

简敏菲,何旭芬,彭雨露,等.生物炭对镉污染土壤中紫花地丁的生长及生理生态的影响[J].江西师范大学学报(自然科学版),2022,46(1):99-106.

JIAN Minfei, HE Xufen, PENG Yulu, et al. The effects of biochar on the growth and physiological ecology of *Viola philippica* in cadmium-contaminated soil [J]. Journal of Jiangxi Normal University (Natural Science), 2022, 46(1): 99-106.

文章编号:1000-5862(2022)01-0099-08

生物炭对镉污染土壤中紫花地丁的生长及生理生态的影响

简敏菲,何旭芬,彭雨露,朱宏,雷雯,丛明旻

(江西师范大学生命科学院,江西省亚热带植物资源保护与利用重点实验室,江西 南昌 330022)

摘要:该文选用玉米秸秆生物炭,通过盆栽模拟在镉污染土壤中施加生物炭并栽培紫花地丁(*Viola philippica*),研究生物炭不同施加量对紫花地丁生长及生理生态的影响.研究表明:在室内培养45 d后,在未施加生物炭的镉污染土壤中,紫花地丁的株高、鲜质量和叶绿素含量等指标随镉在土壤中质量分数的增加而显著降低($P < 0.05$),而超氧化物歧化酶(Superoxide Dismutase, SOD)、过氧化氢酶(Catalase, CAT)和过氧化物酶(Peroxidase, POD)等酶活指标均显著升高($P < 0.05$).在生物炭施加后的镉污染土壤中紫花地丁的鲜质量和株高均随生物炭量增加呈先增后降趋势;且在施加质量分数为2%的生物炭时的鲜质量和株高均显著高于对照组($P < 0.05$);紫花地丁的叶绿素a、叶绿素b和叶绿素总量均随生物炭量增加呈先增后降变化,且在施加质量分数分别为2%和4%的生物炭时均显著高于对照组($P < 0.05$);叶绿素a/b(C_a/C_b)则随生物炭施加量增加呈下降趋势.在不同镉污染土壤中,紫花地丁植株体的超氧化物歧化酶活性随生物炭量增加呈下降趋势,且在施加质量分数为6%的生物炭时最低;而过氧化氢酶与过氧化物酶的活性随生物炭施加质量分数增加呈先降后升趋势,且在施加质量分数为2%或4%的生物炭时显著低于对照组($P < 0.05$).研究表明:适量施加生物炭能缓解镉污染对紫花地丁株高、生物量、叶绿素含量和抗氧化酶活性的抑制作用.

关键词:生物炭;镉污染土壤;紫花地丁;生物量;叶绿素;抗氧化酶

中图分类号:X 53 **文献标志码:**A **DOI:**10.16357/j.cnki.issn1000-5862.2022.01.14

0 引言

随着工农业与社会经济的快速发展,越来越多的工业活动导致土壤资源受到严重污染与破坏^[1],土壤重金属污染问题日趋严重^[2].在土壤中的重金属污染物主要有镉、铅、铜、锌、锡、镍、钴、锑、汞和铋等^[3],相比于其他重金属,镉(Cd)具有更强的迁移性、持久性、隐蔽性与毒效性,易积累在土壤中被植物根系吸收累积、影响植物的生长及生理生态等^[4].同时,Cd易通过食物链被摄入人体并可能导致肾、肝、肺、骨骼和生殖器官等部位中毒,并对免疫

系统、心血管系统等产生有害影响^[5],甚至引发癌症,对人类健康构成严重危害^[6].

国内外针对土壤镉污染的修复进行了诸多尝试,传统方法主要有物理客土法、玻璃化法、电动修复法、化学淋洗法、改良剂固定法等^[7],这些方法大多存在修复成本高、易产生二次污染、导致土壤退化等缺陷,不适合大范围使用^[8];生物法(如植物法)对吸收重金属有一定效果,但也存在超积累植物品种的适应性、修复周期长和效率低等瓶颈问题^[9].有关重金属污染土壤的联合修复技术也已开展相关研究,主要有生物联合技术^[10]、物理化学联合技术和物理化学-生物联合技术^[11]、生物炭-生物联合技

收稿日期:2021-11-20

基金项目:国家自然科学基金(41461042),江西省自然科学基金(20202BABL213044)和江西省水利科学院江西省鄱阳湖水资源与环境重点实验室开放研究基金(2020GPSYS03)资助项目.

作者简介:简敏菲(1969—),女,江西高安人,教授,博士,博士生导师,主要从事鄱阳湖湿地生态与环境污染生态修复研究. E-mail: jianminfei0914@163.com

术等方面^[12],但各种修复技术之间的相互作用效应及其机制仍需深入研究^[13].生物炭-生物联合技术是当前修复土壤重金属污染问题的研究热点,盆栽模拟法是探索植物修复重金属污染土壤的主要研究手段.

生物炭是生物质在限氧条件下通过热化学裂解转化而成的炭基固体材料^[14],具有丰富的含氧官能团、比表面积大、孔隙发达且吸附力强等特点^[15],能改善土壤质量促进植物生长,并能吸附固定在土壤中的重金属离子从而减轻植物的吸收量,还能改变土壤的酸度提高土壤 pH 值,这有助于将土壤中的重金属从有效态转化成无效态,从而显著降低土壤中重金属的生物有效性,并具有省时省力、资源广泛、不易造成二次污染等特点而被广泛应用于土壤重金属污染的修复中.如 Cui Liqiang 等^[16]和张燕等^[17]研究秸秆生物炭对镉污染的稻田土壤修复,研究结果发现:在土壤中的镉从酸可提取态及可还原态逐渐向可氧化态及残渣态转化;鲁秀国等^[18]发现:在施加质量分数为 10% 的核桃壳生物炭后,在土壤中镉的有效利用性显著降低;牛晓丛等^[19]探究了用秸秆生物炭和酵素渣钝化修复土壤中的 Pb、Cd、Zn,研究结果发现:施加质量分数为 5% 的酵素渣和质量分数为 5% 的秸秆生物炭能显著降低土壤镉的生物有效性;汪玉瑛等^[20]和安梅等^[21]研究生物炭对 Cd 污染土壤修复,研究结果发现:生物炭将土壤中 Cd 从酸可提取态、可还原物质结合态向可氧化态、残渣态转化,有效降低了镉的生物可利用性.另外,生物炭缓解镉污染对植物安全性及生长方面的影响也有相关报道,如在镉污染土壤中施加玉米秸秆生物炭可以缓解镉对植物的株高、生物量、叶绿素含量和抗氧化酶活性的抑制作用,并降低镉积累对植物造成的影响^[22].而生物炭对重金属的固定效应取决于生物炭的性质及其制备原料^[23],因为生物炭的制备材料及制备条件不同,所以其理化性质也存在差异,对土壤镉污染的修复效果也有所不同.玉米秸秆生物炭比其他材料制备的生物炭具有孔隙发达、较高的阳离子交换量、良好的结构功能和广泛的材料来源等优点,是农业废弃物有效利用的重要途径.

紫花地丁(*Viola philippica*)别名称光瓣堇菜、野堇菜、地丁菜和辽堇菜等,是堇菜科(Violaceae)堇菜属(*Viola*)的一种多年生草本植物,广泛生长于郊野、路旁、荒地、草丛和灌丛等^[24].花紫色,耐寒、耐贫瘠、耐旱、不择土、适应性极强,具有一定的药用和观赏价值.已有研究报道堇菜属植物对土壤镉具有一定的富集能力及耐受性,如宝山堇菜(*V. baoshanensis*)、早开堇菜(*V. prionantha*)、紫花地丁等均

对土壤镉具有较强的富集作用和耐受性^[25-26],这表明紫花地丁是修复土壤重金属镉污染的一种良好植物材料.目前有关紫花地丁的化学成分及繁殖特性等方面的研究也有相关报道^[27-28],但有关生物炭对在土壤镉污染条件下紫花地丁修复方面的研究鲜见报道.本文以紫花地丁为供试材料,研究施加生物炭对在镉污染土壤中紫花地丁生长及生理生态的影响,以为生物炭修复土壤重金属污染问题提供理论和数据支撑.

1 材料与方法

1.1 供试材料与试验设计

1.1.1 供试材料 供试土壤采自江西师范大学校园内未受污染的 0~20 cm 深的表层土,经室内自然风干处理,剔除粗枝、根、叶和碎石等杂质,将土块粉碎后过 4 mm 筛,经混匀后保存、备用.供试植物采自江西师范大学校园内长势基本一致、株高约 5 cm 的紫花地丁幼苗,经室内驯化培养 7 d 后备用.供试生物炭购自郑州邦金环保科技有限公司生产的玉米秸秆生物炭,经在 450~500 °C 条件下制备而成,粒径为 1~2 mm, pH 值为 8.86.

1.1.2 在土壤中镉溶液施加处理 在供试土壤经除杂处理后测定其 pH 值、镉含量背景值及其他主要理化指标,然后均分成 3 组样.选用 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ (分析纯)配制镉添加溶液,参照文献^[26,29]报道的镉污染土壤现状,分别设置 3 个梯度:0 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (0 施加,CK 组)、5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (中浓度组, M 组)和 10 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (高浓度组, H 组),将它们分别施加 CdCl_2 溶液至上述 3 组土样中,经搅拌均匀后分装入口径为 23 cm × 底径 14 cm × 高 18 cm 的实验盆中,每个梯度处理组各分装 20 盆等量平行样,共 60 盆,每盆装入 2.5 kg 处理土壤,各盆底部均放入滤纸及托盘防止土壤和重金属流失,置于室内避光驯化平衡 14 d.

1.1.3 在镉污染土壤中生物炭施加与植物培养 参照文献^[20,30-31]的方法,生物炭施加按在土壤中生物炭质量分数设置,分别选取 0% (0)、2% (2)、4% (4)和 6% (6)共 4 个水平,将生物炭分别施加至上述 3 组镉处理土壤中,将 60 盆处理成 12 组,各处理组代码分别如表 1 所示,每组 5 个平行.在每盆土样均匀搅拌并稳定 14 d 后,移植生长一致的紫花地丁幼苗,每盆 7 株,置于室内培养,每日设置光照 12 h,控制温度为 $(25 \pm 1) ^\circ\text{C}$,在培养期间,以称质量法定量加入蒸馏水,并重复利用底部托

盘中的水,各盆每隔 2 d 加入等质量的蒸馏水,确保土壤持水量为 60%;在培养 45 d 后,采集各组植物样及土壤样,经处理并测定相关指标。

表 1 在镉污染土壤中生物炭施加试验设计与处理组对应代码

组别代码	镉含量/(mg · kg ⁻¹)	生物炭质量分数/%
CK0	0	0
CK2	0	2
CK4	0	4
CK6	0	6
M0	5	0
M2	5	2
M4	5	4
M6	5	6
H0	10	0
H2	10	2
H4	10	4
H6	10	6

1.2 测定方法

1.2.1 植物株高 在培养处理 45 d 后,随机采收各组紫花地丁植株,用卷尺(精确到 0.1 cm)测量每株植物株高,每平行样分别采集 3 株,统计每处理组株高平均值。

1.2.2 植物生物量 将测定株高后的植株体用自来水洗净植物全株泥土后,用超纯水冲洗全株 2~3 遍,随后用吸水纸吸干植株表面的水分,测定单株鲜质量;在室内自然风干后于 65 ℃ 下烘干至恒质量,用电子天平称其鲜质量和干质量(精确到 0.1 mg),统计各处理组每株植物鲜质量平均值。

1.2.3 叶绿素含量 采集并称取各盆供试植物样完全展开叶 0.1 g 于研钵中,全程在避光条件下进行。加入 5 mL 100% 的二甲基亚砜(DMSO)进行研磨,在 4 ℃、转速为 7 000 rpm 的条件下离心 20 min,并用二甲基亚砜定容至 10 mL,分别在 645 nm 和 663 nm 波长下测定其吸光度值^[32],参照 Arnon 方法^[33]计算叶绿素各指标,分别为叶绿素 a(Chlorophylla, C_a, mg · L⁻¹)、叶绿素 b(Chlorophyll b, C_b, mg · L⁻¹)和叶绿素总量(Total chlorophyll, C_t, mg · L⁻¹),计算公式为 C_a = 12.70A₆₆₃ - 2.69A₆₄₅, C_b = 22.90A₆₄₅ - 4.68A₆₆₃, C_t = 8.02A₆₆₃ + 20.21A₆₄₅。

1.2.4 抗逆酶活性 分别选择超氧化物歧化酶(Superoxide dismutase, SOD)、过氧化物酶(Peroxidase, POD)及过氧化氢酶(Catalase, CAT)等 3 种抗逆酶指标进行测定。

从各培养盆中取出受试植物紫花地丁,准确称取每平行样叶片各 0.1 g,分别加入 0.05 mol · L⁻¹磷酸缓冲液(pH 值为 7.8,内含 0.1% 二硫苏糖醇(DTT)和 1% 聚乙烯吡咯烷酮(PVP)),为防止酶活

性失活,在 -20 ℃ 下预冷处理研钵,并于冰浴上迅速研磨成匀浆,采用台式高速冷冻离心机(卢湘仪 BIORIDGE(TGL-16M))在 4 ℃、转速为 7 000 rpm 条件下离心 20 min,提取上清液测定酶活指标。采用氮蓝四唑法测定 SOD 瞬时值^[34];采用愈木创酚法测定 POD 值,每隔 30 s 记录 1 次,吸光度以在 1 min 内 A₄₇₀上升 0.1 为 1 个活性单位;采用紫外分光光度吸收法测定 CAT,每隔 1 min 记录 1 次,以在 1 min 内 A₂₄₀下降 0.1 为 1 个酶活力单位^[35]。

1.3 数据处理

采用 Excel2019 软件进行数据整理,并利用 SPSS19.0 对相关数据进行统计分析,使用单因素 ANOVA 进行方差分析,并用最小显著差异法(LSD)分析(α = 0.05),对生物炭施加下在镉污染土壤中紫花地丁的生理生长指标变化进行差异性比较。计算结果均采用平均值 ± 标准差表示,采用 Origin18.0 软件进行制图。

2 结果与分析

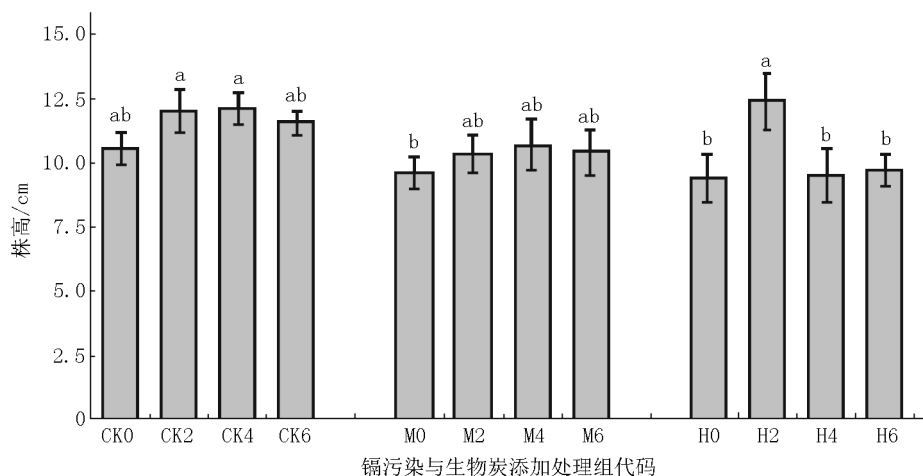
2.1 生物炭对镉污染土壤中紫花地丁生长的影响

2.1.1 在不同条件下紫花地丁株高的变化特征 在不同处理条件下紫花地丁株高的变化如图 1 所示。未受镉污染的 CK0 组紫花地丁株高高于有镉污染处理各组的;而未施加生物炭的 M0 组和 H0 组间的植株高无统计学意义上显著性差异。在施加不同量生物炭后,未受镉污染的 CK2 组和 CK4 组的紫花地丁株高高于 CK0 组的;在相同生物炭量施加条件下, H2 组与 CK2 组相比植株高无统计学意义上显著性差异,2 组株高均显著高于 M2 组;CK4 组的株高显著高于 H4 组, M4 组的株高高于 H4 组;在施加不同量的生物炭后, M 组的株高均高于未施加生物炭的 M0 组的,在不同量生物炭施加条件下各组株高变化无统计学意义上显著性差异; H2 组株高显著高于其他各处理组的。

2.1.2 在不同条件下紫花地丁鲜质量的变化特征 在不同处理条件下紫花地丁的鲜质量变化如图 2 所示。在无镉污染条件下 CK0 组紫花地丁鲜质量显著高于有镉污染处理各组的;在未施加生物炭条件下,紫花地丁的鲜质量随镉含量的增加呈显著下降趋势。在施加不同量的生物炭后,无镉污染的 CK 组中紫花地丁的鲜质量有一定增加,但效果并不显著;CK 各组紫花地丁鲜质量均显著高于 M 组和 H 组在相同生物炭量施加条件下紫花地丁的鲜质量。在有镉污染的 M 组与 H 组中施加不同比例的生物炭后,

分别在 M2 或 H2 条件下的紫花地丁鲜质量为最高,且均显著高于其他各处理组的.随着生物炭施加量的增加,M 组与 H 组在镉污染条件下紫花地丁的

鲜质量均呈下降趋势;除 2% 生物炭的施加组外,在相同生物炭量施加条件下,M 组紫花地丁的鲜质量显著高于 H 组的.



注:不同字母表示差异显著($P < 0.05$). 以下各图均同.

图1 生物炭施加对镉污染土壤中紫花地丁株高的影响

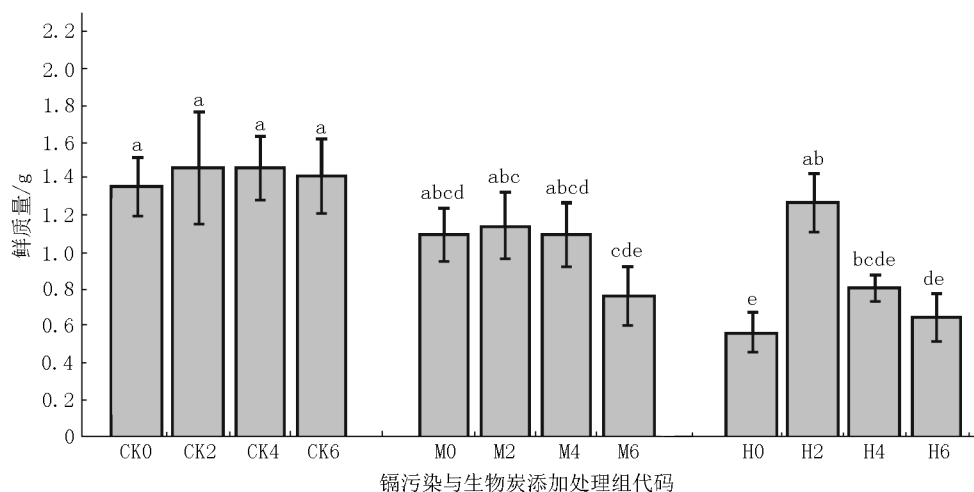


图2 生物炭施加对镉污染土壤中紫花地丁生物量的影响

2.2 生物炭施加对镉污染土壤中紫花地丁主要生理指标的影响

2.2.1 紫花地丁叶绿素的变化特征 在不同处理条件下紫花地丁各种叶绿素含量和叶绿素 a/b (C_a/C_b) 的变化分别如图 3(a)、(b) 所示.在未施加生物炭条件下,与 CK0 相比,在不同强度镉污染土壤中紫花地丁 C_a 和 C_l 均显著降低;但 C_b 的变化不显著;M0 组 C_a/C_b 的变化不显著,H0 组的 C_a/C_b 显著升高. CK 各组紫花地丁的 C_a 和 C_l 均随生物炭量施加量增加而显著提高,CK2 组的 C_a 和 C_l 变化量最显著;施加不同量生物炭对 CK 组紫花地丁的 C_b 含量有显著影响,且随着生物炭量增加各 CK 组植物的 C_b 呈缓慢增加趋势;而 C_a/C_b 的变化总体上随生物炭量增加呈下降趋势, C_a/C_b 的变化在 2% 生物炭的施加条件下不显著,但在 4% 和 6% 生物炭的施加条件下的变化较显著.

在不同强度镉污染土壤中施加不同量生物炭后,中污染(M2、M4)组和高污染(H2、H4)组的 C_a 和 C_l 含量均显著高于 M0 或 H0 的,而 C_b 含量均未产生显著变化;M6 组和 H6 组植物的 C_a 和 C_l 均呈下降趋势,且与 M0 或 H0 组相比,M6 和 H6 这 2 组的 C_a 含量、H6 组的 C_l 含量值均无显著变化,仅 M6 组和 H4 组的 C_b 含量显著提高.

在 CK 各组中紫花地丁的 C_a/C_b 值随生物炭量的增加呈下降趋势,但 CK2 组的变化不显著,而 CK4 和 CK6 组的变化较一致且均显著低于 CK0 组的;M 组或 H 组紫花地丁的 C_a/C_b 值随生物炭施加量的增加表现出不一致的变化,M 组 C_a/C_b 值随生物炭量增加呈先显著上升后显著下降趋势,M4 组达最高;而在 H 组中施加生物炭量后,紫花地丁的 C_a/C_b 值均显著低于 H0 组的,且不同施加量各组间无统计学意义上显著性差异.

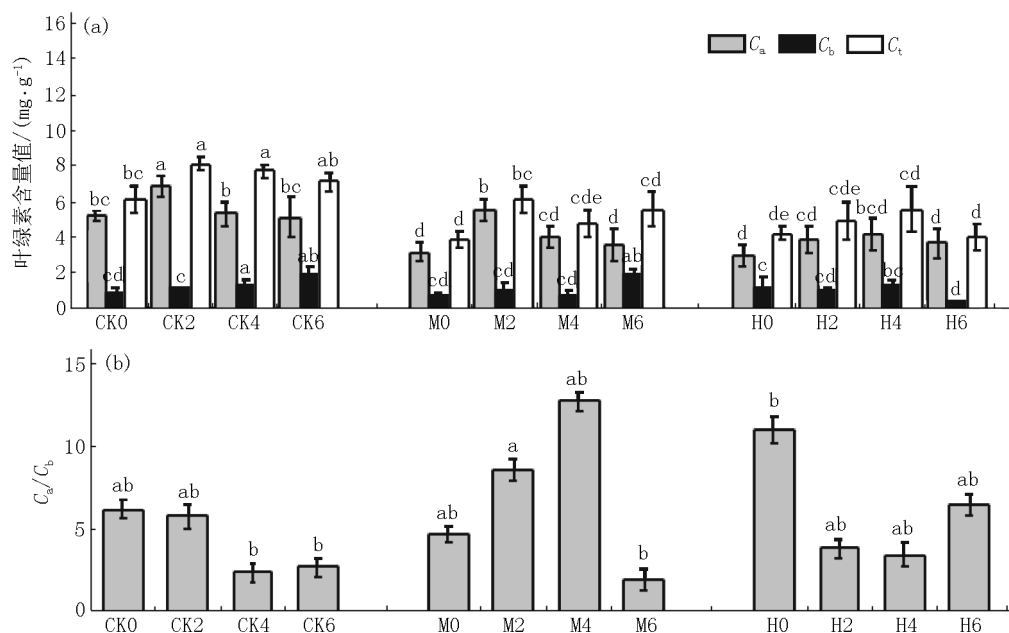


图3 生物炭施加对镉污染土壤中紫花地丁各种叶绿素的影响

2.2.2 紫花地丁抗逆酶活性的变化 在不同处理条件下紫花地丁的 SOD、CAT 和 POD 这 3 种抗逆酶的酶活性的变化如图 4 所示. 在未施加生物炭条件下, M0 组紫花地丁的 SOD、CAT 和 POD 抗氧化酶活性均显著高于 CK0 对照组和 H0 组对应的指标值; H0 组植物的 SOD 和 POD 值显著高于 CK0 组对应的指标值, 而 CAT 指标无显著变化. 在 CK 各组中, 随着生物炭施加量的增加, 紫花地丁各抗氧化指标值呈不同变化, 但并未表现出明显的规律, 总体上表现出生物炭的施加降低了紫花地丁的 SOD 酶活性, 并提高了 CAT 的酶活性, 而 POD 活性随生物炭量的增加呈缓慢增加趋势, 且 CK4 组的 SOD 和 CAT 指标值均显著高于 CK 各组的.

在镉污染土壤中施加不同量的生物炭后, 随着生物炭量的施加, M 组和 H 组紫花地丁的 SOD 值均呈先升后降趋势, 以在 M2 组和 H2 组条件下的 SOD 值为最高, 均显著高于未施加生物炭的 M0 组或 H0 组的; 在相同量生物炭施加条件下, H 组的 SOD 值显著高于 M 组, 且 H 组和 M 组的 SOD 值均显著高于 CK0 组的. 在不同强度镉污染处理组中, 不同量生物炭施加对植株体 CAT 的影响并不显著, 对 H 组的 POD 活性影响也不显著, 但 M 组的 POD 值在施加不同量生物炭后呈现显著变化, M2 组和 M4 组的 POD 值均显著低于 M0 组的, 而 M6 组的 POD 值显著高于 M0 组的. 在相同量生物炭的施加条件下, 受污染各组的 POD 值均显著高于对应的未受污染各组的.

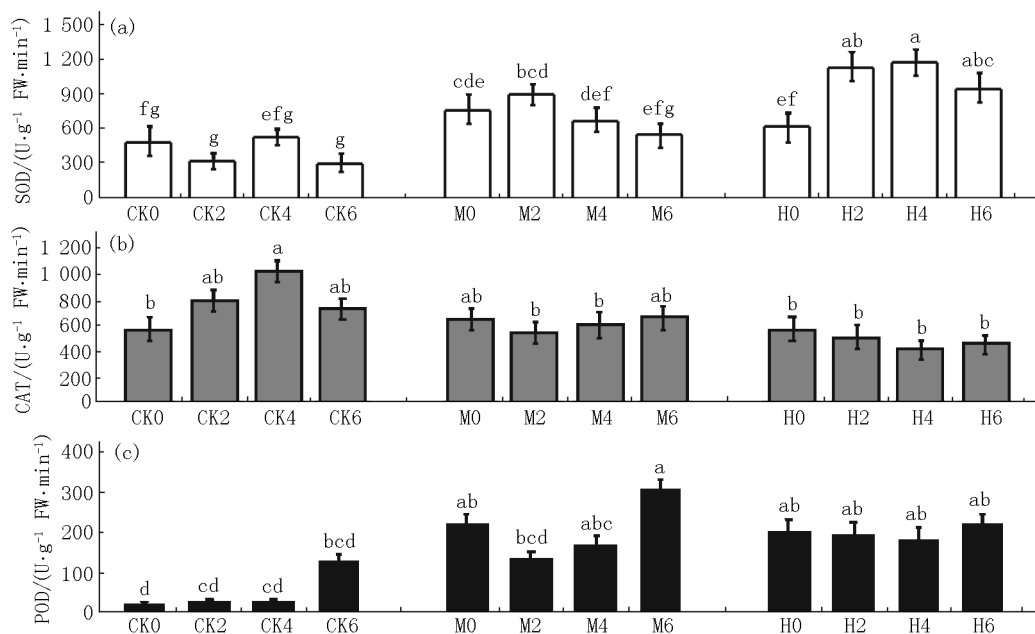


图4 生物炭施加对镉污染土壤中紫花地丁抗氧化酶活性的影响

3 讨论与结论

生物炭在土壤改良中有诸多作用,通过向土壤中释放 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Mn^{2+} 和 Na^+ 等可交换态离子为植物生长提供营养元素^[36],从而促进植物的正常生长^[37].通过表面特殊的多孔结构吸附重金属等污染物^[38],这有利于缓解重金属对植物的毒害作用^[39].

本文研究发现:在不同镉污染土壤中施加不同量玉米秸秆生物炭后,紫花地丁的株高及鲜质量均有所提高,这表明生物炭能促进植株体生长并减缓重金属镉对紫花地丁的毒害影响;在镉污染较高浓度处理土壤中,在低适量(质量分数 2%~4%)生物炭施加条件下,紫花地丁的鲜质量和株高均显著高于未施加生物炭的高镉污染组的,这表明适量生物炭施加有助于缓解镉污染对紫花地丁生长的影响,这与蒋欣梅等^[40]和郭军康等^[41]研究发现施用一定量的生物炭能增加蔬菜生物量的结果相一致.李康^[29]研究也发现施加低适量玉米秆生物炭能提高龙葵(*Solanum nigrum*)的株高和干质量;黄连喜等^[42]研究发现生物炭可对土壤重金属产生钝化作用,促进蔬菜的生长,这些结果均与本文的结果较一致.此外,当施加质量分数为 4% 的生物炭时,对照组 CK4 的紫花地丁鲜质量和株高显著高于受镉污染的处理组 M4 组和 H4 组的,这表明在无镉污染影响下,相同量生物炭施加更有利于植物的鲜质量和株高增加,这与王义祥等^[43]的研究结果较一致.但随着生物炭施加量继续增加紫花地丁的鲜质量和株高反而会出现下降,可能原因是:在土壤孔隙中吸附生物炭也会趋于饱和,继续提高生物炭施加量会影响紫花地丁根系对矿质营养元素的吸收^[40],或者是生物炭过量导致土壤电解质浓度增高,导致紫花地丁在一定程度上失去水分,从而影响紫花地丁的生长^[22].

本文研究还发现:与未施加生物炭的镉污染组(M0 或 H0)相比,在施加质量分数为 2% 或 4% 的生物炭的条件下,中污染(M2、M4)组和高污染(H2、H4)组的 C_a 和 C_t 含量均显著升高,而 C_b 含量均未产生显著变化.低适量的生物炭施加能有效缓解镉对紫花地丁叶绿素的影响,显著增加叶绿素总量 C_t .不同处理组紫花地丁的 C_a/C_b 值呈无规则变化,M 组呈先升后降趋势,而 CK 组和 H 组的 C_a/C_b 值随生物炭施加量增加呈下降趋势,这表明 C_a 比 C_b 对镉污染胁迫更敏感,也可能原因是:植物叶片衰老导致,或者其他环境因素导致的结果^[44];还可能原因是:在叶绿素的提取中,由于研磨充分性问题

而没有使叶片中全部叶绿素被提取出来^[45].

当环境遭到其他因素破坏时,植物体内正常的代谢平衡会失调,从而会导致大量活性氧产生并积累,引起膜脂过氧化,对植物造成伤害^[46].而抗氧化酶是一种清除剂,用以消除植物体内过多的活性氧从而达到平衡.本文研究发现紫花地丁在不同 Cd 污染影响下,植株体内抗氧化酶 SOD 与 POD 均呈显著增加趋势,主要原因是镉进入紫花地丁植株体后导致其活性氧增加,需依靠抗氧化酶的活性清除植株体内过多的活性氧.在镉污染土壤中施加生物炭后,随着生物炭施加量的增加,紫花地丁植株体的抗氧化酶活性呈下降趋势.在施加低适量生物炭(质量分数为 2% 或 4%)条件下,植物体的 CAT 和 POD 酶活性最低,在施加质量分数为 6% 的生物炭时紫花地丁的 SOD 酶活性最低,这表明一定量的玉米秸秆生物炭能激活紫花地丁的应激机制以抵抗镉污染胁迫,并缓解镉破坏紫花地丁的膜脂氧化过程,活性氧的产生减少,进而缓解镉对紫花地丁的胁迫效应,降低抗氧化酶的活性^[40].金睿等^[47]也发现生物炭能缓解镉对南瓜幼苗的膜质化,其抗氧化酶的酶活性也呈下降趋势,这与本文的研究结果相一致.但只有在适量生物炭的施加条件下才有助于紫花地丁抵抗外界环境的影响,施加过量的生物炭也会对紫花地丁的生长产生不利影响,由于过量生物炭会产生一些矿物质并导致土壤营养及其结构特征发生改变,因而影响植物的正常生长^[48].

综上所述,在盆栽模拟条件下不同镉污染土壤中施加不同质量分数的生物炭对紫花地丁的生长与生理生态均有一定影响.低适量玉米秸秆生物炭施加能显著增加高浓度镉污染处理土壤中紫花地丁的株高和鲜质量,并显著增加在不同镉污染条件下紫花地丁的叶绿素 a 和叶绿素总量.低适量生物炭能激活紫花地丁的应激机制以抵抗镉污染胁迫,缓解镉破坏紫花地丁的膜脂氧化过程,减少活性氧的产生,降低镉对紫花地丁的胁迫.

4 参考文献

- [1] 刘鹏,胡文友,黄标,等.大气沉降对土壤和作物中重金属富集的影响及其研究进展[J].土壤学报,2019,56(5):1048-1059.
- [2] 章海波,骆永明,李远,等.中国土壤环境质量标准中重金属指标的筛选研究[J].土壤学报,2014,51(3):429-438.
- [3] 杜森,周岩岩,张黎.应用碳氮同位素技术研究重金属

- 在大亚湾食物网中的累积[J]. 应用生态学报, 2017, 28(7):2327-2338.
- [4] ZHU Guangxu, XIAO Huayun, GUO Qingjun, et al. Effects of cadmium stress on growth and amino acid metabolism in two Compositae plants [J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2018, 158(8):300-308.
- [5] 杜丽娜, 余若祯, 王海燕, 等. 重金属镉污染及其毒性研究进展[J]. 环境与健康杂志, 2013, 30(2):167-174.
- [6] TANG Xianqiang, LI Qingyun, WU Min, et al. Review of remediation practices regarding cadmium-enriched farmland soil with particular reference to China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 181(19):646-662.
- [7] 高宇, 程潜, 张梦君, 等. 镉污染土壤修复技术研究[J]. 生物技术通报, 2017, 33(10):103-110.
- [8] LIU Ling, WANG Yanfang, YAN Xinwei, et al. Biochar amendments increase the yield advantage of legume-based intercropping system over monoculture [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 237(1):16-23.
- [9] 曾鹏, 郭朝晖, 肖细元, 等. 构树修复对重金属污染土壤环境质量的影响[J]. 中国环境科学, 2018, 38(7):2639-2645.
- [10] 吴洁婷, 杨东广, 王立, 等. 植物-菌根真菌联合修复重金属污染土壤[J]. 微生物学通报, 2018, 45(11):2503-2516.
- [11] 韩甘, 黄益宗, 魏祥东, 等. 整合剂对油菜修复镉砷复合污染土壤的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(8):1891-1900.
- [12] WANG Mingming, ZHU Yi, CHENG Lirong, et al. Review on utilization of biochar for metal-contaminated soil and sediment remediation [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 63(1):156-173.
- [13] 李晓宝, 董焕焕, 任丽霞, 等. 整合剂修复重金属污染土壤联合技术研究进展[J]. 环境科学研究, 2019, 32(12):1993-2000.
- [14] 简敏菲, 高凯芳, 余厚平. 不同裂解温度对水稻秸秆制备生物炭及其特性的影响[J]. 环境科学学报, 2016, 36(5):1757-1765.
- [15] 张伟明, 修立群, 吴迪, 等. 生物炭的结构及其理化特性研究回顾与展望[J]. 作物学报, 2021, 47(1):1-18.
- [16] CUI Liqiang, PAN Genxing, LI Lianqing, et al. Continuous immobilization of cadmium and lead in biochar amended contaminated paddy soil: a five-year field experiment [J]. *Ecological Engineering*, 2016, 93(8):1-8.
- [17] 张燕, 铁柏清, 刘孝利, 等. 玉米秸秆生物炭对稻田土壤砷、镉形态的影响[J]. 环境科学学报, 2018, 38(2):715-721.
- [18] 鲁秀国, 武今巾, 郑宇佳. 核桃壳生物炭对土壤中镉的钝化修复[J]. 环境工程, 2020, 38(11):196-202.
- [19] 牛晓丛, 何益, 金晓丹, 等. 酵素渣和秸秆生物炭钝化修复重金属污染土壤[J]. 环境工程, 2018, 36(10):118-123.
- [20] 汪玉瑛, 计海洋, 吕豪豪, 等. 羊栖菜生物炭对镉污染土壤性质及镉形态的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(6):1132-1140.
- [21] 安梅, 董丽, 张磊, 等. 不同种类生物炭对土壤重金属镉铅形态分布的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(5):892-898.
- [22] 陈森, 张子谦, 李婧, 等. 土壤镉污染下生物炭对白菜生长及植株镉浓度的影响[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(5):129-131.
- [23] WU Shaohua, HE Huijun, IHTHAPANYA X, et al. Role of biochar on composting of organic wastes and remediation of contaminated soils: a review [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(20):16560-16577.
- [24] 中国科学院中国植物志委员会. 中国植物志: 第51卷[M]. 北京: 科学出版社, 1991:63.
- [25] 邓培雁, 刘威, 韩博平. 宝山堇菜镉胁迫下的光合作用[J]. 生态学报, 2007, 4(5):1858-1862.
- [26] 赵景龙, 张帆, 万雪琴, 等. 早开堇菜对镉污染的耐性及其富集特征[J]. 草业科学, 2016, 33(1):54-60.
- [27] 崔雪, 郑重飞, 李莹, 等. 紫花地丁全草化学成分研究[J]. 中草药, 2021, 52(4):917-924.
- [28] 杨春美. 紫花地丁高效繁殖技术[J]. 农业科技与信息, 2019, 4(2):57-58.
- [29] 李康. 生物炭对龙葵生长和富集Cd能力的影响研究[D]. 济南: 济南大学, 2019.
- [30] 高瑞丽, 朱俊, 汤帆, 等. 水稻秸秆生物炭对镉、铅复合污染土壤中重金属形态转化的短期影响[J]. 环境科学学报, 2016, 36(1):251-256.
- [31] 吴岩, 杜立宇, 梁成华, 等. 生物炭与沸石混施对不同污染土壤镉形态转化的影响[J]. 水土保持学报, 2018, 32(1):286-290.
- [32] 陈振德, 傅以彬, 邹琦, 等. 二甲亚砜和丙酮混合法测定叶绿素含量[J]. 山东农业大学学报(自然科学版), 1989, 20(2):34-38.
- [33] 叶济宇. 关于叶绿素含量测定中的 Arnon 计算公式[J]. 植物生理学通讯, 1985, 21(6):69.
- [34] 汤叶涛, 关丽捷, 仇荣亮, 等. 镉对超富集植物苕荬菜抗氧化系统的影响[J]. 生态学报, 2010, 30(2):324-332.
- [35] 张蜀秋. 植物生理学实验技术教程[M]. 北京: 科学出版社, 2011.
- [36] ABBAS T, RIZWAN M, ALI S, et al. Effect of biochar on cadmium bioavailability and uptake in wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in a soil with aged contamination [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 140:37-47.
- [37] REES F, GERMAIN C, STERCKEMAN T, et al. Plant growth and metal uptake by a non-hyperaccumulating species (*Lolium perenne*) and a Cd-Zn hyperaccumulator (*Nocca caerulea*) in contaminated soils amended with biochar [J]. *Plant & Soil*, 2015, 395(1/2):57-73.
- [38] MOHAMED I, ZHANG Guoshi, LI Zhiguo, et al. Ecological restoration of an acidic Cd contaminated soil using bamboo biochar application [J]. *Ecological Engineering*, 2015,

- 84(11):67-76.
- [39] WANG Qi, CHEN Ling, HE Linyan, et al. Increased biomass and reduced heavy metal accumulation of edible tissues of vegetable crops in the presence of plant growth-promoting *Neorhizobium huautlense* T1-17 and biochar [J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2016, 228(13):9-18.
- [40] 蒋欣梅, 薛冬冬, 于锡宏, 等. 玉米秸秆生物炭对镉污染土壤中小白菜生长的影响 [J]. *江苏农业学报*, 2020, 36(4):1000-1006.
- [41] 郭军康, 任倩, 赵瑾, 等. 生物炭与腐殖酸复配对油菜 (*Brassica campestris* L.) 生长与镉累积的影响 [J]. *生态环境学报*, 2019, 28(12):2425-2432.
- [42] 黄连喜, 魏岚, 刘晓文, 等. 生物炭对土壤-植物体系中铅镉迁移累积的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(10):2205-2216.
- [43] 王义祥, 赖永翔, 叶菁, 等. 生物炭对不同镉污染土壤钝化效果和小白菜镉吸收的影响 [J]. *土壤通报*, 2019, 50(3):713-718.
- [44] 简敏菲, 史雅甜, 陈涛, 等. 重金属镉、铅胁迫下湿地植物丁香蓼的生理生化特征研究 [J]. *江西师范大学学报(自然科学版)*, 2017, 41(1):93-98.
- [45] 贾夏, 李栋, 魏阿宝. 温度和水分对存储菠菜叶绿素 a, b 含量的影响 [J]. *湖南农业科学*, 2010, 7(13):106-109.
- [46] AHMAD P, OZTURK M, GUCEL S. Oxidative damage and antioxidants induced by heavy metal stress in two cultivars of mustard (*Brassica juncea* L.) plants [J]. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2012, 21(10):2953-2961.
- [47] 金睿, 刘可星, 艾绍英, 等. 生物炭复配调理剂对镉污染土壤性状和小白菜镉吸收及其生理特性的影响 [J]. *南方农业学报*, 2016, 47(9):1480-1487.
- [48] 李桂荣, 陈富凯, 贾胜勇, 等. 茄子秆生物炭联合黑麦草对土壤镉-砷复合污染修复的影响 [J]. *河南农业科学*, 2020, 49(9):51-61.

The Effects of Biochar on the Growth and Physiological Ecology of *Viola philippica* in Cadmium-Contaminated Soil

JIAN Minfei, HE Xufen, PENG Yulu, ZHU Hong, LEI Wen, CONG Mingyang

(College of Life Science, Key Laboratory of Protection and Utilization of Subtropical Plant Resources of Jiangxi Province, Jiangxi Normal University, Nanchang Jiangxi 330022, China)

Abstract: Corn stalks biochar is selected to simulate the application of biochar to the cadmium-contaminated soil and cultivate *Viola philippica* in pots to study the effects of different applications of biochar on the growth of *V. philippica* and the transformation of cadmium forms in soil. The results show that after 45 d of indoor cultivation, the plant height, fresh weight and chlorophyll content of *V. philippica* decrease significantly ($P < 0.05$) with the increasing concentration of Cd in the soil without biochar application, while its antioxidant enzyme indicators such as Superoxide Dismutase (SOD), Catalase (CAT) and Peroxidase (POD) increase significantly ($P < 0.05$). In the Cd-contaminated soil with biochar application, the fresh weight and plant height of *V. philippica* show a trend of first increasing and then decreasing with the increase of biochar application, fresh weight and plant height of *V. philippica* are significantly ($P < 0.05$) higher than those of the control groups at 2% of biochar application in different concentrations of cadmium-contaminated soil. The chlorophyll a (C_a), chlorophyll b (C_b) and total chlorophyll (C_t) of *V. philippica* show first increasing and then decreasing with the increase of biochar application, and significantly ($P < 0.05$) higher than those of the control groups at 2% or 4% of biochar application, while chlorophyll a/b (C_a/C_b) shows a trend of decreasing with the increase of biochar application. The activity of superoxide dismutase (SOD) in the plants of *V. philippica* shows a trend of decreasing with the increase of biochar application and is lowest at 6% of biochar application, while the activity of catalase (CAT) and peroxidase (POD) shows a trend of first decreasing and then increasing with the increase of biochar application and significantly ($P < 0.05$) lower than those of the control groups at 2% or 4% of biochar application. It is shown that the moderate amount of biochar can alleviate the inhibitory effects of cadmium pollution on the height, biomass, chlorophyll content and antioxidant enzyme activities of *V. philippica*.

Key words: biochar; cadmium-contaminated soil; *Viola philippica*; biomass; chlorophyll; antioxidant enzymes

(责任编辑:刘显亮)