

张瑞斌,潘卓兮,王乐阳,等. 固定化菌藻填料强化人工湿地脱氮除磷效果研究[J]. 环境工程技术学报,2021,11(1):91-96.

ZHANG R B, PAN Z X, WANG L Y, et al. Effect of immobilized bacteria and algae filler on enhanced nitrogen and phosphorus removal in constructed wetland[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2021, 11(1): 91-96.

固定化菌藻填料强化人工湿地脱氮除磷效果研究

张瑞斌^{1,2,3}, 潘卓兮¹, 王乐阳^{1,2,3}, 张燕¹, 奚道国^{1,2,3}

1. 江苏龙腾工程设计股份有限公司
2. 江苏省雨污水资源化利用工程技术研究中心
3. 南京市生态河道工程技术研究中心

摘要 针对人工湿地氮、磷去除效果较差的现状,以固定化菌和固定化菌藻作为基质填充,探讨对照(砾石)组、固定化菌组和固定化菌藻组在人工湿地中对氮、磷的去除效果。结果表明:固定化菌组和固定化菌藻组增强了湿地体系耐负荷冲击能力及稳定性,在湿地运行初期便可快速去除水体中的污染物,固定化菌藻组、固定化菌组和对照组分别在湿地运行的第40天、48天和56天开始稳定出水,固定化菌组和固定化菌藻组出水水质稳定性均优于对照组,且达到GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级A标准;固定化菌藻组中的藻粉及其吸附的有机物可作为补充碳源,强化氮的去除,固定化菌藻组出水的化学需氧量(COD_{Cr})与氨氮(NH₃-N)、总磷(TP)浓度达到GB 3838—2002《地表水环境质量标准》V类水质标准,其对COD_{Cr}、NH₃-N、TN、TP的去除率分别为58.10%、81.47%、86.70%和85.54%。

关键词 固定化技术;菌藻填料;人工湿地;脱氮除磷;效果

中图分类号:X703.1 文章编号 1674-991X(2021)01-0091-06 doi:10.12153/j.issn.1674-991X.20200128

Effect of immobilized bacteria and algae filler on enhanced nitrogen and phosphorus removal in constructed wetland

ZHANG Ruibin^{1,2,3}, PAN Zhuoxi¹, WANG Leyang^{1,2,3}, ZHANG Yan¹, XI Daoguo^{1,2,3}

1. Jiangsu Long-leaping Engineering Design Co. Ltd.
2. Jiangsu Rain-water Recycling Engineering Technology Research Center
3. Nanjing Ecological River Engineering Technology Research Center

Abstract In view of the poor nitrogen and phosphorus removal efficiency of constructed wetland, the immobilized bacteria and the immobilized bacteria and algae were used as the substrate to investigate the effects of the control (gravel) group, the immobilized bacteria group and the immobilized bacteria and algae group on nitrogen and phosphorus removal in the constructed wetland. The results showed that the immobilized bacteria group and the immobilized bacteria and algae group enhanced the load resistance and stability of the wetland system, and the pollutants in the water body could be quickly removed in the early stage of wetland operation. The immobilized bacteria and algae group, the immobilized bacteria group and the gravel group began to stabilize the effluent on the 40th, 48th and 56th day of wetland operation, respectively. The stability of effluent quality of the immobilized bacteria group and the immobilized bacteria and algae group was better than that of the gravel group, reaching Level 1 A standard of *Discharge Standard of Pollutants for Urban Sewage Treatment Plants* (GB 18918-2002). The algae powder and its adsorbed organic matter could be used as supplementary carbon source to enhance nitrogen removal. The effluent concentrations of NH₃-N, TP and COD_{Cr} from the immobilized bacteria and algae group reached Class V standard of *Environmental Quality Standards for Surface Water* (GB 3838-2002). The removal rates of COD_{Cr}, NH₃-N, TN and TP were 58.10%, 81.47%, 86.70% and 85.54%, respectively.

收稿日期:2020-05-22

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项(2018ZX07208-010);南京市江宁区科技计划项目(2020SHSY0061)

作者简介:张瑞斌(1985—),男,高级工程师,博士,主要从事水体污染治理及生态修复研究,zhangrb88@126.com

Key words immobilization technology; bacteria and algae substrate; constructed wetland; nitrogen and phosphorus removal; effect

随着国家对水环境治理力度的加强以及污水处理厂污染物排放标准的不断提高,污水深度处理已成为必然趋势^[1-2],而人工湿地作为一种低投资、低能耗、低处理成本的环境友好型污水处理技术^[3-5],已得到广泛应用。目前,人工湿地主要应用砂粒、砾石、碎石作为填料,污染物去除效果较差,尤其是对氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)的去除能力有限,由于生物膜的形成和生长需要时间,导致人工湿地在运行初期几乎没有处理效果。因此,作为人工湿地的重要组成部分^[6-7]——填料的筛选和改进对提高人工湿地污染物去除效果具有重要意义。

固定化菌藻处理工艺因具有处理效率高、稳定性强、能纯化和保持高效菌株、生物浓度高、污泥产量少等优点^[8-10],成为众多学者的研究热点。如刘少敏等^[11]利用聚乙烯醇-海藻酸钠固定硝化细菌处理生活污水, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率最大可达 90.12%;张彬彬等^[12]将筛选出的多种能够降解化学需氧量(COD_{Cr})的微生物固定在不同的载体上,发现 COD_{Cr} 去除率最高可达 89.30%。活藻经过固定化后,其生长、形态、新陈代谢等都可能发生变化,而藻粉成本低廉,没有生长条件的限制,不受高浓度有毒物质和阳光的影响^[13-15],因此在实际废水处理中具有极强的优势。笔者利用蛋白核小球藻来源广泛且易获取的优势,将其制成藻粉与活性污泥固定化,改变细胞游离的存在形式,构建固定化菌藻填料人工湿地,并以常用填料砾石作为对照,研究和分析固定化菌藻填料强化人工湿地脱氮除磷的效果,以期为人工湿地处理城镇污水处理厂生化尾水提供新技术和新思路。

1 材料与方法

1.1 试验材料

活性污泥取自污水处理厂二沉池,自然沉降后含水率约为 60%,采用间歇式曝气培养,每 12 h 停止曝气 2 h,每 3 d 换一次培养液。培养液组分:葡萄糖,0.5 g/L; NH_4Cl , 97.98 mg/L; KH_2PO_4 , 2.19 mg/L; $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 0.03 mg/L; NaCl , 3.44 mg/L; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 2.81 mg/L。培养完成后,过滤去除杂物,在 3 500 r/min 下离心 10 min 获得浓缩液,于 4 °C 下保存,备用。

蛋白核小球藻(*Chlorella pyrenoidosa*)购自中国

科学院武汉水生生物研究所。将培养后的蛋白核小球藻在干燥箱中于 60 °C 烘干,研磨后过 100 目筛得到藻粉,备用。

1.2 固定化菌藻的制备

将 25 g 海藻酸钠加入 435 mL 去离子水中,加热搅拌直至完全溶解,放至常温,再加入 20 g 藻粉和 20 g 活性污泥浓缩液,搅拌均匀形成含菌藻的混合液。用 5 mL 注射器吸取一定量的混合液,套上 12 号针头,滴入距离 20 cm 处预冷的 2% CaCl_2 和 2% BaCl_2 混合溶液,即形成直径约为 3 mm 的固定化菌藻小球,置于 0~4 °C 冰箱中固化交联 24 h 后备用。固定化菌小球制备方法同上(利用去离子水代替藻粉)。

1.3 固定化菌藻-填料强化垂直流人工湿地试验

垂直流人工湿地装置由原水水箱、恒位水箱和主反应器组成,在恒位水箱的进水口处安装不锈钢浮球阀保持进水稳定,污水从主反应器底部进入,从顶部排出。原水水箱为圆柱形箱体,有效容积为 1 m³;恒位水箱尺寸为 500 mm × 400 mm × 300 mm。主反应器箱体(图 1)尺寸为 930 mm × 1 050 mm × 570 mm,利用 PVC 板将箱体分为互不连通的 3 格,分别作为对照组、固定化菌组、固定化菌藻组处理单元;沿垂直于箱体的长边方向,利用 PVC 板将各处理单元隔出 3 段相互连通的区域,构建波形潜流湿地;主反应器顶部区域移栽生长良好的挺水植物芦苇,种植密度为 15~20 株/m²,植物稳定生长 1 个月 after 开始试验。

对照组和固定化组的主反应器配水区(50 mm × 350 mm × 570 mm)均装填粒径为 30~50 mm 的砾石,出水区装填粒径为 5~10 mm、厚度为 50 mm 的砾石。对照组处理区的填料采用上小下大级配方式装填粒径为 15~25 mm 的砾石;固定化菌藻处理区的填料采用砾石和菌藻包(固定化菌藻小球装入尺寸为 100 mm × 50 mm 的黄麻袋内)组合装填,从下往上分别装填 30 mm 厚的砾石层和 50 mm 厚的菌藻层,每个菌藻包间隔 2~3 cm 摆放,用 15~25 mm 粒径的砾石填充菌藻包间空隙;固定化菌组处理区填料组合方式同固定化菌藻组。每组均设 2 个平行试验,取平均值。

在实验室开展固定化菌藻-填料强化垂直流人工湿地试验,进水为污水处理厂二级出水, COD_{Cr} 为

91.65 mg/L, NH₃-N 浓度为 10.12 mg/L, 总氮 (TN) 浓度为 28.23 mg/L, 总磷 (TP) 浓度为 2.80 mg/L, pH 为 6.5~7.5。试验采用连续进水方式, 进水流量恒定为 343 L/d, 水力负荷为 0.5 m³/(m²·d), 水力停留时间为 2 d。分别在湿地运行第 0、8、16、24、32、40、48、56、64、72、80 天时测定 COD_{Cr} 与 NH₃-N、TN、TP 浓度。COD_{Cr} 采用 GB/T 11914—1989《水质 化学需氧量的测定 重铬酸盐法》测定, NH₃-N 和 TN 浓度采用 HJ/T 199—2005《水质总氮的测定 气相分子吸收光谱法》测定, TP 浓度采用 GB 11893—1989《水质 总磷的测定 钼酸铵分光光度法》测定。

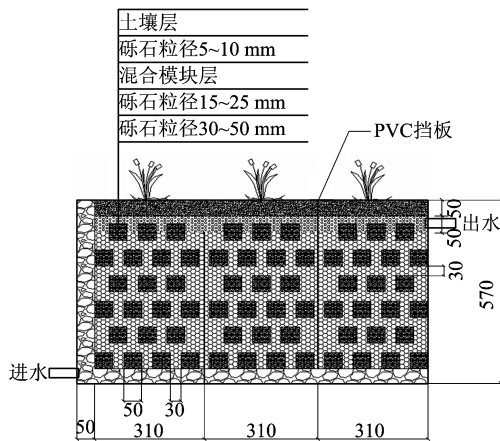


图 1 人工湿地主反应器固定化组装置剖面示意
Fig. 1 Profile diagram of section of immobilized group unit in constructed wetland main reactor

2 结果与分析

2.1 COD_{Cr} 去除效果

人工湿地运行期间不同处理组出水 COD_{Cr} 随时间的变化如图 2 所示。由图 2 可知, 固定化菌藻组、固定化菌组、对照组分别在湿地运行的第 40、48 和 56 天开始稳定出水, 且对 COD_{Cr} 的去除率为固定化菌藻组 > 固定化菌组 > 对照组。固定化菌藻组对 COD_{Cr} 的去除效果最好, 平均去除率为 58.10%; 固定化菌组次之, 平均去除率为 46.10%; 对照组去除效果最差, 平均去除率仅为 38.05%。固定化菌藻组的出水平均 COD_{Cr} 可达到 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》V 类水质标准 (<40 mg/L), 固定化菌组的出水平均 COD_{Cr} 刚好达到 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准 (<50 mg/L), 而对照组的出水平均 COD_{Cr} 劣于 GB 18918—2002 一级 A 标准。

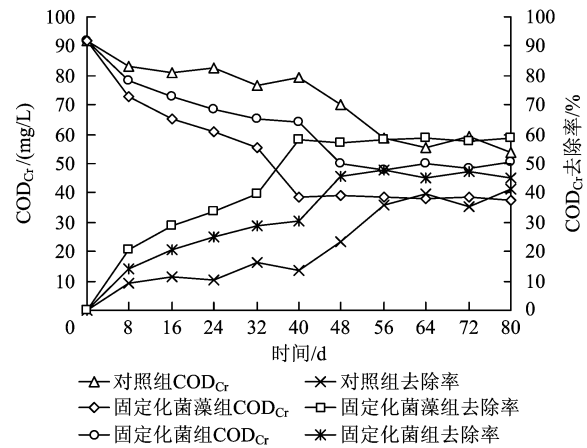


图 2 各处理组的 COD_{Cr} 去除率及出水 COD_{Cr} 变化
Fig. 2 Removal rate of COD_{Cr} and COD_{Cr} changes in effluent from each treatment group

2.2 NH₃-N、TN 去除效果

人工湿地运行期间各处理组对 NH₃-N 和 TN 的去除效果如图 3 所示。由图 3 可知, 固定化菌藻组、固定化菌组、对照组分别在湿地运行的第 40、48 和 56 天开始稳定出水, 对 NH₃-N、TN 的去除效果同 COD_{Cr}, 且固定化组出水中 NH₃-N、TN 浓度随时间变化较对照组的稳定。3 个处理组中, 固定化菌藻组对 NH₃-N 和 TN 的去除效果最好, 平均去除率分别达 81.47% 和 86.70%; 固定化菌组去除效果次之, 平均去除率分别为 68.03% 和 78.48%; 对照组去除效果最差, 平均去除率分别为 35.03% 和 42.15%。固定化菌藻组出水的 TN 平均浓度优于 GB 18918—2002 一级 A 标准 (<15 mg/L), 且出水 NH₃-N 平均浓度达到 GB 3838—2002 的 V 类水质标准 (<2 mg/L); 固定化菌组出水的 NH₃-N 和 TN 平均浓度均达到 GB 18918—2002 一级 A 标准; 而对照组的出水 NH₃-N 和 TN 平均浓度均劣于 GB 18918—2002 一级 A 标准。

2.3 TP 去除效果

人工湿地运行期间不同处理组对 TP 的去除效果如图 4 所示。由图 4 可知, 固定化菌藻组、固定化菌组、对照组分别在湿地运行的第 40、48 和 56 天开始稳定出水, 对 TP 的去除效果同 COD_{Cr}。3 个处理组中, 固定化菌藻组对 TP 的去除效果最好, 平均去除率为 85.54%; 固定化菌组次之, 平均去除率为 83.04%; 对照组去除效果最差, 平均去除率为 70.98%。固定化菌藻组出水 TP 平均浓度达到 GB 3838—2002 的 V 类水质标准 (<0.4 mg/L), 固定化

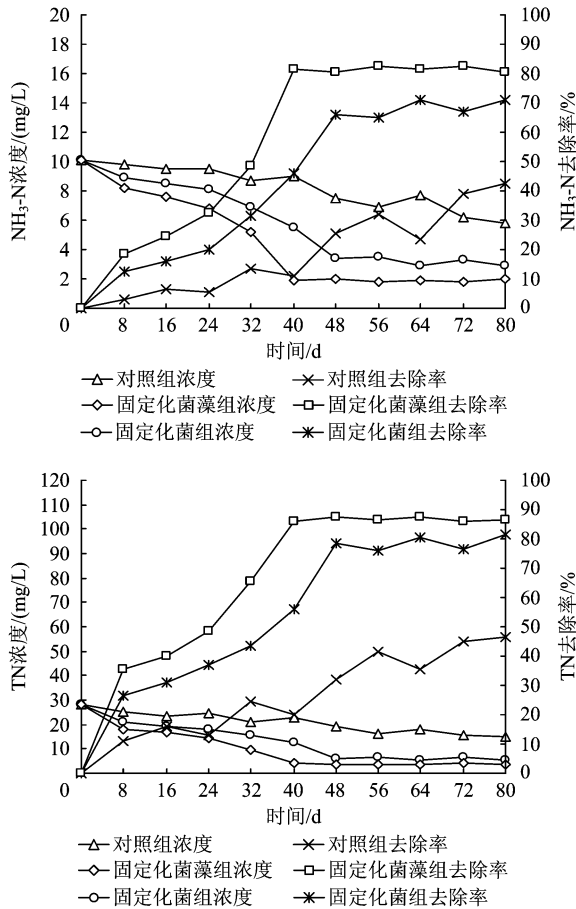


图 3 各处理组的 NH₃-N、TN 去除率及出水 NH₃-N、TN 浓度变化

Fig. 3 Removal rates of TN and NH₃-N and concentration changes of TN and NH₃-N in effluent from each treatment group

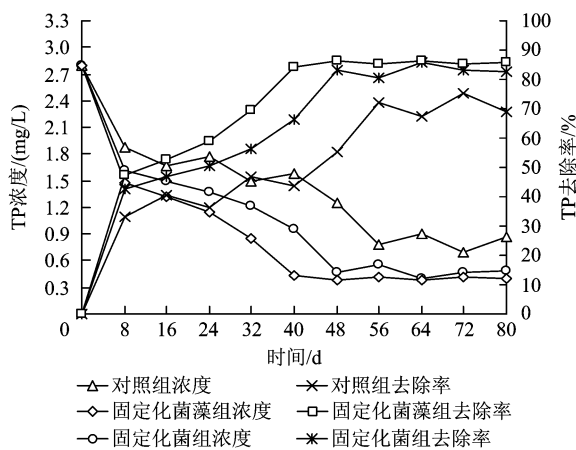


图 4 各处理组的 TP 去除率及出水 TP 浓度变化

Fig. 4 Removal rate of TP and concentration changes of TP in effluent from each treatment group

菌组出水 TP 平均浓度达到 GB 18918—2002 的一级

A 标准 (<0.5 mg/L), 而对照组出水 TP 平均浓度仅达到 GB 18918—2002 的一级 B 标准 (<1 mg/L)。3 个处理组对 TP 的去除效果差距较为明显。

3 讨论

人工湿地对氮去除的主要途径包括氨挥发、植物吸收、微生物的硝化与反硝化作用^[16-18]。由于本研究湿地进水 pH 为 6.5~7.5, 水中 NH₃-N 浓度较低, 且装置为垂直潜流湿地, 因此通过氨挥发去除氮的途径可以忽略^[19-20], 氮的去除主要取决于植物吸收和微生物作用。在湿地运行的第 8 天, 对照组对 NH₃-N、TN 和 COD_{Cr} 的去除率远低于 2 个固定化组, 这是由于此时对照组生物膜还未形成, 对污染物的去除主要依靠植物吸收转化作用, 而固定化菌组和固定化菌藻组的高分子材料外壳将高浓度活性细菌限制在一定范围内生长^[21-22], 减少了悬浮生物膜的随意流动, 增强了湿地体系耐负荷冲击及稳定性, 使湿地在运行初期便可快速去除水体中的污染物, 促进填料生物膜迅速形成和生长, 使固定化菌组和固定化菌藻组稳定出水时间提前。笔者采用波形潜流人工湿地, 从湿地底部进水, 顶部出水, 经过多重厌氧—缺氧—好氧阶段, 硝化与反硝化反应反复进行, 由于湿地进水为污水处理厂二次处理后的出水, 运行 64 d 后易出现碳源不足的情况, 而固定化菌藻组中的藻粉及其吸附的有机物可作为补充碳源, 支撑反硝化反应的稳定进行, 强化氮的去除。

人工湿地对磷的去除包括植物吸收、介质吸附、化学沉淀和微生物同化作用等^[23-25], 其中填料吸附和微生物作用是磷去除的主要途径。PO₄³⁻ 可与填料颗粒中所含的 Fe 及 Al 等结合^[26-27], 形成稳定化合物沉积于基质表面从而被去除。固定化菌组和固定化菌藻组含有高浓度活性菌, 经过多次厌氧释磷、好氧过量吸磷, 在湿地运行初期便具有较高的除磷效率。经测定, 3 个处理组出水溶解氧浓度均为 2.5~4.8 mg/L, 说明由于大气复氧及植物根系泌氧的作用, 湿地表层溶解氧相对充足, 这有利于水体中的 PO₄³⁻ 取代砾石填料表面的—OH 基团, 且 3 个处理组出水 pH 为固定化菌藻组 > 固定化菌组 > 对照组, 说明固定化组有更多的—OH 基团可被 PO₄³⁻ 取代, 藻粉的加入进一步增强了湿地对磷的去除。

综上, 本研究中藻粉的加入在一定程度上可优化凝胶内部结构, 形成网状通道^[28-29], 改善传质性能, 使固定化微生物活性不再局限在凝胶表层。另外, 藻粉虽丧失了主动运输这类富集途径, 但其破碎

的细胞壁使更多的内部功能团裸露在表面,为氮、磷提供大量吸附点位^[13-14],且藻粉的细胞膜已经失去选择透过性,更有利于吸附的进行,所以固定化菌藻组对 COD_{Cr}、NH₃-N、TN 和 TP 的去除率均高于固定化菌组。研究表明^[30],垂直潜流湿地对 COD_{Cr}、NH₃-N、TN 和 TP 的去除率分别为 60%~80%、50%~75%、55%~80% 和 60%~80%,本研究固定化菌藻组对 COD_{Cr}、NH₃-N、TN 和 TP 去除率分别为 58.10%、81.47%、86.70% 和 85.54%,除 COD_{Cr} 外,其余指标的去除率均高于已有研究,再次验证固定化菌藻填料能够强化人工湿地的脱氮除磷效果。

4 结论

(1)固定化菌藻组、固定化菌组、对照组分别在湿地运行的第 40、48 和 56 天开始稳定出水,高浓度活性细菌和藻粉的加入使湿地稳定出水时间提前。

(2)固定化菌组和固定化菌藻组出水水质的稳定性均优于对照组,达到 GB 18918—2002 的一级 A 标准,固定化菌藻组出水的 COD_{Cr} 与 NH₃-N、TP 浓度达到 GB 3838—2002 的 V 类水质标准,对 COD_{Cr}、NH₃-N、TN 和 TP 去除率分别为 58.10%、81.47%、86.70% 和 85.54%。

参考文献

- [1] 刘存歧,袁雅心,王孟颖,等.城市污水处理厂尾水生物毒性研究[J].安全与环境学报,2018,18(6):2383-2389.
LIU C Q, YUAN Y X, WANG M Y, et al. On the biological ecotoxicity of the effluent from the municipal sewage-treating plant[J]. Journal of Safety and Environment, 2018, 18(6): 2383-2389.
- [2] 张鹤清,朱帅,吴振军,等.城镇污水处理厂“准IV类”标准提标改造技术简析[J].环境工程,2019,37(6):26-30.
ZHANG H Q, ZHU S, WU Z J, et al. Analysis of “quasi-category IV” standard upgrading and reconstruction technology for municipal wastewater treatment plants [J]. Environmental Engineering, 2019, 37(6): 26-30.
- [3] KETCHESON S J, PRICE J S, SUTTON O, et al. The hydrological functioning of a constructed fen wetland watershed [J]. Science of the Total Environment, 2017, 603/604: 593-605.
- [4] 颜秉斐,肖书虎,廖纯刚,等.潜流人工湿地长效运行脱氮研究进展[J].环境工程技术学报,2019,9(3):239-244.
YAN B F, XIAO S H, LIAO C G, et al. Research progress of long-term nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2019, 9(3): 239-244.
- [5] 邵媛媛,周军伟,母锐敏,等.中国城市发展与湿地保护研究[J].生态环境学报,2018,27(2):381-388.
SHAO Y Y, ZHOU J W, MU R M, et al. City Development and wetlands protection in China [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2018, 27(2): 381-388.
- [6] GILL L W, RING P, CASEY B, et al. Long term heavy metal removal by a constructed wetland treating rainfall runoff from a motorway[J]. Science of the Total Environment, 2017, 601/602: 33-44.
- [7] 刘莹,刘晓晖,张亚茹,等.三种人工湿地填料对低浓度氨氮废水的吸附特性[J].环境化学,2018,37(5):1118-1127.
LIU Y, LIU X H, ZHANG Y R, et al. Adsorption properties of low concentration ammonia nitrogen wastewater by three constructed wetland fillers [J]. Environmental Chemistry, 2018, 37(5): 1118-1127.
- [8] SUNG K O, YEON C S, WON Y J, et al. 4-Chlorophenol biodegradation facilitator composed of recombinant multi-biocatalysts immobilized onto montmorillonite [J]. Pubmed, 2018, 259:268-275.
- [9] 寇希元,张晓青,张雨山,等.固定化藻菌去除海水冲厕污水中氮磷的实验研究[J].环境工程学报,2011,5(12):2703-2706.
KOU X Y, ZHANG X Q, ZHANG Y S, et al. Experimental study on removing nitrogen and phosphorus from seawater toilet-flushing sewage by immobilized chlorella and bacteria [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2011, 5(12): 2703-2706.
- [10] 王春喜,余关龙,张登祥,等.固定化反硝化菌联合固体碳源小球处理低碳氮比污水的性能研究[J].环境污染与防治,2018,40(8):870-874.
WANG C X, YU G L, ZHANG D X, et al. Study on performance of solid carbon source pellets combined with immobilized denitrifying bacteria for treating wastewater with low C/N ratio [J]. Environmental Pollution and Control, 2018, 40(8): 870-874.
- [11] 刘少敏,储磊,朱敬林.固定化硝化细菌去除生活污水中的氨氮[J].环境工程学报,2014,8(10):4261-4266.
LIU S M, CHU L, ZHU J L. Removal of ammonia nitrogen from sewage by immobilization nitrification bacteria [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014, 8(10): 4261-4266.
- [12] 张彬彬,王开春,田凤蓉,等.高效降解生活污水 COD 混合菌株的筛选及固定化研究[J].环境科技,2012,25(1):9-12.
ZHANG B B, WANG K C, TIAN F R, et al. Studies on screening and immobilization of high effective mixed culture for domestic sewage degrading [J]. Environmental Science and Technology, 2012, 25(1): 9-12.
- [13] 唐青青.蛋白核小球藻对单一及复合污染水中重金属的生物吸附研究[D].杭州:浙江工商大学,2015.
- [14] 李恺,耿存珍,张阳,等.活性和非活性海藻吸附重金属的研究[J].环境工程,2013,31(1):51-55.
LI K, GENG C Z, ZHANG Y, et al. Research on active and inactive algae absorbing heavy metal [J]. Environmental Engineering, 2013, 31(1): 51-55.
- [15] 骆琦琦,陈长平,梁君荣,等.利用藻类去除电镀废水中重金属的实验研究[J].厦门大学学报(自然科学版),2006(增刊1):277-280.

- LUO Q Q, CHEN C P, LIANG J R, et al. The study on heavy metals removal from the plating industrial wastewater by algae [J]. Journal of Xiamen University (Natural Science), 2006 (Suppl 1): 277-280.
- [16] LI Y P, ZHANG H K, ZHU L Q, et al. Evaluation of the long-term performance in a large-scale integrated surface flow constructed wetland-pond system; a case study [J]. Bioresource Technology, 2020, 309: 123310.
- [17] DECEZARO S T, WOLFF D B, ARAÚJO R K, et al. Vertical flow constructed wetland planted with *Heliconia psittacorum* used as decentralized post-treatment of anaerobic effluent in Southern Brazil [J]. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 2018, 53(13): 1131-1138.
- [18] 张瑞斌, 奚道国, 王乐阳, 等. A/O + 铝污泥填料人工湿地组合工艺处理农村生活污水的效果 [J]. 环境工程技术学报, 2019, 9(2): 145-150.
- ZHANG R B, XI D G, WANG L Y, et al. Effect of A/O + aluminum sludge filled constructed wetland combined process on rural domestic sewage [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2019, 9(2): 145-150.
- [19] 余凯锋. 波形潜流人工湿地处理重污染河水的试验研究 [D]. 兰州: 兰州交通大学, 2016.
- [20] 刘树元, 阎百兴, 王莉霞. 潜流人工湿地中氮磷污染物净化的分层效应研究 [J]. 环境科学, 2011, 32(3): 723-728.
- LIU S Y, YAN B X, WANG L X. Segregation effect of purification for nitrogen and phosphate pollution in the subsurface flow constructed wetlands [J]. Environmental Science, 2011, 32(3): 723-728.
- [21] 李永华. 固定化菌-藻体系净化养殖废水协同作用的研究 [D]. 北京: 北京交通大学, 2010.
- [22] 黄强, 张明强. 固定化铜绿假单胞菌生物降解对硝基苯酚 [J]. 环境工程技术学报, 2012, 2(3): 247-252.
- HUANG Q, ZHANG M Q. Biodegradation of *p*-nitrophenol by immobilized cells of *Pseudomonas aeruginosa* [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2012, 2(3): 247-252.
- [23] 谭良良, 解伊瑞文, 白少元, 等. 基质结构对潜流人工湿地氮磷降解规律的影响 [J]. 环境工程学报, 2014, 8(11): 4669-4673.
- TAN L L, XIE Y R W, BAI S Y, et al. Effect of substrate structure on pollutant degradations through substrate of horizontal subsurface flow constructed wetlands [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014, 8(11): 4669-4673.
- [24] 赵东源, 张生, 赵胜男, 等. 基于除磷效果的人工湿地基质组合筛选及影响因素的动力学分析 [J]. 环境污染与防治, 2018, 40(10): 1085-1089.
- ZHAO D Y, ZHANG S, ZHAO S N, et al. Screening of construct wetland matrix combinations base on phosphorus removal efficiency and kinetics analysis of different effect factor [J]. Environmental Pollution and Control, 2018, 40(10): 1085-1089.
- [25] 李小艳, 王荣坤, 曾正明, 等. 邛海浅水湖带及其附近人工湿地中沉水植物底质以上植株中氮和磷含量 [J]. 湿地科学, 2019, 17(6): 663-669.
- LI X Y, WANG R K, ZENG Z M, et al. Nitrogen and phosphorus contents of submerged plants above substrate in shallow region of Qionghai Lake and around constructed wetlands [J]. Wetland Science, 2019, 17(6): 663-669.
- [26] 张翔凌. 不同基质对垂直流人工湿地处理效果及堵塞影响研究 [D]. 北京(武汉): 中国科学院研究生院(水生生物研究所), 2007.
- [27] 史鹏博, 朱洪涛, 孙德智. 人工湿地不同填料组合去除典型污染物的研究 [J]. 环境科学学报, 2014, 34(3): 704-711.
- SHI P B, ZHU H T, SUN D Z. Removal efficiency of typical pollutants by different substrate combinations for constructed wetlands [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, 34(3): 704-711.
- [28] 傅海燕, 许鹏成, 柴天, 等. 3 种载体固定化菌藻共生系统脱氮除磷效果的对比 [J]. 环境工程学报, 2013, 7(9): 3256-3262.
- FU H Y, XU P C, CHAI T, et al. Comparison of nitrogen and phosphorus removal by coimmobilized bacteria-algae system with three kinds of carriers [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2013, 7(9): 3256-3262.
- [29] 毛书端, 张小平, 牛曼. 2 种藻菌固定化改进方法的比较及优化研究 [J]. 中国环境科学, 2012, 32(5): 869-874.
- MAO S D, ZHANG X P, NIU M. Optimization and comparison of two improved methods of algae-bacteria immobilized [J]. China Environmental Science, 2012, 32(5): 869-874.
- [30] 环境保护部. 人工湿地污水处理工程技术规范: HJ 2005—2010 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2010. ◇