

马洪运,周磊,张雪琦,等.人工湿地温室气体排放研究进展与减污降碳优化[J].环境工程技术学报,2023,13(6):2043-2052.

MA H Y,ZHOU L,ZHANG X Q,et al.Research progress of greenhouse gas emissions and optimization of pollution removal and carbon reduction in constructed wetland[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2023,13(6):2043-2052.

# 人工湿地温室气体排放研究进展与减污降碳优化

马洪运<sup>1</sup>,周磊<sup>1</sup>,张雪琦<sup>1</sup>,孔令为<sup>2</sup>,成水平<sup>1,3\*</sup>

- 1.同济大学环境科学与工程学院,长江水环境教育部重点实验室
- 2.西湖大学工学院,浙江省海岸带环境与资源研究重点实验室
- 3.上海污染控制与生态安全研究院

**摘要** 全球气候变暖问题越来越受到重视,随着人工湿地广泛应用于水处理,人工湿地温室气体排放也受到关注。采用文献计量学方法,筛选分析了 Web of Science(WoS)核心数据库中人工湿地温室气体排放相关文献,聚类统计了其中 216 篇研究文献关键词,总结了主要研究方向及进展。结果表明:1)人工湿地温室气体排放研究相关文献数量于 2003 年开始逐年增加,文献被引频次同样逐年上升;主要研究热点关键词聚类为四大研究方向,即基质和曝气对温室气体排放的影响、植物对温室气体排放的影响、一氧化二氮( $N_2O$ )产生及去除路径、甲烷( $CH_4$ )产生及去除路径。2)人工湿地基质种类及配置均会影响人工湿地温室气体排放;而曝气可改变人工湿地内部氧化还原条件导致温室气体排放发生变化;植物能够减少人工湿地温室气体排放总量,且不同植物因通气组织及生物量的差异引起人工湿地温室气体排放差异。3)人工湿地  $N_2O$  产生于硝化/反硝化、厌氧氨氧化、硝酸盐异化还原成铵等多条路径,但  $N_2O$  去除路径仅有反硝化;人工湿地  $CH_4$  产生于有机物厌氧氧化过程,其去除则包括好氧氧化和厌氧氧化 2 条路径。基于上述综述,提出人工湿地工艺/运行方式优选、内部配置优化、外部条件强化等方面的优化模式,并提出未来需深入研究人工湿地内部  $N_2O$  及  $CH_4$  转化机制,优化调控人工湿地温室气体排放,以实现人工湿地减污降碳。

**关键词** 人工湿地;温室气体排放;影响因素;产生及去除路径;优化模式

中图分类号: X703; X171 文章编号: 1674-991X(2023)06-2043-10 doi: 10.12153/j.issn.1674-991X.20230175

## Research progress of greenhouse gas emissions and optimization of pollution removal and carbon reduction in constructed wetland

MA Hongyun<sup>1</sup>, ZHOU Lei<sup>1</sup>, ZHANG Xueqi<sup>1</sup>, KONG Lingwei<sup>2</sup>, CHENG Shuiping<sup>1,3\*</sup>

- 1.Key Laboratory of Yangtze River Water Environment, Ministry of Education, College of Environmental Science and Engineering, Tongji University
- 2.Key Laboratory of Coastal Environment and Resources of Zhejiang Province, School of Engineering, Westlake University
- 3.Shanghai Institute of Pollution Control and Ecological Security

**Abstract** The problem of global warming has being paid attention to increasingly, and the greenhouse gases (GHGs) emissions from the constructed wetlands (CWs) have been concerned, with the widely application of CWs in water treatment. A bibliometric analysis of the related literatures on GHGs emissions from CWs in the Web of Science (WoS) core database was conducted, the key words of 216 research articles were analyzed by clustering, and the progress of main research subjects were summarized. The results showed that: 1) The number of literature on GHGs emissions from constructed wetlands had been increasing since 2003, and the citation frequency of articles also increased. The hot-spot clustering keywords focused on four research directions: the effects of substrate and aeration on greenhouse gases emissions, the effects of plants on greenhouse gases emissions, nitrous oxide ( $N_2O$ ) production and removal pathways, methane ( $CH_4$ ) production and removal pathways. 2) The type and configuration of substrates played important roles in the GHGs emissions in CWs. The process of aeration has the potential to alter the internal redox in CWs, thereby impacting the release of GHGs. The presence of plants led to a decrease in the overall GHGs emissions in CWs, while variations in aerenchyma and biomass among different plants resulted in

收稿日期:2023-03-05

基金项目:国家自然科学基金项目(52170168);中央高校基本科研业务费专项(22120220367);浙江省自然科学基金联合基金重点项目(LHZ22E090001)

作者简介:马洪运(1997—),男,硕士研究生,研究方向为生态工程,782038245@qq.com

\* 责任作者:成水平(1969—),男,教授,博士,研究方向为生态工程,shpcheng@tongji.edu.cn

different GHGs emissions. 3) The  $N_2O$  in CW was produced by various processes such as nitrification/denitrification, anaerobic ammonia oxidation, nitrate reduction to ammonium, and other pathways. However, denitrification was the unique pathway to remove  $N_2O$ . The  $CH_4$  was produced by anaerobic oxidation of organic matter and removed in two paths of aerobic oxidation and anaerobic oxidation. Therefore, an optimized model was proposed to regulate GHGs emissions in CWs by process combination and operation, substrate configuration and plant selection, carbon addition and intermittent aeration. And it was also proposed to further study the conversion mechanism of  $N_2O$  and  $CH_4$  in CWs, optimize the regulation of GHGs emissions, and achieve pollution reduction and carbon reduction in CWs in the future.

**Key words** constructed wetlands (CWs); greenhouse gases (GHGs) emission; influencing factor; production and removal pathway; optimization mode

人工湿地作为一种生态水处理系统,具有处理效果好、建造维护成本低及兼具生态景观等优点,被广泛地应用于各种废水处理<sup>[1-2]</sup>。人工湿地主要由基质、植物和微生物组成,通过三者的协同作用去除污染物,其中微生物降解是污染物去除的主要途径<sup>[3]</sup>。然而,微生物降解污染物的同时会产生大量温室气体,这可能限制人工湿地的推广应用<sup>[4-5]</sup>。联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)数据显示,从1975—2014年,大气中3种主要温室气体 $CO_2$ 、 $CH_4$ 、 $N_2O$ 的浓度分别增加了20%、150%、40%,其中 $CH_4$ 、 $N_2O$ 的温室效应分别相当于 $CO_2$ 的25倍和298倍<sup>[6]</sup>。Yue等<sup>[7]</sup>预测全球湿地每年排放约 $5 \times 10^9$  t(以 $CO_2$ 当量计)的温室气体,约占自然生态系统温室气体排放量的17.2%、全球温室气体总排放量的7.66%。已有研究表明,人工湿地单位面积的温室气体排放量超过自然湿地的2~10倍<sup>[8]</sup>。因此,人工湿地温室气体排放与调控研究受到越来越多的关注。

人工湿地温室气体的排放受到湿地构型、基质类型、植物种类、是否曝气、堵塞程度以及运行方式等多种因素的影响<sup>[9-10]</sup>。研究证明,以锰矿石为填料的人工湿地几乎不排放 $CH_4$ ,且总温室效应远小于铁矿石人工湿地<sup>[11]</sup>;种植菹草的人工湿地 $CH_4$ 排放量显著高于种植穗状狐尾藻的湿地,同时种植仙茅相比于种植沙棘,人工湿地 $N_2O$ 的排放量明显更高<sup>[12-13]</sup>。虽然人工湿地温室气体排放研究越来越多,但多为单一影响因子研究或只分析1~2种温室气体排放。随着研究热点不断出现,需全面总结其研究进展,以便为深入研究提供参考。文献计量学方法可综合分析研究领域研究热点<sup>[14]</sup>,笔者采用文献计量学方法,利用VOSviewer软件分析Web of Science(WoS)核心数据库中人工湿地温室气体排放相关文献,聚类归纳相关研究进展,提出人工湿地减污降碳优化模式,以期为人工湿地温室气体排放调控和广泛应用提供支撑。

## 1 人工湿地温室气体排放研究文献计量分析

### 1.1 文献收集及预处理

收集了WoS核心数据库中有关人工湿地温室气体排放的文献,文献发表时间为1991—2022年9月。文献检索关键词确定人工湿地及温室气体排放的英文同近义词,其布尔运算式为 $TS = ("constructed\ wetland*" OR "artificial\ wetland*" OR "man-made\ wetland*" OR "made\ wetland*" OR "artificial\ marsh") AND TS = (greenhouse\ gas* emission*" OR "GHG* emission*" OR "house\ gas\ emission*" OR "greenhouse\ gas\ mitigation" OR "greenhouse\ gas\ discharge" OR "carbon\ emission*" OR "carbon\ dioxide\ emission*" OR "CO_2\ emission*" OR "methane\ emission*" OR "CH_4\ emission*" OR "methane\ reduction" OR "nitrous\ oxide\ emission*" OR "N_2O\ emission*" OR "nitrous\ oxide\ reduction")$ ,文献类型="review paper"或"journal article",语言="English",得到306篇文献。文献主题需包括:1)研究对象人工湿地具有基质、植物和微生物三要素<sup>[3]</sup>;2)涉及到1种及以上温室气体排放。通过阅读去除与目标主题相关性不大的文献,剩余225篇文献,其中研究文献216篇,综述文献9篇。文献被引频次由WoS平台获取。利用VOSviewer(版本1.6.15)软件进行关键词共现网络分析,通过Pajek(版本1.26)软件调整VOSviewer关键词共现网络云图,清晰地区分不同聚类。

### 1.2 文献计量分析

人工湿地温室气体排放研究领域每年出版物发文章及被引频次如图1所示。由图1可知,该领域第一篇文献发表于1991年,发文章从2003年开始逐年增加,文献被引频次也呈上升趋势。

为保证关键词文献计量分析的准确性,仅对216篇研究文献进行关键词聚类分析,生成的共现网络云图如图2所示。

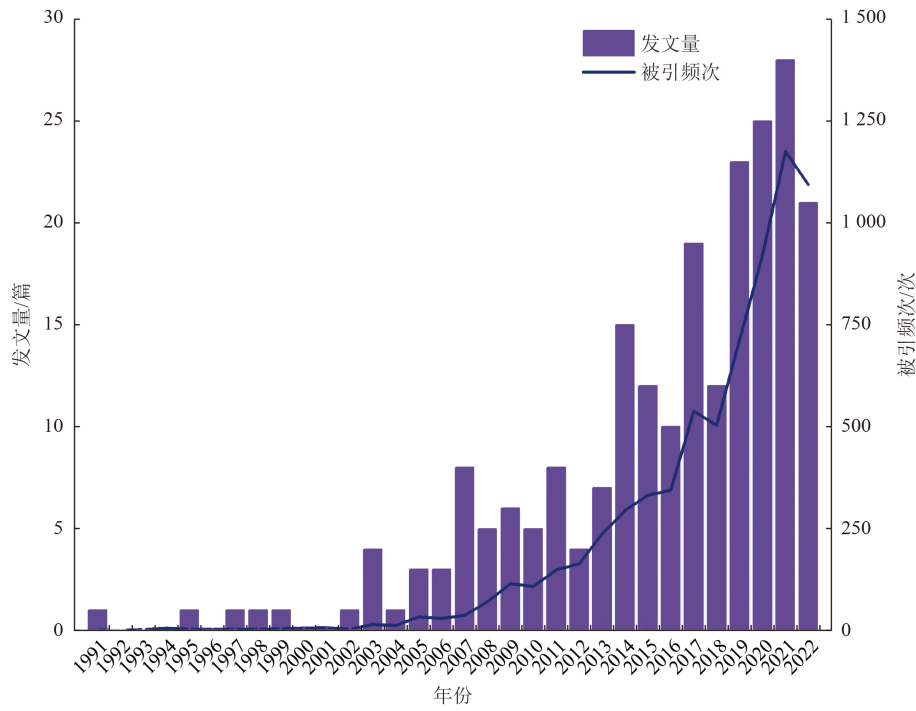


图 1 人工湿地温室气体排放研究年发文章及被引频次

Fig.1 Number of publications and frequency of citations per year for research on GHGs emissions from constructed wetlands

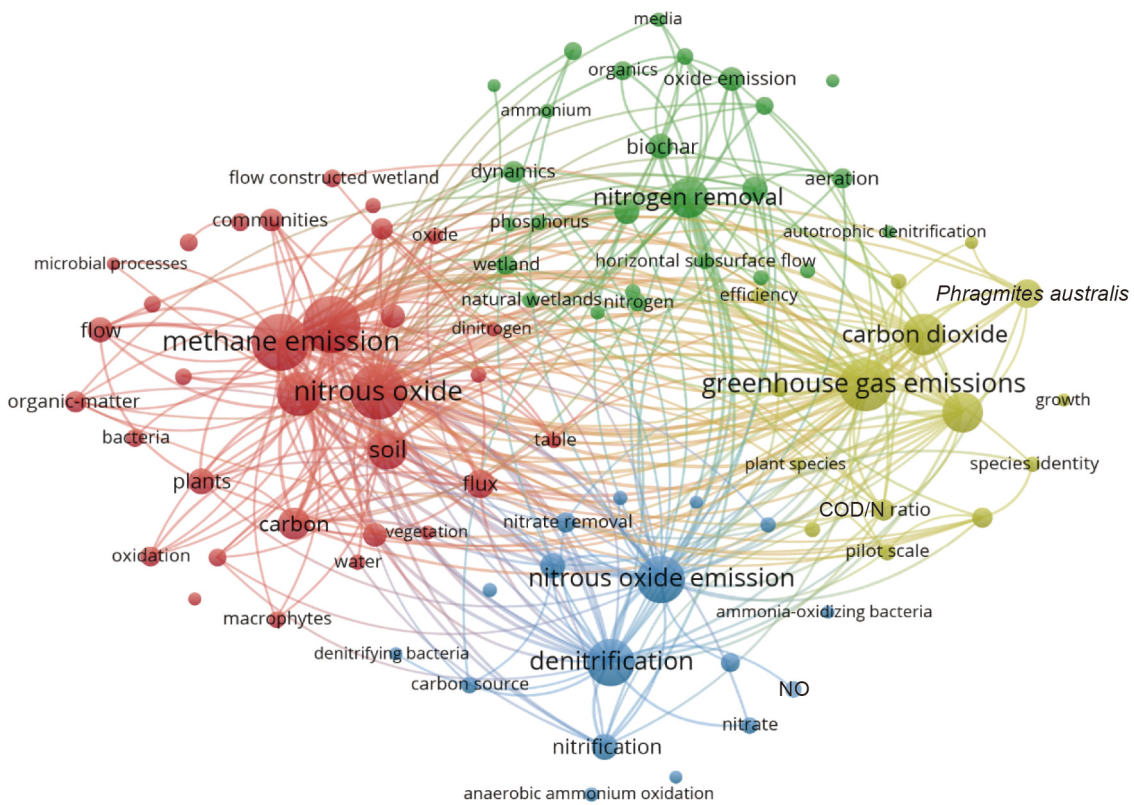


图 2 人工湿地温室气体排放关键词共现网络云图

Fig.2 Cooccurrence network cloud of GHGs emission keywords in constructed wetlands

根据图 2, 与人工湿地温室气体排放共现频次较多的关键词有 waste-water treatment(污水处理)、denitrification(反硝化)、removal(去除)、nitrous oxide

emission( $N_2O$  排放)、methane emission( $CH_4$  排放)、nitrogen removal(脱氮)等。根据共现关系, 关键词大致分为 4 个聚类: 聚类 1 为基质和曝气对温室气体

排放的影响; 聚类 2 为植物对温室气体排放的影响; 人工湿地 CH<sub>4</sub> 产生与去除路径。聚类统计结果如  
 聚类 3 为人工湿地 N<sub>2</sub>O 产生与去除路径; 聚类 4 为 表 1 所示。

表 1 人工湿地温室气体排放相关文献关键词聚类统计

Table 1 Keyword clustering statistics of papers related to GHGs emissions from constructed wetlands

聚类	关键词
1	biochar(生物炭)、dissolved organic-matter(溶解性有机物)、impact(影响)、intermittent aeration(间歇曝气)、media(基质)、nitrogen(氮)、nitrogen removal(脱氮)、nutrient removal(营养物质去除)、oxygen(氧)
2	dinitrogen(脱氮)、efficiency(效率)、GWP(温室效应潜力)、greenhouse gas emissions(温室气体排放)、macrophytes(大型植物)、methane emission(CH <sub>4</sub> 排放)、microbial processes(微生物过程)、 <i>Phragmites australis</i> (芦苇)、removal(去除)、temperature(温度)、vascular plants(维管束植物)
3	denitrification(反硝化)、functional genes(功能基因)、microbial communities(微生物群落)、nitrate removal(硝酸盐去除)、nitric-oxide(NO)、nitrification(硝化)、nitrogen transformation(氮转化)、nitrous oxide emission(N <sub>2</sub> O排放)
4	bacteria(细菌)、biomass(生物量)、community structure(群落结构)、diversity(多样性)、dynamics(动力)、growth(生长)、methanogenesis(甲烷生成)、methanotrophs(甲烷营养)、microcosms(微宇宙)、reduction(还原)、rhizosphere(根区)、species richness(物种丰度)

## 2 人工湿地温室气体排放主要研究方向与进展

根据文献计量结果, 基于人工湿地温室气体排放关键词的 4 个聚类确定 4 个主要研究方向: 基质和曝气对温室气体排放的影响; 植物对温室气体排放的影响; 人工湿地 N<sub>2</sub>O 产生及去除路径; 人工湿地 CH<sub>4</sub> 产生及去除路径。在分析已有文献研究成果的基础上, 分别从这 4 个聚类的角度阐述人工湿地温室气体排放研究的主要方向和进展。

### 2.1 基质和曝气对温室气体排放的影响

人工湿地基质、氧化还原条件是影响温室气体排放的重要因素。基质提供吸附表面及反应区的同时, 能够为微生物提供合适的生长环境, 支撑植物的生长<sup>[11]</sup>, 人工湿地基质类型及配比不同, 温室气体排放不同。生物炭作为一种新型基质, 在为微生物提供有效碳源的同时, 可吸附 N<sub>2</sub>O 且其表面的金属基团能还原部分 N<sub>2</sub>O, 还可抑制 CH<sub>4</sub> 生成和/或促进 CH<sub>4</sub> 氧化<sup>[15]</sup>。人工湿地采用生物炭作基质调控温室气体排放效果如表 2 所示。生物炭补充人工湿地反硝化碳源, 使得反硝化相关功能基因丰度显著增加,

促进完全反硝化过程发生, 能够减少约 66% 的 N<sub>2</sub>O 排放<sup>[16-18]</sup>。但也有研究表明, 添加生物炭后人工湿地 CH<sub>4</sub> 排放量增加了约 40%<sup>[19]</sup>, *pmoA*(CH<sub>4</sub> 单加氧酶基因)和 *mcrA*(与 CH<sub>4</sub> 生成相关功能基因)的比值显著增加<sup>[17]</sup>。制作生物炭的原料和生物炭添加量会影响人工湿地温室气体的排放, 如 Zheng 等<sup>[18]</sup>发现, 人工湿地添加以污泥为原料制备的生物炭相比于添加以香蒲为原料制备的生物炭温室气体排放量更低; Liang 等<sup>[20]</sup>发现, 生物炭添加比例为 40% 的人工湿地温室气体排放量显著低于生物炭添加比例为 10%、20%、30% 的人工湿地。然而, 目前涉及生物炭制作原料及生物炭添加量影响人工湿地温室气体排放的研究并不多。此外, 基质在不同配比时, 其人工湿地温室气体排放存在差异, 如人工湿地单独添加生物炭(添加量为 15%)相比生物炭:铁矿石为 1:1(添加量均为 15%)时 N<sub>2</sub>O 排放量更低<sup>[21]</sup>; 基质全部使用油页岩灰渣时, 人工湿地的 CO<sub>2</sub> 排放量最低, N<sub>2</sub>O 排放量最高, 而油页岩灰渣与泥炭比例为 1:5 或 1:2 时有最高的 CH<sub>4</sub> 排放<sup>[22]</sup>。即使采用同类基质, 若粒径配比不同, 人工湿地温室气体排放也会有显著差异, 如人工湿地使用细砂基质的 CH<sub>4</sub> 排放量

表 2 生物炭作为基质调控人工湿地温室气体排放的效果

Table 2 Effects of biochar substrate on GHGs emissions regulation from constructed wetlands

人工湿地类型	生物炭制备的原料	生物炭填充比例/%	N <sub>2</sub> O产生量与TN去除量平均降低率比值 <sup>1)</sup> /%	CH <sub>4</sub> 产生量与TOC去除率平均降低率比值 <sup>1)</sup> /%	CO <sub>2</sub> 产生量与TOC去除率平均降低率比值 <sup>1)</sup> /%
水平潜流人工湿地 <sup>[16]</sup>	蔷薇枝	50	33.4	32.0	30.6
潜流人工湿地 <sup>[17]</sup>	蔷薇枝	50	60.0	50.0	21.5
潜流人工湿地 <sup>[28]</sup>	桃核	16.7	60.5	-700	5.8
垂直潜流人工湿地 <sup>[29-30]</sup>	竹片	19.2	0		
垂直潜流人工湿地 <sup>[19]</sup>	香蒲	10	27	-76.6	35.9
垂直潜流人工湿地 <sup>[31]</sup>	芦竹	40	67.3		
垂直潜流人工湿地 <sup>[32]</sup>	竹片	19.2	35.4		

1) 为生物炭基质人工湿地与研究对照组人工湿地相比。

[-8.46~21.0 mg/(m<sup>2</sup>·d)]远大于使用粗砂基质[5.06~6.85 mg/(m<sup>2</sup>·d)]<sup>[23]</sup>。

溶解氧(DO)浓度是影响人工湿地微生物过程的关键参数,有机物去除及脱氮过程常因人工湿地氧化还原条件不佳而受到限制<sup>[24]</sup>。采用间歇曝气方式可以改善人工湿地内部氧化还原条件,减少温室气体的排放。研究表明,生物炭联合间歇曝气相比于只使用生物炭作填料的人工湿地可减少约 24% 的 CO<sub>2</sub> 排放,减少约 132% 的 CH<sub>4</sub> 排放,但仅减少约 10% 的 N<sub>2</sub>O 排放<sup>[17]</sup>。曝气时间和曝气强度不同,间歇曝气调控人工湿地温室气体排放效果不同:曝气时间、曝气强度分别为 2 h/d 和 0.6 L/min 时,人工湿地可实现高效脱氮和低 N<sub>2</sub>O 排放<sup>[25]</sup>;6 h 曝气周期(曝气 20 min,停歇 340 min)、曝气强度为 65 L/min 时可有效控制 CH<sub>4</sub> 排放<sup>[26]</sup>;曝气 1 h、停歇 11 h 且曝气强度为 0.75~0.80 L/min 时,人工湿地 CH<sub>4</sub> 排放量为 0.04~1.07 mg/(m<sup>2</sup>·d)<sup>[27]</sup>。

总之,人工湿地温室气体的排放受基质和曝气的影响,新型基质生物炭可显著减少 N<sub>2</sub>O 排放,间歇曝气调控人工湿地温室气体排放需要综合考虑曝气时间、曝气强度。

## 2.2 植物对温室气体排放的影响

根据聚类 2,植物种类、物种丰度、收割时间及频率对人工湿地温室气体的排放均有重要影响。植物的存在会增加湿地中 CH<sub>4</sub> 排放,土壤湿度适中时,人工湿地种植植物相比无植物对照组 CH<sub>4</sub> 排放增加 15 倍<sup>[33]</sup>。研究发现,采用温度模型可解释 63%~98% 的季节变化引起的 CH<sub>4</sub> 排放变化<sup>[34]</sup>。虽然植物存在会增加人工湿地 CH<sub>4</sub> 排放,但由于植物具有光合作用,有植物的人工湿地温室气体排放总量低于无植物对照组,且可能为温室气体汇<sup>[35]</sup>。植物种类不同,人工湿地温室气体排放存在差异。种植茭白的人工湿地的 CH<sub>4</sub> 排放量显著高于种植芦苇的人工湿地,种植香蒲相比种植芦苇则可减少 CH<sub>4</sub> 排放<sup>[10]</sup>;种植菖蒲、莎草或灯心草相比于其他植物人工湿地 CH<sub>4</sub> 排放量相对较低<sup>[36]</sup>;种植蘆茅、菖蒲和沙棘的人工湿地 N<sub>2</sub>O 通量差异显著,分别为 0.05~1.80、0.08~0.62 和 0.03~0.27 mg/(m<sup>2</sup>·h)<sup>[13]</sup>。引起这种差异的原因可能是不同植物通气组织存在差异。植物通气组织在温室气体的传输中起重要作用,可转运约 70% 的 CH<sub>4</sub>;此外,植物根系泌氧依赖通气组织,人工湿地植物环剥试验证明,环剥后根系泌氧量大幅减少,CH<sub>4</sub> 排放量显著降低<sup>[37]</sup>。植物多样性对人工湿地温室气体排放影响存在差异,混合种植芦苇、宽叶紫草和宽叶香蒲的人工湿地 CH<sub>4</sub> 排放量高于单种

植物的人工湿地,且 N<sub>2</sub>O 排放量也随植物物种丰度的增加而增加,其排放通量为 0.902~1.850 mg/(m<sup>2</sup>·h)<sup>[38-39]</sup>。但也有研究表明,植物多样性丰富的人工湿地 CH<sub>4</sub> 排放量低,这是由于植物丰度增加,植物地下部分生物量、根系分布深度及范围大幅度增加,增加了植物根系泌氧,从而增强 CH<sub>4</sub> 氧化<sup>[10,40]</sup>。植物收割与温室气体排放密切相关,合理收割可减少温室气体排放。人工湿地收割芦苇累计减少 N<sub>2</sub>O 年排放量 0.16 kg/hm<sup>2</sup>,累计减少 CH<sub>4</sub> 年排放量 378 kg/hm<sup>2</sup><sup>[41]</sup>。此外,植物收割产物也可用于生产生物燃料,减少化石燃料的使用<sup>[42-43]</sup>。

植物的存在增加了人工湿地的 CH<sub>4</sub> 排放量,且排放量随温度变化而变化,但植物可以通过光合作用固定 CO<sub>2</sub>,因此植物的存在总体上可减少人工湿地中温室气体的排放。优选植物种类使其合理配置,确定合适的收割时间及频率是调控人工湿地温室气体排放的重要手段。

## 2.3 人工湿地 N<sub>2</sub>O 产生及去除路径

聚类 3 主要是人工湿地 N<sub>2</sub>O 产生及去除路径相关的关键词。人工湿地 N<sub>2</sub>O 主要产生于硝化/反硝化过程。硝化过程由自养硝化菌主导,包括氨单加氧酶基因(*amoA* 基因)编码的氨单加氧酶催化的氨氧化,羟胺氧化还原酶基因(*hao* 基因)编码的羟胺氧化还原酶催化的羟胺氧化,以及亚硝酸盐还原酶基因(*nxrA* 基因)编码的亚硝酸盐氧化还原酶催化的亚硝酸盐氧化。其中,羟胺氧化过程及其产物硝酰基(NOH)的非生物反应会产生 N<sub>2</sub>O<sup>[44]</sup>。此外,部分异养菌会发生硝化过程产 N<sub>2</sub>O<sup>[45]</sup>。氨氧化有厌氧氨氧化和好氧氨氧化 2 种形式,主要作用微生物分别为氨氧化古菌(AOA)和氨氧化细菌(AOB)。尽管有研究证明,人工湿地 AOB 丰度远大于 AOA,但厌氧氨氧化也是 N<sub>2</sub>O 产生的一条重要路径,目前对厌氧氨氧化产生 N<sub>2</sub>O 的认知并不足<sup>[46-47]</sup>。由此,硝化过程中影响 N<sub>2</sub>O 产生的相关功能基因主要为 *amoA* 及 *hao* 基因<sup>[48]</sup>。反硝化过程由兼性厌氧菌主导,包括硝酸盐还原、亚硝酸盐还原、NO 还原和 N<sub>2</sub>O 还原过程,分别被硝酸盐还原酶基因(*narG*)、*nirS* 型亚硝酸盐还原酶基因或 *nirK* 型亚硝酸盐还原酶基因(*nirS/nirK*)、一氧化氮还原酶基因(*norB*)及氧化亚氮还原酶基因(*nosZ*) 4 种功能基因编码的酶影响,N<sub>2</sub>O 是反硝化过程的中间产物<sup>[48-49]</sup>。除兼性厌氧菌外,部分兼性好氧菌如红球菌属(*Rhodococcus* sp.)等可进行好氧反硝化产生 N<sub>2</sub>O<sup>[50]</sup>。好氧反硝化产生 N<sub>2</sub>O 一般有 2 种形式:1)典型的完全硝化反硝化,N<sub>2</sub>O 为其中间产物;2)直接氨氧化,氨氮氧化成羟胺

后,羟胺直接氧化成  $N_2O$ <sup>[51]</sup>。此外,部分反硝化菌如反硝化玫瑰杆菌(*Roseobacter denitrificans*)、荧光假单胞菌(*Fluorescrtmpseudomonas*)等不具备 NOS(氧化亚氮还原酶)系统,不能发生完全反硝化,只产生  $N_2O$ <sup>[52]</sup>。人工湿地其他脱氮过程也会产生  $N_2O$ ,如硝酸盐异化还原成氨,可能不发生  $N_2O$  还原<sup>[48]</sup>。值得注意的是,研究指出人工湿地多条  $N_2O$  产生路径存在相互作用,如厌氧氨氧化所需硝酸盐大部分来自硝化作用,合理利用这种相互作用可大幅度减少  $N_2O$  的产生<sup>[53]</sup>,这种相互作用还需进一步了解。此外,人工湿地不同,各条产  $N_2O$  路径的  $N_2O$  产生量不同,如相比于不种植植物,种植植物的人工湿地硝化速率、反硝化速率增加,厌氧氨氧化速率降低,  $N_2O$  排放量降低<sup>[53]</sup>。因此,需加强对人工湿地产生  $N_2O$  不同路径的研究,以实现对其排放的调控。

人工湿地内部去除  $N_2O$  的唯一路径为反硝化过程还原  $N_2O$  为  $N_2$ ,相关功能基因主要为 *nosZ*<sup>[5]</sup>。*nosZ* 与(*nirK+nirS*)的基因丰度比[*nosZ*/(*nirK+nirS*)]是从功能基因角度指示反硝化过程进行程度的重要指标,该指标受多种因素影响。碳氮比及 DO 浓度为其主要影响因素,碳氮比为 10, *nosZ*/(*nirK+nirS*) 最大且  $N_2O$  排放量最低;碳氮比为 0, *nosZ*/(*nirK+nirS*) 最低且  $N_2O$  排放量最高<sup>[54]</sup>。在 DO 浓度为 0.12 mg/L 时, *nosZ*/(*nirK+nirS*) 的值显著高于 DO 浓度为 8.50 mg/L 时<sup>[55]</sup>。需要注意的是,人工湿地进水中含有的微生物生长抑制物(抗生素等新污染物)也会影响 *nosZ*/(*nirK+nirS*), *nirS* 基因及 *nosZ* 基因丰度与磺胺甲基嘧啶浓度呈负相关<sup>[56]</sup>。因此,人工湿地在用于去除新污染物时,  $N_2O$  还原环境的创建值得研究。

#### 2.4 人工湿地 $CH_4$ 产生及去除路径

聚类 4 主要为人工湿地  $CH_4$  产生及去除相关关键词。有研究表明,用于市政污水处理的人工湿地  $CH_4$  排放量是同纬度自然湿地的 250 倍<sup>[57]</sup>。人工湿地  $CH_4$  的产生路径相对清晰,与微生物厌氧呼吸有关,微生物厌氧降解有机物终产物含  $CH_4$ 。人工湿地主要产  $CH_4$  菌属为甲烷鬃菌属、甲烷八叠球菌属以及产氢产甲烷菌属等古菌,相关功能基因是 *mcrA* 基因<sup>[58]</sup>。人工湿地产生的  $CH_4$  以气泡排放、液相扩散和植物传输 3 种途径进行迁移<sup>[59-61]</sup>,部分在人工湿地内部被氧化为  $CO_2$ 。 $CH_4$  氧化的相关功能基因为编码甲烷单加氧酶的 *pmoA* 基因,主要包括 2 种路径,即  $CH_4$  好氧氧化和  $CH_4$  厌氧氧化(AOM),大部分  $CH_4$  被好氧氧化<sup>[58]</sup>。厌氧氧化也是重要的  $CH_4$  转化途径,可被多种电子受体驱动,包括硫酸

盐、硝酸盐和金属等。按照电子受体种类不同将其分为硫酸盐主导的  $CH_4$  厌氧氧化(SAMO),硝酸盐/亚硝酸盐主导的  $CH_4$  厌氧氧化(DAMO),以及金属主导的  $CH_4$  厌氧氧化(metal-AOM)<sup>[62]</sup>。甲烷氧化古菌(ANME)可发生 AOM, SAMO 的主要功能菌属为 ANME-1、ANME-2a/b/c、ANME-3, DAMO 的主要功能菌属可能为 *Methanoperedens* sp., metal-AOM 的主要功能菌属为 ANME-2d 的某些分枝<sup>[63-65]</sup>。Zhang 等<sup>[64,66]</sup> 开展的研究均证实人工湿地内部存在多电子受体驱动的 AOM,且验证了 AOM 串联人工湿地碳氮硫循环的可能性。DAMO 对  $CH_4$  氧化和  $N_2O$  还原的贡献率分别达 9.49%~26.26% 和 20.73%~47.11%<sup>[67]</sup>。另外,需注意的是,人工湿地微生物功能群中甲烷氧化菌仅占 3.6%,表明除产甲烷菌外,其他类群在温室气体转化中可能起关键作用,从而放大了人工湿地  $CH_4$  排放源作用<sup>[68]</sup>。但人工湿地  $CH_4$  厌氧氧化研究较少,其他类群微生物对其影响也不清晰。

### 3 人工湿地减污降碳优化思路

#### 3.1 人工湿地温室气体产生、迁移及转化模型

根据上述聚类分析结果,综合考虑人工湿地  $CO_2$ 、 $CH_4$  及  $N_2O$  的产生与去除路径,笔者提出人工湿地温室气体产生、迁移及转化简易模型,如图 3 所示。人工湿地上层因大气复氧和植物根系泌氧形成好氧层,下层由于缺少溶解氧来源及好氧微生物消耗溶解氧形成厌氧层。人工湿地进水中大部分有机物及氨氮在上层好氧微生物(好氧菌及硝化菌)的作用下分别被氧化及硝化,有机物好氧氧化终产物含  $CO_2$ ,氨氮硝化过程中可产生  $N_2O$ 。剩余有机物、有机物好氧氧化过程和硝化过程的产物随水流进入厌氧层。有机物在厌氧层经过多个反应被产甲烷菌转化为  $CH_4$ 。厌氧层同时存在  $CH_4$  厌氧氧化菌,可将部分  $CH_4$  转化为  $CO_2$ 。剩余部分  $CH_4$  则以气泡形式扩散至上层,上层好氧菌可将大部分  $CH_4$  氧化成  $CO_2$ 。在厌氧层反硝化菌通过反硝化过程将硝化反应产物转化为  $N_2$ ,反硝化过程也会产生中间产物  $N_2O$ 。人工湿地中产生且未被消除的  $CO_2$ 、 $CH_4$  及  $N_2O$  通过气泡扩散、植物通气组织转运等形式排放到大气中,其中,  $CO_2$  又会被植物光合作用固定。

#### 3.2 人工湿地减污降碳优化模式

人工湿地提升脱氮除磷效率的措施有基质筛选、工艺组合和碳源补充等<sup>[69]</sup>。由此,本文从工艺/运行优选、内部配置优化和外部强化等方面出发,提出一种人工湿地减污降碳优化模式(图 4)。其包括:

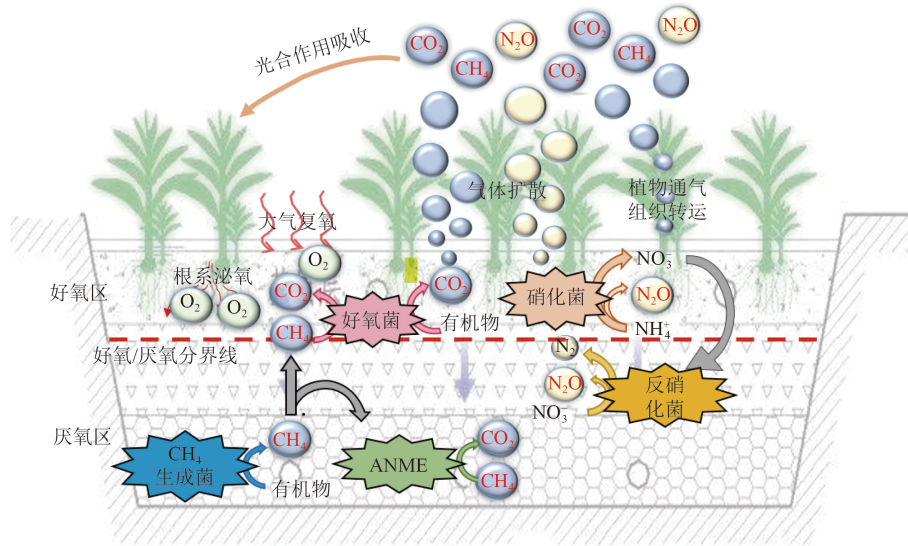


图 3 人工湿地中温室气体的产生、迁移及转化机制

Fig.3 Mechanism of GHGs production, transport and transformation in constructed wetlands

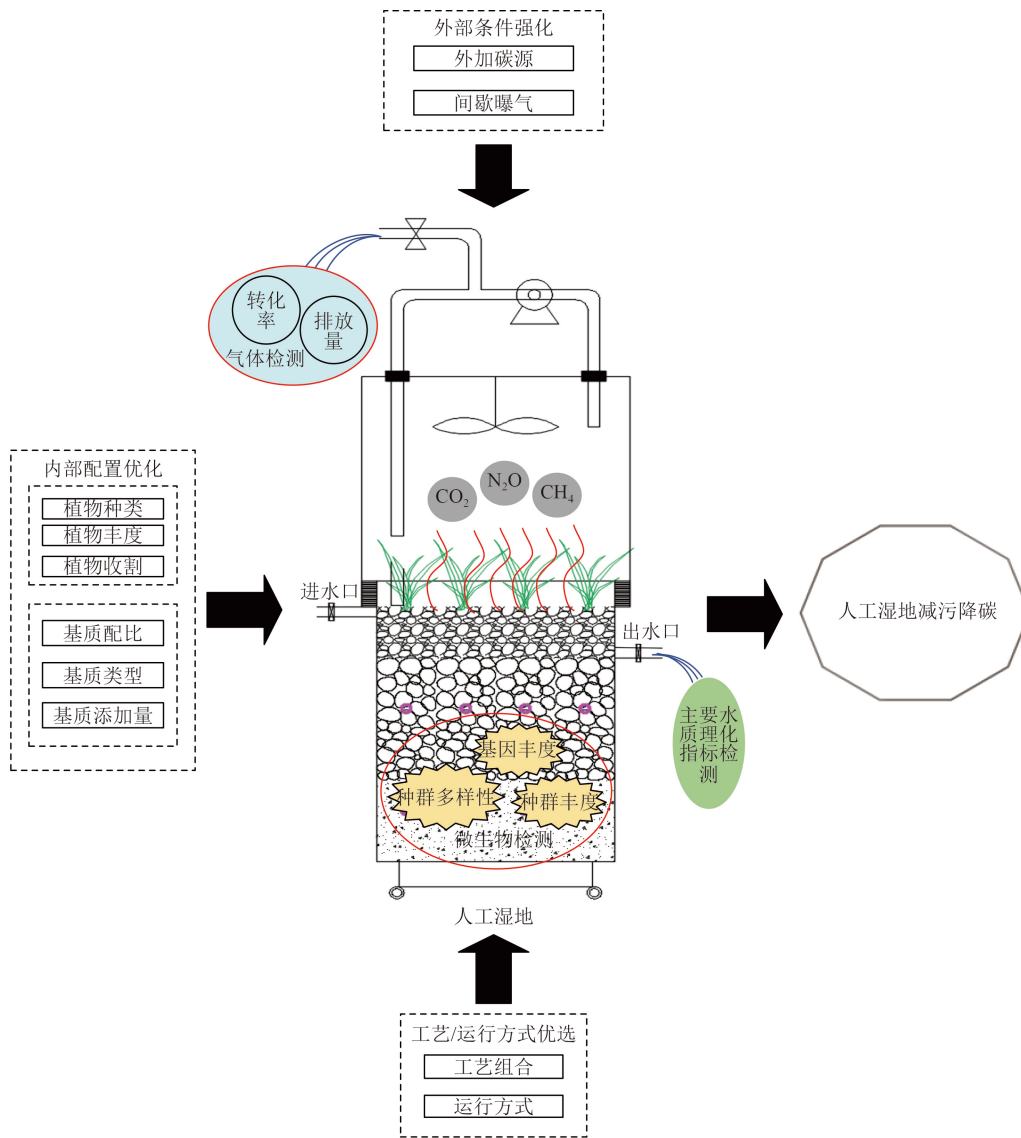


图 4 人工湿地减污降碳优化模式

Fig.4 Optimized route for pollutant removal and carbon emissions reduction in constructed wetlands

1)人工湿地工艺/运行方式优选。通过不同工艺组合和运行方式,使人工湿地内部氧化还原条件及污染物与微生物接触方式发生变化,促进微生物群落结构变化,由此使温室气体排放特征发生变化,从而调控温室气体的排放。2)人工湿地内部配置优化。基质和植物为微生物提供生境,一些基质填料还可以提供电子受体或电子供体参与微生物代谢过程。植物可以通过根系泌氧和根系产生的分泌物改善根际微环境,并通过光合作用吸收  $\text{CO}_2$ 。由此可以通过基质配置和植物优选减少温室气体的产生与排放。3)人工湿地外部条件强化。为消除碳源不足或氧化还原条件不佳等限制问题,可以通过外加碳源或曝气等方法改善微生境,调控人工湿地温室气体排放。通过主要水质理化指标、气体指标的监测,测试上述研究方法的温室气体调控效果;通过微生物学指标揭示上述调控人工湿地温室气体排放的机理。对人工湿地运行的长期监测结果进行分析,并进行全生命周期评价,全面调控人工湿地温室气体排放,实现人工湿地减污降碳。

人工湿地  $\text{N}_2\text{O}$  可产生于多种路径,且各种路径间存在一定相互作用,但目前对硝化/反硝化之外的产  $\text{N}_2\text{O}$  路径研究很少,对于人工湿地多条路径产  $\text{N}_2\text{O}$  贡献认知不足。人工湿地内部构造及微环境复杂, $\text{CH}_4$  可被多种电子受体驱动进行厌氧氧化,该途径可能会对人工湿地温室气体减排有更大贡献,但人工湿地  $\text{CH}_4$  厌氧氧化条件及机制尚不清楚。因此,深入研究人工湿地内部  $\text{N}_2\text{O}$  及  $\text{CH}_4$  转化机制是未来人工湿地温室气体排放调控的重要内容。

#### 4 结语

近 30 年来,人工湿地温室气体排放相关文献数量及其被引频次逐渐增多,该领域的研究逐渐受到关注。当前人工湿地温室气体排放的研究集中于基质和曝气对温室气体排放的影响、植物对温室气体排放的影响、人工湿地  $\text{N}_2\text{O}$  产生及去除路径、人工湿地  $\text{CH}_4$  产生及去除路径 4 个研究方向。基质种类、配比、添加量均会影响人工湿地温室气体排放,尤其是新型基质生物炭可为人工湿地提供碳源,减少人工湿地温室气体排放。曝气可改变人工湿地内部的氧化还原条件,不同曝气时间和曝气强度下,温室气体排放量不同。植物的存在可增加  $\text{CH}_4$  排放,但由于植物光合作用人工湿地温室气体排放总量却有所降低。不同植物的通气组织及生物量存在差异,引起人工湿地温室气体排放差异。人工湿地  $\text{N}_2\text{O}$  可产生于硝化/反硝化、厌氧氨氧化、硝酸盐异

化还原成铵等多条路径,且多条路径存在相互作用,但对多条产生  $\text{N}_2\text{O}$  路径间相互作用研究不足。人工湿地  $\text{N}_2\text{O}$  去除仅有反硝化 1 条路径。人工湿地  $\text{CH}_4$  产生于有机物厌氧氧化过程,去除则包括好氧氧化和厌氧氧化 2 条路径,但目前对  $\text{CH}_4$  厌氧氧化研究不足。

本文提出了调控温室气体排放的人工湿地优化模式,根据该模式,未来需深入研究人工湿地内部  $\text{N}_2\text{O}$  及  $\text{CH}_4$  转化机制,通过工艺组合和运行方式优化、基质配置和植物优选、外加碳源和间歇曝气强化等措施,削减温室气体排放,实现人工湿地减污降碳。

#### 参考文献

- [1] VYMAZAL J H, BRIX P F, COOPER R, et al. Removal mechanisms and types of constructed wetlands, constructed wetlands for wastewater treatment in europe[M]//Removal mechanisms and types of constructed wetlands. Netherlands: Backhuys Publisher, 1998: 17-66.
- [2] 卢少勇,万正芬,康兴生,等.《人工湿地水质净化技术指南》编制思路与体系[J].环境工程技术学报,2021,11(5):829-836.  
LU S Y, WAN Z F, KANG X S, et al. Idea and system of compiling *Technical Guidelines for Water Purification by Constructed Wetlands*[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2021, 11(5): 829-836.
- [3] 奉小忧,宋永会,曾清如,等.不同植物人工湿地净化效果及基质微生物状况差异分析[J].环境科学研究,2011,24(9):1035-1041.  
FENG X Y, SONG Y H, ZENG Q R, et al. Purification effects and differences in substrate microorganism status in constructed wetlands vegetated with different plants[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(9): 1035-1041.
- [4] DU Y Y, LUO B, HAN W J, et al. Increasing plant diversity offsets the influence of coarse sand on ecosystem services in microcosms of constructed wetlands[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(27): 34398-34411.
- [5] DU Y Y, PAN K X, YU C C, et al. Plant diversity decreases net global warming potential integrating multiple functions in microcosms of constructed wetlands[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 184: 718-726.
- [6] EDENHOFER O, PICHES-MADRUGA R, SOKONA Y, et al. Change 2014: mitigation of climate change. contribution of working group III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change[J/OL]. *Computational Geometry*, 2014. doi:10.1016/S0925-7721(01)00003-7.
- [7] YUE X L, GAO Q X. Contributions of natural systems and human activity to greenhouse gas emissions[J]. *Advances in Climate Change Research*, 2018, 9(4): 243-252.
- [8] MALTAIS-LANDRY G, MARANGER R, BRISSON J, et al. Greenhouse gas production and efficiency of planted and artificially aerated constructed wetlands[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(3): 748-754.
- [9] MANDER Ü, DOTRO G, EBIE Y, et al. Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: a review[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 66: 19-35.
- [10] MAUCIERI C, BARBERA A C, VYMAZAL J, et al. A review on the main affecting factors of greenhouse gases emission in

- constructed wetlands[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2017, 236: 175-193.
- [ 11 ] CHENG S Y, QIN C L, XIE H J, et al. Comprehensive evaluation of manganese oxides and iron oxides as metal substrate materials for constructed wetlands from the perspective of water quality and greenhouse effect[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 221: 112451.
- [ 12 ] ZHANG K, LIU Y H, CHEN Q, et al. Effect of submerged plant species on CH<sub>4</sub> flux and methanogenic community dynamics in a full-scale constructed wetland[J]. *Ecological Engineering*, 2018, 115: 96-104.
- [ 13 ] CHEN X, ZHU H, YAN B X, et al. Greenhouse gas emissions and wastewater treatment performance by three plant species in subsurface flow constructed wetland mesocosms[J]. *Chemosphere*, 2020, 239: 124795.
- [ 14 ] JI B, ZHAO Y Q, VYMAZAL J, et al. Mapping the field of constructed wetland-microbial fuel cell: a review and bibliometric analysis[J]. *Chemosphere*, 2021, 262: 128366.
- [ 15 ] DENG S J, CHEN J Q, CHANG J J. Application of biochar as an innovative substrate in constructed wetlands/biofilters for wastewater treatment: performance and ecological benefits[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 293: 126156.
- [ 16 ] JI B H, CHEN J Q, MEI J, et al. Roles of biochar media and oxygen supply strategies in treatment performance, greenhouse gas emissions, and bacterial community features of subsurface-flow constructed wetlands[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 302: 122890.
- [ 17 ] JI B H, CHEN J Q, LI W, et al. Greenhouse gas emissions from constructed wetlands are mitigated by biochar substrates and distinctly affected by tidal flow and intermittent aeration modes[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 271: 116328.
- [ 18 ] ZHENG F F, FANG J H, GUO F C, et al. Biochar based constructed wetland for secondary effluent treatment: waste resource utilization[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 432: 134377.
- [ 19 ] GUO F C, ZHANG J M, YANG X Y, et al. Impact of biochar on greenhouse gas emissions from constructed wetlands under various influent chemical oxygen demand to nitrogen ratios[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 303: 122908.
- [ 20 ] LIANG Y K, WANG Q H, HUANG L, et al. Insight into the mechanisms of biochar addition on pollutant removal enhancement and nitrous oxide emission reduction in subsurface flow constructed wetlands: Microbial community structure, functional genes and enzyme activity[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 307: 123249.
- [ 21 ] ZOU X, HAO Q, ZHAO M, et al. Effects of hematite and biochar addition on sewage treatment and greenhouse gases emissions in subsurface flow constructed wetland[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(2): 588-598.
- [ 22 ] KASAK K, MANDER Ü, TRUU J, et al. Alternative filter material removes phosphorus and mitigates greenhouse gas emission in horizontal subsurface flow filters for wastewater treatment[J]. *Ecological Engineering*, 2015, 77: 242-249.
- [ 23 ] ZHAO Z Y, CHANG J, HAN W J, et al. Effects of plant diversity and sand particle size on methane emission and nitrogen removal in microcosms of constructed wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 95: 390-398.
- [ 24 ] VYMAZAL J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 380(1/2/3): 48-65.
- [ 25 ] ZHOU X, GAO L, ZHANG H, et al. Determination of the optimal aeration for nitrogen removal in biochar-amended aerated vertical flow constructed wetlands[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 261: 461-464.
- [ 26 ] LIU X L, ZHANG K, FAN L Q, et al. Intermittent micro-aeration control of methane emissions from an integrated vertical-flow constructed wetland during agricultural domestic wastewater treatment[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(24): 24426-24444.
- [ 27 ] ZHAO Z J, HAO Q J, MA R Z, et al. Ferric-carbon micro-electrolysis and zeolite reduce CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from the aerated constructed wetland[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 342: 130946.
- [ 28 ] CHEN X, ZHU H, BAÑUELOS G, et al. Biochar reduces nitrous oxide but increases methane emissions in batch wetland mesocosms[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 392: 124842.
- [ 29 ] FENG L K, LIU Y, ZHANG J Y, et al. Dynamic variation in nitrogen removal of constructed wetlands modified by biochar for treating secondary livestock effluent under varying oxygen supplying conditions[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 260: 110152.
- [ 30 ] FENG L K, WANG R G, JIA L X, et al. Can biochar application improve nitrogen removal in constructed wetlands for treating anaerobically-digested swine wastewater[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 379: 122273.
- [ 31 ] 王宁, 黄磊, 罗星, 等. 生物炭添加对曝气人工湿地脱氮及氧化亚氮释放的影响 [J]. *环境科学*, 2018, 39(10): 4505-4511.  
WANG N, HUANG L, LUO X, et al. Impact of biochar on nitrogen removal and nitrous oxide emission in aerated vertical flow constructed wetland[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(10): 4505-4511.
- [ 32 ] ZHOU X, JIA L X, LIANG C L, et al. Simultaneous enhancement of nitrogen removal and nitrous oxide reduction by a saturated biochar-based intermittent aeration vertical flow constructed wetland: effects of influent strength[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 334: 1842-1850.
- [ 33 ] McINERNEY E, HELTON A M. The effects of soil moisture and emergent herbaceous vegetation on carbon emissions from constructed wetlands[J]. *Wetlands*, 2016, 36(2): 275-284.
- [ 34 ] CARBALLEIRA T, RUIZ I, SOTO M. Methanogenic activity of accumulated solids and gas emissions from planted and unplanted shallow horizontal subsurface flow constructed wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2017, 98: 297-306.
- [ 35 ] XU G M, LI Y E, WANG S, et al. An overview of methane emissions in constructed wetlands: how do plants influence methane flux during the wastewater treatment[J]. *Journal of Freshwater Ecology*, 2019, 34(1): 333-350.
- [ 36 ] JIANG X Y, TIAN Y F, JI X Y, et al. Influences of plant species and radial oxygen loss on nitrous oxide fluxes in constructed wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2020, 142: 105644.
- [ 37 ] FENG L K, HE S F, YU H, et al. A novel plant-girdling study in constructed wetland microcosms: insight into the role of plants in oxygen and greenhouse gas transport[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 431: 133911.
- [ 38 ] WANG Y H, YANG H, YE C, et al. Effects of plant species on soil microbial processes and CH<sub>4</sub> emission from constructed wetlands[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 174: 273-278.
- [ 39 ] CHANG J, FAN X, SUN H Y, et al. Plant species richness enhances nitrous oxide emissions in microcosms of constructed

- wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 64: 108-115.
- [40] HAN W J, SHI M M, CHANG J, et al. Plant species diversity reduces N<sub>2</sub>O but not CH<sub>4</sub> emissions from constructed wetlands under high nitrogen levels[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(6): 5938-5948.
- [41] LIU F Q, ZHANG Y P, LIANG H, et al. Long-term harvesting of reeds affects greenhouse gas emissions and microbial functional genes in alkaline wetlands[J]. *Water Research*, 2019, 164: 114936.
- [42] LIU D, WU X, CHANG J, et al. Constructed wetlands as biofuel production systems[J]. *Nature Climate Change*, 2012, 2(3): 190-194.
- [43] LIU D, ZOU C X, XU M J. Environmental, ecological, and economic benefits of biofuel production using a constructed wetland: a case study in China[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16(5): 827.
- [44] WUNDERLIN P, MOHN J, JOSS A, et al. Mechanisms of N<sub>2</sub>O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions[J]. *Water Research*, 2012, 46(4): 1027-1037.
- [45] PAPAN H, von BERG R, HINKEL I, et al. Heterotrophic nitrification by *Alcaligenes faecalis*: NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, and NO production in exponentially growing cultures[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1989, 55(8): 2068-2072.
- [46] ZHU G B, JETTEN M S M, KUSCHK P, et al. Potential roles of anaerobic ammonium and methane oxidation in the nitrogen cycle of wetland ecosystems[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2010, 86(4): 1043-1055.
- [47] LIU L Y, XIE G J, XING D F, et al. Sulfate dependent ammonium oxidation: a microbial process linked nitrogen with sulfur cycle and potential application[J]. *Environmental Research*, 2021, 192: 110282.
- [48] HUANG L, GAO X, GUO J S, et al. A review on the mechanism and affecting factors of nitrous oxide emission in constructed wetlands[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2013, 68(8): 2171-2180.
- [49] CHON K, CHANG J S, LEE E, et al. Abundance of denitrifying genes coding for nitrate (*narG*), nitrite (*nirS*), and nitrous oxide (*nosZ*) reductases in estuarine versus wastewater effluent-fed constructed wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37(1): 64-69.
- [50] POTH M, FOCHT D D. <sup>15</sup>N kinetic analysis of N<sub>2</sub>O production by *Nitrosomonas europaea*: an examination of nitrifier denitrification[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1985, 49(5): 1134-1141.
- [51] ZHANG Q L, LIU Y, AI G M, et al. The characteristics of a novel heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacterium, *Bacillus methylotrophicus* strain L7[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 108: 35-44.
- [52] TAKAYA N, CATALAN-SAKAIRI M A B, SAKAGUCHI Y, et al. Aerobic denitrifying bacteria that produce low levels of nitrous oxide[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, 69(6): 3152-3157.
- [53] ZHANG M P, HUANG J C, SUN S S, et al. Impact of functional microbes on nitrogen removal in artificial tidal wetlands in the Yangtze River Estuary: evidence from molecular and stable isotopic analyses[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 287: 125077.
- [54] CHEN X, ZHU H, YAN B X, et al. Optimal influent COD/N ratio for obtaining low GHG emissions and high pollutant removal efficiency in constructed wetlands[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 267: 122003.
- [55] PANG J L, PAN J, TONG D L, et al. How do hydraulic load and intermittent aeration affect pollutants removal and greenhouse gases emission in wastewater ecological soil infiltration systems[J]. *Ecological Engineering*, 2020, 146: 105747.
- [56] HOU L J, YIN G Y, LIU M, et al. Effects of sulfamethazine on denitrification and the associated N<sub>2</sub>O release in estuarine and coastal sediments[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(1): 326-333.
- [57] TAI P D, LI P J, SUN T H, et al. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland for municipal sewage treatment[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2002, 14(1): 27-33.
- [58] LIU W B, XIAO H W, MA H P, et al. Reduction of methane emissions from manganese-rich constructed wetlands: role of manganese-dependent anaerobic methane oxidation[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 387: 123402.
- [59] CHOWDHURY T R, DICK R P. Ecology of aerobic methanotrophs in controlling methane fluxes from wetlands[J]. *Applied Soil Ecology*, 2013, 65: 8-22.
- [60] THANGARAJAN R, BOLAN N S, TIAN G L, et al. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 465: 72-96.
- [61] LI T T, HUANG Y, ZHANG W, et al. CH<sub>4</sub>MOD<sub>wetland</sub>: a biogeophysical model for simulating methane emissions from natural wetlands[J]. *Ecological Modelling*, 2010, 221(4): 666-680.
- [62] ZHANG M P, HUANG J C, SUN S S, et al. Depth-specific distribution and significance of nitrite-dependent anaerobic methane oxidation process in tidal flow constructed wetlands used for treating river water[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 716: 137054.
- [63] ZHANG K, WU X L, WANG W, et al. Anaerobic oxidation of methane (AOM) driven by multiple electron acceptors in constructed wetland and the related mechanisms of carbon, nitrogen, sulfur cycles[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 433: 133663.
- [64] MILUCKA J, FERDELMAN T G, POLERECKY L, et al. Zero-valent sulphur is a key intermediate in marine methane oxidation[J]. *Nature*, 2012, 491(7425): 541-546.
- [65] NIE W B, DING J, XIE G J, et al. Simultaneous nitrate and sulfate dependent anaerobic oxidation of methane linking carbon, nitrogen and sulfur cycles[J]. *Water Research*, 2021, 194: 116928.
- [66] CHENG C, SHEN X X, XIE H J, et al. Coupled methane and nitrous oxide biotransformation in freshwater wetland sediment microcosms[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 648: 916-922.
- [67] EGGER M, RASIGRAF O, SAPART C J, et al. Iron-mediated anaerobic oxidation of methane in brackish coastal sediments[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(1): 277-283.
- [68] BONETTI G, TREVATHAN-TACKETT S M, HEBERT N, et al. Microbial community dynamics behind major release of methane in constructed wetlands[J]. *Applied Soil Ecology*, 2021, 167: 104163.
- [69] 成水平, 王月圆, 吴娟. 人工湿地研究现状与展望 [J]. *湖泊科学*, 2019, 31(6): 1489-1498.
- CHENG S P, WANG Y Y, WU J. Advances and prospect in the studies on constructed wetlands[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2019, 31(6): 1489-1498. ◇