



移动扫码阅读

贺昭铭, 陈志鹏, 余圣, 等. 藻菌共生污水处理技术应用现状和技术挑战 [J]. 能源环境保护, 2025, 39(1): 73-86.

HE Zhaoming, CHEN Zhipeng, YU Sheng, et al. Current Application Status and Technical Challenges of Microalgal-Bacterial Consortium Wastewater Treatment Technology [J]. Energy Environmental Protection, 2025, 39(1): 73-86.

藻菌共生污水处理技术应用现状和技术挑战

贺昭铭, 陈志鹏, 余圣, 邱爽*, 葛士建*

(南京理工大学环境与生物工程学院, 江苏南京 210094)

摘要: 在国家“双碳”目标的背景下, 藻菌共生系统(Microbial-Bacterial Consortium, MBC)作为一种新兴的污水处理技术, 凭借其低碳资源回收与高附加值生物质生产的独特优势, 逐渐成为污水处理领域的研究热点。MBC通过微藻和细菌之间的相互作用, 共同作用于污水中的污染物, 将其转化为可再生能源和有价值的生物质产品, 实现了污水处理和资源回收的双重目标。这一过程符合绿色环保的发展理念, 为可持续发展提供了可行的技术路径。尽管MBC技术在污水处理和资源回收方面表现出了显著优势, 其实际应用仍面临一定的挑战。MBC的理化特性和生物活性受到多种因素的影响, 尤其是污水水质的波动以及温度、光照强度、pH等环境因子的变化。这些因素可能导致MBC系统的处理性能出现不稳定, 从而限制其在大规模应用中的推广效果和实际应用价值。因此, 深入探讨和理解MBC系统中微生物之间的共生机制, 以及外界环境对其系统性能的影响, 是解决这一问题的关键。为了提高MBC系统的处理效率和稳定性, 对比分析了MBC与原位MBC技术的基本原理、培养方法及其运行特点, 探讨了微藻与细菌之间的相互作用模式, 并分析了生态因子在系统运行中的影响机制。此外, 总结了当前MBC系统常见的系统模式, 讨论了不同模式的优缺点及其适用性。在工程应用方面, 详细回顾了MBC污水处理技术的研究进展, 结合全球范围内MBC技术的中试和工程规模应用实例, 分析了实际运行中的分布特点和培养类型。通过对多个国家和地区的应用案例进行比较, 揭示了MBC技术在实际运行中面临的技术瓶颈, 并探讨了未来需要突破的关键技术问题。最后, 展望了MBC技术未来的研究方向和应用前景, 提出了进一步推动该技术规模化应用的必要性和可行性, 并对MBC系统在可持续污水处理中的现状和未来潜力进行了全面分析, 为MBC的实际应用提供理论依据。

关键词: 藻菌共生系统; 污水处理; 绿色低碳技术; 资源回收; 工程案例

中图分类号: X703

文献标识码: A

文章编号: 2097-4183(2025)01-0073-14

Current Application Status and Technical Challenges of Microalgal-Bacterial Consortium Wastewater Treatment Technology

HE Zhaoming, CHEN Zhipeng, YU Sheng, QIU Shuang*, GE Shijian*

(School of Environmental & Biological Engineering, Nanjing University of Science and Technology, Nanjing 210094, China)

Abstract: In the context of the national "dual carbon" target, the microalgal-bacterial consortium (MBC) system has emerged as a promising wastewater treatment technology. Leveraging its distinctive

收稿日期: 2024-07-15

修回日期: 2024-08-09

接受日期: 2024-08-13

DOI: 10.20078/j.eep.20240806

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52170038, 52000103, 52370040); 江苏省自然科学基金资助项目(BK20220143); 中国自然科学基金博士后计划资助项目(GZB20230973)

第一作者: 贺昭铭(2000—), 女, 山东枣庄人, 硕士研究生, 主要研究方向为污水资源化处理。E-mail: Hhhhappy_1@163.com

通讯作者: 邱爽(1989—), 女, 江苏南京人, 副教授, 主要研究方向为污水资源化处理。E-mail: qiushuang89@njust.edu.cn

葛士建(1987—), 男, 河南濮阳人, 教授, 主要研究方向为污水生物处理及资源化。E-mail: geshijian1221@njust.edu.cn

advantages in low-carbon resource recovery and high-value biomass production, MBC is increasingly becoming a focal point of research in the wastewater treatment sector. By harnessing these interactions between microalgae and bacteria, MBC collaboratively targets pollutants in wastewater, converting them into renewable energy and valuable biomass products, thereby fulfilling the dual objectives of wastewater treatment and resource recovery. This process not only aligns with these principles of green and environmentally friendly development but also provides a viable technological pathway for sustainable development. However, despite these notable benefits of MBC technology in wastewater treatment and resource recovery, its practical application encounters several challenges. The physicochemical properties and biological activities of MBC are affected by various factors, particularly fluctuations in wastewater quality and changes in environmental conditions such as temperature, light intensity, and pH levels. These factors can result in instability in the treatment performance of MBC systems, thereby restricting the widespread adoption and practical efficacy of this technology on a large scale. Consequently, it is essential to thoroughly investigate and understand the symbiotic mechanisms among microorganisms within the MBC system, as well as the influence of external environmental factors on its system performance. To enhance the efficiency and stability of MBC systems, this review conducts a comparative analysis of the fundamental principles, cultivation methods, and operational characteristics of MBC and indigenous MBC technologies. It explores the interaction patterns between microalgae and bacteria and examines the mechanisms by which ecological factors impact system operations. Furthermore, this review summarizes the prevalent system models of current MBC systems, discussing the advantages and disadvantages of different models and their suitability. In terms of engineering applications, this review provides a comprehensive review of the research advancements in MBC wastewater treatment technology, focusing on the achievements and challenges of MBC technology in pilot and full-scale applications worldwide. By comparing application cases from various countries and regions, this review identifies the technical bottlenecks faced by MBC technology in practical operations and explores the key technical issues that need to be overcome in the future. Finally, the review anticipates the future research directions and application prospects of MBC technology, highlighting the necessity and feasibility of further promoting the large-scale application of this technology. This review offers a thorough analysis of the current status and future potential of MBC systems in sustainable wastewater treatment, providing theoretical support for the practical application of MBC.

Keywords: Microalgal-bacterial consortium system; Wastewater treatment; Green low-carbon technology; Resource recovery; Engineering cases

0 引 言

基于我国“双碳”和绿色低碳循环经济体系的发展目标, 开发或革新可持续的污水处理技术迫在眉睫, 已成为水处理行业的研究重点。对此, 微藻-细菌共生系统(MBC)是实现污水可持续处理的策略之一。MBC 概念首次由 OSWALD 和 GOTAAS 在 1957 年正式提出, 并有效应用于城市污水处理^[1]。MBC 技术的可持续性主要体现在微藻与细菌将污水中的“污染物”(碳、氮和磷等)转换为高值生物质(碳水化合物、蛋白质和脂类等),

而微藻与细菌的相互作用促进了系统气/液转移(藻光合产 O₂ 供细菌代谢, 细菌呼吸产 CO₂ 为藻光合作用提供底物), 减少了曝气的能量需求, 降低了污水处理过程中的碳排放^[2], 从而同步实现污水低碳处理、减缓温室效应和回收营养盐等目标(图 1)。

然而, MBC 对复杂污水适应性较差, 导致其活性低、污染物去除效率低, 限制了该技术大规模应用。对此, 除了碳补充、污水分级处理、水力优化等 MBC 活性强化策略之外, 近年来团队开发了基于目标污水定向富集的原位微藻-细菌共生技

术(Indigenous MBC, IMBC)^[3-6]。经过适应性进化和梯度胁迫驯化后,IMBC表现出较强的污水适应性和污染物去除能力。然而,根据生命周期评价体系,试点规模验证是新工艺工程化应用的必要前提^[7]。IMBC在实际应用中仍然无法与传统活性污泥系统相媲美,需要进一步的技术研究和

应用验证。基于上述分析,旨在通过对MBC互作特性及环境因子影响特性的分析,总结该系统高效稳定运行的可行调控策略。进而,基于MBC和IMBC系统的应用案例,探讨其工程应用的技术瓶颈,以及提高规模化应用可行性的潜在方案。

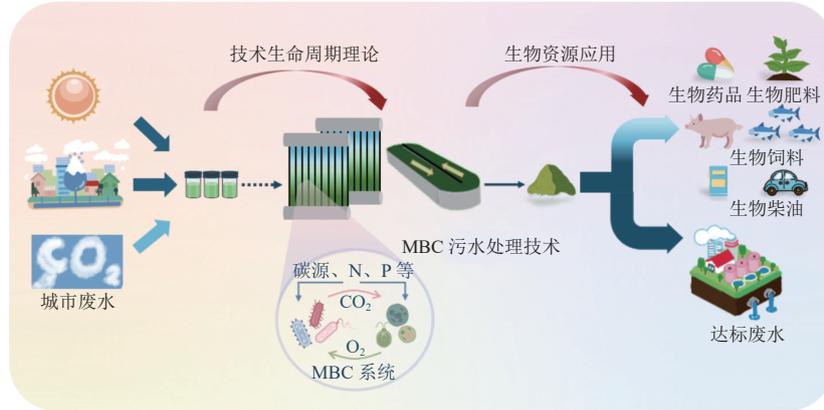


图1 藻菌共生污水处理技术流程图

Fig. 1 Flow chart of MBC sewage treatment technology

1 藻菌共生技术和原位藻菌共生技术原理

当前主流城市污水处理工艺(活性污泥法及其衍生工艺)因能耗高、剩余污泥产量大且排放温室气体等问题,难以实现污水可持续处理的要求^[8]。MBC技术通过功能微生物协作实现污水中污染物的低碳资源化回收,同时生产具有高附加值的生物质,因而被视为现有污水处理技术的潜在替代工艺^[9]。为提高MBC系统的污水处理效能,研究者已探索了包括技术耦合、多生态因子调控、多系统模式在内的多种策略^[4,10]。其中,培养构建IMBC因操作简单、性能提高显著、环境适应性高,已成为研究热点之一。

构建进化微生物菌株的适应性进化技术(Adaptive Laboratory Evolution, ALE)被证明可以进一步增强IMBC对城市污水的耐受性^[11]。其中,行之有效的主要有3类ALE驯化策略^[4]:(1)将富集的IMBC直接暴露于需处理的污水中,然后将其连续循环接种到相同的新鲜污水中,直至观察到稳定的生长和处理性能;(2)通过逐渐增加污水负荷梯度提高胁迫应力,增强IMBC的环境适应力。例如,课题组通过将污泥发酵液体积比以10%的间隔从50%增加到80%,增强了IMBC对高氨氮(Ammonia Nitrogen, NH_4^+-N)的适应性,IMBC的最大生物量产量提高了6.49倍($3.31 \pm$

0.08 g/L)^[3,12]; (3)通过改变培养环境(即培养基优化、外部操作条件切换)促进ALE。例如,通过逐步增强光照强度和振动速度,获得了氮(96%)和磷(79%)吸收效率显著提高的乳制品污水原位藻株^[13]。目前,已在实验室规模验证了IMBC系统在污水处理和生物质生产等方面的优势,但其大规模应用仍存在众多瓶颈。因此,深入了解IMBC系统的微生物作用途径和生态响应机制对促进IMBC的工业化应用至关重要。

2 藻菌共生系统微生物互作途径和影响因素

2.1 藻菌互作途径

MBC系统中微藻与细菌的相互作用关系(如互利共生、竞争和寄生关系)已被广泛研究^[4,10],但具体作用机制及其对共生系统的形成和维持的贡献作用尚不明晰。一般而言,交叉喂养、信号传递和基因转移是污水环境中被广泛认可的3种藻-菌互作途径(图2)^[10]。

2.1.1 交叉喂养

参与藻菌交叉喂养的代谢物主要分为2类:环境类似物和微生物专属化合物(仅由微生物合成)。代谢物的交叉喂养也可理解为代谢物的转移与消耗,该现象广泛存在于微生物群落中,能够改变微生物群落的组成和结构,促进群落进化,降低对环境变化的敏感性等,提高资源利用率,最终

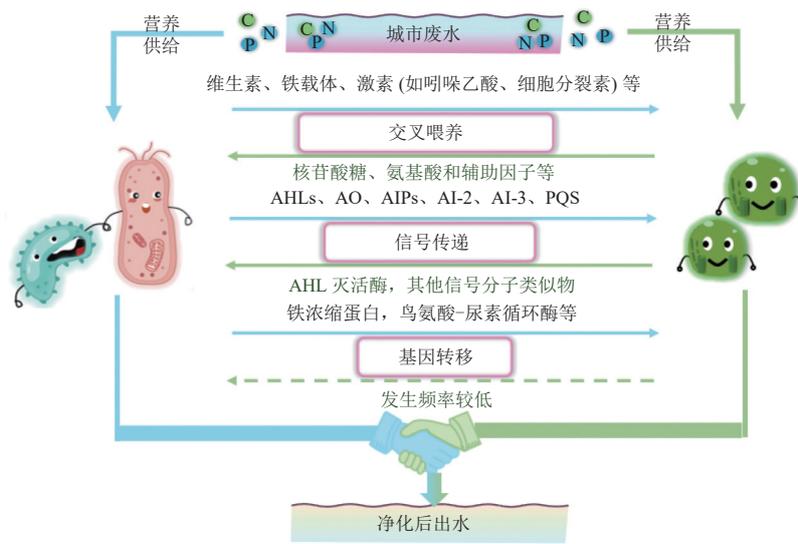


图 2 藻菌互作途径

Fig. 2 Interactions between microalgae and bacteria

提高微生物的生存能力^[14]。具体而言,环境类似物包括微藻和细菌在光合作用和呼吸作用过程中产生的 O_2 和 CO_2 等气态分子、细菌降解有机物产生的小分子,以及微藻和细菌产生的胞外聚合物(Extracellular Polymeric Substances, EPS)等^[15]。环境类似物能够提高 MBC 的整体活性,从而提高系统的污染物去除率。例如, KONG 等^[16]报道氨氧化细菌(Ammonia-Oxidizing Bacteria, AOB)利用小球藻水解产生的胞外蛋白和小球藻代谢 AOB 还原产生的亚硝酸盐,使系统对氮的去除率高达 $294.5 \text{ mg N}/(\text{L}\cdot\text{d})$ 。

与之相比,微生物的专属化合物对 MBC 活性同样至关重要,且只能由藻菌自主合成,主要包括细菌释放的维生素、铁载体、激素(如吲哚乙酸(Indole-3-Acetic Acid, IAA)、细胞分裂素等)和微藻产生的核苷酸糖、氨基酸和辅助因子^[17]。以微生物特异性化合物为基础的交叉喂养有助于建立稳定的藻菌共生关系。例如, *R. pickettii* 分泌的铁载体促进了 *C. sorokiniana* 对铁元素的获取,促进了微藻生长速度(154.8%)和生物修复能力(444.4%)的同步提升^[18]。同样,在厌氧氨氧化细菌-微藻共生体中也发现类似的现象,细菌可以提供促进微藻生长所需的 VB_{12} , 反之微藻分泌的硫胺素、叶酸和磷酸吡哆醛又进一步提高了厌氧氨氧化细菌的活性^[16], 实现微藻与细菌活性共赢。

2.1.2 信号传递

信号传递在调节细菌与微藻的相互作用、调控生理活性和维持系统稳定方面发挥重要作用^[10]。信号传递的实现主要涉及信号分子的参

与,如 N-酰基高丝氨酸内酯(N-Acyl Homoserine Lactones, AHLs)、2-烷基-4-喹诺酮类(2-Alkyl-4-Quinolones, AQ)、自诱导肽(Autoinducing Peptides, AIPs)、自诱导剂(Autoinducers, AI-2、AI-3)和喹诺酮假单胞菌信号(Pseudomonas Quinolone Signal, PQS)等。信号分子主要通过调控基因表达,调节细菌/微藻的生理行为。例如,从活性污泥中提取的 C6-HSL(N-hexanoyl-L-Homoserine Lactone)类似物上调了绿藻中脂肪酸合成酶的相关基因表达(如 *FASN*, *accC*),使绿藻的脂质产量增加 88.0%^[19]。此外,外源添加从活性污泥提取的 AHLs 后, *Chlorophyta* sp. 中酪氨酸和苯丙氨酸芳香族蛋白合成相关基因的表达上调,促进其自絮凝,并形成粒径 $200 \mu\text{m}$ 左右的生物絮团,实现了微藻的快速沉降(沉降效率提高 41%)^[20]。同样,微藻也可以分泌某些信号分子调控细菌活性。ZHANG 等^[10]发现微藻分泌的 AHLs 灭活酶(如光色酶)和其他信号分子类似物(如哺乳动物对氧酶)可以调节细菌 AHLs 分泌,从而增强 MBC 系统的稳定性。另外,信号传递的影响与信号分子的浓度密切相关。例如,在混合营养培养下,相比于其他浓度条件, $5 \mu\text{mol/L}$ 的 AHLs 使四尾栅藻(*Scenedesmus quadricauda*)的细胞密度增加 16%^[21]。

2.1.3 基因转移

水平基因转移(Horizontal Gene Transfer, HGT)影响 MBC 系统对复杂环境的适应性。这直接决定微藻-细菌的互惠共生水平。HGT 的作用在环境条件压力下更为显著。当 MBC 面临物理条件压力(如大气压、太阳辐射和温度)和地球化

学条件压力(如干燥、氧气水平、pH、盐度和氧化还原电位)变化时,会通过 HGT 提升整体活性^[22]。具体而言, HGT 促进了邻近物种之间的基因交换,从而增强 MBC 对环境的适应性。例如,生活在极端环境的红藻 *Galdieria sulphuraria* 的系统发育分析表明,该物种通过 HGT 至少从 75 个不同细菌和古菌的基因中获取了异养或光自养的代谢能力,从而提高了其在营养缺乏条件下的适应性^[22]。在与共生细菌的长期进化中,硅藻通过 HGT 获取细菌脱氮功能基因(鸟氨酸-尿素循环编码酶重要基因等),从而提高了 MBC 对污水中氮的利用率^[23]。值得注意的是,因为 HGT 与新功能的获取密不可分,而细菌的代谢更多样化,微藻到细菌的 HGT 发生频率相对较低,所以现有报道大多是关于从细菌功能基因迁移到微藻的 HGT 现象^[24]。

综上所述,交叉喂养及 MBC 群落之间代谢产物的交换,直接影响邻近种群的活动;信号传递调控基因表达进而调控 MBC 共生关系;基因转移有助于提高 MBC 对挑战性环境条件的适应性。这 3 种藻菌互作途径共同维持 MBC 的稳定性。

2.2 环境因子对藻菌系统的影响

MBC 相互作用和处理性能受多种环境因子影响,包括污水水质(如营养盐、微量元素等)、反应器运行条件(如水力停留时间(Hydraulic Retention Time, HRT)、排水比、污泥龄、搅拌速率等)以及生态因子(如光、温度等气候条件、pH 等)^[25]。本文重点总结了生态因子对 MBC 系统稳定性和污水处理效果的影响,并基于生态因子之间复杂的相互作用探讨了基于数学模型的调控运行策略。

2.2.1 光

光是影响 MBC 培养效果的关键参数。据报道,光强、光照周期、有效光路等光照条件皆影响 MBC 的生长力和营养盐利用效率^[26]。表 1 对比了光强和光照周期对 MBC 系统生物量积累和污染物处理性能的影响。可见,在适合的光照强度范围内, MBC 系统活性与光强成正比,但当光强过高时,则会产生负面影响。比如,HO 等^[27]研究发现,在 180~420 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ 光照强度下, MBC 系统生物量与光照强度呈正线性关系,但光强进一步增加,生物量则显著下降。同样, JIA 和 YUAN^[28] 也发现低光强(1 000 lux)条件下, MBC 系统对城市污水脱氮速率比高光强(2 500 lux)条件高 40% 左右。此外,光照强度影响藻菌间互作特性。PALACIOS 等^[29] 报道,高光照强度(500 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$)不利于维持 MBC 之间的平衡,主要

是因为微藻产生光抑制且释放的硫胺素产量下降,导致藻菌共生体生物量减少。

表 1 光照条件对 MBC 系统处理效果的影响
Table 1 Effects of light conditions on MBC system treatment efficiency

光照强度	光照周期 (h/h)	生物量	处理效果	参考文献
1 000 lux	24/0	1.10 g TSS/L	60 mg N L/d	[30]
	16/8	0.57 g TSS/L	60 mg N L/d	
	8/16	0.38 g/L	TN: 43.00%	
4 000 lux	12/12	0.46 g/L	TN: 52.00%	[31]
	16/8	0.51 g/L	TN: 64.53%	
	24/0	0.42 g/L	TN: 50.00%	
2 300~3 000 lux	12/12	—	TN: 98.00%	[32]
90 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$	12/12	6.80 g/L	NH_4^+-N : 100.00%	[33]
420 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$	24/0	0.84 g/L	—	[27]

一般而言, MBC 的生物量积累与光照时间成正比。例如, LI 等^[31] 发现 16 h 光照下藻类生物量比 8 h 光照下高 1.34 倍。然而,光照周期对细菌和微藻的影响作用说法不一。较长的光照周期有可能导致系统硝化性能的减弱^[34]。值得注意的是,课题组研究发现^[5, 34-35] 光照条件的综合评价指标—光能量密度(涉及污泥浓度、光强、光照时间、反应器光投影面积)更能准确地表达光照对活性污泥尤其是硝化菌的影响。具体而言,在最佳光能密度范围内(0.03 ~ 0.08 kJ/mg VSS),由于电子传递速率提高和氨单氧酶(Ammonia Monooxygenase, AMO)活性增强, AOB 活性和生长得到有效促进,但是光能密度高于 0.1 kJ/mg VSS 时,代谢紊乱和脂质过氧化的共同作用则同时抑制了 AOB 和亚硝酸盐氧化细菌(Nitrite-Oxidizing Bacteria, NOB)的活性。该结论是否具有普适性有待进一步证实。此外,光照也会影响 MBC 的颗粒化进程。例如, MENG 等^[33] 研究发现,随光照强度的增加(0~225 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$), 污泥颗粒粒径由 1.5 mm 增长至 3.8 mm,加快了颗粒化进程。

在 MBC 污水处理系统运行过程中,生物量积累造成的光衰减现象难以避免(即反应器内有效光强随距离增大呈指数递减),这会导致反应器内光分布不均匀,限制了系统运行效能的提升^[36]。因此,光源分布也是影响 MBC 系统处理效能的关键因素。综上,优化 MBC 系统光照条件时,应综合考虑光强、光照周期、反应器类型以及污泥浓度等因素,并在实际运行中进行调整。

2.2.2 温度

藻类和细菌的生长性能受温度影响较大。为维持 MBC 系统的最佳微生物生长速率和废水去除效果,推荐温度范围为 20~30 °C^[37]。在适宜范围内,温度的升高对细胞分裂和光合作用均为正向影响^[38]。此外,较高的温度有助于促进微藻通过 HGT 从耐药细菌中获取抗生素抗性基因^[39]。然而,温度继续增加会导致藻菌功能蛋白质变性,抑制其生长^[37]。温度对开放式 MBC 培养系统的影响尤为明显。高温加速水分蒸发,进而改变水中离子浓度和组成,最终影响藻菌生长性能^[40]。与之相比,较低的温度会减缓微生物的代谢活动^[41]。除环境温度外,反应器设计等因素导致的 MBC 系统内部温度波动也不容忽视。例如,在设计反应器时通常采取短光路,以减少污水浊度和生物量增加引起的光衰减效应,但这同时会导致系统的过热风险^[42]。因此,在设计 MBC 反应器时应注意平衡温度与光照条件。

2.2.3 pH

MBC 系统由于微藻和细菌的生化反应导致混合液 pH 的变化,反之又影响 MBC 的活性^[41]。具体而言,除直接吸收外,微藻利用空气中的 CO₂ 以及污水中的碳酸盐和碳酸氢盐进行光合作用,导致污水 pH 升高;细菌的硝化和反硝化等生化反应以及发酵产生的代谢产物(如小分子酸)和其他化合物,均会影响体系 pH^[43]。pH 过高或过低皆不利于 MBC 代谢,因为淡水微藻和细菌生长最佳的 pH 范围分别为 7~9 和 6~9^[44]。此外,pH 还会影响细菌与微藻之间的保护机制。LEVY 等^[45]研究发现,当系统 pH 处于较低水平时(pH=5.7),细菌可以帮助降低 NT *Chlorella* sp.对铜的敏感度,成为共生微藻的保护屏障,进而降低金属对 MBC 系统的抑制作用;而 pH 提高至 6.5 时,则未发现该保护作用。还需注意的是,系统 pH 的变化可能导致某些物质(如氮种类、持久性有机污染物)在电离态和结合态之间的转换,从而改变它们对微生物的影响^[46-47]。例如,游离氨(pH 与氨氮的共同作用)和游离亚硝酸盐(pH 和亚硝酸盐的共同作用)的存在,已被证明会抑制微藻和硝化菌(尤其是 NOB)的活性^[48-49]。因此,合理调控 pH 对维持 MBC 系统稳定性有着重要作用。

2.2.4 生态因子相互作用的数学模拟

由前文可知,MBC 系统受多种生态因子的影响,但厘清这些因素的相互作用对系统的影响需

要大量的实验工作,目前仍未开展系统研究。对此,可利用数学模型在不同的环境和工艺条件下进行模拟和性能评估,从而为开发和优化控制策略提供指导^[50]。目前,常用的数学模型包括 ALBA 模型^[51]、Zambrano 模型^[52]和 ABACO 模型^[53]等。具体而言,ALBA 模型整合了当地气候条件下 MBC 处理城市污水中发生的主要化学、物理和生物过程,描述了微藻、异养和硝化细菌的生长和相互作用^[51]。与之相比,ABACO 模型可以在给定的环境条件下进一步模拟微藻和细菌间的相互作用,为同步优化 MBC 系统生物质产量和污水处理能力提供有力指导。虽然 ABACO 为相关建模研究提供了有效的基础,但仍需进一步改进和完善,才能从室外应用规模水平上得到校准和验证^[53]。例如,NORDIO 等^[54]提出了 ABACO-2 模型,其能够全面表征微藻-细菌群落的动态变化特征,以有效预测生物量生长(微藻、异养细菌和硝化细菌)和营养物质利用特性,并在室外中试规模系统中得到了验证。然而,由于藻类与细菌的复杂共生关系,以及不同气候条件下生态因子的波动特点,该模型仍需进一步校准和验证。因此,如何构建更准确、更有效的 MBC 系统中生态因子相互作用的数学模型仍需进一步探索。

3 藻菌共生技术的系统模式和应用现状

3.1 藻菌共生技术的系统模式

根据微藻与细菌的相互作用状态,用于污水处理的 MBC 系统可分为悬浮型(Floc Microalgal-Bacteria Consortium, F-MBC)、颗粒型(Granular Microalgal-Bacteria Consortium, G-MBC)和附着型(Attached Microalgal-Bacteria Consortium, A-MBC)^[4]。其中,F-MBC 中,MBC 在悬浮状态下生长,微藻与细菌之间的相互作用弱,因此结构松散但形式灵活。与 G-MBC 和 A-MBC 相比,其培养过程更为简单。

G-MBC 系统中微藻和细菌以致密颗粒的形式共存,是一种不需要添加物理化学载体的自固定聚集体形式。目前,多种微生物源均可用于培养 G-MBC,如悬浮活性污泥和好氧颗粒污泥(Aerobic Granule Sludge, AGS)^[55]。与 F-MBC 相比,该系统具有 HRT 较短(平均为 0.51 d,而 F-MBC 和 A-MBC 分别为 4.28 d 和 1.85 d)^[4],沉降性优异(SVI₅ 为 24~50 mL/g)以及氮磷去除率高等优势,得到广泛研究和关注。例如,JI 和 LIU^[56]利用成

熟的藻菌颗粒处理人工城市污水, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 COD 的去除率分别为 68.8%~85.9% 和 81.2%~91.7%。MENG 等^[57] 利用 AGS 形成的 G-MBC 处理含盐污水时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和溶解性有机物的去除率可达 99% 和 91%。此外, EPS 被认为在 G-MBC 的形成和稳定中发挥关键作用, 但其中机制尚不明晰, 如何调控 EPS 分泌加速颗粒形成亦未见系统研究^[4]。因此, G-MBC 的规模化应用仍存在技术挑战。

A-MBC 系统又称生物膜系统, 其中 MBC 生长于固体底物或载体。目前, 多种反应器类型已用于 A-MBC 处理污水。例如, 旋转生物膜光生物反应器适用于具有一定水深的系统^[58], 管状生物膜光生物反应器则同时适用于浅水和深水体系, 且更容易施工, 但其低流速导致处理效率相对偏低^[59]。

3.2 藻菌共生技术的工程应用现状

根据生命周期理论, MBC 技术需经过完整的小试、中试以及生产性试验研究, 并完成示范工程应用后, 才能形成可复制、可推广的污水处理工艺^[60]。MBC 技术已在实验室规模(可控的光照、温度等环境条件)被证实可有效处理多种类型的污水(如城市污水^[61]、农业污水^[62]、养猪污水^[63]、食品加工污水^[64]等)。因此, 讨论 MBC 污水处理工艺在中试以及工业规模的成功应用案例, 如在美国、加拿大、西班牙、澳大利亚、印度、墨西哥和西班牙等国家, 对该技术的进一步推广具有实际意义。对此, 根据气候和生态因子条件, 本节总结了目前已报道的应用 MBC 技术的中试和工业规模成功案例, 并详细对比了气候条件与污水处理性能的关系(图 3、表 2)^[65-84]。



注: 数据集来源于可公开访问的网络平台和已发表的文献。

图 3 不同规模的 MBC 污水处理工程应用数量与气候类型关系

Fig. 3 Relationship between the number of applications of MBC sewage treatment projects of different scales and climate types

可以看出, MBC 的污水处理工程多分布在高光照幅度或气候温暖的地区, 尤其是实际工程应用更集中于热带/亚热带地区(如墨西哥、西班牙、摩洛哥等)。该发现与基于生命周期评估预测的微藻最佳培养地点一致, 即太阳辐射高的温暖地区^[42]。例如, DÍEZ MONTERO 等^[85] 研究了西班牙 13 个地理位置中 MBC 污水处理系统的能量平衡, 其结论是塞维利亚和阿尔梅里亚(太阳辐射最高的地方)为最佳建造位置。这主要因为 MBC 污水处理系统在温带和寒冷地区更易受天气条件变化(例如气温、太阳辐射、日照时数等)的影响, 进而阻碍了大规模工程应用^[85]。此外, FALESCHINI 等^[66] 研究了阿根廷当地基于开放型池塘污水处理厂(温带气候)的污水处理性能随季节的响应特性, 结果表明 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率以及与生产力相关的参数(叶绿素 a 和悬浮物)与季节(夏季和冬季)显著相关, 即在温暖月份(春、夏、秋)的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率高达 90%, 而冬季仅为 50% 左右。同样, 通过

新西兰(温带海洋性气候)剑桥污水处理厂全年监测数据也发现, 污水处理效果具有明显的季节性变化特征($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效率在冬季为 $35\% \pm 9\%$, 夏季为 $68\% \pm 16\%$)^[65]。

开放型(如高速藻塘反应器(High Rate Algal Pond, HRAP))和封闭型(光生物反应器(Photobioreactor, PBR))是 MBC 污水处理系统工程应用的主要反应器类型(表 2)。HRAP 因其经济高效, 是典型的开放式 MBC 污水处理系统。例如, OVIS SANCHEZ 等^[71] 采用 HRAP 进行中试规模的污水处理, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率可达 97.4%。新西兰剑桥污水处理厂采用增强型 MBC 稳定塘系统作为深度处理单元, 以分离富集的 IMBC 为功能微生物处理厌氧池污水, 出水水质达到当地排放标准^[71]。然而, HRAP 的处理速率受限于多种环境因素。对此, SUTHERLAND 等^[72-73] 系统研究了营养负荷、HRT、池深、光暗比等参数对 HRAP 中 MBC 生化性能和营养物去除性能的影响, 以通

表 2 不同规模的 MBC 污水处理工程应用案例的典型参数和处理效果
Table 2 Typical parameters and treatment effects of MBC wastewater treatment engineering applications at different scales

规模	地点及处理规模	反应堆和运行模式	工作尺寸	污水种类	处理效果	气候条件	参考文献
实际工程	剑桥污水处理厂, 北岛, 新西兰 (37°53'54.63"S, 175°26'17.15"E), 363 m ³ /d	增强型池塘系统(由HRAP、成熟池、藻类收获池、成熟池组成), HRT: 8 d	工作深度: 300 mm, 总处理量: 2 900 m ³	厌氧城市污水	NH ₄ ⁺ -N: 35% ± 9% (冬季), 68% ± 16% (夏季)	温带海洋性气候 (平均气温: 12.3 ~ 26.3 °C)	[65]
	Puerto Madryn污水处理厂, 阿根廷 (42°45'S, 65°05'W), 12 051 ~ 15 500 m ³ /d	全尺寸兼性池塘, HRT: 24~31 d	U形主兼性池(表面积 25公顷; 水深1.5 m); 2个熟化池串联(表面积 35公顷, 每个深度1 m)	城市污水	NH ₄ ⁺ -N: 90% (秋初、 春末、夏季)	热带草原气候 (平均气温: 7.7~19.9 °C; 太阳 辐射: 2 064~7 092 W)	[66]
	Algae Systems 工厂, 达芙妮, 亚拉巴马州, 美国, 50 000 gal/d	浮式近海光生物反应器, 连续运行, 添加空气和CO ₂	工作长度: 45.70 m, 工作宽度: 1.83 m, 运行12~48个	城市污水	TN: 75% TP: 93% COD: 84%	亚热带湿润气候 (平均气温: 7.7 ~ 33.0 °C, 光照 幅度: 220 ~ 600 μmol/(m ² ·s))	[67]
	新西兰南岛基督城污水处理厂	HRAP	工作表面积: 50 000 m ²	城市污水	NH ₄ ⁺ -N: 65%	海洋性气候	[68]
	IAV 污水处理厂, 拉巴特, 摩洛哥 (34°02'N, 6°48'W), 60 m ³ /d	HRAP, 成熟池, HRT: 5.25 d	占地面积: 790 m ² , 工作深度: 0.3 m	城市污水	TN: 85% TP: 63%(高倍率藻池)	地中海气候 (平均气温14~24 °C)	[69]
	Kingston on Murray 小镇污水处理厂, 澳大利亚 (34°14'S, 140°20'E), 12 m ³ /d	HRAP, HRT: 5 d	工作表面积: 200 m ²	城市污水	—	热带草原气候 (平均气温: 10~30 °C, 光照 幅度: 10~500 W/m ²)	[70]
	Puente Genil 橄榄油厂, 西班牙, 1 570~3 926 L/d	管状封闭式PBR耦合活性炭柱 (FCC-125-CR), HRT: 2.0~5.0 d	工作容积: 98.17 L×10	橄榄洗涤水	COD: 85.86% ± 1.24% 总酚: 94.84% ± 0.55%	温带地中海气候 (平均气温: (15.0 ± 3.2)~(26.0 ± 2.8) °C, 平均光照幅度: (3.93 ± 0.40)~(7.73 ± 0.23)(kW·h/m ²))	[59]
	圣地亚哥德克雷塔罗, 墨西哥 (100°45'W, 20°70'N)	HRAP, HRT: 6.0 d	工作体积: 80 L	城市污水	COD: 73%~88% NH ₄ ⁺ -N: 97.4%	地中海气候 (平均气温: (14.6 ± 4.1)~(19.5 ± 3.5) °C)	[71]
	汉密尔顿, 新西兰 (37°47'S, 175°19'E)	HRAP, HRT: 4.0~8.0 d	工作深度: 200、300、 400 mm	城市污水	—	温带海洋性气候 (平均气温: 13.4~15.1 °C)	[72]
	汉密尔顿, 新西兰 (37°47'S, 175°19'E)	HRAP, HRT: 4 d	工作深度: 300 mm, 工作体积: 8 m ³	城市污水	NH ₄ ⁺ -N: 74% ± 15%	温带海洋性气候 (夏季平均气温: (19.2 ± 3.2) °C)	[73]

续表

规模	地点及处理规模	反应堆和运行模式	工作尺寸	污水种类	处理效果	气候条件	参考文献
	法国南部	膜耦合HRAP, HRT: 2.5~6.0 d	工作体积: 22 m ³	城市污水	NRR: 4~11 g N/(m ³ ·d) PRR: 0.5~1.6 g P/(m ³ ·d)	地中海气候 (光照幅度面积73.4 m ²)	[74]
	维克约萨, 巴西(20°45'S, 42°52'W)	生物膜反应器和HRAP相结合, HRT: 5.0 d	工作深度: 300 mm, 总处理量: 1 m ³	城市污水	COD: 33% NH ₄ ⁺ -N: 84% PO ₄ ³⁻ -P: 21%	亚热带湿润气候 (平均气温: 1~20 °C)	[75]
	加利福尼亚州, 美国	回旋池	工作体积: 4×100 L	超滤食 物垃圾 消化液	NH ₄ ⁺ -N: >70%	地中海气候 (平均气温: 28.4~36.9 °C)	[76]
	Bresso-Niguarda污水处理厂, 意大利	开放式跑道池, HRT: 10.0 d	工作体积: 1 200 L	污泥脱水 上清液	NH ₄ ⁺ -N: 86% ± 7% PO ₄ ³⁻ -P: 71% ± 10%	地中海气候 (平均气温: 17~26 °C, 平均光照幅 度: 165~250 W/m ²)	[77]
中试	西班牙	开放式薄层反应器	工作表面积: 18 m ²	水产养 殖污水	NO ₃ ⁻ -N: 98.73% ± 0.06% PO ₄ ³⁻ -P: 99.46% ± 0.04%	— 平均气温: 14~34 °C	[78]
规模	埃及	开放式生物反应器	工作宽度: 40 cm, 工作深 度: 70 cm, 工作长度: 10 m	农业 污水	COD: 46.9%	热带沙漠气候	[79]
	巴塞罗纳, 西班牙	封闭式PBR	工作体积: 45 L	酒厂污 水处理 厂污水	NH ₄ ⁺ -N: 97% PO ₄ ³⁻ -P: 93%	地中海气候 (平均气温: 19.5 °C, 平均光照幅 度: 26.3 MJ/(m ² ·d))	[80]
	ZENIN 污水处理厂, 埃及	封闭式平板PBR耦合溶气浮选 (DAF), HRT: 16.0 h	工作体积: 96 L	城市 污水	COD: 49.7%~56.4% TN: 39.0%~48.3% TP: 40.6%~51.7%	热带沙漠气候 (适宜温度: 25~40 °C, 最佳光照幅 度: 90 μmol/(m ² ·s))	[81]
	韩国	封闭式管状PBR	—	养猪 污水	NH ₄ ⁺ -N: 80.1% COD: 80.6%	温带季风气候	[82]
	Quinta do Lago污水处理厂, 葡萄牙 (37°02'15.9"N, 8°00'32.0"W)	封闭式新型GreenDune PBR, HRT: 12.0~24.0 h	工作体积: 480 L×3	污水处理 厂二级处 理出水	NH ₄ ⁺ -N: >95%	地中海气候(平均气温: 10.7~29.6 °C)	[83]
	Carraixet污水处理厂, 瓦伦西亚, 西班牙(39°30'N, 0°20'W)	膜耦合封闭式平板PBR, HRT: 1.0~3.5 d, BRT: 2.0~9.0 d	—	AnMBR 出水	NH ₄ ⁺ -N: 85% PO ₄ ³⁻ -P: 99%	热带草原气候(连续光照幅度: 300 μmol/(m ² ·s))	[84]

过改善培养条件提高营养盐去除和生物质生产。除 HRAP 外, 开放式 MBC 污水处理系统还包括回旋池、天然池塘和一些新型耦合系统。比如, ROBLES 等^[74]将生物膜与 HRAP 耦合, 通过膜过滤将生物质保留时间(Biomass Retention Time, BRT)和 HRT 解耦, 显著提高了工艺处理效率, 在低 HRT(2.5 d)条件下取得较高的生物质生产率($95 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$)和营养物质去除率($11 \text{ mg N}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 、 $1.6 \text{ mg P}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$)。PBR 等封闭型系统在受控环境下运行, 光合效率提升的可控性更高, 从而实现更高的污染物去除和更高效的生物质生产。不同类型的 PBR 也具有广泛的应用。比如, YAIZA 等^[86]使用开放式薄层 PBR, 增大了光辐照面积, 对水产养殖污水中的 NO_3^- 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的平均去除率分别可达到 $98.73\% \pm 0.06\%$ 和 $99.46\% \pm 0.04\%$ 。葡萄牙公司 Bluemater S.A.^[83]开发了一种棱柱状形 GreenDune PBR 反应器, 最大限度地增加了光面积和有效光路, 同时改善了气体传质效率, 最终实现可观的处理效果($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率高达 95%)。还需注意的是, PBRs 的合理设计(如将气浮系统和生物膜系统与 PBRs 耦合^[83])可同步实现污水高效处理和微藻生物物质的高效采收。

为提高环境适配度和处理效果, 目前在中试规模上已探索多种反应器形式, 但是开放型系统仍然是实际工程应用最为广泛的系统类型。

4 藻菌共生技术的应用挑战

MBC 技术工程应用主要受 3 大因素影响: 外部因素(如自然气候差异、昼夜节律变化、季节性环境变化等), 反应器体系(封闭式 PBR 系统可控性好, 但土地使用和运营成本高)和藻菌生物物质下游的高效资源应用技术。

4.1 气候条件限制

因 MBC 系统受气候类型、季节和昼夜交替等影响, 导致 MBC 工程应用严重依赖于地理位置。具体而言, 位于中高纬度的温带气候地区甚至亚寒带、高原气候地区(如中国、阿根廷、俄罗斯等), 由于季节变化明显、气温差异大、光辐照度差异明显, 导致 MBC 系统性能不稳定, 因此需要依靠辅助设备干预, 从而增加了运行和维护成本。与之相比, 墨西哥、西班牙、印度等处于热带亚热带气候的国家, 全年平均温度相对较高、接受太阳辐射强、温差小、季节变化不明显, 以及新西兰等位于温带海洋性气候的地区, 全年温和湿润,

皆利于 MBC 污水处理的工程化应用。研究表明, 为维持高营养盐去除率, 温带气候下 HRAP 的 HRT 需要随季节的变化而调整(夏季 3~4 d, 冬季 7~8 d)^[87]。因此, 在极端和温度波动较大的地区, 常规 MBC 系统内的生物活性会被抑制, 污水处理性能不稳定。对此, 选择 IMBC 或逐步驯化 MBC 是一种有效的解决方式^[38]。

4.2 培养系统的实用性选择受限

如 3.2 节所述, 开放式和封闭式 MBC 污水处理系统均已在中试和实际工程中被采用。就建造成本而言, 开放式系统更具优势。然而, 其仍面临温度波动、混合不足、蒸发损失和物种入侵等挑战^[38]。与之相比, 封闭式 PBR 系统可以较好规避以上缺点, 实现 MBC 污水处理系统的可控稳定运行。DE VREE 等^[88]研究发现封闭式 PBR 的运行效率高于开放式系统, 但是其反应器设计、建造和后续维护需要进一步优化。简而言之, MBC 工程应用需根据环境条件选择相应的反应器类型。在环境变化较大的地区, 即温带、亚寒带地区等, 对反应系统要求较高, 需辅助设备维持 MBC 整体运行性能, 因此更适宜封闭式系统。相比之下, 对于季节变化不明显且光辐照度高的地区, 更适宜选择开放式系统。

4.3 藻菌生物物质高效资源能源利用技术缺乏

MBC 系统中除高效污水处理和生物质生产外, 其下游生物物质的商业应用也是限制其工程应用的原因之一^[41]。菌藻生物物质具有较多不可忽视的优点: 环境友好、油脂含量高、生命周期短、适应性强等。首先, 藻类生物物质可克服第一代和第二代生物物质能源的缺点(如粮食竞争、成本高、能源效率低等), 其衍生的生物燃料是缓解气候变化潜在方案^[89]。其次, 微藻生物物质在生物肥料、生物饲料、生物药品等领域也具有广阔的应用空间^[38]。然而, 由于微藻和细菌的特征和组分明显不同, 与纯藻生物物质相比, MBC 生物物质的资源化开发在技术上具有较大挑战^[2]。此外, 需对相关生物制品的公众接受程度以及潜在的环境和健康风险进行审慎评估^[2]。

5 总结与展望

MBC 作为绿色低碳与资源化污水处理技术, 在微藻和细菌的密切互动模式下, 可在高效处理污水的同时生产高值生物物质, 有助于“双碳”目标的实现和循环经济体系的建设。基于 MBC 技术

发展的 IMBC 技术,因其环境适应性优异而更具竞争力,但其工程应用前景仍需进一步研究。目前,世界各地已开展了不同规模、不同类型的 MBC 污水处理中试研究,而在实际工程应用中却受限于气候、地理位置和建设维护成本等因素,这些试点多集中在光辐照强度充足的热带/亚热带地区,并多采用开放式系统。基于 MBC 污水处理技术的应用现状和挑战,提出如下展望。

(1)结合现代分子生物学技术进一步阐明 MBC 系统中功能微生物的共生机制和其他生态因子的影响机制,基于此开发更稳定、适用性更广的 MBC 污水处理系统。

(2)构建可以平衡复杂性和现实性的精准数学模型,以有效模拟实际应用中因系统容量和外部因素(如自然气候差异,昼夜循环变化、季节性的环境变化、水质波动等)对 MBC 处理性能的影响,从而合理指导系统运行策略的调整及优化。

(3)在满足高水量、高处理效率、高稳定性等工程设计需求的基础上,MBC 处理系统的构建应当综合考虑能耗、温室气体排放、建造和运行成本等因素。

(4)系统开展全生命周期评价,为提高 MBC 工艺的环境可持续性和经济可行性提供全面的技术和经济支撑。

参考文献 (References):

- [1] OSWALD W J, GOTAAS H B. Photosynthesis in sewage treatment[J]. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 1957, 122(1): 73-97.
- [2] ZHANG Xiaoyuan, LEI Zhongfang, LIU Yu. Microalgal-bacterial granular sludge for municipal wastewater treatment: From concept to practice[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 354: 127201.
- [3] QIU Shuang, YU Ziwei, HU Yanbing, et al. An evolved native microalgal consortium-snow system for the bioremediation of biogas and centrate wastewater: Start-up, optimization and stabilization[J]. *Water Research*, 2021, 196: 117038.
- [4] CHEN Zhipeng, XIE Yue, QIU Shuang, et al. Granular indigenous microalgal-bacterial consortium for wastewater treatment: Establishment strategy, functional microorganism, nutrient removal, and influencing factor[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 353: 127130.
- [5] HU Yanbing, QIU Shuang, BI Qian, et al. Start-up and maintenance of indigenous microalgae-bacteria consortium treating toilet wastewater through partial nitrification and nitrite-type denitrification[J]. *Water Research*, 2023, 239: 120029.
- [6] LI Mengting, CHEN Zhipeng, ZHOU Di, et al. Coagulation pretreatment coupled with indigenous microalgal-bacterial consortium system for on-site treatment of rural black wastewater[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 913: 169728.
- [7] LIU Yajuan, GU Jun, LIU Yu. Energy self-sufficient biological municipal wastewater reclamation: Present status, challenges and solutions forward[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 269: 513-519.
- [8] ZHANG Meng, JI Bin, LIU Yu. Microalgal-bacterial granular sludge process: A game changer of future municipal wastewater treatment?[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 752: 141957.
- [9] XIAO Rui, ZHENG Yi. Overview of microalgal extracellular polymeric substances (EPS) and their applications[J]. *Biotechnology Advances*, 2016, 34(7): 1225-1244.
- [10] ZHANG Bing, LI Wei, GUO Yuan, et al. Microalgal-bacterial consortia: From interspecies interactions to biotechnological applications[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2020, 118: 109563.
- [11] ZHAO Quanyu, HUANG He. Adaptive evolution improves algal strains for environmental remediation[J]. *Trends in Biotechnology*, 2021, 39(2): 112-115.
- [12] GE Shijian, CHAMPAGNE P. Nutrient removal, microalgal biomass growth, harvesting and lipid yield in response to centrate wastewater loadings[J]. *Water Research*, 2016, 88: 604-612.
- [13] PANG Na, BERGERON A D, GU Xiangyu, et al. Recycling of nutrients from dairy wastewater by extremophilic microalgae with high ammonia tolerance[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(23): 15366-15375.
- [14] 慕婷婷, 荣良燕, 吴建军, 等. 发酵食品群落生态系统微生物相互作用的研究进展: 聚焦交叉喂养 [J]. *食品与发酵工业*, 2023, 49(18): 332-339.
- [15] MU Tingting, RONG Liangyan, WU Jianjun, et al. Advances in microbial interaction in fermented foods community ecosystem: Focus on cross-feeding[J]. *Food and Fermentation Industries*, 2023, 49(18): 332-339.
- [16] THOMAS F, LE D N, WU Tingdi, et al. Isotopic tracing reveals single-cell assimilation of a macroalgal polysaccharide by a few marine *Flavobacteria* and *Gammaproteobacteria*[J]. *The ISME Journal*, 2021, 15(10): 3062-3075.
- [17] KONG Lingrui, ZHENG Ru, FENG Yiming, et al. Anammox bacteria adapt to long-term light irradiation in photogranules[J]. *Water Research*, 2023, 241: 120144.
- [18] BARBOSA NUÑEZ J A, PALACIOS O A, MONDRAGÓN CORTEZ P, et al. Chemical and physical affinity of microalga-azospirillum consortium co-cultured in suspension during CO₂ fixation from biogas[J]. *Bio Energy Research*, 2023, 16(1): 579-592.
- [19] RAWAT D, SHARMA U, PORIA P, et al. Iron-depen-

- dent mutualism between *Chlorella sorokiniana* and *Ralstonia pickettii* forms the basis for a sustainable bioremediation system[J]. *ISME Communications*, 2022, 2(1): 83.
- [19] ZHANG Chaofan, LI Qingcheng, FU Liang, et al. Quorum sensing molecules in activated sludge could trigger microalgae lipid synthesis[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 263: 576-582.
- [20] ZHOU Dandan, ZHANG Chaofan, FU Liang, et al. Responses of the microalga *Chlorophyta* sp. to bacterial quorum sensing molecules (*N*-acylhomoserine lactones): Aromatic protein-induced self-aggregation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(6): 3490-3498.
- [21] YOON S W, NOH J H, PARK J W, et al. Effects of *N*-acyl homoserine lactone on immobilized *Scenedesmus quadricauda* bead using Ca-alginate[J]. *SSRN Electronic Journal*, 2022: 103333.
- [22] CHO C H, PARK S I, HUANG T Y, et al. Genome-wide signatures of adaptation to extreme environments in red algae[J]. *Nature Communications*, 2023, 14(1): 10.
- [23] ALLEN A E, DUPONT C L, OBORNÍK M, et al. Evolution and metabolic significance of the urea cycle in photosynthetic diatoms[J]. *Nature*, 2011, 473(7346): 203-207.
- [24] KEELING P J, PALMER J D. Horizontal gene transfer in eukaryotic evolution[J]. *Nature Reviews Genetics*, 2008, 9(8): 605-618.
- [25] ZHANG Chaofan, LI Shengnan, HO S H. Converting nitrogen and phosphorus wastewater into bioenergy using microalgae-bacteria consortia: A critical review[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 342: 126056.
- [26] FALLAHI A, REZVANI F, ASGHARNEJAD H, et al. Interactions of microalgae-bacteria consortia for nutrient removal from wastewater: A review[J]. *Chemosphere*, 2021, 272: 129878.
- [27] HO S H, CHEN C Y, CHANG J S. Effect of light intensity and nitrogen starvation on CO₂ fixation and lipid/carbohydrate production of an indigenous microalga *Scenedesmus obliquus* CNW-N[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 113: 244-252.
- [28] JIA Huijun, YUAN Qiuyan. Ammonium removal using algae-bacteria consortia: The effect of ammonium concentration, algae biomass, and light[J]. *Biodegradation*, 2018, 29(2): 105-115.
- [29] PALACIOS O A, BASHAN Y, SCHMID M, et al. Enhancement of thiamine release during synthetic mutualism between *Chlorella sorokiniana* and *Azospirillum brasilense* growing under stress conditions[J]. *Journal of Applied Phycology*, 2016, 28(3): 1521-1531.
- [30] JIA Huijun, YUAN Q. Nitrogen removal in photo sequence batch reactor using algae-bacteria consortium[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2018, 26: 108-115.
- [31] LI Ran, ZHAO Jin, GUO Dan, et al. Effect of light and dark regimes on cultivation of microalgae-bacteria consortium for oilfield wastewater treatment[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2024, 150(7): 05024005.
- [32] FAN Jie, CHEN Yue, ZHANG T C, et al. Performance of *Chlorella sorokiniana*-activated sludge consortium treating wastewater under light-limited heterotrophic condition[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 382: 122799.
- [33] MENG Fansheng, XI Limeng, LIU Dongfang, et al. Effects of light intensity on oxygen distribution, lipid production and biological community of algal-bacterial granules in photo-sequencing batch reactors[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 272: 473-481.
- [34] YANG Mingzhu, QIU Shuang, WANG Lingfeng, et al. Effect of short-term light irradiation with varying energy densities on the activities of nitrifiers in wastewater[J]. *Water Research*, 2022, 216: 118291.
- [35] WANG Lingfeng, QIU Shuang, GUO Jianhua, et al. Light irradiation enables rapid start-up of nitrification through suppressing *nxB* gene expression and stimulating ammonia-oxidizing bacteria[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(19): 13297-13305.
- [36] WÁGNER D S, VALVERDE PÉREZ B, PLÓSZ B G. Light attenuation in photobioreactors and algal pigmentation under different growth conditions—Model identification and complexity assessment[J]. *Algal Research*, 2018, 35: 488-499.
- [37] SARAVANAN A, KUMAR P S, VARJANI S, et al. A review on algal-bacterial symbiotic system for effective treatment of wastewater[J]. *Chemosphere*, 2021, 271: 129540.
- [38] GEREMIA E, RIPA M, CATONE C M, et al. A review about microalgae wastewater treatment for bioremediation and biomass production—A new challenge for Europe[J]. *Environments*, 2021, 8(12): 136.
- [39] WANG Zhiyuan, CHEN Qiuwen, ZHANG Jianyun, et al. Critical roles of cyanobacteria as reservoir and source for antibiotic resistance genes[J]. *Environment International*, 2020, 144: 106034.
- [40] MOHSENPOUR S F, HENNIGE S, WILLOUGHBY N, et al. Integrating micro-algae into wastewater treatment: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 752: 142168.
- [41] ORUGANTI R K, KATAM K, SHOW P L, et al. A comprehensive review on the use of algal-bacterial systems for wastewater treatment with emphasis on nutrient and micropollutant removal[J]. *Bioengineered*, 2022, 13(4): 10412-10453.
- [42] GONZÁLEZ CAMEJO J, FERRER J, SECO A, et al. Outdoor microalgae-based urban wastewater treatment: Recent advances, applications, and future perspectives[J]. *WIREs Water*, 2021, 8(3): e1518.
- [43] ALE M T, PINELO M, MEYER A S. Assessing effects and interactions among key variables affecting the growth of mixotrophic microalgae: pH, inoculum volume, and

- growth medium composition[J]. *Preparative Biochemistry & Biotechnology*, 2014, 44(3): 242-256.
- [44] ANSA E D O, LUBBERDING H J, GIJZEN H J. The effect of algal biomass on the removal of faecal coliform from domestic wastewater[J]. *Applied Water Science*, 2012, 2(2): 87-94.
- [45] LEVY J L, STAUBER J L, WAKELIN S A, et al. The effect of bacteria on the sensitivity of microalgae to copper in laboratory bioassays[J]. *Chemosphere*, 2009, 74(9): 1266-1274.
- [46] ABBEW A W, QIU Shuang, AMADU A A, et al. Insights into the multi-targeted effects of free nitrous acid on the microalgae *Chlorella sorokiniana* in wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 347: 126389.
- [47] DUAN Haoran, YE Liu, LU Xuanyu, et al. Overcoming nitrite oxidizing bacteria adaptation through alternating sludge treatment with free nitrous acid and free ammonia[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(4): 1937-1946.
- [48] GE Shijian, WANG Shanyun, YANG Xiong, et al. Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: A review[J]. *Chemosphere*, 2015, 140: 85-98.
- [49] SHEN Yeting, QIU Shuang, CHEN Zhipeng, et al. Free ammonia is the primary stress factor rather than total ammonium to *Chlorella sorokiniana* in simulated sludge fermentation liquor[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 397: 125490.
- [50] SOLIMENO A, GARCÍA J. Microalgae-bacteria models evolution: From microalgae steady-state to integrated microalgae-bacteria wastewater treatment models—A comparative review[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 607: 1136-1150.
- [51] CASAGLI F, ZUCCARO G, BERNARD O, et al. ALBA: A comprehensive growth model to optimize algae-bacteria wastewater treatment in raceway ponds[J]. *Water Research*, 2021, 190: 116734.
- [52] ZAMBRANO J, KRUSTOK I, NEHRENHEIM E, et al. A simple model for algae-bacteria interaction in photo-bioreactors[J]. *Algal Research*, 2016, 19: 155-161.
- [53] SÁNCHEZ ZURANO A, RODRÍGUEZ MIRANDA E, GUZMÁN J L, et al. ABACO: A new model of microalgae-bacteria consortia for biological treatment of wastewaters[J]. *Applied Sciences*, 2021, 11(3): 998.
- [54] NORDIO R, RODRÍGUEZ MIRANDA E, CASAGLI F, et al. ABACO-2: A comprehensive model for microalgae-bacteria consortia validated outdoor at pilot-scale[J]. *Water Research*, 2024, 248: 120837.
- [55] SUN Yahui, CHANG Haixing, ZHANG Chaofan, et al. Emerging biological wastewater treatment using microalgal-bacterial granules: A review[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 351: 127089.
- [56] JI Bin, LIU Cheng. CO₂ improves the microalgal-bacterial granular sludge towards carbon-negative wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2022, 208: 117865.
- [57] MENG Fansheng, HUANG Weiwei, LIU Dongfang, et al. Application of aerobic granules-continuous flow reactor for saline wastewater treatment: Granular stability, lipid production and symbiotic relationship between bacteria and algae[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 295: 122291.
- [58] ZHANG Huichao, LI Xin, AN Zhongyi, et al. Treatment of polyacrylamide-polluted wastewater using a revolving algae biofilm reactor: Pollutant removal performance and microbial community characterization[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 332: 125132.
- [59] MAZA MÁRQUEZ P, GONZÁLEZ MARTÍNEZ A, RODELAS B, et al. Full-scale photobioreactor for biotreatment of olive washing water: Structure and diversity of the microalgae-bacteria consortium[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 238: 389-398.
- [60] 刘智晓, 吴凡松. 污水生化处理工艺发展阶段化技术特征及未来趋势[J]. *给水排水*, 2024, 60(4): 12-22.
LIU Zhixiao, WU Fansong. Technical characteristics and development trend of different stages of wastewater biological treatment process[J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2024, 60(4): 12-22.
- [61] ÁLVAREZ DÍAZ P D, RUIZ J, ARBIB Z, et al. Freshwater microalgae selection for simultaneous wastewater nutrient removal and lipid production[J]. *Algal Research*, 2017, 24: 477-485.
- [62] POSADAS E, BOCHON S, COCA M, et al. Microalgae-based agro-industrial wastewater treatment: A preliminary screening of biodegradability[J]. *Journal of Applied Phycology*, 2014, 26(6): 2335-2345.
- [63] ZHU Liandong, WANG Zhongming, TAKALA J, et al. Scale-up potential of cultivating *Chlorella zofingiensis* in piggery wastewater for biodiesel production[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 137: 318-325.
- [64] LU Qian, ZHOU Wenguang, MIN Min, et al. Growing *Chlorella* sp. on meat processing wastewater for nutrient removal and biomass production[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 198: 189-197.
- [65] SUTHERLAND D L, HEUBECK S, PARK J, et al. Seasonal performance of a full-scale wastewater treatment enhanced pond system[J]. *Water Research*, 2018, 136: 150-159.
- [66] FALESCHINI M, ESTEVES J L, CAMARGO VALERO M A. The effects of hydraulic and organic loadings on the performance of a full-scale facultative pond in a temperate climate region (Argentine Patagonia) [J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2012, 223(5): 2483-2493.
- [67] LUCIE N, ZAPATA A K, ZABOLOTNEY J B, et al. Optimizing microalgae cultivation and wastewater treatment in large-scale offshore photobioreactors[J]. *Algal Research*,

- 2016, 18: 86-94.
- [68] CRAGGS R, SUTHERLAND D, CAMPBELL H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production[J]. *Journal of Applied Phycology*, 2012, 24(3): 329-337.
- [69] EL HAMOURI B. Rethinking natural, extensive systems for tertiary treatment purposes: The high-rate algae pond as an example[J]. *Desalination and Water Treatment*, 2009, 4(1-3): 128-134.
- [70] YOUNG P, BUCHANAN N, FALLOWFIELD H J. Inactivation of indicator organisms in wastewater treated by a high rate algal pond system[J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2016, 121(2): 577-586.
- [71] OVIS SÁNCHEZ J O, PERERA PÉREZ V D, BUITRÓN G, et al. Exploring resistomes and microbiomes in pilot-scale microalgae-bacteria wastewater treatment systems for use in low-resource settings[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 882: 163545.
- [72] SUTHERLAND D L, MONTEMEZZANI V, HOWARD WILLIAMS C, et al. Modifying the high rate algal pond light environment and its effects on light absorption and photosynthesis[J]. *Water Research*, 2015, 70: 86-96.
- [73] SUTHERLAND D L, TURNBULL M H, BROADY P A, et al. Effects of two different nutrient loads on microalgal production, nutrient removal and photosynthetic efficiency in pilot-scale wastewater high rate algal ponds[J]. *Water Research*, 2014, 66: 53-62.
- [74] ROBLES Á, CAPSON TOJO G, GALES A, et al. Performance of a membrane-coupled high-rate algal pond for urban wastewater treatment at demonstration scale[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 301: 122672.
- [75] DE ASSIS L R, CALIJURI M L, DE AGUIAR DO COUTO E, et al. Microalgal biomass production and nutrients removal from domestic sewage in a hybrid high-rate pond with biofilm reactor[J]. *Ecological Engineering*, 2017, 106: 191-199.
- [76] BARZEE T J, YOTHERS C, EDALATI A, et al. Pilot microalgae cultivation using food waste digestate with minimal resource inputs[J]. *Bioresource Technology Reports*, 2022, 19: 101200.
- [77] MANTOVANI M, MARAZZI F, FORNAROLI R, et al. Outdoor pilot-scale raceway as a microalgae-bacteria sidestream treatment in a WWTP[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 710: 135583.
- [78] AVILA R, JUSTO Á, CARRERO E, et al. Water resource recovery coupling microalgae wastewater treatment and sludge co-digestion for bio-wastes valorisation at industrial pilot-scale[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 343: 126080.
- [79] MOUSTAFA A M, ELNADI M E H, ABDELMOMEN M M, et al. Impact of microalgae layer thickness on the treatment performance of drain water[J]. *Scientific Reports*, 2023, 13: 20785.
- [80] GARCÍA GALÁN M J, ARASHIRO L, SANTOS L H M L M, et al. Fate of priority pharmaceuticals and their main metabolites and transformation products in microalgae-based wastewater treatment systems[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 390: 121771.
- [81] BADAWI A K, ISMAIL B, BAALOUJ O, et al. Advanced wastewater treatment process using algal photobioreactor associated with dissolved-air flotation system: A pilot-scale demonstration[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 46: 102565.
- [82] LEE S A, KIM M, KIM H S, et al. Extra benefit of microalgae in raw piggery wastewater treatment: Pathogen reduction[J]. *Microbiome*, 2022, 10(1): 142.
- [83] DE MORAIS E G, AMARO MARQUES J C, CERQUEIRA P R, et al. Tertiary urban wastewater treatment with microalgae natural consortia in novel pilot photobioreactors[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 378: 134521.
- [84] GONZÁLEZ CAMEJO J, BARAT R, AGUADO D, et al. Continuous 3-year outdoor operation of a flat-panel membrane photobioreactor to treat effluent from an anaerobic membrane bioreactor[J]. *Water Research*, 2020, 169: 115238.
- [85] DÍEZ MONTERO R, SOLIMENO A, UGGETTI E, et al. Feasibility assessment of energy-neutral microalgae-based wastewater treatment plants under Spanish climatic conditions[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2018, 119: 242-252.
- [86] TEJIDO NUÑEZ Y, AYMERICH E, SANCHO L, et al. Co-cultivation of microalgae in aquaculture water: Interactions, growth and nutrient removal efficiency at laboratory- and pilot-scale[J]. *Algal Research*, 2020, 49: 101940.
- [87] SUTHERLAND D L, RALPH P J. 15 years of research on wastewater treatment high rate algal ponds in New Zealand: Discoveries and future directions[J]. *New Zealand Journal of Botany*, 2020, 58(4): 334-357.
- [88] DE VREE J H, BOSMA R, JANSSEN M, et al. Comparison of four outdoor pilot-scale photobioreactors[J]. *Biotechnology for Biofuels*, 2015, 8: 215.
- [89] MEHARIYA S, GOSWAMI R K, KARTHIKEYSAN O P, et al. Microalgae for high-value products: A way towards green nutraceutical and pharmaceutical compounds[J]. *Chemosphere*, 2021, 280: 130553.