

水稻砷污染及其对砷的吸收和代谢机制

彭小燕¹, 王茂意¹, 刘凤杰², 叶志鸿^{1,*}

(1. 有害生物控制与资源利用国家重点实验室, 中山大学生命科学学院, 广州 510006; 2. 中山大学环境科学与工程学院, 广州 510275)

摘要: 水稻是当今世界大部分地区(尤其是东南亚)的主要的粮食作物之一, 同时也是砷(As)进入食物链的主要途径之一。日益严重的水稻田 As 污染, 不但影响了稻米的产量和品质, 而且通过食物链威胁着人体健康。如何减少水稻地上部(尤其是米粒)As 的含量和降低其毒性, 及提高水稻 As 耐性是亟需解决的世界食品安全问题。深入了解水稻对 As 的吸收、积累和代谢的生理及分子生物学机制是解决水稻 As 污染的关键途径。综述国内外研究, 对今后深入研究提出建议。

关键词: 水稻; 稻田; 砷; 铁膜; 渗氧; 吸收; 代谢

Arsenic contamination, uptake and metabolism in rice (*Oryza sativa* L.)

PENG Xiaoyan¹, WANG Maoyi¹, LIU Fengjie², YE Zhihong^{1,*}

1 State Key Laboratory for Bio-control, and School of Life Sciences, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510006, China

2 School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China

Abstract: Rice (*Oryza sativa* L.) is a staple food for people in most parts of the world, especially in Southeast Asia, and it is also one of the major sources of food chain arsenic (As) contamination. Accumulated As in paddy field soil not only reduces the yield and quality of rice, but it can also cause serious health problems through the food chain. Minimizing As concentration and its toxicity in grains and improving As tolerance of rice have become prominent and urgent problems. In this paper, research advances related to physiological and molecular mechanisms of As uptake, accumulation and metabolism by rice are reviewed. Suggestions for future research in this area are also presented.

Key Words: rice (*Oryza sativa* L.); paddy field; arsenic (As); iron plaque; radial oxygen loss (ROL); uptake; metabolism

砷(As)是一种常见的环境毒物和人类致癌物, 对动植物具有强烈的毒害作用^[1]。As 污染在全世界(尤其在东南亚)已成为一个严峻的环境问题, 目前已有数百万人口受到 As 中毒的影响^[2]。近年来, 由于含 As 灌溉水的大量使用, 导致农田土壤 As 高度积累。世界上近一半人口, 包括几乎整个东亚和东南亚的居民, 均以稻米为主食。不幸的是, 大面积的水稻田已经遭受 As 污染, 而且水稻比其他农作物更易积累 As^[3], 这使人类健康受到严重威胁。水稻 As 污染已成为当今全球环境热点问题之一。

针对大面积受 As 污染的水稻田, 传统的物理、化学修复方法因工程量大、费用高等, 不适应于大面积中-低度污染的农田的治理。而新兴的植物修复技术受修复植物生物量小、修复时间长等因素制约, 走向产业化目前任务还很艰巨。为此, 世界各国科学家们都在努力寻找一条经济、有效、可行的途径来解决稻米 As 污染问题。国内外已有很多关于水稻 As 污染情况的调查研究, 而且在水稻对 As 的吸收、积累和代谢生理和分子生物学机制, 及影响水稻累积 As 的主要因素等方面也作了诸多的研究和探讨。本文就上述领域并结合作者课题组的相关研究成果, 综述了近年来此领域的主要研究进展。

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(30770417); 教育部高等学校博士点基金资助项目(20558097)

收稿日期: 2009-06-23; **修订日期:** 2009-07-28

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lssyzhh@mail.sysu.edu.cn

1 水稻 As 污染情况

1.1 稻田土壤 As 污染

As 污染问题受到广泛关注,始于孟加拉国地下水 As 污染导致大量人群 As 中毒。迄今为止,除孟加拉外,已发现许多国家或地区(尤其是南亚国家)的部分稻田受到严重的 As 污染,如,中国、柬埔寨、印度、蒙古、缅甸、尼泊尔、巴基斯坦、泰国和越南等^[4]。稻田 As 污染来源主要包括:含 As 地下水灌溉、采矿活动、含 As 杀虫剂/除草剂/肥料使用等工农业生产活动^[3,5]。在孟加拉国,大量受 As 污染地下水被用于灌溉农田,每年通过灌溉水进入孟加拉耕地(主要是水稻田)的 As 大约有 1000 t^[3]。Meharg 和 Rhman^[6]调查研究发现孟加拉部分地区的水稻田土壤 As 含量最高可达 46 mg kg⁻¹,是孟加拉土壤 As 背景值的 4—9 倍。Lee 等^[7]调查发现,韩国 Myungbond 金银矿区周边稻田土壤中 As 含量为 25—131 mg kg⁻¹,是本国土壤 As 背景值的 2—22 倍。在中国,浙江绍兴一废弃铅锌尾矿区周边有 500 多公顷的稻田被 As 污染^[8];湖南郴州工业区附近的稻田 As 含量最高达 866 mg kg⁻¹^[9]。目前来看,确定水稻田 As 污染来源、范围和程度,以及对人类的潜在健康风险,是解决 As 污染问题的前提,也是亟需开展的基础研究工作。

1.2 稻米 As 污染

大量研究表明,对于饮用非 As 污染水人群来说,稻米是其暴露 As 的最主要来源^[5]。如同稻田 As 污染,稻米 As 污染也成为—个全球性环境问题。目前各地区或国家稻米 As 含量已不同程度地升高(表 1),尤其是孟加拉、中国、美国,其稻米 As 污染最为严重。但是,由于难以直接根据稻米 As 含量来准确推断 As 污染稻米

表 1 世界各地稻米总 As 及无机 As 含量
Table 1 Total As and inorganic As concentration in rice grains

国家或地区 Country or region	稻米类型 Rice type	总 As Total As/(mg kg ⁻¹)	无机 As Inorganic As/(mg kg ⁻¹)
欧洲 Europe ^[15]	多种 ^a	0.13—0.20	0.06—0.10
意大利 Italy ^[15-17]	精米	0.07—0.33	0.07—0.16
	糙米	0.146—0.269	0.1—0.176
	调味饭	0.22	0.12—0.14
西班牙 Spain ^[15-17]	精米	0.05—0.82	0.062—0.145
	糙米	0.145—0.302	0.081—0.253
	肉菜饭	0.17	0.08
法国 France ^[16-17]	精米	0.09—0.56	—
	多种 ^b	0.183	0.113
加拿大 Canada ^[15,17]	野生稻	—0.11	0.01—0.08
美国 America ^[15-19]	精米	0.03—0.66	0.02—0.152
	糙米	0.11—0.34	0.06—0.14
	多种 ^c	0.10—0.66	—
埃及 Egypt ^[16]	精米	0.01—0.58	—
孟加拉 Bengal ^[6,13,16,20]	精米	0.02—0.75	0.01—0.22
	糙米	<0.04—1.835	0.11—0.22
泰国 Thailand ^[15-17,20]	精米	0.01—0.39	0.066—0.114
	糙米	0.06—0.14	—
	香米	0.11	0.08
印度 India ^[15-17,20]	精米	0.03—0.18	0.02—0.07
	糙米	0.03—0.07	0.04
	红米	0.08	0.05
日本 Japan ^[16]	精米	0.07—0.42	—
中国 China ^[13,15-16,19-21]	精米	0.015—0.76	—0.51
	糙米	0.009—0.624	—0.257
菲律宾 Philippines ^[20]	糙米	0.00—0.25	—
澳大利亚 Australia ^[20]	糙米	0.02—0.04	—

“—”表示未调查该项目,a: 布丁饭、米片、米粉;b: 印度白糙米、红糙米、野生稻;c: 精米、糙米、蒸谷米、方便米粉、富铁米粉、调味饭、肉菜饭、香米、红米

对人类的潜在健康风险,迄今世界上还未制定出一个科学合理的稻米 As 食品安全标准。澳大利亚规定了食物 As 的最大容许浓度为 1 mg kg^{-1} 干重,被广泛引用和参考^[3]。但是,这个标准有 2 个主要缺陷:第一,它是根据澳大利亚的具体情况制定的,澳大利亚并不以稻米作为主食,因此对于许多以稻米为主食的国家(如中国和孟加拉等)不适用;第二,它没有考虑到稻米中不同 As 形态的毒性差别。事实上稻米中有机 As 和无机 As (As_i) 的含量和毒性差异很大,用总 As 量评估虽简单易行,但并不科学^[3]。因此,稻米 As 对人类的健康风险评估不仅要考虑其含量,其形态也是应考虑的关键因素。业已证实,稻米 As 形态不同,生物有效性、毒性也会不同^[10]。以 As 化合物的半致死量 LD_{50} 为衡量标准,其毒性顺序依次为:砷化氢 (H_3As) > 亚砷酸盐 ($\text{As}(\text{III})$) > 砷酸盐 ($\text{As}(\text{V})$) > 单甲基砷 (MMA) > 二甲基砷 (DMA) > 三甲基砷 (TMA) > 三甲基砷氧化物 (TMAO) > 砷胆碱 (AsC) > 砷甜菜碱 (AsB)^[11-12]。稻米里的 As,尤其是 As_i ,生物有效性很高,其生态环境风险也较大^[13]。Juhasz 等^[10]调查研究了超市购买和温室栽培(用 As 污染水浇灌)所得稻米中 As 形态,并以猪为动物模型研究了稻米 As 在其体内的生物可利用性,发现以 As_i 为主要形态时,其生物有效性高达 89%;而当以 DMA 为主要形态时,生物有效性只有 33%。目前,只有中国严格规定了稻米 As_i 最大允许含量为 $150 \mu\text{g kg}^{-1}$ ^[5]。据此标准,孟加拉、中国、西班牙等国家稻米 As_i 含量已不同程度地高出此值(表 1)。另外值得注意的是,各种稻米的加工产品,如大米奶、米糠等 As_i 含量也超过了此标准值^[13-14]。因此,明确稻米及其产品的 As 污染程度(As 总量及形态)和相应健康风险,制定更加科学合理的 As(As 总量及形态)含量食品卫生标准也是迫在眉睫的工作。

2 水稻对 As 的积累、分布和耐性

2.1 不同品种(系)间的差异

不同水稻品种对 As 的吸收、转运和耐性均存在显著差异^[22-23]。蒋彬和张慧萍^[24]对 239 份水稻精米测定后,发现稻米中 As 含量在 $0.08\text{--}49.14 \mu\text{g kg}^{-1}$ 之间,不同水稻品种 As 含量差异极为显著。Mei 等^[25]也报道,温室土培下 25 个水稻品种的稻米和地上部 As 含量范围分别为 $0.71\text{--}1.72 \text{ mg kg}^{-1}$, $15.6\text{--}31.7 \text{ mg kg}^{-1}$ 。Rahman 等^[26]发现,杂交稻将 As 从根部转移到地上部的能力比常规稻强。Liu 等^[27]也发现供试的 3 种水稻将 As 转移到地上部的能力存在显著差异。

稻米里不同形态 As 的比例分布也存在显著基因型差异^[15, 23, 28]。根据文献数据^[15, 20, 23],图 1 比较了孟加拉和中国不同水稻品种稻米中各种形态 As 含量和分布的差异。总的来看,孟加拉国稻米品种中 As_i ($\text{As}(\text{III})$ 和 $\text{As}(\text{V})$) 占总 As 比例较高,平均达 63.8%;而中国稻米品种中 As_i 比例相对降低,平均达 49.5%。通过对各国大都市市场上的不同稻米品种调查发现,欧洲、孟加拉和印度的稻米中以 As_i 为主,而美国以 DMA 为主要形态^[15, 29]。根据稻米里 As 的主要存在形态不同,Zavala 等^[29]将稻米分为 As_i 型和 DMA 型,并认为 DMA 型稻米比 As_i 型稻米潜在危害更低。但是对于这一推测,目前还没有确切的证据。

Zavala 等^[29]推测 As 在稻米里的形态比例分布是由基因型决定的,生长环境影响不大。但是也有研究发现生长环境(如土壤水分状况、土壤 Si 含量和 As 的生物有效性)对稻米里 As 的主要存在形态有重要的影响^[28, 30]。因此,目前这方面需要做的工作是,澄清 DMA 型稻米的潜在危害是否比 As_i 型稻米更低,以及影响 As 在稻米里存在形态的主要因素,进而通过控制稻米里 As 的形态来降低稻米 As 毒性,最终减少对人体的危害。

除了在 As 累积和分布存在差异外,不同水稻品种同样存在显著的 As 耐性差异。水稻 As 毒害的表观效应一般为:种子发芽率降低、植株生长减缓及稻米产量下降等^[25, 31-32],相应指标参数也通常用来评估水稻 As 耐性。Abedin 和 Meharg^[31]报道 8 个所测试的水稻品种中,夏稻对 $\text{As}(\text{V})$ 或 $\text{As}(\text{III})$ 的耐性比冬稻高。Dasgupta 等^[33]利用最长根长的变化来表征 20 个水稻品种对 $\text{As}(\text{V})$ 的耐性,发现其耐性指数范围为 18.3—60.2。Mei 等^[25]利用谷粒和茎叶生物量的变化(As 处理组植株/对照组植株 $\times 100\%$)来表征 25 个水稻品种对 $\text{As}(\text{V})$ 的耐性差异,发现谷粒和茎叶的生物量分别为对照组的 12.6%—55.5% 和 13.8%—56.0%。水稻 As 累积、分布和耐性显著的基因型差异,为筛选和培育 As 高耐性、低累积品种提供了丰富的种质资源。

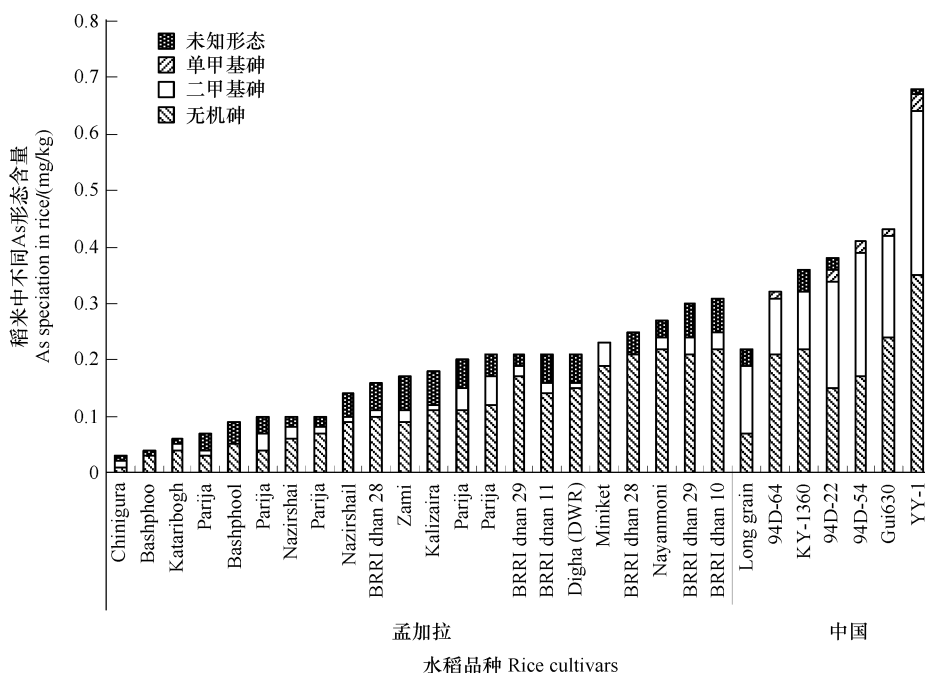


图1 孟加拉和中国不同水稻品种米粒中 As 的形态差异

Fig. 1 Arsenic speciation in rice of various cultivars collected in Bengal and China

2.2 不同器官(部位)的差异

As 在水稻不同器官内的积累量同样存在很大差异。大量研究显示,水稻器官 As 累积规律一般遵循:根 > 茎叶 > 谷壳 > 籽粒^[23, 26, 30, 34-36]。Abedin 等^[32]发现当用含 8 mg As L^{-1} 污染水浇灌时,根、茎叶、谷壳和糙米 As 含量分别为 107.5 、 91.8 、 6.1 、 0.42 mg kg^{-1} ,Liu 等^[23]也报道了类似的结果。Cheng 等^[37]对籽粒密度差异较大的密穗型品种秀水 63 和散穗型品种秀水 11 进行研究,发现 As 含量粒位间差异显著,穗上部籽粒 As 含量高于中部籽粒,穗下部籽粒最低。Meharg 等^[38]研究发现 As 主要分布在米粒的外层,其主要赋存形态为 As_i 和 DMA, 提出 As 主要在米粒外层积累的现象,可能是由于开花后 10—20d 内,As 与 Mg、P 和 K 在糊粉层共积累造成的。如果能证实这一假设的存在,将对控制稻米 As 的积累有重要的意义。

2.3 不同生育期的差异

水稻对 As 的吸收、转运和分布在整个生长过程中产生动态变化。Wang 等^[35]用洛克沙砷和对氨基苯胂酸作为 As 处理,研究在幼苗期、分蘖期、拔节期、孕穗期、灌浆期和成熟期水稻对 As 的吸收情况,发现水稻不同部位 As 含量在不同生长时期不同。水稻根、茎和叶中 As 浓度的变化趋势相似:在分蘖期增加很快、拔节期显著降低、孕穗期和灌浆期有大幅度增加、成熟期达到最高;As 在稻穗里的浓度在孕穗期达到最高、灌浆期迅速地降低、成熟期有所增加但仍低于孕穗期。了解水稻 As 富集的生育期差异,对有效控制稻米 As 累积同样有实践意义。例如,可以在高 As 富集率生育期(分蘖期和孕穗期),利用有效的农艺措施来强化控制 As 吸收和转运。这不仅能有效减少水稻 As 积累,同时能一定程度上降低成本。然而,目前对于不同生长期水稻 As 的累积、分布和耐性的差异研究还很有限。

3 水稻 As 吸收、转运和代谢的生物学机制及其环境影响因素

3.1 水稻对 As 的吸收和转运

在淹水稻田里,As 主要以还原态 As(III) 的形式存在,也有一定数量的 As(V) , MMA 和 DMA^[39]。As(III)与 As(V)均可被水稻大量吸收,但 As(III)比 As(V)更易被水稻根系吸收^[39]。

As(V)和磷酸盐具有相似的物理化学性质,吸收动力学试验表明 As(V)通过磷酸盐吸收通道进入水稻根组织^[39]。As(III)则不同,水稻根系吸收 As(III)的速度很快,不受磷酸盐影响,但受到甘油和亚砷酸盐抑

制,据此推测,As(Ⅲ)可能通过水通道蛋白被水稻根系吸收^[39-40]。最新研究证实了此推断:As(Ⅲ)进入水稻根细胞的主要门户是类似膜内嵌蛋白的水通道 *ondulin26* 蛋白 *OsNIP2:1*, 又称作 *Lsi 1*。*Lsi 1* 同时也是硅(Si)的吸收通道,位于水稻根内凯氏带出现的质膜外侧,内皮层和外皮层均有^[41]。水稻根系有大量的 *Lsi 1*, 当外源 Si 缺乏时,其表达会增强^[42]。另外,水稻根系内还有 3 种类似膜内嵌蛋白的水通道 *ondulin26* 蛋白,分别是 *OsNIP1:1*、*OsNIP2:2* 和 *OsNIP3:1*,但是这 3 种蛋白表达量很少,所以它们可能不是 As(Ⅲ)进入水稻根系的主要通道^[41]。

As(Ⅲ)通过 *Lsi 1* 进入细胞凯氏带以后又是怎样进入木质部的呢? 最近研究发现水稻根细胞中 As(Ⅲ)是通过 Si 卸载蛋白 *Lsi 2* 向木质部方向排出^[41]。Ma 等^[43]的试验表明,在长期的生长过程中,As(Ⅲ)通过 *Lsi 2* 向木质部卸载是控制 As 向水稻茎叶和谷粒转运的关键步骤。与其他作物相比,水稻能吸收大量 Si,这也是为什么 As(尤其是 As(Ⅲ))更易进入水稻根系的原因之一^[41]。

虽然水稻能吸收少量的有机 As,其机理至今也没有研究清楚。但是,稻田中有机 As 比例和含量相对很低,尚不足以引起很大的环境风险。

3.2 影响水稻 As 吸收的因素

3.2.1 营养元素磷(P)和 Si 对水稻 As 吸收的影响

P 和 Si 是促进水稻生长,保证产量的两种重要营养元素^[1,44]。目前,已有较多关于 P 和 Si 对水稻吸收、累积 As 的影响研究,并取得了一定的成果。研究发现,营养液里的 P 可显著抑制水稻对 As(V)的吸收,而不影响水稻对 As(Ⅲ)的吸收^[39, 45]。但是土培试验却没有得到相似的结果^[32, 34]。这可能是因为,在水培条件下 As(V)的形态和生物有效性较稳定。而土培情况则不同,在淹水土壤里 As 主要以 As(Ⅲ)形式存在,而且磷酸盐只会与 As(V)竞争铁膜和土壤颗粒上的吸附位点;非淹水土壤里,磷酸盐可将吸附在土壤上的 As(V)置换下来,增加 As(V)的溶解性和生物有效性^[4]。Abedin 等^[34]用含不同浓度 As(V)和磷酸盐的水灌溉水稻,证实磷酸盐对水稻 As(V)的吸收没有抑制作用。而 Si 在土培和水培下均可抑制水稻对 As 的累积。Guo 等^[44, 46]证实往营养液里添加 Si 能有效减少水稻对 As 的吸收。在 As 污染土壤中添加外源 Si 或者将水稻种在硅含量和生物有效性较高的土壤里,均能显著抑制水稻对 As 的吸收^[47-48]。Li 等^[28]最新研究结果表明,土壤施加 Si 肥条件下,水稻茎叶和稻谷总 As 含量分别降低了 78% 和 16%。因此,向 As 污染稻田中施加 Si 肥,可能成为一条降低稻米 As 含量的有效措施。研究 P、Si 对水稻积累 As 的影响规律及内在机理,对于减少稻米 As 积累有重要的指导和实践意义,但是这方面的研究仍需要加强。

3.2.2 土壤氧化还原电位(Eh)和土壤酸碱度(pH)对水稻 As 吸收的影响

土壤 Eh 是影响 As 赋存形态和生物有效性的重要土壤理化性质之一^[18]。土壤 Eh 不同,As 的移动性以及土壤溶液中的含量差别很大^[30, 49]。稻田土壤 Eh 主要受水分条件影响,在淹水期土壤 Eh 显著降低,铁(氢)氧化物被还原溶解、As(V)被还原成 As(Ⅲ),大量 As 迅速释放到土壤溶液中,移动性强的 As(Ⅲ)成为主要形式,As 生物有效态因而显著升高;非淹水时期的稻田土壤 As 主要与铁(氢)氧化物结合,其移动性显著降低,土壤溶液中 As 含量降至淹水条件下的 10% 以下^[30, 50]。Xu 等^[30]研究表明,淹水条件下糙米、谷壳 As 含量比非淹水条件下高出 10—15 倍,茎叶 As 升高 7—35 倍。稻米中 As 形态含量比例也会受土壤 Eh 影响。土壤淹水条件下(低 Eh),稻米 As_i 占总 As 的 20%—44%,而非淹水条件下(高 Eh), As_i 高达 91%—100%。虽然淹水条件下稻米里 As_i 比例远小于非淹水条件,但是其 As_i 总量比非淹水条件下高达 3 倍^[30]。

土壤 pH 对 As 生物有效性和水稻 As 吸收的影响也较大。一般来说,土壤 pH 升高土壤溶液中 As(V)可溶性会增加,而 As(Ⅲ)表现相反规律^[51-53]。土壤 pH 对 As 生物有效性的影响还受其他土壤理化性质的影响,如土壤 Eh^[49, 53]、腐殖酸^[54]。Marin 等^[49]发现土壤 pH 降低,土壤水溶性 As 含量显著增加,水稻 As 吸收增加。最新研究^[55]表明,水稻 MMA(V)和 DMA(V)的吸收受溶液 pH 影响很大,pH 由 4.5 增至 6.5 时,溶液中未离解的 MMA(V)和 DMA(V)骤减,水稻根系、地上部及木质部汁液中的 As 相应大幅度减少。

3.2.3 根系铁膜对水稻 As 吸收的影响

发达的通气组织是水稻等湿地植物生存于低氧湿地环境的一个决定性适应机制^[56-58]。运输到水稻根系

的大量 O_2 ,除了满足自身根系呼吸需要,多余部分会分泌到根际环境中,这被称之为渗氧(radial oxygen loss, ROL)^[59]。受根系渗氧及根际微生物活动等因素的影响,许多湿地植物(包括水稻)根际的 Fe^{2+} 被氧化成 Fe^{3+} ,进而在根表和根际形成铁膜(iron plaque)^[60]。湿地植物铁膜的形成会改变根际环境中许多元素(如 As、Cd、Fe 和 P)的形态、生物可利用性及生物毒性,进而影响植物对这些元素的吸收和积累^[4, 51, 61]。例如,在水稻根际铁膜上,土体中的主要 As 形态——As(Ⅲ)被氧化成生物毒性及可利用性较低的 As(V)^[23, 51]。Liu 等^[23, 62]报道水稻根表铁膜中 As 浓度可达根组织中 As 浓度的 6 倍左右,其形态以 As(V)为主。根表铁膜对 As(V)的固定有效减少了水稻 As 吸收及向地上部的转运^[1, 27, 63]。不同水稻品种在根表形成铁膜的程度显著不同^[23],这为筛选低 As 累积的水稻品种,提供了有利的生理学依据。

铁膜虽然可以有效控制 As 的植物吸收,但是它只对 As(V)有很强的亲和性^[41]。Chen 等^[45]发现,铁膜在减少水稻 As(V)吸收的同时,促进了 As(Ⅲ)的吸收。而水稻田中 As(Ⅲ)是主要的存在形态。另一方面,铁膜的形成使 As 在植物根际富集,也可能增加植物对 As 的吸收^[41]。因此,利用铁膜控制水稻 As 富集的田间应用潜力到底有多少,需要进一步的室内和田间结果佐证^[4]。

许多生物和非生物因素都会影响铁膜的形成和形成程度或者铁膜中 As 的行为,进而改变水稻 As 吸收过程。Chen 等^[64]发现,淹水条件下土壤 Eh、铁细菌的数量和多样性降低,铁(氢)氧化物还原过程变弱,铁膜形成增强。Hu 等^[65]发现土壤硫酸根离子(SO_4^{2-})能促进铁膜形成,可能是 SO_4^{2-} 通过与铁(氢)氧化物结合阻止了铁细菌与铁(氢)氧化物的结合,从而抑制铁(氢)氧化物被还原。Chen 等^[66]报道硝酸盐(NO_3^-)能抑制 Fe^{3+} 的还原或促进 Fe^{2+} 的氧化,从而导致 As 与 Fe^{3+} 共沉淀,或被 Fe^{3+} 吸附;另一方面, NO_3^- 是强氧化剂,可将 As(Ⅲ)氧化成 As(V),且 As(V)易被铁(氢)氧化物吸附,从而减少水稻 As 的吸收^[4]。土壤有机质碳氮比(C:N)可调控铁(氢)氧化物中 As 的移动性,C:N 越低,As 的移动性越大^[67]。25 个水稻品种根孔隙度、渗氧率、As 在地上部(茎叶和谷粒)的积累和 As 耐性,以及它们之间的相互关系研究,发现水稻根孔隙度与渗氧率有显著的正相关关系,水稻渗氧率与 As 耐性存在显著正相关关系,而与稻米 As 富集存在显著负相关性^[25]。结果显示具有根孔隙度高的品种趋向于有较强的渗氧能力,而渗氧能力较强品种趋向于更有能力限制 As 往地上部分的转移和富集。可能的机制是具有较强渗氧能力水稻品种,能在根表和根际形成更多的铁膜,进而将更多的 As 固定在根表和根际,从而减少了 As 往地上部的运输和积累,这一发现为筛选和培育 As 低积累高耐性的水稻品种提供了理论依据。

3.3 水稻体内 As 代谢机制

水稻体内 As 的代谢过程也可视为水稻对 As 的解毒过程,因此研究 As 在水稻体内的代谢机制对减少水稻的 As 毒害和积累有重要意义。As(V)进入水稻根系后,可能直接向地上部转运或被砷酸盐还原酶(AR)迅速还原成 As(Ⅲ)^[4, 68]。目前,水稻体内 2 个砷酸盐还原酶基因(OsACR2.1 和 OsACR2.2)已被克隆和表征^[69]。水稻根系内的 As(Ⅲ),部分卸载到木质部向地上部转运;部分则卸载到生长介质中;或与植物螯合素(PC)结合,隔离在根细胞液泡内^[41, 68]。但是,As(Ⅲ)是通过何种载体蛋白或门户卸载到生长介质中的还不清楚。

水稻体内 As 代谢的另一条途径是 As_i 的甲基化。由于甲基化砷的毒性远小于 As_i ,As 的甲基化被认为是水稻 As 解毒的重要途径。研究发现,稻米中 DMA 的含量可达总 As 的 90% 以上^[70],而且存在基因型差异^[23]。但是 As 在水稻体内甲基化的场所却不清楚。通过分析水稻 DNA 微阵列发现,一个被称作 Os02g51030 的甲基化酶基因,在水稻生长介质中加入 As 后,其表达上调^[71]。但这个基因是否调控水稻体内 As 的甲基化过程,还有待进一步研究^[41]。另外,微生物可通过 S-腺苷甲硫氨酸甲基转移酶,将体内 As(Ⅲ)转化成气态 TMA 挥发到大气环境中^[70]。水稻是否也能把体内 As(Ⅲ)转化成 TMA 并挥发,尚无试验证据。

由于目前的元素定位技术对 As 在植物体内的浓度要求较高,而且制样时要保证 As 的形态与活体一致非常困难,迄今关于 As 在水稻体内的细胞和亚细胞水平的研究仍很少^[41]。但是,根据已有研究结果,可推导 As 在水稻体内的吸收、转运和代谢过程(图 2)^[12]。

4 控制稻米 As 污染的策略

4.1 调控水稻对 As 的吸收及其转运

虽然目前还没有一套完整的理论体系来解释水稻对 As 的吸收、分布和耐性的基因型差异,但这种差异为筛选和培育对 As 低积累、高耐性,以及稻米低 As 毒性的水稻品种提供了重要的依据。另外,根据不同品种根系渗氧能力、铁膜形成程度、和对 As 的耐性和积累三者之间的可能关系,在中低度 As 污染的水稻田,可以种植孔隙度大或渗氧能力强的水稻品种,以减少 As 在地上部及稻米中的积累。

在 As 污染农田通过添加某些肥料、化学改良剂,不仅可以改善水稻生长环境也能减少 As 的吸收。如向土壤中添加 Si、P 或硝态氮肥,都可能有效控制水稻 As 吸收。另外, Xie 等^[8] 田间试验结果表明,向土壤中添加 FeCl_3 (25 mg Fe kg^{-1} 土壤) 或 MnO_2 (25 mg Mn kg^{-1} 土壤),均显著降低了土壤中水溶性 As 和 As(III) 含量,且水稻生长状况明显改善。目前这方面研究,许多只是停留在室温或小规模的田间示范研究阶段,大规模田间应用实践鲜见报道。

稻田水分管理,可能是一条操作简易并能有效降低水稻 As 累积的途径。Xie 等^[8] 发现,单纯采取干湿交替调控措施,可明显降低土壤中水溶性 As 和 As(III) 的百分比,改善水稻生长。最近研究同样证实,利用犁沟和升高田床技术,能有效降低稻米和茎叶 As 的富集^[4, 30]。另外,若找到不同时期水稻 As 的吸收累积变化规律,以及其主要影响因素,就可有针对性地采取措施控制水稻 As 累积。已有研究表明,在开花期前进行稻田排水,能有效减轻 As 引起的水稻青枯病^[72-73]。那么,通过在开花期前后或期间通过稻田排水降低 As 的生物有效性,可能有效减少米粒中 As 含量。

4.2 增加水稻 As 挥发

证实水稻体内自然存在或通过基因改造可获得 TMA 挥发过程,具有重大意义。因为,通过水稻将 As 挥发到大气中,不但能降低稻米 As 浓度和毒性,而且还可以永久性地去除稻田土壤里的 As。但是,将 As 挥发到空气中是否会造成二次污染呢? 根据目前报道,挥发到大气中的 TMA,很容易被空气中的氧气氧化生成毒性比 As(III) 低 1000 倍的 TMAO^[12]。因此,将 As 挥发到空气中可能不会对人体造成严重危害。但这一推测还需要进一步研究证实。

5 展望

水稻 As 污染,不仅是当今的环境研究热点和前沿,而且已成为食品安全的世界性重大问题^[5, 74]。在稻田和稻米 As 污染、水稻 As 吸收和代谢机制研究方面,已取得了许多出色成果。但是关于水稻 As 污染的研究还需要不断创新,认为以下几个方面需要加强:第一,急需针对不同国家的饮食结构,制定出 As(包括 As_i) 的食品安全标准,这是评估和降低食品 As 污染的重要依据和工具;第二,进一步定量了解我国目前水稻 As 污染情况,包括土壤和稻米的 As(不同形态 As) 污染面积及程度,以便选择合适的治理策略和措施;第三,增加试验水稻品种的范围,特别是野生稻和一些新研究出的高产品种。野生稻含有栽培稻在进化过程中丢失的许多优异基因,是栽培稻突破性育种与稻作理论研究的宝贵材料,对解决稻米 As 污染具有重大意义。产量和品质是水稻生产永恒不变的两个主题,在努力降低水稻 As 累积和毒性的同时,不能忽略水稻的高产和稳产;第四,加强交叉领域的合作研究。将环境科学、生态学、植物生理学及分子生物学等领域成果有机整合,将室内

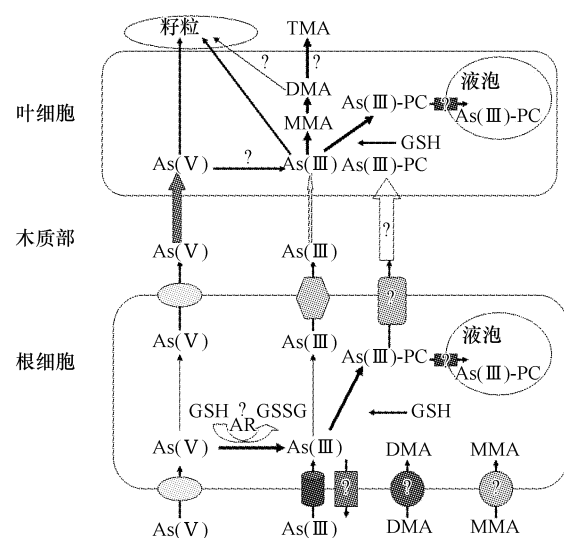


图2 水稻体内 As 代谢过程^[12]

Fig. 2 Arsenic metabolism in rice^[12]

GSH 还原型谷胱甘肽 reduced glutathione; GSSG 氧化型谷胱甘肽 oxidized glutathione; PC 植物螯合素 phytochelatin; AR 砷酸盐还原酶 arsenate reductase; 叶细胞 leaf cell; 木质部 xylem; 根细胞 root cell; 液泡 vacuole

理论成果与田间实际情况结合,努力找到一条最优化、因地制宜的途径和办法。如,根据水稻 As 的吸收和代谢途径,利用日益成熟的分子生物学技术进行适当基因改良;根据根系渗氧、铁膜及土壤 Eh 等因素对水稻 As 吸收和耐性的影响,结合不同时期水稻 As 的吸收累积规律,辅以田间试验,在中低度 As 污染的稻田上建立一条“低积累高耐性水稻品种与经济有效的农艺措施有机结合”的技术体系。

References:

- [1] Tripathi R D, Srivastava S, Mishra S, Singh N, Tuli R, Gupta D K, Maathuis F J M. Arsenic hazards; strategies for tolerance and remediation by plants. *Trends in Biotechnology*, 2007, 25(4): 158-165.
- [2] Bhattacharya P, Welch A H, Stollenwerk K G, McLaughlin M J, Bundschuh J, Panaullah G. Arsenic in the environment: Biology and chemistry. *Science of the Total Environment*, 2007, 379: 109-120.
- [3] Heikens A. Arsenic contamination of irrigation water, soil and crops in Bangladesh: Risk implication for sustainable agriculture and food safety in Asia. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Regional Office for Asia and the Pacific, 2006.
- [4] Heikens A, Panaullah G M, Meharg A A. Arsenic behavior from groundwater and soil to crops: impacts on agriculture and food safety. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 2007, 189: 43-87.
- [5] Zhu Y G, Williams P N, Meharg A A. Exposure to inorganic arsenic from rice: A global health issue?. *Environmental Pollution*, 2008, 154: 169-171.
- [6] Meharg A A, Rahman M D M. Arsenic contamination of Bangladesh paddy field soils: implications for rice contribution to arsenic consumption. *Environmental Science and Technology*, 2003, 37(2): 229-234.
- [7] Lee J S, Lee S W, Chon H T, Kim K W. Evaluation of human exposure to arsenic due to rice ingestion in the vicinity of abandoned Myungbong Au-Ag mine site, Korea. *Journal of Geochemical Exploration*, 2008, 96: 231-235.
- [8] Xie Z M, Huang C Y. Control of arsenic toxicity in rice plants grown on an arsenic-polluted paddy soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1998, 29: 2471-2477.
- [9] Liao X Y, Chen T B, Xie H, Lu Y R. Soil As contamination and its risk assessment in areas near the industrial districts of Chenzhou City, Southern China. *Environment International*, 2005, 31(6): 791-798.
- [10] Juhasz A L, Smith E, Weber J, Rees M, Rofe A, Kuchel T, Sansom L, Naidu R. In vivo assessment of arsenic bioavailability in rice and its significance for human health risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 2006, 114(12): 1826-1830.
- [11] Liu G H, Wang L. Determination of arsenic species in laver by HPLC-ICP-MS. *Journal of Instrumental Analysis*, 2002, 21(4): 88-90.
- [12] Duan G L, Wang L H, Chen Y, Xu Y X, Meng X Y, Zhu Y G. Health risk from consumption of rice with elevated arsenic and studies of arsenic metabolism in rice plants. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(2): 430-435.
- [13] Sun G X, Williams P N, Carey A M, Zhu Y G, Deacon C, Raab A, Feldmann J, Islam R M, Meharg A A. Inorganic arsenic in rice bran and its products are an order of magnitude higher than in bulk grain. *Environmental Science and Technology*, 2008, 42(19): 7542-7546.
- [14] Meharg A A, Deacon C, Campbell R C J, Carey A M, Williams P N, Feldmann J, Raab A. Inorganic arsenic levels in rice milk exceed EU and US drinking water standards. *Journal of Environmental Monitoring*, 2008, 10: 428-431.
- [15] Williams P N, Price A H, Raab A, Hossain S A, Feldmann J, Meharg A A. Variation in arsenic speciation and concentration in paddy rice related to dietary exposure. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39(15): 5531-5540.
- [16] Meharg A A, Williams P N, Adomako E, Lawgali Y Y, Deacon C, Villada A, Campbell R J, Sun G X, Zhu Y G, Feldmann J, Raab A, Zhao F J, Islam R, Hossain S, Yanai J. Geographical variation in total and inorganic arsenic content of polished (white) rice. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43(5): 1612-1617.
- [17] Torres-Escribano S, Leal M, Vélez D, Montoro R. Total and inorganic arsenic concentrations in rice sold in Spain, effect of cooking, and risk assessments. *Environmental Science and Technology*, 2008, 42(10): 3867-3872.
- [18] Williams P N, Raab A, Feldmann J, Meharg A A. Market basket survey shows elevated levels of As in south central U. S. processed rice compared to California: Consequences for human dietary exposure. *Environmental Science and Technology*, 2007, 41(7): 2178-2183.
- [19] Zhu Y G, Sun G X, Lei M, Teng M, Liu Y X, Chen N C, Wang L H, Carey A M, Deacon C, Raab A, Meharg A A, Williams A P N. High percentage inorganic arsenic content of mining impacted and nonimpacted Chinese rice. *Environmental Science and Technology*, 2008, 42(13): 5008-5013.
- [20] Williams P N, Islam M R, Adomako E E, Raab A, Hossain S A, Zhu Y G, Feldmann J, Meharg A A. Increase in rice grain arsenic for regions of Bangladesh irrigating paddies with elevated arsenic in groundwater. *Environmental Science and Technology*, 2006, 40(16): 4903-4908.
- [21] Williams P N, Lei M, Sun G X. Occurrence and partitioning of cadmium, arsenic and lead in mine impacted paddy rice: Hunan, China. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43(3): 637-642.
- [22] Meharg A A. Arsenic in rice-understanding a new disaster for South-East Asia. *Trends in Plant Science*, 2004, 9(9): 415-417.
- [23] Liu W J, Zhu Y G, Hu Y, Williams P N, Gault A G, Meharg A A, Charnock J M, Smith F A. Arsenic sequestration in iron plaque, its

- accumulation and speciation in mature rice plants (*Oryza sativa* L.). *Environmental Science and Technology*, 2006, 40: 5730-5736.
- [24] Jang B, Zhang H P. Genotypic differences in concentrations of lead cadmium and arsenic in polished rice grains. *Journal of Yunnan Normal University*, 2002, 22(3): 37-40.
- [25] Mei X Q, Ye Z H, Wong M H. The relationship of root porosity and radial oxygen loss on arsenic tolerance and uptake in rice grains and straw. *Environmental Pollution*, 2009, 157: 2550-2557.
- [26] Rahman M A, Hasegawa H, Rahman M M, Islam M N, Miah M A M, Tasmin A. Arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) varieties of Bangladesh: A glass house study. *Water, Air and Soil Pollution*, 2007, 185: 53-61.
- [27] Liu W J, Zhu Y G, Smith F A, Islam M N, Miah M A M, Tasmin A. Do phosphorus nutrition and iron plaque alter arsenate (As) uptake by rice seedlings in hydroponic culture?. *New Phytologist*, 2004, 162: 481-488.
- [28] Li R Y, Stroud J L, Ma J F, McGrath S P, Zhao F J. Mitigation of arsenic accumulation in rice with water management and silicon fertilization. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43: 3778-3783.
- [29] Zavala Y J, Gerads R, G rley k H, Duxbury J. Arsenic in rice II. Arsenic speciation in USA grain and implications for human health. *Environmental Science and Technology*, 2008, 42(10): 3861-3866.
- [30] Xu X Y, McGrath S P, Meharg A A, Zhao F J. Growing rice aerobically markedly decreases arsenic accumulation. *Environmental Science and Technology*, 2008, 42: 5574-5579.
- [31] Abedin M J, Meharg A A. Relative toxicity of arsenite and arsenate on germination and early seedling growth of rice (*Oryza sativa* L.). *Plant and Soil*, 2002, 243: 57-66.
- [32] Abedin M J, Cresser M S, Meharg A A, Feldmann J, Cotter-Howells J. Arsenic accumulation and metabolism in rice (*Oryza sativa* L.). *Environmental Science and Technology*, 2002, 36(5): 962-968.
- [33] Dasgupta T, Hossain S A, Meharg A A, Price A H. An arsenate tolerance gene on chromosome 6 of rice. *New Phytologist*, 2004, 163: 45-49.
- [34] Abedin M J, Howells J C, Meharg A A. Arsenic uptake and accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) irrigated with contaminated water. *Plant and Soil*, 2002, 240: 311-319.
- [35] Wang F M, Chen Z L, Zhang L, Gao Y L, Sun Y X. Arsenic uptake and accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) at different growth stages following soil incorporation of roxarsone and arsanilic acid. *Plant and Soil*, 2006, 285: 359-367.
- [36] Chaturvedi I. Effects of arsenic concentrations on growth and arsenic uptake and accumulation by rice (*Oryza sativa*) genotypes. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, 2006, 5(5): 1546-1552.
- [37] Cheng W D, Zhang G P, Yao H G, Tang M L. Effect of grain position within a panicle and variety on As, Cd, Cr, Ni, Pb concentrations in japonica rice. *Rice Science*, 2005, 12(1): 48-56.
- [38] Meharg A A, Lombi E, Williams P N, Scheckel K G, Feldmann J, Raab A, Zhu Y G, Islam R. Speciation and localization of arsenic in white and brown rice grains. *Environmental Science and Technology*, 2008, 42(4): 1051-1057.
- [39] Abedin M J, Feldmann J, Meharg A A. Uptake kinetics of arsenic species in rice plants. *Plant Physiology*, 2002, 128: 1120-1128.
- [40] Meharg A A, Jardine L. Arsenite transport into paddy rice (*Oryza sativa*) roots. *New Phytologist*, 2003, 157: 39-44.
- [41] Zhao F J, Ma J F, Meharg A A, McGrath S P. Arsenic uptake and metabolism in plants. *New Phytologist*, 2009, 181: 777-794.
- [42] Ma J F, Tamai K, Yamaji N, Mitani N, Konishi S, Katsuhara M, Ishiguro M, Murata Y, Yano M. A silicon transporter in rice. *Nature*, 2006, 440: 688-691.
- [43] Ma J F, Yamaji N, Mitani N, Xu X Y, Su Y H, McGrath S P, Zhao F J. Transporters of arsenite in rice and their role in arsenic accumulation in rice grain. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 2008, 105(29): 9931-9935.
- [44] Guo W, Hou Y L, Wang S G, Zhu Y G. Effect of silicate on the growth and arsenate uptake by rice (*Oryza sativa* L.) seedlings in solution culture. *Plant and Soil*, 2005, 272: 173-181.
- [45] Chen Z, Zhu Y G, Liu W J, Meharg A A. Direct evidence showing the effect of root surface iron plaque on arsenite and arsenate uptake into rice (*Oryza sativa*) roots. *New Phytologist*, 2005, 165: 91-97.
- [46] Guo W, Zhu Y G, Liu W J, Liang Y C, Geng C N, Wang S G. Is the effect of silicon on rice uptake of arsenate (As^V) related to internal silicon concentrations, iron plaque and phosphate nutrition? *Environmental Pollution*, 2007, 148: 251-257.
- [47] Guo W, Zhu Y G, Liang Y C, Liu W J, Chen Z. Effect of application of silicon on arsenic uptake by rice seedlings in soil. *Environmental Science*, 2006, 27(7): 1393-1397.
- [48] Bogdan K, Schenk M K. Arsenic in rice (*Oryza sativa* L.) related to dynamics of arsenic and silicic acid in paddy soils. *Environmental Science and Technology*, 2008, 42(21): 7885-7890.
- [49] Marin A R, Masscheleyn P H, Patrick W H. Soil redox-pH stability of arsenic species and its influence on arsenic uptake by rice. *Plant and Soil*, 1993, 152: 245-253.
- [50] Takahashi Y, Minamikawa R, Hattori K H, Kurishima K, Kihou N, Yuita K. Arsenic behavior in paddy fields during the cycle of flooded and non-flooded periods. *Environmental Science and Technology*, 2004, 38(4): 1038-1044.
- [51] Fitz W J, Wenzel W W. Arsenic transformation in the soil-rhizosphere-plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation.

- Journal of Biotechnology, 2002, 99: 259-278.
- [52] Mahimairaja S, Bolan N S, Adriano D C, Robinson B. Arsenic contamination and its risk management in complex environmental settings. *Advances in Agronomy*, 2005, 86: 1-82.
- [53] Masscheleyn P H, Delaune R D, Patrick Jr W H. Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil. *Environmental Science and Technology*, 1991, 25: 1414-1419.
- [54] Cornu S, Breeze D, Saada A, Baranger P. The influence of pH, electrolyte type, and surface coating on arsenic(V) adsorption onto kaolinites. *Soil Science Society of America Journal*, 2003, 67: 1127-1132.
- [55] Li R Y, Ago Y, Liu W J, Mitani N, Feldmann J, McGrath S P, Ma J F, Zhao F J. The rice aquaporin Lsi1 mediates uptake of methylated arsenic species. *Plant Physiology*, 2009, DOI:10.1104/pp.109.140350.
- [56] Armstrong W, Brandle R, Jackson M B. Mechanisms of flood tolerance in plants. *Acta Botanica Neerlandica*, 1994, 43: 307-358.
- [57] Pezeshki S R. Wetland plant responses to soil flooding. *Environmental and Experimental Botany*, 2001, 46: 595-612.
- [58] Colmer T D. Long-distance transport of gases in plants: a perspective on internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant, Cell and Environment*, 2003, 26: 17-36.
- [59] Amstong J, Armstrong W, Beckett P M. *Phragmites australis*: Venturi- and humidity-induced convections enhance rhizome aeration and rhizosphere oxidation. *New Phytologist*, 1992, 120: 197-207.
- [60] Crowder A A, St-Cyr L. Iron oxide plaque and metal on wetland roots. *Trends in Soil Science*, 1991, 1: 315-329.
- [61] Begg C B, Kirk G J D, Mackenzie A F, Neue H U. Root-induced iron oxidation and pH changes in the lowland rice rhizosphere. *New Phytologist*, 1993, 128: 469-477.
- [62] Liu W J, Zhu Y G, Smith F A, Smith S E. Do iron plaque and genotypes affect arsenate uptake and translocation by rice seedlings (*Oryza sativa* L.) grown in solution culture? *Journal of Experimental Botany*, 2004, 55(403): 1707-1713.
- [63] Bravin M N, Travassac F, Floch M L, Hinsinger P, Garnier J M. Oxygen input controls the spatial and temporal dynamics of arsenic at the surface of a flooded paddy soil and in the rhizosphere of lowland rice (*Oryza sativa* L.): a microcosm study. *Plant and Soil*, 2008, 312: 207-218.
- [64] Chen X P, Kong W D, He J Z, Liu W J, Smith S E, Smith F A, Zhu Y G. Do water regimes affect iron-plaque formation and microbial communities in the rhizosphere of paddy rice?. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2008, 171: 193-199.
- [65] Hu Z Y, Zhu Y G, Li M, Zhang L G, Cao Z H, Smith F A. Sulfur(S)-induced enhancement of iron plaque formation in the rhizosphere reduces arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) seedlings. *Environmental Pollution*, 2007, 147: 387-393.
- [66] Chen X P, Zhu Y G, Hong M N, Kappler A, Xu Y X. Effects of different forms of nitrogen fertilizers on arsenic uptake by rice plants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2008, 27(4): 881-887.
- [67] Solaiman A R M, Meharg A A, Gault A G, Charnock J M. Arsenic mobilization from iron oxyhydroxides is regulated by organic matter carbon to nitrogen (C:N) ratio. *Environment International*, 2009, 35: 480-484.
- [68] Xu Y X, McGrath S P, Zhao F J. Rapid reduction of arsenate in the medium mediated by plant roots. *New Phytologist*, 2007, 176: 590-599.
- [69] Duan G L, Zhou Y, Tong Y P, Mukhopadhyay R, Rosen B P, Zhu Y G. A CDC25 homologue from rice functions as an arsenate reductase. *New Phytologist*, 2007, 174: 311-321.
- [70] Qin J, Rosen B P, Zhang Y, Wang G J, Franke S, Rensing C. Arsenic detoxification and evolution of trimethylarsine gas by a microbial arsenite S-adenosylmethionine methyltransferase. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 2006, 103(7): 2075-2080.
- [71] Norton G J, Lou-Hing D E, Meharg A A, Price A H. Rice-arsenate interactions in hydroponics: whole genome transcriptional analysis. *Journal of Experimental Botany*, 2008, 59: 2267-2276.
- [72] Wells B R, Gilmour J T. Sterility in rice cultivars as influenced by MSMA rate and water management. *Agronomy Journal*, 1977, 69: 451-454.
- [73] Gilmour J T, Wells B R. Residual effects of MSMA on sterility in rice cultivars. *Agronomy Journal*, 1980, 72: 1066-1067.
- [74] Richard S. Arsenic and paddy rice: A neglected cancer risk?. *Science*, 2008, 321(5886): 184-185.

参考文献:

- [11] 刘桂华, 汪丽. HPLC-ICP-MS 在紫菜中砷形态分析的应用. *分析测试学报*, 2002, 21(4): 88-90.
- [12] 段桂兰, 王利红, 陈玉, 徐玉新, 孟祥燕, 朱永官. 水稻砷污染健康风险与砷代谢机制的研究. *农业环境科学学报*, 2007, 26(2): 430-435.
- [24] 蒋彬, 张慧萍. 水稻精米中铅镉砷含量基因型差异的研究. *云南师范大学学报*, 2002, 22: 37-40.
- [47] 郭伟, 朱永官, 梁永超, 刘文菊, 陈正. 土壤施硅对水稻吸收砷的影响. *环境科学*, 2006, 27(7): 1393-1397.