 286: 106651.
- [11] Duan G L, Shao G S, Tang Z, et al. Genotypic and environmental variations in grain cadmium and arsenic concentrations among a panel of high yielding rice cultivars[J]. *Rice*, 2017, 10 (1): 9.
- [12] Tang Z, You T T, Li Y F, et al. Rapid identification of high and low cadmium (Cd) accumulating rice cultivars using machine learning models with molecular markers and soil Cd levels as input data[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 326: 121501.
- [13] Yan J L, Wang P T, Wang P, et al. A loss-of-function allele of *OshMA3* associated with high cadmium accumulation in shoots and grain of Japonica rice cultivars[J]. *Plant, Cell & Environment*, 2016, 39 (9): 1941—1954.
- [14] Arao T, Kawasaki A, Baba K, et al. Effects of water management on cadmium and arsenic accumulation and dimethylarsinic acid concentrations in Japanese rice[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43 (24): 9361—9367.
- [15] 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.
- [16] Zhao F J, Zhao X Y, Tao Y M, et al. Straw removal has a limited effect on decreasing cadmium concentration in soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40 (4): 693—699. [赵方杰, 赵星宇, 陶祎敏, 等. 稻秆移除对降低土壤镉含量的效果有限[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40 (4): 693—699.]
- [17] Takahashi R, Ito M, Kato K, et al. Breeding and characterization of the high cadmium-accumulating rice line 'Akita 119'[J]. *Breeding Science*, 2020, 70 (5): 631—636.
- [18] Takahashi R, Ito M, Kawamoto T. The road to practical application of cadmium phytoremediation using rice[J]. *Plants*, 2021, 10 (9): 1926.
- [19] Zhao F J, Wang P. Arsenic and cadmium accumulation in rice and mitigation strategies[J]. *Plant and Soil*, 2020, 446 (1/2): 4374.
- [20] Lu R K. Analytical methods for soil and agrochemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000. [鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.]
- [21] Zhao F J, Tang Z, Song J J, et al. Toxic metals and metalloids: Uptake, transport, detoxification, phytoremediation, and crop

- improvement for safer food[J]. *Molecular Plant*, 2022, 15 (1): 27—44.
- [22] Huang H, Chen H P, Kopittke P M, et al. The voltaic effect as a novel mechanism controlling the remobilization of cadmium in paddy soils during drainage[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55 (3): 1750—1758.
- [23] Huang H, Ji X B, Cheng L Y, et al. Free radicals produced from the oxidation of ferrous sulfides promote the remobilization of cadmium in paddy soils during drainage[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55 (14): 9845—9853.
- [24] Yu Y, Alseekh S, Zhu Z H, et al. Multiomics and biotechnologies for understanding and influencing cadmium accumulation and stress response in plants[J]. *Plant Biotechnology Journal*, 2024, 22 (10): 2641—2659.
- [25] Ma J F, Shen R F, Shao J F. Transport of cadmium from soil to grain in cereal crops: A review[J]. *Pedosphere*, 2021, 31 (1): 3—10.
- [26] Takahashi R, Ishimaru Y, Senoura T, et al. The OsNRAMP1 iron transporter is involved in Cd accumulation in rice[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2011, 62 (14): 4843—4850.
- [27] Sui F Q, Zhao D K, Zhu H T, et al. Map-based cloning of a new total loss-of-function allele of OsHMA3 causes high cadmium accumulation in rice grain[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2019, 70 (10): 2857—2871.
- [28] Zhou H, Zhu W, Yang W T, et al. Cadmium uptake, accumulation, and remobilization in iron plaque and rice tissues at different growth stages[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 152: 91—97.
- [29] Luo N, Li X, Chen A Y, et al. Does arbuscular mycorrhizal fungus affect cadmium uptake and chemical forms in rice at different growth stages?[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599: 1564—1572.

(责任编辑: 陈荣府)