

# 砷污染生态效应及水土体系中砷的治理对策研究

杨胜科, 王文科, 张 威, 张 燕

(长安大学 环境科学与工程学院, 陕西 西安 710054)

[摘要] 针对土壤砷污染严重的环境问题, 通过分析砷的环境分布及砷化合物的主要环境性质, 探讨了砷的土壤环境容量、土壤中的行为及砷对作物生态效应等问题, 进一步研究了土壤砷的来源和存在形态、土壤中砷污染对农作物生长发育的影响及在作物体内的累积规律, 提出了严禁随意排放、控制含砷农药使用量以及施加石灰固定土壤中砷的防治措施。

[关键词] 砷; 土壤砷; 污染; 土壤

[中图分类号] X171.5 [文献标识码] A [文章编号] 1672-6561(2004)03-0069-05

[作者简介] 杨胜科(1962-), 男, 陕西扶风人, 副教授, 现从事环境科学与应用化学教学与科研工作。

众所周知, 砷是对人体及其他动物体有毒害作用的致癌物质, 对人的中毒剂量是 0.01 ~ 0.052 g, 致死量为 0.06 ~ 0.2 g<sup>[1]</sup>。各国对地表水含砷的最高允许质量浓度一般为 50 μg/L。当前美国、印度、墨西哥、阿根廷、澳大利亚和加拿大等国家均有饮用水砷中毒报道<sup>[2,3]</sup>, 中国的台湾、新疆、内蒙古、山西等地近 30 个县有流行, 病区人口已达 200 万<sup>[4]</sup>。由于自然释放和人为大量开采、生产和使用, 砷污染现象愈来愈严重, 采矿、冶金、挖煤、化工等工业生产中大量的含砷废水给环境造成了严重的污染<sup>[5]</sup>。如贵州省曾发生过化肥厂排放含砷废水, 导致下游发生大面积砷中毒<sup>[6]</sup>; 新疆奎屯地区部分居民长期饮用含砷量达 190 ~ 850 μg/L 的高砷水<sup>[7]</sup>。因此, 砷污染及水土体系中砷的治理刻不容缓, 笔者从砷的基本性质出发, 探讨了砷污染导致的生态环境效应问题, 进一步提出了水土体系中砷的治理对策。

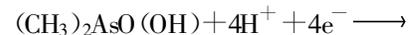
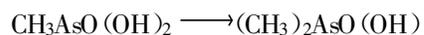
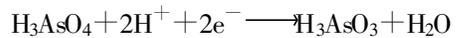
## 1 砷污染及对人体危害

### 1.1 砷的毒性

砷的剧毒自古以来广为人知, 砷的毒性以三价的为最大, 五价的砷酸盐和有机砷毒性较小。长期饮用含砷高的水可能使淋巴细胞染色体畸变。

砷在生物体内的毒性, 一直被认为是三价砷在起作用, 五价砷在进入细胞后必须先被还原为三价, 才能发挥效能。对人体来讲, 亚砷酸盐的毒性要比砷酸盐大 100 倍, 这是由于亚砷酸盐可以与蛋白质中的巯基反应, 而砷酸盐则不能。砷酸盐对生物体的新陈代谢有影响, 但毒性低。

有害元素对于人体的毒害程度取决于它们在人体中排除的速度和它们在人体中迁移及赋存的状态。砷的甲基化过程是一个脱毒的过程, 因为合成的甲基化合物比离子砷的毒性小, 而对于多数动物来说, 无机 As<sup>3+</sup> 是在肝脏中被甲基化的, 它在进入肝脏前, 能与血液中的蛋白质起反应, 从而破坏蛋白质的结构, 引起肌体病变; 而 As<sup>5+</sup> 却没有那么大的破坏性。砷参与人体新陈代谢的甲基化过程可以用以下反应式表达:



日摄入量砷量的大约 70% (半衰期为 10 ~ 30 h) 通过甲基化作用由尿液排出体外。因此, 人体尿液砷的存在形态是反映人体快速新陈代谢过程的一个脱毒过程。通常认为甲基化作用具有两面性, 一方面砷的甲基化可以有效抑制砷的急性砷毒效应; 另一方面也可能诱发慢性砷中毒导致的癌症病变。

[收稿日期] 2003-12-02

[基金项目] 国家 973 项目(G1999403606)

此外, pH 值、Eh 值、盐度、温度和微生物活动有利于加快  $\text{As}^{3+}$  氧化成  $\text{As}^{5+}$  的速度。砷的这种动力学转化过程很重要, 因为毕竟亚砷酸盐 ( $\text{As}^{3+}$ ) 较砷酸盐 ( $\text{As}^{5+}$ ) 毒性大许多。砷化物毒性顺序依次为: 砷化三氢 ( $\text{As}^{3-}$ ) > 有机砷化物三氢衍生物 ( $\text{As}^{3-}$ ) > 无机亚砷酸盐 ( $\text{As}^{3+}$ ) > 有机砷化合物 ( $\text{As}^{3+}$ ) > 氧化砷 ( $\text{As}^{3+}$ ) > 无机砷酸盐 ( $\text{As}^{5+}$ ) > 有机砷化合物 ( $\text{As}^{5+}$ ) > 金属砷 ( $\text{As}^0$ )。

## 1.2 砷污染对人体健康的危害

砷作为一种有毒元素, 它对人体健康和动植物生长都有一定的影响。稳定易溶的无机亚砷酸盐似乎能被消化系统、腹腔和肌肉组织迅速吸收。砷酸盐的排泄比亚砷酸盐快得多, 大部分在尿里。由于砷酸盐对羟基和硫醇基缺乏亲和力, 它不能抑制任何酶系统, 因此毒性比较低, 但依靠非偶合氧化磷酸盐可抑制与硫醇类相关的酶, 并与头、指甲和皮肤等组织中的蛋白质如角胱二硫化物结合, 可长时间滞留在人体中。

长期摄入少量含砷的化合物可以引起慢性中毒, 慢性中毒可表现为感觉异常、进行性虚弱、眩晕、气短、心悸、食欲不振、呕吐等, 严重者四肢末梢有多发性神经炎, 还可引起神经性疼痛。长期饮用砷污染的井水会引起胃肠炎, 皮肤、肝及神经组织的损坏。在台湾多发的黑足病就是因地下水中高浓度砷引起的, 慢性砷中毒一般具有地区性。又如墨西哥的托雷翁村, 由于饮水含有 4~6 mg/L 的砷, 60% 的居民表现出不同程度地慢性砷中毒。

砷不仅有毒, 而且是一种致癌物质, 能引起皮肤癌。砷化物如二甲基砷酸钠是强致癌物质, 能引起实验动物胚胎死亡, 胎仔体重减轻和畸形; 畸形主要表现为露脑、小头、开眼、短尾、无尾。

另外, 砷及其化合物的毒性往往不易被人们发觉。据报道, 砷化合物即使达到巨毒浓度 (100 mg/L) 人们仍感觉不出来, 因为它不会改变水的颜色及透明度, 对水的气味也无影响, 只是味道有稍微改变, 据报道<sup>[8,9]</sup>, 2000 年 1 月 15 日在湖南郴州市第一山区邓家塘村 13 组发生饮用水污染事件, 造成至少 2 人死亡, 180 多人砷中毒; 早在 1900 年在英国曼彻斯特, 有家啤酒厂在发酵中误用了含砷的葡萄糖, 啤酒成了毒酒, 有 7 000 名啤酒爱好者喝此啤酒后患病, 近 1 000 人惨遭不幸, 这是历史上最大的砷中毒事件。

$\text{As}_2\text{O}_3$  的毒理作用, 主要是与人体细胞中的酶

系统结合, 使许多酶的生物作用受抑制而失去活性, 造成代谢障碍, 促使细胞死亡, 尤其对神经系统损害最大。它还能通过血液循环作用于毛细血管管壁, 使其通透性增大, 麻痹毛细血管, 引起组织营养障碍, 产生急性和慢性砷中毒。  $\text{As}_2\text{O}_3$  对成人中毒剂量为 10 mg, 急性中毒致死量为 60~200 mg, 敏感者甚至 1 mg 即可中毒, 20 mg 致死<sup>[1]</sup>。

这些中毒事件要求我们要认真检测饮用水的水质和工厂废水的排放。环保部门规定, 含砷废水的排放标准为 0.5 mg/L。中国控制粮食中含砷量不超过 0.7  $\mu\text{g/g}$ , 食用植物油 0.1 mg/L, 井盐与矿盐和冷饮食品不应超过 0.5  $\mu\text{g/g}$ 。此外, 日本、瑞士和新西兰蔬菜均为 1  $\mu\text{g/g}$ , 加拿大蔬菜 2  $\mu\text{g/g}$ , 美国蔬菜 2.5  $\mu\text{g/g}$  以下。世界卫生组织暂定人体(质量)每日容许摄入量为 0.05  $\mu\text{g/g}$ 。

## 2 砷在土壤中的存在形式及对环境的影响

### 2.1 砷在土壤中的存在形式<sup>[10~14]</sup>

#### 2.1.1 土壤中砷的来源

自然环境中的砷来源于地壳风化和火山爆发, 一般地壳中含量为 2~5  $\mu\text{g/g}$ , 通过大气降落物、排水、灌溉及农药、除草剂的施放等途径进入土壤中的砷, 水溶性的很少, 大部分被吸附到粘土胶体的表面上, 或与有机物结合, 其在土壤中的天然浓度约为 0.1~42  $\mu\text{g/g}$ 。在表层土中一般被氧化为砷酸盐, 它被吸附到粘土中的程度取决于土壤的结构、pH 值、铁、铝、有机碳及反应的时间等因素。当土壤中粘土含量增加时, 转移砷的量也随之增加。在水田土和淡水中砷以亚砷酸的形式存在居多。当与有机物结合存在的砷化物被氧化时, 砷就释放出来被植物吸收, 或被土壤阳离子吸附而固定下来<sup>[8]</sup>。与水中的砷一样, 土壤中的有机砷化物亦可有被微生物降解而还原为挥发形式。已在土壤中发现有 10 种小帚样霉菌菌株和 14 种曲霉菌株能有效地将有机砷还原为  $\text{AsH}_3$  气体。这种曲霉菌、细菌及腐生真菌可还原有机砷化物为较小分子的无机砷化物的过程, 是砷化物从土壤向环境转移、重新分配的主要途径。

#### 2.1.2 土壤砷背景值

中国土壤砷背景值具有以下特征:

(1) 呈地域性分异: 中国各土纲土壤砷的自然

含量顺序是高山土> 岩成土> 饱和硅铝土> 钙成土与石膏盐成土> 富铝土> 不饱和硅铝土,但中国土壤砷的背景值显现出地域性分异规律,各大自然区土壤砷背景呈青藏高原区> 西南区> 华北区的蒙新台> 华南区> 东北区;在东部冲积平原(黄河平原、长江平原、珠江平原)土壤中砷自然含量呈SN向地域分布,与其上游被侵蚀物质间存在着地球化学共轭联系,在中国北部荒漠与草原地带土壤砷自然含量从东到西呈明显递减趋势。

(2)母岩与气候组合类型是决定中国地带性土壤砷自然含量的因素。石英质岩石对土壤砷含量起着控制作用,而碳酸盐类岩石对土壤中砷含量控制作用介于石英与土壤二者之间,即土壤中砷含量既继承了基岩的特点,又受到不同气候条件下成土过程的影响。此外,土壤pH值、有机质、粘土组成及氧化铁含量对土壤砷的背景值也有不同程度地影响,因此土壤中含砷量的变化是比较复杂的。

进入土壤中的砷,通过径流机械作用、物理化学作用和生物作用,部分水溶性砷和粘土颗粒吸附砷随径流进入水体;绝大部分砷通过吸附-沉淀、离子交换、络合、氧化还原反应等作用滞留在土壤中进而由生物吸收而进入生物体内。

砷主要以下述几种方式存在于土壤中:①形成难溶性的砷酸盐(如砷酸钙、砷酸铝、砷酸铁等);②包蔽在其他金属难溶盐的沉淀中;③吸附在土壤粘粒和其他金属难溶盐的沉淀界面中;④存在于土壤颗粒的晶体结构中;⑤溶解在土壤溶液中。受污染的土壤砷都以无机态(五价砷)被土壤固定。

## 2.2 砷污染对植物的影响

一般认为,砷不是植物必需元素,但植物在生长过程中从外界环境主动或被动吸收砷,土壤砷可刺激植物的生长发育,其原因可能是砷的还原作用提高了植物细胞中氧化酶的活性,使土壤中的磷有效化;砷可杀死或抑制危害植物的病菌从而减少植物的病害,有利于植物正常生长等。然而,土壤中过量的砷能危害植物的生长发育已为不少研究所证实<sup>[5,9]</sup>,如降低蒸腾速度、抑制根系的活性、阻碍植物对水分、N、K、P、Mg、Ca等养分的吸收和运输。植物表现为叶片脱落,根部生长受阻,直到死亡。不同种类植物对土壤中砷污染的抗性不同,旱生植物抗性大于水生植物;禾谷类植物抗性大于豆类、黄瓜等蔬菜。

研究表明,酸性沉降物对砷污染效应有明显地

影响,沉积在土壤表层的砷氧化物能被酸雨溶解,增加其对植物污染的可能性。在西南地区紫色土区,土壤pH每降低一个单位,砷的活度系数就提高1.2倍。由此可知,酸雨具有诱发土壤砷污染的作用。

作物对砷的吸收可能属于被动吸收。作物体内累积量为根部> 茎叶> 籽粒。作物受砷危害后,其症状为根部发黑、发褐,根体积和重量下降,整个地上部分生长受抑制,植株矮小,叶片呈枯黄色。

从砷对作物的生理生化作用来看,过量砷使叶绿素形成受阻,因其叶面蒸腾下降,阻碍作物对水分的吸收及水分从根部向地上部分的运送,从而使叶片萎黄,光合作用受到抑制,作物营养生长不良。在灰钙土中投加砷的盆栽实验中发现春小麦分蘖期叶片叶绿素含量随土壤砷含量的增高而递减,作物从污染土壤中吸收过量砷,其毒害还表现为对体内含高能链的三磷酸腺苷(ATP)藕联形成的干扰。在通过氧化性的磷酸盐化作用产生三磷酸腺苷过程中,或由于砷干扰中间反应的酶促作用,或由于砷、磷的化学性质相近似,过量砷强烈阻碍三磷酸腺苷藕联的形成,以至作物丧失生长发育所必需的能量来源。

## 2.3 土壤对砷污染的缓冲行为

李小平等<sup>[9]</sup>认为,随外源砷浓度的增加,土壤对砷的缓冲性及其随时间、污染次数的动态变化规律,在相同的平衡时间内,大部分供试土壤对砷的缓冲性随外源砷量的增加而有所减弱。随着平衡时间的延长,大部分土壤对砷的缓冲性增强;连续受砷污染后,土壤对砷的缓冲性呈下降趋势。

砷污染不仅对土壤中生长的植物有影响,而且对土壤中的微生物也造成影响。研究表明,土壤中真菌、细菌、放线菌及固氮菌的数量与土壤含砷量呈显著负相关关系,这说明砷污染可以引起土壤中有益微生物数量上的改变,进而影响土壤的正常代谢功能。

砷还可以抑制土壤酶活性,甚至导致酶失去活性,其原因在于砷能使酶蛋白沉淀,导致酶失活;也可能是砷与某些酶分子的巯基和氨基结合,从而在一定程度上抑制了酶的活性。

土壤中的砷大部分与土壤胶体相结合,水溶性砷极少,美国土壤中水溶性砷只占全砷的5%~10%,日本土壤中水溶性砷还不到全砷的5%,因此加到土壤中的水溶性砷很容易转变为难溶性的,尤其是在果园土壤施用大量含砷农药已引起土壤砷

的积累,少数土壤中的含量甚至达到有毒水平。这种积累于表层的含砷农药难以移动的主要原因是,作为阴离子形式(如 $\text{AsO}_4^{3-}$ )存在的砷,可被含水的氧化铁和氧化铝吸附。

当土壤游离氧化铁含量增加时,对砷的吸收作用也就相应增强,氢氧化铁吸附砷的能力是氢氧化铝的两倍以上,土壤腐殖质对砷的吸附无明显影响。中国南京土壤研究所选用 $<1\ \mu\text{m}$ 的蒙脱石、高岭石和白云母,分别用 $\text{Fe}^{3+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Na}^+$  3种阳离子饱和,然后测定这3种粘土矿物对砷的吸附量,实验结果表明,用 $\text{Fe}^{3+}$ 饱和的在 $620\sim 1\ 172\ \mu\text{g/g}$ 之间,用 $\text{Ca}^{2+}$ 饱和的在 $75\sim 415.6\ \mu\text{g/g}$ 之间,用 $\text{Na}^+$ 饱和的最高。该所还测定了中国各地土壤对砷的吸附量,顺序为红壤 $>$ 砖红壤 $>$ 黄棕壤 $>$ 黑钙土 $>$ 碱土 $>$ 黄土。

## 2.4 砷在水体中的污染状况

通过岩石风化,冶金废气及生物甲基化等形式进入大气中的砷,部分被吸附于颗粒物上,部分被雨水冲洗进入水中,与工业排水中的砷一起,在水中进行着吸附、氧化-还原、生物甲基化及水生生物的富集等转化作用。

淡水中自然含砷量为 $0.000\ 2\sim 0.23\ \text{ng/L}$ ,平均为 $0.001\ \text{ng/L}$ 。中国江湖水中含砷量很低,如洞庭湖水为 $0.001\ 2\ \text{ng/L}$ ,黄河水为 $0.003\ \text{ng/L}$ 。各地海水中含砷量在 $0.000\ 5\sim 0.01\ \text{ng/L}$ 之间,一些矿泉水中含砷量较高,可达 $2\sim 60\ \text{ng/L}$ 。

砷进入水中后被吸附到粘土颗粒及共沉淀到金属离子的沉淀物上。 $\text{As}^{5+}$ 在水中与钙、铜、硫、铝和铁等的化合物形成不溶于水的沉淀,同时砷酸盐被共沉淀或被吸附到水合氧化铁的沉淀上。因为在大多数地质环境中,铁表面带正电荷,它优先吸附阴离子,亚砷酸类化合物能与氧化铁一起共沉淀。

砷在水中的另一转化途径是水中生物的氧化还原作用,一些无机和有机的砷化物均可被微生物氧化或还原。细菌和海洋浮游植物可由一些细菌催化将砷化物氧化为砷酸盐或还原为砷化物。

## 3 砷污染的控制治理措施

### 3.1 含砷土壤的处理

农业方面主要采用换土、耕翻土层、改变植物栽培技术、施加改良剂及堆肥、更换作物品种和改变土地利用方式等。对于小范围轻度污染耕地,可采取

换土耕翻土层,除去表层污染土(可用于制砖),换上新土或施入足够有机肥使之熟化,使土中砷含量低于临界含量;对于大范围的中度污染耕地,可施加石灰、磷酸及铁、铝、钙、镁的氧化物,使之与砷生成不溶性物质而予以固定,抑制砷对植物的毒性,也可以在秋后越冬的旱田作物上施用马粪等降低可溶性砷浓度,减小土壤砷对植物的毒害。据统计,重庆市近郊菜地中田水灌溉输入砷 $0.6\ \mu\text{g}/(667\ \text{m}^2\cdot\text{a})$ ,由大气沉降物的输入量 $5.6\ \mu\text{g}/(667\ \text{m}^2\cdot\text{a})$ ,该地区砷污染主要是由大气降尘、污灌、城市垃圾和农药使用等途径输入土壤的,其他地区的情况也很相似。因此控制大气降尘和灌溉污水中的含砷量无疑会大大减少土壤中砷的输入,缓解土壤砷污染。

### 3.2 砷工业废水的处理

#### 3.2.1 改性海泡石处理法

该方法采用 $\text{FeCl}_3$ 活化天然非金属矿物材料海泡石,使其具有较强地吸附砷的功能,在 $\text{pH}\ 7\sim 8$ 的条件下,对含砷 $1\sim 3\ \text{mg/L}$ 模拟水样中砷的去除率 $>95\%$ ,处理后的水中砷含量 $<0.05\ \text{mg/L}^{[15]}$ ,低于国际上一般认可的饮用水水质标准。所用材料无毒无有害元素,能进一步改善饮用水质量。

#### 3.2.2 中和法

该法以石灰乳、石灰石或电石渣等碱性物质为中和剂,添加铁盐(硫酸亚铁、硫酸铁、氯化铁)、铝盐(氯化铝、硫酸铝)或镁盐作絮凝剂以除去废水中的砷,这种方法具有流程简单、工艺可靠、操作方便和费用低等优点,是国内外重有色金属冶炼厂处理含砷废水的一种主要方法。

#### 3.2.3 硫化法

该法是在含砷废水中加入硫化钠、硫氢化钠等硫化剂,使废水中砷生成硫化物( $\text{As}_2\text{S}_3$ 、 $\text{As}_3\text{S}_5$ )从溶液中沉淀除去。

#### 3.2.4 软锰矿法

向含酸含砷废水中加入软锰矿(天然二氧化锰)粉,使三价砷氧化成五价砷,并加入石灰乳中和,使砷以砷酸锰沉淀形式析出。对含酸含砷量较高的废水采用本法处理比较经济、效果好,且无二次污染。

#### 3.2.5 离子交换法

利用碱性阴离子交换树脂可以有效地除去废水中砷的阴离子( $\text{AsO}_3^{3-}$ 、 $\text{AsO}_4^{3-}$ )。对于含砷量较低、组成单纯、处理量不大又有较高回收价值的废水,这是一种好方法。

### 3.2.6 铁氧体法

该法是处理含砷废水的新方法,向废水中加入适量硫酸亚铁,然后加碱中和,通气生成咖啡色的磁性铁氧体渣。此法可使含砷量 500 mg/L 的废水,经一级处理即可降到 0.5 mg/L 以下。

### 3.2.7 反渗透法

这是近年来用于处理废水的一项新技术,如用醋酸纤维素膜作为反渗透的渗透膜处理农药含砷废水,取得较好地效果。

另外,还有萃取法、电凝聚法、离子浮选法等现代除砷方法,它们各具特点,在不同部门得到应用。

## 4 对砷污染土壤治理的建议

针对土壤砷污染来源,首先应加强法制管理,控制工业“三废”的不合理排放,严格控制灌溉污水中砷含量,尽量采用地下水灌溉,控制含砷农药的使用。中国在 20 世纪 80 年代就制定了《农田灌溉水水质标准》GB5084-85,以法制法规加强对土壤砷污染的控制,同样起了积极有效地作用。

对已污染的土壤,可采用深层耕翻、更换新土的方法减少耕层砷含量,也可施加石灰等碱性物质使之与砷生成不溶性物质,将砷加以固定,从而减轻对作物的毒害。在栽培措施方面,可选用对砷抗性强的品种以种植禾谷类作物为主,生产过程中合理使用含砷农药,控制砷制剂的用量,将土壤中砷控制在最低水平。此外,在超标粮食中加入硒类物质,可消除或减轻砷的毒性,这也是治理砷污染,保护人体健康卓有成效的补救措施。

### [ 参 考 文 献 ]

- [ 1 ] 杨洁,顾海红,赵浩,等.含砷废水处理技术研究进展[J].工业水处理,2003,23(6):14~19.
- [ 2 ] 严健汉,詹重慈.环境土壤学[M].武汉:华中师范大学出版社,1985.233~290.
- [ 3 ] 孙晓魁,凌波.利用电吸附技术去除水中过量砷的研究[J].环境与健康杂志,2003,20(2):110~114.
- [ 4 ] 赵素莲,王玲芬,梁京辉.饮用水中砷的危害及除砷措施[J].现代预防医学,2002,29(5):651~654.
- [ 5 ] Xu yanhua, Tsunenori Nkajima, akira ohki. Adsorption and removal of arsenic(V) from drinking water by aluminium-loaded shirasu-zeo-lite[J]. Journal of hazardous materials, 2002, B92: 275~287.
- [ 6 ] 刘泽玲.砷与社会[J].化学教育,1994,15(8):1~3.
- [ 7 ] Kinmyoung Jin, Jerome Nriagu. Oxidation of arsenite in groundwater using ozone and oxygen[J]. The Science of Total Environment, 2000, 247: 71~79.
- [ 8 ] Emerit M T, Khoe G H. Photochemical oxidation of arsenic by oxygen and iron in acidic solutions[J]. Water Research, 2001, 35(13): 649~656.
- [ 9 ] 李小平,李勋光.砷化物及其持留时间对水稻毒性的影响[J].土壤,1996,26(2):90~93.
- [ 10 ] 李强,莫大伦.土壤环境中砷污染的危害及其研究进展[J].热带亚热带土壤科学,1997,6(4):291~295.
- [ 11 ] 周淑芹,丁勇,周勤.土壤砷污染对农作物生长的影响[J].现代化农业,1996,12(1):6~8.
- [ 12 ] 张国祥,杨居荣,华珞.土壤环境中的砷及其生态效应[J].土壤,1996,26(2):64~68.
- [ 13 ] 夏立江,华珞,韦东普.部分地区蔬菜中的含砷量[J].土壤,1996,26(2):105~109.
- [ 14 ] 许嘉琳,杨居荣,荆卫.砷污染土壤的作物效应及其影响因素[J].土壤,1996,26(2):85~89.
- [ 15 ] 杨胜科,王文科,李翔.改性海泡石处理含砷饮用水研究[J].化工矿物与加工,2000,29(10):13~16.

## Study on ecosystem effect and the remediation methods of arsenic pollution in water and soil system

YANG Shen-ke, WANG Wen-ke, ZHANG Wei, ZHANG Yan

(School of Environmental Sciences and engineering, Chang'an University, Xi'an, 710054, China)

**Abstract** Aim at the seriously arsenic pollution in the soil, the paper discusses the environmental capacity of the arsenic, the environmental behavior of the arsenic and the effect on the crop. On the basis of analyzing arsenic's distribution and the main arsenide characters in soil. The source of arsenic and existing conformation are studied. At the same time, the influences of arsenic pollution on crop growth and its accumulation law in the crop are investigated. The research bring forward three prevention and curing measures such as strictly prohibiting optional drainage, controlling arsenic pesticide usage quantity and fixing arsenic in the soil with lime.

**Key words:** arsenic; arsenic of soil; soil; pollution

[ 英文审定: 苏生瑞 ]