

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.13.016

太阳能曝气—生物强化浮床对景观水体中氮素的去除

吴 卿, 马梦醒, 莫文君, 刘洁琼, 彭 森
(天津大学 环境科学与工程学院, 天津 300350)

摘 要: 针对景观水体富营养化现象日益严重, 设置 5 组实验装置, 探究太阳能曝气、轻质陶粒填料、美人蕉及固定化好氧反硝化细菌颗粒强化组合生态浮床对富营养化水体中氮素和有机物的去除效果。结果表明, 组合浮床中曝气和填料的设置对 COD 的去除起主要作用, 设置曝气浮床较无曝气浮床的 COD 去除率提高了 25%, 设置填料浮床较无填料浮床的 COD 去除率提高了 20%。曝气对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除可起到很好的效果, 设置曝气浮床较无曝气浮床的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率提高了 81.17%。曝气可促进硝化反应的进行, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 会随氨氮浓度的降低而上升, 且 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度变化具有一定的同步性。添加了固定化好氧反硝化细菌颗粒的组合生态浮床对氮素的去除效果最佳, 其中对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率达到了 97.57%、对 TN 的去除率为 50.24%。固定化好氧反硝化细菌的加入可缩短氮素的转化进程, 提高氮素的转化效率, 利于氮素的去除。

关键词: 景观水体; 氮素; 强化生态浮床; 太阳能曝气; 固定化好氧反硝化细菌

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)13-0092-06

Nitrogen Removal in Landscape Water by Solar Aeration – Enhanced Biological Floating Bed

WU Qing, MA Meng-xing, MO Wen-jun, LIU Jie-qiong, PENG Sen
(School of Environmental Science and Technology, Tianjin University, Tianjin 300350, China)

Abstract: Five groups of floating beds were constructed to solve the increasing eutrophication problem in landscape water. Effects of the combined floating beds enhanced by solar aeration, ceramsite filler, *Canna* and immobilized aerobic denitrifying bacteria on removal efficiency of nitrogen and organic matters in eutrophic water were explored. The combined floating bed with aeration or ceramsite filler played a major role in the removal of COD. The COD removal efficiency of the floating bed with aeration increased by 25% compared with that of non-aerated floating bed, and the COD removal efficiency of the floating bed with filler increased by 20% compared with that of floating bed without filler. Aeration had a good effect on $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal, and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal efficiency of the floating bed with aeration was 81.17% higher than that of non-aerated floating bed. Aeration could promote nitrification reaction. $\text{NO}_2^- - \text{N}$ concentration increased with the decrease of ammonia nitrogen, and variation in $\text{NO}_3^- - \text{N}$ concentration was synchronized with that of $\text{NO}_2^- - \text{N}$ concentration to some extent. The combined ecological floating bed with immobilized aerobic denitrifying bacteria particles had the best nitrogen

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2014ZX07203-009)

通信作者: 吴卿 E-mail: wuq@tju.edu.cn

removal performance, in which the removal efficiencies of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ and TN were 97.57% and 50.24%, respectively. The addition of immobilized aerobic denitrifying bacteria shortened the nitrogen conversion process, improved the nitrogen conversion efficiency, and facilitated the removal of nitrogen in water.

Key words: landscape water; nitrogen; enhanced ecological floating bed; solar aeration; immobilized aerobic denitrifying bacteria

富营养化是近年来我国水环境普遍存在的问题。我国湖泊、水库等景观水体富营养化较严重,多数呈中度富营养和轻度富营养状态。富营养化的主要表现是水体内氮、磷含量增高,超过水体的自净能力^[1-2]。由营养过剩导致的富营养化已对环境造成了严重影响,如蓝藻水华暴发、水质恶化和生态系统稳定性破坏等^[3]。因此,解决景观水体的富营养化并恢复其生态功能显得尤为重要。

生态浮床作为一种新型人工湿地技术,主要利用植物和微生物的协同作用去除水体中氮、磷、有机物等污染物,在富营养化水体治理方面应用广泛^[4]。但是传统生态浮床往往存在生物量低,氮、磷去除率难以进一步提高等问题^[5]。为了提高生态浮床对富营养化水体的修复效果,近年来研究人员在传统生态浮床的基础上对其进行强化,强化措施主要包括:筛选优势植物、固定化微生物菌种、增强浮床结构、增加水体中溶解氧含量、悬挂填料和及时进行植物收割等^[6]。张择瑞等^[7]通过小试研究了曝气、投加活性污泥、增设人工水草等辅助工艺的组合搭配,分析不同工艺条件下人工废水中氮素的降解效果。孙连鹏等^[8]将固定化反硝化小球加入生态浮床进行强化,5 d后浮床对TN的去除率达到50.9%,比单独浮床系统提高了17.2%。雷纯义等^[9]以香根草、黄菖蒲、西芹及其不同组合为浮床植物而构建生态浮床,研究了不同植物浮床对6种浮游藻类的化感作用。汤茵琪等^[10]研究了添加好氧反硝化菌及曝气提高浮床对富营养化水体中氮和有机物的去除效果。戴谨微等^[11]考察了复合型生态浮床对模拟污水厂尾水的净化效能。范洁群等^[12]在传统生态浮床中加入旱伞草和天然沸石填料以改善除污效果。Bartucca等^[13]为解决富营养化水体中硝酸盐污染问题,在生态浮床中引入陆生草本植物意大利黑麦草和人工曝气。

为提高生态浮床对水体中氮素和有机物的去除率,本研究筛选并制备了固定化好氧反硝化细菌颗粒,结合太阳能曝气、轻质陶粒填料和美人蕉,构建

了强化生态浮床。通过测定其对富营养化水体的净化效果,研究固定化好氧反硝化细菌强化生态浮床对景观水体中氮素污染修复的适用性,旨在为新型生态浮床的开发和构建提供参考。

1 材料与方法

1.1 固定化好氧反硝化细菌的制备

与传统缺氧反硝化方式不同,好氧反硝化细菌是利用好氧反硝化酶的作用,在有氧条件下进行的反硝化作用。实验中的好氧反硝化细菌分离自天津市某污水厂的二沉池。采用传统方法进行菌种富集和分离^[14-15],得到两种具有好氧反硝化性能的菌株a和b,采用DM反硝化培养基^[16]筛选去除氮素效果更优的菌株。培养48 h后菌株a、b对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除率分别为67%、86.5%,菌株b的反硝化性能更好。采用PVA-冷冻包埋法^[17]固定好氧反硝化细菌b,制成微生物颗粒小球。

1.2 强化生态浮床

强化组合生态浮床床体以PVC管为骨架,以孔径为1 cm的塑料网对其四周和底部进行包裹,形成70 cm×50 cm×15 cm的篮筐。每个篮筐下部悬挂9束活性炭纤维束,每个活性炭纤维束由长度为33 cm的5~7根活性炭纤维毛毡组成。活性炭毛毡有发达的孔隙结构,且活性炭具有强大的吸附作用,极易在其表面形成生物膜,有利于水中污染物的降解。篮筐底部布置有8~10 cm厚的填料层。选择株高、株型相似,生物量相当的美人蕉栽种于填料中,种植密度为8株/ m^2 。床体填料选用轻质陶粒,轻质陶粒作为一种轻集料,具有密度小、强度高、吸附性能好等特点。陶粒密度约为300 kg/m^3 ,粒径为1~3 cm。固定化好氧反硝化细菌在浮床填料中的添加比例为0.5%。强化生态浮床示意图1。

浮床放置于有效容积为300 L的水箱中。在距水箱底部10 cm和顶部10 cm处分别开孔,作为实验装置的进水口和出水口。浮床上布置太阳能曝气仿生水草装置,曝气量为2 L/min,每天曝气7~9 h,按每天曝气8 h计,装置曝气总量约为960 L/d。

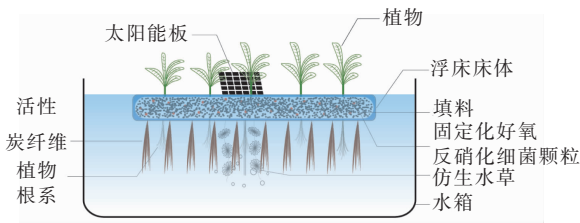


图1 强化生态浮床示意

Fig.1 Schematic diagram of enhanced ecological floating beds

1.3 实验设置

实验原水参考景观河湖水质进行配制,即 COD 为 60 mg/L、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 10 mg/L、TN 为 12 mg/L。

实验共设置 5 组生态浮床,浮床编号及组合形式见表 1。采用泵吸重力流方式将原水分别注入 5 个 PVC 塑料水箱,每个水箱中的原水体积相等。

表 1 实验浮床编号及组合形式

Tab.1 Grouping of simulative experiment

装置编号	组合形式	备注
S1	空白组	原水 + 床体
S2	曝气浮床	原水 + 床体 + 太阳能曝气
S3	填料 + 曝气浮床	原水 + 轻质陶粒填料 + 床体 + 太阳能曝气
S4	植物 + 填料 + 曝气浮床	原水 + 美人蕉 + 轻质陶粒填料 + 床体 + 太阳能曝气
S5	植物 + 固定化菌 + 填料 + 曝气浮床	原水 + 美人蕉 + 固定化好氧反硝化细菌 + 轻质陶粒填料 + 床体 + 太阳能曝气

1.4 检测项目及方法

实验每 3 d 取 1 次水样,测定 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、溶解氧、pH 值和温度。溶解氧、pH 值和温度采用哈希 HQd 便携式多参数水质分析仪测定,其余指标按照《水和废水监测分析方法》(第 4 版)所规定的方法进行检测。每项指标测 3 次,取平均值作为最终实验数据。

2 结果与分析

实验在 7 月—8 月进行,处于夏季,太阳光线较强,光照时间较长。利用仪器测得各装置的 pH 值在 7.4~7.9 之间、温度在 27~30℃ 之间。空白装置 S1 的溶解氧含量在 3 mg/L, S2~S5 设置了太阳能曝气,溶解氧含量在 5~7 mg/L。

2.1 好氧反硝化细菌性能分析

经鉴定菌株 b 为一种恶臭假单胞菌。按照 PVA-冷冻法的操作步骤,利用海藻酸钠、聚乙烯醇

以及饱和氯化钙的硼酸溶液对菌株 b 进行活性炭吸附颗粒包埋,得到固定化微生物颗粒。

配制 DM 培养基并将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度调节为 500 mg/L。取 6 个三角瓶,分别标号为 1#~6#,每个三角瓶中加入 200 mL 配制好的液体。其中 1#、2#为空白对照,3#、4#中加入粒径约为 0.5 cm 的固定化颗粒 1 粒,5#、6#中加入粒径约为 0.5 cm 的固定化颗粒 2 粒,将三角瓶放置于恒温(30℃)培养箱中培养,每 24 h 取样测定 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的浓度。

经过 24 h 后,1#、2#瓶中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度分别为 500、0 mg/L,3#、4#瓶中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均浓度分别为 310、0.71 mg/L,5#、6#瓶中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均浓度分别为 287、0.92 mg/L。3#、4#瓶对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的平均去除率为 38%,5#、6#瓶对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的平均去除率为 42.6%,3#、4#和 5#、6#瓶中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 含量几乎没有增加。

经过 48 h 后,1#、2#瓶中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度分别为 500、0 mg/L,3#、4#瓶中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均浓度分别为 140、0.63 mg/L,5#、6#瓶中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均浓度分别为 130、0.57 mg/L,3#、4#瓶对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的平均去除率为 72%,5#、6#瓶对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的平均去除率为 74%,两装置中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的含量几乎没有增加。在经过 48 h 后,3#、4#和 5#、6#瓶对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除效果差别不大。

2.2 生态浮床对 COD 的去除效果

图 2 是不同装置水体中 COD 浓度随时间的变化情况。可以看出,各装置水体中 COD 浓度随运行时间的延长而不断降低。

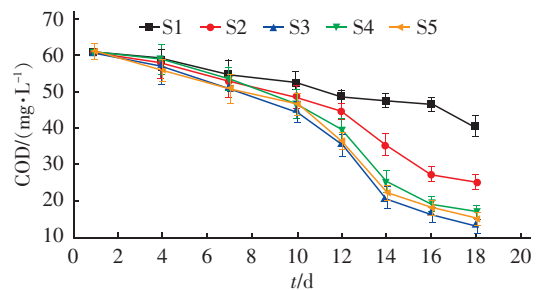


图2 COD浓度随时间的变化

Fig.2 Change of COD concentration with time

经 18 d 后, S1~S5 装置对 COD 的去除率分别为 33.33%、58.33%、78.33%、71.67% 和 75%。与空白装置 S1 相比,增加曝气后的 S2 装置对 COD 的去除率增加了 25%;增加曝气和填料的 S3 装置对

COD 的去除率最高,与无填料的 S2 装置相比提高了 20%。结果表明,曝气和填料对 COD 的去除影响较大。污水中有机污染物的净化主要依靠基质的过滤作用和微生物的分解作用。本研究中,曝气增加了水体中的溶解氧含量,有利于水体中好氧微生物的生长;填料则为好氧微生物提供了适宜的生长附着栖息地,微生物附着在填料表面形成生物膜,增大了与水体的接触面积,从而提高了净化效果^[18]。

2.3 生态浮床对氮素的去除效果

减少氮素含量是消除水体富营养化现象的关键步骤。氮元素可通过微生物的氨化作用、硝化作用和反硝化作用去除;也可通过植物的根系吸收和蒸腾作用去除;还可通过填料吸附、过滤、沉淀等方法去除^[19-20]。图 3 是不同装置水体中氮素浓度随时间的变化情况。从图 3(a)可看出,除了 S1 装置中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度变化较小外,其余各装置中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度都呈明显递减趋势。18 d 后, S1 ~ S5 装置的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率分别为 12.57%、93.74%、96.06%、87.04% 和 97.57%。与无曝气的 S1 装置相比, S2 装置对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率增加了 81.17%。可以看出,曝气对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除影响很大,这是因为水中溶解氧量较充足时,硝化细菌可发生较彻底的硝化作用,将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。S5 装置对氨氮的去除作用最强,说明在相同曝气量下,床体填料中添加固定化好氧反硝化细菌颗粒可提高 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果。

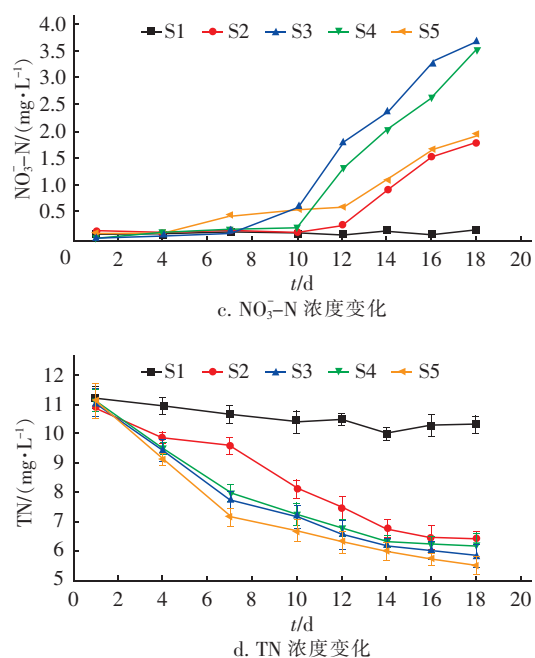
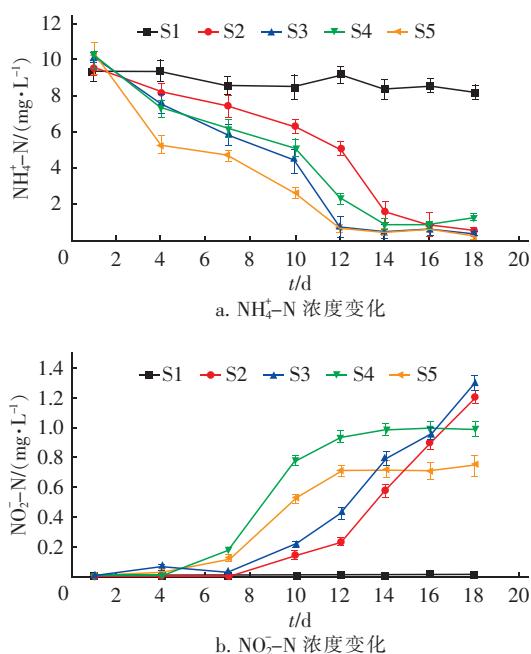


图3 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 及 TN 浓度随时间变化

Fig. 3 Change of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ and TN concentration with time

从图 3(b)可以看出,除了 S1 装置,其他装置中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度在第 7 天后均明显增加。S2、S3 装置中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度呈递增趋势,在实验末期 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度分别上升到 1.21 mg/L 和 1.31 mg/L; S4、S5 装置中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度呈现先增加后趋于稳定的趋势,在第 18 天装置中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度分别达到 1.0 mg/L 和 0.75 mg/L。比较 S1 和 S2 中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度变化可知,曝气可以促进硝化反应的进行,将氨氮转化为 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,因此 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 会随氨氮浓度的减少而有所上升。S3 中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度高于 S2,这是由于填料增大了微生物的附着面积,利于微生物对氨氮进行硝化作用。有研究表明,绝大多数氮是通过微生物的硝化/反硝化作用得到最终去除,在人工湿地中反硝化可能贡献了 60% ~ 95% 的总氮去除^[21]。由于植物根系具有泌氧作用,因此根系周围的微环境存在好氧区、缺氧区和厌氧区,加上不同微生物种群的生物氧化还原作用,为氮的去除提供了良好条件,同时植物可以同化 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为有机氮,因此 S4 中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度少于 S3。由 S5 和 S4 的比较可知,固定化好氧反硝化细菌的加入利于水体中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 向 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转化,进而推动氮的去除。

从图 3(c)可以看出,除了 S1 装置,其他装置中

$\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度都在第 10 ~ 12 天时增加, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的增加滞后于 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, 这也符合 N 元素的转化规律。经过 18 d 的运行后, S2 ~ S5 装置中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度分别增加了 1.63、3.64、3.49 和 1.81 mg/L。从各装置的结果对比来看, 填料的加入在一定程度上会增加水体中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度; 植物的存在能够降低水体中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度。填料中添加的固定化好氧反硝化细菌可同时利用氮和氧作为最终电子受体, 直接将氨氮转化为最终气态产物, 因此 S5 装置中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度较 S4 装置低。

从图 3(d) 可以看出, S2 ~ S5 中 TN 浓度随时间的推移呈降低趋势, 而作为空白的 S1 装置中 TN 浓度变化不大。在经过 18 d 的运行后, S1 ~ S5 装置对 TN 的去除率分别为 8.23%、40.65%、46.85%、44.17% 和 50.24%。不难看出, 曝气可以有效促进水体中 TN 的去除。运行 12 d 后 TN 去除效果较之前趋缓, 这是由于随着水体中碳源的消耗, 反硝化速率开始降低, 使得 TN 去除效果受到一定的影响。水体中氮素的转化是一个协同作用过程, 填料可附着较多的微生物, 微生物的存在利于氮元素硝化/反硝化的进行; 植物也可同化水中氨氮、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为有机氮。S5 装置对 TN 的去除率最大, 这是因为固定化好氧反硝化细菌的加入可缩短氮素转化进程, 提高氮素转化效率, 利于氮素的去除。

3 结论

① 设置了 5 组实验, 研究了强化组合浮床的各部分对富营养化水体中 COD、氮元素的去除情况。曝气和填料的设置对组合浮床中 COD 的去除起主要作用, 设置曝气的浮床 (S2) 较无曝气浮床 (S1) 的 COD 去除率提高了 25%, 设置填料的浮床 (S3) 较无填料浮床 (S2) 的 COD 去除率提高了 20%。

② 曝气对于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除可起到很好的效果, 曝气可以促进硝化反应的进行, 设置曝气的浮床较无曝气浮床的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率提高了 81.17%。 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度会随氨氮浓度的减少而有所上升, 且 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化与 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度变化具有一定的同步性。

③ 添加固定化好氧反硝化细菌颗粒的组合生态浮床对氮素的去除效果最佳, 其可以缩短氮素的转化进程, 提高氮素的转化效率, 有利于氮素在水中

的去除。

参考文献:

- [1] BOEYKENS S P, PIOL M N, LEGAL S L, *et al.* Eutrophication decrease: phosphate adsorption processes in presence of nitrates [J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 203: 888 - 895.
- [2] HAVENS K E, JAMES R T, EAST T L, *et al.* N : P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution [J]. *Environmental Pollution*, 2003, 122 (3): 379 - 390.
- [3] WANG W H, WANG Y, LI Z, *et al.* Effect of a strengthened ecological floating bed on the purification of urban landscape water supplied with reclaimed water [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 622/623: 1630 - 1639.
- [4] TANNER C C, HEADLEY T R. Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants [J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37 (3): 474 - 486.
- [5] LI X N, SONG H L, LI W, *et al.* An integrated ecological floating-bed employing plant, freshwater clam and biofilm carrier for purification of eutrophic water [J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36 (4): 382 - 390.
- [6] 徐功娣, 张增胜, 韩丽媛, 等. 强化生态浮床与普通浮床对污染物净化效果对比研究 [J]. *水处理技术*, 2010, 36 (4): 93 - 96.
XU Gongdi, ZHANG Zengsheng, HAN Liyuan, *et al.* Contrast study on purifying effect of pollutant of enhanced ecological floating raft and general floating raft [J]. *Water Treatment Technology*, 2010, 36 (4): 93 - 96 (in Chinese).
- [7] 张择瑞, 田创, 方超, 等. 浮床技术组合工艺净化人工废水中氮素的试验研究 [J]. *安徽工业大学学报 (自然科学版)*, 2018, 35 (1): 79 - 84.
ZHANG Zerui, TIAN Chuang, FANG Chao, *et al.* An experimental study of purification of nitrogen in artificial water by floating bed combined process [J]. *Journal of Anhui University of Technology (Natural Science)*, 2018, 35 (1): 79 - 84 (in Chinese).
- [8] 孙连鹏, 冯晨, 刘阳, 等. 强化生态浮床对珠江水中氮污染物去除研究 [J]. *中山大学学报 (自然科学版)*, 2009, 48 (1): 93 - 97.
SUN Lianpeng, FENG Chen, LIU Yang, *et al.* Nitrogen removal from Pearl River by enhanced ecological floating bed system [J]. *Acta Scientiarum Naturalium*

- Universitatis Sunyatseni, 2009, 48 (1): 93 - 97 (in Chinese).
- [9] 雷纯义,朱术超,关易云,等. 种植不同植物的生态浮床对浮游藻类的化感作用[J]. 中山大学学报(自然科学版), 2018, 57(2): 160 - 166.
- LEI Chunyi, ZHU Shuchao, GUAN Yiyun, *et al.* Allelopathy of ecological floating-bed vegetated with different plants on planktonic algae [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 2018, 57(2): 160 - 166 (in Chinese).
- [10] 汤茵琪,李阳,常素云,等. 好氧反硝化菌强化生态浮床对水体氮与有机物净化机理[J]. 生态学杂志, 2017, 36(2): 569 - 576.
- TANG Yinqi, LI Yang, CHANG Suyun, *et al.* Mechanisms of nitrogen and organic matter removal from water bodies by aerobic denitrifiers enhanced ecological floating bed[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2017, 36(2): 569 - 576 (in Chinese).
- [11] 戴谨微,陈盛,曾歆花,等. 复合型生态浮床净化污水厂尾水的效能研究[J]. 中国给水排水, 2018, 34(3): 77 - 81.
- DAI Jinwei, CHEN Sheng, ZENG Xinhua, *et al.* Treatment of tail water from wastewater treatment plant by integrated ecological floating-bed[J]. *China Water & Wastewater*, 2018, 34(3): 77 - 81 (in Chinese).
- [12] 范洁群,邹国燕,宋祥甫,等. 不同类型生态浮床对富营养河水脱氮效果及微生物菌群的影响[J]. 环境科学研究, 2011, 24(8): 850 - 856.
- FAN Jiequn, ZOU Guoyan, SONG Xiangfu, *et al.* Effects of FCEFB and TFB on the nitrogen removal and nitrogen cycling microbial community in a eutrophic river[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(8): 850 - 856 (in Chinese).
- [13] BARTUCCA M L, MIMMO T, CESCO S, *et al.* Nitrate removal from polluted water by using a vegetated floating system[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 542: 803 - 808.
- [14] WANG J, WANG Y, BAI J, *et al.* High efficiency of inorganic nitrogen removal by integrating biofilm-electrode with constructed wetland: autotrophic denitrifying bacteria analysis [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 227: 7 - 14.
- [15] 周迎芹,信欣,姚力,等. 一株高效异养硝化-好氧反硝化菌的分离鉴定及脱氮性能[J]. 环境工程学报, 2013, 7(10): 4127 - 4132.
- ZHOU Yingqin, XIN Xin, YAO Li, *et al.* Isolation and identification of a heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria with high efficiency and its denitrification characteristics [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(10): 4127 - 4132 (in Chinese).
- [16] YAO S, NI J, MA T, *et al.* Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at low temperature by a newly isolated bacterium, *Acinetobacter* sp. HA2 [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 139: 80 - 86.
- [17] 赵欣欣,孙玲,董玉玮,等. 固定化微生物技术及其在污水处理中的应用[J]. 水处理技术, 2015, 41(7): 17 - 20.
- ZHAO Xinxin, SUN Ling, DONG Yuwei, *et al.* Immobilized microorganism technology and its application in wastewater treatment [J]. *Technology of Water Treatment*, 2015, 41(7): 17 - 20 (in Chinese).
- [18] WU Q, HU Y, LI S Q, *et al.* Microbial mechanisms of using enhanced ecological floating beds for eutrophic water improvement [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 211: 451 - 456.
- [19] SAEED T, SUN G Z. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media [J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 112: 429 - 448.
- [20] 何腾霞,李振轮,杨珊. 好氧反硝化细菌及其去除亚硝酸盐的作用机理研究进展[J]. 过程工程学报, 2015, 15(1): 174 - 180.
- HE Tengxia, LI Zhenlun, YANG Shan. Research progress in aerobic denitrifier and its removing mechanism nitrite [J]. *The Chinese Journal of Process Engineering*, 2015, 15(1): 174 - 180 (in Chinese).
- [21] 郭焱,张召基,陈少华. 好氧反硝化微生物学机理与应用研究进展[J]. 微生物学通报, 2016, 43(11): 2480 - 2487.
- GUO Yan, ZHANG Zhaoji, CHEN Shaohua. Microbiology and potential application of aerobic denitrogenation: a review [J]. *Microbiology*, 2016, 43(11): 2480 - 2487 (in Chinese).

作者简介:吴卿(1976 -),女,河北石家庄人,博士,副教授,研究方向为水污染控制及生态修复。

E-mail: wuq@tju.edu.cn

收稿日期: 2020 - 01 - 11

修回日期: 2020 - 02 - 22

(编辑:刘贵春)