

# Cd 胁迫下稻田土壤生物活性与酶活性综合研究

段学军<sup>1,2</sup>, 闵 航<sup>1</sup>

(1. 浙江大学生命科学院, 浙江 杭州 310029; 2. 中原工学院, 河南 郑州 450009)

**摘 要:** 试验室盆栽条件下, 研究了不同程度的外源重金属 Cd 胁迫对淹水稻田土壤生物活性和土壤酶活性的影响。结果表明, 重金属 Cd 胁迫对不同的土壤生化过程具有不同效应, 低浓度 Cd 的添加对水稻田土壤呼吸强度有一定刺激作用, 高浓度则产生抑制; 对与厌氧微生物相关的生物活性的影响中, 以产甲烷活性所受影响最大, 硫酸盐还原活性次之, 反硝化活性最小, 而且在整个处理期间对 Cd 的反应较为稳定, 是表征稻田土壤重金属污染程度的良好生物指标。Cd 胁迫对土壤酶活性的影响中, 对土壤的脲酶活性有很显著的抑制作用, 最大抑制率达到 57.4%, 而对过氧化氢酶、转化酶、磷酸酶等活性影响较小, 最大抑制率均未达到 25%, 转化酶对 Cd 具有很强的拮抗作用。

**关键词:** 镉污染; 稻田土壤; 生物活性; 酶活性

**中图分类号:** S131.2      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1672 – 2043(2004)03 – 0422 – 06

## Effects of Cd<sup>2+</sup> on the Biological Activities and the Enzyme Activities in Submerged Paddy Soil

DUAN Xue-jun<sup>1,2</sup>, MIN Hang<sup>1</sup>

(1. College of Life Science, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China; 2. Zhongyuan Institute of Technology, Zhengzhou 450009, China)

**Abstract:** As the important biological parameter, the biochemical activities are important indexes of heavy metal environmental safety assessment. The influence of Cd<sup>2+</sup> on the dynamics of the biological activities and the enzyme activities in submerged red paddy soil in Jiangxi province was studied using traditional incubation method under laboratory conditions. The soil respiration was promoted by Cd<sup>2+</sup> at lower concentrations, but was inhibited at higher concentrations. The effects of different concentrations of Cd<sup>2+</sup> on other soil biochemical process in soils were also different significantly: the lower concentration of cadmium was helpful to increase most of the biochemical processes, but the higher concentrations of Cd<sup>2+</sup> greatly inhibited microbial activities; the higher the concentration of cadmium applied, the more significant the inhibition to the observed activities. Compared with other aerobic biochemical activities, the methane emission activity was most sensitive to Cd<sup>2+</sup>, followed by the sulfate reduction activity. The inhibition of Cd<sup>2+</sup> for the denitrification activity was slightly less and very stable during the whole treated stage, and could be as an indicator of the Cd<sup>2+</sup> pollution degree in paddy soil. The sensitive order to cadmium of four soil enzyme activities was: urease> catalase> phosphatases> invertase. Cadmium inhibited urease activities most with the maximum inhibition rate of 57.4% and had less influence on other soil enzyme activities with the maximum inhibition rates less than 25%. There were significant negative correlations between the cadmium concentration and microbial respiration, the sulfate reduction activity, the methane production activity, urease activity, and catalase activity, which suggested that these indexes might indicate the contamination degree of paddy soil by Cd<sup>2+</sup>. According to these microbial indexes, about 1 ~ 5mg · kg<sup>-1</sup> was considered the critical level of cadmium in submerged paddy soil.

**Keywords:** cadmium; submerged paddy soil; biological activities; enzyme activities

随着人们对重金属胁迫下的土壤微生物变化的了解日渐加深, 应用生物学指标评价重金属污染土壤

的质量已成为当今土壤环境生物学的一个热点<sup>[1, 2]</sup>。稻田土壤由于其独特的厌氧生态环境, 微生物受重金属胁迫的类型与程度均异于旱地农田生态系统。它对水稻田土壤生物活性和酶活性会产生什么样的影响, 国内外的报道尚不多见, 因此有必要专门就 Cd 胁迫对水稻田土壤中各类微生物和酶活性的影响作一探讨。本研究可为稻田土壤重金属污染环境质量的

收稿日期: 2003 – 11 – 08

基金项目: 国家科技部社会公益研究专项资金项目(177 – 2 – 3)

作者简介: 段学军(1969—), 男, 山西祁县人, 讲师, 在读博士, 主要从事土壤与环境微生物学的研究。

联系人: 闵 航, E-mail: minhang@zju.edu.cn

确定和以土壤生物活性作为判断稻田土壤重金属 Cd 污染程度的早期预测预报指标提供基础资料,同时通过对 Cd 胁迫下生物活性变化的了解,也可为 Cd 污染稻田土的生物修复提供依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

本研究所用土壤为发育于第四纪红粘土母质的黄棕稻田土,采自中国农科院江西国家黄棕土肥力与肥料效益监测基地,它们的有关理化性状见表 1。取回风干,过 3 mm 筛,充分混匀后备用。

表 1 供试土壤的理化性状

Table 1 Physic – chemical properties of the experimental soil

| 全 N/g · kg <sup>-1</sup> | 碱解 N/g · kg <sup>-1</sup> | 全 P/g · kg <sup>-1</sup> | 速效 P/mg · kg <sup>-1</sup> | 全 K/g · kg <sup>-1</sup> | 速效 K/mg · kg <sup>-1</sup> | 有机质/mg · kg <sup>-1</sup> | pH  |
|--------------------------|---------------------------|--------------------------|----------------------------|--------------------------|----------------------------|---------------------------|-----|
| 0.966                    | 78.4                      | 1.1                      | 15.37                      | 19.6                     | 147.3                      | 2.51                      | 5.9 |

厌氧环境。

1.3 土壤生物活性测定方法

1.3.1 土壤呼吸强度测定

各取处理土样 10 g 于 100 mL 血清瓶中,分别加入 0.1 mol · L<sup>-1</sup> 葡萄糖溶液 2 mL,异丁基胶塞和铝盖密封。28 ℃ 下培养 24 h 后测定 CO<sub>2</sub> 形成量。CO<sub>2</sub> 测定采用上海分析仪器厂生产的 102G 型气相色谱仪,担体为 GDX – 104,柱温 40 ℃,色谱柱为 2 m 长的不锈钢柱,热导池检测器。氮气(载气)流速为 30 mL · min<sup>-1</sup>,出峰时间为 43 s<sup>[3]</sup>。

1.3.2 反硝化活性的测定和计算

反硝化活性的测定和计算按《农业微生物学实验技术》<sup>[4]</sup>方法。

1.3.3 硫酸盐还原活性的测定和计算

硫酸盐还原活性的测定和计算按《水稻田土的硫酸盐还原活性测定方法的研究》<sup>[5]</sup>介绍的方法。

1.3.4 产甲烷活性的测定

取各处理土样 10 g 于 100 mL 血清瓶中,分别加入 0.1 mol · L<sup>-1</sup> 葡萄糖溶液 2 mL,异丁基胶塞和铝盖密封。28 ℃ 下培养 24 h 后测定 CO<sub>2</sub> 形成量。利用 102G 型气相层析仪氢火焰检测器(上海分析仪器厂生产)检测甲烷含量。以 100% 纯甲烷气体作标准气体,在 100 mL 血清瓶中加入不同量的标准甲烷气体,获得不同浓度的标准气体,然后制作甲烷含量和峰高的标准曲线。样品中甲烷含量根据标准曲线进行计算。CH<sub>4</sub> 检测条件:N<sub>2</sub> 为 25 mL · min<sup>-1</sup>,H<sub>2</sub> 为 60 ~ 70 mL · min<sup>-1</sup>,空气为 600 ~ 700 mL · min<sup>-1</sup>。层析柱为 2

1.2 试验设计与实施

试验采用 10 cm × 15 cm 塑料桶,每盆装土 1.3 kg,加水 1 000 mL,使土壤保持淹水状态,置于 28 ℃ 恒温预培养 2 周,进行微生物特别是厌氧微生物的复壮。试验用试剂为分析纯 CdCl<sub>2</sub> · 5H<sub>2</sub>O(北京双环化学试剂厂)。试验设 6 个处理,分别为 0,0.5,1.0,3.0,5.0,10.0 mg · kg<sup>-1</sup> 土,Cd<sup>2+</sup> 以溶液形式分别按各自用量加入土样中,充分搅拌均匀,分别在培养 7,14,21,28,42 和 84 d 时,取样测定各自稻田土壤的生物活性及酶活性。在整个培养时期内,随时补加水,使水位始终保持高于土壤 1 ~ 2 cm,以模拟水田中的

m 不锈钢柱,柱温 38 ℃,担体 GDX – 502。出峰时间为 17 s。

1.4 土壤酶活性测定方法

1.4.1 过氧化氢酶活性的测定

过氧化氢酶测定采用滴定法。称取 5 g 土样,置于 150 mL 三角瓶中,注入 40 mL 蒸馏水和 5 mL0.3% 过氧化氢。同时设置对照,即三角瓶中注入 40 mL 蒸馏水和 5 mL0.3% 过氧化氢,而不加土样。塞紧瓶塞,置于 120 次 · min<sup>-1</sup> 往返式摇床上,振荡 30 min。随即注入 5 mL6 mol · L<sup>-1</sup> 硫酸以终止反应,用致密滤纸过滤。取滤液 25 mL,用 0.1 mol · L<sup>-1</sup> 高锰酸钾溶液滴定至微红色。土壤过氧化氢酶活性以单位土重的 0.1 mol · L<sup>-1</sup> 高锰酸钾毫升数(对照与试验测定的差)表示<sup>[5,6]</sup>。

1.4.2 脲酶活性的测定

脲酶测定采用比色法。称取 5 g 土样,置于 100 mL 三角瓶中,加入 1 mL 甲苯,室温放置 15 min 后,加入 5 mL 10% 尿素溶液和 10 mL pH6.7 的柠檬酸盐缓冲液仔细混匀。将瓶在 38 ℃ 恒温箱中培养 24 h。24 h 后,用热至 38 ℃ 的蒸馏水稀释至刻度(甲苯应浮在刻度以上),摇荡,将悬液过滤备用。与此同时,对每一土样设置用水代替基质的对照,对整个试验,设置无土壤的对照,以检验试剂的纯度。取滤液 1 mL 置于容量瓶中,用蒸馏水稀释至 10 mL,然后加入 4 mL 苯酚钠溶液,并立即加入 3 mL 次氯酸钠溶液。加入每一试剂后,立即将混合物仔细混匀。混合 20 min 后,将混合物稀释至刻度。用 1 cm 的比色槽,在比色

计上于波长 578 nm 处测定颜色深度 (靛酚的青色能在 60 min 稳定), 用供试样品所得的消光值减去对照样品消光值之差, 根据标准曲线求出氨态氮量。土壤的脲酶活性, 以每 100 g 土  $\text{NH}_3 - \text{N}$  的毫克数表示<sup>[6,7]</sup>。

#### 1.4.3 蔗糖酶活性的测定

蔗糖酶测定采用滴定法, 10 g 供试土 (过 1 mm 筛的风干土样), 置于 100 mL 容量瓶中, 用 1.5 mL 甲苯, 在室温下放置 15 min。注入基质 (20% 蔗糖溶液) 和磷酸盐缓冲液 (pH5.5) 各 10 mL。将瓶中内容物仔细混合, 放在 37 °C 恒温箱中保温。培养 23 h 后, 用热至 38 °C 的水将瓶中混合物稀释至刻度 (甲苯浮在刻度以上), 充分混合后重新置于恒温箱中。再培养 1 h 后, 取 20 mL 未经过滤的透明液, 测定其还原糖。每一组测定, 设置无蔗糖溶液土壤和蔗糖溶液为对照。还原糖测定法: 往 100 mL 三角瓶中注入 10 mL 啡啉溶液和 20 mL 供试液, 并混以 20 mL 蒸馏水。将以上三角瓶在沸水浴上放置 10 min 后, 冷却至 25 °C, 再往瓶中加入 3 mL 33% KI 溶液和 4 mL 稀  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (1:3)。用  $0.2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  滴定以上混合液, 在达到当量前, 注入 0.5 mL 淀粉指示剂, 滴定至蓝色消失。土壤蔗糖酶的活性, 以单位土重的  $0.2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  毫升数 (对照与试验测定之差) 表示<sup>[6,7]</sup>。

#### 1.4.4 磷酸酶活性的测定

磷酸酶活性的测定采用磷酸苯二钠比色法, 10 g 供试土 (过 1 mm 筛的风干土) 置于 100 mL 容量瓶中。加 2 mL 甲苯处理, 轻摇 15 min。加入 10 mL 磷酸苯二钠和 10 mL 柠檬酸盐缓冲液。对每一土样, 设置用水代替基质的对照, 对整个试验, 设置无土壤的对照。仔细摇匀后放入恒温箱, 在 37 °C 下培养 24 h。用热至 38 °C 的水将瓶中内容物稀释至刻度 (甲苯浮在刻度以上), 再用致密滤纸过滤。取 1 mL 滤液于 100 mL 容量瓶中, 加 5 mL 硼酸盐缓冲液 (pH 9.6), 用水稀释至 25 mL, 加 1 mL 氯代二溴对苯醌亚胺试剂。将反应物仔细混合, 静置 20 min。这时溶液呈青色。用蒸馏水稀释至刻度, 在 24 h 内, 在比色计上于波长 578 nm 处测定颜色的深度, 读取消光值。以供试样品所得消光值减去对照样品消光值的差, 根据标准曲线, 求出酚量。土壤的磷酸酶活性, 以每 100 g 土的酚毫克数表示<sup>[6,7]</sup>。

#### 1.5 数据分析

所有试验数据均为 3 次重复的平均值, 数据分析用 SPSS10.0 for windows 分析软件, <http://>

10.14.91.104/software\_old/software\_sql/software\_detail.asp?s\_id=1867&s\_class=223, 北京希望电子出版社电子版。

## 2 结果与讨论

### 2.1 Cd 胁迫对水稻田土壤生物活性的影响

#### 2.1.1 Cd 胁迫对土壤呼吸强度的影响

土壤呼吸强度是土壤微生物活性的体现, 可用来衡量微生物生命活动的强度<sup>[8,9]</sup>。也是研究土壤重金属污染的一项重要生物学参数。图 1 为不同处理土壤呼吸强度与对照比值的百分数。图 1 表明, 处理前期 (21 d 前) 土壤中外加较低浓度 Cd 对土壤呼吸强度有一定的促进作用, 与对照相比, 施用量为  $0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时分别提高了 12%, 3%, 10%, 施用量为  $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时分别提高了 33%, 80%, 9%, 但随着外加镉盐浓度的增加, 土壤呼吸强度明显下降, 至施用量为  $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时, 分别下降 69%, 60%, 65%, 这与旱田土壤的相关研究报道一致<sup>[10-12]</sup>, 但随着施用时间的增加, 促进作用逐渐消失, Cd 的添加主要以抑制为主, 这很可能是由于水田土壤的特殊生态环境, 使得重金属离子的分布更加均匀, 增加了与微生物的接触所致。

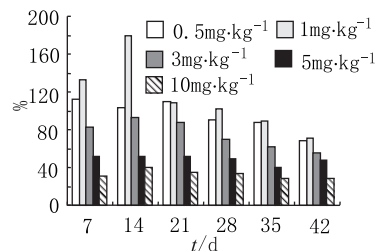


图 1 Cd 对水稻田土壤呼吸作用的影响

Figure 1 Effect of cadmium on soil respiration in paddy soil

#### 2.1.2 重金属 Cd 胁迫对土壤反硝化活性的影响

图 2 所示为添加不同浓度 Cd 后水稻田土壤的反硝化活性与对照的百分比。由图可知, 处理初期, 土壤反硝化活性对重金属镉较为敏感, Cd 的添加对土壤反硝化活性有抑制作用, Cd 添加量越大, 抑制也越明显, 至 Cd 添加量为  $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时抑制率为 48%。但随着时间的延续, Cd 对土壤反硝化活性的影响逐渐减弱, 甚至出现低浓度 Cd 对土壤反硝化活性的刺激作用, 第 42 d 时, 最大抑制率仅为 21%。这可能和耐 Cd 的 DNB 的生长有关, 也可能暗示 DNB 对 Cd 污染水稻田土壤的修复能力。

#### 2.1.3 Cd 胁迫对土壤硫酸盐还原活性的影响

图 3 显示出稻田土壤硫酸盐还原活性在不同浓

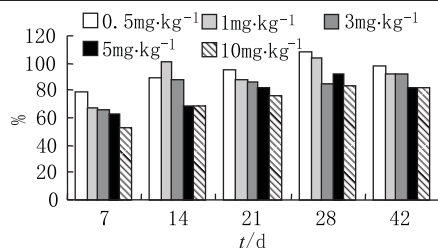


图 2 Cd 对水稻田土壤反硝化活性的影响

Figure 2 Effect of cadmium on the denitrification activity in paddy soil

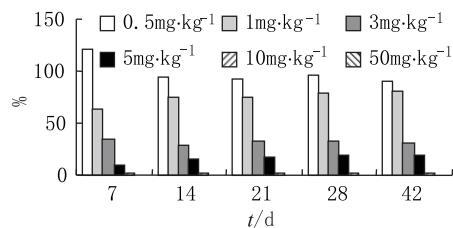


图 4 Cd 对水稻田土壤产甲烷活性的影响

Figure 4 Effect of cadmium on the activity of methane emission in paddy soil

度 Cd 胁迫下与对照的比值变化 (以百分比表示), 添加低浓度 Cd (小于  $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 时, 对水稻田土壤的硫酸盐还原活性基本没有影响。随着 Cd 添加量的逐渐增加, 稻田土壤硫酸盐还原活性逐渐下降, Cd 添加量达  $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时, SRA 抑制率为 37% ~ 46%, 同时随着浸泡培养时间的延续, SRA 基本维持在同一抑制水平。这与已有的重金属对稻田土壤硫酸盐还原细菌数量的影响研究结果相一致 (另文发表), 硫酸盐还原活性是一个对重金属 Cd 反应较为稳定的指标, 不随时间的变化而变化, 可以有效的表征稻田土壤的重金属污染程度。

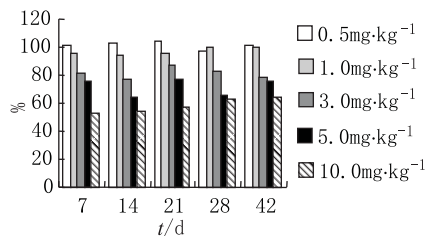


图 3 Cd 对水稻田土壤硫酸盐还原活性的影响

Figure 3 Effect of cadmium on the activity of sulfate reduction in paddy soil

#### 2. 2. 1 Cd 胁迫对土壤产甲烷活性的影响

图 4 显示出稻田土壤产甲烷量在不同浓度 Cd 胁迫下与对照数量的比值变化。结果显示, 除土壤处理 7 d 时  $0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Cd 添加量对甲烷产生有促进作用外, 随着 Cd 添加量的逐步增多, 甲烷产生量急剧下降, 至  $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时抑制率可达 91%, 说明 Cd 对产甲烷细菌具有极强的毒性。随着时间的延长, 各处理土样甲烷产生量在处理 14 ~ 42 d 时虽有小幅回升, 但都仍明显小于对照, Cd 添加量为  $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时的抑制率基本保持在 81% ~ 87% 之间, 可以认为, 产甲烷活性作为稻田土壤中一种独特的微生物指标, 对重金属 Cd 污染非常敏感, 是一种较为合适的重金属污染表征指标。

#### 2. 2 Cd 胁迫对水稻田土壤酶活性的影响

##### 2. 2. 1 Cd 胁迫对土壤过氧化氢酶活性的影响

由图 5 可知, 5 种不同浓度的 Cd 加入后, 对稻田土壤的过氧化氢酶活性有显著的抑制作用。在处理初期, 过氧化氢酶活性的变化不大, 但高浓度的 Cd 还是表现出明显的抑制作用的。在 14 d 的时候表现出了明显的抑制作用, 差异达极显著水平, 浓度越高, 抑制率越大。随着培养时间的延长, 过氧化氢酶活性逐渐降低, 在 20 ~ 30 d 抑制率减小, Cd 浓度为  $0.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时活性出现了负抑制现象, 原因可能是因为土壤中有有效 Cd 成分随时间而减少。40 d 以后, 过氧化氢酶活性基本上趋于稳定, 浓度越高, 抑制率越大。

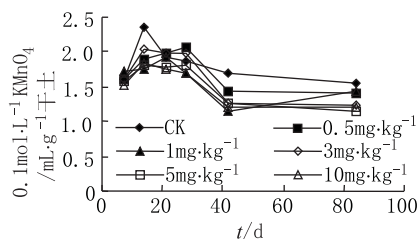


图 5 Cd 对稻田土壤过氧化氢酶活性的影响

Figure 5 Effect of cadmium on the activity of catalase in paddy soil

##### 2. 2. 2 Cd 胁迫对土壤脲酶活性的影响

图 6 表明, 脲酶对 Cd 元素非常敏感, 添加不同浓度的 Cd 后, 立即表现出强烈的抑制作用, 浓度越大, 抑制率越大, 最大时达到 57.4%。在土壤处理 14 d 后随着 Cd 存在状态在土壤中的重新分布, 有效态 Cd 浓度降低, 脲酶活性有所增高, 至 28 d 时, 最大抑制率已下降为 37.9%。至 42 d 时, 已基本处于稳定。由于脲酶对不同浓度 Cd 强烈的敏感性, 用脲酶活性来作为稻田土壤 Cd 污染的评价指标和制定 Cd 的临界含量是可行的。

##### 2. 2. 3 Cd 胁迫对土壤转化酶活性的影响

图 7 表明, Cd 对稻田土壤转化酶活性的影响比对脲酶的影响要小。5 种土样的转化酶变化趋势都是一致的。低浓度的 Cd 对转化酶表现出刺激作用。1

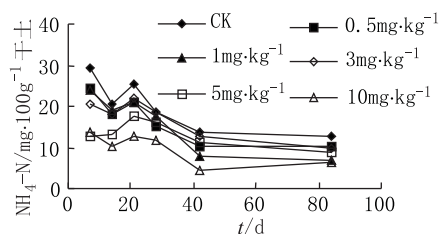


图 6 Cd 对稻田土壤脲酶活性的影响

Figure 6 Effect of cadmium on the activity of urease in paddy soil

$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  浓度的 Cd 时表现为抑制作用, 浓度越高, 抑制率越大。在培养 21 d 后, 由于有效 Cd 的变化和转化酶的拮抗作用, 转化酶的活性有大幅增长的过程。到达最高点时的转化酶的活性高于处理初期的活性, 说明转化酶对 Cd 有极强的拮抗作用。42 d 后, 随着拮抗作用的减弱, 转化酶活性逐渐下降。总的说来, Cd 会抑制转化酶的活性, 但是抑制作用不如脲酶和过氧化氢酶大。转化酶对 Cd 还表现出很强的拮抗作用。

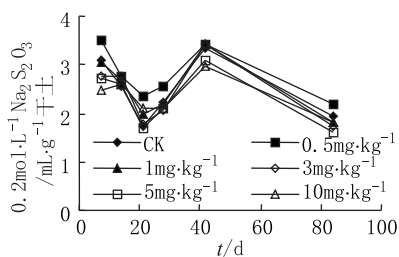


图 7 Cd 对稻田土壤转化酶活性的影响

Figure 7 Effect of cadmium on the activity of invertase in paddy soil

#### 2.2.4 Cd 胁迫对土壤磷酸酶活性的影响

由图 8 可知, 低浓度的 Cd 始终表现为负抑制现象。在样品处理的初期, 高浓度 Cd 对土壤磷酸酶活性表现为抑制作用, 但是抑制不如脲酶和过氧化氢酶显著。随着培养时间的增长, 土壤有效 Cd 浓度的降低, 高浓度 Cd 处理的土样也表现为刺激作用。10  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Cd 处理的土样始终是表现为抑制, 最大抑制率为 24.1%。在培养前 21 d, 磷酸酶的活性增大, 说明 Cd 对磷酸酶的作用需要一个过程, 在 28 ~ 40 d 又有一个增长的过程, 可能是由于有效 Cd 成分的下降和土样里的抗性微生物的生长。

### 3 结论

一般认为 Cd 具有生化毒性, 对土壤生物活性和酶活性具有阻抑作用<sup>[13, 14]</sup>。但是由于环境因子的复杂性, 土壤微生物作用的多样性, Cd 对不同土壤生物活性不但具有抑制作用, 在某些条件下还具有促进作用。

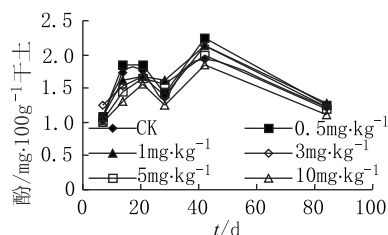


图 8 Cd 对稻田土壤磷酸酶活性的影响

Figure 8 Effect of cadmium on the activity of phosphatase in paddy soil

用。

本研究结果发现, 重金属 Cd 胁迫对不同的土壤生化过程具有不同效应, 作为表征土壤总体生物活性的重要参数, 低浓度 Cd 的添加对水稻田土壤呼吸强度一定刺激作用, 高浓度则产生抑制, 而且施药浓度越高, 受抑制程度越强, 与旱地土壤相关报道相一致<sup>[15~17]</sup>。而对与厌氧微生物相关的生物活性的影响则有相异的结果, 其中产甲烷活性所受影响最大, 硫酸盐还原活性次之, 反硝化活性最小, 而且在整个处理期间对镉的反应较为稳定, 是很好的表征稻田土壤的重金属污染程度的生物指标。在 Cd 胁迫对土壤酶活性的影响方面, 与旱地土壤研究结果相一致, 但添加 Cd 后对土壤的脲酶活性有很显著的抑制作用, 最大抑制率达到 57.4%, 而对过氧化氢酶、转化酶、磷酸酶等活性的最大抑制率均未达到 25%, 所以采用脲酶活性来作为评价淹水稻田土壤 Cd 污染的评价指标是合适的。转化酶对 Cd 具有很强的拮抗作用, 在培养 21 d 后, 转化酶的活性大幅升高, 最高时超过了培养初期时的酶活性。其原因可能是由于土壤中有效 Cd 成分随时间的增长在土壤中的重新分布, 以及转化酶对 Cd 的拮抗作用, 但是明确机理还有待进一步研究。

#### 参考文献:

- [1] Giller K E, Witter E, Mcgrath S. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review[J]. *Soil Biochemistry*, 1998, 30: 1389 - 1414.
- [2] Wenderoth D F, Reber H H. Development and comparison of methods to estimate the catabolic versatility of metal - affected soil microbial communities[J]. *Soil Biology Biochemistry*, 1999, 31: 1793 - 1799.
- [3] Min H and Ye Y F and Chen Z Y. Effects of butachlor on microbial populations and enzyme activities in paddy soil[J]. *J Environ Sci Health*, 2001, B36(5): 581 - 595.
- [4] 李卓隼, 喻子牛, 何绍江. 农业微生物学实验技术[M]. 北京: 中国农业出版社, 1996.
- [5] 朱南文. 有机磷农药甲胺磷、乐果对土壤微生物活性的影响[D].

杭州:浙江农业大学硕士学位论文,1996.

- [6] 严昶升. 土壤肥力研究方法[M]. 北京:农业出版社,1988. 277 – 279.
- [7] 许光辉, 郑洪元. 土壤微生物分析方法手册[M]. 北京:农业出版社,1986.
- [8] 罗 明. Effects of different quantity nitrogenous and phosphorus fertilizer on cotton field soil microfauna and activities[J]. 土壤通报, 2000, 31(2):66 – 69.
- [9] 刘惠君, Effects of pesticide imidacloprid and its metabolites on soil respiration[J]. 环境科学, 2001, 22(4):73 – 76.
- [10] Speir T W, Ross D J. Assessment of the feasibility of using CCA treated and boric acid treated sawdust as soil amendment. Soil biochemical and biological properties[J]. *Plant Soil*, 1992, 142: 249 – 258.
- [11] Speir T W, Ross D J. A simple kinetic approach to derive the ecological dosevalue, ED50, for the assessment of Cr toxicity to soil biological properties[J]. *Soil Biol Biochem*, 1995, 27: 801 – 810.
- [12] Contrufo M F, et al. Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in woods[J]. *Environ Pollut*, 1995, 89: 81 – 87.
- [13] Kandeler E, Luftenegger G, Schwarz S. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1997, 23: 299 – 306.
- [14] Hattori H. Influence of heavy metals on soil microbial activities[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 1992, 38: 93 – 100.
- [15] 夏增禄. 中国土壤环境容量[M]. 北京:地震出版社,1992.
- [16] Giller Ken E, Witter Ernst, Mcgrath Steve. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review [J]. *Soil Biochemistry*, 1998, 30: 1389 – 1414.
- [17] Gong P. Ecological effects of combined organic or inorganic pollution of soil microbial activities[J]. *Water Air Soil Pollut*, 1997, 96(1/4).