

# 潮土和潮褐土中重金属形态 与土壤酶活性的关系

刘 霞<sup>1</sup> 刘树庆<sup>2</sup> 唐兆宏<sup>3</sup>

(1 河北农业大学生命科学学院, 河北保定 071001)

(2 河北农业大学资源与环境学院, 河北保定 071001)

(3 河北省科学院微生物研究所, 河北保定 071000)

**摘 要** 采用大田取样, 运用连续提取方法, 研究了河北平原潮土、潮褐土两种土壤中 Cd、Pb 的化学形态特征与四种土壤酶(脲酶、H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>酶、转化酶、碱性磷酸酶)活性间的关系。结果表明: 大田两种土壤中交换态 Cd、Pb 对脲酶活性有显著抑制作用。因此, 在石灰性土壤中, 把交换态 Cd、Pb 和脲酶活性共同作为评价土壤 Cd、Pb 污染程度的主要生化指标是可行的。

**关键词** 潮土, 潮褐土, 镉, 铅, 形态, 土壤酶活性

**中图分类号** X152

随着现代工农业的迅速发展,“三废”的排放量对环境造成的污染问题日趋严重,特别是重金属污染已引起国内外专家极大关注。土壤中重金属的总量分析可以给出关于土壤中重金属可能富集的信息,但不能表明该元素在土壤中的存在状态、迁移能力以及作为植物吸收的有效性,也不能作为评估它们对生物影响的充分标准<sup>[1,2]</sup>。这是因为重金属在土壤中以不同的方式与各组分相联系,形成了不同形态的重金属,从而决定了重金属的移动性和生物利用率。从 70 年代开始,环境科学家就认识到重金属的生物毒性不仅与其总量有关,更大程度上取决于它们的化学形态<sup>[3,4]</sup>。由于土壤中一些酶活性较稳定、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。目前有人发现用脲酶、过氧化氢酶活性作为判断土壤中全量 Cd、Pb 污染程度的主要生化指标<sup>[5-7]</sup>,但并未指出土壤中哪种化学形态的重金属对土壤酶活性抑制作用最大、关系最密切。由于重金属在土壤中是以不同的化学形态存在的,因此,不同形态的重金属对土壤酶活性产生的影响就不同。水溶态重金属对土壤微生物和土壤酶活性的影响是直接的,但因数量很少,影响就小,而其它形态的重金属对土壤酶活性的影响可能要大得多。然而,这也是一种推论。Cd、Pb 在土壤中形态的研究,国内外虽有些报道,且主要涉及重金属在土壤中的形态分布特征,并在土体中的迁移转化、生物有效性、生物毒性等方面也做了些工作,但有关不同土壤重金属的各种化学形态与土壤酶活性间关系的研究,至今报道极少。本文通过盆栽试验和大田取样,研究 Cd、Pb 在不同土壤类型上的形态特征及其与土壤酶活性之间的关系,以便为寻求重金属的某种形态作为更确切地评价土壤重金属污染程度的主要指标提供科学的理论依据。

## 1 试验材料与方法

### 1.1 试验设计与分析方法

1.1.1 试验设计 参见文献[8]。

1.1.2 分析方法 (1) 土壤常规分析项目均按土壤农化常规分析方法测定<sup>[9]</sup>。(2) 土壤中四种酶(过氧化氢酶、脲酶、转化酶、碱性磷酸酶)的活性测定参照关松荫<sup>[10]</sup>、周礼凯<sup>[11,12]</sup>和赵兰波等<sup>[13]</sup>介绍的方法。H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>酶用滴定 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 消耗的 0.1 mol L<sup>-1</sup> KMnO<sub>4</sub> 的 ml 数表示;脲酶用比色法测定,以 37℃ 下培养

24h后每克土中  $\text{NH}_3\text{-N}$  的 mg 数表示; 转化酶用碘量法测定, 以  $37^\circ\text{C}$  下培养 23 h 后, 每 g 土所消耗的  $0.1 \text{ mol L}^{-1} \text{ NaS}_2\text{O}_3$  的 ml 数表示; 碱性磷酸酶用比色法测定, 以  $37^\circ\text{C}$  下培养 12 h 后每 g 土所消耗的酚的 mg 数表示。(3) 土壤中重金属的形态分级参见文献[8]。

## 1.2 数据分析方法

采用一元线性回归分析方法及多元逐步回归分析方法进行数据分析。其中多元逐步回归分析方法用 SAS 软件统计分析:

$$y = b_0 + b_1 x_i \quad (i = 1, 2, 3, 4, 5)$$

式中  $x$  为各形态重金属含量,  $y$  为土壤酶活性,  $i$  为形态编号。

## 2 结果分析与讨论

### 2.1 Cd、Pb 在土壤中的形态分布特征

**2.1.1 Cd 在土壤中的形态分布特征** 从表 1 可知, 随污染程度的增加, 交换态有增加趋势, 碳酸盐结合态、残留态有减少趋势, 可能是因为随污染水平的增加 pH 减小的原因。铁锰氧化物结合态、有机结合态相差不大。当总量  $< 1.0 \text{ mg kg}^{-1}$  时, 残留态、碳酸盐结合态占优势。潮褐土中  $\text{Cd} > 1.0 \text{ mg kg}^{-1}$  时, 交换态 Cd 占了主导地位, 其次是有机结合态。

表 1 土壤中镉的形态分布

Table 1 Distribution of Cd forms in field soils

土壤编号	交换态		碳酸盐结合态		铁锰氧化物结合态		有机结合态		残留态	
Soil No.	Exchangeable form		Carbonate combined form		Fe-Mn oxide combined form		Organic form		Residual form	
	( $\text{mg kg}^{-1}$ )	(%)	( $\text{mg kg}^{-1}$ )	(%)	( $\text{mg kg}^{-1}$ )	(%)	( $\text{mg kg}^{-1}$ )	(%)	( $\text{mg kg}^{-1}$ )	(%)
1	0.06	11.32	0.12	22.64	0.03	5.66	0.11	20.75	0.21	39.62
2	—	—	0.22	31.43	—	—	0.11	15.71	0.37	52.86
3	0.18	20.98	0.17	19.81	0.03	3.50	0.21	24.48	0.27	31.47
4	0.04	4.04	0.21	21.21	0.01	1.01	0.10	10.10	0.63	63.64
5	—	—	0.29	28.74	0.08	7.93	0.23	22.79	0.41	40.63
6	0.06	13.37	0.19	18.15	—	—	0.19	18.15	0.53	50.62
7	0.21	20.00	0.23	21.90	0.01	0.95	0.18	17.14	0.42	40.00
8	0.09	11.28	0.24	30.08	0.09	11.28	0.17	21.30	0.21	26.32
9	0.08	11.76	0.12	17.65	0.06	8.82	0.14	20.59	0.28	41.18
10	0.16	19.05	0.22	26.19	0.06	7.14	0.14	16.67	0.26	30.95
11	0.23	25.22	0.16	17.54	0.11	12.06	0.19	20.83	0.22	24.12
13	0.23	24.36	0.17	18.01	0.06	6.36	0.25	26.48	0.23	24.36
14	0.30	29.41	0.15	14.71	0.14	13.73	0.27	26.47	0.16	15.69
15	0.37	35.24	0.13	12.38	0.12	11.43	0.22	20.95	0.21	20.00

注: 1~7 潮土, 8~15 潮褐土, 下同

**2.1.2 Pb 在土壤中的形态分布特征** Pb 在大田土壤中随污染程度的增加交换态 Pb 增加不多, 主要以铁锰氧化物结合态和残留态存在 (表 2)。五种形态 Pb 的顺序为: 残留态 > 铁锰氧化物结合态 > 有机结合态 > 碳酸盐结合态 > 交换态。

表 2 土壤中铅的形态分布

Table 2 Distribution of Pb forms in field soils

土壤编号	交换态		碳酸盐结合态		铁锰氧化物结合态		有机结合态		残留态	
Soil No	Exchangeable form		Carbonate combined form		Fe-Mn oxide combined form		Organic form		Residual form	
	(mg kg <sup>-1</sup> )	(%)	(mg kg <sup>-1</sup> )	(%)	(mg kg <sup>-1</sup> )	(%)	(mg kg <sup>-1</sup> )	(%)	(mg kg <sup>-1</sup> )	(%)
1	0.46	1.67	2.90	10.55	9.28	33.77	3.43	12.48	11.41	41.52
2	—	—	1.89	7.57	8.29	33.20	3.02	12.09	10.10	40.40
3	1.09	3.28	2.49	7.49	7.30	21.95	4.34	13.05	18.03	54.22
4	—	—	3.25	10.73	10.26	33.88	3.41	11.26	13.36	44.12
5	—	—	3.89	10.54	12.57	34.06	4.67	12.65	15.78	42.75
6	1.26	3.11	3.54	8.74	7.30	18.02	4.01	9.90	24.39	60.22
7	1.16	3.02	3.72	9.70	9.61	25.04	3.68	9.59	20.20	52.65
8	—	—	3.37	10.52	14.54	45.41	5.66	17.68	8.45	26.39
9	1.40	3.38	3.02	7.28	16.51	39.80	4.34	10.46	16.21	39.08
11	2.28	5.04	3.72	8.22	15.20	33.58	5.00	11.05	19.06	42.12
12	1.05	2.81	3.19	8.54	12.57	33.65	4.67	12.50	15.87	42.49
13	2.81	4.52	3.37	5.42	15.86	25.51	5.33	8.57	34.80	55.98
14	3.68	6.90	3.09	5.79	17.17	32.19	11.58	21.71	17.82	33.41
15	6.32	10.97	2.21	3.84	20.46	35.51	8.61	14.95	20.02	34.73

## 2.2 土壤中 Cd、Pb 的形态与土壤酶活性的关系

**2.2.1 土壤中 Cd 的形态与土壤酶活性** 大田土壤酶活性测定结果见表 3。又由表 4 可知, 潮土上总量 Cd 与四种土壤酶活性的关系大多不显著, 且相关系数很小, 只有残留态 Cd 与 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 酶活性达到显著正相关, 总量 Cd、碳酸盐结合态 Cd 与转化酶活性达到显著负相关。因此, 在潮土中, 残留态和碳酸结合态 Cd 对 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 酶、转化酶活性产生重要影响。潮褐土上, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 酶与总量 Cd 及各形态 Cd 含量的相关性都很小; 转化酶活性与铁锰氧化物结合态 Cd 达到显著负相关; 而脲酶活性与总量 Cd、交换态 Cd、有机结合态 Cd 达到极显著负相关和显著负相关; 碱性磷酸酶活性与有机结合态 Cd 达到极显著正相关, 残留态 Cd 与四种土壤酶活性的关系大多不显著, 且相关系数较小。因此, 在潮褐土中, 交换态、有机结合态 Cd 对脲酶和碱性磷酸酶活性有重要影响。

由表 5 逐步回归结果可知, 交换态 Cd 对两种土壤中脲酶活性的抑制作用均贡献最大, 对潮土中 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 酶活性有抑制作用但贡献较小。碳酸盐结合态 Cd 对潮土中转化酶活性有抑制作用, 对潮褐土中 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 酶活性的激活作用贡献最大。铁锰氧化物结合态 Cd 对潮土中的碱性磷酸酶活性、潮褐土中的转化酶活性有很强的抑制作用。有机结合态 Cd 只对潮褐土中的转化酶和碱性磷酸酶活性有激活作用, 而残留态 Cd 只对潮土中的 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 酶活性有极大抑制作用。由此可见, 大田土壤中交换态、铁锰氧化物结合态、碳酸盐结合态 Cd 对土壤酶活性的影响最大, 有机结合态、残留态 Cd 也有一定影响。

**2.2.2 土壤中各形态 Pb 与土壤酶活性的关系** 由表 6 可知, 潮土中只有交换态 Pb 对脲酶活性, 铁锰氧化物结合态 Pb 对碱性磷酸酶活性达到了显著负相关外, 而总量 Pb 与四种土壤酶活性的相关系数都很小。潮褐土中总量 Pb 与脲酶活性显著负相关, 与碱性磷酸酶活性显著正相关; 交换态 Pb 和有机结合态 Pb 与脲酶活性也达到了显著负相关。

表3 大田土样的土壤酶活性

Table 3 Soil enzymatic activities in field soils

编号 No.	过氧化氢酶 Catalase (ml g <sup>-1</sup> )	脲酶 Urease (mg g <sup>-1</sup> )	转化酶 Invertase (ml g <sup>-1</sup> )	碱性磷酸酶 Phosphatase (mg g <sup>-1</sup> )
1	3 840	0.423	4 13	0 549
2	3 754	0.488	3 25	0 674
3	3 518	0.293	3 76	0 571
4	4 212	1.388	2 93	0 277
5	3 962	0.912	2 82	0 236
6	3 989	0.250	4 20	0 666
7	3 936	0.270	2 93	0 612
8	3 848	1.124	2 40	0 272
9	3 588	1.325	3 06	0 299
10	3 698	0.955	3 17	0 283
11	3 554	1.085	2 54	0 309
12	3 532	0.980	1 45	0 291
13	3 882	0.655	4 72	0 476
14	3 652	0.487	2 11	0 425
15	3 254	0.457	1 99	0 418

表4 大田土样中各形态镉的含量与土壤酶活性的相关关系

Table 4 The interrelationship between the content of Cd of various forms and soil enzymatic activities in field soils

土壤类型 Soil group	形态序号 Form	过氧化氢酶 Catalase	脲酶 Urease	转化酶 Invertase	碱性磷酸酶 Phosphatase
潮土	总量	0.459 3	0.199 5	- 0.848 5*	- 0.555 4
	I	- 0.285 0	- 0.622 4	0.272 4	0.490 8
	II	0.329 9	0.381 6	- 0.811 4*	- 0.522 8
	III	- 0.076 4	0.265 7	- 0.282 1	- 0.674 4
	IV	- 0.282 6	- 0.315 6	- 0.048 1	0.096 2
	V	0.808 3*	- 0.573 5	- 0.395 4	- 0.348 5
潮褐土	总量	- 0.368 1	0.938 9**	- 0.218 1	0.743 1
	I	- 0.585 4	- 0.896 7**	- 0.271 5	0.733 2
	II	0.641 2	0.234 4	0.105 0	- 0.454 9
	III	- 0.486 2	- 0.553 5	- 0.766 0*	0.287 8
	IV	- 0.008 2	- 0.839 9*	0.032 6	0.894 8**
	V	0.055 4	0.676 0	0.468 3	- 0.471 1

\*  $p < 0.05$  显著水平, \*\*  $p < 0.01$  极显著水平,  $n = 7$ ; I-交换态, II-碳酸盐结合态, III-铁锰氧化物结合态, IV-有机结合态, V-残留态

表 5 土壤中各形态镉含量对土壤酶活性的逐步回归分析结果

Table 5 The result of step regression analysis of the content of Cd of various forms to soil enzymatic activities in soils

土壤类别 Soil group	土壤酶 Soil enzyme	逐步回归方程 Equation of step regression	R
潮 土	过氧化氢酶	$y = 4.5784 - 0.9676x_1 - 2.1608x_5$	0.9992
	脲酶	$y = 0.5221 - 0.2229x_1$	0.8145
	转化酶	$y = 5.3462 - 9.2701x_2$	0.7986
	碱性磷酸酶	$y = 0.9265 - 5.7275x_3 - 0.7081x_5$	0.8832
潮褐土	过氧化氢酶	$y = 3.1438 + 2.9266x_2$	0.6453
	脲酶	$y = 1.4471 - 2.7928x_1$	0.8896
	转化酶	$y = 3.2166 - 34.6810x_3 + 13.9625x_4$	0.9592
	碱性磷酸酶	$y = 0.0800 + 1.4019x_4$	0.8844

表 6 大田土壤各形态铅的含量与土壤酶活性的相关关系

Table 6 The interrelationship between the content of Pb of various forms and soil enzymatic activities in field soils

土壤类型 Soil group	形态序号 Form number	过氧化氢酶 Catalase	脲酶 Urease	转化酶 Invertase	碱性磷酸酶 Phosphatase
潮土	总量	0.2223	-0.2363	-0.0132	-0.0378
	I	-0.2893	-0.7592*	0.5105	0.6115
	II	0.6971	-0.1985	-0.4605	-0.3650
	III	0.5178	0.6531	-0.7078	-0.8381*
	IV	-0.1682	-0.0568	-0.0265	-0.3757
	V	0.0666	-0.4470	0.2441	0.2750
潮褐土	总量	-0.1407	-0.7902*	0.4890	0.9153**
	I	-0.6366	-0.8148*	-0.0446	0.6875
	II	0.6868	0.5087	0.2955	-0.2931
	III	-0.5220	-0.5898	0.0593	0.5352
	IV	-0.2307	-0.7885*	-0.2896	0.5837
	V	0.1699	-0.4700	0.7513	0.7491

\*  $p < 0.05$  显著水平, \*\*  $p < 0.01$  极显著水平,  $n = 7$ ; I-交换态, II-碳酸盐结合态, III-铁锰氧化物结合态, IV-有机结合态, V-残留态

由表 7 可以看出, 在两种土壤中, 碳酸盐结合态 Pb 对  $H_2O_2$  酶活性的激活作用贡献最大, 交换态 Pb 对脲酶活性的抑制作用贡献最大。而铁锰氧化物结合态 Pb 对潮土中的另外两种土壤酶活性的抑制作用贡献最大, 残留态 Pb 对潮褐土中后两种土壤酶活性的激活作用贡献最大。

表 7 土壤中各形态铅含量对土壤酶活性的逐步回归分析结果

Table 7 The result of step regression analysis of the content of Pb of various forms to soil enzymatic activities in soils

土壤类别 Soil group	土壤酶 Soil enzyme	逐步回归方程 Equation of step regression	R
潮土	过氧化氢酶	$y = 2.9559 + 0.2873x_2$	0.6755
	脲酶	$y = 0.8848 - 0.5471x_1$	0.7587
	转化酶	$y = 5.5128 - 0.2255x_3$	0.7078
	碱性磷酸酶	$y = 1.2661 - 0.08169x_3$	0.8381
潮褐土	过氧化氢酶	$y = 2.6410 + 0.3106x_2$	0.6898
	脲酶	$y = 1.2090 - 0.1339x_1$	0.8147
	转化酶	$y = 0.7286 + 0.0995x_5$	0.7511
	碱性磷酸酶	$y = 0.0869 + 0.0174x_4 + 0.0828x_5$	0.9831

2.2.3 土壤重金属污染与土壤酶活性关系的综合分析比较 大田土壤酶活性与 Cd、Pb 的总量和各形态 Cd、Pb 含量的相关性较差。由土壤中各形态 Cd、Pb 对土壤酶活性的逐步回归结果分析可以得出, 交换态 Cd、Pb 对土壤酶活性的抑制作用贡献最大。碳酸盐结合态 Cd、Pb 对 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 酶活性的激活作用影响较大, 对其它土壤酶活性影响较小。铁锰氧化物结合态 Cd、Pb 对土壤酶活性也有很大抑制作用。有机结合态、残留态一般对土壤酶活性影响相对较小。可能是由于残留态一般相当稳定不易转化, 而碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态随环境变化可转化为毒性更大的交换态。

由总量和各形态 Cd、Pb 对土壤酶活性的相关性上可以看出, 当总量与土壤酶活性相关性显著时, 肯定有几个形态与其相关性也显著, 有的相关系数超过与总量的相关系数甚至达到极显著相关。当总量 Cd 对土壤酶活性影响不显著时, 有的形态的 Cd 却已显著抑制土壤酶的活性。说明以重金属的形态分析来研究重金属对土壤酶活性的关系要比用总量更为准确。

研究土壤中重金属形态应着重于各形态对生物产生的毒性, 以便为准确预测土壤重金属污染的临界质量比, 防止土壤污染提供可靠依据。当潮土中脲酶活性抑制率为 10% 时, 交换态 Pb 为 0.92 mg kg<sup>-1</sup>; 潮褐土中脲酶活性抑制率为 10% 时, 交换态 Cd、Pb 量分别为 0.09 mg kg<sup>-1</sup>、0.12 mg kg<sup>-1</sup>。因此在石灰性土壤中, 把交换态 Cd 与脲酶活性总体共同作为评价土壤 Cd 污染程度的主要生化指标是可行的。至于重金属对土壤酶活性的抑制率是用 10%, 还是用 25% 作为生化指标的可靠性及根据有待于进一步深入研究。

### 3 结论

1. 首先探明了 Cd、Pb 在大田潮土和潮褐土上的形态分布特征。随着 Cd、Pb 污染程度的增加, 其交换态含量增加, 而碳酸盐结合态、残留态则有减少趋势。当低浓度 Cd 污染土壤时, Cd 主要以残留态和碳酸盐结合态存在; 当高浓度 Cd 污染土壤时, 交换态 Cd 占了优势。而 Pb 主要以铁锰氧化物结合态和残留态存在。

2. 进一步探明了土壤中 Cd、Pb 的各化学形态与土壤酶活性之间的关系。交换态 Cd、Pb 对土壤酶活性抑制作用贡献最大, 其次为铁锰氧化物结合态, 而且交换态 Cd、Pb 对脲酶活性有显著抑制作用。故在北方石灰性污染土壤中, 把交换态 Cd、Pb 与脲酶活性总体共同作为评价土壤 Cd、Pb 污染程度的主要生化指标是可行的。

### 参考文献

- 朱燕婉, 沈 waters, 钱钦文. 土壤中重金属元素的五个组分的连续提取法. 土壤, 1989, 21(3): 163~166
- Ramos L, Hemond L M, Gonzalez M J. Sequential fractionation of copper, lead, cadmium and zinc in soils from or near Denana National Park. J. Environ. Qual. 1994, 23: 50~57

3. 刘清, 王子健, 汤鸿霄. 重金属形态与生物毒性及生物有效性关系的研究进展. 环境科学, 1996, 17(1): 89- 91
4. Lena Q Ma, Gade N Rao. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. J. Environ. Qual., 1997, 26: 259~ 264
5. 史长青. 重金属污染对水稻土壤酶活性的影响. 土壤通报, 1995, 26(1): 34~ 35
6. 刘树庆. 保定市污灌区土壤的 Pb、Cd 污染与土壤酶活性关系的研究. 土壤学报, 1996, 33(2): 175~ 182
7. 周礼凯. 土壤的重金属污染与土壤酶活性. 环境科学学报, 1985, 5(2): 176~ 184
8. 刘霞, 刘树庆, 王胜爱. 河北主要土壤中 Cd、Pb 形态分布及其影响因素. 土壤学报, 2003, 40(3): 393~ 400
9. 李酉开主编. 土壤农业化学常规分析方法. 北京: 科学出版社, 1983
10. 关松荫主编. 土壤酶及其研究法. 北京: 农业出版社, 1986
11. 周礼凯主编. 土壤酶学. 北京: 科学出版社, 1987
12. 周礼凯, 张志明. 土壤酶的测定方法. 土壤通报, 1980, 11(5): 37~ 38
13. 赵兰波, 姜岩. 土壤磷酸酶的测定方法探讨. 土壤通报, 1986, 17(3): 138~ 141

## THE RELATIONSHIP BETWEEN HEAVY METAL FORMS AND SOIL ENZYMATIC ACTIVITIES IN ALLUVIAL MEADOW SOILS AND MEADOW CINNAMON SOILS

Liu Xia<sup>1</sup> Liu Shu-qing<sup>2</sup> Tang Zhao-hong<sup>3</sup>

(1 College of Life Science, Hebei Agricultural University, Baoding, Hebei 071001, China)

(2 College of Resource and Environment, Hebei Agricultural University, Baoding, Hebei 071001, China)

(3 Institute of Microbiology of Hebei Academy of Science, Baoding, Hebei 071000, China)

### Summary

Successive extraction method was adopted to study the relationship between characteristics of chemical forms of cadmium and lead and four soil enzymatic activities (Calatase, Urease, Invertase, Alkalin phosphatase) in alluvial meadow soil and meadow cinnamon soil by field sampling. The result showed that the most contributions to inhibiting effect of soil enzymatic activities, especially to Urease activities in lowly polluted soils, were the exchangeable Cd and Pb, the next were the Fe-Mn oxide Cd and Pb. When the Urease activities was decreased by 10% in meadow cinnamon soil, the concentration of exchangeable Cd, Pb were 0.09 mg kg<sup>-1</sup>, 0.12 mg kg<sup>-1</sup> respectively and in alluvial meadow soil, the concentration of the exchangeable Pb was 0.92 mg kg<sup>-1</sup>. In calcareous soils, it was feasible to use the exchangeable Cd, Pb and Urease activities as primary biochemical index to evaluate Cd, Pb polluted soils.

**Key words** Alluvial soil, Cinnamon soil, Cadmium, Lead, Forms, Soil enzymatic activities