

汞胁迫对白骨壤 (*Avicennia marina*) 幼苗生理生态的影响*

袁彦婷 卞振华** 张玲

(厦门大学生命科学学院, 福建厦门 361005)

摘要 为了解红树植物的重金属抗性机制, 对白骨壤 (*Avicennia marina*) 幼苗进行不同浓度 Hg^{2+} (1, 5, 10, 50, 100 $mg \cdot L^{-1}$) 的胁迫实验, 测定并分析了 Hg^{2+} 胁迫对白骨壤幼苗叶片的光合作用和抗氧化酶活性的影响。结果表明: 叶片净光合速率随着胁迫时间的延长而降低, 高浓度 ($\geq 50 mg \cdot L^{-1}$) Hg^{2+} 胁迫下叶片的净光合速率低于中低浓度胁迫, 且高浓度胁迫的叶片净光合速率在 48 h 后快速下降; 叶片净光合速率与胞间二氧化碳浓度呈极显著负相关, 叶绿素含量随 Hg^{2+} 浓度的增加而降低。气孔导度在不同浓度胁迫下反应不同, 低浓度 Hg^{2+} 对白骨壤幼苗光合的影响可能是气孔因素, 中高浓度 Hg^{2+} 对白骨壤幼苗光合作用的抑制主要是非气孔因素。低浓度 Hg^{2+} 胁迫, 白骨壤幼苗叶片 SOD、POD 活性升高, 表现了一定的抗逆性, 而高浓度表现为抑制作用, 基本在 100 $mg \cdot L^{-1}$ Hg^{2+} 胁迫下活性达到最低值。说明 Hg^{2+} 可以抑制白骨壤叶片的光合活性, 高浓度 Hg^{2+} 胁迫削弱了白骨壤的活性氧清除能力, 植物极易受到伤害。

关键词 汞; 白骨壤; 净光合速率; 气孔导度; 抗氧化酶活性

中图分类号 X171.5 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2011)5-1013-05

Impacts of mercury stress on *Avicennia marina* seedlings eco-physiology YUAN Yan-ting, DING Zhen-hua, ZHANG Ling (School of Life Sciences, Xiamen University, Xiamen 361005, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(5): 1013-1017.

Abstract In order to understand the heavy metals resistance mechanism of mangrove, a stress experiment with the seedlings of mangrove species *Avicennia marina* from Fujian Province was conducted to study the impacts of different concentration (1, 5, 10, 50 and 100 $mg \cdot L^{-1}$) mercury (Hg^{2+}) on the seedlings leaf photosynthesis and antioxidant activities. With the increase of added Hg^{2+} concentration and exposure time, the seedlings leaf net photosynthetic rate (P_n) and chlorophyll content decreased. Under the stress of high concentration Hg^{2+} ($\geq 50 mg \cdot L^{-1}$), the decrement of P_n was higher than that under the stress of low concentration Hg^{2+} , and the P_n decreased rapidly after 48 h. There was a significantly negative correlation between P_n and extracellular carbon dioxide concentration (C_i). The chlorophyll content decreased with increasing Hg^{2+} concentration. The stomatal conductance (G_s) had different responses to the stress of different Hg^{2+} concentration. At low Hg^{2+} concentration, stomatal factors could limit the photosynthesis, while at high Hg^{2+} concentration, non-stomatal factors could be the main causes inhibiting photosynthesis. Low Hg^{2+} concentration promoted the activities of superoxide dismutase and peroxidase, while high Hg^{2+} concentration inhibited the activities of the two enzymes, being the lowest under the stress of 100 $mg Hg^{2+} \cdot L^{-1}$. All the results implied that Hg^{2+} could inhibit the leaf photosynthesis of *A. marina*, and high concentration Hg^{2+} impaired the active oxygen elimination capability of *A. marina*, making the plants easily to be damaged.

Key words Hg ; *Avicennia marina*; net photosynthetic rate; stomatal conductance; antioxidant enzyme activity

* 国家自然科学基金项目 (40676064) 资助。

** 通讯作者 E-mail: dzl@xmu.edu.cn

收稿日期: 2010-10-19 接受日期: 2011-03-13

红树林生态系统分布于热带亚热带的海岸潮间带或河口地区,红树植物是该生态系统各级消费者物质和能量的主要来源(林鹏, 1997)。红树林区具有丰富的生物多样性,可以为当地居民提供鱼、蟹等海产品。但是,我国红树林湿地沉积物通常含有较高含量的汞,且这些汞的生物可利用性也比较高(Ding *et al.*, 2009)。汞是可以全球传输的污染物(Olmez & Ames, 1997; 郑伟和冯新斌, 2007),也是植物的非必需元素,能够减缓植物生长,阻碍植物矿质代谢,抑制光合作用和蒸腾作用(Krupa & Baszynski, 1995),严重时会导致植物死亡(Zenk, 1996)。但有关汞胁迫对红树植物光合作用和抗氧化酶活性影响的研究却很少。白骨壤是我国分布最广泛的红树植物,对红树林群落的形成具有极为重要的作用。本文通过实验模拟汞对白骨壤的胁迫作用,分析汞胁迫对白骨壤的光合效率和抗氧化酶活性的影响,为进一步了解红树植物的重金属抗性机制和利用红树植物生物净化汞污染提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

2009年10月在福建九龙江口云霄红树林国家级自然保护区采集白骨壤幼苗,株高约30~40 cm,4~5对叶片。选择生活力强,无病虫害、大小相近的白骨壤幼苗进行水培,加1/4 Hoagland营养液于实验室内自然光下复壮(室温约20℃),复壮1周后,进行汞胁迫处理。 Hg^{2+} 胁迫液($HgCl_2$ 溶液和1/4 Hoagland营养液的混合液)浓度分别为:1、5、10、50、100 $mg \cdot L^{-1}$,对照CK为1/4 Hoagland营养液培养的白骨壤幼苗,每盆5~6株植物,每组处理设置3个重复,胁迫24、48、72、96、120 h后分别对每个处理的白骨壤幼苗的中间两对叶片进行光合作用测量,并且分别将其采集用于实验分析。剪取根尖2~3 mm,用于测定酶活性。

1.2 实验方法

净光合速率、气孔导度和细胞间隙 CO_2 浓度用Li6400型光合作用测定系统测定,选择白骨壤幼苗较成熟的第二、三对叶片进行测定。叶绿素含量根据丙酮-乙醇混合液(丙酮与无水乙醇的体积比为1:1)浸提法(张志良, 1997)测定;超氧化物歧化酶(SOD)活性采用李合生(2000)氮蓝四唑(NBT)法测定;过氧化物酶(POD)活性的测定依据愈创木酚法(刘祖祺和张石诚, 1994),以每分钟内 A_{470} 变化

0.01为1个过氧化物酶活性单位(U)。过氧化氢酶(CAT)活性则使用高锰酸钾滴定测得。

1.3 数据处理

数据经Excel及SPSS统计分析软件处理。并对同一浓度不同时间和相同时间不同浓度的汞胁迫处理引起的净光合速率(P_n)、气孔导度(G_s)和胞间二氧化碳浓度(C_i)变化进行单因素方差和多重比较,并进行Pearson相关性分析。

2 结果与分析

2.1 净光合速率、气孔导度和胞间二氧化碳浓度的变化

根据 Hg 对白骨壤幼苗的胁迫时间和浓度的不同对白骨壤幼苗净光合速率、气孔导度和胞间二氧化碳浓度进行比较分析,结果表明:随着汞胁迫时间的延长,不同浓度胁迫的白骨壤叶片净光合速率的变化规律基本一致(表1): P_n 整体呈现下降趋势,植物在胁迫72 h后,各浓度处理组叶片的净光合速率明显低于对照植物。其中CK处理组随着时间的延长植物叶片 P_n 无显著性差异,净光合速率基本保持在9.37~10.05 $\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ 。50和100 $mg \cdot L^{-1} Hg^{2+}$ 胁迫48 h后植物叶片 P_n 显著下降,而72 h后植物叶片 P_n 变化不显著。低浓度(1、5和10 $mg \cdot L^{-1}$)胁迫前72 h无明显差异,72 h后植物叶片 P_n 显著下降,而后变化不明显。

Hg 胁迫对叶片 G_s 的影响随着胁迫浓度的不同而不同(表1)。 Hg^{2+} 胁迫24~96 h低浓度(1、5和10 $mg \cdot L^{-1}$)的 G_s 分别和高浓度(50和100 $mg \cdot L^{-1}$)有显著性差异,低浓度 Hg^{2+} 胁迫24 h后,植物叶片 G_s 随着胁迫时间的延长而增加,变化趋势较平缓,且均低于对照植物叶片的气孔导度;而高浓度(50和100 $mg \cdot L^{-1}$)的 Hg^{2+} 胁迫下的 G_s 与 P_n 的变化趋势一致,即随着胁迫浓度的增高和胁迫时间的延长,植物叶片 G_s 整体是降低的,50 $mg \cdot L^{-1} Hg^{2+}$ 胁迫下,植物叶片 G_s 随胁迫时间无显著性差异,100 $mg \cdot L^{-1} Hg^{2+}$ 胁迫下,24~48 h植物叶片 G_s 显著下降,48 h后植物叶片 G_s 无显著差异。

由表1可见,各处理白骨壤叶片的 C_i 变化规律基本一致,随着胁迫时间的延长, C_i 也持续增加,直到96 h后开始下降。对照植物叶片的 C_i 值为383.51~465.84 $\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$;各处理植物叶片 C_i 浓度在96 h时最高(除50 $mg \cdot L^{-1}$ 最高在72 h

表 1 汞胁迫对白骨壤幼苗净光合速率、气孔导度和胞间二氧化碳浓度的影响

Table 1 Effect of Hg on P_n , G_s and C_i of *Avicennia marina* seedlings

指标	处理 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	24 h	48 h	72 h	96 h	120 h
P_n	CK	9.49 hA	9.49 cA	10.05 abA	9.54 aA	9.37 aA
	1	10.61 aA	10.78 bA	9.34 bB	4.35 dD	5.85 cC
	5	10.95 aA	10.72 bA	10.24 abB	4.88 dD	7.25 bC
	10	10.75 aA	11.23 aA	10.98 aA	6.29 bB	5.79 cB
	50	9.96 bA	11.63 aA	5.33 cB	5.30 cB	4.79 cB
	100	11.08 aA	9.60 cB	5.13 cC	4.73 cC	4.75 cC
G_s	CK	0.022 bB	0.037 bA	0.029 aB	0.031 aB	0.026 dD
	1	0.012 bC	0.008 bD	0.014 dBC	0.016 bB	0.029 bcA
	5	0.026 bA	0.010 bC	0.015 bcB	0.013 bB	0.023 dAB
	10	0.015 bB	0.010 bC	0.017 bcB	0.017 bB	0.033 aA
	50	0.042 aA	0.076 aA	0.025 aA	0.029 aA	0.031 abA
	100	0.059 aA	0.027 bB	0.020 bB	0.014 bB	0.022 bB
C_i	CK	383.51 dD	385.37 dD	407.27 cC	435.92 dB	465.84 dA
	1	289.44 bD	171.05 dE	485.34 bC	975.44 aA	612.61 aB
	5	325.80 bC	255.61 cC	356.11 dC	1050.69 aA	572.94 bB
	10	301.68 bC	168.19 dD	317.51 dC	735.78 bA	608.55 aB
	50	298.70 bC	329.24 bC	601.94 aA	555.15 cB	552.47 cB
	100	280.86 bC	279.59 bcC	631.09 aB	736.66 bA	616.39 aB

同列不同小写字母表示同一时间内不同浓度的差异显著 ($P < 0.05$), 同行不同大写字母表示相同浓度不同时间内的差异显著 ($P < 0.05$).

处), 胁迫 120 h 各处理植物叶片 C_i 浓度显著下降。同一胁迫时间内, 除了 24 h 各浓度无显著性差异外, 其余胁迫时间内, 高浓度 (50 和 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) Hg^{2+} 胁迫下植物叶片 C_i 值与低浓度 ($1, 5$ 和 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 处理有显著变化。

2.2 汞胁迫对叶绿素含量的影响

由图 1 可见, 不同浓度 Hg^{2+} 胁迫下, 叶绿素含量大致呈先升高后下降的趋势。相同胁迫时间不同浓度胁迫之间的叶绿素含量的差异性与 P_n 大致相似, 高浓度 ($50, 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) Hg^{2+} 胁迫下叶绿素含

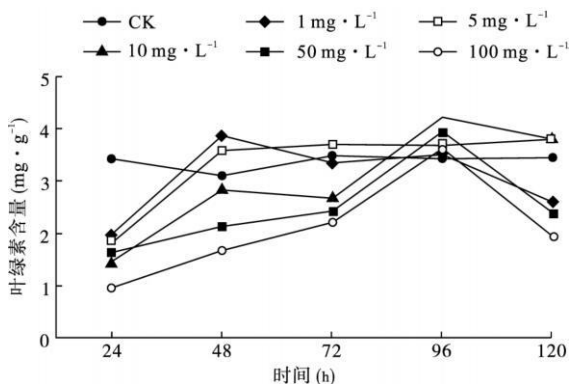


图 1 汞胁迫对叶绿素含量的影响

Fig 1 Effect of Hg on the chlorophyll content of *Avicennia marina* seedlings

量与低浓度 ($1, 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 相比差异性显著 ($P < 0.05$), 各时间段 (除 96 h) 内 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度处理下白骨壤叶片叶绿素含量均最低, 为对照的 27.9% ~ 63.4%, 在实验过程中观察到明显的失绿现象。各浓度在不同胁迫时间内叶绿素含量差异不显著 ($P > 0.05$)。

2.3 对抗氧化性酶活性的影响

由图 2 可见, 不同浓度汞胁迫对白骨壤幼苗叶片和根尖的 SOD 酶活性的影响趋势一致, Hg^{2+} 胁迫造成叶片和根尖的 SOD 活性增高。低浓度胁迫时, 白骨壤自动启动 SOD 保护酶清除自由基, 提高抗性以适应重金属污染, 其中叶片 SOD 酶活性较高的出现在低浓度 $1, 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 范围内, 并且与 10~100 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度胁迫的 SOD 酶有显著差异, 随着胁迫浓度的增大, SOD 酶活性受到抑制, 逐渐下降; 根尖 SOD 酶活性并没有显著性差异。其中 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 胁迫时, 叶片和根尖细胞的 SOD 活性均为最低并且低于对照植物的酶活性。

汞胁迫对白骨壤根尖和叶片的 POD 活性影响

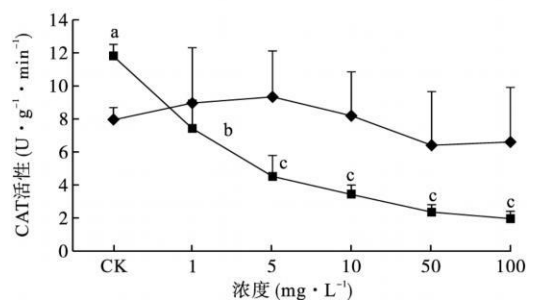
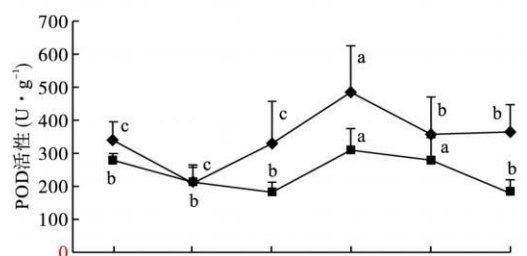
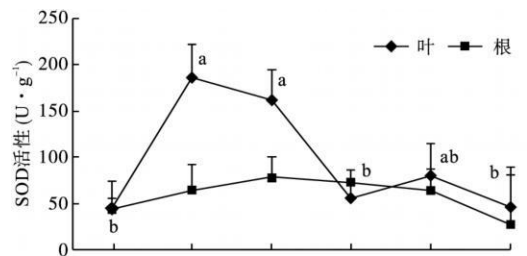


图 2 汞胁迫和白骨壤幼苗抗氧化性酶活性的关系

Fig 2 Effect of Hg on antioxidant activities of *Avicennia marina* seedlings

表 2 汞胁迫下白骨壤叶片光合和抗氧化酶活性指标之间的相关系数矩阵

Table 2 Correlation matrix of photosynthesis indicators and antioxidase activity

项目	P_n	G_s	C_i	Chl a	Chl b	SOD叶	SOD根	POD叶	POD根	CAT叶
G_s	0.154									
C_i	-0.877*	-0.148								
Chl a	-0.283	-0.511*	0.365							
Chl b	-0.469*	-0.260	0.491*	0.775*						
SOD叶	0.493*	-0.160	-0.305	0.154	-0.177					
SOD根	0.304	0.216	-0.372	-0.058	0.011	0.339				
POD叶	0.641**	0.139	-0.595*	-0.526*	-0.589**	0.173	0.011			
POD根	0.472*	0.095	-0.340	-0.278	-0.424*	0.158	-0.075	0.639**		
CAT叶	0.410*	0.238	-0.293	-0.401*	-0.651**	0.287	-0.059	0.520**	0.263	
CAT根	-0.190	-0.201	0.412*	0.340	0.228	0.208	-0.226	-0.375	-0.039	-0.132

** $P < 0.01$; * $P < 0.05$

与 SOD 不同, 表现为先下降再升高再降低, 其中高浓度 (50 和 100 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 对 POD 活性的抑制明显, 与 0~10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 胁迫下差异显著。白骨壤根尖 CAT 酶活性随着胁迫浓度的增大而持续降低, 叶片 CAT 酶活性变化的差异并不显著, 活性范围在 6.631~7.960 $\text{U} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ FW (图 2)。

2.4 相关性分析

不同浓度的 Hg^{2+} 胁迫下, 白骨壤叶片光合和抗氧化酶活性等各项指标的相关性分析 (表 2) 表明: 净光合速率与胞间二氧化碳浓度具有极显著的负相关关系, 且与叶片的抗氧化酶系统有显著相关性, 其中与叶片的 POD 酶活性极显著相关。气孔导度和叶绿素 a 的含量呈现极显著负相关, 而胞间二氧化碳浓度与叶绿素 b 的含量显著相关。叶绿素 a 和 b 的含量和叶片 POD、CAT 基本都呈现负相关关系, 其中除了叶绿素 a 的含量和叶片 CAT 是显著相关, 其余均为极显著相关。在抗氧化酶活性测定中, 只有叶片 POD 酶活性与其根尖细胞 POD 活性和叶片 CAT 活性极显著相关。

3 讨论

光合作用是植物生命活动中极其重要的生理反应, 净光合速率是植物光合特性中的关键性指标, 通过叶片对 CO_2 的吸收同化作用, 直接、综合地反映植物生理代谢功能对外界变化的影响 (朱建玲等, 2008)。在植物叶片的生理活动中, 植物的光合作用既有气孔因素的影响又有非气孔因素的影响, 包括气孔导度、卡尔文循环中 RuBP 水平及其再生、RuBP 羧化酶活性、RuBP 羧化酶结合位点、叶绿体光反应中心的状态等 (孙光闻等, 2005)。 Hg^{2+} 、 Cd^{2+} 等重金属对植物光合有明显的抑制作用 (李光辉和施国新, 1999; 常福辰等, 2002; 王宏伟等, 2008)。 CO_2 是 Rubisco 的主要底物 (杨金艳等,

2003), CO_2 浓度的变化直接影响植物的光合作用, 气孔是植物与外界进行气体交换的通道, 气孔导度对植物体内胞间二氧化碳浓度 (C_i) 的变化相当敏感 (欧志英和彭长连, 2003)。植物则通过调节气孔阻力来保持胞间 CO_2 分压始终高于大气 CO_2 分压 (Yang *et al.*, 1997)。本实验中, Hg^{2+} 胁迫下白骨壤叶片的净光合速率随着胁迫浓度的增加和胁迫时间的延长呈现下降的趋势, 尤其是高浓度 (50 和 100 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 胁迫条件下, 净光合速率明显降低。实验显示在低中浓度 (1.5 和 10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的胁迫下净光合速率 P_n 下降, 而气孔导度 G_s 有一个缓慢的上升, 且升高的幅度不大, 胁迫初期, 植物 C_i 没有降低, 这可能是由于气孔导度增高, 充分供应 CO_2 导致; 在 50 和 100 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度汞胁迫下, G_s 明显高于其他浓度胁迫下的气孔导度, 可能是由于白骨壤是泌盐红树, 叶片上有盐腺, 在胁迫浓度高时, 叶片可能通过盐腺和气孔共同分泌 Hg^{2+} 离子 (Kraus *et al.*, 1986; Burke *et al.*, 2000), 这可能是白骨壤对逆境的自我保护机制。气孔作为植物体所发育的具有复杂调节功能的器官, 会影响气体和水分的顺利交换和碳素的获取程度。50 和 100 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Hg^{2+} 胁迫下, P_n 和 G_s 的变化均表现为下降趋势, 但 C_i 却呈现升高的状态, 这说明此时白骨壤叶片光合作用的限制主要是由非气孔因素限制引起, 由于气孔导度的下降可以导致 CO_2 供应减少, 但是胞间二氧化碳浓度的升高说明非气孔因素 (如光化学活性限制 (Voigt *et al.*, 1998)、RuBP 羧化反应限制 (Pankovic *et al.*, 2000)) 阻碍了植物对 CO_2 的利用, 从而造成细胞体内 CO_2 的积累, 而且 50 和 100 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 汞胁迫浓度下, 叶片的叶绿素含量降低, 也在一定范围内引起光合速率的降低。

叶片失绿是植物受到重金属毒害后出现的普遍现象, Mhatre 等 (1984) 指出, 随着 Hg^{2+} 胁迫浓度的

提高, 叶子可见的伤害程度加大; 沙莎等 (2004) 研究表明, Hg 胁迫可以减少豌豆幼苗的叶绿素和叶绿体内的可溶性蛋白含量。本实验中, 随着胁迫培养液中汞浓度的增加, 叶绿素含量明显下降, 并且随着胁迫时间的延长, 叶绿素含量也随着胁迫浓度的升高而降低。原因可能是: Hg^{2+} 加快了叶绿素的分解速率; Hg^{2+} 被植物吸收后, 改变了叶绿素合成酶的构型, 从而抑制了叶绿素的合成 (徐勤松等, 2003)。

Fridovich (1976) 认为 SOD 可以清除体内超氧阴离子自由基, 从而阻止自由基对器官和生理过程的破坏。植物体内的 SOD、POD、CAT 组成了有效的活性氧清除系统 (Bowler *et al.*, 1992; 严重玲等, 1997), 植物细胞内存在自由基的产生和清除两个过程, 当重金属胁迫时, 植物体内的活性氧产生和清除失衡, 造成植物体内自由基积累, 导致对植物的损伤。SOD 处于抵御活性氧伤害的“第一道防线”, 可以歧化 O_2^- 转化成 H_2O_2 , POD 和 CAT 也是体内重要的抗氧化酶, 能有效的催化 H_2O_2 形成 H_2O , 它们在一定范围内可以保持植物体内较低的自由基水平。在各种逆境条件下, SOD、POD 和 CAT 的活性都会受到一定的影响 (Bowler *et al.*, 1992)。本研究表明, 白骨壤叶片的 SOD、POD 和 CAT 活性在中低胁迫浓度 (1、5 和 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 下都保持了较高水平, 酶活性最高基本出现在 5 和 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下, 这说明 SOD 受到活性氧自由基的诱导, 活性上升, 自动启动保护酶系统, 参与清除自由基, 通过这种应急性反应来增加植物对逆境的适应能力。随着胁迫浓度的增加, 抗氧化酶活性降低, 其中 SOD 的影响最明显, 在 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 胁迫下, 叶片 SOD 的酶的活性仅为对照的 29.2%, 根尖 3 种酶的活性基本都是呈现下降的趋势, CAT 和 POD 活性下降, 说明这些酶在汞浓度增高后受到的伤害增大, 不能有效地保护植株。说明高浓度的汞胁迫处理已经削弱了白骨壤的活性氧清除能力, 导致自由基在细胞内大量积累, 植物极易受到伤害。

致谢 感谢福建省云霄国家红树林保护区的吴秋诚管理员在植物样品采集过程中的帮助, 感谢林光辉教授、杜小娜研究生在测定试验中提供仪器并给予指导。

参考文献

常福辰, 施国新, 吴国荣, 等. 2002 汞、镉复合污染对金藻的影响及其抗性机制的探讨. 广西植物, 22(5): 453-457
李大辉, 施国新. 1999 Cd^{2+} 或 Hg^{2+} 水污染对菱体细胞的细胞核及叶绿体超微结构的影响. 植物资源与环境, 8(2): 43-48

李合生. 2000 植物生理生化实验原理和技术. 北京: 高等教育出版社.
林鹏. 1997 中国红树林生态系统. 北京: 科学出版社.
刘祖祺, 张石城. 1994 植物抗性生理学. 北京: 中国农业出版社.
欧志英, 彭长连. 2003 高浓度二氧化碳对植物影响的研究进展. 热带亚热带植物学报, 11(2): 190-196
沙莎, 吴国荣, 刘少华, 等. 2004 镉对汞胁迫下豌豆幼苗光合能力的影响. 安徽农业大学学报, 31(3): 298-303
孙光闻, 陈日远, 刘厚诚, 等. 2005 镉对植物光合作用及氮代谢影响研究进展. 中国农学通报, 21(9): 234-236
王宏伟, 史亚琪, 黄峰, 等. 2008 $HgCl_2$ 短时处理对蚕豆叶片光合作用的效应. 作物学报, 34(1): 157-162
徐勤松, 施国新, 周红卫, 等. 2003 Cd、Zn 复合污染对水车前叶绿素含量和活性氧清除系统的影响. 生态学杂志, 22(1): 5-8
严重玲, 付舜珍, 方重华, 等. 1997 Hg、Cd 及其共同作用对烟草叶绿素含量及抗氧化酶系统的影响. 植物生态学报, 21(5): 468-473
杨金艳, 杨万勤, 王开运, 等. 2003 木本植物对 CO_2 浓度和温度升高的相互作用的响应. 植物生态学报, 27(3): 304-310
张志良. 1997 植物生理学实验指导. 北京: 高等教育出版社.
郑伟, 冯新斌. 2007 大气中气态单质汞和活性气态汞的串联采集. 矿物岩石地球化学通报, 26(2): 203-204
朱建玲, 徐志防, 曹洪麟, 等. 2008 镉对南美蝴蝶菊光合特性的影响. 生态学报, 17(2): 657-660
Bowler C, Montagu MV, Inze D. 1992 Superoxide dismutase and stress tolerance. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, 43: 83-116
Burke DJ, Weis JS, Weis P. 2000 Release of metals by the leaves of the salt marsh grasses *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 51: 153-159
Ding ZH, Liu JL, Li LQ, *et al.* 2009 Distribution and speciation of mercury in surficial sediments from main mangrove wetlands in China. Marine Pollution Bulletin, 58: 1319-1325
Fridovich I. 1976 Free Radical in Biology (Vol 1). New York: Academic Press
Kraus ML, Weis P, Crow JH. 1986 The excretion of heavy metals by the salt marsh cord grass *Spartina alterniflora*, and *Spartina's* role in mercury cycling. Marine Environmental Research, 20: 307-316
Krupa Z, Baszynski T. 1995 Some aspects of heavy metals toxicity towards photosynthetic apparatus: Direct and indirect effects on light and dark reactions. Acta Physiologica Plantarum, 17: 177-190
Mhatre GN, Chaphekar SB. 1984 Response of young plants to mercury. Water, Air, and Soil Pollution, 21: 1-8
Omeh J, Ames MR. 1997 Atmospheric mercury: How much do we really know? Pure and Applied Chemistry, 69: 35-40
Pankovic D, Plesnicar M, Arsenijevic M, Aksimovic I, *et al.* 2000 Effects of nitrogen nutrition on photosynthesis in Cd-treated sunflower plants. Annals of Botany, 86: 841-847
Voigt J, Nagel K, Wranne D. 1998 A cadmium-tolerant Chlamydomonas mutant strain impaired in photosystem II activity. Journal of Plant Physiology, 153: 566-573
Yang ST, Li YF, Hu YX, *et al.* 1997 Effect of CO_2 concentration doubling on the leaf morphology and structure of 10 species in Gramineae. Acta Botanica Sinica, 39: 859-866
Zenk MH. 1996 Heavy metal detoxification in higher plants - A review. Gene, 179: 21-30

作者简介 袁彦婷, 女, 1986 年生, 硕士。主要从事汞污染生态学的研究。E-mail: guxiaol10@126.com
责任编辑 魏中青