

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.19.005

# 菌藻生物膜反应器内菌藻的培养方式和运行状况

蔡丽云<sup>1,2</sup>

(1. 厦门大学嘉庚学院 环境科学与工程学院, 福建 漳州 363105; 2. 河口生态安全与  
环境健康福建省高校重点实验室, 福建 漳州 363105)

**摘 要:** 为了解决传统活性污泥法对污水中 TN 去除率不高的问题,探究菌藻共生系统对 TN 的去除效果,将市政污水处理厂好氧池的活性污泥和二沉池壁的藻类接种至内置纤维填料的菌藻生物膜反应器中,以市政污水为进水进行菌藻的共同培养,分析了培养方式和曝气量对反应器中藻类生长情况以及出水水质的影响。结果表明,白天光照静沉 + 夜间曝气的培养方式能使菌藻去除更多的 COD、TN 和 TP;曝气量为 300 L/h 的反应器内藻类含量比曝气量为 800 L/h 的更高。在曝气量为 300 L/h、换水率为 34.4% 的条件下,曝气 1 h + 光照静沉 1 h 后,反应器对 TN 的去除率可达到 64% ~ 66%,高于传统的淹没式生物膜工艺。

**关键词:** 菌藻生物膜反应器; 总氮; 曝气量; 培养方式

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000 - 4602(2021)19 - 0028 - 05

## Cultivation and Operation of Bacteria and Algae in Biofilm Photoreactor

CAI Li-yun<sup>1,2</sup>

(1. School of Environmental Science and Engineering, Xiamen University Tan Kah Kee College, Zhangzhou 363105, China; 2. Fujian Key University Laboratory of Estuarine Ecological Security and Environmental Health, Zhangzhou 363105, China)

**Abstract:** To solve the problem of low TN removal efficiency in sewage by traditional activated sludge process, the removal of TN by a bacterial and algal symbiotic system was investigated. The activated sludge in an aerobic tank and algae on the wall of a secondary sedimentation tank of a municipal wastewater treatment plant were inoculated into the photobioreactor with built-in biological filler. The bacteria and algae were cultivated by feeding municipal sewage in the photobioreactor. The effects of cultivation strategy and aeration rate on the growth of algae and the effluent quality were analyzed. More COD, TN and TP could be removed by the cultivation method of lighting and static precipitation at daytime and aeration at night. The algal content in the reactor with an aeration rate of 300 L/h was higher than that in the reactor with an aeration rate of 800 L/h. Under the conditions of 300 L/h aeration rate and 34.4% water exchange rate, the removal efficiency of TN reached 64% - 66% after 1 h aeration and 1 h lighting along with static precipitation, which was higher than that of the traditional submerged biofilm process.

**Key words:** bacterial and algal biofilm reactor; TN; aeration rate; cultivation strategy

基金项目: 漳州市自然科学基金资助项目(ZZ2018J25); 厦门大学嘉庚学院大学生创新创业项目(2020)  
通信作者: 蔡丽云 E-mail: 576759695@qq.com

传统活性污泥法对 TN、TP 的去除效果总是不尽人意,致使一些污水集中处理设施排放的 TN 和 TP 逐渐成为湖库、近岸海域的首要污染物。菌藻共生系统是一种将细菌与微藻相结合的污水生物处理技术,在脱氮除磷方面具有比传统活性污泥法能耗更低、去除效果更好、藻类资源化程度高等优点<sup>[1]</sup>,为污水中氮、磷的深度去除提供了新思路。有研究指出,在菌藻系统中投加悬浮填料,可增强该系统对 TN 和 TP 的去除效率<sup>[1]</sup>,也有利于藻类的附着生长。关于光照对藻类的生长和污染物去除效果<sup>[2]</sup>,以及曝气对生物膜上细菌的生长和污染物去除效果<sup>[3]</sup>的研究已有较多,但光照、曝气和静沉如何组合才能实现菌藻生物膜反应器中菌藻共生培养的优势最大化,目前对这方面的研究较少。为此,笔者在由活性污泥和二沉池壁收集的藻类组成的菌藻光生物反应器中,加入生物组合填料,形成菌藻生物膜系统,然后通过控制曝气量和光照时间,使得菌藻能在生物膜上生长良好,最终获得菌藻共同驯化培养的控制参数。笔者通过平行实验,以实际市政污水为进水,比较了光照、曝气和静沉的不同组合对菌藻生物膜反应器中菌藻共培养的影响,并在运行时考察了曝气量对反应器内菌藻生长的影响,以期为菌藻反应器的应用提供理论基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 菌藻来源和实验用水

实验用藻种取自漳州开发区市政污水处理厂二沉池壁,优势藻种为大型丝状蓝绿藻。藻液取回后立即用  $0.45\ \mu\text{m}$  纤维滤膜过滤,抽干后进行称重接种;泥种取自该污水厂好氧池,取回后立即用  $0.45\ \mu\text{m}$  纤维滤膜过滤,抽干后进行称重接种。实验用水取自该污水厂沉砂池出水,实验期间水质如下: COD 为  $256\sim278\ \text{mg/L}$ , TOC 为  $47.5\sim59\ \text{mg/L}$ ,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  为  $25\sim28.6\ \text{mg/L}$ , TN 为  $32\sim36.3\ \text{mg/L}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$  为  $1.5\sim2.1\ \text{mg/L}$ , TP 为  $3.5\sim4.5\ \text{mg/L}$ , pH 值为  $7.2\sim8.0$ , SS 为  $10\sim20\ \text{mg/L}$ 。

### 1.2 实验装置

实验采用两组相同的光生物反应器装置(见图1),分别编号为1<sup>#</sup>和2<sup>#</sup>,材质均为有机玻璃,敞口,表面可透光,有效容积为70 L,照射光源设置在反应器上部,水面照度为  $6\ 000\sim10\ 000\ \text{lx}$ 。各反应器内悬挂直径为150 mm、束长为100 mm、材质为PP的塑料纤维组合填料,放置体积为35 L。

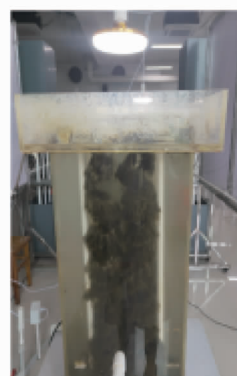


图1 光生物反应器装置

Fig.1 Schematics of photobioreactor

## 1.3 实验方法

### 1.3.1 驯化培养(第1阶段)

在第1阶段(第1~8天),1<sup>#</sup>和2<sup>#</sup>反应器接种相同的泥藻量,接种量参照前人研究<sup>[4]</sup>,初始污泥浓度均为  $2\ \text{g/L}$ ,初始藻类浓度均为  $1.46\ \text{g/L}$ ,然后分别采用不同的驯化方式进行菌藻培养。1<sup>#</sup>反应器每天白天曝气+光照12 h,曝气量为  $500\ \text{L/h}$ ,而夜间静沉12 h;2<sup>#</sup>反应器每天白天静沉+光照12 h,夜间曝气12 h,曝气量为  $500\ \text{L/h}$ 。两反应器每天的换水时间为静沉12 h后,换水量为24 L。考察两组反应器在驯化培养阶段的出水水质、MLSS、藻类在生物膜上的生长情况以及出水中的叶绿素 a 含量。

### 1.3.2 运行实验(第2阶段)

在第2阶段(第9~40天),1<sup>#</sup>反应器的曝气量调整为  $840\ \text{L/h}$ ,2<sup>#</sup>反应器的曝气量调整为  $350\ \text{L/h}$ ,均采用白天静沉+光照12 h、夜间曝气12 h的间歇运行方式。每天的换水时间为静沉12 h后,换水量为24 L。运行过程未排泥。

## 1.4 分析方法

pH 值采用台式酸度计测定,DO 浓度采用便携溶氧仪测定,照度采用照度计测定。其他各项水质指标均采用国家标准方法测定。在测定出水水质指标时,pH 值和 DO 浓度均在反应器内测定,其他指标的样品取自反应器静沉后的上清液,样品需要经  $0.45\ \mu\text{m}$  滤膜过滤后再测定。

污泥相和生物膜中的叶绿素 a 参照 Chinnasamy 等人<sup>[5]</sup>的方法,采用丙酮溶液提取。提取液中的叶绿素 a 浓度、污泥和生物膜样品中的叶绿素 a 含量和出水中的叶绿素 a 浓度分别采用式(1)<sup>[2]</sup>、式(2)和式(3)计算。

$$C_{\text{Chl-a}} = 16.29 \times (A_{665.2} - A_{750}) - 8.54 \times (A_{652} - A_{750}) \quad (1)$$

$$C_{\text{泥Chl-a}} = C_{\text{Chl-a}} \times 0.02 / \text{WSS} \quad (2)$$

$$C_{\text{出水Chl-a}} = C_{\text{Chl-a}} \times 0.02 / 0.1 \quad (3)$$

式中:  $C_{\text{Chl-a}}$  为提取液中的叶绿素 a 浓度, mg/L;  $A_{665.2}$ 、 $A_{750}$ 、 $A_{652}$  分别为提取液在 665.2、750 和 652 nm 下的吸光度;  $C_{\text{泥Chl-a}}$  为污泥和生物膜样品中的叶绿素 a 含量, mg/g; WSS 为抽干后样品湿质量, g;  $C_{\text{出水Chl-a}}$  为出水中的叶绿素 a 浓度, mg/L。

## 2 结果与讨论

### 2.1 培养方式和曝气量对 MLSS 和出水水质的影响

各反应器出水 COD 浓度和悬浮液中 MLSS 随运行时间的变化如图 2 所示。在第 1 阶段, 2<sup>#</sup> 反应器出水 COD 浓度较 1<sup>#</sup> 反应器要低, 说明白天光照静沉(藻类进行光合作用)、夜间曝气的方式能去除更多的 COD, COD 去除率达到 82%~86%。这可能是因为白天反应器内静置, 光照能更好地被藻类吸收, 而由于藻类产氧, 好氧细菌去除有机物的过程也能进行; 在夜间, 藻类不再产生氧气, 此时曝气可增加反应器内的溶解氧浓度, 促进了好氧细菌对 COD 的去除作用。而 1<sup>#</sup> 反应器在白天进行曝气, 由曝气带来的搅拌使得悬浮物遮挡了大部分光照, 藻类光合作用受限; 同时夜间不曝气, 使得 1<sup>#</sup> 系统内出现厌氧, 其去除有机物的能力大大降低。因此采用白天光照静沉、夜间曝气的方式可充分发挥菌藻的协同作用, 也可节约能耗。况且生物填料的加入可克服光照随水深衰减对藻类生长带来的弊端, 附着在生物填料上的藻类可以在上清液中充分吸收光照。

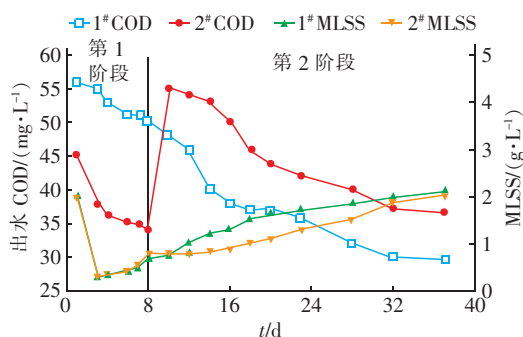


图2 各反应器出水 COD 浓度和悬浮液中 MLSS 的变化

Fig. 2 Change of COD concentration in effluent and MLSS in mixtures of each reactor

在第 2 阶段, 1<sup>#</sup> 反应器的曝气量从 500 L/h 增至 840 L/h, 其出水 COD 浓度急剧下降。而 2<sup>#</sup> 反应器的曝气量从 500 L/h 降为 350 L/h, 其出水 COD

浓度显著上升, 且高于 1<sup>#</sup> 反应器。

在第 1 阶段, 两个反应器的 MLSS 相差不大, 且都有一个的下降过程, 这是因为悬浮液中的部分藻类和污泥转移到了生物膜上。第 2 阶段, 由于调整了曝气量, 1<sup>#</sup> 反应器的 MLSS 上升较快, 2<sup>#</sup> 反应器的 MLSS 上升较慢, 说明增加曝气量会加快悬浮相细菌的生长速率, 从而提高其对 COD 的去除速率。

各反应器出水 TN 和 TP 浓度随时间的变化见图 3。在第 1 阶段, 2<sup>#</sup> 反应器的出水 TN 浓度较 1<sup>#</sup> 反应器要低, 说明白天光照静沉、夜间曝气的方式在细菌和藻类的协同作用下能去除更多的 TN, 这可能是因为白天藻类进行光合作用时也会消耗一部分氨氮或硝态氮, 而 1<sup>#</sup> 反应器由于白天曝气, 藻类光合作用比 2<sup>#</sup> 反应器要弱。到了第 2 阶段, 由于 1<sup>#</sup> 反应器的曝气量比 2<sup>#</sup> 反应器大, 1<sup>#</sup> 反应器的出水 TN 浓度变得低于 2<sup>#</sup> 反应器。从图 2 可以看出, 在第 2 阶段初期, 1<sup>#</sup> 反应器内的 MLSS 增长速度较快, 即细菌数量变多, 从而可能使得出水 TN 浓度变低。唐聪聪<sup>[1]</sup>也发现在曝气强度较大时(1 L/min), 传统活性污泥系统中硝化细菌活性将高于菌藻共生系统, 说明 1<sup>#</sup> 反应器的强曝气增加了污泥中硝化细菌的数量和活性。但到了后期, 由于每日进水量是一定的, 两个反应器的 MLSS 和出水 TN 浓度变得比较接近, 说明曝气量的大小在后期对细菌的生长影响有限, 且大的曝气量浪费能源, 也可能会加剧菌藻对营养物质的竞争, 从而抑制藻类的生长<sup>[6]</sup>, 因此建议维持在一个较低的曝气量是比较适宜的。

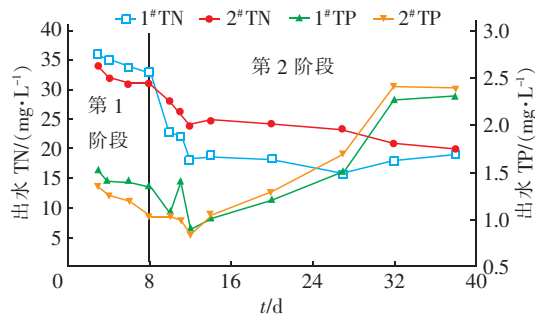


图3 各反应器出水 TN 和 TP 浓度的变化

Fig. 3 Change of TN and TP concentrations in effluent of each reactor

在第 1 阶段, 1<sup>#</sup> 反应器的出水 TP 浓度高于 2<sup>#</sup> 反应器, 说明白天光照静沉 + 夜间曝气的运行方式在细菌和藻类的协同作用下也能去除更多的 TP, 这可能是因为藻类的生长也需要磷, 2<sup>#</sup> 反应器中的藻类



在白天生长较快,因此吸收了更多的磷。在第2阶段初期,1<sup>#</sup>和2<sup>#</sup>反应器的出水TP浓度进一步降低,且变得几乎相同,这很可能是由于1<sup>#</sup>反应器的强曝气增加了聚磷菌的活性和数量,从而使得1<sup>#</sup>反应器出水TP浓度下降较快。但是两者的出水TP最低值也仅接近1.0 mg/L。有研究认为,在菌藻系统处理生活污水时,N是限制性因素,而P会过量,最佳的N/P值为30<sup>[7]</sup>。由于实验过程中使用的生活污水中N/P值为9~10,所以TP去除率不高。在第2阶段后期,由于反应器一直未排泥,污泥的老化以及生物膜的脱落可能导致了出水TP浓度上升。

## 2.2 生物膜和污泥中叶绿素a含量的变化

两反应器运行过程中生物膜挂膜情况良好,出水叶绿素a浓度均较低,基本在0.007~0.01 mg/L范围,说明藻类未随出水大量流失。污泥及生物膜中的叶绿素a含量变化如图4所示。

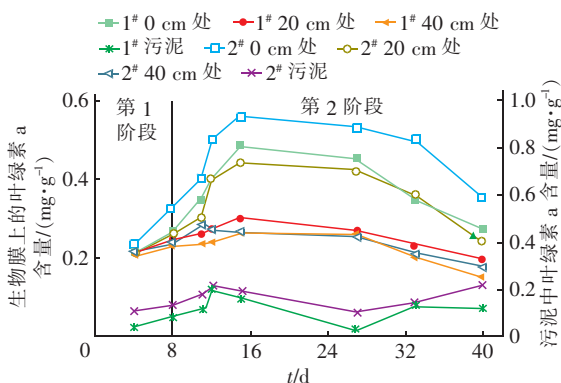


图4 污泥及生物膜中的叶绿素a含量变化

Fig.4 Change of chlorophyll-a content in sludge and biofilm

由图4可知,2<sup>#</sup>生物膜上的叶绿素a含量一直比1<sup>#</sup>高,尤其是在离水面20 cm处,因此2<sup>#</sup>反应器中的藻类在生物膜上生长得更好。这可能是因为2<sup>#</sup>反应器在驯化阶段采用的是白天光照+静沉的培养方式,并且运行时的曝气量较低。藻类在第1天接种到污泥相中后,污泥相中的藻类含量大大低于生物膜上的,说明大部分藻类从污泥中转移到了生物填料上,这与前人的研究结果一致<sup>[8]</sup>,藻类更易于在填料或容器壁等附着物上生长。由于光入射到水体中会有损失,而且随着水体深度的增加光损失也增加,因此,水面处填料上的藻类比下方填料上的藻类能接触到更多光照,进而获得更快的生长速率,从而在不同深度处的生物膜相和污泥相中形成不同的叶绿素a含量。运行后期,生物膜中的叶绿素a

含量下降,这可能是受营养物质竞争和生物膜脱落的影响。但是污泥中的叶绿素a含量几乎保持不变,而且曝气量较小的2<sup>#</sup>反应器污泥相中的叶绿素a含量始终高于曝气量较大的1<sup>#</sup>反应器,这说明在营养物质有限的环境中,曝气量过大将加剧菌藻对营养物质的竞争,减缓藻类的生长速率,这与前人的研究结果一致<sup>[6]</sup>。

## 2.3 曝气/光照/静沉过程中污染物的去除情况

在运行至第33天时,对曝气/光照/静沉过程中污染物的去除情况进行分析,此时1<sup>#</sup>和2<sup>#</sup>反应器的曝气量都调为300 L/h,结果见图5,其中,A(0.5 h)表示曝气0.5 h,A(1 h)表示曝气1 h,L+S(1 h)表示光照静沉1 h,L+A(1.5 h)表示光照曝气1.5 h。在换水24 h后(总体积为70 L),1<sup>#</sup>和2<sup>#</sup>反应器的初始COD浓度呈现很大的不同,这可能是因为换水前混合液的COD值不同以及菌藻的吸附作用造成的,1<sup>#</sup>反应器残留的COD比较少,而2<sup>#</sup>反应器残留的COD比较多。曝气0.5 h后,COD出现下降。而曝气1 h后,COD反而上升,这可能是因为初期活性菌藻依靠胞外聚合物吸附了大量COD,而后由于持续曝气,部分被吸附的COD又返回到混合液中。光照静沉1 h后,COD继续下降,这应该是细菌的吸附和降解作用导致的,此时1<sup>#</sup>和2<sup>#</sup>反应器对COD的去除率分别为54.7%和50.8%;然后继续光照曝气1.5 h后,COD浓度分别为35.87和37.54 mg/L。

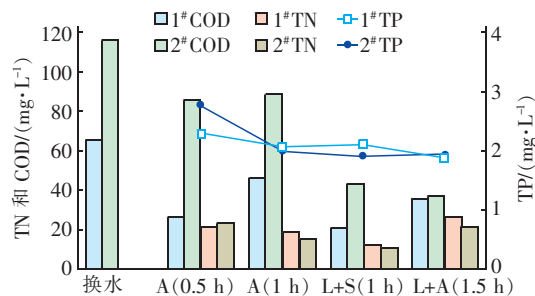


图5 曝气/光照/静沉过程中污染物的去除情况

Fig.5 Removal of pollutants during aeration, lighting and static precipitation process

1<sup>#</sup>和2<sup>#</sup>反应器在曝气1 h+光照静沉1 h后对TN的去除率分别为64%和66%,均高于只有活性污泥的传统淹没式生物膜工艺,如李军等<sup>[9]</sup>应用传统淹没式生物膜工艺,在厌氧3 h、好氧6 h的工艺条件下,脱氮率为56%左右。但静沉后的再次曝气会使得TN浓度上升,这可能是由于曝气带来的搅

动使得菌藻吸附的氮又被释放到水中。

在曝气时,1<sup>#</sup>和2<sup>#</sup>反应器内的TP浓度是持续下降的。光照静沉又会使得反应器内的TP浓度稍稍上升,再曝气又可使TP浓度下降,但下降趋势缓慢,这可能是厌氧段时间不够,微生物释磷不完全,好氧段不能过量吸磷的结果<sup>[9]</sup>。整个过程1<sup>#</sup>和2<sup>#</sup>反应器的TP去除率仅为37.3%和35.5%,菌藻系统对TP的去除能力有限,在2.1节已进行分析。

1<sup>#</sup>和2<sup>#</sup>反应器在光照静沉1h后出水叶绿素a浓度分别为0.01和0.014 mg/L,根据Kim等人<sup>[2]</sup>的折算方法,藻类含量分别为0.0008和0.0012 mg/L,说明该运行方式不会造成藻类的大量流失。

### 3 结论

序批式菌藻生物膜反应器采用白天光照静沉+夜间曝气的运行方式能充分发挥菌藻的协同作用,更利于去除污染物,同时也有利于藻类在生物膜和污泥中的生长。运行时加大曝气量,可获得更快的MLSS增长速率和污染物去除速率,但加剧了菌藻对营养物质的竞争,不利于藻类在污泥和生物膜中的生长。在曝气量为300 L/h、换水率为34.4%的条件下,曝气1h+光照静沉1h后,反应器对COD、TN和TP的去除率分别为50.8%~54.7%、64%~66%和35.5%~37.3%,其中TN去除率高于传统的淹没式生物膜工艺。采用菌藻生物膜反应器处理生活污水可在白天静置时充分利用藻类去除TN和TP,因此是一种节能有效的脱氮除磷工艺。

### 参考文献:

- [1] 唐聪聪. 菌藻共生序批式泥膜系统脱氮除磷效能及作用机制研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2018.  
TANG Congcong. Performance and Mechanism of Algal-bacterial Symbiosis System Based on Sequencing Batch Biofilm-sludge Reactor for Nitrogen and Phosphorus Removal[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2018(in Chinese).
- [2] KIM T, LEE Y, HAN S, *et al.* The effects of wavelength and wavelength mixing ratios on microalgae growth and nitrogen, phosphorus removal using *Scenedesmus* sp. for wastewater treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 130:75-80.
- [3] 李悦悦, 赵倩, 吴俊泽, 等. 曝气比和  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度影响生物滤池净化海水养殖外排水效果研究[J]. *海洋环境科学*, 2019, 38(1):46-51, 59.  
LI Yueyue, ZHAO Qian, WU Junze, *et al.* Effects of aeration ratio and  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  concentration on capacity of biological filter in purifying mariculture drainage[J]. *Marine Environmental Science*, 2019, 38(1):46-51, 59 (in Chinese).
- [4] TIGHIRI H O, ERKURT E A. Biotreatment of landfill leachate by microalgae-bacteria consortium in sequencing batch mode and product utilization[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 286:121396.
- [5] CHINNASAMY S, BHATNAGAR A, HUNT R W, *et al.* Microalgae cultivation in a wastewater dominated by carpet mill effluents for biofuel applications[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(9):3097-3105.
- [6] 陈家炜. 水源水库扬水曝气运行对藻类和有机物的影响研究[D]. 西安:西安建筑科技大学, 2018.  
CHEN Jiawei. Study on the Effect of Water Lifting Aerations on Algae and Dissolved Organic Matter in Water Source Reservoir[D]. Xi'an: Xi'an Architecture and Technology University, 2018(in Chinese).
- [7] CHEVALIER P, DE LA NOÛE J. Efficiency of immobilized hyperconcentrated algae for ammonium and orthophosphate removal from wastewaters[J]. *Biotechnology Letters*, 1985, 7(6):395-400.
- [8] SU Y Y, MENNERICH A, URBAN B. The long-term effects of wall attached microalgal biofilm on algae-based wastewater treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 218:1249-1252.
- [9] 李军, 王宝贞, 聂梅生. 淹没序批式生物膜法除磷工艺特性研究[J]. *中国给水排水*, 2001, 17(7):1-5.  
LI Jun, WANG Baozhen, NIE Meisheng. Study on the characteristics of phosphorus removal in sequencing batch reactor of submerged biofilm process[J]. *China Water & Wastewater*, 2001, 17(7):1-5(in Chinese).

作者简介:蔡丽云(1986-),女,江西丰城人,硕士,副教授,主要从事给排水科学与工程专业的教学工作。

E-mail:576759695@qq.com

收稿日期:2020-04-11

修回日期:2020-07-21

(编辑:刘贵春)