

杨 园, 王艮梅, 曹 莉, 等. 生物炭和猪粪堆肥对 Cd 污染土壤上黑麦草生理生化的影响[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(13): 196–200.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.13.054

# 生物炭和猪粪堆肥对 Cd 污染土壤上 黑麦草生理生化的影响

杨 园<sup>1,2</sup>, 王艮梅<sup>1,2</sup>, 曹 莉<sup>1,2</sup>, 项卫东<sup>1,2</sup>, 陈 容<sup>3</sup>

(1. 南京林业大学生物与环境学院, 江苏南京 210037; 2. 南方现代林业协同创新中心, 江苏南京 210037;

3. 南京林业大学林学院, 江苏南京 210037)

**摘要:**通过室内盆栽试验,研究添加不同物料(生物炭和猪粪堆肥)对不同 Cd<sup>2+</sup>浓度(0、5、10、20、40 mg/kg)污染下黑麦草(*Perennial ryegrass*)生长2个月体内Cd浓度、光合色素(叶绿素a、叶绿素b、叶绿素总量、类胡萝卜素)含量、抗氧化酶[过氧化氢酶(CAT)、超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化物酶(POD)]活性,以及丙二醛(MDA)含量的影响。结果显示:与CK相比,PM和BC处理显著降低了黑麦草对Cd的吸收,但添加物料的2个处理之间(PM、BC)差异未达到显著性水平。随着外源Cd浓度的增加,光合色素含量呈降低的趋势,PM、BC处理有助于提高黑麦草叶片光合色素含量。低Cd浓度(0.5、10 mg/kg)时,CK处理的黑麦草体内CAT、SOD活性较高,而高Cd浓度(20、40 mg/kg)时,PM和BC处理的黑麦草体内CAT、SOD活性对应高于CK处理。随着Cd浓度的增加,MDA的浓度呈逐渐增加的趋势,但PM和BC处理的黑麦草体内MDA浓度都低于CK处理,5 mg/kg的Cd浓度时,PM、BC处理较CK处理黑麦草体内MDA含量分别少30.39%和14.20%;Cd浓度为40 mg/kg时,PM、BC处理较CK处理黑麦草体内MDA含量分别少16.11%和26.64%。本研究结果表明,猪粪堆肥和生物炭均可降低黑麦草对Cd的吸收,低浓度Cd污染土壤采用猪粪堆肥缓解Cd对黑麦草的氧化胁迫效果较好,而高浓度Cd污染土壤添加生物炭缓解Cd对黑麦草的氧化胁迫效果更好。

**关键词:**生物炭和猪粪堆肥;Cd污染土壤;黑麦草;光合色素;抗氧化酶

**中图分类号:** X53      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1002-1302(2017)13-0196-05

近年来,重金属Cd成为我国土壤重金属污染的首要污染物<sup>[1]</sup>,且采矿区周边污染尤其严重<sup>[2]</sup>,Cd污染的浓度可达12.25~119.14 mg/kg,重金属Cd的修复任务有待攻坚克难。Cd在生物体中具有高蓄积性及高毒性,所以被认为是最具生物毒性的重金属污染物,在污染的土壤上种植植物有助于将土壤中的污染物转移至植物体内<sup>[3]</sup>。黑麦草作为北方草坪建植常用的草坪草,具有生物量大、根系发达、生命力强的特点。此外,受到一定浓度的Cd胁迫时,植株体内的抗氧化酶活性提高<sup>[4]</sup>,其重金属Cd修复潜力有待于进一步开发。

有机物料和生物炭常被用作土壤改良剂改良土壤肥力,改变某些污染物在土壤中的存在形态<sup>[5-6]</sup>。但由于改良剂的不同,修复土壤的类型及修复条件的不同,改良效果也存在差异。众多研究表明,生物炭可以增加土壤肥力,提高土壤pH值,增大阴阳离子交换量,减少养分损失,减少污染土壤上有效态重金属含量,有利于植物生长<sup>[7-9]</sup>。但也有研究表明,生物炭的生产工艺不同,对土壤重金属形态的改变存在差异<sup>[10]</sup>,并且不同生物炭其作用效果也有差异<sup>[11]</sup>,此外,生物

炭还有可能影响土壤N自由基含量<sup>[12]</sup>,生物炭对植物生理生化响应的影响尚无一致定论。王晓维等研究表明,生物炭可减轻Cu<sup>2+</sup>对油菜的毒害作用<sup>[5]</sup>。关于有机物料的研究结论也存在差异性,董同喜等研究表明,畜禽粪便有机肥可改变土壤中重金属存在形态,降低重金属对植物的毒害<sup>[13]</sup>,但Schröder等研究表明,当重金属和有机外源性物质同时存在时会影响谷胱甘肽的作用,不利于植物对污染土壤的解毒<sup>[14]</sup>。目前,关于生物炭和堆肥的研究越来越多,有助于将废物资源化和发展绿色经济,而目前有关大豆秸秆为原材料的热解生物炭作为重金属Cd污染土壤吸附剂使用时,对Cd污染土壤上植物体生理生化影响的研究相对较少。此外,猪粪堆肥对不同Cd污染土壤上生长的黑麦草生理生化影响的研究较少。叶绿素含量和抗氧化物保护酶活性,可以作为评价植物在胁迫环境中自身抗性以及耐受性的指标,但不同的改良剂以及不同的Cd浓度条件下,植物体内的抗氧化酶活性也不一样。因此,本试验以黑麦草为对象,研究在不同Cd浓度污染土壤上,施用生物炭和猪粪堆肥后其体内抗氧化物保护酶活性和叶绿素含量的差异,以期生物炭和猪粪堆肥在Cd污染土壤上施用后种植黑麦草进行植物修复的可行性分析提供一定的参考依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

黑麦草种子购自明达种子经营部,品种为牧大师(Graze

收稿日期:2017-03-22

基金项目:国家自然科学基金(编号:31200472);江苏省科技支撑计划重点项目(编号:BE2013357)。

作者简介:杨 园(1994—),女,汉族,硕士研究生,主要从事土壤环境污染化学方面的研究。E-mail:1092158915@qq.com。

通信作者:王艮梅,副教授,博士,主要从事土壤环境污染化学方面的研究。E-mail:wangyinmei519@163.com。

master);供试土壤为采自南京林业大学北大山表层(0~20 cm)的黏壤土,取回后在室内自然风干,剔除植物枯枝落叶和根系,过 2 mm 筛后保存备用;供试生物炭是大豆秸秆经

400 ℃ 烧制而成;猪粪堆肥在江苏丘陵地区镇江农业科学研究所由猪粪及少量秸秆堆制而成。供试土壤及有机物料的基本理化性质见表 1。

表 1 供试土壤及有机物料的基本理化性质

土壤及物料	有机质(g/kg)	全氮含量(g/kg)	全磷含量(g/kg)	全钾含量(g/kg)	pH 值	全 Cd 含量(mg/kg)
土壤	18.9	1.5	0.9	16.7	5.59(水:土=2.5:1)	0.05
生物炭	754.1	6.3	3.9	35.0	9.86(水:土=10:1)	0.03
猪粪堆肥	498.0	15.1	6.6	19.2	6.10(水:土=10:1)	0.36

## 1.2 盆栽试验设计

试验设 2 个物料因素,分别为添加猪粪堆肥(PM)和生物炭(BC),同时设不添加物料的对照处理(CK),2 个因素下及对照处理分别设 5 个不同的 Cd 浓度水平(分别为 0、5、10、20、40 mg/kg),共计为 15 个处理,每个处理设 3 个重复,共 45 个盆钵。

试验于 2016 年 7 月 20 日在南京林业大学温室中进行,采用内径 15 cm、高 20 cm 统一规格的无洞花盆,每盆装 3 kg 土,以 N:P:K=180:100:150(mg/kg)的比例施入底肥(N 由尿素提供,P 由磷酸二氢钾提供,K 由磷酸二氢钾和硫酸钾提供)。生物炭和猪粪堆肥以土壤干质量 2% 的比例加入盆钵中并混匀。此外,在每个盆钵中插入底端包裹纱布并加入石英砂的直径 1 cm 的 PVC 管,增加透气性。将 CdCl<sub>2</sub> 配成对应的浓度梯度,以溶液的形式浇入土壤中,搅拌均匀,并保证土壤湿度为田间持水量的 60%,平衡 1 周后播种黑麦草种子(2016 年 7 月 28 日),播种前从盆中取出适量土壤,将 200 粒黑麦草种子整齐排列在盆钵中,并用之前取出的土壤均匀覆盖黑麦草种子,种子表面覆盖土壤的厚度约 0.5 cm。黑麦草生长期间用称质量法进行水分管理,生长 2 个月后采集地上部分,测定黑麦草叶片的光合色素含量,同时采集整个植株测定植物中 Cd 含量以及抗氧化酶活性。

## 1.3 分析项目及测定方法

叶绿素含量的测定采用乙醇浸泡法<sup>[15]</sup>;抗氧化物保护酶活性的测定参照孔祥生的植物生理学试验技术<sup>[16]</sup>;超氧化物歧化酶(SOD)测定采用氮蓝四唑法;过氧化物酶活性(POD)的测定采用愈创木酚法;过氧化氢酶(CAT)活性的测定采用紫外吸收法;丙二醛(MDA)的测定采用硫代巴比妥酸法;植株中 Cd 的含量采用硝酸-双氧水消解,原子吸收分光光度计测定。

## 1.4 数据统计

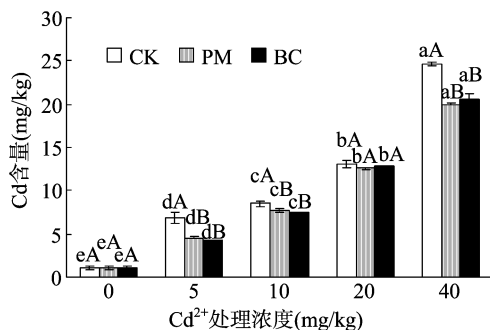
利用 Microsoft Office 2010 进行数据整理与作图,用 SPSS 19 进行方差分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 黑麦草对土壤中 Cd 的吸收

不同 Cd 浓度污染土壤上添加有机物料后,黑麦草体内 Cd 含量见图 1。由图 1 可知,随着土壤中 Cd 浓度的增加,所有处理黑麦草体内的 Cd 浓度也都呈增加趋势。添加 5、10、20、40 mg/kg Cd 浓度后,3 种处理黑麦草体内 Cd 含量分别是对应处理不添加 Cd 的 6.43、8、12.33、23.22 倍(CK),4.43、7.5、12.2、19.45 倍(PM)和 4、7.03、12.11、19.37 倍(BC)。可以看出,有机物料的添加对黑麦草对 Cd 的吸收有明显的

影响。添加生物炭和猪粪堆肥后黑麦草体内 Cd 含量都较不添加物料的对照有明显下降趋势。当 Cd 浓度为 0 mg/kg 时,CK、PM、BC 处理黑麦草体内 Cd 含量无显著性差异;当 Cd 浓度为 5 mg/kg 时,PM、BC 处理较 CK 处理黑麦草体内 Cd 含量分别显著降低 33.14%、37.83%;当 Cd 浓度为 10 mg/kg 时,PM、BC 处理较 CK 处理黑麦草体内 Cd 含量显著降低;当 Cd 浓度为 20 mg/kg 时,PM、BC 处理较 CK 处理黑麦草体内 Cd 含量有降低的趋势,但未达到显著性水平;当 Cd 浓度为 40 mg/kg 时,PM、BC 处理较 CK 处理黑麦草体内 Cd 含量分别显著降低 19.11%、16.11%。在各个浓度下,PM 和 BC 处理之间有一定的差异,但未达到显著性水平。



图中不同小写字母表示添加同一物料不同 Cd<sup>2+</sup>浓度之间差异显著( $P<0.05$ ),不同大写字母表示同一 Cd<sup>2+</sup>浓度下不同物料之间差异显著( $P<0.05$ )。下图同。

图 1 黑麦草体内 Cd 含量

### 2.2 黑麦草叶片中光合色素含量

不同 Cd 浓度污染土壤上添加有机物料后,黑麦草叶片光合色素含量见图 2。由图 2 可知,黑麦草叶片中叶绿素 a 含量最多,其次是叶绿素 b,最后是类胡萝卜素。随着外源添加 Cd 浓度的增加,叶绿素含量呈降低趋势,类胡萝卜素没有显著变化。添加猪粪堆肥和生物炭有助于提高光合色素含量。可以看出,各处理叶绿素 a 含量随着外源 Cd 浓度的增加呈下降的趋势。Cd 浓度为 40 mg/kg 时,CK、PM、BC 处理的叶绿素 a 含量较其对应的不添加 Cd 处理分别显著降低 26.67%、22.22%、15.79%。相同 Cd 浓度下的不同物料处理,当土壤不添加外源 Cd 时,BC 和 PM 处理叶绿素 a 含量显著高于 CK 处理,BC 和 PM 处理间无显著性差异;Cd 浓度为 5 mg/kg 和 10 mg/kg 时,叶绿素 a 含量大小为 PM>BC>CK,差异均达到显著性水平;Cd 浓度为 20 mg/kg 和 40 mg/kg 时,黑麦草叶绿素 a 含量为 BC>PM>CK(图 2-a)。叶绿素 b 浓度见图 2-b,各处理叶绿素 b 含量随着 Cd 浓度增加总体呈先增加后降低的趋势,且 PM、BC 处理的叶绿素 b 含量高于 CK 处理。添加不同物料,总叶绿素含量与不同 Cd 浓度的关

系如图 2-c 所示,总叶绿素含量在较低 Cd 浓度时有些许的上升,但总体是随着 Cd 浓度的增加呈下降的趋势。土壤不添加外源 Cd 时,PM 和 BC 处理类胡萝卜素含量显著高于 CK 处理,较 CK 处理显著提高 66.67% 和 83.33%;当 Cd 浓度为 5 mg/kg 时,3 个处理间无显著性差异;当 Cd 浓度为 10 mg/kg

时,PM 处理较 CK 处理增加 60%,达到显著性水平,BC 处理较 CK 处理增加 20%,未达到显著性水平;Cd 浓度为 20 mg/kg 和 40 mg/kg 时,黑麦草叶片类胡萝卜素含量大小为 BC > PM > CK (图 2-d)。

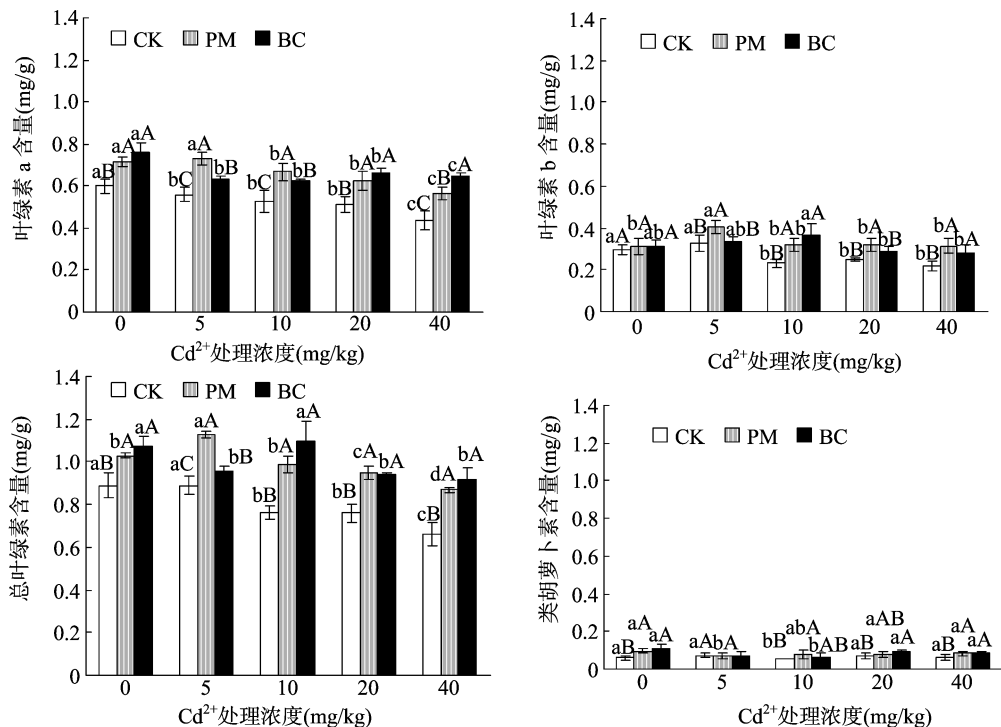


图2 黑麦草叶片光合色素含量

### 2.3 黑麦草体内过氧化氢酶活性

不同 Cd 浓度污染土壤上添加有机物料后,黑麦草体内过氧化氢酶(CAT)活性见图 3。由图 3 可知,黑麦草叶片的 CAT 活性随着外源 Cd 浓度的增加呈先增加后降低的趋势,Cd 浓度为 0 mg/kg 和 5 mg/kg 时,CK 处理 CAT 活性最高,当 Cd 浓度大于 10 mg/kg 时,PM 和 BC 处理的 CAT 活性高于 CK 处理。与不添加外源 Cd 相比,CK、PM、BC 处理 CAT 活性分别提高 33.9%、37.98%、26.33% (Cd 浓度为 5 mg/kg),38.61%、43.21%、61.40% (Cd 浓度为 10 mg/kg),差异均达到显著性水平,且 Cd 浓度为 10 mg/kg,CK 处理 CAT 活性达到最大值,为 86.67 U/(g·min);Cd 浓度为 20 mg/kg 和 40 mg/kg 时,CK 处理较不添加外源 Cd 的处理显著降低 11.29% 和 18.76%,PM、BC 处理 CAT 活性较不添加外源 Cd 的处理分别显著增加 79.05%、44.12% 和 60%、38.60%。可以看出,当 Cd 浓度为 5 mg/kg 和 10 mg/kg 时,CK、PM、BC 3 个处理间无显著性差异;当 Cd 浓度为 20 mg/kg 和 40 mg/kg 时,3 种处理间黑麦草叶片 CAT 活性为 PM > BC > CK,且差异均达到显著性水平,20 mg/kg Cd 处理时,PM、BC 较 CK 分别高 80.76%、41.34%;40 mg/kg Cd 浓度处理,PM、BC 较 CK 分别高 76.38%、48.43%。

### 2.4 黑麦草超氧化物歧化酶活性

不同 Cd 浓度污染土壤上添加有机物料后,黑麦草体内超氧化物歧化酶(SOD)活性见图 4。由图 4 可知,PM 和 BC 处理下的 SOD 活性随 Cd 浓度的升高呈先增大后降低的趋

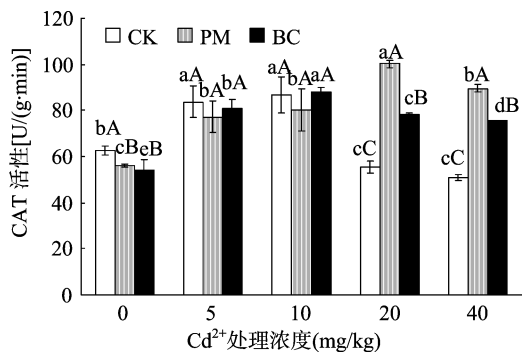


图3 黑麦草体内过氧化氢酶活性

势,较低 Cd 浓度(5 mg/kg 和 10 mg/kg)时,CK 处理 SOD 活性最高;较高 Cd 浓度(20 mg/kg 和 40 mg/kg)时,BC 处理 SOD 活性最高。当 Cd 浓度为 10 mg/kg 时,CK 与 PM 处理 SOD 活性均达到最大值,分别为 505.47 U/g 和 469.65 U/g,较不添加外源 Cd 处理 SOD 活性(分别为 382.09 U/g 和 314.43 U/g)分别提高了 32.29% 和 49.37%,之后随着 Cd 浓度的增加黑麦草叶片 SOD 活性呈下降的趋势;当 Cd 浓度为 20 mg/kg 时,BC 处理 SOD 活性达到最大值(525.37 U/g),较不添加外源 Cd 的处理 SOD 活性(394.03 U/g)提高了 33.33%,差异显著,之后随着 Cd 的增加 SOD 活性呈下降的趋势。相同 Cd 浓度下的不同物料处理,不添加外源 Cd 时,PM 处理较 CK 处理显著低了 17.71%,BC 处理与 CK 处理无显著性差异;Cd 浓度为 5 mg/kg 时,不同处理间的 SOD 活性

大小为 CK > PM > BC, PM 和 BC 分别比 CK 低 3.99% 和 10.00%; Cd 浓度为 20 mg/kg 时, PM 处理较 CK 处理 SOD 活性显著低 13.86%, 而 BC 处理则较 CK 处理高 30.69%。

## 2.5 黑麦草体内过氧化物酶活性

不同 Cd 浓度污染土壤上添加有机物料后, 黑麦草体内过氧化物酶(POD)活性见图 5。由图 5 可知, 不同处理 POD 变化规律存在一定的差异性, CK 处理的黑麦草 POD 活性随着 Cd 浓度的增加呈先增加后降低趋势; PM 处理黑麦草 POD 活性在 Cd 浓度 ≤ 20 mg/kg 时, 变化不是特别显著, 当 Cd 浓度为 40 mg/kg 时, 黑麦草 POD 活性显著提高; BC 处理 Cd 浓度为 5 mg/kg 时较不加外源 Cd 处理显著性增加, 之后随着 Cd 浓度的增加, 无显著性差异。总体看来, 添加生物炭处理的黑麦草 POD 活性高于 PM 及 CK 处理(除 Cd 浓度为 40 mg/kg 时)。PM 处理在 Cd 浓度为 40 mg/kg 时, POD 活性较不加外源 Cd 的处理高 59.06%, 差异达到显著性水平; BC 处理在 Cd 浓度 5 mg/kg 时, POD 活性较不添加外源 Cd 的处理高 39.29%, 差异显著, 之后随着 Cd 浓度的增加, 黑麦草 POD 活性一直处于较高水平。不同物料添加对 POD 活性影响不同。当不添加外源 Cd 时, 黑麦草 POD 活性大小为 BC > PM > CK 处理, 且差异均达到显著性水平; Cd 浓度为 5 mg/kg

和 20 mg/kg 时, BC 处理的黑麦草 POD 活性显著高于 PM 处理和 CK 处理, 但 PM 处理和 CK 处理间无显著性差异; Cd 浓度为 40 mg/kg 时, BC 和 PM 处理黑麦草 POD 活性显著高于 CK 处理, 分别高 31.08% 和 36.49%。

## 2.6 黑麦草体内丙二醛含量

不同 Cd 浓度污染土壤上添加有机物料后, 黑麦草体内丙二醛(MDA)含量见图 6。由图 6 可知, 随着 Cd 浓度的增加, MDA 的含量逐渐增加, 且 CK 处理黑麦草 MDA 含量一直显著高于 BC 和 PM 处理。Cd 浓度为 5 mg/kg 及 10 mg/kg 时, 与不添加外源 Cd 的对照处理相比, 3 种处理 MDA 含量增加的幅度都较小; Cd 浓度为 20 mg/kg 和 40 mg/kg 时, CK、PM、BC 分别是对应不添加外源 Cd 的 1.68、1.98、1.66 倍和 1.84、2.04、1.67 倍, 差异均达到显著性水平。相同 Cd 浓度下的不同物料处理, CK 处理的黑麦草体内 MDA 含量高于 BC 和 PM 处理, 且差异均达到显著性水平, 但 PM 和 BC 差异未达到显著性水平(Cd 浓度为 0 mg/kg 和 10 mg/kg 时)。Cd 浓度为 5 mg/kg 时, 与 PM 相比, BC 处理 MDA 含量高 23.26%, 差异达到显著性水平。Cd 浓度为 20 mg/kg 和 40 mg/kg 时, PM、BC 处理的黑麦草 MDA 含量较 CK 分别低 10.74%、20.29% 和 16.11%、26.64%, 差异均显著。

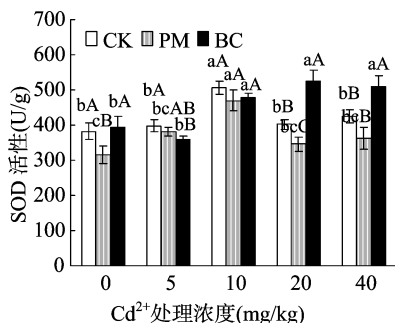


图4 黑麦草体内超氧化物歧化酶活性

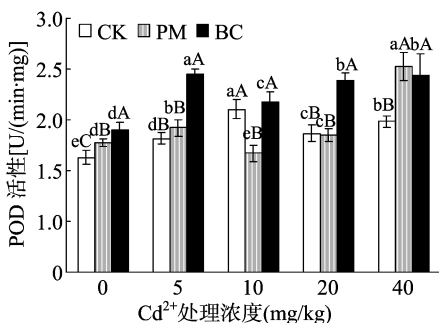


图5 黑麦草体内过氧化物酶活性

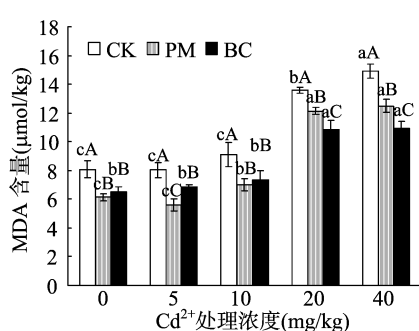


图6 黑麦草体内丙二醛含量

## 3 讨论

随着 Cd 浓度的升高, 黑麦草体内重金属富集浓度也增加, 土壤中添加猪粪堆肥和生物炭降低了黑麦草体内的 Cd 含量, 这可能是由于猪粪堆肥及生物炭的添加提高了土壤 pH 值, 降低了土壤中重金属的有效性, 减少了土壤中重金属向植物体中的转移。生物炭由于具有较高的 pH 值, 微孔结构以及高阳离子交换量, 所以可以固化土壤中的重金属, 降低重金属的生物毒性; 猪粪堆肥增加土壤中结合态胡敏酸的含量, 缓解土壤的酸化, 提高土壤 pH 值并提高土壤养分, 有助于降低土壤中可提取态的重金属 Cd, 提高植物稳定化, 这与 Nawab 等的研究结论<sup>[17]</sup>类似。

Cd 进入植物体内, 作用于植物光合作用有关的细胞器, 影响植物光合作用<sup>[18]</sup>。本研究中, 随着 Cd 浓度的增加, 光合色素含量的确有下降的趋势。在不添加外源 Cd 时, PM 处理和 BC 处理的叶绿素 a 含量要高于 CK 处理, 这可能是因为施加物料增加了土壤中的养分, 提高了黑麦草光合作用的能力; 其他 Cd 浓度下, 添加物料的处理黑麦草叶绿素 a 含量也高于不加物料处理, 一方面猪粪堆肥和生物炭的加入提高了土壤 pH 值, 降低了土壤中有效态的 Cd, 从而减少了重金属对植物

的毒害作用, 另一方面猪粪堆肥和生物炭为植物提供了更多的养分需求。叶绿素 b 含量在 Cd 浓度为 5 mg/kg 时有略微上升趋势, 之后随着 Cd 浓度的增加, 逐渐下降, 这可能是因为植物细胞在低浓度的 Cd 浓度下, 植物体内的应答机制不仅会保护植物还可能促进植物叶绿素 b 含量的增加。此外, 尽管光合色素含量之间有一定的差异, 但大部分差异未达到显著性水平, 这可能是由于黑麦草自身对 Cd 的抗性, 试验设置的 Cd 浓度梯度未达到使得黑麦草光合色素含量显著降低的阈值, 这也可能由于 Cd 胁迫下, PS II 启动光保护机制, 减轻了胁迫对光合作用器官的伤害<sup>[4]</sup>。

重金属 Cd 是植物生长的非必需元素, 植物在一定浓度的 Cd 污染土壤上生长, 会受到与盐胁迫或干旱胁迫<sup>[19]</sup>类似的重金属胁迫, 产生胁迫应答反应, 提高植物体内的抗氧化酶活性, 抗氧化酶活性是评价植物抗逆性以及植物在逆境中忍受能力强弱的指标。研究结果表明, 不添加物料与添加猪粪堆肥和生物炭处理, CAT 和 SOD 的活性随着 Cd 浓度的增加总体上呈先增大后降低的趋势, 这可能是由于受到 Cd 胁迫, 黑麦草细胞内的自由基含量增多, 植物会出现质膜损伤效应, 为了缓解这种毒害作用, 细胞内的抗氧化物保护酶活性增强, 但随着 Cd 浓度的增加, 对细胞的损伤作用不断加强, 可能损

害合成这些抗氧化物保护酶的有关蛋白质和基因。猪粪堆肥处理和生物炭处理黑麦草 CAT 和 SOD 活性出现降低趋势时的 Cd 浓度要高于不加物料处理,这可能是由于物料的加入减少了植物对重金属的吸收,另一方面也可能物料的加入增加了植物的抗性能力。POD 活性的变化没有一致规律,存在一定的波动性,这与 Solti 等的研究<sup>[20]</sup>一致,因为 POD 在不同的阶段其主要作用的亚型不同,发挥的功能也不一样。但 CK 处理,总体上 POD 的活性也是随着 Cd 浓度的增加呈现先增大后降低的趋势,猪粪堆肥和生物炭处理,随着 Cd 浓度的升高 POD 的活性增大,有助于清除植物体的  $O_2^{\cdot-}$ 。黑麦草可以通过提高体内抗氧化酶活性来增强对 Cd 的抗性,并且添加生物炭及猪粪堆肥在一定 Cd 浓度范围内可以缓解 Cd 对黑麦草的毒害作用,黑麦草通过提高抗氧化酶活性平衡体内产生的活性氧自由基。

MDA 是判断植物受到氧化胁迫程度的重要指标<sup>[21]</sup>,随着 Cd 浓度的增加,植物体吸收的 Cd 含量增加,对植物细胞的迫害程度加大,所以 MDA 浓度增加。但添加猪粪堆肥及生物炭处理可以缓解 Cd 对植物的毒害程度,一方面物料的添加降低了土壤中可溶态的重金属,另一方面有机物料添加保证了高浓度污染土壤上抗氧化酶活性,缓解了活性氧对植物的毒害作用。此外,外源添加 Cd 浓度为 5 mg/kg 和 10 mg/kg 时,PM 处理黑麦草的氧化胁迫程度最低;外源添加 Cd 浓度为 20 mg/kg 和 40 mg/kg 时,BC 处理的氧化胁迫程度最低。

#### 4 结论

黑麦草对重金属 Cd 表现出超强的耐性,能够在 Cd 污染土壤上生长并吸收土壤中的重金属 Cd。随着 Cd 浓度的增加,黑麦草体内的抗氧化物保护酶活性也上升,但超过一定浓度时,抗氧化酶又有降低的趋势。

添加生物炭和猪粪堆肥会固化土壤中的重金属,减少黑麦草对重金属的吸收,从而增加黑麦草在重金属污染土壤上生长的耐性和抗性。并且,土壤中 Cd 浓度为 5 mg/kg 和 10 mg/kg 时,添加猪粪堆肥植物受到氧化胁迫较低且植物体内 Cd 含量高于添加生物炭;当土壤 Cd 浓度为 20 mg/kg 和 40 mg/kg 时,添加生物炭处理植株受到的氧化胁迫较其他处理更低,且黑麦草体内 Cd 含量高于添加猪粪堆肥处理,但添加生物炭和猪粪堆肥后,黑麦草对重金属的吸收差异未达到显著水平。

#### 参考文献:

- [1] 全国土壤污染状况调查公报[J]. 中国环保产业,2014(5):10-11.
- [2] 张德刚,刘艳红,张虹,等. 选冶厂周边土壤中几种重金属污染状况调查分析[J]. 广东农业科学,2010(3):215-216.
- [3] Ma Y, Rajkumar M, Zhang C, et al. Beneficial role of bacterial endophytes in heavy metal phytoremediation [J]. Journal of Environmental Management, 2016, 174: 14-25.
- [4] 刘俊祥,魏树强,翟飞飞,等.  $Cd^{2+}$  胁迫下多年生黑麦草的生长与生理响应[J]. 核农学报,2015,29(3):587-594.
- [5] 王晓维,徐健程,孙丹平,等. 生物炭对铜胁迫下红壤地油菜苗期叶绿素和保护性酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报,2016,35(4):640-646.
- [6] Mandzhieva S S, Minkina T M, Chaplygin V A, et al. Protective mechanism of the soil - plant system with respect to heavy metals[J]. Journal of Soils and Sediments, 2017, 17(5): 1291-1300.
- [7] Beesley L, Moreno - Jimenez E, Gomez - Eyles J L. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi - element polluted soil [J]. Environmental Pollution, 2010, 158 (6): 2282 - 2287.
- [8] 姜玉萍,杨晓峰,张兆辉,等. 生物炭对土壤环境及作物生长影响的研究进展[J]. 浙江农业学报,2013,25(2):410-415.
- [9] 殷丹阳,罗洁文,邱云霄,等. 生物炭改良林地土壤研究进展[J]. 世界林业研究,2016(6):23-28.
- [10] Wagner A, Kaupenjohann M. Suitability of biochars (pyro - and hydrochars) for metal immobilization on former sewage - field soils [J]. European Journal of Soil Science, 2014, 65(1): 139-148.
- [11] Woldetsadik D, Drechsel P, Keraita B, et al. Effects of biochar and alkaline amendments on cadmium immobilization, selected nutrient and cadmium concentrations of lettuce (*Lactuca sativa*) in two contrasting soils[J]. SpringerPlus, 2016, 5(1): 397.
- [12] Kim H S, Kim K R, Kim H J, et al. Effect of biochar on heavy metal immobilization and uptake by lettuce (*Lactuca sativa* L.) in agricultural soil[J]. Environmental Earth Sciences, 2015, 74(2): 1249-1259.
- [13] 董同喜,张涛,李洋,等. 畜禽粪便有机肥中重金属在水稻土中生物有效性动态变化[J]. 环境科学学报,2016,36(2):621-629.
- [14] Schröder P, Lyubanova L, Huber C. Do heavy metals and metalloids influence the detoxification of organic xenobiotics in plants? [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2009, 16(7): 795-804.
- [15] 李志丹,韩瑞宏,廖桂兰,等. 植物叶片中叶绿素提取方法的比较研究[J]. 广东第二师范学院学报,2011,31(3):80-83.
- [16] 孔祥生. 植物生理学试验技术[M]. 北京:中国农业出版社,2008.
- [17] Nawab J, Khan S, Aamir M, et al. Organic amendments impact the availability of heavy metal(loid)s in mine - impacted soil and their phytoremediation by *Penisetum americanum* and *Sorghum bicolor* [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2016, 23(3): 2381-2390.
- [18] Jakovljević T, Bubalo M C, Orlović S, et al. Adaptive response of poplar (*Populus nigra* L.) after prolonged Cd exposure period[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2014, 21(5): 3792-3802.
- [19] 祝遵凌,周琦,施曼. 盐胁迫对鹅耳枥生长及生理生化特性的影响[J]. 南京林业大学学报(自然科学版),2015,39(6):56-60.
- [20] Solti A, Sarvari E, Szollosi E, et al. Stress hardening under long - term cadmium treatment is correlated with the activation of antioxidative defence and iron acquisition of chloroplasts in *Populus* [J]. Zeitschrift Fur Naturforschung Section C - a Journal of Biosciences, 2016, 71(9/10): 323-334.
- [21] Gratão P L, Polle A, Lea P J, et al. Making the Life of heavy metal - stressed plants a little easier[J]. Functional Plant Biology, 2005, 32(6): 481-494.