

砷对小麦苗期生长的影响及降低砷毒性的措施

马瑞, 王海芳, 卢静, 吕溥, 李金惠

引用本文:

马瑞, 王海芳, 卢静, 吕溥, 李金惠. 砷对小麦苗期生长的影响及降低砷毒性的措施[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(8): 1660-1670.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1472>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

镉与微量元素在小麦吸收过程中的相互影响

姚晨, 贾睿琪, 腊贵晓, 王宁, 陆夏梓, 郭子昂, 龚子阳, 赵艳阳, 郭虹好, 李烜楨
农业环境科学学报. 2022, 41(6): 1175-1183 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0866>

外源亚精胺对水稻吸收积累镉砷的影响

刘书锦, 黄益宗, 李颜, 魏祥东, 铁柏清
农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2172-2180 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0828>

不同磷效率小麦幼苗对铅胁迫的响应机制

孙齐状, 王龙, 马彦芳, 黄绍敏, 刘红恩, 高巍, 李畅, 张雯雯, 赵鹏
农业环境科学学报. 2022, 41(8): 1647-1659 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1423>

茉莉酸甲酯对小麦幼苗生长及镉积累的影响

冯文静, 高巍, 孙苗苗, 赵鹏, 康国章, 刘红恩, 秦世玉, 李畅, 睢福庆
农业环境科学学报. 2022, 41(5): 933-05-1 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1289>

不同小麦品种灌浆期生长和镉积累的差异研究

潘建清, 陆敏, 杨肖娥
农业环境科学学报. 2021, 40(4): 756-765 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0967>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

马瑞,王海芳,卢静,等.砷对小麦苗期生长的影响及降低砷毒性的措施[J].农业环境科学学报,2022,41(8):1660-1670.

MA R, WANG H F, LU J, et al. Effects of arsenic on wheat seedling growth and corresponding agronomic measures for toxicity mitigation [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2022, 41(8): 1660-1670.



开放科学 OSID

砷对小麦苗期生长的影响及降低砷毒性的措施

马瑞¹, 王海芳¹, 卢静^{1*}, 吕溥², 李金惠²

(1.中北大学环境与安全工程学院,太原 030051; 2.清华大学环境学院,北京 100084)

摘要:为探讨砷(As)污染对小麦苗期生长的影响,并提出减缓As毒害的农艺措施,以两个品种小麦作为供试材料,通过水培试验研究小麦苗期根系、茎叶对As(Ⅲ)吸收、累积的差异,以及As(Ⅲ)对小麦的毒性效应,采用盆栽试验研究硅(Si)肥、磷(P)肥施加对小麦根系、茎叶生物量及As含量的影响。结果表明:晋麦1号和晋麦2号根系生物量的As(Ⅲ)半数抑制浓度分别为1.2 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 和2.2 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$,晋麦1号受As(Ⅲ)毒害引起的生理氧化胁迫显著,而晋麦2号根系受As(Ⅲ)毒害症状较弱;相较于晋麦1号,晋麦2号根系会吸收更多的As并向地上部分转运,对人体健康具有潜在危害。此外,Si、P肥的添加不仅有效增加了小麦根系、茎叶的生物量,而且显著降低了根系、茎叶中As的含量,200 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Si肥添加后,根系、茎叶中As含量分别降低了77.4%和60.5%,100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ P肥添加后,根系、茎叶中As含量分别降低了67.6%和49.2%。研究表明,两种小麦吸收、转运和累积As的能力不同,受As毒害产生的氧化胁迫也不同,小麦品种间As耐受性存在差异;施加Si、P肥有利于降低小麦各组织部位As的含量。

关键词:小麦;砷;吸收;累积;毒性;肥料施用

中图分类号:X173;S512.1 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)08-1660-11 doi:10.11654/jaes.2021-1472

Effects of arsenic on wheat seedling growth and corresponding agronomic measures for toxicity mitigation

MA Rui¹, WANG Haifang¹, LU Jing^{1*}, LÜ Pu², LI Jinhui²

(1.School of Environment and Safety Engineering, North University of China, Taiyuan 030051, China; 2.School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: In this study, the absorption and accumulation abilities of roots and shoots and the toxic effects of arsenic (As) on wheat seedlings (*Triticum aestivum* L.) were explored to evaluate the influence of As pollution. In addition, related toxicity mitigation agronomic measures were proposed. Two varieties of wheat (Jinmai No.1 and Jinmai No.2) were selected as test plants, and the hydroponic method was used in a part of the experiment. Silicate(Si) and phosphate(P) fertilizers were applied separately to study the differences in root and shoot biomass and As accumulation. The semi-inhibitory concentration of As(Ⅲ) in the root biomass for Jinmai No.1 and No.2 were 1.2 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ and 2.2 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively. The physiological oxidative stress caused by As(Ⅲ) was more significant in Jinmai No.1 than in Jinmai No.2. As(Ⅲ) showed no obvious toxicity. Compared to that in Jinmai No.1, more As was absorbed in the roots and shoots and transported to the aboveground foliage of Jinmai No.2, which indicates a higher human health risk. In addition, the application of Si and P effectively increased the biomass of roots and shoots and led to a significant reduction in As accumulation in the roots and shoots. Accumulated concentrations of As in the roots and shoots of wheat seedlings decreased by 77.4% and 60.5%, and 67.6% and 49.2% for the 200 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Si and 100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ P addition groups, respectively. Therefore, the absorption, transportation, and accumulation abilities of As and the oxidative stress caused by As differ between the two wheat varieties, and there are differences in the arsenic tolerance between the two wheat seedlings. The application of Si and P is an effective agronomic practice for reducing As concentration in various tissues of wheat.

Keywords: wheat; arsenic; absorption; accumulation; toxicity; fertilizer application

收稿日期:2021-12-21 录用日期:2022-03-16

作者简介:马瑞(1986—),女,山西孝义人,博士,讲师,主要从事土壤重金属污染与控制研究。E-mail:marui@nuc.edu.cn

王海芳与马瑞同等贡献。

*通信作者:卢静 E-mail:lujing1982@163.com

基金项目:国家重点基础研究发展计划课题(2018YFC1801104);国家自然科学基金项目(41977141)

Project supported: The National Basic Research Program of China(2018YFC1801104); The National Natural Science Foundation of China(41977141)

砷(As)是一种广泛分布于自然界的有毒类金属元素,据统计,我国每年因燃煤导致的砷化物的排放量高达1 500 t,As的污染问题已相当严重^[1]。山西省是煤炭大省,煤炭、矿产开采过程中有大量As释放进入环境,刘汉斌等^[2]发现大同市侏罗纪煤中As的含量是全国煤中As均值的2倍,史晓凯等^[3]的研究表明山西忻州市高As硫铁矿开采中释放的As随大气沉降、河水灌溉等方式进入土壤,使矿区周边农田土壤As的污染问题愈发严重。As不仅干扰作物的正常生长^[4],还会通过土壤-农作物的迁移,进入食物链威胁人体健康^[5]。

目前,已有文献报道了As对粮食作物的危害,主要表现为抑制作物水分代谢、呼吸作用、光合作用及相关酶的活性等^[6]。一般而言,As对作物的毒害程度与作物生长介质中As的含量密切相关,当生长介质中As的含量超过植物所能承受的临界值后,As含量越高,对植物的毒害效应就越明显^[7-8]。土壤中As对作物的毒害不仅与含量有关,更与其形态转变及生物有效性密切相关,尤其是无机As(Ⅲ)的生物有效性。已有学者比较了小麦、萝卜和玉米在受As污染的褐土上的生长状况,发现受As毒害程度最强的是小麦^[9]。目前,小麦已经成为人类患癌症的新型暴露途径^[10],全球0.02%的人由于食用As污染的小麦而面临患癌症的风险^[11]。ZHAO等^[12]的研究表明,小麦籽粒中的As以无机As形态存在,作物累积的As全部来自于土壤。CHEN等^[13]发现在碱性环境下,土壤可提取态As与小麦籽粒As显著线性相关,揭示了土壤As向小麦籽粒的转运结果。此外,小麦茎秆通常被用于饲养牲畜或被还田,茎秆中累积的As很可能通过食物链再次进入人体,对人体造成潜在危害。山西以面食著称,小麦是山西的主要粮食作物,该地耕作土壤普遍呈中碱性,因此研究As对小麦生长的影响意义重大。

降低As的生物有效性是减缓As对作物毒害最主要的途径。土壤环境中的As主要以无机As形态[As(Ⅲ)、As(V)]存在,其中As(Ⅲ)对作物的毒性远大于As(V)^[14]。亚砷酸和硅酸的解离常数、分子结构

大小接近,MA等^[15]的研究表明硅酸转运水通道蛋白(OsNIP2;1,即Lsi1)是As(Ⅲ)进入水稻根系的一个重要途径,Lsi2可调控根系As(Ⅲ)向木质部的流动;LIU等^[16]添加Si肥使水稻茎叶和稻谷中的As分别降低了78%和16%;李剑睿等^[17]发现施Si肥会促使土壤形成重金属硅酸盐沉淀,降低土壤As的迁移性和生物有效性。As(V)与磷(P)为同族元素,砷酸盐与磷酸盐的化学性质相似,As(V)可通过磷的吸收转运通道进入植物体内^[18];WANG等^[19]研究发现,增加培养液中磷酸盐的浓度能显著抑制蜈蚣草(*Eremochloa ciliaris*)对As(V)的吸收;PICKERING等^[20]采取同位素标记的方法研究⁷³As(V)的吸收动力学特征,结果表明P能抑制植物对As(V)的吸收。

本研究以两种小麦作为供试材料,研究不同浓度As(Ⅲ)处理后两种小麦各组织部位对As(Ⅲ)吸收、转运和累积的差异,以及As(Ⅲ)对小麦的毒性效应,为准确了解As(Ⅲ)对小麦的毒性及小麦对As(Ⅲ)的耐性提供理论依据,同时提出减缓小麦受As毒害的有效农艺措施。

1 材料与方法

1.1 供试材料

晋麦1号和晋麦2号均是山西省田间广泛种植的小麦品种,供试小麦种子购买于某种子子公司。

1.2 供试土壤

供试土壤采自山西省太原市二龙山表层土壤(0~20 cm),土壤类型为棕壤。将采集后的土壤自然风干,过4 mm筛后备用。土壤的基本性质如表1所示。

1.3 试验设计

1.3.1 幼苗的培育

分别选取两种饱满的小麦种子各约300颗,先用10%的过氧化氢(H₂O₂)消毒,再用蒸馏水冲洗干净后置于铺有湿润滤纸的培养皿中,待种子的胚稍微萌动后放于4℃冰箱中春化7 d(无光照),取出后置于硬质网面(两端用泡沫固定)上,漂浮在盛有去离子水的盆钵中,曝气、光照(10 h·d⁻¹)培养,当叶片长到5 cm时,用1/2霍格兰营养液曝气培养,期间每3 d换一次

表1 供试土壤的基本性质

Table 1 Basic properties of the test soil

pH值 pH value	总有机碳 Total organic carbon/(g·kg ⁻¹)	总氮 Total nitrogen/(g·kg ⁻¹)	总磷 Total phosphorus/(g·kg ⁻¹)	总钾 Total potassium/(g·kg ⁻¹)	总砷 Total arsenic/(mg·kg ⁻¹)
7.5	20.0	1.2	0.5	20.0	5.17

营养液,待幼苗长至三叶一心后备用。

1.3.2 水培试验

挑选 1.3.1 中长势好的三叶一心小麦幼苗进行水培 As(Ⅲ)处理试验。试验采用容积为 300 mL 的塑料盆钵,首先用 NaAsO₂ 配制 10 mmol·L⁻¹ 的 As(Ⅲ)母液,用移液枪分别吸取 0.125、0.25、0.625、1.25 mL 和 2.5 mL As(Ⅲ)母液至盛有 200 mL 霍格兰全营养液(调节 pH=6.0)的容量瓶中,再用该营养液定容至 250 mL 后置于塑料盆钵中,配制成 5、10、25、50、100 μmol·L⁻¹ As(Ⅲ)处理溶液。As(Ⅲ)吸收试验[可用于 As(Ⅲ)半抑制浓度的分析]为 5 d,As(Ⅲ)吸收动力学试验为 30 min,As(Ⅲ)氧化特征分析试验为 3 d,各试验具体的浓度设置如表 2 所示,对照组为不加 As(Ⅲ)的营养液,每个试验浓度设置 3 个重复,每个重复 5 棵幼苗,试验过程中每 2 d 换一次处理溶液,均连接曝气装置,保证小麦根系的氧气供给。

1.3.3 盆栽试验

将过筛的土壤置于塑料盆钵中,每盆 1.5 kg,向每个盆钵中加入基肥(氮肥为尿素,100 mg·盆⁻¹;钾肥、磷肥为 KH₂PO₄,320 mg·盆⁻¹),而后在各个盆钵中加入 10 mg·kg⁻¹ As(Ⅲ),试验设置:①对照组 CK,即不添加 P、Si 肥的 As 处理组;②低浓度磷肥 P1(329 mg·盆⁻¹ KH₂PO₄),即 As+50 mg·kg⁻¹ P;③高浓度磷肥 P2(658 mg·盆⁻¹ KH₂PO₄),即 As+100 mg·kg⁻¹ P;④低浓度硅肥 Si1(322 mg·盆⁻¹ SiO₂),即 As+100 mg·kg⁻¹ Si;⑤高浓度硅肥 Si2(644 mg·盆⁻¹ SiO₂),即 As+200 mg·kg⁻¹ Si。上述处理均需搅拌均匀,每个处理设置 3 个重复,每个重复 3 棵幼苗。挑选 1.3.1 中

长势好的三叶一心晋麦 2 号幼苗进行移栽,在小麦幼苗移栽前,先将加入 As(Ⅲ)、P 肥和 Si 肥的土壤加水湿透后培养两周,以使 As 元素均匀分布在土壤固相表面和液相中。小麦移栽后,试验处理时间持续 45 d,期间保持土壤水分为田间最大持水量的 80%。

1.4 样品的测定及分析

1.4.1 样品生物量的测定

鲜质量:处理结束后,分离小麦幼苗的根系和茎叶,用去离子水冲洗干净,吸水纸将表面水分擦干后置于万分之一天平称量。干质量:将样品置于 70 °C 烘箱,48~72 h 质量恒定后称量。

1.4.2 样品 As 含量的测定

称取烘干磨细的样品(水培试验样品量<0.25 g,称全部样品;样品量≥0.25 g,称 0.25 g 样品)于消解管内,向其中加入 5 mL 混酸(HNO₃:HClO₄=87:13, V:V)进行消解,结束后用 2% HNO₃ 定容,用电感耦合等离子体光谱仪(ICP-OES, Thermo Fisher iCAP 7000)测定 As 含量。

1.4.3 氧化特征分析

H₂O₂:采用比色法^[21]测定小麦各组织中 H₂O₂ 的含量。

丙二醛(MDA):采用 5% 三氯乙酸(100 mL 水中加入 5 g 三氯乙酸)提取法^[22]测定小麦各组织中 MDA 含量。

1.5 数据处理

数据处理、相关性分析和图形绘制采用 Sigma-Plot 13.0 软件,数据差异性统计采用 SPSS 20.0 软件,采用单因素方差齐性 Tukey 方式分析,图中的误差线

表 2 水培试验设计(μmol·L⁻¹)

Table 2 Design of the hydroponic experiments(μmol·L⁻¹)

处理 Treatment	As(Ⅲ)吸收试验 As(Ⅲ) absorption experiment	As(Ⅲ)吸收动力学试验 As(Ⅲ) absorption kinetics experiment	As(Ⅲ)氧化特征分析试验 As(Ⅲ) oxidation characteristic analysis experiment
晋麦 1 号 Jinmai No.1	0	0	0
	5	5	5
	10	10	25
	25	25	
	50		
	100		
晋麦 2 号 Jinmai No.2	0	0	0
	5	5	5
	10	10	25
	25	25	
	50		
	100		

均是标准误差(SE)。

2 结果与讨论

2.1 As(Ⅲ)处理对小麦苗期根系、茎叶生物量及相对根长的影响

两种小麦根系、茎叶生物量均随溶液 As(Ⅲ)浓度的增加而降低(图 1a 和图 1b), 经 $5 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ As(Ⅲ)处理后, 晋麦 1 号根系、茎叶生物量分别降低 90% 和 60%, 降低幅度均极显著高于晋麦 2 号。两种小麦相对根长随 As(Ⅲ)处理浓度的增加而减少(图 1c), 晋麦 1 号根长减少 13%~40%, 晋麦 2 号减少 3%~35%。由此可知, 晋麦 1 号根系、茎叶生长受 As(Ⅲ)抑制的程度显著高于晋麦 2 号, 环境中 As(Ⅲ)的存在, 会对晋麦 1 号产生较严重的毒害效应。该结果与 AGNIHOTRI 等^[23]的研究结果一致, 当小麦植株暴露在 As 环境中时, 其吸收营养成分的能力降低, 蛋白合成速度减弱, 最终导致小麦植株生物量下降。

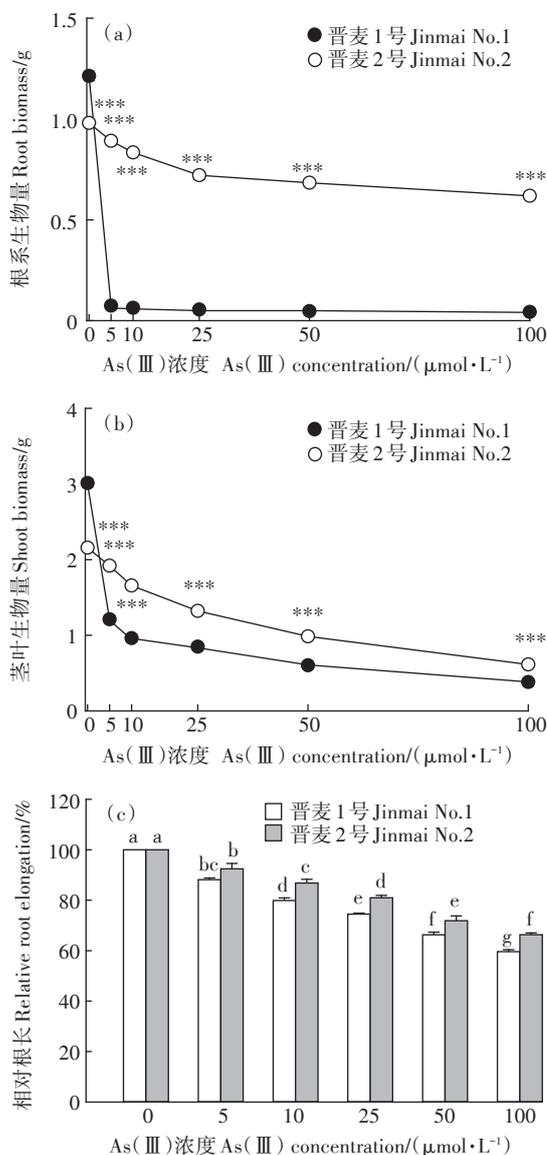
2.2 As(Ⅲ)处理对小麦苗期根系、茎叶 As 含量的影响

两种小麦根系、茎叶 As 含量均随 As(Ⅲ)处理浓度的增加而增加(图 2a 和图 2b)。晋麦 1 号根系、茎叶 As 含量总体上极显著低于晋麦 2 号, 只在 $50 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ As(Ⅲ)处理时, 晋麦 1 号茎叶 As 含量与晋麦 2 号无显著差异, 这可能是由于晋麦 1 号茎叶对 As(Ⅲ)的吸收速率或根系向茎叶的转运能力在该浓度下有所加强, 也可能与调控小麦 As 吸收的基因有关, 具体机理需进一步研究。上述结果表明两种小麦对 As(Ⅲ)的吸收、累积存在差异, 晋麦 2 号对 As(Ⅲ)的吸收、累积和耐受能力较高, 该结果与国内外报道的小麦籽粒和茎秆对 As 的累积能力在不同品种间存在很大差异的结果^[24-25]一致。KUNDU 等^[26]在 As 污染条件下种植 4 种小麦, 其中 As 累积量最高品种的籽粒、茎叶中 As 含量是最低品种的 1.2~2.7 倍。

由图 2c 可知, 两种小麦根系 As 含量与茎叶 As 含量显著线性相关, 茎叶 As 含量随根系 As 含量的增加而增加, 说明茎叶中 As 的累积主要来自于根系 As 向茎叶的转运, 根系 As 累积得越多, 向茎叶中转运的 As 就越多, 茎叶部分 As 的累积量也相应增加。TONG 等^[27]在内蒙古河套地区的研究也表明, 向小麦灌溉 As 污染的地下水不仅会增加表土层 As 的含量, 还会影响土壤中 As 的生物有效性, 进而增加小麦茎秆、籽粒中 As 的含量。

2.3 相关性分析

经 As(Ⅲ)处理后, 两种小麦根系生物量均随根系 As 含量的增加迅速降低(图 3a), 说明根系 As 的累



*** 表示在 $P<0.001$ 水平两个小麦品种间存在极显著差异, 不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P<0.05$), 图中数值为平均值 \pm 标准差 ($n=3$)。下同

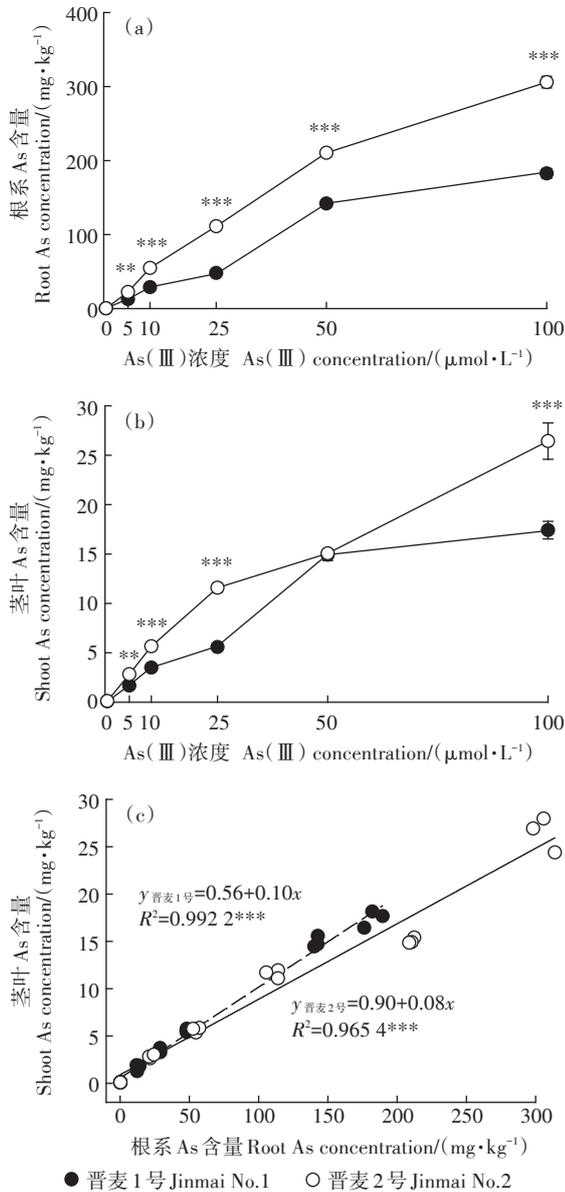
*** indicates significant difference at $P<0.001$ level between two wheat varieties, different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($P<0.05$). Data are represented with mean \pm SE ($n=3$).

The same below

图 1 不同浓度 As(Ⅲ)处理后两种小麦根系生物量、茎叶生物量及相对根长的变化

Figure 1 The change of root biomass and shoot biomass and relative root elongation of two wheat varieties under different As(Ⅲ) concentration treatments

积是导致根系生物量减少的重要原因。晋麦 1 号根系 As 含量与根长, 茎叶 As 含量与茎叶生物量均呈显著非线性关系(图 3b 和图 3c), 说明晋麦 1 号根长受抑制与根系 As 含量的增加关系密切, 茎叶生物量降低与茎叶 As 含量的增加有关, 具体的机理需要从分



**表示在P<0.01水平两个小麦品种间存在极显著差异。下同
** indicates significant difference at P<0.01 level between two wheat varieties. The same below

图2 不同浓度As(III)处理后小麦根系、茎叶As含量的变化及小麦根系As含量与茎叶As含量的相关关系

Figure 2 The change of root As concentration and shoot As concentration of two wheat varieties and the correlation between root As concentration and shoot As concentration under different As(III) concentration treatments

子生物学角度进一步研究;晋麦2号根系As含量与根长,茎叶As含量与茎叶生物量均呈极显著线性关系,说明晋麦2号根系As的累积是导致根长受阻的主要原因,茎叶As的累积直接导致茎叶生物量的减少。

有研究表明小麦暴露在As环境中时,其根系分

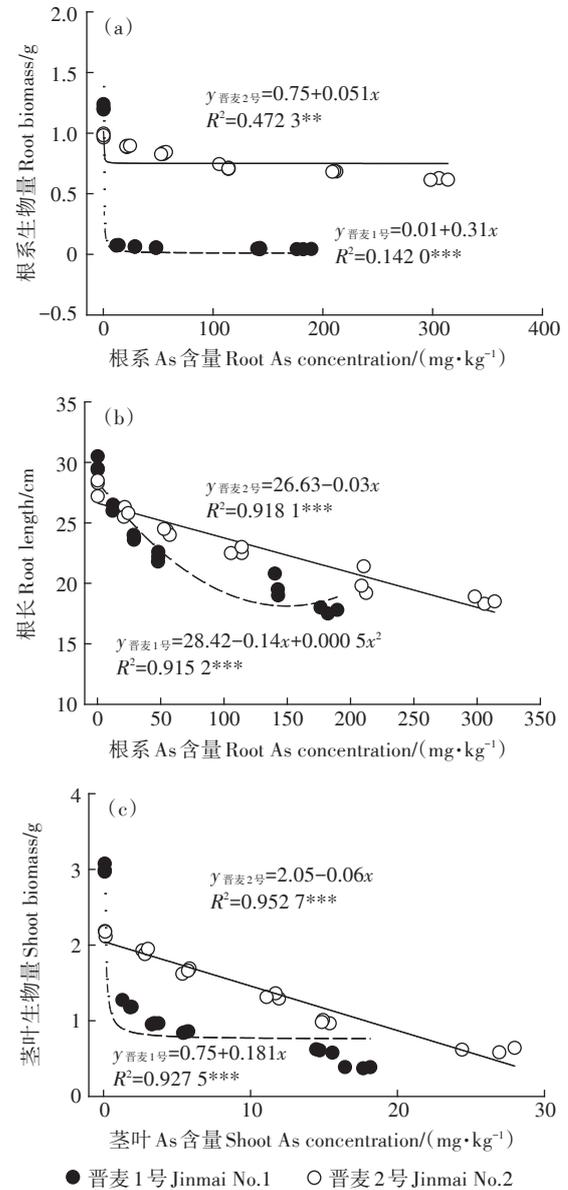


图3 不同浓度As(III)处理后小麦根系As含量与根系生物量、根长的相关关系及茎As含量与茎叶生物量的相关关系

Figure 3 The correlation between root As concentration and root biomass and root length, and the correlation between shoot As concentration and shoot biomass under As(III) treatments

生组织的有丝分裂活性显著降低,细胞分裂速率、根系伸长和新细胞的生长受到抑制^[28],本研究也发现在As环境中,两种小麦根长受到不同程度抑制;此外,有研究显示暴露在As环境中的小麦,其各组织部位生物量会降低^[28],本研究也说明小麦根系As的累积是造成根系生物量减少的主要原因,低浓度As(III)处理后,根系生物量即迅速降低。两种小麦根系都具有较强的As转运能力,茎叶中As的累积主要是通过根系As向地上部分的转运而来。

As(Ⅲ)处理后,晋麦1号根系、茎叶As含量显著低于晋麦2号,且生物量也显著降低,说明晋麦1号是As(Ⅲ)相对敏感品种,受As(Ⅲ)影响的程度较大,更容易受毒害,晋麦2号是相对耐As(Ⅲ)品种。

2.4 As(Ⅲ)半抑制浓度

为详细说明两种小麦对As(Ⅲ)的耐性差异,本研究依据As(Ⅲ)吸收试验开展了As(Ⅲ)对两种小麦半抑制浓度(EC₅₀)的分析,结果见表3。晋麦1号、晋麦2号根系生物量受半数抑制时的As(Ⅲ)浓度分别为1.2、2.2 μmol·L⁻¹,这也解释了低浓度的As(Ⅲ)处理后,小麦根系生物量迅速降低的生理现象,该结果与李建秋等^[29]关于小麦受As毒害后的EC₅₀值相似。晋麦1号、晋麦2号根长受半数抑制时的As(Ⅲ)浓度分别为2.9、5.0 μmol·L⁻¹,可能因为环境中存在的促进根长伸长的离子(如Ca²⁺),相对减缓了As(Ⅲ)对根长的抑制作用。晋麦1号、晋麦2号茎叶生物量受半数抑制时的As(Ⅲ)浓度分别为3.6、7.2 μmol·L⁻¹,由于茎叶As的累积主要来源于根系的转运,而根系吸收的As大部分固定在根部,仅有10%转运到地上部分,使得茎叶生物量受半数抑制时As(Ⅲ)浓度升高。晋麦1号根系、茎叶的As(Ⅲ)半抑制浓度均显著低于晋麦2号,进一步说明晋麦1号是As(Ⅲ)相对敏感品种,晋麦2号是As(Ⅲ)相对耐受品种。

2.5 吸收动力学特征及相关参数

吸收动力学曲线不仅能很好地反映小麦根系吸

表3 不同浓度As(Ⅲ)处理后两种小麦根系生物量、根长及茎叶生物量的半抑制浓度

Table 3 The EC₅₀ of As concentration in root and shoot respectively of two wheat varieties under As(Ⅲ) treatments

品种 Variety	指标 Indicator	EC ₅₀ /(μmol·L ⁻¹)
晋麦1号 Jinmai No.1	根系生物量 Root biomass	1.2
	根长 Root length	2.9
	茎叶生物量 Shoot biomass	3.6
晋麦2号 Jinmai No.2	根系生物量 Root biomass	2.2
	根长 Root length	5.0
	茎叶生物量 Shoot biomass	7.2

表4 As(Ⅲ)处理后两种小麦根系吸收动力学方程、参数和相关系数

Table 4 As(Ⅲ) uptake kinetic equations and parameters of two wheat varieties

品种 Variety	吸收动力学方程 Absorption kinetic equation	R ²	V _{max} /(μmol·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	K _m /(μmol·L ⁻¹)
晋麦1号 Jinmai No.1	y=-0.01x ² +1.34x+0.15	0.999 9*	46.08±0.6	10.04±0.8
晋麦2号 Jinmai No.2	y=-0.03x ² +2.93x-0.64	0.995 5*	71.43±1.6	7.43±0.4

注:*表示在P<0.05水平显著相关。

Note:*Significantly correlated at P<0.05 level.

收As的特征,还能有效说明两种小麦根系吸收As的差异,更好地解释两种小麦对As的耐性差异。由根系吸收动力学曲线(图4)得到小麦根系对As(Ⅲ)的最大吸收速率(V_{max},以鲜质量计)和米氏常数(K_m)。由表4可知,晋麦1号的V_{max}值低于晋麦2号,即晋麦2号根系对As(Ⅲ)的吸收速率较大;晋麦2号的K_m值低于晋麦1号,由于K_m值越小,与离子的亲和力越大,对离子吸收强度越强,所以晋麦2号与As(Ⅲ)的亲和力较大,吸收As(Ⅲ)的能力较强。一般而言,累积的As越多,越容易受As的毒害,而晋麦2号根系对As(Ⅲ)的吸收累积能力强,但没有表现出毒害症状,进一步说明了晋麦2号是As(Ⅲ)耐受品种。

2.6 氧化特征分析

为研究两种小麦受As毒害的氧化胁迫生理特征,本研究对As(Ⅲ)处理后根系、茎叶中H₂O₂和MDA的含量进行了分析。结果表明两种小麦根系、茎叶中H₂O₂和MDA均随As(Ⅲ)处理浓度的增加而增加(图5),说明两种小麦受As(Ⅲ)毒害后,体内活性氧代谢增加,使H₂O₂过量累积,过氧化反应加强,细胞膜受损程度严重,使MDA的含量显著增加;晋麦1号根系、茎叶中H₂O₂、MDA含量显著高于晋麦2号,说明晋麦1号受As毒害程度显著高于晋麦2号。

植物暴露在As环境中产生的氧化压力被认为是植物应对As毒害产生防御机制的指示剂^[30]。DUBEY

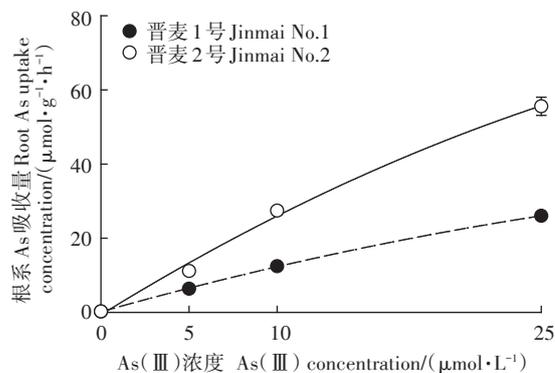


图4 不同As(Ⅲ)浓度处理后两种小麦根系吸收动力学曲线

Figure 4 As(Ⅲ) uptake kinetics of two wheat varieties

等^[31]指出,受As胁迫的植物会产生多种活性氧化物(ROS),如超氧化物($O_2^{\cdot-}$)、 H_2O_2 、羟基自由基(OH^{\cdot})和氮氧化物(NO)。氧化压力会诱导多个不饱和脂肪酸的过氧化,促进脂质过氧化反应,增加MDA的含量^[32]。MDA常被作为反映氧化压力的生物标记物^[33],可用来反映质膜受损程度^[34]。SAEED等^[28]的研究表明,无论暴露在As(III)还是As(V)环境中,小麦中的ROS(H_2O_2)和MDA含量均会显著增加,因此,小麦受As胁迫产生的氧化压力是影响其生长发育和产量的主要原因。As胁迫情况下,As与谷胱甘肽(GSH)、植物络合素(PCs)结合来防御As毒害^[24]。KHAN等^[35]的研究表明,GSH和巯基蛋白在As的解毒过程中起着至关重要的作用,在As环境中,作物体内半胱氨酸含量增加,诱导GSH和PCs的合成,使GSH处于最优水平^[36-37],重金属和类金属元素能够被阻隔在GSH的巯基组中,并被GSH转移到液泡中^[38],从而增强对As的解毒效果;YANG等^[39]的研究表明PCs对植物中As的累积和耐性起关键作用。GSH和PCs共同作用于植物中重金属的解毒^[40];GSH和PCs对小麦苗期根系As

的累积、转运和耐性起着重要的作用,在小麦根系中增加GSH和PCs的合成可能会有效降低小麦茎秆中As的累积,增加小麦对As的耐性^[41]。

2.7 盆栽试验中P、Si对晋麦2号根系、茎叶生物量和As含量的影响

本研究模拟田间环境,通过盆栽试验说明P肥和Si肥对小麦As吸收的减缓作用。由图6a和图6b可知,与CK相比,添加P、Si肥后根系生物量显著增加,且P2、Si2处理根系生物量显著高于P1、Si1处理,茎叶生物量也均显著增加,增加次序为P2>Si2>P1>Si1。与CK相比,P、Si添加均能显著降低根系、茎叶中As的含量(图6c和图6d),且P2、Si2处理根系、茎叶As的含量均显著低于P1、Si1处理,P2处理根系、茎叶中As含量分别较CK降低了67.6%和49.2%,Si2处理根系、茎叶中As含量分别降低了77.4%和60.5%。

As(III)的水培试验结果充分证实了晋麦1号是As(III)相对敏感品种,一旦环境中存在As(III),晋麦1号易表现出毒害症状,较容易评价并能有效控制环境中的As元素;晋麦2号是As(III)相对耐性品种,

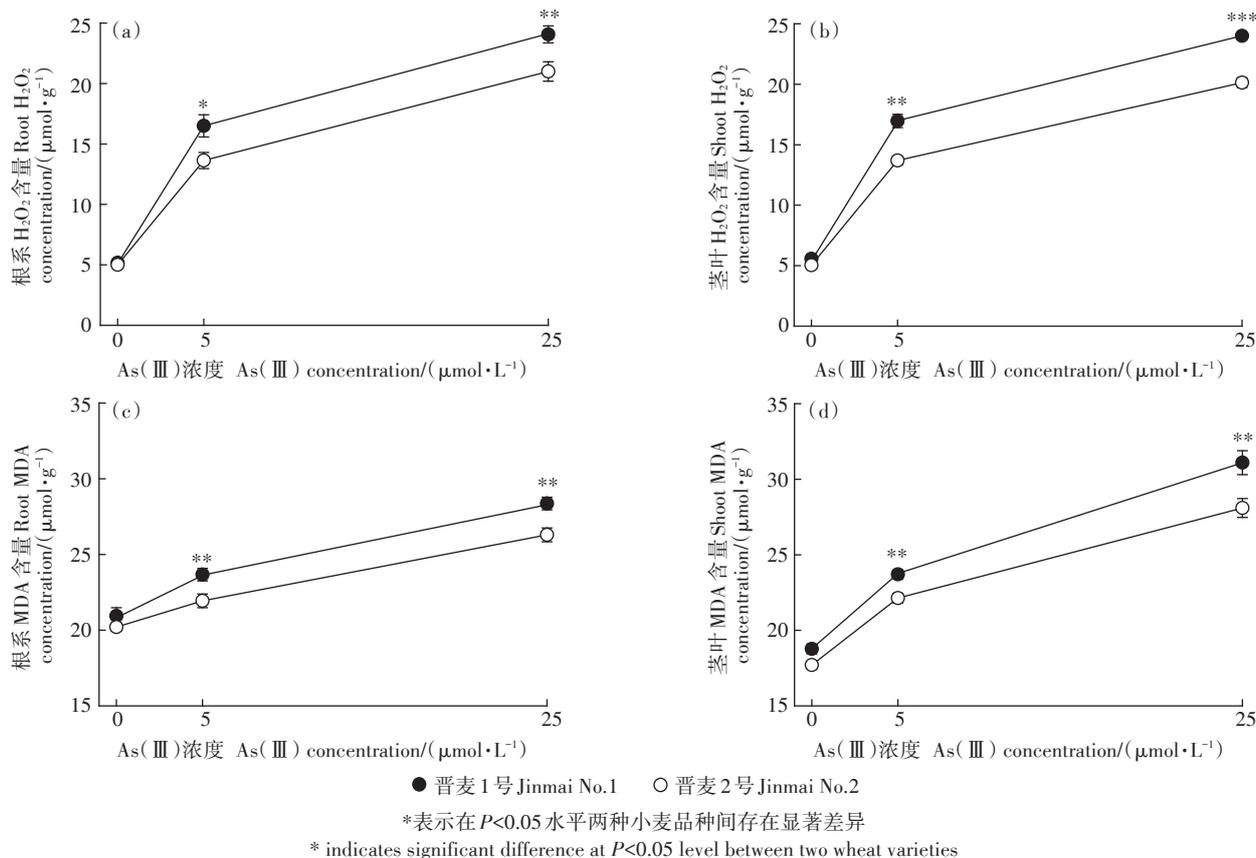


图5 不同浓度As(III)处理后根系和茎叶中的 H_2O_2 和MDA含量

Figure 5 Root and shoot H_2O_2 concentration under $As(III)$ treatments and root and shoot MDA concentration under $As(III)$ treatments of two wheat varieties

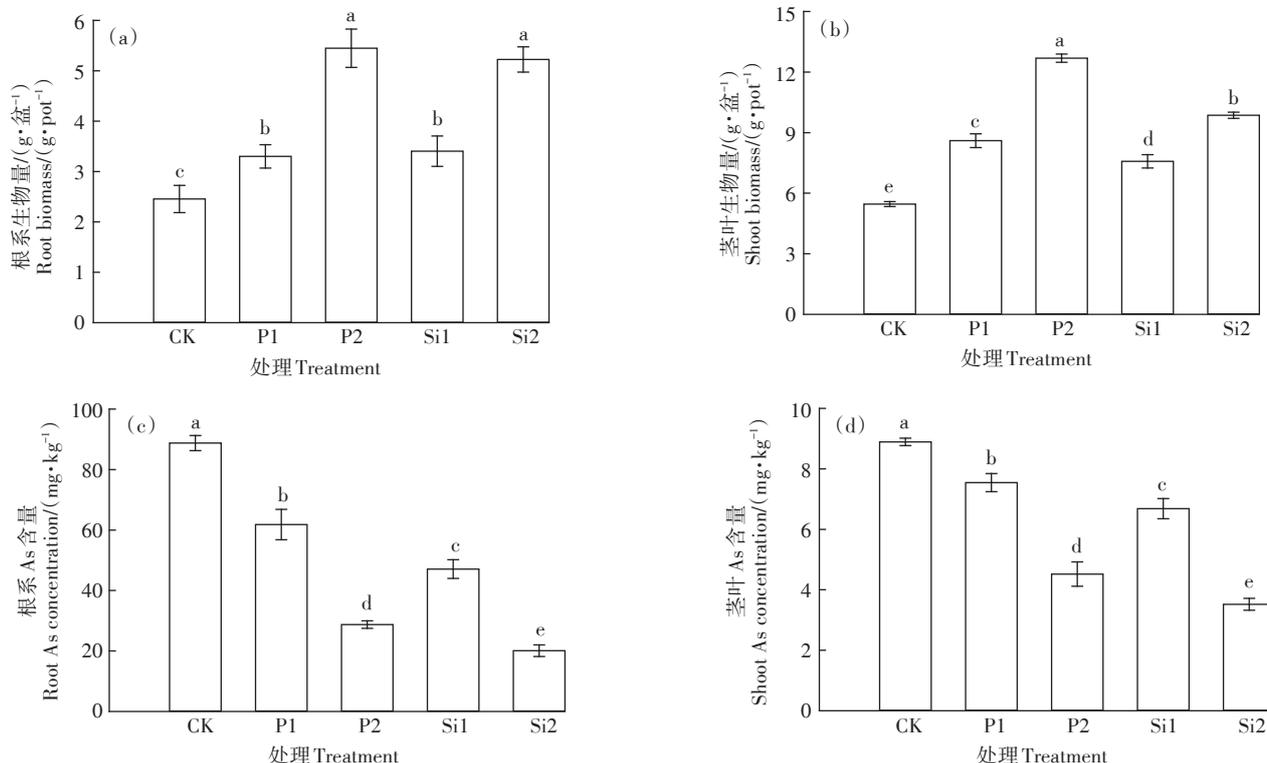


图6 不同处理条件下根系、茎叶生物量和根系、茎叶As含量的变化

Figure 6 The change of root and shoot biomass, root and shoot As concentration of wheat

对As的吸收、转运和累积能力较强,受As毒害后产生的毒害症状不明显。作为田间广泛播种的小麦品种,晋麦2号根系吸收的As向茎叶部分转运,茎叶累积的As进而向小麦籽粒中转运,成为潜在危害。因此,在小麦生长初期实施减少小麦As累积的有效农艺措施,控制As向小麦地上部的迁移非常重要。

P、Si肥的添加不仅能增加小麦根系、茎叶的生物量,而且能显著降低As含量。P肥添加后,茎叶总As含量显著降低,该现象可以从地上部生物量稀释作用和地上部长距离运输两方面进行解释。史高玲等^[42]的研究表明,小麦籽粒As的含量与茎秆中P的含量呈负相关关系,P能有效减少小麦对As的吸收、转运和累积;NORTON等^[43]在水稻研究中也得到了类似的结论。模拟田间试验的研究表明,随着土壤溶液氧化还原电位(Eh)的升高,As(Ⅲ)被氧化为As(V),磷酸盐与As(V)有相似的化学结构,从而产生竞争吸附,磷酸盐抑制小麦对As(V)的吸收和转运,进而减少了As向小麦地上部的转运。另外,有研究表明小麦籽粒中含有一定比例的As(V),而小麦茎秆中较高的P含量会导致籽粒中总As含量降低,因此也可能因为P是植物必需的大量元素,并且在植物体内移动性较强^[44]。增加P的吸收和抑制As的吸收是增加小

麦抗As能力的重要途径,As(V)存在于好氧或氧化环境中,其可以被土壤中的矿物质如铁的氧化物、氢氧化物吸附,在高磷酸盐环境中,As(V)会被大量吸收并留存在植物的木质部中^[45];P能通过抑制As(V)的吸收来减缓As对小麦的毒性^[46],研究表明增加土壤中P的含量,能显著降低小麦根系和茎叶中总As含量。P强烈影响着土壤和生物体中As的代谢^[47-48]。P对植物细胞中As的竞争吸附使P肥的施加有效抑制了作物对As的吸收和累积;而P能活化土壤中As的吸附位点,P肥的增加促进了土壤As的释放^[47]。WU等^[49]将“土壤-植物-微生物”作为一个整体解释了频繁发生的P-As交互作用对系统中As的转化、迁移所起的关键作用,P的添加影响了As的毒性,起到了对As的控制作用;研究还提出了在农业生产中将P肥施加在根际土壤中的施肥方式可以降低P肥对土壤系统中As的活化作用。

施Si肥可以竞争性地抑制As在水稻体内的转运^[50]。Si肥不仅能降低水稻籽粒对As及其他重金属元素(如Cd、Pb和Cr)的吸收,还能增加水稻的产量^[51-52]。DAS等^[53]通过盆栽试验表明Si肥的添加能激发土壤微生物的功能,不仅有利于水稻的生长,还能控制As的生物有效性,减缓As的毒害。GAO等^[54]通

过田间试验表明了Si肥对稻田土壤中微生物的调节机制, Si能显著影响水稻根际及内圈土壤中微生物的多样性和丰度, 将As固定在根系和根际表面, 从而降低水稻对As的吸收。DYKES等^[55]的研究也表明, Si作为土壤改良剂能促使稻田土壤微生物群落成分的改变, 增加甲基化基因 $arsM$ 的微生物组分, 减缓As对作物的毒害。张世杰等^[56]的研究表明, 在冬小麦拔节期叶面施Si肥两次, 能显著降低小麦籽粒中As的含量, Si的添加能有效降低小麦茎叶中的As。Si对小麦吸收As的抑制作用可能是因为Si是植物生长的有益元素, 外源添加Si促进了小麦的生长, 小麦植株生长旺盛, 从而增强了其抵抗重金属的能力。SIL等^[37]研究发现Si的增加能构建严格的细胞墙, 以用于阻塞根质外体中As的转运, 这不仅能有效降低小麦苗期根系和茎叶中总As含量, 而且增强了抗氧化酶的活性, 减轻了氧化活性的影响, 从而可以抵抗As对小麦的影响, 保障小麦的正常生长。

阻止重金属从植物根系向叶片的转运可能是植物对重金属耐受性的重要机理^[57]。因此, 减少As从植物根系向茎叶的转运是降低As对小麦毒性的重要途径。本研究充分表明P、Si肥的添加减少了小麦根系对As的吸收, 使根系As的累积量减少, 向茎叶的转运能力降低, 减缓了As对小麦的毒性。由此可以得出P、Si肥的添加是减少小麦苗期As含量行之有效的农艺措施。

3 结论

(1) 晋麦1号和晋麦2号根系、茎叶对As(Ⅲ)的吸收、转运和累积存在差异。两种小麦茎叶As的累积主要来源于根系As向地上部的转运。根系、茎叶生物量的降低与As的累积密切相关。

(2) 晋麦1号对As(Ⅲ)较敏感, 易受As毒害, 产生的氧化胁迫生理特征更显著; 晋麦2号对As(Ⅲ)耐性较强, 累积较多As后不易出现受毒害症状, 累积的As可能向可食部位转运, 存在潜在危害。

(3) 磷肥、硅肥的添加不仅能增加小麦各组织部位的生物量, 还能有效降低As含量, 是减缓As对小麦毒害行之有效的农艺措施。

参考文献:

[1] 金毅, 苑春刚, 江万平, 等. 粉煤灰中砷溶出特性及其与铁锰相关性分析[J]. 环境化学, 2013, 32(2): 267-274. JIN Y, YUAN C G, JIANG W P, et al. Arsenic leaching characteristics and correlations with iron, manganese in fly ash from coal-fired power plants[J]. *Environmen-*

tal Chemistry, 2013, 32(2): 267-274.

- [2] 刘汉斌, 李森, 郭彦霞, 等. 山西煤中有害微量元素分布特征与富集规律[J]. 洁净煤技术, 2017, 23(3): 20-23. LIU H B, LI M, GUO Y X, et al. Distribution characteristics and enrichment regularity of harmful trace elements in Shanxi coal[J]. *Clean Coal Technology*, 2017, 23(3): 20-23.
- [3] 史晓凯, 傅垣洪, 程咏梅, 等. 高砷硫铁矿周边农田土壤砷分布及真菌群落结构特征[J]. 中国农学通报, 2018, 34(25): 82-89. SHI X K, FU Y H, CHENG Y M, et al. Farmland surrounding high arsenic pyrite: Distribution of soil arsenic and characteristics of fungi community structure[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2018, 34(25): 82-89.
- [4] 聂胜委, 黄绍敏, 张水清, 等. 不同种类重金属胁迫对两种小麦产量及构成因素的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(3): 455-463. NIE S W, HUANG S M, ZHANG S Q, et al. Effects of varieties heavy metals stress on wheat grain yields of two genotypes and the main ingredients[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(3): 455-463.
- [5] CLEMENS S, MA J F. Toxic heavy metal and metalloid accumulation in crop plants and foods[J]. *Annual Review of Plant Biology*, 2016, 67: 489-512.
- [6] 韩照祥, 冯贵颖, 吕文洲, 等. 环境中As(Ⅲ)对小麦萌发的影响及砷毒害防治初探[J]. 西北植物学报, 2002, 22(1): 123-128. HAN Z X, FENG G Y, LÜ W Z, et al. Study on effects of As(Ⅲ) in environment on wheat sprout and the original researcher of prevention and treatment of arsenic toxicant[J]. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 2002, 22(1): 123-128.
- [7] CARBONELL-BARRACHINA A A, AARABI M A, DELAUNE R D. The influence of arsenic chemical form and concentration on *Spartina patens* and *Spartina alterniflora* growth and tissue arsenic concentration [J]. *Plant and Soil*, 1998, 198(1): 33-43.
- [8] CARBONELL A A, AARABI M A, DELAUNE R D, et al. Arsenic in wetland vegetation: Availability, phytotoxicity, uptake and effects on plant growth and nutrition[J]. *Science of the Total Environment*, 1998, 217(3): 189-199.
- [9] 陈怀满. 土壤-植物系统中的重金属污染[M]. 北京: 北京科学出版社, 1996: 32-69. CHEN H M. Heavy metal pollution in soil-plant systems[M]. Beijing: Beijing Science Press, 1996: 32-69.
- [10] SUMAN S, SHARMA P K, SIDDIQUE A B, et al. Wheat is an emerging exposure route for arsenic in Bihar, India[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 703: 134774.
- [11] RASHEED H, SLACK R, KAY P, et al. Refinement of arsenic attributable health risks in rural Pakistan using population specific dietary intake values[J]. *Environment International*, 2017, 99: 331-342.
- [12] ZHAO F J, STROUD J, EAGLING T, et al. Accumulation, distribution, and speciation of arsenic in wheat grain[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44: 5464-5468.
- [13] CHEN P, ZHANG H M, YAO B M, et al. Bioavailable arsenic and amorphous iron oxides provide reliable predictions for arsenic transfer in soil-wheat system[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 383: 121160.
- [14] MEHARG A A, ZHAO F J. Arsenic & rice[M]. Berlin: Springer Sci-

- ence & Business Media, 2012.
- [15] 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*, 2008, 105(29):9931-9935.
- [16] 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*, 2013, 376(1/2):423-431.
- [17] 李剑睿, 徐应明, 林大松. 农田重金属污染原位钝化修复研究进展 [J]. *生态环境学报*, 2014, 23(4):721-728. LI J R, XU Y M, LIN D S. *In situ* immobilization remediation of heavy metals in contaminated soils: A review[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23(4):721-728.
- [18] MEHARG A A, HARTLEY W J. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species[J]. *New Phytologist*, 2002, 154:29-43.
- [19] WANG J R, ZHAO F J, MEHARG A A, et al. Mechanisms of arsenic hyperaccumulation in *Pteris vittata*. uptake kinetics, interactions with phosphate, and arsenic speciation[J]. *Plant Physiology*, 2002, 130(3):1552-1561.
- [20] PICKERING I J, GUMAELIUS L, HARRIS H H, et al. Localizing the biochemical transformations of arsenate in a hyperaccumulating fern [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(16):5010-5014.
- [21] HSU S Y, KAO C H. Differential effect of sorbitol and polyethylene glycol on antioxidant enzymes in rice leaves[J]. *Plant Growth Regulation*, 2003, 39:83-90.
- [22] HEATH R L, PACKER L. Photoperoxidation in isolated chloroplasts. I. Kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation[J]. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 1968, 125:189-198.
- [23] AGNIHOTRI A, SETH C S. Exogenously applied nitrate improves the photosynthetic performance and nitrogen metabolism in tomato (*Solanum lycopersicum* L. cv Pusa Rohini) under arsenic (V) toxicity[J]. *Physiology and Molecular Biology of Plants*, 2016, 22(3):341-349.
- [24] FAROOQ M A, LI L, ALI B, et al. Oxidative injury and antioxidant enzymes regulation in arsenic-exposed seedlings of four *Brassica napus* L. cultivars[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(14):10699-10712.
- [25] SIL P, DAS P, BISWAS A K. Silicon induced mitigation of TCA cycle and GABA synthesis in arsenic stressed wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings[J]. *South African Journal of Botany*, 2018, 119:340-352.
- [26] KUNDU R, BHATTACHARYYA K, MAJUMDER A, et al. Response of wheat cultivars to arsenic contamination in polluted soils of West Bengal, India[J]. *Cereal Research Communications*, 2013, 41(1):66-77.
- [27] TONG J T, GUO H M, WEI C. Arsenic contamination of the soil-wheat system irrigated with high arsenic groundwater in the Hetao Basin, Inner Mongolia, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 496:479-487.
- [28] SAEED M, MASOOD Q U, NASEEM M R. Arsenic uptake and toxicity in wheat (*Triticum aestivum* L.): A review of multi-omics approaches to identify tolerance mechanisms[J]. *Food Chemistry*, 2021, 355:129607.
- [29] 李建秋, 龚冰, 季节, 等. 砷胁迫对小麦毒性效应及预测模型研究[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(2):239-246. LI J Q, GONG B, JI J, et al. Development of predictive models for quantifying the toxicological responses of wheat to arsenic, selenium, and their binary mixtures[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(2):239-246.
- [30] DEMIDCHIK V. Mechanisms of oxidative stress in plants: From classical chemistry to cell biology[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2015, 109:212-228.
- [31] DUBEY A K, KUMAR N, RANJAN R, et al. Application of glycine reduces arsenic accumulation and toxicity in *Oryza sativa* L. by reducing the expression of silicon transporter genes[J]. *Ecotoxicology and Environment Safety*, 2018, 148:410-417.
- [32] TALUKDAR D. Arsenic-induced changes in growth and antioxidant metabolism of fenugreek[J]. *Russian Journal of Plant Physiology*, 2013, 60(5):652-660.
- [33] SINGH S, SOUNDERAJAN S, KUMAR K, et al. Investigation of arsenic accumulation and biochemical response of in vitro developed vetiveria zizanioides plants[J]. *Ecotoxicology and Environment Safety*, 2017, 145:50-56.
- [34] HARTLEY W J, AINSWORTH G, MEHARG A. Copper and arsenate induced oxidative stress in *Holcus lanatus* L. clones with differential sensitivity[J]. *Plant, Cell & Environment*, 2001, 24:713-722.
- [35] KHAN E, GUPTA M. Arsenic-silicon priming of rice (*Oryza sativa* L.) seeds influence mineral nutrient uptake and biochemical responses through modulation of Lsi-1, Lsi-2, Lsi-6 and nutrient transporter genes[J]. *Scientific Reports*, 2018, 8:10301.
- [36] SINGH A P, DIXIT G, KUMAR A, et al. Nitric oxide alleviated arsenic toxicity by modulation of antioxidants and thiol metabolism in rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Frontiers in Plant Science*, 2015, 6:1272.
- [37] SIL P, BISWAS A K. Silicon nutrition modulates arsenic-inflicted oxidative overload and thiol metabolism in wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27:45209-45224.
- [38] BAIG M A, AHMAD J, ALI A A, et al. Chapter13: Role of sulfur metabolism in cadmium tolerance[M]//Cadmium tolerance in plants, Academic Press, 2019:335-365.
- [39] YANG J, GAO M X, HU H, et al. OsCLT1, a CRT-like transporter 1, is required for glutathione homeostasis and arsenic tolerance in rice [J]. *New Phytologist*, 2016, 211(2):658-670.
- [40] KAYA C, UGURLAR F, ASHRAF M, et al. Methyl jasmonate and sodium nitroprusside jointly alleviate cadmium toxicity in wheat (*Triticum aestivum* L.) plants by modifying nitrogen metabolism, cadmium detoxification, and AsA-GSH cycle[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2021, 12:654780.
- [41] SHI G L, LOU L Q, LI D J, et al. Phytochelatin play key roles for the difference in root arsenic accumulation of different *Triticum aestivum* cultivars in comparison with arsenate uptake kinetics and reduction [J]. *Chemosphere*, 2017, 175:192-199.
- [42] 史高玲, 马鸿翔, 娄来清, 等. 小麦株高和茎秆不同部位砷镉磷含量与籽粒砷镉磷含量的关系[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(1):

- 8-15. SHI G L, MA H X, LOU L Q, et al. Relationship between arsenic, cadmium and phosphorous concentrations in different parts of wheat straw, wheat plant height and grain arsenic, cadmium and phosphorous concentrations[J]. *Journal of Agro - Environment Science*, 2017, 36(1):8-15.
- [43] NORTON G J, ISLAM M R, DUAN G L, et al. Arsenic shoot-grain relationships in field grown rice cultivars[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(4):1471-1477.
- [44] MESTROT A, UROIC M K, PLANTEVIN T, et al. Quantitative and qualitative trapping of arsines deployed to assess loss of volatile arsenic from paddy soil[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43:8270-8275.
- [45] BAKHAT H F, ZIA Z, FAHAD S, et al. Arsenic uptake, accumulation and toxicity in rice plants: Possible remedies for its detoxification: A review[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(10):9142-9158.
- [46] ZVOBGO G, LWALABAWALWALABA J, SAGONDA T, et al. Phosphate alleviates arsenate toxicity by altering expression of phosphate transporters in the tolerant barley genotypes[J]. *Ecotoxicology and Environment Safety*, 2018, 147:832-839.
- [47] ANAWAR H M, RENGEL Z, DAMON P, et al. Arsenic-phosphorus interactions in the soil-plant-microbe system: Dynamics of uptake, suppression and toxicity to plants[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 233:1003-1012.
- [48] STRAWN D G. Review of interactions between phosphorus and arsenic in soils from four case studies[J]. *Geochemical Transactions*, 2018, 19:1-13.
- [49] WU J W, LIANG J L, BJÖRN L O, et al. Phosphorus-arsenic interaction in the 'soil-plant-microbe' system and its influence on arsenic pollution[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 802:149796.
- [50] 赵方杰. 水稻种的吸收机理及阻控对策[J]. *植物生理学报*, 2014, 50(5):569-576. ZHAO F J. Mechanisms of arsenic uptake by rice and mitigation strategies[J]. *Plant Physiology Communications*, 2014, 50(5):569-576.
- [51] COSKUN D, DESHMUKH R, SONAH H, et al. The controversies of silicon's role in plant biology[J]. *New Phytologist*, 2019, 221:67-85.
- [52] TEASLEY W A, LIMMER M A, SEYFFERTH A L. How rice (*Oryza sativa* L.) responds to elevated as under different Si-rich soil amendments[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51:10335-10343.
- [53] DAS S, KIM G W, LEE J G, et al. Silicate fertilization improves microbial functional potentials for stress tolerance in arsenic-enriched rice cropping systems[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 417:125953.
- [54] GAO Z X, JIANG Y S, YIN C, et al. Silicon fertilization influences microbial assemblages in rice roots and decreases arsenic concentration in grain: A five-season *in-situ* remediation field study[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 423:127180.
- [55] DYKES G E, LIMMER M A, SEYFFERTH A L. Silicon-rich soil amendments impact microbial community composition and the composition of *arsM* bearing microbes[J]. *Plant and Soil*, 2021, 468(1/2):147-164.
- [56] 张世杰, 孙洪欣, 薛培英, 等. 叶面施硅时期对冬小麦镉铅砷累积的阻控效应研究[J]. *河北农业大学学报*, 2018, 41(3):1-6. ZHANG S J, SUN H X, XUE P Y, et al. Study on the effect of foliar application of silicon fertilizer on lead cadmium and arsenic accumulation in winter wheat (*Triticum aestivum* L.)[J]. *Journal of Hebei Agricultural University*, 2018, 41(3):1-6.
- [57] JIA W T, MIAO F F, LÜ S, et al. Identification for the capability of Cd-tolerance, accumulation and translocation of 96 sorghum genotypes[J]. *Ecotoxicology and Environment Safety*, 2017, 145:391-397.

(责任编辑:李丹)