

朱阳春,张振华,钟小仙,等. 牧草修复重金属污染土壤的研究进展[J]. 江苏农业科学,2018,46(4):1-6.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.04.001

牧草修复重金属污染土壤的研究进展

朱阳春^{1,2}, 张振华^{1,2}, 钟小仙³, 张 娜^{1,2}, 童 非^{1,2}, 罗永清⁴

(1. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 江苏南京 210014; 2. 江苏省凹土资源利用重点实验室, 江苏淮安 223003;
3. 江苏省农业科学院畜牧研究所, 江苏南京 210014; 4. 中国科学院西北生态环境资源研究院, 甘肃兰州 730000)

摘要:土壤重金属污染已成为一个世界性严峻的环境污染问题。植物修复是一种安全、低成本、环境友好型的土壤重金属污染治理措施。牧草生物量大,生长快,抗逆性强,是一种理想的修复植物。综述牧草在土壤重金属植物修复中的优势、主要牧草品种在植物修复工程中的应用及提高牧草修复效率的3种有效途径;提出牧草在今后植物修复中的研究重点,以便更好地促进牧草在植物修复中的研究和应用。

关键词:牧草;土壤重金属污染;草本植物;植物提取;高生物量;能源植物

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)04-0001-06

随着工业化和城市化的快速发展,土壤重金属污染已成为一个世界性严峻的环境污染问题^[1]。据不完全统计,在20世纪末至21世纪初的50年内,排放至全球环境中的重金属铬、铜、铅、锌的量分别为 2.20×10^4 、 9.39×10^5 、 7.83×10^5 、 1.35×10^6 t,其中大部分污染物最终进入土壤系统^[2]。每年被重金属污染的粮食高达1 200万t,经济损失达200亿元^[3]。重金属对土壤系统的危害主要表现为使土壤肥力下降、降低土壤微生物活性、抑制土壤酶活性等3个方面^[4]。对作物而言,主要影响种子萌发、幼苗生长、根系生长、细胞膜透性、光合作用等,严重者甚至引起植株病变死亡^[5]。如镉通过影响植物气孔功能、细胞壁通透性等,进而影响植物对水分、养分的吸收,它可以造成植株矮小、叶片失绿、质量下降、并抑制作物根系的生长^[6];土壤中锌过量可造成幼苗萎黄病及叶缘坏疽病等病变^[7]。污染土壤中的重金属最终通过食物链进入人体,对人体健康也会产生一定的影响,如铅主要影响人类的中枢神经系统及骨骼发育,尤其是对儿童的影响更为显著^[8];铬会损伤人体皮肤、肺功能,严重的可能导致肺癌^[3];1931年发生在日本的痛痛病就是一个典型的镉中毒案例。因此,土壤重金属污染的治理刻不容缓。

目前,对土壤重金属污染的治理途径按其机制划分主要有2种:(1)通过改变土壤的pH值等,改变重金属在土壤中的存在形式,从而降低其在环境中的迁移性和生物有效性;(2)对土壤中的重金属进行修复,使其存留浓度接近背景值或达到规定的安全浓度范围内^[9]。国内外开展较多的重金

属污染土壤修复技术主要有以客土换土法、热处理、玻璃化技术等为主的物理修复法,以淋洗、电动、化学固化为主的化学修复法,以植物、动物、微生物为主的生物修复法等三大修复技术^[10]。然而,物理和化学修复技术耗费的人力、财力等成本较高,且对土壤结构产生不可逆的破坏,化学技术又易产生二次污染等问题,因此不适宜大面积推广^[10]。相对来说,生物修复技术安全性较高,二次污染问题的可能性小,同时可以产生生态经济效应,回收的重金属具有一定的市场价值^[11]。其中,最主要的生物修复技术——植物修复具有治理效果永久、治理成本低廉、操作管理简单、对环境友好、后期处理简单等优点,已成为重金属污染土壤修复的主要方法之一^[12]。

1 重金属污染土壤的植物修复

植物修复是指直接或间接利用植物在原位去除土壤、大气、水体等环境介质中如重金属、有机污染物等有毒有害物质,最大程度降低或消除环境风险的一种环境友好型修复技术,包括植物提取、植物挥发、植物稳定等修复方式^[5]。其中,植物挥发和植物稳定只是利用特定植物将土壤中的重金属释放至大气中或降低土壤中重金属的迁移率,未从根本上解决环境中重金属污染的问题,易产生二次污染,故仍存在较大的潜在生态风险^[13-14]。目前,应用最为广泛的植物修复方式为植物提取修复,是指植物通过自身根系,从土壤中吸收重金属,并转运至植物地上部分,通过收割降低土壤中污染物的浓度,达到修复土壤的目的,包括连续植物提取和整合剂诱导性植物提取^[15]。

植物修复关键在于筛选出对重金属具有超富集能力的植物,然后根据污染区域的污染情况选择合适的植物进行修复^[16]。目前,公认的超富集植物为植株地上部中镉的含量大于100 mg/kg,砷、铬、钴、镍、铜、铅的含量大于1 000 mg/kg,锰、锌的含量大于10 000 mg/kg,金的含量大于1 mg/kg,且在污染区生长未受到明显抑制,地上部分重金属含量大于其根部重金属含量的植物^[17]。目前,发现的超富集植物有400多种,如十字花科天蓝遏蓝菜(*Thlaspi caerulescens*)是一种锌和镉的超富集植物^[18],蕨类植物蜈蚣草(*Pteris vittata*)是一种砷

收稿日期:2017-06-16

基金项目:国家自然科学基金(编号:31500369);江苏省农业科技自主创新资金[编号:CX(16)1051];江苏省农业科学院基本科研业务专项资金[编号:ZX(17)2017];江苏省农业科学院科研基金(编号:027126111637)。

作者简介:朱阳春(1985—),女,浙江衢州人,博士,助理研究员,主要从事土壤污染监测与土壤修复研究。E-mail: zhuyangchun1008@sina.com。

通信作者:张振华,博士,研究员,主要从事现代农艺与土壤修复等研究。E-mail: zhenhuaz70@hotmail.com。

的超富集植物^[19]。然而,已知的超富集植物数量较少,绝大多数生长缓慢,生物量低,生长周期长,且为莲座生长,不适宜大面积污染土壤修复^[15]。一种有效的改良方式是向土壤中添加螯合剂来提高土壤中重金属的有效性,提高植物对重金属的吸收量^[20]。但螯合剂价格昂贵,又具有生物毒性,在土壤中不易降解,投加剂量过高会使植物的生物量减少;另一方面,重金属被螯合剂活化后,淋湿的风险增大,对土壤和地下水易造成二次污染,大面积推广难度较大^[21]。因此,研究者寻求新的高生物量或生长迅速的植物应用到植物修复中,如紫穗槐(*Amorpha fruticosa* Linn.)、柳树、杨树、毛竹等^[12,22-24]。郭艳丽等研究沈阳张士灌区几种常见木本植物对镉的积累特征,结果显示,不同的木本植物对镉的积累在植物分类学上表现出明显的科属差异,杨柳科植物杨和柳地上及根部积累的镉远大于其他木本植物,是较为理想的修复张士灌区污染土壤的植物种类^[25]。与灌木和乔木等木本植物相比,草本植物的生态适应性及竞争能力较强,具有较高的生长率和生物量,对重金属具有较强的耐受性、排异性等特点^[26]。同时,种植草本植物有利于快速改变土壤结构和肥力,是一类较为理想的植物修复资源^[27]。其中,草本牧草类植物竞争性更强、生长快速、生物量大,已成为土壤植物修复的研究热点^[28]。一些研究人员利用柳枝稷(*Panicum virgatum*)、荻[*Triarrhena sacchariflora* (Maxim.) Nakai]、芦竹(*Arundo donax*)、杂交狼尾草(*Hybrid pennisetum*)、多年生黑麦草(*Lolium perenne* L.)、苇状羊茅(*Festuca arundinacea*)等牧草对不同程度重金属污染的不同类型土壤进行修复,结果表明,这些草本牧草植物均属于非超积累植物,但其生物量产量较高,吸收的重金属总量大,无论是复合还是单一重金属污染的土壤均得到不同程度的修复^[29-31]。Teng 等采用盆栽的方式研究百喜草(*Paspalum notatum* Flugge)、高羊茅、多年生黑麦草和狗牙根[*Cynodon dactylon* (L.) Pers.]等 4 种牧草对铜尾矿土中重金属的耐受性及土壤微生物功能多样性的影响,结果表明,4 种牧草均显著增加了土壤微生物生物量及群落多样性,其中百喜草的修复效果最佳,可作为矿区植被恢复优良物种^[32]。

2 牧草修复重金属污染土壤的主要优势

2.1 牧草抗逆性、耐重金属性强

牧草因其适应性强,固土力强,具有抗旱性、抗寒性、耐盐性、耐重金属等抗逆性,是恶劣环境中良好的植被恢复物种^[33-34]。在我国沙化和盐渍化比较严重的科尔沁沙地,生长着抗逆性较强的芦苇(*Phragmites australis*)、羊草(*Leymus chinensis*)、藁草属(*Carex* Linn.)等牧草,在治理沙化和盐渍化过程中发挥着重要的作用^[35]。Muscolo 等采用盆栽试验模拟高浓度 NaCl 对东非狼尾草(*Pennisetum clandestinum*)种子萌发及幼苗生长的胁迫,结果表明,这种牧草植物具有较强的抗盐性,可用于干旱半干旱区盐碱土壤的生态恢复^[36]。重金属可抑制植物种子萌发和幼苗生长,抑制程度与植物物种和重金属种类、浓度等有关^[37]。李致颖等以陕西省眉县铜矿污染土壤为基质,分析铜胁迫对木本和草本植物种子萌发和幼苗生长的影响,结果表明,木本植物紫穗槐铜吸附量最多,但在高浓度下发芽能力、苗木生长和生物量等均出现明显的抑制作用,耐受能力远低于草本植物白车轴

草(*Trifolium repens* L.),因此,研究者建议选用白车轴草用于西北地区铜污染土壤的生态修复^[38]。此外,部分牧草可应用于恶劣环境中的植物修复中,已有研究利用人工湿地,将芦苇、杞柳(*Salix purpurea*)、牧草等 3 种植物应用于修复垃圾渗漏液和城市污水中的有毒有害物质,结果表明,这 3 种植物均能利用污水中的营养元素促进自身的生长,同时可以减小渗漏体积,防止渗漏液下渗造成二次污染,对垃圾渗滤液能够起到较好的净化效果^[39]。尾矿堆放地是一种极端土壤,典型的特征包括重金属毒性、极端酸碱性、盐害、干旱和贫瘠等^[40],一般植物在其上自然定居的过程非常缓慢,尾矿复垦已引起国内外研究学者高度关注^[41]。在尾矿废弃地的生态恢复过程中,最有效的手段是筛选出合适的植物,进行植被恢复与植物修复,并消除对周边地区的污染,目前应用前景最广的是杂草类植物和豆科植物^[40,42]。龙健等通过盆栽试验分析铜尾矿对 5 种牧草生长发育和重金属抗性的影响,结果显示,百喜草、狗牙根、苇状羊茅等 3 种牧草具有较强的重金属抗性,可在铜尾矿上正常生长,被认为是铜尾矿区恢复和重建的优良先锋草种^[42]。据调查,钨矿废渣地土壤重金属含量极高,土壤遭到严重破坏,植物难以生存。唐欢欢等根据野外采样试验,分析狗牙根、弯叶画眉草(*Eragrostis curvula*)、百喜草、多花木兰(*Indigofera amblyantha*)、苇状羊茅等 5 种草本牧草对钨矿废渣地土壤重金属砷、锌、铜的吸收效果,结果表明,5 种草本植物水土保持效果较好,对重金属有一定的耐抗性,在污染土壤上生长良好,且地上部生物量较大,对重金属污染的钨矿废渣地有一定的修复作用^[43]。

2.2 牧草生物量大,吸收重金属总量高

牧草应用至植物修复中最大的优点是它的生长速率快、生物量大、能同时吸收多种重金属元素^[44]。虽然牧草对重金属的富集能力赶不上超富集植物,但其体内的重金属总量却可以与超富集植物抗衡,有些甚至高于超富集植物^[23]。牧草生物量远高于玉米、向日葵、大麦等农作物及东南景天(*Sedum alfredii*)、宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)等超富集植物,可富集较高的重金属总量,达到更好的植物修复效果^[16]。Zhang 等分析牧草修复土壤重金属锌和镉的富集潜力,结果显示,杂交狼尾草地上部分对重金属锌和镉的富集能力低于超富集植物的标准,但每株杂交狼尾草地上部分吸收锌、镉的总量分别为 9 039.624 μg ,相当于锌超富集植物东南景天富集锌的总量,是镉超富集植物天蓝遏蓝菜吸收镉含量的 2.6 倍,是龙葵(*Solanum nigrum*)吸收镉含量的 1.2 倍^[44]。侯新村等研究多年生柳枝稷、荻、芦竹、杂交狼尾草等 4 种草本植物对重金属砷、汞、铜、铬、铅、镉等 6 种重金属的富集能力和修复潜力,结果表明,4 种非超富集植物生物量产量较高,分别为 23.23、28.22、47.08、59.22 t/hm^2 ,其对 6 种重金属的富集量较高,且不受重金属轻污染的负面影响^[29]。

2.3 牧草可用作生物质能源

多数牧草是优良的饲草,如苏丹草(*Sorghum sudanense*)为夏季优良饲料作物^[45],也可以作为景观草坪草^[46],同时牧草等草本植物是应用前景广阔的生物质能源植物^[39]。生物质能源是绿色植物将太阳能以化学能形式贮存在生物质内的能量,是一种可再生的新型的现代清洁能源。牧草植物是一种木质纤维素生物质,其体内纤维素和半纤维素含量较高,木

质素含量较低,可作为转化燃料乙醇的原料,其生产力较高,短时间内可获得最大产量,与木本植物相比,更便于管理,可实现机械化生产^[47]。已有报道将芒草属(*Miscanthus*)、藨草(*Phalaris arundinacea*)、芦竹、柳枝稷等牧草作为能源植物进行研究^[48-50]。植物修复后续处理仍是一个重大问题,收获的植物若得不到妥善处理,则会产生二次污染^[23]。利用能源植物开展植物修复可实现生物质原料生产与污染治理双赢^[29]。应用于植物修复中的牧草,相比其他可食用超富集植物与农作物,不会造成人类直接误食,在规定的安全浓度范围内,成熟后的牧草地上部分收割后可直接作为饲料或加工转化成生物质能源,积累的重金属进入灰分,存放于金属尾矿库区,待回收利用,避免对土壤造成二次污染^[23,27]。

3 主要牧草品种在重金属修复中的应用

迄今为止,国内外约有 10 余种牧草可用于修复重金属污染土壤中,主要代表种类有多年生黑麦草、苇状羊茅、紫花苜蓿(*Medicago sativa*)、香根草(*Vetiveria zizanioides*)、高丹草(*Sorghum bicolor*)、杂交狼尾草等^[23,32]。

多年生黑麦草为禾本科多年生草本植物,建株速度快、分蘖能力强,能迅速覆盖地面,对贫瘠地、有机物污染等均表现出较强的抗性,可在生境恶劣、寸草不生的尾矿区生存^[51]。Alvarenga 等研究发现,黑麦草根系发达,且分布范围广,可用于固定植物^[52]。黑麦草多次刈割后可再生,常用于修复多种重金属污染土壤,如镉、锌、铅、镍等单一或复合污染土壤的修复中,它可以在高浓度污染土壤中生存,随着重金属毒性的增加,黑麦草抗氧化酶活性增加,从而对重金属引起的氧化胁迫产生较强的抵御能力^[53]。杨卓等以潮褐土为供试土壤,用温室栽培试验研究高羊茅和黑麦草对复合污染土壤中镉、铅、锌的富集特点,结果表明,2 种草耐镉的能力最强,其次是锌,耐铅的能力最弱,2 种牧草对锌均表现出较强的吸收能力,可作为锌污染土壤的修复植物^[31]。冯鹏等研究多年生黑麦草对铅、镉胁迫的响应,结果显示,低浓度铅($< 500 \text{ mg/kg}$)和低浓度镉离子($< 10 \text{ mg/kg}$)可以促进多年生黑麦草种子萌发,高浓度的铅和镉则表现为显著的抑制作用,通过富集效应分析,多年生黑麦草对轻度铅、镉污染土壤的修复效果较为明显^[51]。

苇状羊茅属于粗叶型禾本科羊茅属植物,是常见的多年生冷季型草坪草,特别适合在亚热带过渡气候区生长。它具有生物量大、生长迅速、耐践踏、绿期长、建坪快、抗逆性强等优点,且对重金属具有一定的吸收和耐受能力,被广泛应用于城市绿化、水土保持、植物修复中^[54-55]。苇状羊茅可用于同时修复多种重金属复合污染的土壤或沉积物。吴卿等采用盆栽模拟试验研究苇状羊茅对城市排污河道底泥中复合重金属污染的修复效果,结果表明,苇状羊茅对重金属锌、铜、镉、铬、锰、镍等污染均具有较好的修复效果,尤其适用于对镉和锌污染的修复,且其在种植 3 个月时酶活性最高,修复效果最好^[56]。重金属对苇状羊茅种子萌发及幼苗同样存在低浓度下的促进效应和高浓度下的抑制效应。张震等研究表明,低浓度的锌、铅、铜可以促进苇状羊茅种子的发芽和芽的生长,高浓度的锌($20 \sim 30 \text{ mg/L}$)、铅(40 mg/L)、铜(5 mg/L)及复合重金属污染则抑制苇状羊茅种子的发芽和芽的生长^[57]。

另一项草本植物修复的研究热点是利用育种技术培养出理想的重金属修复草本牧草植物,如人工选育杂交品种——杂交狼尾草^[58-59]。杂交狼尾草是美洲狼尾草和象草的杂交种,综合了父本象草高产和母本美洲狼尾草高品质的特点,两者均是热带、亚热带草本植物,杂交后的狼尾草植株高大,茎叶繁茂,根系发达,具有高产、优质、耐高温、供草期长、生长速度快、抗逆性强、适应性广等特点,近年来被规模化种植和广泛应用^[29]。种植杂交狼尾草可以降低土壤蒸发量,增加土壤有机质含量,改善土壤颗粒结构和微生物群落。王殿等的研究表明,杂交狼尾草具有一定的耐盐性,可在盐碱荒地中种植,改善土壤质量^[60]。近年来,将杂交狼尾草作为重金属修复植物越来越受到青睐,其对镉、砷的吸收富集能力相对较高^[61]。赵颖等采用盆栽试验的方法,研究杂交狼尾草、高丹草、苏丹草、籽粒苋(*Amaranthus hypochondriacus*)、菊苣(*Cichorium intybus*)、早熟禾(*Poa annua*)、苇状羊茅、紫花苜蓿、多年生黑麦草和多花黑麦草(*Lolium multiflorum*)等 10 种牧草对土壤中多环芳烃和砷的修复作用,结果表明,生物量最大的为杂交狼尾草,其地上部分的干生物量是早熟禾的 3.55 倍,其对多环芳烃富集系数低于紫花苜蓿,但由于杂交狼尾草生物量较大,生长速度较快,它对多环芳烃的吸收量显著高于紫花苜蓿对多环芳烃的吸收量($P < 0.05$),同样,对砷的吸收量最大的也是杂交狼尾草^[62]。Zhang 等采用室内盆栽模拟杂交狼尾草、黑籽雀稗(*Paspalum atratum*)、串叶松香草(*Silphium perfoliatum*)、柱花草(*Stylosanthes guianensis*)等 4 种牧草在不同锌和镉污染浓度单一污染土壤中的富集能力,结果表明,杂交狼尾草地上部分吸收锌和镉的含量均显著高于其他 3 种牧草,是锌和镉污染土壤修复的优良植物品种^[44]。

4 提高牧草修复污染土壤的有效途径

4.1 刈割

在植物修复过程中,提高植物吸收重金属的有效途径主要有降低土壤 pH 值、提高土壤氧化还原电位、采用植物再生技术如刈割等、应用植物种子包衣技术、施用化肥、合理灌溉及采用一些人工手段缩短修复周期,如采用温室栽培等^[17]。其中,刈割及合理的农艺措施被认为是清洁、低风险、无二次污染的提高植物修复效果的理想途径^[16]。已有研究表明,多次刈割可显著增加植物的生物量,刈割是草地主要的管理方式,适度的刈割能增加牧草的生产力,促进牧草的分蘖和再生,增大牧草生物量进而提高植物修复效果^[63]。Li 等研究发现,菊苣、籽粒苋、巴天酸模(*Rumex patientia*)、紫花苜蓿、双色高粱(*Sorghum bicolor*)、苏丹草等 6 种牧草经过 2 次收割后,地上部分生物量均显著高于单次收割量,生物量的平均值从 4.1 t/hm^2 增加至 71.4 t/hm^2 ,相应富集的重金属总量也明显提高,如籽粒苋吸收镉的含量从 0.53 g/hm^2 增加至 0.95 kg/hm^2 ^[16]。Gonzaga 等通过室内盆栽试验,研究多次刈割对蜈蚣草去除土壤中砷的影响,结果表明,第 1 次收割后,不同砷污染土壤中蜈蚣草叶片的砷含量为 $166 \sim 6151 \text{ mg/kg}$;第 2 次收割后,蜈蚣草叶片中砷含量为 $110 \sim 3056 \text{ mg/kg}$;第 3 次收割后,蜈蚣草叶片中砷含量为 $162 \sim 2139 \text{ mg/kg}$;通过 3 次刈割后,研究中 6 种砷污染处理土壤中砷含量减少 $6.4\% \sim 13.0\%$ ^[64]。过度刈割会抑制牧草地上

部分的生长,高永恒等的研究表明,在生长季内(6—8月)对四川嵩草(*Kobresia setchwanensis*)草甸植物刈割2次或3次比不刈割显著降低了植物地上和地下部分积累的生物量,但明显增加了植物地上部分的氮含量和贮量^[65]。

4.2 施肥

施肥是作物种植过程中重要的农艺措施之一,施肥一方面可以降低土壤 pH 值,改变土壤溶液中重金属的生物有效性,促进植物对土壤重金属的吸收;另一方面提高土壤肥力,增加植物地上部分生物量,提高植物修复效果^[17]。Humlin 等研究施用氮肥对印度芥菜(*Brassica juncea*)生长及富集锌能力的影响,结果表明,氮肥可以显著增加芥菜地上部分生物量并提高芥菜对锌的富集量^[66]。施肥有效提高牧草产量和改善牧草品质,豆科牧草如苜蓿、红车轴草(*Trifolium pratense*)等可利用自身根瘤菌来固氮,因此无需额外施入氮肥,但仍需一定量的磷肥^[67]。如紫花苜蓿,其产量的主要决定因素为磷,氮磷施肥与纯氮肥相比能显著增加苜蓿株高、节间数、植株分枝数、叶茎比等^[68]。禾本科牧草,如黑麦草、苏丹草等没有固氮能力,因此高产栽培中须要施入氮肥和磷肥^[67]。不同的牧草品种不同的施肥期其产量差异显著,如羊草、垂穗鹅观草(*Roegneria nutans*)和扁穗冰草(*Agropyron cristatum*)在返青期施肥具有最高的产量,无芒雀麦(*Bromus inermis*)在抽穗期施肥产量最高^[69]。此外,肥料和重金属的相互作用可以影响土壤对重金属的吸附解吸过程,改变土壤重金属的形态,影响作物对重金属的吸收和积累,土壤施入氮、磷、钾和有机肥后,土壤重金属的吸附和解吸过程会受到外源加入阴离子、阳离子的影响,如施入磷肥带入 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等阳离子与重金属离子竞争吸附位点,抑制土壤对重金属的吸附^[70]。然而,无论施入有机肥还是无机肥均可在一定程度上增加土壤重金属的含量,如磷肥中重金属锌、铜、镉、铅的含量分别为 50~600、10~60、9~100、0.5~40.0 mg/kg^[71],对土壤系统产生潜在的生态危害,更有甚者,施肥已成为土壤中某些重金属的主要来源^[17,72]。

4.3 微生物-植物联合修复

微生物通过多种机制促进植物生长及提高植物在重金属胁迫下的耐性,其与植物联合修复污染土壤,可以提高植物修复的效率,达到高效修复土壤的目的,是目前国内外污染土壤修复技术的研究热点^[73]。微生物的作用机制主要有 2 条途径:(1)通过分泌吡啶乙酸、细胞分裂素等植物生长激素促进根系发育;产生 Fe 载体、固氮溶磷等促进植物对营养元素的吸收;分泌 1-氨基环丙烷羧酸脱氨酶、有机酸等重金属螯合物等,降低重金属对植物的毒害作用^[74]。(2)通过改变土壤中重金属的生物有效性,增加植物对重金属的吸收作用^[75]。Chen 等的室内盆栽研究结果表明,龙葵接种假单胞菌(LK9)后,LK9 可产生 Fe 载体、并具有溶磷作用、促进植物生长,龙葵茎的干质量提高了 14%,其地上部分积累总镉、锌、铜的量分别提高了 46.6%、16.4%、16.0%^[76]。郝希超将胶质芽孢杆菌(*Bacillus mucitagnosus*)、枯草芽孢杆菌(*Bacillus subtilis*)、柠檬酸杆菌(*Citrobacter Werkman and Gillen*)、蜡样芽孢杆菌(*Bacillus cereus* Frankland)和苏云金芽孢杆菌(*Bacillus thuringiensis*)以不同的组合接至多花黑麦草、多年生黑麦草和鸭茅(*Dactylis glomerate* L.)中,用于研究不同铀胁

迫下牧草生长及富集能力的差异性,结果表明,微生物以促进牧草根际生长发育为主,间接促进地上生物量的增大,提高了牧草的抗病能力,在牧草株高、干质量、根长等方面具有较好的促进效果,使其对铀的富集总量得到提升,同时不同组合微生物均可分泌有效物质提高牧草修复效率^[77]。然而,目前微生物与牧草等植物联合修复污染土壤的研究多半在实验室使用人工污染土壤,与实际污染土壤有较大的不同,要想实现微生物-植物联合修复模式工程化的应用仍存在一些实际困难^[78]。

5 展望

牧草生物量大、生长速率快,目前关于牧草在重金属污染土壤植物修复中的应用已有不少研究,但多集中于牧草品种的选择、修复效果的对比、富集量、生理生化等一些表现现象方面。为了更有效地将牧草应用于植物修复工程中,今后研究的重点应是牧草对重金属的耐受性机理、吸收重金属的机制及微生物-牧草联合修复的修复机理等方面,包括牧草生理指标的响应、根系分泌物组成与含量变化及微生物强化牧草吸收重金属的促生机制和强化机制等方面的研究。

迄今为止,牧草中尚未有效筛选出重金属的超富集品种,利用人工杂交育种技术培育出的杂交品种,可以显著提高牧草的生物量,但富集能力未得到明显提升。今后仍须继续筛选出对重金属具有更强富集能力的牧草品种或利用一些联合修复的手段提高富集能力。已有研究将牧草与其他植物(如木本植物)或与土壤动物(如蚯蚓、微生物等),用于联合修复重金属污染土壤,利用生态位差异和土壤动物的活动提高修复效率,但目前这些技术仍处于实验室研究阶段,未能大面积应用到植物修复工程中。可以采用不同的农艺措施,如刈割、施肥、灌溉等,使修复效果达到更佳,但适度刈割可以提高牧草地上部分生物量,过度刈割反而抑制牧草地上部分的生长,对于如何量化适度刈割,目前尚无明确定论,亟待解决;过度施肥和灌溉会增加土壤重金属污染,对地下水造成二次污染,因此,须明确植物水肥需求,避免过量施肥、过量灌溉。另一项牧草修复的新思路是采用内生菌联合牧草用于修复重金属污染土壤,内生菌生存环境较稳定,与植物联系更密切,可有效促进牧草生长,并可以提高牧草的修复潜力。通过生物学技术从超富集植物根系分离提纯出含重金属耐性基因的内生菌,现已成功定植于其他植物体用于植物修复,若能成功定植于牧草根,或许能通过分子生物学和基因技术将超富集植物的优良基因直接转移至牧草植物中,构建超积累重金属的牧草品种,既可获得高生物量,又可以提高牧草的富集能力,以达到理想的修复效果。

牧草修复的另一个关键问题是修复后期如何处理牧草的问题。牧草是一种良好的饲料,同时又是一种主要的生物能源植物,但目前关于牧草修复后如何安全去除牧草体内重金属并妥善保管利用的后续处理研究较少,相关的技术尚未成熟,有待于进一步提高。有些重金属为动植物生长所必需的营养元素,如锌、铜、铁等,回收后可以加工利用,加入饲料或肥料中,达到变废为宝的目的,体现牧草的经济价值。而对于毒性重金属元素,如铅、镉等,封存于尾矿,暂时可以避免二次污染,后续处理有待于进一步研究。如江苏省农业科学院

通过 10 多年的产、学、研联合攻关,目前杂交狼尾草草木、草塑复合人造板已实现批量产业化生产,产品质量优,而产业化应用的难点在于规模化种植土壤租赁成本高,重金属污染土壤不仅为杂交狼尾草人造板规模化生产提供了可能,而且还是一种全新的土壤重金属修复方法,因此,应加强重金属高积累的牧草非食用性利用技术和人造板中试生产方法研究,形成牧草修复重金属后的综合利用技术体系。

参考文献:

- [1] Hao X Z, Zhou D M, Huang D Q, et al. Heavy metal transfer from soil to vegetable in southern Jiangsu Province, China [J]. *Pedosphere*, 2009, 19(3): 305–311.
- [2] 霍霄妮, 李红, 孙丹峰, 等. 北京市农业土壤重金属状态评价 [J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(1): 66–71.
- [3] 赵哈林, 赵学勇, 张铜会, 等. 恢复生态学通论 [M]. 北京: 科学出版社, 2009.
- [4] Jacquat O, Voegelin A, Kretschmar R. Soil properties controlling Zn speciation and fractionation in contaminated soils [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2009, 73(18): 5256–5272.
- [5] Sarwar N, Imran M, Shaheen M R, et al. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives [J]. *Chemosphere*, 2017, 171: 710–721.
- [6] Liphadzi M S, Kirkham M B. Phytoremediation of soil contaminated with heavy metals: a technology for rehabilitation of the environment [J]. *South African Journal of Botany*, 2005, 71(1): 24–37.
- [7] Beyer W N, Green C E, Beyer M, et al. Phytotoxicity of zinc and manganese to seedlings grown in soil contaminated by zinc smelting [J]. *Environmental Pollution*, 2013, 179(8): 167–176.
- [8] 郑袁明, 陈同斌, 陈煌, 等. 北京市不同土地利用方式下土壤铅的积累 [J]. *地理学报*, 2005, 60(5): 791–797.
- [9] 秦樊鑫, 魏朝富, 李红梅. 重金属污染土壤修复技术综述与展望 [J]. *环境科学与技术*, 2015, 38(120): 199–208.
- [10] 黄益宗, 郝晓伟, 雷鸣, 等. 重金属污染土壤修复技术及其修复实践 [J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(3): 409–417.
- [11] 王惠, 马建伟, 范向宇, 等. 重金属污染土壤的电动原位修复技术研究 [J]. *生态环境学报*, 2007, 16(1): 223–227.
- [12] Salam M M, Kaipainen E, Mohsin M, et al. Effects of contaminated soil on the growth performance of young *Salix* (*Salix schwerinii* E. L. Wolf) and the potential for phytoremediation of heavy metals [J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 183(3): 467–477.
- [13] Zhang X, Gao B, Xia H. Effect of cadmium on growth, photosynthesis, mineral nutrition and metal accumulation of banana grass and vetiver grass [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, 106: 102–108.
- [14] 王卫华, 雷龙海, 杨启良, 等. 重金属污染土壤植物修复研究进展 [J]. *昆明理工大学学报(自然科学版)*, 2015, 40(2): 114–122.
- [15] 周东美, 郝秀珍, 薛艳, 等. 污染土壤的修复技术研究进展 [J]. *生态环境*, 2004, 13(2): 234–242.
- [16] Li N Y, Guo B, Li H, et al. Effects of double harvesting on heavy metal uptake by six forage species and potential for phytoextraction in field [J]. *Pedosphere*, 2016, 26(5): 717–724.
- [17] Wei S, Teixeira da Silva J A, Zhou Q. Agro-improving method of phytoextracting heavy metal contaminated soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 150(3): 662–668.
- [18] Zhao F J, Lombi E, McGrath S P. Assessing the potential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* [J]. *Plant and Soil*, 2003, 249(1): 37–43.
- [19] Ma L Q, Komar K M, Tu C, et al. A fern that hyperaccumulate arsenic [J]. *Nature*, 2001, 411(6836): 579.
- [20] Leštan D, Luo C L, Li X D. The use of chelating agents in the remediation of metal-contaminated soils: a review [J]. *Environmental Pollution*, 2008, 153(1): 3–13.
- [21] Almaroai Y A, Usman A A, Ahmad M, et al. Effects of synthetic chelators and low-molecular-weight organic acids on chromium, copper, and arsenic uptake and translocation in maize (*Zea mays* L.) [J]. *Technical Article*, 2012, 177(11): 655–663.
- [22] 贺庭, 刘婕, 朱宇恩, 等. 重金属污染土壤木本-草本联合修复研究进展 [J]. *中国农学通报*, 2012, 28(11): 237–242.
- [23] 张杏锋, 夏汉平, 李志安, 等. 牧草对重金属污染土壤的植物修复综述 [J]. *生态学杂志*, 2009, 28(8): 1640–1646.
- [24] 陈俊任, 柳丹, 吴家森, 等. 重金属胁迫对毛竹种子萌发及其富集效应的影响 [J]. *生态学报*, 2014, 34(22): 6501–6509.
- [25] 郭艳丽, 台培东, 冯倩, 等. 沈阳张士灌区常见木本植物镉积累特征 [J]. *安徽农业科学*, 2009, 37(7): 3205–3207, 3316.
- [26] Xia H P. Ecological rehabilitation and phytoremediation with four grasses in oil shale mined land [J]. *Chemosphere*, 2004, 54(3): 345–353.
- [27] 魏树和, 周启星, 刘睿. 重金属污染土壤修复中杂草资源的利用 [J]. *自然资源学报*, 2005, 20(3): 432–440.
- [28] Zhang M, Yang C, Jing Y, et al. Effect of energy grass on methane production and heavy metal fractionation during anaerobic digestion of sewage sludge [J]. *Waste Management*, 2016, 58: 316–323.
- [29] 侯新村, 范希峰, 武菊英, 等. 草本能源植物修复重金属污染土壤的潜力 [J]. *中国草地学报*, 2012, 34(1): 59–64, 76.
- [30] 李松克, 张春林, 李克勤, 等. 多年生黑麦草对黄壤重金属污染的修复 [J]. *贵州农业科学*, 2014, 42(11): 147–151.
- [31] 杨卓, 王伟, 李博文, 等. 高羊茅和黑麦草对污染土壤 Cd, Pb, Zn 的富集特征 [J]. *水土保持学报*, 2008, 22(2): 83–87.
- [32] Teng Y, Luo Y M, Huang C Y, et al. Tolerance of grasses to heavy metals and microbial functional diversity in soils contaminated with copper mine tailings [J]. *Pedosphere*, 2008, 18(3): 363–370.
- [33] 郝希超, 陈晓明, 罗学刚, 等. 不同牧草在钼胁迫下生长及钼富集的比较研究 [J]. *核农学报*, 2016, 30(3): 548–555.
- [34] 韩清芳. 不同苜蓿 (*Medicago Sativa*) 品种抗逆性生产性能及品质特性研究 [D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2003.
- [35] 范秀艳, 张玉霞, 王艳树, 等. 沙生牧草和盐生牧草抗逆性和渗透调节特性比较 [J]. *内蒙古草业*, 2010, 22(1): 60–63.
- [36] Muscolo A, Panuccio M R, Eshel A. Ecophysiology of pennisetum clandestinum: a valuable salt tolerant grass [J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2013, 92(4): 55–63.
- [37] Bae J, Benoit D L, Watson A K. Effect of heavy metals on seed germination and seedling growth of common ragweed and roadside ground cover legumes [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 213: 112–118.
- [38] 李致颖, 韩旭, 吕月玲. 重金属铜污染土壤修复牧草植物选择研究 [J]. *家畜生态学报*, 2016, 37(12): 30–35.
- [39] Justin M Z, Zupančič M. Combined purification and reuse of landfill

- leachate by constructed wetland and irrigation of grass and willows [J]. *Desalination*, 2009, 246(1/2/3): 157–168.
- [40] 肖 苏, 张新全. 草类植物在污染环境修复中的应用概述 [J]. *安徽农业科学*, 2007, 35(36): 11961–11964.
- [41] Valentin – Vargas A, Root R A, Neilson J W, et al. Environmental factors influencing the structural dynamics of soil microbial communities during assisted phytostabilization of acid – generating mine tailings: a mesocosm experiment [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 500 – 501: 314 – 324.
- [42] 龙 健, 黄昌勇, 滕 应, 等. 铜尾矿对五种牧草生长情况的影响 [J]. *中国草地*, 2003, 25(2): 18–21.
- [43] 唐欢欢, 曹学章, 李小青, 等. 5 种植物对重金属的吸收与富集作用 [J]. *科学技术与工程*, 2015, 15(15): 103–106, 110.
- [44] Zhang X, Xia H, Li Z, et al. Potential of four forage grasses in remediation of Cd and Zn contaminated soils [J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(6): 2063–2066.
- [45] 高 柱, 王小玲, 刘腾云, 等. 重金属 Cu 污染对苏丹草种子发芽及幼苗生长的影响 [J]. *中国农学通报*, 2013, 29(25): 199–204.
- [46] 范海荣, 华 路, 王学江. 城市垃圾堆肥及其复混肥对草坪草生长及土壤环境的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(1): 188–192.
- [47] Mohapatra S, Mishra C, Behera S S, et al. Application of pretreatment, fermentation and molecular techniques for enhancing bioethanol production from grass biomass—A review [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2017, 78: 1007–1032.
- [48] 李高扬, 李建龙, 王 艳, 等. 利用高产牧草柳枝稷生产清洁生物质能源的研究进展 [J]. *草业科学*, 2008, 25(5): 15–21.
- [49] 曾祥艳. 生物新燃料——芒草的开发利用 [J]. *广西热带农业*, 2007(5): 37–38.
- [50] 余 醉, 李建龙, 李高扬. 芦竹作为清洁生物质能源牧草开发的潜力分析 [J]. *草业科学*, 2009, 26(6): 62–69.
- [51] 冯 鹏, 孙 力, 申晓慧, 等. 多年生黑麦草对 Pb、Cd 胁迫的响应及富集能力研究 [J]. *草业学报*, 2016, 25(1): 153–162.
- [52] Alvarenga P, Gonçalves A P, Fernandes R M, et al. Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass [J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 406(1/2): 43–56.
- [53] 盛 洁. 黑麦草对重金属的响应及修复调控研究进展 [J]. *作物研究*, 2014, 28(8): 948–952.
- [54] 袁 敏, 铁柏清, 唐美珍, 等. 四种草本植物对铅锌尾矿土壤重金属的抗性 with 吸收特性研究 [J]. *草业学报*, 2005, 14(6): 57–62.
- [55] Annicchiarico P, Pecetti L, Abdelguerfi A, et al. Optimal forage grass germplasm for drought – prone Mediterranean environments [J]. *Field Crops Research*, 2013, 148: 9–14.
- [56] 吴 卿, 高亚洁, 李东梅, 等. 高羊茅对河道底泥中复合重金属污染的修复 [J]. *水土保持学报*, 2012, 26(6): 219–223.
- [57] 张 震, 徐 丽, 杨 洁, 等. 重金属胁迫对高羊茅种子萌发的影响 [J]. *中国农学通报*, 2008, 24(4): 386–389.
- [58] Deram A, Denayer F O, Dubourgier H C, et al. Zinc and cadmium accumulation among and within populations of the pseudometallophytic species *Arrhenatherum elatius*: implications for phytoextraction [J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 372(2/3): 372–381.
- [59] 刘大林, 孙启鑫, 邵 将, 等. 不同生育期狼尾草属牧草对土壤镉胁迫的生理响应 [J]. *草地学报*, 2016, 24(4): 854–858.
- [60] 王 殿, 袁 芳, 王宝山, 等. 能源植物杂交狼尾草对 NaCl 胁迫的响应及其耐盐阈值 [J]. *植物生态学报*, 2012, 36(6): 572–577.
- [61] 张 丽, 赵 颖, 党晋华, 等. 牧草对重金属复合污染农田土壤的修复研究 [C]// 2016 中国环境科学学会学术年会论文集. 北京: 中国环境出版社, 2016.
- [62] 赵 颖, 刘利军, 党晋华, 等. 污灌区复合污染土壤的植物修复研究 [J]. *生态环境学报*, 2013, 22(7): 1208–1213.
- [63] Nakano H, Hattori I, Sato K, et al. Effects of double harvesting on estimated total digestible nutrient yield of forage rice [J]. *Field Crops Research*, 2009, 114(3): 386–395.
- [64] Gonzaga M I, Santos J A, Ma L Q. Phytoextraction by arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. from six arsenic – contaminated soils: repeated harvests and arsenic redistribution [J]. *Environmental Pollution*, 2008, 154(2): 212–218.
- [65] 高永恒, 陈 槐, 吴 宁, 等. 刈割对四川嵩草高寒草甸植物生物量和氮含量的影响 [J]. *中国农学通报*, 2009, 25(12): 215–218.
- [66] Humlin R L, Barker A V. Influence of ammonium and nitrate nutrition on plant growth and zinc accumulation by *Indian mustard* [J]. *Journal of Plant Nutrition*, 2006, 29(8): 1523–1541.
- [67] 李小坤, 鲁剑巍, 陈 防. 牧草施肥研究进展 [J]. *草业学报*, 2008, 17(2): 136–142.
- [68] 贾 珺, 韩清芳, 周 芳, 等. 氮磷配比对旱地紫花苜蓿产量构成因子及营养成分的影响 [J]. *中国草地学报*, 2009, 31(3): 77–82.
- [69] 潘多锋, 张月学, 申忠宝, 等. 施肥期对 4 种禾本科牧草生长特性及种子产量的影响 [J]. *黑龙江农业科学*, 2009(5): 97–100.
- [70] 窦春英. 施肥对东南景天吸收积累锌和镉的影响 [D]. 杭州: 浙江林学院, 2009.
- [71] Kassir L N, Darwish T, Shaban A, et al. Mobility and bioavailability of selected trace elements in Mediterranean red soil amended with phosphate fertilizers: experimental study [J]. *Geoderma*, 2012, 189–190(6): 357–368.
- [72] Cai L M, Xu Z C, Bao P, et al. Multivariate and geostatistical analyses of the spatial distribution and source of arsenic and heavy metals in the agricultural soils in Shunde, Southeast China [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2015, 148: 189–195.
- [73] Rajkumar M, Freitas H. Effects of inoculation of plant – growth promoting bacteria on Ni uptake by *Indian mustard* [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(9): 3491–3498.
- [74] Long X X, Chen X M, Wong J C, et al. Feasibility of enhanced phytoextraction of Zn contaminated soil with Zn mobilizing and plant growth promoting endophytic bacteria [J]. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 2013, 23(8): 2389–2396.
- [75] 马 莹, 骆永明, 滕 应, 等. 内生菌强化重金属污染土壤植物修复研究进展 [J]. *土壤学报*, 2013, 50(1): 195–202.
- [76] Chen L, Luo S L, Li X J, et al. Interaction of Cd – hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and functional endophyte *Pseudomonas* sp. Lk9 on soil heavy metals uptake [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2014, 68(1): 300–308.
- [77] 郝希超. 铀污染土壤牧草 – 微生物联合修复工艺研究 [D]. 绵阳: 西南科技大学, 2016.
- [78] 刘家女, 王文静. 微生物促进植物修复重金属污染土壤机制研究进展 [J]. *安全与环境学报*, 2016, 16(5): 290–297.