

# 污染农田中植物的砷含量及其健康风险评估 ——以湖南郴州邓家塘为例

谢 华<sup>1, 2</sup>, 廖晓勇<sup>1</sup>, 陈同斌<sup>1\*</sup>, 林鉴钊<sup>2</sup>

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所环境修复中心, 北京 100101; 2. 广西大学农学院, 南宁 530005)

**摘要:** 本研究系统调查了湖南郴州邓家塘砷污染区水稻田抛荒后自然恢复的植被和旱地 (蔬菜) 两大农业土地利用类型的植物中砷含量, 分析了当地居民砷暴露途径, 并进行污染区健康风险评估。结果表明: 砷污染程度对抛荒农田自然恢复植被类型有显著影响。在轻度污染条件下, 植物物种数量中等但总生物量最大; 在中度污染条件下, 植物物种数量最多; 在严重污染条件下, 植物物种数量最少且总生物量最小。恶性杂草雀稗是自然恢复植被物种丰富度的直接控制因子。当地蔬菜可食部位砷浓度超标现象严重, 呈现出叶菜类 > 葱蒜类 > 根茎类 > 果菜类的趋势。人体通过食用蔬菜摄入的砷量在春夏和秋冬季节分别为每日 4.1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  体重和每日 2.9  $\mu\text{g}/\text{kg}$  体重, 都超过了 WHO 限定的安全标准 (每日 2.1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  体重)。

**关键词:** 砷; 水稻田; 杂草; 蔬菜; 风险评估; 郴州

**文章编号:** 1000-0585 (2005) 01-0151-09

## 1 前言

砷是人和动物的必需元素之一, 摄入少量砷可维持正常的生命活动并促进新陈代谢<sup>[1]</sup>。但吸收过量砷会引起急、慢性中毒。人可通过呼吸道、消化道、皮肤等途径吸收砷。过量砷导致皮肤癌、肺癌、膀胱癌等多种疾病<sup>[2,3]</sup>, 长期处于低浓度的砷环境中也会导致对人体健康的危害<sup>[3,4]</sup>。砷对人体毒害作用的潜伏期可长达数十年<sup>[5]</sup>。

一般认为, 砷不是植物的必需营养元素。虽有证据表明低浓度的砷对植物有刺激作用, 但过量的砷会严重阻碍植物的生长发育<sup>[6]</sup>。不同植物种类对砷的忍耐性差异很大, 其体内积累的砷浓度也有明显差异<sup>[7]</sup>。农作物对砷耐性的一般规律为旱生作物 > 水生作物、禾谷类作物 > 豆类作物、蔬菜; 在蔬菜中, 豆类及黄瓜较容易积累砷<sup>[8]</sup>。普通植物的砷浓度呈自下而上递减规律, 即根 > 茎 > 叶 > 子粒、果实<sup>[9]</sup>。砷会通过食物链进入动物和人体, 食用砷污染的稻米和蔬菜会导致摄入过量的砷, 产生不良健康影响<sup>[10,11]</sup>。

湖南省郴州市是有色金属的重要生产基地, 该地区的 Pb、Zn、Cu 等金属矿往往伴生高浓度的砷, 采矿、冶炼等工业活动会造成周围的土壤受到污染, 其砷浓度都非常高<sup>[12]</sup>。由于过去开采砷矿及土法炼砷现象普遍, 也导致局部地区土壤砷污染严重<sup>[13]</sup>。这些情况致使污染区农作物产量和品质下降, 甚至农田抛荒, 造成当地经济衰退、生活质量及人体健康状况下降。如郴州市邓家塘, 1999 年曾因砷污染导致 300 多人集体住院, 50  $\text{hm}^2$  水稻

收稿日期: 2004-05-30; 修订日期: 2004-10-27

基金项目: 国家杰出青年基金项目 (40325003); 国家重点基础研究前期研究专项 (2002CCA03800); 国家高新技术研究发展计划 (2001AA645010); 国家自然科学基金 (40232022)

作者简介: 谢 华 (1978-), 女, 广西南宁人, 博士研究生。主要从事植物修复技术工作。

\*通讯作者: 陈同斌, 研究员, 博士生导师。E-mail: Chentb@igsnrr.ac.cn

田也因砷污染而全部抛荒,当地仅剩部分蔬菜地仍在种植。前人有关砷污染区的植被调查研究,多集中于超富集植物或耐性植物的筛选<sup>[9,12,14~16]</sup>。然而,关于抛荒后砷污染农田的植被自然恢复情况尚未见报导,对这些砷污染农田的潜在健康风险也知之甚少。本研究以郴州邓家塘砷污染区为例,系统研究该区土地利用类型(水稻田和蔬菜地)的植物,通过分析植物砷浓度及人体砷暴露途径,评估土壤砷和植物砷含量及其健康风险。

## 2 材料与方法

### 2.1 样品采集

在湖南郴州邓家塘砷污染区原水稻田和蔬菜地取样,采集抛荒3~4年的水稻田上自然生长的植物和当地种植的常见蔬菜及其土壤样品。土壤取样深度为0~20 cm。

### 2.2 样品处理与分析

土壤样品在室内风干后,挑出石块和植物残枝,用玛瑙研钵研细过100目筛备用。植物样品分地上和地下两部分,用自来水洗净,再用去离子水冲洗,在85℃下杀青2 h,然后在65℃下烘至恒重。烘干后用不锈钢研磨机研磨,样品保存待测。

土壤采用修改的EPA 3050B方法消化<sup>[17]</sup>,即先用1:1的HNO<sub>3</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>(V/V)进行预消化,然后用H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>进一步消化。植物采用修改的EPA 3010A方法消化<sup>[18]</sup>,即用HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>=5:1(V/V)对样品进行消化。氢化物发生-原子荧光吸收光谱仪(海光AFS-2202)测定待测液中的砷浓度。采用国家标准参比物质(土壤:GBW-07402,植物:GBW-08501)进行分析质量控制。标样测定结果均在允许误差范围内。

土壤中采用修改的EPA 3050B方法消化<sup>[17]</sup>,即先用1:1的HNO<sub>3</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>(V/V)进行预消化,然后用H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>进一步消化。植物采用修改的EPA 3010A方法消化<sup>[18]</sup>,即用HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub>=5:1(V/V)对样品进行消化。氢化物发生-原子荧光吸收光谱仪(海光AFS-2202)测定待测液中的砷浓度。采用国家标准参比物质(土壤:GBW-07402,植物:GBW-08501)进行分析质量控制。标样测定结果均在允许误差范围内。

### 2.3 问卷调查及砷摄入量计算方法

**2.3.1 问卷调查** 通过在当地蔬菜的主要消费人群中随机发放问卷的方式,调查当地居民的蔬菜消费习惯。发放和回收问卷32份,参与调查者年龄范围为12~72岁。

### 2.3.2 蔬菜砷的健康风险评估

$$X = (E_i \times A_i \times 0.1) \quad (i=1, 2, 3, 4)$$

$$Y = (2 \times X_i) / 60 \quad (i=1, 2, 3, 4)$$

式中: $X$ :蔬菜砷的摄入量( $\mu\text{g}/\text{次} \cdot \text{人}$ ); $E_i$ :该类蔬菜人均日食用量( $\text{g}/\text{次}$ ); $A_i$ :该类蔬菜平均砷浓度( $\mu\text{g}/\text{g DW}$ ); $i_1$ :果菜类蔬菜; $i_2$ :叶菜类蔬菜; $i_3$ :根茎类蔬菜; $i_4$ :葱蒜类蔬菜; $Y$ :按体重折算的每日砷摄入量( $\mu\text{g}/\text{kg 体重}$ );0.1:按植物含水量为90%折算的植物干重比例<sup>[19]</sup>;2:每人每日食用2次蔬菜(主餐);60:按人均体重60 kg计。

### 2.3.3 植物积累砷量计算

$$Z = S \times 0.1 \times B / 1000$$

式中: $Z$ :植物积累砷量( $\text{kg}/\text{ha}$ ); $S$ :植物地上部砷浓度( $\text{mg}/\text{kg DW}$ );0.1:按植物含水量为90%折算的植物干重比例<sup>[19]</sup>;  $B$ :总生物量( $\text{t}/\text{ha}$ )。

## 3 结果与讨论

### 3.1 抛荒水稻田的自然植被恢复

**3.1.1 自然植被状况** 在调查区,水稻土是当地主要农业土地利用类型,但因砷污染而全部抛荒。对抛荒水稻田自然恢复的植被调查发现,土壤砷污染程度对植物物种类型和物种多样性都有明显影响(表1)。中等砷浓度的土壤(45~100 mg/kg)上,植物物种数量最多,有13个科23种植物,杂草类为优势植物;较高砷浓度的土壤(100~200 mg/kg)

上, 植物物种数量次之, 有 9 个科 10 种植物, 以杂草雀稗、水花生和耐性植物苕麻为主; 低砷浓度的土壤 ( $<45 \text{ mg/kg}$ ) 上, 植物物种数量较少, 有 7 个科 11 种植物, 以雀稗和苕麻为主, 但生长较好, 总生物量最大; 高砷浓度的土壤 ( $200 \sim 300 \text{ mg/kg}$ ) 上, 植物物种数量最少, 有 7 个科 9 种植物, 以雀稗和苕麻为主, 总生物量最小。禾本科的雀稗、苕麻科的苕麻、十字花科的芸薹、凤尾蕨科的蜈蚣草在各种污染程度的农田中均有分布。其中雀稗为绝对优势植物种, 其生物量占总生物量的 90% 以上, 在低砷浓度的土壤中能达到  $7.2 \text{ t/ha}$ , 在高砷浓度土壤上也可达到  $4.0 \text{ t/ha}$ 。

表 1 不同砷污染程度抛荒农田土壤的植被分布

Tab. 1 Vegetation distribution of different As-contaminated grades of wasted farm land

土壤砷浓度 (mg/kg)	植物 科数	植物 种数	植物科名	优势植物
$<45$	7	11	凤尾蕨科 Pteridaceae, 金星蕨科 Thelypteridaceae, 苕麻科 Urticaceae, 蓼科 Polygonaceae, 十字花科 Cruciferae, 菊科 Compositae, 禾本科 Gramineae	雀稗 <i>Paspalum</i> sp., 苕麻 <i>Bolm eria nivea</i>
$45 \sim 100$	13	23	凤尾蕨科 Pteridaceae, 乌毛蕨科 Blechnaceae, 金星蕨科 Thelypteridaceae, 桑科 Moraceae, 苕麻科 Urticaceae, 蓼科 Polygonaceae, 苋科 Amaranthaceae, 十字花科 Cruciferae, 茄科 Solanaceae, 车前科 Plantaginaceae, 菊科 Compositae, 禾本科 Gramineae, 景天科 Crassulaceae	雀稗 <i>Paspalum</i> sp., 牛筋草 <i>Eleusine indica</i> , 黄鹌菜 <i>Youngia japonica</i> , 女苑 <i>Turczaninowia fastigiata</i>
$100 \sim 200$	9	10	凤尾蕨科 Pteridaceae, 苕麻科 Urticaceae, 苋科 Amaranthaceae, 十字花科 Cruciferae, 桃金娘科 Myrtaceae, 伞形花科 Umbelliferae, 旋花科 Convolvulaceae, 菊科 Compositae, 禾本科 Gramineae	雀稗 <i>Paspalum</i> sp., 水花生 <i>Altemanthera philoxeroides</i> , 苕麻 <i>Bolm eria nivea</i>
$200 \sim 300$	7	9	凤尾蕨科 Pteridaceae, 苕麻科 Urticaceae, 蓼科 Polygonaceae, 苋科 Amaranthaceae, 十字花科 Cruciferae, 菊科 Compositae, 禾本科 Gramineae	雀稗 <i>Paspalum</i> sp., 苕麻 <i>Bolm eria nivea</i>

雀稗是一种南方农田常见的多年生恶性杂草, 在抛荒水稻田的自然恢复植被中, 是直接控制因子, 决定着植物物种的丰富度。随着土壤污染程度的不同, 自然恢复的植物生物多样性也呈规律性变化。轻度砷污染农田中, 雀稗泛滥, 限制其他植物的生长; 中度砷污染农田中, 雀稗生长受砷毒抑制, 从而使其他植物得以生存; 砷污染严重的农田中, 植物生长明显受砷抑制, 植物物种数量和生物量都最小, 存活的植物都属于砷耐性植物。据本课题组的大量野外调查发现, 在中国南部砷矿和其他重金属矿区, 因污染导致农田抛荒现象突出<sup>[20]</sup>。通过本研究结果发现, 可根据自然植被恢复的表观状况规律初步判断农田土壤砷污染程度, 同时可筛选高耐性和生长速率快的物种稳定这类砷污染农田土壤, 防止因水土流失或飘尘引起生态危害。

3.1.2 自然恢复植物中的砷及转运 该调查区内共调查了 15 个科的 27 种植物中的砷, 其中凤尾蕨科的两种植物均为砷超富集植物<sup>[15,21]</sup>, 其植物体内的砷浓度、富集系数、转运系数都非常高, 地上部砷浓度最高达  $2292 \text{ mg/kg}$ , 地下部砷浓度最高达  $337 \text{ mg/kg}$ , 富集系数最高达 37.8, 转运系数最高达 23.5。本研究中其余 14 个科的 25 种植物为普通植物, 其砷浓度为  $0.2 \sim 47.5 \text{ mg/kg}$ , 富集系数为  $0.01 \sim 0.56$ , 转运系数为  $0.19 \sim 28.0$ ; 地上部平均砷浓度最高为旋花科的蕹菜, 达  $17.0 \text{ mg/kg}$ , 最低为桃金娘科的桉树, 为  $2.9 \text{ mg/kg}$ , 地下部最高为菊科的一年蓬, 达  $25.2 \text{ mg/kg}$ , 最低为桃金娘科的桉树, 为

表 2 自然恢复不同科属植物砷浓度  
Tab. 2 Arsenic concentrations of different family plants in natural revegetation

植物科名	植物种名	本数	砷平均浓度 (范围) (mg/kg DW)			富集系数	转运系数
			土壤	植物地上部	植物地下部		
凤尾蕨科	大叶井口边草	5	84.0	197.8	185.2	3.44	1.28
Pteridaceae	<i>Pteris cretica</i>		(12.0-283.7)	(59.4-329.7)	(82.7-336.5)	(1.16-4.93)	(0.72-2.60)
	蜈蚣草	5	119.5	1159.9	119.5	19.73	13.06
	<i>Pteris vittata</i>		(38.8-277.4)	(357.7-2292.3)	(38.8-105.0)	(5.52-37.76)	(1.29-23.46)
乌毛蕨科	狗脊 *	1	65.7	6.6	11.3	0.10	0.58
Blachnaceae	<i>Woodwardia japonica</i>						
金星蕨科	华南毛蕨	8	88.9	10.5	4.3	0.16	1.84
Thelypteridaceae	<i>Cyclosorus amusicus</i>		(44-283.7)	(2.0-21.3)	(1.9-8.2)	(0.01-0.32)	(0.85-4.39)
桑科	水蛇麻 *	1	60.7	10.3	5.4	0.17	1.89
Moraceae	<i>Fatoua villosa</i>						
荨麻科	苎麻	10	92.0	10.2	5.0	0.18	6.53
Urticaceae	<i>Bocconia fruticosa</i>		(33.1-208.7)	(4.3-18.6)	(0.7-9.4)	(0.05-0.56)	(0.65-28.01)
苋科	水花生	2	100.5	6.8	4.1	0.07	2.78
Amaranthaceae	<i>Amaranthus phytolaccaefolius</i>		(65.7-135.3)	(5.7-7.8)	(1.3-6.9)	(0.06-0.09)	(1.13-4.43)
蓼科	蓼	5	87.9	12.6		0.20	
Polygonaceae	<i>Polygonum</i> sp.		(60.7-208.7)	(7.6-17.4)		(0.05-0.34)	
	酸模	2	52.3	4.4	3.4	0.09	1.29
	<i>Rumex acetosa</i>		(38.9-65.7)	(3.8-5.0)	(3.1-3.7)	(0.06-0.13)	(1.22-1.36)
十字花科	芸薹	7	87.1	11.1	9.0	0.16	1.61
Cruciferae	<i>Brassica</i> sp.		(34.4-208.7)	(4.4-21.4)	(1.5-19.5)	(0.04-0.32)	(0.74-4.74)
桃金娘科	桉树 *	1	135.3	2.9	1.7	0.02	1.73
Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i> sp.						
茄科	酸浆 *	1	65.7	15.5	5.9	0.24	2.62
Solanaceae	<i>Physalis alkekengi</i>						
	少花龙葵 *	1	60.7	4.1	4.2	0.07	0.97
	<i>Solanum nigrum</i>						
旋花科	甘薯	2	84.9	13.6	2.6	0.29	5.24
Convolvulaceae	<i>Ipomoea batatas</i>		(34.4-135.3)	(9.9-17.3)	(1.9-3.3)	(0.07-0.05)	(5.20-5.29)
车前科	车前草 *	1	60.7	3.7	19.6	0.06	0.19
Plantaginaceae	<i>Plantago major</i>						
菊科	黄鹌菜	3	80.0	7.0	2.6	0.12	2.62
Compositae	<i>Youngia japonica</i>		(38.7-135.3)	(4.3-10.3)	(2.2-2.9)	(0.03-0.17)	(1.95-3.54)
	鳢肠 *	1	65.7	7.9		0.12	
	<i>Eclipta prostrata</i>						
	女娄 *	1	65.7	4.0	3.2	0.06	1.25
	<i>Turczaninowia fastigiata</i>						
	三叶鬼针草	2	134.7	7.2	3.5	0.08	2.07
	<i>Bidens pilosa</i>		(60.7-208.7)	(6.7-7.7)	(3.4-3.5)	(0.03-0.13)	(1.96-2.17)
	小白酒草 *	1	60.7	5.2	4.3	0.08	1.20
	<i>Conyza canadensis</i>						
	一年蓬	2	90.8	11.3	25.2	0.21	1.01
	<i>Erigeron annuus</i>		(38.9-60.7)	(4.8-17.7)	(2.9-47.5)	(0.12-0.29)	(1.65-0.37)
禾本科	稗 *	1	65.7	3.4	8.1	0.05	0.42
Gramineae	<i>Echinochloa crusgalli</i>						
	牛筋草 *	1	60.7	3.9	10.2	0.06	0.38
	<i>Eleusine indica</i>						
	雀稗	2	123.8	22.6		0.21	
	<i>Paspalum</i> sp.		(38.9-208.7)	(9.6-35.6)		(0.17-0.25)	
	五节芒	5	50.9	3.9	3.0	0.08	0.54
	<i>Miscanthus floridulus</i>		(12.0-67.1)	(0.3-11.2)	(0.2-4.8)	(0.01-0.17)	(0.27-1.04)
	玉米 *	1	135.3	3.7	4.8	0.03	0.77
	<i>Zea mays</i>						
景天科	珠芽景天 *	1	60.7	5.2	6.4	0.09	0.81
Crassulaceae	<i>Sedum bulbiferum</i>						

\*由于调查区内该种植物的分布较少, 仅采取 1 个样本, 因此仅给出其含砷浓度的平均值。

1.7 mg/kg; 平均富集系数最高为旋花科的甘薯, 达 0.29, 最低为桉树, 为 0.02; 平均转运系数最高为荨麻科的苎麻, 达 6.53, 最低为车前科的车前草, 为 0.19 (见表 2)。在前人的野外调查结果中, 非污染区普通植物地上部砷浓度为 0~17 mg/kg, 地下部砷浓度为 0.05~13.25 mg/kg; 污染区普通植物地上部砷浓度为 0~1650 mg/kg, 地下部砷浓度为 0.05~688.24 mg/kg<sup>[9, 22, 23]</sup>, 本研究普通植物中的砷并未超出这些范围。

本研究中, 这些砷污染农田土壤上, 砷超富集植物蜈蚣草和大叶井口边草的砷浓度、富集系数和转运系数都很高。而砷耐性植物苎麻和五节芒地上部砷浓度不高 (分别为 10.2 mg/kg 和 3.9 mg/kg), 甚至低于优势植物农田杂草雀稗 (22.6 mg/kg)。但一些高砷区植被调查研究发现, 在土壤砷浓度很高的情况下, 耐性植物苎麻、五节芒的地上部可达到较高砷浓度 (分别为 536 mg/kg 和 760 mg/kg)<sup>[14]</sup>。这也意味着, 如何使从矿区筛选出的富集能力强的植物在砷污染农田中取得竞争优势是一个值得深入研究和解决的问题。

### 3.1.3 自然恢复的植物砷积累量

及自然净化速率估算 分析砷污染区抛荒农田最轻和最严重两个污染程度下自然恢复植被的生物积累砷量 (图 1) 发现, 轻污染程度下 (<45 mg/kg), 砷的生物积累量为 69 g/ha; 严重污染程度下 (200~300 mg/kg), 砷的生物积累量为 143 g/ha。按耕层土壤质量为 2250000 kg/ha 计算, 以这种速率净化轻污染程度的耕层土壤 (含砷约 100 kg/ha) 需要 1000 年以上; 而严重污染程度耕层土壤 (含砷 450 kg/ha 以上) 需要 3000 年以上。这说明依赖生态系统的自身的微弱净化能力修复污染土壤是不现实的。而若按照砷超富集植物蜈蚣草的年修复效率为 8% 计算<sup>[24]</sup>, 则污染程度在 45~200 kg/mg 的耕层土壤修复只需要 5~10 年, 即利用植物修复技术能极大提高砷污染土壤的净化速率。

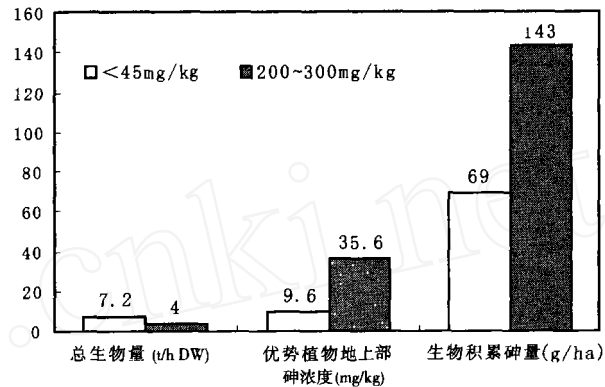


图 1 不同污染程度下砷的生物积累

Fig. 1 As biotic pyramid of different contamination grades

### 3.2 蔬菜中的砷及其人体摄入

种植蔬菜是当地农民赖以生活的来源之一, 并随着水田的荒芜, 种植面积有所扩大。从表 3 可以看出, 蔬菜可食部位 (干重) 砷浓度为 0~22.8 mg/kg, 不同种类蔬菜可食部分砷浓度差异很大。果菜类砷浓度为 0~1.4 mg/kg, 平均砷浓度为 0.7 mg/kg; 叶菜类砷浓度为 2.8~22.8 mg/kg, 平均砷浓度为 9.3 mg/kg; 根茎类砷浓度为 1.0~3.3 mg/kg, 平均砷浓度为 1.9 mg/kg; 葱蒜类砷浓度为 1.9~3.5 mg/kg, 平均砷浓度为 2.9 mg/kg。不同种类蔬菜可食部位的平均砷浓度趋势为: 叶菜类 > 葱蒜类 > 根茎类 > 果菜类, 与其他人的研究结果一致<sup>[4, 25, 26]</sup>。

以问卷调查了解污染区农民的蔬菜消费习惯。经计算, 当地农民通过食用各种蔬菜摄入的砷在春夏季节和秋冬季节分别为每日 245.8 和 171.4  $\mu\text{g}$ /人 (表 4)。按人均体重为 60kg 折算, 污染区居民通过食用蔬菜摄入的砷在春夏季节为每日 4.1  $\mu\text{g}$ /kg 体重, 季节为秋冬每日 2.9  $\mu\text{g}$ /kg 体重, 超过了 WHO 标准允许的每日 2.1  $\mu\text{g}$ /kg 体重的安全标准值<sup>[4]</sup>。这说明蔬菜也成为砷的摄入途径, 并且存在威胁人体健康的风险。

表 3 主要消费蔬菜可食部位砷浓度

Tab. 3 Arsenic concentration in edible part of main consumed vegetables

蔬菜类型	种类	土壤平均砷浓度 (mg/kg)	可食部砷浓度 (mg/kg DW)	富集系数	转运系数
果菜类	辣椒	51.4	0.7	0.01	0.01
叶菜类	叶用莴苣	31.0	22.8	0.73	
	蕹菜	34.4	17	0.49	2.01
	菠菜	23.1	15.0	0.65	
	小白菜	33.1	13.8	0.42	
	芹菜	23.9	8.1	0.34	
	雪里蕻	25.5	8.1	0.32	
	青菜	34.4	5.4	0.16	0.97
	菜心	19.5	5.0	0.26	
	结球甘蓝	34.4	4.6	0.13	2.48
	白菜	37.9	4.6	0.12	2.49
根茎类	甘蓝	62.8	2.8	0.05	
	甘薯	34.4	3.3	0.5	5.29
	胡萝卜	33.9	2.1	0.1	2.48
	莴苣	31.1	1.1	0.03	
葱蒜类	萝卜	34.2	1.0	0.14	7.36
	葱	29.5	3.5	0.13	0.36
	蒜	29.4	1.9	0.08	0.53

表 4 湖南郴州市邓家塘砷污染区农民的蔬菜消费习惯

Tab. 4 Vegetable consume habit of farmers from As-contaminated area

蔬菜类型	季节	消费的主要蔬菜种类	蔬菜食用量 (g/次·人)	砷摄入量 (μg/次·人)
果菜类	春夏	辣椒、豇豆、黄瓜、西红柿、茄子	50	3.5
	秋冬	辣椒	50	3.5
叶菜类	春夏	蕹菜、甘蓝、甘薯叶	125	116.5
	秋冬	叶用莴苣、雪里蕻、白菜、芹菜、生菜	75	69.9
根茎类	春夏			
	秋冬	萝卜、胡萝卜、莴苣、甘薯	20	9.4
葱蒜类	春夏	葱、蒜	10	2.9
	秋冬	葱、蒜	10	2.9
每日砷摄入量 (μg/人)	春夏			245.8
	秋冬			171.4
按体重折算的 每日砷摄入量 (μg/kg体重)	春夏			4.1
	秋冬			2.9
	WHO标准 <sup>[4]</sup>			2.1

3.3 土壤砷污染的风险评估

1999年砷污染急性中毒事件发生后，当地从附近引进饮用水，这种饮用水（<0.005 mgAs/L）符合 WHO 饮用水水质安全标准（0.01 mgAs/L）<sup>[27]</sup>。调查当地的空气结果表明，大气砷含量为 3.2~9.4 ng/m<sup>3</sup>（未发表数据），对人体不会有威胁<sup>[28]</sup>。但测定当地居民的发砷发现有严重的超标现象，部分居民处于慢性砷中毒状态<sup>[21]</sup>。现存的砷污染危害主要来源于土壤，其可能途径有三：一是通过土壤-植物-动物-人这条食物链；二是通过呼吸摄入受砷污染的土壤飘尘；三是食用砷污染土壤上种植的粮食和蔬菜（图 2）。当地生产粮食的农田基本上已全部抛荒，蔬菜地仍在种植。因此，砷进入食物链的途径主要是蔬菜。当地水稻田都已抛荒，但蔬菜地仍在种植，且种植面积有所扩大。人体食用这些蔬菜后，摄入总砷量超过了 WHO 安全标准。在春夏季砷摄入量约为 WHO 安全标准的两倍，这与春夏季食用更多的叶菜类蔬菜有关（表 4）。在当地应提倡少种植叶菜类蔬菜，多种植果菜类的蔬菜，以尽量减少通过蔬菜摄入的砷量。

雀稗是当地主要杂草之一, 其生物量大, 常被当地居民收割作为牛和鱼的饲料。砷可通过土壤 - 杂草 - 牛、鱼 - 人食物链传递, 危害人体健康。这种间接的砷转移过程仍值得关注, 其健康风险效应还需深入研究。抛荒农田中土壤砷浓度明显高于土壤临界值<sup>[29]</sup>。土壤中的砷通过大气飘尘可被吸入人体, 这种潜在的危害会对人体健康产生不利影响。在抛荒砷污染农田土壤上, 雀稗生物量很大, 虽然不能应用于修复砷污染土壤, 但可以达到稳定土壤表层, 减少因土壤起尘对空气的污染及人体健康的危害 (图 2), 因此在进行图 2 土壤砷污染对人体健康危害的可能途径砷污染治理之前, 恢复和保护当地的自然植被也不失为一种降低土壤砷污染健康风险的临时性措施。

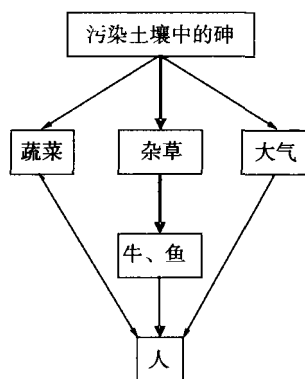


Fig. 2 The paths of As intake from contaminated soil and their risks to human health

本研究结果表明, 自然修复土壤需要漫长的时间, 这就迫使寻求更佳的方法修复土壤, 达到保护人体健康和保障农业生产的目的。砷的超富集植物蜈蚣草能富集较高浓度的砷<sup>[15, 24, 30~33]</sup>, 可用于修复砷污染农田土壤。因其费用低、工程量小、无二次污染及修复效率高等特点, 具有很大的应用前景<sup>[24, 33]</sup>。利用蜈蚣草修复砷污染土壤, 可以在几年或十几年内将砷污染土壤降低到安全值以下, 比自然净化速率高几十倍甚至几百倍。值得注意的是, 这些砷超富集植物在抛荒农田的自然植被恢复中, 并非优势物种。因此, 轻度砷污染土壤通过种植蜈蚣草进行植物修复时, 应注意控制杂草的生长, 以保证蜈蚣草能够成为污染农田中的优势物种, 提高植物修复砷污染的效率。

## 4 结论

(1) 砷污染程度对抛荒水稻田的自然植被恢复 (植物种类和生物量) 有显著影响。轻度污染情况下植物物种数量少、但总生物量最大; 中度污染情况下, 植物物种数量最多; 严重污染情况下, 植物物种数最少且总生物量最小。在自然恢复的植被中, 雀稗是一种优势植物。

(2) 砷污染抛荒水稻田上自然恢复植被中以砷超富集植物的砷浓度、富集系数、转运系数最高。其他植物的砷浓度范围为 0.2 ~ 47.5 mg/kg, 富集系数为 0.01 ~ 0.56, 转运系数为 0.19 ~ 28.0。优势植物雀稗的砷浓度和富集系数高于砷耐性植物苕麻和五节芒。

(3) 蔬菜可食部位砷浓度超标严重, 具有叶菜类 > 葱蒜类 > 根茎类 > 果菜类的趋势, 在不同季节食用这些蔬菜摄入的砷量都超过了 WHO 的安全标准。

(4) 砷污染抛荒农田的自然净化速率很低, 完全净化需 1000 ~ 3000 年。必须寻求更佳的修复技术解决当地居民砷毒威胁问题。

## 参考文献:

- [1] Speich M, Pineau A, Ballereau FM. Trace elements and related biological variables in athletes and during physical activity. Clinica Chimica Acta, 2001, 312: 1 ~ 11.
- [2] Mandal B K, Suzuki K T. Arsenic round the world: a review. Talanta, 2002, 58: 201 ~ 235.
- [3] Rossman T G. Mechanism of arsenic carcinogenesis: an integrated approach. Mutation Research Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis, 2003, 533: 37 ~ 65.

- [4] Roychowdhury T, Tokunaga H, Ando M. Survey of arsenic and other heavy metals in food composites and drinking water and assessment of dietary intake by the villagers from an arsenic-affected area of West Bengal, India. *The Science of the Total Environment*, 2003, 308: 15 ~ 35.
- [5] Tsuda T, Babazono A, Yamamoto E, *et al.* Ingested arsenic and internal cancer: a historical cohort study followed for 33 years. *American Journal of Epidemiology*, 1995, 141: 198 ~ 209.
- [6] 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. *The Science of the Total Environment*, 1998, 217: 189 ~ 199.
- [7] 杨文婕, 刘更另. 植物体内砷和硒积累和分布的相互作用. *中国农业科学*, 1997, (3): 89 ~ 91.
- [8] 夏立江, 华珞, 韦东普. 部分地区蔬菜的含砷量. *土壤*, 1996, (2): 105 ~ 110.
- [9] Baroni F, Boscagli A, Di L L A, *et al.* Arsenic in soil and vegetation of contaminated areas in southern Tuscany (Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 2004, 81: 1 ~ 14.
- [10] Meharg A A, Rahman M M. Arsenic contamination of Bangladesh paddy field soils: implications for rice contribution to arsenic consumption. *Environmental Science and Technology*, 2003, 37: 229 ~ 234.
- [11] Das H K, Mitra A K, Sengupta P K, *et al.* Arsenic concentrations in rice, vegetables, and fish in Bangladesh: a preliminary study. *Environment International*, 2004, 30: 383 ~ 387.
- [12] 曾清如, 周细红, 铁柏清, 等. 铅锌矿自然扩散晕内重金属的污染特征及其防治技术. *农村生态环境*, 1997, 13 (1): 12 ~ 15.
- [13] 廖晓勇, 陈同斌, 肖细元, 等. 污染水稻田中土壤含砷量的空间变异特征. *地理研究*, 2003, 22 (5): 635 ~ 643.
- [14] 韦朝阳, 陈同斌. 高砷区植物的生态与化学特征. *植物生态学报*, 2002, 26 (6): 695 ~ 700.
- [15] 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 等. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征. *科学通报*, 2002, 47 (3): 207 ~ 210.
- [16] Visootviseth P, Francesconi K, Sridockchan W. The potential of Thai indigenous plant species for the phytoremediation of arsenic contaminated land. *Environmental Pollution*, 2002, 118: 453 ~ 461.
- [17] EPA 3050B. [www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm](http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm), revision 2, 1996, 3050B: 1 ~ 12.
- [18] EPA 3010A. [www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm](http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/main.htm), revision 2, 1996, 3010A: 1 ~ 5.
- [19] 张丽, 张兴昌. 植物生长过程中水分、氮素、光照的互作效应. *干旱地区农业研究*, 2003, 21 (3): 43 ~ 46.
- [20] Liao X Y, Chen T B, Xie H, *et al.* Soil As contamination and its risk assessment in industrial districts of Chenzhou, Southern China. *Environment International*, 2005 (已接收).
- [21] 韦朝阳, 陈同斌, 黄泽春, 等. 大叶井口边草——一种新发现的富集砷的植物. *生态学报*, 2002, 22 (5): 777 ~ 778.
- [22] Bech J, Poschenrieder C, Barcelo J, *et al.* Plants from mine spoils in the south American area as potential sources of germ-plasm for phytoremediation technologies. *Acta Biotechnol*, 2002, 22 (1/2): 5 ~ 11.
- [23] Flores T E, Alarcón H M T, Conzalez E S, *et al.* Arsenic tolerating plants from mine sites and hot springs in the semi-arid region of Chihuahua, Mexico. *Acta Biotechnol*, 2003, 23 (2/3): 113 ~ 119.
- [24] 廖晓勇, 陈同斌, 谢华, 等. 磷肥对砷污染土壤的植物修复效率的影响: 田间实例研究. *环境科学学报*, 2004, 24 (3): 455 ~ 462.
- [25] 蔡保松, 陈同斌, 廖晓勇, 等. 土壤砷污染对蔬菜砷含量及食用安全性的影响. *生态学报*, 2004, 24 (4): 711 ~ 717.
- [26] Warren G P, Alloway B J, Lepp N W, *et al.* Field trials to assess the uptake of arsenic by vegetables from contaminated soils and soil remediation with iron oxides. *The Science of the Total Environment*, 2003, 311: 19 ~ 33.
- [27] Alam M G M, Allinson G, Stagnitti F, *et al.* Arsenic contamination in Bangladesh groundwater: a great environmental and social disaster. *International Journal of Environmental Health Research*, 2002, 12 (3): 235 ~ 253.
- [28] Tripathi R M, Raghunath R, Krishnamoorthy T M. Arsenic intake by the adult population in Bombay City. *The Science of the Total Environment*, 1997, 208: 89 ~ 95.
- [29] 土壤环境容量协作组. 中国主要类型土壤 Cd、Pb、Cu 和 As 主要生态学指标和临界含量. *环境科学*, 1999, 12 (4): 29 ~ 34.
- [30] 陈同斌, 黄泽春, 黄宇营, 等. 砷超富集植物中元素的微区分布及其与砷富集的关系. *科学通报*, 2003, 48 (11): 1163 ~ 1168.
- [31] Wei C Y, Chen T B, Huang Z C, *et al.* Accumulation by two brake ferns in south China. *Chemosphere*, 2005 (已接收)



- [32] Liao X Y, Chen T B, Lei M., *et al.* Root distributions and elemental accumulations of Chinese brake (*Pteris vittata* L.) from As-contaminated soils. *Plant and Soil*, 2004, 261 (1-2): 109 ~ 116.
- [33] 韦朝阳, 陈同斌. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展. *生态学报*, 2001, 21 (7): 1196 ~ 1203.

## Arsenic in plants of farmland and its healthy risk: a case study in an As-contaminated site in Dengjiatang, Chenzhou City, Hunan province

XIE Hua<sup>1, 2</sup>, LIAO Xiao-Yong<sup>1</sup>, CHEN Tong-Bin<sup>1, 2</sup>, LI N Jiao-zhao<sup>2</sup>

(1. Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China; 2. College of Agriculture, Guangxi University, Nanning 530005, China)

**Abstract:** Intake excess of arsenic (As) can damage human health and may cause diseases. Routes of As intake are respiratory for dust and fumes, and oral for As in water, soil, beverage, and food. Consumption of vegetables from contaminated soils may be harmful to consumers health

In 1999, a serious As poisoning incident due to As contamination happened, more than 300 people were hospitalized in Dengjiatang, Chenzhou City, Hunan Province. Some 50 ha of paddy fields were contaminated and the farmlands were wasted for 4 years, though the source of As contamination had been cut off by local authority in time. Only a few vegetable fields can still be cultivated on the fields. There are few reports on revegetation or potential risk study of wasted As-contaminated farmland. We investigated the As concentration of plants and soils on the fields with different levels of As contaminations. Processes of natural revegetation of waste paddy and health risk of consumed vegetables cultivated were investigated in the As-contaminated area.

It was found that revegetation in As-contaminated soil was significantly affected by the As-contaminated level. The amount of plant species was small and the weed biomass was the greatest in soil contaminated with low arsenic. The weeds grown on soil contaminated with medium level of As had the highest amount of plant species. The amount of plant species was the least and biomass of weed was the lowest in soil contaminated with high level of As. The species diversity was reduced by the present of *Paspalum* sp., a dominated weed, in the wasted fields. As concentrations in the edible parts of most vegetables were higher than the maximal permissible limit of As in food. Intake of As from consumed vegetables was 4.1  $\mu\text{g/kg}$  body wt. per day in spring and summer, and 2.9  $\mu\text{g/kg}$  body wt. per day in autumn and winter, respectively, both of which exceeded the level (2.1  $\mu\text{g/kg}$  body wt. per day) set by World Health Organization (WHO).

**Key words:** arsenic; paddy field; weed; vegetable; risk assessment; Chenzhou