

两性磁化炭对牧草生长及土壤铜有效性的影响

李文斌¹, 朱浪¹, 谢佳¹, 张义方¹, 邓红艳¹, 康乐¹, 何海霞¹, 孟昭福²

(1.西华师范大学 环境科学与工程学院, 四川 南充 637009; 2.西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

摘 要:为了探究材料添加对植物修复过程中的牧草生长和土壤铜有效性特征的影响,采用盆栽试验研究 7 种土壤 Cu^{2+} 污染水平[0,100,200,400,800,1 200,1 600 mg/L]下,两性磁化炭表施(0—3 cm)和混施对苏丹草(*Sorghum sudanense* (Piper) Stapf.)和黑麦草(*Lolium multiflorum* L.)发芽率、株高和生物量的影响,并分析了盆栽土壤中水溶态和酸提取态铜含量的变化特征。结果表明:(1) 在未经 Cu^{2+} 处理时,表施和混施两性磁化炭都能大幅度提高黑麦草的发芽率和成活率; Cu^{2+} 处理后,表施两性磁化炭有利于苏丹草的发芽,但不利于其成活,混施能够提高苏丹草在 Cu^{2+} 浓度 400~800 mg/L 内的成活率;(2) 各土样上的苏丹草和黑麦草株高前期增长迅速(2 cm/d 左右),25 d 后趋于缓和。单施两性磁化炭更有利于黑麦草的生长,其中表施的作用尤为显著。(3) 混施两性磁化炭能增加苏丹草在 Cu^{2+} 400~800 mg/L 区间中的生物量,而 Cu^{2+} 浓度低于 200 mg/L 时,表施和混施两性磁化炭都有利于两种牧草生长;(4) 土壤水溶态 Cu^{2+} 含量和酸提取态 Cu^{2+} 含量均保持上层高于下层的趋势,黑麦草降低土壤中 Cu^{2+} 含量的能力强于苏丹草。综上,在铜污染地区表施两性磁化炭并种植黑麦草对土壤的修复效果最佳。

关键词:两性磁化炭; 紫色土; 苏丹草; 黑麦草; Cu^{2+} 含量

中图分类号:X592

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2020)03-0349-08

Effects of Adding Amphoteric Magnetized Carbon on Forage Growth and Soil Copper Availability

LI Wenbin¹, ZHU Lang¹, XIE Jia¹, ZHANG Yifang¹,

DENG Hongyan¹, KANG Le¹, HE Haixia¹, MENG Zhaofu²

(1.College of Environmental Science and Engineering, China West Normal University, Nanchong, Sichuan 637009, China; 2.College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: In order to explore the effects of material addition on forage growth and soil copper availability during phytoremediation, potting experiments were conducted to study the effects of surface application (0—3 cm) and mixed application of amphoteric magnetized carbon on the germination rate, plant height and biomass of sudan grass [*Sorghum sudanense* (Piper) Stapf.] and ryegrass (*Lolium perenne* L.) under different Cu^{2+} pollution levels [0, 100, 200, 400, 800, 1 200 and 1 600 mg/L], and the variation characteristics of copper content in water-soluble state and acid extracted state of different soil layers were analyzed. The results showed that: (1) the germination rate and survival rate of ryegrass could be improved by both surface and mixed application of amphoteric magnetized carbon without Cu^{2+} in soil; after Cu^{2+} treatment, surface application of amphoteric magnetized carbon enhanced the germination of sudan grass, but was not beneficial to its survival; mixed application of amphoteric magnetized carbon could improve the survival rate of sudan grass under 400~800 mg/L Cu^{2+} treatment; (2) the height of sudan grass and ryegrass rapidly increased in the early growth stage (about 2 cm/d), and tended to moderate in the remaining stages (after 25 d); application of amphoteric magnetized carbon was more beneficial to the growth of ryegrass, especially by surface application; (3) mixed application of amphoteric magnetized carbon could improve the biomass of sudan grass under 400~800 mg/L Cu^{2+} treatment; when the concentration of Cu^{2+} was less than 200 mg/L, both sur-

收稿日期:2019-06-27

修回日期:2019-08-26

资助项目:南充市科技计划项目(18YFZJ0048);西华师范大学基本科研业务费资金(17E057);四川省科技厅项目(2018JY0224);国家自然科学基金(41271244)

第一作者:李文斌(1985—),男,陕西蒲城人,博士,讲师,主要从事土壤污染修复研究。E-mail:lw062@163.com

通信作者:康乐(1985—),女,陕西华阴人,博士,讲师,主要从事土壤污染修复研究。E-mail:klhongshu@163.com

face and mixed application of amphoteric magnetized carbon were favorable for the growth of two herbage species; (4) Cu^{2+} contents in water-soluble state and acid-extracted state all maintained the trend that the contents of upper soil layer was higher than those of the subsoil layer, and ryegrass was more capable of reducing the Cu^{2+} content in soil than Sudan grass. In conclusion, surface application of amphoteric magnetized carbon and planting ryegrass in copper-polluted areas had the best effect on soil remediation.

Keywords: amphoteric magnetized carbon; purple soil; sudan grass; ryegrass; Cu^{2+} content

铜(Cu)广泛应用于建筑、环境、农药等领域^[1],铜既是植物生长发育必须的微量元素,也是土壤污染的重要来源,它可以通过沉降、雨淋、水洗等方式进入周边土壤并造成日益严重的危害^[2-4],随着土壤修复领域的快速发展,铜污染土壤的修复研究也随之成为了热点^[5]。

植物修复作为一种新兴的修复手段,主要是利用植物自身新陈代谢及根系微生物群落来吸附、挥发或稳定土壤环境中的重金属^[6]。2000年,柯文山等^[7]在大冶铜绿山铜矿区对海洲香薷中几种微量金属元素的吸收累积和分布特征进行了分析,结果显示该植物生长区的土壤中重金属元素含量很高,其中Cu的含量(平均 $5\,843\,\mu\text{g/g}$)是背景值的200多倍,证实了海洲香薷对铜具有很强的耐受性。李锋民等也研究发现海州香薷富集铜浓度最高可达 $1\,500\,\text{mg/kg}$ ^[8],但其生长缓慢、周期长且生物量较小的特征在一定程度上降低了其应用性。植物修复 Cu^{2+} 污染土壤过程中,其生物量是决定修复效率的关键因素^[9-10],苏丹草作为一年生禾本科高粱属饲料作物,具有根系发达、生长周期短、可多次刈割等特点^[11-12],对 Cu^{2+} 也具有较强的耐受能力^[13],当Cu处理浓度为 $200\,\text{mg/kg}$ 时,苏丹草根系Cu富集浓度可达 $375.1\,\text{mg/kg}$ ^[14]。研究显示黑麦草对 Cu^{2+} 的吸收能力也较强^[15],在适宜的条件下对 Cu^{2+} 的转移系数达到了0.38,对 Cu^{2+} 污染的土壤修复效率高达39%^[16],因此也广泛的应用在铜尾矿的治理中^[17-18]。

炭材料因具有较大的比表面积和阳离子交换量(CEC),以及独特的孔隙结构,被广泛的应用于重金属污染土壤修复工作中^[19-23],但炭材料的应用受限于无法分离。2010年,Chen等将 $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ 化学共沉淀在桔皮粉上,并在 $250,400,700\,^{\circ}\text{C}$ 下热解,制备出3种新型的磁性生物炭,发现磁性生物炭由纳米级磁铁矿颗粒和非晶态生物炭组成,具有混合吸附能力,能有效去除水中的有机污染物和磷酸盐。磁化炭和两性磁化炭的开发解决了炭材料无法固液分离的难题,并能够将回收材料上的污染物脱附而实现二次利用^[24-25]。炭材料及其改性材料在水体修复中具有较好的效果,对于土壤改良和修复的研究也有涉及。研究显示炭材料的单施方式对土壤结构改良、粮食增产和污染修复均具有较好的效

果^[26-27]。李文斌等^[28]研究发现炭材料添加对壤土吸附重金属有3~13倍的提升,而炭材料表施处理的水稻增产幅度显著高于常见混施^[29]。

材料修复虽然能够降低土壤中污染物的游离度,但污染物没有从土壤中消除,只是暂时不能被植物吸收。而植物修复能从根本上去除土壤污染物,且不会造成二次污染。若在植物修复的基础上配合单施具有改良和吸附效果的两性磁化炭材料,一方面能可改善土壤结构、降低土壤中有效态重金属污染含量,同时还能提升修复植物的耐污染能力,并增强植物修复效果,而目前该方面的少有研究涉及。本文拟采用盆栽试验研究在不同 Cu^{2+} 浓度和不同两性磁化炭单施方式下,牧草的生长指标和土壤有效态铜含量变化,旨在为植物—材料联合修复研究提供了参考价值。

1 材料与方法

1.1 供试材料

两性表面修饰剂采用十二烷基二甲基甜菜碱(AR,天津兴光助剂厂生产),供试活性炭购自成都市科隆化工试剂厂。供试重金属污染物: Cu^{2+} 溶液,采用 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\,\text{H}_2\text{O}$ 配制,试剂为分析纯,购于成都市科龙化工。复合肥购自北京中农研创高科技科技有限公司。

1.1.1 供试土样 供试土样为川东北典型紫色土,采自西华师范大学试验田,选取典型区域以S布点法采集耕层(0—25 cm)土样,将土样混合均匀、风干、磨碎、过100目(0.15 mm)筛,封存备用。土样pH值为8.08,CEC为 $288.46\,\text{mmol/kg}$,TOC含量为 $16.66\,\text{g/kg}$, Cu^{2+} 含量为 $18.60\,\text{mg/kg}$ 。

1.1.2 供试牧草 供试牧草为苏丹草和黑麦草,牧草种子购于亚艺花卉淘宝店,挑选饱满、成熟度好的两类种子各840粒,先用自来水冲洗干净,然后用1%高锰酸钾溶液表面消毒15 min,再用去离子水冲洗3次,最后用滤纸吸干水分,备用。

1.1.3 供试材料 磁化炭采用共沉淀法^[30]制备,制备好磁化炭后,采用湿法制备两性磁化炭^[31]。

1.2 试验设计

1.2.1 材料单施 将两性磁化炭、复合肥分别以0.5 g和1 g的质量比加入到998.5 g紫色土中混匀,盆栽

均装 1 kg 土样。

两性磁化炭的单施方式分为表施和混施。表施即将两性磁化炭仅添加在表层(0—3 cm)的土壤中,混合土样分为上下两层,上层 0.5 g 两性磁化炭、0.2 g 复合肥和 199.3 g 紫色土均匀混合,下层 799.2 g 紫色土和 0.8 g 复合肥均匀混合形成两性磁化炭表施的土样;混施则是 0.5 g 两性磁化炭、1 g 复合肥和 998.5 g 紫色土均匀混合形成两性磁化炭混施的土样;未施代表 1 g 复合肥和 999 g 紫色土混合均匀形成的土样。

1.2.2 盆栽试验 采用高 14 cm,外直径 18 cm,内直径 17.5 cm 的塑料花盆进行盆栽试验,依次加入表施、混施和未施 3 种土样及 1 L 不同浓度梯度的 Cu^{2+} 溶液, Cu^{2+} 污染设置 0(CK),100,200,400,800,1 200,1 600 mg/L 总 7 个浓度梯度,待溶液渗透均匀后,在土壤表面每盆均匀种植 40 粒种子,分别种植苏丹草和黑麦草,形成表施—苏(表施土样种植苏丹草)、混施—苏、未施—苏;表施—黑(表施土样种植黑麦草)、混施—黑、未施—黑 6 组盆栽处理。每组试验 3 个重复。

1.3 试验处理

1.3.1 牧草采集及测定 作为修复植物,牧草具有生长速度快、可多次刈割的特征,故当植物生长 35 d 后(一次刈割时间)收获,按株高从小到大排列,选取株高差异小且最接近平均株高的 5 棵为代表,测牧草的株高、叶片数等,取其平均值。然后用去离子水充分冲洗除去牧草上沾附的污物,滤去水分,分别装入牛皮袋中于烘箱中杀青(105 ℃,30 min)后烘干,称取植物地上部的质量。

1.3.2 土样采集及测定 分别采集上层(0—3 cm)和下层土样,然后将土样风干,研磨,过 100 目尼龙筛,封存备用。土壤水溶态铜含量测定采用 0.01 mol/L CaCl_2 以 1:5 的土水比振荡提取 2 h,离心 10 min (4 000 r/min),过滤后测定。酸提取态铜含量测定采用 0.01 mol/L HCl 以 1:5 的水土比加入 50 ml 具塞离心管中,静置 30 min,待气体全部排出后,振荡提取 2 h,离心 10 min (4 000 r/min),过滤后采用原子吸收分光光度计测定。

1.4 数据处理

采用 Spss 16.0 统计分析软件分析试验数据,采用 Origin 2 017 软件绘图;

2 结果与分析

2.1 单施两性磁化炭对牧草发芽率及成活率的影响

由图 1 可知,在不同 Cu^{2+} 浓度梯度下,未施—苏

处理发芽率仅在 Cu^{2+} 处理浓度为 400 mg/L 时被抑制,与 0 mg/L 相比降低了 28%。在 Cu^{2+} 处理的基础上,表施促进了苏丹草的发芽,当 Cu^{2+} 浓度高于 400 mg/L,促进作用尤为显著;而混施不利于苏丹草的发芽。随着苏丹草的生长,成活率均逐渐下降, Cu^{2+} 浓度为 400 mg/L 时未施处理上的苏丹草成活率下降最小,为 7.5%,混施增加了苏丹草在 Cu^{2+} 浓度为 200~400 mg/L 时的成活率。

不同浓度 Cu^{2+} 条件下,未施处理下黑麦草的发芽率得到了提高,最高时达到 98%,表施—黑和混施—黑均在 0 mg/L,200 mg/L 时发芽率为 100%。总体上发芽率表现为未施—黑>表施—黑>混施—黑。随着黑麦草的生长,植株少部分死亡。未施—黑在 0 mg/L Cu^{2+} 浓度下存活率最低,仅为 60%,100 mg/L 时存活率依然是最大值 100%;当 Cu^{2+} 浓度低于 200 mg/L 时,表施—黑中的发芽率高于混施—黑;在合适的浓度下,混施能够提高黑麦草的存活率。

总体上苏丹草的发芽率远低于黑麦草,表施两性磁化炭会促进苏丹草的发芽,混施有利于苏丹草在较高浓度 Cu^{2+} 中成活。而黑施加两性磁化炭对发芽率无显著影响,但在低浓度 Cu^{2+} 处理时,两性磁化炭能同时大幅度提高黑麦草的发芽率和存活率。

2.2 施加两性磁化炭对牧草株高的影响

图 2 显示两种牧草前期均增长迅猛,第 5 天时株高已达 10 cm 左右,生长期达到 25 d 后,增长速度趋于缓和。经 100 mg/L Cu^{2+} 处理后,未施—苏的株高达到最大值 20.1 cm, Cu^{2+} 处理浓度为 1 600 mg/L 时株高值最小,为 12.1 cm。表施—苏处理中,当 Cu^{2+} 浓度低于 800 mg/L, Cu^{2+} 对苏丹草表现出促进作用,高于 800 mg/L,表施和混施的条件下,株高值均显著低于 0 mg/L。

第 5 天时,不同的条件下的黑麦草株高值均大于 10 cm。未施—黑株高折线图呈集中分布,表现出对 Cu^{2+} 具有较强的耐受能力。表施中黑麦草在 Cu^{2+} 浓度为 400 mg/L 时达到最大值 29.5 cm,是该条件下长势最差的 1.7 倍,是未施—黑中长势最好的 1.3 倍。混施中的黑麦草在 Cu^{2+} 浓度为 0 mg/L 时生长最佳,最快时日均增长 2.6 cm/d,1 600 mg/L 时生长最差。

未施、表施和混施中苏丹草株高的最大值分别为 23.9 cm,23 cm 和 23.8 cm,而 3 种处理下黑麦草株高的最大值分别为 23.9 cm,29.5 cm 和 27.5 cm。与苏丹草相比较,施加两性磁化炭更有利于黑麦草的生长,其中表施的作用尤为显著。

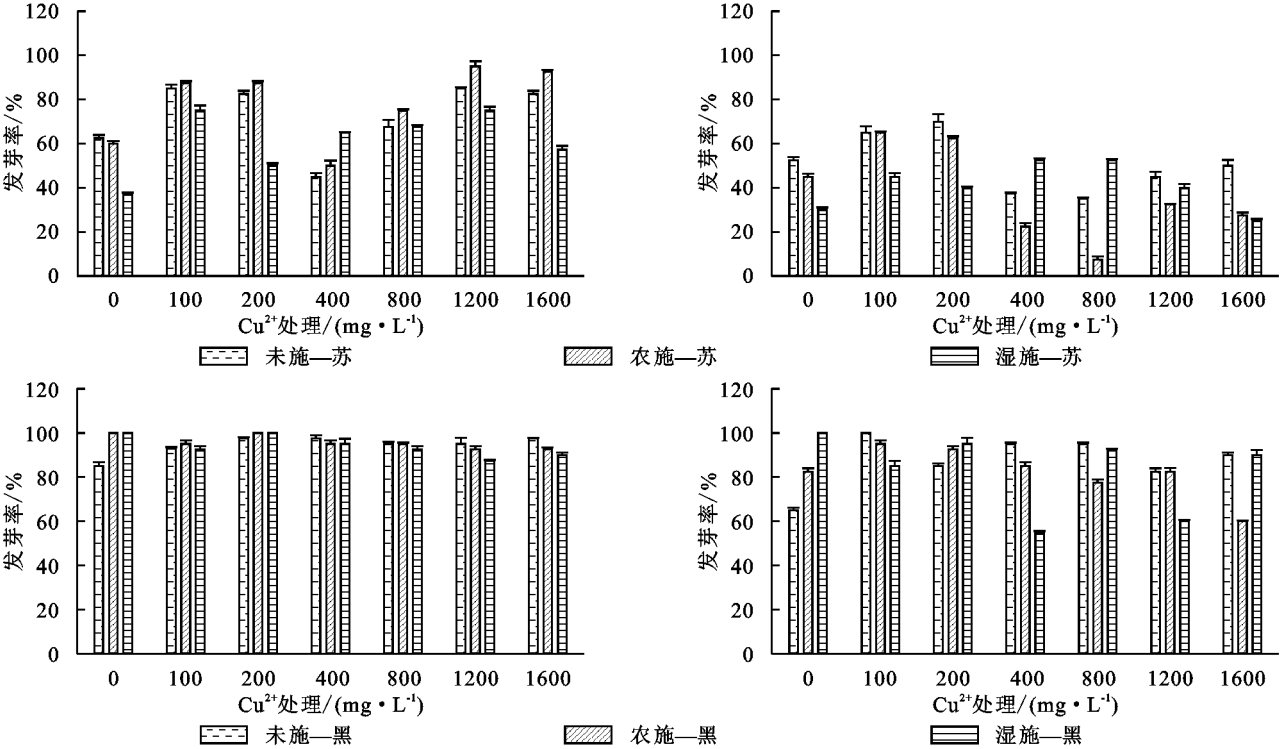


图 1 不同浓度 Cu^{2+} 处理下牧草的发芽率及存活率

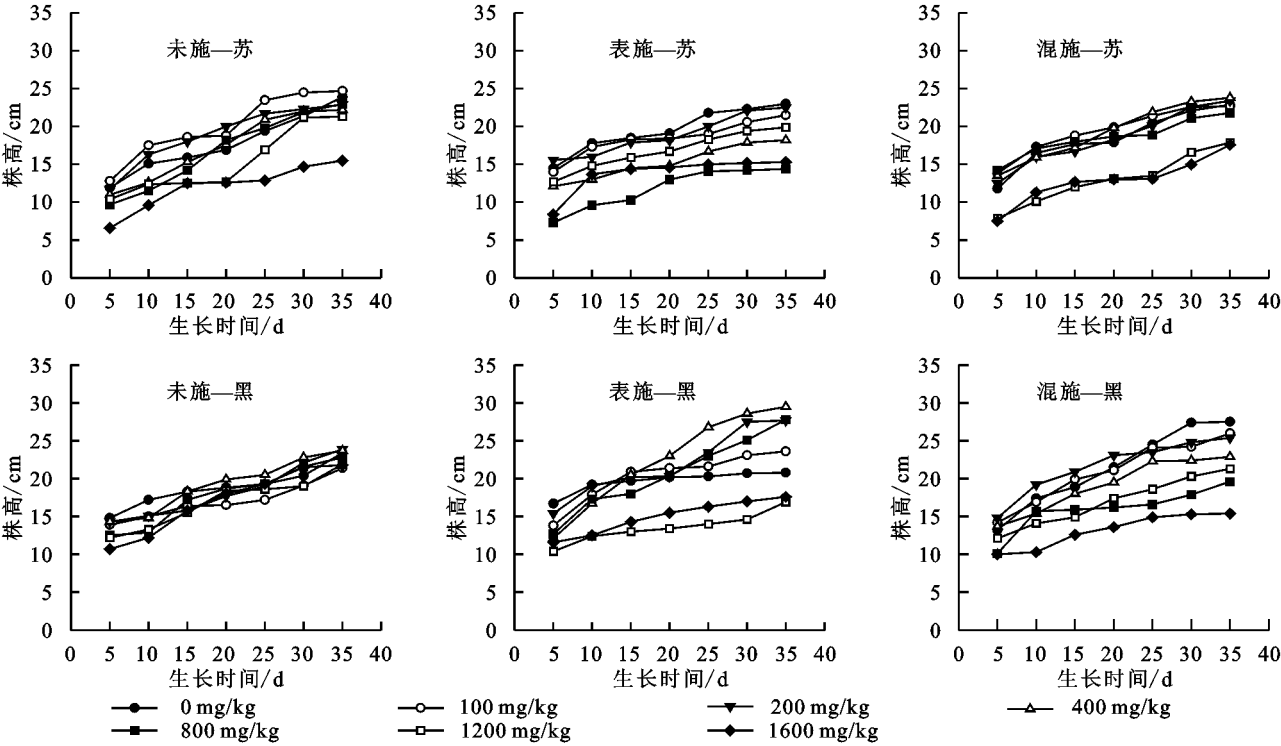


图 2 两种牧草株高随时间变化趋势

2.3 施加两性磁化炭对牧草地上部干重与鲜重的影响

从图 3 可以看出,不同条件下两种牧草鲜重与干重均随着 Cu^{2+} 处理浓度的增加而呈现先增加后减少的波动趋势。当 Cu^{2+} 处理浓度低于 200 mg/L 时,对未施和表施中的苏丹草表现出促进作用,其中未施中的苏丹草在 100 mg/L 时鲜重和干重均达到最大值,分别为 4 g 和 0.46 g;而混施中的苏丹草在 Cu^{2+} 处理浓度小于 800

mg/L 时,鲜重和干重均大于 0 mg/L。未施中的黑麦草仅有在 400 mg/L 时鲜重和干重值大于 CK,表施和混施中的黑麦草鲜重和干重的最大值分别为未施中的最大值的 1.1 倍、1.2 倍和 1.2 倍、1.1 倍。当 Cu^{2+} 处理浓度不小于 1 200 mg/L,都会显著降低黑麦草的鲜重和干重。表施两性磁化炭有助于提高苏丹草对 Cu^{2+} 的耐

受能力,而混施能提高苏丹草在 400~800 mg/L 区间中的鲜重和干重。未施处理中 Cu^{2+} 处理会略微降低了黑麦草鲜重和干重,但高浓度 Cu^{2+} 对黑麦草的

影响显著低于苏丹草,表施和混施两性磁化炭都能够大幅度增加黑麦草在 0~200 mg/L 区间中的鲜重和干重。

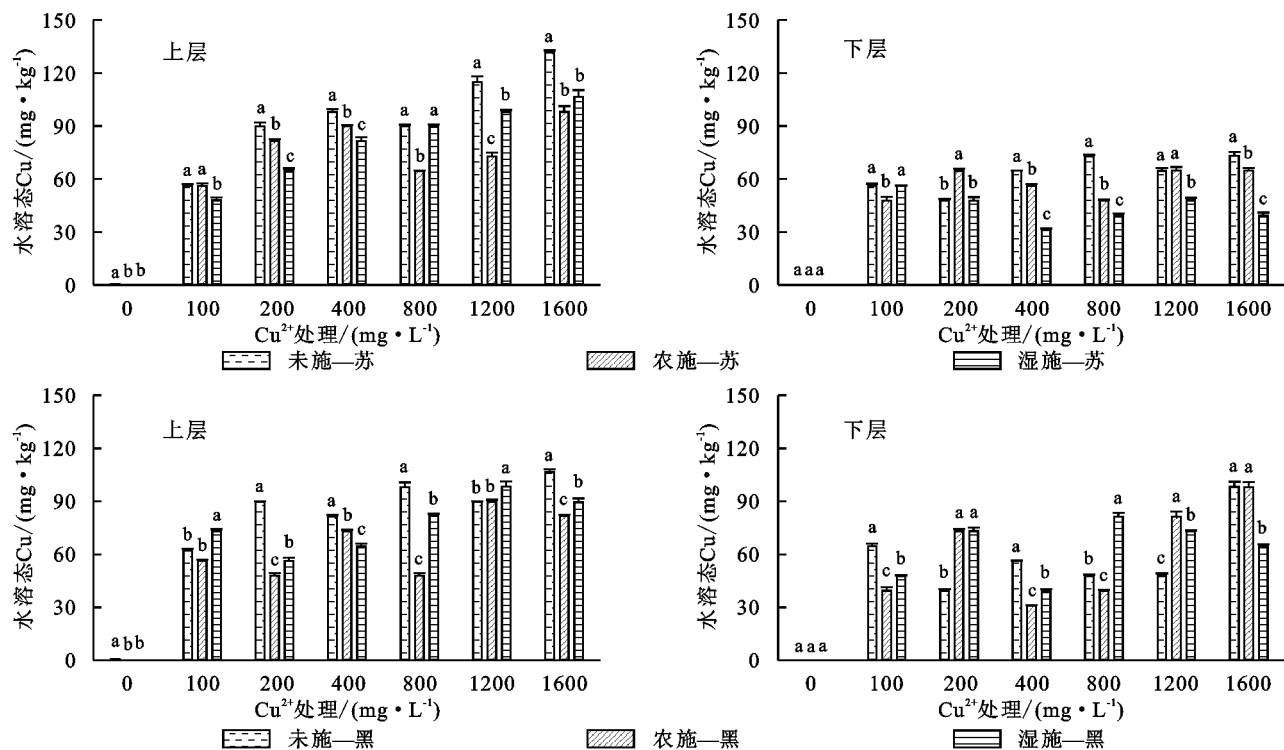


图3 不同浓度 Cu^{2+} 处理对两种牧草根系鲜重与干重的影响

2.4 单施两性磁化炭和土壤水溶态铜的影响

通过对比不同土样中水溶态 Cu^{2+} 含量(图4),随 Cu^{2+} 处理浓度的增加,水溶态 Cu^{2+} 含量也逐渐增加,单施两性磁化炭的土样中水溶态 Cu^{2+} 含量明显低于未施加处理。当 Cu^{2+} 处理浓度低于 800 mg/L 时,上层土样中水溶态 Cu^{2+} 含量表现为表施—苏<混施—苏,而下层土样为表施—苏大于混施—苏。对于黑麦草来说,上下层均表现出表施的水溶态 Cu^{2+} 含量大于混施。未施—苏上层土样水溶态 Cu^{2+} 含量高于未施—黑上层,说明黑麦草对水溶态 Cu^{2+} 的处理能力强于苏丹草,因为土壤自身对 Cu^{2+} 处具有较强的吸附能力,因此水溶态 Cu^{2+} 含量整体上保持上层高于下层的趋势。

2.5 施加两性磁化炭和土壤酸提取态铜的影响

由图5可知,随 Cu^{2+} 浓度的增加而增加,不同处理下各层次土样酸提取态 Cu 含量均逐渐增加。且整体上层土样整体高于下层土样。苏丹草上层土样酸提取态 Cu^{2+} 含量表现为表施>混施>未施,而下层表现为未施>混施>表施的趋势。黑麦草施加两性磁化炭后,上层土样酸提取态 Cu^{2+} 含量表现未施小于表施和混施的趋势,而下层表现为未施大于表施和混施的趋势。

相同条件下,黑麦草土样中的酸提取态 Cu^{2+} 含量普遍低于苏丹草,这主要与牧草能通过提取、挥发、稳定和根系过滤等方式降低土壤中 Cu^{2+} 含量^[32],且

黑麦草对 Cu^{2+} 的耐受能力又强于苏丹草有关。

3 讨论

苏丹草仅在 Cu^{2+} 浓度为 400 mg/L 时,发芽率低于 0 mg/L。在牧草后续生长中,当土壤中重金属含量超过某一临界值时,就会影响牧草根尖细胞有丝分裂,并通过改变其的生理生化过程而影响生长发育^[33-34]。 Cu^{2+} 浓度过高会抑制牧草生长,甚至致死。苏丹草经高浓度 Cu^{2+} 处理后,茎底端逐渐变黑腐化,叶片枯萎,导致植株大面积死亡,浓度越高,该现象越明显;黑麦草对 Cu^{2+} 的耐受能力强于苏丹草,1 600 mg/L 时黑麦草依然大量存活,但植株矮小羸弱,叶片发黄且细短。

在不经 Cu^{2+} 处理时,单施两性磁化炭大幅度提高了黑麦草的发芽率和存活率。施加低浓度 Cu^{2+} 的同时施加两性磁化炭,能进一步增加牧草的叶面积和叶片数,使其茎部粗壮,缩短分蘖所需时间,不同牧草表施和混施的生长情况有所不同,但都表现为协同作用,混施两性磁化炭能增加苏丹草在 400~800 mg/L 区间中的鲜重和干重,而表施和混施都能够显著提高黑麦草在 0~200 mg/L 区间中的鲜重和干重;高浓度下,施加两性磁化炭不能起到理想的拮抗作用,牧草长势较差。

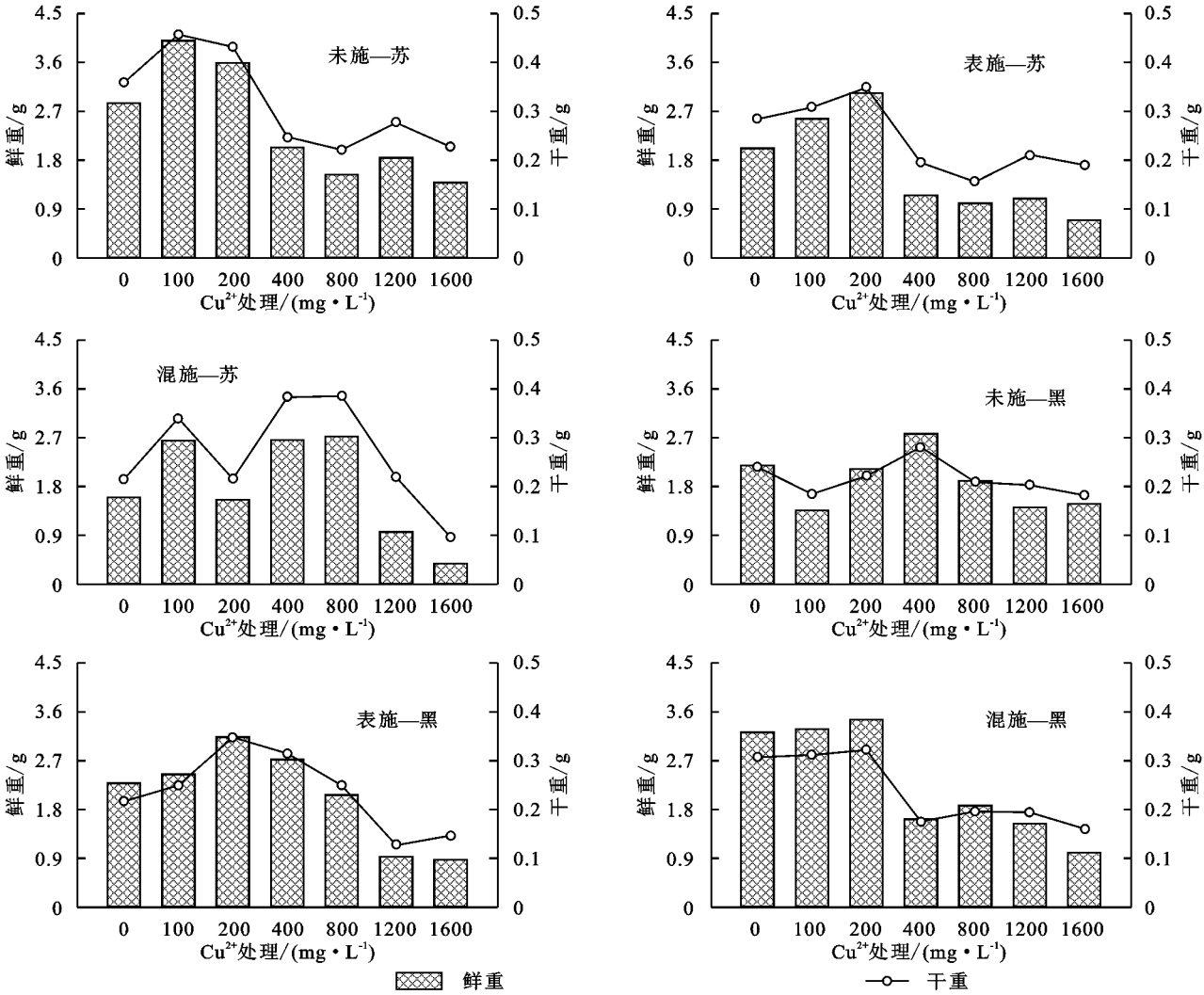


图 4 不同土样水溶态 Cu^{2+} 含量

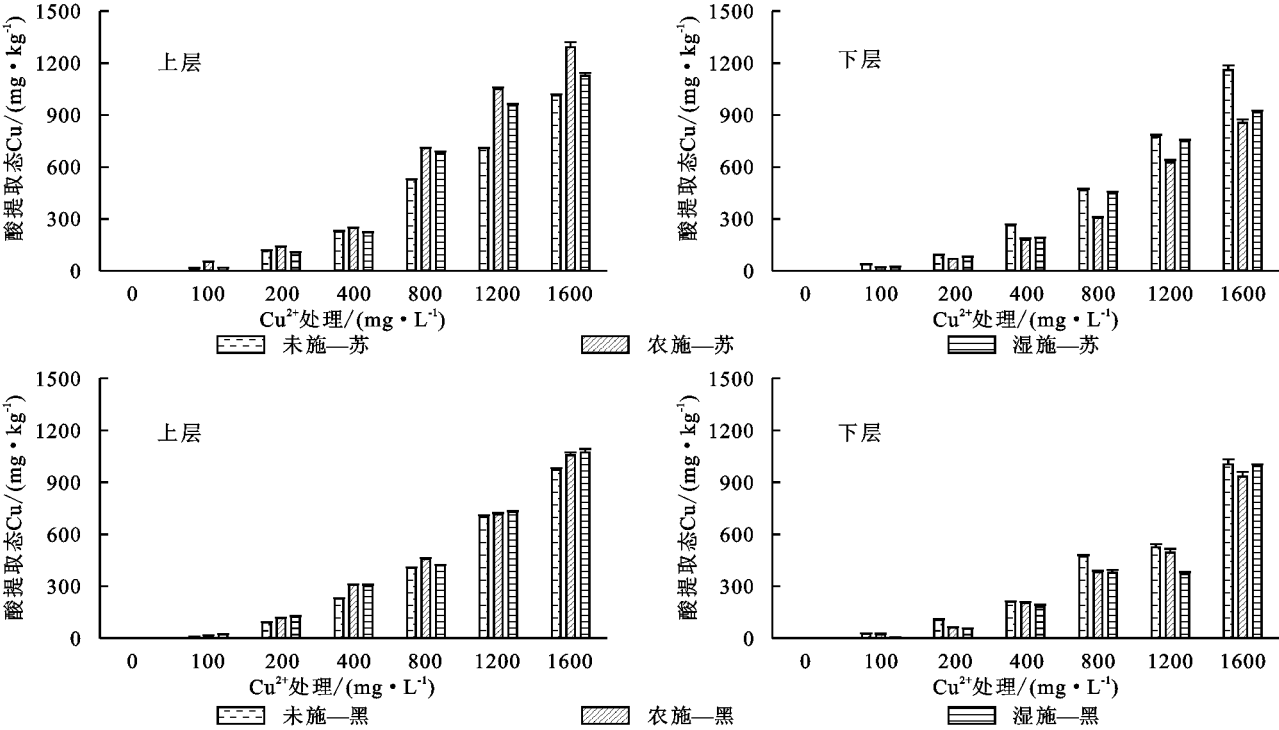


图 5 不同土样酸提取态 Cu^{2+} 含量

由表 1 可以看出,不同条件下的苏丹草以及黑麦草各项生理指标之间有较为密切的正相关关系,不同条件下的苏丹草株高与叶片数,地上鲜重与地上干重成极显著相关,黑麦草地上鲜重与地上干重成极显著相关,其余各项指标之间无显著性相关关系。苏丹草各项生理指标整体相关性表现为混施最高、表施次之、未施最低的趋势,黑麦草不同条件下各项生理指标整体相关性无明显差异。

表 1 两种牧草各生理指标的相关分析

处理		株高/cm	叶片数/片	地上鲜重/g	地上干重/g
未施—苏	株高/cm	1	0.9184**	0.6542	0.6009
	叶片数/片		1	0.5462	0.5396
	地上鲜重/g			1	0.9744**
	地上干重/g				1
表施—苏	株高/cm	1	0.9483**	0.8863*	0.8991*
	叶片数/片		1	0.7612	0.7760
	地上鲜重/g			1	0.9269**
	地上干重/g				1
混施—苏	株高/cm	1	0.9420**	0.8272	0.7283
	叶片数/片		1	0.8894*	0.7778
	地上鲜重/g			1	0.9638**
	地上干重/g				1
未施—黑	株高/cm	1	0.7783	0.8154*	0.6532
	叶片数/片		1	0.5692	0.5079
	地上鲜重/g			1	0.9158**
	地上干重/g				1
表施—黑	株高/cm	1	0.5606	0.7119	0.8533*
	叶片数/片		1	0.8032	0.7066
	地上鲜重/g			1	0.9202**
	地上干重/g				1
混施—黑	株高/cm	1	0.7360	0.7883	0.7294
	叶片数/片		1	0.6651	0.6015
	地上鲜重/g			1	0.9780**
	地上干重/g				1

注: ** 或 * 分别表示在 $p=0.01$ 或 $p=0.05$ 水平上相关显著,在自由度 $f=4$, $p=0.01$ 时 $r=0.917\ 2$, $p=0.05$ 时 $r=0.811\ 4$ 。

4 结 论

(1) 在未经 Cu^{2+} 处理时,表施和混施两性磁化炭都能大幅度提高黑麦草的发芽率和存活率; Cu^{2+} 处理后,未施中苏丹草的发芽率仅在 Cu^{2+} 处理浓度为 400 mg/L 时被抑制,表施两性磁化炭有利于苏丹草的发芽,混施能够提高黑麦草在合适 Cu^{2+} 浓度下存活率。

(2)表施两性磁化炭有助于提高苏丹草对 Cu^{2+} 的耐受能力,混施能增加苏丹草在 $400\sim 800\text{ mg/L}$ 区间中的生物量,而 Cu^{2+} 浓度低于 200 mg/L 时,表施和混施两性磁化炭都有利于两种牧草生长。

(3) 各土样上的苏丹草和黑麦草株高前期增长迅速,后期趋于缓和,与苏丹草相比较,单施两性磁化

Cu^{2+} 污染土样上的苏丹草各生理指标相关性整体上强于黑麦草。通过对各土壤水溶态 Cu^{2+} 含量以及酸提取态 Cu^{2+} 含量进行测定发现,相同条件下黑麦草对水溶态 Cu^{2+} 的处理能力强于苏丹草,且黑麦草土样中的酸提取态 Cu^{2+} 含量普遍低于苏丹草,两种 Cu^{2+} 含量均表现出上层高于下层的趋势。施加两性磁化炭能有效固定 Cu^{2+} ,减弱高浓度 Cu^{2+} 对牧草的迫害,且表施强于混施,低浓度时表施更有利于牧草的生长。

炭更有利于黑麦草的生长,其中表施的作用尤为显著。同时显著性检验结果表明,苏丹草以及黑麦草各项生理指标之间均保持中度以上正相关关系。

(4) 单施两性磁化炭的土样中水溶态 Cu^{2+} 含量明显低于未施处理。相同条件下,黑麦草土样中的酸提取态 Cu^{2+} 含量普遍低于苏丹草,水溶态 Cu^{2+} 含量和酸提取态 Cu^{2+} 含量整体上都保持上层高于下层的趋势。

参考文献:

[1] Fakoyade S, Onianwa P. Heavy metal contamination of soil and bioaccumulation in Guinea grass (*Panicum maximum*) around Ikeja Industrial Estate, Lagos, Nigeria [J]. Environmental Geology, 2002,43(1/2):145-150.

[2] 邓红艳,李文斌,郑莹,等.两性膨润土增强不同层次紫色土吸附 Cu^{2+} 的研究[J].地球与环境,2018,46(4):

- 403-409.
- [3] 程望斌,周勇,邹丹,等.食品中常见的重金属污染及检测方法研究[J].湖南理工学院学报:自然科学版,2012,25(3):69-72.
- [4] Li W B, He H X, Deng H Y, et al. Physiological characteristics of two pastures on different copper polluted purple soils [J]. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2018,27(7):4789-4796.
- [5] 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.
- [6] Peraltavidea J R, Lopez M L, Narayan M, et al. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants:implications for the food chain[J]. *International Journal of Biochemistry & Cellbiology*, 2009,41(8):1665-1677.
- [7] 柯文山,王万贤,杨毅.海洲香薷种群微量金属元素的累积分布特征[J].环境科学与技术,2000,90(S1):41-44.
- [8] 李锋民,熊治廷,胡洪营.海州香薷对铜的蓄积及铜的毒性效应[J].环境科学,2003,24(3):30-34.
- [9] 魏树和,周启星,王新.18 种杂草对重金属的超积累特性研究[J].应用基础与工程科学学报,2003,11(2):152-160.
- [10] 樊有赋,陈晔,詹寿发,等.超积累植物与重金属污染的植物修复技术[J].河北农业科学,2007,11(5):73-75.
- [11] 彭红云,杨肖娥.香薷植物修复铜污染土壤的研究进展[J].水土保持学报,2005,19(5):197-201.
- [12] 王璐,何琳燕,盛下放.耐铜苏丹草根内生细菌的分离筛选及其生物学特性研究[J].土壤,2016,48(1):95-101.
- [13] 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.
- [14] 王小玲,高柱,黄益宗,等.铜胁迫对 3 种草本植物生长和重金属积累的影响[J].生态毒理学报,2014,9(4):699-706.
- [15] Santibáñez C, Verdugo C, Ginocchio R. Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids:implications for metal uptake and productivity of *Lolium perenne*[J]. *Science of the Total Environment*, 2008,395(1):1-10.
- [16] 谷超,梁隆超,陈卓.4 种牧草植物对红枫湖底泥中重金属污染的植物修复研究[J].环境工程,2015,33(7):148-151.
- [17] 王友保,吴亭亭,燕傲蕾,等.铜对铜尾矿区黑麦草铜耐性与积累特性的影响[J].土壤通报,2012,43(3):731-736.
- [18] 郝秀珍,周东美,薛艳,等.天然蒙脱石和沸石改良对黑麦草在铜尾矿砂上生长的影响[J].土壤学报,2005,42(3):434-439.
- [19] 郭文娟,梁学峰,林大松,等.土壤重金属钝化修复剂生物炭对镉的吸附特性研究[J].环境科学,2013,34(9):3716-3721.
- [20] Regmi P, Moscoso J L G, Kumar S, et al. Removal of copper and cadmium from aqueous solution using switchgrass biochar produced via hydrothermal carbonization process[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012,109(17):61-69.
- [21] Inyang M, Gao B, Yao Y, et al. Removal of heavy metals from aqueous solution by biochars derived from anaerobically digested biomass[J]. *Bioresource Technology*, 2012,110(2):50-56.
- [22] 吕宏虹,宫艳艳,唐景春,等.生物炭及其复合材料的制备与应用研究进展[J].农业环境科学学报,2015,34(8):1429-1440.
- [23] Chen B L, Chen Z M, Lv S F. A novel magnetic biochar efficiently sorbs organic pollutants and phosphate [J]. *Bioresource Technology*, 2010,102(2):716-723.
- [24] Tan X F, Liu Y G, Gu Y L, et al. Biochar-based nanocomposites for the decontamination of wastewater: A review[J]. *Bioresource Technology*, 2016,212(4):318-333.
- [25] 江美琳,金辉,邓聪,等.生物炭负载 Fe_3O_4 纳米粒子的制备与表征[J].农业环境科学学报,2018,37(3):592-597.
- [26] Pandey V, Patel A, Patra D D. Biochar ameliorates crop productivity, soil fertility, essential oil yield and aroma profiling in basil (*Ocimum basilicum*, L.) [J]. *Ecological Engineering*, 2016,90(6):361-366.
- [27] 李帅霖,王霞,王朔,等.生物炭施用方式及用量对土壤水分入渗与蒸发的影响[J].农业工程学报,2016,32(14):135-144.
- [28] 李文斌,孟昭福,吴琼,等.添加复合吸附剂对壤土吸附非和 Cr(VI)的影响[J].环境科学,2016,37(11):4419-4427.
- [29] 王悦满,高倩,薛利红,等.生物炭不同施加方式对水稻生长及产量的影响[J].农业资源与环境学报,2018,35(1):58-65.
- [30] Wan D, Li W B, Wang G H, et al. Adsorption and heterogeneous degradation of rhodamine B on the surface of magnetic bentonite material[J]. *Applied Surface Science*, 2015,349(9):988-996.
- [31] 李婷,孟昭福,张斌.两性修饰膨润土对苯酚的吸附及热力学特征[J].环境科学,2012,33(5):1632-1638.
- [32] 李玉宝,夏锦梦,论东东.土壤重金属污染的 4 种植物修复技术[J].科技导报,2017,35(11):47-51.
- [33] Romanowska E, Wróblewska B, Drożak A, et al. Effect of Pb ions on superoxide dismutase and catalase activities in leaves of pea plants grown in high and low irradiance[J]. *Biologia Plantarum*, 2008,52(1):80-86.
- [34] Seregin I V, Kozhevnikova A D. Physiological role of nickel and its toxic effects on higher plants[J]. *Russian Journal of Plant Physiology*, 2006,53(2):257-277.