

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2016.0128

黄缤慧, 向垒, 邓哲深, 等. 2016. 土壤中微囊藻毒素 MC-LR 的降解研究[J]. 环境科学学报, 36(11): 4193-4198

Huang B H, Xiang L, Deng Z S, et al. 2016. Degradation of MC-LR in soil[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 36(11): 4193-4198

## 土壤中微囊藻毒素 MC-LR 的降解研究

黄缤慧, 向垒, 邓哲深, 温宏飞, 陈雷, 詹晓静, 莫测辉, 蔡全英, 李彦文\*

广东省环境污染控制与修复材料工程技术研究中心, 暨南大学环境学院, 广州 510632

收稿日期: 2016-02-01 修回日期: 2016-03-25 录用日期: 2016-03-25

**摘要:** 微囊藻毒素(MCs)是蓝藻水华污染产生的一类生物毒素,通过灌溉、施肥等途径进入农田土壤,对农产品质量和地下水安全造成危害,进而影响人体健康。其中 MC-LR 是毒性较大、检出较普遍的藻毒素之一。本文通过模拟实验,研究了 MC-LR 在土壤中的生物降解行为及其影响因素。结果表明,MC-LR 为易降解有机污染物,土壤理化性质可影响其在土壤中的降解行为,呈现土壤 pH 越低、阳离子交换量越大,MC-LR 老化系数越大,降解越慢的特征。然而,初始浓度对 MC-LR 的降解没有影响。微生物降解是土壤中 MC-LR 降解的主要途径,温度、含水率等环境因素对 MC-LR 降解的影响主要在于改变土壤中降解微生物的活性。研究结果为评估土壤中 MC-LR 的生态风险提供了依据。

**关键词:** MC-LR; 土壤; 降解; 影响因素

文章编号: 0253-2468(2016)11-4193-06 中图分类号: X53 文献标识码: A

### Degradation of MC-LR in soil

HUANG Binhui, XIANG Lei, DENG Zheshen, WEN Hongfei, CHEN Lei, ZHAN Xiaojing, MO Cehui, CAI Quanying, LI Yanwen\*

Guangdong Provincial Research Center for Environment Pollution Control and Remediation Materials, School of Environment, Jinan University, Guangzhou 510632

Received 1 February 2016; received in revised form 25 March 2016; accepted 25 March 2016

**Abstract:** Microcystins (MCs) is a biotoxin produced by aquatic cyanobacteria bloom. It can be transferred into the soil-plant system via irrigation or fertilization. Microcystin-LR (MC-LR) is one of MCs commonly studied for its toxicity and high detection frequent. In the present study, degradation of MC-LR in soils was investigated by simulation experiment. Results showed that MC-LR was an easily degradable organic pollutant. Degradation of MC-LR was affected by the soil physiochemical property and the degradation increased with the increasing pH value and decreasing cation exchange capacity. However, degradation of MC-LR was hardly affected by the initial concentration. Microbes played a major role in the degradation of MC-LR in soil. The influences of environmental factors including temperature and soil moisture on the degradation of MC-LR occurred by changing soil microbial activity. The results provided useful information for evaluating the ecological risks of MC-LR in soil.

**Keywords:** MC-LR; soil; degradation; influence factors

### 1 引言(Introduction)

随着全球气候变暖和经济的快速发展,由富营养化引发的水体蓝藻水华污染日益严重。蓝藻细胞分泌释放多种生物毒素(Corbel et al., 2014),其中微囊藻毒素(microcystins, MCs)是一类具有生物活性

的环状多肽类毒素(Rinehart et al., 1988),具有强烈致癌作用(Ueno et al., 1996)。由微囊藻毒素所导致的鱼类、鸟类、兽类和人类急性中毒死亡事件多有报道(Ito et al., 2000; Azevedo et al., 2002)。研究表明,低剂量微囊藻毒素长期暴露会诱发肝癌、肠癌等肿瘤疾病,同时具有遗传毒性,对人体健康产

基金项目: 国家自然科学基金项目(No. 41301337); 广东省自然科学基金重点项目(No. 2011020003196); 广东省科技计划省部产学研项目(No. 2013B090600143); 广东省高校高层次人才项目

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41301337), the Key Project of Guangdong Natural Science Foundation(No. 2011020003196), the Project on the Integration of Industry, Education and Research of Guangdong Province(No. 2013B090600143) and the High-Level Talents Program of Guangdong Higher Education Institutions

作者简介: 黄缤慧(1991—),女, E-mail: 370331593@qq.com; \* 通讯作者(责任作者) E-mail: edou6033@163.com

Biography: HUANG Binhui(1991—) female, E-mail: 370331593@qq.com; \* Corresponding author, E-mail: edou6033@163.com

生深远危害(黄艺和张郅灏,2013;王伟琴等,2010).目前已发现的100多种微囊藻毒素异构体中(Puddick *et al.* 2014),MC-LR是检出最普遍、毒性最大、危害最严重的一种微囊藻毒素(Chorus and Bartram,1999).

未经处理的蓝藻水华通过灌溉、堆沤还田、打捞堆放、溢流等途径从水体环境进入农田土壤(Corbel *et al.* 2015a; Chen *et al.* 2012).据报道,在蓝藻水华污染频发的太湖、滇池地区周边农田土壤中均检出多种微囊藻毒素,含量在 $10 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 左右(Chen *et al.* 2012; 詹晓静等 2015).由于MCs易被农作物吸收累积,并随食物链对人体健康产生危害(Ibelings and Chorus,2007),近年来逐渐开展了农田-作物系统中MCs的研究,主要集中于农作物

毒害效应和吸收累积方面(Corbel *et al.*,2015b; Corbel *et al.* 2014) 缺乏对MCs在土壤中环境行为研究(Chen *et al.* 2006).本研究以MC-LR为例,通过室内模拟实验研究其在土壤中的降解及其影响因素,以期对土壤中微囊藻毒素生态风险和污染控制提供科学依据.

## 2 材料与方法( Materials and methods)

### 2.1 实验材料

供试土壤:采用不同理化性质的5种土壤作为实验用土,编号1~5.土壤风干后,除去杂物,研碎混匀后,过60目筛备用.测定土壤的理化性质(鲁如坤 2000) 结果见表1.

表1 供试土壤的理化性质

Table 1 Physical and chemical parameters of the tested soils

土壤编号	采集地点(分类)	pH 值	有机质含量/ ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	阳离子交换量/ ( $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	机械组成		
					砂粒	粉粒	粘粒
土壤1	珠海斗门(咸酸土)	3.94	36.7	20.26	30%	57%	13%
土壤2	华南农业大学(水稻土)	5.88	51.9	11.54	26%	58%	16%
土壤3	惠州(宽谷冲积田土)	6.52	45.5	20.06	52%	44%	4%
土壤4	滇池福保村(红壤)	6.52	22.4	16.15	44%	50%	6%
土壤5	广西崇左县(红色石灰土)	7.18	14.4	3.65	50%	46%	4%

MC-LR标准品购自台湾 Algal Science Inc 公司,纯度均 $>95\%$ .甲醇和乙腈均为色谱纯,购自Sigma公司.三氟乙酸纯度 $>99\%$ ,购自阿拉丁试剂公司.其他试剂均为分析纯,购自广州化学试剂厂.试验用水为高纯水.

### 2.2 实验仪器

ABI 4000Q - Trap 串联四极杆线性离子阱质谱仪配电喷雾离子源(ESI)(Applied Biosystems公司); Agilent1100液相色谱(Agilent公司); Unique-R20超纯水系统(厦门锐思捷科学仪器有限公司); Sep-pak  $\text{C}_{18}$ 固相萃取柱(6 mL,500 mg, Waters公司);高速台式离心机(HC-3018R,科大创新股份有限公司);涡旋混合仪(MS3,德国IKA集团);超声仪(KQ-800KDE,昆山超声仪器有限公司);电子天平(BSA224S-CW,苏州赛恩斯仪器有限公司);恒温振荡培养箱(HZC-250,培英; $\pm 0.5^\circ\text{C}$ ).

### 2.3 实验方法

2.3.1 MC-LR在不同土壤中的降解行为 称取30 g供试土壤于三角瓶中,加入去离子水调节土壤

含水率至30%,塞上棉塞置于 $25^\circ\text{C}$ 恒温培养箱中避光培养7 d后,参考实际环境污染状况设置土壤中MC-LR的浓度为 $20 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,每个处理3个平行,并进行1次重复实验.培养过程中每天称重,适时添加三角瓶内水分含量,保持土壤持水状态(Chai *et al.* 2013).分别在添加污染物的第1、3、5、7、10、15、30、60 d取样测定土壤中MCs的残留量,下同.

2.3.2 初始浓度对MC-LR降解的影响 以水稻土(土壤2)为供试土壤,结合环境土壤实测含量、土壤环境中MC-LR的无效应浓度( $13.7 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )(詹晓静等 2015),并考虑极端土壤污染情况,设置5、20和 $100 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的不同浓度污染土壤,控制土壤含水率为30%、避光、培养温度为 $25^\circ\text{C}$ 、不灭菌条件下,研究MC-LR在不同初始浓度条件下的降解情况.

2.3.3 环境因素对MCs降解的影响 以水稻土(土壤2)为供试土壤,浓度为 $20 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,避光,设置考察土壤温度(15、25和 $35^\circ\text{C}$ )、含水率(10%、30%和60%)和微生物(灭菌和不灭菌)对MC-LR的降解影响.不同温度处理时,保持土壤含水率为30%,不灭菌;不同含水率处理时,培养温度为 $25^\circ\text{C}$

℃ 不灭菌; 不同微生物处理方式时, 土壤含水量为 30%, 培养温度为 25 ℃.

## 2.4 测定方法

土样中 MCs 的预处理与分析参考相关方法进行(李彦文等 2013). 准确称取 2.00 g 土壤样品于 50 mL 离心管中, 加入 10 mL 0.1 mol·L<sup>-1</sup> EDTA-Na<sub>4</sub>P<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 溶液, 静置 10 min, 涡旋振荡 5 min 后超声 30 min(300 W), 8000 r·min<sup>-1</sup> 离心 5 min, 收集上清液. 重复上述步骤 2 次, 合并上清液, 过 C18 固相萃取小柱富集, 收集滤出液, 再次过柱, 用 10 mL 高纯水清洗小柱, 真空干燥 5 min, 用 5 mL 酸化甲醇洗脱小柱, 收集洗脱液. 洗脱液氮吹(40 ℃) 浓缩至近干, 以甲醇定容至 1 mL, 过 0.22 μm 滤膜, 置于进样瓶中, 于 4 ℃ 冰箱中保存备测. 采用 Agilent Eclipse Plus C18 柱(150 mm × 2.1 mm, 5 μm) 进行色谱分离, 进样量为 5 μL. 质谱分析采用正离子扫描, 多离子反应检测(MRM) 模式. MC-LR 的保留时间为 5.53 min. 为控制实验质量, 保证操作过程准确, 每测定 7 个样品间隔设置空白样、样品平行样、样品加标样. 空白样中均未检出 MC-LR, 平行样标准偏差低于 1%, MC-LR 的检出限量(LOQ) 为 0.25 μg·kg<sup>-1</sup>, 样品加标(5 μg·kg<sup>-1</sup>) 回收率分别为 64% ~ 86%.

## 2.5 数据分析

考虑到老化过程中土壤吸附等因素对有机污染物生物可利用性的影响, MC-LR 在土壤中的降解半衰期采用校正后的一级降解动力学方程(Wang *et al.* 2006; Shan *et al.* 2011) 进行拟合计算, 公式如下:

$$\ln C_t = \ln C_0 - k(1 - e^{-\alpha t})/\alpha \quad (1)$$

$$t_{1/2} = -\frac{1}{\alpha} \ln\left(1 - \frac{0.693\alpha}{k}\right) \quad (2)$$

式中,  $C_t$  为  $t$  时土壤中 MC-LR 残留浓度(μg·kg<sup>-1</sup>);  $C_0$  为土壤中 MC-LR 的初始浓度(μg·kg<sup>-1</sup>);  $t$  为培养时间(d);  $\alpha$  为老化系数(d<sup>-1</sup>);  $k$  为降解速率常数(d<sup>-1</sup>);  $t_{1/2}$  为降解半衰期(d).

采用 Excel 2010、OriginPro 8 和 SPSS 17.0 软件分析数据, 显著性分析采用单因素方差分析进行 F 检验, 以皮尔逊相关分析法(Pearson) 进行相关性分析.

## 3 结果与讨论(Results and discussion)

### 3.1 不同类型土壤中 MC-LR 的降解行为

结果表明 MC-LR 在土壤中的降解速率逐渐变缓(图 1), MC-LR 在土壤 2、土壤 3 和土壤 4 中的降解半衰期分别为 2.7、6.3 和 2.2 d(表 2), 显著低于其在土壤 1(11.4 d) 和土壤 5(11 d) 中的降解半衰期, 且 MC-LR 在土壤 2、土壤 3 和土壤 4 中的 60 d 降解率接近 100%, 显著高于土壤 1 和土壤 5 中的降解率 77.7% 和 88.5%. 参考土壤中农药等有机污染物评价标准(国家农业部农药检定所 2014), MC-LR(降解半衰期 < 30 d) 属于易降解有机污染物. 尽管 MC-LR 在土壤中易降解, 但 MCs 可通过灌溉、施用藻肥等方式长期持续输入土壤(Corbel *et al.*, 2015b), 同时由于 MCs 易溶于水, 进入土壤后一方面会随淋溶迁移至深层土壤甚至地下水造成生态风险(Mohamed and Al Shebric, 2009), 另一方面会通过蒸腾作用被农作物吸收造成食品安全问题(Chen *et al.* 2012), 因此 MCs 在土壤中的污染问题不容忽视.

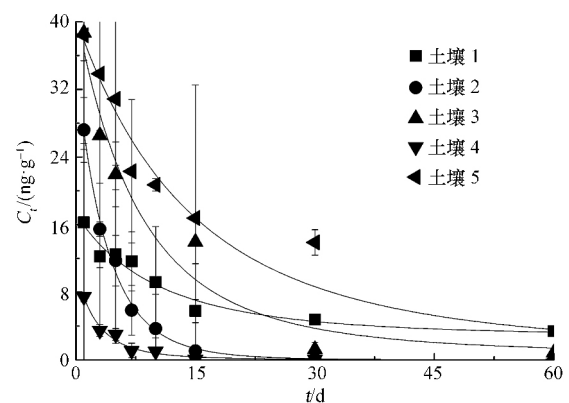


图 1 MC-LR 在不同类型土壤中的降解曲线

Fig. 1 Degradation curve of MC-LR in different soils

土壤理化性质可影响 MC-LR 在土壤中的降解行为. 相关性分析显示 MC-LR 降解老化系数与 pH 和阳离子交换量分别呈负相关和正相关关系(表 3), 即土壤 pH 值越低、阳离子交换量越高, MC-LR 在土壤中的老化系数越大, 降解越慢. 对于土壤 pH 值而言, 其值越低, 土壤酸性越强, 土壤微生物尤其是藻毒素降解菌活性降低(孔赞等 2011), 导致 MC-LR 降解变缓. 对于阳离子交换量而言, 我们发现其与土壤 pH 值呈显著负相关关系( $r = -0.594$ ,  $p < 0.05$ ), 其值越大, 土壤所带负电荷越多, 可吸附更多氢离子( $H^+$ ), 导致土壤 pH 值降低, 酸性增强, 从而增加 MC-LR 的老化能力, 抑制其降解.

表 2 不同类型土壤中 MC-LR 的降解动力学方程和模型参数

Table 2 Degradation kinetic equations and parameters of MC-LR in different soils

土壤编号	回归方程	$R^2$	降解速率常数/d <sup>-1</sup>	老化系数/d <sup>-1</sup>	半衰期/d	降解率
土壤 1	$\ln C_t = 2.85 - 0.08(1 - e^{-0.05t}) / 0.05$	0.9438	0.08	0.05	11.4 <sup>a</sup>	77.7%
土壤 2	$\ln C_t = 3.55 - 0.26(1 - e^{-0.02t}) / 0.02$	0.9917	0.26	0.02	2.7 <sup>b</sup>	100%
土壤 3	$\ln C_t = 3.72 - 0.12(1 - e^{-0.03t}) / 0.03$	0.9404	0.12	0.03	6.3 <sup>b</sup>	99.8%
土壤 4	$\ln C_t = 2.34 - 0.34(1 - e^{-0.06t}) / 0.06$	0.9648	0.34	0.06	2.2 <sup>b</sup>	100%
土壤 5	$\ln C_t = 3.7 - 0.07(1 - e^{-0.02t}) / 0.02$	0.9231	0.07	0.02	11.0 <sup>a</sup>	88.5%

注: 同列含相同字母者差异不显著( $p > 0.05$ ), 下同.

表 3 MC-LR 的降解参数与理化性质的相关性

Table 3 Correlations between MC-LR degradation parameter and soil physio-chemical properties

	pH	有机质含量	阳离子交换量
半衰期	-0.306	-0.348	-0.142
降解速率常数	0.199	0.104	0.092
老化系数	-0.403*	-0.248	0.610*

注: \* 表示在  $p < 0.05$  水平显著相关.

### 3.2 不同初始浓度下 MC-LR 的降解

设置了 MC-LR 初始浓度为 5、20 和 100  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  的不同处理, 研究初始浓度对 MC-LR 在土壤中降解的影响(图 2). 结果表明, 在所设定的初始浓度范围, MC-LR 的降解半衰期没有显著差异, 60 d 后土壤中未检出 MC-LR(表 4). 根据文献报道, MC-LR 在土壤环境中无效应浓度为 13.7  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (詹晓静等 2015), 该值大于 5  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 与 20  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  浓度处于同一数量级, 因此在 MC-LR 浓度较低时 ( $\leq 20 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), 其对土壤微生态影响较小, 其降解

率不随浓度升高而变化. 当 MC-LR 浓度升至 100  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 其可影响土壤微生态, 但该浓度可能尚未影响到 MC-LR 降解微生物的降解活性, 在此浓度条件下 MC-LR 的降解速率与较低实验浓度相当.

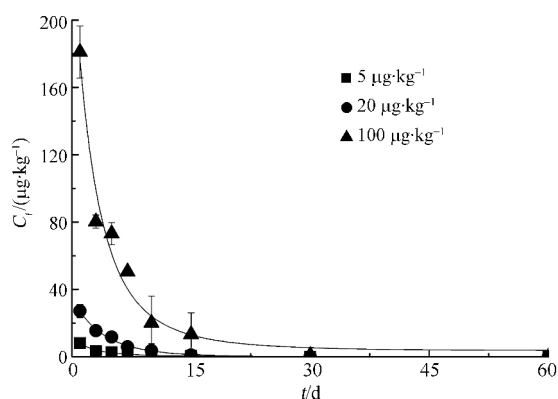


图 2 不同 MC-LR 初始浓度对降解的影响

Fig. 2 Effect of initial concentration on the degradation of MC-LR in paddy soil

表 4 不同初始浓度条件下 MC-LR 的降解动力学方程和模型参数

Table 4 Degradation kinetic equations and parameters of various concentrations of MC-LR in paddy soil

初始浓度/( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	回归方程	$R^2$	降解速率常数/d <sup>-1</sup>	老化系数/d <sup>-1</sup>	半衰期/d	降解率
5	$\ln C_t = 2.48 - 0.42(1 - e^{-0.11t}) / 0.11$	0.9642	0.42	0.11	1.8 <sup>a</sup>	100%
20	$\ln C_t = 3.55 - 0.26(1 - e^{-0.02t}) / 0.02$	0.9917	0.26	0.02	2.7 <sup>a</sup>	100%
100	$\ln C_t = 5.5 - 0.33(1 - e^{-0.08t}) / 0.08$	0.9623	0.33	0.08	2.3 <sup>a</sup>	100%

### 3.3 环境因素对 MC-LR 降解的影响

结果表明, 温度对土壤中 MC-LR 的降解影响较大(图 3). 温度 25~35  $^{\circ}\text{C}$  时, MC-LR 降解速率没有显著差异, 15  $^{\circ}\text{C}$  条件下, 降解速率显著变慢, 这是因为污染物的降解速率与降解菌的最适生长温度相关, 越接近最适温度, 降解微生物的酶活性越强, 降解速率越快. MCs 降解菌的最适降解温度在 22~30  $^{\circ}\text{C}$ . 随着温度降低, MCs 降解酶活性下降 (Ho *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2015). 不同条件下 MC-LR 的降

解动力学方程和模型参数如表 5 所示. 不同土壤含水率下, 60 d 时 MC-LR 降解率均达到 100%, 在含水率为 30% 和 10% 时, 降解速率较快, 半衰期为 2.7~3.5 d, 没有显著差异, 60% 含水率时, 半衰期为 4.1 d, 相对较慢, 与 30% 和 10% 含水率时有显著差异. MCs 的降解以好氧降解为主 (吕锡武等, 1999), 而 60% 含水率时土壤处于淹水状态, 土壤含氧量减少, 影响微生物降解作用, 降解速率减慢. 土壤微生物对 MC-LR 的降解起着主导作用, 避光条件下, 灭

菌土壤中 MC-LR 的降解半衰期显著延长, 是未灭菌土壤中 MC-LR 降解的主要途径。  
土壤中的 2.2 倍(孔赞等, 2011), 微生物降解是土

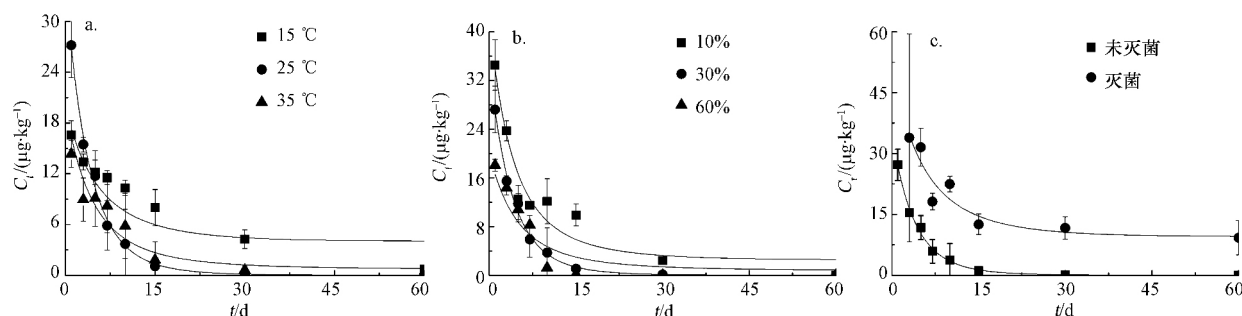


图3 不同条件对 MC-LR 的影响( a. 温度, b. 含水率, c. 微生物)

Fig. 3 Effects of environment conditions on MC-LR degradation in paddy soil( a. temperature b. moisture content c. microorganism)

表5 不同条件下 MC-LR 的降解动力学方程和模型参数

Table 5 Degradation kinetic equations and parameters of MC-LR under the various conditions in paddy soil

因素	因素水平	回归方程	$R^2$	降解速率常数/ $d^{-1}$	老化系数/ $d^{-1}$	半衰期/ $d$	降解率
温度	15 °C	$\ln C_t = 3 - 0.15(1 - e^{-0.09t}) / 0.09$	0.8357	0.15	0.09	6 <sup>a</sup>	95.6%
	25 °C	$\ln C_t = 3.55 - 0.26(1 - e^{-0.02t}) / 0.02$	0.9917	0.26	0.02	2.7 <sup>b</sup>	100%
	35 °C	$\ln C_t = 3 - 0.21(1 - e^{-0.06t}) / 0.06$	0.8758	0.21	0.06	3.7 <sup>b</sup>	99.9%
含水率	10%	$\ln C_t = 3.74 - 0.23(1 - e^{-0.08t}) / 0.08$	0.9158	0.23	0.08	3.5 <sup>a</sup>	99.2%
	30%	$\ln C_t = 3.55 - 0.26(1 - e^{-0.02t}) / 0.02$	0.9917	0.26	0.02	2.7 <sup>a</sup>	100%
	60%	$\ln C_t = 3 - 0.19(1 - e^{-0.06t}) / 0.06$	0.8965	0.19	0.06	4.1 <sup>b</sup>	100%
微生物	未灭菌	$\ln C_t = 3.55 - 0.26(1 - e^{-0.02t}) / 0.02$	0.9917	0.26	0.02	2.7 <sup>a</sup>	100%
	灭菌	$\ln C_t = 3.96 - 0.15(1 - e^{-0.09t}) / 0.09$	0.8461	0.15	0.09	6 <sup>b</sup>	73.8%

#### 4 结论(Conclusions)

1) 参考土壤中农药等有机污染物评价标准, MC-LR(降解半衰期 < 30 d) 属于易降解有机污染物。

2) 土壤理化性质可影响 MC-LR 在土壤中的降解行为, 土壤 pH 越低、阳离子交换量越大, MC-LR 老化系数越大, 降解越慢。初始浓度(5、20 和 100  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) 对 MC-LR 在土壤中的降解影响不明显。

3) 微生物降解是 MC-LR 在土壤中降解的主要途径。温度、含水率等环境因素对 MC-LR 降解的影响主要在于改变土壤中降解微生物的活性。

责任作者简介: 李彦文(1973—), 女, 高级工程师, 从事土壤有机污染与农产品安全方面的研究, E-mail: edou6033@163.com.

#### 参考文献(References):

Azevedo S M F O, Carmichael W W, Jochimsen E M *et al.* 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in

Caruaru—Brazil [J]. *Toxicology*, 181-182: 441-446

Chai L K, Wong M H, Hansen C B, *et al.* 2013. Degradation of chlorpyrifos in humid tropical soils [J]. *Journal of Environmental Management*, 125: 28-32

Chen W, Jia Y L, Li E H, *et al.* 2012. Soil-Based treatments of mechanically collected cyanobacterial blooms from Lake Taihu: efficiencies and potential risks [J]. *Environmental Science Technology*, 46(24): 13370-13376

Chen W, Song L R, Gan N Q, *et al.* 2006. Sorption, degradation and mobility of microcystins in Chinese agriculture soils: Risk assessment for groundwater protection [J]. *Environmental Pollution*, 144(3): 752-758

Chorus I, Bartram J. 1999. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring, and management [M]. UK: WHO

Corbel S, Mougin C, Bouaicha N. 2014. Cyanobacterial toxins: Modes of actions, fate in aquatic and soil ecosystems, phytotoxicity and bioaccumulation in agricultural crops [J]. *Chemosphere*, 96: 1-15

Corbel S, Bouaicha N, Martin Laurent F *et al.* 2015b. Soil irrigation with toxic cyanobacterial microcystins increases soil nitrification potential [J]. *Environmental Chemistry Letters*, 13(4): 459-463

Corbel S, Bouaicha N, Nelieu S *et al.* 2015a. Soil irrigation with water and toxic cyanobacterial microcystins accelerates tomato development

- [J]. *Environmental Chemistry Letters*, 13(4): 447-452
- 国家农业部农药检定所. 2014. GB/T 31270.1-2014. 化学农药环境安全评价试验准则 [J]. 北京: 国家标准化管理委员会
- Ho L, Hoefel D, Saint C P *et al.* 2007. Isolation and identification of a novel microcystin-degrading bacterium from a biological sand filter [J]. *Water Research*, 41(20): 4685-4695
- 黄艺, 张郅灏. 2013. 微囊藻毒素的致毒机理和人体健康风险评估研究进展 [J]. *生态环境学报*, (2): 357-364
- Ibelings B W, Chorus I. 2007. Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater "seafood" and its consequences for public health: a review [J]. *Environmental Pollution*, 150(1): 177-192
- Ito E, Kondo F, Harada K. 2000. First report on the distribution of orally administered microcystin-LR in mouse tissue using an immunostaining method [J]. *Toxicol*, 38(1): 37-48
- 孔赞, 徐向阳, 朱亮, 等. 2011. 环境水体微囊藻毒素微生物降解技术研究进展 [J]. *应用生态学报*, 22(6): 1646-1652
- 李彦文, 黄献培, 吴小莲, 等. 2013. 固相萃取-高效液相色谱串联质谱法同时测定土壤中3种微囊藻毒素 [J]. *分析化学*, 41(1): 88-92
- 鲁如坤. 2000. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社
- 吕锡武, 稻森悠平, 丁国际. 1999. 有毒蓝藻及藻毒素生物降解的初步研究 [J]. *中国环境科学*, 19(2): 138-140
- Mohamed Z A, Al Shebric A M. 2009. Microcystins in groundwater wells and their accumulation in vegetable plants irrigated with contaminated waters in Saudi Arabia [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 172(1): 310-315
- Puddick J, Prinsep M R, Wood S A *et al.* 2014. High levels of structural diversity observed in microcystins from microcystis CAWBG11 and characterization of six new microcystin congeners [J]. *Marine Drugs*, 12(11): 5372-5395
- Rinehart K L, Harada K, Namikoshi M, *et al.* 1988. Nodularin, microcystin, and the configuration of Adda [J]. *Journal of the American Chemical Society*, 110(25): 8557-8558
- Shan J, Jiang B Q, Yu B. 2011. Isomer-Specific Degradation of Branched and Linear 4-Nonylphenol Isomers in an Oxidic Soil [J]. *Environmental Science and Technology*, 45(19): 8283-8289
- Ueno Y, Nagata S, Tsutsumi T *et al.* 1996. Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay [J]. *Carcinogenesis*, 17(6): 1317-21
- Wang Q Q, Guo M X, Yates S R. 2006. Degradation Kinetics of Manure-Derived Sulfadimethoxine in Amended Soil [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54(1): 157-163
- 王伟琴, 金永堂, 吴斌, 等. 2010. 水源水中微囊藻毒素的遗传毒性与健康风险评估 [J]. *中国环境科学*, 30(4): 468-476
- 詹晓静, 向垒, 李彦文, 等. 2015. 农田土壤中微囊藻毒素污染特征及风险评估 [J]. *中国环境科学*, 35(7): 2129-2136
- Zhang J, Shi H, Liu A *et al.* 2015. Identification of a New Microcystin-Degrading Bacterium Isolated from Lake Chaohu, China [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 94(5): 661-666