

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2019062501

曾鹏, 郭朝晖, 韩白玉, 等. 桑树(*Morus alba* L.)原位修复某尾矿区重金属污染土壤[J]. 环境化学, 2020, 39(5): 1395-1403.

ZENG Peng, GUO Zhaohui, HAN Ziyu, et al. *In-situ* phytoremediation of heavy metal-contaminated soil by *Morus alba* L. near a mine tailing[J]. Environmental Chemistry, 2020, 39(5): 1395-1403.

## 桑树(*Morus alba* L.)原位修复某尾矿区重金属污染土壤\*

曾鹏 郭朝晖\*\* 韩白玉 肖细元 彭驰

(中南大学冶金与环境学院环境工程研究所, 长沙, 410083)

**摘要** 木本植物具有根系发达、生物量大、适应性强等特点,可广泛用于重金属污染土壤修复.本文通过5年的田间修复试验,研究了桑树(*Morus alba* L.)对污染土壤中重金属的累积和分布特征、土壤中重金属和营养元素有效性含量的变化,来探讨桑树修复某尾矿区污染土壤中Mn、Zn和Cd等重金属的效果.研究表明,桑树生物量大,可用于重金属污染土壤的生态修复与景观恢复.田间种植5年后,桑树整株干重每株可达4 kg.桑树对土壤中重金属具有一定的转运和累积能力,地上部分中Cd、Zn和Mn等重金属含量明显大于根部,尤其是叶片中重金属含量明显大于枝和主干中的含量.修复5年后,桑树地上部分Zn和Mn的累积总量可达3277.7 mg·100 m<sup>-2</sup>和2422.4 mg·100 m<sup>-2</sup>,且土壤中Mn和Zn含量分别从2192.5 mg·kg<sup>-1</sup>和103.2 mg·kg<sup>-1</sup>降低至1790.0 mg·kg<sup>-1</sup>和85.94 mg·kg<sup>-1</sup>,同时土壤有效态Mn和Zn分别显著( $P<0.05$ )降低66.0%和28.6%.然而,桑树落叶中Cd、Zn和Mn含量分别可达0.36、64.5、189.2 mg·kg<sup>-1</sup>.因此,通过定期清除桑树落叶或刈割地上部分,可防止叶片中重金属对土壤造成二次污染,同时削减土壤中重金属含量.同时,经桑树修复5年后土壤中碱解氮、有效磷和速效钾含量均显著( $P<0.05$ )降低,需定期补充相应氮、磷和钾肥来强化桑树修复尾矿区重金属污染土壤.

**关键词** 桑树, 重金属, 污染土壤, 原位修复, 土壤肥力.

### *In-situ* phytoremediation of heavy metal-contaminated soil by *Morus alba* L. near a mine tailing

ZENG Peng GUO Zhaohui\*\* HAN Ziyu XIAO Xiyuan PENG Chi

(Institute of Environmental Engineering, School of Metallurgy and Environment, Central South University, Changsha, 410083, China)

**Abstract:** Woody plants have developed root system, large biomass production and strong adaptability, which can be widely used for heavy metal-contaminated soil remediation. Through 5 years *in-situ* phytoremediation experiment, the accumulation and distribution characteristics of heavy metals in *Morus alba* L. and the changes of total heavy metals and available nutrient elements contents in soil were conducted to study the phytoremediation effect of *M. alba* L. in a mining tailing area. The results indicated that *M. alba* L. had large biomass, which could be used for heavy metal-contaminated soil ecological remediation and landscape revegetation. The dry biomass of *M. alba* L. could reach up to 4 kg·plant<sup>-1</sup> after 5 years cultivation in the field. Meanwhile, *M. alba* L. could effectively transport and accumulate heavy metals from the contaminated soil to some extent. The contents of heavy metals such as Cd, Zn, and Mn in the aboveground parts were significantly higher

2019年6月25日收稿(Received: June 25, 2019).

\* 国家自然科学基金(41271330)和国家重点研发计划重点专项(2018YFC1800400)资助.

Supported by the National Natural Science Foundation of China (41271330) and National Key R&D Program of China (2018YFC1800400).

\*\* 通讯联系人, Tel: 0731-88879325, E-mail: zhguo@csu.edu.cn

Corresponding author, Tel: 0731-88879325, E-mail: zhguo@csu.edu.cn

than those in the roots, particularly for metals in leaves were higher than those in branches and trunks. The accumulation amounts of Zn and Mn in the aboveground parts of *M. alba* L. could reach up to 3277.7 and 2422.4 mg · 100 m<sup>-2</sup> after 5 years remediation. Furthermore, total Mn and Zn content in soil decreased from 2192.5 mg · kg<sup>-1</sup> to 1790.0 mg · kg<sup>-1</sup> and 103.2 mg · kg<sup>-1</sup> to 85.94 mg · kg<sup>-1</sup>, meanwhile available Mn and Zn in soil also significantly ( $P < 0.05$ ) decreased by 66.0% and 28.6%, respectively. However, the contents of Cd, Zn, and Mn in deciduous leaves could reach up to 0.36, 64.5, and 189.2 mg · kg<sup>-1</sup>, respectively. Therefore, regularly removing leaves or cutting the parts of aboveground could prevent secondary contamination from heavy metals in deciduous leaves, which could also reduce heavy metal contents in the contaminated soil. Simultaneously, the availabilities of nitrogen (N), phosphorus (P), and potassium (K) in contaminated soil were significantly ( $P < 0.05$ ) decreased after 5 years phytoremediation with *M. alba* L. Therefore, it is necessary to strengthen the potential of ecological remediation with *M. alba* L. in the tail-mining area by adding corresponding N, P and K fertilizers at regular periods.

**Keywords:** *Morus alba* L., heavy metal, contaminated soil, *in-situ* remediation, soil fertility.

金属矿产资源采选和冶炼过程中引发了较为突出的重金属污染问题,常常造成周边土壤重金属污染严重<sup>[1-3]</sup>.据2014年发布的《全国土壤污染状况调查公报》,全国土壤重金属总的超标率为16.1%,主要涉及重污染企业用地、工业废弃地、工业园区、固体废物集中处理处置场地、采矿区等区域.污染土壤中的重金属经食物链传递,通过生物放大和富集作用对人类产生一定的健康风险<sup>[4]</sup>.利用物理和化学方法治理与修复大面积重金属污染土壤存在处理难度大、成本高等问题,而植物修复技术具有治理成本低廉、环境友好、可原位治理且后期处理简易等特点,成为目前研究较多且发展前景较好的一种修复技术<sup>[5-7]</sup>.其中,木本植物具有生物量大、生长周期长、较大的绿色空间和发达的根系,不与食物链相接,可与环境发生较强的相互作用,并促进污染土壤生态系统的良性循环等优点备受关注<sup>[8]</sup>.木本植物以其独特的生物学特性,对土壤中重金属具有一定的吸收和累积能力,如红花檵木、金边黄杨、香樟、四季桂和金叶女贞等对重金属均有较强的抗性 or 吸收能力<sup>[9-10]</sup>;珊瑚树能有效富集污染土壤中的Cd,并存在较好的转运机制<sup>[5]</sup>;侧柏对污染土壤中Cd有一定吸收能力,吸收量随土壤中Cd含量的增加而增加<sup>[11]</sup>;构树体内可有效富集污染土壤中Cd和Zn分别达1.17 mg · pot<sup>-1</sup>和38.2 mg · pot<sup>-1</sup><sup>[12]</sup>;华山松可用于Pb和Cd污染区域的绿化树种<sup>[13]</sup>.因此,树木植物在应用于重金属污染土壤修复上具有广阔前景<sup>[14-15]</sup>.

桑树(*Morus alba* L.)属桑科,落叶乔木或灌木,喜光、耐寒、耐旱,高可达15 m,资源丰富,分布广泛,适应性较强,是我国重要的经济作物之一.有研究表明桑树对重金属具有较强的耐受和富集能力,如Zhou等<sup>[16]</sup>研究表明桑树可通过细胞壁对Cd的沉积和液泡区室化作用来增强对Cd耐受能力,通过转移系数的计算进一步表明桑树具有较强的植物提取Cd的潜力.李庚飞等<sup>[17]</sup>对潼关县某金矿周围树木对土壤重金属的吸收状况进行调查,研究发现桑树对Cd的富集系数较低,但其转移系数高达8.9. Zeng等<sup>[7]</sup>发现桑树可有效富集污染土壤中的Cd和Zn,具有植物提取Cd和Zn的潜力.潘雨齐等<sup>[18]</sup>研究表明高密度种植桑树有利于桑树吸收重金属.以上研究大多通过调查和短期实验研究桑树对重金属污染土壤的修复潜力,但桑树对Mn、Cd和Zn等多金属污染土壤的长期原位修复鲜有研究.若将桑树应用于污染程度高、生态恶劣的地区,不仅在改善生态的同时还能获得林木原料和经济效益,具有良好的经济和应用价值.

本文通过5年期间桑树原位修复某尾矿区Mn、Cd和Zn等多金属污染土壤,研究桑树体内重金属的分布和累积特征、土壤重金属和有效性营养元素含量的变化,来探讨桑树修复Mn、Cd、Zn等重金属污染土壤的潜力,进一步为利用桑树治理和修复污染土壤提供实践依据.

## 1 材料与方法 (Materials and methods)

### 1.1 试验地点和材料

试验地点位于湖南省某尾矿区附近某片重金属污染农田土壤(经度27°58'35.2092",纬度112°49'7.4316"),

其土壤中总 As、Cd、Pb、Mn、Cu 和 Zn 分别为 43.94、0.82、41.55、2192.49、35.68、103.15  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。其中 As、Cd 和 Mn 污染超过了中华人民共和国国家标准《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准 (GB 15618—2018)》风险筛选值,Cd、Pb、Cu 和 Mn 均超过了湖南省土壤背景值。试验材料一年生桑树苗木购买于湖南某苗木基地。

## 1.2 试验设计

先后于 2012 年和 2015 年 10 月初对试验地点进行松土灭草,土壤整理。深耕深度一般 0.3—0.5 m。每块试验田的面积为 600  $\text{m}^2$ ,长宽设置为 30 m×20 m,每块田种植桑树苗约 400 株。每块地按种植需求施用统一标准 27 kg 的复合肥作为基肥。先后于 2012 年 10 月 20 日和 2015 年 10 月 25 日两期种植桑树苗,每期种植 3 个重复。种植期间每月定期除草。分别自然生长 2 年和 5 年后,于 2017 年 10 月 25 日收获部分植物和土壤样品。将收获的桑树植株按根、主干、枝、鲜叶和落叶分开,依次用自来水和去离子水清洗干净后,105  $^{\circ}\text{C}$  杀青 30 min 后,在 60  $^{\circ}\text{C}$  下烘干至恒重,称重,粉碎备用。土壤样品经自然风干后,过 10 目、20 目和 100 目筛,备用。

## 1.3 测试与分析

土壤基本性质的分析根据鲁如坤<sup>[19]</sup>的方法:土壤 pH 值采用 Mettler Toledo 420 pH 计测定(水土比为 2.5:1);土壤有机质含量采用低温外热重铬酸钾氧化-比色法测定;土壤碱解氮、有效磷和速效钾分别采用碱解扩散-硫酸滴定法、碳酸氢钠提取-钼锑抗比色法和乙酸铵提取-原子吸收法测定;植物样品采用  $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4(5:1)$  消解;土壤样品采用  $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4\text{-HF}(5:4:1)$  消解。土壤中有有效态 Cd、Pb、Zn、Mn 和 Cu 含量采用 DTPA 浸提(GB/T 23739—2009)<sup>[20]</sup>,土壤有效态 As 含量采用  $0.5\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ NaHCO}_3$  浸提<sup>[21]</sup>,消解液和浸提液中 Cd、Pb、Zn、Mn 和 Cu 含量采用 ICP-OES(等离子发射光谱仪,iCAP 7400,Thermo)测定,As 含量采用双道原子荧光光度计(AFS-2202E,北京海光仪器公司)测定。

## 1.4 数据分析

所有试验数据采用 Microsoft Excel 2016 进行分析处理,采用 SPSS 18.0 统计软件进行显著性检验,利用单因素方差分析(One-way ANOVA)比较处理间的差异,显著性水平为  $P<0.05$ 。

植株中重金属的富集系数(BC)和转运系数(TF)按照下列公式计算:

$$\text{BC}_{\text{地上部}} = \text{植物地上部重金属含量}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}) / \text{土壤中重金属含量}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}) \quad (1)$$

$$\text{BC}_{\text{地下部}} = \text{植物地下部重金属含量}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}) / \text{土壤中重金属含量}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}) \quad (2)$$

$$\text{TF} = \text{植物地上部重金属含量}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}) / \text{地下部重金属含量}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}) \quad (3)$$

植物地上和地下部分对污染土壤中重金属的累积总量按照下列公式计算:

$$T_{\text{地上部分}}(\text{mg}) = C_{\text{叶}} \times B_{\text{叶}} + C_{\text{枝}} \times B_{\text{枝}} + C_{\text{主干}} \times B_{\text{主干}} \quad (4)$$

$$T_{\text{地下部分}}(\text{mg}) = C_{\text{根}} \times B_{\text{根}} \quad (5)$$

式中, $T_{\text{地上部分}}$ 和 $T_{\text{地下部分}}$ 表示桑树地上部分和地下部分对某种重金属的累积总量,mg; $C_{\text{叶}}$ 、 $C_{\text{枝}}$ 、 $C_{\text{主干}}$ 和 $C_{\text{根}}$ 分别表示桑树叶片、枝、主干和根中某种重金属含量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; $B_{\text{叶}}$ 、 $B_{\text{枝}}$ 、 $B_{\text{主干}}$ 和 $B_{\text{根}}$ 分别表示构树叶片、茎和根的干重,g。

## 2 结果与讨论(Results and discussion)

### 2.1 桑树的生长状况

从图 1 可看出,桑树在重金属污染土壤上能够正常生长。生长 5 年后桑树整株生物量可达  $4\text{ kg}\cdot\text{株}^{-1}$ 。其中,桑树的生物量主要集中在主干和枝,分别占总生物量的 32.17%—41.98%和 28.29%—38.10%,而叶片生物量只占 4.24%—6.32%。影响植物修复效率的 2 个重要因素是修复植物体内重金属含量和生物量<sup>[22]</sup>。植物的重金属含量高,但若其生物量小,则其去除重金属的能力不一定强,而优势修复植物必须具备重金属含量高、生长快、生物量大等特点<sup>[23]</sup>。因此,从生物量层面上表明,木本植物与超富集植物相比具有明显的优势<sup>[14]</sup>。本研究表明,桑树在重金属污染土壤上可持续生长且生物量大,可通过刈割桑树地上部分来逐步回收污染土壤中的重金属,为重金属污染的修复和治理提供良好的前提条件。

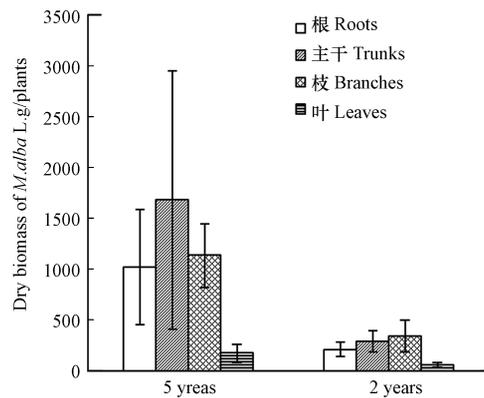


图 1 桑树的生物量

Fig.1 Dry biomass of *M. alba* L.

## 2.2 桑树体内重金属分布和富集特征

从图 2 可看出,修复 5 年后桑树各部位 As、Cd、Pb、Zn 和 Mn 含量较修复 2 年桑树体内重金属含量无明显差异,而 Cu 含量在落叶、鲜叶、枝、主干和根部明显降低 35.2%、37.6%、44.0%、30.1% 和 30.6%。原因可能是随着桑树的生长,桑树生物量的增加,而导致桑树体内重金属含量降低或达到饱和。与 Merten 等<sup>[24]</sup>研究柳树在生长的过程中,其体内的重金属含量会随着生物量的增加出现稀释效应的研究结果类似。桑树体内 Mn 含量明显高于其它金属的含量,其落叶和鲜叶中 Mn 含量分别达 189.2 mg·kg<sup>-1</sup> 和 96.6 mg·kg<sup>-1</sup>。有研究表明,桑叶中 Zn、Pb 和 Cd 含量随着土壤重金属含量的增高而增高<sup>[25]</sup>,且植物对污染重金属的吸收能力与重金属在土壤中的含量有关<sup>[26]</sup>。因此桑树体内重金属含量的差异与土壤中重金属的浓度有关。桑树体内各部位对重金属富集含量的顺序为:落叶>鲜叶>枝>主干≈根。有研究表明,在重金属复合污染下桑树体内 Cd、Pb、Zn 和 Cu 含量的分布趋势为根>叶>皮>骨<sup>[27]</sup>,在 Cd 污染土壤上桑树各器官 Cd 含量大小顺序为:须根>主根>主茎>叶片>分枝<sup>[28]</sup>。造成桑树体内重金属分布差异的原因可能与桑树品种的差异、土壤污染程度、土壤基本性质不同等因素有关。有研究通过成本分析每公顷土壤种植桑树的收益可达 25675 美元,而种植水稻的收益为 8409 美元,因此建立桑树种植、蚕养殖和丝绸生产的方式可实现 Pb 和 As 污染土壤的安全利用,并产生一定的经济价值<sup>[29]</sup>。然而,本研究表明桑树鲜叶重金属含量也较高,因此通过养蚕方式来综合利用桑叶则存在较高的环境风险,应重视养蚕过程中含重金属废料的管理。本研究中,桑树落叶中重金属含量较高,其中 As、Cd、Pb、Zn、Mn 和 Cu 含量分别可达 1.17、0.36、7.2、64.5、189.2、8.4 mg·kg<sup>-1</sup>,存在较高的环境风险。因此,清除落叶是必要的,以防止叶片中重金属对土壤造成二次污染。本研究桑树体内重金属含量虽远低于超富集植物的值,修复能力有限,但其具备生物量大,生长快,具有较强的重金属耐受能力。因此,木本植物桑树在植被恢复和提高污染区土壤中重金属的稳定修复方面发挥重要作用。

## 2.3 桑树修复重金属污染土壤的潜力

富集系数可反映植物对重金属的富集能力<sup>[9]</sup>。从图 3 可看出,在污染土壤上桑树地上和地下部分 As、Cd、Pb、Zn、Mn 和 Cu 的富集系数均小于 1,但桑树对 Cd、Zn 和 Cu 的富集系数明显优于 As、Pb 和 Mn,与张兴等<sup>[27]</sup>在矿区土壤上桑树富集系数的总体趋势为 Zn>Cd>Cu>Pb 的研究结果相似。施翔等<sup>[30]</sup>研究了 3 种木本植物紫穗槐、桉木和黄连木修复铅锌矿和铜矿尾矿的潜力,发现其对 Cd、Pb 和 Cu 的富集系数均小于 1。Zeng 等<sup>[10]</sup>研究了木本植物金边黄杨、香樟、四季桂等木本植物对 Cd 的富集特征,发现上述植物对污染土壤中 Cd 的富集能力一般。Kang 等<sup>[31]</sup>调查了铜绿山的木本植物修复重金属污染土壤的潜能,研究发现大部分木本植物对 Cd、Pb 和 Cu 的富集系数小于 1。因此,木本植物对重金属的富集能力一般,原因可能与木本植物生物量大,生长快速,从而导致木本植物对重金属的富集效果不明显。然而,桑树对 As、Cd、Pb、Zn、Mn 和 Cu 都具备较强的转运能力,其转运系数均大于 1,这表明桑树能有效地将吸收的重金属转运到地上部,因此桑树体内可能存在较好的运输和解毒机制以应对长期重金属的胁迫响应。有研究表明,桑树对 Cd 的转移系数高达 8.90,且吸收的 Cd 主要富集在叶片中,是吸收 Cd 较好

的树种之一<sup>[17]</sup>. 本研究表明桑树对 As、Cd、Pb、Zn、Mn 和 Cu 均具备较强的转运能力, 从而可定期回收桑树地上部分来逐步回收污染土壤中重金属, 可避免造成二次污染.

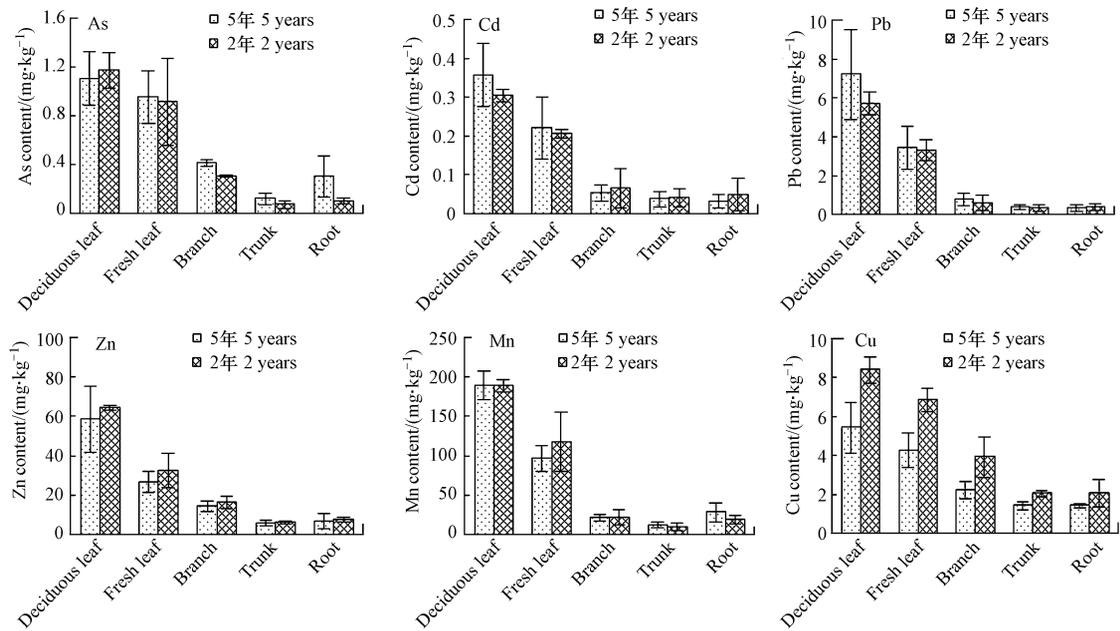


图 2 桑树体内 As、Cd、Pb、Zn、Mn 和 Cu 的分布特征

Fig.2 The distribution characteristics of As, Cd, Pb, Zn, Mn and Cu in *M. alba* L.

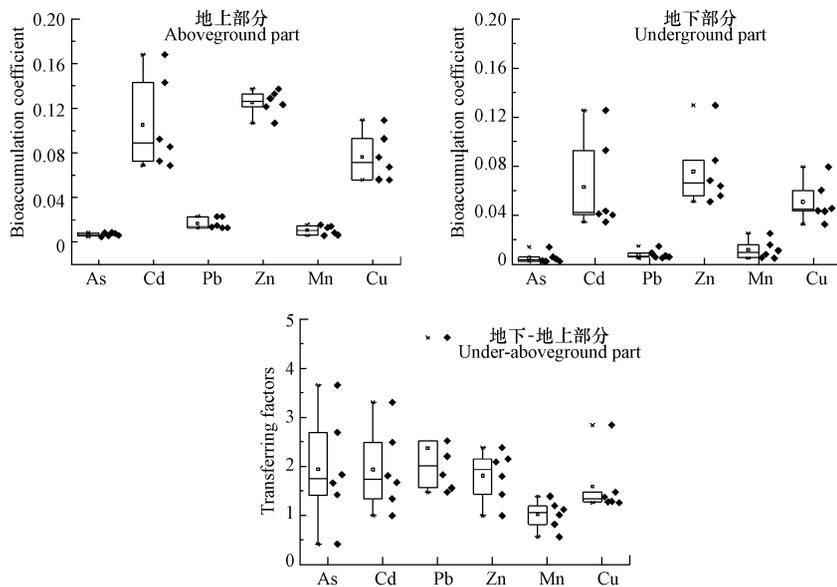


图 3 桑树体内 As、Cd、Pb、Zn、Mn 和 Cu 的富集系数(BC)和转运系数(TF)

Fig.3 The bioaccumulation coefficients (BC) and transferring factors (TF) of As, Cd, Pb, Zn, Mn and Cu in *M. alba* L.

桑树在污染土壤上生长 2 年和 5 年后, 每 100 m<sup>2</sup> 桑树对污染土壤中 As、Cd、Pb、Zn、Mn 和 Cu 的累积总量见图 4. 桑树体内重金属累积量随时间的增加而增加. 桑树修复重金属污染土壤 5 年后, 其地上部分和地下部分对 As、Cd、Pb 和 Cu 的累积总量分别为 52.8、8.49、109.9、457.2 mg·100 m<sup>-2</sup> 和 29.1、1.58、17.1、118.8 mg·100 m<sup>-2</sup>. 由于土壤中 As、Cd、Pb 和 Cu 的污染程度一般, 因此桑树可稳定修复该区域污染土壤中的 As、Cd、Pb 和 Cu. 然而, 修复 5 年后桑树地上部分 Zn 和 Mn 的累积总量可达 2422.4 mg·100 m<sup>-2</sup> 和 3277.7 mg·100 m<sup>-2</sup>. 同时, 桑树对污染土壤中 Zn 和 Mn 的富集系数小于 1, 但对 Zn 和 Mn 的转运系数大于 1 (图 3), 且桑树生物量大. 因此, 桑树可用于该区域污染土壤中 Mn 和 Zn 的植物提取.

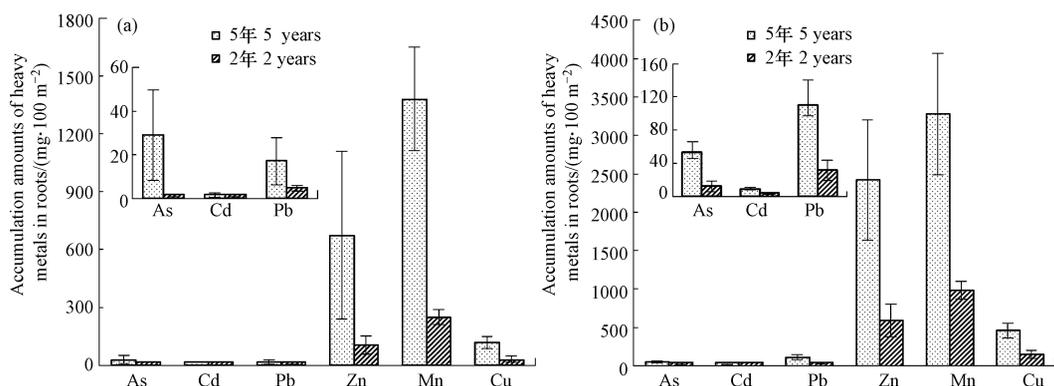


图4 桑树对土壤中 As、Cd、Pb、Zn、Mn 和 Cu 的累积总量  
(a) 和 (b) 表示每 100 m<sup>2</sup> 土壤上桑树根部和地上部对重金属的累积量

Fig.4 The total accumulation amounts of As, Cd, Pb, Zn, Mn and Cu in *M. alba* L. from the contaminated soil

#### 2.4 桑树修复下土壤重金属含量的变化

桑树修复 2 年后土壤中重金属含量与未修复土壤(CK)相比无明显变化,而修复 5 年后土壤中重金属含量均呈下降的趋势,其中 As、Cd、Pb 和 Cu 含量分别降低 9.33%、42.7%、9.07% 和 10.3%,但未达到显著差异(表 1),同时土壤中 Mn 和 Zn 的总量分别从 2192.5 mg·kg<sup>-1</sup> 和 103.2 mg·kg<sup>-1</sup> 显著降低至 1790.0 mg·kg<sup>-1</sup> 和 85.94 mg·kg<sup>-1</sup>;重金属有效态含量亦呈下降趋势,其中有效态 Pb、Zn、Mn 和 Cu 分别显著( $P<0.05$ )降低 37.6%、28.6%、66.0% 和 41.5%。土壤中重金属总量和有效态含量降低有多方面的原因<sup>[10, 31-33]</sup>:①污染土壤中重金属离子在重力或地表径流的作用下,向四周扩散或向下迁移;②植物持续吸收和富集污染土壤中重金属有效态含量;③植物通过根系分泌物来络合污染土壤中重金属。同时,桑树修复重金属污染土壤后,土壤 pH 呈现升高趋势(表 2)。桑树修复 2 年和 5 年后,土壤 pH 值较未修复土壤(CK)分别显著( $P<0.05$ )提高 1.39 和 1.42 个单位,原因可能是桑树吸收土壤中的重金属和矿物质元素等物质的过程中,与 H<sup>+</sup> 形成共运对的方式进入根系,因而会消耗周围介质中 H<sup>+</sup> 引起土壤 pH 值升高<sup>[34]</sup>。有研究表明,土壤 pH 与阳离子重金属有效性呈负相关,但与阴离子 As 的有效性呈正相关<sup>[35]</sup>,从而可能导致本研究中桑树修复后土壤中有效性 As 含量呈升高的趋势(但未达到显著差异),同时有效态 Cd、Pb、Zn、Mn 和 Cu 含量呈下降趋势。本研究中污染土壤中 Mn 等重金属含量较高,存在一定的环境扩散风险,因此相关的物理或化学措施辅助桑树对该区域重金属污染土壤的修复潜力。

表 1 桑树修复下土壤重金属总量和有效态含量的变化

Table 1 Change of total and availability of heavy metals in soil with *M. alba* L. remediation

土壤重金属总量 Total heavy metals contents in soil/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	As	Cd	Pb	Zn	Mn	Cu
CK	43.94±0.32a	0.82±0.13a	41.55±2.10a	103.2±1.59a	2192.5±46.5ab	35.68±0.76a
2 年	41.58±7.07a	0.76±0.24a	52.82±11.5a	103.8±9.44a	2826.7±477.4a	36.28±2.74a
5 年	39.84±4.11a	0.47±0.10a	37.78±1.97a	85.94±5.49b	1790.0±315.5b	32.01±2.03a
土壤重金属有效态含量 Available heavy metals contents in soil/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	As	Cd	Pb	Zn	Mn	Cu
CK	0.23±0.02b	0.26±0.001a	7.95±0.03a	5.11±0.81a	197.3±9.7a	2.84±0.03a
2 年	0.37±0.05a	0.23±0.14a	6.72±0.44ab	4.73±0.25a	124.4±50.5ab	2.11±0.63ab
5 年	0.31±0.04ab	0.12±0.05a	4.96±1.23b	3.65±1.91b	67.01±11.2b	1.66±0.29b

注:表中数据为平均值±标准差,同一列中不同字母表示不同修复时间下土壤中重金属总量或有效态含量存在显著差异( $P<0.05$ )。

Data are presented as the mean values ± standard deviation ( $n=3$ ). Different letters in the same column indicate significant differences for total or available heavy metals contents in soil under different remediation time at  $P<0.05$ .

## 2.5 桑树修复下土壤肥力的变化

氮、磷和钾是植物生长不可缺少的大量必需营养元素,对植物的生长发育有着十分重要的作用.桑树修复 2 年后,土壤中有机质、碱解氮、有效磷和速效钾含量与未修复土壤(CK)相比呈下降趋势,但未达到显著差异,而修复 5 年后土壤中碱解氮、有效磷和速效钾含量显著( $P<0.05$ )降低 29.9%、55.7%和 19.1%.与李影等<sup>[36]</sup>研究蜈蚣草生长 200 d 后,可有效改善根际铜尾矿的基质环境和根际土壤肥力水平的研究结果相反.原因可能是桑树生长快速,生物量大,经过 5 年长时间的生长后可有效吸收污染土壤中的营养元素,从而造成土壤肥力水平下降.苗旭锋等<sup>[37]</sup>对矿冶区重金属污染土壤肥力特征及生态修复潜力进行研究,发现典型矿冶区周边重金属污染土壤基本肥力总体水平较好,可以顺利开展其生态修复.本研究中的尾矿区附近土壤的肥力良好,然而桑树修复重金属污染土壤的过程中消耗土壤中植物可利用的氮、磷和钾,因此在桑树修复重金属污染土壤的过程中需定期补充氮、磷和钾肥来进一步增强桑树生态修复重金属污染土壤的潜力.

表 2 桑树修复下土壤肥力的变化

Table 2 Change of soil fertility with *M. alba* L. remediation

	土壤 pH 值 Soil pH values	有机质含量 Organic matter/ ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	碱解氮含量 Available N/ ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	有效磷含量 Available P/ ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	速效钾含量 Available K/ ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
CK	6.03±0.02b	25.0±0.24a	130.4±2.35a	4.47±0.57a	101.9±0.51a
2 年	7.42±0.28a	21.1±5.05a	116.1±27.4ab	3.76±1.22ab	94.7±0.30a
5 年	7.45±0.20a	20.9±2.86a	91.4±26.3b	1.98±0.72b	82.4±7.24b

注:表中数据为平均值±标准差,同一列中不同字母表示不同修复时间下土壤 pH、有机质、碱解氮、有效磷和速效钾含量存在显著差异( $P<0.05$ ).

Data are presented as the mean values ± standard deviation ( $n=3$ ). Different letters in the same column indicate significant differences for pH, organic matter, available N, available P and available K content in soil under different remediation time at  $P<0.05$ .

## 3 结论 (Conclusion)

(1) 桑树对重金属污染土壤具有较强的修复潜力.修复 5 年后桑树整株生物量(干重)每株可达 4 kg,其中主干和枝分别占总生物量的 32.17%—41.98%和 28.29%—38.10%.桑树对 As、Cd、Pb、Zn、Mn 和 Cu 都具备较强的转运能力,其地上部分对 Mn 和 Zn 的累积总量为  $2422.4 \text{ mg}\cdot 100 \text{ m}^{-2}$  和  $3277.7 \text{ mg}\cdot 100 \text{ m}^{-2}$ ,且土壤中 Mn 和 Zn 的总量分别从  $2192.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $103.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  降低至  $1790.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $85.94 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

(2) 桑树体内各部位对重金属富集含量的顺序为:落叶>鲜叶>枝>主干≈根.其中落叶中 Cd、Zn 和 Mn 等重金属含量分别可达 0.36、64.5、189.2  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .因此,需定期清除落叶以防止叶片中重金属对土壤造成二次污染.

(3) 桑树修复重金属污染土壤 5 年后,土壤肥力呈现下降趋势.其中碱解氮、有效磷和速效钾含量分别显著( $P<0.05$ )降低 29.9%、55.7%和 19.1%.因此,需定期补充氮、磷和钾肥来增强桑树长期生态修复重金属污染土壤的潜力.

## 参考文献 (References)

- [1] HUANG B, GUO Z, TU W, et al. Geochemistry and ecological risk of metal(loid)s in overbank sediments near an abandoned lead/zinc mine in Central South China[J]. Environmental Earth Sciences, 2018, 77: 68.
- [2] 陆金, 赵兴青, 黄健, 等. 铜陵狮子山矿区尾矿库及周边 17 种乡土植物重金属含量及富集特征[J]. 环境化学, 2019, 38(1): 78-86.  
LU J, ZHAO X Q, HUANG J, et al. Heavy metal contents and enrichment characteristics of 17 species indigenous plants in the tailing surrounding in Shizishan, Tongling[J]. Environmental Chemistry, 2019, 38(1): 78-86 (in Chinese).
- [3] 张永慧, 麻冰涓, 张东, 等. 南太行山山前平原工业园区土壤重金属污染特征及来源[J]. 环境化学, 2017, 36(8): 1821-1830.  
ZHANG Y H, MA B J, ZHANG D, et al. Contamination and sources of heavy metals in the soils of industrial cluster in piedmont plain of

- South Taihang Mountain[J]. Environmental Chemistry, 2017, 36(8):1821-1830 (in Chinese).
- [ 4 ] XUE S, SHI L, WU C, et al. Cadmium, lead, and arsenic contamination in paddy soils of a mining area and their exposure effects on human HEPG2 and keratinocyte cell-lines[J]. Environmental Research, 2017, 156:23-30.
- [ 5 ] 曾鹏, 曹霞, 郭朝晖, 等. 珊瑚树 (*Viburnum odoratissimum*) 对污染土壤中镉的耐受和富集特征[J]. 生态学报, 2017, 37(19): 6472-6479.
- ZENG P, CAO X, GUO Z H, et al. Tolerance and accumulation characteristics of *Viburnum odoratissimum* to cadmium in contaminated soil [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(19):6472-6479 (in Chinese).
- [ 6 ] WANG L, JI B, HU Y, et al. A review on in situ phytoremediation of mine tailings[J]. Chemosphere, 2017, 184:594-600.
- [ 7 ] ZENG P, GUO Z, XIAO X, et al. Phytoextraction potential of *Pteris vittata* L. co-planted with woody species for As, Cd, Pb and Zn in contaminated soil[J]. Science of the Total Environment, 2019, 650:594-603.
- [ 8 ] 锥焕章, 南忠仁, 胡亚虎, 等. 不同螯合剂处理下杨树对土壤中 Cd 的吸收和富集效应[J]. 中国环境科学, 2013, 33(3):461-465.
- LUO H Z, NAN Z R, HU Y H, et al. Chelate-induced uptake and accumulation of Cd in soil by poplar (*Populus bolleana* Lauche)[J]. China Environmental Science, 2013, 33(3):461-465 (in Chinese).
- [ 9 ] 曾鹏, 曹霞, 郭朝晖, 等. Cd 污染土壤景观修复植物筛选研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(4):691-698.
- ZENG P, CAO X, GUO Z H, et al. Potential of ornamental plants for remediating soil polluted with cadmium [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(4):691-698 (in Chinese).
- [ 10 ] ZENG P, GUO Z, CAO X, et al. Phytostabilization potential of ornamental plants grown in soil contaminated with cadmium [J]. International Journal of Phytoremediation, 2018, 20(4):311-320.
- [ 11 ] ZENG P, GUO Z, XIAO X, et al. Response to cadmium and phytostabilization potential of *Platycladus orientalis* in contaminated soil[J]. International Journal of Phytoremediation, 2018, 20(13):1337-1345.
- [ 12 ] 曾鹏, 郭朝晖, 肖细元, 等. 构树修复对重金属污染土壤环境质量的影晌[J]. 中国环境科学, 2018, 38(7):2639-2645.
- ZENG P, GUO Z H, XIAO X Y, et al. Effect of phytoremediation with *Broussonetia papyrifera* on the biological quality in soil contaminated with heavy metals[J]. China Environmental Science, 2018, 38(7):2639-2645 (in Chinese).
- [ 13 ] 刘佩琪, 陈奇伯, 邓志华, 等. 城市森林对大气中重金属的富集特征[J]. 环境化学, 2017, 36(2):265-273.
- LIU P Q, CHEN Q B, DENG Z H, et al. Enrichment of atmospheric heavy metals by urban forest [J]. Environmental Chemistry, 2017, 36(2):265-273 (in Chinese).
- [ 14 ] LUO Z, HE J, POLLE A, et al. Heavy metal accumulation and signal transduction in herbaceous and woody plants: Paving the way for enhancing phytoremediation efficiency[J]. Biotechnology Advances, 2016, 34(6):1131-1148.
- [ 15 ] 曾鹏, 郭朝晖, 肖细元, 等. 芦竹和木本植物间种修复重金属污染土壤[J]. 环境科学, 2018, 39(11):367-376.
- ZENG P, GUO Z H, XIAO X Y, et al. Intercropping *Arundo donax* with woody plants to remediate heavy metal-contaminated soil [J]. Environmental Science, 2018, 39(11):367-376 (in Chinese).
- [ 16 ] ZHOU L, ZHAO Y, WANG S. Cadmium transfer and detoxification mechanisms in a soil-mulberry-silkworm system: Phytoremediation potential[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22:18031-18039.
- [ 17 ] 李庚飞, 程书强. 金矿周围树木对土壤重金属的吸收[J]. 东北林业大学学报, 2013, 41(1):55-58.
- LI G F, CHENG S Q. Study on absorption of heavy metals by several trees around the gold area [J]. Journal of Northeast Forestry University, 2013, 41(1):55-58 (in Chinese).
- [ 18 ] 潘雨齐, 黄仁志, 雷鸣, 等. 镉在桑树体内的迁移与分布特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(8):1480-1487.
- PAN Y Q, HUANG R Z, LEI M, et al. Transportation and distribution of Cd in different varieties of mulberry (*Moms alba* L.) [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(8):1480-1487 (in Chinese).
- [ 19 ] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社, 1999:12-196.
- LU R K. Soil and agricultural chemistry analysis [M]. Beijing:China Agriculture S&T Press, 1999:12-196 (in Chinese).
- [ 20 ] ZENG P, GUO Z, XIAO X, et al. Dynamic response of enzymatic activity and microbial community structure in metal(loid)-contaminated soil with tree-herb intercropping[J]. Geoderma, 2019, 345:5-16.
- [ 21 ] WOOLSON E A, AXLEY J H, KEARNEY P C. Correlation between available soil arsenic, estimated by six methods, and response of corn (*Zea mays* L.) [J]. Soil Science Society of America Journal, 1971, 35(1):101-105.
- [ 22 ] PULFORD I D, WATSON C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—A review [J]. Environment International, 2003, 29(4):529-540.
- [ 23 ] 欧阳林男, 吴晓芙, 李芸, 等. 锰矿修复区泡桐与栎树生长与重金属积累特性[J]. 中国环境科学, 2016, 36(3):908-916.
- OUYANG L N, WU X F, LI Y, et al. Growth and heavy metal accumulation of *Paulownia fortunei* and *Koelreuteria bipinnata* in an ecological restoration site of the manganese-ore tailing [J]. China Environmental Science, 2016, 36(3):908-916 (in Chinese).
- [ 24 ] MERTENS J, VERVAEKE P, MEERS E, et al. Seasonal changes of metals in willow (*Salix* sp.) stands for phytoremediation on dredged sediment [J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40(6):1962-1968.
- [ 25 ] 卢一富, 李云峰, 苗向前, 等. 微小铅锌矿区土壤和植物重金属污染特征及风险评价[J]. 生态与农村环境学报, 2015, 31(4):566-571.

- LU Y F, LI Y F, MIAO X Q, et al. Heavy metal pollution of soil and plants in areas of micro-sized lead-zinc mine and risk assessment[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2015, 31(4): 566-571 (in Chinese).
- [26] 施翔, 陈益泰, 吴天林, 等. 7 个柳树无性系在 Cu/Zn 污染土壤中的生长及对 Cu/Zn 的吸收[J]. *中国环境科学*, 2010, 30(12): 1683-1689.
- SHI X, CHEN Y T, WU T L, et al. Plant growth and metal uptake by Seven *Salix* clones on Cu/Zn contaminated environment[J]. *China Environmental Science*, 2010, 30(12): 1683-1689 (in Chinese).
- [27] 张兴, 王冶, 揭雨成, 等. 桑树对矿区土壤中重金属的原位去除效应研究[J]. *中国农学通报*, 2012, 28(7): 59-63.
- ZHANG X, WANG Y, JIE Y C, et al. Effect of heavy metal home position elimination on the mulberry in mining area soil[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2012, 28(7): 59-63 (in Chinese).
- [28] 陈朝明, 龚惠群, 王凯荣, 等. 桑-蚕系统中镉的吸收、累积与迁移[J]. *生态学报*, 1999, 19(5): 664-669.
- CHEN C M, GONG H Q, WANG K R, et al. The absorption, accumulation and migration of cadmium in the system of soil mulberry and silkworm[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(5): 664-669 (in Chinese).
- [29] WAN X, LEI M, CHEN T, et al. Safe utilization of heavy-metal-contaminated farmland by mulberry tree cultivation and silk production [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599-600: 1867-1873.
- [30] 施翔, 陈益泰, 王树凤, 等. 3 种木本植物在铅锌和铜矿砂中的生长及对重金属的吸收[J]. *生态学报*, 2011, 31(7): 1818-1826.
- SHI X, CHEN Y T, WANG S F, et al. Growth and metal uptake of three woody species in lead/zinc and copper mine tailing[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(7): 1818-1826 (in Chinese).
- [31] KANG W, BAO J, ZHENG J, et al. Phytoremediation of heavy metal contaminated soil potential by woody plants on Tonglushan ancient copper spoil heap in China[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2018, 20(1): 1-7.
- [32] 刘孝利, 曾昭霞, 铁柏清, 等. 几种修复措施对 Cd 淋失及土壤剖面运移影响[J]. *环境科学*, 2016, 37(2): 734-739.
- LIU X L, ZENG Z X, TIE B Q, et al. Cd runoff load and soil profile movement after implementation of some typical contaminated agricultural soil remediation strategies[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(2): 734-739 (in Chinese).
- [33] 郭朝晖, 廖柏寒, 黄昌勇. 酸雨中  $\text{SO}_4^{2-}$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{NH}_4^+$  对红壤中重金属的影响[J]. *中国环境科学*, 2002, 22(1): 6-10.
- GUO Z H, LIAO B H, HUANG C Y. Effects of  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{NH}_4^+$  of acid rain on the heavy metals in red soils[J]. *China Environmental Science*, 2002, 22(1): 6-10 (in Chinese).
- [34] 张晓斌, 占新华, 周立祥, 等. 小麦/苜蓿套作条件下非污染土壤理化性质的动态变化[J]. *环境科学*, 2011, 32(5): 1462-1470.
- ZHANG X B, ZHAN X H, ZHOU L X, et al. Dynamic changes of physicochemical properties in phenanthrene-contaminated soil under wheat and clover intercropping[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(5): 1462-1470 (in Chinese).
- [35] ANTONIADIS V, LEVIZOU E, SHAHEEN S M, et al. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation-A review[J]. *Earth-Science Reviews*, 2017, 171: 621-645.
- [36] 李影, 王友保. 蜈蚣草生长对其根际铜尾矿土壤酶活性的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2011, 27(2): 75-80.
- LI Y, WANG Y B. Effects of growth of *Pteris vittata* on enzyme activities in rhizosphere soil of copper mining tailing[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2011, 27(2): 75-80 (in Chinese).
- [37] 苗旭锋, 肖细元, 郭朝晖, 等. 矿冶区重金属污染土壤肥力特征及生态修复潜力分析[J]. *环境科学与技术*, 2010, 33(7): 115-119.
- MIAO X F, XIAO X Y, GUO Z H, et al. Fertility characteristics and ecological restoration potential analysis for metal contaminated soils from vicinity of typical mining and smelting areas in Hunan province[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33(7): 115-119 (in Chinese).