

砷污染土壤的生物修复研究进展^①

白建峰^{1,2,3}, 林先贵^{1,2*}, 尹睿^{1,2}, 张华勇^{1,2}

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 2 中国科学院南京土壤研究所-香港浸会大学土壤与环境联合开放实验室, 南京 210008; 3 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 土壤 As 污染已是全球性问题, 我国也不例外, 对 As 污染土壤的生物修复已是研究热点, 但相关机理仍不完全清楚。本文综述了国内外微生物、蚯蚓、植物在 As 污染土壤中吸收转化 As 及其解 As 毒机理, 以及微生物-植物复合系统修复 As 污染土壤方面实验室内研究情况。目前广泛认为植物修复土壤重金属/非金属污染较有应用前景, 可限于甚至是使用超富集植物单一作用下仍有较多缺陷, 如通过微生物技术及蚯蚓调节根际微生态, 以利于植物在污染土壤中存活或/吸收更多的 As, 将极具应用前景。

关键词: 砷; 微生物; 蚯蚓; 植物; 污染土壤; 生物修复

中图分类号: X53; X17

据世界卫生组织官员公布, 日前全球至少有 5000 多万人口正面临着地方性 As 中毒的威胁, 其中大多数为亚洲国家, 而中国正是受 As 毒危害最为严重的国家之一。已有澳大利亚、孟加拉国、印度、中国、日本、美国等多个国家报道了地下水、地表水、土壤受 As 污染, 如孟加拉国大约 600 ~ 1000 万口水井中的大多数含 As 较高, 含量近 2 mg/L, 预计有 20 ~ 27 万人因饮用含 As 污染的水死于癌症^[1-2]。澳大利亚有多个 As 含量超过 1000 mg/kg 的污染地区^[3]。美国 2001 年 1 月推行了新的饮用水 As 标准: 从 50 μg/L 降至 10 μg/L。我国目前的饮用水标准中 As 仍是 50 μg/L。饮用水标准的提高, 将是全球水处理市场面临的挑战。

全世界首先报道因燃烧高 As 煤而患上地方病的是我国贵州省、湖南省、四川省等地区, 且贵州省织金县^[4]、开阳县 (中毒 37 例, 死亡 1 例)^[5]、兴仁县 (中毒 877 例, 死亡 6 例)^[6]是最严重的地区。中国的湖南、云南、广西、包括湖北一些地区也面临着严重的 As 污染问题。其中, 广西、湖南两省受到 As 污染的土壤至少有上千平方公里。这些地区除地质因素造成的 As 污染外, 因为矿藏开采中忽略了对环境的保护, 使得这些矿区周围 30 ~ 40 km 也都受到污染物的影响^[7-8]。如湖南石门县的亚洲最大的雄黄矿, 已有 1500 年的开采历史^[8], 王振刚等^[9]对该地区居民 As 暴露研究表明, 以河水为饮用水源的居民 As 暴露水平达到甚至超过国内外重大慢性 As 中毒案例的暴露水平。

只因 As 具有较强的生理生化活性, 较易被生物吸收, As 污染引起了全世界学术界及政界的广泛关注。大面积的良田受到 As 污染后, 冲击了我国原本就较少的可耕种良田数量, 亦将威胁着我国的粮食安全。本文根据国内外生物修复土壤 As 污染研究进展情况, 综述微生物、蚯蚓等对植物修复 As 污染土壤的影响及其自身吸收 As 和解 As 毒机理。

1 土壤中砷的环境 (生物) 地球化学循环

As 主要有-3、0、+3、+5 等 4 种价态, 形成 AsO₂⁻、AsO₄³⁻、HAsO₄²⁻、H₂AsO₃⁻ 这四种形态^[10-11], 以及硫化物、甲基化的 As 化合物等。在厌氧环境下, 水中无机 As 主要形态通常是 As (III) (H₃AsO₃ 和 H₂AsO₃⁻), 但在土壤中会有微量气态 As 释放出来^[11]; 有氧环境中以 As (V) (H₂AsO₄⁻ 和 HAsO₄²⁻) 为主要的 As 形态。无机态 As 通过土壤微生物的作用转变成有机态 As^[12]。

土壤中的 As 最初来源于土壤母质, 并主要受火山活动影响^[13], 但土壤中 As 浓度通常较低, 一般在 0.1 mg/kg 至超过 1000 mg/kg^[14-15]。但随着现代农业的发展, As 进入土壤的来源也变得更加多样化。As 污染的主要来源为^[16-17]: ①砷化物的开采和冶炼。特别是在我国流传广泛的土法炼 As, 常造成 As 对环境的持续污染; ②在某些有色金属的开发和冶炼中, 常常有或多或少的砷化物排出, 污染周围环境;

①基金项目: 中国科学院创新团队国际合作伙伴计划项目 (CXTD-Z2005-4) 资助。

* 通讯作者 (xglin@issas.ac.cn)

作者简介: 白建峰 (1978—), 男, 江苏泰兴人, 博士研究生, 主要从事土壤污染与修复研究。E-mail: jfbai@issas.ac.cn

③砷化物的广泛利用,如含 As 农药 (DDT、 PbAsO_4 、 CaAsO_4 、 MgAsO_4 、 ZnAsO_4 、 $\text{Zn}(\text{AsO}_2)_2$ 、 $\text{Cu}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 3\text{Cu}(\text{AsO}_2)_2$ (巴黎绿)) 大量生产和使用,又如作为玻璃、木材、制革、纺织、化工、陶器、颜料、肥料等工业的原材料,均增加了环境中的 As 污染量;④煤的燃烧,可致不同程度的 As 污染。全世界向大气中排放 As 量达 6240 t/a,这是全球 As 污染的另一重大来源,仅次于 Cu 的冶炼 (12800 t/a)。预计 As 在土壤中的滞留时间为 1000~3000 年^[17]。

As 对氧化物表面有高亲和性,并受诸多因素影响,如受土壤质地、有机质、矿物的属性和组分、pH 值、氧化还原电位及竞争离子等生物地球化学因素的影响^[18-22]。土壤溶液中 As 活动通常受 Al、Mn、尤其是 Fe 的水合氧化物表面化合反应所控制^[23],而较小的颗粒物具有较强的吸附能,并含较多的吸附性 As^[24-25],且具有吸附性的水合氧化物通常集中于黏土小颗粒组分 (<2 μm) 中。

土壤中除无机 As 化合物外,还有多种有机态 As 化合物,有机态 As 化合物主要与土壤中生物有关。目前在海洋和淡水水体的生物体内发现大约 48 种 As 的有机化合物,而在土壤中仅发现大约 16 种 As 的有机化合物^[26]。据现有的资料表明,无论是水体还是土壤中,均有多种还没能分析出或分离出的有机态 As 化合物。需要指出的是,水体中生物体内吸收或富集的 As 总量整体上高于陆生生物,这可能与水是天然的溶剂有关,而 As 的盐类化合物具有较好的溶解性,这也进一步说明了 As 的生物活性较强。

土壤中 As 的化合物中最常见的化合物为:砷酸盐、亚砷酸盐、甲基胂 (MMA)、二甲基胂 (DMA)、三甲基胂 (TMA) 和甜菜碱砷 (AB) 两种 As 的化合物^[27]。而 As 化合物毒性特性为:亚砷酸盐 > 砷酸盐 > 甲基胂 > 二甲基胂 > 三甲基胂 > 甜菜碱砷。在陆生生体系统中,土壤中一般以砷酸盐为主;但是在水稻田中,砷酸盐常被还原为亚砷酸盐,且土壤微生物会甲基化 As,形成甲基胂和二甲基胂^[28]。在水中砷酸盐氧离子 (Oxyanion) 有 3 个 pK_a 值: 2.2、7.0 和 11.3^[29],磷酸盐离子有相应的 3 个 pK_a 值: 2.1、7.2、12.7,这也表明了砷酸盐和磷酸盐性质的极大的相似性。在 $\text{pH} = 7.0$ 时,以 HAsO_4^{2-} 和 H_2AsO_4^- 为主,而在酸性环境中以 H_3AsO_4 为主;As (III) 在中性 pH 值时大多数以 $\text{As}(\text{OH})_3$ 形式出现,离解成 H_2AsO_3^- 时 pK_a 值为 9.3。在中性 pH 值时 $\text{As}(\text{OH})_3$ 会通过甘油运输蛋白转运至细菌^[30]、酵母^[31]和哺乳动物^[32]等的细胞中。

理所当然,土壤中 As 形态的转化是一个很复杂的

过程,涉及多方面的因素(受土壤理化性质、微生物、动物及植物的复合影响),目前的研究常常是在实验室内分析结果后,再去演绎过程,毫无疑问会导致结果的失真。但这毫无选择,大自然很大程度上就是这样被人类认识的。且对土壤这样一个复杂体系,很难综合所有的因素进行客观评论其所含物质的行为及过程变化特征。

2 微生物对土壤中砷形态的影响

自从生命起源起,环境中的 As 化合物就已接近毒性水平的丰度。自然界对此作出了积极的响应,微生物产生了一套抗 As 和把 As(III) 氧化为 As(V) 或/和把 As(V) 还原为 As(III) 的酶系统,形成或/和降解有机 As 化合物(如甲基化 As 化合物)^[15],使得风化的母岩中释放出的无机态 As 变为有机态 As,As 的毒性程度变低。在全球 As 化合物循环中,微生物代谢和转移(或稳定化)是其中重要的过程之一。大多数易挥发的有机结合态金属化合物显示了比它们无机态组分更高的毒性,因为有机态物质有更高的脂溶性和生物活性,可 As 和 Se 是例外,其无机非甲基化形态比甲基化更有毒^[33]。As 挥发性可作为非金属去毒的机理之一,虽然这个机理需要更多的分子基础的知识来证实。作为 As 甲基化的替代,加速 As(III) 氧化成更易吸附的 As(V) 形态,并增加其稳定性,削弱 As 毒性。As 的这些价态和形态在土壤中发生的变化,尤其是甲基化基本依赖于微生物的作用。

Koch 等^[34]对加拿大西北部的耶洛奈夫地区来自矿区和非矿区的真菌体内总 As 和 As 形态分析表明:主要是甜菜碱砷 (AB),并有微量的 As(V)、As(III)、MMA 和 DMA。对能富集 As、也是来自 As 矿区和非矿区的可食用蘑菇体内总 As 和 As 形态分析表明:体内均含有较高的 As,最高达 30 mg/kg,且主要以 AB 为主^[35-36]。早在 60 年前,Challenger 等认为 *Penicillium Chrysogenum* 及 *Penicillium notatum*、*Aspergillus niger* 和 *A. fischeri* 等不能在通常的面包屑培养基中甲基化亚砷酸,然而 Cullen 等^[10]研究表明这些有机体均能把甲胂酸盐转化为三甲基化胂。3 种土壤的细菌样品接种到含砷酸盐、亚砷酸盐、甲胂酸盐和二甲基胂酸盐的培养基中,发现仅在甲胂酸盐和二甲基胂酸盐培养基中存在甲基化胂和二甲基化胂,并且令人惊讶的是两种土壤细菌 (*Pseudomonas sp.* 和 *Alcaligenes sp.*) 在厌氧条件下接种到砷酸盐或亚砷酸盐中,仅产生三氢化砷 (胂)^[37]。也有一些从环境中分离到的细菌(如 *Corynebacterium sp.*, *E.Coli*, *Flavobacterium sp.*, *Proteus sp.*, *Pseudomonas sp.*) 在含砷酸钠的培养基中

培养后,把砷酸盐转化为亚砷酸盐,并产生二甲基化砷。此外,*Pseudomonas* sp. 还产生了 3 种甲基化的砷^[38]。可见,微生物吸收消化 As 的盐类后,往往在体内经过酶等的作用,形成有机态的 As 化合物,如甲基化的 As 化合物,具体的过程中既涉及亚砷酸盐 \leftrightarrow 砷酸盐之间的转化,虽然这是一个反应的中间过程^[26],也涉及砷酸盐的一系列甲基化过程,并且是同时发生,这也是为什么微生物在含 As 培养基中仍含有无机态 As 的缘由。Dembitsky 等^[26]综述了植物、藻类、苔藓和微生物中的 As 化合物自然形态,从植物、苔藓和真菌体内分离到了 16 种 As 的化合物,其中甲基化的 As 占了 6 种。而陆生植物能吸收的主要是砷酸盐,可见植物体内也具有甲基化的系统。根际微生物的存在,应该是能某种程度上活化了根际的 As 形态,因为存在着这样一个过程——亚砷酸盐 \leftrightarrow 砷酸盐相互间的转化。而土壤微生物会对土壤矿物中吸附和/或结合的 As 进行转化,其相关过程或机理有待进一步试验证实。

3 砷污染土壤的植物修复研究概况

自 Ma 等^[39]在 *Nature* 上发表了首个超积累 As 的植物(蜈蚣草)开始,掀起了使用超积累植物修复 As 及其他重金属污染的研究热潮。国内首个报道蜈蚣草超富集 As 的研究者是陈同斌研究组^[40]。Ma 等^[39]、陈同斌等^[35]研究了 As 超积累植物蜈蚣草及其对 As 的积累特征,发现蜈蚣草能把大量的 As 转移到地上部,吸收 As 量最大达 22600 mg/kg^[39],尤其是其羽叶中吸收更多的 As,含量达 5070 mg/kg^[41]。据不完全统计,目前能超富集金属、非金属污染的植物已筛选了 400 多种,其中能超富集 As 的植物主要集中于蕨类植物蜈蚣草^[39-49]、大叶井口边草^[50]、*Pityrogramma calomelanos*^[51]。蕨类植物吸收 As 的机理研究选用较多的是蜈蚣草和大叶井口边草;耐 As 植物吸收及解 As 毒性的机理研究主要有白毛茅(*Holcus lantatus*)^[52]、*Cytisus striatus*^[53]。

两种无机 As 形态——As(V) 和 As(III),都对植物极度有毒。As(V) 是磷酸盐的相似物,它能在质膜中与磷酸盐竞争,并取代 ATP 中的磷酸盐形成不稳定的化合物 ATP-As,导致细胞中产能能力的消弱^[54]。另一方面,As(III) 对植物也是高毒性,它在植物体内与巯基(-SH)反应,而这些巯基主要在酶和器官蛋白质等大分子中,导致细胞功能受到抑制直至死亡^[52,55]。

As-S 化合物(主要是含 S 的有机物,如谷胱甘肽等含硫醇较丰富的多肽等)的存在,认为是人、植物、微生物耐或超富集重金属或非金属 As 时重要的解毒机理之一,植物体内的这类化合物统称为植物螯合肽

(Phytochelatin, PC)^[42,56-59]。另外一个就是把这些物质转运到液泡中,并在其中区室化贮存^[60]。黄泽春等^[42]使用同步辐射扩展 X 射线吸收精细结构(SR-EXAFS)分析仪研究大叶井口边草中 As 化学形态及其转化,发现 As 主要与 O 配位,在根部存在少量与谷胱甘肽(GSH)结合的 As,但在地上部中没有发现。Webb 等^[61]使用 X 射线吸收光谱法(XRFS)研究蜈蚣草体内 As 形态,发现叶部中主要是水溶性的亚砷酸盐形态,并被吸收到液泡中。两者共同的特征是在体内发现了 As-S 的结构,可是在大叶井口边草中是根中发现的,而蜈蚣草是在叶部发现的,并认为是 As-硫醇类化合物。两者的不同,可能与植物种类和仪器灵敏度的不同有关。植物根部在吸收 As(V) 后向地上部转运时,常常转化成 As(III)^[42],并在植物地上部(活体)中检测到的以 As(III) 为主,并认为这可能是耐 As (*H. lantatus*)^[52]和超积累植物(蜈蚣草)解 As 毒性的机理。耐 As 的 *H. lantatus* 的根和茎中主要是无机态的 As(V) 和 As(III),Quaghebeur 等^[52]认为在耐 As 和非耐 As 植物体内,As 的形态受 As(V) 流入的控制,随后把 As(V) 还原为 As(III) 是第一步,以解 As(V) 毒性,再在体内形成 As(III)-PCs 化合物,展示了 *H. lantatus* 代谢 As 时 As 形态的重要性。Bleeker 等^[53]对来自矿区的 *C. striatus* 耐 As 机理研究发现:其比来自非矿区的该植物体内产生更长链的 PCs,并提高了植物耐 As 的能力。欧氏南植物及其菌根真菌也是如此^[62]。令人惊讶的是,As(III) 比 As(V) 更有毒性,可植物吸入 As(V) 后在体内很快转化为 As(III),这可能与植物的生存策略有关。SR-EXAFS 是高灵敏度仪器且对样品是非破坏性的,从而避免了死的植物会把 As(III) 转化 As(V) 的可能性,可分析出的 As(III)-PCs 仍较低,如果是 As(V) 与 PC 螯合,那么就需要更多的 PC 化合物,然而可能植物在解毒时,合成更多的 PC 是困难的,所以与 As(III) 结合利于植物产生较少的 PC 而仍能存活,这仍需要实验证明。

鉴于陆生生态系统,砷酸盐是主要存在形态,更多的研究者们集中于研究不同浓度梯度下的砷酸盐和磷酸盐之间的交互作用^[41,45,52,63-66],在设计实验研究超富集(蜈蚣草、大叶井口边草)或耐 As (*H. lantatus*) 植物吸收 As 的机理时,常常在植物生长介质中添加 Na_2HAsO_4 或 Na_3AsO_4 及磷酸的钾盐或钠盐,并且大多数研究中植物培养介质是水或砂子,因而添加的 As 或 P 的化合物都具有最大的生物活性。仅有两位研究者使用的培养介质是实际土壤,一位是使用低 As 含量土壤,但在实验时添加不同浓度的砷酸盐;另一位研究者^[48]是直接选择不同浓度梯度的 As 污染土壤,最高

达 4550 mg/kg, 可是这个最高的土壤样品中还有其他重金属污染 (Pb、Cu、Zn、Mn 等), 他们均得出了不同的结论, P 的添加对蜈蚣草吸收 As 有影响, 但低浓度的磷酸盐 (50 mg/kg) 影响可能不显著; 但是对重金属复合污染的土壤而言, 蜈蚣草吸收的 As 较低, 可能与高 As 浓度和其他高浓度的重金属毒性共同存在有关^[48]。

Fitz 等^[22]认为目前 As 污染土壤植物修复的机理研究, 常常较多的建立于理想条件下, 但根据土壤中实际 As 浓度的研究, 尤其是土壤溶液中 As 含量而开展的工作还不多。土壤溶液中 As 含量代表着土壤中 As 生物可利用性的“暂时”最大量, 因为随着土壤性质的变化, 土壤溶液中的量会发生即时变化。As 在土壤中的活性受土壤 pH 值、Eh、土壤矿物和有机质的吸附性等影响, 加上土壤生物对 As 形态的转化作用, 因此, 实验室内水培或砂培, 对认识植物的吸收或超富集 As 的机理带来很大便利, 可对植物在实际 As 污染土壤修复中作用的认识仍有较大缺陷性。当然, 目前对植物吸收 As 及其解毒机理仍然不是很清楚, 有大量的工作需要开展。在 As 胁迫下, 能存活的植物其生理生化特性肯定会发生变化, 体内含有的代谢化合物种类和特性应与正常土壤中有别, 可鉴于这些化合物分析的困难和不可预见性, 如果能分析出来, 对揭示植物的解毒或耐性机理的认识应有所推动。

4 砷污染土壤的微生物-植物修复研究概况

As 污染土壤的微生物-植物修复的研究目前还比较少, 仅有少量的公开出版的文章^[67-70], 且主要是针对菌根对植物修复 As 污染土壤的影响方面开展的工作。因而关于土壤微生物-植物复合系统对 As 污染土壤修复的作用及其机理的研究, 还需开展大量的工作。

菌根真菌在自然生态系统中或作物生长中广泛存在着, 因而不可忽视^[71], 对重金属元素 (Cd、Pb、Cu 等) 污染的微生物-植物修复 (主要是丛枝菌根, 简称 AM) 的研究相对较多, 这与 AM 真菌能提高宿主对重金属毒害的耐性有关。涉及机理可能有两方面^[72]: 一是直接作用: ①螯合作用。AM 真菌在菌丝内有可能提供结合重金属的位点, 使重金属积聚于真菌中。② AM 真菌菌丝的“过滤”机制。AM 真菌菌丝内的聚磷酸盐可与重金属结合, 减少向植物体运输, 并把这种作用称为“过滤机制”。二是间接作用: AM 真菌促进宿主植物对土壤养分的吸收 (尤其 P 素营养)、改变植物根形态和根际的氧化还原作用等。而磷酸盐和磷酸盐的性能很相似, 植物吸收磷酸盐时, 常常是靠着磷酸盐的运输系统进入植物体内, 虽然二者常常是

互相抑制对方被植物或菌根吸收, 因而菌根在 As 污染土壤修复中的作用值得关注。

Sharples 等^[62,68]研究 Cu/As 污染矿区土壤中生长的似欧石南属植物 (*Calluna vulgaris*) 根中分离到的菌根真菌 (*Hymenoscyphus ericae*) 吸收 As 及其解毒的机理, 发现分别来源于污染区和非污染区欧石南丛生的荒野分离到的该菌根真菌, 对 As 的耐性、解毒及吸收磷酸盐的机理有很大差异, 前者能耐很高浓度的砷酸盐 (13.3 mmol), 并很快在体内转变为亚砷形态并在较短的时间内排出体外; 后者耐 As 的程度很低 (1.33 mmol), 且 As 排出体外的速度比前者慢 6 倍多, 因而具有较低的解 As 毒性能力。两者在磷酸盐存在下, 对 As 的吸收都受到抑制; 反之, 砷酸盐存在下, 磷酸盐的吸收也同样受到抑制。Liu 等^[70]研究外加两种浓度砷酸钠下 AM 真菌 (*Glomus mosseae*) 对蜈蚣草吸收 As 的影响, 结果表明菌根增加了 As 的总吸收量, 在高 As 条件下植物叶中具有更高的 P/As 比, 从而认为利于接种的蜈蚣草在高 As 污染地存活; 而在无菌根存在时, 蜈蚣草羽叶中 P/As 比较低^[41]。他们从不同的角度分别评价了菌根真菌对 As 的反应: 前者从菌根真菌自身对 As 的耐性和解毒机理方面, 表明了 Cu/As 污染地的菌根真菌本身能把 As 排出体外的解 As 毒机理; 而后者说明了菌根真菌有助于植物吸收较少的 As。但在这两者不同目的的研究中, 不同源的菌根真菌都是自身先吸收 As, 然后把 As 的化合物排出体外以吸收更多的磷酸盐并传递给植物, 减少了植物吸收砷酸盐的量, 这两者间是否同样的机理, 还需要实验进行证明。但是 Gonzalez-Chavez 等^[69]对耐 As 的植物 (*H. lanatus*) 接种 As 污染矿区和非污染区分离到的 AMF (*G. Mosseae*) 后, 发现来自矿区的 AMF 能显著提高该植物的耐砷酸盐特性, 并降低了对砷酸盐的吸收量。与 Liu 等^[70]采用的是同样的 AMF, 但产生了有差异的结果, 可能与选用的植物 (耐 As 和超富集 As) 及其生长介质 (土壤中添加和不添加 As 的盐类) 不同有关。从中不难发现, 对于 AM 在植物修复 As 污染土壤中的作用仍然很难界定, 但可能的作用有: ①接种 AMF 后利于植物在含高 As 的生长介质中存活, 并降低了植物吸收的 As 浓度^[67, 69-70]; ②利于植物生物量的提高, 并认为与菌根的存在可能提高了植物吸收的 P 量有关^[69-70], 从而“稀释”了植物体内的含 As 比例。而欧式南菌根自身具有的排 As 化合物的特性, AM 是否同样具有, 限于 AM 不能纯培养, 目前仍无法进行相关研究。

存在的问题是: 以上研究仅集中于菌根的作用, 并没有关注菌根对植物解 As 毒机理、吸收转化及植物

体内微形态结构变化的影响；缺乏根际微生物对 As 在植物体内价态影响的研究；针对实际污染土壤的研究少。P 对植物吸收 As 有着显著影响，但在菌根体内，P 和 As 吸收的定性或定量关系，仍然无从知晓，其中的一个困难是同样与菌根这个微结构很难获得独立的纯结构有关。

5 蚯蚓在砷污染土壤中生长特性及其对植物修复的可能影响

蚯蚓通常被认为是土壤动物区系的代表类群而被用于生物指示、监测污染土壤^[73]，并在分解土壤有机质、以及土壤结构发育和维护方面起着重要作用^[74-75]。通过穴居和翻动作用而影响土壤疏水和通气，对土壤肥力有着众所周知的影响^[74]，也对土壤污染物的形态、溶解性和毒性方面有影响^[75]。Morgan 等^[76]发现在英国 SW 的含金属土壤（含有较高 As）中蚯蚓能存活，甚至在含 As 53000 mg/kg 的矿业废渣土壤中仍有多个种类的蚯蚓存活（如 *Lumbricus rubellus*），这发生于英国 Carrck Fell 地区废弃的钨矿区^[75]。如果蚯蚓在 As 污染土壤中能存活，那么将会对 As 被植物吸收具有显著影响，因为蚯蚓的存在，保持了土壤较高的通气能力，将会利于土壤中 As 以绝对比例为 As (V)，而这种形态的 As 是植物吸收的主要形态。但是目前关于蚯蚓对植物修复 As 污染土壤的研究几乎没有，核心原因及其限制可能与蚯蚓在高 As 污染土壤中能否存活有关。

已有多位研究者调查了 As 污染土壤或矿区蚯蚓能存活的种群类型及比例，并调查它们能存活时耐受的土壤中 As 水平极限^[75,77-78]。对分别来自砷酸盐污染和非污染区的蚯蚓（*Lumbricus rubellus* 和 *Dendrodrius rubidus*）耐 As 特性进行对比研究，发现来自矿区的蚯蚓能在较高的 As 含量下存活，其半致死剂量达 1510 mg/kg，而非矿区的仅为 96 mg/kg，并且在含低浓度的 As 土壤中，前者的健康指数高于后者^[77]。该研究组还对 As 矿区的土著优势种蚯蚓（*Lumbricus rubellus* Hoffmeister）的抗 As 毒性进行了初步研究，并与非矿区的该种蚯蚓进行对照研究，毫无疑问，矿区的 *L. rubellus* 具有更高的耐 As 特性和在高 As (2000 mg/kg) 下更强的生存能力，并分析它们体内的含 As 量，非矿区和矿区的 *L. rubellus* 体内 As 含量分别为 <1 mg/kg 和 230 mg/kg^[75]。蚯蚓的耐 As 机理可能与下面 3 点有关：①耐性可能是生物的适应性所致，如生理的适应性。Meharg 等^[79]认为蚯蚓对 As 的生物富集是由于把 As 隔离在组织中，而不排出体外。Morgan 等^[80]也认为分隔、固定作用或许能在某种程度上使蚯蚓富集重金属。②Morgan 等^[76]报道 As 可能在蚯蚓体内与一些

含硫丰富的酶相结合。这种相似的现象也发生在植物^[56,81]和微生物^[15,82,83]体内，As 与生物体内含巯基的化合物结合。在植物体内金属硫因（MTs）和植物螯合肽（PCs）能与金属螯合，而与 As 形成螯合物的是 PC（PCs-As），PCs 的一般结构为 $(\gamma\text{-GLus-Cys})_n\text{-Gly}$ ^[76]。Cobbett^[51]发现植物对重金属也是采用同样的方式解重金属毒性，含有同样的结构 $(\gamma\text{-GLus-Cys})_n\text{-Gly}$ ，并认为这个结构源于谷胱甘肽（GSH）。而在微生物体内 *E. coli* 含有 3 种谷氧还蛋白（Grx1, Grx2, Grx3），而每个均一致含有 Cys-Pro- Tyr-Cys 二巯基化物序列^[15,84]。蚯蚓体内的巯基类化合物是否也是类似的由多个氨基酸残基构成的化合物与 As 螯合，仍然是未知的，此项工作有待进一步开展。③抗性也可能有微生物的因素影响着^[75]。多个研究者从蚯蚓的粪便中分离到微生物，Morgan 等^[76]认为土壤菌群中的抗金属菌株也可能在蚯蚓粪便中富集重金属，部分原因是粪便适合一些微生物群落快速生长^[74]。蚯蚓以土壤中的有机质、矿物质、微生物等为食，摄入后在体内分解，其中一部分经代谢系统后会以粪便的形式释放出来，非常利于植物利用；另一方面认为在蚯蚓体内也携带微生物，这些微生物经过消化道前后会发生变化，真菌营养体及大部分细菌被杀死，只有真菌的孢子及部分细菌能存活^[85]。也许这些能存活的微生物在蚯蚓的代谢过程中也起着作用。那么，这些微生物在蚯蚓消化含重金属食物的过程中，起着什么作用呢？对那些能在高浓度重金属（或非金属）污染土壤中存活的蚯蚓，又是一种什么作用呢？分离活体蚯蚓摄入的食物，分析在摄入前后的微生物种类的变化，已较有难度，而研究微生物在其体内的作用，难度更大，但这对解释蚯蚓能富集重金属或非金属或许是有利的。

蚯蚓在修复含重金属和有机污染物土壤中的作用受到了广泛的关注，这与其利于土壤改良有关，从而利于植物、土壤微生物生存。Bonkowski 等^[86]认为根际土壤动物和微生物之间的交互作用对植物生长和重金属吸收有很大影响。但目前关于土壤动物-微生物之间交互作用对植物生长影响的研究仍然较少，而在胁迫的生境中土壤动物-微生物-植物系统中相互间影响的研究更少^[86-88]，对 As 的工作开展几乎没有。

6 展望

目前，全世界广泛关注着 As 引起的环境与健康问题，而我国是首个报道因燃烧矿物质燃料引起地方病的国家，同时在含有较高浓度 As 的饮水及土壤区域生活的多个地区居民正受到健康的威胁，对治理 As 污染的廉价而有效的技术需求迫在眉睫。

土壤健康与粮食的安全息息相关, 通过生物技术进行修复 As 污染土壤将有较好的应用前景。植物-微生物-蚯蚓复合系统在修复土壤 As 污染中, 有着众多的优越性, 但其机理仍然不清楚, 尤其是这样一个三者的复合系统: ①构建具有在 As 污染土壤修复中协同或共生作用的三者种或种群的联合, 需根据不同程度的 As 污染土壤, 选择适宜的植物、蚯蚓、微生物(除菌根真菌外, 应同时考虑其他微生物, 如细菌等)种类。②研究三者间协同或共生作用下吸收 As 及解 As 毒性的特性。③研究三者野外污染土壤实际 As 浓度下的特性。而在这样一个涉及土壤动物、微生物、植物的复杂系统中, 这些工作需要多学科间知识的交叉, 以更好地理解调节矿化、营养循环和植物生长的根际过程。

参考文献:

- [1] Harvey CF, Swartz CH, Badruzzaman ABM, Keon-Blute N, Yu W, Ali MA, Jay J, Beckie R, Niedan V, Brabander D, Oates PM, Ashfaq KN, Islam S, Hemond HF, Ahmed MF. Arsenic mobility and groundwater extraction in Bangladesh. *Science*, 2002, 298: 1602-1606
- [2] Meharg AA, Rahman M. Arsenic contamination of Bangladesh paddy field soils: implications for rice contribution to arsenic consumption. *Environ. Sci. Technol.*, 2003, 37: 229-234
- [3] Smith E, Naidu R, Alston AM. Arsenic in the soil environment: A review. *Advances in Agronomy*, 1998, 64: 149-195
- [4] 安冬, 何光煜, 胡小强. 煤烟污染型砷氟联合中毒. *贵州医药*, 1992, 16(1): 1-5
- [5] 柯长茂, 李先机, 翁正一. 生活用煤引起的砷中毒. *环境科学丛刊*, 1980(4): 48-53
- [6] 周代兴, 刘定南, 朱绍廉. 高砷煤污染引起慢性砷中毒的调查. *中华预防医学杂志*, 1993, 27(3): 147-150
- [7] Lin C, Jin J. Heavy metals in a sulfidic minespoil: Fractions and column leaching. *Pedosphere*, 2003, 13(1): 75-80
- [8] 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
- [9] 王振刚, 何海燕, 严于伦, 吴传业, 杨云, 高雪英. 石门雄黄矿区居民砷暴露研究. *卫生研究*, 1999, 28(1): 12-14
- [10] Cullen WR, Reimer KJ. Arsenic speciation in the environment. *Chem. Rev.*, 1989, 89: 713
- [11] Oremland RS, Stolz JF. The ecology of arsenic. *Science*, 2003, 300: 939-944
- [12] Eisler R. A review of arsenic hazards to plants and animals with emphasis on fishery and wildlife resources // Nriagu JO. *Arsenic in the Environment. Part2: Human Health and Ecosystem Effects. Advances in Environmental Science and Technoogy*. New York: John Wiley & Sons. Inc., 1994, 27: 185-259
- [13] Nriagu JO. Arsenic in the environment: Human health and ecosystem effects. *Advances in environment science and Technology*. New York: John Wiley and Sons, 1994: 3-15, 27
- [14] 李勋光, 顾宗廉, 李小平, 许嘉琳, 杨居荣. 几种类型土壤中砷环境基准的比较研究. *土壤学报*, 1995, 32(3): 341-348
- [15] Mukhopadhyay R, Rosen BP, Phung LT, Silver S. Microbial arsenic: From geocycles to genes and enzymes. *FEMS Microbiol. Rev.*, 2002, 26: 311-325
- [16] 徐红宁, 许嘉琳. 我国砷异常区的成因及分布. *土壤*, 1996, 28(2): 80-84
- [17] Matschullat J. Arsenic in the geosphere—A review. *The Science of the Total Environment*, 2000, 249: 297-312
- [18] 许嘉琳, 杨居荣, 荆红卫. 砷污染土壤的作物效应及其影响因素. *土壤*, 1996, 28(2): 85-89
- [19] Zhao XL, Qing CL, Wei SQ. Heavy metal runoff in relation to soil characteristics. *Pedosphere*, 2001, 11(2): 137-142
- [20] Bhumbra DK, Keefer RF. Arsenic mobilization and bioavailability in soils. // Nriagu JO. *Arsenic in the Environment. Part2: Human Health and Ecosystem Effects. Advances in Environmental Science and Technoogy*. New York: John Wiley&Sons. Inc., 1994, 26: 51-82
- [21] Adriano DC. Trace elements in the terrestrial environment. New York: Springer, 2001
- [22] Fitz WJ, Wenzel WW. Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. *Journal of Biotechnology*, 2002, 99: 259-278
- [23] Inskeep WP, McDermott TR, Fendorf S. Arsenic(V)/(III) cycling in soil and natural waters: chemical and microbiological processes. // Frankenberger WT Jr. *Environmental Chemistry of Arsenic*. New York: Marcel Dekker, 2002: 183-215
- [24] Lombi E, Sletten RS, Wenzel WW. Sequentially extracted arsenic from different size fraction of contaminated soil. *Water Air Soil Pollution*. 2000, 124: 319-332
- [25] Langdon CJ, Pearce TG, Meharg AA, et al. Interactions between earthworms and arsenic in the soil environment: A review. *Environmental Pollution*, 2003, 124: 361-373
- [26] Dembitsky VM, Rezanka T. Natural occurrence of arsenic compounds in plants, lichens, fungi, algal species, and microorganisms. *Plant Science*, 2003, 165: 1177-1192
- [27] Geislinger AE, Goessler W, Francesconi KA. The marine polychaete *Arenicola marina*: Its unusual arsenic compound pattern and its uptake of arsenate from seawater. *Marine Environmental Research*, 2002, 53: 37-50

- [28] Meharg AA, Hartley-Whitaker J. Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistance and non-resistance plant species. *New Phytologist*, 2002, 154: 29–43
- [29] Nidhubhghaill OM, Sadler PJ. The structure and reactivity of arsenic compounds: biological activity and drug design. *Struct. Bond.*, 1991, 78: 129–190
- [30] Sanders OI, Rensing C, Kuroda M, Mitra B, Rosen BP. Antimonite is accumulated by the glycerol facilitator GlpF in *Escherichia coli*. *Journal of Bacteria*, 1997, 179: 3365–3367
- [31] Wysocki R, Chery CC, Wawrzycka D, Van Hulle M, Cornelis R, Thevelein JM, Tamas MJ, Wysocki R. The glycerol channel Fpsl mediates the uptake and antimonite in *Saccharomyces cerevisiae*. *Mol. Microbiol.*, 2001, 40: 1391–1401
- [32] Liu Z, Shen J, Carbrey JM, Mukhopadhyay R, Agre P, Rosen, BP. Arsenite transport by mammalian aquaglyceroporins AQP7 and AQP9. *Pro. Natl. Acad. Sci. USA*, 2002, 99: 6053–6058
- [33] Valls M, Lorenzo VD. Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for the remediation of heavy metal pollution, *FEMS Microbiology Reviews*, 2002, 26: 327–338
- [34] Koch I, Wang CA, Culler WR. Arsenic species in terrestrial fungi and lichens from Yellowknife, Northwest Territories, Canada, *Appl. Organomet. Chem.*, 2000, 14: 245–252
- [35] Kuehnelt D, Goessler W, Irgolic KJ. Arsenic compounds in terrestrial organisms 1: *Collybia maculate*, *Collybia butyracea* and *Amanita muscaria* from arsenic smelter sites in Austria. *Appl. Organomet. Chem.*, 1997, 11: 459–470
- [36] Lasen EH, Hansen M, Gossler W. Speciation and health risk considerations of arsenic in the edible mushroom *Laccaria amethystine* collected from contaminated and uncontaminated locations. *Appl. Organomet. Chem.*, 1998, 12: 285–291
- [37] Cheng CN, Focht DD. Production of arsine and methylarines in soil and in culture. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1979, 38: 494–498
- [38] Shariatpanahi M, Anderson AC, Abdelghani AA, Englande AJ, Hughes J, Wilkinson RF. Biotransformation of the pesticide sodium arsenate. *Journal of Environmental Science and Health*, 1981, 16: 34–47
- [39] Ma LQ, Komar KM, Tu C, Zhang WH, Cai Y, Kennelley ED. A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature*, 2001, 409: 579
- [40] 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 黄启飞, 鲁全国, 范椎莲. 神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
- [41] 陈同斌, 范椎莲, 雷梅, 黄泽春, 韦朝阳. 磷对超富集植物蜈蚣草吸收砷的影响及其科学意义. *科学通报*, 2002b, 47 (15): 1156–1159
- [42] 黄泽春, 陈同斌, 雷梅, 胡天斗, 黄启飞. 神超富集植物中砷化学形态及其转化的 EXAFS 研究. *中国科学(C辑)*, 2003, 33 (6): 488–494
- [43] Zhang WH, Cai Y, Tu C, Ma LQ. Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant. *The Science of the Total Environment*, 2002, 300: 167–177
- [44] Zhang WH, Cai Y, Downum KR, et al. Arsenic complexes in the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* (Chinese brake fern), *Journal of Chromatography*, 2004, 1043: 249–254
- [45] Tu S, Ma LQ. Comparison of arsenic and phosphate uptake and distribution in arsenic hyperaccumulating and nonhyperaccumulating fern. *Journal of Plant Nutrition*, 2004, 27: 1227–1242
- [46] Tu S, Ma LQ, Fayiga AO, et al. Phytoremediation of arsenic-contaminated groundwater by the arsenic hyperaccumulating fern *Pteris vittata* L. *International Journal of Phytoremediation*, 2004, 6(1): 35–47
- [47] Tu S, Ma LQ, MacDonald GE, et al. Effects of arsenic species and phosphorus on arsenic absorption, arsenate reduction and thiol formation in excised parts of *Pteris vittata* L., *Environmental and Experimental Botany*, 2004, 51: 121–131
- [48] Caille N, Swanwick FJ, Zhao FJ, et al. Arsenic hyperaccumulation by *Pteris vittata* from arsenic contaminated soils and the effect of liming and phosphate fertilization. *Environmental Pollution*, 2004, 132: 113–120
- [49] Caille N, Zhao FJ, McGrath SP. Comparison of root absorption, translocation and tolerance of arsenic in the hyperaccumulator *Pteris vittata* and the nonhyperaccumulator *Pteris tremula*. *New Phytologist*, 2005, 165(3): 755–761
- [50] 陈同斌, 黄泽春, 黄宇莹, 谢华, 廖晓勇. 神朝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, 6: 1163–1168
- [51] Francesconi K, Visoottiviset P, Sridokchan W, et al. Arsenic species in an arsenic hyperaccumulating fern, *Pityrogramma calomelanos*: A potential phytoremediator of arsenic-contaminated soils, *The Science of Total Environment*, 2002, 284: 453–461
- [52] Quaghebeur M, Rengel Z. The distribution of arsenate and arsenite in shoots and roots of *Holcus lanatus* is influenced by arsenic tolerance and arsenate and phosphate supply. *Plant Physiology*, 2003, 132: 1600–1609
- [53] Bleeker PM, Schat H, Vooijs R, et al. Mechanisms of arsenate tolerance in *Cytisus striatus*. *New Phytologist*, 2003, 157: 33–38
- [54] Ullrich-Eberius CI, Sanz A, Novacke J. Evaluation of arsenate- and vandadate-associated changes of electrical membrane potential and phosphate transport in *Lemna gibba* G1. *J. Exp. Bot.*, 1989, 40: 119–128
- [55] Jocelyn PC. Biochemistry of the SH group: the occurrence,

- chemical properties, metabolism and biological function of thiols and disulphides. London: Academic Press, 1972
- [56] Cobbett CS. Phytochelatin and their roles in heavy metal detoxification, *Plant Physiology*, 2000, 123: 825-832
- [57] Pickering IJ, Prince RC, George MJ, et al. Reduction and coordination of arsenic in Indian Musard, *Plant Physiology*, 2000, 122: 1171-1177
- [58] Schmöger MEV, Oven M, Grill E. Detoxification of arsenic by phytochelatin in plants. *Plant Physiology*, 2000, 122: 793-801
- [59] Hartley-Whitaker J, Ainsworth G, Vooijs R, et al. Phytochelatin are involved in differential arsenate tolerance in *Holcus lanatus*. *Plant Physiology*, 2001, 126: 299-306
- [60] Tong YP, Kneer R, Zhu YG. Vacuolar compartmentalization: A second-generation approach to engineering plants for phytoremediation. *Trends in Plant Science*, 2004, 9: 7-9
- [61] Webb SM, Gaillard JF, Ma LQ, Tu C. XAS speciation of arsenic in a hyper-accumulating fern. *Environ. Sci. Technol.* 2003, 37: 754-760
- [62] Sharple JM, Meharg AA, Chambers SM, Cairney JWG. Evolution: Symbiotic solution to arsenic contamination. *Nature*, 2000, 404: 951-952
- [63] 廖晓勇, 陈同斌, 谢华, 肖细元. 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
- [64] Abedin MJ, Feldmann J, Meharg AA. Uptake kinetics of arsenic species in rice plants. *Plant Physiology*, 2002, 128: 1120-1128
- [65] Wang JR, Zhao FJ, Meharg AA, Raab A, Feldmann J, McGrath SP. Mechanisms of arsenic hyperaccumulation in *Pteris vittata* uptake kinetics, interaction with phosphate, and arsenic speciation. *Plant Physiology*, 2002, 130: 1552-1561
- [66] Cao XD, Ma LQ. Effects of compost and phosphate on plant arsenic accumulation from soil near pressure-treated wood. *Environmental Pollution*, 2004, 132: 435-442
- [67] Meharg AA, Bailey J, Breadmore K, MacNair MR. Biomass allocation, phosphorus nutrition and vesicular-arbuscular mycorrhizal infection in clones of Yorkshire Fog, *Holcus lanatus* L. (Poaceae) that differ in their phosphate uptake kinetics and tolerance to arsenate. *Plant Soil*, 1994, 160: 11-20
- [68] Sharple JM, Meharg AA, Chambers SM, Cairney JWG. Mechanism of arsenate resistance in the ericoid mycorrhizal fungus *Hymenoscyphus ericae*. *Plant Physiology*, 2000, 124: 1327-1334
- [69] Gonzalez-Chavez C, Harris PJ, Dodd J, Meharg AA. Arbuscular mycorrhizal fungi confer enhanced arsenate resistance on *Holcus lanatus*, *New Phytologist*, 2002, 155: 163-171
- [70] Liu Y, Zhu YG, Chen BD, et al. Influence of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on uptake arsenate by the As hyperaccumulator fern *Pteris Vittata* L. *Mycorrhiza*, 2004
- [71] Smith SE, Read DJ. *Mycorrhizal symbiosis*. 2nd ed. London: Academic Press, 1997
- [72] 李晓林, 冯固. 丛枝菌根生态生理. 北京: 华文出版社, 2001
- [73] 高岩, 骆永明. 蚯蚓对土壤污染的指示作用及其强化修复的潜力. *土壤学报*, 2005, 42 (1): 140-147
- [74] Edwards CA, Bohlen PJ. *Biology and ecology of earthworms*. 3rd ed. London: Chapman and Hall, 1996
- [75] Langdon CJ, Pearce TG, Black S, Semple KT. Resistance to arsenic-toxicity in a population of the earthworm *Lumbricus rubellus*, *Soil Biology & Biochemistry*, 1999, 31: 1963-1967
- [76] Morgan JE, Morgan AJ. Seasonal changes in the tissue metal(Cd, Zn, and Pb) concentrations in two ecophysiologically similar earthworm species: Pollution monitoring implications. *Environmental Pollution*, 1994, 82: 1-7
- [77] Langdon CJ, Pearce TG, Meharg AA, Semple KT. Survival and behaviour of the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Dendrodrilus rubidus* from arsenate-contaminated and non-contaminated sites, *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33: 1239-1244
- [78] Pearce TG, Langdon CJ, Meharg AA, et al. Yellow earthworms: Distinctive pigmentation associated with arsenic-and copper-tolerance in *Lumbricus rubellus*, *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34: 1833-1838
- [79] Meharg AA, Shore RF, Broadgate K. Edaphic factors affecting the toxicity and accumulation of arsenate in the earthworm *Lumbricus terrestris*. *Environmental Toxicity and Chemistry*, 1998, 7: 1124-1131
- [80] Mogan JE, Morgan AJ. The distribution and intracellular compartmentation of metals in the endogeic earthworm *Aporrectodea caliginosa* sampled from an unpolluted and ametal-contaminated site. *Environmental Pollution*, 1998, 99(2): 167-175
- [81] Schmöger MWV, Oven M, Grill E. Detoxification of arsenic by phytochelatin in plants, *Plant Physiology*, 2000, 122: 793-801
- [82] Bushweller JH, Åslund F, Wuthrich K. Structural and functional characterization of the mutant *Escherichia coli* glutaredoxin (C14_S) and its mixed disulde with glutathione. *Biochemistry*, 1992, 31: 9288-9293
- [83] Shi J, Vlamis-Gardikas A, Åslund F, Holmgren A, Rosen, BP. Reactivity of glutaredoxins 1, 2, and 3 from *Escherichia coli* shows that glutaredoxin 2 is the primary hydrogen donor to ArsC-catalyzed arsenate reduction. *J. Biol. Chem.*, 1999, 274: 36039-36042
- [84] Åslund F, Ehn B, Miranda-Vizuete A, Pueyo C, Holmgren A.

- Two additional glutaredoxins exist in *Escherichia coli*: Glutaredoxin 3 is a hydrogen donor for ribonucleotide reductase in athioredoxin/glutaredoxin 1 double mutant. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 1994, 91: 9813-9817
- [85] 张宝贵. 蚯蚓与微生物的相互作用. *生态学报*, 1997, 17 (5): 556-560
- [86] Bonkowski M, Cheng WX, Griffiths BS. Microbial-faunal interaction in the rhizosphere and effects on plant growth. *European Journal of Soil Biology*, 2000, 36(3): 135-147
- [87] Salt DE, Smith RD, Raskin I. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 1998, 49: 643-668
- [88] Yu XZ, Cheng JM, Wong MH. Earthworm-mycorrhiza interaction on Cd uptake and growth of ryegrass. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37(2): 195-201

Bio-remediation of Arsenic-polluted Soil: Recent Advancements

BAI Jian-feng^{1,2,3}, LIN Xian-gui^{1,2}, YIN Rui^{1,2}, ZHANG Hua-yong^{1,2}

(1 *Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China;*

2 *Joint Open Laboratory of Soil and the Environment, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences and Hongkong Baptist University, Nanjing 210008, China;*

3 *Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)*

Abstract: Arsenic pollution of soils has been an issue of concern the world over, including China, and bioremediation of arsenic polluted soil a hot spot of research. However, related mechanisms of the bioremediation are not yet fully understood. A review is presented of recent advancements in the study the world over on mechanism of microbiomes, earthworms and plants assimilating and detoxifying arsenic, and lab experiments on remediation of arsenic-polluted soil with a complex microbiome-plant system in this paper. At present, it is generally deemed that the technology of plant remedying soils polluted by heavy metal/metalloid has a bright prospect of application, however, it has demonstrated a number of shortcomings even if it is limited to or uses the single function of hyperaccumulating plants. If microbiological technologies and earthworms are used in addition to regulate micro-ecology of the rizosphere, so as to facilitate survival and/or absorption of As, the technology will further broaden its prospect of application in the future.

Key words: Arsenic, Microbiology, Earthworm, Plant, Polluted-soil, Bioremediation