

土壤中多菌灵的降解动态及其对土壤微生物群落多样性的影响*

向月琴 高春明 庞国辉 郝乙杰 方华 楚小强 虞云龙[†]

(浙江大学农业与生物技术学院植保系, 杭州 310029)

摘要 采用实验室模拟方法研究了多菌灵在土壤生态系统中的降解动态及其对土壤微生物群落多样性的影响。结果表明, 2.0 和 4.0 mg kg⁻¹ 多菌灵在土壤中的降解半衰期分别为 8.6 和 6.8 d。试验初期各个处理的土壤微生物群落的 AWCD 值显著降低, 土壤微生物群落的 Shannon 指数、Simpson 指数和 McIntosh 指数均低于不加多菌灵的对照, 微生物群落的丰富度、均匀度和优势度受到抑制, 并且多菌灵对土壤微生物的抑制作用随浓度的增加而增强。随着时间的延长, 多菌灵对土壤微生物的毒性逐渐减弱, 3 d 后土壤微生物多样性逐渐恢复到对照水平。

关键词 多菌灵; 土壤微生物; 群落多样性; 降解动态; B DLOG

中图分类号 S154.3 **文献标识码** A

土壤微生物是土壤质量和健康状况的重要表征, 它们对植物营养循环、土壤结构保持、物质转化、能量流动以及污染物降解等过程起着至关重要的作用^[1-6]。然而农业生产中施用的农药大多数进入到土壤中, 对土壤微生物产生一定程度的影响, 如杀菌剂百菌清^[7]对真菌影响不明显, 对土壤细菌表现出抑制效应, 21 d 后逐渐恢复, 对土壤酸性磷酸酶、碱性磷酸酶、脲酶均产生一定的抑制作用; 戊唑醇^[8]在低浓度下对土壤微生物数量有刺激生长作用, 高浓度下抑制其生长, 对土壤微生物的呼吸强度呈现出先抑制后刺激的规律; 除草剂阿特拉津^[9] 10 mg kg⁻¹ 处理初期明显降低土壤微生物生物量碳和微生物生物量氮, 随时间推移逐渐恢复, 随后又下降, 30 d 后变化趋于平缓。农药对土壤微生物的影响研究引起了广泛的关注。

多菌灵 (Carbendazim) 是高效低毒内吸性苯并咪唑类杀菌剂, 对子囊菌和半知菌引起的真菌病害具有保护和治疗作用, 主要用于水果、蔬菜、中草药等的病害防治。Cuppen 等^[10] 研究发现, 多菌灵在水中的降解半衰期可长达 6~25 周, 对植物、动物以及人体有

一定的危害。已有研究表明, 多菌灵能够影响哺乳动物精母细胞的减数分裂^[11,12]。因此, 其在环境中的行为受到普遍关注。近年来多菌灵的光解^[13]、吸附-解吸^[14,15]、对土壤生态系统中脱氢酶和磷酸酶^[16,17]活性的影响、对模拟陆地生态系统中土壤线虫数量^[18]影响等多有报道, 然而, 多菌灵对土壤微生物群落多样性影响的研究相对较少。

本研究采用 B DLOG[™] ECO Microplate (Matrix Technologies Corporation), 分析实验室培养条件下多菌灵污染土壤微生物群落的动态效应, 结合多菌灵在土壤中的降解动态, 评价多菌灵对土壤微生物群落多样性的影响, 为多菌灵的使用安全性评价提供基本依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

采集浙江大学华家池校区大棚蔬菜试验田 0~20 cm 的新鲜土样, 除去植物残根和石砾等杂物, 过 2 mm 筛备用。土壤样品于实验前在室温下放置 7 d。土壤的基本理化性质见表 1。

* 国家重点基础研究发展规划项目 (2002CB410806)、浙江省自然科学基金项目 (Z306260) 和科技部“十一五”支撑计划项目 (2006BA D9B03) 资助

[†] 通讯作者, E-mail: ylyu@zju.edu.cn

作者简介: 向月琴, 女, 硕士研究生, 主要从事农药环境毒理及生物修复方面的研究

收稿日期: 2007-03-06; 收到修改稿日期: 2007-04-17

表 1 土壤理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the soil used in this study

土壤类型 Soil type	pH	有机碳 Organic carbon (g kg ⁻¹)	全氮 Total nitrogen (g kg ⁻¹)	有效磷 Available phosphorus (mg kg ⁻¹)	速效氮 Available nitrogen (mg kg ⁻¹)	速效钾 Available kalium (mg kg ⁻¹)	田间最大持水量 WHC (%)
黄松土 Fluviomarine yellow loamy soil	6.77	17.7	1.36	162.7	89.70	39.94	39.35

1.2 仪器和试剂

Agilent 1100液相色谱仪,带紫外检测器和色谱工作站;RXZ型智能人工气候箱(宁波江南仪器厂);HZ29310K型全温振荡器(太仓市科教器材厂);旋转蒸发仪(上海亚荣生化仪器厂);H RAY-MA-HVE-50高压灭菌锅;微生物鉴定仪 B DLOG (Biolog, Inc., Hayward, CA 94545, USA);Eppendorf 300 μ 18通道排枪等。

二氯甲烷、石油醚、甲醇、无水硫酸钠、氯化钠、盐酸、氢氧化钠、N,N-二甲基甲酰胺均为 A.R 级。多菌灵标准品(99.5%)购自农业部农药检定所。

1.3 多菌灵土壤降解实验

称取相当于 1 kg 干重的土壤于塑料盆中,按设置其在土壤中的浓度分别为 2.0 和 4.0 mg kg⁻¹,加入一定量的多菌灵标准溶液,充分搅拌均匀,加入适量无菌水,使土壤含水量为田间最大持水量的 60%,用锡箔纸覆盖塑料盆,1 d 后于锡箔纸上开内径 1 mm 的 5 个小孔,于人工气候箱(25 \pm 1) 黑暗培养,期间每隔 2 d 调节水分一次,使其含水量保持恒定。另设不加多菌灵的土壤做同样处理为对照。每个处理设 3 个重复。药剂处理后 2 h、1 d、3 d、5 d、7 d、14 d、21 d、28 d 取样测定多菌灵的残留量;处理后 2 h、3 d、7 d、14 d 取样测定土壤微生物多样性。

1.4 土壤中多菌灵残留分析方法

称取 20 g 土样于 250 ml 具塞三角瓶中,加入 80 ml 甲醇和 0.2 mol L⁻¹ 盐酸溶液 10 ml,振荡提取 2 h 后布氏漏斗抽滤,50 ml 甲醇洗残渣,合并滤液于 250 ml 平底烧瓶中,50 $^{\circ}$ C 水浴上浓缩至 10~20 ml,留待液液分配。

将浓缩后的提取液转移至 250 ml 分液漏斗中,加入 0.2 mol L⁻¹ 盐酸溶液 10 ml 和 40 ml 蒸馏水,再加入 40 ml 石油醚剧烈振荡 1 min,静置分层后弃去上层有机相。水相用 1 mol L⁻¹ NaOH 溶液调节

pH 至 7.0,再加入 20 ml 饱和 NaCl 溶液,分别用 50、40、30 ml 二氯甲烷萃取 3 次。萃取液经无水 Na₂SO₄ 干燥后合并收集于 250 ml 平底烧瓶中,减压浓缩至近干,N,N-二甲基甲酰胺定容至 10 ml,待 HPLC 检测。

1.5 HPLC 检测条件

色谱柱:4.6 mm (id) \times 250 mm, ZORBAX SB-C18 柱,粒径 5 μ m;流动相:甲醇-水(65:35);流速:0.8 ml min⁻¹;检测波长:281 nm;进样量:10 μ l;柱温:室温;多菌灵保留时间约 5 min。

1.6 B DLOG ECO 微平板测定法

称取相当于 10 g 干重的新鲜土样加入内含 0.85% NaCl 100 ml 无菌溶液的三角瓶中,振荡(200 r min⁻¹) 30 min,然后按照逐步稀释法稀释为 10⁻²、10⁻³ 梯度液。将 10⁻³ 稀释液接种至 B DLOG ECO 微平板中,每孔 150 μ l,每样一板(包括 3 个重复),将接种的 ECO 板放在恒温培养箱(25 \pm 1) 中培养,温育过程中分别于 4、24、48、72、96、120、144、168 h 在 B DLOG 自动读数装置下读数。

1.7 数据分析

1.7.1 土壤微生物群落 B DLOG ECO 微平板反应颜色变化率

土壤微生物群落 B DLOG ECO 微平板在温育过程中的平均每孔颜色变化率(Average well color development, AWCD)计算方法:AWCD = (A - A_{CK}) / 31,其中 A 为各反应孔的吸光值,A_{CK} 为对照孔的吸光值。

1.7.2 多样性分析指数

采用 B DLOG 微平板培养 72 h 的数据进行数据统计,采用 Shannon、Simpson 和 McIntosh 多样性指数来表征土壤微生物群落多样性(群落代谢功能多样性)的计算^[19]。

2 结果与讨论

2.1 土壤中多菌灵的添加回收率

多菌灵在空白土壤中的添加浓度分别为 0.1、

1.0、10.0 mg kg⁻¹,按本文 1.4 节所述的方法,测得平均添加回收率为 77.7% ~ 83.2%,变异系数为 1.5% ~ 5.1% (表 2),表明该方法符合农药残留测定的要求。

表 2 多菌灵在土壤中的添加回收率

Table 2 Recovery of carbendazim applied in soil

添加水平 Spiked level (mg kg ⁻¹)	平均回收率 Average recovery (%)	标准偏差 Standard deviation (%)	相对标准偏差 RSD (%)
0.1	83.2	4.3	5.1
1.0	76.9	3.6	4.7
10.0	77.7	1.2	1.5

2.2 土壤中多菌灵的降解动力学

多菌灵在土壤中的降解动态见图 1。设定的多菌灵初始浓度为 2.0 mg kg⁻¹和 4.0 mg kg⁻¹,然而在拌药过程中的损失以及结合残留的形成导致 2 h 后实际测得的多菌灵在土壤中的初始浓度分别为 0.97 mg kg⁻¹和 2.33 mg kg⁻¹,加药后第 3 天分别降解 20.6% 和 32.2%,第 7 天分别降解 43.3% 和 50.2%。降解动态呈一级动力学特征,其降解动力学参数如表 3,半衰期分别为 8.6 d 和 6.8 d,高浓度多菌灵的降解速率快于低浓度,这与土壤中微生物利用并降解农药的特点有关。Nannipieri 等^[20]指出,残留农药浓度较低的情况下,微生物趋于利用其他有机物,对农药的利用效率较低,这是导致低浓度多菌灵降解速率下降的原因。

表 3 多菌灵在土壤中的降解动态方程

Table 3 Degradation dynamics of carbendazim in soil

施药浓度 Fortified concentration (mg kg ⁻¹)	降解动态方程 Degradation equation	相关系数 Correlation coefficient <i>r</i>	半衰期 Half-life (d)
4.0	$C = 2.325 2e^{-0.101 2x}$	0.977 7	6.8
2.0	$C = 0.950 4e^{-0.081x}$	0.991 2	8.6

本试验在室内模拟条件下进行,由于试验系统的相对封闭性和无光照,多菌灵的降解相对较慢。樊丹等^[21]报道,多菌灵在田间土壤中的降解半衰期为 5.9 d。金仁耀等^[22]报道,多菌灵在衢州和南宁两地土壤中的降解半衰期分别为 2.59 d 和 3.65 d。此外,多菌灵降解半衰期的差异与土壤类型有关, Torstensson 等^[23]的报道显示,多菌灵 (0.1 ~ 0.2 kg hm⁻²) 在土壤中的持久性因土壤类型而异,黏土中的持久性为 9 ~ 12 月,砂土中为 12 月以上; Sangita

Thapar 等^[24]研究显示,多菌灵在黏土和黏壤土中的降解较在砂土中快。

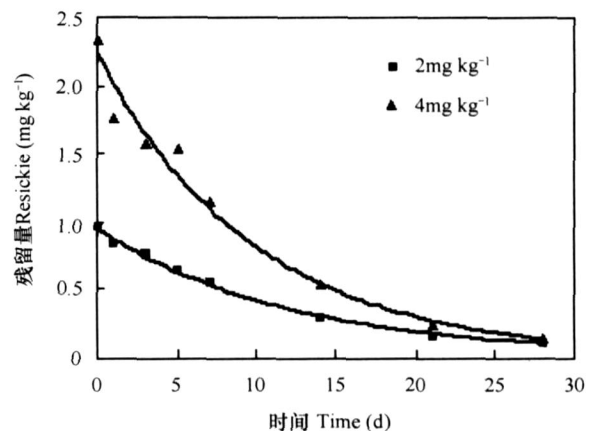


图 1 土壤中多菌灵的降解动态曲线

Fig. 1 Degradation curve of carbendazim in soil

2.3 土壤温育过程中 AWCD 值的变化

采用 B DLOG 分析微生物对碳源的利用能力是表征土壤微生物生长情况的主要指标^[25~28]。平均每孔颜色变化率 (Average well color development, AWCD) 值的变化反映了土壤微生物群落的反应速度和最终达到的程度。不同时间多菌灵处理的土壤微生物对碳源的平均利用程度见图 2。多菌灵处理后 2 h 取样,土壤微生物群落的 AWCD 值在整个温育期间差异显著,表明多菌灵处理对土壤微生物产生一定的抑制作用,并随着多菌灵浓度的增加而增强。多菌灵处理 3 d 至 7 d,多菌灵处理与对照的土壤微生物 AWCD 值没有显著差异。第 14 天,不同浓度多菌灵处理土样的土壤微生物 AWCD 值低于对照。结果说明,多菌灵处理初期会对土壤微生物产生一定的抑制作用,但其毒性作用是暂时性的,3 d 后即恢复至对照水平。

2.4 土壤微生物群落多样性的分析

通过 Shannon、Simpson 和 Mc Intosh 多样性指数模型计算可以获得底物利用多样性指数^[19,29]。采用反应 72 h 的数据计算。其中在计算 Simpson 指数时,数据扩大 1 000 倍以防止出现负数。2 h、3 d、7 d 和 14 d 四次取样的土壤微生物多样性指数计算数据见表 4。

不同的多样性指数反映了土壤微生物群落多样性的不同侧面。Shannon 指数评估群落丰富度, Simpson 指数则反映群落中某些常见种的优势度^[30]。Mc Intosh 指数是反映群落物种均一性的指标^[31]。

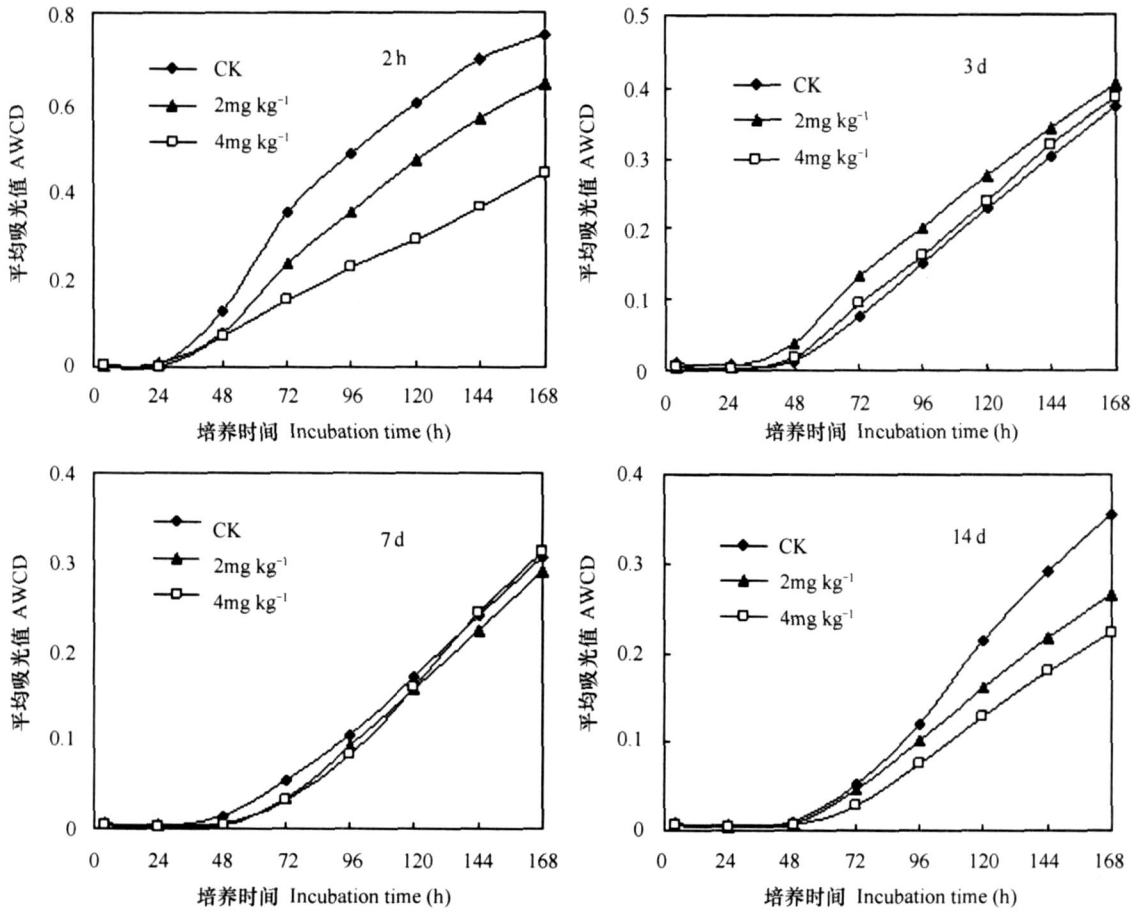


图 2 多菌灵处理后 2 h、3 d、7 d 和 14 d 土壤微生物温育过程中 AWCD 变化

Fig. 2 AWCD variation of soil microorganisms during incubation at 2 h, 3 d, 7 d and 14 d after carbendazim treatment

表 4 土壤微生物群落功能多样性指数

Table 4 Diversity and evenness indices for soil microbial communities

处理时间 Time	多菌灵 carbendazim (mg kg ⁻¹)	Simpson 指数 Simpson index	Shannon 指数 Shannon index	McIntosh 指数 McIntosh index
2 h	0	9.70 ±2.86 a	2.45 ±0.22 a	3.41 ±0.86 a
	2.0	8.14 ±0.62 a b	2.30 ±0.11 a	3.40 ±0.82 a
	4.0	6.23 ±0.93 b	2.23 ±0.09 a	1.84 ±0.16 b
3 d	0	4.86 ±0.81 a	2.24 ±0.03 a	0.60 ±0.09 a
	2.0	3.88 ±1.47 a	1.85 ±0.22 a	1.25 ±0.19 b
	4.0	5.07 ±0.75 a	2.15 ±0.07 a	1.36 ±0.51 b
7 d	0	8.10 ±2.96 a	2.21 ±0.54 a	0.22 ±0.06 a
	2.0	6.42 ±1.73 a	2.20 ±0.53 a	0.20 ±0.02 a
	4.0	9.70 ±4.39 a	2.34 ±0.20 a	0.29 ±0.01 a
14 d	0	9.42 ±3.71 a	2.31 ±0.44 a	0.76 ±0.90 a
	2.0	6.06 ±1.93 a	2.35 ±0.44 a	0.23 ±0.77 a
	4.0	8.86 ±4.87 a	2.49 ±0.49 a	0.35 ±0.22 a

注:以上数据均为 3 个重复的平均值 ±标准偏差。同列数据后字母不同表示处理间差异显著 ($p < 0.05$) Note: Mean ±SD. Data in the same row followed by the different letter are significant in difference ($p < 0.05$)

由表 4 可以看出,与对照相比,2.0 mg kg⁻¹和 4.0 mg kg⁻¹的多菌灵处理后 2 h,土壤微生物群落的 Simpson 指数有明显差异,表明多菌灵抑制了群落中常见种群的生长。随着作用时间的延长,多菌灵对常见种群的毒性减弱,Simpson 指数逐渐恢复至对照水平。4.0 mg kg⁻¹多菌灵处理后 2 h,McIntosh 指数小于对照,处理后 3 d,McIntosh 指数大于对照,表明 4.0 mg kg⁻¹多菌灵对土壤微生物物种均一性有显著影响。随后 McIntosh 指数恢复到对照水平。整个实验过程中,2.0 mg kg⁻¹和 4.0 mg kg⁻¹多菌灵处理后 Shannon 指数与对照没有显著差异,表明多菌灵对群落的丰富度没有太大影响。

试验结果说明,2.0 mg kg⁻¹的多菌灵对土壤微生物基本没有影响,4.0 mg kg⁻¹的多菌灵对土壤微生物有一定的影响,但这种影响是暂时的,随后即恢复至对照水平。张桂山^[1]研究表明,多菌灵(5.0 mg kg⁻¹)在整个试验期间对硝化细菌种群数量的影响均不大,最高多于对照 6.86%,最低少于对照 7.98%。Torstensson 等^[23]的报道显示,田间试验条件下,多菌灵(0.15 kg hm⁻²)处理过的土壤中的微生物数量有所下降,但是差异不显著。Lisa 和 Clive^[16]研究显示,0.76~6.84 mg kg⁻¹多菌灵处理 7d 后,土壤中的微生物数量与对照相比有所下降。

参考文献

- [1] 金宗伟,俞雪辉,郑绍建. 微生物在植物铁营养中的潜在作用. 植物营养与肥料学报, 2005, 11(5): 688~695. Jin C W, Yu X H, Zheng S J. Latent function of microorganisms on plant iron acquisition (In Chinese). Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2005, 11(5): 688~695
- [2] Parkinson D, Coleman D C. Microbial communities, activity and biomass. Agriculture, Ecosystems and Environment, 1981, 34: 3~33
- [3] Doran J W, Zeiss M R. Soil health and sustainability: Managing the biotic component of soil quality. Applied Soil Ecology, 2000, 15: 3~11
- [4] Lesser M P, Maze I C Z, Gorbunov M Y, et al. Discovery of symbiotic nitrogen-fixing cyanobacteria in corals. Science, 2004, 305: 997~1000
- [5] 蒋先军, 骆永明, 赵其国. 重金属污染土壤的微生物学评价. 土壤, 2000, 32(3): 130~134. Jiang X J, Luo Y M, Zhao Q G. Microbial assessment of soil polluted with heavy metals (In Chinese). Soils, 2000, 32(3): 130~134
- [6] 滕应, 黄昌勇. 重金属污染土壤的微生物生态效应及修复研究进展. 土壤与环境, 2002, 11(1): 85~89. Teng Y, Huang C Y. Ecological effects of soil polluted with heavy metals on microorganisms and advances of remediation (In Chinese). Soil and Environment, 2002, 11(1): 85~89
- [7] 冯波, 单敏, 方华, 等. 百菌清对土壤微生物数量和酶活性的影响. 农业环境科学学报, 2006, 25(3): 674~677. Feng B, San M, Fang H, et al. Effects of chlorothalonil on soil microbial populations and enzyme activities (In Chinese). Journal of Agro-Environment Science, 2006, 25(3): 674~677
- [8] 崔淑华, 王开运, 洪营, 等. 戊唑醇对土壤微生物数量和呼吸强度的影响. 农业环境科学学报, 2005, 24(5): 865~869. Cui S H, Wang K Y, Hong Y, et al. Influence of tebuconazole on the population and respiration of the soil microbes (In Chinese). Journal of Agro-Environment Science, 2005, 24(5): 865~869
- [9] 张超兰, 徐建民, 姚斌. 阿特拉津污染胁迫下土壤微生物生物量对外源有机无机物质的响应. 土壤学报, 2001, 41(2): 40~43. Zhang C L, Xu J M, Yao B. The response of soil microbial biomass to organic amendments and fertilizers under atrazine stress (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2001, 41(2): 40~43
- [10] Cuppen J G M, van den Brink P J, Camps E, et al. Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms I. Water quality, breakdown of particulate organic matter and responses of macroinvertebrates. Aquatic Toxicology, 2000, 48: 233~250
- [11] Akbarsha M A, Kadamanil B, Girija R, et al. Spermatoxic effect of carbendazim. Indian Journal of Experimental Biology, 2001, 39: 921~924
- [12] Nakai M, Hess R A. Effects of carbendazim (methyl 2-benzimidazole carbamate; MBC) on Meiotic Spermatoocytes and subsequent spermatogenesis in the rat testis. Anat Rec (Anatomical Record), 1997, 247: 379~387
- [13] Boudina A, Emmelin C, Baaliouamer A, et al. Photochemical behaviour of carbendazim in aqueous solution. Chemosphere, 2003, 50: 649~655
- [14] Tomas B, Tran V D, Henrik K, et al. Carbendazim sorption-desorption in Vietnamese soils. Chemosphere, 2002, 48: 267~273
- [15] Konda L N, Fuleky G, Morovjan G. Sorption behaviour of acetochlor, atrazine, carbendazim, diazinon, imidacloprid and isoproturon on Hungarian agricultural soil. Chemosphere, 2002, 48: 545~552
- [16] Lisa A, Clive A. The use of integrated soil microcosms to assess the impact of carbendazim on soil ecosystems. Ecotoxicology, 2004, 13: 143~161
- [17] Sousa J P, Rodrigues J M, Loureiro S, et al. Ring-testing and field-validation of a terrestrial model ecosystem (TEM)-an instrument for potentially harmful substances: Effects of carbendazim on soil microbial parameters. Ecotoxicology, 2004, 13: 43~60

(1)张桂山. 多菌灵、咪唑丹对湖南红壤微生物和酶活性的效应及多菌灵降解细菌的分离鉴定与降解性研究. 浙江大学硕士学位论文, 2004

- [18] Moser T, Schallna H J, Jones S, *et al* Ring-testing and field-validation of a terrestrial model ecosystem (TEM) - an instrument for potentially harmful substances: Effects of carbendazim on nematodes *Ecotoxicology*, 2004, 13: 61 ~ 74
- [19] 杨永华, 姚健, 华晓梅. 农药污染对土壤微生物群落功能多样性的影响. *微生物学杂志*, 2000, 20(2): 23 ~ 26. Yang Y H, Yao J, Hua X M. Effects of pesticide contaminants on functional diversity of soil microbial community (In Chinese). *Journal of Microbiology*, 2000, 20(2): 23 ~ 26
- [20] Nannipieri P, Bollag J M. Use of enzyme to detoxify pesticide-contaminated soils and waters *Journal of Environmental Quality*, 1991, 20: 510 ~ 517
- [21] 樊丹, 甘小泽, 卢耀英, 等. 多菌灵在茶叶中的残留动态研究. *农业环境科学学报*, 2005, 24: 298 ~ 300. Fan D, Gan X Z, Lu Y Y, *et al* Degradation dynamics of carbendazim in tea (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24: 298 ~ 300
- [22] 金仁耀, 桂文君, 寿林飞, 等. 多菌灵在柑橘和土壤中的残留及降解动态研究. *江苏农业科学*, 2005, 2: 111 ~ 114. Jin R Y, Gui W J, Shou L F, *et al* Residue and degradation dynamics of carbendazim in orange and soil (In Chinese). *Jiangsu Agricultural Science*, 2005, 2: 111 ~ 114
- [23] Torstensson L, Wessén B. Interactions between the fungicide benomyl and soil microorganisms *Soil Biology and Biochemistry*, 1984, 16(5): 445 ~ 452
- [24] Sangita Thapar, Ravi Bhushan, Mathur R P. Degradation of organophosphorus and carbamate pesticides in soils- HPLC determination *Biomedical Chromatography*, 1995, 9: 18 ~ 22
- [25] Haack S K. Analysis of factors affecting the accuracy, reproducibility and interpretation of microbial community carbon source utilization patterns *Applied and Environmental Microbiology*, 1995, 61: 1 458 ~ 1 468
- [26] Staddon W J. Microbial diversity and community structure of post-disturbance forest soils as determined by sole-carbon-utilization patterns *Microbial Ecology*, 1997, 34: 125 ~ 130
- [27] Preston Mafham J, Boddy L, Randerson P F. Analysis of microbial community functional diversity using sole-carbon-source utilization profiles-a critique *FEMS Microbiology Ecology*, 2002, 42: 1 ~ 14
- [28] 姚斌, 徐建民, 张超兰. 甲磺隆对土壤微生物多样性的影响. *土壤学报*, 2004, 41(2): 320 ~ 322. Yao B, Xu J M, Zhang C L. Effect of metsulfuron-methyl on microbial diversity in paddy soil (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(2): 320 ~ 322
- [29] 郑华, 欧阳志云, 方治国, 等. B DLOG方法在土壤微生物群落功能多样性研究中的应用. *土壤学报*, 2004, 41(3): 456 ~ 461. Zheng H, Ouyang Z Y, Fang Z G, *et al* Application of B DLOG to study on soil microbial community functional diversity (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(3): 456 ~ 461
- [30] Magurran A E. *Ecological Diversity and Its Measurement* Princeton, N. J: Princeton University Press, 1988. 141 ~ 162
- [31] Atlas R M. Diversity of microbial community. *Advanced Microbiology Ecology*, 1984, 7: 19 ~ 47

DEGRADATION DYNAMICS OF CARBENDAZIM IN SOIL AND ITS EFFECTS ON SOIL MICROBIAL COMMUNITY DIVERSITY

Xiang Yueqin Gao Chunming Pang Guohui Hao Yijie Fang Hua Chu Xiaoqiang Yu Yunlong[†]
(Department of Plant Protection, College of Agriculture and Biotechnology, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China)

Abstract Degradation dynamics of carbendazim in soil and its effects on community diversity of soil microorganisms were investigated in a microcosm mimicking soil ecosystem. Half-life of carbendazim in soil was measured to be 8.6 and 6.8 d at levels of 2.0 mg kg⁻¹ and 4.0 mg kg⁻¹, respectively. Values of average well color development (AWCD) of soil microorganisms were significantly inhibited within the initial periods after treatments of carbendazim at levels of 2.0 mg kg⁻¹ and 4.0 mg kg⁻¹ soil. Meanwhile, significant reduction in the richness, evenness and superiority of soil microorganisms was also observed, which indicated that the inhibitory effect of carbendazim on soil microorganisms was increased with its concentration in soil. After the initial variation, soil microorganisms adapted gradually to carbendazim and recovered to levels similar to that in the control without carbendazim.

Key words Carbendazim; Soil microorganism; Community diversity; Degradation dynamics; B DLOG