

龙葵生长对佳乐麝香与镉污染土壤酶活性的影响

律泽, 苏澳, 张驰, 韩晓墨, 李兴国

(沈阳建筑大学市政与环境工程学院, 辽宁 沈阳 110168)

摘要 目的 探讨植物修复条件下佳乐麝香(HHCB)与镉(Cd)复合污染对土壤酶活性的影响。方法 将土壤制备成不同配比的 HHCB 与 Cd 的单一和复合污染,利用盆栽试验种植龙葵 60 d,于 1、20、40、60 d 分别采集土壤,分析 HHCB 与 Cd 单一和复合污染土壤中的脲酶、蔗糖酶和酸性磷酸酶变化趋势,利用冗余分析方法分析不同影响因素对土壤酶活性的影响。结果 对于脲酶和酸性磷酸酶活性,低 HHCB 污染水平表现为促进作用,而高污染水平则起到抑制作用;对于蔗糖酶活性,高、低 HHCB 污染水平均表现为抑制作用。与单一 HHCB 污染相比,佳乐麝香与镉(HHCB-Cd)复合污染更加抑制土壤酶的活性。龙葵种植显著提高土壤酶活性。冗余分析显示土壤 pH 值和 HHCB 污染水平是影响土壤酶活性变化的关键因子。结论 在 HHCB-Cd 复合污染土壤中,龙葵通过调控土壤 pH 值和 HHCB 污染水平影响土壤酶活性。

关键词 佳乐麝香;镉;复合污染;土壤酶;龙葵

中图分类号 TU99;X171.5

文献标志码 A

The Effects of Solanum Nigrum L. on Soil Enzyme Activities with Pollution of Galaxolide and Cadmium

Lü Ze, SU Ao, ZHANG Chi, HAN Xiaomo, LI Xingguo

(School of Municipal and Environmental Engineering, Shenyang Jianzhu University, Shenyang, China, 110168)

Abstract: To explore the joint effects of Galaxolide HHCB and heavy metal Cd on the activities of soil enzyme with the phytoremediation, the soil enzymes activities were investigated through the culture experiments of Solanum nigrum L. during 60 days. The soil samples were collected in the 1th, 20th, 40th and 60th. The variations of urease, sucrose and acid phosphatase were analyzed during the experiment. The results showed that the activities of urease and acid phosphatase showed

收稿日期:2021-08-26

基金项目:国家自然科学基金项目(51908377);辽宁省教育厅基础研究项目(lnjc201910)

作者简介:律泽(1982—),女,博士,主要从事污染生态与污染微生物修复等方面研究。

promoting effect with low HHCB pollution level, while inhibitory effect with high HHCB pollution level. For the sucrase activities, it showed an inhibitory effect with both the low and high HHCB pollution level. Compared with single pollution of HHCB, HHCB-Cd combined pollution could significantly inhibit soil enzyme activity. Besides, the *S. nigrum* L. could significantly increase soil enzyme activity. The results of the redundancy analysis showed that soil pH value and HHCB pollution levels were the key factors affecting the change of soil enzyme activity. The present study indicates that the effect of *S. nigrum* L. on soil enzyme activity is by regulating soil pH and HHCB pollution levels in the HHCB-Cd combined pollution soil.

Key words: HHCB; Cd; combined pollution; soil enzyme; *Solanum nigrum* L

土壤酶是一类生物活性物质,参与土壤中养分元素循环、有机质矿化、污染物降解等生物化学过程,在土壤生态系统中发挥关键的作用^[1]。土壤酶对环境变化敏感,能反映土壤环境的微小变化,其活性常被作为土壤生态系统功能的重要指标之一^[2]。土壤酶活性特别易受到污染物的影响,研究污染物与土壤酶之间的关系对于了解土壤在生态系统的物质循环过程以及土壤生态系统退化机理有重要作用。

佳乐麝香(HHCB)是备受关注的 PPCPs 污染物之一,重金属镉(Cd)是土壤中常见污染物。化妆品厂污水处理系统的污泥中,HHCB 污染水平高达 703.68 mg/kg^[3],而土壤中 Cd 污染水平达到 65.31 mg/kg^[4]。HHCB 和 Cd 污染都会影响土壤酶的活性^[5]。土壤中 HHCB 和 Cd 主要来自于污水灌溉以及污泥利用,它们共存于土壤中形成复合污染^[6]。相对于单一污染,复合污染的毒性效应更加复杂。目前,HHCB-Cd 复合污染的研究大多集中于对水生生物和陆生生物的影响^[7],对于土壤酶影响的研究不多,特别是在植物修复条件下的研究更为少见。

龙葵是 Cd 超积累植物,可用于修复 Cd 污染的土壤^[8],同时还能促进土壤中的多氯联苯降解^[9],具有潜在的修复有机污染和重金属复合污染土壤的能力。因此笔者以 HHCB 和 Cd 为研究对象,通过盆栽试验,研究龙葵生长对 HHCB 与 Cd 污染土壤酶活性

的影响,利用龙葵进行有机污染物和重金属复合污染土壤的植物修复。

1 试 验

1.1 供试土壤

供试土壤采集于辽宁省沈阳市某郊区农田 0~20 cm 土壤表层。土壤 pH 值 5.82、含水量 15.62%、有机质 3.48%、速效氮 48 mg/kg、速效钾 17 mg/kg、速效磷 18.5 mg/kg。土壤中 HHCB 和 Cd 背景值在检测限下。

1.2 供试药品

HHCB 样品购于英国 Promochem 公司,纯度为 75%,其分子式为 C₁₈H₂₆O。氯化镉样品为分析纯,国药集团化学试剂有限公司生产。龙葵种子来源于沈阳农业大学。

1.3 试验方法

采用盆栽进行试验,盆中土壤质量为 2 kg。试验共设 12 个处理组,具体试验设计方案如表 1 所示。为了使研究有实际应用价值,本研究中 HHCB 根据文献[3]监测得到的最高污染水平,污染物与土壤质量比为 700 mg/kg 设为高污染,再以其 10% 即 70 mg/kg 设为低污染;土壤中重金属与土壤的质量比为 0 mg/kg 和 10 mg/kg^[5],每个处理组 3 个平行,各处理组污染物在土壤中的含量如表 1 所示。

表 1 不同处理组中含重金属镉与佳乐麝香的污染水平					
Table 1 Pollution levels of Cd and HHCB in different treatments					
处理组名称	$m(\text{Cd}):m(\text{土壤})/$ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	$m(\text{HHCB}):m(\text{土壤})/$ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	种植龙葵	污染水平	污染物
CK	—	—	×	—	—
S	—	—	√	—	—
HL	—	70	×	低污染	HHCB
HLS	—	70	√	低污染	HHCB
HH	—	700	×	高污染	HHCB
HHS	—	700	√	高污染	HHCB
C	10	—	×	—	Cd
CS	10	—	√	—	Cd
CHL	10	70	×	低污染	HHCB-Cd
CHLS	10	70	√	低污染	HHCB-Cd
CHH	10	700	×	高污染	HHCB-Cd
CHHS	10	700	√	高污染	HHCB-Cd

注: × 为未种植龙葵,√为种植龙葵。

龙葵栽培方法:每盆种 10 粒种子,株高 5 cm 左右间苗,每盆保留 5 株。试验期间利用补水称重法使土壤水分保持在 60%,每天定时随机改变盆的位置。试验进行 60 d,分别于 1、20、40 和 60 d 收集根部附近土壤,测定其脲酶、蔗糖酶和酸性磷酸酶的活性。分析 60 d 土壤的 HHCB 和 Cd 残留量、理化性质(有机质、pH 值)、微生物和龙葵生物量等。

1.4 测定方法

土壤脲酶、蔗糖酶和酸性磷酸酶活性测定分别采用苯酚钠法、3、5-二硝基水杨酸法和对硝基酚比色法。

微生物数量采用荧光 qPCR 法。采用荧光定量 qPCR 测定细菌 16S rRNA、真菌 18S rRNA 和放线菌特异基因的拷贝数。

土壤中 HHCB 和 Cd 残留量参考 M. Mackova等^[9]研究的方法。土壤有机质和 pH 值分别采用重铬酸钾容量法(外加热法)和电位法测定。

1.5 数据分析

试验数据采用 DPS7.5 进行处理,数据以平均值±标准差表示,利用单因素方差分析中 Tukey 多重比较检验不同处理组间的结果差异显著性,处理组间差异显著性用不同小写字母表示,显著性水平设为 $p<0.05$,极显著水平为 $p<0.01$, p 值利用 DPS7.5 软件包计算。菌种的拷贝数经对数转换后再进行分析。土壤酶-影响因子分析采用冗余分析(RDA),在 Canoco for windows 4.5 软件包上进行。

2 结果与分析

2.1 HHCB 与 Cd 污染对龙葵生长的影响

从表 2 可见,60 d 后 HHCB 与 Cd 单一、复合污染处理组中龙葵的 4 个生长指标均高于无污染处理组,根据方差分析差异均不显著($p>0.05$),说明 HHCB 与 Cd 单一、复合污染均未对龙葵的生长产生明显影响。

表 2 不同处理组中龙葵的生长状况

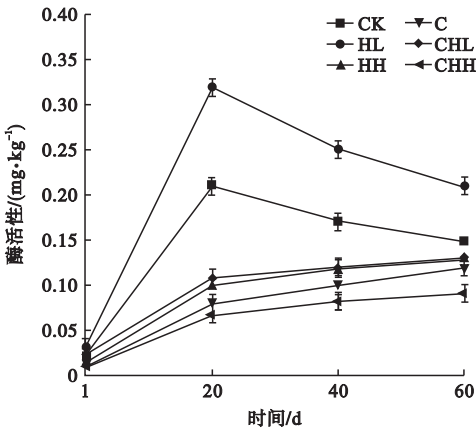
Table 2 The growth of *S. nigrum* in different treatments

处理名称	株高/cm	根长/cm	根质量/g	地上部分质量/g
S	25.09 ± 2.50	16.01 ± 2.58	0.80 ± 0.21	4.16 ± 1.21
HLS	27.00 ± 3.22	20.10 ± 1.94	1.20 ± 0.34	4.58 ± 0.65
HHS	29.21 ± 6.24	21.04 ± 4.21	1.32 ± 0.42	4.87 ± 0.74
CS	27.36 ± 3.55	19.20 ± 6.28	0.89 ± 0.21	4.34 ± 0.66
CHLS	28.45 ± 5.67	21.04 ± 5.21	1.24 ± 0.37	5.01 ± 0.86
CHHS	27.84 ± 4.53	22.58 ± 2.87	1.32 ± 0.41	4.98 ± 1.02

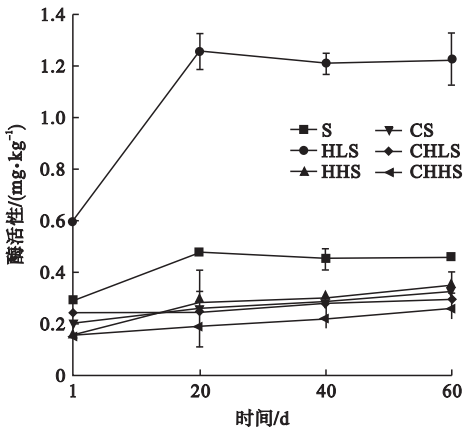
2.2 土壤酶活性变化

无污染处理组 CK、S 和低 HHCB 污染水平的单一污染处理组 HL、HLS 中 3 种土壤酶在前 20 d 均呈现快速上升,而后维持在较稳定水平。造成这种现象是因为土壤酶主要来源于植物和微生物,在试验初始,植物和微生物暴露于污染物,诱发植物和微生物分泌酶以适应污染胁迫^[10],在植物和微生物适应污染胁迫之后也趋于稳定,因而其活性维持在一个稳定水平。由图 1 可知,在高 HHCB 污染水平的单一污染 HH、HHS 以及 HHCB-Cd 复合污染 CHL、CHH、CHLS、CHHS 处理组中,土壤酶活性均表现持续缓慢升高。这是因为随着时间推移,HHCB 会发生降解,其毒性变小,对土壤酶抑制作用降低,从而表现出土壤酶活性增加趋势。60 d 后脲酶和酸性磷酸酶在低 HHCB 污染水平的处理组 HL、HLS 中显著高于对应的对照处理组 CK、S,而在高 HHCB 污染水平处理组 HH、HHS 恰好相反,低、高 HHCB 污染水

平分别促进和抑制脲酶和酸性磷酸酶。这是由于低污染水平的有机污染物可以成为微生物可利用的碳源,促进微生物生长,从而提高了土壤酶活性^[11]。对于蔗糖酶,高、低 HHCB 污染水平处理组均低于对照处理组,说明 HHCB 对蔗糖酶表现为抑制作用。从图 1 可以看出,在各个时间点,HHCB 单一污染的土壤酶活性均显著高于相对应 HHCB-Cd 复合污染的酶活性,表明 HHCB-Cd 复合污染比 HHCB 单一污染更加抑制土壤酶的活性。造成这种原因是因为有机物污染物可以通过官能团与重金属发生络合反应,互相影响并改变其存在形态,从而使有机污染物-重金属复合污染时能对土壤酶活性产生协同促进/抑制作用^[12]。脲酶活性在种植龙葵处理中是相应未种植龙葵处理的 2.29 ~ 20 倍,蔗糖酶和酸性磷酸酶的数值分别是 11.67 ~ 60.06 倍、20.07 ~ 37.29 倍,这些说明龙葵显著提高了土壤酶活性。



(a)未种植龙葵土壤脲酶活性



(b)种植龙葵土壤脲酶活性

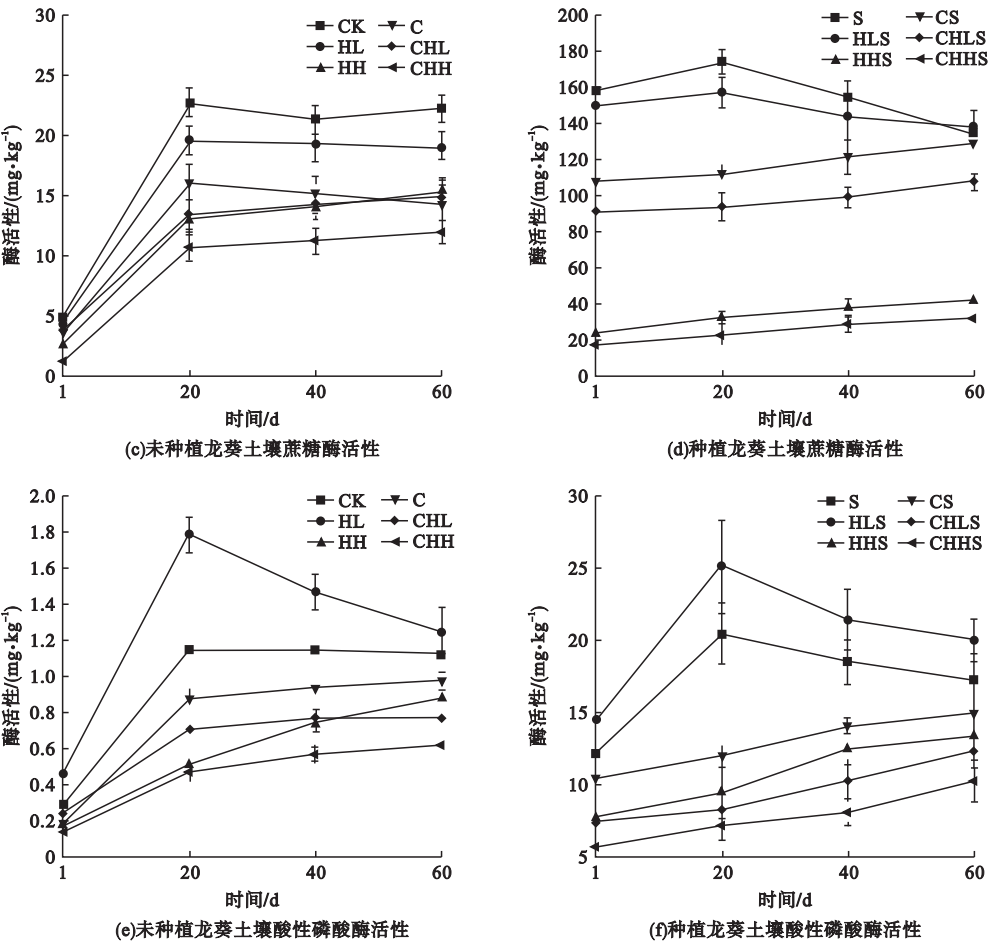


图1 不同处理组土壤酶活性的变化

Fig. 1 The changes of soil enzyme activities in the different treatments

2.3 土壤微生物变化

在污染条件下,与CK组相比,除了CHL处理组,细菌的增幅在0.77%~14.32%;除了HH和C处理组,真菌的增幅在4.61%~30.52%,放线菌呈现降低趋势,减幅为0.70%~24.13%(见图2)。可见,HHCB单一污染和HHCB-Cd复合污染均促进细菌和真菌生长,但抑制放线菌生长。总体上种植龙葵处理组中的微生物数量均显著高于相应的无种植处理组,表明植物能促进微生物生长繁殖。然而,复合污染在有无龙葵处理组中呈现不同变化特征,在未种龙葵处理组中,复合污染处理组中微生物数量均高于相应HHCB单一污染的处理组,CHL处理组中的细菌除外。在种植龙葵处理组中,两者关系

相反。可见,植物对HHCB-Cd复合污染土壤中的微生物产生了复杂影响。

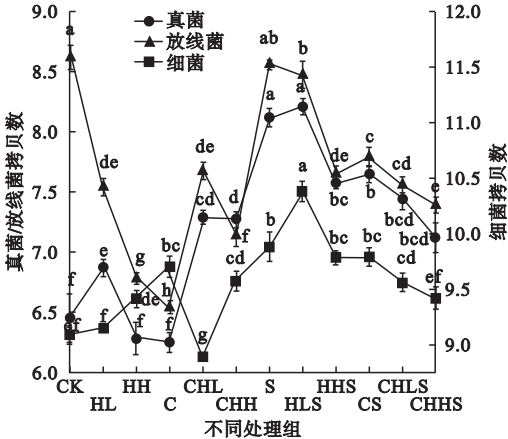


图2 不同处理组中土壤微生物数量

Fig. 2 The soil microbial quantity in different treatments

2.4 污染物残留和土壤理化性的变化

60 d 后土壤污染物残留及理化性变化如表 3 所示。Cd 残留量在未种植龙葵处理中几乎没有变化,Cd 是重金属,不能为微生物所利用^[11]。在种龙葵处理组中,由于龙葵吸收 Cd,其土壤 Cd 残留量均显著低于无龙葵处理组, $p < 0.01$ 。

对于 HHCB 残留量,在低 HHCB 污染水平时,HHCB 单一污染和 HHCB-Cd 复合污染中的 HHCB 残留量差异显著, $p < 0.05$;但在高 HHCB 污染水平处理组时,两者差异不显著, $p > 0.05$;表明 HHCB 残留量与其初始污染水平相关。对比种植与未种植龙葵的处理组发现,HHCB 残留量均呈

现种植龙葵处理组显著低于未种植的处理组, $p < 0.01$,说明植物有助于促进土壤中 HHCB 的去除。

从表 3 可知,种植龙葵处理组中土壤有机质质量比高于未种植处理组。对比 HHCB 单一污染和 HHCB-Cd 复合污染发现,在未种植龙葵条件下,复合污染处理组中土壤有机质高于单一污染,但不显著, $p > 0.05$ 。在种植物龙葵条件下,低 HHCB 污染水平的 HHCB-Cd 复合污染处理组中土壤有机质显著高于单一 HHCB 污染, $p < 0.01$;高 HHCB 污染水平的 HHCB-Cd 复合污染稍高于单一 HHCB 污染。表明龙葵种植影响土壤有机质变化。

表 3 土壤污染物残留量、有机质质量比和 pH 值

Table 3 The pollutant residual quantity,organic matter mass ratio and pH in soils

处理名称	$m(\text{Cd}):m(\text{土壤})/$ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	$m(\text{HHCB}):m(\text{土壤})/$ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	$m(\text{有机质}):m(\text{土壤})/$ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	pH
CK	—	—	21.34 ± 0.21	5.94 ± 0.01
HL	—	56.67 ± 2.07	21.85 ± 0.19	5.91 ± 0.02
HH	—	649.59 ± 18.46	22.89 ± 0.28	5.99 ± 0.04
C	9.99 ± 0.02	—	21.45 ± 0.20	5.89 ± 0.04
CHL	10.01 ± 0.02	60.23 ± 2.10	22.12 ± 0.23	5.88 ± 0.06
CHH	9.99 ± 0.01	660.81 ± 23.58	23.67 ± 0.41	6.04 ± 0.03
S	—	—	23.57 ± 0.37	6.09 ± 0.05
HLS	—	44.79 ± 3.12	24.50 ± 0.14	6.11 ± 0.05
HHS	—	553.24 ± 16.25	23.10 ± 0.12	6.12 ± 0.02
CS	9.88 ± 0.03	—	23.45 ± 0.24	6.10 ± 0.03
CHLS	9.85 ± 0.04	53.21 ± 2.21	23.75 ± 0.56	6.11 ± 0.04
CHHS	9.92 ± 0.03	609.12 ± 18.56	23.34 ± 0.17	6.06 ± 0.03

种植龙葵处理组中的土壤 pH 值均显著高于未种植处理组,说明龙葵有利于提高土壤 pH。在高、低 HHCB 污染水平的单一污染处理组之间、HHCB 单一和 HHCB-Cd 复合污染处理组之间,两两之间的土壤 pH 值差异均不显著, $p > 0.05$ 。表明 HHCB 污染水平及其与

Cd 复合污染对土壤 pH 影响不显著。

2.5 各种因素对土壤酶的影响分析

对土壤酶活性与影响因素,包括微生物、污染物残留、土壤理化性质等,进行冗余分析(RDA),结果见表 4,土壤酶与影响因子 RDA 排序如图 3 所示。

表 4 土壤酶与影响因子的 RDA 分析

轴	特征值	土壤酶 - 影响因子相关性	累积变化率/%	
			土壤酶	土壤酶 - 影响因子相关性
1	0.844	0.939	84.4	96.1
2	0.027	0.869	87.1	99.2
3	0.007	0.989	87.9	100.0
4	0.113	0.000	99.2	0.000

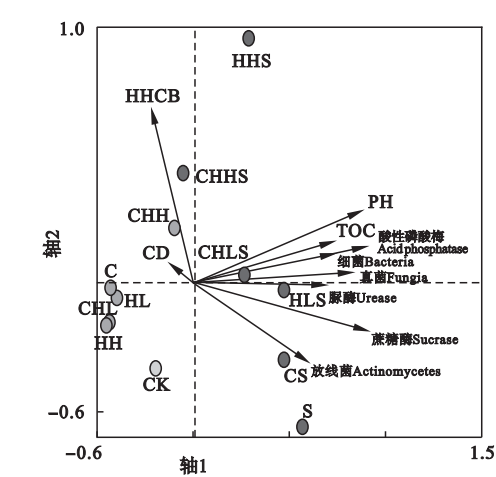


图 3 土壤酶与影响因子 RDA 排序图

Fig. 3 Redundancy analysis ordination diagram of the soil enzyme and impact factors

由表 4 可知,7 个影响因子共解释了 87.9% 的土壤酶变化信息,其中前两轴累计解释了 87.1% 土壤酶变化信息和 99.2% 的土壤酶 - 影响因子关系信息。总变化率为 100.0%, 总典特征值为 0.879。由图 3 可知,在 RDA 排序图上,因子线头越长,说明其影响程度越高^[13]。在所有因子中,土壤 pH 值和 HHCB 残留量的线头最长,说明两者是影响土壤酶活性变化的关键因子。土壤 pH 值下, $F = 20.67, p = 0.006$; HHCB 残留量下, $F = 4.79, p = 0.03$ 。两者对土壤酶变化影响达到显著水平, $p < 0.05$, 而其他因子未达到显著水平, $p > 0.05$, 进一步证明了土壤 pH 值和 HHCB 残留量是影响土壤酶活性变化的关键因子。

土壤 pH 与土壤酶活性之间密切相关^[14]。对土壤 pH 变化影响土壤酶活性有两种解释:一是改变酶空间构象^[15];二是改变土壤微生物类群^[16]。3 种土壤酶活性大

小均与土壤 pH 值呈显著正相关,表明较高土壤 pH 值有助于提高土壤酶活性。从图 3 可以看出,微生物数量与土壤酶也呈显著正相关,可以推断本研究中土壤酶活性变化主要是通过土壤 pH 变化改变微生物实现。方差分析表明,HHCB 单一污染和 HHCB-Cd 复合污染之间、低 HHCB 污染水平和高 HHCB 污染水平之间的土壤 pH 值差异均不显著, $p > 0.05$ 。复合污染和污染物污染水平均不是影响土壤酶活性变化的主要原因。然而,种植龙葵和未种植龙葵处理组之间的土壤 pH 值差异显著, $p < 0.05$ 。说明种植龙葵是土壤 pH 值差异的根本原因。由此可见,通过龙葵影响土壤 pH 值,进而改变土壤酶的活性。

土壤酶对有机污染物高度敏感性。土壤受污染后,土壤酶活性会发生很大的变化^[17]。在 RDA 排序图中,箭头连线和排序轴的夹角代表影响因子与排序轴的相关性,夹角越小,相关性越高;反之越低^[13]。图 3 中第 2 轴代表 HHCB 污染水平,3 种土壤酶的线头与第 2 轴夹角大小依次为脲酶、酸性磷酸酶、蔗糖酶。说明受 HHCB 影响最大的蔗糖酶,接着是酸性磷酸酶,最小的是脲酶。从图 3 中可以看出,种植龙葵处理组中 HHCB 污染水平相对较低,说明龙葵是改变土壤中 HHCB 污染水平的关键因素。一方面龙葵通过直接吸收 HHCB,降低土壤中 HHCB 污染水平;另一方面,龙葵促进微生物生长繁殖,从而提高 HHCB 降解。因此,龙葵通过改变土壤中的 HHCB 污染水平而实现对土壤酶活性的调控。

3 结 论

- (1)不同 HHCB 污染水平对不同土壤酶影响不同,对于脲酶和酸性磷酸酶,低 HHCB 污染水平起促进作用,而高污染水平则起抑制作用;对于蔗糖酶,高、低 HHCB 污染水平均表现为抑制作用。
- (2)HHCB-Cd 复合污染比 HHCB 单一污染更加抑制土壤酶活性。
- (3)种植龙葵显著提高了土壤酶活性。
- (4)土壤 pH 值和 HHCB 残留量是影响土壤酶活性变化的关键因子,它们作用发挥是通过龙葵调控实现。

参考文献

[1] LI Y, WANG C, GAO S, et al. Impacts of simulated nitrogen deposition on soil enzyme activity in a northern temperate forest ecosystem depend on the form and level of added nitrogen [J]. *European journal of soil biology*, 2021, 103:103287.

[2] BANERJEE S, BORA S, THRALL PH, et al. Soil C and N as causal factors of spatial variation in extracellular enzyme activity across grassland-woodland ecotones [J]. *Applied soil ecology*, 2016, 105:1-8.

[3] ZENG X Y, SHENG G Y, XIONG Y, et al. Determination of polycyclic musks in sewage sludge from Guangdong, China using GC-El-MS [J]. *Chemosphere*, 2005, 60(6): 817-823.

[4] 陈得军,张春燕,王建玲,等.新乡市寺庄顶污灌区土壤中重金属的形态分布及生物有效性研究[J]. *水土保持学报*, 2008, 22(5): 190-193.

(CHEN Dejun, ZHANG Chunyan, WANG Jianling, et al. Chemical fractionation and bioavailability of heavy metals from Sizhuangding sewage-irrigated soils of Xinxiang [J]. *Journal of soil and water conservation*, 2008, 22(5): 190-193.)

[5] 赵芷玉,律泽,魏炜,等.佳乐麝香与镉污染对土壤微生物和酶活性影响[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(8): 1738-1745.

(ZHAO Zhiyu, Lü Ze, WEI Wei, et al. Joint effects of galaxolide and cadmium on the quantity of soil microorganisms and enzyme activities [J]. *Journal of agro-environment science*, 2021, 40(8): 1738-1745.)

[6] Lü Z, HU X, AN J, WEI W. Joint effects of galaxolide and cadmium on soil microbial community function [J]. *Biomedical research*, 2017, (S): 546-551.

[7] 陈翠红.土壤典型 PPCPs 污染及与重金属 Cd 的联合毒性及机理[D]. 天津:南开大学, 2010.

(CHEN Cuihong. Joint toxicity and mechanisms of typical PPCPs and Cd in soil [D]. Tianjin: Nankai University, 2010.)

[8] PONS M L, COLLIN B, DOELSCH E, et al. X-ray absorption spectroscopy evidence of sulfur-bound cadmium in the Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* and the non-accumulator *Solanum melongena* [J]. *Environmental pollution*, 2021, 279:116897.

[9] MACKOVA M, MACEK T, KUCEROVA P, et al. Degradation of polychlorinated biphenyls by hairy root culture of *Solanum nigrum* [J]. *Biotechnology letters*, 1997, 19(8): 787-790.

[10] 魏树和,周启星,张凯松,等.根际圈在污染土壤修复中的作用与机理分析[J]. *应用生态学报*, 2003, 14(1): 143-147.

(WEI Shuhe, ZHOU Qixing, ZHAN Kaisong, et al. Roles of rhizosphere in remediation of contaminated soils and its mechanisms [J]. *Chinese journal of applied ecology*, 2003, 14(1): 143-147.)

[11] Lü Z, LI X, WANG Y, et al. Responses of soil microbial community to combination pollution of galaxolide and cadmium [J]. *Environmental science and pollution research*, 2021, 28: 56247-56256.

[12] 毛书帅.三种抗生素和铜单一及复合污染对土壤酶和微生物群落功能多样性的影响[D]. 泰安:山东农业大学, 2016.

(MAO Shushuai. Single and joint toxicity of three typical antibiotics and Cu on soil microbial community function diversity and soil enzyme activity [D]. Taian: Shandong Agricultural University, 2016.)

[13] LEPSŠ J, ŠMILAUER P. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2003.

[14] PIMDA W, BUNNAG S. Growth performance and biodegradation of waste motor oil by *Nostoc piscinale* strain TISTR 8401 in the presence of heavy metals and nutrients as co-contaminants [J]. *Journal of the Taiwan institute of chemical engineers*, 2015, 53:74-79.

[15] FRANKENBERGER W T, JR, JOHANSON J B. Effect of pH on enzyme stability in soils [J]. *Soil biology and biochemistry*, 1982, 14(5): 433-437.

[16] 王涵,王果,黄颖颖,等. pH 变化对酸性土壤酶活性的影响[J]. *生态环境学报*, 2008, 17(6): 2401-2406.

(WANG Han, WANG Guo, HUANG Yingying, et al. The effects of pH change on the activities of enzymes in an acid soil [J]. *Ecology and environment*, 2008, 17(6): 2401-2406.)

[17] YU H, FAN P, HOU J, et al. Inhibitory effect of microplastics on soil extracellular enzymatic activities by changing soil properties and direct adsorption: an investigation at the aggregate-fraction level [J]. *Environmental pollution*, 2020, 267(2): 115544.

(责任编辑:王国业 英文审校:唐玉兰)