

# 镉胁迫对 107 杨幼苗光合作用和干物质分配的影响

蔺晓晖<sup>1,2</sup>, 段爱国<sup>1</sup>, 何彩云<sup>1</sup>, 张建国<sup>1\*</sup>

(1. 国家林业局林木培育重点实验室, 中国林业科学研究院林业研究所, 北京 100091;

2. 山东德州环境保护局, 山东 德州 253012)

**摘要:**以 1 年生 107 杨幼苗为材料, 采用盆栽试验方法研究了不同镉浓度处理对 107 杨苗叶片光合作用和干物质分配的影响。结果表明: 107 杨 1 年生苗在镉处理 10 d 内, 50、100、150、200 mg · kg<sup>-1</sup> 浓度处理的叶片净光合速率表现为先大幅下降后逐步回升的变化规律, 与对照相比, 下降的最大幅度分别达 17.1%、17.8%、23.9%、24.7%, 镉胁迫浓度越大苗木所受胁迫程度越重, 在镉胁迫 1 d 时, 净光合速率大幅下降的原因主要是发生了由气孔因素为主导的光合限制; 胁迫第 10~40 天内, 50~200 mg · kg<sup>-1</sup> 浓度处理的叶片净光合速率与对照的差异不显著; 胁迫处理 40 d 后, 仅 200 mg · kg<sup>-1</sup> 镉浓度处理对苗木净光合速率具显著抑制作用, 150 mg · kg<sup>-1</sup> 镉浓度对 107 杨净光合速率的影响可能是一个重要的阈值。镉胁迫条件下, 107 杨苗茎部干物质分配比率随着处理浓度的增大而增大, 根部则随处理浓度的增大而下降, 高浓度 200 mg · kg<sup>-1</sup> 处理能导致苗木根冠比大幅度下降, 使苗木根系生长受到严重阻碍。

**关键词:** 107 杨; 镉(Cd)胁迫; 净光合速率; 胞间 CO<sub>2</sub> 浓度; 干物质分配; 根冠比

中图分类号: S722

中图分类号: A

## Effects of Cadmium Stress on Leaf Photosynthesis and Dry Matter Allocation of *Populus × euramericana* (Dode) Guineir cv. 'Neva'

LIN Xiao-hui<sup>1,2</sup>, DUAN Ai-guo<sup>1</sup>, HE Cai-yun<sup>1</sup>, ZHANG Jian-guo<sup>1</sup>

(1. Key Laboratory of Tree Breeding and Cultivation, State Forestry Administration, Research Institute of Forestry, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China; 2. Environmental Protection Bureau of Dezhou, Shandong Province, Dezhou 253012, Shandong, China)

**Abstract:** The effects of cadmium stress on leaf photosynthesis and dry matter allocation for one-year-old seedlings of *Populus × euramericana* (Dode) Guineir cv. 'Neva' were studied through potted cultivation. The results showed that in the early 10 days of cadmium stress, the net photosynthetic rates ( $P_n$ ) of seedlings of four trial treatments greatly decreased at first followed by relatively slow various increase, relative to contrast, the treatments of 50, 100, 150 and 200 mg · kg<sup>-1</sup> respectively had the maximum reduction of 17.1%, 17.8%, 23.9%, and 24.7%. The higher the concentration of cadmium stress was, the bigger the descending depth was. The main factor that caused the descending of  $P_n$  was the occurrence of photosynthesis restriction induced by stoma restriction. At the stage of 10–40 d after treatment, different cadmium concentration treatment had no significant difference. After treatment time arrived at 60 d and 80 d, 200 mg · kg<sup>-1</sup> cadmium stress had significant effect on  $P_n$ , the others didn't arrive at significant levels. The cadmium concentration of 150 mg · kg<sup>-1</sup> might be the key threshold for photosynthesis of *P. × euramericana* (Dode) Guineir cv. 'Neva'. The stem allocation ratio of *P. × euramericana* (Dode) Guineir cv. 'Neva' seedlings increased with the increasing cadmium concentration, while the root allocation ratio decreased

收稿日期: 2011-02-26

基金项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金项目(编号: RIF2010-06)

作者简介: 蔺晓晖(1985—), 男, 山东德州人, 硕士, 主要研究方向: 土壤重金属污染修复. Email: linxiao2004211124@163.com

\* 通讯作者: Email: zhangjg@caf.ac.cn

with the increasing cadmium concentration, the treatment of  $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  could significantly decrease the root-shoot ratio of seedlings, and greatly baffle the growth of roots.

**Key words:** *Populus × euramericana* (Dode) Guineir cv. ‘Neva’; cadmium stress; net photosynthetic rate; inter-cellular  $\text{CO}_2$  concentration; dry matter allocation; root-shoot ratio

随着我国工业化、城镇化的推进,我国很多地区都出现了重金属污染尤其是镉(Cd)污染的现象,而且80%以上的镉进入了土壤,故镉污染在一定程度上主要是土壤中的镉污染<sup>[1]</sup>。我国土壤Cd背景值为 $0.097 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,但是很多地区的土壤镉含量已经远远超过此背景值,如河北行唐地区的土壤镉含量为 $64.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,广东广州地区的土壤镉含量甚至达到了 $228.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ <sup>[2-3]</sup>。目前,中国受镉、砷、铅等重金属污染的耕地面积近 $2.0 \times 10^7 \text{ hm}^2$ ,涉及11个省市的25个地区,每年因重金属污染而减产的粮食超过 $1.0 \times 10^7 \text{ t}$ ,被重金属污染的粮食每年也多达 $1.2 \times 10^7 \text{ t}$ 。此外,作为一种生物非必需元素,镉还能够通过生物链在动植物体内积累,对植物生长发育产生重要影响,并直接或者间接对人类造成危害<sup>[4-5]</sup>。因此,开展对土壤镉污染的修复工作非常重要。已有研究表明,低浓度的镉能够促进植物的生长<sup>[6-7]</sup>,而当生长环境中镉的含量超过一定阈值后,会导致植物体内叶绿素a/b含量和抗氧化酶的活性降低,扰乱植物体内的离子平衡,尤其 $\text{Fe}^{2+}$ 的缺乏,从而抑制植物正常的光合作用并降低其生物量<sup>[8-9]</sup>。目前,经过对草本植物的大量研究发现,一些植物能够对镉具有超级吸收和富集的功能,如东南景天<sup>[10]</sup>、印度芥菜<sup>[11]</sup>和遏蓝菜<sup>[12]</sup>等,而在木本植物的研究中则相对较少。有关杨树的研究表明,比利时的杂交杨叶片对Zn和Cd的积累能力分别超过 $320.0$ 、 $7.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ <sup>[13]</sup>,我国学者亦发现杨属树种具有较强吸收Cd的能力,还具有吸收二氧化硫、三氯乙烯、柴油、阿特拉津和五氯酚等污染物的能力<sup>[14-18]</sup>,同时由于杨属树种栽培范围和面积比较大,因此越来越多的研究建议把杨树作为我国重金属污染土壤的修复植物<sup>[19]</sup>。

107杨(*Populus × euramericana* (Dode) Guineir cv. ‘Neva’)是我国淮河、黄河流域及辽河以南流域地区广泛栽植的优良杨树品种之一,在我国农田林网和速生丰产林建设中应用广泛。本文根据中国农田土壤中镉的实际含量<sup>[20]</sup>,设置镉含量梯度处理,研究镉胁迫对107杨苗光合作用和干物质分配的影响,以探索107杨在Cd污染土壤修复中的可行性及其机理,旨在为今后重金属污染土壤的修复提供科

学依据。

## 1 研究方法

### 1.1 试验材料及方法

试验在北京中国林业科学研究院现代化自动控制温室中进行,试验材料采用107杨无性系。2010年4月份选取粗细均匀、长度均等的插条,用 $250 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 多菌灵浸泡24 h,然后进行盆(高与直径均为15 cm)栽扦插,每盆扦插1株。苗盆中土壤基质为河沙:草炭:黄土=1:1:1(体积比),每盆土壤基质风干质量为4 kg。

7月5日开展不同浓度的 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 处理试验,选择株高( $105 \pm 1.13$ ) cm,地径( $7.52 \pm 0.16$ ) mm的植株,分为5组,每组24株,共扦插120盆,1组为对照,对其余4组进行镉处理,1次性施入镉溶液,使花盆土壤的镉浓度分别达到50、100、150、200  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 4个不同梯度。处理后每3~5 d浇水500 mL,并在盆下放置塑料托盘,浇水后,将盘内渗出水倒回至盆中,以免镉元素流失。按照常规方法进行松土和除草等处理。

### 1.2 光合作用和生物量的测定

于处理前1 d以及处理后1、2、5、10、20、40、60、80 d,采用LI-6400(LI-COR, USA)便携式光合仪测定不同镉浓度处理苗的光合作用。每个处理随机选取3盆植株,选择从每株顶芽以下数第8、9、10片叶片进行测定,测定时间为上午9:00—11:00,光强、叶温、空气流量、 $\text{CO}_2$ 浓度分别设为 $800 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 、 $30 \text{ }^\circ\text{C}$ 、 $500 \mu\text{mol} \cdot \text{s}^{-1}$ 和 $400 \mu\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$ 。于处理前1 d以及处理后每10 d测量所有苗的株高、地径;同时在处理后第10、20、40、80天,每个处理随机选取6株苗进行破坏性采样,测定根、茎、叶生物量。采用SPSS16.0软件进行数据处理和分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 镉胁迫对107杨苗光合作用的影响

2.1.1 镉胁迫对107杨苗净光合速率的影响 由图1可知:镉胁迫处理前,5组苗之间的净光合速率( $P_n$ )均无显著差异。镉胁迫处理后第1天,叶片净光合速率随着镉胁迫处理浓度的升高而迅速下降,

50、100、150、200 mg · kg<sup>-1</sup> 4个处理净光合速率比对照分别下降了 17.1%、17.8%、23.9%、24.7%。LSD 检验显示:4个处理与对照的差异均达到极显著水平( $P < 0.01$ )。镉胁迫后第2天,各个处理净光合速率的变化比较复杂,低浓度 50、100 mg · kg<sup>-1</sup> 处理净光合速率随之回升。在胁迫后第5天,50 mg · kg<sup>-1</sup> 处理的净光合速率与对照的差异不显著,而 100 mg · kg<sup>-1</sup> 浓度以上处理的净光合速率仍显著低于对照。高浓度 150、200 mg · kg<sup>-1</sup> 处理的净光合速率在处理后的 5 d 内一直处于最低水平,在第 10 天回升到与其他处理相同的水平。随着处理时间的延长,5个处理在 10~40 d 内,差异不明显,这可能说明了 107 杨对镉胁迫具备一定的适应和恢复能力。应注意的是,在镉胁迫处理 20 d 以后,所有 4 个处理与对照的净光合速率均迅速下降,这可能与叶片气孔导度下降有关;但 40 d 后,对照和 50~150 mg · kg<sup>-1</sup> 处理的净光合速率则趋于稳定且保持差异不显著,而最高镉浓度 200 mg · kg<sup>-1</sup> 处理的净光合速率则继续大幅度下降,并与对照和 50~150 mg · kg<sup>-1</sup> 处理之间的差异显著。由此可推断,150 mg · kg<sup>-1</sup> 镉浓度对 107 杨的影响可能是一个重要的阈值。

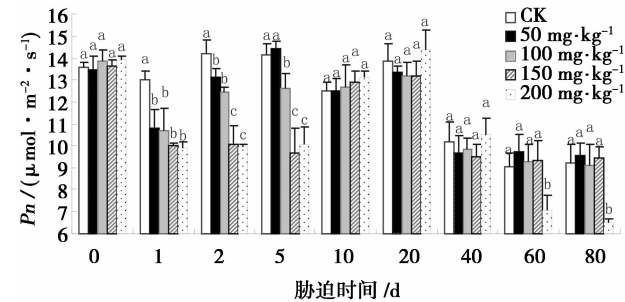


图1 镉胁迫对107杨幼苗净光合速率( $P_n$ )的影响

2.1.2 镉胁迫对 107 杨幼苗叶片气孔导度以及胞间 CO<sub>2</sub> 浓度的影响 由图 2、3 可知:镉胁迫对 107 杨幼苗气孔导度以及胞间 CO<sub>2</sub> 浓度的影响基本上与对净光合速率的影响一致。镉处理后的第 1 天,不同镉浓度处理的气孔导度与胞间 CO<sub>2</sub> 浓度均迅速下降,与对照的差异均极显著( $P < 0.01$ ),这表明镉处理后,107 杨立即作出了生理反应,且光合限制主导因素为气孔导度。与净光合速率变化规律相同,107 杨叶片气孔导度及胞间 CO<sub>2</sub> 浓度均在下降后存在一个上升恢复期,不同镉浓度处理恢复进程不一,但均在处理 10 d 后与对照无显著差异。40 d 后,对照和 50、100、150 mg · kg<sup>-1</sup> 3 个镉浓度处理的气孔导度、

胞间 CO<sub>2</sub> 浓度开始趋于平稳,并且处理与对照的差异均不显著,而高浓度 200 mg · kg<sup>-1</sup> 处理的气孔导度与胞间 CO<sub>2</sub> 浓度继续下降,表明 107 杨幼苗叶片气孔导度及胞间 CO<sub>2</sub> 浓度对小于 150 mg · kg<sup>-1</sup> 镉胁迫具有一定的抗性,而高浓度 200 mg · kg<sup>-1</sup> 的镉胁迫则对 107 杨幼苗叶片光合作用具有明显的抑制作用。

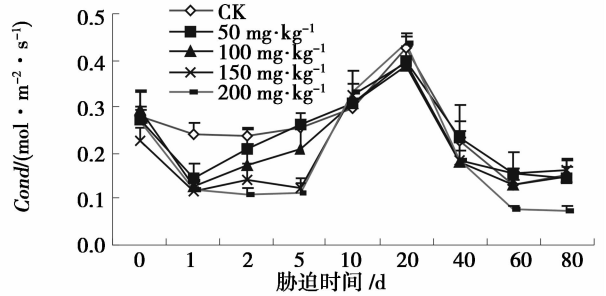


图2 镉胁迫对107杨幼苗叶片气孔导度( $Cond$ )的影响

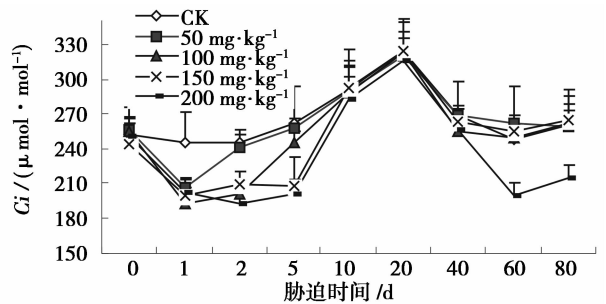


图3 镉胁迫对107杨幼苗叶片胞间CO<sub>2</sub>浓度( $C_i$ )的影响

## 2.2 镉处理对 107 杨幼苗株高、地径净生长量的影响

由图 4 可知:在镉胁迫后 10 d 内,50 mg · kg<sup>-1</sup> 处理的苗高与地径净生长量与对照均无显著差异,而 100、150、200 mg · kg<sup>-1</sup> 处理的苗高、地径与对照的差异均显著,其中株高较对照分别下降 36.2%、48.3% 和 63.8%,地径分别下降 37.7%、31.6% 和 45.6%。镉胁迫后 10~20 d,各处理间株高与地径净生长量均无显著差异。镉胁迫后 20~40 d,200 mg · kg<sup>-1</sup> 处理的株高净生长量较对照高 71.9%,差异显著,其余处理均不显著,而各处理的地径净生长量与对照差异均不显著。镉胁迫后 40~80 d,各处理间株高与地径净生长量差异均不显著。这表明,镉胁迫主要影响幼苗初期生长量,且处理浓度愈高,对苗木生长量影响愈大,而后期仅高浓度处理对株高生长量具有影响,这与镉胁迫前期苗木净光合速率下降及后期恢复并保持与对照同一水平的变化规律基本一致。

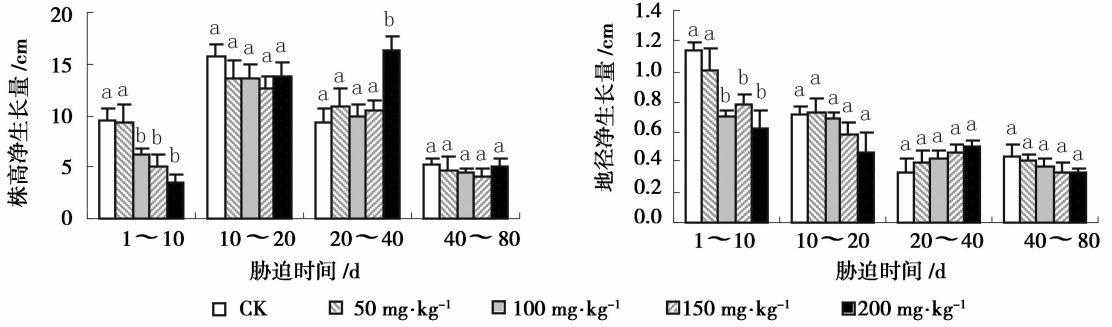


图4 镉胁迫对107杨苗木高和地径净生长量的影响

## 2.3 镉胁迫对107杨苗干物质分配的影响

### 2.3.1 镉胁迫对107杨苗干物质分配比率的影响

由表1可知:107杨苗根分配比率总体随生长时间的延长而上升,地上部(茎+叶)分配比率则随生长时间的延长而下降,不同浓度镉处理对不同生长时间苗干物质分配的影响程度不同。镉胁迫10、20 d时,各处理间根分配比率无显著差异;镉胁迫40、80 d时,200 mg·kg<sup>-1</sup>处理的根分配比率显著低于对照和50~150 mg·kg<sup>-1</sup>浓度处理。镉胁迫10 d时,各处理间茎分配比率差异不显著;镉胁迫20 d时,50、100、150、200 mg·kg<sup>-1</sup>浓度处理显著高于对照,分别上升了5.9%、5.0%、5.5%和6.1%;镉胁迫40、80 d时,50~150 mg·kg<sup>-1</sup>浓度处理略高于对照,但差异不显著,而200 mg·kg<sup>-1</sup>处理分别比对照高6.6%和7.9%,均达到显著性水平。叶分配比率方面,镉胁迫10、40 d时,各处理间叶分配比率无显著差异;镉胁迫20 d时,50、100、150、200 mg·

kg<sup>-1</sup>浓度处理比对照分别下降了4.6%、3.7%、4.1%和4.6%,并均达到显著性水平( $P < 0.05$ );镉胁迫80 d时,200 mg·kg<sup>-1</sup>浓度处理较对照以及50、100、150 mg·kg<sup>-1</sup>浓度处理分别下降了2.8%、3.9%、2.5%和2.4%,并均达到显著性差异。

在镉胁迫10、20 d时,各浓度处理间107杨苗干物质地上部分分配比率差异不显著;镉胁迫40 d时,200 mg·kg<sup>-1</sup>处理与其它处理差异显著,分别较对照、50、100、150 mg·kg<sup>-1</sup>浓度处理高4.1%、2.5%、3.4%、2.3%;镉胁迫80 d时,200 mg·kg<sup>-1</sup>处理的地上部分分配比率与对照差异极显著( $P < 0.01$ ),较后者高5.0%,而50~150 mg·kg<sup>-1</sup>浓度处理与对照差异不显著。这表明,低于150 mg·kg<sup>-1</sup>浓度的镉胁迫对107杨苗干物质分配比率的影响较小,但一旦浓度达到200 mg·kg<sup>-1</sup>水平,苗木在生长后期的干物质分配比率就易受到显著影响。

表1 镉胁迫对107杨苗干物质分配的影响

处理时间/d	镉浓度/(mg·kg <sup>-1</sup> )	根/%	茎/%	叶/%	(茎+叶)/%
10	0(ck)	7.68 ± 1.09 <sup>a</sup>	53.45 ± 1.53 <sup>a</sup>	38.88 ± 0.68 <sup>a</sup>	92.33 ± 1.09 <sup>a</sup>
	50	7.17 ± 0.17 <sup>a</sup>	54.29 ± 2.00 <sup>a</sup>	38.54 ± 1.17 <sup>a</sup>	92.83 ± 0.83 <sup>a</sup>
	100	6.71 ± 0.64 <sup>a</sup>	52.61 ± 1.83 <sup>a</sup>	40.68 ± 1.98 <sup>a</sup>	93.29 ± 0.64 <sup>a</sup>
	150	6.79 ± 1.52 <sup>a</sup>	52.33 ± 2.93 <sup>a</sup>	40.88 ± 1.58 <sup>a</sup>	93.21 ± 1.52 <sup>a</sup>
	200	6.95 ± 0.14 <sup>a</sup>	54.83 ± 1.88 <sup>a</sup>	38.22 ± 2.64 <sup>a</sup>	93.05 ± 2.14 <sup>a</sup>
20	0(ck)	8.14 ± 1.22 <sup>a</sup>	46.35 ± 1.37 <sup>a</sup>	45.52 ± 2.48 <sup>a</sup>	91.87 ± 1.22 <sup>a</sup>
	50	6.79 ± 0.30 <sup>a</sup>	52.27 ± 1.57 <sup>b</sup>	40.94 ± 1.46 <sup>b</sup>	93.21 ± 0.30 <sup>a</sup>
	100	6.78 ± 1.54 <sup>a</sup>	51.35 ± 2.29 <sup>b</sup>	41.87 ± 0.80 <sup>b</sup>	93.22 ± 1.54 <sup>a</sup>
	150	6.78 ± 1.16 <sup>a</sup>	51.87 ± 0.39 <sup>b</sup>	41.34 ± 1.22 <sup>b</sup>	93.21 ± 1.16 <sup>a</sup>
	200	6.60 ± 0.71 <sup>a</sup>	52.48 ± 1.54 <sup>b</sup>	40.92 ± 2.19 <sup>b</sup>	93.40 ± 0.71 <sup>a</sup>
40	0(ck)	14.81 ± 2.97 <sup>a</sup>	49.44 ± 0.91 <sup>a</sup>	35.76 ± 3.88 <sup>a</sup>	85.20 ± 2.97 <sup>a</sup>
	50	13.29 ± 2.20 <sup>a</sup>	50.22 ± 1.74 <sup>a</sup>	36.48 ± 1.88 <sup>a</sup>	86.70 ± 2.20 <sup>a</sup>
	100	14.12 ± 1.71 <sup>a</sup>	51.37 ± 3.32 <sup>a</sup>	34.51 ± 3.81 <sup>a</sup>	85.88 ± 1.71 <sup>a</sup>
	150	13.02 ± 0.30 <sup>a</sup>	52.54 ± 1.30 <sup>a</sup>	34.44 ± 1.01 <sup>a</sup>	86.98 ± 0.30 <sup>a</sup>
	200	9.76 ± 0.42 <sup>b</sup>	55.99 ± 1.73 <sup>b</sup>	33.25 ± 1.69 <sup>a</sup>	89.24 ± 0.45 <sup>b</sup>
80	0(ck)	16.98 ± 1.60 <sup>a</sup>	49.13 ± 0.91 <sup>a</sup>	33.88 ± 0.93 <sup>a</sup>	83.01 ± 1.60 <sup>a</sup>
	50	16.50 ± 2.14 <sup>a</sup>	48.53 ± 2.89 <sup>a</sup>	34.97 ± 0.79 <sup>a</sup>	83.50 ± 2.14 <sup>a</sup>
	100	16.43 ± 1.08 <sup>a</sup>	49.98 ± 0.97 <sup>a</sup>	33.59 ± 0.29 <sup>a</sup>	83.57 ± 1.08 <sup>a</sup>
	150	15.58 ± 0.90 <sup>a</sup>	50.96 ± 0.61 <sup>a</sup>	33.46 ± 0.72 <sup>a</sup>	84.42 ± 0.90 <sup>a</sup>
	200	11.91 ± 0.83 <sup>b</sup>	57.04 ± 1.55 <sup>b</sup>	31.05 ± 1.66 <sup>b</sup>	88.09 ± 0.83 <sup>b</sup>

注:同列数据后字母相同表示差异不显著,不同表示差异显著。

2.3.2 镉胁迫对107杨苗根冠比的影响 从表2可明显看出:随处理时间的延长,不同浓度镉胁迫处理的苗根冠比均增加,且在相同处理时间下,苗木根冠比随镉处理浓度的增大而有所降低。LSD 检验显示,镉胁迫10、20 d时,5个镉浓度处理间苗木根冠比的差异不显著,胁迫40、80 d时,50、100、150 mg·

kg<sup>-1</sup>浓度处理与对照间根冠比均差异不显著,但200 mg·kg<sup>-1</sup>浓度处理极显著低于对照( $P < 0.01$ ),其根冠比相对于对照下降30%以上。显然,200 mg·kg<sup>-1</sup>浓度镉胁迫处理对苗木根系的生长产生了显著的抑制作用。

表2 镉胁迫对107杨苗根冠比的影响

镉处理浓度/(mg·kg <sup>-1</sup> )	处理时间/d			
	10	20	40	80
0(CK)	0.083 1 ± 0.012 8 <sup>a</sup>	0.088 6 ± 0.014 5 <sup>a</sup>	0.173 8 ± 0.011 1 <sup>a</sup>	0.204 6 ± 0.013 3 <sup>a</sup>
50	0.077 2 ± 0.001 2 <sup>a</sup>	0.072 8 ± 0.003 4 <sup>a</sup>	0.153 3 ± 0.019 6 <sup>a</sup>	0.197 6 ± 0.010 3 <sup>a</sup>
100	0.072 0 ± 0.007 4 <sup>a</sup>	0.072 7 ± 0.017 7 <sup>a</sup>	0.164 4 ± 0.013 5 <sup>a</sup>	0.196 5 ± 0.015 6 <sup>a</sup>
150	0.072 9 ± 0.017 6 <sup>a</sup>	0.072 8 ± 0.013 4 <sup>a</sup>	0.149 7 ± 0.003 9 <sup>a</sup>	0.184 6 ± 0.012 6 <sup>a</sup>
200	0.074 6 ± 0.003 2 <sup>a</sup>	0.070 7 ± 0.008 1 <sup>a</sup>	0.109 4 ± 0.004 1 <sup>b</sup>	0.135 2 ± 0.010 8 <sup>b</sup>

注:同列数据后字母相同表示差异不显著,不同表示差异显著。

### 3 结论与讨论

镉胁迫后的第1天,不同处理下107杨苗的净光合速率比对照均显著下降,产生这一现象的原因可能是镉胁迫初期根部细胞受到了毒害作用<sup>[21]</sup>;而随着镉胁迫时间的延长,在镉胁迫后的第10天,各处理的净光合速率均逐步恢复到对照水平,且在其后的30 d内无显著差异,这可能表明,107杨苗对镉有一定的适应性作用。在镉胁迫40 d后,高浓度200 mg·kg<sup>-1</sup>镉处理的净光合速率持续下降,这可能是由于严重镉胁迫产生的大量活性氧积累使膜脂过氧化<sup>[22]</sup>,或是镉离子影响了Mg<sup>+</sup>离子的正常运输<sup>[23]</sup>,从而影响了叶绿素的合成,或是影响到保卫细胞K<sup>+</sup>、Ca<sup>2+</sup>的吸收和运输,增加了叶片气孔阻力<sup>[24]</sup>,进而影响了苗木的净光合速率。不同浓度镉胁迫处理与对照的净光合速率均随气孔导度和胞间CO<sub>2</sub>浓度的下降而下降,表明镉胁迫下107杨苗发生的光合限制主要是气孔因素所致。

在镉胁迫10 d内,除50 mg·kg<sup>-1</sup>处理外,其它浓度镉胁迫处理的107杨苗株高和地径的净生长量与对照相比均显著下降,生长量的这一变化规律与净光合速率的变化是吻合的,亦即净光合速率受到抑制的外在表现为其株高和地径的生长受到抑制。

干物质分配变化是植物应对环境变化的一种重要策略<sup>[25]</sup>。镉胁迫条件下107杨苗干物质不同器官的分配比率随处理浓度的增加和时长出现了较为复杂的变化。植物根部直接接触土壤污染物,故最先受到影响,是积累金属离子最多的器官<sup>[26]</sup>,已有

研究发现镉胁迫对植物的根具有毒害作用<sup>[27-28]</sup>,本试验中107杨苗净光合速率在镉胁迫初期明显下降的现象也印证了这一点。镉胁迫后的第10天,各处理的干物质分配比率与对照的差异不显著,可能是因为受胁迫时间较短的缘故。镉胁迫处理20 d时,不同镉浓度处理的茎生物量比率与对照相比均有所升高,这可能是由于镉胁迫使苗木的干物质分配向镉浓度最低的部位即木质部转移所致<sup>[29]</sup>。在镉胁迫第40天和第80天,50~150 mg·kg<sup>-1</sup>浓度处理的107杨苗干物质分配比率与对照相比差异不显著,而在高浓度200 mg·kg<sup>-1</sup>镉处理下,107杨苗的干物质分配比率及根冠比均与对照的差异显著,茎部干物质分配比率显著升高,根部干物质分配比率和根冠比则显著降低,这表明当镉胁迫浓度高达200 mg·kg<sup>-1</sup>时,107杨苗的干物质分配格局受到显著影响,苗木根部的生长受到严重抑制,该现象与前人的研究结果相一致<sup>[24]</sup>。

总体上,当土壤镉含量低于150 mg·kg<sup>-1</sup>浓度时,107杨苗的光合速率、生物量累积与分配变化相对较小,体现出很强的适应性,表明在我国淮河、黄河流域及辽河以南流域的土壤镉污染区,可以通过种植107杨来修复污染的土壤,关于107杨对镉胁迫的适应机制及其对镉可能的富集作用尚需进一步的研究。

### 参考文献:

- [1] 陈怀满. 土壤—植物系统中的重金属污染[M]. 北京: 科学出版社, 1996: 171-851
- [2] 孟凡乔, 史雅娟, 吴文良. 我国无污染农产品重金属元素土壤环

- 境质量标准的制定与研究进展[J]. 农业环境保护, 2000, 19(6): 356 - 359
- [3] 崔力拓, 耿世刚, 李志伟. 我国农田土壤镉污染现状及防治对策[J]. 现代农业科技, 2006(11s): 184 - 185
- [4] Gupta U C, Gupta S C. Trace element toxicity relationships to crop production and livestock and human health: Implications for management[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1998, 29(11): 1491 - 1522
- [5] Sanita D I, Toppi L, Gabbriel L R. Response to cadmium in higher plants[J]. Environmental and Experimental Botany, 1999, 41(2): 105 - 130
- [6] Arduini I, Masoni A, Mariotti M, et al. Low cadmium application increase miscanthus growth and cadmium translocation[J]. Environmental and Experimental Botany, 2004(52): 89 - 100
- [7] Solti A, Gaspar L, Szigeti Z, et al. Impact of iron supply on the kinetics of recovery of photosynthesis in Cd-stressed Poplar (*Populus glauca*) [J]. Annals of botany, 2008, 102(5): 771
- [8] 杨盛昌, 吴琦. Cd对桐花树幼苗生长及某些生理特性的影响[J]. 海洋环境科学, 2003, 22(1): 38 - 42
- [9] 李亚藏, 王庆成, 马树华. 四种北方阔叶树种苗木对土壤镉胁迫的生长反应与抗性比较[J]. 应用生态学报, 2005, 16(4): 655 - 659
- [10] Zhou W B, Qiu B S. Effects of cadmium hyperaccumulation on physiological characteristics of *Sedum alfredii* Hance (Crassulaceae) [J]. Plant Science, 2005, 169(4): 737 - 745
- [11] Baker A, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: a review of their distribution, ecology and phytochemistry [J]. Biorecovery, 1989, 1(2): 81 - 126
- [12] Salt D E, Prince R C, Pickering I J, et al. Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian Mustard[J]. Plant Physiol, 1995, 109: 1427 - 1433
- [13] Vandecasteele B, Lauriks R, De Vos B, et al. Cd and Zn concentration in hybrid poplar foliage and leaf beetles grown on polluted sediment-derived soils[J]. Environ Monit Assess, 2003, 89(3): 263 - 283
- [14] 高楠, 张志强, 王国玉, 等. 四种城市绿化乔木树种污染物去除效果研究[J]. 中国水土保持, 2009(7): 22 - 24
- [15] 姚斌, 谷雪景, 尚鹤, 等. 污染土壤杨树修复过程中根际阿特拉津的降解及其微生物区系[J]. 林业科学, 2009, 45(6): 149 - 152
- [16] 姚斌, 向仰州, 尚鹤, 等. 杨树品系在五氯酚污染土壤上的生长适宜性试验[J]. 山地农业生物学报, 2009, 28(2): 104 - 108
- [17] Robinson B H, Green S R, Chancerel B, et al. Poplar for the phytomanagement of boron contaminated sites[J]. Environmental Pollution, 2007, 150(2): 225 - 233
- [18] Robinson B H, Mills T M. Natural aninduced cadmium-accumulation in poplar and willow; Implications for phytoremediation[J]. Plant and Soil, 2000, 227(1): 301 - 306
- [19] Cunningham S D, Ow D W. Promises and prospects of phytoremediation[J]. Plant Physiol, 1996, 110(3): 715 - 719
- [20] Farquhar G D, Sharkey T D. Stomatal conductance and photosynthesis[J]. Plant Physiology, 1982, 33(1): 317 - 345
- [21] Maria N, Utmazian D S, Walter W, et al. Cadmium and zinc accumulation in willow and poplar species grown on polluted soils[J]. Plant Nutrition and Soil Science, 2007, 170(2): 265 - 272
- [22] 苏玲, 章永松, 林咸永, 等. 维管植物的镉毒和耐性机制[J]. 植物营养与肥料学报, 2000, 6(1): 106 - 112
- [23] 慈敦伟, 姜东, 戴廷波, 等. 镉毒害对小麦幼苗光合及叶绿素荧光特性的影响[J]. 麦类作物学报, 2005, 25(5): 88 - 91
- [24] 顾颀刚. 镉胁迫对杨树无性系植株生长发育及部分生理特性影响的研究[D]. 天津: 天津师范大学, 2008
- [25] Bidel P R, Pagès L, Rivière L M, et al. MassFlowDyn I: A carbon transport and partitioning model for root system architecture[J]. Annals of Botany, 2000, 85(6): 869 - 886
- [26] Unterbrunner R, Puschenreiter M, Sommer P, et al. Heavy metal accumulation in trees growing on contaminated sites in Central Europe[J]. Environmental Pollution, 2007, 148(1): 107 - 114
- [27] Elena D A, Lucia C, Vincenza A. Improvement of *Brassica napus* growth under cadmium stress by cadmium-resistant rhizobacteria[J]. Soil Biology Biochemistry, 2008, 40(1): 74 - 84
- [28] Katarina V, Lubica H, Jana H, et al. Effect of cadmium on diaphorase activity and nitric oxide production in barley root tips[J]. Journal of Plant Physiology, 2010, 167(1): 10 - 14
- [29] Durand T C, Hausman J F, Carpin S, et al. Zinc and cadmium effects on growth and ion distribution in *Populus tremula* × *Populus alba* [J]. Biologia Plantarum, 2010, 54(1): 191 - 194