

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2022.19.002

间歇曝气-反冲洗人工湿地净化性能及微生物作用

李 嘉^{1,2,3}, 施素杰³, 周志明⁴, 倪宝森³, 朱 艺³, 叶长兵³

(1. 重庆交通大学 河海学院, 重庆 400074; 2. 中国科学院 重庆绿色智能技术研究院, 重庆 400714; 3. 玉溪师范学院 化学生物与环境学院, 云南 玉溪 653100; 4. 云南滇清环境科技有限公司, 云南 玉溪 653100)

摘 要: 构建了新型间歇曝气耦合气水联合反冲洗人工湿地系统(CW₁),考察了该系统与传统人工湿地(CW₀)的净化性能及微生物作用。结果表明,间歇曝气维持CW₁床体内溶解氧浓度在0.5~3.5 mg/L,营造出厌氧/缺氧-好氧交替的微环境,在稳定运行期间CW₁对COD、NH₄⁺-N、TN和TP的平均去除率较CW₀分别提高了7.2%、13.1%、8.4%和6.5%;采用水冲强度为8 L/(m²·s)、气冲强度为6 L/(m²·s)、频率为5 min/6 d的气水联合反冲洗,能够促进活性位点和基质孔隙结构的恢复,增强生物膜内外底物和代谢物的传输能力;间歇曝气-气水联合反冲洗提高了CW₁床体中微生物群落的丰富度和多样性,使 norank_f__NS9_marine_group (3.9%)、norank_f__Saprospiraceae (3.4%)和 norank_f__norank_o__Saccharimonadales (4.1%)等厌氧/缺氧和好氧功能菌同时富集,且发现参与糖类和氨基酸代谢过程的功能基因占比均超过5%,加速其介导的有机物降解及氮素去除代谢。

关键词: 人工湿地; 间歇曝气; 气水联合反冲洗; 微生物群落

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2022)19-0008-08

Performance and Microbial Action of Intermittent Aeration-Backwashing Constructed Wetland

LI Jia^{1,2,3}, SHI Su-jie³, ZHOU Zhi-ming⁴, NI Bao-sen³, ZHU Yi³, YE Chang-bing³

(1. School of River and Ocean Engineering, Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China; 2. Chongqing Institute of Green and Intelligent Technology, Chinese Academy of Sciences, Chongqing 400714, China; 3. School of Chemistry, Biology and Environment, Yuxi Normal University, Yuxi 653100, China; 4. Yunnan Dianqing Environmental Technology Co. Ltd., Yuxi 653100, China)

Abstract: A novel intermittent aeration coupled air-water backwashing constructed wetland system (CW₁) was constructed, and the performance and microbial action of CW₁ and traditional constructed wetlands (CW₀) were investigated. The results showed that intermittent aeration maintained the dissolved oxygen in CW₁ bed between 0.5 mg/L and 3.5 mg/L, creating an anaerobic/anoxic-aerobic alternating microenvironment, and the average removal efficiencies of COD, NH₄⁺-N, TN and TP by CW₁ increased by 7.2%, 13.1%, 8.4% and 6.5% respectively, compared with CW₀ during the stable operation period. The combined backwashing with water intensity of 8 L/(m²·s), gas intensity of 6 L/(m²·s) and

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(21962021); 云南省地方本科高校基础研究联合专项(202101BA070001-084)
通信作者: 叶长兵 E-mail: yechangbing@yxnu.edu.cn

frequency of 5 min/6 d promoted the recovery of active sites and substrate pore structure, and enhanced the transport capacity of nutrients/metabolites inside and outside the biofilm. Intermittent aeration coupled with water-air backwashing increased the richness and diversity of microbial communities in CW_1 , and simultaneously enriched anaerobic/anoxic and aerobic functional bacteria such as norank_f_NS9_marine_group (3.9%), norank_f_Saprospiraceae (3.4%) and norank_f_norank_o_Saccharimonadales (4.1%) at genus level, and the functional genes involved in the processes of carbohydrate metabolism and amino acid metabolism accounted for more than 5% in CW_1 , accelerating organic matter degradation and nitrogen removal metabolism mediated by these genes.

Key words: constructed wetland; intermittent aeration; air-water backwashing; microbial community

人工湿地在污水净化、黑臭水体修复、入湖(库)水污染控制等领域发挥着积极作用。然而,随着基质表面污染物、生物膜及其胞外聚合物(EPS)的不断累积,易造成溶解氧(DO)、有机质及营养盐渗透和传输不畅,影响人工湿地的处理效能和运维成本。床体内 DO 不足时,大量厌氧硫酸盐还原菌和产甲烷菌等成为优势菌种,抑制氨氧化、硝化和 PO_4^{3-} 吸收等好氧化反应^[1]。

已有研究表明^[2-3],人工湿地中超过 80% 的氮素去除主要依靠微生物的硝化-反硝化作用,而有效的硝化-反硝化脱氮过程需要维持 DO 在 0.5~4.6 mg/L 之间交替变化。基质堵塞致使床体内部长期处于厌氧/缺氧和贫营养状态,引起亚硝化菌和硝化菌多样性锐减,造成硝化效率低下^[4]。更为严重的是,床体内物质能量循环不畅会限制异养反硝化过程电子和能源供应,甚至引发菌体凋亡、裂解,所吸附的污染物二次释放,最终缩短人工湿地的使用寿命并滋生蚊蝇和产生恶臭^[5]。

针对上述问题,通过新型基质的开发与联用、湿地植物的组合、多级复合湿地的构建和运行策略的优化等方式,一定程度上能改善床体内基质堵塞状况和 DO 水平^[6-7]。新功能基质(如 Fe-C 基)联合反冲洗在缓解基质堵塞方面发挥着重要作用,能强化硝化作用甚至新兴污染物(如激素和抗生素等)的去除^[8]。另外,潮汐流、间歇曝气和跌水等可维持床体内 DO 处于 0.5~5.5 mg/L 的适宜水平,增加功能菌多样性和丰度的同时强化氮素脱除并减排氧化亚氮^[9]。基于前期的研究,构建出集间歇曝气、流化态基质和气水联合反冲洗于一体的复合人工湿地,有望改善床体内养分和物质能量循环并提高系

统净化性能,但目前关于该类复合人工湿地的研究鲜有报道。

为此,通过构建新型间歇曝气-气水联合反冲洗人工湿地系统,探究间歇曝气-气水联合反冲洗对人工湿地净化性能及功能菌潜在代谢行为的影响,揭示水质参数与微生物群落间的内在联系,以期后续复合人工湿地的构建和微生物作用机制探究提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 人工湿地结构设计

构建了两套间歇曝气耦合气水联合反冲洗人工湿地装置,其中一套作为对照组(CW_0):曝气和反冲洗系统均处于关闭状态;另一套作为实验组(CW_1):在运行过程中可按需间歇曝气和气水联合反冲洗,其内部结构如图 1 所示。人工湿地装置长为 120 cm、宽为 58 cm、深为 65 cm,恒流泵将污水从进水池 J 持续输送到湿地顶部,再通过均匀分散的布水装置进入湿地表层,污水垂直向下流经多层基质,最后从湿地底部排出。湿地最上部种植经驯化培养后的铜钱草,种植密度为 30 株/ m^2 。

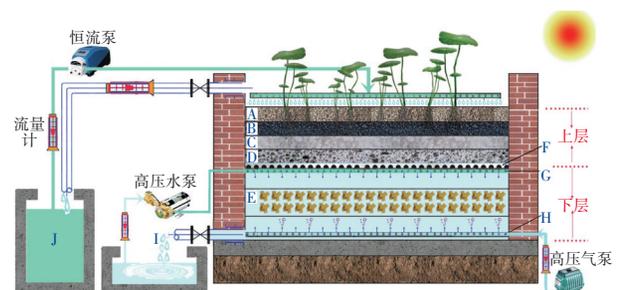


图 1 间歇曝气耦合气水联合反冲洗人工湿地内部结构

Fig.1 Internal structure of constructed wetland with intermittent aeration and water-air backwashing

不锈钢穿孔支撑板F将人工湿地分为上下两层。上层湿地从上往下依次填充固定型基质,即:10 cm厚、粒径为10~20 mm的颗粒硅藻土(图1中A),8 cm厚、粒径为5~10 mm的生物炭(图1中B),8 cm厚、粒径为8~10 mm的沸石(图1中C),以及10 cm厚、孔径为10~20 mm的天然火山石切片(图1中D)。支撑板下方填充15 cm厚、粒径为20~30 mm可悬浮移动的聚氨酯多孔凝胶柔性海绵(图1中E),因其低自由能的疏水表面及表面正电性,具有较强的生物质保留能力,在运行过程中处于流化状态,能对空气泡多次切割,产生粒径更小的微气泡甚至纳米气泡,增强气-液传质作用的同时降低间歇曝气能耗。

支撑板下布设向下开口的水反冲洗管道G,通过高压水泵将回用水池I中的清水用于反冲洗下层基质。人工湿地底部布设向上开口的气反冲洗管道H,外连接高压气泵用于周期性间歇曝气和气反冲洗。可编程逻辑自动控制模块(西门子S7-200)用于控制系统运行状态。相对的气液两相流产生的水气剪切力同时作用于下层悬浮聚氨酯多孔凝胶柔性海绵,实现气水联合反冲洗。洗脱下的难降解有机物、无机悬浮物、老化生物膜及污泥等通过放空孔排出人工湿地系统,等待后续进一步处理。

1.2 原水水质

实验用水为某大学校内的实际生活污水,主要为冲厕、洗浴和餐厨产生的混合污水,其水质受学生作息时间影响较大,水质持续波动,COD为235.2~370.8 mg/L、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为21.4~43.7 mg/L、TN为24.1~67.6 mg/L、TP为1.8~4.7 mg/L、SS为93.7~180.8 mg/L、DO为0~2.1 mg/L、pH为6.9~8.1。

1.3 人工湿地启动与运行

在连续流模式下开展实验,主要分为4个阶段,共持续138 d,各阶段的具体运行参数见表1。

表1 人工湿地的运行参数

Tab.1 Operation parameters of constructed wetland

阶段	时间/d	$Q_{\text{inf}}/(\text{L}\cdot\text{h}^{-1})$	HRT/d	DO/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	
				CW ₀	CW ₁
预启动	0~44	8.0	1.2	0~1.5	0.5~3.5
快速挂膜	45~77	6.4	1.5	0.2~1.9	0.5~3.5
稳定运行	78~108	4.8	2.0	0.1~1.3	0.5~3.5
反冲洗	109~138	4.8	2.0	0~2.1	0.5~3.5

预启动:湿地植物移栽后,以流量(Q_{inf})为8.0 L/h注入实际生活污水,调试运行至44 d时植物生长茂盛。快速挂膜:从第45天起,调整 Q_{inf} 为6.4 L/h并监测水质,水质趋于稳定时挂膜成功。稳定运行:挂膜运行至第78天时,进一步减小 Q_{inf} 至4.8 L/h,水力停留时间(HRT)为2.0 d。反冲洗:109~138 d期间,每隔6 d对CW₁开展1次气水联合反冲洗,每次持续时间为5 min,水冲强度为8 L/($\text{m}^2\cdot\text{s}$),气冲强度为6 L/($\text{m}^2\cdot\text{s}$)。

1.4 取样与测试

COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN和TP采用标准方法测定;pH和水温通过雷磁PHS-25 pH计测定;DO浓度采用雷磁JPBJ-611Y便携式DO计测定。通过带有成像系统(Leica-DFC450 C,德国)的光学显微镜(Leica-DM500)观察运行过程中基质表面生物膜的中尺度结构。将预处理后的108 d和138 d基质表面生物膜置于场发射扫描电镜(SEM),拍照观察生物膜的微尺度结构。

1.5 微生物分析

反冲洗结束时(138 d),分别从CW₀和CW₁表层下5、30和60 cm三处取混合基质约50 g,用无菌盐水冲洗3次后,置于超声波清洗器中(53 kHz,10 min)剥离生物膜。再将生物膜混合液于4 000 r/min和4 °C条件下离心10 min获得6个生物膜样本,依次为CW₀表层(样本S1)、中层(样本S2)、下层(样本S3)和CW₁表层(样本S4)、中层(样本S5)、下层(样本S6)。随后,将提取到的6个生物膜样本储存在0.9%的无菌盐水溶液中置于-80 °C保存,后送至上海美吉生物有限公司进行DNA提取,并利用Illumina MiSeq平台对PCR产物进行高通量测序。

2 结果与讨论

2.1 不同人工湿地的脱氮除磷性能对比

在快速挂膜阶段,CW₀和CW₁对COD、TP、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN的去除率均呈现先快后慢的上升趋势(见图2和图3)。运行至第75天时,CW₁对COD、TP、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN的去除率较同时期的CW₀分别提高了6.1%、5.0%、7.3%和4.2%。由于间歇曝气能改善植物根际环境,提高湿地植物谷氨酰胺合成酶活性,促进根系对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸收和体内氮的合成代谢过程。此外,间歇曝气使CW₁床体DO在0.5~3.5 mg/L之间周期变化,形成缺氧/好氧交替环境,有利

于同时富集好氧氨氧化菌、硝化菌、聚磷菌(PAOs)和厌氧反硝化菌等丰度较高的菌胶团,进而实现对水中胶体态和微粒态有机物的协同去除^[5]。因此,CW₁对污染物的去除率明显高于同时期的CW₀。

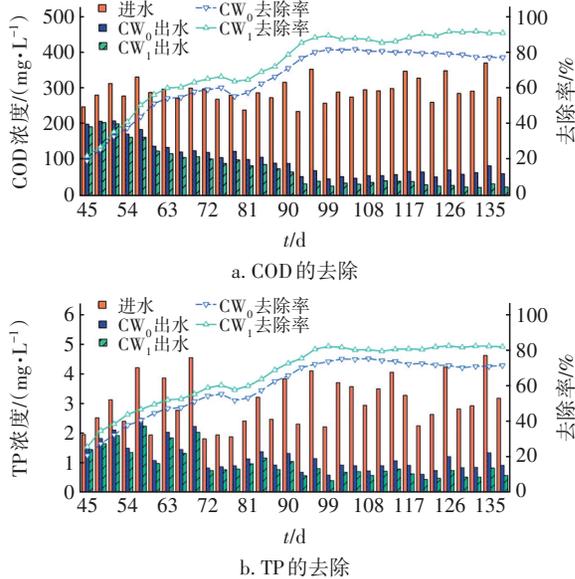


图2 运行过程中人工湿地对COD和TP的去除效果

Fig.2 Removal of COD and TP by constructed wetlands during operation

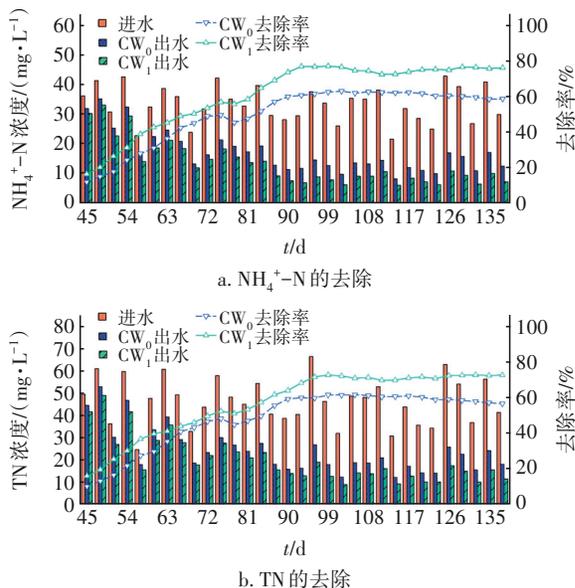


图3 运行过程中人工湿地对NH₄⁺-N和TN的去除

Fig.3 Removal of NH₄⁺-N and TN by constructed wetlands during operation

快速挂膜结束后,进水流量由6.4 L/h调整为4.8 L/h,进水波动致使第78~80天的污染物去除率降低了1%~5%,运行至第81天时快速回升,96 d时CW₁对目标污染物的去除率较CW₀提升了8%~

15%。在96~108 d,CW₁对COD、TP、NH₄⁺-N和TN的平均去除率较CW₀分别提高了7%、6.7%、13.5%和10.6%,表明间歇曝气能同时提升CW₁对碳、氮和磷的去除效果及抗有机负荷波动的能力。这得益于间歇曝气的扰动作用将CW₁床体内的流态由垂直流转变为紊流,增加了传质效率和对可溶性有机物的捕获几率,促进生物膜分泌大量EPS和胞外蛋白组分。此外,CW₁中不断增厚的生物膜在垂直结构上形成DO梯度,内膜处于厌氧/缺氧微环境(DO=0~0.5 mg/L),促进反硝化脱氮和释磷,而外层处于好氧环境(DO=3.5 mg/L),加速了NH₄⁺-N氧化和超量吸磷,最终加快了底物利用并为同步硝化反硝化创造了条件^[9]。

由于CW₀无间歇曝气,床体内DO<0.3 mg/L,长期处于厌氧/缺氧微环境,严重抑制了PAOs从污水中吸收PO₄³⁻合成多聚磷酸盐,因此其TP去除率低于CW₁。另外,多基质梯度填充为微生物增殖提供了多样化的栖息环境,同时能够促进溶解氧和有机质在CW₁床体中扩散,强化对污染物的吸附和分解。此外,生物炭、沸石和天然火山石切片等基质中含有持久性自由基(SO₄^{-·}和·OH)、缺陷位点和—OH、—COOH、—C=O等多种官能团,并能释放出少量Al³⁺和Fe³⁺等,通过静电吸附、离子交换、化学沉淀和胶体颗粒的沉淀作用强化了对进水中有机磷和PO₄³⁻的拦截和协同去除,从而在CW₀和CW₁中均获得了相对稳定的TP去除率。

96~108 d两系统进入稳定阶段,对COD、TP、NH₄⁺-N和TN去除效果无明显提升并伴有小幅波动。此时,人工湿地植物群落趋于稳定,植物对氮、磷的周转利用率无显著提升,且基质对氮、磷的吸附、贮存也趋于饱和,环境因子变化会导致基质所吸附的污染物发生解吸作用^[10];发育成熟的生物膜传质阻力逐渐变大,膜内外物质能量传输能力减弱,因内源呼吸易引起生物膜老化凋亡和菌体自溶^[11];加之,基质对有机物、无机颗粒和老化生物膜的持续截留,引发基质堵塞,造成稳定运行后期人工湿地净化性能波动。因此,稳定运行后期开展气水联合反冲洗对维持人工湿地长效运行十分必要。

2.2 反冲洗对净化性能和生物膜的影响

在反冲洗阶段,CW₁对COD、TP、NH₄⁺-N和TN的平均去除率较CW₀分别提高了13.7%、10.5%、17.4%和16.0%。间歇曝气耦合气水联合反冲洗能

改善 CW₁ 床体内 DO 水平,同时增强物质和能量的交换能力。至第 138 天时,在进水 COD、NH₄⁺-N、TN 和 TP 浓度分别为(274.97±17.02)、(29.86±2.88)、(41.24±3.65)、(3.18±0.22) mg/L 条件下,经 CW₁、CW₀ 处理后分别降至(25.02±4.03)、(7.20±0.88)、(11.39±2.29)、(0.58±0.08) mg/L 和 (62.69±6.67)、(12.39±1.35)、(17.98±2.22)、(0.91±0.10) mg/L,表明气水联合反冲洗可作为维持人工湿地长期运行的有效措施。

基质表面生物膜 SEM 照片如图 4 所示。108 d 时 CW₁ 中大量功能菌与胶状污泥中的惰性有机物相互凝聚,形成复层生物膜将基质均匀覆盖,基质孔隙结构不明显。而同期 CW₀ 生物膜质地致密均匀,呈现出多斑块胶凝组成的镶嵌体,主要优势功能菌为短杆状菌和球状菌,两者紧密交织形成团簇。由于 CW₀ 生物膜长期处于厌氧/缺氧条件下,至第 138 天时功能菌相对单一,仍以杆状和球状等厌氧菌为主,生物膜形貌结构与 108 d 时相比变化不大。而反冲洗后(138 d)CW₁ 生物膜结构相对松散,表面粗糙度增大,与反冲洗前(108 d)相比基质恢复了部分孔隙结构,表明基质内/外物质和能量传输条件得到改善。综上,气水剪切力促使 CW₁ 中下层基质间相互摩擦、碰撞,致使附着的无机和有机颗粒物脱落,有利于恢复基质孔隙率和增加渗透系数。

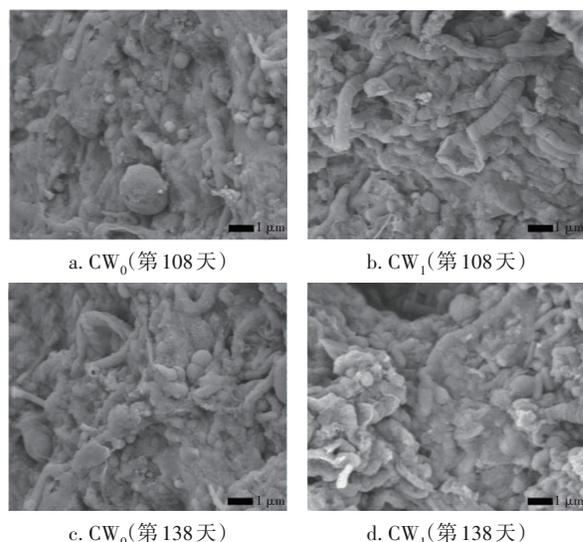


图 4 对照组(CW₀)和实验组(CW₁)人工湿地生物膜形貌变化

Fig.4 Changes of biofilm morphology in control (CW₀) and experimental (CW₁) constructed wetlands

气水联合反冲洗一定程度上引起床体内生物量及 EPS 减少,但适宜的反冲洗不会造成床体中生长缓慢的自养微生物大量流失。反冲洗结束时(138 d),CW₁ 对污染物的去除率不低于稳定运行阶段,表明气冲强度为 8 L/(m²·s)、水冲强度为 6 L/(m²·s)和频率为 5 min/6 d 的气水联合反冲洗条件是适宜的。因此,气水联合反冲洗对恢复床体水力传导性能、维持功能菌酶促反应活性及调控生物质量动态平衡具有重要意义。

2.3 微生物群落结构分析

2.3.1 功能菌 α 多样性分析

高通量测序共获得 3 157 个 OTUs,其中包括 39 门(Phylum)、96 纲(Class)、256 目(Order)、427 科(Family)、749 属(Genus)和 1 415 种(Species)。OTUs 水平上韦恩图分析表明,CW₁ 特有的物种为 1 100 个(占 34.84%),远高于 CW₀ 的 666 个(占 21.10%),而共有物种为 1 391 个,占 44.06%,表明微生物群落存在明显的分异特征。功能菌多样性指数测定结果(见表 2)显示,CW₀ 中样本的 Simpson 指数显著高于 CW₁,而 Sobs、Shannon、Ace 和 Chao 指数均低于 CW₁ 样本,表明间歇曝气促进了微生物群落结构的演替。间歇曝气使 CW₁ 中可同时富集厌氧和好氧微生物,独特的气水联合反冲洗能洗脱黏附性和活性较弱的微生物,使沉降性和活性良好的微生物得以保留并成为优势功能菌群,为 CW₁ 带来更大的污染物降解潜力。而 CW₀ 床体内因 DO 不足抑制了好氧微生物增殖,只能选择性地富集厌氧/缺氧微生物,致使功能菌多样性降低。

表 2 人工湿地中功能菌多样性指数

Tab.2 Bacterial richness and diversity of constructed wetlands

样本	Reads	Sobs	Shannon	Simpson	Ace	Chao	Coverage
S1	29 040	1 471	5.428	0.016 8	1 954	1 955	0.984 2
S2	25 667	1 478	5.535	0.015 0	2 008	2 067	0.981 0
S3	31 787	1 631	5.735	0.010 6	2 101	2 081	0.985 2
S4	33 821	1 825	5.977	0.006 2	2 464	2 455	0.983 0
S5	31 936	1 816	6.032	0.006 0	2 341	2 309	0.983 5
S6	36 205	1 965	6.083	0.005 8	2 488	2 457	0.984 8

2.3.2 门水平优势功能菌

门水平微生物群落组成如图 5 所示。间歇曝气耦合反冲洗引起生境的改变,对门水平细菌群落组成有显著影响。具体来说,绿弯菌门(*Chloroflexi*)、

放线菌门(*Actinobacteria*)和酸杆菌门(*Acidobacteria*)在 CW_1 中较为丰富,平均丰度分别为 22.36%、11.57%、7.32%,能够强化有机物的水解,参与单碳化合物去除。变形菌门(*Proteobacteria*)的平均丰度在 CW_0 和 CW_1 系统中分别为 37.47% 和 24.39%,而大多数的异养反硝化菌都属于变形菌门,其以有机物作为电子供体、 NO_3^- 为电子受体进行脱氮^[12]。拟杆菌门(*Bacteroidetes*)在 CW_0 中的平均丰度为 23.90%,显著高于 CW_1 中的 16.75%,能够加速碳水化合物发酵,实现对 COD 的降解^[13]。意外的是,在两个人工湿地中均检测到具备硝化功能的硝化螺旋菌门(*Nitrospirae*, >1%),对于保证稳定的 NH_4^+-N 去除效果至关重要。

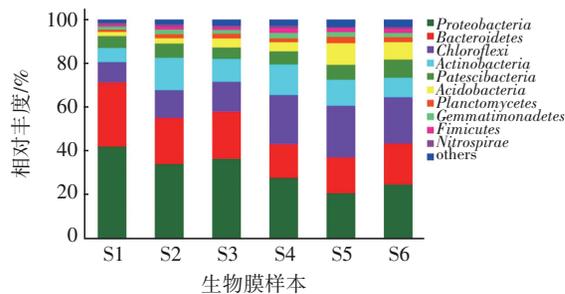


图5 对照组(CW_0)和实验组(CW_1)人工湿地中门水平微生物群落组成

Fig.5 Composition of microbial community at phylum level in control (CW_0) and experimental (CW_1) constructed wetlands

2.3.3 属水平功能菌对比

属水平共有优势功能菌丰度前 15 位的结构如图 6 所示。 CW_0 优势属高度集中且丰度较大,异养厌氧功能菌占主导地位,而 CW_1 系统中优势属分布和丰度相对均匀。norank_f__NS9_marine_group (8.99%)、norank_f__Saprospiraceae (8.37%)、*Rhodoferrax* (6.47%) 和 norank_f__norank_o__Microtrichales (5.22%) 同时富集于 CW_0 。而 CW_1 属水平共有优势功能菌丰度均低于 4%。norank_f__Saprospiraceae (8.37%) 的丰度在 CW_0 显著增加,能水解蛋白质及以有机物作为电子供体参与反硝化脱氮^[14]。norank_f__norank_o__Saccharimonadales 属于酸杆菌门(*Patescibacteria*),在 CW_0 和 CW_1 中的相对丰度分别为 3.89% 和 4.00%,作用于反硝化过程。异养菌 *Rhodoferrax* 富集于 CW_0 ,参与有机物代谢和养分去除。norank_f__Gemmatimonadaceae 属于 *Gemmatimonadetes* 门,在 CW_0 和 CW_1 的平均丰度

分别为 1.65% 和 1.96%,对氮素转化起促进作用^[15]。unclassified_f__Burkholderiaceae 属于伯克氏菌科,通过化能异养呼吸方式代谢有机物,其在 CW_1 中的平均丰度为 2.69%,具有高效的磷酸盐溶解能力^[16],unclassified_c__Bacteroidia 富集于 CW_1 ,占 2.98%。 CW_1 中 *Candidatus_Cometibacter* (2.65%) 为反硝化聚糖菌,具有内源反硝化潜力。综上所述,间歇曝气耦合气水联合反冲洗运行方式能提高床体内优势功能菌多样性,同时富集兼性厌氧和好氧功能菌,通过共代谢作用强化污染物去除。

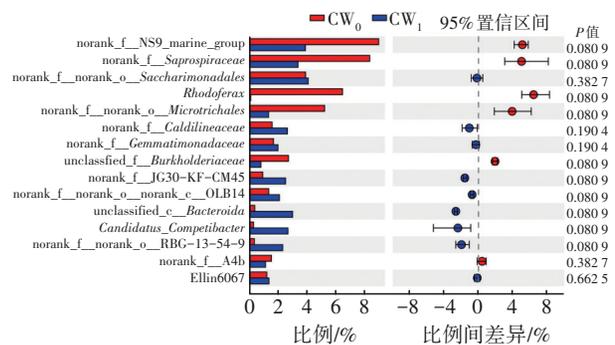


图6 对照组(CW_0)和实验组(CW_1)人工湿地中属水平共有微生物丰度比较

Fig.6 Comparison of relative abundances of the common bacteria at genus level in control (CW_0) and experimental (CW_1) constructed wetlands

2.3.4 PICRUSt 功能基因分析

基于 16S rRNA 高通量测序的 PICRUSt 预测可反映各种分子间相互作用、关系网络及功能多样性^[17]。分析发现,KEGG 通路水平 1 中代谢、遗传信息处理和环境信息处理功能模块上的多样性和基因丰度具有优势性,而编码与生物体系统和人类疾病相关的功能基因的多样性与丰度占比最少。图 7 显示了 KEGG 通路水平 2 层次上代谢功能模块中碳水化合物代谢(8.66%~9.01%)、氨基酸代谢(7.82%~8.02%)、能量代谢(4.56%~4.71%)和维生素等辅助因子代谢(4.21%~4.33%)具有明显优势。糖类、脂肪酸和氨基酸的转化与功能菌体的丰度、活性及有机物水解能力相关^[18]。 CW_1 中与碳水化合物代谢、能量代谢和维生素等辅助因子代谢的基因丰度较 CW_0 分别提高了 0.35%、0.16%、0.12%,对加速有机物矿化及增强养分循环利用至关重要。此外, CW_1 中核苷酸代谢、脂类代谢及外源化合物生物降解与代谢功能基因丰度均超过 1.90%,使 CW_1

对碳、氮及脂质类化合物具有更强的降解效率^[5]。

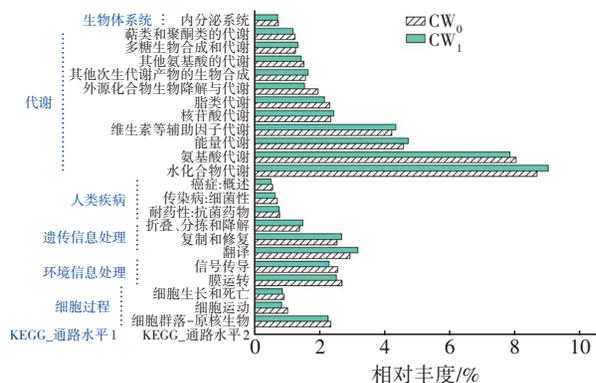


图7 KEGG功能基因预测分析

Fig.7 Prediction and analysis of KEGG functional genes

遗传信息处理功能模块中翻译(3.17%)、复制和修复(2.67%)与折叠、分拣和降解(1.48%)在 CW_1 中占比均更高,揭示了间歇曝气耦合气水反冲洗促进了底物和代谢物的传输与扩散,提高了氧/营养盐转移效率,增强了生物膜自我修复和更新能力,从而使功能菌保持高活性。另外,相较于 CW_1 ,环境信息处理模块中参与膜运转(2.66%)和信号传导(2.55%)的功能基因丰度在 CW_0 更高,表明间歇曝气耦合反冲洗物理扰动作用较大可能会抑制功能菌间信号分子及交互作用。而细胞过程模块中与细胞群落-原核生物(2.25%~2.33%)、细胞运动(0.83%~1.01%)、细胞生长和死亡(0.85%~0.90%)相关的功能基因丰度在两个系统中无明显变化。此外,与人类疾病相关的功能基因包括癌症、细菌性传染病、抗菌药物耐药性等丰度在两个系统中均低于0.80%,说明人工湿地处理有利于抑制病原微生物活性,一定程度上降低抗性基因的潜在风险。

3 结论

① 间歇曝气设计改变了床体内以厌氧/缺氧微环境为主导的情况,营造出厌氧/缺氧-好氧动态交替的微环境,为同步硝化反硝化和好氧除磷等功能菌的富集创造了条件,使得稳定运行期间的碳、氮和磷平均去除率较对照组均提高6%以上。

② 气水联合反冲洗能够促进基质表面污染物、活性降低的生物膜及官能团脱落,有利于恢复基质孔隙率和活性位点,增强底物和代谢物的传输能力,从而维持功能菌代谢碳水化合物、氨基酸和能量等高活性。

③ CW_1 床体内独特的间歇曝气结构和气水联

合反冲洗运行方式是实现脱氮除磷功能菌富集及调控生物质量动态平衡的关键,可作为维持人工湿地长效运行的有效措施,但耦合工艺仍面临诸多挑战,如结构复杂、基建成本偏高、运行能耗高等。

参考文献:

- [1] 王守中,张统,张琪,等. 新型装配式填料人工湿地系统净化生活污水的效能[J]. 中国给水排水, 2019, 35(19):105-110.
WANG Shouzhong, ZHANG Tong, ZHANG Qi, et al. Purification of domestic sewage by a new type constructed wetland system with assembled packing [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(19): 105-110 (in Chinese).
- [2] WU H, ZHANG J, NGO H H, et al. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation [J]. Bioresource Technology, 2015, 175: 594-601.
- [3] LI J, ZHENG L, YE C, et al. Evaluation of an intermittent-aeration constructed wetland for removing residual organics and nutrients from secondary effluent: performance and microbial analysis [J]. Bioresource Technology, 2021, 329: 124897.
- [4] 王文冬,王利军,王艳梅,等. “表潜结合式”人工湿地用于处理城市微污染水体[J]. 中国给水排水, 2019, 35(2):100-104.
WANG Wendong, WANG Lijun, WANG Yanmei, et al. Application of surface & subsurface constructed wetland in treatment of urban micro-polluted water body [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(2): 100-104 (in Chinese).
- [5] SUN H, XU S, WU S, et al. Enhancement of facultative anaerobic denitrifying communities by oxygen release from roots of the macrophyte in constructed wetlands [J]. Journal of Environmental Management, 2019, 246: 157-163.
- [6] ZHUANG L L, YANG T, ZHANG J, et al. The configuration, purification effect and mechanism of intensified constructed wetland for wastewater treatment from the aspect of nitrogen removal: a review [J]. Bioresource Technology, 2019, 293: 122086.
- [7] 肖海文,刘馨瞳,翟俊,等. 人工湿地类型的选择及案例分析[J]. 中国给水排水, 2021, 37(22):11-17.
XIAO Haiwen, LIU Xintong, ZHAI Jun, et al. Type selection of constructed wetlands and related design case

- analysis [J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37 (22): 11-17(in Chinese).
- [8] MENG F, FENG L, YIN H, *et al.* Assessment of nutrient removal and microbial population dynamics in a non-aerated vertical baffled flow constructed wetland for contaminated water treatment with composite biochar addition [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 246: 355-361.
- [9] LIU H, HU Z, ZHANG J, *et al.* Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: a review [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 214: 797-805.
- [10] PEDESCOLL A, CORZO A, ALVAREZ E, *et al.* The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: an experimental evaluation [J]. *Water Research*, 2011, 45: 3579-3589.
- [11] CUI B, YANG Q, ZHANG Y, *et al.* Improving nitrogen removal in biological aeration filter for domestic sewage treatment via adjusting microbial community structure [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 293: 122006.
- [12] BERNARDES F S, HERRERA P G, CHIQUITO G M, *et al.* Relationship between microbial community and environmental conditions in a constructed wetland system treating greywater [J]. *Ecological Engineering*, 2019, 139: 105581.
- [13] LAI X, ZHAO Y, PAN F, *et al.* Enhanced optimal removal of nitrogen and organics from intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: relative COD/N ratios and microbial responses [J]. *Chemosphere*, 2020, 244: 125556.
- [14] YUAN Y, LIU J, MA B, *et al.* Improving municipal wastewater nitrogen and phosphorous removal by feeding sludge fermentation products to sequencing batch reactor (SBR) [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 222: 326-334.
- [15] WANG M, XIONG W, ZOU Y, *et al.* Evaluating the net effect of sulfadimidine on nitrogen removal in an aquatic microcosm environment [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 248: 1010-1019.
- [16] YAO Q, LIU J J, YU Z H, *et al.* Changes of bacterial community compositions after three years of biochar application in a black soil of Northeast China [J]. *Applied Soil Ecology*, 2017, 113: 11-21.
- [17] CUI Y X, BISWAL B K, VAN LOOSDRECHT M C M, *et al.* Long term performance and dynamics of microbial biofilm communities performing sulfur-oxidizing autotrophic denitrification in a moving-bed biofilm reactor [J]. *Water Research*, 2019, 166: 115038.
- [18] WANG K, MAO H, WANG Z, *et al.* Succession of organics metabolic function of bacterial community in swine manure composting [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 360: 471-480.

作者简介:李嘉(1989-),男,云南玉溪人,博士研究生,讲师,主要研究方向为污水处理与资源化。

E-mail:lijia@yxnu.edu.cn

收稿日期:2022-04-11

修回日期:2022-06-17

(编辑:李德强)

完善水利基础设施网络

增强水安全保障能力