

两种来源狗牙根的生长对铜污染土壤酶活性的影响

王友保, 蒋田华, 安雷, 姚婧, 黄永杰

(安徽师范大学生命科学学院, 安徽 芜湖 241000)

摘要:研究了2种来源狗牙根的生长对Cu污染土壤酶活性的影响。结果表明,随着Cu污染程度的增加,土壤过氧化氢酶、脲酶、蔗糖酶、磷酸酶、多酚氧化酶活性均逐渐减少,与Cu浓度呈高度负相关。随培养时间的延长,各处理组土壤酶活性均得到不同程度的恢复,但仍然低于对照;种植狗牙根能有效降低Cu污染对土壤酶活性的抑制作用,各处理组土壤酶活性均极显著增加;其中来源于污染区的狗牙根作用效果更加显著;5种土壤酶的活性均与狗牙根干重呈正相关,并且与狗牙根地下部分干重的相关性大于地上部分。脲酶活性对土壤Cu污染敏感性高,可以作为土壤Cu污染的监测指标之一。

关键词:铜;狗牙根;生长;土壤酶

中图分类号:S543⁺.906;Q948.113 **文献标识码:**A **文章编号:**1004-5759(2008)06-0040-07

* 近年来,伴随着植物、动物和生物化学等方面研究的众多进步,土壤酶学开始在环境科学研究中得到广泛应用。到20世纪70年代,国内外学者将土壤酶学广泛地应用到土壤重金属污染的研究领域中,在应用土壤酶进行土壤肥力评价、土壤污染诊断、土壤污染修复及其修复效果的评价等方面取得了众多的研究成果^[1~4]。土壤酶在土壤养分循环以及植物生长所需养分的供给过程中扮演着重要角色,酶活性的高低不仅表明了土壤的养分状况,而且也在一定程度上反映着土壤生物的活动状况^[5~7]。土壤酶的成分是蛋白质,是活分子。土壤受重金属污染后,土壤酶活性必然会受到影响。一方面重金属离子对酶蛋白作用,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,也会通过影响植物的生长和发育影响土壤酶的来源,间接地影响着土壤酶的活性。重金属抑制土壤酶活性的机制,一般认为是重金属通过与酶促基质结合,与酶-基质混合物反应,与酶蛋白的活性基团结合,如与催化活性部位的巯基反应等均可钝化酶活性。土壤中重金属的种类、离子价、土壤的机械组成和有机质质量分数、土壤的pH值、水分含量、温度等均可以显著影响到土壤酶的活性^[8~12]。植物作为土壤生态系统不可缺少的一部分,其在土壤重金属污染的修复方面具有重要意义。研究在植物参与条件下,土壤酶和重金属的关系更接近实际,也更具有实用性,而这却是现有研究中所注重不足的^[13,14]。其中有关同种植物的不同生物类型对土壤酶活性的影响研究报道尤为少见。为此,通过盆栽试验,研究了来源于污染区和非污染区狗牙根(*Cynodon dactylon*)的生长对Cu污染土壤酶活性的影响,以期利用狗牙根修复Cu污染土壤提供参考,也为利用狗牙根修复Cu污染土壤效果的评价提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

来源于污染区种群的狗牙根采自安徽省铜陵市狮子山尾矿库,来源于非污染区种群的狗牙根采自距离该尾矿库10 km,无重金属污染的农田。选取植株高度、生物量大致相同的狗牙根幼苗,采回后稳苗2 d。用于盆栽的土壤取自安徽师范大学生态实验园,基本性质为黄棕壤,有机质含量13.35 g/kg,全氮、全磷、全钾和土壤全铜含量分别为1.25 g/kg,0.15 g/kg,10.89 g/kg和26.35 mg/kg。

1.2 试验设计

一次性加入CuSO₄·5H₂O,使土壤含Cu量(以纯Cu计算)分别为100,200,500,1 000,2 000和3 000 mg/kg干土,以不添加Cu的土壤为对照。在直径为20 cm的塑料花盆中分别加入上述土壤2 kg,土壤添加Cu

* 收稿日期:2007-12-25;改回日期:2008-04-18

基金项目:国家自然科学基金(30470270),安徽省高校自然科学基金重点项目(2006KJ059A),重要生物资源利用与保护研究安徽省重点实验室基金,安徽省高校生物环境与生态安全省级重点实验室基金,安徽省高校骨干教师基金和安徽师范大学博士基金项目资助。

作者简介:王友保(1974-),男,安徽肥西人,副教授,博士。E-mail: wybzl@tom.com

30 d 后,在安徽师范大学生态实验园内进行盆栽试验。选取株高约 5 cm 的狗牙根幼苗,将根截断,仅留 5 mm 左右,每盆中栽培 10 株,设 5 个重复,另设不栽培植物的对照组。试验期间,保持 60% 的土壤含水量。于 2005 年 4 月 5 日开始污染区和非污染区狗牙根的栽培,当年的 5 月 5 日和 6 月 4 日分别取样分析 1 次,计作 I、II。

1.3 测试指标与方法

1.3.1 植株生物量的测定 分别测定狗牙根地上部分和地下部分的干重。

1.3.2 土壤酶活性的测定 参照关松荫^[15]和周礼恺等^[16]的方法,过氧化氢酶采用 0.1 mol/L KMnO₄ 滴定法,以 1 g 土壤培养 20 min 后消耗的 0.1 mol/L KMnO₄ 的毫升数表示;多酚氧化酶采用碘量滴定法,以 1 g 土壤培养 20 min 后,滴定所消耗的 0.01 mol/L I₂ 的毫升数表示;脲酶采用苯酚钠比色法测定,以 24 h 内 1 g 土壤中 NH₃-N 的毫克数表示;蔗糖酶采用滴定法测定,以 1 g 土壤 37℃ 下培养 24 h 后,所消耗的 0.1 mol/L Na₂S₂O₃ 的毫升数表示;磷酸酶采用比色法测定,以 1 g 土壤 37℃ 下培养 12 h 后,所消耗的酚的毫克数(折算为 100 g 土中 P₂O₅ 的毫克数)表示。

1.4 数据处理

$$\text{相对变化率 } RC_0 = \frac{\text{栽培植物的处理组土壤酶活性} - \text{不栽培植物的对照组土壤酶活性}}{\text{不栽培植物的对照组土壤酶活性}} \times 100\%$$

$$\text{相对变化率 } RC_1 = \frac{\text{栽培污染区植物的土壤酶活性} - \text{栽培非污染区植物的土壤酶活性}}{\text{栽培非污染区植物的土壤酶活性}} \times 100\%$$

采用 Microsoft Excel 2003 和 SPSS 11.0 统计分析软件进行数据分析及差异显著性检验。

2 结果与分析

2.1 Cu 处理对土壤酶活性的影响

Cu 处理浓度较小时对土壤酶活性影响不大,但当 Cu 处理浓度加大到 500 mg/kg 后,土壤酶活性开始受到显著的影响,并且随着 Cu 处理浓度增加影响越来越大(表 1)。土壤中过氧化氢酶、脲酶、蔗糖酶、磷酸酶、多酚氧化酶的活性均随着 Cu 浓度的增加而逐渐降低。在 Cu 处理 1 个月后,这 5 种土壤酶活性分别比对照下降 7.42%,54.90%,15.24%,15.61% 和 40.61%。当土壤 Cu 处理浓度达到 3 000 mg/kg 时,比对照分别下降 12.83%,88.24%,24.11%,28.12% 和 62.39%,与 Cu 处理呈显著负相关,相关系数分别为, -0.854, -0.826, -0.839, -0.927 和 -0.828。在 Cu 处理 2 个月后,各处理组土壤酶活性均有不同程度的恢复,但各种土壤酶相对于对照,仍然分别下降了 5.69%,48.10%,13.11%,15.31% 和 37.95%,和土壤 Cu 处理浓度呈极显著负相关,相关系数分别为 -0.911, -0.894, -0.900, -0.959 和 -0.904。

比较不同的土壤酶活性对 Cu 处理的响应情况可以发现,脲酶活性对土壤 Cu 污染最为敏感,各处理组脲酶活性平均比对照下降 51.50%,其次是多酚氧化酶,其活性平均比对照下降 39.28%,蔗糖酶和磷酸酶活性平均下

表 1 Cu 处理对土壤酶活性的影响

Table 1 Effects of Cu treatments on soil enzymatic activities

Cu 处理 Treatment (mg/kg)	过氧化氢酶		脲酶		蔗糖酶		磷酸酶		多酚氧化酶	
	Catalase (mL/g)		Urease (mg/g)		Invertase (mL/g)		Phosphatase (mg/g)		Polyphenoloxidase (mL/g)	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
CK	2.65±0.33	2.81±0.32	0.34±0.02	0.35±0.02	6.43±0.65	6.65±0.66	19.49±1.83	20.84±2.26	23.72±3.61	24.36±3.65
100	2.64±0.35	2.92±0.36	0.33±0.03	0.34±0.02	6.32±0.46	6.43±0.71	19.26±2.25	21.76±2.55	21.64±2.98	22.35±3.33
200	2.63±0.28	2.76±0.24	0.25±0.01	0.28±0.02	6.16±0.57	6.19±0.62	18.37±2.01	20.55±2.01	20.53±3.01	18.16±2.45
500	2.42±0.22	2.65±0.28	0.12±0.01	0.17±0.01	5.38±0.39	5.94±0.58	17.25±1.86	18.91±2.32	12.87±2.65	15.96±2.05
1 000	2.38±0.26	2.61±0.22	0.10±0.01	0.15±0.02	5.04±0.51	5.54±0.64	16.53±1.79	16.55±1.87	10.69±2.89	13.78±1.78
2 000	2.34±0.21	2.54±0.24	0.08±0.01	0.09±0.01	4.92±0.45	5.33±0.59	13.26±1.55	14.88±1.55	9.87±1.45	11.76±1.88
3 000	2.31±0.31	2.42±0.21	0.04±0.01	0.06±0.01	4.88±0.45	5.24±0.62	14.01±1.69	13.25±1.68	8.92±1.33	8.68±1.05

I: 2005 年 5 月 5 日 May 5th, 2005; II: 2005 年 6 月 4 日 June 4th, 2005. 下同 The same below.

降 15.46% 和 14.17%，而过氧化氢酶活性受到的影响相对较小，平均比对照下降 6.55%。由此可见，Cu 污染对脲酶和多酚氧化酶活性的影响程度更大，其中脲酶成为对土壤 Cu 处理最为敏感的土壤酶之一，将其作为土壤污染的监测性指标之一，显得十分可行。

2.2 狗牙根生长对 Cu 污染土壤酶活性的影响

相对于不栽培植物的对照组，种植狗牙根后，有效降低了土壤 Cu 污染对土壤酶活性的抑制作用(表 1 和 2)，各处理组土壤酶活性均出现极显著增加(表 3)。但各种土壤酶活性与 Cu 处理浓度仍呈显著的负相关关系，特别是当处理浓度达到 500 mg/kg 后，土壤酶活性下降迅速(表 2)。

栽培非污染区狗牙根 1 个月后，土壤中过氧化氢酶、脲酶、蔗糖酶、磷酸酶、多酚氧化酶的活性在 Cu 胁迫下，分别比对照下降 7.01%，41.67%，7.82%，20.77% 和 36.62%。栽培植物 2 个月后，各处理组土壤酶活性均出现一定程度的增加，但各种土壤酶相对于对照，仍然分别下降了 7.24%，39.43%，9.22%，21.01% 和 34.22%。栽培污染区狗牙根后，各处理组过氧化氢酶、脲酶、蔗糖酶、磷酸酶、多酚氧化酶的活性均比栽培非污染区狗牙根出现不同程度的增加，并且这 5 种酶活性相对于对照的降低程度也显著减小，其相对于对照的平均降低量分别为 4.26%，30.68%，3.49%，20.97% 和 27.28%。土壤酶活性的增加，反映出土壤基质得到了一定的改良，土壤条件得到了改善^[14,17]。其中，来源于污染区的狗牙根比非污染区狗牙根具有对 Cu 污染土壤更好的修复改良作用。

表 2 狗牙根生长对土壤酶活性的影响

Table 2 Effects of growth of *C. dactylon* on soil enzymatic activities

植物来源 Plant source	Cu 处理 Treatments (mg/kg)	过氧化氢酶 Catalase (mL/g)		脲酶 Urease (mg/g)		蔗糖酶 Invertase (mL/g)		磷酸酶 Phosphatase (mg/g)		多酚氧化酶 Polyphenoloxidase (mL/g)	
		I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
		非污染区 Unpolluted area	CK	2.97±0.26	3.13±0.35	0.36±0.05	0.41±0.04	6.82±0.71	7.52±0.83	22.60±2.01	23.94±2.65
	100	2.95±0.31	3.11±0.32	0.35±0.05	0.38±0.04	6.75±0.68	7.46±0.75	21.65±2.56	22.87±2.61	28.97±3.23	29.48±3.21
	200	2.92±0.33	3.08±0.33	0.29±0.04	0.35±0.05	6.61±0.78	7.37±0.81	20.83±2.87	22.42±2.25	26.54±3.33	27.93±3.16
	500	2.87±0.35	3.02±0.29	0.22±0.03	0.26±0.03	6.59±0.71	7.09±0.74	19.09±2.11	19.95±2.35	20.27±2.12	22.41±3.23
	1 000	2.75±0.28	2.91±0.31	0.18±0.02	0.22±0.02	6.48±0.65	6.71±0.68	17.04±2.02	18.14±2.04	16.36±1.86	18.93±2.33
	2 000	2.62±0.26	2.73±0.28	0.13±0.02	0.17±0.02	6.00±0.66	6.50±0.61	15.44±1.89	15.98±1.78	14.72±1.67	15.25±1.67
	3 000	2.46±0.26	2.57±0.26	0.09±0.01	0.11±0.01	5.29±0.58	5.83±0.55	13.38±1.67	14.10±1.67	10.19±1.15	11.08±1.11
污染区 Polluted area	CK	2.94±0.31	3.12±0.34	0.40±0.05	0.43±0.03	6.75±0.78	7.19±0.72	23.23±2.65	24.58±3.01	29.57±3.71	31.60±3.65
	100	2.96±0.32	3.11±0.35	0.42±0.05	0.43±0.04	6.83±0.63	7.21±0.73	22.49±2.87	23.26±2.68	30.84±3.84	32.87±3.48
	200	2.98±0.35	3.09±0.35	0.37±0.06	0.37±0.04	6.94±0.77	7.35±0.81	21.52±2.64	21.16±2.67	26.79±3.64	30.15±2.45
	500	3.15±0.36	3.05±0.36	0.32±0.04	0.34±0.05	6.62±0.65	7.21±0.77	20.10±1.43	20.80±2.44	21.89±2.67	22.13±2.25
	1 000	2.83±0.33	2.99±0.34	0.25±0.02	0.28±0.03	6.54±0.68	7.09±0.75	17.80±2.02	19.42±2.25	19.78±2.33	20.60±2.43
	2 000	2.65±0.28	2.87±0.27	0.19±0.02	0.19±0.02	6.13±0.66	6.83±0.70	15.72±1.66	16.58±1.95	17.54±2.25	18.95±2.02
	3 000	2.48±0.25	2.64±0.29	0.14±0.01	0.15±0.02	5.89±0.62	6.09±0.63	13.53±1.45	14.27±1.33	12.45±1.86	12.90±1.33

表 3 狗牙根栽培组与不栽培植物的对照组土壤中酶活性差别的 *t* 检验 ($n=5$)

Table 3 *T*-test to the difference of soil enzymatic activities between *C. dactylon* and control sample

指标 Index	过氧化氢酶 Catalase	脲酶 Urease	蔗糖酶 Invertase	磷酸酶 Phosphatase	多酚氧化酶 Polyphenoloxidase
RC ₀ (%)	31.393	8.571	95.679	185.964	664.571
<i>t</i>	8.372	7.678	7.545	5.192	9.062
<i>P</i>	0	0	0	0.002	0

RC₀: 栽培植物条件下土壤中酶活性的变化率。

RC₀: Means relative changed rate about enzymatic activities of soils between the growth of plant and control sample.

对栽培污染区狗牙根和非污染区狗牙根的土壤中酶活性的相对变化率进行 t 检验发现(表 4),除蔗糖酶以外,其他 4 种土壤酶在栽培污染区狗牙根后,其活性与栽培非污染区狗牙根的处理的相对变化率均达到显著水平($P < 0.05$)或极显著水平($P < 0.01$)。其中脲酶,多酚氧化酶和磷酸酶活性的相对变化率极具统计学意义,与对应的非污染区狗牙根土壤酶活性具有极显著差异($P < 0.01$)。说明来源于污染区狗牙根的生长对土壤酶活性的作用效果比非污染区植物显著。

此外,比较栽培狗牙根后,不同的土壤酶活性对 Cu 污染的响应情况可以发现,栽培非污染区狗牙根和污染区狗牙根时,各处理组过氧化氢酶活性平均比对照下降 7.13%,4.26%,11.87%和 5.22%;相同条件下,各处理组脲酶活性平均比对照下降 40.55%,30.68%,45.33%和 24.56%;多酚氧化酶活性平均比对照下降 35.42%,27.28%,33.38%和 24.27%;蔗糖酶活性平均下降 8.52%,3.49%,12.43%和 8.44%;而磷酸酶活性则平均下降 20.89%,20.97%,21.80%和 13.66%。显示出,在植物生长条件下,各种土壤酶对 Cu 污染的敏感顺序为脲酶 > 多酚氧化酶 > 磷酸酶 > 蔗糖酶 > 过氧化氢酶。和不栽培植物时一样,脲酶作为对土壤 Cu 处理最为敏感的土壤酶之一,适合于将其作为土壤污染监测和植物对 Cu 污染土壤修复效果评价的一个优先选用指标。

2.3 Cu 胁迫对狗牙根生物量的影响

Cu 胁迫对狗牙根生物量的影响十分明显。对非污染区来源的植株来说,低浓度 Cu 处理时,植株的地上、地下部分干重均略微升高,然而当 Cu 浓度达到 500 mg/kg 后,狗牙根植株的生物量迅速降低,与 Cu 浓度呈显著或极显著负相关性(表 5)。这其中,Cu 浓度增加对植株地下部分生长的影响显著大于地上部分,突出地体现在,

表 4 2 种来源狗牙根生长条件下土壤中酶活性差别的 t 检验 ($n=14$)

Table 4 T-test to the difference of soil enzymatic activities between two biotypes of *C. dactylon*

指标 Index	过氧化氢酶 Catalase	脲酶 Urease	蔗糖酶 Invertase	磷酸酶 Phosphatase	多酚氧化酶 Polyphenoloxidase
RC ₁ (%)	5.500	5.429	11.786	50.214	167.571
t	2.618	8.217	1.762	3.143	4.170
P	0.021	0	0.102	0.008	0.001

RC₁: 2 种来源植物生长条件下土壤中酶活性的变化率。

RC₁: Means relative changed rate about enzymatic activities of soils between the growth of two biotypes of plant.

表 5 Cu 处理对狗牙根生物量的影响

Table 5 Effects of Cu treatments on the biomass of *C. dactylon*

植物来源 Source of plant	Cu 处理 Treatment (mg/kg)	地上部分干重 Dry weight of aboveground part (mg)		地下部分干重 Dry weight of underground part (mg)	
		I	II	I	II
非污染区 Unpolluted area	CK	71±10	75±8	52±5	57±6
	100	85±9	92±10	67±6	78±7
	200	82±10	84±8	60±5	71±7
	500	65±7	79±8	55±5	62±6
	1 000	48±3	58±6	37±4	44±4
	2 000	40±3	49±4	34±3	38±4
	3 000	39±4	45±5	28±3	35±4
	污染区 Polluted area	CK	66±5	74±8	51±5
100		72±8	89±8	56±5	66±5
200		83±8	95±10	66±5	72±8
500		112±13	129±11	78±8	89±8
1 000		73±8	78±8	68±7	78±8
2 000		58±6	66±6	43±5	49±5
3 000		48±4	56±6	31±3	40±4

随 Cu 浓度增加,特别是 Cu 浓度达到 500 mg/kg 后,狗牙根的根冠比极显著降低,相关系数 r 达到 -0.924 。这种现象的产生与地下部分是 Cu 的直接作用部位有关。由此可见,微量的 Cu 对狗牙根生长无不良影响,但是当 Cu 浓度增加到一定程度时,对狗牙根可产生显著影响。这和重金属元素影响植株根尖细胞有丝分裂,造成细胞分裂速度减慢,以致生物量减少的报道相符合^[18,19]。

对来源于污染区的植株而言,在非污染区来源的狗牙根开始出现生物量显著降低的 500 mg/kg 时,它们的生物量达到最大,并且随 Cu 处理浓度的继续增加,其生物量仍然显著高于非污染区来源的狗牙根($P < 0.05$),这说明污染区植株对 Cu 的抗性更强,比非污染区来源的狗牙根更适应在 Cu 污染环境下生长。但在低 Cu 浓度处理时(< 200 mg/kg),污染区来源狗牙根的生物量却反而显著低于非污染区来源的植株。产生这种差异的原因一般由其本身特性决定,现有观点普遍认为这是一种抗性代价,即长时间生长于污染区的植物为了适应环境重金属胁迫,维持对重金属污染的抗性需要消耗一定的能量,致使生物量有所下降^[20]。

2.4 狗牙根的生物量与土壤酶活性的关系

将狗牙根的生物量与 5 种土壤酶活性进行回归分析发现(表 6),5 种酶的活性均与狗牙根的地下部分、地上部分的干重呈正相关关系。其中除多酚氧化酶活性与狗牙根的生物量没有达到显著水平外,过氧化氢酶、脲酶、蔗糖酶和磷酸酶活性均达到了显著水平。分别比较植株地上部分和地下部分与土壤酶活性的相关性可以发现,5 种土壤酶活性与狗牙根地下部分干重的相关性明显大于地上部分。

表 6 狗牙根生物量与酶活性的回归分析

Table 6 Regression analysis between the biomass of *C. dactylon* and soil enzymatic activities

因变量 Dependent	标准化回归模型 Standard regression model	F	P
过氧化氢酶 Catalase	$y = 2.314 + 0.003x_1 + 0.007x_2$	14.897	0.001
脲酶 Urease	$y = 0.003 + 0.002x_1 + 0.003x_2$	5.998	0.017
蔗糖酶 Invertase	$y = 5.398 - 0.002x_1 + 0.026x_2$	9.128	0.005
磷酸酶 Phosphatase	$y = 10.997 + 0.024x_1 + 0.119x_2$	5.032	0.028
多酚氧化酶 Polyphenoloxidase	$y = 6.558 + 0.042x_1 + 0.233x_2$	3.766	0.057

x_1 : 狗牙根地上部分干重 Dry weight of aboveground part of *C. dactylon*; x_2 : 狗牙根地下部分干重 Dry weight of underground part of *C. dactylon*.

3 讨论

土壤微生物、土壤动物和植物等共同作用,促成了土壤中各种酶的积累,而重金属污染将可能造成土壤酶活性降低^[2,3,16]。本研究显示,低浓度 Cu 污染(100 mg/kg)对土壤过氧化氢酶、脲酶、蔗糖酶、磷酸酶、多酚氧化酶活性影响不大,但当处理浓度加大到 500 mg/kg 后,土壤酶活性开始受到显著的影响,并且随着 Cu 处理浓度增加开始迅速下降。随着培养时间的延长,各处理组土壤酶活性均得到不同程度的恢复,但仍然低于对照;其中脲酶活性对土壤 Cu 污染最为敏感,其次是多酚氧化酶、蔗糖酶和磷酸酶,过氧化氢酶活性受到的影响相对较小。

目前,重金属污染成为影响生态系统的重要污染类型的情况下,重金属污染土壤的修复研究倍受关注^[21~24]。植物提取修复技术作为一种绿色生物技术,能在不破坏土壤生态环境,保持土壤结构和微生物活性的情况下,修复被污染的土壤。而重金属污染土壤植物修复成败的关键在于植物种的选择和土壤基质的改良。对植物种的选择,大量研究集中于重金属超积累植物的筛选。但目前发现的超积累植物不仅种类少,而且大多生长缓慢,植株矮小,单株干物质质量小,限制了超积累植物在污染土壤植物修复中的应用^[23,24]。筛选植物修复物种仍然显得十分必要。狗牙根为优良的草坪用草,已有研究显示,其可以在一定浓度的 Cu 污染土壤中正常生长,具有一定的修复 Cu 污染土壤的能力^[19]。本研究显示,来源于污染区的狗牙根对 Cu 的抗性更强,比非污染区来源的植物更适应在 Cu 污染环境下生长。特别是在土壤 Cu 浓度达到 500 mg/kg 后,来源于污染区的狗牙根的耐性明显高于对应的非污染区植物。

而酶作为土壤的组成部分,其活性的大小可较灵敏地反映土壤中生化反应的方向和强度^[14,15,17]。因此通过

对植物生长条件下土壤酶活性的分析,可以较好地反映植物对污染土壤的修复效果。本研究中,种植狗牙根能有效降低 Cu 污染对土壤酶活性的抑制作用,各处理组土壤酶活性均出现极显著增加。这可能是由于植物在其生长过程中,不停地向土壤中分泌各种有机物、无机物和生长激素,促进了土壤微生物等的生长发育;同时,植物会吸收、活化土壤中的重金属类物质,使重金属质量分数降低,生态毒性减弱,土壤中的酶量增加,酶活性也因此出现显著增加^[8,15,16]。本研究中 5 种土壤酶的活性均与栽培植物的生物量呈正相关关系,并且 5 种土壤酶活性与狗牙根地下部分干重的相关性明显大于地上部分。这主要因为土壤中各种酶的积累是土壤微生物、土壤动物和植物根系生命活动共同作用的结果。在植物的生长发育过程中,根系作为植物和土壤的重要界面,不仅是吸收和代谢器官,而且是强大的分泌器官。植物在其生长过程中,主要通过根系不停地向土壤中分泌各种物质。根系分泌物是植物根系在生命活动过程中向外界环境分泌的各种物质。据估计,根系分泌的有机化合物一般在 200 种以上,按分子量大小可分为低分子分泌物和高分子分泌物。低分子分泌物主要包括有机酸、糖类、酚类和各种氨基酸,高分子分泌物则主要包括粘胶和酶^[15]。它们也促进了土壤微生物的生长发育,从而直接、间接地影响着土壤酶的活性。而植物的茎、叶等地上部分,主要通过促进植物根系生长来间接影响土壤中酶的活性^[2,18],这也充分显示植物根系生长对土壤酶活性具有重要影响。而在这种影响中,来源于污染区狗牙根的生长对土壤酶活性的作用效果比非污染区植物更加显著。此外,鉴于土壤脲酶活性对土壤 Cu 污染敏感性高,将其作为土壤 Cu 污染的监测指标和植物对 Cu 污染土壤修复效果的评价指标是可行的。

参考文献:

- [1] Engracia A, Madejon E, Francisco I. Soil enzymatic response to addition of heavy metals with organic residues[J]. *Biology and Fertility Soils*, 2001, 34: 144-150.
- [2] Chen C L, Liao M, Huang C Y. Effect of combined pollution by heavy metals on soil enzymatic activities in areas polluted by tailings from Pb-Zn-Ag mine[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2005, 17(4): 637-640.
- [3] 和文祥, 陈会明, 冯贵颖, 等. 汞、镉、砷元素污染土壤的酶监测研究[J]. *环境科学学报*, 2000, 20(3): 338-343.
- [4] 冯瑞章, 周万海, 龙瑞军, 等. 江河源区不同建植期人工草地土壤养分及微生物量磷和磷酸酶活性研究[J]. *草业学报*, 2007, 16(6): 1-6.
- [5] 岳永华, 杨瑞吉, 牛俊义, 等. 复种饲料油菜对麦茬耕层土壤酶活性的影响[J]. *草业学报*, 2007, 16(6): 47-53.
- [6] Zhang Y L, Wang Y S. Soil enzyme activities with greenhouse subsurface irrigation[J]. *Pedosphere*, 2006, 16(4): 512-518.
- [7] Nannipieri P. The potential use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution[A]. *Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems*[M]. Australia: CSIRO, 1994. 238-244.
- [8] 吴家燕, 夏增禄, 巴音, 等. 土壤重金属污染的酶学诊断——紫色土中的镉、铜、铅、砷对水稻根系过氧化物酶的影响[J]. *环境科学学报*, 1990, 10(1): 73-76.
- [9] 杨志新, 刘树庆. 重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染对土壤酶活性的影响[J]. *环境科学学报*, 2001, 21(1): 60-63.
- [10] 刘树庆. 保定市污灌区土壤的 Pb, Cd 污染与土壤酶活性关系研究[J]. *土壤学报*, 1996, 33(2): 175-182.
- [11] 滕应, 黄昌勇, 龙健, 等. 铜尾矿污染区土壤酶活性研究[J]. *应用生态学报*, 2003, 14(11): 1976-1980.
- [12] Speir T W, Kettles H A, Parshotam A, *et al.* Simple kinetic approach to determine the toxicity of As(V) to soil biological properties[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1999, 31: 705-713.
- [13] Dick R P, Deng S. Multivariate factor analysis of sulfur oxidation and rhodanese activity in soils[J]. *Biogeochemistry*, 1991, 12: 87-101.
- [14] 和文祥, 朱铭菽, 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(2): 139-142.
- [15] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1987.
- [16] 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): 176-183.
- [17] 曹慧, 孙辉, 杨浩, 等. 土壤酶活性及其对土壤质量的指示研究进展[J]. *应用与环境生物学报*, 2003, 9(1): 105-109.
- [18] Shen Z G, Zhao F J, McGrath S P. Uptake and transport of zinc in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and the non-hyperaccumulator *Thlaspi ochroleucum*[J]. *Plant Cell and Environment*, 1997, 20: 898-906.
- [19] 王友保, 张莉, 刘惠, 等. 铜对狗牙根生长及活性氧清除系统的影响[J]. *草业学报*, 2007, 16(1): 52-57.

- [20] Koivunen S, Saikkonen K, Vuorisalo T, *et al.* Heavy metals modify costs of reproduction and clonal growth in the stoloniferous herb *Potentilla anserina*[J]. *Evolutionary Ecology*, 2004, 18(5-6): 541-561.
- [21] Castellano S D, Dick R P. Influence of cropping and sulfur fertilization on transformations of sulfur soils[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1991, 55: 283-285.
- [22] Wong J W C, Lai K M, Su D S, *et al.* Availability of heavy metals for *Brassica chinensis* grown in an acidic loamy soil amended with a domestic and an industrial sewage sludge[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2001, 128(3-4): 339-353.
- [23] Seregin I V, Kozhevnikova A D. Physiological role of nickel and its toxic effects on higher plants[J]. *Russian Journal of Plant Physiology*, 2006, 53(2): 257-277.
- [24] Paul R, Lucas B, Jan J. Cathrina draaisma potentials and drawbacks of chelate enhanced phytoremediation of soils[J]. *Environmental Pollution*, 2002, 116: 109-121.

Effects of growth of *Cynodon dactylon* from two sources on enzyme activities of soil polluted by copper

WANG You-bao, JIANG Tian-hua, AN Lei, YAO Jing, HUANG Yong-jie
(College of Life Science, Anhui Normal University, Wuhu 241000, China)

Abstract: The effects of growth of *Cynodon dactylon* from two sources on enzyme activities in soils polluted by copper was studied in pot cultivation experiments. With higher Cu concentrations, the activities of catalase, urease, invertase, phosphatase, and polyphenoloxidase gradually decreased. There was a significant negative correlation between Cu concentration and soil enzyme activities. *C. dactylon* reduced the inhibition of Cu on the activities of catalase, urease, invertase, phosphatase and polyphenoloxidase from cultivated *C. dactylon*. Among them, the function of *C. dactylon* from polluted areas was greater than that from unpolluted areas, and the enzyme activities had a positive correlation to dry weight of *C. dactylon*. Urease activity may be a monitoring index for Cu polluted soil and one of the appraisal indexes of phytoremediation effects for Cu polluted soil.

Key words: copper; *Cynodon dactylon*; growth; soil enzyme

《草业学报》网上投稿系统开通启事

尊敬的审稿专家、作者和读者：

《草业学报》网站 <http://cyxb.lzu.edu.cn> 已正式开通运行，审稿专家可以通过“专家远程审稿”为本刊审阅稿件；作者可以通过登录“作者在线投稿”和“作者在线查稿”向本刊投稿及查询稿件处理情况；读者可以在线进行过刊浏览和期刊检索。欢迎广大作者、读者和专家通过本刊网站进行投稿、查阅和审稿。