

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0244

张慧娟, 苏奇倩, 丁豪杰, 等. 降低水稻籽粒镉砷累积的研究进展[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(7): 827-838.

ZHANG Hui-juan, SU Qi-qian, DING Hao-jie, et al. Research Progress on Reducing Cadmium and Arsenic Accumulation in Rice Grains[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(7): 827-838.

降低水稻籽粒镉砷累积的研究进展

张慧娟^{1,2}, 苏奇倩^{1,2}, 丁豪杰^{1,2}, 李晓锋^{1,2}, 徐其静^{1,2}, Rensing Christopher^{1,3}, 刘 雪^{1,2①} (1. 西南林业大学环境修复与健康研究院, 云南 昆明 650224; 2. 西南林业大学生态与环境学院, 云南 昆明 650224; 3. 福建农林大学资源与环境学院, 福建 福州 350002)

摘要: 矿山开采、废弃物排放及污水灌溉等引发区域农田土壤重金属污染, 并通过食物链富集、传递, 严重威胁人类健康。水稻是重要主食, 且极易吸收镉(Cd)和砷(As), 已成为 Cd、As 进入人体的主要膳食来源。因此, 通过调控措施降低水稻籽粒 Cd、As 含量, 对保障水稻及其制成品的食用安全与人体健康具有重要的现实意义。概述了降低水稻 Cd、As 含量的调控措施, 主要包括: (1) 利用生物质炭、铁盐、肥料等材料钝化土壤中 Cd、As, 降低其生物有效性, 从而降低水稻 Cd、As 吸收; (2) 外源添加硫(S)可消除植物的膜脂过氧化胁迫, 促进水稻体内植物络合素等非蛋白巯基形成, 将 Cd 固定在水稻组织器官液泡中, 减少其向籽粒的转移, 降低籽粒 Cd 积累; (3) 外源添加硅(Si), Si 可与亚砷酸盐(As³⁺)形成吸收竞争, 降低水稻 As 吸收; (4) 控制稻田水分可改变根际土壤氧化还原状态, 影响水稻 Cd、As 吸收积累, 同时根系泌氧促进根表铁膜形成, 调控土壤氧化还原状态促进 As 氧化为砷酸盐(As⁵⁺), 增强根表对 As⁵⁺的吸附固定, 从而降低水稻对 As 的吸收量; (5) 调控转运蛋白表达, 敲除 Mn 转运蛋白基因 *OsNRAMP5*、茎/叶细胞质转运蛋白基因 *OsLCT1*, 以及缺失 Si 外排转运蛋白基因 *Lsi2*, 过表达 *OsHMA3n*、*OsHMA2*、*ScAcr3p* 基因, 通过促进 As³⁺ 外排、降低 Cd/As³⁺ 向木质部和籽粒转运等过程降低籽粒 Cd、As 积累; (6) Cd/As 低累积品种的筛选与培育。通过农艺措施、基因工程、种质资源筛选等多手段结合运用, 选育 Cd/As 低累积、高产量的水稻品种, 合理规划种植模式, 有效控制水稻对 Cd 和 As 的吸收积累, 为中、轻度污染土壤的水稻安全生产提供现实可能。

关键词: 水稻; 土壤污染; 镉; 砷; 调控措施; 转运蛋白; 低累积品种; 食品安全

中图分类号: X56 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)07-0827-12

Research Progress on Reducing Cadmium and Arsenic Accumulation in Rice Grains. ZHANG Hui-juan^{1,2}, SU Qi-qian^{1,2}, DING Hao-jie^{1,2}, LI Xiao-feng^{1,2}, XU Qi-jing^{1,2}, Rensing Christopher^{1,3}, LIU Xue^{1,2①} (1. Institute of Environment Remediation and Health, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China; 2. Institute of Ecology and Environment, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China; 3. Institute of Resources and Environment, Fujian Agriculture & Forestry University, Fuzhou 350002, China)

Abstract: Heavy metals pollution in farmland soils induced by mining, waste discharge and sewage irrigation can be concentrated and transported via the food chain, thereby posing great risks to human health. Rice is an important staple food, which however, is readily to uptake and accumulate cadmium (Cd) and arsenic (As) from contaminated soils, rendering it to be a main dietary source of As and Cd of humans. Therefore, exploring strategies to reduce Cd and As content in rice grains has practical importance to ensure food safety and human health. Ways and strategies to reduce Cd and As in rice grains are reviewed, including: (1) Passivate Cd and As by adding biochar, iron salts and fertilizer in paddy soils, decrease their bioavailability and thus the uptake by rice; (2) Eliminate membrane lipid peroxidation stress and promote the formation of non-protein thiol in rice via external application of sulfur (S), fix Cd in vacuoles of rice tissues and reduce its transport to grains, thus reduce Cd accumulation in grains; (3) External application of silicon (Si) to compete with arsenite (As³⁺) for rice uptake of As; (4) Manipulate redox state in rhizosphere by changing water content in rice field,

收稿日期: 2021-04-20

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(2018YFC1800504); 国家自然科学基金(41867066, 41907129); 云南省自然科学基金(2019FB032); 云南省高端外国专家项目(YNQR-GDWG-2018-017)

① 通信作者 E-mail: liuxue20088002@126.com

thereby affect the uptake and accumulation of Cd and As in rice. Root oxygen secretion can promote the formation of iron film on rice root surface, facilitate As oxidation into arsenate (As^{5+}) by changing soil redox state, thereby enhance the adsorption and fixation of As^{5+} on root surface to reduce its uptake by rice; (5) Regulate the expression of transporters, i. e., knock out Mn transporter *OsNRAMP5* or stem/leaf cytoplasmic transporter *OsLCT1*, silence Si efflux transporter *Lsi2*, and overexpress *OsHMA3n*, *OsHMA2*, and *ScAcr3p* transporters can reduce Cd and As accumulation in rice grains by promoting root As^{3+} efflux and reducing Cd/ As^{3+} translocation to xylem and grain; (6) Screen and cultivate low Cd/As accumulation species. Through the combination of agronomic measures, genetic engineering, and germplasm resource screening, rice species with low Cd/As accumulation and high yield can be selected. Besides, reasonable planning of planting patterns can help to decrease Cd/As uptake and accumulation in rice. The information provide supports for safe production of rice in slight-moderate contaminated soils.

Key words: rice; soil contamination; cadmium; arsenic; manipulate method; transporter; low accumulation species; food safety

《全国土壤污染状况调查公报》(环境保护部和国土资源部,2014年)指出,全国区域性土壤重金属污染严重,其中,耕地重金属污染尤为突出,镉(Cd)、砷(As)等是主要土壤重(类)金属污染物^[1]。此外,采矿活动易引发耕地土壤重金属复合污染^[2]。例如,LI等^[3]对中国南方某冶炼厂周边土壤重金属的调查发现,Cd、As污染严重,其质量含量分别高达75.4、71.7 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,超过土壤环境Ⅱ级质量标准(GB 15618—1995)125、1.4倍。WU等^[4]发现,都安县矿区周边农田土壤重金属含量超过土壤环境Ⅱ级质量标准的点位占比达74.6%,其中,Cd、As超标率达70.6%和42.9%。ZHAO等^[5]发现,浙江省北部杭嘉湖平原水稻产区土壤Cd平均质量含量为0.21 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,超过浙江省土壤背景值(0.12 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。Cd和As已被列为人类致癌物^[6],土壤中Cd、As通过作物吸收积累和食物链传递进入人体^[7],严重威胁人类健康。因此,农田耕地土壤重金属污染引发的农产品及其制成品的食用安全风险和人体健康风险已引起广泛关注^[8]。

水稻籽粒(大米)富含微量元素、维生素和必需氨基酸等,是众多国家,特别是亚洲国家最重要的主食^[9-10]。中国是世界上最大的大米生产国和消费国,约占全球大米总产量的30%^[11-12]。近几十年来,孟加拉国、中国、埃及、法国和印度等国家均出现大米Cd、As超标现象(《食品法典》规定限值分别为0.4、0.2 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)^[13-14]。2014年,湖南省攸县发生“镉大米”事件,引起社会恐慌。近年来,贵州^[15]、广东^[10]等省均发现“问题大米”。因此,探明降低水稻Cd、As吸收和积累的有效调控措施,对保障大米的食用安全和人体健康具有重要意义。

该文主要综述降低水稻Cd、As吸收积累的几种调控措施,为降低土壤Cd、As生物有效性及水稻籽粒积累提供基础数据,为Cd、As低累积品种筛选

和合理规划水稻种植模式提供技术参考,以保障大米及其制成品的食用安全和人体健康。

1 农艺措施

农艺措施降低水稻Cd、As吸收主要包括土壤改良和水肥管理,其技术方法及效果见表1^[16-28]。

1.1 土壤改良

降低土壤Cd、As生物有效性是减少水稻籽粒Cd、As吸收的重要途径^[29]。目前,常用化学钝化修复方法来实现,钝化材料主要包括海泡石^[30]、石灰^[31]和生物质炭^[32]等。例如,谢运河等^[16]研究发现,污染稻田经赤泥和石灰改良后,土壤中有有效态Cd含量降低17.9%~19.2%。尹带霞^[17]通过盆栽试验发现,水稻秸秆生物质炭可有效固定土壤中Cd,使水稻籽粒中Cd含量降低26.1%~48.7%。BIAN等^[18]通过大田试验亦发现,施用水稻秸秆生物质炭可降低根际土壤孔隙水中Cd含量,使籽粒Cd含量减少42%~48%。在Cd污染土壤中添加石灰能显著降低水稻根中Cd积累,当石灰用量为2500 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时,水稻根中Cd含量由1.0 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至0.4 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[33]。米雅竹等^[19]通过大田试验发现,土壤木炭施加量由0.22增至0.44 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$,可使水稻根系Cd含量由1.61 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至1.44 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。施加羟基磷灰石+沸石+生物质炭后,可促进土壤中Cd由可溶态向不溶态转化,酸可提取态Cd含量降低7.3%~32.6%,有机结合态Cd含量增加6.8%~49.5%^[20]。张剑等^[21]通过田间试验发现,钝化剂主要通过降低土壤中有有效态Cd含量以减少水稻Cd吸收,过磷酸钙和硅钙镁钾肥使土壤有效态Cd含量降低约50%,在中、轻度Cd污染稻田具有良好的应用前景。

然而,经过较长时间修复,重金属离子可从其氢氧化物沉淀中析出,在土壤微环境中活化而使钝

化剂失活,并破坏土壤结构;此外,含磷钝化剂的使用会使土壤中磷饱和而浸出,导致水体富营养化等问题^[34],因此,应加强新型改性材料的研究,并因地制宜选择适合的钝化剂或多种钝化剂联合使用,以提高钝化效率和降低二次污染风险。此外,纳米生物炭也广泛应用于重金属污染土壤改良,如 MA 等^[22]发现向 Cd 含量为 $1.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的土壤中添加 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 氧化锌纳米颗粒 (ZnONP_s) 可显著

降低水稻地上部 26.3% 的 Cd 积累。HAO 等^[35] 也发现氮化碳 (C_3N_4) 能显著降低水稻组织中 Cd 含量,同时增加水稻氮素含量,在含 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 的霍格兰营养液中添加 $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ C_3N_4 , 可通过诱导 Cd 转运蛋白基因 *OsIRT1* 过表达,而使水稻根系 Cd 积累量降低 32%, 地上部重金属含量降低 35%^[28]。但关于纳米材料应用后水稻产量和品质状况还有待进一步研究。

表 1 降低水稻籽粒中 Cd、As 含量的农艺措施^[16-28]

Table 1 Agronomic measures to reduce Cd and As contents in rice grains

| 重金属 | 方法 | 材料 | 用量 | 处理效果 | 来源文献 |
|------|-----------|--|--|--|---|
| Cd | 土壤改良 | 石灰 | CaO 含量 $1500 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ | 土壤有效态 Cd 降低 19.2% | [16] |
| | | 赤泥 | CaO 含量 $399 \text{ g} \cdot \text{hm}^{-2}$ | 土壤有效态 Cd 降低 17.9% | |
| | | 水稻秸秆生物质炭 | 2% | CaCl ₂ 提取态 Cd 降低 73.3%, 籽粒 Cd 含量降低 26.1%~48.7% | [17] |
| | | | $20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $40 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ | 籽粒 Cd 含量减少 26% 和 49%, 均 $< 0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | [18] |
| | | 木炭 | $0.22 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $0.44 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ | 根系 Cd 含量降低 18% 和 26% | [19] |
| | | 羟基磷灰石+沸石+生物质炭 | 体积比为 2:1:2 | 土壤酸可提取态 Cd 含量降低 7.3%~32.6% | [20] |
| | | 过磷酸钙 | $0.47 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ | 土壤有效态 Cd 含量为 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 下降约 50% | [21] |
| | | 氧化锌纳米颗粒 | $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 地上部 Cd 含量降低 26.3% | [22] |
| | 水肥管理 | 化肥+有机肥 | 化肥用量为 $181.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, P_2O_5 $37.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, K_2O $37.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, ZnSO_4 $22.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 有机肥用量为 $22500 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ | 籽粒 Cd 含量降低 47%, 由 $1.16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至 $0.62 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | [23] |
| | | 化肥+有机肥+石灰 | 化肥用量为 $181.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, P_2O_5 $37.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, K_2O $37.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, ZnSO_4 $22.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 有机肥用量为 $22500 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 石灰用量为 $1125 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ | 籽粒 Cd 含量降低 50%, 由 $1.16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至 $0.58 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | |
| | | 猪粪、鸡粪 | 均为 2% | 土壤 Cd 含量降低 4%~45% | [24] |
| | | 单质硫 | $0.15 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $0.3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 水稻籽粒中 Cd 含量降低 25%、31% | [25] |
| | | 石膏硫 | $0.15 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $0.3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 水稻籽粒中 Cd 含量降低 38%、44% | |
| | | As | 土壤改良 | 稻草基负载 Fe 生物质炭 | $w(\text{生物炭}) : V(0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ FeCl}_2 \text{ 溶液}) = 1 : 15$ |
| | | 铁粉 | $w(\text{Fe}) > 99\%$, $0.5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ | 籽粒中 As 含量降低 47% | [26] |
| | | 氧化铁材料 | $w(\text{Fe}) = 56\%$, $0.5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ | 籽粒中 As 含量降低 51% | |
| | | 羟基磷灰石+沸石+生物质炭 | 体积比为 2:1:2 | 可交换态 As 含量降低 12.2%~55.1% | [26] |
| | | 硅酸 | 土壤 ρ (硅酸) 由 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增至 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ | 籽粒 As 含量由 $200 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至 $80 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ | [27] |
| | | 氧化锌纳米颗粒 | $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | 根系、地上部 As 含量降低 39.5%、60.2% | [22] |
| | | C_3N_4 | $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ | 根系、地上部 As 含量降低 25%、36% | [28] |
| 水肥管理 | 化肥+有机肥 | 化肥用量为 $181.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, P_2O_5 $37.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, K_2O $37.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, ZnSO_4 $22.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 有机肥用量为 $22500 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ | 籽粒 As 含量降低 33%, 由 $0.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至 $0.054 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | [23] | |
| | 化肥+有机肥+石灰 | 化肥用量为 $181.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, P_2O_5 $37.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, K_2O $37.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, ZnSO_4 $22.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 有机肥用量为 $22500 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 石灰用量为 $1125 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ | 籽粒 As 含量降低 36%, 由 $0.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至 $0.052 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | | |

铁(Fe)与 As 具有极强的亲和力,其中,砷酸盐

(As^{5+})易吸附在含 Fe 矿物表面,降低可溶性 As 解

吸率,从而降低水稻对 As 的吸收^[36]。例如,稻草基负载 Fe 生物质炭可显著钝化土壤中 As,使水稻籽粒 As 含量降低 3.5%~8.8%^[17];Fe 及其氧化物改良土壤后,水稻籽粒中 As 含量降低 47%~51%^[26],但含 Fe 物质(如 Fe 盐)水解会导致土壤酸化,活化其他重金属离子^[37]。因此,含 Fe 物质对水稻 As 吸收的抑制作用,可作为减少水稻 As 吸收的应急措施,在利用含 Fe 物质修复 As 污染土壤时应辅助其他修复措施。利用纳米生物质炭也可降低水稻对 As 的吸收,MA 等^[22]的研究也发现向 As 质量含量为 6.76 mg·kg⁻¹的土壤中添加 100 mg·kg⁻¹纳米氧化锌(ZnONP_s)可通过减少无机 As 和有机 As 种类,显著降低水稻根系 39.5%和地上部 60.2%的 As 含量。含 10 mg·L⁻¹ As 的霍格兰营养液中添加 250 mg·L⁻¹ C₃N₄,可通过诱导 As 转运蛋白基因 *OsNIP1;1* 过表达,而使水稻根系 As 积累量降低 25%,地上部重金属含量降低 36%^[28]。此外,水稻通过硅(Si)吸收通道吸收亚砷酸盐(As³⁺)^[38],故 Si 和 As³⁺在根系吸收和根向茎运输时存在竞争作用,因此,海泡石、沸石等具有层状结构的硅酸盐黏土矿物被用于 As 污染土壤修复。施用羟基磷灰石+沸石+生物质炭,可促进土壤 As 由可溶态向不溶态转化,可交换态 As 降低 12.2%~55.1%,钙结合态 As 增加 34.1%~93.4%^[20]。As 污染土壤中添加硫酸铁+沸石+改性生物质炭,可使土壤中有效态 As 含量降低约 66%^[39],施用化肥+石灰使土壤中 As 含量降低 7.6 mg·kg⁻¹,籽粒中 As 含量降低 0.02 mg·kg⁻¹^[23]。此外,BOGDAN 等^[27]研究亦发现,硅酸可抑制水稻对 As 的吸收,籽粒中 As 含量随土壤溶液中硅酸浓度增加而降低,当土壤溶液 ρ(硅酸)由 10 mg·L⁻¹升至 40 mg·L⁻¹时,水稻籽粒中 As 含量由 200 μg·kg⁻¹降至 80 μg·kg⁻¹。然而,碱性含 Si 物质(硅藻土、硅酸钠、硅酸钙等)可提高土壤 pH 值,导致 As 解吸进入土壤水相,这一过程可能中和并超过 Si 对 As³⁺和/或未解离的一甲基砷(MMA)/二甲基砷(DMA)进入水稻的抑制作用,导致水稻中 DMA 含量升高^[40]。

1.2 水肥管理

土壤中重金属总量和有效态含量受水肥管理影响。例如,随堆肥施用量的增加,土壤中水溶态和可交换态 Cd 含量显著降低^[41]。在土壤[Cd 质量含量为 3.09 mg·kg⁻¹,无机砷(As_i)质量含量为 74.2 mg·kg⁻¹]中添加化肥+有机肥,可使 Cd、As_i含量分别降低 0.22 和 13.8 mg·kg⁻¹;而添加化肥+有机肥+石灰可使 Cd、As_i含量分别降低 0.27、10.2

mg·kg⁻¹^[42]。何其辉等^[24]通过盆栽试验发现,在红黄泥农田土壤中施用猪粪、鸡粪和紫云英等肥料可使土壤有效态 Cd 含量降低 32.7%~36.7%;但在河沙泥农田土壤中施用复合肥则使土壤中有效态 Cd 含量增加 30.6%。Cd 污染土壤中添加秸秆等有机肥料,可提高土壤 pH,有利于结合态 Cd 的形成,降低土壤 Cd 生物有效性,从而降低水稻 Cd 吸收^[43]。但肥料的施用可引起土壤 pH 升高,影响重金属离子活性,易引起二次污染。

同时,研究发现硫(S)可消除植物的膜脂过氧化胁迫,降低重金属毒害作用,其中,S 诱导防御亦是降低 Cd 毒性的重要策略^[44]。MOSTOFA 等^[45]研究发现,硫化氢(NaHS)可显著降低水稻对 Cd 的吸收和积累,同时降低 Cd 对水稻植株必需矿物元素的拮抗作用;而氯化镉(CdCl₂)和 NaHS 的共同施用可产生硫化镉(CdS)沉淀,有利于降低 Cd 毒性。此外,半胱氨酸、谷胱甘肽和植物络合素等非蛋白巯基,可直接与 Cd 络合并将其固定在液泡中^[46]。土壤添加 S(0.13、0.38 g·kg⁻¹)处理,可促进水稻根茎叶中非蛋白巯基含量增加,将 Cd 隔离在各组织器官液泡中,减少 Cd 向地上部的转运,最终降低籽粒 Cd 积累^[47]。天然含硫有机化合物 S-烯丙基-L-半胱氨酸浓度达到 200 μmol·L⁻¹时,可使水稻幼根和幼芽有效响应 Cd 胁迫,通过调控 Cd 转运蛋白基因表达而降低 Cd 向幼根和幼芽转运^[48]。王丹等^[25]发现,土壤中施 S(单质硫或石膏硫)可促进水稻根系铁锰胶膜形成,由于铁锰胶膜对 Cd 的强吸附作用,可降低水稻 Cd 吸收量;当单质硫、石膏硫施加量分别为 0.15、0.3 g·kg⁻¹时,水稻籽粒 Cd 含量由 0.8 mg·kg⁻¹分别降至 0.50~0.55、0.40~0.45 mg·kg⁻¹。

稻田水分控制措施可改变水稻根际土壤氧化还原状态,影响水稻 As 的吸收积累。在好氧条件下,As 与土壤矿物中铁/铝氧化物、硅铝酸盐等具有极高的亲和力^[49],从而降低 As 生物有效性;而在厌氧条件下,Fe 氢氧化物的溶解导致 As 的活动性增强^[50]。因此,增加根际游离铁氧化物浓度,可降低水稻 As 吸收^[51]。此外,铁膜是阻碍根对 As 吸收的重要屏障^[52]。在根际,水稻根系泌氧,在根表形成铁膜,主要包括无定形或晶态 Fe 氧化物[如 γ-FeOOH、α-FeOOH、Fe(OH)₃],通过对 As⁵⁺的强吸附作用减少根对 As 的吸收^[53-54];铁膜对 As⁵⁺的亲合力高于 As³⁺,研究发现稻田间歇性排水可使土壤环境从厌氧状态转变为好氧状态,有利于 As³⁺氧化为 As⁵⁺,促进 As⁵⁺在铁膜中的吸附^[55]。因此,合理

控制土壤水分,间歇性排水,调节土壤氧化还原状态,阻碍 As^{5+} 向毒性更强的 As^{3+} 还原,可有效地将 As^{5+} 固定在铁膜中,从而降低水稻对 As 的吸收^[56],减少籽粒 As 含量。

研究发现籽粒中 Cd 和 As 含量呈显著负相关,在淹水条件下,水稻籽粒中 Cd 含量降低,然而 As 含量增加^[57]。此外,DUAN 等^[42] 通过大田试验发现,随种植时间的延长,早抽穗期 (<90 d) 品种 Cd 积累量较低,而晚抽穗期 (>110 d) 品种 As 积累量则较低。SUN 等^[58] 通过大田试验发现,早花品种 Cd 积累量较晚花品种低。然而,水稻灌浆后期排水是水稻栽培的一种常见农艺措施,因此,增加早抽穗期水稻品种在灌浆期的淹水时间,可降低水稻籽粒 Cd 含量,但导致 As 含量较高;相反,晚抽穗期品种在灌浆期排水,则会导致水稻植株 Cd 含量高,而 As 含量低^[42]。因此,在灌浆期间歇性排水,虽可有效地将 As^{5+} 固定在铁膜中,限制水稻对 As 的吸收,

降低水稻 As 含量^[38],但会提高籽粒 Cd 含量。因此,合理规划农艺措施,筛选种植 Cd 、 As 低累积水稻品种,对减少籽粒 Cd 、 As 含量具有重要意义。

2 Cd、As 低累积水稻品种筛选与培育

土壤中重金属具有存在期长、活动性差、降解难等特点,土壤重金属污染防治已成为国际难题。面对中国人多地少的现实状况,通过改变农业种植结构,选择种植重金属高耐性、高抗性、低累积水稻品种,减少和控制水稻中有毒重金属积累且不影响水稻品质,对保证水稻及其制成品的食用安全和人体健康具有重要的现实意义^[59]。

2.1 低累积品种筛选

由于水稻吸收累积重金属具有品种或种质遗传差异,因此,可通过种植特定水稻品种以减少籽粒 Cd 和 As 积累(表 2^[60-64])。

表 2 不同水稻品种籽粒及土壤或水培溶液中 Cd 、 As 含量^[60-64]

Table 2 Cadmium and arsenic concentrations in rice grains of different species and its growing soil or hydroponic solution

| 水稻品种 | 元素 | 土壤或水培 溶液 Cd 、 As 含量 | 籽粒含量/ ($mg \cdot kg^{-1}$) | 筛选 方法 | 来源 文献 | 水稻品种 | 元素 | 土壤或水培 溶液 Cd 、 As 含量 | 籽粒含量/ ($mg \cdot kg^{-1}$) | 筛选 方法 | 来源 文献 |
|----------------------|------|-------------------------------|---------------------------------|----------|----------|----------------|-----------|-------------------------------|---------------------------------|----------|----------|
| 粳型 | Cd | $100 mg \cdot kg^{-1}$ | 1.29 | 大田试验 | [60] | 常规稻(华新占) | Cd | $0.32 mg \cdot kg^{-1}$ | 0.02 | 盆栽试验 | [63] |
| 新株型 | | | 1.61 | | | 常规稻(象牙香占) | | | 0.06 | | |
| 籼型 | | | 2.36 | | | 杂交稻(培杂泰丰) | | | 0.02 | | |
| 杂交晚稻(Fengyuanyou277) | As | $0.4 mg \cdot L^{-1}$ | 0.42 | 盆栽试验 | [61] | 杂交稻(华优 8830) | | | 0.08 | | |
| 杂交晚稻(Jinyou207) | | | 0.57 | | | 杂交稻(华优 128) | | | 0.04 | | |
| 杂交晚稻(Tyou207) | | | 0.39 | | | Shenyou957 | Cd | $0.16 mg \cdot kg^{-1}$ | 0.07 | 大田试验 | [64] |
| 正常晚稻(Xiangwanxian12) | | | 0.47 | | | Longping602 | | | 0.09 | | |
| 正常晚稻(Xiangwanxian11) | | | 0.40 | | | Zhuliangyou168 | | | 0.04 | | |
| 正常晚稻(Xiangwanxian13) | | | 0.35 | | | Yongyou17 | As | $5.70 mg \cdot kg^{-1}$ | 0.18 | | |
| 杂交中稻(Liangyou0293) | | | 0.49 | | | Yongyou538 | | | 0.19 | | |
| 杂交中稻(II you416) | | | 0.28 | | | Gangyou94-11 | | | 0.18 | | |
| 杂交中稻(Fengyuanyou326) | | | 0.39 | | | Y-Liangyou1998 | | | 0.17 | | |
| Huri-282 | As | $5.9 mg \cdot kg^{-1}$ | 0.63 | 水培试验 | [62] | Huri-282 | As^{3+} | $5.9 mg \cdot kg^{-1}$ | 0.63 | 水培试验 | [62] |
| Jing-185-7 | | | 0.41 | | | Jing-185-7 | | | 0.41 | | |
| Zhenshan97 | | | 0.30 | | | Zhenshan97 | | | 0.30 | | |

培育 Cd 、 As 低累积品种是降低我国南方水稻 Cd 、 As 含量的重要途径之一^[64]。水稻品种分为多个亚种,其中,籼稻和粳稻最为普遍^[60]。李坤权等^[65] 通过盆栽试验发现,籼型水稻籽粒中 Cd 含量显著高于粳型水稻,当土壤中 $w(Cd)$ 为 $100 mg \cdot kg^{-1}$ 时,籼型水稻品种籽粒中 Cd 平均质量含量为 $2.36 mg \cdot kg^{-1}$,粳型水稻品种籽粒中 Cd 平均质量含量为 $1.29 mg \cdot kg^{-1}$ 。殷敬峰等^[63] 对 21 个水稻品种的盆栽试验发现,供试土壤 $w(Cd)$ 为 $0.32 mg \cdot kg^{-1}$ 时,高 Cd 含量(天优 428)与低 Cd 含量(培杂航七)水稻品种 Cd 含量相差 15 倍(0.092 vs.

$0.006 mg \cdot kg^{-1}$)。PINSON 等^[66] 通过大田试验发现,在淹水条件下生长的 1 763 份不同来源水稻中 Cd 、 As 积累具有遗传性,籽粒 Cd 、 As 含量跨度达 12.1~40.7 倍。蒋彬等^[64] 通过田间试验发现,来自全国不同地区的水稻品种籽粒 Cd 、 As 含量存在极显著的基因型差异。田间土壤 Cd 、 As 质量含量分别为 0.16 、 $5.70 mg \cdot kg^{-1}$ 时,精米中 Cd 、 As 质量含量范围分别为 0.01 ~ 1.98 、 0.08 ~ $49.1 mg \cdot kg^{-1}$ (变异系数分别为 40%、52%),并筛选出一系列低 Cd (南集 3 号、广六早、浙农 992 等)和低 As (浙农 996、大区 1、南集 3 号等)水稻品种。LEI 等^[67] 通过

大田试验发现,当土壤 As 平均质量含量为 $64.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,34 个基因型水稻植株 As 含量存在差异,其中,杂交晚稻(H37you207) As 含量最高($0.52 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),杂交中稻(Ilyou416) As 含量最低($0.31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。PILLAI 等^[62]在 As 质量含量为 $5.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的田间土壤中种植不同水稻品种发现,由于基因型差异导致品种籽粒间总 As ($0.27 \sim 0.63 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)和 As^{3+} ($0.09 \sim 0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)含量存在差异。LIU 等^[61]通过对 6 个水稻品种的盆栽试验(水培营养液 As 质量浓度为 $0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)发现,水稻中 As_i 和 DMA 占比存在差异,占比分别为 40%~70%和 30%~55%。MARIN 等^[68]通过水培试验发现,两种水稻品种(Lemont、Mercury)在 0.2 和 $0.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 砷酸盐处理下,Mercury 根干物质质量显著增加,而 Lemont 则未受到显著影响。涂德辉等^[69]通过不同 As 浓度的水培试验发现,华航 35 号、五山丰占等高耐性水稻品种,可作为中、轻度 As 污染稻田的种质资源。因此,基于不同水稻品种对 Cd、As 吸收和积累的差异性^[70],通过种植 Cd、As 低累积品种可将水稻籽粒中 Cd、As 含量控制在允许范围内,并为在中、轻度重金属污染土壤中实现经济有效的生产提供现实可能性。

水稻籽粒中 Cd、As 累积受品种和环境的互作影响,在 Cd、As 复合污染土壤环境中,品种和环境对水稻籽粒 Cd、As 含量累积差异占所有差异来源的 87%^[71]。柳赛花等^[72]通过盆栽与大田试验(土壤 Cd 质量含量分别为 $1.39 \sim 1.9$ 和 $49.8 \sim 61.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)发现,品种和环境对水稻籽粒 Cd、As 含量累积的影响分别占 45%、33%,并根据 Cd、As 含量综合最佳线性无偏预测(BLUP)值筛选出 Y 两优 19 和晶两优华占为 Cd、As 同步低累积品种(Y 两优 19 的 Cd、As 质量含量范围分别为 $0.11 \sim 0.69$ 、 $0.2 \sim 1.16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,晶两优华占的 Cd、As 质量含量范围分别为 $0.14 \sim 0.38$ 、 $0.89 \sim 1.35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。易春丽等^[73]通过在 Cd、As 复合污染(0.62 、 $28.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的田间试验发现,15 个水稻供试品种中,只有 Y 两优 9918 为 Cd、As 同步低累积(0.41 、 $0.14 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)品种,适宜在轻度 Cd、As 复合污染地区种植,且籽粒中 Cd、As 含量主要受土壤到茎叶转运的影响(土壤到茎叶的转运系数分别为 4.32、0.25,茎叶到籽粒的转运系数分别为 0.22、0.03)。前期研究结果多基于盆栽、水培或小面积大田试验,忽略了地域差异、水肥管理差异及水稻品种的适应性,同时,筛选 Cd、As 同步低累积品种应以水稻籽粒 Cd、As 含量符合安全标准为依据,并对不同低累积水稻

品种在不同地域和不同环境条件适应性以及 Cd、As 吸收累积差异性进行研究。

2.2 低累积品种培育

目前,已发现部分控制水稻籽粒 Cd、As 含量的数量性状基因(QTL)^[74],低累积 QTL 可与分子标记辅助育种相结合培育水稻低累积品种。ZHOU 等^[75]利用 *OsHMA3* 抑制 Cd 向籽粒迁移累积的功能,将含有 *OsHMA3* 的粳稻品种 Nipponbare 中的 *qCd7* 基因导入籼稻品种中,使籽粒 Cd 含量降低约 50%。水稻根部 *OsNRAMP5* 和 *OsHMA3* 基因对 Cd 的吸收和液泡区隔化有重要作用,通过影响 *OsNRAMP5* 等位基因的表达水平来影响籽粒 Cd 的积累,因此,利用 *OsNRAMP5* 弱表达结合 *OsHMA3* 过表达可进一步降低籽粒 Cd 含量^[76],而利用离子束辐照产生的 Cd 低 *OsNRAMP5* 突变体也可作为低 Cd 水稻品种的亲本系^[77]。TANG 等^[78]发现在污染水稻土中生长的敲除 *OsNRAMP5* 基因的杂交水稻亲本,其籽粒 Cd 含量降低 90%。LIU 等^[79]将 *GCC7PA64s* 等位基因引入籼稻超级品种 93-11,得到的含基因系列 NIL1(NIL-93-11-GCC7^{PA64s})的水稻品种可以在不影响农艺性状的情况下降低籽粒 Cd 含量(36.9%),因此,*GCC7PA64s* 等位基因可以被纳入降低水稻籽粒 Cd 含量的育种计划。

冯爱焯等^[80]结合重庆市的地域特点,在田间土壤 Cd、As 含量(0.39 、 $6.46 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)相对较低时,从 13 个主推品种中筛选出 Y 两优 1 号[Y58S(♀)、93-11(♂)]、袁两优 908[袁 S(♀)、R908(♂)]和渝香 203[宜香 1A(♀)、渝恢 2103(♂)]等产量高且籽粒重金属相对累积少(Cd 质量含量分别为 0.25、0.06 和 $0.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,As 质量含量分别为 0.15、0.11 和 $0.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的水稻品种。MA 等^[81]发现缺乏 As 外排转运体 *Lsi2* 的水稻籽粒中 As 含量比野生型降低 51%~63%。DENG 等^[82]通过转基因 *OsABCC1*、*ScYCF1* 和 γ -谷氨酰半胱氨酸合成酶的表达,开发了表达两个不同的液泡 As 隔离基因 *ScYCF1* 和 *OsABCC1* 的转基因水稻。与野生型植株相比,转基因水稻植株可减少根到地上部和节间到籽粒 As 的转运,并提高 As 在液泡中的积累,使糙米 As 积累量减少 70%。因此,在不损害水稻产量及农艺性状基础上进行重金属低累积水稻品种的培育是可行的。

3 植物基因工程调控

3.1 基因敲除技术

近年来,水稻 Cd 吸收、转运的生理生化和分子

生物学机制研究表明,Cd可通过锰(Mn)转运蛋白 *OsNRAMP5* 被水稻根系吸收^[83],因此,可通过基因敲除技术降低水稻籽粒 Cd 积累(表 3^[38-39,78,84-86])。SASAKI 等^[83]研究表明,敲除 Mn 转运蛋白基因后,突变体水稻籽粒 Cd 含量显著低于野生型(<0.05 vs. $0.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。Cd 转运蛋白基因 *OsHMA3* 和 *OsHMA2* 主要定植在水稻根部,通过调控重金属三

磷酸腺苷(ATP)酶的表达来控制 Cd 从根到茎的转运,*OsLCT1* 则主要定植在茎和叶的细胞质膜中,通过调控低亲和力阳离子转运体的表达而控制茎和叶中 Cd 的转运^[87]。生长于 Cd 含量为 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土壤中的水稻植株,敲除 *OsLCT1* 基因后,籽粒中 Cd 含量降低 50%,而对水稻植株生长和籽粒矿物质含量则无影响^[84]。

表 3 采用基因技术降低水稻籽粒中 Cd、As 含量的效果^[38-39,78,84-86]

Table 3 Reduction effects of Cd and As contents in rice grains by genetic engineering techniques

| 重金属 | 方法 | 功能基因 | 处理效果 | 来源文献 |
|-----|-------|------------------|---|------|
| Cd | 基因敲除 | <i>OsNRAMP5</i> | 籽粒 Cd 含量 $<0.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,显著低于野生型 $0.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | [78] |
| | | <i>OsLCT1</i> | 籽粒 Cd 含量降低 50% | [84] |
| | 基因过表达 | <i>OsHMA2</i> | 籽粒(以干重计)Cd 含量 $0.04 \sim 0.07 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,低于对照 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | [39] |
| As | 基因敲除 | <i>Lsi1</i> | 茎中 As 含量 $3.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,低于对照 $5.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | [38] |
| | | <i>Lsi2-1</i> | 茎中 As 含量 $0.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,显著低于对照 $4.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | |
| | | <i>Lsi2-2</i> | 茎中 As 含量 $1.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,显著低于对照 $6.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ | |
| | | <i>OsNIP3 ;2</i> | 根中 As 含量降低 23%~25% | [85] |
| | 基因过表达 | <i>ScAcr3p</i> | 籽粒 As 含量较野生型降低 20% | [86] |

研究发现水稻水通道蛋白 NIP 亚家族的转运蛋白对 As^{3+} 具有渗透性,但不能渗透 As^{5+} ,而 Si 转运蛋白 *Lsi1* (*OsNIP2;1*) 功能的发挥是水稻吸收 As^{3+} 的主要途径,当 *Lsi1* 缺失时, As^{3+} 在茎叶中的吸收和积累降低^[38]。此外,在 Si 外排转运蛋白基因 *Lsi2* 缺失的水稻突变体中, As^{3+} 向木质部的转运和在茎和籽粒中的积累量显著减少,且 *Lsi2* 突变对田间水稻幼苗和籽粒 As 积累的影响大于 *Lsi1* 突变^[38]。

3.2 基因过表达技术

调控 Cd 转运和积累的关键转运基因包括 *OsIRT1*、*OsHMA2*、*OsHMA3a*、*OsHMA3n* 和 *OsLCT1* 等,在水稻根系吸收、液泡隔离、木质部转运等过程中发挥不同作用,调控其表达可改变水稻 Cd 的转运和积累^[87]。研究发现,在含 Cd ($1.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 污染土壤中生长的 Cd 低积累水稻品种(Nipponbare)籽粒 Cd 含量随 *OsHMA3n* 的过表达而急剧减少^[88],而籽粒中微量营养元素(Zn、Cu 和 Mn)含量则不受影响^[84]。TAKAHASHI 等^[89]研究亦发现,在含 Cd ($0.89 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 土壤中,水稻根部细胞质膜过表达 *OsHMA2* 后可降低 Cd 由根向茎的转运,籽粒(以干重计)Cd 含量由 0.15 降至 $0.04 \sim 0.07 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

As^{5+} 主要通过磷(P)转运蛋白被吸收,水稻 As^{5+}/P 的转运蛋白基因主要包括 *OsPT1*、*OsPT4*、*OsPT8* 等^[90-91];进入植株体内的 As^{5+} 部分参与 P 的生理代谢过程,部分经砷酸盐还原酶还原成 As^{3+} ,并通过外排或液泡区隔离解毒^[92]。*ScAcr3p* 是一种独特

的 As^{3+} 质膜转运蛋白,具有较高的 As^{3+} 外排能力,*ScAcr3p* 转运蛋白在水稻根系表达后可促进水稻根系 As^{3+} 外排, $10 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1} \text{As}^{5+}$ 处理 24 h 后,表达 *ScAcr3p* 的水稻根系可外排出 80% As;此外,土壤淹水(以 As^{3+} 形态存在)处理后,表达 *ScAcr3p* 的水稻稻壳和籽粒中 As 含量较野生型分别降低 30% 和 20%^[86]。在 As 污染土壤中,过表达 *PvACR3.1* 基因的水稻籽粒中 As 含量较野生型降低 26%~46%^[93]。*OsNIP3 ;2* 能促进侧根对 As^{3+} 的吸收,过表达 *OsNIP1 ;1* 或 *OsNIP3 ;3* 则降低 As^{3+} 在水稻茎叶和籽粒中的转运和积累^[85]。同时,在 As^{3+} 胁迫下,水稻中 *OsLsi1* 和 *OsLsi2* 信使 RNA 表达可诱导丛枝菌根真菌(AMF)的定植而降低对 As^{3+} 的吸收^[94]。因此,调控特定转运基因的表达(过表达或敲除)可显著降低水稻籽粒中 Cd 和 As 积累。但是,由于转基因食品对环境 and 人类健康的影响仍存在争议,因此该类食品的人体健康风险有待进一步研究^[87]。

4 结论与展望

随着金属冶炼和开采活动的迅速增多,我国耕地污染严重,尤其是通过污水灌溉的水稻田重金属污染问题日益突出,而水稻能有效吸收累积 Cd、As 等重金属元素,对以水稻为主食的居民健康构成巨大威胁。因此,采取合理的调控措施有效降低水稻中 Cd、As 积累尤为重要。研究发现,添加生物炭、赤泥、石灰、沸石、羟基磷灰石等,以及堆肥可有效钝化水稻土中 Cd 和 As,降低其生物有效性。Cd

污染土壤添加 S 不仅可促进水稻形成植物络合剂/金属硫蛋白,其与水稻体内 Cd 结合将 Cd 固定在水稻组织器官中,减少籽粒对 Cd 的吸收累积;同时亦促进根表铁锰胶膜的形成,通过强吸附作用减少水稻 Cd 吸收。利用间歇性排水农艺措施,调控土壤氧化还原状态,减少 As^{5+} 还原,可将 As^{5+} 固定在根表铁膜中;同时,含 Fe 物质能有效钝化 As,降低 As 的活动性和生物有效性。 As^{3+} 和 Si 在根系吸收和根向茎运输过程中存在竞争作用,因此,外源施用 Si 可减少水稻 As^{3+} 吸收。此外,调控特定转运蛋白的表达(过表达或敲除)亦是降低水稻籽粒中 Cd、As 含量的有效途径。敲除 Mn 转运蛋白基因 *OsNRAMP5* 或茎/叶细胞质 Cd 转运蛋白基因 *OsLCT1*,可显著降低突变体水稻籽粒 Cd 含量;过表达木质部 Cd 转运蛋白基因 *OsHMA3n* 或 *OsHMA2* 亦可降低水稻籽粒 Cd 积累。缺失 Si 外排蛋白基因 *Lsi2* 可降低 As^{3+} 向木质部的转运和茎/籽粒积累;水稻根系表达 As^{3+} 质膜转运蛋白 *ScAcr3p* 可促进 As^{3+} 外排,从而降低水稻 As 吸收。利用不同水稻品种对重金属的吸收积累差异,可筛选出 Cd、As 低累积品种,并利用将性状基因与分子标记辅助育种相结合的方法培育低累积水稻品种,进而有效控制水稻籽粒 Cd、As 含量,为中、轻度污染土壤水稻种植提供现实可能性,同时减少受稻田重金属污染地区人群饮食因重金属暴露带来的健康风险。

然而,采取向污染土壤中添加钝化剂和肥料等措施进行土壤改良,修复时间较长,易破坏土壤结构;同时,一些改良材料的运用,如含磷钝化剂,会导致土壤中磷饱和而浸出,导致水体富营养化^[34]。Fe 盐水解会导致土壤酸化,石灰等则促进土壤 pH 升高,均会影响重金属离子活性,引起二次污染^[37]。因此,应加强新型改性材料的研究,因地制宜选择适合的钝化剂或多种钝化剂联合使用,以提高钝化效率和降低二次污染风险。由于水稻对 Cd、As 吸收累积有特定吸收转运途径以及种质差异性的存在,因此,间歇性排水等农艺措施需结合水稻品种,合理规划种植模式,有效控制水稻全生育期对 Cd 和 As 的吸收累积,并通过调控特定转运蛋白基因的表达(过表达或敲除)来降低水稻籽粒 Cd、As 积累,但应加强转基因食品的人体健康风险研究。为此,通过植物生物技术育种,选育重金属低累积水稻品种,作为替代转基因作物的方法,可降低污染土壤中水稻对重金属的吸收累积,消除重金属进入食物链带来的长期风险。但选育重金属耐性品种时,要注意重金属积累部位,并加强生物技术育种与人为

调控措施等多种技术结合,如湖南省开展的“VIP+n”阻控技术^[95],选育出营养组织积累多而籽粒积累少的水稻品种,且不影响水稻产量和品质。此外,现阶段开展的研究主要集中于水培或盆栽等小规模试验,应加强大田试验、地域环境差异、水肥管理及重金属复合污染研究,同时加强农艺措施、基因工程、种质资源筛选等多手段的结合运用,深入研究水稻吸收重金属的机理和对不同重金属胁迫的应激反应以及降低重金属积累的调控措施,实现种植水稻既能修复污染土壤、又可安全生产稻米的愿景。

参考文献:

- [1] 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 Yu-jun, LIU Cun, ZHOU Dong-mei, 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.]
- [2] ZHENG R L, CHEN Z, CAI C, et al. Mitigating Heavy Metal Accumulation into Rice (*Oryza sativa* L.) Using Biochar Amendment: A Field Experiment in Hunan, China[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2015, 22(14): 11097-11108.
- [3] LI P Z, LIN C Y, CHENG H G, et al. Contamination and Health Risks of Soil Heavy Metals around a Lead/Zinc Smelter in Southwestern China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2015, 113: 391-399.
- [4] WU Y, YANG J, ZHOU X Y, et al. Risk Assessment of Heavy Metal Contamination in Farmland Soil in Du'an Autonomous County of Guangxi Zhuang Autonomous Region, China[J]. Environmental Science, 2015, 36(8): 2964-2971.
- [5] ZHAO K L, FU W J, YE Z Q, et al. Contamination and Spatial Variation of Heavy Metals in the Soil-rice System in Nanxun County, Southeastern China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2015, 12(2): 1577-1594.
- [6] STONE R. Arsenic and Paddy Rice: A Neglected Cancer Risk? [J]. Science, 2008, 321(5886): 184-185.
- [7] WANG P, CHEN H P, KOPITTKKE P M, et al. Cadmium Contamination in Agricultural Soils of China and the Impact on Food Safety [J]. Environmental Pollution, 2019, 249: 1038-1048.
- [8] YIN D X, WANG X, PENG B, et al. Effect of Biochar and Fe-biochar on Cd and as Mobility and Transfer in Soil-rice System [J]. Chemosphere, 2017, 186: 928-937.
- [9] FAN Y, ZHU T P, LI M T, et al. Heavy Metal Contamination in Soil and Brown Rice and Human Health Risk Assessment near Three Mining Areas in Central China [J]. Journal of Healthcare Engineering, 2017, 2017: 4124302.
- [10] ZHUANG P, ZOU B, LI N Y, et al. Heavy Metal Contamination in Soils and Food Crops around Dabaoshan Mine in Guangdong,

- China; Implication for Human Health[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2009, 31(6): 707-715.
- [11] HENSAWANG S, CHANPIWAT P. Health Impact Assessment of Arsenic and Cadmium Intake via Rice Consumption in Bangkok, Thailand[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2017, 189(11): 599.
- [12] ROHMAN A, HELMIYATI S, PENGGALIH M, *et al.* Rice in Health and Nutrition[J]. *International Food Research Journal*, 2014, 21(1): 13-24.
- [13] WATANABE T, SHIMBO S, MOON C S, *et al.* Cadmium Contents in Rice Samples from Various Areas in the World[J]. *Science of the Total Environment*, 1996, 184(3): 191-196.
- [14] ISLAM S, RAHMAN M M, ISLAM M R, *et al.* Arsenic Accumulation in Rice: Consequences of Rice Genotypes and Management Practices to Reduce Human Health Risk[J]. *Environment International*, 2016, 96: 139-155.
- [15] HUANG X F, HU J W, LI C X, *et al.* Heavy-metal Pollution and Potential Ecological Risk Assessment of Sediments from Baihua Lake, Guizhou, P. R. China [J]. *International Journal of Environmental Health Research*, 2009, 19(6): 405-419.
- [16] 谢运河, 纪雄辉, 黄涓, 等. 赤泥、石灰对 Cd 污染稻田改制玉米吸收积累 Cd 的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(11): 2104-2110. [XIE Yun-he, JI Xiong-hui, HUANG Juan, *et al.* Effects of Red-mud and Lime on Cadmium Uptake of Corn in Dryland Converted from Cadmium Polluted Paddy Field [J]. *Journal of Agro-environment Science*, 2014, 33(11): 2104-2110.]
- [17] 尹带霞. 生物炭对稻田土壤重金属生物有效性的影响与作用机制[D]. 长沙: 湖南师范大学, 2016. [YIN Dai-xia. The Affect Mechanism of Biochar on Heavy Metals Bioavailability in Paddy Soil[D]. Changsha: Hunan Normal University, 2016.]
- [18] BIAN R J, DE CHEN, LIU X Y, *et al.* Biochar Soil Amendment as a Solution to Prevent Cd-tainted Rice from China: Results from a Cross-site Field Experiment[J]. *Ecological Engineering*, 2013, 58: 378-383.
- [19] 米雅竹, 朱广森, 张旭, 等. 3 种水分管理条件下施用木炭和磷酸二铵对水稻 Cd、As 累积的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(9): 1200-1209. [MI Ya-zhu, ZHU Guang-sen, ZHANG Xu, *et al.* Accumulation of Cd and as in Rice (*Oryza sativa*) under Different Water Management Coupled with Charcoal and Diammonium Phosphate Amendment[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(9): 1200-1209.]
- [20] GU J F, ZHOU H, YANG W T, *et al.* Effects of an Additive (Hydroxyapatite-biochar-zeolite) on the Chemical Speciation of Cd and As in Paddy Soils and Their Accumulation and Translocation in Rice Plants[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2018, 25(9): 8608-8619.
- [21] 张剑, 卢升高. 12 种钝化剂在镉污染稻田上的应用效果对比[J]. *浙江农业科学*, 2020, 61(12): 2527-2529, 2604. [ZHANG Jian, LU Sheng-gao. Comparison of Remediation Effect of Cadmium Contaminated Paddy Fields Using 12 Kinds of Soil Amendments [J]. *Journal of Zhejiang Agricultural Sciences*, 2020, 61(12): 2527-2529, 2604.]
- [22] MA X M, SHARIFAN H, DOU F G, *et al.* Simultaneous Reduction of Arsenic (As) and Cadmium (Cd) Accumulation in Rice by Zinc Oxide Nanoparticles[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 384: 123802.
- [23] 李晓梅, 冯廷显, 王科举, 等. 不同施肥措施对重金属污染农田土壤-水稻重金属含量的影响[J]. *中国农业文摘: 农业工程*, 2019, 31(2): 49-52. [LI Xiao-mei, FENG Ting-xian, WANG Ke-ju, *et al.* The Influence of Soil and Rice Heavy Metal Content by Different Fertilization Measures in Heavy Metal Contaminated Farmland [J]. *Agricultural Science and Engineering in China*, 2019, 31(2): 49-52.]
- [24] 何其辉, 谭长银, 曹雪莹, 等. 肥料对土壤重金属有效态及水稻幼苗重金属积累的影响[J]. *环境科学研究*, 2018, 31(5): 942-951. [HE Qi-hui, TAN Chang-yin, CAO Xue-ying, *et al.* Effects of Fertilizer on the Availability of Heavy Metals in Soil and Its Accumulation in Rice Seedling [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2018, 31(5): 942-951.]
- [25] 王丹, 李鑫, 王代长, 等. 硫素对水稻根系铁锰胶膜形成及吸收镉的影响[J]. *环境科学*, 2015, 36(5): 1877-1887. [WANG Dan, LI Xin, WANG Dai-chang, *et al.* Influence of Sulfur on the Formation of Fe-Mn Plaque on Root and Uptake of Cd by Rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Environmental Science*, 2015, 36(5): 1877-1887.]
- [26] MATSUMOTO S, KASUGA J, TAIKI N, *et al.* Inhibition of Arsenic Accumulation in Japanese Rice by the Application of Iron and Silicate Materials[J]. *CATENA*, 2015, 135: 328-335.
- [27] BOGDAN K, SCHENK M K. Arsenic in Rice (*Oryza sativa* L.) Related to Dynamics of Arsenic and Silicic Acid in Paddy Soils [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42(21): 7885-7890.
- [28] MA C X, HAO Y, ZHAO J, *et al.* Graphitic Carbon Nitride (C_3N_4) Reduces Cadmium and Arsenic Phytotoxicity and Accumulation in Rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Nanomaterials (Basel, Switzerland)*, 2021, 11(4): 839.
- [29] WILLIAMS P N, VILLADA A, DEACON C, *et al.* Greatly Enhanced Arsenic Shoot Assimilation in Rice Leads to Elevated Grain Levels Compared to Wheat and Barley [J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(19): 6854-6859.
- [30] 方至萍, 廖敏, 张楠, 等. 施用海泡石对铅、镉在土壤-水稻系统中迁移与再分配的影响[J]. *环境科学*, 2017, 38(7): 3028-3035. [FANG Zhi-ping, LIAO Min, ZHANG Nan, *et al.* Effect of Sepiolite Application on the Migration and Redistribution of Pb and Cd in Soil Rice System in Soil with Pb and Cd Combined Contamination [J]. *Environmental Science*, 2017, 38(7): 3028-3035.]
- [31] 李念, 李荣华, 冯静, 等. 粉煤灰改良重金属污染农田的修复效果植物甄别[J]. *农业工程学报*, 2015, 31(16): 213-219. [LI Nian, LI Rong-hua, FENG Jing, *et al.* Remediation Effects of Heavy Metals Contaminated Farmland Using Fly Ash Based on Bioavailability Test [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, 31(16): 213-219.]
- [32] 段然, 胡红青, 付庆灵, 等. 生物炭和草酸活化磷矿粉对镉镍复合污染土壤的应用效果[J]. *环境科学*, 2017, 38(11): 4836-4843. [DUAN Ran, HU Hong-qing, FU Qing-ling, *et al.* Remediation of Cd/Ni Contaminated Soil by Biochar and Oxalic

- Acid Activated Phosphate Rock[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(11):4836-4843.]
- [33] 骆文轩, 宋肖琴, 陈国安, 等. 田间施用石灰和有机肥对水稻吸收镉的影响[J]. *水土保持学报*, 2020, 34(3):232-237. [LUO Wen-xuan, SONG Xiao-qin, CHEN Guo-an, *et al.* Effects of Applying Lime and Organic Fertilizer on Cadmium Uptake by Rice [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2020, 34(3):232-237.]
- [34] 周春海, 张振强, 黄志红, 等. 不同钝化剂对酸性土壤中重金属的钝化修复研究进展[J]. *中国农学通报*, 2020, 36(33):71-79. [ZHOU Chun-hai, ZHANG Zhen-qiang, HUANG Zhi-hong, *et al.* Passivation and Remediation of Heavy Metals in Acid Soil with Different Passivators: A Research Progress [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2020, 36(33):71-79.]
- [35] HAO Y, LÜ R T, MA C X, *et al.* Graphitic Carbon Nitride (g-C₃N₄) Alleviates Cadmium-induced Phytotoxicity to Rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2021, 28(17):21276-21284.
- [36] NATH S, PANDA P, MISHRA S, *et al.* Arsenic Stress in Rice: Redox Consequences and Regulation by Iron [J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2014, 80:203-210.
- [37] 林海, 潘翰林, 贺银海, 等. 砷污染农田土壤的化学修复技术研究进展[J]. *环境污染与防治*, 2020, 42(6):780-787. [LIN Hai, PAN Han-lin, HE Yin-hai, *et al.* Research Advances of Remedying Arsenic-contaminated Farmland Soil by Chemical Techniques [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2020, 42(6):780-787.]
- [38] 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.
- [39] 丁萍, 贺玉龙, 何欢, 等. 复合改良剂 FZB 对砷镉污染土壤的修复效果[J]. *环境科学*, 2021, 42(2):917-924. [DING Ping, HE Yu-long, HE Huan, *et al.* Remediation Effect of Compound Modifier FZB on Arsenic and Cadmium Contaminated Soil [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(2):917-924.]
- [40] LIU W J, MCGRATH S P, ZHAO F J. Silicon Has Opposite Effects on the Accumulation of Inorganic and Methylated Arsenic Species in Rice [J]. *Plant and Soil*, 2014, 376(1/2):423-431.
- [41] 杨海征. 鸡粪堆肥对重金属污染土壤茼蒿品质, 土壤 Cu、Cd 形态和酶活性影响 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2009. [YANG Hai-zheng. Effect of Chicken Manure Compost on the Quality of Chrysanthemum, Soil Cu, Cd Fractions and Enzymes Activities in Heavy Metal Contaminated Soils [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2009.]
- [42] 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.
- [43] 张亚丽, 沈其荣, 姜洋. 有机肥料对镉污染土壤的改良效应 [J]. *土壤学报*, 2001, 38(2):212-218. [ZHANG Ya-li, SHEN Qi-rong, JIANG Yang. Effects of Organic Manure on the Amelioration of Cd-polluted Soil [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2001, 38(2):212-218.]
- [44] KHAN M I R, NAZIR F, ASGHER M, *et al.* Selenium and Sulfur Influence Ethylene Formation and Alleviate Cadmium-induced Oxidative Stress by Improving Proline and Glutathione Production in Wheat [J]. *Journal of Plant Physiology*, 2015, 173:9-18.
- [45] MOSTOFA M G, RAHMAN A, ANSARY M M U, *et al.* Hydrogen Sulfide Modulates Cadmium-induced Physiological and Biochemical Responses to Alleviate Cadmium Toxicity in Rice [J]. *Scientific Reports*, 2015, 5:14078.
- [46] SETH C S, REMANS T, KEUNEN E, *et al.* Phytoextraction of Toxic Metals: A Central Role for Glutathione [J]. *Plant, Cell & Environment*, 2012, 35(2):334-346.
- [47] 潘智立, 李军. 硫、硅对水稻体内 NPT 含量及镉亚细胞分布的影响 [J]. *土壤通报*, 2016, 47(5):1253-1258. [PAN Zhi-li, LI Jun. The Response of Non-protein Thiols and Subcellular Distribution of Cadmium in Rice to the Exogenous Sulfur and Silicon [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2016, 47(5):1253-1258.]
- [48] 程六龙, 黄永春, 周桂华, 等. 叶面喷施 S-烯丙基-L-半胱氨酸对晚稻籽粒中铅含量的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(10):2134-2142. [CHENG Liu-long, HUANG Yong-chun, ZHOU Gui-hua, *et al.* Foliar Application of SAC Reduces Lead Concentration in Late Rice Grains by Decreasing the Translocation of Lead from the Roots to the Above-ground Parts [J]. *Journal of Agro-environment Science*, 2020, 39(10):2134-2142.]
- [49] GOLDBERG S. Competitive Adsorption of Arsenate and Arsenite on Oxides and Clay Minerals [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2002, 66(2):413-421.
- [50] YAMAGUCHI N, NAKAMURA T, DONG D, *et al.* Arsenic Release from Flooded Paddy Soils Is Influenced by Speciation, Eh, pH, and Iron Dissolution [J]. *Chemosphere*, 2011, 83(7):925-932.
- [51] SYU C H, LEE C H, JIANG P Y, *et al.* Comparison of as Sequestration in Iron Plaque and Uptake by Different Genotypes of Rice Plants Grown in As-contaminated Paddy Soils [J]. *Plant and Soil*, 2014, 374(1/2):411-422.
- [52] LIU W J, ZHU Y G, SMITH F A, *et al.* Do Iron Plaque and Genotypes Affect Arsenate Uptake and Translocation by Rice Seedlings (*Oryza sativa* L.) Grown in Solution Culture? [J]. *Journal of Experimental Botany*, 2004, 55(403):1707-1713.
- [53] SYU C H, JIANG P Y, HUANG H H, *et al.* Arsenic Sequestration in Iron Plaque and Its Effect on as Uptake by Rice Plants Grown in Paddy Soils with High Contents of As, Iron Oxides, and Organic Matter [J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2013, 59(3):463-471.
- [54] LIU W J, ZHU Y G, SMITH F A. Effects of Iron and Manganese Plaques on Arsenic Uptake by Rice Seedlings (*Oryza sativa* L.) Grown in Solution Culture Supplied with Arsenate and Arsenite [J]. *Plant and Soil*, 2005, 277(1/2):127-138.
- [55] YAMAGUCHI N, OHKURA T, TAKAHASHI Y, *et al.* Arsenic Distribution and Speciation near Rice Roots Influenced by Iron Plaques and Redox Conditions of the Soil Matrix [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(3):1549-1556.
- [56] WANG X, PENG B, TAN C Y, *et al.* Recent Advances in Arsenic Bioavailability, Transport, and Speciation in Rice [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2015,

- 22(8):5742-5750.
- [57] HU P J, HUANG J X, OUYANG Y N, *et al.* Water Management Affects Arsenic and Cadmium Accumulation in Different Rice Cultivars[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2013, 35(6):767-778.
- [58] SUN L, XU X X, JIANG Y R, *et al.* Genetic Diversity, Rather than Cultivar Type, Determines Relative Grain Cd Accumulation in Hybrid Rice[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2016, 7:1407.
- [59] 胡培松. 土壤有毒重金属镉毒害及镉低积累型水稻筛选与改良[J]. *中国稻米*, 2004, 10(2):10-12.
- [60] XIE L H, TANG S Q, WEI X J, *et al.* The Cadmium and Lead Content of the Grain Produced by Leading Chinese Rice Cultivars[J]. *Food Chemistry*, 2017, 217:217-224.
- [61] LIU W J, ZHU Y G, HU Y, *et al.* Arsenic Sequestration in Iron Plaque, Its Accumulation and Speciation in Mature Rice Plants (*Oryza sativa* L.) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(18):5730-5736.
- [62] PILLAI T R, YAN W G, AGRAMA H A, *et al.* Total Grain-arsenic and Arsenic-species Concentrations in Diverse Rice Cultivars under Flooded Conditions[J]. *Crop Science*, 2010, 50(5):2065-2075.
- [63] 殷敬峰, 李华兴, 卢维盛, 等. 不同品种水稻糙米对 Cd Cu Zn 积累特性的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(5):844-850. [YIN Jing-feng, LI Hua-xing, LU Wei-sheng, *et al.* Variations of Cd, Cu, Zn Accumulation among Rice Cultivars [J]. *Journal of Agro-environment Science*, 2010, 29(5):844-850.]
- [64] 蒋彬, 张慧萍. 水稻糙米中铅镉砷含量基因型差异的研究[J]. *云南师范大学学报(自然科学版)*, 2002, 22(3):37-40. [JIANG Bin, ZHANG Hui-ping. Genotypic Differences in Concentrations of Plumbum, Cadmium and Arsenicum in Polished Rice Grains[J]. *Journal of Yunnan Normal University (Natural Sciences Edition)*, 2002, 22(3):37-40.]
- [65] 李坤权, 刘建国, 陆小龙, 等. 水稻不同品种对镉吸收及分配的差异[J]. *农业环境科学学报*, 2003, 22(5):529-532. [LI Kun-quan, LIU Jian-guo, LU Xiao-long, *et al.* Uptake and Distribution of Cadmium in Different Rice Cultivars[J]. *Journal of Agro-environmental Science*, 2003, 22(5):529-532.]
- [66] PINSON S R M, TARPLEY L, YAN W G, *et al.* Worldwide Genetic Diversity for Mineral Element Concentrations in Rice Grain[J]. *Crop Science*, 2015, 55(1):294-311.
- [67] LEI M, TIE B Q, ZENG M, *et al.* An Arsenic-contaminated Field Trial to Assess the Uptake and Translocation of Arsenic by Genotypes of Rice[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2013, 35(3):379-390.
- [68] MARIN A R, MASSCHELEYN P H, PATRICK W H. The Influence of Chemical Form and Concentration of Arsenic on Rice Growth and Tissue Arsenic Concentration [J]. *Plant and Soil*, 1992, 139(2):175-183.
- [69] 涂德辉, 李德强, 宋诗昀, 等. 水稻耐性差异及砷高耐性材料的筛选[J]. *应用与环境生物学报*, 2018, 24(5):1065-1072. [TU De-hui, LI De-qiang, SONG Shi-yun, *et al.* Differences in Arsenic Tolerance and Screening of High Arsenic-tolerant Materials of Rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2018, 24(5):1065-1072.]
- [70] CHEN F, DONG J, WANG F, *et al.* Identification of Barley Genotypes with Low Grain Cd Accumulation and Its Interaction with Four Microelements[J]. *Chemosphere*, 2007, 67(10):2082-2088.
- [71] CHI Y H, LI F B, TAM N FY, *et al.* Variations in Grain Cadmium and Arsenic Concentrations and Screening for Stable Low-accumulating Rice Cultivars from Multi-environment Trials[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 643:1314-1324.
- [72] 柳赛花, 纪雄辉, 谢运河, 等. 基于 GGE 双标图和 BLUP 分析筛选镉砷同步低积累水稻品种[J]. *生态环境学报*, 2021, 30(2):405-411. [LIU Sai-hua, JI Xiong-hui, XIE Yun-he, *et al.* Screening of Cadmium and Arsenic Synchronous Low-accumulating Rice Cultivars Based on GGE Double Plot and BLUP Analysis[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2021, 30(2):405-411.]
- [73] 易春丽, 刘汇川, 李海英, 等. 镉砷低积累水稻品种筛选[J]. *湖南农业科学*, 2020(6):1-4. [YI Chun-li, LIU Hui-chuan, LI Hai-ying, *et al.* Screening of Rice Varieties with Low Cadmium and Arsenic Accumulation [J]. *Hunan Agricultural Sciences*, 2020(6):1-4.]
- [74] YANG M, LU K, ZHAO F J, *et al.* Genome-wide Association Studies Reveal the Genetic Basis of Ionomic Variation in Rice[J]. *The Plant Cell*, 2018, 30(11):2720-2740.
- [75] ZHOU J Q, JIANG Y R, MING X Q, *et al.* Introgressing the Allelic Variation of a Major Locus in Reducing the Grain Cadmium Accumulation in Indica Rice Hybrids[J]. *Molecular Breeding*, 2019, 39(6):1-11.
- [76] ZHAO F J, WANG P. Arsenic and Cadmium Accumulation in Rice and Mitigation Strategies [J]. *Plant and Soil*, 2020, 446(1/2):1-21.
- [77] ISHIKAWA S, ISHIMARU Y, IGURA M, *et al.* Ion-beam Irradiation, Gene Identification, and Marker-assisted Breeding in the Development of Low-cadmium Rice[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, 109(47):19166-19171.
- [78] TANG L, MAO B, LI Y, *et al.* Knockout of *OsNRAMP5* Using the CRISPR/Cas9 System Produces Low Cd-accumulating Indica Rice without Compromising Yield [J]. *Scientific Reports*, 2017, 7:14438.
- [79] LIU C L, GAO Z Y, SHANG L G, *et al.* Natural Variation in the Promoter of *OsHMA3* Contributes to Differential Grain Cadmium Accumulation between Indica and Japonica Rice [J]. *Journal of Integrative Plant Biology*, 2020, 62(3):314-329.
- [80] 冯爱焯, 贺红周, 李娜, 等. 基于多目标元素的重金属低积累水稻品种筛选及其吸收转运特征[J]. *农业资源与环境学报*, 2020, 37(6):988-1000. [FENG Ai-xuan, HE Hong-zhou, LI Na, *et al.* Screening of Rice Varieties with Low Accumulation of Heavy Metals Based on Multiple Target Elements and Their Absorption and Transport Characteristics in Rice Plants [J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2020, 37(6):988-1000.]
- [81] MA J F, YAMAJI N, MITANI N, *et al.* An Efflux Transporter of Silicon in Rice[J]. *Nature*, 2007, 448(7150):209-212.
- [82] DENG F L, YAMAJI N, MA J F, *et al.* Engineering Rice with Lower Grain Arsenic [J]. *Plant Biotechnology Journal*, 2018, 16(10):1691-1699.

- [83] SASAKI A, YAMAJI N, YOKOSHO K, *et al.* Nramp5 Is a Major Transporter Responsible for Manganese and Cadmium Uptake in Rice[J]. *The Plant Cell*, 2012, 24(5): 2155–2167.
- [84] URAGUCHI S, KAMIYA T, SAKAMOTO T, *et al.* Low-affinity Cation Transporter (*OsLCT1*) Regulates Cadmium Transport into Rice Grains[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(52): 20959–20964.
- [85] CHEN Y, SUN S K, TANG Z, *et al.* The Nodulin 26-like Intrinsic Membrane Protein *OsNIP3;2* Is Involved in Arsenite Uptake by Lateral Roots in Rice[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2017, 68(11): 3007–3016.
- [86] DUAN G L, KAMIYA T, ISHIKAWA S, *et al.* Expressing ScACR3 in Rice Enhanced Arsenite Efflux and Reduced Arsenic Accumulation in Rice Grains[J]. *Plant & Cell Physiology*, 2012, 53(1): 154–163.
- [87] HU Y A, CHENG H F, TAO S. The Challenges and Solutions for Cadmium-contaminated Rice in China: A Critical Review[J]. *Environment International*, 2016, 92/93: 515–532.
- [88] UENO D, YAMAJI N, KONO I, *et al.* Gene Limiting Cadmium Accumulation in Rice[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2010, 107(38): 16500–16505.
- [89] TAKAHASHI R, ISHIMARU Y, SHIMO H, *et al.* The *OsHMA2* Transporter Is Involved in Root-to-shoot Translocation of Zn and Cd in Rice [J]. *Plant, Cell & Environment*, 2012, 35(11): 1948–1957.
- [90] CAO Y, SUN D, AI H, *et al.* Knocking out *OsPT4* Gene Decreases Arsenate Uptake by Rice Plants and Inorganic Arsenic Accumulation in Rice Grains [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(21): 12131–12138.
- [91] YE Y, LI P, XU T Q, *et al.* *OsPT4* Contributes to Arsenate Uptake and Transport in Rice [J]. *Frontiers in Plant Science*, 2017, 8: 2197.
- [92] 段桂兰, 王利红, 陈玉, 等. 水稻砷污染健康风险与砷代谢机制的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(2): 430–435. [DUAN Gui-lan, WANG Li-hong, CHEN Yu, *et al.* Health Risk from Consumption of Rice with Elevated Arsenic and Studies of Arsenic Metabolism in Rice Plants[J]. *Journal of Agro-environment Science*, 2007, 26(2): 430–435.]
- [93] CHEN Y S, HUA C Y, CHEN J X, *et al.* Expressing Arsenite Antiporter *PvACR3;1* in Rice (*Oryza sativa* L.) Decreases Inorganic Arsenic Content in Rice Grains [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(17): 10062–10069.
- [94] CHEN X W, LI H, CHAN W F, *et al.* Arsenite Transporters Expression in Rice (*Oryza sativa* L.) Associated with Arbuscular Mycorrhizal Fungi (AMF) Colonization under Different Levels of Arsenite Stress[J]. *Chemosphere*, 2012, 89(10): 1248–1254.
- [95] 李威, 刘艳, 李慧, 等. VIP+n 技术在轻度酸性镉污染农田的应用[J]. *安徽农业科学*, 2019, 47(19): 99–102. [LI Wei, LIU Yan, LI Hui, *et al.* Application of VIP+n Technology in Farmland with Mild Acid Cadmium Pollution [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2019, 47(19): 99–102.]

作者简介: 张慧娟(1991—), 女, 云南曲靖人, 博士生, 主要研究方向为环境污染与食品安全。E-mail: huijuan_zhang126@126.com

(责任编辑: 李祥敏)

录用定稿网络首发启事

为了以规范的网络期刊出版方式更快更好地确立作者的科研成果首发权, 全面提高学术论文的传播效率和利用价值, 本刊已与《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司(简称电子杂志社)签署《CAJ-N 网络首发学术期刊合作出版协议》, 通过《中国学术期刊(网络版)》(CAJ-N)正式出版本刊网络版。凡经本刊审定录用的稿件(录用定稿)均将首先以本刊网络版形式首发, 后续编排情况发布排版定稿和整期汇编定稿, 最后以本刊印刷版形式出版。

录用定稿网络首发之后, 在后续的排版定稿、整期汇编定稿网络版和印刷版中, 不得修改论文题目、作者署名、作者单位以及学术内容, 只可基于编辑规范进行少量文字修改。本刊郑重承诺, 对于录用定稿网络首发论文, 本刊印刷版将刊出最终稿。

为了辅助同行专家对稿件的评审以及帮助读者对论文内容的理解, 本刊建议作者投稿时提交因印刷版篇幅和载体限制未能刊发的, 能够进一步说明文中实验设计、案例分析、理论推导、观点论证等的补充材料, 包括文字资料(.doc, .docx)、数据表格(.xls, .xlsx)、图形文件(.jpg, .gif, .png, .tif, .bmp, .ai, .eps 等)、音频文件(.mp3, .wma, .avi 等)、视频文件(.mp4, .avi, .wmv 等)、程序代码(.txt)等。这些补充材料将与原文内容进行组织和封装, 形成一个有内在联系的增强论文, 通过网刊发布。

CAJ-N 是国家新闻出版广电总局批准创办、国家教育部主管、清华控股有限公司主办、《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司出版的由我国各类学术期刊组成的连续型网络出版物, 每篇网络首发论文将被赋予一个唯一的国际 DOI 编码, 而且在版本变动中, 其 DOI 维持不变。按国家有关网络连续型出版物管理规定, 网络首发论文视为正式出版论文, 本刊编辑部与电子杂志社共同为论文作者颁发论文网络首发证书。论文作者可以从中国知网下载或打印论文和证书, 作为正式发表的论文提交人事、科研管理等有关部门。

本刊编辑部
7月18日