

5 种杀虫剂在水-人工底泥系统中对大型溞的急性毒性及其比较

徐 燕, 边文杰, 李少南*, 朱国念

(浙江大学农药与环境毒理研究所, 杭州 310029)

摘 要:建立了包含“水”和“底泥”两相的水蚤毒性测试系统(水相为全人工培养液,“底泥”为 OECD 配方标准化人工土),并通过该系统测得毒死蜱(chlorpyrifos)、氟虫腈(fipronil)、氰戊菊酯(fenvalerate)、氟氯氰菊酯(cyfluthrin)、联苯菊酯(bifenthrin)对大型溞(*Daphnia magna*)的急性毒性(48 h-LC₅₀)分别为 9.01、88.1、0.142、0.097 6、0.050 4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。对比水相的急性毒性测定结果发现,在有底泥的条件下,所测得的联苯菊酯、氟氯氰菊酯、毒死蜱的大型溞毒性低于水相的测定结果,而氰戊菊酯、氟虫腈的毒性则比水相中的测定结果要高。研究结果反映出药剂和受试生物在“水-底泥”系统内相互作用的复杂性和难以预见性,从而在为相关农药生态安全评价提供科学依据的同时,为在更接近实际暴露状态下开展评价试验提供了一种简便有效的方法。

关键词:毒死蜱;氰戊菊酯;氟氯氰菊酯;联苯菊酯;氟虫腈;大型溞;人工底泥;急性毒性; K_{ow}

中图分类号:X592 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2011)05-0855-05

Acute Toxicity of Five Insecticides to *Daphnia magna* in Water-sediment System

XU Yan, BIAN Wen-jie, LI Shao-nan*, ZHU Guo-nian

(Institute of Pesticides and Environmental Toxicology, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China)

Abstract: A water-sediment system consisting of culture medium of *M4* and artificial soil was established in this study. Acute toxicity of five insecticides, i.e. chlorpyrifos, fipronil, fenvalerate, cyfluthrin, and bifenthrin, towards water flea, *Daphnia magna*, was tested with this system. The insecticides were added by spiking stock solution of the standard or the technical materials into the water columns and the daphnia were introduced thereafter. Result of the study showed that 48 h-LC₅₀ values for the five insecticides were determined to be 9.01, 88.1, 0.142, 0.097 6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, and 0.050 4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. The corresponding values of 48 h-LC₅₀ derived from sediment-free systems were determined to be 3.31, 238, 0.459, 0.050 7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and 0.030 4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. To compare the LC₅₀ values from the two systems, we could see that toxicity of chlorpyrifos, cyfluthrin, and bifenthrin enhanced in water-sediment system, whereas the toxicity of fipronil and fenvalerate declined. It seems that pattern of change of LC₅₀ did not accord well with fluctuation of $\lg K_{ow}$ values among the insecticides involved. This study revealed that it was difficult to predict toxicity declination for pesticides being applied in water-sediment system merely by hydrophobic nature because the declinations were determined by multi factors.

Keywords: chlorpyrifos; fipronil; fenvalerate; cyfluthrin; bifenthrin; *Daphnia magna*; artificial sediment; acute toxicity; K_{ow}

对大型溞的急性毒性试验是预测农药进入水生生态系统后可能产生影响的手段之一,也是进行农药安全性评价的重要手段。目前有关农药对大型溞毒性的检测项目(包括 OECD、美国 EPA 以及我国规定的检

测)大多在均一水相中进行,而野外水体实际上由“水”和“底泥”两相构成。底泥对农药,特别是亲脂性农药有强烈吸附作用^[1],底泥中可溶性有机碳(DOC)也会与农药结合,使后者活性改变^[2-3]。鉴于农药与底泥和 DOC 之间相互作用的复杂性,在均一水相中进行农药对大型溞的毒性检测,其结果可能与实际情况有所偏差。本试验在“水-底泥”系统(water-sediment system)内测定了 5 种杀虫剂对大型溞的急性毒性,通过与传统方法下的测定结果比较,揭示两者之间的差异程度。

收稿日期:2010-12-01

基金项目:浙江省教育厅科研项目(20070138)

作者简介:徐 燕(1986—),女,浙江金华人,硕士研究生。

E-mail:kiki5589512@163.com

* 通讯作者:李少南 E-mail:snli@zju.edu.cn

1 材料和方法

1.1 试验生物

大型溞 *Daphnia magna*, 62 D.M. 生物株, 由中国预防医学科学院环境卫生与卫生工程研究所生物毒理室引种。将溞种置于 M₄ 营养液中 (pH 7.8~8.0) 培养三代以上, 条件为: 水温 (21±1)℃, 光强 1 500~2 500 lx, 保持光照与黑暗比 16:8, 种群密度为每 50 mL 培养液 1 只母溞。每周更换 2~3 次培养液, 保持溶解氧大于饱和值的 60%, 每日喂食栅藻 (*Scenedesmus subspicatus*), 投饵密度为 $2.0 \times 10^5 \sim 3.0 \times 10^5$ cells·mL⁻¹。挑选出生 6~24 h, 敏感度测定结果符合 ISO 标准^[4]的幼溞用于毒性试验。

1.2 化学试剂与仪器

1.2.1 受试药剂

96.9% 毒死蜱 (chlorpyrifos) 原药由新农化工有限公司提供, 88% 氟虫腈 (fipronil) 原药由拜耳作物科学 (中国) 有限公司提供, 98% 氰戊菊酯 (fenvalerate) 标准品由德国 Dr. Ehrenstorfer 公司提供, 95% 氟氯氰菊酯 (cyfluthrin) 原药和 95% 联苯菊酯 (bifenthrin) 原药由杭州市白蚁所提供。以上药剂于试验前用丙酮配成母液备用。

1.2.2 仪器

电子分析天平 (万分之一, 德国 Sartorius 公司); pH 计 (奥立龙 828 型, 上海肯强仪器有限公司); 光照培养箱 (LRH-150-G, 宁波江南仪器厂); 高压灭菌锅 (TH-3560, 上海申安医疗器械厂); 溶解氧分析仪 (SJG-203A 型, 新加坡 EUTECH 公司); 无菌操作台 (SW-CJ-1F, 苏州佳宝净化工程设备有限公司); 微量进样器 (10 μL, 上海高鸽工贸有限公司)。

1.3 试验方法

1.3.1 “水-底泥”两相系统建立

参考经济合作与发展组织 (OECD) 化学品测试准则中所提供的方法^[5]。

(1) 配制人工底泥: 人工底泥由 10% 的泥炭藓、20% 的皂土、70% 的工业石英砂 (过 80 目筛, 以确保砂粒粒径小于 0.2 mm) 混合搅拌均匀而成。

(2) 装填: 试验容器为 100 mL 烧杯, 每个处理加入 (11.3±0.3) g 人工底泥及 10 mL 用 M₄ 培养液配制的试验溶液, 用玻璃棒搅拌均匀, 静置待用。

(3) 添加试验溶液: 将另外 70 mL 用 M₄ 培养液配制的试验溶液沿烧杯壁慢慢倒入, 静置待小部分漂浮物沉降 (图 1)。

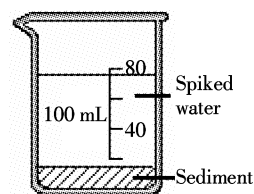


图 1 “水-底泥”两相系统

Figure 1 The water / sediment system

1.3.2 大型溞 48 h 急性毒性试验

参考经济合作与发展组织 (OECD) 化学品测试准则中所提供的方法^[6]。根据预备试验得出的浓度范围, 按等比间距设置浓度组 6 个、营养液对照组和最大浓度的溶剂对照组各 1 个, 每个浓度设 4 个平行组。试验容器为 100 mL 烧杯。无底泥系统直接加入 M₄ 培养液配制的试验溶液 70 mL, 向 “水-底泥” 系统中用 1.3.1 所提方法添加试验溶液 70 mL, 静置 2~3 min 待小部分漂浮物沉降, 然后用微量进样器伸入水面缓慢注入药剂。随后往每个烧杯中挑入 5 只个体大小一致、出生 6~24 h 的幼溞。烧杯放在温度 (21±1)℃ 的生长箱内培养。暴露期间不投放饵料, 不更换试验溶液, 不予光照, 于试验开始后 24、48 h 观察和记录每个容器中受试大型溞中毒及存活状况。

1.4 数据分析

以药剂理论浓度的对数值为自变量 (X), 以相应浓度下大型溞死亡率的几率值为因变量 (Y), 采用 DPS 数据处理软件, 按照 “专业统计” → “生物测定” → “计数型数据几率值分析” 的路径做回归分析, 建立 “剂量-效应” 线性方程, 并记录相关系数 (r)、LC₅₀ 值及其 95% 置信限。

2 结果与分析

2.1 水相试验

1.98~15.6 μg·L⁻¹ 的 96.9% 毒死蜱原药对大型溞的致死率介于 15%~100% (24 h 和 48 h) 之间; 119~936 μg·L⁻¹ 的 88% 氟虫腈原药对大型溞的致死率分别为 5%~50% (24 h) 和 30%~95% (48 h); 0.299~4.68 μg·L⁻¹ 的 98% 氰戊菊酯标准品对大型溞的致死率介于 15%~95% (24 h) 之间; 0.150~2.35 μg·L⁻¹ 处理的致死率介于 15%~100% (48 h) 之间; 0.022 5~0.702 μg·L⁻¹ 的 95% 氟氯氰菊酯原药对大型溞的致死率介于 20%~80% (24 h) 之间; 0.225~0.353 μg·L⁻¹ 处理的致死率介于 25%~100% (48 h) 之间; 0.030 0~0.936 μg·L⁻¹ 的 95% 联苯菊酯原药对大型溞的致死率介于 30%~100% (24 h) 之间; 0.030 0~0.470 μg·L⁻¹ 处理的致死率

介于 50%~100%(48 h)之间;营养液对照组及助剂对照组 48 h 死亡率均为 0。

在接触药液的前 8 h 内,水蚤无明显中毒症状。随着暴露时间的增长,水蚤逐渐出现游动缓慢,应激反应迟钝,侧翻于水底的中毒现象,有的水蚤尾部拖着细丝状附着物。试验结果如表 1 所示。可以看出,在无底泥检测系统中,5 种杀虫剂对大型蚤的 48 h LC_{50} 值分别在 $0.030\ 4\sim 238\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,其中以联苯菊酯毒性最高。5 种药剂对大型蚤 48 h 毒性由高到低的顺序为联苯菊酯>氟氯氰菊酯>氰戊菊酯>毒死蜱>氟虫腈。参照我国《化学农药环境安全评价试验准则》的水蚤急性毒性分级标准^[7],联苯菊酯、氟氯氰菊酯、氰戊菊酯、毒死蜱对大型蚤均为剧毒,氟虫腈对大型蚤高毒。

从 PAN Pesticides Database 数据库查得毒死蜱、氟虫腈、氰戊菊酯、氟氯氰菊酯、联苯菊酯对大型蚤的 48 h LC_{50} 值分别为 $0.090\ 0\sim 0.120\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (2000 年)、 $100\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (2000 年)、 $0.700\sim 1.20\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (2000 年)、 $0.010\ 0\sim 0.500\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (1990 年)、 $0.070\ 0\sim 0.120\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (1990 年)^[8],与本试验结果基本吻合,具体数值上的差异可能来自水蚤品系差异以及食料条件的不同。

2.2 “水-底泥”系统

96.9%毒死蜱原药在 $3.940\sim 15.60\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的浓度范围内对大型蚤的致死率分别介于 0~80%(24 h)和 0~100%(48 h)之间; $59.7\sim 936\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 88%氟虫腈原药对大型蚤的致死率介于 10%~65%(24 h)之间; $30.0\sim 936\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理的致死率为 25%~100%(48 h);98%氰戊菊酯标准品在 $0.150\sim 1.18\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的浓度范围内对大型蚤的致死率分别为 10%~100%(24 h)和 50%~100%(48 h); $0.044\ 8\sim 0.353\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 95%氟氯氰

菊酯原药对大型蚤的致死率介于 15%~80%(24 h)之间; $0.022\ 5\sim 0.702\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理的致死率介于 20%~100%(48 h)之间;95%联苯菊酯原药在 $0.030\ 0\sim 0.470\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的浓度范围内对大型蚤的致死率分别为 20%~100%(24 h)和 30%~100%(48 h);营养液对照组及助剂对照组 48 h 死亡率为 0。

水蚤在“水-底泥”系统中表现出的中毒症状与无底泥情况下基本类似。“水-底泥”系统试验结果如表 2 所示。可以看出,在此系统中,5 种杀虫剂对大型蚤的 48 h LC_{50} 值分别在 $0.050\ 4\sim 88.1\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间。其中,以联苯菊酯毒性最高。5 种药剂对大型蚤 48 h 毒性由高到低的顺序为联苯菊酯>氟氯氰菊酯>氰戊菊酯>毒死蜱>氟虫腈,与水相试验获得的顺序相同。参照我国《化学农药环境安全评价试验准则》的分级标准^[7],在“水-底泥”系统中,此 5 种杀虫剂对大型蚤均为剧毒。

3 结论与讨论

正辛醇-水分配系数(K_{ow})是指平衡状态下化合物在正辛醇和水相中浓度的比值,它反映了该化合物在水相和有机相之间的分配状况,常以对数值 $\lg K_{ow}$ 来表示。 $\lg K_{ow}$ 值越大,表明化合物在有机相中分配比例越高。本试验所用人工底泥由泥炭藓、皂土和工业用砂按一定比例配置而成,配方中含有大量的有机碳,因此人工底泥对包括农药在内的有机化合物有较强的吸附能力。按照“相似相容”的原理,疏水性越强(即 $\lg K_{ow}$ 值越高)的农药,底泥对其吸附率越高,其浓度在进入水层后下降率越大,相应地,其毒性的降低幅度越高。如表 3 所示,联苯菊酯 $\lg K_{ow}=7.3$,在 5 种杀虫剂中属于最高,因此联苯菊酯进入水层之后毒

表 1 5 种杀虫剂对大型蚤的半数致死浓度(无底泥)

Table 1 The LC_{50} values of five types of insecticide to *Daphnia magna* in sediment-free systems

受试药剂 Pesticides	暴露时间 Time of exposure /h	毒力回归方程 Regression equations	相关系数 r	LC_{50} (95%置信限) LC_{50} (95% Confidential Limit)/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
毒死蜱 chlorpyrifos	24	$Y=14.102\ 1+3.876\ 1X$	0.929 4	4.48(3.58~5.96)
	48	$Y=16.242\ 5+4.531\ 8X$	0.999 4	3.31(2.52~4.03)
氟虫腈 fipronil	24	$Y=5.062\ 7+1.947\ 3X$	0.992 0	929(569~3 900)
	48	$Y=6.474\ 1+2.366\ 6X$	0.975 4	238(151~322)
氰戊菊酯 fenvalerate	24	$Y=11.435\ 7+2.078\ 9X$	0.992 4	0.802(0.520~1.10)
	48	$Y=12.011\ 2+2.100\ 6X$	0.999 8	0.459(0.324~0.682)
氟氯氰菊酯 cyfluthrin	24	$Y=9.204\ 4+1.084\ 0X$	0.996 5	0.132(0.076 3~0.235)
	48	$Y=13.838\ 8+2.058\ 1X$	0.984 5	0.050 7(0.032 0~0.071 3)
联苯菊酯 bifenthrin	24	$Y=11.687\ 7+1.591\ 3X$	0.976 8	0.062 7(0.030 8~0.094 3)
	48	$Y=13.131\ 8+1.800\ 0X$	0.999 2	0.030 4(0.006 45~0.050 4)

性的降低幅度应该最大;氟虫腈 $\lg K_{ow}$ =3.8,在 5 种杀虫剂中属于最低,因此氟虫腈进入水层之后毒性的降低幅度应该最小。按照 $\lg K_{ow}$ 值的大小顺序,在理论上,5 种杀虫剂毒性降低幅度顺序应该是:联苯菊酯>氟氯氰菊酯>氰戊菊酯>毒死蜱>氟虫腈。另外,由于 5 种杀虫剂的 $\lg K_{ow}$ 均为正值,即便是氟虫腈,其毒性在进入水层后也应该明显降低。考察急性毒性的测算结果,5 种杀虫剂中的联苯菊酯、氟氯氰菊酯和毒死蜱,其 48 h-LC₅₀ 值在“水-底泥”系统中确有不同程度提高,但氰戊菊酯和氟虫腈的值不但没有提高,反而有所下降。可见 LC₅₀ 的下降幅度与 $\lg K_{ow}$ 大小之间并无明显的正相关关系。这表明在本文所设定的暴露场景中,农药对于水蚤的生物有效性并不仅仅取决于其疏水性,而是受复杂因素的制约。

在本文中,杀虫剂从水面缓慢加入水层,经短时间的扩散后即将水蚤引入。这种给药方式相对真实地再现了农药经地表径流进入水体时的情形。由于扩散时间短,水蚤被引入时,杀虫剂在“水-底泥”系统中的分配尚未达到平衡,这与测定 K_{ow} 时的所对应的状态有所不同;其次,水蚤在“水-底泥”系统中所受的胁迫,

其强度可能受到从底泥扩散到水层中的可溶性有机碳(DOC)的影响。Adriana 等^[10]发现 DOC 可以降低氟虫腈对桡脚类的毒性。DOC 的作用大概有以下几方面:

- (1)提高水相中的药剂浓度^[11-12]。
- (2)影响药剂对受试生物的穿透。如 Haiter 等^[13]认为可溶性机碳(DOC)大多会降低有机化合物在水生生物体内的富积;Traina 等^[14]和 Muir 等^[15]指出农药可与植质酸结合而使其更容易穿过体表或粘液层,从而提高了鱼类对农药的摄入。农药在水层中浓度下降与其毒性减低幅度不一致的现象在绿藻 *Scenedesmus subspicatus* 的研究中也曾经出现^[16]。
- (3)直接改变药剂的毒性。如 Aajoud 等^[17]的研究发现,DOC 干扰氟虫腈光解生成毒性更强的代谢产物,从而降低了其对四龄伊蚊的毒性;Lou 等^[18]探索 DOC 对苯并芘光解率影响的研究也获得类似结果。
- 从上面的分析可以看出,底泥和 DOC 对于农药生物有效性的影响是多方面的,对其内在规律尚有待进一步研究。

表 2 5 种杀虫剂对大型蚤的半数致死浓度(有底泥)
Table 2 The LC₅₀ values of five types of insecticides to *Daphnia magna* in water-sediment systems

受试药剂 Pesticides	暴露时间 Time of exposure /h	毒力回归方程 Regression equations	相关系数 <i>r</i>	LC ₅₀ (95%置信限) LC ₅₀ (95% Confidential Limit)/μg·L ⁻¹
毒死蜱原药 chlorpyrifos	24	Y=18.736+7.134 9X	0.995 3	11.9(9.87~17.6)
	48	Y=39.975+17.102 0X	0.990 3	9.01
氟虫腈原药 fipronil	24	Y=5.462 1+1.303 6X	0.988 4	442(276~1 080)
	48	Y=6.874 6+1.776 9X	0.985 7	88.1(55.4~126)
氰戊菊酯标准品 fenvalerate	24	Y=15.551 5+3.134 5X	0.982 3	0.430(0.328~0.735)
	48	Y=13.546 9+2.222 1X	0.984 3	0.142(0.021 2~0.220)
氟氯氰菊酯原药 cyfluthrin	24	Y=10.938 6+1.632 1X	0.986 6	0.230(0.157~0.375)
	48	Y=10.570 0+1.388 9X	0.965 2	0.097 6(0.061 2~0.164)
联苯菊酯原药 bifenthrin	24	Y=10.721 1+1.456 3X	0.986 1	0.118(0.074 2~0.280)
	48	Y=14.401 1+2.187 6X	0.980 0	0.050 4(0.027 1~0.070 6)

表 3 5 种杀虫剂在两种不同测试系统中的急性毒性测定结果的比较

Table 3 The result of comparisons between acute toxicity of five types of insecticides to *Daphnia magna* in sediment-free and water-sediment systems

供试药剂 Pesticides	48 h-LC ₅₀ /μg·L ⁻¹		比值(有底泥/无底泥) Ratio of LC ₅₀	20 ℃ 和 pH 7 条件下 $\lg K_{ow}$ $\lg K_{ow}$ at 20 ℃ and pH 7 ^[9]
	无底泥 Sediment-free system	有底泥 Water-sediment system		
联苯菊酯 bifenthrin	0.030 4	0.050 4	1.66	7.3
氟氯氰菊酯 cyfluthrin	0.050 7	0.097 6	1.93	6.0
氰戊菊酯 fenvalerate	0.459	0.142	0.309	5.0
毒死蜱 chlorpyrifos	3.31	9.01	2.72	4.7
氟虫腈 fipronil	238	88.1	0.370	3.8

参考文献:

- [1] Lynch M R. Procedures for assessing the environmental fate and ecotoxicology of pesticides, Part 2. Ecotoxicity[Z]. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC-Europe), 1995.
- [2] Hoke R A, Kosian P A, Ankley G T, et al. Check studies with *Hyalella azteca* and *Chironomus tentans* in support of the development of a sediment quality criterion for dieldrin[J]. *Environ Toxicol Chem*, 1995, 14(3):435-443.
- [3] Gensemer R W, Dixon D G, Greenberg B M. Amelioration of the photo-induced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons by a commercial humic acid[J]. *Ecotox Environ Safe*, 1998, 39(1):57-64.
- [4] 周永欣, 章宗涉. 水生生物毒性试验方法 [M]. 北京: 农业出版社, 1989.
- ZHOU Yong-xin, ZHANG Zong-she. Methods of aquatic toxicity test [M]. Beijing: Agriculture Press, 1989.
- [5] OECD. Guideline for testing of chemicals No.219. Sediment-Water Chironomid Toxicity Test Using Spiked Water[S]. 1984.
- [6] OECD. Guideline for testing of chemicals No.202. *Daphnia* sp., Acute Immobilisation Test and Reproduction Test[S]. 1984.
- [7] 蔡道基. 化学农药环境安全评价试验准则[M]. 北京: 国家环保总局, 2004:26-29.
- CAI Dao-ji. Testing guidelines for assessing environmental safety of chemical pesticides[M]. Beijing: State Environmental Protection Administration of China, 2004:26-29.
- [8] PAN Pesticides Database[DB/OL]//http://pesticideinfo.org/, 2008-06-13/2011-11-18.
- [9] IUPAC Pesticide Properties Database[DB/OL]//http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/, 2010-11-12/2011-11-18.
- [10] Adriana C Bejarano, G Thomas Chandler, Alan W. Decho. Influence of natural dissolved organic matter (DOM) on acute and chronic toxicity of the pesticides chlorothalonil, chlorpyrifos and fipronil on the meiobenthic estuarine copepod *Amphiascus tenuiremis*[J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2005, 321:43-57.
- [11] 赵劲松, 袁星, 张旭东, 等. 土壤溶解性有机质的特性与环境意义[J]. 应用生态学报, 2003, 14(1):126-130.
- ZHAO Jin-song, YUAN Xing, ZHANG Xu-dong, et al. Characteristics and environmental significance of soil dissolved organic matter[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(1):126-130.
- [12] 马爱军, 周立祥, 何任红. 有机物料水溶性有机物对草胺生态毒性影响的研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(5):1021-1024.
- MA Ai-jun, ZHOU Li-xiang, HE Ren-hong. Effects of dissolved organic matter on eco-toxicity of napromide in soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2004, 23(5):1021-1024.
- [13] Haiter Markus, Hoss Sebastian, Traunspurger Walter, et al. Effects of dissolved organic matter (DOM) on the bioconcentration of organic chemicals in aquatic organisms[J]. *Chemosphere*, 1998, 37(7):1335-1362.
- [14] Traina S J, McAvoy D C, Versteeg D J. Association of linear alkylbenzenesulfonates with dissolved humic substances and its effect on bioavailability [J]. *Environmental Science and Technology*, 1996, 30:1300-1309.
- [15] Muir D C G, Hobden B R, Servos M R. Bioconcentration of pyrethroid insecticides and DDT by rainbow trout: Uptake, depuration, and effect of dissolved organic carbon[J]. *Aquatic Toxicology*, 1994, 29(4):223-240.
- [16] 李少南, Staelher M, Pestemer W. 人工底泥对除草剂生物有效性的影响[J]. 中国环境科学, 2004, 24(4):433-436.
- LI Shao-nan, Staelher M, Pestemer W. Influence of artificial sediment on bioavailability of herbicides on algae [J]. *China Environmental Science*, 2004, 24(4):433-436.
- [17] Aajoud A, Ravanel P, Tissut M. Fipronil metabolism and dissipation in a simplified aquatic ecosystem [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2003, 51:1347-1352.
- [18] LOU Tao, XIE Hui-xiang, CHEN Guo-hua, et al. Effects of photodegradation of dissolved organic matter on the binding of benzo(a)pyrene[J]. *Chemosphere*, 2006, 64:1204-1211.