

王榆鑫,王进鑫,初江涛,等. 侧柏和国槐幼苗生长对铅胁迫的阈值[J]. 江苏农业科学,2017,45(1):123-127.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.01.035

侧柏和国槐幼苗生长对铅胁迫的阈值

王榆鑫,王进鑫,初江涛,张 青,宋清玉

(西北农林科技大学资源环境学院,陕西杨凌 712100)

摘要:采用盆栽试验研究侧柏(*Platycladus orientalis*)、国槐(*Sophora japonica*)幼苗在适度供水(田间持水量的80%)条件下对重金属铅(Pb)的阈值反应,计算在适度供水条件下铅对叶绿素含量、生物量、株高生长量、地径生长量等的毒性阈值($EC_x, x=10, 50$)。结果发现,低浓度的铅对2个树种所研究指标有促进作用,而高浓度的铅则产生抑制作用。各指标中,侧柏净光合速率 EC_{10} 为 262 mg/kg,即对铅的反应最为敏感;国槐对铅最敏感指标为株高,株高生长量的 EC_{10} 为 667 mg/kg。2个树种叶绿素含量 EC_{50} 最大,侧柏、国槐分别为 11 352、10 050 mg/kg,说明该指标对铅抗性最强;其余指标对铅耐性大小依次为生物量 > 株高 > 地径。多指标综合分析得出的阈值, $EC_{10, 国槐}$ 为 1 526.79 mg/kg, $EC_{10, 侧柏}$ 为 1 731.62 mg/kg; $EC_{50, 国槐}$ 为 9 104.59 mg/kg, $EC_{50, 侧柏}$ 为 6 414.73 mg/kg。以上结果表明,在适度供水条件下,国槐幼苗对铅胁迫更为敏感且幼苗抗铅性也强于侧柏幼苗。

关键词:侧柏;国槐;铅胁迫;阈值;生理毒性

中图分类号:X503.235;X171.4

文献标志码:A

文章编号:1002-1302(2017)01-0123-05

随着矿产资源开发规模的不断扩大,由此带来的土壤重金属污染问题日趋严重,其中铅引起的污染尤为普遍。大量的铅进入陆地表层生态系统,对土壤环境造成了严重污染,使得区域环境质量下降,给生态安全造成威胁。铅是最常见的对人体和植物危害最大的重金属之一^[1],可以通过植物根、茎或叶进入植物体并在其体内积累,当达到一定数量时,就会对其生长、生理生化造成不利影响^[2-4]。基于铅污染的危害性和广泛性,矿业开发后的废弃地修复是环境保护工作中急需开展的任务之一^[5]。

国内外有关土壤重金属对植物的毒害效应及其阈值的研究结果表明,植物种类、生长状态、土壤性质等对土壤重金属的毒害效应及其临界值都会产生影响^[6-10]。在我国常用作物产量减少10%的土壤有害物质的浓度作为毒害临界浓度^[11-12],即 EC_{10} (10%有效抑制浓度)是建立基于风险的环境质量基准值的数据基础^[13];目前对镉^[14]、汞^[15]等污染物毒性阈值研究较多,阈值($EC_x, x=10, 50$)表示引起指标10%或50%抑制效应时所对应的铅浓度,关于土壤铅对作物的毒害及阈值研究已经取得了良好的进展^[16],而对西北地区常见造林树种侧柏、国槐等阈值研究目前尚未见报道。本试验研究了适度供水、不同铅浓度条件下侧柏和国槐幼苗各指标(叶绿素、株高、生物量等)的阈值大小,旨在揭示在适度供水及不同铅浓度条件下国槐、侧柏幼苗叶绿素、净光合速率、生物量、地径及株高的变化规律和2个树种耐铅性大小,为铅矿业废弃地植被恢复与土壤修复提供新的方法和技术参考。

收稿日期:2015-11-24

基金项目:国家自然科学基金(编号:31170579);陕西省科技统筹创新工程计划(编号:2016KTCL03-18)。

作者简介:王榆鑫(1989—),男,湖北恩施人,硕士研究生,主要从事生态环境工程研究。E-mail:sswangyuxin@163.com。

通信作者:王进鑫,教授,博士生导师,主要从事干旱区人工林生态系统恢复与生态修复理论研究。E-mail:jwang118@126.com。

[3]张 颖. 大球盖菇北方棚内反季栽培技术[J]. 中国林副特产, 2014(6):54-55.

[4]郑文彪,吕军美,潘永柱,等. 大球盖菇栽培模式比较试验[J]. 食用菌,2015,37(2):46-48.

[5]任 琪,方显出. 秕谷料栽培大球盖菇技术[J]. 食用菌,2015(4):53-53.

[6]周祖法,闫 静,王伟科. 不同培养料配方栽培大球盖菇试验[J]. 浙江农业科学,2013(2):149-150.

[7]武 旭,石建森,李 青,等. 不同配方玉米秸秆对大球盖菇原种菌丝生长的影响[J]. 山西农业科学,2013,41(9):945-946,1002.

[8]陈君琛,沈恒胜,李怡彬,等. 不同栽培基质对大球盖菇产量和品质的影响[J]. 中国食用菌,2010,29(3):18-19.

[9]陈玉华,刘君昂,周国英,等. 松乳菇 ITS 序列比较及其在乳菇属中的系统发育分析[J]. 食用菌学报,2013,20(1):18-24.

[10]Chen Y H, Yang X Y, Kun H, et al. The MYB transcription factor superfamily of *Arabidopsis*: expression analysis and phylogenetic comparison with the rice MYB family[J]. Plant Molecular Biology, 2006,60(1):107-124.

[11]任桂梅,赵海鹰,邓振山,等. 菌种分离技术及其降低污染率与死亡率实验教改初探[J]. 延安大学学报(自然科学版),2007,26(4):65-67.

[12]王 稳. 食用菌液体菌种的工艺研究及应用[D]. 镇江:江苏大学,2005:1-2.

[13]张靠稳,杨振华,马爱瑛. 标记技术在食用菌遗传多样性中的研究进展[J]. 贵州农业科学,2010,38(6):6-9.

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试苗木为长势一致的侧柏、国槐幼苗,苗龄 1 年,所有苗木均来自陕西省杨陵地区附近苗圃。栽培基质为壤土(田间持水量 22.3%,有机质含量 13.70 g/kg,全氮含量 0.73 g/kg,速效磷含量 35.90 mg/kg,速效钾含量 96.52 mg/kg,铅含量 18.41 mg/kg,pH 值 8.15),铅试剂为分析纯醋酸铅 $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 。

1.2 试验方法

试验在西北农林科技大学南校区进行,采用旱棚的方法进行布设,2014 年 1 月取风干土过筛,将 $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 充分搅拌均匀混合于土壤中,制成含不同浓度的铅污染土壤,浓度分 0(对照,CK)、300、500、1 000、2 000、4 000、6 000、8 000、10 000、12 000 mg/kg,分别将 13 kg 的土装入直径 27 cm、高 30 cm 的塑料桶中,每个处理 3 盆,每盆 2 株供试植物,即每个处理共 6 个重复。于 3 月底栽植,浇灌一定体积的水,保证苗木成活,采用人工称质量的方法控水,使各铅处理的土壤含水量维持在田间持水量的 80%(土壤质量含水量 17.8%)。在整个试验过程中,大棚内采用自然光照,栽培基质保持自然肥力。到 9 月中旬,测定净光合速率、地径、株高等指标,然后将 2 个树种各处理植株进行收获,测定生物量。

1.3 测定指标与方法

1.3.1 叶绿素含量的测定 于 9 月 14 日进行叶绿素的测定,分别采集每个处理的 6 株侧柏、国槐幼苗叶片,具体采集的部位是每株幼苗自上而下数的第 5、第 6 个小分枝,再将采集的叶片混匀,然后随机取样;称取 0.5 g 样品,将所称取的叶片用水洗净,吸干水后放入研钵中,加入少量 CaCO_3 、石英砂,加入 10 mL 乙醇丙酮混合液,将样品充分研磨细碎直至变白,然后将其过滤,得到叶绿素的提取液;将过滤后的提取液用乙醇丙酮混合液定容至 100 mL,用紫外分光光度计测定定容后的提取液的吸光度 $D_{663\text{ nm}}$ 、 $D_{645\text{ nm}}$ 。

根据比耳定律 $D = K \times C$ 得

$$C_a = 12.71 \times D_{663\text{ nm}} - 2.59 \times D_{645\text{ nm}}; \quad (1)$$

$$C_b = 22.88 \times D_{645\text{ nm}} - 4.67 \times D_{663\text{ nm}}; \quad (2)$$

$$C_{a+b} = 20.3 \times D_{645\text{ nm}} + 8.04 \times D_{663\text{ nm}}. \quad (3)$$

将 $D_{645\text{ nm}}$ 、 $D_{663\text{ nm}}$ 代入公式(1)、(2),可求得叶绿素 a、叶绿素 b 含量及叶绿素总量(C_{a+b})。

1.3.2 净光合速率(P_n)的测定 采用 Li-6400 光合测定仪对净光合速率进行测定,在室外自然光照下测定,为减少每次测定时自然环境因子误差,于 9 月 12 日进行净光合速率的测定,测定时间为 09:00—11:00,选取长势良好,树冠上部向阳的叶片进行测定。

1.3.3 生长指标的测定 分别于 2014 年 3 月栽植后,2014 年 9 月收获前各测定 1 次侧柏和国槐的株高和地径;于 2014 年 9 月收获后测定侧柏和国槐的生物量。

(1)株高(新梢长度)。采用米尺(精确度 0.001 m)测量。(2)地径。采用数显游标卡尺(精度 0.01 mm)测量。(3)生物量。收获后,将侧柏、国槐植株根、茎、叶分开,洗净后在 105 ℃ 杀青 30 min,70 ℃ 恒温烘至恒质量后称质量,得到各部分的生物量。

1.4 数据处理及阈值的确定

采用 Microsoft Excel 软件对所测的 6 个重复数据进行整理并取平均值,再进行作图,运用 SPSS 19.0 软件进行回归方程的拟合和差异显著性分析。通过建立数学模型来寻找污染物阈值^[17],以土壤 Pb 浓度和各指标(叶绿素含量、株高、地径等)为对象,采用回归分析的方法,建立土壤 Pb 含量(x)与各指标(y)的线性、多项式、对数、乘幂、指数 5 个回归模型,并进行筛选。通过比较各方程的决定系数(r^2)和相关显著性检验(P 值),确定采用拟合性最高(最大 r^2 值和最小 P 值)的回归方程为拟合公式,进而求得各指标的 EC_{10} 、 EC_{50} ,最后利用 SPSS 软件中的因子分析确定各个指标的权重,对 2 个树种耐铅能力进行综合评价。权重具体计算公式如下^[18]:

(1)确定的初级权重模型,即为主成分模型

$$\begin{cases} F_1 = \mu_{11}x_1 + \mu_{21}x_2 + \cdots + \mu_{l1}x_L \\ F_2 = \mu_{12}x_1 + \mu_{22}x_2 + \cdots + \mu_{l2}x_L \\ \vdots \\ F_m = \mu_{1m}x_1 + \mu_{2m}x_2 + \cdots + \mu_{lm}x_L \end{cases}. \quad (4)$$

式中: F_1 、 F_2 、 \cdots 、 F_m 是分析后得到的 m 个主成分; u_{ij} 是指标矩阵中的系数;用 SPSS 进行主成分分析,得到初始因子载荷 f_{ij} ,与 u_{ij} 二者有如下关系

$$\mu_{ij} = \frac{f_{ij}}{\sqrt{\lambda_j}}, j=1, 2, \cdots, m. \quad (5)$$

式中: λ_i 代表特征值。

(2)构建综合得分模型,即二级权重模型

$$F_Z = \sum_{j=1}^m (\lambda_j / \kappa) F_j = \alpha_1 x_1 + \alpha_2 x_2 + \cdots + \alpha_L x_L$$

$$\kappa = \lambda_1 + \lambda_2 + \cdots + \lambda_m. \quad (6)$$

式中: α_1 、 α_2 、 \cdots 、 α_L 即指标 x_1 、 x_2 、 \cdots 、 x_L 在综合主成分中所占的重要度。

(3)将综合模型系数进行归一化处理,得到各指标的权重

$$\omega_i = \alpha_i / \sum_{i=1}^L \alpha_i. \quad (7)$$

2 结果与分析

2.1 重金属铅对叶片叶绿素的毒害效应阈值

铅能破坏叶绿素和叶绿体的结构,从而破坏叶绿素合成过程并影响叶绿素合成酶的活性^[19],因而叶绿素含量已成为评价植物受到逆境伤害的重要生物学指标。以土壤 Pb 含量为因变量,以叶绿素含量为自变量,采用回归分析方法建立土壤 Pb 含量(x)与叶绿素含量(y)的多项式回归模型(图 1)。

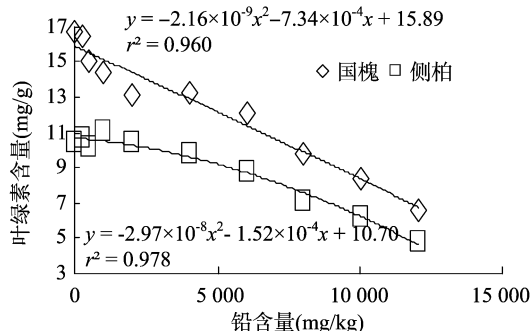


图1 铅胁迫对侧柏和国槐幼苗叶片叶绿素含量的影响

在适度供水条件下,国槐、侧柏幼苗叶片叶绿素含量变化

的总体趋势是:随着铅含量的增加而降低,当铅含量为 12 000 mg/kg 时,叶绿素含量最低,国槐、侧柏分别为 6.65、4.79 mg/g。侧柏在铅含量为 1 000 mg/kg 时叶绿素含量与对照相比增加了 6.3%,说明低含量的铅对叶绿素的合成具有一定的促进作用(图 1)。通过回归方程可求得国槐叶绿素的 EC_{10} 为 1 165 mg/kg,侧柏叶绿素的 EC_{10} 为 4 586 mg/kg,可见 2 个树种叶绿素含量的 EC_{10} 相差较大,且侧柏 EC_{10} 大于国槐 EC_{10} ,就叶绿素含量这一指标国槐对铅胁迫反应更敏感;国槐叶绿素含量的 EC_{50} 为 10 050 mg/kg,侧柏叶绿素含量 EC_{50} 为 11 352 mg/kg,即幼苗叶片叶绿素含量 EC_x 为:侧柏 > 国槐,同一含量下铅胁迫对于叶绿素含量的影响侧柏小于国槐。

2.2 重金属铅对叶片净光合速率(P_n)的毒害效应阈值

对土壤重金属 Pb 含量与幼苗叶片净光合速率(P_n)之间的关系(图 2)进行模拟分析可以看出,国槐、侧柏 P_n 随土壤铅含量变化趋势大致相同。铅含量为 0 ~ 2 000 mg/kg 范围内,2 个树种 P_n 下降较快,说明在这一范围内铅对叶绿素结构破坏严重;而铅含量 2 000 ~ 6 000 mg/kg 时, P_n 下降趋势相对平缓,可能是因为叶绿素结构已经被破坏,所以 P_n 维持在一个相对较低的水平。通过计算发现,国槐 P_n 的 EC_{10} 为 1 136 mg/kg,侧柏 P_n 的 EC_{10} 为 265 mg/kg,说明在 P_n 这一指标上,侧柏较国槐更为敏感;国槐 P_n 的 EC_{50} 为 4 629 mg/kg,侧柏 P_n 的 EC_{50} 为 2 202 mg/kg,表明同一铅含量对国槐幼苗 P_n 的影响要小于对侧柏幼苗的影响。

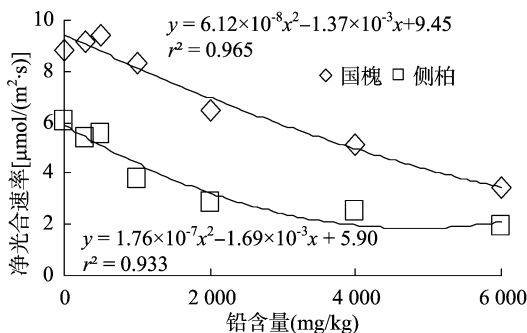


图2 铅胁迫对侧柏和国槐幼苗净光合速率的影响

2.3 重金属铅对幼苗地径、株高的毒害效应阈值

地径、株高生长量均是反映植物生长状况的重要指标。随着铅含量的增加,侧柏、国槐幼苗地径生长量逐渐减小,侧柏地径生长量变化趋势与其叶绿素含量变化趋势类似,当铅含量为 12 000 mg/kg 时,地径生长量仅为 0.54 mm,为对照的 13.74%;对于国槐在铅浓度为 0 ~ 4 000 mg/kg 范围内,地径生长量明显下降,说明在这一含量范围内,重金属铅对国槐地径生长量影响较大。通过拟合方程,求得国槐生长量 EC_{10} 为 914 mg/kg, EC_{50} 为 9 620 mg/kg;侧柏生长量 EC_{10} 为 1 803 mg/kg, EC_{50} 为 5 730 mg/kg (图 3)。

铅胁迫下,侧柏、国槐幼苗株高生长量随着铅含量的增加逐渐降低,变化趋势与地径生长量基本一致(图 4)。在土壤铅含量为 12 000 mg/kg 时,侧柏、国槐幼苗株高生长量分别为对照的 31.84%、44.64%,国槐幼苗株高生长量的 EC_{10} 为 667 mg/kg, EC_{50} 为 9 680 mg/kg;侧柏幼苗株高生长量 EC_{10} 为 1 509 mg/kg, EC_{50} 为 5 937 mg/kg。以上结果表明,国槐幼苗株高生长量较侧柏对铅更为敏感。

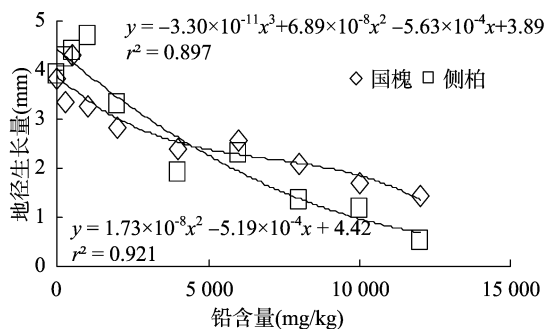


图3 铅胁迫对侧柏和国槐幼苗地径生长量的影响

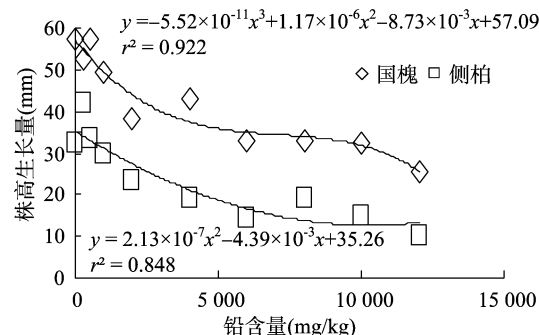


图4 铅胁迫对侧柏和国槐幼苗株高生长量的影响

2.4 重金属铅对生物量的毒害效应阈值

土壤铅含量与侧柏、国槐的叶、根、茎的生物量成反比(图 5、图 6)。当铅含量为 12 000 mg/kg 时,侧柏和国槐的总生物量为 17.02、55.32 g,分别是对照的 35.67%、42.76%。但在较低的铅含量范围内,即当铅含量为 500 mg/kg 时,侧柏叶的生物量为 24.08 g,比对照增加 3.88%;当铅含量为 1 000 mg/kg 时,国槐茎的生物量为 32.33 g,比对照增加了 30.56%。这说明低含量的铅对这 2 个树种生长有一定促进作用,与叶绿素含量的变化规律类似。对侧柏来说,茎的生物量 EC_{10} 为 388 mg/kg,对铅反应最为敏感,根的生物量 EC_{50} 为 11 720 mg/kg;生物量 EC_{10} 为:国槐 > 侧柏,总生物量 EC_{10} 侧柏为 744 mg/kg,国槐为 2 692 mg/kg;总生物量 EC_{50} 侧柏为 7 871 mg/kg,国槐为 9 722 mg/kg,总生物量 EC_{50} 为:国槐 > 侧柏(表 1)。

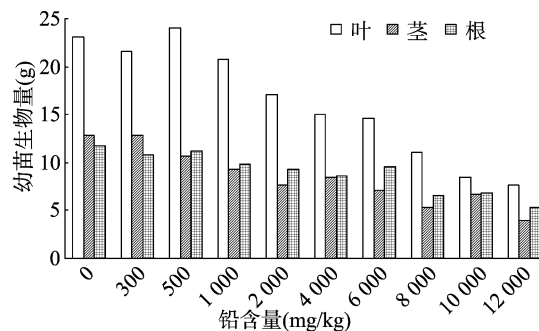


图5 铅胁迫对侧柏幼苗生物量的影响

2.5 重金属铅对 2 树种毒害效应阈值的综合分析

运用 SPSS 19.0 软件对铅胁迫条件下 2 个树种的指标叶绿素含量、净光合速率、生物量、地径生长量、株高生长量 EC_{10} 及 EC_{50} 进行主成分分析(表 2 至表 5),提取累积贡献率

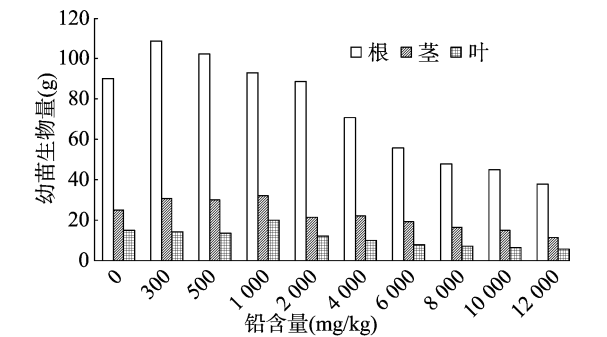


图6 铅胁迫对国槐幼苗生物量的影响

表 1 2 个树种生物量与铅浓度的关系及相应的 EC_x

| 树种 | 不同部位生物量 | 拟合方程 | r ² | EC ₁₀ (mg/kg) | EC ₅₀ (mg/kg) |
|----|---------|--|----------------|-----------------------------|-----------------------------|
| 侧柏 | 叶 | $y = 6.4 \times 10^{-8}x^2 - 2.0 \times 10^{-3}x + 22.907$ | 0.959 8 | 1 054 | 7 224 |
| | 茎 | $y = -1.9 \times 10^{-11}x^3 + 3.8 \times 10^{-7}x^2 - 2.6 \times 10^{-3}x + 12.457$ | 0.900 7 | 388 | 8 798 |
| | 根 | $y = -7.3 \times 10^{-12}x^3 + 1.3 \times 10^{-7}x^2 - 1.1 \times 10^{-3}x + 11.320$ | 0.902 7 | 736 | 11 720 |
| | 总生物量 | $y = 1.2 \times 10^{-7}x^2 - 3.7 \times 10^{-3}x + 45.610$ | 0.950 1 | 744 | 7 871 |
| 国槐 | 叶 | $y = 7.1 \times 10^{-8}x^2 - 1.7 \times 10^{-3}x + 15.957$ | 0.806 8 | 1 649 | 7 384 |
| | 茎 | $y = 3.3 \times 10^{-8}x^2 - 1.8 \times 10^{-3}x + 29.228$ | 0.848 4 | 4 069 | 11 478 |
| | 根 | $y = 3.2 \times 10^{-7}x^2 + 9.2 \times 10^{-3}x + 102.53$ | 0.952 5 | 2 594 | 9 237 |
| | 总生物量 | $y = 4.3E-7x^2 - 1.28 \times 10^{-2}x + 147.75$ | 0.952 2 | 2 692 | 9 722 |

表 2 EC₁₀的主成分矩阵

| 参数 | 各主成分的权重 | | |
|-------|---------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 3 |
| 叶绿素含量 | 0.771 | 0.417 | -0.319 |
| 净光合速率 | 0.974 | 0.198 | -0.043 |
| 生物量 | 0.781 | -0.041 | 0.620 |
| 株高生长量 | -0.561 | 0.672 | 0.367 |
| 地径生长量 | -0.115 | 0.916 | -0.087 |

表 3 EC₁₀的方差解释

| 主成分 | 初始特征值 | 方差的贡献率 (%) | 累积贡献率 (%) |
|-----|-------|---------------|--------------|
| 1 | 2.481 | 49.615 | 49.615 |
| 2 | 1.505 | 30.100 | 79.715 |
| 3 | 0.631 | 12.629 | 92.344 |

$F_z = 0.319x_1 + 0.377x_2 + 0.362x_3 + 0.050x_4 + 0.189x_5。$ (11)

将综合模型式(11)系数归一化,得到各指标权重,即指标集(叶绿素含量 EC₁₀,净光合速率 EC₁₀,生物量 EC₁₀,株高生长量 EC₁₀,地径生长量 EC₁₀)对应的权重集为(0.246, 0.291, 0.279, 0.039, 0.146)。根据各个指标的权重,计算出侧柏、国槐综合 EC₁₀值分别为 1 731.62、1 526.79 mg/kg。

表 4 EC₅₀的主成分矩阵

| 参数 | 各主成分的权重 | |
|-------|---------|--------|
| | 1 | 2 |
| 叶绿素含量 | -0.195 | 0.858 |
| 净光合速率 | 0.776 | -0.485 |
| 生物量 | 0.921 | 0.039 |
| 株高生长量 | 0.967 | 0.178 |
| 地径生长量 | 0.710 | 0.472 |

大于 80% 的主成分,并计算权重,通过表 2、表 3 可求得 2 个树种的综合 EC₁₀;通过表 4、表 5 得到 2 个树种的综合 EC₅₀。

将表 2 结果经式(5)转换后带入初始权重模型式(4),得:

$F_1 = 0.489x_1 + 0.618x_2 + 0.496x_3 - 0.356x_4 - 0.073x_5;$ (8)

$F_2 = 0.340x_1 + 0.161x_2 - 0.033x_3 + 0.548x_4 + 0.747x_5;$ (9)

$F_3 = -0.402x_1 - 0.054x_2 + 0.781x_3 + 0.462x_4 - 0.110x_5。$ (10)

再根据式(8)、(9)、(10)和表 3 的结果,代入二级权重模型即式(6),得到综合得分模型:

表 5 EC₅₀的方差解释

| 主成分 | 初始特征值 | 方差的贡献率 (%) | 累积贡献率 (%) |
|-----|-------|---------------|--------------|
| 1 | 2.928 | 58.554 | 58.554 |
| 2 | 1.227 | 24.546 | 83.100 |

同样将表 4 结果经式(5)转换后带入初始权重模型式(4),得:

$F_1 = -0.114x_1 + 0.453x_2 + 0.538x_3 + 0.565x_4 + 0.415x_5。$ (12)

$F_2 = 0.755x_1 - 0.438x_2 + 0.035x_3 + 0.161x_4 + 0.426x_5。$ (13)

再根据上述 2 个式子和表 5 的结果,代入二级权重模型即式(6),得到综合得分模型:

$F_z = 0.148x_1 + 0.190x_2 + 0.390x_3 + 0.446x_4 + 0.418x_5。$ (14)

将综合模型式(14)系数归一化,得到各指标权重,即指标集(叶绿素含量 EC₅₀,净光合速率 EC₅₀,生物量 EC₅₀,株高生长量 EC₅₀,地径生长量 EC₅₀)对应的权重集为(0.093, 0.119, 0.245, 0.280, 0.263)。根据各个指标的权重,计算出侧柏、国槐的综合 EC₅₀值分别为 6 414.73、9 104.59 mg/kg。

3 结论与讨论

本试验在前人研究的基础上探讨重金属铅对国槐和侧柏叶绿素含量、生物量、株高等的毒性阈值,结果表明,铅含量较低时对叶绿素的合成有一定促进作用;随着含量继续增加,对叶绿素的合成表现为抑制,这与徐勤松等的研究结果^[20]基本一致。侧柏叶绿素 EC₁₀大于国槐,说明侧柏叶绿素对铅胁迫的敏感性要比国槐小;净光合速率的变化趋势与叶绿素类似。高含量的 Pb 破坏叶绿素的合成过程是通过使叶绿素酸酯还

原酶的活性降低和减少氨基- r -酮戊酸的合成实现的,因为这 2 样都是合成叶绿素所必需的物质,植物的叶绿素含量少了,净光合速率也随之降低^[21];而 Kupper 等则认为,重金属铅影响光合作用的机理是 Pb^{2+} 取代了叶绿素分子中的 Mg^{2+} ,使叶绿素的结构破坏,进而对光合作用的正常进行产生影响,导致净光合速率下降;有关重金属铅影响光合作用的机理,还需要进一步的深入研究^[22]。侧柏叶绿素含量 EC_{10} 为国槐 EC_{10} 的 3.9 倍,而侧柏净光合速率 EC_{10} 仅为国槐的 23.06%,可能原因是国槐光能利用率更高^[23]。

逆境条件下,植物能够通过调整自身的形态特征最大程度地减少环境对其生长发育的影响。大量研究表明,一定含量范围内的铅能刺激一些植物生长,当铅含量超过一定值时就会对植物造成伤害,如生长衰退等,且含量越高,抑制作用越明显^[24-26],植物的生物量、株高、地径与其生长发育、营养物质的形成密切相关。由图 5、图 6 可知,重金属铅会抑制侧柏、国槐生物量的增加,在根、茎、叶各部分生物量中,铅对侧柏茎生物量的抑制作用最大,当铅含量为 12 000 mg/kg 时,茎生物量仅为对照的 31.03%;同样铅含量下,对国槐叶生物量抑制最大,此时叶生物量为对照的 40.81%。从图 3、图 4 可以得出,侧柏株高、地径生长量 EC_{10} 均小于国槐,同种树木株高、地径生长量 EC_{10} 比较,株高大于地径,地径对铅耐性不如株高。运用主成分分析,并计算权重,最后得到综合 EC_{10} ,国槐为 1 526.79 mg/kg, EC_{10} ,侧柏为 1 731.62 mg/kg; EC_{50} ,国槐为 9 104.59 mg/kg, EC_{50} ,侧柏为 6 414.73 mg/kg,此结果表明在适度供水条件下,国槐幼苗对铅胁迫更为敏感,且幼苗抗铅性强于侧柏幼苗。

本试验未能找出铅对 2 种树幼苗的致死阈值,可能和所施加的铅试剂有关,杨楠通过运用不同铅制剂处理侧柏种子,侧柏幼苗茎长 EC_{50} 在醋酸铅和硝酸铅作用时分别为 9 690、4 390 mg/kg,即同等条件下,相同含量的硝酸铅对侧柏影响更大;也可能是所加铅试剂浓度未能达到两者的致死浓度,还需要在以后的试验中设计更高的铅试剂浓度或更换其他的铅试剂如硝酸铅做进一步研究^[27]。

参考文献:

- [1] 廖 琴,王胜利,南忠仁,等. 干旱区绿洲土壤中 Cd、Pb、Zn、Ni 复合污染对芹菜的影响及其富集迁移规律[J]. 干旱区资源与环境,2011,25(7):173-177.
- [2] 黄化刚,李廷轩,杨肖娥,等. 植物对铅胁迫的耐性及其解毒机制研究进展[J]. 应用生态学报,2009,20(3):696-704.
- [3] 杨 刚,伍 钧,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.
- [4] Parys E, Romanowaska E, Siedlecka M, et al. The effect of lead on photosynthesis and respiration in detached leaves and in mesophyll protoplasts of *Pisum sativum*[J]. Acta Physiologiae Plantarum, 1998, 20(3):313-322.
- [5] Heemsbergen D A, Warne M S, Broos K, et al. Application of phytotoxicity data to a new Australian soil quality guideline framework for biosolids[J]. Science of the Total Environment, 2009, 407(8):

- 2546-2556.
- [6] 张 璇,华 璐,王学东,等. 不同 pH 值条件下镍对大麦的急性毒性[J]. 中国环境科学,2008,28(7):640-645.
- [7] Rooney C P, Zhao F J, McGrath S P. Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: influence of soil properties, Ni solubility and speciation[J]. Environmental Pollution, 2007, 145(2):596-605.
- [8] 罗 丹,胡欣欣,郑海锋,等. 钴对蔬菜毒害的临界值[J]. 生态学杂志,2010,29(6):1114-1120.
- [9] Warne M S, Heemsbergen D, Stevens D, et al. Modeling the toxicity of copper and zinc salts to wheat in 14 soils[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2008, 27(4):786-792.
- [10] 丁枫华,刘术新,罗 丹,等. 23 种常见作物对镉毒害的敏感性差异[J]. 环境科学,2011,32(1):277-283.
- [11] 李惠英,陈素英,王 骝. 铜、锌对土壤-植物系统的生态效应及临界含量[J]. 农村生态环境,1994,10(2):22-24.
- [12] 尹升华,杨定清. 土壤中镍对蔬菜生长的影响及镍的临界值研究[J]. 农业环境保护,1992,11(2):88-90.
- [13] 王小庆. 中国农业土壤中铜和镍的生态阈值研究[D]. 北京:中国矿业大学,2009:54-56.
- [14] 陈玉真. 土壤锌对植物的毒害效应及临界值研究[D]. 福州:福建农林大学,2011:20-22.
- [15] 黄玉芬. 土壤汞对作物的毒害及临界值研究[D]. 福州:福建农林大学,2011:31-35.
- [16] 郭成士. 土壤铅对作物的毒害效应及临界值研究[D]. 福州:福建农林大学,2011:38-45.
- [17] 赵 勇,李红娟,魏婷婷,等. 土壤、蔬菜的铅污染相关性分析及土壤铅污染阈值研究[J]. 中国生态农业学报,2008,16(4):843-847.
- [18] 韩小孩,张耀辉,孙福军,等. 基于主成分分析的指标权重确定方法[J]. 四川兵工学报,2012,33(10):124-126.
- [19] 何 冰,叶海波,肖肖娥. 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.
- [20] 徐勤松,施国新,杜开和. 六价铬污染对水车前叶片生理生化及细胞超微结构的影响[J]. 广西植物,2002,22(1):92-96.
- [21] Prasad D K, Prasad A K. Effect of lead and mercury on chlorophyll synthesis in mung bean seedlings[J]. Phytochemistry, 1987, 26(4):881-883.
- [22] Kupper H, Kupper F, Spiller M. Environmental relevance of heavy metal-substituted chlorophylls using the example of water plant[J]. Experimental Botany, 1996, 47(1):259-266.
- [23] 周丽娜,于海业,于连军,等. 基于叶绿素荧光光谱分析的光能利用效率研究[J]. 农业机械学报,2014,45(7):255-259.
- [24] 杜连彩. 铅胁迫对小白菜幼苗叶绿素含量和抗氧化酶系统的影响[J]. 中国蔬菜,2008(5):17-19.
- [25] 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.
- [26] 夏建国,兰海霞,吴德勇. 铅胁迫对茶树生长及叶片生理指标的影响[J]. 农业环境科学学报,2010,29(1):43-48.
- [27] 杨 楠. 干旱及铅胁迫对主要造林树种种子萌发与幼苗生长的影响[D]. 杨凌:西北农林科技大学,2012:34-40.