李增飞, 廖国健, 石圣杰, 等. 淹水条件下叶面喷施硒与海泡石联合降低水稻吸收砷镉的风险[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(6): 1208-1218. LI Z F, LIAO G J, SHI S J, et al. Risks of selenium and sepiolite use to reduce arsenic and cadmium uptake in rice under flooding conditions [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2023, 42(6): 1208-1218.

# 淹水条件下叶面喷施硒与海泡石联合 降低水稻吸收砷镉的风险

李增飞<sup>1</sup>,廖国健<sup>2</sup>,石圣杰<sup>1</sup>,林晓军<sup>3</sup>,陆芳焘<sup>4</sup>,刘喜德<sup>5</sup>,黄驰超<sup>6</sup>,兰加永<sup>7</sup>, 范稚莲<sup>2</sup>,冯人伟<sup>1\*</sup>

(1.福建农林大学资源与环境学院,福州 350002;2.广西大学农学院,南宁 530000;3.广西都安县高岭镇农业技术推广站,广西 河池 530700;4.广西环江毛南族自治县绿色食品发展站,广西 河池 547000;5.广西罗城仫佬族自治县农产品质量安全检测 站,广西 河池 547000;6.广西河池市农业生态与资源保护站,广西 河池 547000;7.广西河池市金城江区农业农村局植物保护 站,广西 河池 547000)

摘 要:硒(Se)能抑制水稻对镉(Cd)和砷(As)的吸收,但针对Se应用风险的研究还较为缺乏。为探究Se在降低重(类)金属吸收 实际应用过程中尤其是南方多雨条件下的适用性,本研究采用全生育期淹水的农艺措施,利用根施海泡石 30 mg·kg<sup>-1</sup>(SP30)和 50 mg·kg<sup>-1</sup>(SP50),并配合叶面喷施Se肥(Na<sub>2</sub>SeO<sub>3</sub>)1 mg·L<sup>-1</sup>(Se1)和 5 mg·L<sup>-1</sup>(Se5),测定根际土壤pH和Eh,水稻籽粒Cd、As、Se、氨基酸 的含量以及Se形态等指标,探究Se对水稻生长和重(类)金属吸收的影响。结果表明:与CK处理相比,单独叶面喷施Se和单独根施 海泡石处理均在一定程度上对水稻产生了不利影响,同时还一定程度上促进了籽粒中Cd或As的富集。与SP30处理相比,额外添加 Se显著增加了株高(Se5SP30处理)、200粒质量(Se5SP30处理)、结实率、籽粒中Cd的含量和部分氨基酸含量,但降低了籽粒中Mg (Se5SP30处理)、Ca、Mn(Se5SP30处理)和Fe的含量。与SP50处理相比,额外添加Se显著降低了茎鲜质量、产量(Se5SP50处理)、籽 粒中Mg(Se5SP50处理)、Ca(Se5SP50处理)和Fe的含量。与SP50处理相比,额外添加Se显著降低了茎鲜质量、产量(Se5SP50处理)、籽 粒中Mg(Se5SP50处理)、Ca(Se5SP50处理)、Fe、Zn和缬氨酸(VAL)(Se1SP50处理)的含量;增加了结实率(Se5SP50处理)和籽粒中精 氨酸、色氨酸的含量,未显著影响籽粒中As和Cd含量。研究表明,全生育期淹水条件,施用Se和海泡石会增加As和Cd在水稻籽粒 中富集的风险。因此,在利用Se和海泡石降低水稻籽粒中的As、Cd含量时,需要注意土壤水分的管理。 关键词:氨基酸;硒形态;水稻;复合污染;镉砷富集

中图分类号:X173 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2023)06-1208-11 doi:10.11654/jaes.2022-1187

#### Risks of selenium and sepiolite use to reduce arsenic and cadmium uptake in rice under flooding conditions

LI Zengfei<sup>1</sup>, LIAO Guojian<sup>2</sup>, SHI Shengjie<sup>1</sup>, LIN Xiaojun<sup>3</sup>, LU Fangtao<sup>4</sup>, LIU Xide<sup>5</sup>, HUANG Chichao<sup>6</sup>, LAN Jiayong<sup>7</sup>, FAN Zhilian<sup>2</sup>, FENG Renwei<sup>1\*</sup>

(1. College of Resources and Environment, Fujian Agriculture & Forestry University, Fuzhou 350002, China; 2. College of Agriculture, Guangxi University, Nanning 530000, China; 3. Gaoling Town Agricultural Technology Popularization Station of Du' an County, Hechi 530700, China; 4. Green Food Development Station, Huanjiang Maonan Autonomous County, Hechi 547000, China; 5. Agricultural Product Quality and Safety Inspection Station, Luocheng Mulam Autonomous County, Hechi 547000, China; 6. Hechi Agricultural Ecology and Resource Protection Station, Hechi 547000, China; 7. Plant Protection Station of Agricultural and Rural Bureau of Jinchengjiang

收稿日期:2022-11-21 录用日期:2023-02-27

作者简介:李增飞(1995—),男,硕士研究生,主要研究方向为(类)重金属污染修复研究。E-mail:606752084@qq.com

<sup>\*</sup>通信作者:冯人伟 E-mail:frwzym@aliyun.com

基金项目:国家自然科学基金面上项目(41103075,41877497)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (41103075, 41877497)

District, Hechi City, Hechi 547000, China)

Abstract; Selenium (Se) can inhibit the absorption of cadmium (Cd) and arsenic (As) in rice, and combined Se and passivator technologies have been applied in rice soil remediation. However, the risks of Se application with passivators have not been investigated. Using a full flooding condition, this study explored the applicability and risks of Se combined with passivators under rainy weather in the south of China. Either 30 mg·kg<sup>-1</sup> or 50 mg·kg<sup>-1</sup> sepiolite (SP30 and SP50, respectively) was used as a base fertilizer and 1 mg·L<sup>-1</sup> or 5 mg·L<sup>-1</sup> Se(Na<sub>2</sub>SeO<sub>3</sub>; Se1 and Se5, respectively) as a foliar fertilizer. Indexes were measured for soil rhizosphere(pH and Eh) and rice grain (mainly concentrations of Se speciation, amino acids, cadmium, arsenic, and selenium). The results showed that compared to the CK treatment, adding Se or sepiolite alone had adverse effects on rice and promoted the enrichment of Cd or As in grains. Compared to treatment with SP30, Se1SP30 and Se5SP30 significantly increased seed setting rate and Cd concentration. Se5SP30 also significantly increased plant height and 200 grain weight. While the rice grain concentration of some amino acids increased with both treatments, a decrease in Ca and Fe was observed with both treatments, and Mg and Mn decreased in Se5SP30. Compared to treatment with SP50. Se1SP50 and Se5SP50 significantly reduced the shoot fresh weight, while treatment with Se5SP50 also reduced shoot yield and increased seed setting rate. Decreased grain concentrations of Fe and Zn were observed for both treatments, Mg and Ca with Se5SP50, and valine with Se1SP50. Increased grain concentrations of arginine and tryptophan were observed with both treatments. The concentrations of As and Cd in grains were not significantly affected with either treatment. The results of this study indicate that the use of Se or sepiolite increase the risk of As and Cd enrichment in rice grains under flooding conditions during the whole growth period. In practice, attention to water management is needed when using Se and sepiolite to remediate As or Cd contaminated soils.

Keywords: amino acid; selenium morphology; rice; combined pollution; cadmium and arsenic enrichment

水稻是世界一半以上人口的主要粮食作物,特别 是亚洲巴,然而这些地域的许多国家都面临着农田镉 (Cd)和砷(As)的污染,导致它们在作物中过量积累。 据报道,我国19%的农田土壤受到重(类)金属污染, 其中以 Cd、镍(Ni)、铜(Cu)、As、汞(Hg)和铅(Pb)为 主<sup>[2]</sup>。据调查,我国南方某矿区稻田土壤中Cd、As含 量分别为11.7 mg·kg<sup>-1</sup>和35.1 mg·kg<sup>-1</sup>,均高于农业土 壤环境质量标准(GB 15618-2018);而稻米中Cd和 As含量达1.1 mg·kg<sup>-1</sup>和0.7 mg·kg<sup>-1[3]</sup>,分别是食品安 全国家标准(GB 2762-2017)的5.5倍和3.5倍。同 时,西班牙<sup>[4]</sup>、韩国<sup>[5]</sup>和越南<sup>[6]</sup>等国也有As、Cd单独或 复合污染的问题。因此,对农田Cd和As污染亟需治 理。土壤重(类)金属污染修复技术主要包括:原位钝 化四、叶面喷施图和生物修复网等。原位钝化主要通过 沉淀<sup>[10]</sup>、竞争吸附<sup>[11]</sup>、络合<sup>[12]</sup>和调节土壤 pH<sup>[13]</sup>等机制 来降低植物对重(类)金属的吸收。硒(Se)是人体必 需的营养元素,缺Se可导致甲状腺功能减退症、心血 管疾病、免疫系统减弱等疾病[14]。通过土壤施用Se<sup>[15]</sup> 和叶面喷施 Se<sup>110</sup>可提高作物中 Se 含量,从而达到提 高人体Se摄入量的目的。同时,适量浓度的Se可缓 解各种逆境胁迫,如盐、低温、高温和重(类)金属胁 迫<sup>[17]</sup>。此外,Se还能抑制植物对多种重(类)金属的吸 收,包括Cd和As<sup>[18]</sup>。

但是,在利用Se降低农作物重(类)金属吸收的 过程中,一些外在的不利条件可能会限制这一技术的 适用性,但到目前为止,上述问题还未引起重视。例 如,Cd在土壤中以阳离子形态存在,而As则以中性分 子(三价)或阴离子(五价)形态存在,这些特性导致单 独使用Se较难同时降低植物对Cd、As吸收。因此,必 须采用联合技术措施以同时降低植物对Cd、As的吸收 富集。研究者通过根施Se结合水分管理的方式,试图 同时降低水稻对As、Cd的吸收;然而,长期淹水降低了 Cd的有效性,却增加了土壤中As的有效性<sup>[19-21]</sup>,使得 稻米As含量仍超过其国家标准(0.2 mg·kg<sup>-1</sup>)<sup>[19]</sup>。我国 水稻种植区域一般降雨较多,经常会面临晒田不充分 的情况,而不恰当的晒田时间会影响植物对As、Cd的 吸收富集<sup>[8]</sup>。综上所述,在实践中利用Se降低植物重 (类)金属吸收这一技术可能存在条件限制,需针对其 适用范围开展研究,但相关研究还十分缺乏。

海泡石降低植物 Cd 吸收的效果较好,常被用于土 壤 Cd 的钝化修复<sup>[22-23]</sup>。本研究试图在前期 Se 配合水 分调控的基础上,向水稻根系施加海泡石,探究排水不 畅条件下,叶面喷施 Se(Na<sub>2</sub>SeO<sub>3</sub>)降低水稻 As、Cd 吸收 的适用性及其风险。本研究的主要内容包括:①水稻 生长的响应;②水稻籽粒中 Cd、As 和必需元素的含量; ③氨基酸含量和 Se 在籽粒中的形态差异。

1 材料与方法

#### 1.1 植物培育及土壤处理

将取自广西河池地区都安县的复合污染土壤,放

置于试验大棚内自然风干,磨细过20目筛,充分混合 均匀后放置于暗处。取部分过20目筛的土壤过100 目筛,用于测定土壤基本理化性质。土壤中重金属含 量  $(mg \cdot kg^{-1})$  为 Cd 1.45、As 53.46、Cr 22.64、Ni 9.72、 Cu 12.34、Zn 95.57、Pb 80.36, Se 含量为 0.38 mg·kg<sup>-1</sup>, N、P、K<sub>2</sub>O分别为2.22、1.02、10.04 g·kg<sup>-1</sup>、速效氮、速效 磷、速效钾含量分别为118.25、63.80、151.88 mg·kg<sup>-1</sup>、 有机质含量为33.55 g·kg<sup>-1</sup>、pH为6.16。根据《土壤环 境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018),本研究中土壤Cd和As均超过各自的 标准(在5.5<pH≤6.5条件下,稻田中的As:30 mg・ kg<sup>-1</sup>,Cd:0.4 mg·kg<sup>-1</sup>)。土培试验采用塑料桶,每桶装 风干土5 kg。每桶土中施用基肥 N[CO(NH)<sub>2</sub>] 0.20 g、 P(KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)0.12 g、K(K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>)0.26 g,并按照试验设计 施加海泡石。根据前人的研究<sup>[19]</sup>,Se肥设2个处理浓 度1 mg·L<sup>-1</sup>(Se1)和5 mg·L<sup>-1</sup>(Se5)(叶面肥喷施);海 泡石设2个处理浓度30 mg·kg<sup>-1</sup>(SP30)和50 mg·kg<sup>-1</sup> (SP50),因此,本试验有CK、Se1、Se5、SP30、SP50、 Se1SP30、Se1SP50、Se5SP30、Se5SP50共9个处理,每 个处理3个重复。

选取大小均匀、颗粒饱满的水稻种子,放入2% 的NaClO溶液中消毒20min,先后用自来水及去离子 水各清洗2遍,然后播种于培养基质(蛭石与珍珠岩 为体积比1:1),加入去离子水湿润后置于玻璃温室 内培养3周,培养期间视幼苗长势情况用50% Hoagland营养液滴浇。移苗前一周对塑料桶中的风干土 进行淹水,保持3 cm的淹水层。3周后,选择大小均 匀的水稻幼苗,用去离子水清洗幼苗根系并移栽到塑 料桶中,每桶2株。在水稻的整个生育期间,保持淹 水层3~4 cm。Se肥作为叶面肥另外喷施,在水稻抽 穗期和灌浆期喷施,每次每桶喷施已配制的Se肥100 mL。水稻后续整个生长栽培过程均在玻璃温室内进 行,采用自然光源,温度15~38℃。

## 1.2 样品采集、处理及测定

水稻成熟收获前测其株高并原位测定水稻根际 土 Eh和pH,待盆中土壤水分减少至土壤稀松后,收 获水稻并置于尼龙网袋,同时采集相应的根际土壤带 回实验室。采集的水稻植株分为根、茎叶和稻穗三部 分,称量其茎叶鲜质量。用去离子水对根、茎叶仔细 清洗,放入70℃烘箱烘干至质量恒定,称茎叶干质 量。对稻穗进行脱粒,称200粒质量。统计每桶水稻 产量,收集糙米和稻壳。将根系、茎叶、稻壳和稻米用 小型粉碎机进行粉碎后用塑料密封袋保存待测。采 回的根际土壤样品自然风干,磨碎,过100目筛,用塑 料密封袋保存待测。

#### 1.3 样品中元素含量测定

土壤及植物样品消解均采用莱伯泰科 DigiBlock ED54电热消解仪消解。

土壤样品:称取 0.250 0 g 土样至消煮管中,加入 10 mL浓 HNO<sub>3</sub>和 4 mL HF,静置一夜后,先以 120 ℃ 加热 2 h,再升温至 150 ℃,揭盖并将温度调至 170 ℃, 使管内液体剩余约 1 mL,冷却,定容、过滤到 50 mL容 量瓶中<sup>[24]</sup>。每批样品加入空白样品及土壤标准样品 (GBW07456,地球物理地球化学勘查研究院 IGGE) 从而进行质量控制。各样品的相对标准偏差(RSD) 均小于 10%,回收率在 85%~120%之间。

植物样品:称取0.2000g植物样品至消煮管中,加入15mL浓HNO3,静置一夜。先以80℃加热1.5h,再升温至120℃加热1.5h,最后以150℃加热3h,揭盖并将温度调至180℃,蒸发至管内液体剩余约1mL,冷却,过滤后定容到50mL容量瓶中<sup>[25]</sup>。消解后的植物及土壤样品用电感耦合等离子体质谱仪(iCAP Qc ICP-MS, Thermo Fisher,美国)测定其中的Cd、As、Se和必需营养元素含量。每批样品加入空白样品及大米粉标准样品(GBW100350,钢铁研究总院分析测试研究所)从而进行质量控制。各样品的相对标准偏差(RSD)均小于10%,回收率在85%~120%之间。

#### 1.4 稻米中氨基酸含量的测定

称取水稻籽粒粉末0.20g于20mL安瓿瓶中,加 6mol·L<sup>-1</sup>HCl水溶液,置液氮中冷冻,然后抽真空至 7Pa后封口。将水解管放在110℃恒温干燥箱中水 解24h。冷却,混匀,开管,过滤,用移液枪吸取适量 滤液,在60℃下用旋转蒸发仪减压蒸发至干,加入 pH=2.2的柠檬酸钠缓冲液,摇匀,过滤,取上清液上 机测定(GB/T 18246—2000)。测定的氨基酸分别为 天冬氨酸(ASP)、苏氨酸(THR)、丝氨酸(SER)、谷氨 酸(GLY)、脯氨酸(PRO)、组氨酸(HIS)、精氨酸 (ARG)、丙氨酸(ALA)、缬氨酸(VAL)、甲硫氨酸 (MET)、异亮氨酸(ILE)、亮氨酸(LEU)、色氨酸 (TRY)、苯丙氨酸(PHE)和赖氨酸(LYS)。

仪器条件:835-50 氨基酸分析仪(Hitachi Limited,日本),缓冲液流速0.225 mL·min<sup>-1</sup>,茚三酮流速 0.30 mL·min<sup>-1</sup>,柱温为53 ℃,反应池温度97 ℃。

#### 1.5 稻米中不同形态Se的测定

所用仪器联用系统由三部分组成:高效液相色谱

(HPLC)、氢化物发生(HG)、原子荧光检测(AFS)。其 中,HPLC部分包括高压泵(SHIMADZU,Tokyo,日本), 配有 200  $\mu$ L定量环的六通进样阀(7725i,Rheodyne, Cotati,美国)和 PRP-X100 阴离子交换柱(Hamilton, Reno, NV,美国)。HPLC 流动相为 60 mmol·L<sup>-1</sup> (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> (pH 6.0, 1.0 mL·min<sup>-1</sup>);对于 HG 部分, 还原剂和载体溶液分别为 2.0% KBH<sub>4</sub>(m/V)+0.35% KOH(m/V)和 10% HCl(V/V)。检测部分是 AFS-820 原 子荧光光度计,在仪器里使用的激发光源是高性能Se 空心阴极灯(General research institute for nonferrous metals,北京),80 mA;光电倍增管负高压为 300 V; 载气流速和屏蔽气流速分别为 400 mL·min<sup>-1</sup>和 600 mL·min<sup>-1</sup>。

称取稻米粉末样品 0.20 g 于 15 mL离心管中,向 样品中加入 10 mL 1:2 甲醇水,涡旋混匀,超声波超声 15 min(室温),离心 30 min(5 000 r·min<sup>-1</sup>),离心后将 上清液转移至深紫色锥形瓶中,在 40 ℃下用旋转蒸 发仪减压浓缩,蒸去甲醇,余下溶液全部过 0.45 μm 水相滤膜,上机测定<sup>[26]</sup>。

不同形态Se的标准物质如下:硒酸根溶液标准 物质[Se(Ⅵ),GBW10033],四价硒标准溶液[Se(Ⅳ), GSB04-1751-2004],购自中国标准物质网;硒代蛋氨 酸(SeMet,S3875),硒代半胱氨酸(SeCys,S1650),购 自Sigma-Aldrich公司。

#### 1.6 数据分析

采用单因素并结合多重比较法(Tukey检验)比 较各处理间的差异显著性。本试验中如不另外说明, 所有的数据均是3个重复的平均值。数据统计用 SPSS25.0软件分析,用Origin2018软件作图。

#### 2 结果与分析

#### 2.1 根际土壤 pH和 Eh

如表1所示,与对照(CK)相比,喷施Se肥不显著 增加根际土壤pH,但显著降低土壤Eh。根施海泡石 对pH和Eh影响均不显著。与SP30处理相比,添加 Se不显著降低根际土壤Eh值,Se1SP30处理显著增 加土壤根际pH,Se5SP30处理未显著影响土壤根际 pH。与SP50处理相比,额外喷施Se增加了根际土壤 pH值(0.05~0.97),其中在Se5SP50处理下显著增加 17%,降低了根际土壤Eh值,但影响不显著。

#### 2.2 水稻生物学指标

如表2所示,与CK相比,Se1处理显著降低了茎 鲜质量、产量和结实率;Se5处理仅显著降低了茎鲜

表 1	水档根际土壤pH和Eh	
-----	-------------	--

Table 1 pH and Eh in rhizosphere soil							
处理Treatment	рН	Eh					
СК	$5.75{\pm}0.03{\rm cd}$	93.00±0.00a					
Se1	$5.82 \pm 0.03$ bcd	$79.00 \pm 4.00 \mathrm{b}$					
Se5	$5.92 \pm 0.16 \mathrm{bc}$	$78.00\pm6.00\mathrm{b}$					
SP30	$5.67 \pm 0.02 \mathrm{d}$	$86.33 \pm 3.06 \mathrm{ab}$					
SP50	$5.68 \pm 0.05 \mathrm{d}$	89.33±5.69a					
Se1SP30	$5.98{\pm}0.07{\rm b}$	$78.00 \pm 5.00 \mathrm{b}$					
Se1SP50	$5.73 \pm 0.05 \mathrm{cd}$	86.00±3.61ab					
Se5SP30	$5.88 \pm 0.17 \text{bcd}$	$76.67 \pm 2.08 \mathrm{b}$					
Se5SP50	6.65±0.07a	85.00±4.00ab					

注:平均值±标准差(n=3),同列不同小写字母表示不同处理间差 异显著(P<0.05)。下同。

Note: Values are means $\pm$ SD(n=3). Different lowercases letters in the same column indicate significant differences among different treatments (P<0.05). The same below.

质量,SP30处理显著降低了茎鲜质量、穗质量、200粒 质量、产量和结实率;而SP50处理显著降低了茎鲜质 量和结实率。与SP30处理相比,额外添加Se显著增 加了株高(Se5SP30处理)、200粒质量(Se5SP30处 理)、结实率。与SP50处理相比,额外添加Se显著降 低了茎鲜质量和产量(Se5SP50处理),增加了结实率 (Se5SP50处理),同时降低了穗质量、200粒质量和分 蘖率,但不显著。

#### 2.3 水稻籽粒中Se、Cd、As的含量

与 CK 相比,随着 Se 喷施剂量的增加,籽粒中 Se 的含量均显著增加;单独喷施 5 mg·L<sup>-1</sup> Se 或与海泡石 配施均显著增加了籽粒中 Cd 的含量;Se5处理显著增 加了籽粒中 As 的含量,而单独根施海泡石未显著影 响籽粒中 As 的含量。与 SP30或 SP50处理相比,额外 喷施 Se 均未显著影响籽粒中 As 的含量。与 Se1 处理 相比,根施海泡石未显著影响籽粒中 As 的含量。与 Se1 处理 相比,根施海泡石未显著影响籽粒中 As 的含量,却显 著增加了籽粒中 Cd 的含量;与 Se5 处理相比, Se5SP50处理显著降低了籽粒中 As 和 Cd 的含量。与 SP30处理相比,额外喷施 Se 显著增加了籽粒中 Cd 的 含量。与 SP50处理相比,额外喷施 Se 未显著影响籽 粒中 Cd 的含量。当喷施 Se 剂量≤1 mg·L<sup>-1</sup>时,根施海 泡石未显著影响籽粒中 Se 含量,当喷施 5 mg·L<sup>-1</sup> Se 时,根施海泡石显著降低了籽粒中 Se 含量(图1)。

# 2.4 水稻籽粒中必需营养元素的含量

由表3可知,与CK相比,Se或者海泡石单一施用,趋向于降低籽粒中的K和Fe含量,而增加Mn、Cu和Zn的含量。Se1处理显著降低了水稻籽粒中K和Fe含量,其中Fe含量降低60.30%;Se5处理显著降低

1211

#### www.ger.org.cn

农业环境科学学报 第42卷第6期

Table 2 Biological indexes of paddy rice								
处理 Treatment	株高 Height/cm	茎鲜质量 Fresh weight of shoots/(g·pot <sup>-1</sup> )	穗质量 Panicle weight/g	200粒质量 200 grain weight/g	产量 Yield/(g•pot <sup>-1</sup> )	结实率 Setting percentage/%	分蘖率 Ratio of productive tiller/%	
СК	$95.40{\pm}1.49\mathrm{b}$	95.46±0.15a	47.53±1.51a	4.05±0.05a	34.96±2.01a	$86.35 \pm 2.26c$	0.79±0.13ab	
Se1	$95.83{\pm}1.76\mathrm{b}$	$77.16{\pm}0.33{\rm bcde}$	41.31±0.73ab	$4.01\pm0.03$ ab	$27.08{\pm}2.85{\rm bc}$	$79.16{\pm}2.24\mathrm{e}$	$0.73\pm0.13\mathrm{b}$	
Se5	$97.53{\pm}1.79{\rm ab}$	$85.43{\pm}3.73{\rm b}$	$43.70\pm3.49ab$	$4.09 \pm 0.04 a$	$32.57 \pm 0.97 \mathrm{ab}$	94.66±1.42a	0.80±0.12ab	
SP30	$94.70{\pm}0.98\mathrm{b}$	83.27±2.71bc	$38.30 \pm 3.90 \mathrm{b}$	$3.94{\pm}0.05{\rm b}$	$29.31{\pm}0.88{\rm bc}$	69.18±1.41f	0.83±0.10ab	
SP50	$96.80{\pm}0.72{\rm ab}$	$84.32{\pm}3.79\mathrm{b}$	41.13±4.05ab	4.08±0.06a	$31.19 \pm 3.42 ab$	$82.23{\pm}1.53\mathrm{d}$	0.90±0.09a	
Se1SP30	$96.67{\pm}3.06{\rm ab}$	$72.58{\pm}1.61{\rm de}$	$42.20 \pm 1.95 ab$	4.02±0.07ab	$27.02{\pm}5.03{\rm bc}$	$88.65{\pm}0.81{\rm bc}$	$0.74\pm0.04\mathrm{b}$	
Se1SP50	$96.00{\pm}1.00{\rm b}$	$75.59{\pm}4.46{\rm cde}$	$42.74\pm4.48ab$	4.02±0.07ab	$30.24 \pm 1.30 \mathrm{b}$	$82.33{\pm}1.06\mathrm{d}$	0.77±0.06ab	
Se5SP30	100.00±3.61a	$79.52 \pm 2.95 \text{bcd}$	$38.63{\pm}3.24\mathrm{b}$	4.09±0.05a	$28.85{\pm}0.90{\rm bc}$	$89.17{\pm}0.76{\rm bc}$	0.92±0.01a	
Se5SP50	$96.47{\pm}1.42\mathrm{b}$	70.29±6.01e	$35.67 \pm 2.55 \mathrm{b}$	4.02±0.06ab	$25.26{\pm}2.48{\rm c}$	$91.71{\pm}1.00\mathrm{b}$	$0.83 \pm 0.08 ab$	

表2 水稻生物学指标 Table 2 Biological indexes of paddy rice

表3 水稻稻米中 Mg、K、Ca、Mn、Fe、Cu 和 Zn 含量(mg·kg<sup>-1</sup>) Table 3 Content of Mg, K, Ca, Mn, Fe, Cu and Zn in grains of paddy rice(mg·kg<sup>-1</sup>)

处理Treatment	Mg	K	Са	Mn	Fe	Cu	Zn
СК	$1\ 201\pm42.44ab$	3 215±43.49a	208.9±12.54a	$19.56 \pm 1.12 \mathrm{bc}$	12.61±2.47a	$2.51{\pm}0.08{\rm b}$	$25.25{\pm}0.85{\rm c}$
Se1	1 304±62.89a	$2.986{\pm}48.73{\rm bcd}$	195.4±15.69ab	20.87±0.77ab	$4.97 \pm 0.63 c$	$2.85{\pm}0.55{\rm b}$	26.36±1.65c
Se5	1 309±53.48a	$3\ 010{\pm}178.89{\rm bc}$	219.0±28.34a	21.95±0.53a	11.76±0.51a	$3.59\pm0.42a$	$34.13 \pm 4.65 \mathrm{b}$
SP30	$1\ 213{\pm}70.02{\rm ab}$	$2.906{\pm}98.16{\rm cd}$	223.1±33.20a	$19.87{\pm}0.52{\rm b}$	$7.98 \pm 0.12 \mathrm{b}$	$3.04 \pm 0.08 \mathrm{ab}$	$34.55{\pm}2.89\mathrm{b}$
SP50	$1.126{\pm}53.42\mathrm{bc}$	$2.985{\pm}62.54{\rm bcd}$	187.3±21.58ab	$20.74{\pm}0.49{\rm ab}$	$5.15 \pm 0.76c$	$3.30{\pm}0.49{\rm ab}$	42.59±0.86a
Se1SP30	1 126±22.59bc	$2.932{\pm}15.15\mathrm{bcd}$	146.6±11.98c	$20.18{\pm}0.08{\rm b}$	$2.19{\pm}0.09{\rm d}$	$2.95{\pm}0.14\mathrm{b}$	$33.22 \pm 1.69 \mathrm{b}$
Se1SP50	$1\ 071{\pm}86.14\mathrm{cd}$	3 127±60.16ab	162.1±5.96bc	20.51±0.15ab	$0.94{\pm}0.01{\rm d}$	$2.69{\pm}0.44\mathrm{b}$	$24.28\pm2.40c$
Se5SP30	$1.024\pm52.57$ cd	$2.788{\pm}32.54\mathrm{d}$	$141.6 \pm 15.08c$	18.18±0.61c	4.62±0.01c	3.36±0.17ab	$28.95{\pm}2.55{\rm bc}$
Se5SP50	972±37.35d	$2.894{\pm}56.44{\rm cd}$	$128.9{\pm}10.28{\rm c}$	$19.19{\pm}1.21\mathrm{bc}$	$1.60{\pm}0.01{\rm d}$	3.13±0.20ab	$28.36{\pm}3.34{\rm bc}$

了 籽粒中 K 的含量, 而 Mn、Cu 和 Zn 含量分别显著增 加 12.22%、43.03%和 35.17%; SP30和 SP50处理均显 著降低籽粒中的 K 和 Fe 含量, 而显著增加了 Zn 含量。 与 SP30处理相比, 额外喷施 Se 降低了籽粒中 Mg (Se5SP30)、Ca、Mn(Se5SP30)和 Fe 的含量。与 SP50 处理相比, 额外喷施 Se 降低了籽粒中 Mg(Se5SP50)、 Ca(Se5SP50)、Fe 和 Zn 的含量。

## 2.5 不同处理对水稻籽粒中氨基酸含量的影响

如表4所示,与CK相比,Se1处理显著增加了籽 粒中ARG和TRY的含量,其中TRY含量增加了 57.14%。Se5、SP30和SP50处理未对籽粒中的氨基酸 含量有显著影响。与SP30处理相比,额外喷施1mg· L<sup>-1</sup>Se肥处理,籽粒中GLU、ARG、MET、TRY和PHE 的含量分别显著增加了8.72%、20.00%、35.00%、 55.17%和16.07%;而额外喷施5mg·L<sup>-1</sup>Se肥处理未 对籽粒中的氨基酸含量有显著影响。与SP50处理相 比,额外喷施1mg·L<sup>-1</sup>Se显著增加了籽粒中ARG和 TRY的含量,分别增加了15.07%和44.83%,同时也显著降低了VAL的含量;额外喷施5mg·L<sup>-1</sup>Se肥处理,籽粒中的ASP、ARG、LEU、TRY和PHE的含量显著增加了11.83%、9.59%、11.36%、27.59%和10.53%。

# 2.6 籽粒中不同形态硒的含量及比率

四种硒形态标准溶液的色谱图见图 2a。与CK 相比,单独添加 Se显著增加了 SeCys,Se5处理显著增 加了 SeMet和 Se(W)含量,而 Se1处理并未检测出 SeMet。与 Se1处理相比,额外根施海泡石显著降低 了 SeCys含量,未显著影响 Se(W)和 SeMet含量。与 Se5处理相比,额外根施海泡石显著降低了 SeCys和 Se(W)含量;而 Se5SP30处理显著增加了 SeMet含量, Se5SP50处理显著降低了 SeMet含量(图 2b)。

对照处理中, 籽粒中硒主要是 SeMet, 其次为 Se(W)。单独添加 1 mg·L<sup>-1</sup> Se后, 籽粒中的 Se形态 主要由 SeCys 和 Se(W)组成,其中以 SeCys 居多。添 加 5 mg·L<sup>-1</sup> Se后, SeCys 比例降低, Se(W)和 SeMet 比

d





0 SP0 SP50 **SP30** 处理Treatment Se0 Se1 Se5 不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。下同。 Different letters meant significant differences between different treatments at 0.05 level. The same below.

图1 水稻籽粒中Se、Cd和As的含量

Figure 1 Content of Se, Cd and As in grains

例增加。与Se1处理相比,Se1SP30处理降低了SeCys 和Se(IV)比例,而增加了SeMet比例;Se1SP50处理降 低了 SeCys 比例, 而增加了 Se( $\mathbb{N}$ )比例。与 Se5 处理 相比,Se5SP30处理降低了SeCys和Se(IV)比例,而增 加了SeMet比例;Se5SP30处理降低了SeCys比例,而 增加了SeMet比例(图2c)。

#### 3 讨论

2023年6月

Se 含量 Se content/(mg・kg<sup>-1</sup>)

8.0

6.4

4.8

3.2

1.6

0

0.10

0.08

0.06

0.04

0.02

0

1.0

0.8

0.6

0.4

0.2

As 含量 As content/(mg•kg<sup>-1</sup>)

Cd 含量 Cd content/(mg·kg<sup>-1</sup>)

(a)

d

SP0

d

## 3.1 土壤 pH和 Eh 的变化

土壤pH和Eh的变化,会影响重(类)金属的存在 形态,进而影响其生物有效性。海泡石是一种黏土矿 物(含水硅酸镁),属于碱性肥料。海泡石具有较高的 比表面积和同晶替代现象[Fe和Mg容易替代铝氧八 面体中的铝(Al)],使得其具有较大的电荷[27]。但本 研究中根施海泡石却不显著降低根际土壤的pH,其 可能的原因有:

(1)本研究中以阴离子形态存在的植物必需营养 元素以及有机质含量相对丰富。根据全国第二次土 壤普查养分分级标准,全N含量>2g·kg<sup>-1</sup>、全P含量> 1g·kg<sup>-1</sup>时,土壤N和P养分分级为一级;而有机质含 量(带有大量负电荷)30~40 g·kg<sup>-1</sup>时,土壤有机质含 量属于二级标准(较丰富)。因此,本研究中较低的阳 离子含量以及较丰富、带有负电荷的阴离子基团可能 过剩,其对阳离子的束缚导致阳离子释放能力较弱。

(2)Mg及其他阳离子被植物吸收,同时释放出质 子所导致。本研究的土壤中K2O、Cu(我国土壤平均 含量为22 mg·kg<sup>-1</sup>)<sup>[28]</sup>、Ni(我国土壤平均含量为24.9 mg·kg<sup>-1</sup>)<sup>[29]</sup>等阳离子含量分别为10.04 g·kg<sup>-1</sup>、12.34 mg·kg<sup>-1</sup>和9.72 mg·kg<sup>-1</sup>,其含量较一般土壤低,特别是 K[根据全国第二次土壤普查养分分级标准,土壤全钾 (K<sub>2</sub>O)含量<5~10 g·kg<sup>-1</sup>的土壤属于 K 较缺乏土壤]。

(3)长期淹水导致还原性物质的富集。淹水条件 不利于有机质的分解,厌氧细菌分解有机质不完全, 产生大量还原性物质,导致土壤Eh降低,使Cd(或其 他阳离子)与土壤中的硫形成溶解度较低的硫化物, 降低 Cd 以及其他阳离子的牛物有效性<sup>[30]</sup>。

上述原因最终导致土壤能供应的阳离子不足,而 植物应激分泌更多的酸性物质;本研究所用土壤有机 质含量较高,长期淹水导致其分解不完全,易产生酸 性物质,其有利于土壤pH值的降低[31]。上述综合作 用可增加土壤阳离子溶解度,最终导致:①不同处 理下 Cd 含量超标(甚至是促进 Cd 吸收的现象);② 水稻根际土壤 pH 显著低于土壤本底值[6.16(本底 值)vs 5.75(CK处理下)]。上述离子吸收平衡理论 也可用于解释叶面喷施 Se 导致根系 pH 增加的现象 (虽然统计学上不显著,但是相对于CK处理,Se5处 理增加根际土壤pH达0.17个单位)。这可能是由于 四价Se以阴离子形态存在,当叶片喷施Se时,植物 应激导致其根系排出氢氧根离子,以减少根系阴离 子Se(或其他相对过量阴离子)的吸收,从而有增加 土壤pH的趋势。

长期淹水条件使土壤处于还原条件,而Se施加 后一般会在土壤微生物的作用下被还原成更低价态 的Se<sup>[32]</sup>。因此,叶面喷施Se导致植物根际土壤Eh值

www.aer.org.cn

Table + Ferenhages of uniferent annual actus in the grants of party nee(10)								
处理Treatment	ASP	THR	SER	GLU	GLY	PRO	HIS	ARG
СК	$0.89 \pm 0.03 \mathrm{b}$	$0.34 \pm 0.01 \mathrm{b}$	$0.44 \pm 0.02 \mathrm{b}$	$1.60 \pm 0.03 \mathrm{c}$	$0.44\pm0.01\mathrm{b}$	0.47±0.03a	$0.21\pm0.02b$	$0.70 \pm 0.02 c$
Se1	$0.96 \pm 0.02 \mathrm{ab}$	0.35±0.01ab	0.49±0.01ab	$1.72 \pm 0.04 \mathrm{bc}$	0.46±0.01ab	0.45±0.01a	$0.25 \pm 0.01 \mathrm{ab}$	$0.83 \pm 0.01 \mathrm{b}$
Se5	0.95±0.01ab	0.35±0.01ab	0.48±0.01ab	$1.69 \pm 0.04 \mathrm{bc}$	$0.45 \pm 0.01 \mathrm{b}$	0.49±0.05a	0.24±0.01ab	$0.72 \pm 0.02 c$
SP30	0.94±0.04ab	0.36±0.02ab	$0.45 \pm 0.02 \mathrm{ab}$	$1.72 \pm 0.07 \mathrm{bc}$	0.46±0.02ab	0.47±0.02a	0.23±0.01ab	$0.75 \pm 0.03 \mathrm{c}$
SP50	$0.93 \pm 0.06 \mathrm{b}$	$0.35 \pm 0.01 \mathrm{ab}$	$0.45 \pm 0.02 ab$	$1.69{\pm}0.07{\rm bc}$	$0.45 \pm 0.02 \mathrm{b}$	0.48±0.03a	$0.23 \pm 0.06 \mathrm{ab}$	$0.73 \pm 0.01 \mathrm{c}$
Se1SP30	1.04±0.07a	0.38±0.02a	0.51±0.03a	1.87±0.08a	0.49±0.02a	0.47±0.04a	0.27±0.01a	0.90±0.03a
Se1SP50	$0.95{\pm}0.03{\rm ab}$	0.36±0.01ab	$0.48 \pm 0.04 \mathrm{ab}$	$1.71 \pm 0.05 \mathrm{bc}$	$0.46 \pm 0.02 \mathrm{ab}$	0.46±0.02a	$0.26 \pm 0.01 \mathrm{ab}$	$0.84{\pm}0.03{\rm b}$
Se5SP30	0.94±0.01ab	0.36±0.01ab	$0.46 \pm 0.02 \mathrm{ab}$	$1.73 \pm 0.06 \mathrm{bc}$	$0.45 \pm 0.01 \mathrm{b}$	0.48±0.04a	$0.25 \pm 0.01 \mathrm{ab}$	$0.74 \pm 0.02 c$
Se5SP50	1.04±0.03a	$0.37 \pm 0.02 \mathrm{ab}$	0.50±0.01a	1.82±0.06ab	0.48±0.01ab	0.48±0.07a	$0.26 \pm 0.01 \mathrm{ab}$	$0.80{\pm}0.04{\rm b}$
处理Treatment	ALA	VAL	MET	ILE	LEU	TRY	PHE	LYS
СК	$0.56 \pm 0.02 \mathrm{b}$	0.57±0.01a	$0.20{\pm}0.01{\rm cd}$	$0.38 \pm 0.02 \mathrm{b}$	$0.85{\pm}0.02{\rm c}$	0.28±0.01c	$0.54 \pm 0.02 \mathrm{b}$	$0.32 \pm 0.02 \mathrm{b}$
Se1	$0.62 \pm 0.02 ab$	0.52±0.01ab	$0.24 \pm 0.01 \mathrm{bc}$	$0.37 \pm 0.01 \mathrm{b}$	$0.90{\pm}0.03{\rm bc}$	0.44±0.01a	$0.59 \pm 0.02 \mathrm{b}$	0.36±0.01ab
Se5	0.59±0.01ab	0.52±0.01ab	$0.20{\pm}0.02{\rm cd}$	$0.37 \pm 0.01 \mathrm{b}$	$0.88 \pm 0.01 \mathrm{bc}$	$0.30 \pm 0.02 c$	$0.56 \pm 0.01 \mathrm{b}$	$0.34 \pm 0.01 \mathrm{b}$
SP30	0.59±0.01ab	0.59±0.01a	$0.20{\pm}0.02{\rm cd}$	0.39±0.01ab	$0.88 \pm 0.02 \mathrm{bc}$	0.29±0.01c	$0.56 \pm 0.01 \mathrm{b}$	$0.35 \pm 0.02 \mathrm{ab}$
SP50	$0.59 \pm 0.03 \mathrm{ab}$	0.58±0.02a	$0.21{\pm}0.02{\rm cd}$	$0.38 \pm 0.02 \mathrm{ab}$	$0.88{\pm}0.06{\rm bc}$	$0.29 \pm 0.02 c$	$0.57 \pm 0.02 \mathrm{b}$	$0.35 \pm 0.04 \mathrm{ab}$
Se1SP30	0.60±0.13ab	$0.55 \pm 0.04 \mathrm{ab}$	0.27±0.01a	$0.40\pm0.02ab$	0.96±0.05ab	0.45±0.03a	0.65±0.03a	0.38±0.02a
Se1SP50	$0.63 \pm 0.02 \mathrm{ab}$	$0.48 \pm 0.06 \mathrm{b}$	0.25±0.01ab	0.37±0.01b	$0.88 \pm 0.02 \mathrm{bc}$	0.42±0.02a	$0.58 \pm 0.02 \mathrm{b}$	0.37±0.01ab
Se5SP30	0.60±0.01ab	0.54±0.02ab	$0.21 \pm 0.01 \mathrm{cd}$	0.38±0.01ab	$0.89 \pm 0.01 \mathrm{bc}$	0.30±0.01c	$0.58 \pm 0.01 \mathrm{b}$	$0.34 \pm 0.01 \mathrm{b}$
Se5SP50	0.66±0.05a	0.58±0.05a	0.19±0.00d	0.41±0.02a	0.98±0.04a	0.37±0.01b	0.63±0.02a	0.38±0.04ab

表4 水稻稻米中氨基酸比例(%) Table 4 Percentages of different amino acids in the grains of paddy rice(%)

的降低可能是水稻根系的一种应激反应,促进植物根 系还原条件进一步发展,有利于Se化合物的还原。 与上述结果一致的是:在单独加入海泡石基础上叶面 喷施Se对根际土壤Eh均有不显著的降低。但上述 推测需要进一步试验证实,特别是Se加入后土壤中 负责Se还原的微生物种群数量的变化。

#### 3.2 水稻生长和产量

适量的Se可以提高作物的产量和品质,浓度过高则会对植物产生毒害作用<sup>[8]</sup>。Teixeira等<sup>[33]</sup>研究发现,外源Se可促进水稻生长发育,提高其产量和品质。但当Se浓度超过0.8 mg·kg<sup>-1</sup>时,水稻幼苗生长受到抑制<sup>[34]</sup>。袁伟玲等<sup>[35]</sup>研究发现,当喷施Se浓度大于2.0 mg·L<sup>-1</sup>时,抑制生菜的生长使产量降低。本试验中,单独叶面喷施1 mg·L<sup>-1</sup>Se显著降低了茎鲜质量、产量和结实率;单独叶面喷施5 mg·L<sup>-1</sup>Se仅显著降低了地上部分鲜质量。其结果与Teixeira等<sup>[33]</sup>的研究结果不一致,这可能与不同水稻品种、长期淹水条件、Se的添加剂量、土壤自身阳离子供肥潜力、以及Se可能对As、Cd吸收促进有关。本试验还发现SP30处理显著降低了茎鲜质量、穗质量、200粒质量、产量和结实率;而SP50处理仅显著降低了茎鲜质量和结

生长产生不利影响。与SP30单独处理相比,5 mg·L<sup>-1</sup> Se 增加了水稻株高(Se5SP30处理)、200粒质量 (Se5SP30处理)和结实率,表明低剂量(SP30)海泡石 处理下,叶面喷施Se对水稻生长有一定的促进作用。 3.3 籽粒中Cd和As含量

笔者前期研究发现,叶面喷施 8 mg·L<sup>-1</sup>Se可以显 著降低稻米中Cd、As含量<sup>[19]</sup>;且Shanker等<sup>[36]</sup>对菜豆研 究发现,根施外源Se也显著降低了菜豆Cd的吸收。 在本试验中,单独喷施高剂量Se(5 mg·L<sup>-1</sup>Se)和加入 高剂量(SP50)海泡石均显著增加了籽粒中Cd含量 (图1b);对As而言,单独喷施高剂量Se增加了水稻 籽粒As的含量(图1c)。SP30处理下,喷施Se反而促 进了籽粒中Cd的含量(图1b);在喷施高剂量Se基础 上施加高剂量海泡石显著降低籽粒中As和Cd的含 量(图1b、图1c)。本试验中,影响水稻籽粒As、Cd吸 收富集的因素存在以下几点:

(1)Se的添加剂量。有报道表明,Se对水稻Cd吸收的影响取决于Se和Cd的暴露浓度,当营养液中Cd 含量较高时,添加高浓度Se会提高水稻对Cd的吸收<sup>[19]</sup>。廖宝凉等<sup>[37]</sup>对水稻研究发现,低浓度的Se对As 表现出拮抗作用,而较高浓度的Se对As毒性具有协同作用。本研究也发现相似的剂量效应,即不合适的



2023年6月



SeCys and SeMet indicates selenocysteine and selenomethionine.

图 2 硒形态标准物质的色谱图(a)和稻米中不同形态 Se含量(b)及比例(c)

Figure 2 Chromatograms of Se-species in standard substances (a) and content(b), percentages of different Se speciation(c) in grains

Se剂量或生长条件促进水稻籽粒中Cd和As的富集。 例如,与单独海泡石处理相比,叶面喷施Se处理虽然 显著促进了根际土壤pH值,但却显著增加了水稻籽 粒中Cd的含量(图1b,仅在30 mg·kg<sup>-1</sup>海泡石处理 下)。上述结果表明,SP30处理下,Se可能促进了水 稻Cd向籽粒中的转运。Se促进Cd的转运也被其他研究者发现,其可能与Se促进了参与Cd向地上部分转运基因的表达有关(HMA2和HMA4)<sup>[38-39]</sup>。

(2)土壤淹水条件。据报道,淹水可以显著降低 水稻糙米中Cd含量、增加As的富集;而旱作可增加 水稻籽粒中的Cd含量、降低As的富集<sup>[19,40]</sup>。因此,本 研究中淹水条件促进了土壤As有效态含量的增加, 其导致叶面喷施Se不仅没有抑制籽粒中As含量,反 而增加了其富集。长期淹水在理论上应该对土壤Cd 的有效性不利,但本研究中由于上文提及的原因导致 植物过量吸收Cd,且喷施Se和加入海泡石并未降低 籽粒Cd的含量。

(3)根际土壤pH变化。淹水不仅可以影响土壤 pH值,还可以改变土壤的氧化还原条件。土壤高pH有 利于Cd吸附、沉淀<sup>[41]</sup>。本试验中施加海泡石降低了根 际土壤pH,其有利于水稻籽粒中Cd富集。与单独Se5 处理相比,Se5SP50处理却显著降低了籽粒中Cd的含 量(图1b),其可能与显著增加的根际土壤pH值有关。

# 3.4 籽粒中必需营养元素、不同形态Se和氨基酸含量

报道表明:合理施用微量元素Se可促进作物生 长,提高作物对养分的吸收能力,有效改善作物营养 品质;过量施Se会造成离子毒害,影响作物正常生长 发育和其他矿质营养元素的吸收利用<sup>[39]</sup>。例如:Arvy 等[42]的研究发现,Se会增加植株对Cu和Zn元素的吸 收。方勇等[43]研究表明,对水稻叶面喷施Se肥,适宜 的Se浓度可以提高水稻籽粒中的Se含量,有利于稻 米中Mn元素的吸收。本试验中,Se5处理显著增加 了Mn、Cu和Zn的含量,其可能与水稻叶片光合修复 有关。例如,于颖等[44]通过大豆盆栽试验证明,低浓 度Se能使大豆叶片中必需的微量元素 Mg、Fe 和 Mn 含量显著提高,使叶绿体膜结构保持完好,使大豆生 长较为正常。本研究中在加入海泡石基础上,额外喷 施Se未对水稻籽粒必需营养元素的含量有提升作 用,反而在一定条件下抑制了籽粒中一些元素的含量 (表3)。例如,与单独SP30处理相比,Se5SP30处理 显著降低了籽粒中Mg、Ca、Mn和Fe的含量。上述结 果表明,Se对植物必需营养元素含量的影响可能有 条件限制,但其机理还需要进一步研究。

Zhang等<sup>[45]</sup>试验表明,叶面喷施Se肥可显著提高 水稻籽粒中Se含量,本试验中,随着Se喷施剂量的增加,籽粒中Se的含量也显著增加,其中单独喷施5 mg·L<sup>-1</sup>Se肥处理,籽粒中Se含量显著提高2934%。 植物体内Se可取代巯基(—SH)中的S,形成硒代氨基

www.aer.org.cn

酸,上述过程会对植物的氮代谢、硫代谢和氨基酸代 谢产生影响<sup>[46]</sup>。SeMet是大豆、水稻和小麦等农作物 中硒代氨基酸的主要成分<sup>[47]</sup>。Luo等<sup>[16]</sup>发现叶面喷施 Se肥可有效将花生植株内的无机Se转化为有机Se, 增加SeCys和SeMet含量。杨玉玲<sup>[48]</sup>研究发现,随着 叶面喷施Se肥浓度的增加,蛋氨酸含量也显著增加。 在本试验中,Se5处理下,籽粒中Se(IV)、SeCys和 SeMet含量均显著增加,而Se1处理并未检测出SeMet。 同时发现,高剂量Se促进了SeMet占比的增加,而低剂 量(1 mg·L<sup>-1</sup>)Se促进了SeCys占比的增加,这可能与植 物体内无机Se和有机Se的转化过程有关。

有研究表明,在小麦、水稻和小白菜上施Se可提高水稻籽粒及小白菜氨基酸含量,改变小麦氨基酸组成<sup>[44]</sup>。本试验中,Se1处理使籽粒中TRY和ARG含量分别显著提高57.14%和18.57%。单独施用海泡石或喷施5 mg·L<sup>-1</sup>Se对水稻氨基酸含量无显著提高作用,而海泡石与Se肥配施可显著提高ASP、APG、MET、GLU、TRY、PHE、LEU和ARG含量(表4),表明单独喷施低剂量Se肥或与海泡石联用可以更好地提高籽粒中部分氨基酸的含量。

# 4 结论

(1)在阳离子含量不丰富而有机质、阴离子含量 较高的土壤上,采用淹水处理可能导致根际土壤pH 降低,从而有利于水稻籽粒Cd的富集。此时单独叶 面喷施Se增加水稻根际土壤pH,显著降低根际土壤 Eh;而海泡石未能显著影响根际土壤pH。

(2)淹水条件下,单独喷施Se或根施海泡石或者 两者联用大部分情况下均未对水稻生物学指标产生 促进作用,但使得水稻籽粒As含量急剧增加。

(3)淹水条件下,叶面喷施高剂量Se促进了硒代 蛋氨酸占比的增加,而低剂量(1 mg·L<sup>-1</sup>)Se促进了硒 代半胱氨酸占比的增加。

(4)淹水条件下,单独喷施低剂量Se或其与海泡 石联用可以更好地提高籽粒中部分氨基酸的含量。

#### 参考文献:

- KUKUSAMUDE C, SRICHAROEN P, LIMCHOOWONG N, et al. Heavy metals and probabilistic risk assessment via rice consumption in Thailand[J]. *Food Chemistry*, 2021, 334:127402.
- [2] YANG Q, LI Z, LU X, et al. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642:690–700.
- [3] XUE S, SHI L, WU C, et al. Cadmium, lead, and arsenic contamination

in paddy soils of a mining area and their exposure effects on human HEPG2 and keratinocyte cell-lines[J]. *Environmental Research*, 2017, 156:23-30.

- [4] FERRÉ HUGUET N, MARTÍ CID R, SCHUHMACHER M, et al. Risk assessment of metals from consuming vegetables, fruits and rice grown on soils irrigated with waters of the Ebro River in Catalonia, Spain[J]. *Biological Trace Element Research*, 2008, 123(1):66–79.
- [5] JI K, KIM J, LEE M, et al. Assessment of exposure to heavy metals and health risks among residents near abandoned metal mines in Goseong, Korea[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 178:322–328.
- [6] NGUYEN VAN T, OZAKI A, NGUYEN THO H, et al. Arsenic and heavy metal contamination in soils under different land use in an estuary in Northern Vietnam[J]. *International Journal of Environmental Re*search and Public Health, 2016, 13(11):1091.
- [7] LIANG L, XI F, TAN W, et al. Review of organic and inorganic pollutants removal by biochar and biochar-based composites[J]. *Biochar*, 2021, 3(3):255-281.
- [8] FENG R W, WANG L Z, YANG J G, et al. Underlying mechanisms responsible for restriction of uptake and translocation of heavy metals (metalloids) by selenium via root application in plants[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 402:123570.
- [9] DIXIT R, MALAVIYA D, PANDIYAN K, et al. Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: an overview of principles and criteria of fundamental processes[J]. Sustainability, 2015, 7 (2):2189-2212.
- [10] DA CONCEIÇÃO F T, DA SILVA M S G, MENEGÁRIO A A, et al. Precipitation as the main mechanism for Cd( II ), Pb( II ) and Zn( II ) removal from aqueous solutions using natural and activated forms of red mud[J]. *Environmental Advances*, 2021, 4:100056.
- [11] ZHOU J, FAN Z Y, TIAN Q, et al. Removal of heavy metal ions by porous sepiolite-based membrane[J]. *Micro & Nano Letters*, 2020, 15 (13):903-906.
- [12] WANG K F, PENG N, ZHAO P, et al. Effect of a low-cost and highly efficient passivator synthesized by alkali-fused fly ash and swine manure on the leachability of heavy metals in a multi-metal contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2021, 279:130558.
- [13] JIANG Y X, HU T, PENG O, et al. Responses of microbial community and soil enzyme to heavy metal passivators in cadmium contaminated paddy soils: an *in situ* field experiment[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2021, 164:105292.
- [14] REIS H P G, DE QUEIROZ BARCELOS J P, SILVA V M, et al. Agronomic biofortification with selenium impacts storage proteins in grains of upland rice[J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2020, 100(5);1990–1997.
- [15] MIMMO T, TIZIANI R, VALENTINUZZI F, et al. Selenium biofortification in Fragaria× ananassa: Implications on strawberry fruits quality, content of bioactive health beneficial compounds and metabolomic profile[J]. Frontiers in Plant Science, 2017, 8:1887.
- [16] LUO L P, ZHANG J P, ZHANG K Y, et al. Peanut selenium distribution, concentration, speciation, and effects on proteins after exogenous selenium biofortification[J]. *Food Chemistry*, 2021, 354:129515.

- [17] FENG R W, WEI C Y, TU S X. The roles of selenium in protecting plants against abiotic stresses[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2013, 87:58-68.
- [18] FENG R W, ZHAO P P, ZHU Y M, et al. Application of inorganic selenium to reduce accumulation and toxicity of heavy metals (metalloids) in plants: the main mechanisms, concerns, and risks[J]. Science of the Total Environment, 2021, 771:144776.
- [19] LIAO G J, WU Q H, FENG R W, et al. Efficiency evaluation for remediating paddy soil contaminated with cadmium and arsenic using water management, variety screening and foliage dressing technologies [J]. Journal of Environmental Management, 2016, 170:116–122.
- [20] WANG M, TANG Z, CHEN X P, et al. Water management impacts the soil microbial communities and total arsenic and methylated arsenicals in rice grains[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 247: 736– 744.
- [21] SUDA A, YAMAGUCHI N. Inhibitory effect of active aluminum on arsenic solubility in anaerobic soils[J]. Geoderma, 2021, 385:114887.
- [22] HAMID Y, TANG L, HUSSAIN B, et al. Sepiolite clay: a review of its applications to immobilize toxic metals in contaminated soils and its implications in soil-plant system[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2021, 23:101598.
- [23] BASHIR S, ALI U, SHAABAN M, et al. Role of sepiolite for cadmium (Cd) polluted soil restoration and spinach growth in wastewater irrigated agricultural soil[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 258:110020.
- [24] CHAND V, PRASAD S. ICP-OES assessment of heavy metal contamination in tropical marine sediments: A comparative study of two digestion techniques[J]. *Microchemical Journal*, 2013, 111:53-61.
- [25] WEI C Y, SUN X, WANG C, et al. Factors influencing arsenic accumulation by *Pteris vittata*: A comparative field study at two sites[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 141(3):488-493.
- [26] HAN D, LI X, XIONG S, et al. Selenium uptake, speciation and stressed response of *Nicotiana tabacum* L.[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2013, 95:6–14.
- [27] 周嗣江, 刘针延, 熊双莲, 等. 同步钝化土壤 Cd和As 材料的筛选 [J]. 环境科学, 2021, 42(7): 3527-3534. ZHOU S J, LIU Z Y, XIONG S L, et al. Screening of amendments for simultaneous Cd and As immobilization in soil[J]. Environmental Science, 2021, 42(7): 3527-3534.
- [28] 王萌, 李杉杉, 李晓越, 等. 我国土壤中铜的污染现状与修复研究 进展[J]. 地学前缘, 2018, 25(5):305-313. WANG M, LISS, LIX Y, et al. An overview of current status of copper pollution in soil and remediation efforts in China[J]. *Earth Science Frontiers*, 2018, 25(5): 305-313.
- [29] 吴殿廷,张东威.中国表层土壤镍背景值分异规律的研究[J].中国 环境监测, 1992 (3):49-53. WU D T, ZHANG D W. Study on the variation of Ni background value in surface soil of China[J]. *Environmental Monitoring in China*, 1992 (3):49-53.
- [30] 张敏, 胡学玉, 胡晓晓, 等. 硫对地球表层生态系统中镉迁移转化 影响的研究进展:以土壤-植物系统为例[J]. 地质科技通报, 2022, 41(3):236-245. ZHANG M, HU X Y, HU X X, et al. Research

progress on the effects of sulfur on the migration and transformation of cadmium in the earth surface ecosystem: a case study of soil-plant system[J]. *Bulletin of Geological Science and Technology*, 2022, 41 (3):236-245.

- [31] 杨宾, 罗会龙, 刘士清, 等. 淹水对土壤重金属浸出行为的影响及 机制[J]. 环境工程学报, 2019, 13(4):936-943. YANG B, LUO H L, LIU S Q, et al. Effect and mechanism of water inundation on the leaching behavior of heavy metals in contaminated soils[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(4):936-943.
- [32] 王丹, 夏险, 王革娇, 等. 微生物对硒的还原及其产物的应用研究 进展:纪念硒发现 200 周年[J]. 微生物学通报, 2017, 44(7):1728– 1735. WANG D, XIA X, WANG G J, et al. Research progress on reduction of selenium by microorganism and application of bio-reducing products of selenium the -200th anniversary of the selenium discovery[J]. *Microbiology China*, 2017, 44(7):1728–1735.
- [33] TEIXEIRA L S, PIMENTA T M, BRITO F A L, et al. Selenium uptake and grain nutritional quality are affected by nitrogen fertilization in rice(*Oryza sativa* L.)[J]. *Plant Cell Reports*, 2021, 40(5):871–880.
- [34] DING Y Z, FENG R W, WANG R G, et al. A dual effect of Se on Cd toxicity: evidence from plant growth, root morphology and responses of the antioxidative systems of paddy rice[J]. *Plant and Soil*, 2014, 375: 289–301.
- [35] 袁伟玲, 刘志雄, 吴金平, 等. 硒对生菜生长、品质、养分吸收和硒 转化率的影响[J]. 华北农学报, 2020, 35(增刊1):189-194. YUAN W L, LIU Z X, WU J P, et al. Effects of exogenous selenium on the nutritional quality and mineral elementabsorption of lettuce[J]. Acta Agriculturae Boreali-Sinica, 2020, 35(Suppl1):189-194.
- [36] SHANKER K, MISHRA S, SRIVASTAVA S. Studies on Cd-Se interaction with reference to the uptake and translocation of cadmium in kidney bean[J]. Chem Speciation Bioavailability, 1995, 7(3):97-100.
- [37] 廖宝凉, 徐辉碧. 硒, 砷在水稻体内的相互作用及其自由基机理的研究[J]. 广东微量元素科学, 1996, 3(4):1-6. LIAO B L, XU H B. Study on the interaction of selenium and arsenic in rice and their free radical mechanism[J]. Guangdong Trace Elements Science, 1996, 3 (4):1-6.
- [38] CUI J H, LIU T X, LI Y D, et al. Selenium reduces cadmium uptake into rice suspension cells by regulating the expression of lignin synthesis and cadmium-related genes[J]. Science of the Total Environment, 2018, 644:602-610.
- [39] ISMAEL M A, ELYAMINE A M, ZHAO Y Y, et al. Can selenium and molybdenum restrain cadmium toxicity to pollen grains in *Brassica napus*? [J]. *International Journal of Molecular Sciences*, 2018, 19 (8) : 2163.
- [40] HU P J, LI Z, YUAN C, et al. Effect of water management on cadmium and arsenic accumulation by rice (*Oryza sativa* L.) with different metal accumulation capacities[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2013, 13(5):916-924.
- [41] WANG J G, LV J L, FU Y L. Effects of organic acids on Cd adsorption and desorption by two anthropic soils[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2013, 7(1):19–30.
- [42] ARVY M P, THIERSAULT M, DOIREAU P. Relationships between

www.gev.org.cn

# 1218

农业环境科学学报 第42卷第6期

selenium, micronutrients, carbohydrates, and alkaloid accumulation in *Catharanthus roseus* cells[J]. *Journal of Plant Nutrition*, 1995, 18 (8):1535-1546.

- [43] 方勇, 陈曦, 陈悦,等.外源硒对水稻籽粒营养品质和重金属含量的影响[J]. 江苏农业学报, 2013, 29(4):760-765. FANG Y, CHEN X, CHEN Y, et al. Effects of exogenous selenium on nutritional quality and heavy metal content of rice grain[J]. Jiangsu Journal of Agricultural Sciences, 2013, 29(4):760-765.
- [44] 于颖, 刘元英, 罗盛国, 等. 重茬胁迫下硒对大豆叶绿体超微结构 和叶片中微量元素含量的影响[J]. 应用生态学报, 2003, 14(4): 573-576. YU Y, LIU Y Y, LUO S G, et al. Effects of selenium on soybean chloroplast ultra-structure and microelement content of soybean leaves under continuous cropping stress[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(4):573-576.
- [45] ZHANG M, PANG Y W, YI Q, et al. Comparative effectiveness of Se translocation between low-Se and high-Se rice cultivars under Se fer-

tilization[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 205: 111372.

- [46] 马友华, 丁瑞兴, 张继榛, 等. 植物体内硒和硫的相互作用[J]. 植物 生理学通讯, 2001 (2):161-166. MA Y H, DING R X, ZHANG J Z, et al. The interaction of selenium and sulfur in plants[J]. *Plant Physiology Journal*, 2001 (2):161-166.
- [47] 赵春梅,曹启民,唐群锋,等.植物富硒规律的研究进展[J].热带农业科学,2010,30(7):82-86. ZHAO C M, CAO Q M, TANG Q F, et al. Research advances on selenium accumulation in plants[J]. Chinese Journal of Tropical Agriculture, 2010, 30(7):82-86.
- [48] 杨玉玲. 硒对大豆籽粒中硒代氨基酸和辅酶 Q\_(10)含量的影响 [D]. 哈尔滨:东北农业大学, 2014:4-6. YANG Y L. Effect of selenium on the content of seleno amino acids and coenzyme Q10 in soybean seeds[D]. Harbin: Northeast Agricultural University, 2014:4-6. (责任编辑:叶飞)

