

# 水稻吸收积累硅和锑的相互影响水培试验研究

向 猛<sup>1,2</sup>, 黄益宗<sup>1\*</sup>, 蔡立群<sup>2</sup>, 保琼莉<sup>1</sup>, 黄永春<sup>1</sup>, 王小玲<sup>3</sup>, 乔 敏<sup>4</sup>, 胡 莹<sup>4</sup>, 金妹兰<sup>5</sup>, 李 季<sup>4</sup>, 王 斐<sup>4</sup>

(1.农业部环境保护科研监测所, 天津 300191; 2.甘肃农业大学资源与环境学院, 兰州 730070; 3.江西省科学院生物资源研究所, 南昌 330096; 4.中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 5.上饶师范学院, 上饶 334000)

**摘要:**通过溶液培养试验,研究两种价态锑 Sb(Ⅲ)和 Sb(V)与 Si 交互作用对水稻吸收积累 Sb 和 Si 的影响。结果表明,这两种价态的 Sb 对水稻生长均有抑制作用,Sb(Ⅲ)比 Sb(V)对水稻毒害更明显,施 Si 可缓解 Sb 对水稻的毒害。Sb(Ⅲ)和 Sb(V)的添加可显著地影响水稻根系和茎叶对 Si 的吸收积累。当 Si 的浓度为 1.0 mmol·L<sup>-1</sup>时,添加 30 μmol·L<sup>-1</sup> Sb(Ⅲ)和 Sb(V)可使水稻根系 Si 含量分别比对照处理降低 46.0%和 36.0%,水稻茎叶 Si 含量分别降低 52.2%和 23.5%。同样,Si 的添加也可以显著地降低水稻根系和茎叶对两个价态 Sb 的吸收积累。在 10 μmol·L<sup>-1</sup> Sb(Ⅲ)处理下,添加 1.0 和 2.0 mmol·L<sup>-1</sup> 的 Si 可使水稻根系和茎叶 Sb 浓度分别比对照降低 52.0%~88.4%和 24.6%~45.4%;在 10 μmol·L<sup>-1</sup> Sb(V)处理下,添加 1.0 mmol·L<sup>-1</sup> 和 2.0 mmol·L<sup>-1</sup> 的 Si 可使水稻根系和茎叶 Sb 浓度分别比对照降低 53.8%~75.5%和 34.8%~49.6%。Si 的添加对 Sb 在水稻根系和茎叶中的富集系数和分配比率也有显著影响。研究表明,在 Sb 污染农田中可通过施用 Si 肥来提高植物的 Si 营养,降低植物对 Sb 的吸收积累,从而降低 Sb 的危害。

**关键词:**硅;锑;水稻;交互作用;毒害;富集系数

**中图分类号:**X511 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2014)11-2090-08 **doi:**10.11654/jaes.2014.11.003

## Interactive Effects of Antimony and Silicon on Their Uptake and Accumulation by Rice Seedling in Solution Culture

XIANG Meng<sup>1,2</sup>, HUANG Yi-zong<sup>1\*</sup>, CAI Li-qun<sup>2</sup>, BAO Qiong-li<sup>1</sup>, HUANG Yong-chun<sup>1</sup>, WANG Xiao-ling<sup>3</sup>, QIAO Min<sup>4</sup>, HU Ying<sup>4</sup>, JIN Shulan<sup>5</sup>, LI Ji<sup>4</sup>, WANG Fei<sup>4</sup>

(1. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Tianjin 300191, China; 2. Environmental and Resource Institute, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070, China; 3. Institute of Biological Resources, Jiangxi Academy of Sciences, Nanchang 330096, China; 4. Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 5. Shangrao Normal University, Shangrao 334000, China)

**Abstract:** Antimony(Sb) is a toxic element and silicon(Si) can alleviate metal toxicity. A solution culture experiment was carried out to investigate the effects of Si and Sb interaction on uptake and accumulation of Si and Sb by rice (*Oryza sativa* L.) seedling. Two forms of antimony[Sb(Ⅲ) and Sb(V)] inhibited rice growth, with Sb(Ⅲ) being more toxic. Addition of silicon could alleviate Sb toxicity to rice seedlings. Concentrations of Si in rice roots and shoots were significantly affected by additions of Sb(Ⅲ) and Sb(V). At 1.0 mmol·L<sup>-1</sup> Si, adding 30 μmol·L<sup>-1</sup> Sb(Ⅲ) and Sb(V) significantly decreased Si concentrations in rice roots by 46.0% and 36.0% and in rice shoots by 52.2% and 23.5%, respectively, compared with the control. Likewise, Si addition significantly decreased concentrations of Sb in rice roots and shoots. Compared with the control, applying Si at 1.0~2.0 mmol·L<sup>-1</sup> decreased Sb concentrations in rice roots and shoots respectively by 52.0%~88.4% and 24.6%~45.4% in 10 μmol·L<sup>-1</sup> Sb(Ⅲ) solution, while by 53.8%~75.5% and 34.8%~49.6% in 10 μmol·L<sup>-1</sup> Sb(V) solution. In addition, Si significantly reduced bio-accumulation factor and distribution ratio of Sb in rice roots and shoots. These results suggest that Si application can inhibit Sb uptake and accumulation by plants, and thus reduce Sb risk to human health.

**Keywords:** silicon; antimony; rice; interaction; toxicity; bio-accumulation factor

收稿日期:2014-06-06

基金项目:江西省科学院省级重点实验室开放基金项目(2013-KLB-08和2012-KLB-1);国家自然科学基金面上项目(21377152);天津市自然科学基金项目(12JCYBJC19900)

作者简介:向 猛(1988—),男,河南信阳人,硕士研究生,主要从事重金属污染修复研究。E-mail:xmeng1028@foxmail.com

\*通信作者:黄益宗 E-mail:hyz@rcees.ac.cn

锑(Sb)被世界卫生组织定义为致癌物质,每日人体摄入量不得超过  $6 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。我国土壤 Sb 的背景浓度范围  $0.38\sim 2.98 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 通常少于  $1.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。Sb 污染广泛存在于选矿、冶金、电镀、制药、铅字印刷、皮革等行业排放的废水中,由此还可导致水源、土壤等的污染<sup>[2]</sup>。我国是 Sb 产量最高的国家,总保有储量 278 万 t,占全球总储量的 66.2%;Sb 产量超过 15 万  $\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$ ,占世界年总产量的 70%以上,储量和产量均为各国之首<sup>[3]</sup>。然而随着采矿业的发展也产生了一系列的问题,湖南、广西、贵州、云南等省份的一些矿区均出现了不同程度的 Sb 污染。据报道,湖南某些采矿及冶炼区的 Sb 污染程度已经达到了十分严重的程度,矿区土壤的 Sb 浓度在  $100.6\sim 5045 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和  $79.6\sim 54 221.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。何孟常等在研究 Sb 的毒性时发现,绿藻和水蚤在  $3.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $9.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  Sb 浓度时 2~4 d 内就出现了死亡情况<sup>[3]</sup>。Sb 与 As 相似,但又有着区别,有研究表明 Sb(III)毒性十倍于 Sb(V)的毒性<sup>[6-7]</sup>。与其他元素一样,Sb 及其化合物的理化性质、毒性大小取决于 Sb 的氧化态及其结合体<sup>[8]</sup>。人类摄取的 Sb 主要来源于饮用水和食物。由于植物对 Sb 的富集作用,使其 Sb 含量高于水或土壤中的 Sb 污染水平,特别是在以水稻为主食的南亚和中国,水稻籽粒中积累的 Sb 显著高于水稻土和灌溉水的 Sb 含量,这将给人类健康带来很大风险。

Si 是地壳中含量第二的元素,早在 1926 年 Sommer 就提出 Si 是水稻良好生长的必需元素,其地上部积累的 Si 甚至超过 N、P、K 等大量元素<sup>[9]</sup>。增施 Si 肥不仅能增加产量,而且能显著地提高作物在各种胁迫条件下的抗逆能力。目前关于 Si 缓解重金属胁迫的报道,多是关于 Si 能减轻锰、亚铁、铝等金属离子的毒害作用<sup>[10-17]</sup>。有报道发现, Si 缓解水稻 Cd 毒害的机理是在植物叶片细胞壁中 Si 可以固定 Cd 使其失去毒性作用<sup>[18]</sup>。目前关于 Sb 对水稻的毒性,及 Si 对 Sb 毒性影响的报道较少,因此研究外源施用 Si 对水稻吸收积累 Sb 的影响及其作用机制,对污染地区的 Sb 防治、提高农产品安全和降低 Sb 对人体健康的危害具有十分重要的意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 水稻品种

水稻(*Oryza sativa* L.)品种为嘉花一号,由嘉兴农业科学院提供,是一种常见的南方晚稻品种。

### 1.2 试验方法

#### 1.2.1 植株培养

挑选个大、饱满的水稻种子,用 15%的双氧水浸泡 10 min,再用蒸馏水完全洗净,均匀放入湿润的珍珠岩中发芽,定期浇水,保持珍珠岩湿润。在珍珠岩中生长 20 d 后,将幼苗从中转移出来用去离子水洗掉粘附在根上的珍珠岩颗粒,然后挑选生长一致的水稻苗移栽到 500 mL PVC 罐中(直径 7.5 cm、高 14 cm,每罐两株),包含 1/3 强度的营养液,此营养液配方是在 Hewitt(1966)的基础上修改而来: $\text{NH}_4\text{NO}_3$   $5 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{K}_2\text{SO}_4$   $2 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{MgSO}_4$   $1.5 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{CaCl}_2$   $4 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{KH}_2\text{PO}_4$   $1.3 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{Fe}(\text{II})\text{-EDTA}$   $50 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{CuSO}_4$   $1.0 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{ZnSO}_4$   $1.0 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{MnSO}_4$   $5.0 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{H}_3\text{BO}_3$   $10 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{Na}_2\text{MoO}_4$   $0.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{CoSO}_4$   $0.2 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 。每 3 d 换一次营养液,用  $0.1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$  KOH 或 HCl 将 pH 值调到 5.5。

#### 1.2.2 水稻生长条件

试验在可控光温度和湿度的生长室中进行,  $28 \text{ }^\circ\text{C}/14 \text{ h}$  光照和  $20 \text{ }^\circ\text{C}/10 \text{ h}$  黑暗,光照强度为  $260\sim 350 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ,相对湿度为 60%~70%。

#### 1.2.3 试验处理

水稻幼苗在营养液中生长 15 d 后,将 Sb(III)、Sb(V)和 Si 分别以分析纯的酒石酸锑钾、锑酸钾和硅酸钠的形式同时加入。营养液中 Sb(III)和 Sb(V)的浓度都为 0、10、30  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ,Si 的浓度分别为 0、1.0、2.0  $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 。共 15 个处理,每个处理 4 次重复,每 3 d 换一次营养液。水稻幼苗加 Sb 和 Si 处理 15 d 后收获。在生长期每天随机调整水培罐的位置。

### 1.3 样品的分析

收获后,将水稻植株分为根和茎叶两部分,  $70 \text{ }^\circ\text{C}$  干燥 48 h,称量根、茎叶的干物质重量。取 0.2 g 左右磨碎的根或茎叶样品放入消煮管中,加入 5 mL 优级纯的浓  $\text{HNO}_3$  后放置过夜,空白和标准样品(GBW10016 国际标准物质研究中心)同时做,以确保消煮后计算回收率。样品放入微波加速反应系统(MARS5, CEM Microwave Technology Ltd. USA)中进行消解。消解程序:15 min 升到  $180 \text{ }^\circ\text{C}$ ,此温度保持 15 min,然后 20 min 的降温过程(根据 CEM 公司推荐的方法修改)。消煮完成后用超纯水定容至 50 mL,过滤。用 ICP-OES(Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometer, Optima 2000 DV, Perkin Elmer, USA)测定消煮液中的 Sb 浓度。

植株中 Si 的测定参考 Ma 和 Takahashi 的方法<sup>[19]</sup>。

## 1.4 数据分析

富集系数(Bio-accumulating factor, BAF): 水稻植株中 Sb(或 Si)浓度与水溶液中 Sb(或 Si)浓度的比值,表示水稻富集 Sb(或 Si)的能力。

所有的实验数据均采用统计软件 SPSS17.0 和 SigmaPlot11.0 进行统计和方差分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 Si 和 Sb 交互作用对水稻生长的影响

经过不同价态的 Sb 处理后,水稻生长受到明显的抑制,表现为茎叶卷曲、叶片发黄、根系少而短,生长缓慢。相对来讲,Sb(Ⅲ)处理较 Sb(V)处理对水稻生长毒害更明显,与以往文献报道相一致<sup>[5-6]</sup>。由表 1 可知,Sb(Ⅲ)处理对水稻茎叶干重的影响达到极显著水平( $P=0.001$ ),但对根干重的影响没有达到显著水平。施 Si 可缓解 Sb 对水稻的毒害,但是 Si 处理对水稻茎叶干重和根干重影响不大。Si 和 Sb(Ⅲ)对水稻茎叶、根干重均没有显著的交互作用影响。由表 2 可知,Sb(V)处理对水稻根干重有显著影响,但对水稻茎叶干重没有显著影响,同时 Si 和 Sb(V)对水稻茎叶干重有显著的交互作用影响( $P<0.05$ )。

### 2.2 Si 和 Sb 交互作用对水稻吸收积累 Si 的影响

图 1 为 Si 和 Sb 交互作用对水稻茎叶和根中 Si 含量的影响。可以看出,当溶液中的 Si 浓度为 1.0

表 1 Si 对 Sb(Ⅲ)胁迫下水稻生物量的影响

Table 1 Biomass of rice seedlings grown in nutrient solution with Si and Sb(Ⅲ)

Sb(Ⅲ)/ $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$	Si 浓度/ $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	茎叶干重/g	根干重/g
0	0.0	0.23±0.05a	0.08±0.01a
	1.0	0.28±0.03b	0.09±0.01a
	2.0	0.30±0.03b	0.10±0.01b
10	0.0	0.20±0.04a	0.11±0.02a
	1.0	0.23±0.03b	0.12±0.01a
	2.0	0.20±0.01a	0.09±0.01b
30	0.0	0.13±0.01a	0.10±0.01a
	1.0	0.15±0.02b	0.09±0.01a
	2.0	0.14±0.01a	0.08±0.01b
方差分析(Analysis of variance)			
Si		NS	NS
Sb		$P=0.001$	NS
Si×Sb		NS	NS

注:同列中不同字母表示差异显著( $P<0.05$ )。下同。

Note: Values in the same column with different letters differ significantly( $P<0.05$ ).

表 2 Si 对 Sb(V)胁迫下水稻生物量的影响

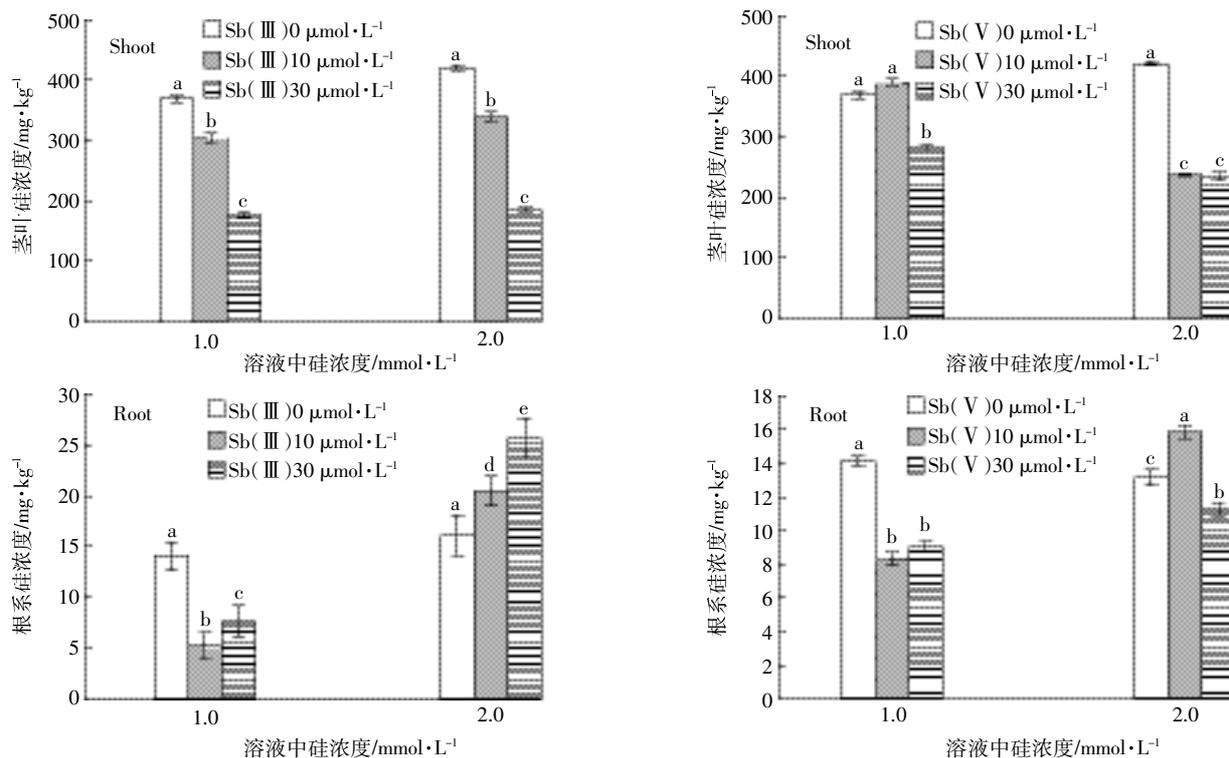
Table 2 Biomass of rice seedlings grown in nutrient solution with Si and Sb(V)

Sb(V)/ $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$	Si 浓度/ $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	茎叶干重/g	根干重/g
0	0.0	0.23±0.05a	0.08±0.01a
	1.0	0.28±0.03b	0.09±0.01a
	2.0	0.30±0.03b	0.10±0.01b
10	0.0	0.23±0.03a	0.10±0.01a
	1.0	0.28±0.04b	0.11±0.01a
	2.0	0.26±0.03c	0.11±0.01a
30	0.0	0.21±0.03a	0.12±0.01a
	1.0	0.26±0.04b	0.14±0.01b
	2.0	0.24±0.01c	0.12±0.01a
方差分析(Analysis of variance)			
Si		NS	NS
Sb		NS	$P<0.05$
Si×Sb		$P<0.05$	NS

$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时,添加 Sb(Ⅲ) 10、30  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  均可以显著地降低水稻茎叶和根系中的 Si 含量( $P<0.05$ ),其中水稻茎叶 Si 含量分别比对照处理降低 17.7% 和 52.2%;水稻根系 Si 含量分别降低 62.9% 和 46.0%。当溶液中的 Si 浓度为 2.0  $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时,添加 Sb(Ⅲ) 10、30  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  使水稻茎叶 Si 含量分别比对照处理降低 19.4% 和 56.0%,但使水稻根系 Si 含量分别比对照处理提高 26.8% 和 59.0%。

在较低 Si 处理下(1.0  $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ),添加 Sb(V) 浓度为 10、30  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ,可分别显著地降低水稻根系 Si 含量 41.2% 和 36.0%(与对照处理相比),但是 10  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的 Sb(V) 浓度对水稻茎叶 Si 含量影响不大,而 30  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的 Sb(V) 浓度降低水稻茎叶 Si 含量比率达 23.5%。在较高 Si 处理下(2.0  $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ),Sb(V) 浓度为 10、30  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  时,可分别使水稻茎叶 Si 含量比对照处理降低 43.6% 和 44.1%,但是 10  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的 Sb(V) 浓度却显著地提高了水稻根系的 Si 含量(图 1)。

统计水稻根系和茎叶中 Si 的积累量,发现两种价态的 Sb 对 Si 积累量的影响与其对水稻根系和茎叶 Si 浓度的影响趋势类似(表 3)。即 Si1.0 处理 10、30  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  浓度的 Sb(Ⅲ) 显著地降低水稻根系对 Si 的积累,根系中 Si 积累量分别比 CK 降低 53.4% 和 49.6%,但 Si2.0 处理 30  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  浓度的 Sb(Ⅲ) 却显著地促进了水稻根系对 Si 的积累, Si 积累量比 CK 提高 45.9%。在 Si1.0 处理下,10、30  $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的 Sb(V) 浓度可显著地降低水稻根系对 Si 的积累,但是在



不同小写字母表示处理间差异显著( $P < 0.05$ )。下同

Different lowercase letters indicate significant differences between treatments. The same below

图 1 Si 和 Sb 处理对水稻茎叶和根中 Si 含量的影响

Figure 1 Concentrations of Si in shoots and roots of rice plants grown in nutrient solution with Si and Sb

表 3 Sb 对水稻根系和茎叶中 Si 总量的影响( $\mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ )

Table 3 Effects of different Sb forms on total amount of Si in rice roots and shoots( $\mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ )

Sb 浓度/ $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$	根系		茎叶		
	Si1.0	Si2.0	Si1.0	Si2.0	
CK	0	1.31±0.02a	1.11±0.04a	104.47±7.34a	98.34±7.25a
Sb(III)	10	0.61±0.01b	1.22±0.06a	77.98±3.41b	59.66±4.25b
	30	0.66±0.00b	2.05±0.05b	26.55±2.83c	31.33±3.17c
Sb(V)	10	0.65±0.02b	1.23±0.04b	111.59±7.41b	52.51±4.26b
	30	0.65±0.01b	0.73±0.02c	72.79±4.88c	43.18±3.19c

Si2.0 处理下,  $10\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的 Sb(V) 却显著地提高了水稻根系对 Si 的积累。无论 Si1.0 处理还是 Si2.0 处理(除了  $10\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  Sb(V)+ $1.0\ \text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  Si 处理以外),  $10, 30\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的 Sb(III)、Sb(V) 浓度均可以显著地降低水稻茎叶对 Si 的积累( $P < 0.05$ )。

### 2.3 Si 和 Sb 交互作用对水稻吸收积累 Sb 的影响

Si 和 Sb 交互作用对水稻茎叶和根系中 Sb 含量的影响见图 2。可以看出, 添加 Si 均可显著地降低水稻茎叶和根系对两种价态 Sb 的吸收积累( $P < 0.05$ )。当营养液中 Sb(III) 浓度为  $10\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 添加  $1.0, 2.0$

$\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  的 Si 可使水稻根系 Sb 浓度分别比对照处理降低 52.0% 和 88.4%, 水稻茎叶 Sb 浓度分别降低 24.6% 和 45.4%; 当营养液中 Sb(III) 浓度为  $30\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 添加  $1.0, 2.0\ \text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  的 Si 可使水稻根系 Sb 浓度分别比对照处理降低 29.3% 和 67.2%, 水稻茎叶 Sb 浓度分别降低 19.4% 和 24.0%。

当营养液中 Sb(V) 浓度为  $10\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 对照处理水稻茎叶和根系中 Sb 浓度分别为  $22.12, 44.70\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Si1.0 处理使水稻茎叶和根系 Sb 浓度分别比对照降低 34.8% 和 53.8%, Si2.0 处理使水稻茎叶和根系 Sb 浓度分别降低 49.6% 和 75.5%。当营养液中 Sb(V) 浓度为  $30\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 对照处理中的水稻茎叶和根系 Sb 浓度分别为  $34.22, 71.65\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Si1.0 和 Si2.0 处理分别使水稻茎叶 Sb 浓度比对照降低 25.3% 和 58.8%, 水稻根系 Sb 浓度分别降低 75.1% 和 85.1% (图 2)。

Si 和 Sb 交互作用对水稻茎叶和根系 Sb 积累总量的影响结果表明(表 4), 无论  $10, 30\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  的 Sb(III)、Sb(V) 处理, 还是添加  $1.0, 2.0\ \text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  的 Si 均可以显著地降低水稻根系和茎叶对 Sb 的积累( $P <$

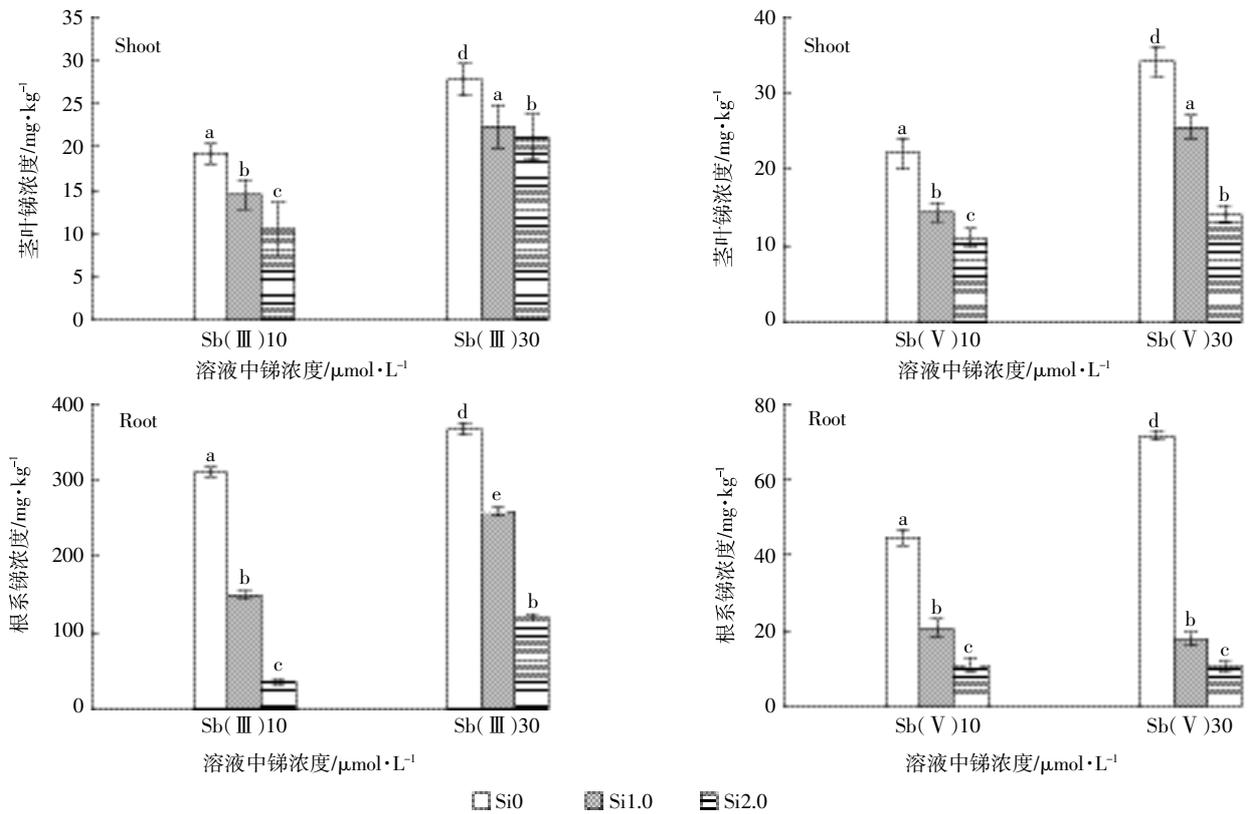


图2 Si和Sb处理对水稻茎叶和根中Sb含量的影响

Figure 2 Concentrations of Sb in shoots and roots of rice grown in nutrient solution with Si and Sb

表4 Si对水稻根系和茎叶中Sb总量的影响( $\mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ )Table 4 Effect of Si on total amount of Sb in rice roots and shoots under different Sb forms( $\mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ )

Si 浓度/ $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	根系				茎叶			
	Sb(III)/ $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$		Sb(V)/ $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$		Sb(III)/ $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$		Sb(V)/ $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$	
	10	30	10	30	10	30	10	30
0.0	24.1±1.81a	30.9±3.24a	4.9±0.32a	8.7±0.50a	6.6±0.4a	5.3±0.33a	9.8±0.71a	16.3±0.86a
1.0	17.4±1.02b	22.6±1.53b	1.6±0.00b	2.3±0.01b	3.7±0.1b	3.4±0.11b	4.1±0.1b	6.6±0.5b
2.0	2.1±0.07c	9.6±0.73c	0.9±0.00c	1.2±0.01c	1.8±0.0c	3.6±0.05b	2.5±0.1c	2.6±0.1c

0.05),且Si的浓度越高水稻根系和茎叶Sb积累总量降低越明显。当Sb(III)浓度为 $10\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,添加1.0、2.0 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的Si可使水稻根系和茎叶Sb积累总量分别比对照处理降低28.7%~43.9%和91.3%~72.7%;当Sb(III)浓度为 $30\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,添加1.0、2.0 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的Si可使水稻根系和茎叶Sb积累总量分别比对照处理降低26.9%~35.8%和68.9%~32.1%。同样,当Sb(V)浓度为 $10\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,添加1.0、2.0 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的Si可使水稻根系和茎叶Sb积累总量分别比对照处理降低67.3%~58.2%和81.6%~74.5%;当Sb(V)浓度为 $30\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,添加1.0、2.0 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的Si可使水稻根系和茎叶Sb积累总量分别比对照处理降低73.6%~59.5%和86.2%~84.0%。

## 2.4 Sb在水稻根系和茎叶中的富集系数和分配比率

不同Si添加对水稻根系和茎叶Sb富集系数的影响见表5,水稻根系Sb的富集系数大于水稻茎叶。水稻根系中,Sb(III)处理的富集系数显著大于Sb(V)处理,而水稻茎叶则相反,Sb(V)处理的富集系数稍微大于Sb(III)处理。Si的添加显著地降低两种Sb价态处理后水稻根系和茎叶中Sb的富集系数,且Si的浓度越高水稻根系和茎叶中Sb的富集系数降低越明显。

表6为不同Si浓度处理下水稻根系和茎叶中Sb的分配比率。可以看出,Sb(III)处理下有77.4%~94.2%的Sb分配到根系,5.8%~22.6%的Sb分配到茎叶;Sb(V)处理下有41.0%~66.9%的Sb分配到根系,

表5 Sb在水稻根系和茎叶中的富集系数

Table 5 Bio-accumulation factor (BAF) of Sb and Si in roots and shoots

Si 浓度/ mmol·L <sup>-1</sup>	根系				茎叶			
	Sb(Ⅲ)/μmol·L <sup>-1</sup>		Sb(V)/μmol·L <sup>-1</sup>		Sb(Ⅲ)/μmol·L <sup>-1</sup>		Sb(V)/μmol·L <sup>-1</sup>	
	10	30	10	30	10	30	10	30
0.0	50.6±3.11a	19.9±2.06a	8.8±0.67a	4.7±0.77a	3.1±0.41a	1.5±0.37a	4.4±0.72a	2.2±0.21a
1.0	24.3±2.23b	14.1±1.25b	4.1±0.58b	1.1±0.05b	2.4±0.28b	1.2±0.05b	2.8±0.29b	1.7±0.35b
2.0	5.9±0.45c	6.5±0.54c	2.2±0.27c	0.7±0.07b	1.1±0.35c	1.1±0.05b	2.2±0.23b	0.9±0.08c

表6 Sb在水稻根系和茎叶中的分配比率(%)

Table 6 Distribution ratio of Sb in roots and shoots(%)

Si 浓度/ mmol·L <sup>-1</sup>	根系				茎叶			
	Sb(Ⅲ)/μmol·L <sup>-1</sup>		Sb(V)/μmol·L <sup>-1</sup>		Sb(Ⅲ)/μmol·L <sup>-1</sup>		Sb(V)/μmol·L <sup>-1</sup>	
	10	30	10	30	10	30	10	30
0.0	94.2±4.15a	93.0±3.14a	66.9±4.37a	67.7±4.55a	5.8±0.22a	7.0±1.02a	33.1±3.63a	32.7±2.26a
1.0	91.1±2.99a	92.0±2.65a	58.8±4.38b	41.0±1.34b	8.6±1.36b	8.0±0.92a	41.2±1.76b	59.0±2.73b
2.0	77.4±2.48b	85.1±1.11b	49.6±2.55c	43.1±2.20b	22.6±3.23c	14.9±1.41b	50.4±1.31c	56.9±2.45b

32.7%~59.0%的Sb分配到茎叶。不同Si浓度处理对水稻根系和茎叶中Sb的分配比率影响有差异,添加较高浓度的Si可显著地降低水稻根系中Sb的分配比率,而显著地提高水稻茎叶中Sb的分配比率( $P < 0.05$ )。

### 3 讨论

Sb在元素周期表中是与As同族的元素,它的一些性质类似于As,对植物生长有毒害作用。不同价态的Sb毒害作用有差异,一般来说Sb(Ⅲ)的毒性高于Sb(V)<sup>[20]</sup>。本研究也发现,处理Sb后水稻生长受到明显的抑制,表现出茎叶卷曲、叶片发黄、根系少而短、生长缓慢等症状,Sb(Ⅲ)比Sb(V)对水稻毒害更明显。添加Sb可影响水稻对Si的吸收积累,并且受不同价态Sb添加的影响。添加30 μmol·L<sup>-1</sup> Sb(V)可以显著地降低水稻根系和茎叶对Si的吸收积累,但是30 μmol·L<sup>-1</sup> Sb(Ⅲ)+2.0 mmol·L<sup>-1</sup> Si处理却显著地促进了水稻根系对Si的吸收积累。这可能与Sb(Ⅲ)和Sb(V)在水稻体内的吸收转运机制不同有关。

Si在植物体中主要存在的形态是不溶性的水化无定形二氧化硅,其次是硅酸和胶状硅酸<sup>[21]</sup>,在土壤溶液和水中主要以正硅酸的形式存在( $\text{pH} < 9$ )<sup>[22]</sup>,植物从土壤溶液中吸收Si的数量和比例主要取决于植物种类特性和溶液中硅酸的浓度。植物体内Si的长距离运输仅限于木质部,它在地上部茎叶中的分布取决于各器官的蒸腾率。Si主要存在于质外体中,当水分蒸发后硅酸沉淀于蒸腾流的末端,例如在叶片上、

下表皮细胞的外壁上。在长距离运输中,Si也沉积于木质部导管的细胞壁中,从而增加导管的强度,抵抗高蒸腾对导管的挤压作用。Ma等证实水稻植株中66%的Si是在生殖生长期吸收的,因此他们认为Si在水稻这个阶段的促进作用至关重要<sup>[23]</sup>。Si缓解重金属对植物的毒害作用及其机理为人们所重视,关于Si缓解Cr对植物毒害的机理已有研究,认为Si和Cr作用能形成难溶性的化合物,从而降低Cr的移动性<sup>[24]</sup>;在植物叶片细胞壁中Si可以固定Cd,使其失去效用从而缓解水稻的Cd毒害<sup>[18]</sup>。Sb添加影响作物对Si的吸收积累,可能是由于Sb除了影响作物的生长以外,还影响Si的吸收和转运途径。本研究发现水稻茎叶Si含量远大于地下部Si含量,与其他研究者报道的水稻植株Si的分布规律相一致<sup>[25]</sup>。

在田间和温室条件下,施Si对于水稻生长的有益作用为人们所熟知<sup>[26]</sup>,本文的研究结果也发现,添加Si可缓解Sb对水稻的毒害,降低水稻根系和茎叶对Sb的吸收积累,并影响Sb在水稻根系和茎叶中的富集系数和分配比率(表4和表5)。此前也有关于Si缓解其他重金属毒害的报道,添加Si可降低重金属的富集系数<sup>[27]</sup>。生物吸收Sb与Sb的价态及其赋存形态有很大相关性,但是Sb在植物体内的运输途径尚不明确。Tschan等发现, $\text{PO}_4^{3-}$ 的加入并未影响玉米和向日葵对锑 $[\text{KSb}(\text{OH})_6]$ 的吸收,表明Sb(V)的吸收不像As一样是通过磷酸吸收途径进行的<sup>[27]</sup>,他们认为在Sb含量较低的环境下, $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ 进入根系共质体需要一些低选择性的阴离子转运子,这样 $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$

才能够替代必需营养元素的阴离子( $\text{Cl}^-$ 或者 $\text{NO}_3^-$ )进入植物根系细胞。Tschan 等<sup>[28]</sup>通过对许多文献数据的分析,总结出植物可能通过蒸腾的水流进行被动吸收和转运 $\text{Sb(V)}$ ,并认为 $\text{Sb(V)}$ 通过蒸腾作用被动吸收必须要克服一些在植物根系中存在的具有选择性的障碍,这些障碍控制着水分和土壤溶质从根部向茎叶中转运,他们进而对这一推论进行解释:植物根系皮层中的质外体能够允许土壤溶液中的溶质直接进入根系内部,而在根系中柱,质外体被凯氏带从皮层分隔开(凯氏带迫使水分和溶质通过共质体运输通道进入内皮层细胞,以便达到根系中柱内部)。此外,他们认为 $\text{Sb(III)}$ 可能通过水通道蛋白被动扩散,从非原生质体穿过细胞膜进入细胞内,但水通道蛋白不让 $\text{Sb(V)}$ 阴离子进入, $\text{Sb(V)}$ 阴离子进入细胞内需要转运子调控。外源 Si 缓解水稻 Sb 胁迫的机理目前还不太清楚,可能的机制是:一方面 $\text{Sb(V)}$ 和 Si 共同利用蒸腾作用被动吸收转运,相互竞争,从而减少水稻对 $\text{Sb(V)}$ 的吸收;另一方面,外源 Si 加入营养液之后会有部分转化成 $\text{H}_4\text{SiO}_4$ 分子,而植物对 Si 的吸收利用是以 $\text{H}_4\text{SiO}_4$ 分子的形式进行的<sup>[29]</sup>。这可能和 $\text{Sb(III)}$ 共同利用蛋白通道形成竞争吸收,因此降低了植株对 $\text{Sb(III)}$ 的吸收。为阐明外源 Si 缓解水稻 Sb 毒害的机理,进一步的深入研究必不可少。

#### 4 结论

(1)添加 $10\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $30\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 $\text{Sb(III)}$ 或 $\text{Sb(V)}$ 均对水稻生长有抑制作用,影响水稻的生物量, $\text{Sb(III)}$ 较 $\text{Sb(V)}$ 处理对水稻生长毒害更明显,添加 $1.0\ \text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2.0\ \text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 Si 对水稻生物量影响没有达到显著水平。

(2) $\text{Sb(III)}$ 和 $\text{Sb(V)}$ 的添加可显著地影响水稻根系和茎叶对 Si 的吸收积累。当 $\text{Sb(III)}$ 和 $\text{Sb(V)}$ 浓度均为 $30\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,可导致水稻茎叶 Si 含量分别比对照处理降低 52.2%和 23.5%,水稻根系 Si 含量分别降低 46.0%和 36.0%(Si $1.0$  处理下)。

(3)添加 Si 也可以显著地降低水稻根系和茎叶对 Sb 的吸收积累。添加 $1.0\ \text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2.0\ \text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 Si 可导致水稻根系和茎叶 Sb 浓度分别比对照降低 52.0%~88.4%和 24.6%~45.4% [ $10\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{Sb(III)}$  处理]; 29.3%~67.2%和 19.4%~24.0% [ $30\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{Sb(III)}$  处理]; 53.8%~75.5%和 34.8%~49.6% ( $10\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{Sb(V)}$  处理); 75.1%~85.1%和 25.3%~58.8% ( $30\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{Sb(V)}$  处理)。

#### 参考文献:

- [1] 张亚平, 张 婷, 陈锦芳, 等. 水、土环境中锑污染与控制研究进展[J]. 生态环境学报, 2011, 20(8-9): 1373-1378.  
ZHANG Ya-ping, ZHANG Ting, CHEN Jin-fang, et al. Research progress on present situation and countermeasure of antimony pollution in water and soil environment[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(8-9): 1373-1378.
- [2] 徐 峰, 黄益宗, 蔡立群, 等. 骨炭对水中不同形态 Sb 吸附和解吸的影响[J]. 环境工程学报, 2013, 7(12): 30-36.  
XU Feng, HUANG Yi-zong, CAI Li-qun, et al. Effect of bone char on adsorption and desorption of  $\text{Sb(III)}$  and  $\text{Sb(V)}$  in solution[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(12): 30-36.
- [3] 何孟常, 万红艳. 环境中锑的分布、存在形态及毒性和生物有效性[J]. 化学进展, 2004, 16(1): 134-138.  
HE Meng-chang, WAN Hong-yan. Distribution, speciation, toxicity and bioavailability of antimony in the environment[J]. *Progress in Chemistry*, 2004, 16(1): 134-138.
- [4] He M. Distribution and phytoavailability of antimony at an antimony mining and smelting area, Hunan, China[J]. *Environ Geochem Health*, 2007, 29(3): 209-219.
- [5] Qi C C, Wu F C, Deng Q J, et al. Distribution and accumulation of antimony in plants in the super-large Sb deposit areas, China[J]. *Microchemical Journal*, 2011, 97(2): 44-51.
- [6] Sharma M, Patel K S. Determination and speciation of antimony in water[J]. *Int J Environ Anal Chem*, 1993, 50(1): 63-71.
- [7] Saracoglu S, Soylyak M, Elci L. Separation/preconcentration of trace heavy metals in urine, sediment and dialysis concentrates by coprecipitation with samarium hydroxide for atomic absorption spectrometry[J]. *Talanta*, 2003, 59(2): 287-293.
- [8] 孟 君, 任向莉. 锑的形态分析概述[J]. 光谱实验室, 2010, 27(5): 1742-1748.  
MENG Jun, REN Xiang-li. Overview on the speciation analysis of antimony[J]. *Chinese Journal of Spectroscopy Laboratory*, 2010, 27(5): 1742-1748.
- [9] 石孟春. 硅对水稻砷吸收与毒害的影响效应研究[D]. 南宁: 广西大学, 2008.  
SHI Meng-chun. Effects of silicon on arsenic uptake and toxicity to rice plants[D]. Nanning: Guangxi University, 2008.
- [10] 黄益宗, 张文强, 招礼军, 等. Si 对盐胁迫下水稻根系活力、丙二醛和营养元素含量的影响[J]. 生态毒理学报, 2009, 4(6): 860-866.  
HUANG Yi-zong, ZHANG Wen-qiang, ZHAO Li-jun, et al. Effects of Si on the index of root activity, MDA content and nutritional elements uptake of rice under salt stress[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(6): 860-866.
- [11] 张文强, 黄益宗, 招礼军, 等. 盐胁迫下外源硅对硅突变体与野生型水稻种子萌发的影响[J]. 生态毒理学报, 2009, 4(6): 867-873.  
ZHANG Wen-qiang, HUANG Yi-zong, ZHAO Li-jun, et al. Effects of silicon on the germination of Si mutant rice and wild rice seeds under salt stress[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(6): 867-873.

- [12] 陈翠芳, 钟继洪, 李淑仪, 等. 施硅对白菜体内镉的分布及其吸收迁移的影响[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(7): 89-92, 128.  
CHEN Cui-fang, ZHONG Ji-hong, LI Shu-yi, et al. Effect of silicon on cadmium distribution and its uptake and transport in Chinese cabbage[J]. *Environment Science and Technology*, 2008, 31(7): 89-92, 128.
- [13] 王锦平, 张士勇, 司 阳. 硅素物质对水稻土吸附镉的影响研究[J]. 现代农业科技, 2009(9): 160-161.  
WANG Jin-ping, ZHANG Shi-yong, SI Yang. Effects of silicon on paddy soil uptake cadmium[J]. *Modern Agricultural Science and Technology*, 2009(9): 160-161.
- [14] Shi X H, Zhang C C, Wang H, et al. Effect of Si on the distribution of Cd in rice seedlings[J]. *Plant and Soil*, 2005, 272(1/2): 52-60.
- [15] 张文强, 黄益宗, 招礼军. 盐胁迫下外源硅对硅突变体和野生型水稻生物量与营养元素含量的影响[J]. 现代农业科学, 2009, 16(3): 24-28.  
ZHANG Wen-qiang, HUANG Yi-zong, ZHAO Li-jun. Effects of silicon on the biomass and nutritional elements uptake of Si Mutant Rice and Wild Rice under salt stress[J]. *Modern Agricultural Sciences*, 2009, 16(3): 24-28.
- [16] 史新慧. 硅提高水稻抗镉毒害机制的研究[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(5): 1112-1116.  
SHI Xin-hui. Research on the mechanism of silica improving the resistance of rice seedlings to Cd[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(5): 1112-1116.
- [17] 黄益宗, 石孟春, 招礼军. 水稻根系吸收砷的动力学特征及硅的缓解机制[J]. 生态毒理学报, 2010, 5(3): 433-438.  
HUANG Yi-zong, SHI Meng-chun, ZHAO Li-jun. Uptake kinetics of arsenic species in two genotypes of rice plants and mitigatory mechanism of silicon[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2010, 5(3): 433-438.
- [18] Liu C P, Li F B, Luo C L, et al. Foliar application of two silica sols reduced cadmium accumulation in rice grains[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 161(2-3): 1466-1472.
- [19] Ma J F, Takahashi E. Effect of silicon on the growth and phosphorus uptake of rice[J]. *Plant Soil*, 1990, 126(1): 115-119.
- [20] 黄益宗, 胡 莹, 刘云霞. 锑对水稻根生长的影响及锑的吸收动力学特性[J]. 环境化学, 2010, 29(4): 640-643.  
HUANG Yi-zong, HU Ying, LIU Yun-xia. Effect of antimony on roots growth and kinetics of antimony uptake by rice roots[J]. *Environmental Chemistry*, 2010, 29(4): 640-643.
- [21] Lanning F C, Eleuterius L N. Silica deposition in some C<sub>3</sub> and C<sub>4</sub> species of grasses, sedges and composites in the USA[J]. *Annals of Botany*, 1989, 63: 395-410.
- [22] Alexander G B, Acin N D, Zapata R M. Inversion control in sugarcane juice with sodium Metasilicate[J]. *Proc Int Soc Sugarcane Technol*, 1971, 13: 522-531.
- [23] Ma J F, Nishimura K, Takahashi E. Effect of silicon on the growth of rice plant at different growth stages[J]. *Soil Sci Plant Nutr*, 1989, 35: 347-356.
- [24] Zhang S R, Li S Y, Li F B, et al. Silicon mediated detoxification of Cr on pakchoi (*Brassica Chinensis* L.) in the Cr-contaminated soil[J]. *International Journal of Food Agriculture and Environment*, 2013, 11(2): 814-819.
- [25] 胡定金, 王富华. 水稻硅素营养[J]. 湖北农业科学, 1995(5): 33-36.  
HU Ding-jin, WANG Fu-hua. The nutrition of silicon in rice[J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 1995(5): 33-36.
- [26] Liang Y C, Ma T S, Li F J, et al. Silicon availability and response of rice and wheat to silicon in calcareous soils[J]. *Commun Soil Sci Plant Anal*, 1994, 25(13-14): 2285-2297.
- [27] Tschan M, Robinson B H, Schulin R. Antimony uptake by *Zea mays* (L.) and *Helianthus annuus* (L.) from nutrient solution[J]. *Environ Geochem Health*, 2008, 30(2): 187-191.
- [28] Tschan M, Robinson B H, Schulin R. Antimony in the soil-plant system: A review[J]. *Environ Chem*, 2009, 6(1): 106-115.
- [29] Masscheleyn P H, Dlaune R D, Patrick W H. Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil[J]. *Environmental Science and Technology*, 1991, 25(8): 1414-1419.