

巢湖底泥改良铜尾矿对3种豆科植物生长及基质有效氮组分的影响

王育鹏¹, 沈章军², 张震¹

(1. 安徽农业大学资源与环境学院, 安徽合肥 230039; 2. 合肥师范学院生命科学学院, 安徽合肥 230061)

摘要:以铜尾矿砂为盆栽基质,加入不同比例腐熟风干巢湖底泥为处理模式,盆栽3种豆科植物菽麻(*Crotalaria juncea*)、紫穗槐(*Amorpha fruticosa*)和洋槐(*Robinia pseudoacacia*),研究巢湖底泥改良铜尾矿对豆科植物生长发育及基质无机氮素组分的影响.结果表明:①洋槐和菽麻叶绿素a、叶绿素b、叶绿素a+b值均表现最大;3种豆科植物叶绿素a/b比值在0.89至1.18之间,且随着巢湖底泥添加比例的增加,均有增大的趋势;在同一底泥比例处理方式中,菽麻叶绿素a、叶绿素b、叶绿素a+b值均显著高于紫穗槐和洋槐($P < 0.05$).②随着巢湖底泥比例的增加,3种植物叶片中SOD和POD酶活性均表现出逐渐变大的趋势.③添加巢湖底泥改良处理后,3种豆科植物生长的尾矿基质中均以硝态氮为有效氮的主要形态,达到总无机氮含量的85.5%~93.84%.④添加巢湖底泥改良处理后,尾矿基质中铵态氮、硝态氮含量分别表现为:紫穗槐是对照的1.00~1.34倍和1.18~1.57倍;菽麻是对照的1.33~3.24倍和0.74~1.10倍;洋槐是对照的0.85~1.16倍和1.03~1.09倍.综合分析表明,巢湖底泥可有效改良铜尾矿基质营养条件,促进植物生长;在改良条件下3种植物均可作为铜尾矿人工植物修复物种,其中菽麻最优.

关键词:铜尾矿;底泥;豆科植物;无机氮

中图分类号:S143 **文献标识码:**A **doi:**10.3969/j.issn.0253-2778.2014.08.009

引用格式: Wang Yupeng, Shen Zhangjun, Zhang Zhen. Effect of Chaohu Lake sediment on inorganic nitrogen components of copper tailings and growing development of three leguminous species[J]. Journal of University of Science and Technology of China, 2014,44(8):689-696.

王育鹏,沈章军,张震. 巢湖底泥改良铜尾矿对3种豆科植物生长及基质有效氮组分的影响[J]. 中国科学技术大学学报,2014,44(8):689-696.

Effect of Chaohu Lake sediment on inorganic nitrogen components of copper tailings and growing development of three leguminous species

WANG Yupeng¹, SHEN Zhangjun², ZHANG Zhen¹

(1. School of Resources and Environment, Anhui Agricultural University, Hefei 230039, China;
2. School of Life Sciences, Hefei Normal University, Hefei 230061, China)

Abstract: To study the effect of Chaohu Lake sediment on inorganic nitrogen components of copper tailings and the growing development of leguminous plants, three leguminous plants *Crotalaria juncea*, *Amorpha*

收稿日期:2014-03-27;修回日期:2014-06-03

基金项目:安徽省教育厅省级质量工程项目(2013zy019),安徽省高校自然科学基金(kj2013b214),高等学校博士学科点专项科研基金(20123418120008),环保部公益性行业科研项目(201209028)资助.

作者简介:王育鹏(通讯作者),男,1976年生,硕士/讲师.研究方向:环境生态学. E-mail: ypengwang@hotmail.com

fruticosa, and *Robinia pseudoacacia* were potted in copper mine tailings sand as matrix with rotten airing Chaohu Lake sediment according to different mixing proportions. The results showed that the values of chlorophyll a, chlorophyll b and chlorophyll a+b of the leaves in *C. juncea* and *R. pseudoacacia* were the biggest. The ratios of chlorophyll a/b of the three leguminous plants were between 0.89 and 1.18. With the raising of Chaohu Lake sediment contents in the matrix, the ratios of chlorophyll a/b of plants increased. In the same treatment, the values of chlorophyll a and chlorophyll b, chlorophyll a+b in *C. juncea* were significantly higher than those of *A. fruticosa* and *R. pseudoacacia* ($P < 0.05$). The activities of SOD and POD in the three kinds of plant leaves increased with the increase in the proportion of Chaohu Lake sediment. Nitrate nitrogen was the main form of availability nitrogen in the treatment matrix with the 3 kinds of leguminous plants growing, whose content reached 85.5% ~ 93.84% of the total inorganic nitrogen content. After adding the Chaohu Lake sediment, ammonium nitrogen and nitrate nitrogen contents in the matrix were both raised; 1.00~1.34 times and 1.34~1.57 times the value of the control in *A. fruticosa* matrix, 1.33~3.24 times and 0.74 ~ 1.10 times the value of the control in *C. juncea* matrix, and 0.85~1.16 times and 0.85~1.09 times of the control in *R. pseudoacacia* matrix. Comprehensive analysis shows that Chaohu Lake sediment can effectively improve the nutrition conditions of copper tailings matrix and promote plant growth. Under the improved nutrition condition, all three plants can be used as ecological restoration plants in tailings, among which *C. juncea* is the best.

Key words: copper mine tailings; sediment; leguminous plants; inorganic nitrogen

0 引言

铜尾矿是矿石经机械磨碎和精选的粒径在 35 μm 的细粉砂粒,缺乏黏粒物质,尾矿矿物颗粒多呈分散状态,难以形成一定的结构。由于质地砂性,持水保肥能力差,土壤的各种养分和有机质含量很低^[1]。尾矿的不良理化特性和不稳定性导致植物的种子难以萌发,幼苗不易定居,植物难以正常生长发育^[2-3]。

营养元素,尤其是氮,是许多陆地生态系统中植物生长的重要影响因子,也是影响群落第一性生产力的重要因素之一^[4]。不仅限制着植物的生长发育,而且对植物群落乃至生态系统的发展、演化也产生重要影响^[5]。土壤中植物可利用性氮主要以铵态氮和硝态氮两种无机氮形式存在。研究表明,植物生长能够有效增加尾矿基质中 N, P 等主要养分的积累^[6],且不同植物对基质中 N, P 等营养成分的影响存在差异性^[7]。

巢湖是中国四大淡水湖之一。近年来,随着其周边人口密集性的增加,生产和生活所产生的大量营养物质流入其中,造成富营养化严重。藻类大爆发后的沉积物以及雨水带入的地表有机物质形成了巢湖湖底丰富的营养底泥。清除湖底富营养底泥成为防止巢湖水质污染的最主要方法之一。同时,以湖泊或

河流底泥改良基质营养条件进行室内实验和生产活动成为农学和生态学研究热点。

紫穗槐 (*Amorpha fruticosa*)、洋槐 (*Robinia pseudoacacia*)、菽麻 (*Crotalaria juncea*) 是 3 种大型豆科植物,在安徽广泛栽培^[8]。本研究选择上述 3 种豆科植物,以腐熟风干巢湖底泥作为改良材料,通过室内盆栽试验,研究添加巢湖底泥对铜尾矿基质中有效氮组分及 3 种豆科植物生长发育的影响,以便为铜尾矿废弃地的人工生态修复提供参考。

1 材料和方法

1.1 试验设计

1.1.1 试验材料

铜尾矿取自铜陵市杨山冲尾矿场内 (30°46' ~ 31°08'N, 117°42' ~ 118°11'E)。杨山冲尾矿场海拔较高,三面环山,一面筑坝,由尾矿排放堆积而成。该尾矿场坝高约 100 m,面积达 20 hm^2 ,停止排放时间约为 25 a,且该库人为干涉较少,风蚀、水蚀较严重。坝体为人工恢复坡面,主要包括 9 种优势植物种群,其中包括紫穗槐和洋槐两种木本豆科植物。尾矿场西北角有人工恢复试验地,栽种决明、菽麻、金鸡菊和五节芒等植物,其中菽麻和金鸡菊生长良好。

尾矿基质基本营养条件为:氨氮 2.32×10^{-6}

(质量分数,下同),硝氮 92.25×10^{-6} ,总氮 257.83×10^{-6} ,有效磷 13.22×10^{-6} ,总磷 5.34×10^{-3} . 巢湖底泥于 2012 年 3 月采集于东半湖的湖滨区域,自然风干后磨碎备用. 紫穗槐、洋槐、菽麻 3 种植物种子购自江苏宝丰花卉苗木有限公司.

1.1.2 盆栽方法

将自然风干的尾矿和巢湖底泥研磨后过 2 mm 筛. 以 4 kg 尾矿为植物盆栽基质,分别加入腐熟巢湖风干底泥 0,200,400,700,1 000,1 200 g 混匀,记作 C0,C1,C2,C3,C4,C5 处理方式,装入直径为 25 cm、深为 50 cm 的塑料花盆中,放置 1 周备用.

将 3 种植物种子用自来水冲洗数次后,挑去有虫蚀、裂口或成熟度低的种子,再用 0.1% HgCl 溶液消毒 10 min,蒸馏水冲洗干净. 播种于温室花盆中,深约 1.0 cm,每盆 30 粒种子,种子萌发后每盆保留 5 株健壮植株,定期浇水、测定.

每种处理方式设置 3 个重复,3 种植物共栽植 54 盆. 生长时间为 60 d.

1.2 样品处理和分析方法

1.2.1 植物生长状况测定

自播种后第 20 d 开始每周测量一次植物的株高、冠幅. 生长至第 60 d 时,将植株与栽培基质分离开,用自来水将植株根系上的尾矿清洗干净,测量根长.

1.2.2 基质样品的处理

栽培结束后的尾矿基质风干后,研磨、过筛,用于基质氮素含量的分析.

1.2.3 分析方法

尾矿基质中无机氮以 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCl 提取(尾矿质量:溶液体积=1 g:5 mL),振荡 30 min,过滤,滤液中的铵态氮、硝态氮和亚硝态氮含量分别用苯酚-次氯酸钠分光光度法、紫外分光光度法和 N-1 萘-乙二胺比色法测定^[9];叶绿素含量采用丙酮和乙醇混合液(1:1)浸提,分光光度法测定^[10];超氧化物歧化酶(SOD)活性测定,采用 Fridorich 的氧兰四唑(NBT)还原法^[11];过氧化物酶(POD)活性测定,采用分光光度法,在 470 nm 波长下测定光密度的变化值,即每毫克鲜叶每分钟吸光度变化值表示酶活性,其单位为 $\text{U} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$.

1.3 数据的处理和分析

试验数据用 SPSS17.0 软件处理,One-Way ANOVA(Duncan 检验)用于多重比较($P < 0.05$),双变量相关分析采用 Pearson 相关系数.

2 结果与分析

2.1 巢湖底泥改良处理对植物体叶绿素的影响

对植物叶片的叶绿素含量进行检测表明(表 1),添加巢湖底泥改良处理后,叶绿素 a、叶绿素 b、叶绿素 a+b 值分别表现为:紫穗槐是未添加巢湖底泥处理的 1.07~1.39 倍、1.05~1.18 倍、0.92~1.01 倍;菽麻是未添加巢湖底泥处理的 1.04~1.32 倍、1.07~1.33 倍、1.09~1.24 倍;洋槐是未添加巢湖底泥处理的 1.07~1.30 倍、1.01~1.40 倍、1.05~1.35 倍. 紫穗槐和菽麻叶绿素 a 值在 C4 和 C5 处理时,表现为显著大于 C3 之前处理;洋槐的叶绿素 a 值在添加巢湖底泥处理的各模式间并未表现出差异性. 菽麻和洋槐的叶绿素 b 值在 C4 和 C5 处理时,表现为显著大于前面 3 种添加巢湖底泥处理方式;紫穗槐的叶绿素 b 和叶绿素 a+b 值在各模式间并未表现出差异性. 菽麻的叶绿素 a+b 值在添加巢湖底泥处理的各模式间并未表现出差异性;洋槐的叶绿素 a+b 值仅在 C5 处理时表现出显著大于 C2 之前的处理. 3 种豆科植物叶绿素 a/b 比值为 0.92~1.08.

在同一处理方式中,菽麻和洋槐的叶绿素 a、叶绿素 b、叶绿素 a+b 值均显著高于紫穗槐($P < 0.05$). 在 C3~C5 处理方式中,叶绿素 a、叶绿素 b、叶绿素 a+b 值除在 C3 处理时表现为洋槐>菽麻外,其他均为菽麻>洋槐>紫穗槐. 在 C1,C2 处理中,叶绿素 a、叶绿素 b 表现为洋槐>菽麻>紫穗槐(表 1).

分析不同处理组中植物叶片内的 SOD 和 POD 酶活性的变化(表 1),发现两种酶活性在 3 种植物中均表现为随着基质中巢湖底泥比例的增加而变大的趋势,但在 C3,C4 和 C5 处理组间并未表现出显著的差异性. 植物间 SOD 和 POD 酶活性的比较发现,洋槐显著大于菽麻和紫穗槐.

2.2 巢湖底泥改良处理对豆科植物形态指标的影响

添加巢湖底泥改良处理生长 60 d 后,菽麻、紫穗槐和洋槐的株高分别表现为未添加巢湖底泥处理的 1.23~1.67 倍、1.43~2.17 倍和 1.24~2.09 倍(图 1).

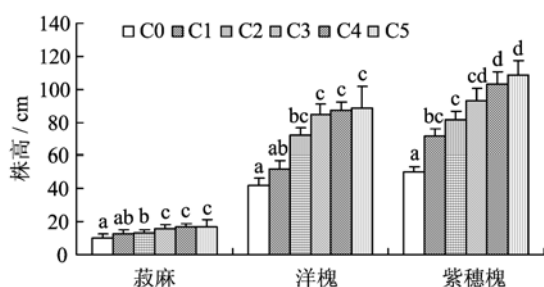
统计分析表明,菽麻和洋槐的株高从 C2 处理组后与未添加巢湖底泥处理组(C0)有显著差异($P < 0.05$);紫穗槐株高在所有巢湖底泥改良组均

表 1 不同改良方式下 3 种豆科植物体内生理指标变化

Tab. 1 Chlorophyll content of three legume species under different amendments

植物	处理方式	叶绿素 a 质量分数/(10 ⁻³)	叶绿素 b 质量分数/(10 ⁻³)	叶绿素 a+b 质量分数/(10 ⁻³)	叶绿素 a/b	SOD/(U· mg ⁻¹ ·min ⁻¹)	POD/(U· mg ⁻¹ ·min ⁻¹)
紫穗槐	C0	0.61±0.05Aa	0.60±0.06Aa	1.39±0.08Aa	1.00±0.10Aa	0.82±0.02Aa	1.56±0.07Aa
	C1	0.65±0.10Aa	0.63±0.09Aa	1.28±0.18Aa	1.02±0.04Aa	0.79±0.02Aa	1.87±0.09AbDC2
	C2	0.68±0.08Aab	0.64±0.10Aa	1.29±0.16Aa	1.04±0.05Aa	0.97±0.03Ab	1.88±0.13Abc
	C3	0.78±0.11Abc	0.66±0.11Aa	1.31±0.16Aa	1.15±0.08Ab	1.25±0.02Ac	2.18±0.09Ad
	C4	0.81±0.13Ac	0.71±0.10Aa	1.39±0.17Aa	1.14±0.06Ab	1.24±0.04Ac	2.19±0.11Ad
	C5	0.85±0.13Ac	0.71±0.12Aa	1.41±0.16Aa	1.15±0.06Ab	1.26±0.03Ac	2.24±0.13Ad
菽麻	C0	1.05±0.08Ba	1.04±0.07Ba	2.09±0.16Ba	1.16±0.04Ab	0.78±0.01Aa	1.61±0.08Aa
	C1	1.09±0.06Ba	1.11±0.08Bab	2.21±0.14Bab	0.98±0.01Ab	0.84±0.02Ab	1.78±0.12Aab
	C2	1.15±0.06Ba	1.24±0.09Bb	2.40±0.14Bb	0.92±0.01Aa	0.84±0.07Ab	1.89±0.09AbDC3
	C3	1.10±0.11Ba	1.24±0.18Bb	2.44±0.23Bb	0.99±0.02Aa	0.97±0.12Abc	1.97±0.11Ab
	C4	1.34±0.12Bb	1.35±0.08Bc	2.59±0.23Bb	1.09±0.03Ab	1.21±0.12Ac	2.18±0.08Ac
	C5	1.39±0.14Bb	1.38±0.13Bc	2.55±0.30Bb	1.12±0.02Ab	1.25±0.09Ac	2.25±0.13Ac
洋槐	C0	1.01±0.04Ba	0.96±0.13ABa	1.86±0.19Ba	1.04±0.05Aa	0.94±0.02Ba	2.18±0.08Ba
	C1	1.09±0.12Bab	1.12±0.15Ba	1.95±0.31Bab	1.06±0.07Aa	0.96±0.02Ba	2.27±0.12Bab
	C2	1.16±0.13Bab	1.25±0.15Bab	2.21±0.30Bb	1.15±0.07Ab	1.52±0.03Bb	2.40±0.07Bb
	C3	1.21±0.17Bb	1.25±0.17Bab	2.39±0.24Bbc	1.22±0.03Ab	1.89±0.12Bc	2.75±0.10Bc
	C4	1.28±0.15Bb	1.28±0.16Bb	2.48±0.22Bbc	1.20±0.02Ab	1.81±0.07Bc	2.77±0.11Bc
	C5	1.31±0.15Bb	1.34±0.14Bb	2.51±0.21Bc	1.28±0.09Ab	1.88±0.09Bc	2.73±0.09Bc

【注】表中同列内不同大写字母表示同一基质处理方式中各植物间的差异达 0.05 显著水平, 同列内不同小写字母表示同一植物各处理方式间的差异达 0.05 显著水平。



注: 图中不同小写字母表示差异达 0.05 显著水平, 下同

图 1 巢湖底泥改良对植物株高的影响
Fig. 1 Effects of tailings amelioration by Chaohu Lake sediment on plant height

显著大于未添加巢湖底泥处理组(C0) ($P < 0.05$) (图 1)。在各处理组中, 菽麻的株高在 C3, C4 和 C5 组要显著大于 C1 和 C2 组 ($P < 0.05$), 但 C3, C4 和 C5 组间并未表现出显著的差异性; 洋槐的株高在 C2~C5 组之间差异性不明显, 但在 C3, C4 和 C5 组要显著大于 C1 组; 紫穗槐株高在 C4 和 C5 处理组表现为显著大于 C1 和 C2 组 ($P < 0.05$) (图 1)。

从图 2 可以看出, 菽麻、洋槐和紫穗槐的冠幅在添加巢湖底泥处理组生长 60 d 后分别是未添加巢湖底泥处理的 1.24~1.65 倍、1.69~2.90 倍和 1.32~2.03 倍。

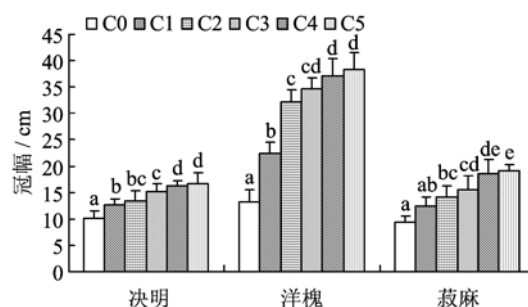


图 2 巢湖底泥改良对植物冠幅的影响
Fig. 2 Effects of tailings amelioration by Chaohu Lake sediment on crown width

统计分析表明, 菽麻和洋槐的冠幅在所有巢湖底泥改良组均显著大于未添加巢湖底泥处理组(C0) ($P < 0.05$); 紫穗槐冠幅从 C2 改良组后均显著大于未添加巢湖底泥处理组(C0) ($P < 0.05$) (图 2)。在各处理组间, 菽麻的冠幅在 C4 和 C5 组要显著大于其他处理组, 在 C3 组也显著大于 C1 组 ($P < 0.05$); 洋槐和菽麻的冠幅在 C4 和 C5 组要显著大于 C1 和 C2 组 ($P < 0.05$), 但在 C2 和 C3 组之间差异不显著(图 2)。

添加巢湖底泥改良处理生长 60 d 后, 紫穗槐、洋槐和菽麻根长分别是未添加巢湖底泥处理的 1.49~3.56 倍、1.39~2.51 倍和 1.37~2.99 倍。

统计分析表明,紫穗槐、洋槐和菽麻的根长在所有巢湖底泥改良组均显著大于未添加巢湖底泥处理组(C0)($P < 0.05$)(图 3). 在各处理组,紫穗槐的根长在 C4 和 C5 组间无显著差异,在 C1 和 C2 组间也无显著差异,但在 C4 和 C5 组要显著大于其他处理组($P < 0.05$);洋槐和菽麻的根长在 C3, C4 和 C5 组间无显著差异性,但均显著大于 C1 和 C2 组($P < 0.05$)(图 3).

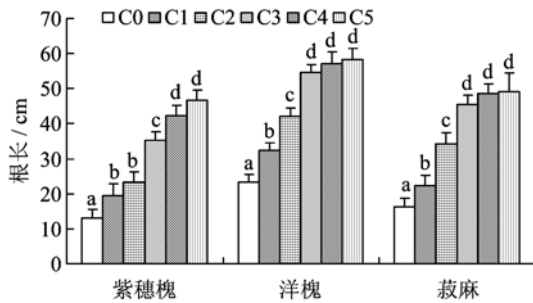


图 3 巢湖底泥改良对植物根长的影响

Fig. 3 Effects of tailings amelioration by Chaohu Lake sediment on root length

2.3 巢湖底泥改良处理尾矿栽种豆科植物对基质有效态氮组分的影响

添加巢湖底泥改良处理后(表 2),3 种豆科植物生长的尾矿基质中总无机氮含量为 $17.87 \times 10^{-6} \sim 34.81 \times 10^{-6}$ (质量分数),且在不同处理条件下变化较为复杂. 紫穗槐和菽麻总体表现为:低的有效氮条件(C0 组)胁迫植物改变了氮的存在形态,从而提高了基质无机氮的含量;但随着巢湖底泥添加比例的提高,基质中无机氮的含量表现出逐渐趋于稳定且大于空白组的特征. 其中,紫穗槐 C3 处理组尾矿基质中总无机氮含量(质量分数 27.18×10^{-6})高于未添加巢湖底泥处理组(C0)的含量(质量分数 24.56×10^{-6});菽麻 C2 处理组尾矿基质中总无机氮含量(质量分数 34.81×10^{-6})高于未添加巢湖底泥处理组(C0)的含量(质量分数 32.15×10^{-6}). 洋槐添加巢湖底泥组基质中无机氮含量均表现为大于空白组(C0).

尾矿基质中的无机氮均以硝态氮为有效氮的主要形态(表 2). 添加巢湖底泥改良处理后,尾矿基质中铵态氮、硝态氮含量分别表现为:紫穗槐是未添加巢湖底泥处理的 1.00~1.34 倍和 1.18~1.57 倍;菽麻是未添加巢湖底泥处理的 1.33~3.24 倍和 0.74~1.10 倍;洋槐是未添加巢湖底泥处理的 0.85~1.16 倍和 1.03~1.09 倍. 亚态硝氮在栽培 3 种

豆科植物的尾矿基质中含量均较低. 分析表明(表 2),紫穗槐 C4 和 C5 处理组尾矿基质中铵态氮含量与未添加巢湖底泥处理组(C0)有显著差异($P < 0.05$);菽麻 C3, C4 和 C5 处理组尾矿基质中铵态氮含量与未添加巢湖底泥处理组(C0)有显著差异($P < 0.05$);洋槐各处理组基质中铵态氮含量与未添加巢湖底泥处理组(C0)未表现出显著的差异性. 3 种豆科植物各组尾矿基质中硝态氮含量之间均未表现出显著差异性表现.

在同一基质处理方式中(表 2),C5 处理时栽培 3 种豆科植物的尾矿基质中铵态氮含量均达到最大值,其中菽麻尾矿基质中铵态氮含量为 4.12×10^{-6} (质量分数),显著高于紫穗槐和洋槐($P < 0.05$). 在其他各处理方式中,草本菽麻生长基质中的硝态氮和总无机氮含量均表现为略大于木本的紫穗槐和洋槐(表 2).

3 讨论

氮素是植物生长过程中必需的大量元素,大多数植物基本上依赖于土壤供给,其中无机氮是植物可利用性氮的主要形式. 无机氮主要为铵态氮(NH_4^+)和硝态氮(NO_3^-),这两种氮也最易被植物吸收,直接影响到陆地生态系统的生产力^[12]. 铵态氮在好气条件下很容易被微生物硝化成硝态氮,所以陆生植物主要吸收的往往是 NO_3^- . 不同群落下土壤中总无机氮含量与土壤理化性质及微生物性质的差异有关^[13]. 豆科植物具有固定游离态的氮素、改善基质有效态含量的特性. 本研究发现,巢湖底泥改良后,3 种大型豆科植物在 C4 或 C5 处理组尾矿基质中总无机氮含量均表现为大于未添加巢湖底泥组(C0),表明巢湖底泥改良尾矿基质能够增加总无机氮含量. 安宗胜等^[14]研究铜陵杨山冲铜尾矿废弃地发现,裸地中无机氮以铵态氮为主,而植物群落下尾矿中无机氮以硝态氮为主. 张宏等^[15]的研究也表明植物群落下尾矿中无机氮以硝态氮为主. 在本研究中,3 种豆科植物的尾矿基质均以硝态氮为有效氮的主要形态,且硝态氮含量远高于安宗胜研究结果,而铵态氮含量较低,亚态硝氮含量则更少. 这可能有两方面原因:①植物生长有利于增强硝化作用,其作用机理可能是植物生长能增加基质中水分和氧气含量,好氧条件下土壤中硝化细菌的数量迅速增加,提高了土壤的硝化活性^[16];②巢湖底泥中可能含有大量具有硝化活性的微生物,提高了土壤的硝

表 2 不同改良方式下尾矿无机氮组分质量分数($\times 10^{-6}$)Tab. 2 Mass fractions of inorganic nitrogen components to copper tailings under different amendments ($\times 10^{-6}$)

植物	处理	铵态氮	硝态氮	亚态硝氮	总无机氮
紫穗槐	C0	2.63±0.60aA	22.09±11.79aA	0.62±0.28bB	24.56±11.35aA
	C1	2.64±0.81aA	15.28±6.55aA	0.17±0.01a	17.87±7.15aA
	C2	3.02±1.02aB	18.02±10.10aA	0.43±0.14abB	21.47±9.83aA
	C3	3.12±0.21abA	23.88±14.00aA	0.16±0.07a	27.18±13.99aA
	C4	3.45±0.41bA	23.32±11.03aA	0.17±0.03a	27.23±11.45aA
	C5	3.52±0.44bA	24.02±9.08aA	0.16±0.00a	27.62±13.33aA
菽麻	C0	1.27±0.53aA	30.17±6.24abA	—	32.15±2.32aA
	C1	1.86±0.24aA	22.45±6.45aA	0.39±0.08b	24.34±6.61aA
	C2	1.69±0.51aA	33.06±13.92bA	0.16±0.02aA	34.81±11.31aA
	C3	3.32±0.92bB	27.45±5.61abA	0.18±0.09aAB	31.48±4.53aA
	C4	3.61±0.98bB	29.45±4.75abA	0.20±0.11abAB	33.43±5.23aA
	C5	4.12±1.31bB	29.32±5.23abA	0.18±0.08aAB	34.17±4.78aA
洋槐	C0	2.26±0.25aB	24.14±2.17aA	0.20±0.06aA	26.54±1.85aA
	C1	1.91±0.34aA	26.32±11.71aA	0.16±0.09aA	28.22±9.97aA
	C2	2.54±0.47aA	26.15±9.76aA	0.28±0.11aAB	28.84±9.28aA
	C3	2.63±0.43aA	24.82±10.87aA	0.33±0.07ab	27.84±10.92aA
	C4	2.61±0.46aA	25.32±9.87aA	0.35±0.08b	28.37±9.75aA
	C5	2.63±0.51aA	25.13±10.22aA	0.39±0.09b	28.24±10.11aA

【注】表中同列内不同小写字母表示同一植物各处理方式间的差异达到 0.05 显著水平,同列内不同大写字母表示同一处理方式中各植物间的差异达 0.05 显著水平。

化速率,从而促进了土壤的硝化作用^[17]。草本菽麻在各种尾矿基质中铵态氮含量、硝态氮和总无机氮含量均高于木本的紫穗槐和洋槐,说明菽麻能够更有效地提高尾矿基质中有效态氮的含量,更能适应尾矿的氮元素营养胁迫环境。

叶绿素是绿色植物进行光合作用的物质基础,叶绿素含量的高低和色素种类的差异都会直接影响光合作用的效率^[18]。在本试验中,同一巢湖底泥比例处理方式中,菽麻叶绿素 a、叶绿素 b、叶绿素 a+b 比值均显著高于紫穗槐和洋槐,说明菽麻光合作用能力最强,这一方面与物种本身的特性有关,同时也与该物种对尾矿基质的适应性和耐性有关。植物叶绿素中以叶绿素 a 为重要色素,叶绿素 b 和类胡萝卜素等都是辅助色素。叶绿素 a/b 比值是衡量叶片对重金属耐受性的一个相对敏感的生理指标^[19]。大多数情况下,叶绿素 a 对叶绿素 b 的比值是 3:1^[20]。在本研究中,3 种豆科植物叶绿素 a/b 比值均在 0.89 至 1.18 之间(表 1),表明在相同处理条件下叶绿素 a 所受到的重金属伤害比叶绿素 b 大,这是因为重金属首先破坏叶绿素 a 的缘故,具体作用机理可能是重金属抑制原叶绿素酸酯还原酶合成和影响了氨基酮戊酸的合成^[21-22]。随着巢湖底泥添加比例的增加,3 种豆科植物叶绿素 a/b 比值均有增

大的趋势(表 1),说明巢湖底泥改良能够缓解尾矿基质中重金属对叶片的毒害作用,有利于提高叶片光合作用能力,这与袁敏、张宏等^[15,23]的研究结论一致。

利用有机废弃物如生活垃圾、污泥等能够成功地促进金属废弃地植被修复^[24]。Santibanez 等^[25]、Odell 等^[26]的研究均表明,添加有机废弃物如生活污水、堆肥等改良铜尾矿基质能有效促进植物生长,增大植物株高、冠幅、根长。在本研究中,巢湖底泥改良铜尾矿基质能够促进 3 种豆科植物生长,提高植物株高、冠幅、根长。营养元素,尤其是氮和磷,是许多陆地生态系统中植物生长的重要影响因子,也是影响群落第一性生产力的重要因素之一^[4]。而腐熟巢湖底泥中富含有机质和 N、P 等营养元素,巢湖底泥改良后基质中 N、P 养分供给增加,有利于植物生长,株高、冠幅、根长等形态学指标均随之增大。运用有机质改良措施(如生活污水、生物肥料等)能够明显降低土壤中重金属的生物有效性,减少重金属对植物的毒害^[27-28],这是由于有机肥中的腐殖质能够通过络合、螯合反应,固定重金属,显著降低基质中有效态金属积累^[29]。适应植物种的选择是铜尾矿植被重建的关键之一。在本研究中,菽麻在自身生长状况和提高尾矿基质有效氮含量方面均表现出优于紫

穗槐和洋槐的特性,可作为铜尾矿复垦优先选择的植物种。

4 结论

巢湖底泥能够有效改良铜尾矿氮营养条件,促进3种豆科植物生长。具体结论如下:

(I) 巢湖底泥处理尾矿后,基质氮养分的有效态含量明显增加,且以硝态氮为主。

(II) 巢湖底泥处理尾矿后,3种豆科植物均能正常生长,其中菽麻的叶绿素值、形态和生理指标均要优于紫穗槐和洋槐。

(III) 3种豆科植物生长均能有效地影响基质有效氮含量。表明添加巢湖底泥可作为改良尾矿此类受损生态系统营养条件的有效手段,在改良条件下3种植物均可作为铜尾矿人工植物修复物种,其中以菽麻最优。

尾矿废弃地是一类具有非常严酷基质条件的原生裸地,除了含有毒物质(如重金属)之外,营养贫瘠也是限制植物正常生长的最主要因素之一。对于此类受损生态系统的人工修复,目前主要从改变废弃地基质理化性质和筛选耐性植物两个方面入手。本研究丰富了矿业废弃地恢复生态学的理论,也为此类生态系统的人工修复提供了参考方法。

参考文献(References)

- [1] Liu Fucheng, Sun Qingye, Gu Yeping. The impacts of the bad properties of Tonling copper mine tailings on vegetation rehabilitation and the control countermeasures [J]. *Resource Development & Market*, 1999, 15(3):147-149.
刘付程, 孙庆业, 顾也萍. 铜陵铜矿尾矿的不良特性对植被重建的影响与治理对策[J]. *资源开发与市场*, 1999, 15(3): 147-149.
- [2] Conesa H M, Robinson B H, Schulin R, et al. Growth of *Lygeum spartum* in acid mine tailings: Response of plants developed from seedlings, rhizomes and at ? old conditions [J]. *Environmental Pollution*, 2007, 145: 700-707.
- [3] 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.
- [4] Aerts R, Chapin F S. The mineral nutrition of wild plants revisited: A re-evaluation of processes and patterns [J]. *Advances in Ecological Research*, 2000, 30: 1-67.
- [5] Hurek T, Reinhold-Hurek B. *Azoarcus* sp strain BH72 as a model for nitrogen-fixing grass endophytes [J]. *Journal of Biotechnology*, 2003, 106 (2/3): 169-178.
- [6] Yang S X, Liao B, Li J T, et al. Acidification, heavy metal mobility and nutrient accumulation in the soil-plan system of a revegetated acid mine wasteland [J]. *Chemosphere*, 2010, 80:852-859.
- [7] Lei D M, Duan C Q. Restoration potential of pioneer plants growing on lead-zinc mine tailings in Lanping, southwest China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20:1 202-1 209.
- [8] 《安徽植物志》协作组. 安徽植物志 [M]. 合肥: 安徽科学技术出版社, 1985.
- [9] 刘光松. 土壤理化分析与剖面描述 [M]. 北京: 中国标准出版社, 1996: 33-37.
- [10] 郝再彬, 苍晶, 徐仲, 等. 植物生理实验 [M]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学出版社, 2004.
- [11] Fridorich I. The biology of oxygen radical [J]. *Science*, 1978, 201: 875-880.
- [12] 韩兴国, 李凌浩, 黄建辉. 生物地球化学概论 [M]. 北京: 高等教育出版社, 1999: 197-244.
- [13] Mo Jiangming, Peng Shaolin, Fang Yunting, et al. Apreliminary study on the dynamics of bio-available nitrogen in soils of pine-broad leaf mixed forest in Dinghuashan Biosphere Re-serve [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21 (3): 492-497.
莫江明, 彭少麟, 方运霆, 等. 鼎湖山马尾松阔叶混交林土壤有效氮动态的初步研究 [J]. *生态学报*, 2001, 21 (3): 492-497.
- [14] An Zongsheng, Zhan Jing, Sun Qingye. Changes of nitrogen components in wastelands of copper mine tailings with the formation of natural plant communities [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30 (21): 5 958-5 966.
安宗胜, 詹婧, 孙庆业. 自然植物群落形成过程中铜尾矿废弃地氮素组分的变化 [J]. *生态学报*, 2010, 30(21): 5 958-5 966.
- [15] Zhang Hong, Shen Zhangjun, Yang Guide, et al. Effect of chicken manure-amended on Inorganic nitrogen components of copper mine tailings and growing development of three leguminous species [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(11): 2 285-2 293.
张宏, 沈章军, 阳贵德, 等. 鸡粪改良对铜尾矿基质中无机氮组分及3种豆科植物生长发育的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(11): 2 285-2 293.
- [16] Li Siliang, Liu Congqiang, Xiao Huayun. Microbial effect on nitrogen cycle and nitrogen isotope fractionation on the earth's surface: A review [J].

- Geology-Geochemistry, 2002, 30(4): 40-45.
- 李思亮, 刘丛强, 肖化云. 地表环境氮循环过程中微生物作用及同位素分馏研究综述 [J]. 地质地球化学, 2002, 30(4): 40-45.
- [17] Fan Xiaohui, Zhu Zhaoliang. Nitrification and denitrification in upland soils [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2002, 33(5): 385-391.
- 范晓晖, 朱兆良. 旱地土壤中的硝化-反硝化作用 [J]. 土壤通报, 2002, 33(5): 385-391.
- [18] Lv Yulan, Huang Jiaxiang, Wang Yuequan. Effects of magnesium fertilizer on chlorophyll content of leaves and fruit quality of Ber (*Zizyphus mauritiana* Lam.) [J]. Chinese Journal of Tropical Agriculture, 2010, 30(12): 17-19.
- 吕玉兰, 黄家雄, 王跃全. 镁肥对台湾青枣叶片叶绿素含量和果实品质的影响 [J]. 热带农业科学, 2010, 30(12): 17-19.
- [19] Xie Jianchun, Zhao Juan, Yang Shiyong. Effects of copper mine tailings on growth and physiological functions of brassica campestris [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2009, 25(2): 74-79.
- 谢建春, 赵娟, 杨世勇. 铜尾矿对油菜生长和生理功能的影响 [J]. 生态与农村环境学报, 2009, 25(2): 74-79.
- [20] 杨世杰. 植物生物学 [M]. 北京: 科学出版社, 2000.
- [21] Sun Jian, Tie Baiqing, Qian Zhan, et al. The combined eco-toxicological effect of Cd, Pb, Cu, Zn and As pollution on a hybrid rice seedling and the critical value [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2006, 37(5): 981-985.
- 孙健, 铁柏清, 钱湛, 等. Cd、Pb、Cu、Zn、As 复合污染对杂交水稻苗的联合生理毒性效应及临界值 [J]. 土壤通报, 2006, 37(5): 981-985.
- [22] Stobart A K, Griffiths W T, Ameen-Bukhari I, et al. The effect of Cd²⁺ on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley [J]. Plant Physiol, 1985, 63: 293-298.
- [23] Yuan Min, Tie Baiqing, Tang Meizhen, et al. Effects of different modifiers on growth and chlorophyll content of *Eulaliopsis binata* growing on soil polluted by lead/zinc gangue [J]. Rural Eco-Environment, 2005, 21(4): 54-57.
- 袁敏, 铁柏清, 唐美珍, 等. 改良剂对铅锌尾矿污染土壤上龙须草生长和叶片叶绿素含量的影响 [J]. 农村生态环境, 2005, 21(4): 54-57.
- [24] Walker D J, Clemente R, Bernal M P. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste [J]. Chemosphere, 2004, 57: 215-224.
- [25] Santibanez 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: 1-10.
- [26] Odell R, Silk W, Green P, et al. Compost amendment of Cu-Zn minespoil reduces toxic bioavailable heavy metal concentrations and promotes establishment and biomass production of *Bromus carinatus* (Hook and Arn) [J]. Environmental Pollution, 2007, 148: 115-124.
- [27] Kumar G P, Yadav S K, Thawale P R, et al. Growth of *Jatropha curcas* on heavy metal contaminated soil amended with industrial wastes and *Azotobacter-A* greenhouse study [J]. Bioresource Technology, 2008, 99: 2 078-2 082.
- [28] Chiu K K, Ye Z H, Wong M H. Growth of *Vetiveria zizanioides* and *Phragmites australis* on Pb/Zn and Cu mine tailings amended with manure compost And sewage sludge: A greenhouse study [J]. Bioresource Technology, 2006, 97: 158-170.
- [29] Wu Qingqing, Ma Junwei, Jiang Lina. Effect of poultry and household garbage manure on the growth of *Amaranth tricolor* L. and heavy metals accumulation in soils [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2010, 29(7): 1 302-1 309.
- 吴清清, 马军伟, 姜丽娜, 等. 鸡粪和垃圾有机肥对苋菜生长及土壤重金属积累的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(7): 1 302-1 309.