

不同填料载体生物膜对微囊藻毒素的去除效果

黄建团^{1,2} 吴幸强³ 熊剑^{1,2} 王纯波^{1,2} 肖邦定^{1*}

(1. 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039;

3. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130012)

摘要 利用自行设计的生物膜培养装置, 通过对4种不同填料载体进行连续曝气循环培养生物膜, 对湖水中的溶解态微囊藻毒素(MCs)的去除作用进行了研究。结果表明, 填料载体上生物膜从形成到稳定大约需要3周; 生物膜形成后对MCs的去除效率由高到低的顺序是: 颗粒活性炭柱 > 多密孔球型滤料柱 > 塑料悬浮填料柱 > 陶瓷滤球柱。在实验水质条件下, 当水力停留时间(HRT) = 5 h, 进水MCs浓度为21.5 ~ 47.25 $\mu\text{g/L}$ 时, 颗粒活性炭、多密孔球型滤料柱对MCs的去除率最高可达100%, 塑料悬浮填料柱对MC-LR和MC-RR的去除率分别为70%和88%。当HRT = 2.5 h时, 塑料悬浮填料柱对MC-RR的去除率为MC-LR的2倍。生物膜对MCs的降解效果随温度(5 ~ 20 $^{\circ}\text{C}$)和溶解氧的升高而增加。塑料悬浮填料作为合适的生物膜挂膜填料载体对水源水的生物预处理具有良好的应用前景。

关键词 微囊藻毒素 生物膜 填料 水力停留时间 去除

中图分类号 X524 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2012)07-2195-06

Removal effect of microcystins by biofilm formed in different kinds of fillers

Huang Jiantuan^{1,2} Wu Xingqiang³ Xiong Jian^{1,2} Wang Chunbo^{1,2} Xiao Bangding¹

(1. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China;

2. Graduate School, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China;

3. Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130024, China)

Abstract The removal efficiency of dissolved microcystins (MCs) in lake water by biofilm with four different carriers was investigated. The results indicated that approximately three weeks were required for the development of biofilm to reach a steady-state. The removal efficiencies of MCs from high to low by the bioreactors with different carriers were as follows: granule activated carbon carrier > porous sphere carrier > plastic suspended carrier > ceramics carrier. Under the experimental conditions of water quality and a hydraulic retention time (HRT) of 5 h, MCs from the influent (21.5 ~ 47.25 $\mu\text{g/L}$) could be completely removed with granule activated carbon carrier and porous sphere carriers, while the removal rates of microcystin-LR and RR were 70% and 88% by suspension plastic carrier, respectively. When HRT was 2.5 h, the removal rate of microcystin-RR was 2 times higher than that of microcystin-LR by the plastic suspended carriers. The biodegradation rate of MCs was enhanced with increase of temperature (from 5 to 20 $^{\circ}\text{C}$) and dissolve oxygen. The plastic suspended carriers can be used as appropriate biofilm carrier and will have a good application prospect in the pretreatment of source water.

Key words microcystins; biofilm; filler; hydraulic retention time (HRT); removal

微囊藻毒素(microcystins, MCs)是一类在蓝藻水华中出现频率最高、造成危害最严重的藻毒素种类^[1]。饮用水中MCs的存在与人群中原发性肝癌和大肠癌的发病率有很大的相关性^[2,3]。常规饮用水处理工艺能够使水澄清, 消除水中传染病原菌, 但是不能有效去除水中的MCs、氨氮、有机物等污染物^[4]。目前, 已被证实能够去除MCs的方法主要有

化学氧化、光催化氧化、过滤、吸附和生物降解等, 其中生物降解作用是去除MCs的最有效途径之

基金项目: 国家“863”高新技术研究发展计划项目(2007AA06Z304);
国家自然科学基金资助项目(41001326)

收稿日期: 2011-01-10; 修订日期: 2011-02-24

作者简介: 黄建团(1984~), 男, 硕士研究生, 主要从事水污染控制技术研究工作。Email: huangjiantuan@163.com

* 通讯联系人, E-mail: bdxiao@ihb.ac.cn

—^[5-8]。MCs 降解菌普遍存在,Valeria 等^[9]分离出一株微生物纯菌种(经 16SrDNA 测序确定为鞘氨醇单胞菌),该菌 36 h 内可将初始浓度为 200 μg/L 的 MC-RR 完全降解。周洁等^[10]从滇池底泥中分离出了对 MCs 具有高效降解速率的食酸戴尔福特菌(*Delftia acidovorans* DA),该菌 2 d 内可将初始浓度分别为 90.2 和 39.6 mg/L 的 MC-RR 和 LR 完全降解,日均降解能力可达 45.1 mg/L 和 19.8 mg/L。自然水体中的生物膜含有大量微生物,利用生物膜的吸附与降解作用能有效去除水中的 MCs^[11]。生物膜是生物膜处理技术的基础,而生物膜的生长离不开载体填料的使用,填料载体是水处理中起净化作用的主体部分。

本文应用 4 种不同填料挂膜,探讨不同填料载体生物膜对微囊藻毒素去除效果,以及水力停留时间、水温 and 溶解氧等因素对 MCs 去除效果的影响,以期为生物膜法去除水中 MCs 提供科学依据。

1 实验部分

1.1 实验材料与仪器

本实验所用的微囊藻毒素(MC-LR 和 MC-RR)分别由实验室大量培养的铜绿微囊藻 FACHB905 和机械收获的云南滇池微囊藻水华中提取获得,操作步骤参考文献^[12]。取一定量的 MC-LR、MC-RR 甲醇初提液,经萃取后减压浓缩蒸干,定容于蒸馏水中,经 HPLC/DAD 检测浓度分别为: $C_{MC-LR}=36\text{ mg/L}$, $C_{MC-RR}=42\text{ mg/L}$,避光贮存于 4℃ 冰箱中备用。本实验中所用的其他化学试剂均为分析纯。

1.2 研究方法 with 装置

生物膜培养装置由 4 个规格相同,有效容积为 5 L 的有机玻璃圆柱(内径:8 cm,柱高:100 cm)并联而成(图 1)。按照等体积加料原则在有机玻璃柱中填装 4 种不同填料载体:A(塑料悬浮填料)、B(颗粒活性炭)、C(陶瓷滤球)、D(多密孔球型填料)。经测量得知,A 柱净容积为 3 L,其他 3 个填充柱的净容积均为 1.5 L。每个有机玻璃柱外面均罩

有黑色聚乙烯塑料袋避光。进水和出水的集水箱容积均为 40 L。

1.3 检测项目与方法

实验中检测的主要指标有:温度、pH、DO、 COD_{Mn} 、 NH_4^+-N 、 UV_{254} 和 MCs。其中温度与 pH 用数显酸度计测定,DO 用溶氧仪测定, COD_{Mn} 、 NH_4^+-N 采用国家标准方法测定^[13]。水样的 UV_{254} 测定参考文献^[14]。取 500 mL 水样过 0.45 μm 微孔滤膜,用 C_{18} 固相萃取柱(SPE)富集 MCs,用 100% 甲醇洗脱,洗脱液旋转蒸发至干后用 75% 甲醇定容至 0.5 mL,然后用 HPLC 检测 MCs 的浓度^[15]。本方法藻毒素检测方法的回收率为 85.6% ~ 102.3%。

检测条件:高效液相色谱仪为美国 Waters Alliance 2695 高效液相色谱系统(带有自动进样器、四元梯度泵、在线真空脱气机);Waters2996 二极管阵列检测器(DAD)和 Empower 色谱信息管理系统;检测波长为 238 nm,色谱柱(Synergi-RP C18 column (4 μm, 250 mm × 4.6 mm)为反相色谱柱,流动相采用 0.05% 三氟乙酸(TFA)水溶液:甲醇 = 40:60 (V/V),流速 1.0 mL/min,柱温 30℃,样品进样量 20 μL,根据保留时间定性,外标法定量。

1.4 填料载体的动态挂膜

定期(3 d 一次)从中科院水生生物研究所东湖湖泊生态系统实验站取东湖原水,过 400 目筛滤去水中的悬浮物后装入进水箱中,连续曝气循环培养生物膜。挂膜期间出水回流并通过调节蠕动泵(BL100,普瑞流体技术有限公司)控制流速为 20 mL/min。每天观察填料表面生物膜生长情况,每 3 天取进水测量进水水质,持续 4 周。挂膜期间进水水质见表 1。

表 1 挂膜期间进水水质
Table 1 Water quality of influent during growth of biofilm

参数	COD_{Mn} (mg/L)	NH_4^+-N (mg/L)	UV_{254} (cm^{-1})	T (℃)	DO (mg/L)	pH
最大值	19.05	3.77	0.125	26.7	10.03	8.26
最小值	5.63	0.61	0.07	15.6	6.48	7.20
平均值	9.07	2.63	0.099	22.3	9.19	7.66

1.5 不同填料对 MCs 的吸附效果

蠕动泵调节进水流速,在不同 HRT(1、2.5 和 5 h)下,运行装置,有机玻璃柱填装未挂膜的空白填料,在原水中加入一定量的 MCs 水溶液,混匀($C_{MC-LR}=14.5\sim22.25\text{ mg/L}$, $C_{MC-RR}=16.4\sim25.5\text{ mg/L}$),加入 NaN_3 (最终浓度为 0.05%)抑制微生

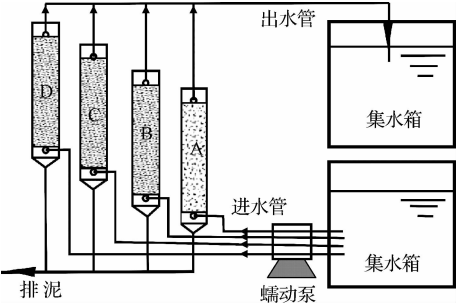


图 1 生物膜培养装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of biofilm incubation device

物活性。12 h 后取出水测定 MCs 浓度,计算每种工况下不同填料对 MCs 的吸附效果,持续 3 d。

1.6 不同填料载体生物膜对 MCs 的去除效果

挂膜约 3 周后填料载体表面出现大量附着的生物膜,生物膜生长成熟,生物膜反应器对 COD_{Mn} 的去除率达到 75%,NH₄⁺-N 的去除率达到 90%,并且保持稳定,此时可以认为填料载体挂膜成功,反应器运行稳定。在原水中加入一定量的 MCs 水溶液,混匀($C_{MC-LR} = 14.5 \sim 22.25 \text{ mg/L}$, $C_{MC-RR} = 16.4 \sim 25.5 \text{ mg/L}$),蠕动泵调节进水流速,运行 1 周(HRT 1、2.5 和 5 h),每 24 h 取出水测定 MCs 的浓度。加热棒控制不同水温(5、10、15 和 20℃),每种温度运行 1 周,24 h 后取出水测定 MCs 浓度。在 20℃ 时,控制 HRT 为 2.5 h,曝气,稳定后取出水测定 MCs 浓度,运行 1 周。

2 实验结果与讨论

2.1 不同填料载体上生物膜的培养

实验观察发现,生物膜首先出现在塑料悬浮填料表面,自第 7 天起下层填料表面开始出现絮状附着物,随着时间的推移填料表面的附着物逐渐增多,且附着物的颜色由灰色转变灰褐色。随后出现生物膜的依次是颗粒活性炭和多密孔球型填料。第 14 天,陶瓷滤球填料表面也观察到大量生物膜的出现;同时观察到塑料悬浮填料柱的中上层也有大量生物膜附着在填料表面。21 d 时塑料填料柱生物膜生长成熟,肉眼观察到个体较大的微型动物出现。检测各填料柱出水水质可知,4 个填料柱出水的 COD_{Mn} 和 NH₄⁺-N 含量较为稳定,维持在 2 mg/L 和 0.2 mg/L 左右,此时认为生物膜培养成熟。Kwok 等^[16]认为,载体上固定微生物形成生物膜的过程是一个动态过程,受吸附、生长、脱落的影响。另外,生物膜的生长还受到水温、溶氧、pH、下垫面、营养盐等条件的影响^[17]。本实验中 4 个填料柱的进水水质相同,流速一致,只有填料性能的差异影响生物膜的生长。

实验选择的 4 种不同填料在粒径大小、积堆密度和比表面积上有较大差异。其中塑料填料粒径较大、堆积密度最小,颗粒活性炭粒径最小同时具有最大的比表面积(见表 2)。对比表 2 各填料的基本性能与实验观察到的结果可知,填料载体上生物膜生长状况与填料类型密切相关,生物膜反应器中生物膜出现的先后顺序为:塑料悬浮填料、颗粒活性炭、多密孔球型填料和陶瓷滤球。塑料填料表面具有大量凹槽有利于微生物的附着生长,最先观察到生物

膜出现。其他填料上生物膜出现的先后顺序与填料比表面积从大到小相一致。

表 2 4 种不同填料的基本规格

Table 2 Specifications of four different carriers				
填料类型	粒径大小 (mm)	堆积密度 (kg/m ³)	比表面积 (m ² /m ³)	价格 (元/t)
塑料悬浮填料	φ10×10×20	160~180	1.2×10 ³	1 500~2 200
颗粒活性炭	1~1.5	500~600	6×10 ⁵	3 500~4 200
陶瓷滤球	2~5	800~900	3×10 ⁵	2 400~3 200
多密孔球型填料	3~5	800~900	4×10 ⁵	2 700~3 300

2.2 不同填料对 MCs 的吸附效果

活性炭和多密孔球型填料含有大量微孔机构,具有很大的比表面积,能有效吸附水中的 MCs 等污染物^[18]。由图 2 可知 HRT 由 1 h 增加到 5 h 时,活性炭和多密孔球型填料对 MC-LR 的吸附率分别由 72% 和 35% 增加至 100% 和 98%,对 MC-RR 的吸附率也由 78% 和 50% 增加至 100% 和 99%。而塑料填料和陶瓷滤球对 MCs 的吸附能力较差,在 HRT 5 h 时陶瓷滤球对 MC-LR 和 MC-RR 的吸附率仅有 17% 和 16%,而塑料填料对 MCs 的吸附率小于 2%。当 HRT 2.5 h 时塑料悬浮填料、颗粒活性炭、陶瓷滤球和多密孔球型填料对 MC-LR 和 MC-RR 的吸附率为 0%、92%、76%、18% 和 0.5%、93%、75%、18%。

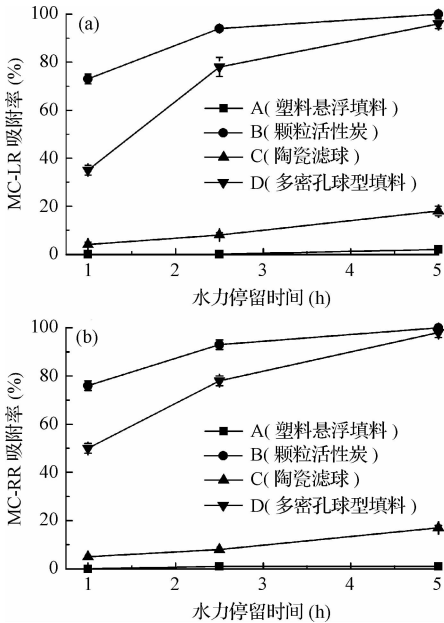


图 2 4 种填料在不同水力停留时间条件下对 MCs 的吸附效果

Fig. 2 Effect of HRT on MCs absorption rate by four kinds of carriers

2.3 4种填料载体生物膜在不同水力停留时间(HRT)条件下对MCs的去除效果

生物膜反应器对污染物去除效果与HRT密切相关。在一定范围内生物膜反应器对MCs的去除率随着HRT的延长而增加(图3a,b)。当HRT从1 h延长到5 h时,塑料悬浮填料柱、颗粒活性炭柱、陶瓷滤球柱和多密孔球型填料柱对MC-LR和MC-RR的去除率分别增加了50%、26%、30%、57%和63%、24%、60%和43%。当HRT为2.5 h时,颗粒活性炭柱和多密孔球型填料柱对MC-LR的去除率分别为92%和88%。塑料悬浮填料柱对MC-LR和MC-RR的去除率在HRT = 5 h时可达70%和88%。颗粒活性炭柱及多密孔球型填料柱在HRT = 5 h时对MC-LR和MC-RR的去除率均达到了100%,出水的总MCs浓度均低于HPLC的检出限,符合国家生活饮用水卫生标准。

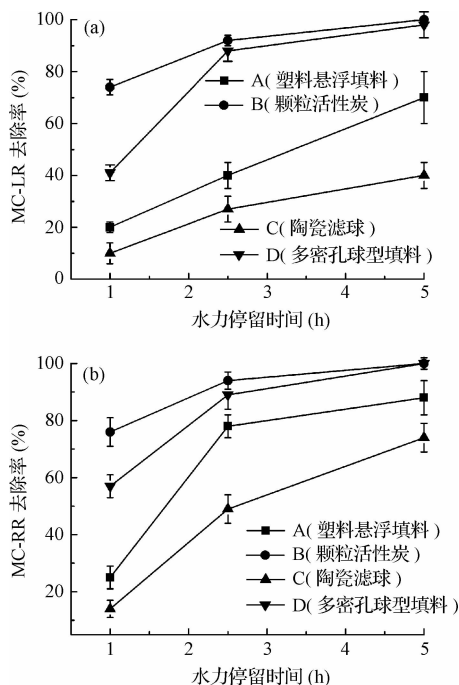


图3 4种填料载体生物膜在不同水力停留时间条件下对MCs的去除效果

Fig. 3 Effect of HRT on MCs removal rate by biofilm reactors with four kinds of carriers

生物膜反应器对MCs的去除作用包括吸附和生物降解作用,当HRT = 2.5 h时,4种空白填料对MCs的吸附作用分别占生物膜反应器对MC-LR和MC-RR去除率的0%、100%、33%、88%和0%、100%、20%、87%。MCs的吸附作用在较短的时间内即可发生并达到平衡,而生物降解作用则需要较长的时间,通常为数小时甚至数天^[10,19]。活性炭柱对MCs的去除以吸附作用为主,在HRT = 1 h时,

对MC-LR和MC-RR的去除率即可达到74%和76%,其去除率随停留时间的增加而增加的程度有限。塑料填料柱对MCs的吸附能力很差,在HRT = 5 h时,仅有2%的MCs被塑料填料所吸附。塑料填料柱对MCs的去除作用主要为微生物的生物降解作用,较长的停留时间能保证MCs被充分生物降解,所以塑料填料柱对MCs的去除率随停留时间的增加而增加得更快。当HRT由1 h增加到5 h时,塑料填料柱对MCs去除率增加达到了56.5%。对比图3a与图3b可知生物膜反应器对MC的两种不同异构体的去除效果存在一定差异。相同工况下,生物膜反应器对MC-RR的去除作用大于MC-LR。当HRT为2.5 h时,塑料填料柱对MC-RR的去除率达到了MC-LR的2倍。这是由于MC-RR中带正电荷的精氨酸取代了MC-LR分子中不带电的亮氨酸,所以MC-RR更容易聚集在表面带负电荷的生物膜表面^[20],进而被生物膜中的微生物所降解。

2.4 温度对生物膜反应器去除MCs的影响

生物膜培养装置对MCs的去除机制包括吸附作用和生物降解作用2条途径。由空白填料对MCs的吸附实验可知,本实验中使用的塑料填料对MCs的吸附作用可以忽略(图2),塑料填料柱主要通过填料上附着生物膜的生物降解作用去除MCs。MCs分子的Adda基团中含有不饱和双键,故MCs能够被天然水体中的某些特殊细菌降解^[19,21]。温度是MCs生物降解作用最主要的外部影响因素之一。温度通过影响生物膜中各种酶的活性,以及微生物的新陈代谢影响生物膜对MCs的去除率。HRT = 2.5 h时,选择塑料填料柱考察了不同水温对生物膜降解MCs的影响,每种温度下稳定运行1周。结果见图4。

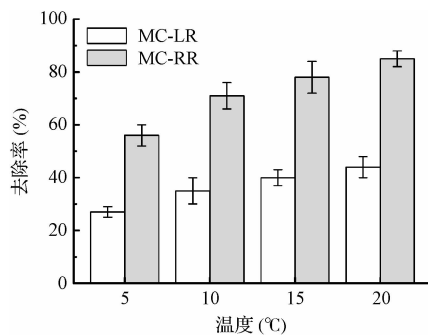


图4 温度对塑料填料载体生物膜反应器去除MCs的影响

Fig. 4 Influence of temperature on microcystins removal rate by biofilm reactor with plastic suspended carrier

当温度由5℃升高到20℃时塑料填料柱对MC-LR和MC-RR的去除率分别由27%和56%提高

到 44% 和 85%。这说明,在一定范围内塑料填料柱对 MCs 的去除率随温度的升高而增加,在温度为 20℃ 时生物膜反应器对 MCs 具有较高的去除率。Holst 和金丽娜在研究 MCs 的生物降解作用时也发现,在实验的温度范围内,提高反应温度,可以加快生物降解的反应速率^[22,23]。

2.5 溶解氧对生物膜去除 MCs 的影响

在 20℃, HRT = 2.5 h 时,选择塑料填料柱考察了曝气对生物膜去除 MCs 的影响。曝气时 DO 为 9.56 ~ 13.25 mg/L,未曝气状态下 DO 为 5.85 ~ 7.63 mg/L,每种情况下稳定运行 1 周后取样。结果见图 5。当水中 DO 为 5.85 ~ 7.63 mg/L 时生物膜对 MC-LR 和 MC-RR 的去除率为 41.7% 和 77.1%,曝气后生物膜反应器对 MC-LR 和 MC-RR 的去除率为 53.14% 和 85.71%,说明曝气可以在一定程度上提高生物膜对 MCs 的去除率($p < 0.05$)。Holst 研究表明,湖泊沉积物或水体中的细菌以前是否暴露于有微囊藻毒素的环境中是影响 MC 降解的重要因子^[22]。武汉市东湖水体中藻类的优势种为蓝藻,水体中含有能降解 MC 的土著微生物^[24]。MCs 降解菌主要为好氧菌,充足的溶解氧能促进 MCs 的生物降解^[22,25]。本实验生物膜培养中进水 DO 达到 6.48 ~ 10.03 mg/L,填料载体上所附着的微生物主要为好氧微生物,故曝气可以一定程度提高生物膜反应器对 MCs 的去除率。

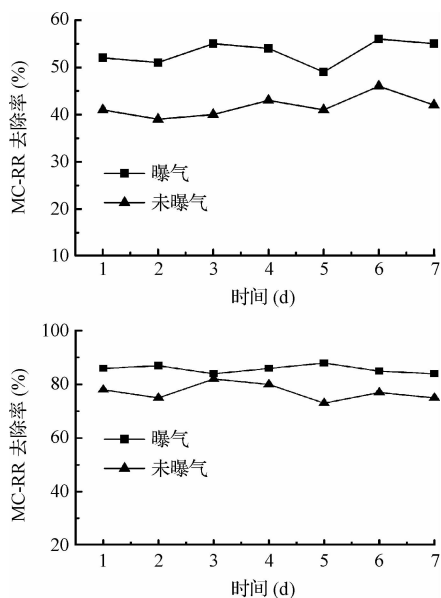


图 5 溶解氧对塑料填料载体生物膜去除微囊藻毒素的影响

Fig. 5 Influence of dissolve oxygen on microcystins removal rate by biofilm reactor with plastic suspended carrier

3 结 论

(1) 生物膜培养装置的成功挂膜需要一段时间,本实验以武汉市东湖原水动态培养生物膜挂膜成功需 3 周左右。挂膜过程中填料表面微生物的生物量逐渐增加,生物膜颜色逐渐加深。不同填料载体上生物膜出现的先后顺序为:塑料悬浮填料、颗粒活性炭、多密孔球型填料和陶瓷滤球。

(2) 生物膜培养装置挂膜成功后对 MCs 的去除效果在一定范围内随 HRT 的延长而增加,各填料柱对 MCs 的去除率从高到低表现为:颗粒活性炭柱 > 多密孔球型填料柱 > 塑料悬浮填料柱 > 陶瓷滤球柱。当 HRT = 5 h,进水 MCs 浓度为 21.5 ~ 47.25 $\mu\text{g/L}$ 时,颗粒活性炭柱和多密孔球型填料柱的 MCs 去除率可达 100%。塑料悬浮填料柱主要依靠微生物的生物降解作用去除水中的 MCs, HRT = 5 h 时,对 MC-LR 和 MC-RR 的去除率分别为 70% 和 88%。HRT = 2.5 h 时,塑料填料柱生物膜对 MC-RR 的去除效果为 MC-LR 的 2 倍。

(3) 温度以及溶解氧是影响生物膜降解 MCs 的主要因素,在实验条件下塑料填料柱对 MCs 的去除率随温度的升高而增加,适当曝气可以提高生物膜对 MCs 的去除效果。

(4) 挂膜成功后塑料填料载体生物膜对 COD_{Mn} 和 NH_4^+-N 的去除效率保持在 75% 和 90%。塑料悬浮填料价格便宜,不易堵塞,对有机污染物去除效果较好,作为培养生物膜的合适载体,在自来水厂水源水生物预处理中具有良好的应用前景。

参 考 文 献

- [1] Yuan M., Carmichael W. W., Hilborn E. D. Microcystin analysis in human sera and liver from human fatalities in Caruaru, Brazil 1996. *Toxicon*, 2006, 48(6): 627-640
- [2] 俞顺章,赵宁,资晓林,等. 饮用水微囊藻毒素与我国原发性肝癌关系的研究. *中华肿瘤杂志*, 2001, 23(2): 96-99
Yu S. Z., Zhao N., Zi X. L., et al. The relationship between cyanotoxin (microcystin, MC) in pond-ditch water and primary liver cancer in China. *Chinese Journal of Oncology*, 2001, 23(2): 96-99 (in Chinese)
- [3] 周伦,鱼达,余海,等. 饮用水源中的微囊藻毒素与大肠癌发病的关系. *中华预防医学杂志*, 2000, 34(4): 224-226
Zhou L., Yu D., Yu H., et al. Drinking water types, microcystins and colorectal cancer. *Chinese Journal of Preventive Medicine*, 2000, 34(4): 224-226 (in Chinese)
- [4] Hoeger S. J., Hitzfeld B. C., Dietrich D. R. Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in drinking water treatment plants. *Toxicology and Applied Pharmacology*,

- 2005, 203(3):231-242
- [5] Saito T., Sugiura N., Itayama T., et al. Biodegradation of microcystis and microcystins by indigenous nanoflagellates on biofilm in a practical treatment facility, *Environmental Technology*, **2003**, 24(2):143-151
 - [6] 陈彩云, 苑宝玲, 李艳波, 等. 假单胞菌降解微囊藻毒素的效能及酶作用机理. *水生生物学报*, **2009**, 33(5):951-956
Chen C. Y., Yuan B. L., Li Y. B., et al. Biodegradation and biomechanism of microcystin-LR by *pseudomonadaceae*. *Acta Hydrobiologica Sinica*, **2009**, 33(5):951-956 (in Chinese)
 - [7] 杨静东, 尹玉芬, 胡梁斌, 等. 微生物菌群 JSM004 对微囊藻毒素的生物降解. *农业环境科学学报*, **2009**, 28(8):1669-1675
Yan J. D., Yin Y. F., Hu L. B., et al. Biodegradation of microcystins by indigenous mixed bacterial population JSM004. *Journal of Agro-Environment Science*, **2009**, 28(8):1669-1675 (in Chinese)
 - [8] 宦海琳, 韩岚, 李建宏, 等. 五株微囊藻毒素降解菌的分离与鉴定. *湖泊科学*, **2006**, 18(2):184-188
Han H. L., Han L., Li J. H., et al. Isolation and identification of five microcystin degrading bacterial strains. *Journal of Lake Science*, **2006**, 18(2):184-188 (in Chinese)
 - [9] Valeria A. M., Ricardo E. J., Stephan P., et al. Degradation of microcystin-RR by *Sphingomonas* sp. CBA4 isolated from San Roque reservoir (Córdoba-Argentina). *Biodegradation*, **2006**, 17(5):447-455
 - [10] 周洁, 何宏胜, 闫海, 等. 滇池底泥微生物菌群对微囊藻毒素的生物降解特性研究. *环境污染治理技术与设备*, **2006**, 7(4):30-34
Zhou J., He H. S., Yan H., et al. Biodegradation of microcystins by bacterial community enriched from the sediment of Dianchi lake. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, **2006**, 7(4):30-34 (in Chinese)
 - [11] 朱光灿, 吕锡武. 不同流态生物膜反应器对微囊藻毒素的降解特性. *中国环境科学*, **2003**, 23(3):267-271
Zhu G. C., Lu X. W. Degradation character of microcystin in biofilm reactors with different flow patterns. *China Environmental Science*, **2003**, 23(3):267-271 (in Chinese)
 - [12] 闫海, 潘刚, 张明明, 等. 微囊藻毒素的提取和提纯研究. *环境科学学报*, **2004**, 24(2):355-359
Yan H., Pan G., Zhang M. M., et al. Study on the extraction and purification of microcystins. *Acta Scientiae Circumstantiae*, **2004**, 24(2):355-359 (in Chinese)
 - [13] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第4版). 北京:中国环境科学出版社, **2002**
 - [14] 蒋绍阶, 刘宗源. UV₂₅₄作为水处理中有机物控制指标的意义. *重庆建筑大学学报*, **2004**, 24(3):61-65
Jian S. J., Liu Z. Y. The meaning of UV as an organic matter monitoring parameter in water supply & wastewater treatment. *Journal of Chongqing Jianzhu University*, **2004**, 24(3):61-65 (in Chinese)
 - [15] 刘碧波, 肖邦定, 刘剑彤, 等. 天然水体中痕量微囊藻毒素的高效液相色谱测定方法优化. *分析化学*, **2005**, 33(11):1577-1579
Liu B. B., Xiao B. D., Liu J. T., et al. The optimization of performance liquid chromatographic method for analysis of trace microcystins in natural water bodies. *Chinese Journal of Analytical Chemistry*, **2005**, 33(11):1577-1579 (in Chinese)
 - [16] Kwok W. K., Picioreanu C., Ong S. L., et al. Influence of biomass production and detachment forces on biofilm structures in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, **1998**, 58(4):400-407
 - [17] 刑海, 曹蓉. 强化生物膜技术处理城市河道污染水体研究. *河北工程大学学报(自然科学版)*, **2008**, 25(1):54-57
Xing H., Gao R. Strengthening biofilm technology in treatment of urban polluted river water. *Journal of Hebei University of Engineering (Natural Science Edition)*, **2008**, 25(1):54-57 (in Chinese)
 - [18] Wang H. X., Ho L., Lewis D. M., et al. Discriminating and assessing adsorption and biodegradation removal mechanisms during granular activated carbon filtration of microcystin toxins. *Water Research*, **2007**, 41(18):4262-4270
 - [19] Jones G. J., Orr P. T. Release and degradation of microcystin following algacide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water Research*, **1994**, 28(4):871-876
 - [20] Carlson G., Silverstei J. A. Effect of molecular size and charge on biofilm sorption of organic matter. *Water Research*, **1998**, 32(5):1580-1592
 - [21] Cousnis I. T., Bealing D. J., James H. A., et al. Biodegradation of microcystin-LR by indigenous mixed bacterial populations. *Water Research*, **1996**, 30(2):481-485
 - [22] Holst T., Jorgensen N. O. G., Jorgensen C. et al. Degradation of microcystin in sediments at oxic and anoxic, denitrifying conditions. *Water Research*, **2003**, 37(19):4748-4760
 - [23] 金丽娜, 张维昊, 郑利, 等. 滇池水环境中微囊藻毒素的生物降解. *中国环境科学*, **2002**, 22(2):189-192
Jin L. N., Zhang W. H., Zheng L., et al. Biodegradation of microcystin in Dianchi Lake aquatic environment. *China Environmental Science*, **2002**, 22(2):189-192 (in Chinese)
 - [24] 梅琼, 肖邦定, 刘剑彤. 利用富营养化水体生物膜降解微囊藻毒素研究. *中国给水排水*, **2007**, 23(7):6-10
Mmei Q., Xiao B. D., Liu J. T. Study on biodegradation of microcystin using biofilm in eutrophic water body. *China Water & Wastewater*, **2007**, 23(7):6-10 (in Chinese)
 - [25] 吕锡武, 稻森悠平, 丁国际. 有毒蓝藻及藻毒素生物降解的初步研究. *中国环境科学*, **1999**, 19(2):138-140
Lu X. W., Yyhei Inamori, Ding G. J. Degradation of microcystis viridis and microcystins with biological reactors. *China Environmental Science*, **1999**, 19(2):138~140 (in Chinese)