

Cd、Pb 单一及复合污染下土壤酶生态抑制效应及生态修复基准研究

黄云凤¹, 高 扬², 毛 亮³, 周 培³, 黄志勇¹

(1.集美大学生物工程学院, 环境工程技术研究所, 厦门 361021; 2.陆地水循环及地表过程重点实验室, 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 3.上海交通大学农业与生物学院, 上海 200240)

摘 要:由于土壤酶活性可有效地反映土壤重金属的污染程度,因此,本文通过研究 Cd、Pb 单一及复合污染对土壤酶(脱氢酶、磷酸酶、脲酶、过氧化氢酶、淀粉酶和蔗糖酶)活性的影响,以期选取合适的土壤酶指标作为 Cd、Pb 污染的生物标记物,为建立 Cd、Pb 污染生态修复的基准提供科学依据。研究表明,不同的土壤酶活性对 Cd、Pb 的敏感性各不相同,并且酶活性随土壤重金属浓度增加表现为叠加效应或拮抗效应。Cd、Pb 单一及复合污染对脲酶活性抑制作用显著,Cd、Pb 复合污染对脲酶活性表现为叠加效应,因此,脲酶可作为土壤 Cd、Pb 污染的生物标记物。通过半数生态剂量模型研究发现:Cd、Pb 污染下,50%脲酶活性受抑制的毒性阈值分别为 2 273 和 2 703;Cd 污染土壤的生态修复基准值为 $1.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,Pb 污染土壤的生态修复基准值为 $106 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

关键词:土壤酶活性;修复基准;复合污染;拮抗效应

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2011)11-2258-07

The Ecological Inhibition Effect of Soil Enzyme Activity and Ecological Restoration Baseline Under Cd and Pb Single and Combined Pollution

HUANG Yun-feng¹, GAO Yang², MAO Liang³, ZHOU Pei³, HUANG Zhi-yong¹

(1.School of Biotechnology Engineering, Jimei University, Xiamen 361021, China; 2.Key Laboratory of Water Cycle and Related Land Surface Processes, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 3.School of Agriculture and Biology, Shanghai Jiaotong University, Shanghai 200240, China)

Abstract: Soil enzyme activity can effectively reflect the pollution degree of heavy metal on soil. In order to select appropriate soil enzymes as a biomarker for Cd and Pb pollution and provide scientific basis for the establishment of ecological restoration baseline on Cd and Pb pollution, the present study is to research on the change of dehydrogenase, phosphatase, urease, catalase, amylase and sucrase activities under Cd or Pb single and combined pollution. The results indicated that the sensitivity of soil enzyme activities to Cd and Pb pollution were different, and soil enzyme activity exhibited additive effect or antagonistic effect with increasing heavy metal concentration. The effects of single Cd or Pb pollution and combined pollution on the inhibition of urease activity were significant, and urease activity under Cd and Pb combined pollution exhibited additive effect. Therefore, urease can be used to the biomarker for Cd and Pb contaminated soil. Ecological dose model was used to assessing the heavy metal toxicity for Cd and Pb. The results showed that the toxic threshold of 50% ecological dose on inhibition of urease activity under Cd and Pb pollution were 2 273 and 2 703, respectively, and the baseline value of ecological restoration of Cd contaminated soil was $1.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and the baseline value of ecological restoration of Pb contaminated soil was $106 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Keywords: soil enzyme activity; restoration criterion; combined pollution; antagonistic effects

土壤酶是由微生物、动植物活体分泌及由动植物残体、遗骸分解释放在土壤中的一类具有催化能力的

生物活性物质,是土壤重要组成部分^[1-2]。土壤酶活性可较灵敏地反映土壤中生化反应的方向和强度^[3],同时,由于土壤酶活性与土壤重金属污染程度具有一定相关性^[4],且一些酶的活性可较稳定、敏感地反映重金属对土壤的污染程度,人们开始注重探讨用土壤酶活性作为判定土壤污染程度的生化指标^[5]。在诸多土壤

收稿日期:2011-05-14

基金项目:国家自然科学基金(No.41001153, No.50979003);福建省自然科学基金项目(2011J05114)

作者简介:黄云凤(1977—),女,福建惠安人,博士,主要从事区域土地利用与可持续发展研究。E-mail:yfhuang77@163.com

酶中,与土壤氮、磷、硫等循环有关的酶对重金属抑制作用的响应较为明显^[6],脲酶和酸性磷酸酶与土壤 N、P 循环有关,脱氢酶能催化底物的脱氢作用,它们都是土壤中重要的酶类^[7]。脱氢酶、脲酶和磷酸酶对植物养分转化尤为重要^[8-9],而过氧化氢酶广泛存在于土壤中,有利于促进过氧化氢的分解,防止过氧化氢对生物体的毒害,其活性不同程度地受到土壤重金属的影响^[3,10]。土壤脱氢酶活性作为土壤质量和微生物活性的一个重要指标,常用于反映重金属污染物对土壤微生物的影响程度^[11]。淀粉酶是催化淀粉水解的一类酶,普遍存在于动植物体内,它直接参与土壤有机质的代谢过程^[12]。蔗糖酶是一种可以把土壤中高分子量蔗糖分子分解成能够被植物和土壤微生物吸收利用的葡萄糖和果糖的水解酶,为土壤生物体提供充分能源,其活性反映了土壤有机碳累积与分解转化的规律,影响土壤碳循环^[13]。

传统的半数生态剂量(ED_{50})模型可用于量化评价重金属对土壤酶活性的 50% 生态抑制效应,但不适用于评价多种金属复合污染^[7]。因此,本研究利用重金属毒性系数改进的半数生态剂量模型^[2],定量表征 Cd、Pb 单一及复合污染下土壤酶活性的变化及其对土壤酶活性 50% 的生态抑制效应。同时,目前国内外对重金属污染的土壤修复大多关注植物修复效率,而对植物修复后的土壤是否健康未给予足够评价及关注。所以本研究通过选取合适的土壤酶作为 Cd、Pb 污染的生物标记物,研究 Cd、Pb 单一及复合污染下土壤生态修复基准值,以期合理评价重金属单一及复合污染下土壤酶活性变化及生态修复基准提供科学理论依据。

1 材料与方法

1.1 土壤理化性质及实验设计

试验地位于上海交通大学现代化农业园区,温室的平均温度为 25℃,供试土壤来自未污染的农田(0~20 cm 表层土壤),主要理化性质如下:pH 8.2,有机质 16.2 g·kg⁻¹,总氮 1.1 g·kg⁻¹,总磷 1.4 g·kg⁻¹,CEC 15.6 cmol·kg⁻¹,Cd、Cu、Zn、Pb 和 As 浓度分别为 0.2、22.9、38.1、15.1 和 7.4 mg·kg⁻¹。供试土壤的风干土样过 4 mm 筛后与基肥充分混合移入高 40 cm、直径 35 cm 的花盆中,平衡两周后投入使用,由温室自动喷水系统保持土壤中的含水量在 20% 左右。Cd 以 CdCl₂·2.5H₂O 形式投加,Pb 以 Pb(NO₃)₂ 形式投加,将 CdCl₂·2.5H₂O 和 Pb(NO₃)₂ 粉末溶于水后与土壤充分混匀。本

实验共设 13 个处理,分别为:1. L0(空白);2. Cd-L1(5);3. Cd-L2(10);4. Cd-L3(20);5. Cd-L4(50);6. Pb-L1(50);7. Pb-L2(200);8. Pb-L3(400);9. Pb-L4(600);10. Cd+Pb-L1(5+50);11. Cd+Pb-L2(10+200);12. Cd+Pb-L3(20+400);13. Cd+Pb-L4(50+600)。括号内为重金属投加量,单位浓度为 mg·kg⁻¹,每个处理重复 3 次。

1.2 土壤酶活性测定方法

土壤磷酸酶活性测定采用对硝基苯磷酸二钠法,以每小时每千克土产生酚(PNP)的毫克数表示;土壤脲酶活性的测定采用靛酚蓝比色法,以 24 h 每千克土产生 NH₃-N 的毫克数表示;土壤脱氢酶活性测定采用三苯基四氮唑氯化物(TTC)比色法,以 24 h 每千克土产生 TPF(三苯甲腈)的毫克数表示;土壤过氧化氢酶活性测定采用高锰酸钾滴定法,以 1 小时每克土消耗的高锰酸钾的毫升数表示;蔗糖酶活性测定采用比色法,以 24 h 每千克土产生的蔗糖的毫克数表示;淀粉酶活性测定采用对硝基水杨酸比色法,以 24 h 每千克土产生的麦芽糖的毫克数表示。具体测定方法参见文献[14]。

1.3 改进半数生态剂量模型^[2,7]

$$E_i = T_i \times C_i \quad (1)$$

$$R_i = \sum_{i=1}^m E_i \quad (2)$$

其中: C_i 为土壤重金属浓度; E_i 为潜在生态风险系数; T_i 为毒性响应系数:Cu=Pb=5,Zn=1,Cd=30,Cr=Ni=2,等^[15]。

$$v = \frac{c}{1+bR_i} \quad (\text{模型 1})$$

$$v = \frac{c(1+aR_i)}{1+bR_i} \quad (\text{模型 2})$$

其中: v 为响应变量; a 、 b 和 c 为正性拟合参数,并且 $b > a$ 。模型(1)为 v 被 R 完全抑制效应模型;模型(2)为部分抑制效应模型。通过模型(1)和(2)对实验数据进行拟合,再由公式(3)便可计算出半数生态剂量值(50% ecological dose(ED_{50}) values)^[16]:

$$ED_{50} = \frac{1}{b} \quad (3)$$

1.4 数据处理

土壤酶活性的试验数据以平均值来表示,半数生态剂量模型利用 Origin 7.5 软件进行非线性拟合,运用 Levenberg-Marquardt 方法对拟合模型的参数进行估算。

2 结果与讨论

2.1 Cd、Pb 单一及复合污染对土壤酶活性的影响

如图 1a 所示, 脱氢酶活性随土壤中重金属浓度增加而逐渐降低, Pb 对脱氢酶活性的影响要大于 Cd, 而复合污染对脱氢酶活性的影响大于单一 Cd 污染, 但小于单一 Pb 污染。单一 Pb 污染下磷酸酶活性显著大于单一 Cd 污染, 低浓度 Pb 处理的土壤磷酸

酶活性高于空白处理, 但高浓度 Pb 处理磷酸酶活性则表现为抑制效应(图 1b)。磷酸酶活性随土壤中 Cd 浓度增加而逐渐降低, 复合污染对磷酸酶活性无显著影响, 其变化与单一 Cd 污染下变化相似。与未污染土壤相比, Cd 和 Pb 对脲酶活性的抑制作用明显, Cd 对脲酶活性的最大抑制率达 66.8%, 随着 Cd 浓度升高其抑制率也逐渐升高; Pb 对脲酶活性的抑制率为 53.1%, 并随着土壤 Pb 浓度升高而逐渐降低(图 1c)。

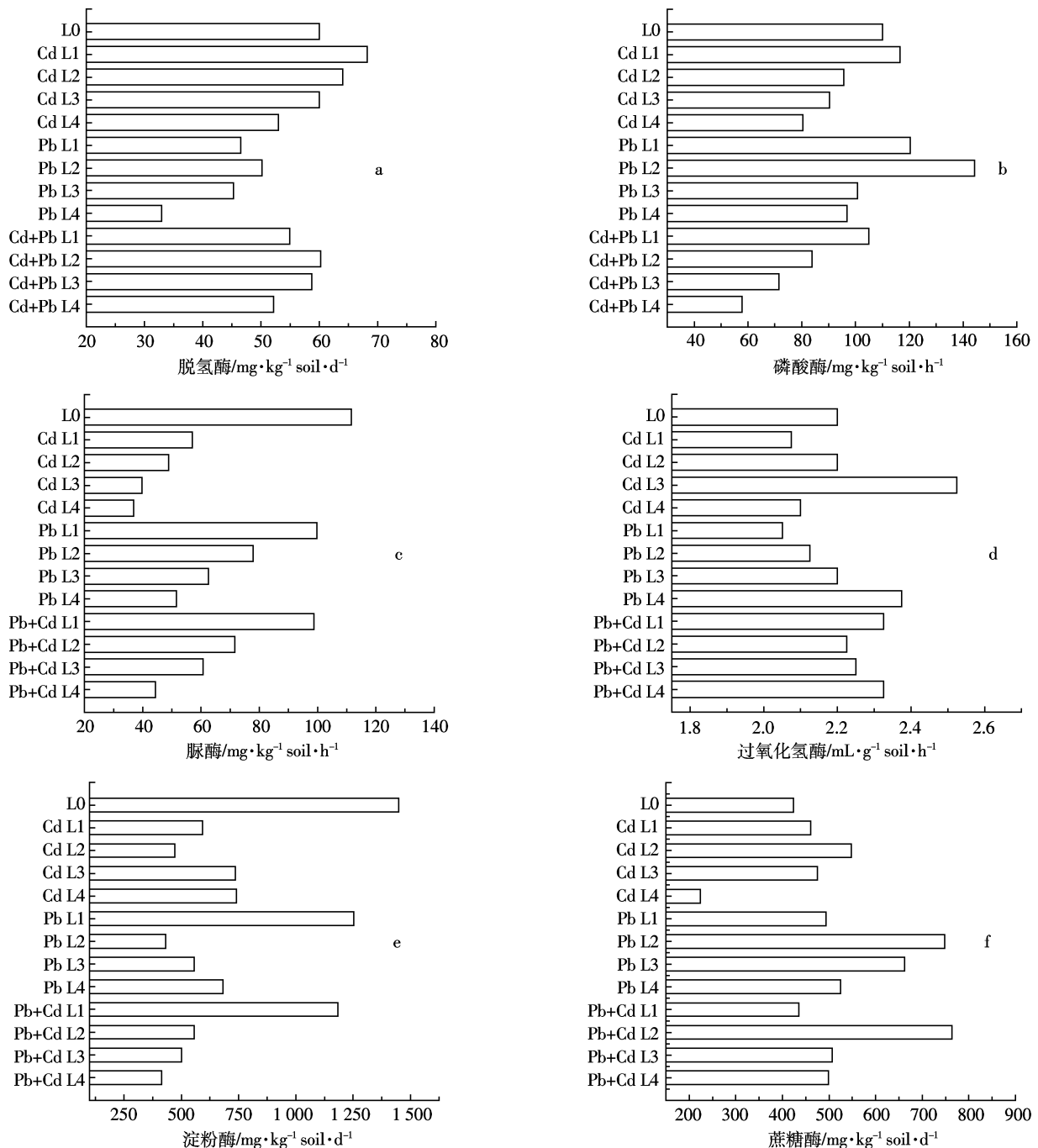


图 1 Pb、Cd 单一及复合污染下土壤酶活性变化

Figure 1 Change of soil enzyme activities under different heavy metal pollution

Cd、Pb 复合污染下,脲酶活性变化与单一 Pb 污染变化相似,并高于单一 Cd 污染下。过氧化氢酶活性随土壤 Cd 浓度升高先增加后降低,但随土壤 Pb 浓度升高而逐渐增加;复合污染下,过氧化氢酶活性均高于未污染土壤,单一 Cd、Pb 污染下脱氢酶活性的变化差异不大(图 1d)。Cd 对淀粉酶活性的抑制作用明显,抑制率最高为 70%,并随 Cd 浓度升高而升高;低浓度时 Pb 对淀粉酶的抑制作用不显著,但随浓度增加对淀粉酶的抑制作用也逐渐显现。复合污染下,淀粉酶活性要低于单一 Cd 或 Pb 污染(图 1e)。低浓度 Cd 对蔗糖酶活性表现为促进作用,在高浓度则表现为对蔗糖酶的抑制作用;低浓度 Pb 有利于提高蔗糖酶活性,并随土壤 Pb 浓度升高先增加后减小。复合污染对蔗糖酶活性的影响介于单一 Cd 污染和单一 Pb 污染之间(图 1f)。

土壤酶的主要成分是蛋白质,当土壤遭受重金属污染后,重金属离子一方面与酶蛋白作用,另一方面重金属离子能影响土壤微生物(细菌、真菌、放线菌)及土壤动物,从而间接影响土壤酶活性^[1-2,7]。脱氢酶活性可以反映土壤微生物的总抗氧化性并影响微生物胞内的主要代谢。研究表明,脱氢酶对 Pb 更为敏感,容易抑制土壤微生物的生长和繁殖,减少体内酶的合成和分泌,最终导致酶活性下降。Cd 主要表现为与土壤配位基结合,形成较稳定的络合物,产生了与底物的竞争性抑制作用,但其作用要小于 Pb 对土壤微生物的影响。土壤磷酸酶的酶促作用能加速土壤有机磷的脱磷速度,从而提高土壤磷的有效性,在供植物吸收方面起重要作用。研究发现,Pb 污染对磷酸酶影响并不明显,甚至在一定条件下表现为促进作用,这主要由于土壤中的 Pb 在一定浓度下会被植物所吸收作为必要元素,磷酸酶活性的增加一定程度上促进了植物对 Pb 的吸收。相反 Cd 的毒性要远大于 Pb,对磷酸酶抑制作用明显,复合污染下 Pb 缓解了 Cd 对磷酸酶的抑制作用。

Cd、Pb 单一或者复合污染下都表现出对脲酶强烈的抑制作用。这主要因为重金属使土壤酶活性降低,一方面,重金属占据土壤酶的活性中心,或与酶分子的巯基、胺基和羧基结合,形成较稳定的化合物,从而降低土壤酶的活性^[17];另一方面,脲酶主要来自微生物和植物根分泌等^[18],重金属可通过抑制根际微生物的生长和繁殖,由此引起微生物种群生长受到抑制,其体内酶的合成与分泌减少,最终导致土壤酶活性的降低^[19]。过氧化氢酶是参与土壤中物质和能量转

化的一种重要的氧化还原酶,广泛存在于土壤和生物体内,与土壤微生物数量有关,能够促进代谢中间产物过氧化氢的分解,缓解其毒害作用,其活性的高低在一定程度上反映了土壤生物化学过程氧化还原能力的大小^[20]。本实验随土壤中 Pb 浓度增加表现为促进过氧化氢酶的活性作用,而 Cd 表现为抑制作用,主要是由于 Pb 能够刺激土壤微生物大量增殖,导致微生物合成的过氧化氢酶增加,其次是 Pb 作为底物诱导了酶活性的提高^[21]。但这种刺激是有一定浓度限制的,但 Cd 和 Pb 复合污染时候,表现为抑制作用。

Cd 和 Pb 对淀粉酶表现出明显的抑制作用,这是因为淀粉酶是催化淀粉水解的一类酶,普遍存在于动植物体内,它直接参与土壤有机质的代谢过程^[12]。重金属对土壤中淀粉酶活性的影响因素比其他酶更为简单,这是由于随土壤中 Cd 和 Pb 浓度增加,对土壤微生物的毒性也随之增加,进而影响土壤有机质转化。土壤中蔗糖酶直接参与土壤的 C 素循环,是一种可以把土壤中高分子量蔗糖分子分解成能够被植物和土壤微生物吸收利用的葡萄糖和果糖的水解酶,为土壤生物体提供充分能源,其活性反映了土壤有机碳累积与分解转化的规律^[22]。实验结果发现 Cd 和 Pb 对蔗糖酶表现为促进作用,这是因为蔗糖酶需要一定的金属离子作为辅基,此时 Pb 能促进酶活性中心与底物间的配位结合,使酶分子与其活性中心保持一定的专性结构,改变酶催化反应的平衡性质和酶蛋白的表面电荷,从而增强酶的活性,即表现出一定的激活作用^[23]。

2.2 Cd、Pb 半数生态抑制效应

如表 1 所示,改进的半数生态剂量模型可适用于研究 Cd、Pb 单一及复合污染对土壤酶活性的生态抑制作用。结果表明:模型 1 对土壤酶活性抑制效应的拟合精度要显著高于模型 2。Cd 对脱氢酶抑制作用显著,当土壤毒性系数为 4 545 时,50%的脱氢酶活性受到抑制,其拟合精度达 0.95;Pb 对脱氢酶的抑制作用并不显著,复合污染下脱氢酶半数生态抑制的毒性系数要高于单一 Cd 污染,说明土壤中 Pb 的存在缓解了 Cd 对脱氢酶的抑制作用。磷酸酶活性对 Cd 更为敏感,在较低浓度时就容易被抑制,复合污染对磷酸酶的抑制作用显著但未表现出叠加效应。Cd、Pb 单一及复合污染均表现出对脲酶明显的抑制作用,脲酶的半数生态抑制毒性系数较低,复合污染对脲酶的生态抑制作用为叠加效应。

由表 1 可知,过氧化氢酶对 Cd 和 Pb 并不敏感,

表 1 土壤酶活性半数生态抑制剂量

Table 1 ED₅₀ values for soil enzyme activity by modified ecological dose-response model

项目		脱氢酶		磷酸酶		脲酶		过氧化氢酶		淀粉酶		蔗糖酶	
		ED ₅₀	R ²	ED ₅₀	R ²	ED ₅₀	R ²	ED ₅₀	R ²	ED ₅₀	R ²	ED ₅₀	R ²
模型 1	Cd	4545	0.95	2 941	0.78	2 273	0.74	101 010	0.05	-10 000	0.54	1 470	0.72
	Pb	8333	0.56	7 692	0.58	2 703	0.99	-20 000	0.97	5 882	0.53	100 000	0.66
	Cd+Pb	10 000	0.86	4 545	0.98	2 941	0.88	-175 439	0.13	847	0.93	5 000	0.02
模型 2	Cd	0.14	0.057	0.053	0.06	0.532	0.54	20.41	0.18	0.005	0.011	0.035	0.02
	Pb	0.087	0.006	0.11	0.02	2 083	0.90	47.61	0.55	0.008	-0.82	0.752	0.06
	Cd+Pb	0.21	0.012	0.080	0.07	1 538	0.99	4.17	0.03	0.31	0.06	90	0.11

Cd 和 Pb 对过氧化氢酶未有显著的生态抑制效应。复合污染对淀粉酶的半数生态抑制效应明显,但单一 Cd、Pb 污染下对淀粉酶却无显著地抑制作用。蔗糖酶活性表现为随 Cd 和 Pb 的毒性系数增加其半数生态抑制作用也逐渐增加,复合污染对蔗糖酶无显著生态抑制作用。不同土壤酶活性在单一污染下表现为显著的 50%生态抑制效应,但在 Cd 和 Pb 复合污染下却无显著生态抑制作用,可见重金属单一污染和复合污染对土壤酶活性的影响并不相同。因为复合污染下土壤酶对不同重金属的敏感性不同,并且因重金属浓度增加表现为叠加效应时却表现为拮抗效应,这是由于土壤微生物表面、酶蛋白以及土壤颗粒竞争吸附螯合不同形态重金属离子所导致。

2.3 土壤酶活性与 Cd、Pb 的相关性研究

土壤酶活性是衡量土壤生物学活性和土壤健康的重要指标^[24],选择合适的土壤酶活性表征其与土壤中不同重金属浓度变化的关系,对于评价重金属污染健康修复具有重要意义。如表 2 所示,脱氢酶活性与单一 Pb 及复合污染下的土壤毒性系数呈显著负相关,而磷酸酶活性与单一 Cd 及复合污染下的土壤毒

性系数呈显著负相关。由此可见脱氢酶和磷酸酶在单一及复合污染下并不能表现为特定的生物信号^[25],因此不能作为 Cd、Pb 污染土壤的生物标记物。

土壤中的脲酶与淀粉酶显著正相关($P<0.01$, $R^2=0.845$),这主要是因为蔗糖酶直接参与土壤的 C 素循环,而脲酶直接参与土壤中含 N 有机化合物的转化,它们的活性强度常用来表征土壤 C 素和 N 素的供应强度^[26]。脲酶活性与 Cd、Pb 单一污染及复合污染均呈显著负相关,这与半数生态剂量模型得出一致的结论,说明脲酶活性随重金属浓度增加显著降低。同时利用半数生态剂量模型可得到 50%脲酶活性抑制效应的毒性阈值,这说明 Cd、Pb 单一及复合污染对脲酶都具有明显的剂量-效应关系。因此,脲酶活性可以作为 Cd、Pb 污染土壤生物标记物。脱氢酶活性与 Cd、Pb 均无显著相关性,这与半数生态剂量模型的结论相同。淀粉酶与单一 Pb 及复合污染下毒性系数显著负相关,利用半数生态剂量模型可得到 Pb 及复合污染下 50%生态抑制效应的毒性系数阈值。蔗糖酶活性对与 Cd、Pb 均无显著相关性,而 Cd、Pb 对蔗糖酶活性的 50%生态抑制效应也不明显。

表 2 土壤酶活性与土壤重金属相关关系

Table 2 Correlation of heavy metals and soil enzyme activities

	TPF	PNP	UR	H ₂ O ₂	DF	ZT	Cd	Pb	Cd+Pb
TPF	1	—	—	—	—	—	—	—	—
PNP	-0.030	1	—	—	—	—	—	—	—
UR	0.120	0.556*	1	—	—	—	—	—	—
H ₂ O ₂	-0.140	-0.443	-0.298	1	—	—	—	—	—
DF	0.109	0.362	0.845**	-0.127	1	—	—	—	—
ZT	-0.159	0.215	-0.033	0.037	-0.480	1	—	—	—
Cd	0.061	-0.758**	-0.639*	0.160	-0.410	-0.395	1	—	—
Pb	-0.645**	-0.453	-0.392*	0.327	-0.535*	0.378	0.221	1	—
Cd+Pb	-0.520*	-0.673**	-0.577*	0.336	-0.608*	0.166	0.571*	0.927**	1

注:** 极显著水平($P<0.01$); * 显著水平($P<0.05$); TPF:脱氢酶;PNP:磷酸酶;UR:脲酶;H₂O₂:过氧化氢酶;DF:淀粉酶;ZT:蔗糖酶。

2.4 Cd、Pb 污染土壤健康修复基准

脲酶对土壤 Cd、Pb 单一及复合污染比较敏感且适合用半数生态剂量模型进行 50%生态抑制作用评价,因此选用脲酶作为评价土壤 Cd、Pb 单一以及复合污染的生物标记物。由表 1 可知,当土壤 Cd 毒性系数为 2 273 时,即土壤中 Cd 浓度约为 $75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,50%的脲酶活性受到抑制失活,从而影响土壤 C 循环。将半数生态抑制效应对应的土壤 Cd 浓度代入图 2a 的公式中得到土壤 50%的脲酶活性,而恢复 100%脲酶活性以维持土壤健康,则其土壤生态修复的基准值为 $1.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。当土壤 Pb 毒性系数为 2 703 时,即土壤中 Pb 浓度约为 $540 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,50%脲酶活性受到抑制。将半数生态抑制效应对应的土壤 Pb 浓度代入图 2b 的公式中得到土壤 50%的脲酶活性,得到 Pb 污染土壤生态修复的基准值为 $106 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。实验研究的土壤健康生态修复基准值仅针对上海地区的红土壤农田,同时,土壤中存在各种酶可以定量表征不同的重金属污染,通过脲酶活性得到的 Cd、Pb 污染生态修复的基准值仅做为土壤健康修复的一个依据,也可能通过其他酶活性得到不同的修复基准。土壤脲酶活性与土壤的理化性质之间有着密切的关系,当土壤的 pH 值、有机质含量、N 的含量、P 的含量等发生变化时,土壤脲酶活性都会发生相应的变化。

3 结论

(1)Cd、Pb 单一污染及复合污染对土壤酶活性的影响各不相同,主要由于不同的土壤酶对 Cd、Pb 的敏感性不同,并且随重金属浓度增加表现为叠加效应、拮抗效应或无显著作用。

(2)Cd、Pb 均表现出对脲酶活性的显著抑制作用,脲酶的半数生态抑制毒性系数较低,且 Cd、Pb 复

合污染对脲酶的 50%生态抑制作用为叠加效应,因此脲酶活性可作为表征 Cd、Pb 污染下土壤生态修复的生物标记物

(3)通过半数生态抑制效应研究,得出当土壤中 Cd 浓度约为 $75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,脲酶活性 50%受到抑制而失活,Cd 污染土壤的生态修复基准值为 $1.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;当土壤中 Pb 浓度约为 $540 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,50%的脲酶活性受到抑制而失活,Pb 污染土壤的生态修复基准值为 $106 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

参考文献:

- [1] Gao Y, Zhou P, Mao L, et al. Spatial characteristics of soil enzyme activities and microbial community structure under different land uses in Chongming Island, China; Geostatistical modelling and PCR-RAPD method[J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408:3251-3260.
- [2] Gao Y, Zhou P, Mao L, et al. Assessment of effects of heavy metals combined pollution on soil enzyme activities and microbial community structure; modified ecological dose-response model and PCR-RAPD[J]. *Environmental Earth Science*, 2010, 60:603-612.
- [3] 和文祥,朱铭哉,张一平.土壤酶与重金属关系的研究现状[J].土壤与环境,2000,9(3):139-142.
HE Wen-xiang, ZHU Ming-e, ZHANG Yi-ping. Recent advance in relationship between soil enzymes and heavy metals [J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2000, 9(3):139-142.
- [4] Tyler G. Heavy metals in soil biology and biochemistry[C]// Paul E A, Ladd T W. Soil Biochemistry. Editors. Marcel Dekker, New York. 1998: 371-414.
- [5] Doran J W, Coleman D C, Bezdicek D F, et al. Defining soil quality for a sustainable environment [C]//Soil Science Society of America Special Publication Number 35. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America.1994: 244.
- [6] Kandeler F, Kampichler C, Horak O. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1996, 23(3):299-306.
- [7] 高扬,毛亮,周培,等. Cd, Pb 污染下植物生长对土壤酶活性

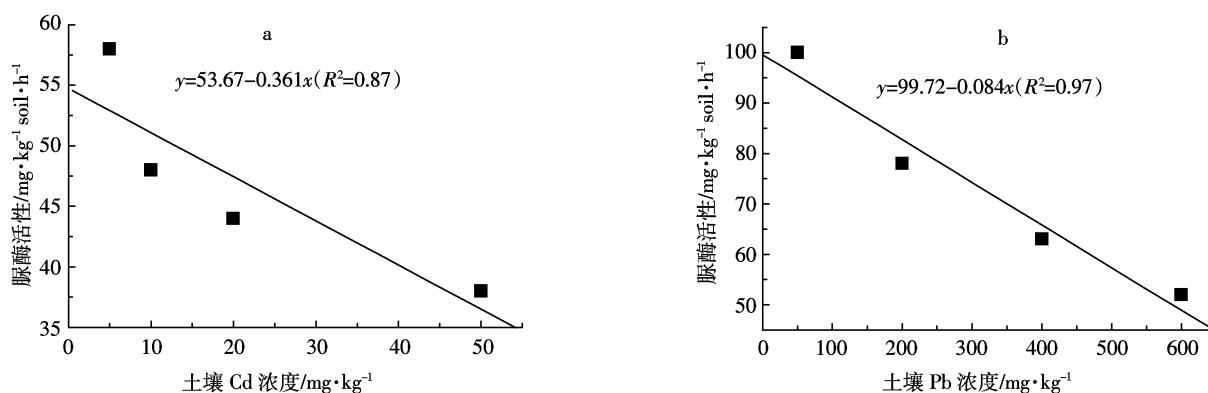


图2 土壤重金属浓度与脲酶活性相关性

Figure 2 Correlation of heavy metals and urease activities

- 及微生物群落结构的影响[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2010, 46(3): 339-345.
- GAO Yang, MAO Liang, ZHOU Pei. Effect of plant growth on soil enzyme activity and microbe community structure under Cd and Pb Stress [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2010, 46(3): 339-345.
- [8] 段学军, 闵航. Cd 胁迫下稻田土壤生物活性与酶活性综合研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(3): 422-427.
- DUAN Xue-jun, MIN Hang. Effects of Cd on the biological activities and the enzyme activities in submerged paddy soil [J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2004, 23(3): 422-427.
- [9] 黄峥, 闵航, 吕镇梅, 等. 铜离子与铜镉离子复合污染对稻田土壤酶活性的影响研究[J]. 浙江大学学报: 农业与生命科学版, 2006, 32(5): 557-562.
- HUANG Zheng, MIN Hang, LÜ Zhen-mei, et al. Study on the effects of mono-contamination of Cu^{2+} and associated-contamination of Cu^{2+} and Cd^{2+} on enzyme activities in flooded paddy soil[J]. *Journal of Zhejiang University(Agriculture and Life Sciences)*, 2006, 32(5): 557-562.
- [10] 卢显芝, 金建华, 郝建朝, 等. 不同土壤层土壤酶活性对重金属汞和镉胁迫的响应[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(9): 1844-1848.
- LU Xian-zhi, JIN Jian-hua, HAO Jian-chao, et al. Responses of soil enzyme activities in different soil layers to single and combined stress of Hg and Cd [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(9): 1844-1848.
- [11] Xie W J, Zhou J M, Wang H Y, et al. Short-term effects of copper, cadmium and cypermethrin on dehydrogenase activity and microbial functional diversity in soils after long-term mineral or organic fertilization [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2009, 129: 450-456.
- [12] 严昶升. 土壤肥力研究方法[M]. 北京: 农业出版社, 1988.
- YAN Chang-sheng. Soil fertility research method[M]. Beijing: Agricultural Press, 1988.
- [13] 邱莉萍, 张兴昌. Cu、Zn、Cd 和 EDTA 对土壤酶活性影响的研究[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(1): 30-33.
- QIU Li-ping, ZHANG Xing-chang. Effects of Cu, Zn, Cd and EDTA on soil enzyme activities [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(1): 30-33.
- [14] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986.
- GUAN Song-yin. Soil enzyme and its analysis method [M]. Beijing: Agricultural Press, 1986.
- [15] Cookson P. Special variation in soil urease activity around irrigated date palms[J]. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 1999, 13: 155-169.
- [16] Delorme T A, Gagliardi J V, Angle J S, et al. Influence of the zinc hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl. and the nonmetal accumulator *Trifolium pratense* L. on soil microbial populations [J]. *Canadian Journal of Microbiology*, 2001, 47: 773-776.
- [17] Gao Y, Wang Y F, Zhang G M, et al. An approach to assessing soil health effect: A practical guide for optimal ecological management[J]. *Environmental Earth Science*, 2011, doi: 10. 1007/s12665-011-1074-0.
- [18] Connolly M A, Otaode P, Morgan M A. Urease activities and comparative transformations of urea and ammonium nitrate in some Irish soils under laboratory and glasshouse conditions[J]. *Journal of Life Sciences*, 1980, 1(2): 157-165.
- [19] 周礼恺, 张志明, 曹承绵, 等. 土壤的重金属污染与土壤酶活性[J]. 环境科学学报, 1985, 5(2): 176-184.
- ZHOU Li-kai, ZHANG Zhi-ming, CAO Cheng-mian, et al. Heavy metal pollution and enzymatic activity of soil [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1985, 5(2): 176-184.
- [20] 王耀生, 张玉龙, 黄毅, 等. 渗灌对保护地土壤脲酶和过氧化氢酶活性的影响[J]. 安徽农业科学, 2006, 34(1): 103-105.
- WANG Yao-sheng, ZHANG Yu-long, HUANG Yi, et al. Effect of subsurface irrigation scheduling on soil urease and catalase activity in protected field[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2006, 34(1): 103-105.
- [21] Badula L, Pacha J, Sliwa U. Effect of zinc and copper on soil enzyme activity[J]. *Acta Biologica Katowice*, 1980, 375: 128-142.
- [22] 毛亮, 高扬, 曹杰君, 等. 不同土地利用方式下 Cd、Pb 复合污染对土壤酶活性的影响[J]. 农村生态环境学报, 2010, 26(2): 167-173.
- MAO Liang, GAO Yang, CAO Jie-jun. Effects of combined pollution of Cd and Pb on soil enzyme activity under different types of land use[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(2): 167-173.
- [23] Gao Y, Zhou P, Mao L, et al. Effects of plant species coexistence on soil enzyme activities and soil microbial community structure under Cd and Pb combined pollution[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(7): 1040-1048.
- [24] 周启星. 污染土壤修复标准建立的方法体系研究[J]. 应用生态学报, 2004, 15(2): 316-320.
- ZHOU Qi-xing. Methodology of enacting standards for remediation of contaminated soils[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15(2): 316-320.
- [25] Gao Y, Miao C Y, Xia J, et al. Effects of coexisting plant species on soil enzyme activities and microbial community structure in multiple heavy metal contaminated soils: PCR-RAPD method[J]. *Frontiers of Environmental Science and Engineering in China*, 2011, Doi: 10. 1007/s11783-011-0345-z.
- [26] 李影, 陈明林. 节节草生长对铜尾矿砂重金属形态转化和土壤酶活性的影响[J]. 生态学报, 2010, 30(21): 5949-5957.
- LI Ying, CHEN Ming-lin. Effects of the inhabitation by *Hippochaete ramosissimum* on heavy metal speciations and enzyme activities in copper mine tailing soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(21): 5949-5957.