

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20120611001

董萌,赵运林,雷存喜,等. 洞庭湖湿地 Cd 富集植物萎蒿(*Artemisia selengensis*) 的耐性生理机制研究[J]. 生态毒理学报,2013,8(1): 111-120
Dong M, Zhao Y L, Lei C X, et al. Physiological mechanism of Cd-tolerance of *Artemisia selengensis* grown in Dongting Lake Wetland [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2013, 8(1): 111-120 (in Chinese)

洞庭湖湿地 Cd 富集植物萎蒿(*Artemisia selengensis*) 的耐性生理机制研究

董萌^{1,2}, 赵运林^{1,*}, 雷存喜¹, 周小梅¹, 库文珍¹

1. 湖南城市学院化学与环境工程学院, 益阳 413000
2. 湖南农业大学生物科学技术学院, 长沙 410128

摘要: 采用盆栽植株和外源 Cd 胁迫的方法, 分别对不同生长期萎蒿植株根、叶组织中的抗氧化酶活性、可溶性蛋白及 MDA 含量进行测定, 以揭示萎蒿在 Cd 胁迫下的抗氧化机理和耐受机制。研究结果表明, Cd 胁迫对上述生理指标均有显著影响: $\leq 20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Cd 处理可使幼苗期植株器官中的可溶性蛋白含量增加 16.5% ~ 19.1%, $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Cd 含量水平则导致其含量减少近 30%, 可溶性蛋白含量的变化与植株的生物量积累关系密切; 3 种酶活性在 $0 \sim 10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Cd 处理下未显示出明显变化, 幼苗期植株 CAT、POD 活性在 $10 \sim 80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Cd 胁迫下增加明显, 高于此浓度范围则使酶蛋白受到破坏而失活, 中等含量水平 ($\leq 40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 的 Cd 处理经过长时间作用可使植株逐渐适应胁迫环境, 胁迫强度较大的 Cd 处理可显著提高 SOD 酶的活性; Cd 胁迫过程中植株 MDA 积累量不断增加。3 种抗氧化酶活性的增强在萎蒿植株耐受 Cd 胁迫方面能起到较好的防御作用。

关键词: 萎蒿; Cd 胁迫; 抗氧化酶; 耐受机理

文章编号: 1673-5897(2013)1-111-10 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Physiological Mechanism of Cd-tolerance of *Artemisia Selengensis* Grown in Dongting Lake Wetland

Dong Meng^{1,2}, Zhao Yunlin^{1,*}, Lei Cunxi¹, Zhou Xiaomei¹, Ku Wenzhen¹

1. College of Chemistry and Environment Engineering, Hunan City University, Yiyang, 413000
2. College of Biology and Technology, Hunan Agricultural University, Changsha, 410128

Received 11 June 2012 **accepted** 10 July 2012

Abstract: Under the Cd stress, a series of parameters of *Artemisia Selengensis* including activities of antioxidant enzyme, content of soluble protein and malondialdehyde in leaves and roots were determined during different growth periods of *Artemisia selengensis*, which was in purpose to clarify the mechanisms of Cd stress tolerance. The results showed that all of the above-mentioned indexes were significantly affected by cadmium. After $\leq 20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd treatment at seedling stage of *Artemisia selengensis*, the soluble protein content of organ increased by 16.5% ~ 19.1%,

收稿日期: 2012-06-11 录用日期: 2012-07-10

基金项目: 国家自然科学基金(30970551): 洞庭湖复合污染环境下萎蒿对重金属镉的富集机理研究; 环保部全国公益性行业科研专项基金(201009022): 洞庭湖环境及生态事件实时监测与预警体系研究; 湖南省科技计划重点项目(2010SK2004): 洞庭湖湿地土壤重金属的植物-微生物联合修复技术研究; 湖南省自然科学基金(11JJ5022): 重金属镉在高富集植物萎蒿中的亚细胞定位研究

作者简介: 董萌(1982-) 男, 博士, 讲师, 主要从事环境污染与生态修复方向的研究。E-mail: dongmeng1001@163.com

* 通讯作者(Corresponding author) E-mail: zyl8291290@163.com

which reduced nearly by 30% after treatment of $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd. The content of soluble protein is closely related to the biomass of plants. Activities of SOD, POD and CAT did not give obvious change when the Cd treatment was less than $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. A significant increase of CAT and POD was observed at the Cd concentration of $10 \sim 80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. When the concentration of Cd was higher than $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, the enzyme protein was damaged to inactivate. The plant could adapt to the stress environment gradually after exposed to $40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd for a long time. A high level of Cd stress could increase the activity of SOD obviously. The content of MDA increased continuously throughout the whole Cd stress process was damaged to inactivate. The three kinds of antioxidant enzymes play a good roles in defending Cd stress.

Keywords: *Artemisia selengensis*; Cd stress; antioxidant enzyme; tolerance mechanism

植物修复技术是当前环境科学领域的研究热点,运用该种生态修复方法治理土壤重金属污染具有广阔的应用前景。能够用于环境污染修复的植物种类,其前提条件之一是,该植物可在重度污染区的土壤环境中正常生长和繁育,因此,植物对重金属的耐受性是其进行修复利用的基础,如何提高植物体对重金属的耐受能力也成为目前该领域研究的一个重要问题。由于植物体在不同浓度的重金属污染环境中可呈现出不同的生长变化特征,而植物的表观生长状况又与其内部生理变化机制有着极为密切的关系,针对土壤Cd污染的植物修复来说,研究植物对环境高浓度Cd的耐受机理颇具意义和价值^[1]。耐逆性植物植株体内存在一种或几种针对此金属的抗性解毒机制。抗氧化酶是存在于生物体内一种特殊的生化反应蛋白,对植物体在不同逆境胁迫下的保护起到重要的作用^[2-3]。比较国内外诸多该方面的实验结果^[4-7]发现,重金属胁迫在不同植物体上诱导出的抗氧化酶活性的变化尚无一个普适性的规律,这也说明利用常规测定方法所得出的抗氧化机制来解释植物抗逆性还有待完善。再者,目前多数此类研究^[8-10]是在施加胁迫后的某一点上对叶片中的酶活性进行测定,虽代表了不同胁迫水平的影响,但对时间尺度上的生物酶活性变化却不能作出更为完整的阐述。本研究认为,对Cd胁迫下植物抗氧化酶活性的认识,应从不同胁迫浓度、胁迫时间以及不同器官等更多的角度去考虑。

针对洞庭湖地区受重金属Cd污染相对较重的现状^[11],通过前期调查与研究发现^[12],广布于洞庭湖地区的一种优势植物——蒺藜蒿(*Artemisia selengensis*)对Cd有着较强的富集能力,其根部不但具有较高的Cd富集含量和根茎转移系数,而且该种植物可长期生长于浅水环境中,单株生物量较大,对水体也能起到一定的固定修复作用,该种植物是否为

Cd的超富集植物尚在进一步研究中。对蒺藜蒿在人工模拟Cd胁迫水培条件下的急性毒理学研究^[13]证实,叶片中3种抗氧化酶(SOD、POD、CAT)在植株受到Cd胁迫时的自身耐受性方面起到一定的调控作用,但抗氧化酶活性在不同生长时期根器官中的变化,以及对Cd胁迫下植株的生物量、可溶性蛋白、膜脂过氧化程度等重要生理学特征尚未进行深入研究。蒺藜蒿对Cd污染的耐受机理尚不清晰。若将蒺藜蒿作为Cd污染的植物修复材料,有必要在明确其Cd富集特征的基础上进一步探索其富集机理和耐受机制。本研究通过盆栽植株的方式,从蒺藜蒿植株生长状况、不同器官中抗氧化酶活性变化与Cd污染之间的关系层面,系统探讨蒺藜蒿在不同程度Cd胁迫下的自身防御反应,初步揭示其耐受Cd胁迫的生理生化机制,为进一步研究其内在的富集机理奠定基础,同时也为洞庭湖湿地Cd污染的植物修复理论研究提供科学的参考依据。

1 材料与方法(Materials and methods)

1.1 供试植物材料来源

供试植株的源材料采自南洞庭湖湿地的东南洲($28^{\circ}52'59''\text{N}$, $112^{\circ}23'56''\text{E}$),整株采集后种植于湖南城市学院校内实验田的温室大棚内;取次年新萌发植株的茎秆连续继代扦插2次,于3月下旬(幼苗期)选择出芽状况良好的植株作为实验材料。

1.2 栽培基质的处理

用于植株栽培的土壤基质,取自南洞庭湖万子湖乡(沅江市)生态园区的蔬菜种植农田($28^{\circ}48'41''\text{N}$, $112^{\circ}24'14''\text{E}$)。土壤经风干、碾碎、过筛后,分别称取12.0 kg装于直径38 cm、高32 cm的聚乙烯塑胶桶内(桶周身以不透光黑布裹盖);溶解一定量的Cd($\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ (分析纯)施入,充分混匀,使桶内土壤基质中的外施Cd共达到6个处理水平,分别为10和 $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (低含量水平)、40和 $60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (中含量

水平)、80 和 100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (高含量水平)。预实验表明 萎蒿在添加 Cd 的土壤中完成其整个生长周期的上限浓度约为 120 ~ 140 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 连同空白对照共设置 7 个 Cd 含量水平的处理; 为满足材料需要 每个处理装备 8 桶作为重复 自然放置平衡 21 d 后待用。

分别采用醋酸提取-原子吸收分光光度法、凯氏定氮法、钼锑抗分光光度法、火焰分光光度法、 $\text{BaCl}_2\text{-MgSO}_4$ 交换法和酸度计法^[14] 测定装盆处理前土壤基质中的全镉及有效态镉含量、全氮、全磷、全钾、阳离子交换量和 pH 值, 所测得结果分别为 0.372 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、0.138 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、4.137 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、3.049 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、28.926 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、26.255 $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 7.54。

1.3 取样过程

每桶培植幼苗 20 株, 每日喷施洁净自来水使桶内土壤含水量维持在 70% ~ 80% (以 W. E. T 土壤水分温度电导率测定仪控制); 根据萎蒿生长发育阶段及物候期观察结果^[15-16], 分别在植株栽培后的第 20 天(幼苗期)、第 87 天(成株期) 进行取样, 用于植株生物量及各项酶活性指标的测定。酶活性指标测定时, 对盆栽样品进行以下特殊处理: 取样前, 提前 2 h 将盆栽植物移入冷室内(温度控制在 6 ~ 8℃)。均匀剪取植株茎杆上、中、下部位的健康叶片并混合; 将土壤基质施水灌透, 小心将植株拔出, 冲洗根部后剪切主根或次根的根尖往上约 2 cm 长度区域。取样及测定的全部过程均在冷室内进行。

1.4 数据测定

1.4.1 植株生物量: 在每个 Cd 处理浓度水平的盆栽样品中, 沿土壤表面随机剪取 10 株植物, 烘干至恒重、剪成小段后进行精确称量, 以“10 株重量”表示萎蒿在该生长发育阶段地上部分的生物量大小。

1.4.2 酶液制备: 参照文献^[17-18] 提取制备粗酶液: 分别取新鲜叶片和根组织各 0.5 g, 于预冷研钵中研磨成匀浆, 其间分 3 次缓慢加入 0.1 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的磷酸缓冲液共 10 mL (pH 为 7.8, 含 1% 的聚乙烯吡咯烷酮) 将匀浆于 4℃ 环境下 8000 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心 10 min, 所得上清液即为粗酶液。

1.4.3 测定方法: 酶液中的可溶性蛋白(Prot) 含量采用考马斯亮蓝法; 超氧化物歧化酶(SOD) 活性测定采用羟胺法; 过氧化氢酶(CAT) 活性测定采用钼酸铵法; 过氧化物酶(POD) 活性测定采用黄嘌呤法; 丙二醛(MDA) 含量测定采用 TBA(硫代巴比妥酸) 法。以上各测定过程均按照相关试剂盒说明书进行, 数据结果依据说明书中所列公式计算, 所用试

剂盒全部由南京建成生物工程研究所提供。

1.4.4 数据统计分析: 每个指标测定 5 次作为重复; SOD、POD、CAT 酶的活性最终结果均以酶比活力单位(即单位质量组织蛋白所对应的酶活性值, $\text{U}\cdot\text{mg}\cdot\text{prot}^{-1}$) 来表示; MDA 含量以单位质量组织蛋白中的浓度表示($\text{nmol}\cdot\text{mg}\cdot\text{prot}^{-1}$); 数据计算结果采用 Excel 2010 和 SPSS 13.0 数据处理系统进行统计分析。

2 结果与分析(Results and analysis)

2.1 Cd 胁迫下萎蒿植株的生物量及外观生长反应

生物量是衡量植物在 Cd 胁迫下受伤害程度的重要指标^[19]。由表 1 数据可见 萎蒿在不同外施 Cd 处理水平胁迫下 其植株的生物量积累发生了较大改变。总体来看 高于 80 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的处理可使萎蒿植株的生物量发生显著降低($P < 0.01$) 低于 40 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 则对生物量作用不明显($P > 0.05$)。结合图 1 ~ 6 来看 从外观上分析 萎蒿植株在受到 Cd^{2+} 毒害时的主要表现症状是叶片出现黄褐色叶斑, 且多发生于较老的叶片上。随着受害程度的加深 叶斑数量及面积增多 呈片状分布。这与水培番茄幼苗^[20]、大蒜幼苗^[3] 受高水平 Cd^{2+} 伤害时的外观症状一致, 但在苜蓿^[21] 等叶片纤维素含量较高的植物上并未观察到这一现象。

表 1 Cd 胁迫下萎蒿植株生物量变化

外施 Cd 浓度/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	地上部生物量/g	
	幼苗期	成株期
0	52.14 ± 6.27 aA	374.58 ± 17.95aA
10	57.91 ± 5.93 aA	393.83 ± 21.53 a b A
20	53.62 ± 7.79 aA	364.19 ± 16.68 a b A
40	49.57 ± 6.84 aA	355.78 ± 23.57 a b A
60	51.83 ± 7.71 aA	326.46 ± 19.62 b A
80	36.43 ± 4.38 b B	284.62 ± 14.55 c B
100	34.92 ± 5.06 b B	289.17 ± 16.36 c B



图 1 未经 Cd 处理的健康叶片

Fig. 1 Healthy leaves without Cd treatment



图2 轻度 Cd 胁迫下叶片受害症状

Fig. 2 Mild symptoms of leaves under Cd stress



图3 中度 Cd 胁迫下叶片受害症状

Fig. 3 Moderate symptoms of leaves under Cd stress



图4 重度 Cd 胁迫下叶片受害症状

Fig. 4 Severe symptoms of leaves under Cd stress



图5 未受 Cd 胁迫的植株茎端枝叶

Fig. 5 Branches and leaves without Cd stress

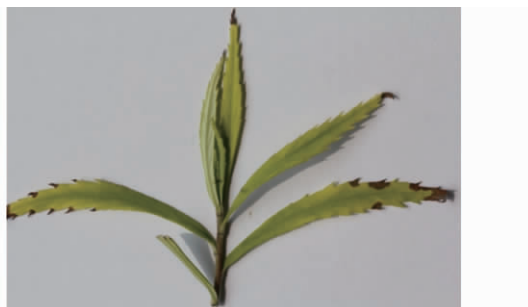


图6 Cd 胁迫下的植株茎端枝叶

Fig. 6 Branches and leaves under Cd stress

2.2 Cd 胁迫下菱蒿组织中可溶性蛋白含量的变化

植物组织中可溶性蛋白的含量水平是衡量植株生长及营养状况的重要指标^[22-24]。图7显示了不同处理水平 Cd 胁迫下,菱蒿各生长时期叶、根组织中可溶性蛋白含量。可以看出, $\leq 20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Cd 处理显著促进了组织中可溶性蛋白浓度的上升,其中幼苗期分别增加了 16.5% 和 19.1%,与对照植株呈显著性差异($P < 0.01$),相对应的成株期的增加程度较小,分别为 4.9% 和 5.5%;随着 Cd 胁迫程度的加大,组织中的可溶性蛋白呈下降趋势,在 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Cd 处理下幼苗期叶、根组织中相比对照植株分别减少了 28.4% 和 29.8%,相应成株期的减少量为 29.1% 和 29.9%,均呈显著性差异($P < 0.01$)。这种变化说明,Cd 对植物可溶性蛋白的合成具有较大影响。詹振楠等^[25]的研究结果表明,低水平的 Cd^{2+} ($0.125 \sim 1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 可使拟南芥幼苗中可溶性蛋白含量呈显著性增加;王保莉等^[26]通过比较施肥状况、干旱胁迫和重金属污染等多种环境因素对冬小麦幼苗期可溶性蛋白含量的影响发现,轻度重金属处理有利于幼苗中可溶性蛋白的合成,与本研究结果相符;王美娥和周启星^[27]发现在单因子处理下,土壤中 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Cd 和 $2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Cu 胁迫可使小麦

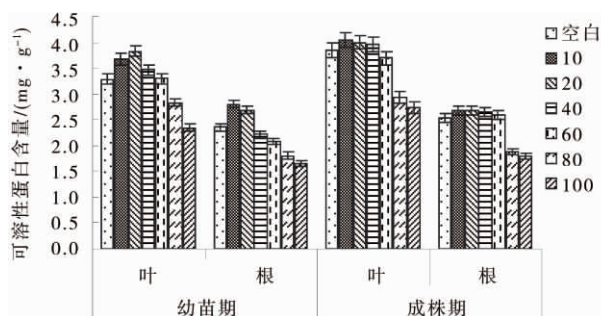


图7 不同浓度 Cd 胁迫下的可溶性蛋白含量

Fig. 7 Content of soluble protein under Cd stress

幼苗的可溶性蛋白含量明显降低。综合上述资料发现,萎蒿植株中可溶性蛋白对 Cd 的感应浓度较一般植物高,由此可见其对 Cd 的耐受能力较一般植物强。

2.3 Cd 胁迫下萎蒿植株 3 种酶活性的变化

结合表 2、表 3 数据可以看出,Cd 胁迫使萎蒿植株体 SOD、POD、CAT 的酶活性呈现出明显的变化特征。与对照相比, $\leq 10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的 Cd 处理未使萎蒿根和叶中的 3 种酶活性发生显著变化($P>0.05$),这与较多的研究结果^[28-31]不同,原因可能在于该处理水平的 Cd 胁迫尚不足以在萎蒿植株体内产生大量的过氧化物等活性物质,因此未表现出酶活性的增加。 $>10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的 Cd 胁迫促进了 CAT、POD 两种酶活性的升高,在幼苗期表现得更为明显,至 $60\sim 80\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的胁迫水平时,叶片中酶活性呈现出最高值,相比对照植株分别升高了 52.5% 和 31.5%,呈显著性差异($P<0.05$), $>80\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时则使该两种酶活性显著下降,多数研究^[9,32-34]均认为,这是由于过高的 Cd 含量使酶蛋白自身受到了破坏,丧失了抗氧化保护的能力。从萎蒿的不同生长期来看,成株期酶活性的变化与幼苗期存在一定的差异,前者对 Cd 胁迫似乎表现得更为“迟钝”, $\leq 40\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的 Cd 处理未显著改变成株期植株 CAT、POD 等酶的活性,当 Cd 含量水平升高至 $40\text{ mg}\cdot$

kg^{-1} 以上时才表现出对酶活性的“刺激作用”,这说明长时间的 Cd 处理可能使萎蒿植株适应了胁迫环境,在抗氧化能力上趋于稳定,没有出现类似于幼苗期的大幅提升,但在高浓度 Cd 处理下($\geq 60\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 则有了显著上升,仍然保持着较高的酶活性特征。CAT、POD 两种酶的变化特征相似,表 4 和表 5 的相关性分析结果也表明了二者具有较高的相关系数(幼苗期和成株期分别为 0.87 和 0.93, $P<0.01$),由此可见,该两种酶在清除过氧化物方面具有高度的协同性和统一性。

SOD 酶活性的变化与上述两种酶之间存在一定差异。 $\leq 60\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的 Cd 处理在幼苗期时不致使 SOD 酶活性发生显著提高,但在成株期时相比对照则有了明显的促进。推测导致这一现象的原因可能是,作为清除超氧阴离子自由基($\text{O}_2^{\cdot-}$) 的 SOD 酶,需要在较高含量或较长时间的 Cd 胁迫环境中才能被激活,因为这两种情况下都有可能产生过量的超氧化物物质从而使其发挥作用。据此看来,SOD 酶活性的提高所需要的 Cd 胁迫强度要高于其他两种酶。此外,与 POD、CAT 不同的是, $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的高浓度 Cd 胁迫在幼苗期时并没有导致 SOD 的“失活”,而在成株期时则造成了小幅下降(相对于 $80\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处理),这更加说明了 Cd 胁迫时间对 SOD 酶活性具有较大影响。

表 2 幼苗期 SOD、POD、CAT 活性

Table 2 Activities of SOD, POD and CAT at seedling stage

Cd 胁迫浓度 /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	SOD		POD		CAT	
	叶	根	叶	根	叶	根
0	2.27 $\pm$ 0.29 cB	2.09 $\pm$ 0.41 bB	18.68 $\pm$ 4.07 bA	17.78 $\pm$ 1.94 bC	3.37 $\pm$ 0.47 cB	3.11 $\pm$ 0.21 dC
10	2.22 $\pm$ 0.17 cB	2.02 $\pm$ 0.13 bB	19.24 $\pm$ 2.33 bA	18.16 $\pm$ 2.66 bB	3.46 $\pm$ 0.29 cB	3.16 $\pm$ 0.19 cdC
20	2.4 $\pm$ 0.15 cB	2.14 $\pm$ 0.16 bB	20.61 $\pm$ 1.86abA	17.35 $\pm$ 2.54 bC	3.8 $\pm$ 0.29 cB	3.56 $\pm$ 0.24 cC
40	2.32 $\pm$ 0.23 cB	2.17 $\pm$ 0.22 bB	23.35 $\pm$ 2.70abA	18.84 $\pm$ 3.1 bA	4.56 $\pm$ 0.20 bA	4.68 $\pm$ 0.34 bB
60	2.54 $\pm$ 0.20 cB	2.34 $\pm$ 0.15 bB	24.57 $\pm$ 1.52 aA	21.58 $\pm$ 2.83 ab	4.82 $\pm$ 0.19 abA	5.38 $\pm$ 0.22 aA
80	3.39 $\pm$ 0.17 bA	3.66 $\pm$ 0.27 aA	23.31 $\pm$ 2.3 abA	25.63 $\pm$ 2.71 aA	5.14 $\pm$ 0.14 aA	5.23 $\pm$ 0.23 abB
100	3.78 $\pm$ 0.16 aA	3.91 $\pm$ 0.74 aA	22.42 $\pm$ 3.4abA	24.82 $\pm$ 2.59 aA	4.88 $\pm$ 0.16 abA	5.08 $\pm$ 0.18 abA

表 3 成株期 SOD、POD、CAT 活性

Table 3 Activities of SOD, POD and CAT at adult stage

Cd 胁迫浓度 /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	SOD		POD		CAT	
	叶	根	叶	根	叶	根
0 (CK)	1.67 $\pm$ 0.32 cB	1.34 $\pm$ 0.16 cC	17.41 $\pm$ 2.04 cB	14.77 $\pm$ 2.78 cC	4.11 $\pm$ 0.64 bA	3.86 $\pm$ 0.32 bB
10	1.77 $\pm$ 0.14 cB	1.49 $\pm$ 0.18cBC	16.97 $\pm$ 2.08 cB	15.65 $\pm$ 2.63 cB	4.16 $\pm$ 0.27 abA	3.88 $\pm$ 0.32 bB
20	1.67 $\pm$ 0.29 cB	1.42 $\pm$ 0.06 cC	17.95 $\pm$ 2.67 cB	15.73 $\pm$ 2.19 cB	4.13 $\pm$ 0.29 bA	3.96 $\pm$ 0.24 bB
40	2.04 $\pm$ 0.28 cB	1.54 $\pm$ 0.27cBC	18.32 $\pm$ 2.64bcA	15.34 $\pm$ 3.22 cB	4.26 $\pm$ 0.17 abA	3.91 $\pm$ 0.14 bB
60	2.91 $\pm$ 0.33 bA	2.02 $\pm$ 0.17 bB	22.43 $\pm$ 2.81abA	17.38 $\pm$ 1.56 cB	4.43 $\pm$ 0.22 abA	4.08 $\pm$ 0.19 bB
80	3.46 $\pm$ 0.22 aA	3.98 $\pm$ 0.35 aA	24.58 $\pm$ 1.8 aA	22.72 $\pm$ 2.58 aA	4.78 $\pm$ 0.18 aA	4.95 $\pm$ 0.21 aA
100	3.4 $\pm$ 0.23 aA	3.82 $\pm$ 0.29 aA	23.24 $\pm$ 2.61aAB	21.57 $\pm$ 2.39 aA	4.58 $\pm$ 0.24 abA	4.71 $\pm$ 0.23 aA

表4 叶组织中酶活性之间的相关性分析

Table 4 Correlation of enzyme activities in leaves

相关系数	x1	x2	x3	x4
x1				
x2	0.68			
x3	0.64	0.87**		
x4	0.83**	0.77*	0.65	
* $P < 0.05$ ** $P < 0.01$				

注: 表中 x1 ~ x4 分别代表菱蒿叶组织中 SOD、POD、CAT 的酶活性及 MDA 含量; 测试重复样本数 $n = 10$ $R^{20.05} = 0.72$ $R^{20.01} = 0.81$ 。

表5 根组织中酶活性之间的相关性分析

Table 5 Correlation of enzyme activities in roots

相关系数	x1	x2	x3	x4
x1				
x2	0.77*			
x3	0.67	0.93**		
x4	0.93**	0.84**	0.74	
* $P < 0.05$ ** $P < 0.01$				

注: 表中 x1 ~ x4 分别代表菱蒿叶组织中 SOD、POD、CAT 的酶活性及 MDA 含量; 测试重复样本数 $n = 10$ $R^{20.05} = 0.75$ $R^{20.01} = 0.83$ 。

2.4 Cd 胁迫对菱蒿 MDA 含量的影响

MDA 是自由基作用下的膜脂过氧化产物, 其含量大小直接反映了植株受伤害程度。关于 Cd 处理下的植株 MDA 变化问题, 从现有资料来看较有分歧, 由图 8 可见, 本研究中菱蒿根、叶组织 MDA 的含量随外界 Cd 浓度的增加呈一直上升趋势, 刘云国等人^[21]通过对苎麻的研究, 也认为 Cd 胁迫下其 MDA 含量呈积累增加状态, 另有结论显示^[3]同一胁迫环境下植物不同器官中 MDA 变化不一样, 根组织中的 MDA 呈现持续增加, 但在叶中却是先升高而后下降, 然而更多的研究则认为植物体 MDA 含量在过高浓度 Cd 作用下会下降^[17, 28, 35]。本研究结果中更具特征的是, MDA 在高水平 Cd 胁迫 (80 ~ 100 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 时的上升幅度大于其他浓度处理。笔者认为, MDA 仅单纯代表着植株体受逆境伤害的程度, 其含量变化所受到的影响因素并非像抗氧化酶系统那样复杂, 不存在低胁迫水平下的促进作用或高胁迫下的抑制作用, 因此其含量积累应与胁迫水平呈正相关。特别在高浓度 Cd 的毒害作用下, 抗氧化酶系统一旦因遭受破坏而失活, 膜系统受伤害的程度更大, 会进一步导致通透性增加、MDA 大量积累, 故 MDA 含量不会因酶系统的破坏而降低, 本研究结果较好地证实了这一点。从 MDA 与 3 种酶活性之间的相关性分析结果来看, MDA 和 SOD 之间的相关性较高 ($P < 0.01$), SOD 的抗氧化作用可

有效降低菱蒿的膜脂过氧化程度。

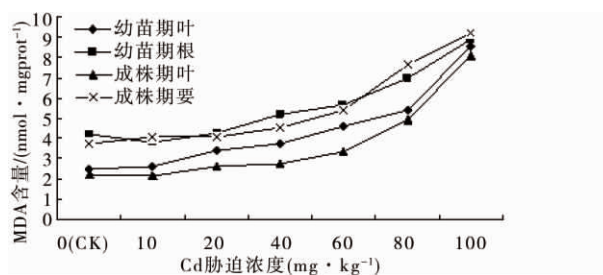


图8 Cd 胁迫下的植株 MDA 含量变化

Fig. 8 Changes of MDA content under Cd stress

3 讨论 (Discussion)

重金属进入植物体后, 易结合形成金属络合物, 抑制植物各种代谢活动尤其是蛋白质的合成^[36-38]。因此, 可溶性蛋白质含量是衡量植株是否发生金属胁迫的重要生理指标。但不同的 Cd 胁迫水平对可溶性蛋白造成的影响不同: 高水平 Cd 可导致其下降, 一方面是因为 Cd 进入细胞后促进了蛋白水解酶的活性, 加速了原有蛋白质分解^[39], 另一方面是重金属对合成蛋白的众多酶系均具有毒害和钝化作用, 并使蛋白质合成的相关细胞器受损, 从而抑制新蛋白合成^[40-41]; 而低水平的 Cd 则会诱导某些可溶性蛋白的增加, 从而增强其解毒机能, 这在该领域已有较多的研究结果证实^[42-45]。本研究结果与上述理论符合。国内有学者^[46, 47]通过研究发现, Cd 胁迫下植物叶绿素、可溶性糖含量等与植株生物量之间具有密切的相关性。结合菱蒿地上部分生物量的变化结果来看, 在 40 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以上的 Cd 胁迫下菱蒿地上部生物量开始显著下降, 而本研究结果显示了该水平处理下的植株可溶性蛋白含量也有明显降低, 由此可见, Cd 胁迫下可溶性蛋白的减少可能是导致菱蒿地上器官生物量降低的重要原因。

植物在重金属等逆境胁迫下, 依靠自身的保护系统来清除单线态氧自由基 ($^1\text{O}_2$)、超氧化物阴离子 (O_2^-)、羟自由基 ($\cdot\text{OH}$)、过氧化氢 (H_2O_2) 等活性氧物质, 这套保护系统主要由 SOD、POD、CAT 等酶促清除系统和 ASA、VE 等非酶促清除系统构成, 前者起到主要的保护作用, 因此常通过测定抗氧化酶的活性来阐明植物的耐受机理, 同时以 MDA 的含量来表示植株的伤害程度^[6-7, 48-49]。一般来说, 抗氧化酶活性的上升, 一方面代表植物的酶促保护系统已开始发挥清除自由基的作用, 且酶活性越高

其防御能力越强,另一方面也预示着植物体在该状态下所受到的自由基伤害作用较大,植株最终的受害程度应是这两个方面共同作用的结果^[14-50-51]。本研究发现,无论在幼苗期或成株期,3种酶活性在菱蒿根、叶组织中的变化范围不同,在根组织中的整体上升幅度明显大于叶,这表明菱蒿根部所受到的Cd伤害程度大于叶部。该现象可能是因为植物的根部首先接触土壤中的Cd而发生富集,Cd进入根细胞后,较大部分以有机络合物、金属螯合物等形式被整体向上运输^[52],经一系列转运过程后毒性大为降低,虽在叶部也表现出明显的受害特征,但从敏感指标(酶活性、MDA含量等)的分析来看,其相对根部的变化幅度减小。综合本项研究和其他更多结果发现^[8-10,53],无论是耐性较强的超积累植物还是普通植物,即使在胁迫程度较高的环境中,Cd诱导其酶活性的变化一般只增加0~1倍,这说明抗氧化酶系统的保护能力有限,对Cd毒害的防御还需依靠植物体内存在的其他解毒机制共同完成。

综上所述,Cd胁迫对菱蒿生长器官中可溶性蛋白的含量具有显著影响,低水平的Cd促进了可溶性蛋白的增加,高水平胁迫时则造成其含量的下降。Cd影响下可溶性蛋白含量的减少很可能是导致菱蒿生物量降低的重要因素之一。

Cd对菱蒿根、叶组织中酶活性变化的诱导作用明显,其中POD、CAT酶的变化特征相似,二者之间具有较强的协同作用;SOD酶对高强度的Cd胁迫具有依赖性;菱蒿抗氧化酶的活性变化及功能评价,应从Cd的胁迫水平与胁迫时间两个方面进行综合分析。

在整个Cd胁迫过程中,菱蒿根组织酶活性的整体变化幅度大于叶部,可能与不同器官受Cd毒害程度有关;菱蒿组织中MDA含量随Cd胁迫程度的增加呈不断上升趋势;组织中SOD、POD、CAT等3种酶活性及MDA含量可较好地反映菱蒿植株体的受伤害状况及内部抗氧化机制。

通讯作者简介:赵运林,男,1959年8月生,博士,教授,博士生导师,主要从事环境污染与生态修复方向的研究。

参考文献:

- [1] Clements S. Toxicmetal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants [J]. *Biochimie*, 2006, 88(11): 1707-1719
- [2] Jiang X Y, Wang C H. Cadmium distribution and its effects on molybdate-containing hydroxylases in *Phragmites australis* [J]. *Aquatic Botany*, 2007, 86(4): 353-360
- [3] Xu P, Zou J, Meng Q M, et al. Effects of Cd²⁺ on seedling growth of garlic (*Allium sativum* L.) and selected physiological and biochemical characters [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(14): 6372-6378
- [4] Boominathan R, Doran P M. Cadmium tolerance and antioxidative defenses in hairy roots of the cadmium hyperaccumulator, *Thlaspi caerulescens* [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003, 83(2): 158-167
- [5] Wu F B, Zhang G P, Dominy P. Four barley genotypes respond differently to cadmium: Lipid peroxidation and activities of antioxidant capacity [J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2003, 50(1): 67-78
- [6] 涂俊芳,王兴明,刘登义,等. 不同浓度铜对紫背萍和青萍色素含量及抗氧化酶系统的影响[J]. *应用生态学报*, 2006, 17(3): 502-506
Tu J F, Wang X M, Liu D Y, et al. Effects of different concentration copper on pigment content and antioxidase system of *Spirodela polyrrhiza* and *Lemna minor* [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(3): 502-506 (in Chinese)
- [7] 李妍. 铅镉胁迫对小麦幼苗抗氧化酶活性及丙二醛含量的影响[J]. *麦类作物学报*, 2009, 29(3): 514-517
Li Y. Effect of lead and cadmium stress on antioxidant enzymes activities and malondialdehyde concentration of wheat [J]. *Journal of Triticeae Crops*, 2009, 29(3): 514-517 (in Chinese)
- [8] Jin X F, Yang X E, Islam E, et al. Effects of cadmium on ultrastructure and antioxidative defense system in hyperaccumulator and non-hyperaccumulator ecotypes of *Sedum alfredii* Hance [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 156(1-3): 387-397
- [9] 袁敏,铁柏清,唐美珍. 重金属单一污染对龙须草叶绿素含量和抗氧化酶系统的影响[J]. *土壤通报*, 2005, 36(6): 929-932
Yuan M, Tie B Q, Tang M Z. Effects of Cd, Pb, Cu, Zn and As single pollution on Chlorophyll content and antioxidant enzyme systems of *Eulaliopsis binata* [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2005, 36(6): 929-932 (in Chinese)
- [10] 汤叶涛,关丽捷,仇荣亮,等. 镉对超富集植物滇苦菜抗氧化系统的影响[J]. *生态学报*, 2010, 30(2): 324-332
Tang Y T, Guan L J, Qiu R L, et al. Antioxidative defense to cadmium in hyperaccumulator *Picrisdivaricata* V. [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(2): 324-

- 332 (in Chinese)
- [11] 董萌,赵运林,雷存喜,等. 南洞庭湖洲垸土壤中四种重金属的分布特征及污染状况评价[J]. 土壤, 2010, 42(3): 453–458
- Dong M, Zhao Y L, Lei C X, et al. Distribution and pollution evaluation of four kinds of heavy metals in chaut embankment soil of south Dongting Lake [J]. Soils, 2010, 42(3): 453–458 (in Chinese)
- [12] 董萌,赵运林,库文珍,等. 洞庭湖湿地8种优势植物对镉的富集特征[J]. 生态学杂志, 2011, 30(12): 2783–2789
- Dong M, Zhao Y L, Ku W Z, et al. Cadmium enrichment characteristics of eight dominant plant species in Dongting Lake wetland [J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(12): 2783–2789 (in Chinese)
- [13] 董萌,赵运林,雷存喜,等. 洞庭湖湿地镉富集植物萎蒿(*Artemisia selengensis*)的抗氧化机理研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(6): 1322–1328
- Dong M, Zhao Y L, Lei C X, et al. Research of the antioxidant mechanism of Cd accumulating plant *Artemisia selengensis* Turcz. from the Dongting Lake [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2010, 19(6): 1322–1328 (in Chinese)
- [14] 鲍士旦. 土壤农化分析(第3版)[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 70–176
- [15] 林有润. 中国植物志(第76卷2分册)[M]. 北京: 科学出版社, 1991: 84, 123, 142–144
- [16] 傅立国,陈潭清,郎楷永,等. 中国高等植物(第11卷)[M]. 青岛: 青岛出版社, 2005: 412–413
- [17] Molina A S, Nieves C, Chaca M V P, et al. Cadmium-induced oxidative damage and antioxidative defense mechanisms in *Vignamungo* L. [J]. Plant Growth Regulation, 2008, 56(3): 285–295
- [18] 李合生,孙群,赵世杰. 植物生理生化实验原理和技术[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000: 164–169
- [19] Adler A, Karacic A, Weih M. Biomass allocation and nutrient use in fast-growing woody and herbaceous perennials used for phytoremediation [J]. Plant and Soil, 2008, 305(1–2): 189–206
- [20] Mill n A L, Sagardoy R, Solanas M, et al. Cadmium toxicity in tomato (*Lycopersicon esculentum*) plants grown in hydroponics [J]. Environmental and Experimental Botany, 2009, 65(2–3): 376–385
- [21] Liu Y G, Wang X, Zeng G M, et al. Cadmium-induced oxidative stress and response of the ascorbate-glutathione cycle in *Bechmerianivea* (L.) Gaud [J]. Chemosphere, 2007, 69(1): 99–107
- [22] Bradford M M. A rapid and sensitive method for the quantity of protein dye binding [J]. Analytical Biochemistry, 1976, 72(1–2): 248–254
- [23] 胡巍,侯喜林,王建军,等. 洋葱鳞茎形成过程中不同器官可溶性蛋白质含量及 POD 活性的变化[J]. 西北植物学报, 2003, 23(9): 1601–1604
- Hu W, Hou X L, Wang J J, et al. Changes of soluble protein content and POD activity in different organs during onion bulb expansion [J]. Acta Botanica Boreali-occidentalia Sinica, 2003, 23(9): 1601–1604 (in Chinese)
- [24] 张志良. 植物生理学实验指导[M]. 北京: 高等教育出版社, 2004: 184–185
- [25] 詹振楠,刘宛,孙梨宗,等. 镉胁迫对拟南芥幼苗基因组 DNA 多态性的影响[J]. 生态学杂志, 2011, 30(6): 1234–1239
- Zhan Z N, Liu W, Sun L Z, et al. Effects of cadmium stress on DNA polymorphism of genome in *Arabidopsis thaliana* seedlings [J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(6): 1234–1239 (in Chinese)
- [26] 王保莉,杨春,曲东. 环境因素对小麦苗期 SOD、MDA 及可溶性蛋白的影响[J]. 西北农业大学学报, 2000, 28(6): 72–77
- Wang B L, Yang C, Qu D. Effect of different environmental factors on SOD activity, MDA and soluble protein contents of wheat leaves [J]. The Journal of Northwest Agricultural University, 2000, 28(6): 72–77 (in Chinese)
- [27] 王美娥,周启星. 重金属 Cd、Cu 对小麦(*Triticum aestivum*)幼苗生理生化过程的影响及其毒性机理研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(12): 2033–2038
- Wang M E, Zhou Q X. Effects of Cd and Cu on physiological and biochemical processes of wheat (*Triticum aestivum*) seedlings and their toxic mechanisms [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2006, 26(12): 2033–2038 (in Chinese)
- [28] Qadir S, Qureshi M I, Javed S, et al. Genotypic variation in phytoremediation potential of *Brassica juncea* cultivars exposed to Cd stress [J]. Plant Science, 2004, 167(5): 1171–1181
- [29] Shamsi I H, Wei K, Zhang G P, et al. Interactive effects of cadmium and aluminum on growth and antioxidative enzymes in soybean [J]. Biologia Plantarum, 2008, 52(1): 165–169
- [30] 徐勤松,计汪栋,杨海燕,等. 镉在槐叶苹叶片中的蓄积及其生态毒理学分析[J]. 生态学报, 2009, 29(6): 3019–3027
- Xu Q S, Ji W D, Yang H Y, et al. Cadmium accumulation and phytotoxicity in an aquatic fern, *Salvinia natans* (Linn.) [J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(6):

- 3019 – 3027 (in Chinese)
- [31] 王业社,刘可慧. 美人蕉(*Canna indica* Linn) 镉胁迫的抗氧化机理[J]. 生态学报, 2009, 29(5): 2710 – 2715
- Wang Y S, Liu K H. Stress responses and resistance mechanism of *Canna indica* Linn to cadmium [J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(5): 2710 – 2715 (in Chinese)
- [32] 马文丽,金小弟,王转花. 镉处理对乌麦种子萌发幼苗生长及抗氧化酶的影响[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(1): 55 – 59
- Ma W L, Jin X D, Wang Z H. Effects of cadmium on seed germination, growth of seedling and antioxidant enzymes of rye and wheat [J]. Journal of Agro-environment Science, 2004, 23(1): 55 – 59 (in Chinese)
- [33] 韩志萍,吕春燕,王趁义,等. 镉胁迫对芦竹抗氧化酶活性的影响[J]. 核农学报, 2008, 22(6): 846 – 850
- Han Z P, Lu C Y, Wang C Y, et al. Effects of cadmium stress on the antioxidant enzymes activities in *Arundo donax* L. [J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2008, 22(6): 846 – 850 (in Chinese)
- [34] 冯建鹏,史庆华,王秀峰,等. 镉对黄瓜幼苗光合作用、抗氧化酶和氮代谢的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2009, 15(4): 970 – 974
- Feng J P, Shi Q H, Wang X F, et al. Effects of cadmium on photosynthesis, antioxidant enzyme and nitrogen metabolism of cucumber seedlings [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2009, 15(4): 970 – 974 (in Chinese)
- [35] 吴灵琼,成水平,杨立华,等. Cd^{2+} 和 Cu^{2+} 对美人蕉的氧化胁迫及抗性机理研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(4): 1365 – 1369
- Wu L Q, Cheng S P, Yang L H, et al. Stress responses and resistance mechanism of *Canna indica* Linn. to cadmium and copper [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2007, 26(4): 1365 – 1369 (in Chinese)
- [36] 郭艳丽,台培东,韩艳萍,等. 镉胁迫对向日葵幼苗生长和生理特性的影响[J]. 环境工程学报, 2009, 3(12): 2291 – 2296
- Guo Y L, Tai P D, Han Y P, et al. Effects of cadmium on the growth and physiological characteristics of sunflower seedlings [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2009, 3(12): 2291 – 2296 (in Chinese)
- [37] 刘周莉,何兴元,陈玮. 镉胁迫对金银花生理生态特征的影响[J]. 应用生态学报, 2009, 20(1): 40 – 44
- Liu Z L, He X Y, Chen W. Effects of cadmium stress on the growth and physiological characteristics of *Lonicera japonica* [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(1): 40 – 44 (in Chinese)
- [38] 贾夏,周春娟,董岁明. 镉胁迫对小麦的影响及小麦对镉毒害响应的研究进展[J]. 麦类作物学报, 2011, 31(4): 786 – 792
- Jia X, Zhou C J, Dong S M. Progress of research on the effects of Cd^{2+} stress on wheat and the response of wheat to Cd^{2+} [J]. Journal of Triticeae Crops, 2011, 31(4): 786 – 792 (in Chinese)
- [39] Wang X, Shi G X, Xu Q S, et al. Exogenous polyamines enhance copper tolerance of *Nymphaea despectatum* [J]. Journal of Plant Physiology, 2007, 164: 1062 – 1070
- [40] 周长芳,吴国荣,施国新,等. 水花生抗氧化系统在抵御 Cu^{2+} 胁迫中的作用[J]. 植物学报, 2001, 43(4): 389 – 394
- Zhou C F, Wu G R, Shi G X, et al. The Role of Antioxidant systems in Cu^{2+} stress resistance in *Alternanthera philoxeroides* [J]. Acta Botanica Sinica, 2001, 43(4): 389 – 394 (in Chinese)
- [41] 谷巍,施国新,韩承辉,等. 汞污染对轮叶狐尾藻的毒害[J]. 中国环境科学, 2001, 21(4): 371 – 375
- Gu W, Shi G X, Han C H, et al. The toxicity damage effect of Hg^{2+} and Cd^{2+} pollution on *Myriophyllum verticillatum* Linn [J]. China Environmental Science, 2001, 21(4): 371 – 375 (in Chinese)
- [42] Talanova V V, Titov A F, Boeva N P. Effect of increasing concentration of heavy metals on the growth of barley and wheat seedlings [J]. Russian Journal of Plant Physiology, 2001, 48(1): 119 – 123
- [43] Prasad M N V, Malec P, Waloszek A, et al. Physiological responses of *Lemna trisulca* L. (duckweed) to cadmium and copper bioaccumulation [J]. Plant Science, 2001, 161(5): 881 – 889
- [44] 安志装,王校常,严蔚东,等. 镉硫交互处理对水稻吸收累积镉及其蛋白巯基含量的影响[J]. 土壤学报, 2004, 41(5): 728 – 734
- An Z Z, Wang X C, Yan W D, et al. Effects of sulfate and cadmium interaction on cadmium accumulation and content of nonprotein thiols in rice seedling [J]. Acta Pedologica Sinica, 2004, 41(5): 728 – 734 (in Chinese)
- [45] 徐勤松,施国新,王学,等. 镉、铜和锌胁迫下黑藻活性氧的产生及抗氧化酶活性的变化研究[J]. 水生生物学报, 2006, 30(1): 107 – 112
- Xu Q S, Shi G X, Wang X, et al. Generation of active oxygen and change of antioxidant enzyme activity in *hydrilla verticillata* under Cd, Cu and Zn stress [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2006, 30(1): 107 – 112 (in Chinese)

- [46] 李影, 刘登义. 铜对节节草生理代谢及抗氧化酶活性的影响[J]. 应用生态学报, 2006, 17(3): 498 – 501
- Li Y, Liu D Y. Physiological metabolism and protective enzyme activity of *Equisetum ramosissimum* under Cu stress [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2006, 17(3): 498 – 501 (in Chinese)
- [47] 于方明, 汤叶涛, 仇荣亮, 等. Cd胁迫下超富集植物圆锥南芥抗氧化机理[J]. 环境科学学报, 2010, 30(2): 409 – 414
- Yu F M, Tang Y T, Qiu R L, et al. Antioxidative responses to cadmium stress in the hyperaccumulator *Arabis paniculata* Franch [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30(2): 409 – 414 (in Chinese)
- [48] Singh S, Eapen S, Souza S F. Cadmium accumulation and its influence on lipid peroxidation and antioxidative system in an aquatic plant, *Bacopamonnieri* L [J]. Chemosphere, 2006, 26(2): 233 – 246
- [49] 肖浪涛, 王三根. 植物生理学实验技术[M]. 北京: 中国农业出版社, 2005: 213 – 215
- [50] 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
- He B, Ye H B, Yang X E. Effects of Pb on Chlorophyll contents and antioxidant enzyme activity in leaf for Pb-accumulating and non-accumulating ecotypes of *Sedum Alfredii* (Hance) [J]. Journal of Agro-environment Science, 2003, 22(3): 274 – 278 (in Chinese)
- [51] 李铮铮, 伍钧, 唐亚, 等. 铅、锌及其交互作用对鱼腥草(*Houttuynia cordata*) 叶绿素含量及抗氧化酶系统的影响[J]. 生态学报, 2007, 27(12): 5441 – 5446
- Li Z Z, Wu J, Tang Y, et al. Effect of Pb, Zn and their interactions on the chlorophyll content and antioxidant enzyme systems of *Houttuynia cordata* Thunb [J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(12): 5441 – 5446 (in Chinese)
- [52] 骆永明. 强化植物修复的螯合诱导技术及其环境风险[J]. 土壤, 2000, (2): 57 – 61, 74
- [53] Sun R L, Zhou Q X, Sun F H, et al. Antioxidative defense and proline/phytochelatin accumulation in a newly-discovered Cd-hyperaccumulator, *Solanumnigrum* L. [J]. Environmental and Experimental Botany, 2007, 60(3): 468 – 476
- ◆