秦岭北麓生态问题及土壤修复研究进展

周煜杰 赵永华 ， 李宛莹 ，

( 1 长安大学地球科学与资源学院/ 土地工程学院，西安 710054; 2 陕西省土地整治重点实验室，西安 710054; 3陕西省土地 工程建设集团，西安 710075)

摘 要 秦岭是中国生态保护的重点区域之一，其生物种类繁多，环境意义重大。秦岭北 麓( 西安段) 作为秦岭重要组成部分，关乎着西安市生态环境状况和经济发展质量，但就实 际情况来看，其生态环境相对脆弱，治理难度较大。特殊的地理位置、过度的矿物开发、不 合理的景区规划、违规建设私人别墅、生活垃圾排放随意等导致的一系列土壤污染问题，造 成秦岭北麓生态环境严重破坏。针对秦岭北麓污染类型多样、污染程度不一等生态问题， 应当运用遥感监测等技术手段深入调研，来推进污损土地修复与评价工作，从而实现秦岭 北麓的土地资源合理利用、土壤质量进一步提升; 根据不同的土壤性状及污染状况，利用物 理化学、生物、新兴土壤修复技术，集中在污染来源、污染程度等方面不断实践并建立有效 的修复体系，并进行长期动态监测。此外，通过土地科技创新、微生物与微量元素标准研 究、土地科学与工程理论研究，建立生态保护标准体系和制定秦岭北麓生态红线，配合政府 自我规范和完善，从而实现土地资源分类治理、土壤质量修复完善、环境优化管理，多方面 多维度多层次地指导秦岭北麓生态环境恢复工作，为秦岭北麓的生态建设提供符合实际的 具有可操作性的对策。

关键词 秦岭北麓; 生态文明; 土地整治; 土壤微生物

A brief introduction to ecological problems and the research progress of soil remediation in the northern foot of Qinling Mountains． ZHOU Yu-jie1 ，ZHAO Yong-hua1，2\* ，LI Wan-ying1，3 (1 *College of Earth Sciences and Resources/College of Land Engineering, Chang*' an *University, Xi*' *an* 710054 ， *China*; 2*Shaanxi Key Laboratory of Land Consolidation*， *Xi*' *an* 710054， *China*;

3 *Shaanxi Provincial Land Engineering Construction Group*， *Xi*' *an* 710075 ， *China*) *．*

Abstract: Qinling Mountains is one of the key areas of ecological conservation in China． As an important part of the Qinling Mountains， the northern foot of the Qinling Mountains ( Xi' an sec­tion ) is related to the ecological environment and economic development quality of Xi ' an City． The special location ， over-exploitation of mineral resources， illegal construction of private villas， free discharge of domestic waste， have led to a series of soil pollution problems， with serious en­vironmental damage in the northern foot of Qinling Mountains． In view of the ecological problems such as diverse pollution types and varying pollution levels in the northern foot of Qinling Mountains， it is necessary to use remote sensing monitoring to carry out in-depth investigation ， with the aim to promote the restoration and evaluation of contaminated land and realize the ration­al utilization of land resources and further improvement of soil quality． According to different soil properties and pollution conditions， physicochemical， biological and new soil remediation tech­niques are used to establish effective remediation system in the aspects of pollution source and pollution degree， and to carry out long-term dynamic monitoring． In addition， through land sci­ence and technology innovation， the research in microbes and trace elements， the theoretical study of land science and engineering， we will establish ecological protection standard system and 国家自然科学基金项目(31670549和31170664) 、陕西省重点科技创新团队计划项目( 2016KCT-23) 和中央高校基本科研项目( 300102278403) 资助。

收稿日期: 2018-10-23 接受日期: 2019-04-12 \* 通讯作者 E-mail: yonghuaz@ chd． edu． cn ecological redline in the northern root of Qinling Mountains，which will help the government to be self-regulated and improved，thus realizing the land resource classification management ， soil quality improvement，and environment management optimization and providing guidance and operable strategies for ecological restoration in the northern foot of Qinling Mountains．

Key words: northern slope of Qinling Mountains; ecological civilization; land remediation; soil microorganism．

生态文明建设和生态环境保护是一项长期性、 系统性、战略性和创新性的任务（ 谷树忠等，2013） 。 城市森林作为“人-自然-城市”和谐共生的重要载 体，其建设管理问题日益受到社会的普遍关注（ 王 鹏等，2019） 。自十八大以来，国家以“大力推进生 态文明建设”为题，系统论述了生态文明建设，将生 态文明与经济建设、政治建设、文化建设统一协调起 来。学者们在理论上对生态文明做出过系统阐述 （ 张云飞，2006; 陈寿朋，2008; 欧阳志远，2008; 张明 国，2008） 。秦岭森林密度大、生物多样性复杂，是 中国南北气候的分界线、长江黄河的水源涵养地、南 水北调中心区，约占陕西省总面积的26%，是地跨 秦、陇、豫、鄂、渝、川的巨大秦巴山系，更是是全国生 态文明建设保护的重点和难点区域，对中国的气候、 水文、生态等方面都有着重要的影响; 其北麓环山带 是秦岭的北防线，扼守着众多的山口、河口和长达 300 km 的山缘线，加之山外即是人口密集的关中盆 地，使得其在保护秦岭上占有举足轻重的地位（ 王 克西等，2007） 。

中国土壤污染类型多样，呈现出新老污染物并 存、无机有机复合污染的局面。宋旸等（ 2019） 总结 了污染类型既有重金属、农药、抗生素和持久性有机 物等污染，又有放射性、病原菌等污染（ 表1） 。以秦 岭为例，由于北麓山区旅游资源、矿产资源、商业建 筑等存在规划不周、开发过度的问题，导致重金属污 染等问题，严重干扰和影响了秦岭北麓原有生态平 衡。重金属污染不仅能够引起土壤的组成、结构和 功能的变化，还能够抑制作物根系生长和光合作用， 致使作物减产甚至绝收，更为重要的是，重金属还可

表 **1** 土地污染物分类

**Table 1 Classification of soil pollution**

类型 污染物

重金属污染 Cr、Cd、Hg、Cu、Ni、As、Pb 等

有机物污染 农药、石油烃类、挥发性脂肪烃、苯系物等

放射性污染 放射性物质（ 铀、锶、铯等）

病原性污染 病原微生物（ 肠道细菌、炭疽杆菌、肠寄生虫、结

核杆菌等） 通过食物链迁移到动物、人体内，严重危害动物、人 体健康。秦岭生态的高度消耗和破坏，一方面与公 民的生活习惯和认识程度息息相关，另一方面又存 在着法律法规不健全、环境监测监管不到位的问题。 在保卫秦岭环境生态战中，不仅需要政府、企业等一 系列社会行为主体的自我完善和规范，更需要利用 战略理论指导秦岭北麓的生态环境保护和修复（ 姜 建军，2017） ，并通过耕地质量提升、土地利用规划、 土壤生态监测、土地整治和土壤修复等措施，配合遥 感等科技手段的使用，可以开展深入的调研，进而完 善秦岭北麓生态保护标准，更好保障秦岭北麓生态 环境健康有序发展。

1. 秦岭生态环境面临的问题

秦岭北麓环山带是秦岭的北防线，有约 300 km 的山缘线，加之山外即是人口密集的关中盆地，地大 物博、物产丰富。有 16 个森林公园，其中 5 个国家 级森林公园，有 8 条绿色走廊、30 多座蓄水工程以 及众多的旅游景区 （ 王克西等，2007） ，在秦岭保护 中占有举足轻重的地位。就目前现状来看，秦岭生 态环境面临着诸多问题，包括: 采矿企业（ 包括采石 场） 违法乱采滥挖，废石废渣随意堆放; 旅游景区和 各类接待服务设施（ 包括宾馆、度假山庄） 擅自乱修 乱建破坏生态环境和自然景观; 修建公路违反环境 保护规定，随意毁坏植被，弃土弃渣乱堆乱放; 开发 经营企业和建设项目不执行环境影响评价制度和 “三同时”制度，废水、废气、废渣（ 包括生活垃圾） 未 经处理任意排放;违法在 25°以上陡坡开垦种地，毁 林毁草造成植被破坏和水土流失; 地方政府及其有 关主管部门越权审批造成严重生态破坏与环境污染 等问题（ 刘康等，2004） 。近年来随着对大规模、高 产量、优质量的农业和工业的需求增加，人民消费观 念和消费能力的改变，秦岭山区旅游资源、商业建筑 的不断开发，秦岭北麓自然资源、矿产资源的过度开 发，严重干扰了秦岭北麓原有的生态平衡。居民人 口的高速增长，导致城镇住房严重短缺、建设用地不 断开发、建设用地规划不周，甚至个别地区存有牺牲

环境维持经济增长的漏见浅见，使得草地林地大量 减少，城镇生态超负荷运转，严重影响自然生态环境 的有序平稳健康循环，不但影响了局部生态平衡，甚 至会影响整个秦岭生态和谐发展（ 李宝 林 等， 2014） 。

由于秦岭矿产资源的不断开发、土地的破坏、房 屋违建等行为，使得重金属污染已经是普遍存在的 一种污染形式。有学者在对全国138 个典型区域土 壤污染案例的分析后发现，我国耕地土壤重金属污 染发生的概率为 16．67%， 8 种土壤重金属污染元素 中， Cd 发生污染的概率最高，为 25． 20%; Ni 和 Hg 的污染概率其次，为 5．17% 和 3．31%; As 和 Pb 发生 污染的概率再次，为 0．92%和 0．72% （ 宋伟等， 2013） 。重金属污染是矿区土壤污染的主要类型之 一，污染源主要来源于原矿石、尾矿固体废料、大气 干湿沉降、矿井废水 （ 党志等， 2001; 王帅杰等， 2010） 。由于重金属具有难降解性、持久性和生物 累积性，且在一定环境条件下可转化为毒性更强的 金属有机复合物，在人体或动物体内不断累积，对人 类健康和生态系统产生严重毒害（ Jain *et al*． ， 2004; Nemati*et al*．， 2011 ; 柳后起， 2016） 。有学者发现，重 金属污染对土壤微生物生物量的影响显著（ Khan *et al*．， 1998） ; 通过实验发现，镉污染不仅可降低玉米 幼苗叶绿素的含量，而且能提高过氧化物酶的活性 （ Lagriffoul *et al*． ， 1998 ） 。秦岭资源的过度开发、违 建、废渣排放等一系列行为导致了土壤重金属污染， 对秦岭北麓的土壤环境和地下水环境产生了严重影 响。土地修复虽是引导型生态自修复模式，但必须 采取适度、适时、科学的人工干预，并依靠其自身的 恢复力，使受损生境通过自身的主动反馈，不断自发 地走向恢复和良性循环（ 卞正富等， 2018） 。对于秦 岭北麓生态问题，法律法规政策的不健全也是引起 一系列问题的原因之一，环境保护法律法规的缺失 不但是对自然资源环境保护的漠视，更是对资源过 度开发、环境过度污染和资源利用低下的一种纵容。 法律法规制度不够健全体现在以下几个方面: 缺乏 实现从地方着手可实际操作的规范与制度; 缺少对 环境和自然资源的统一测量普查制度，通过科学手 段，用数据的形式展示地区环境的变化; 针对具体生 物种类、生态种类、生物多样性的规范制度欠缺，对 秦岭北麓稀有物种、特色物种的保护力度不足; 没有 对科研实验、科研分析保障的制度，科研工作者没有 足够的积极性; 对排污严重的企业和社会团体进行 监督和问责不足，无法保证法律法规的强制性和权 威性;社会宣传和教育体系不完善，公民不能积极接 收或者学习了解到有关环境保护的方式和意义; 未 形成政府牵头，社会团体具体负责的环保活动和宣 传制度，社会团结、本地居民不能更好的履行公民的 义务。

1. 遥感土地动态监测

对地观测技术能够满足生态文明建设对环境、 生态监测的及时化、科学化、精细化、信息化的要求， 已成为常用的科学手段，是目前全球极具挑战性和 广泛带动性的前沿科技领域。仅依靠现有的监测台 和传统监测技术无法满足宏观、动态、连续、及时的 污染监测和预测要求，遥感的高时间、空间和光谱分 辨率恰好能够适应当下的监测要求，伴随遥感技术 的不断进步，在环境监测领域被广泛运用（ 杨凯等， 2016） 如在水环境、大气环境和生态环境等（ 王桥， 2009） 。我国土地整治监测正处于从传统信息获取 向现代化智能监测的转变过程中，遥感技术以其高 效、高精度、低成本的特点，成为土地整治监管的有 力依托（ 张超等， 2019） 。根据土地整治目标和对象 的不同，整治相关工作分为土地资源调查与保护、土 地复垦与生态修复、农用地整治（ 包括耕地质量提 升和高标准农田建设） 、宜农未利用地开发和建设 用地整治等类型，各种类型侧重点有所不同，对遥感

监测的需求不同（张超等，2019）。TM数据具有覆 盖面积大、空间分辨率高的优势，对于植被比较敏 感; NOAA 数据具有成像面积大、时空分辨率高、基 本不受地理条件限制、成本低等优势。基于高空间 分辨率遥感数据获得的生态系统类型变化数据，可 以快速识别生态系统破坏的范围与性质，并在生态 功能区数据库与应用分析平台支持下，确认违反生 态规划、未进行环境影响评价等违法开发项目，并及 时由环境执法部门做出快速处理。

1. 土壤修复技术方法

3. 1 荒废土地整治利用及土壤污染修复

面对当下中国生态文明建设理念的深入落实和 “山水林田湖草”生命共同体统一修复的实践需求， “生态化”土地整治已势在必行（ 刘春芳等， 2019） 。 从20 世纪70 年代开始，以英国、美国为典型代表的 欧美国家根据不同的污染类型、污染程度的土地，制 定了较完善的污染土地治理和修复技术标准，根据土地利用功能的不同区别治理规划，实现土壤污染 防治与经济发展的良性协调发展。

根据秦岭土壤资源保护和修复的特殊性，分类 别、功能、途径、实施主体和污染主体，综合考虑秦岭 岩石、水、生物四圈层背景，探讨土壤微生物、有机生 物因素、无机的物质元素和土壤地球化学因素变化 及特征。如今土地复垦与生态修复成为推动生态文 明建设的重要措施，围绕退化土地治理（ 包括污染 土地、荒漠化土地、土壤侵蚀、土壤质地退化等问 题） 、荒废土地利用（ 包括矿山修复、工矿废弃地复 垦等） 和生态环境整治等主题开展工作（ 张 超等， 2019） 。根据污染类型、土地利用规划和污染程度 差异性，以大数据为平台，全方位、多层面推进污损 土地修复与评价工作，摸清各污损土地本底值，为污 损土地修复的治理和规划提供技术支撑（ 曹婷 婷 等，2017） 。依据传统治理方法到生物治理方法的 转变，制定符合我国的基本国情、土壤类型、作物耕 作方式和水肥管理模式的评价标准，分级建立一套 完整的土壤修复治理体系。从国家到地方政府，在 第三次土地大调查的背景下，利用遥感技术实时、准 确、快速地获取土地利用信息现状，全面勘察秦岭北 麓污损土地，从污染来源、赋存状态和治理方法等方 面运用不同的方法和技术手段修复土壤（ 表2） 。 3. 2 物理化学修复方法

该类技术主要包括固定化技术、换土、深耕翻土 法、热修复技术、土壤淋洗法等技术，其原理主要是 基于土壤理化性质和重金属的不同特性，通过物理/ 化学手段来分离或固定土壤中的重金属，清洁土壤、 降低污染物环境风险和健康风险的技术手段（ 黄益 宗等，2013） 。物理化学方法目前较为成熟，实施方 便灵活，周期较短，适用于多种重金属的处理，在重 金属污染土壤的工程修复中得到广泛应用。

（ 1） 固定化技术。 该技术是指向重金属污染土 壤中加入某一类或几类固化药剂，通过物理化学过 程降低土壤中有毒重金属释放的技术。土壤中重金 属固化的关键是选择一种经济有效的药剂，有研究 报道石灰、磷灰石、沸石、铁锰氧化物、蒙脱石、凹凸 棒石和蛭石等可以有效地固化土壤中的重金属，降 低重金属的生物有效性 （ 高卫国等，2008; Kump- ieneet al．，2008; 郝晓伟 等，2010; Haoet al．，2010; 郝 汉舟等，2011; Huang et al． ，2012; Zhenget al．，2012） 。 该技术需要考虑土壤重金属的污染程度和土壤本身 的性质等因素，选出合理的钝化剂，并计算出钝化剂 的用量，其特点是费用低，形成的固体毒性低，稳定 性强。

（ 2） 改土、换土、深耕翻土法。又名改土法，该 技术是目前最成熟并广泛应用的重金属污染修复方 法（ Asensio et al． ，2013 ） 。 客土法主要是在污染土 壤表层加入非污染土壤，或将非污染土壤与污染土 壤混匀使得重金属浓度降低到临界危害浓度以下

| 土壤修复技术 | 方法 | 优势 | 缺点 |
| --- | --- | --- | --- |
| 物理修复技术 | 改土法 | 成本低，应用广泛，技术成熟，不破坏土壤结构和  不引起二次污染 | 对低挥发性有机物的处理效果较差，对面积要  求高 |
|  | 热解吸技术 | 处理效率高，设备可移动，修复后土壤可再利用， 适用于 Hg 和 As | 设备昂贵、 成本过高，可能破坏土壤结构和生态 系统耗能 |
| 化学修复技术 | 固定化技术 | 费用低廉，毒性低，稳定性强 | 所需设备较多，亏染物埋藏深度、pH值等都会影 响该技术 |
|  | 土壤淋洗 | 方法简单，成本低，处理量大，见效快可对污染严  重的土壤修复效果好 | 可能造成二次污染，对结构紧实的土壤处理效果  较差 |
|  | 化学氧化还原 | 对于污染严重的土壤修复效果好（ 江文琛，2016） | 对土壤结构和成分会造成不可逆的破坏 |
| 生物修复技术 | 动植物修复 | 修复费用低环境友好，可大范围应用 | 难以处理深层的污染，修复时间较长修复效果弱 |
|  | 微生物修复 | 绿色环保、 高效、 成本低 | 对修复土壤的污染浓度要求高 |
| 其他新型修复 技术 | 微波修复 | 快速、 高效和环境友好 | 过程繁琐成本高，不适于进行大面积土壤的实地 修复 |
|  | 电动修复 | 技术原理简单，成本较低，高效、无二次污染 | 适用性差，用于 pH 值低、渗透系数低的密质土壤 |
|  | 渗透反应墙技术 | 处理效率高、 反应介质消耗慢、 长期稳定运行不 产生废物 | 主要用于修复污染的地下水，对土壤的修复研究 较少 |
| 新兴土壤修复 | 纳米材料 | 超强的吸附、 催化能力，缓解土壤中毒性，抑制植 | 吸附后存在潜在危害。土壤中行为机理和生态 |
| 材料 |  | 物对重金属的吸收 | 毒理处于空白阶段 |
|  | 生物炭 | 生产条件简单、生产成本低廉的优势 | 性质受原料温度等条件影响较大、土壤中长期存 在难降解 |
|  | 表面活性剂 | 可以与其他方式结合强化修复效果 | 活性剂自身具有毒性，会对微生物产生不利影  响，导致二次污染 |

表 2 几种不同的土壤修复技术优缺点对比

Table 2 Advantages and disadvantages of several different soil remediation techniques

( 王萌等，2018 ) 。 换土法是将污染土壤部分或全部 换去，换入非污染土壤。客土或换土的厚度应大于 土壤耕层厚度。去表土是根据重金属污染表层土的 特性，耕作活化下层的土壤。改土法技术虽然成熟 有效果，但是需要消耗大量的人力、物力和财力，并 不能从根本上消除重金属污染，这种方法是日本修 复镉污染时的主要措施。

( 3 ) 土壤淋洗 。 该技术是利用化学试剂将污染 土壤中的重金属离子从土壤中转移到液相中，使得 土壤中的重金属浓度降低，最终达到修复的目的 ( Kunkel et al．，2006; Navarro et al．，2009) 。目前 研 究最多的鳌合性表面活性剂是N■酰基ED3A (乙二 胺三乙酸)、N-烷基ED3A表面活性剂和人工螯合剂 如EDTA。影响此方法修复结果的因素有许多，如淋 洗剂的种类及pH值、淋洗浓度、淋洗时间、液土比 等( 王星等， 2019) 。表面活性剂通过改变土壤表面 性质，增强有机配体在水中的溶解性，或是发生离子 交换，来促进金属阳离子或配合物从固相转移到液 相中。有研究表明，以15 mmol EDTA • kg'1 土壤的 比率淋洗Cu污染土壤(400 mg Cu • kg'1)，总Cu含 量降低41%，主要淋洗形态是碳酸盐结合态、铁锰 氧化物结合态和有机物结合态( Udovicet al．，2010)。 Pociecha等(2010)采用电凝固法从EDTA淋洗污染 土壤的淋洗液中回收重金属，发现该方法可以去除 污染土壤中53%的Pb、26%的Zn和52%的Cd。

(4)热解吸技术。 该技术是采用直接或间接的 方式对重金属污染土壤进行连续加热，温度到达一 定的临界温度时土壤中的某些重金属( 如 Hg、Se 和 As) 将挥发，收集该挥发产物进行集中处理，从而达 到清除土壤重金属污染物目的的技术( Arestaet al．， 2008)。Kunkel等(2006)的研究表明，在温度低于 土壤沸点的条件下，原位热解吸技术可以去除污染 土壤中 99．8%的 Hg。 热解吸技术的一大缺陷是耗 能，加热土壤必须要消耗大量的能量，提高了修复的 成本。 有研究表明，可以采用天然太阳能来热解吸 污染土壤中的 Hg 和 As( Navarro et al．， 2009) 。 3. 3 生物修复方法

1. 动植物修复法。 是指通过动物的生命代谢 活动，削减土壤环境中的重金属含量或通过改变重 金属在土壤中的化学形态从而降低其毒性( Edwards et al．， 1998; 寇永纲等， 2008; 吴国英等， 2009) 。 例 如，蚯蚓通过其自身的生命活动对土壤中的重金属 起到富集的作用，并且能改善土壤质量修复。 但研 究表明，土壤动物(如蚯蚓) 生命代谢活动对外界条 件的依赖度很高，不适宜用来去除土壤中的重金属 (田伟莉等，2013)。 植物修复法指的是利用植物提 取、吸收、分解、转化和固定土壤、沉积物、地表水及 地下水中有毒有害污染物技术的总称，是美国科学 家 Chaney 在 1997 年首次提出的 ( Chaney et al．， 1997)。 植物修复技术属于原位修复技术，其成本 低、二次污染易于控制，植被形成后具有保护表土、 减少侵蚀和水土流失的功效，可大面积应用于矿山 的复垦、重金属污染场地的植被与景观修复。 Mu- hammad等(2017)进行了利用龙葵修复土壤中重金 属的试验研究，结果表明，龙葵可以通过不同的机制 耐受过量的某些金属，其中包括增强抗氧化酶的活 性和植物非活性部分的金属沉积。
2. 微生物修复法。 是指土壤中微生物数量众 多，某些微生物如细菌、真菌和藻类对重金属具有吸 附、沉淀、氧化-还原等作用，从而降低污染土壤中重 金属的毒性。 微生物修复过程基本包括两个阶段: 一是利用微生物对重金属进行生物固定( Tiwariet al.，2008; Yuan et al., 2009；刘志培等，2015)；二是利 用微生物对重金属进行生物转化( Zahooret al． ， 2009) 。 微生物通过来对环境中重金属离子进行吸 收、沉淀、固定、共价转化等方式，把重金属离子转化 为低毒产物，从而降低环境中重金属的毒性( Singh et al.，2008;Pavelet al.，2011)。 不同类型微生物对 重金属污染的耐性也不同，通常认为真菌〉细菌 > 放 线菌(Hiroki et al.,1992)。目前，可用于修复重金属 研究较多的微生物种类见表3。 接种不同种类的菌 根真菌对植物吸收重金属的作用不同，某些菌种有 利于提高植物对重金属的吸收从而提高植物的提取

表 **3** 可修复重金属的微生物种类

**Table 3 The types of microorganisms that can be used to repair heavy metals**

菌种 类型

真菌 假单胞菌属 ( Pseudoalteromonassp.) 、芽 孢 杆菌属 ( Ba-

*dllus* sp.)、根瘤菌属(*Rhizobium)*、包括特殊的趋磁性 细菌等 ( Fomina*et al*.，2007; Gadd，2010; Kuroda*et al*.， 2006; 苏少华等，2011; 薛高尚等，2012) 细菌 酿酒酵母( *Saccharomyces cerevisia*) 、假丝 酵 母 ( *Candi­*

*da* ) 、黄 曲 霉 ( *Aspergillusflavus* ) 、黑 曲 霉 ( *Aspergil- lusniger* ) 、白 腐 真 菌 ( *Phanerochaetcchrysosporium* ) 等 ( Ziagova*et al*. ，2007; Morgan*et al*. ，2005; Vijayarahavan*et al*. ，2008 ; 薛高尚等，2012 ; 王建龙等，2010 ) 藻类 绿藻( *Chlorophyta* ) 、红藻 ( *Rhodophyta* ) 、褐藻 ( *Phaeo-*

*phyta*) 、鱼 腥 藻 属 ( *Anabaena* sp.) 、颤 藻 属 ( *Oscillato-* riasp.)等(Brinzanet ***al.，***2007***;*** Romeraet ***al.，***2007***;***赵庆 龄等,2010；Romeraet al.,2006；薛高尚等,2012) 效率，而某些菌种则抑制植物对重金属的吸收，提高 植物对重金属的抗性，因此要根据不同的目的来合 理选择菌根菌种。

3. 4 新兴土壤修复材料及技术

( 1) 微波修复。原理是通过微波对被污染土壤 进行加热，可以快速、有效地使土壤中的污染物通过 挥发、分解、固定化的手段被收集、破坏或固定，从而 达到去除目的 ( Abramovitch *et al*．， 2003; 王鑫杰等， 2013 ) 。 Abramovitch 小组对此方法进行了一系列研 究，研究了微波修复方法修复重金属污染土壤的效 果，在实验室模拟了质量浓度为Cr ( M)污染土壤 (99.81~22250.00 mg • kg")，添加了铅笔芯、石墨 粉等吸波材料来增强土壤对微波的吸收能力。林莉 ( 2010) 以制药业的抗生素、有机化工的硝基化合物 和无机化工的重金属3 类不同污染物为研究对象， 研究了污染土壤修复技术的影响因素和机理，并在 小试研究的基础上对土壤修复设备进行了研究开 发。刘爱宝等( 2013) 通过正交实验的方法，探究了 微波修复氯丹污染土壤时，各因素对其去除效率的 影响:微波辐射强度 > 微波敏化剂质量〉土壤质量> 微波时间〉土壤含水率。

( 2) 电动修复。是指向重金属污染土壤中插入 电极施加直流电压导致重金属离子在电场作用下进 行电迁移、电渗流、电泳等过程，使其在电极附近富 集进而从溶液中导出并进行适当的物理或化学处 理，实现污染土壤清洁的技术( 方一丰等， 2008; Buchireddy *et al*.， 2009) 。 胡宏韬( 2009) 采用电动 方法来修复 Zn 和 Cu 单一污染的土壤，结果表明阳 极附近土壤的 Zn 和 Cu 去除率分别达到74.3%和 71.1%。 Alshawabkeh 等( 1992) 采用电动方法修复 了位于加利福尼亚州海军航空站的污染土壤，其中 的污染物主要是镉(5 ~ 20 mg • kg"1)和铬(180 ~ 1100 mg • kg"1)，污染土壤的体积约为64 m3，耗电 量约为 200 kW • h • m"3*。* Mohamed 等(1996)在电 动修复中采用醋酸钠作为调节流体，在实验室条件 下，金属Zn、Cu、Cr和Cd的去除率达到95%。

1. 渗透反应墙技术。该技术又被称作PRB技 术，最近被一些学者研究作为一种土壤修复技术，与 电动技术联用，去除土壤及地下水中的污染。 纪冬 丽等( 2018) 研究了电动-渗透反应墙联合修复被砷 污染的土壤以及共价离子对其效率的影响。 当未添 加共价离子时，这种方法对砷的去除效率最高可达 68%，当添加共价离子后土壤中砷的去除率由68% 降到 41%。 这主要是由于土壤中共存离子的存在 会与砷发生一系列络合等化学作用，生成移动性较 差的沉淀物，从而降低了电场作用下砷的迁移作用， 导致砷的去除率降低。

3. 5 新兴土壤修复材料

纳米材料因其大量的微界面及微孔性，可以强 化各种界面反应，具有超强的吸附、催化、螯合能力， 在降低污染土壤中重金属和有机污染物等的迁移转 化和生物有效性方面发挥着重要作用( 李亚娇等， 2018) 。 纳米材料作为土壤改良剂能够缓解土壤中 重金属的毒性，并抑制植物对重金属的吸收。 有学 者以纳米亚微米矿物为土壤改良剂修复污染土壤， 结果显示土壤中的铝浓度降低了 29% ~ 42%，且水 稻中镉的含量也比对照降低了 50%( Liu *et al*.， 2017)。

生物炭是动植物废弃物和生活生产产生的有机 废弃物等在完全或部分缺氧条件下低温热解产生的 固体残渣。 生物炭大多为碱性，具有特殊的多孔性 结构、超强的吸附性能富含多种营养元素和特殊官 能团等特点，在改善土壤质量、改良酸性土壤、增加 作物产量、去除土壤中的污染物等方面有一定成效 (Collins *et al.*,2009；许妍哲等,2015)*。*

表面活性剂指能使溶液体系的界面状态发生明 显变化的物质，具有亲水亲油、一定浓度下会形成胶 束的特性，表面活性剂通常用作淋洗剂，通过对疏水 性有机污染物的增溶和吸附作用以及与重金属离子 的络合特性，促使污染物解吸、溶解并随之迁移出土 壤。 王学浩( 2013) 发现，无患子皂苷对污染土壤中 菲的去除效果可达 85%~89%。 此外，表面活性剂 还被用于电动修复、超声波修复和生物修复技术，以 强化修复效果( 计敏惠等，2016；祝红等， 2016) 。 表 面活性剂具有适用范围广、见效快、处理容量大、效 果显著等优点，缺点是会降低土壤颗粒的界面张力 和土壤稳定性，导致水土流失和水环境污染( 刘千 钧等，2017) 。

1. 科学完善法规 ，合理保护生态

秦岭北麓面临的生态形式异常严峻，采矿和违 建等引起的土壤重金属污染，带来的不仅是生态问 题，更折射出经济、社会、文化、生活单一化发展中的 缺陷。 为此，应建立严格的相关制度，加大土地质量 监管问责程度，建立污染土地交易报告制度和完整 体系的法律法规制度，使污损土地修复工程的每一

个环节都有法可依（ 吴平等，2014） 。 针对一系列问 题，要充分利用环境保护部门土壤污染调查和地质 调查部门土壤地球化学调查结果，分类管控的整治 规划，依据国家农用地土壤环境类别划分的有关技 术标准，划分污染等级和确定管控类别。 除此之外， 在充分利用区域土壤污染调查和土壤地球化学调查 结果的基础上，开展必要的补充调查，查明污染类 型、污染等级和污染来源等情况，并结合土地整治和 土壤修复的目标，对土地整治工程和污染修复工程 进行兼容性分析（ 罗明等，2017） 。

对现有金属能源类矿山，以退出为主；对现有建 筑石料矿山，以整合压缩改造提升为主，坚决减少此 类矿山的数量；对年生产规模较大的采石企业全部 予以关闭；对现有其他非金属矿山，除保留个别具有 地方特色的矿种外，以退出为主；严厉打击非法开采 行为，严肃查处违法违规行为，严厉打击乱采滥挖、 无证开采等非法开采行为。 大多数情况下，矿区土 地修复宜采用引导型生态自修复模式，辅以适度、适 时、科学的人工干预，依靠其自身的恢复力，使受损 生境通过自身的主动反馈，不断自发地走向恢复和 良性循环。 针对我国目前的土地污染现状，根据污 染区域土地的特性及相关指标，构建反映土地污染 程度的环境质量评价标准体系和反映各种修复技术 实施效果的评价体系，对修复技术的选择、修复技术 的进一步推广都具有十分重要的现实意义，同时也 可以为土地污染的环境监管与综合防治提供依据 （ 员学锋等，2018） 。

为加大宣传力度，当地部门可以视情况将秦岭 北麓生态保护列入当地社会宣传和教育体系，建立 生态环境保护制度，牵头开展常态化的植树、垃圾整 理归类等环保活动。 积极开展科研实验，与高校及 科研院所合作，专门制定科技分析和“科技排难”制 度，充分利用本地大学教育和人才资源，增加经费投 入保障科研工作所需。 除上述外，还应该制定对排 污严重的企业和社会团体有效的监督和问责制度， 这是保证法律法规的强制性和权威性的根本措施。 要树立积极健康的宣传教育理念，解决公民环保意 识，促使公民个人自觉养成保护生态环境的良好习 惯，并积极参与制定、实施、监督、评判环保新政等工 作。 政府要根据标准制定秦岭北麓生态红线，对于 保障国家和区域生态安全，促进可持续发展和推动 生态文明建设具有重要作用（ 龙花楼等， 2014；郑华 等，2014） 。 解决秦岭北麓的生态问题，就要从秦岭 北麓的科学研究着手，用数据说话，用科学说话，以 第三次土地调查为契机，通过对土壤质量、地形地貌 和环境变迁的研究，完善秦岭北麓地质信息明细，全 方位、多层面推进污损土地修复与评价工作，落实 “两山”理念和生态文明理念。

5结语

秦岭北麓生态保护要树立健康长远的发展理 念，充分认识秦岭生态环境保护的重大意义，面对秦 岭一系列土壤污染问题，要选择切合实际的方案来 修复土壤和整治土地，例如:不同的矿山类型土壤修 复要根据矿种的类型和重金属污染类型选择恰当 的、最有效的修复技术方法与方案。 重金属污染土 壤的修复技术国内外主流主要包括物理化学技术、 生物技术和一系列新兴材料技术，污染土壤修复工 程实践经过多年的实践，已经取得了较大进步。 但 是，由于秦岭土壤重金属污染问题的复杂性，污染土 壤修复的效果距修复的期望值还相差较远。 各个修 复方法虽然有效，却局限性较强，不同的土壤污染方 式有不同的修复适用性。

面对秦岭北麓土壤污染，今后还需要继续研发 高效的、低成本的、实用的土壤修复技术，找出适合 秦岭并解决实际问题的方案，尤其要把这些技术应 用到生产实践中进行推广验证。 面对土壤重金属污 染的复杂性、不可逆性和表聚性等特点，单一治理方 法很难完全修复土壤重金属污染，目前，组合修复技 术将植物修复、微生物修复等技术科学、系统地结合 起来，并依据实际的土壤性状及污染状况，选择、种 植适宜的超积累植物，逐渐建立一个有效的修复体 系，可以成为下一步实践的方向。 将物理化学技术、 生物技术、客土法、微波修复等结合起来，建立完整 的修复标准体系并进行长期动态监测，集中在污染 来源、存在状态、治理方法几个方面不断探索，实现 秦岭污染土壤的生态修复和土地整治目标。

针对土壤污染等一系列生态问题，要建立和完 善长效管理机制，做到真管真严、敢管敢严、长管长 严，完善“修复、保护、监督、再建”四个目标。 面对 秦岭生态的生态问题，需要加大宣传力度，提高公民 环保意识和思想认识，积极配合政府划定生态红线， 也需要政府加强优化管理、制定法律法规、严格监督 追责、合理开发资源等规划，将秦岭生态环境保护纳 入法制化、制度化轨道，在科技创新的促进下，使西 安经济发展方式的转变和循环经济、绿色产业、低碳 技术产生重要作用，为改变生态环境发挥关键支撑 作用，成为推进生态文明建设的重要动力。

秦岭北麓生态问题与土地修复应与科技发展紧 密结合，充分利用日益增强的遥感信息技术，加强深 空对地观测技术和卫星遥感应用技术的开发与应 用，不断提高国土资源监测监管水平，更好地支撑服 务于生态国土和智慧国土建设。 运用新装备和新技 术获取新数据，形成新发现，做出新判断，实现更为 准确的土地资源保护方向、更强大的土地资源保障 能力、更完善的土地利用管理秩序、更高效的土地监 测监管水平，进一步提高土地利用效率和利用水平。 通过利用“深地、深空”先进科技成果，构建秦岭北 麓在线土地督察系统，实施土地整治示范工程和开 展农用土地分等级等方式，调查评估土地生态状况、 评估土地综合承载能力、检查土地监测监管水平，充 分调研不同土地污染类型、利用规划和污染程度，全 方位、深层面、多维度地推进污损土地修复与评价工 作，实现秦岭北麓的土地资源合理利用、土壤质量修 复完善，从而实现优化环境管理、改善环境现状的目 的。 加强土地原生态修复的微生物与微量元素标准 研究、土地科学工程理论研究和土壤污染修复理论 技术研究，更好地服务生态文明建设大背景下的秦 岭北麓生态环境保护工作服务。

参考文献

卞正富，雷少刚，金 丹，等. 2018. 矿区土地修复的几个基 本问题. 煤炭学报，**43**( 1) : 190'197.

曹婷婷，陈 贝. 2017. 污损土地修复发展前景探究. 环境保 护与循环经济，**37**( 5) : 39'41.

陈寿朋. 2008. 浅析生态文明的基本内涵. 人民日报，2008' 01'08.

党 志，刘丛强，尚爱安. 2001. 矿区土壤中重金属活动性 评估方法的研究进展. 地球科学进展，**16**( 1) : 86'89.

方一丰，郑余阳，唐 娜，等. 2008. EDTA 强化电动修复土 壤铅污染. 农业环境科学学报，**27**( 2) : 612'616.

高卫国，黄益宗，孙晋伟，等. 2008. 赤泥和堆肥对土壤锌形 态转化的影响. 农业环境科学学报，**27**( 3) : 879'883.

谷树忠，胡咏君，周 洪. 2013. 生态文明建设的科学内涵 与基本路径. 资源科学，**35**( 1) : 2'13.

郝汉舟，陈同斌，靳孟贵，等. 2011. 重金属污染土壤稳定/ 固化修复技术研究进展. 应用生态学报，**22**( 3) : 816' 824.

郝晓伟，黄益宗，崔岩山，等. 2010. 赤泥和骨炭对污染土壤 As 化学形态及其生物可给性的影响. 环境化学，**29** ( 3) : 383'387.

胡宏韬. 2009. 铜污染土壤电动修复研究. 环境工程学报，**3**

( 11) : 2091'2094.

黄益宗，郝晓伟，雷 鸣，等. 2013. 重金属污染土壤修复技 术及其修复实践. 农业环境科学报，**32**( 3) : 409'417.

计敏惠，邹 华，杜 玮，等. 2016. 表面活性剂增效电动技 术修复多环芳烃污染土壤. 环 境 工 程 学报，**10** ( 7) : 3871'3876.

纪冬丽，张 竞，孟凡生，等.2018.共存离子对EK/PRB联 合修复砷污染土壤的影响. 环境工程学报，**12**( 1) : 172 '177.

江文琛. 2016. 重金属污染场地化学氧化还原修复技术适用 性探讨. 资源节约与环保，( 4) : 185.

姜建军. 2017. 实施“三深一土”国土资源科技创新发展战略 的思考. 国土资源科技管理， **34**( 3) : 1'8.

寇永纲，伏小勇，侯培强，等. 2008. 蚯蚓对重金属污染土壤  
中铅的富集研究. 环境科学与管理， **33**(1) : 62'64.

李宝林，袁烨城，高锡章，等. 2014. 国家重点生态功能区生 态环境保护面临的主要问题与对策. 环 境保 护， **42** ( 12) : 15'18.

李亚娇，温 猛，李家科，等. 2018. 土壤污染修复技术研究 进展. 环境监测管理与技术， **30**( 5) : 8'14.

林 莉. 2010. 典型化工污染土壤的微修复技术研究( 博士 学位论文) . 武汉: 华中科技大学， .

刘 康，马乃喜，胥艳玲，等. 2004. 秦岭山地生态环境保护 与建设. 生态学杂志， **23**(3) : 157'160.

刘爱宝，孙文全，王世强，等. 2013. 微波辐照技术修复氯丹 污染土壤. 化工环保， **33**( 4) : 285'288.

刘春芳，薛淑艳，乌亚汗. 2019. 土地整治的生态环境效应: 作用机制及应用路径. 应用生 态学报， **30** ( 2) : 685 ' 693.

刘千钧，陈 迪，邓 玉，等. 2017. 污染土壤修复中表面活  
性剂的应用研究进展. 土壤通报， **48**(1) : 243'249.

刘志培，刘双江. 2015. 我国污染土壤生物修复技术的发展 及现状. 生物工程学报， **31**(6) : 901'916.

柳后起. 2016. 黄河三角洲微量元素环境地球化学研究( 博 士学位论文) . 合肥: 中国科学技术大学.

龙花楼，刘永强，李婷婷，等. 2014. 生态文明建设视角下土 地利用规划与环境保护规划的空间衔接研究. 经济地 理， **34**( 5) : 1'8.

罗 明，雷 梅，周 妍. 2017. 融合土壤修复的土地整治 技术体系研究. 中国土地，( 6) : 46'48.

欧阳志远. 2008. 关于生态文明的定位问题. 光明日报， 2008 '01'29.

宋 伟，陈百明，刘 琳. 2013. 中国耕地土壤重金属污染 概况. 水土保持研究， **20**( 2) : 293'298.

宋 旸，郭 斌，郭渊明，等. 2019. 非常规土壤修复技术发 展及应用. 煤炭与化工， **42**(1) : 149'155.

苏少华，张玉秀，朱凌峰. 2011. 近十年我国耐重金属细菌  
研究文献分析. 农业图书情报学刊， **23**( 5) : 63'67.

田伟莉，柳 丹，吴家森，等.2013. 动植物联合修复技术在 重金属复合污染土壤修复中的应用.水土保持学报，**27** ( 5) : 188'192.

王 萌，李杉杉，李晓越，等. 2018. 我国土壤中铜的污染现 状与修复研究进展. 地学前缘， **25**( 5) : 305'313.

王 鹏，王 剑，何桂梅. 2019. 我国城市森林的生态系统 服务探析. 中国城市林业， ( 1) :71'75.

王 桥 . 2009. 卫星遥感技术在环境保护领域中应用的进展 与挑战. 中国环境监测，**25**( 4) : 53"56.

王 星，郭 斌，王 欣. 2019. 重金属污染土壤修复技术 研究进展. 煤炭与化工，**42**( 1) : 156"160.

王建龙，陈 灿. 2010. 生物吸附法去除重金属离子的研究 进展. 环境科学学报，**30**( 4) : 673"701.

王克西，任 燕，张月华，等. 2007. 秦岭北麓环山带生态环 境保护问题研究. 西北大学学报: 哲学社会科学版，**37** ( 2) : 44"49.

王帅杰，狄楠楠，王杰林，等. 2010. 煤中微量元素的环境效 应. 环境科学与技术，**33**( 10) : 179"189.

王鑫杰，黄锦楼，刘志强. 2013. 超声波辅助化学萃取对某 工业场地铅污染土壤修复效果研究. 环境科学，**34**( 9) : 3704"3708.

王学浩.2013.无患子皂苷增强洗脱污染土壤中PAHs及表 面活性剂淋洗液回收处理的研究( 硕士学位论文) . 杭 州: 浙江大学.

吴 平，谷树忠. 2014. 我国土壤污染现状及综合防治对策 建议. 发展研究，( 4) : 8"11.

吴国英，贾秀英，郭 丹，等. 2009. 蚯蚓对猪粪重金属 Cu、 Zn的吸收及影响因素研究.农业环境科学学报，**28** ( 6) : 1293"1297.

薛高尚，胡丽娟，田 云，等. 2012. 微生物修复技术在重金 属污染治理中的研究进展. 中国农学通报，**28**(11) : 266 "271.

许妍哲，方战强. 2015. 生物炭修复土壤重金属的研究进展. 环境工程， **33**( 2) : 156"159.

杨 凯，宋梦洁，陈晓婷，等. 2016. 浅述遥感技术在环境监 测中的运用. 安徽农学通报， **22**(13) : 130"131.

员学锋，邵雅静，卫新东，等. 2018. 中国土地污染修复技术 研究现状及发展趋势. 江苏农业科学， **46**( 17) : 13"17.

张 超，吕雅慧，郧文聚，等. 2019. 土地整治遥感监测研究 进展分析. 农业机械学报， **50**( 1) : 1"22.

张明国. 2008. 技术哲学视阈中的生态文明. 自然辩证法研 究， **24**(10) : 40"45.

张云飞. 2006. 试论生态文明在文明系统中的地位和作用. 教学与研究，(5) : 25"30

赵庆龄，张乃弟，路文如. 2010. 土壤重金属污染研究回顾 与展望H—一基于三大学科的研究热点与前沿分析.环 境科学与技术， **33**(7) : 102"106， 137.

郑 华，欧阳志云. 2014. 生态红线的实践与思考. 中国科学 院院刊， **29**( 4) : 457"461.

祝 红，张焕祯，毕璐莎，等. 2016. 超声波-表面活性剂修 复柴油污染土壤实验研究. 环境工程， **34**( 4) : 181" 1850.

Abramovitch RA， Lin CQ， Hicks E， *et al*. 2003. *In situ* remedi­ation of soils contaminated with toxic metal ions using microwave energy. *Chemosphere*， **53**: 322"325.

Alshawabkeh AN， Acar YB. 1992. Removal of contaminants from soils by electrokinetics: A theoretical treatise. *Journal of Environmental Science and Health*， Part A: *Environmen­tal Science and Engineering and Toxicology* ， **27** : 1835 " 1861.

Aresta M， Dibenedetto A， Fragale C， *et al*. 2008. Thermal desorption of polychlorobiphlenyls from contaminated soils and their hydrodechlorination using Pd- and Rh-supported catalysts. *Chemosphere*， **70**: 1052"1058.

Asensio V， Covelo EF， Kandeler E. 2013. Soil management of copper mine tailing soils: Sludge amendment and tree vege­tation could improve biological soil quality. *Science of the Total Environment*， **456 /457**: 82"90.

Buchireddy PR， Bricka RM， Gent DB. 2009. Electrokinetic remediation of wood preservative contaminated soil containing copper， chromium， and arsenic. *Journal of Hazardous Materials*， **162**: 490"497.

Brinzan L， Dring MJ. 2007. Gavrilescu M. Marine micro and macro algalspecies as biosorbents for heavy metals. *Envi­ronmental Engineering and Management Journal*， **6**: 237 " 251.

Chaney RL， Minnie M， Li YM， *et al*. 1997. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*， **8**: 279" 284.

Collins H. 2009. Use of biochar from the pyrolysis of waste organic material as a soil amendment: Biochar characteriza- tion， and soil and plant effects. Wenatchee: Center for Sustaining Agriculture and Natural Resources， Washington State University.

Edwards SC， Macleod CL， Lester JN. 1998. The bioavailability of copper and mercury to the common nettle ( *Urticadioica*) and the earthworm *Eiseniafetida* from contaminated dredge spoil. *Water*， *Air*， *and Soil Pollution*， **102**: 75" 90.

Fomina M， Charnock J， Bowen A D， *et al*. 2007. X-ray absorp­tionspectroscopy ( XAS) of toxic metal mineral transforma­tions by fungi. *Environmental Mictobiology*， **9**: 308"321.

Gadd GM. 2010. Biosorption: critical review of scientific ration- ale， environmental importance and significance for pollution treatment. *Journal of Chemical Technology ＆ Biotechnology Biotechnology*， **84**: 13 " 28.

Hao XW， Huang YZ， Cui YS. 2010. Effect of bone char addi­tion on the fractionation and bio-accessibility of Pb and Zn in combined contaminated soil. *Acta Ecologica Sinica*， **30**: 118"122.

Hiroki M. 1992. Effects of heavy metal contamination on soil mi­crobial population. *Soil Science and Plant Nutrition*， **38**: 141"147.

Huang YZ， Hao XW. 2012. Effect of red mud addition on the fractionation and bio-accessibility of Pb， Zn and As in combined contaminated soil. *Chemistry and Ecology*， **28**: 37"48.

Jain C. 2004. Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna， India. *Water Research****，* 38：** 569-578.

Khan KS， Xie ZM， Huang CY. 1998. Effect of cadmium， lead and zinc on size of microbial biomass in red soil. *Pedo- sphere*， **8**: 27"32.

Kumpiene J， Lagerkvist A， Maurice C. 2018. Stabilization of As， Cr， Cu， Pb and Zn in soil using amendments: A review. *Waste Management*， **28**: 215"225.

Kuroda K， Ueda M. 2006. Effective display of metallothionein tandemrepeats on the bioadsorption of cadmiumion. *Applied*

Microbiology and Biotechnology， **70**: 458' 463.

Kunkel AM， Seibert JJ， Elliott LJ， et al. 2006. Remediation of elemental mercury using in situ thermal desorption ( ISTD ) . Environmental Science and Technology， **40**: 2384'2389.

Lagriffoul A ， Mocquot B ， Menchm ， et al. 1998. Cadmium toxic­ity effects on growth， mineral and chlorophyll contents ， and activities of stress related enzymes in young maize ( Zea mays L. ) . Plant and Soil， **200**: 241' 250.

Liu S， Qi X， Han C， et al. 2017. Novel nano-submicron miner­al-based soil conditioner for sustainable agricultural devel­opment. Journal of Cleaner Production， **149**: 896' 903.

Mohamed AM. 1996. Remediation of heavy metal contaminated soils via integrated electrochemical processes. Waste Man- agement， **16**: 741' 747.

Muhammad Z， Muhammad R， Shafaqat A， et al. 2017. Remedi­ation of heavy metal contaminated soils by using Solanum- nigrum : A review. Ecotoxicology and Environmental Safety， **143**: 89'101.

Morgan JAW， Bending GD， White PJ. 2005. Biological costs andbenefits to plant-microbe interactions in the rhizosphere. Journal of Experimental Botany， **56**: 1729' 1739.

Navarro A， Canadas I， Martinez D， et al. 2009. Application of solar thermal desorption to remediation of mercury-contami­nated soils. Solar Energy， **83**: 1405 ' 1414.

Nemati K， Bakar N， Abas M， et al. 2011. Speciation of heavy metals by modified BCR sequential extraction procedure in different depths of sediments from Sungai Buloh ， Selangor ， Malaysia. Journal of Hazardous Materials， **192**: 402' 410.

Pavel K， Martina M， Tomas M. 2011. Microbial Biosorption of Metals. Springer Science + Business Media B. V. : 320.

Pociecha M， Lestan D. 2010. Using electrocoagulation for metal and chelant separation from washing solution after EDTA leaching of Pb， Zn and Cd contaminated soil. Journal of Hazardous Materials， **174**: 670'678.

Romera E， Gonzalez F， Ballester A， et al. 2006. Biosorption with algae : A statistical review. Critical Reviews in Biotech- nology， **16**: 223'235.

Romera E， Gonzrlez F， Ballester A， et al. 2007. Comparative study of biosorption of heavy metals using different types of algae. Bioresource Technology， **98**: 3344' 3353.

Singh S， Kang SH， Mulchandani A， et al. 2008. Bioremedi­ation: Environmental clean-up through pathway engineer­ing. Current Opinion in Biotechnology， **19**: 437 ' 444.

Tiwari S， Kumari B， Singh S. 2008. Evaluation of metal mobili­ty / immobility in fly ash induced by bacterial strains isola­ted from the rhizospheric zone of Typhalatifolia growing on fly ash dumps. Bioresource Technology， **99**: 1305' 1310.

Udovic M， Lestan D. 2010. Fractionation and bioavailability of Cu in soil remediated by EDTA leaching and processed by earthworms ( Lumbricus terrestris L. ) . Environmental Science and Pollution Research， **17**: 561 ' 570.

Vijayarahavan K， Yun YS. 2008. Bacterial biosorbents and bio­sorption. Biotechnology Advances， **26**: 266' 291.

Yuan HP ， Zhang JH， Lu ZM， et al. 2009. Studies on biosorp­tion equilibrium and kinetics of Cd2+ by Streptomyces sp. K33 and HL-12. Journal of Hazardous Materials， **164**: 423 '31.

Zahoor A， Rehman A. 2009. Isolation of Cr( VI) reducing bac­teria from industrial effluents and their potential use in bioremediation of chromium containing waste water. Journal of Environmental Sciences， **21**: 814'820.

Ziagova M， Dimitriadis G， Aslanidou D， et al. 2007. Compara­tive study of Cd ( II) and Cr ( VI) biosorption on Staphylo­coccus xylosus and Pseudomonas sp. in single and binary mixtures. Bioresource Technology， **98**: 2859 ' 2865.

Zheng RL， Cai C， Liang JH， et al. 2012. The effects of biochars from rice residue on the formation of iron plaque and the accumulation of Cd， Zn， Pb， As in rice ( Oryza sativa L. ) seedlings. Chemosphere， **89**: 856'862.

作者简介 周煜杰，男，1994年生，博士研究生，从事土地整

治及土壤微生物方向研究。E-nail： 1035265756@ qq.com 责任编辑 魏中青