

假俭草和海滨雀稗对土壤铅污染胁迫的生理反应

王恺, 刘一明, 王兆龙

(上海交通大学农业与生物学院, 上海 200240)

摘要:通过盆栽试验研究了假俭草 *Eremochloa ophiuroides* 和海滨雀稗 *Paspalum vaginatum* 2 种草坪植物在 3 000 和 6 000 mg/kg 铅浓度胁迫下的生理变化。结果表明, 2 种草坪植物在不同铅浓度胁迫下呈现明显的差异。在 3 000 mg/kg 铅浓度胁迫下, 假俭草的叶片叶绿素含量、光化学效率和渗透势均未出现显著 ($P < 0.05$) 变化; 处理后 12 d 叶片电导率显著上升, 24 d 叶片相对含水量显著下降; 目测质量虽然在 4 d 时即开始显著下降, 但在整个试验期间仍维持在可接受草坪质量(6.0)之上。在 6 000 mg/kg 铅浓度胁迫下, 假俭草的所有生理指标在 4 d 即出现显著变化, 12 d 植物完全枯死。在 3 000 mg/kg 铅浓度胁迫下, 海滨雀稗的叶片光化学效率、渗透势、叶绿素含量不仅没有下降, 反而分别于 12、16 和 24 d 显著高于对照; 电导率和草坪目测质量则与对照无显著差异 ($P > 0.05$); 叶片相对含水量虽然在 12 d 时出现显著下降, 但在 24 d 时又恢复到了对照水平。在 6 000 mg/kg 铅浓度胁迫下, 海滨雀稗的叶绿素含量未出现显著下降; 叶片电导率在 4 d 即开始显著上升, 渗透势、相对含水量和光化学效率在 4 d 显著下降, 但分别于 12、16、20 和 24 d 恢复到对照水平; 草坪目测质量虽然低于对照, 但仍维持在可接受草坪质量之上。上述结果说明海滨雀稗在 6 000 mg/kg 浓度的土壤铅污染下仍能修复铅污染带来的伤害, 其耐铅性要显著高于假俭草。

关键词:海滨雀稗; 假俭草; 土壤; 铅胁迫

中图分类号: S688.4; Q945.78

文献标识码: A

文章编号: 1001-0629(2010)02-0032-07

铅(Pb)是土壤中最普遍的重金属污染物之一。土壤铅污染主要来源于与铅相关的工业生产和机动车的尾气排放^[1], 城市和工矿区是土壤铅污染的重灾区。一些城郊的农田土壤中铅含量已高于背景值的 100 多倍, 种植的粮食、蔬菜等农作物也受到了污染^[1-2]。铅污染物的水土流失与扩散是城市与矿区周边农田土壤污染的重要途径, 因此, 对重度铅污染的尾矿和城镇土壤的修复或固定是控制铅污染的重要手段。1983 年美国科学家 Chaney^[3] 首次提出了植物修复技术的概念, 即利用某些能够富集重金属的植物清除土壤重金属污染。植物对重金属污染极强的耐受能力是植物修复技术的首要条件。草坪植物能够形成致密的地表覆盖, 可以有效地减少污染土壤因雨水冲刷所造成的流失和扩散, 同时, 草坪植物还能美化绿化环境^[4-5]。因此, 在重度铅污染的尾矿和城市土壤上种植高度耐铅能力的草坪植物, 可以有效地降低铅污染向周边农田的扩散, 减少铅污染对

人体健康的危害。目前已有不少关于草坪植物对铅胁迫反应的报道。谢传俊^[6]、王慧忠^[7]、王艳^[8]、孙小霞^[9]等侧重研究了草坪植物对铅胁迫的生理生化响应。李科云^[10]等在冶炼厂重污区对 10 种草进行了铅、砷、镉、铜等复合污染下的耐污筛选。袁敏^[11]、夏汉平^[12]等侧重研究了铅锌尾矿污染土壤的改良处理对草坪植物修复重金属污染的影响。朱燕华^[13]则针对性研究了 6 种草坪植物的耐铅性和铅富集能力, 结果表明高羊茅 *Festuca arundinacea* 的铅富集转运能力最强, 但耐铅性差, 限制了它在铅污染植物修复技术上的应用; 海滨雀稗 *Paspalum vaginatum* 耐铅性最强, 但铅转运能力最差, 富集的铅大多积累在根部, 可作为固定土壤铅污染的改良植物; 假俭草

* 收稿日期: 2009-08-02
基金项目: 上海市科委项目(073119N02); 国家科技支撑计划(2006BAD01A19, 2006BAD16B09)
作者简介: 王恺(1983-), 男, 江苏扬州人, 在读硕士生。
E-mail: zitoo@sju.edu.cn
通信作者: 王兆龙 E-mail: turf@sju.edu.cn

Eremochloa ophiuroides 的铅富集转运能力及耐铅性均较好,可用于铅污染土壤的植物修复。为此,以2种能固定或修复土壤铅污染的草坪植物海滨雀稗和假俭草为材料,研究其在铅胁迫下的生理变化差异,不仅有助于深入研究植物对铅胁迫的适应机制及铅对植物的毒害机理,还可为铅污染植物修复技术的植物筛选和铅污染地区的绿地建设规划提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料 供试的草坪材料分别为假俭草和海滨雀稗,均取自上海交通大学农业与生物学院实验农场草坪试验地。

1.2 试验设计 盆栽试验,采用高16 cm,边长17 cm的正方形塑料花盆,栽培基质为混合沙土[沙:土=1:2(V/V)],每盆栽5 kg基质土壤。从试验地选取长势均一的假俭草和海滨雀稗草皮铲出,洗净后定植于盆中。待草坪草正常生长2个月后,正常管理,草坪修剪高度设定为10 cm。

土壤铅污染处理设置3 000 mg/kg和6 000 mg/kg 2个水平,用 $Pb(NO_3)_2$ 配成溶液一次性浇入土壤,按每盆土壤5 kg计,3 000和6 000 mg/kg处理的盆中分别均匀加入浓度为240 g/L的 $Pb(NO_3)_2$ 溶液100和200 mL,使2种草坪浇灌后土壤 Pb^{2+} 浓度均达到设定值。为了避免 NO_3^- 所带来的N营养不平衡,用 NH_4NO_3 溶液平衡对照和3 000 mg/kg铅处理,使之达到6 000 mg/kg处理的氮素营养水平。对照及处理均设4次重复。分别于0、4、8、12、16、20、24 d时进行生长指标和生理指标测定。测定后浇水灌溉1次,底部渗出水倒回盆内,以避免 Pb^{2+} 的流失。

1.3 测定项目与方法

1.3.1 草坪质量评定 目测法,参照美国NTEP的标准,以草坪的色泽、密度、质地、均一性进行评分。最好质量为9级,死亡草坪为0级,6级为最低可接受的草坪质量。

1.3.2 叶片相对含水量 参照张志良的方法^[14]并改进,即随机剪取草坪叶片,吸干表面水分,称其鲜质量(m_f);然后去离子水中浸泡5 h,称其饱

和质量(m_t);最后在105℃的烘箱中杀青30 min,80℃烘干24 h后称其干质量(m_d)。计算公式:

$$\text{叶片相对含水量} = \frac{m_f - m_d}{m_t - m_d} \times 100\%$$

1.3.3 叶片电导率 试管中加入10 mL去离子水,用DDS-320型数显电导率仪测初电导率 S_0 ($S_0 < 0.4$);将随机剪取的草坪叶片用去离子水洗净,吸干叶片上的水分,准确称取0.2 g,然后剪成1 cm的小段置于已测初电导率值的试管中,振荡24 h后测其电导率值 S_1 ;最后将试管封口置于沸水浴中30 min以杀死植物组织,取出试管冷却至室温,测其电导值 S_2 。按以下公式计算相对电导率:

$$L = \frac{S_1 - S_0}{S_2 - S_0} \times 100\%$$

1.3.4 叶片渗透势 随机剪取叶片,去离子水中浸泡6~8 h,取出擦干叶面水分后,用锡箔纸包裹置于液氮中1 h,取出后榨汁,汁液用VA-PRO5520渗透压计测定叶片渗透势。

1.3.5 叶绿素含量 采用张志良的方法^[14]测定。

1.3.6 叶片光化学效率 用 F_v/F_m 的大小来表示叶片光化学效率。 F_v/F_m 用OS1-FL型叶绿素荧光仪测定。

1.4 数据分析 采用SAS 9.1软件进行数据统计分析。

2 结果与分析

2.1 铅处理对草坪目测质量的影响 草坪目测质量是衡量草坪植物生长状态最直观指标,假俭草和海滨雀稗在铅胁迫下的目测质量变化见图1。假俭草在6 000 mg/kg铅处理后目测质量立即显著下降($P < 0.05$),12 d时完全枯黄死亡;3 000 mg/kg铅处理后其目测质量4 d时也显著下降,但一直高于可接受水平6级。海滨雀稗在6 000 mg/kg铅处理下的目测质量4 d时显著下降,但一直维持在可接受水平6级以上;在3 000 mg/kg铅处理下其目测质量16 d时超过对照,但无显著差异($P > 0.05$)。

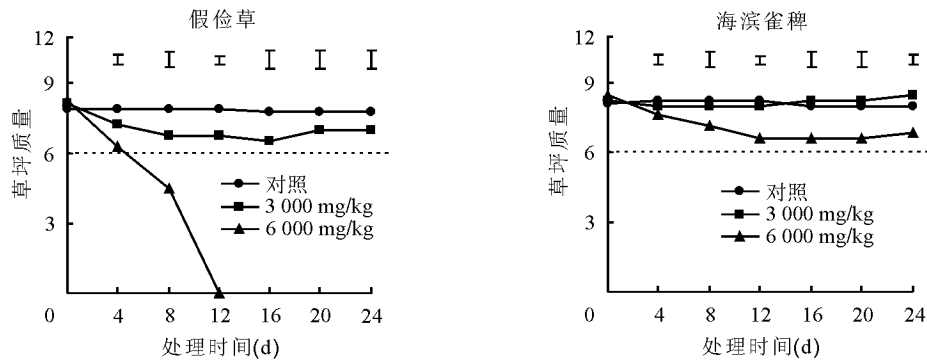


图1 不同铅浓度处理对草坪草目测质量的影响

注:图中各处理时间上方的竖线表示本处理天数时不同铅浓度处理间的差异显著性(LSD_{0.05}值)。下图同。

2.2 铅处理对叶片电导率的影响 由图2可以看到叶片电导率的变化趋势:假俭草在6 000 mg/kg铅处理下的叶片电导率4 d时上升至76.8% ($P < 0.05$),此时的细胞膜已受到严重破坏;其在3 000 mg/kg铅处理下的叶片电导率上升但未超过30%,12 d时显著高于对照。海滨雀稗在6 000 mg/kg铅处理下的叶片电导率4 d时达到最大值45.7%,显著高于对照,而后下降,12 d时恢复到对照水平;3 000 mg/kg铅处理下其叶片电导率4 d时略有上升,与对照相比未达显著水平($P > 0.05$),而后即恢复。结果显示,铅处理能够破坏假俭草和海滨雀稗叶片的细胞膜结构,且破坏程度会随着铅浓度的升高而增大;海滨雀稗的叶片电导率上升后又能很快回落,最终恢复到对照水平。

d时恢复到对照水平;3 000 mg/kg铅处理下其叶片电导率4 d时略有上升,与对照相比未达显著水平($P > 0.05$),而后即恢复。结果显示,铅处理能够破坏假俭草和海滨雀稗叶片的细胞膜结构,且破坏程度会随着铅浓度的升高而增大;海滨雀稗的叶片电导率上升后又能很快回落,最终恢复到对照水平。

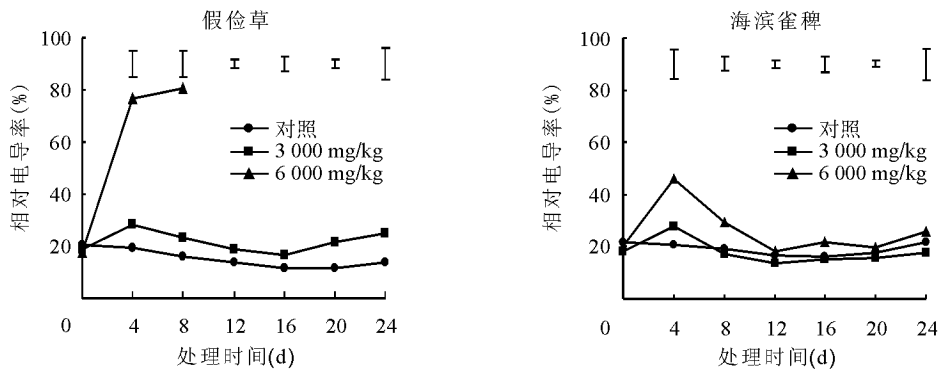


图2 不同铅浓度处理对叶片电导率的影响

2.3 铅处理对叶片相对含水量的影响 从图3可以看到铅处理对叶片相对含水量的影响:6 000 mg/kg铅处理下的假俭草叶片相对含水量4 d时就显著下降至70% ($P < 0.05$),而在3 000 mg/kg铅处理下叶片相对含水量下降,并于24 d达到显著水平。海滨雀稗在6 000 mg/kg铅处理下的叶片相对含水量4 d时骤降至82%,于8 d回升到90%之上,20 d时恢复到对照水平;3 000

mg/kg铅处理后其叶片相对含水量也有所下降,12 d时达到显著,但24 d时回升至对照水平。可见,铅处理能使假俭草和海滨雀稗的叶片相对含水量降低,且铅处理浓度越高下降幅度越大;假俭草的叶片相对含水量下降之后会维持在低水平,而海滨雀稗的叶片相对含水量下降后有一个回升恢复的趋势。

2.4 铅处理对叶片渗透势的影响 铅处理对

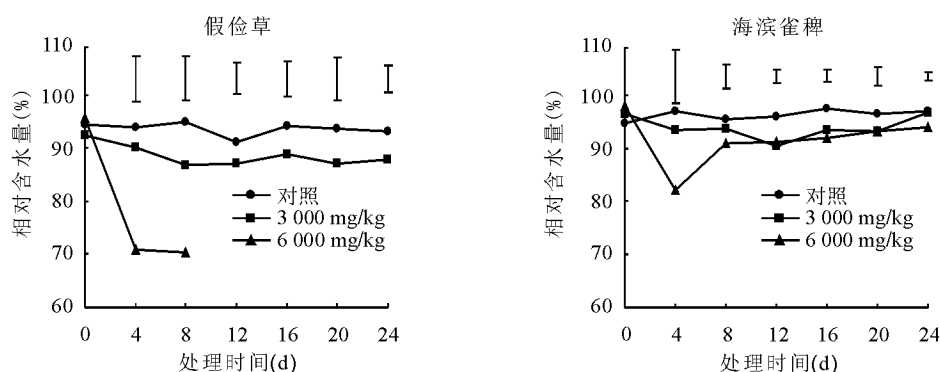


图3 不同铅浓度处理对叶片相对含水量的影响

假俭草和海滨雀稗叶片渗透势的影响见图4。假俭草在6 000 mg/kg铅处理下的叶片渗透势显著下降($P < 0.05$),这表明此时假俭草受到严重毒害后开始衰竭解体;在3 000 mg/kg铅处理下假俭草叶片渗透势低于对照但差异不显著($P > 0.05$)。海滨雀稗叶片渗透势在6 000 mg/kg铅处理4 d时显著降低,而后回升,16 d时恢复至对

照水平;3 000 mg/kg铅处理下其叶片渗透势4 d时小幅下降后回升,12 d时高于对照,并于16 d时达到显著。在铅处理下,假俭草和海滨雀稗的叶片渗透势下降,且下降幅度随铅浓度增加而增大。假俭草的叶片渗透势下降后维持在低水平,而海滨雀稗的叶片渗透势在下降后很快回升。

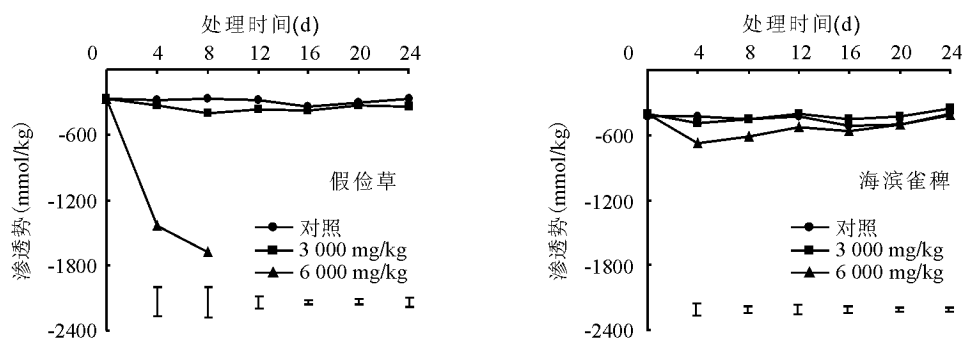


图4 不同铅浓度处理对叶片渗透势的影响

2.5 铅处理对叶绿素含量的影响 由图5可见,假俭草在6 000 mg/kg铅处理下叶绿素含量立即显著下降($P < 0.05$),叶片失绿枯黄;在3 000 mg/kg铅处理下其叶绿素含量无明显变化。海滨雀稗在6 000 mg/kg铅处理下叶绿素含量低于对照但无显著差异($P > 0.05$);3 000 mg/kg铅处理下其叶绿素含量则高于对照,24 d时达到显著。

2.6 铅处理对叶片光化学效率的影响 叶绿素荧光的变化代表PS II光化学效率的变化,叶

绿素荧光信号能快速灵敏地反映植物生理状态,可直接或间接了解光合作用过程。图6显示了不同铅浓度处理对2种草 F_v/F_m 的影响。假俭草在6 000 mg/kg铅处理下 F_v/F_m 急剧且显著下降($P < 0.05$),而在3 000 mg/kg铅处理下无显著差异($P > 0.05$)。海滨雀稗在6 000 mg/kg铅处理下 F_v/F_m 在4 d时显著下降,之后又缓慢回升,20 d时恢复至对照水平;在3 000 mg/kg铅处理下其 F_v/F_m 上升,并于12 d时显著高于对照。

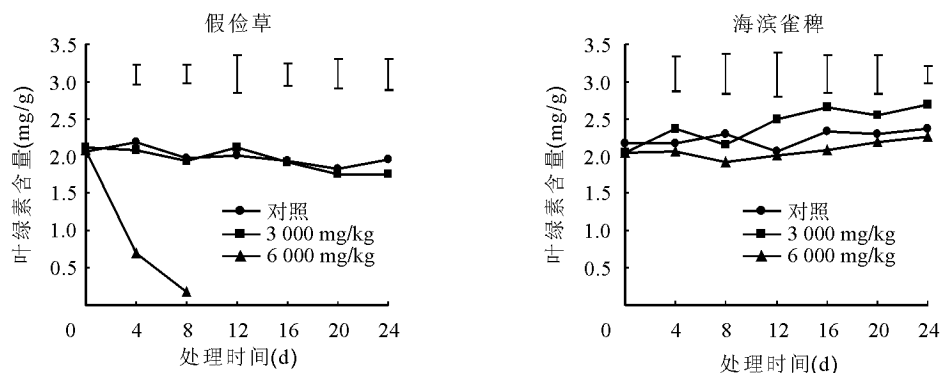


图5 不同铅浓度处理对叶绿素含量的影响

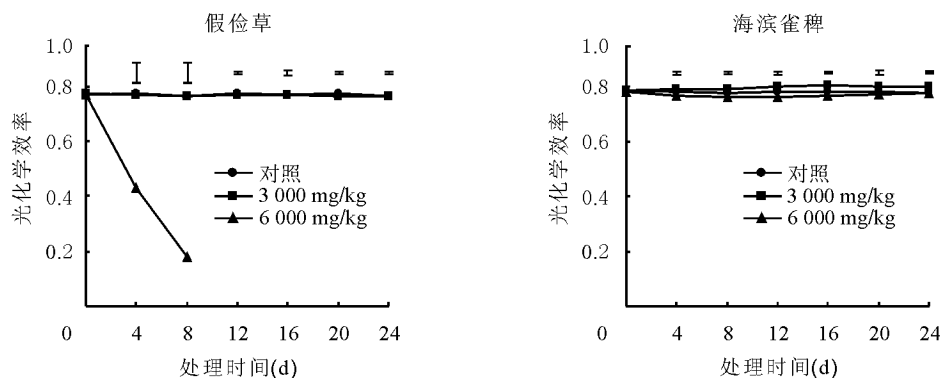


图6 不同铅浓度处理对 Fv/Fm 的影响

3 讨论

铅对植物的伤害机理之一是通过破坏植物细胞膜,使膜透性增加,细胞内含物大量外渗,同时外界物质进入细胞,导致植物体内生理生化反应发生紊乱,破坏正常的新陈代谢,从而使生长、生殖活动受抑制,以至死亡^[15]。有分析认为铅处理使细胞膜透性增大的可能原因是铅与细胞上的磷脂作用形成正磷酸盐和焦磷酸盐,从而改变膜的结构;同时由于铅被细胞壁的果胶酸吸附,改变了细胞壁的弹性和可塑性,从而损害壁的生理功能^[16]。本研究中假俭草和海滨雀稗在铅胁迫下的叶片电导率上升,且上升幅度6 000 mg/kg处理大于3 000 mg/kg处理,这与铅能够破坏植物细胞膜,使膜透性增加的结论相一致。与假俭草细胞膜被破坏后保持膜高透性不同,海滨雀稗的叶片电导率在上升后很快回落,并能恢复到对照水平,这很可能是海滨雀稗对铅胁迫导致的细胞

膜伤害进行了修复,或者通过其他适应性的调节来缓解细胞膜伤害。

高浓度的铅可引起植物严重的水分亏缺,蒸腾速率、细胞液渗透压、木质部水位以及相对含水量减少^[17]。本研究中6 000和3 000 mg/kg铅处理下的假俭草和海滨雀稗叶片相对含水量的下降均达到显著。不同的是,海滨雀稗的叶片相对含水量相对于假俭草,在下降后出现了回升的过程。依据6 000 mg/kg铅处理下海滨雀稗叶片渗透势显著下降的变化趋势,推测海滨雀稗在铅胁迫后生成了渗透调节物质,以缓解铅污染引起的水分胁迫。

有报道称铅可显著降低叶片叶绿素含量^[18-19]。研究表明^[20],高浓度的铅可以破坏叶绿素合成过程中必需的叶绿素酸酯还原酶(protochlorophyllide reductase)的活性和影响氨基-r-酮戊酸(aminolaevulinic acid)的合成,导致植物的

叶绿素含量减少。但在草坪植物上,匍匐剪股颖 *Agrostis stolonifera* 和高羊茅在 1 500 mg/kg 铅处理下以及假俭草、海滨雀稗、多年生黑麦草 *Lolium perenne* 等 6 种草坪植物在 5 000 mg/kg 铅处理下的叶片叶绿素含量均无显著下降,可能是采用了沙土基质而相对于水培具有较强的缓冲作用,减轻了铅的毒害,亦可能与草坪植物自身具有较强的耐铅性有关^[9,13]。本研究也表明,除了 6 000 mg/kg 铅处理下的假俭草迅速失绿死亡外,其他未死亡处理的叶绿素含量均无显著下降。另有报道称低浓度重金属对植物生长有积极的促进作用^[21-24],低浓度铅对植物叶绿素的合成有一定的促进作用^[24]。本研究中海滨雀稗 Fv/Fm 和叶绿素含量在 3 000 mg/kg 铅处理后期指标上升的结果也佐证了这一观点。

本研究结果表明,海滨雀稗可以在 6 000 mg/kg 铅浓度土壤中生长;假俭草不能在 6 000 mg/kg 铅浓度土壤中生长,但能在 3 000 mg/kg 铅浓度土壤中生长。海滨雀稗的耐铅性要高于假俭草。可能的原因是海滨雀稗进行了缓冲、修复铅胁迫伤害等适应性调节,从而提高了对铅的耐性,假俭草的适应性调节能力很弱而受到直接伤害。另外,海滨雀稗富集的铅大都积累在根部,很少往地上部运输^[13],茎叶等光合组织受到较少的胁迫伤害,也可能是海滨雀稗比较耐铅的原因之一。

虽然较低浓度铅有刺激植物生长的作用,但其作为一种植物非必需元素,3 000 mg/kg 铅对一般植物而言都有较强的毒害作用。土壤施铅 250 mg/kg 时,水稻 *Oryza sativa* 减产 20%;施入 400~600 mg/kg 铅时,水稻产生毒害症状^[26]。草木樨 *Melilotus officinalis* 在土壤铅浓度 1 000 mg/kg 以下方可正常生长^[27]。与此相比,假俭草的耐铅性比较高,而海滨雀稗则表现出极高的耐铅性。因此,这 2 种草坪植物在不同铅污染的尾矿或城市污染土壤的植物修复或植物固定方面显示了很好的应用前景。

参考文献

- [1] Xu P, Liao C L. Lead contamination of soil along road and its remediation[J]. Chinese Journal of Geochemistry, 2004, 23(4): 329-333.
- [2] 李红双,肖琼,徐建强. 不同环境蔬菜中铅污染的研究[J]. 广东微量元素科学, 2007, 14(10): 34-38.
- [3] Chaney R L, Minnie M, Li Y M, et al. Phytoremediation of soil metals[J]. Current Opinion in Biotechnology, 1997(8): 279-284.
- [4] 马琦,王琦. 几种草被植物的水土保持效应研究[J]. 草业科学, 2005, 22(10): 722-741.
- [5] 刘自学,陈光耀. 城市草坪绿地与人类保健[J]. 草业科学, 2004, 21(5): 802-811.
- [6] 谢传俊,杨集辉,周守标,等. 铅递进胁迫对假俭草和结缕草生理特性的影响[J]. 草业学报, 2008, 17(4): 65-70.
- [7] 王慧忠,何翠屏,赵楠. 铅对草坪植物生物量与叶绿素水平的影响[J]. 草业科学, 2003, 20(6): 73-75.
- [8] 王艳,辛士刚,马莲菊,等. 剪股颖和高羊茅对铜、铅吸收及耐受性[J]. 应用生态学报, 2007, 18(3): 625-630.
- [9] 孙小霞. 高羊茅对铅递进胁迫的生理响应[J]. 河南科技大学学报(自然科学版), 2006, 27(6): 75-79.
- [10] 李科云,罗杏辉. 抗污草种筛选利用试验初报[J]. 草业科学, 1999, 16(3): 34-37.
- [11] 袁敏,铁柏清,唐美珍,等. 4 种草对铅锌尾矿污染土壤重金属的抗性与吸收特性[J]. 生态环境, 2005, 14(1): 43-47.
- [12] 夏汉平,束文圣. 香根草和百喜草对铅锌尾矿重金属的抗性与吸收差异研究[J]. 生态学报, 2001, 21(7): 1121-1129.
- [13] 朱燕华. 草坪植物对铅的耐性及富集特性研究[D]. 扬州:扬州大学, 2007.
- [14] 张志良. 植物生理学实验指导[M]. 北京:高等教育出版社, 1990: 88-91.
- [15] 杨刚,伍均,唐亚. 铅胁迫下植物抗性机制的研究进展[J]. 生态学杂志, 2005, 24(12): 1507-1512.
- [16] Alina K P, Ali K P, Kabata P A. Trace Elements in Soils and Plants[M]. Florida: CRC Press, Inc., 1984: 75-116.
- [17] Pary E. The effect of lead on photosynthesis and respiration in detached leaves and in mesophyll protoplasts of *Pisum sativum* [J]. Acta Physiologica, 1998: 313-322.

- [18] 何冰,叶海波,杨肖娥. 铅胁迫下不同生态型东南景天叶片抗氧化酶活性及叶绿素含量比较[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(3): 274-278.
- [19] 郑春霞,王文全,骆建敏,等. 重金属 Pb 对玉米苗生长的影响[J]. 光谱学与光谱分析, 2005, 25(8): 1361-1365.
- [20] Prasad D D K, Prasad A R K. Effect of lead and mercury on chlorophylls synthesis in mung bean seedlings[J]. Phytochemistry, 1987, 26: 881-883.
- [21] Para J, Lenka M, Panda B B. Tolerance and co-tolerance of the grass *Chloris barlata* Sw. to mercury, cadmium and zinc[J]. New Phytologist, 1994, 128: 165-171.
- [22] 刘秀梅, 聂俊华, 王庆仁. 6 种植物对 Pb 的吸收与耐性研究[J]. 植物生态学报, 2002, 26(5): 553-537.
- [23] 刘明美. Cu²⁺ 和 Pb²⁺ 胁迫对多花黑麦草生长及饲料品质的影响[D]. 南京: 南京农业大学, 2004.
- [24] 赵树兰. Pb²⁺ 与 Cd²⁺ 胁迫高羊茅初期生长生态效应研究[J]. 中国草地, 2002, 24(4): 1-7.
- [25] 杨景辉. 土壤污染与防治[M]. 北京: 科学出版社, 1995: 44-102.
- [26] 安志装, 陈同斌, 雷梅, 等. 蜈蚣草耐铅、铜、锌毒性和修复能力的研究[J]. 生态学报, 2003, 23(12): 2595-2598.
- [27] 周朝斌, 胡庭兴, 胥晓刚, 等. 铅胁迫对草木樨抗氧化系统的影响[J]. 草业科学, 2006, 23(3): 43-46.

Physiological responses of seashore paspalum and centipedegrass to soil lead contamination stresses

WANG Kai, LIU Yi-ming, WANG Zhao-long

(School of Agriculture and Biology, Shanghai Jiaotong University, Shanghai 200240, China)

Abstract: The physiological responses to soil lead contamination stresses at 3 000 mg/kg and 6 000 mg/kg were studied in a pot experiment for two turfgrasses species centipedegrass (*Eremochloa ophiuroides*) and seashore paspalum (*Paspalum vaginatum*). The results showed that there were significant differences between two turfgrass species under the two lead stress regimes. Under 3 000 mg/kg Pb²⁺ stress, the leaf chlorophyll content, *Fv/Fm* and osmotic potential in centipedegrass did not changed significantly, while the electrolyte leakage (EL) increase significantly at 12 d, and the leaf relative water content (RWC) decrease significantly at 24 d. The visual turf quality maintained above the acceptable level (6.0) throughout the experiment period though a significant decline occurred after 4 d. Under 6 000 mg/kg Pb²⁺ stress, all physiological indexes in centipedegrass changed significantly at 4 d, and plants died at 12 d. In contrast, under 3 000 mg/kg Pb²⁺ stress, seashore paspalum did not decreased in leaf *Fv/Fm*, osmotic potential and chlorophyll content, which were significant higher than the control at 12 d, 16 d, 24 d. There were no significant differences in EL and visual turf quality between 3 000 mg/kg Pb²⁺ treatment and the control. Although a significant decrease occurred in leaf RWC at 12 d, it recovered at 24 d. Under 6 000 mg/kg Pb²⁺ stress, chlorophyll content of seashore paspalum still maintained the control level. The EL increased significantly after 4 d, and the osmotic potential, RWC and *Fv/Fm* decreased significantly after 4 d, but they recovered to the control level at 12 d, 16 d, 20 d, and 20 d, respectively. Although visual turf quality was lower than the control, it still maintained above the acceptable level throughout the experiment period. These results indicated that seashore paspalum had the capacity to repair the Pb²⁺ injures under the 6 000 mg/kg concentration and lead tolerance was higher than centipedegrass.

Key words: seashore paspalum; centipedegrass; soil; lead stress