DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2025.05.018 CSTR: 32214.14.tr202410270430
孙达，石艳平，张敏，等. 轻度汞污染稻田安全利用技术模式构建. 土壤, 2025, 57(5): 1107–1114.

轻度汞污染稻田安全利用技术模式构建①

孙 达[1]，石艳平[2]，张 敏[3]，王孟兰[3]，苏 舜[3]，董金龙[4]，陈 贵[5]，林 健[6]，董珊珊[7]，段增强[4]，张凌霄[4, 8*]

(1 嘉兴市南湖区农渔技术推广站，浙江嘉兴 314051；2 嘉兴市土肥植保与农村能源站，浙江嘉兴 314050；3 南京市江宁区农业农村局，南京 210019；4 中国科学院南京土壤研究所，南京 211135；5 嘉兴市农业科学研究院，浙江嘉兴 314016；6 浙江东天虹环保工程有限公司，杭州 310000；7 久田环境科技南京有限公司，南京 211100；8 中国科学院大学研究生院，北京 101408)

摘 要：为探究轻度汞污染耕地的优选安全利用模式，选取嘉兴市南湖区轻度汞污染的稻–麦轮作耕地，设计了连续 4 年的汞低积累水稻品种筛选与钝化剂比选的随机区组试验，以及连续 2 年的 8 个不同安全利用模式的试验，收获期对糙米汞含量进行检测。经过 4 年的轻度汞污染耕地大田试验，初步筛选出 7 个汞低积累水稻品种：甬优 538、嘉禾香 1 号、秀水 14、南粳 46、宁 84、嘉 58 和甬优 1140。试验结果表明，对于轻度汞污染耕地，不适宜施用生石灰、有机肥、无机硫等钝化剂，而更适合选择汞低积累水稻品种与深翻耕相结合的方式作为安全利用模式，对该研究区域来说安全且经济有效。

关键词：轻度汞污染；品种筛选；钝化剂；安全利用

中图分类号：X53 **文献标志码：**A

Study on Safe Utilization Models for Farmland with Mild Hg Pollution

SUN Da[1], SHI Yanping[2], ZHANG Min[3], WANG Menglan[3], SU Shun[3], DONG Jinlong[4], CHEN Gui[5], LIN Jian[6], DONG Shanshan[7], DUAN Zengqiang[4], ZHANG Lingxiao[4, 8*]

(1 *Technology Extension Station of Agriculture and Fisheries of Nanhu District of Jiaxing*, *Jiaxing*, *Zhejiang* 314051, *China*; 2 *Jiaxing Soil*, *Fertilizer*, *Plant Protection and Rural Energy Station*, *Jiaxing*, *Zhejiang* 314050, *China*; 3 *Bureau of Agriculture and Rural Affairs of Jiangning District*, *Nanjing* 210019, *China*; 4 *Institute of Soil Science*, *Chinese Academy of Sciences*, *Nanjing* 211135, *China*; 5 *Jiaxing Academy of Agricultural Sciences*, *Jiaxing*, *Zhejiang* 314016, *China*; 6 *Zhejiang Dongtianhong Environmental Protection Engineering*, *Co*., *Ltd*., *Hangzhou* 310000, *China*; 7 *Jiutian Environmental Technology Nanjing*, *Co*., *Ltd*., *Nanjing* 211100, *China*; 8 *Graduate School of the Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 101408, *China*)

Abstract: To explore the optimal safe utilization model for mildly Hg-contaminated farmland, this study selected rice–wheat rotation farmland with mild Hg pollution in Nanhu District, Jiaxing City. A four-year randomized block experiment was designed to screen low Hg accumulating rice varieties and compare passivators, as well as a two-year experiment was conducted to evaluate eight different safe utilization models. Hg content in brown rice was measured at the harvest stage of rice. After four years of mild Hg contamination field experiments, seven rice varieties with low Hg accumulation were preliminarily screened: Yongyou 538, Jiahexiang 1, Xiushui 14, Nanjing 46, Ning 84, Jia 58, and Yongyou 1140. The experimental results indicated that for mildly Hg-contaminated farmland, it is not suitable to apply passivators such as quicklime, organic fertilizers, and inorganic sulfur. It is more suitable to choose a combination of low Hg accumulation rice varieties and deep tillage as a safe utilization mode, which is safe and economically effective for the research area.

Key words: Mild Hg contamination; Variety screening; Passivator; Safe utilization

土壤是全世界最复杂多样的生态系统，为人类提供食物的同时，也承载了调节气候、环境、碳储存等功能[1]。中国环境保护部和国土资源部在 2014 年发布了《全国土壤污染状况调查公报》[2]，公报显示，全国土壤污染物总超标率为 16.1%，耕地点位超标率为 19.4%；汞元素总超标率为 1.6%，其中轻微污染

①基金项目：浙农计发〔2022〕10 号项目和嘉兴市科技计划项目(2021AZ10009)资助。

* 通信作者(zhanglingxiao@issas.ac.cn)

作者简介：孙达(1982—)，男，浙江金华人，硕士，高级农艺师，主要研究方向为土壤污染防治和肥料技术推广。E-mail: sddfj_725@163.com

为 1.2%。Smart 和 Hill[3]在 1968 年较早报道了英国食用大米中的汞污染现象。Feng 等[4]在 2008 年较早地报道了我国贵州汞矿区居民接触甲基汞的途径是受污染的水稻。Xu 等[5]通过市场调查从膳食暴露和风险预估方面报道了我国市售大米中，约 99.5% 的大米样品总汞含量是安全的，而水稻总汞与甲基汞含量较高的样品主要来自我国中东部地区。为保证农产品质量安全，保证土壤健康并加强土壤健康监测尤为重要[6]。

目前研究的稻田汞钝化方式主要有施硒、施用生物质炭、硒和生物质炭共施、铁硫共施等。早期的研究认为，土壤中的还原性硫有利于植物解毒[7]，硫在水稻淹水的还原条件下，可与 Hg^{2+} 形成沉淀，降低汞对水稻的毒害[8]。近年的研究则认为，硫酸盐的添加可以促进根系铁膜的生成[9]，进一步降低精米中的总汞和甲基汞含量[10]。Tian 等[11]通过 Meta 分析总结发现，生物质炭应用虽然增加了土壤中 MeHg 的生成，但显著降低了 MeHg 的可利用性及其在稻米中的积累。韩佳良[12]的研究表明，外源铁可以有效降低稻米中的总汞与甲基汞含量，且可以在土壤中形成铁膜抑制水稻对汞的吸收。窦韦强等[13]总结得出土壤 pH 主要影响汞的生物有效性、吸附–解吸行为及其在土壤中的存在形态，且酸性条件有助于提高汞的生物有效性和迁移能力，中和土壤酸性最有效且主流的方法是施用石灰。

自 2019 年江苏、河南、湖南作为耕地土壤环境质量类别划分试点省份开始，全国各省份陆续开展了类别划分与受污染耕地安全利用工作。至 2023 年，全国农用地安全利用率已达到 91%[14]。为做好汞污染耕地安全利用工作，本研究通过连续 4 年的随机区组裂区试验对比了不同水稻品种施加无机硫化物、铁基生物质炭和生石灰对糙米汞吸收的影响，同时探究了不同安全利用模式的降汞效果，旨在总结研究区域内的安全利用成果，为长三角地区的轻度汞污染耕地安全利用措施提供导向。2020—2021 年重复栽种 11 个水稻品种，2022—2023 年重复栽种 8 个水稻品种，旨在比较不同水稻品种之间的年际差异，观察不同水稻品种在外界环境变化条件下糙米汞吸收情况，比较出适合研究区域推广主栽的汞低积累水稻品种。通过试验小区内于 2020 年一次性添加 3 种钝化剂，2021—2023 年不添加钝化剂，比较连续两年钝化剂的长效效果，观察不同钝化剂对水稻糙米汞吸收的影响，为安全利用工作的节本增效提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于嘉兴市汞污染安全利用示范基地，该区属于亚热带季风气候，四季分明，多年平均降水量为 1 193.2 mm，年平均气温在 15.4 ~ 16.4 ℃，日照时数常年 2 007 ~ 2 179 h[15]。主要土壤类型为潴育水稻土亚类。

2020 年汞低积累水稻品种筛选小区土壤 pH 为 6.02，有机碳为 21.2 g/kg，总汞含量为 0.33 mg/kg。2020 年安全利用模式筛选小区土壤 pH 为 5.89，有机碳为 30.0 g/kg，碱解氮为 186.07mg/kg，速效钾为 209.08 mg/kg，有效磷[酸性]为 9.0 mg/kg；总汞含量为 0.60 mg/kg，超过 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》[16]的风险筛选值(总汞 0.5 mg/kg，5.5<pH≤6.5)，属于轻度汞污染稻麦轮作耕地。

1.2 试验材料与试验设计

1.2.1 试验材料　钝化剂材料铁基生物质炭采购自天津博尔迈环保科技有限公司，含固定碳≥50%、Fe≥2.0%，比表面积≥80 m^2/g；硫化钙采购自衡阳市化工原料有限公司；生石灰与石灰石粉采购自安徽省芜湖市南陵县平恩建材经营部。其中膨润土汞含量为 0.024 mg/kg，硫化钙汞含量为 0.004 2 mg/kg，生石灰汞含量为 0.004 8 mg/kg，石灰石粉汞含量为 0.07 mg/kg。钝化剂限量值符合国家标准 NY 525—2021《有机肥料》[17]，石灰限量值符合国家标准 NY/T 3443—2019《石灰质改良酸化土壤技术规范》[18]。

1.2.2 2020 年钝化剂材料与汞低积累水稻品种筛选组合试验　钝化剂区组设置 4 个处理：未施加钝化剂区组(CK)、铁基生物质炭处理组(C，3 375 kg/hm^2)、无机硫复配处理组(S，450 kg/hm^2 硫化钙＋975 kg/hm^2 生石灰＋750 kg/hm^2 膨润土)、氧化钙复配处理组(CaO，1 350 kg/hm^2 石灰石粉＋525 kg/hm^2 生石灰)。每种钝化剂设置甬优 1140、嘉 58、嘉禾 247、甬优 538、南粳 46、秀水 14、甬优 1540、秀水 121、秀水 519、嘉禾香 1 号和宁 84 共 11 个水稻品种，每个品种 3 个重复，共 132 个小区，采用随机区组排列设计，每个小区面积为 72 m^2(24 m × 3 m)。钝化剂在水稻田旋耕并施肥后，于晴天进行均匀撒施，钝化剂与土壤混合 7 d 后淹水，再 3 d 后打浆整平，次日人工直播已露白的稻种。6 月初栽种，10 月底收获。水稻生长期间维持 3 ~ 5 cm 水层，分蘖末期正常晒田约 7 d，

再次淹水至水稻灌浆后期，约 10 月中旬不再灌水，使稻田自然落干至收获期。

1.2.3 2022 年钝化剂材料与汞低积累水稻品种筛选组合试验　钝化剂区组设置及具体试验过程同 2020 年。每种钝化剂设置常香粳 1813、嘉丰优 2 号、南粳 3908、南粳 46、南粳 5055、南粳 9108、宁香粳 9 号和秀水 121 共 8 个水稻品种，每个品种 3 个重复，共 96 个小区，采用两因素裂区设计，每个小区面积为 96 m^2(24 m × 4 m)。

1.2.4 2020—2021 年同步两年安全利用模式筛选试验　两年种植的水稻品种均为秀水 134。小区试验设定 8 个模式(即 8 个处理)：模式 1(M1)为生石灰粉＋有机肥＋叶面阻控剂，0.167 hm^2；模式 2(M2)为汞低积累水稻品种(以下简称低积累品种)＋秸秆移除＋生石灰粉＋叶面阻控剂，0.173 hm^2；模式 3(M3)为低积累品种＋秸秆移除＋生石灰粉，0.173 hm^2；模式 4(M4)为低积累品种＋秸秆移除，0.067 hm^2；模式 5(M5)为低积累品种＋深翻耕，0.233 hm^2；模式 6(M6)为低积累品种＋生石灰粉，0.320 hm^2；模式 7(M7)为低积累品种＋叶面阻控剂，0.233 hm^2；模式 8(M8)为低积累品种，0.227 hm^2；完全随机区组设计。其中生石灰粉施用量为 1 350 kg/hm^2，有机肥施用量为 3 000 kg/hm^2，叶面阻控剂以 75 kg/hm^2 喷施。

1.3　样品采集与处理

2020—2023 年 10 月水稻收获期用尼龙网袋采集水稻穗样品，其中 2020 年及 2022 年 10 月采集水稻的同时，也采集稻-麦轮作耕地 0 ~ 20 cm 土壤样品。每个小区均为五点取样，共采集土壤鲜样约 1 kg。土壤样品全部自然风干后过 2 mm 筛，测定 pH；四分法取 1/4 土壤样品过 0.149 mm 筛，用以测定土壤重金属全量；水稻穗样品 55 °C 烘干至恒重，脱粒、脱壳后的糙米以自来水冲洗和去离子水洗净，磨成粉备用。

1.4　样品分析与测定

土壤 pH 用精密 pH 计(PHS-3C)以土水质量比 1∶2.5 浸提测定；土壤有机碳采用红外碳硫分析仪(HCS-801)测定；土壤碱解氮采用浓硫酸消化–半自动凯氏定氮仪测定(KDN-04C)；土壤速效钾采用等离子体发射光谱仪(iCAP 6300，赛默飞，美国)测定；土壤有效磷使用等离子体发射光谱仪测定。

土壤与土壤调理剂的总汞含量使用原子荧光光度计(AFS-8220，吉天仪器，中国)进行测定；土壤调理剂的镉、铬、铅用 HCl–HNO_3–HF–$HClO_4$ 消化后，使用电感耦合等离子体质谱仪(iCAP RQ ICP-MS，Thermo Fisher，美国)进行测定[19]；土壤调理剂用王水消化后使用原子荧光光度计测定其中的砷含量。

米粉以 6 mL HNO_3 消化后用微波消解仪(ETHOS UP，Milestone，意大利)进行消解，使用原子荧光光度计分析糙米中的总汞含量。

生物体内的元素积累以生物富集系数(Bioconcentration factors，BCF)来表示，可以用来反映植物对某种元素的富集能力[20]。水稻糙米汞富集系数(以下简称糙米汞富集系数，即 BCF)=糙米汞含量/试验田耕层土壤汞含量。

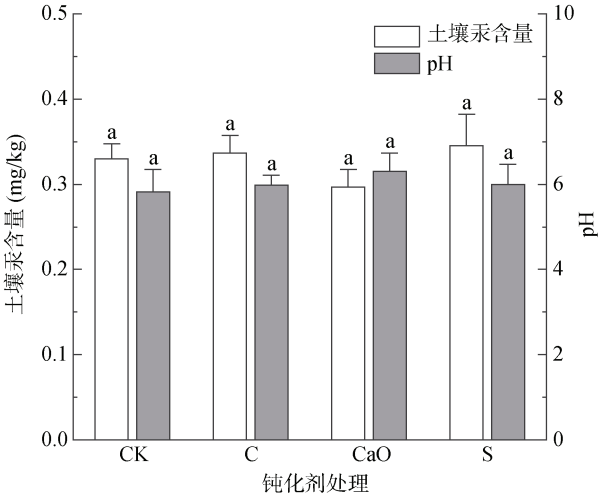
1.5　数据分析与质量控制

采用 Excel 2019 软件对数据进行分析处理，利用 Statistics 22 进行 T 检验和基于 Duncan 法的多组数据差异的显著性分析(P<0.05)等，采用 Origin 2024b 软件作图。土壤使用 GSS-1a 作为标准样品，大米使用 GBW(E)100351 作为标准样品，测定过程中随机选取 10% 的样品作为平行样。

2　结果与讨论

2.1　钝化剂与汞低积累水稻品种筛选

2.1.1 施用钝化剂对糙米汞富集的影响　本研究于 2020 年小麦季收获期采集并检测了钝化剂小区土壤汞本底值，该试验用地未超过农用地土壤污染风险筛选值(Hg<0.5 mg/kg，pH≤6.5)，且 4 个钝化剂小区间土壤总汞与 pH 无统计学意义上的显著性差异(图 1)。



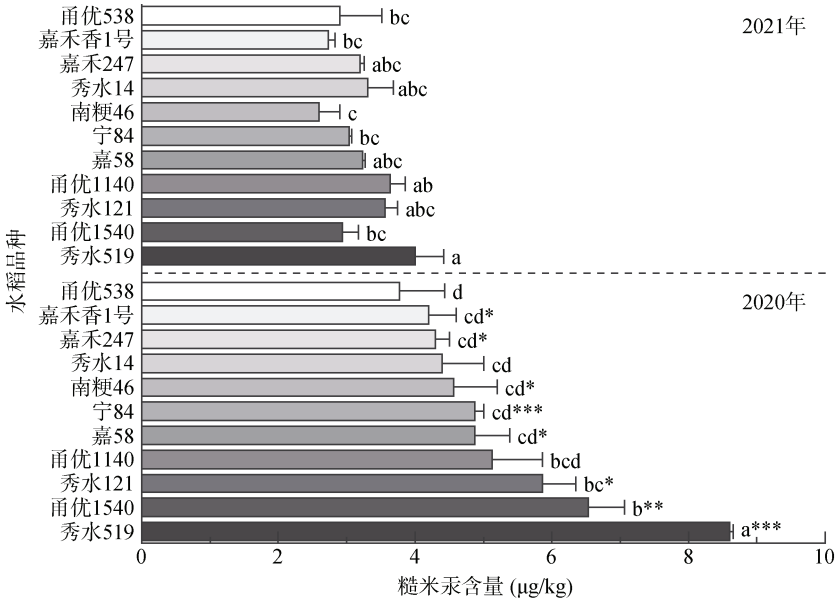
(图中小写字母相同表示组内无显著性差异(P>0.05))

图 1　钝化剂比选小区土壤汞本底值和 pH

Fig. 1　Hg and pH background values in comparison plots of passivating agents

2020—2021 年对照组所有 11 个水稻品种糙米汞含量均未超过 GB 2762—2022《食品安全国家标准食品中污染物限量》[21]的食品安全国家标准限值(0.02 mg/kg)(图 2)。2020 年糙米汞含量均值由低到高

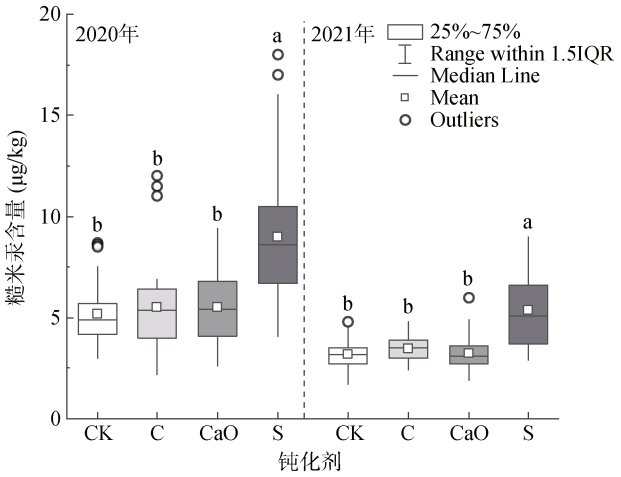
为甬优 538、嘉禾香 1 号、嘉禾 247、秀水 14、南粳 46、宁 84、嘉 58、甬优 1140、秀水 121、甬优 1540 和秀水 519。试验结果表明，在相同的田间小区土壤条件、同等施肥条件、同等水分管理方式下，两年内秀水 519 均为糙米汞含量最高的水稻品种，2021 年糙米汞均值与 2020 年相比降低了 53.49%。这与 Liang 等[22]研究得出的秀水 519 为汞低积累水稻品种这一结论有较大出入，应该与试验设计中将淹水水稻改为旱作有关。李浪和朱金山[23]的研究表明旱作可以显著减少水稻中的汞积累。2020 年对照组各水稻品种的糙米汞含量均高于 2021 年，且除甬优 538 和秀水 14 两个水稻品种外，其余 9 个水稻品种均有显著性差异(图 2)，可见外界环境因素对水稻汞积累具有较大影响。



(图中小写字母不同表示同一年份不同水稻品种间差异达 $P<0.05$ 显著水平，$n = 3$；*、**、***分别表示同一水稻品种不同年份间差异达 $P<0.05$、$P<0.01$、$P<0.001$ 显著水平)

图 2 2020—2021 年对照组糙米汞含量

Fig. 2 Hg contents in brown rice of control group (2020—2021)



(图中小写字母不同表示同一年份不同钝化剂处理组间差异达 $P<0.05$ 显著水平，$n = 33$)

图 3 2020—2021 年不同钝化剂处理间糙米汞含量

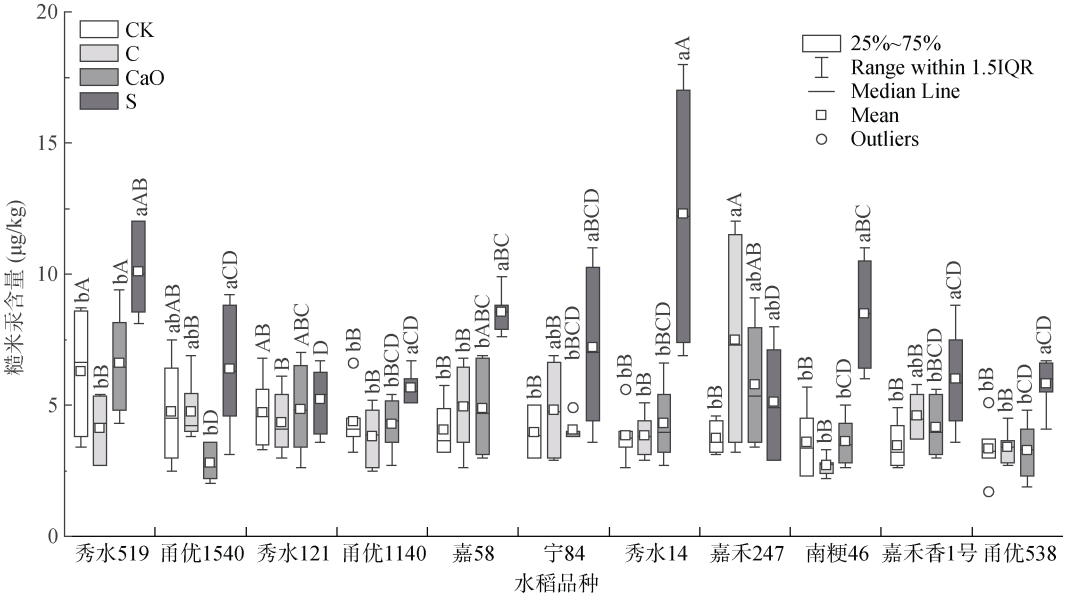
Fig. 3 Hg contents in brown rice of different treatments (2020—2021)

2020 年施加钝化剂后，对比稻–麦轮作耕地中不同钝化剂处理组连续 2 年的糙米汞含量变化(图 3)。可见，S 处理组糙米汞含量均值显著高于其他 3 个处理组，C 处理组和 CaO 处理组与 CK 处理组相比均无显著性差异。2020 年 S 处理组均值对比 CK 处理组升高了 73.00%；2021 年 S 处理组均值对比 CK 处理组升高了 69.71%。汞元素在水稻籽粒中的积累主要来自土壤[24]。Wang 等[25]和李红[26]的研究表明，还原态的无机硫在厌氧条件下能够提高硫酸盐还原菌(SRB)的活性，无机汞更容易被转化为甲基汞，提高汞元素的生物可利用性。

2020—2021 年秀水 519、甬优 1140、嘉 58、宁 84、秀水 14、南粳 46、嘉禾香 1 号和甬优 538 水稻品种的糙米汞含量均表现为 S 处理高于其他 3 种处理(图 4)。仅秀水 121 在 4 种钝化剂处理条件下的糙米汞含量均无显著性差异；嘉禾 247 品种 C 处理比 CK 糙米汞含量高约 95.69%($P<0.05$)，且只有嘉禾 247 品种 C 处理糙米汞含量显著高于其他水稻品种；甬优 1540 表现为仅 S 处理与 CaO 处理有显著性差异。潘亚男等[27]研究发现，BCW-Fe 的高比表面积和孔体积

使其能够更有效地吸附汞，有效减少碳酸盐结合态汞并降低汞的生物可利用性，但没有提及铁基生物质炭的时效性。刘梦圆[28]的盆栽试验结果表明，生物质炭的抑制效果随时间推移逐年减弱，但第三年仍然有效。生物质炭的作用机制与其对土壤理化性质的改善有关，但在完全好氧的条件下，其抑制作用会减弱。

个别水稻品种的 C 处理与 CK 无显著性差异，甚至高于 CK，这可能与本研究区域内的稻–麦轮作(水–旱轮作)方式有关。CK 区组中，秀水 519 的糙米汞含量高于其他水稻品种(P<0.05)；甬优 1540、秀水 121、甬优 1140、嘉 58、宁 84、秀水 14、嘉禾 247、南粳 46、嘉禾香 1 号和甬优 538 的糙米汞含量均在同一水平(P>0.05)。



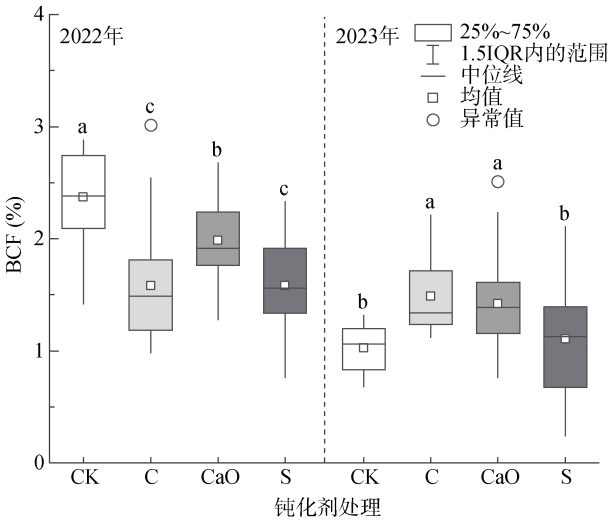
(图中小写字母不同表示同一水稻品种不同钝化剂处理间差异达 P<0.05 显著水平，大写字母不同表示同一钝化剂处理不同水稻品种间差异达 P<0.05 显著水平，n = 6)

图 4　2020—2021 年钝化剂对各水稻品种糙米汞含量的影响

Fig. 4　Effects of passivating agents on Hg contents in brown rice of various rice varieties (2020—2021)

2.1.2　钝化剂对糙米汞富集的长效影响　　2020 年施加钝化剂后，分析 2022—2023 年钝化剂对不同水稻品种糙米汞富集的长效影响(图 5)。2022—2023 年选用的水稻品种为基于 2020—2021 年的试验结果分析后，筛选剔除部分糙米汞富集系数高的品种。2022 年数据结果显示，C 和 S 处理组糙米汞富集系数显著低于 CK 与 CaO 处理组(P<0.001)，CaO 处理组显著低于 CK 处理组(P<0.001)；至 2023 年，CK 处理组与 S 组组已无显著性差异，且 C 和 CaO 处理组条件下的糙米汞富集系数显著高于 CK 与 S 处理组(P<0.001)。2022 年与 2023 年 CK 处理组间的糙米汞富集系数具显著性差异(图 5)，2020 年与 2021 年之间的糙米汞含量也存在较大差异(图 3)，进一步佐证了外界环境条件对轻度汞污染耕地的糙米汞含量有较大的影响。

忽略品种年际环境变化造成的糙米汞富集系数差异性，分析不同钝化剂处理对各水稻品种糙米汞富集系数的长效影响(图 6)。各水稻品种 3 种钝化剂处理糙米汞富集系数均与 CK 无显著性差异。常香粳

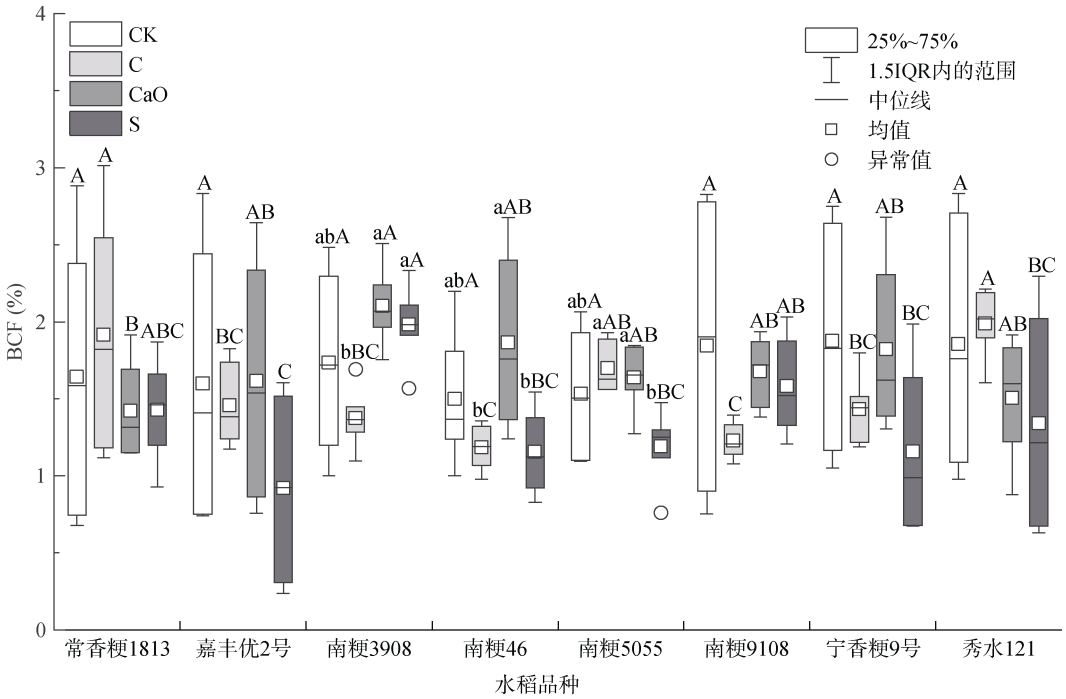


(图中小写字母不同表示同一年份不同钝化剂处理间差异达 P<0.001 显著水平，n = 24)

图 5　2022—2023 年钝化剂对糙米汞富集的影响

Fig. 5　Effects of passivating agents on Hg accumulation in brown rice (2022—2023).

1813、嘉丰优 2 号、南粳 9108、宁香粳 9 号和秀水 121 的 4 个钝化剂处理间糙米汞富集系数差异不显



(图中小写字母不同表示同一水稻品种不同钝化剂处理间差异达 $P<0.05$ 显著水平，大写字母不同表示同一钝化剂处理不同水稻品种间差异达 $P<0.05$ 显著水平，$n = 6$)

图 6 2022—2023 年钝化剂对各水稻品种糙米汞富集系数的影响

Fig. 6 Effects of passivating agents on Hg accumulation in brown rice of various rice varieties (2022—2023)

著；南粳 3908 的 C 处理显著低于 CaO 和 S 处理；南粳 46 的 C 处理与 S 处理显著低于 CaO 处理；南粳 5055 的 S 处理显著低于 C 和 CaO 处理。本试验中选用的水稻品种均为江浙地区的主栽品种，基于各水稻品种对轻度汞污染耕地中不同钝化剂的响应机理与合理利用，还有待进一步探究。

对比不同水稻品种的钝化剂效果，C 处理组中，嘉丰优 2 号、南粳 3908、南粳 46、南粳 9108 和宁香粳 9 号的处理效果优于其他水稻品种，常香粳 1813 和秀水 121 的钝化效果最差。CaO 处理组中，南粳 3908 的钝化效果最差，与常香粳 1813 具显著性差异，而除南粳 3908 之外的其他 7 个水稻品种的钝化效果均在同一水平；S 处理区组中，南粳 3908 的钝化效果仍为最差，与常香粳 1813、南粳 9108 的钝化效果处于同一水平，钝化效果最好的水稻品种为嘉丰优 2 号。

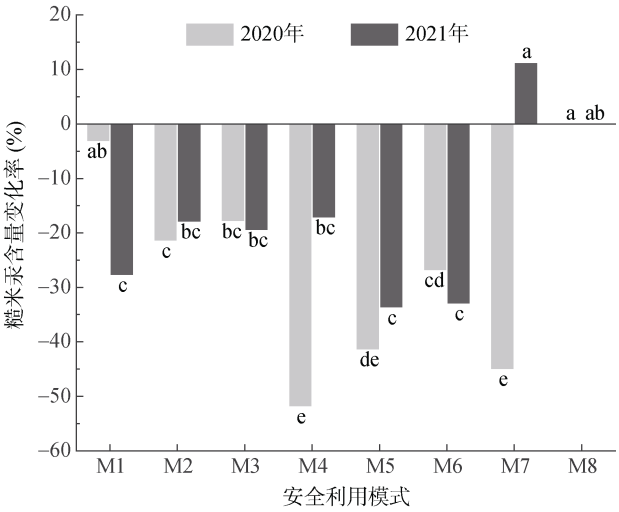
以上结果表明，不同品种水稻对于钝化剂的响应存在品种特异性。同一钝化剂在不同水稻品种中对降低糙米中汞的富集效果不尽相同，部分品种在某一钝化剂处理下表现出显著的降低作用。这表明在汞污染的稻田治理中，选择钝化剂时不仅要考虑钝化剂本身的性质和作用，还应考虑不同水稻品种的特征，以达到最佳的降汞效果。

2.2 不同安全利用模式对糙米汞吸收的影响

2020 年实施安全利用模式后，分析 2020—2021 年模式小区 M1 ~ M7 与 M8 相比的糙米汞变化率(图 7)，除 2021 年 M7 比 M8 糙米汞含量高($P>0.05$)之外，其余的模式小区在 2020—2021 年糙米汞含量均低于同年的 M8 模式小区，但 2020 年 M1 与 M8 糙米汞含量无显著性差异($P>0.05$)。2020 年钝化效果最好的安全利用模式为 M4、M5 和 M7($P<0.05$)；2021 年钝化效果最好的安全利用模式为 M1、M5 和 M6 ($P<0.05$)。总体来说，M5(即低积累品种＋深翻耕)在实施安全利用措施后，次年未作任何处理的条件下，仍能保持良好的钝化效果，是研究区域内轻度汞污染耕地安全利用模式的最优选。

2.3 钝化剂的经济效益分析

根据 2020 年安全利用措施实际使用材料的单价(表 1)，计算每种钝化剂施用和安全利用措施的落地成本(表 2)，落地成本为与农户正常种植对比。叶面阻控剂可与叶面肥、农药共同喷施，故仅计入有阻隔重金属效果的叶面阻控剂，不计算农用无人机租用价格；本研究区域内粳稻秸秆产量约 9 t/hm^2，成本按实际实施的总价格估算为 1 050 元/hm^2；深翻耕措施成本依据实际作业经验粗略计算，即翻转犁作业 525 元/hm^2。



(图中小写字母不同表示同一年份不同安全利用模式间糙米汞含量变化率差异达 $P<0.05$ 显著水平，$n = 3$)

图 7　2020—2021 年安全利用模式小区糙米汞含量变化率

Fig. 7　Change rate of Hg content of brown rice in pattern plots (2020—2021)

表 1　安全利用措施使用材料的单价

Table 1　Unit costs of materials used for safe utilization measures

材料	单价(元/kg)
生石灰粉	0.9
石灰石粉	1.68
硫化钙	0.46
膨润土	0.35
铁基生物质炭	0.84
有机肥	0.6
叶面阻控剂	60

表 2　安全利用措施的落地成本

Table 2　Implementation costs of safety utilization measures

钝化措施	单价(元/ hm^2)
未施加钝化剂(CK)	0
铁基生物质炭(C)	2 835
氧化钙复配(CaO)	2 740.5
无机硫复配(S)	1 347
低积累品种＋生石灰粉＋有机肥＋叶面阻控剂(M1)	3 915
低积累品种＋秸秆移除＋生石灰粉＋叶面阻控剂(M2)	3 165
低积累品种＋秸秆移除＋生石灰粉(M3)	2 265
低积累品种＋秸秆移除(M4)	1 050
低积累品种＋深翻耕(M5)	525
低积累品种＋生石灰粉(M6)	1 215
低积累品种＋叶面阻控剂(M7)	900
低积累品种(M8)	0

结合品种筛选、钝化剂比选和安全利用模式筛选试验结果，铁基生物质炭与氧化钙复配经济成本相当，效果并不明显，推断是由于试验区域内土壤汞含量并不高；无机硫复配处理的经济成本最低，但前期钝化效果欠佳。汞低积累水稻品种＋深翻耕为最优安全利用模式，同时安全利用措施的落地成本也最低，仅次于 CK 和 M8。综上所述，对于轻度汞污染耕地推荐仅栽种当地适宜的、经过品种筛选后确认有效的汞低积累水稻品种，与深翻耕技术模式相结合的方式进行绿色安全利用。但应注意：稻田深翻耕深度应在 25 cm 以上，不适宜连续两年进行深翻处理，且不适用于下层重金属含量高的土壤。

3　结论

在研究区域内适宜种植甬优 538、嘉禾香 1 号、秀水 14、南粳 46、宁 84、嘉 58 和甬优 1140 作为汞低积累水稻品种；汞污染耕地不推荐大面积种植甬优 1540 和秀水 519。本着节本增效的原则，轻度汞污染耕地在安全利用时不适宜施用生石灰、有机肥、无机硫等钝化剂，更适合选择汞低积累水稻品种与深翻耕相结合的方式进行修复。经过 2020—2023 年 4 年的农产品检测，确定研究区域内总汞含量为 0.33 mg/kg 和 0.6 mg/kg 的土壤中糙米汞含量均符合国家标准 GB 2762—2022《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(糙米汞<20 μg/kg)。总体来说，稻米安全可食用。

参考文献：

[1] Kopittke P M, Menzies N W, Wang P, et al. Soil and the intensification of agriculture for global food security[J]. Environment International, 2019, 132: 105078.

[2] 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国土资源部. 2014 年全国土壤污染状况调查公报[R]. 2014. https://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/W020140417558995804588.pdf.

[3] Smart N A, Hill A R. Pesticides residues in foodstuffs in Great Britain. VI. Mercury residues in rice[J]. Journal of the Science of Food and Agriculture, 1968, 19(6): 315–316.

[4] Feng X B, Li P, Qiu G L, et al. Human exposure to methylmercury through rice intake in mercury mining areas, Guizhou province, China[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(1): 326–332.

[5] Xu X H, Han J L, Pang J, et al. Methylmercury and inorganic mercury in Chinese commercial rice: Implications for overestimated human exposure and health risk[J]. Environmental Pollution, 2020, 258: 113706.

[6] 张桃林. 守护耕地土壤健康 支撑农业高质量发展[J]. 土壤, 2021, 53(1): 1–4.

[7] 孙丽娟, 段德超, 彭程, 等. 硫对土壤重金属形态转化及植物有效性的影响研究进展[J]. 应用生态学报, 2014, 25(7): 2141–2148.

[8] Barnett M O, Harris L A, Turner R R, et al. Formation of mercuric sulfide in soil[J]. Environmental Science and Technology, 1997, 31(11): 3037–3043.

[9] Hu Z Y, Zhu Y G, Li M, et al. Sulfur (S)-induced enhancement of iron plaque formation in the rhizosphere reduces arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) seedlings[J]. Environmental Pollution, 2007, 147(2): 387–393.

[10] Zhong S Q, Qiu G L, Feng X B, et al. Sulfur and iron influence the transformation and accumulation of mercury and methylmercury in the soil-rice system[J]. Journal of Soils and Sediments, 2018, 18(2): 578–585.

[11] Tian X S, Chai G Q, Xie Q, et al. Response of methylmercury in paddy soil and paddy rice to pristine biochar: A meta-analysis and environmental implications[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2023, 257: 114933.

[12] 韩佳良. 外源硫、铁添加对于水稻吸收土壤汞与甲基汞的影响[D]. 贵阳: 贵州大学, 2019.

[13] 窦韦强, 安毅, 秦莉, 等. 土壤 pH 对汞迁移转化的影响研究进展[J]. 农业资源与环境学报, 2019, 36(1): 1–8.

[14] 中华人民共和国生态环境部. 2023 中国生态环境状况公报[R]. 2024. https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/202406/P020240604551536165161.pdf.

[15] 嘉兴市水利局. 水利概况[EB/OL]. (2023-09-21)[2024-06-17]. https://slj.jiaxing.gov.cn/col/col1506253/index.html.

[16] 生态环境部土壤环境管理司, 生态环境部科技标准司. 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB15618—2018[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2018.

[17] 农业农村部种植业管理司. 有机肥料: NY/T 525—2021[S]. 北京: 中国农业出版社, 2021.

[18] 农业农村部种植业管理司. 石灰质改良酸化土壤技术规范: NY/T 3443—2019[S]. 北京: 中国农业出版社, 2019.

[19] 傅赵聪, 王翀, 吴春发, 等. HDXRF 法农田土壤镉测定结果准确度评价与精准校正模型构建[J]. 土壤, 2023, 55(4): 829–837.

[20] 李雨芩. 不同类型水稻土甲基汞变化特征及其在水稻中的富集[D]. 重庆: 西南大学, 2018.

[21] 中华人民共和国国家卫生健康委员会, 国家市场监督管理总局. 食品安全国家标准 食品中污染物限量: GB2762—2022[S]. 北京: 中国标准出版社, 2022.

[22] Liang H, Wang S, Xu P, et al. Converting flooded rice to dry farming can alleviate MeHg accumulation in grains[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2024, 283: 116817.

[23] 李浪, 朱金山. 水旱轮作稻田旱作季土壤汞微生物甲基化的研究进展[J]. 贵州农业科学, 2020, 48(9): 52–56.

[24] 孙涛. 农田管理对稻田系统汞甲基化及其分布与积累的影响[D]. 重庆: 西南大学, 2019.

[25] Wang Y J, Zhang Y, Ok Y S, et al. Biochar-impacted sulfur cycling affects methylmercury phytoavailability in soils under different redox conditions[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 407: 124397.

[26] 李红. 稻田生态系统中硫化汞的形成与生物可利用性研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2019.

[27] 潘亚男, 陈灿, 王欣, 等. 凤眼莲源生物炭对土壤 As、Hg、Cd 溶出特性与化学形态的影响[J]. 环境科学学报, 2017, 37(6): 2342–2350.

[28] 刘梦圆. 硒和生物炭降低稻米中甲基汞累积的长期作用研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2022.