



藻菌共生处理污水的机制与应用研究进展

李苏洁, 陈姗姗*, 栾天罡

广东工业大学环境生态工程研究院, 广东省流域水环境治理与水生态修复重点实验室, 广东 广州 510006

李苏洁, 陈姗姗, 栾天罡. 藻菌共生处理污水的机制与应用研究进展. 微生物学报, 2022, 62(3): 918–929.

Li Sujie, Chen Shanshan, Luan Tiangang. Advances in mechanisms and applications of algae-bacteria/fungi symbiosis in sewage treatment. *Acta Microbiologica Sinica*, 2022, 62(3): 918–929.

摘要: 在污水处理领域, 藻菌共生有同步脱氮、除磷效率高、排放温室气体量低、生物质可资源化回收等优势, 近年来受到学者的重视。目前鲜有综述污水处理中藻类与细菌、真菌及混合藻菌间互作机制的文章。本文从藻类-细菌、藻类-真菌、混合藻-混合菌 3 个方面介绍藻菌共生处理污水的研究进展, 重点阐述藻菌间营养物质交换、信号传导及生物絮凝 3 种不同互作机制, 总结污水处理中常见的藻菌共生生物反应器及其应用效果, 并从互作机理研究、规模化应用及生物质回收利用的角度展望了今后的研究方向。

关键词: 藻菌共生; 互作机制; 污水处理; 脱氮除磷; 生物絮凝; 生物反应器

Advances in mechanisms and applications of algae-bacteria/fungi symbiosis in sewage treatment

LI Sujie, CHEN Shanshan*, LUAN Tiangang

Guangdong Provincial Key Laboratory of Water Quality Improvement and Ecological Restoration for Watersheds, Institute of Environmental and Ecological Engineering, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, Guangdong, China

Abstract: In the field of wastewater treatment, algae-bacteria/fungi symbiosis can efficiently remove nitrogen and phosphorus, reduce greenhouse gas emissions, and recycle biomass after sewage

基金项目: 国家自然科学基金(41877052); 广东省珠江人才计划引进创新创业团队项目(2019ZT08L213)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (41877052) and by the Program for Guangdong Introducing Innovative and Entrepreneurial Teams, China (2019ZT08L213)

*Corresponding author. Tel: +86-20-84500684; E-mail: chenss@gdut.edu.cn

Received: 25 June 2021; Revised: 8 August 2021; Published online: 7 December 2021

treatment. Thus, researchers have shown increasing interests in the mechanisms and applications of algae-bacteria/fungi symbiosis in sewage treatment. There are few articles summarizing the interaction mechanisms of different algae-bacteria/fungi symbiotic systems in sewage treatment. In this review, we introduced the research progress on algae-bacteria/fungi symbiosis, especially the interaction mechanisms and effects, in sewage treatment from the following three aspects: algae-bacteria, algae-fungi, and mixed algae-mixed bacteria. Nutrient exchange is the basis of algae-bacteria/fungi symbiosis in sewage treatment. The molecules involved in signal transduction, such as quorum sensing molecules, can change the behavior and growth of algae or bacteria by activating gene expression or physiological activities. Fungal-assisted bio-flocculation has an immobilization effect on algae. Finally, we proposed the future research directions from the perspectives of mechanism, large-scale application, and biomass recycle.

Keywords: algae-bacteria/fungi symbiosis; interaction mechanism; sewage treatment; nitrogen and phosphorus removal; bio-flocculation; bioreactor

藻类是水中营养物质的主要吸收者,细菌、真菌等微生物是水中有机物的主要分解者,从进化早期开始,藻类和菌类一直共存^[1]。近年来,藻菌共生在生产生物燃料、提取生物产品、发电、减轻膜污染等方面的应用得到广泛研究^[2],其中,藻菌共生在处理污水领域的应用得到学者们的重视。传统的处理污水工艺如厌氧-缺氧-好氧(A²O)工艺、序批式反应器等,有步骤多、成本高的缺点^[3],而在藻菌共生处理污水的体系中可以实现单个反应器中同时去除氮、磷及有机物,且藻菌共生相较于单独的藻或菌处理污水,有效率高、温室气体排放少、可同步实现生物质生产等优点^[4]。目前,藻菌共生处理污水的综述多从处理效果的影响因素^[5]、处理污染物的种类^[6]等角度阐述,鲜有总结不同种类的菌与藻互作的不同机制。本综述将从藻类-细菌、藻类-真菌、混合藻-混合菌 3 个方面对藻菌共生处理污水的研究进展及作用机理进行阐述,并提出未来的研究方向。

1 藻类-细菌共生去除污水中污染物

Oswald等^[7]于1957年注意到污水处理过程

中藻类-细菌的相互作用,而藻类-细菌系统的概念由 Nambiar 等^[8]于 1981 年在研究污水脱氮的论文中正式提出,随后,藻类-细菌共生被应用于污水中多种污染物如重金属、有机物等的去除,其共生机制也逐步被探究。

营养物质交换被认为是污水中藻类-细菌共生最基础的相互作用机制^[9]。微藻可吸收污水中的氮、磷等营养物质将其转化成生物量,并通过光合作用释放 O₂ 和有机物,来满足大多数需氧细菌的生长需求,细菌通过呼吸作用矿化藻类产生的有机物及污水中的有机物并产生 CO₂,供给藻类作为光合作用的原料,形成良性的物质能量循环的同时也减少了污水中氮、磷、有机物等污染^[10](图 1A)。Li 等^[11]和 Luo 等^[12]研究羊角月牙藻 *Selenastrum capricornutum* 和分枝杆菌 *Mycobacterium* sp. strain A1-PYR 共生降解多环芳烃类污染物芘发现,细菌可以单独在含有芘的培养基中生长,而单独藻类的生长会被 10 mg/L 的芘显著抑制,但在藻类和细菌共生体系中,藻类的生长速率从第 4 天起显著增加。对中间产物进行分析发现,细菌降解芘产生的中间产物酚酸起到了促进藻类生长的作

用,同时,藻类又可以提供氧气和碳源促进细菌的生长。因此,藻类和细菌之间营养物质交换的相互作用促进了污染物质的生物降解,与纯藻、纯菌体系相比,藻类-细菌联合体实现了对污染物质最快的降解。除以上常见的营养物质形式之外,一些微量营养素(如铁、维生素 B12)的交流也在共生系统中被发现。Kazamia 等^[13]发现依赖维生素 B₁₂生长的绿藻 *Lobomonas rostrata* 和产维生素 B₁₂的根瘤菌 *Rhizobium loti* 可以在既缺乏维生素 B₁₂也缺乏有机碳源的培养基长期共生,细菌为微藻提供维生素 B₁₂,微藻为细菌提供有机碳化合物,以此促进彼此的生长。

信号传导是微生物间互作的一种重要形式^[14-15],藻类-细菌间同样存在信号传递互作关系。在这种情况下,介导它们相互作用的化学物质,如群体感应(quorum sensing, QS)信号分子,激活或抑制下游基因表达或生理活动(而非直接用作营养物质),从而改变藻或菌的行为和生长^[4]。Li 等^[11]用小球藻-地衣芽孢杆菌(*Chlorella vulgaris*-*Bacillus licheniformis*)联合体去除污水中的总溶解氮(TDN)、总溶解磷(TDP)和可溶性

化学需氧量(sCOD)等营养物质,并在不同藻菌比下,对小球藻-地衣芽孢杆菌联合体中产生的 QS 信号分子自诱导肽(autoinducing peptide, AIP)的浓度进行测定,确定它们之间的相互作用并分析其交流模式。AIP 由地衣芽孢杆菌细胞内的核糖体产生并通过 ATP 结合盒转运载体蛋白运送至胞外^[16],当胞外 AIP 超过一定浓度后,其与微藻细胞膜上的感应激酶结合,激活下游基因,如能刺激微藻细胞中叶绿素代谢基因表达的基因。即随着小球藻-地衣芽孢杆菌联合体系统中的 AIP 的浓度增加,藻类细胞中叶绿素代谢基因的转录水平也显著增加,进而促进了小球藻细胞生物量的增长, sCOD、TDP 和 TDN 等营养物质的去除效率得以提升,分别为 86.55%、80.28%和 88.95%。Amin 等^[17]基于转录组和目标代谢物分析,发现吲哚乙酸(IAA)作为多列拟菱形藻-亚硫酸盐杆菌(*Pseudo-nitzschia multiseriata*-*Sulfitobacter SA11*)联合体间信号分子的作用机制(图 1B)。细菌细胞中的 IAA 主要由色氨酸经一系列酶催化生成。在藻菌共培养中,IAA 可进入藻细胞胞内,

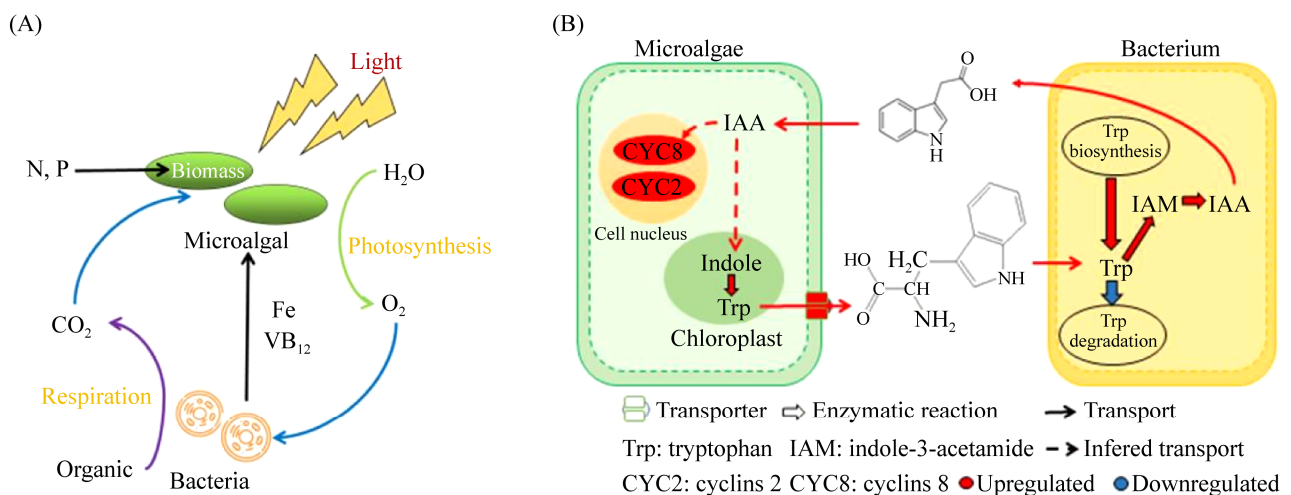


图 1 藻类-细菌共生的机制

Figure 1 Algae-bacteria symbiotic mechanism. A: nutrient exchange mechanism; B: signal transmission mechanism. Adapted from reference [10,17].

藻细胞中 IAA 转化为色氨酸的相关蛋白和色氨酸渗透酶的转录丰度增加, 即色氨酸的生物合成和输出增加, 且培养基中色氨酸浓度降低, 表明亚硫酸盐杆菌可能正在输入藻释放的色氨酸, 同时亚硫酸盐杆菌中内源性色氨酸生物合成的转录丰度增加及降解色氨酸的转录丰度减少, 即细菌增加了对胞外、胞内的色氨酸的利用率。总的来说, IAA 由亚硫酸盐杆菌利用多列拟菱形藻分泌的色氨酸和内源性色氨酸合成, 进入藻细胞后, 被藻细胞核中的细胞周期蛋白感知, 进而促进藻细胞分裂。

在长期进化的过程中, 藻类-细菌间已出现了水平基因的转移^[18]。Allen^[19]等通过代谢组学分析表明, 在藻类和植物内并不存在的鸟氨酸-尿素循环中, 编码酶的重要基因(如编码鸟氨酸环脱氨酶、胍丁胺酶等的基因)可以从细菌转移到受到氮限制的硅藻中, 这些基因促进了其对偶发性氮可用性的代谢反应, 有助于硅藻在海水环境中更好的生长。而在污水处理中, 藻类-细菌共生体系是否存在水平基因的转移, 是否有增强或抑制其基因转移的行为和因素仍有待探索。

2 藻类-真菌共生去除污水中污染物

近年来, 众多学者开展了关于微藻与真菌共生去除污水中污染物的研究^[20]。Zhou 等^[21]于 2012 年率先用小球藻 *Chlorella vulgaris* 和真菌曲霉 *Aspergillus oryzae* 共生处理实际猪粪污水, 结果表明, 在第 1 天的培养中, 铵、总氮(TN)、总磷(TP)和化学需氧量(COD)的去除效果显著, 去除率分别为 100%、58.85%、89.83% 和 62.53%。其共生去除污水中营养物质的机制与藻类-细菌共生的营养物质交换机制类似^[22]。同时, 藻类-真菌共生在处理污水中其他污染物如重金属等也具有较大潜力。Li 等^[23]和 Gao 等^[24]

研究了藻类-真菌共生对重金属砷 As(V)的转化。在暴露于 10 μg/L As(V)的培养基中, 藻类-真菌联合体对砷的去除率达 51.14%, 是仅有真菌或微藻的对照组的 2-3 倍。该研究发现, 在藻类-真菌联合体中, 砷酸盐被还原为亚砷酸盐, 且联合体的生长不受砷 As(V)积累的抑制, 即藻类-真菌联合体具有更高砷耐受性和积累性, 在砷污染水体的生物修复中具有巨大的应用前景。红外光谱检测中特征吸收峰的出现也证明了纯藻、纯菌及藻类-真菌联合体间的差异, 通过鉴定, 联合体细胞表面存在 4 种可能参与了砷酸根吸附的官能团 N-H、C-H、C=N 和 O-H, 推测藻类-真菌联合体对砷的生物吸附机制可能基于砷与联合体细胞表面官能团之间的相互作用。

在藻类-真菌共生处理污水过程中, 还存在一种共生关系, 即真菌作为生物载体, 起到将微藻固定、絮凝的作用。由于微藻体积小, 表面通常带负电荷, 导致其在水中易形成分散稳定的藻类悬浮液, 如果没有低成本而高效的收集方法, 就无法经济、有效地利用微藻进行污水处理、生产生物燃料等^[25]。而将微藻固定化能解决上述问题。用于固定化的材料一般分为有机载体(如海藻酸盐、植物纤维等)、无机载体(如活性炭、多孔陶珠等)及生物载体^[26]。常用的固定化方法有: 凝胶包埋法, 即将藻固定包埋在凝胶载体如海藻酸盐中^[21]; 吸附法, 即利用活性炭、多孔陶珠等材料本身的多孔结构对微藻进行吸附固定; 生物絮凝法, 即微藻和其他微生物的胞外聚合物(如多糖和蛋白质)诱导的絮凝。与其他非生物絮凝法相比, 该法不需输入化学物质及大量能量, 具有成本低、能耗低的优势^[19]。此外, 生物絮凝法收获的生物物质更适合生产生物燃料, 据报道生物絮凝会增加收获的生物物质的脂质含量^[20]。有学者发现藻类-细菌共生时, 一些细菌如类芽孢杆菌 *Paenibacillus*

sp.、黄杆菌属 *Flavobacterium* 等可作为生物载体, 通过分泌具有絮凝效果的胞外聚合物 (extracellular polymeric substances, EPS) 或直接的相互作用絮凝微藻^[27]。但与真菌作为生物载体絮凝微藻相比, 藻类-细菌联合体较不稳定, 据报道, 藻类-细菌颗粒的形成受 EPS (主要是疏水蛋白和分支多糖) 产生的控制^[28], 污水中氮的含量显著影响 EPS 的生产, 所以藻类-细菌颗粒系统仅适用于有限类型的废水。此外, 藻类-细菌颗粒的低孔隙率限制了氧气和营养物质的扩散, 因此不利于长期运行。而真菌的多孔性已得到证实, 同时菌丝中含有丰富的油脂, 这也更有利于后期生物质的回收。因此, 利用真菌作为生物载体絮凝收获微藻的技术在近年来受到越来越广泛的关注^[29]。

目前, 藻类-真菌联合体进行生物絮凝的详细机制仍在探索中^[23]。学者们主要通过观测细胞表面 Zeta 电位、扫描电镜分析、测量傅里叶红外光谱图等方法来确定藻、菌、絮凝颗粒的表面成分和特征, 通过对藻、菌、絮凝颗粒的 EPS 成分进行三维荧光光谱分析确定 EPS 在絮凝中的作用, 以及改变絮凝参数(温度、藻菌比例、转速等)以确定不同参数对生物絮凝的影响效应^[28]。有些学者认为电荷中和可能是主要机制, 即在中性酸碱度中藻类通常带有负电荷, 因其表面存在质子活性的羧酸、磷酸、磷酸二酯、羟基等官能团, 而表面富含多糖的真菌菌丝球显示出正电荷, 因此菌丝球可能中和藻类表面存在的负电荷, 使其能够附着在真菌细胞壁上^[23]。此外, 还有学者提出了其他可能的机制, 例如藻菌表面蛋白相互作用^[29]和胞外多糖粘附^[30]。

一般通过真菌对微藻的絮凝效率来评价絮凝是否成功, 絮凝效率受到很多因素的影响, 如藻菌种类及大小、混合比例、培养的温度、转速、酸碱度、培养基成分等^[30]。Wrede 等^[31]

于 2014 年研究了烟曲霉对 7 种不同大小海水微藻的絮凝, 结果表明, 其中细胞尺寸小于 35 μm 的 6 种海水微藻均可被高效收获, 这是首次用真菌辅助絮凝海水微藻。表 1 总结了近年来不同固定化载体的最优条件、絮凝效率及处理污水速率, 从中可以看出联合体一般尺寸较大 (2–5 mm), 可以通过简单的筛网过滤回收, 大大降低了回收成本^[22]。经过过滤回收的藻类-真菌联合体可用于资源回收利用。不同真菌载体对藻类的絮凝效率皆可达 90%–100%, 制粒最优条件及达到最高絮凝效率的时间均不同, 在多数共培养形成藻类-真菌联合体时需要加入一定量的碳源以支持真菌生长^[32]。在确定多个因素的最佳值时, 研究人员多使用响应曲面法以获得最优搭配^[33]。

3 混合藻-混合菌共生去除污水中污染物

上述两种藻菌纯培养体系常用于效应研究与机制探索等实验室试验, 在实际应用中, 由于污水中微生物和污染物种类繁多, 因此通常使用环境适应力更强的混合藻和混合菌共生的方式进行污水治理。其中, 微藻与活性污泥共生处理污水最为常见^[40–41]。Guo 等^[42]发现微藻细菌颗粒污泥 (microalgal-bacterial granular sludge, MBGS) 工艺对养分的去除性能总体上优于好氧颗粒污泥 (aerobic granular sludge, AGS) 工艺, 同时确定了营养物质去除机制 (图 2A)。与纯藻、纯菌互作机制不同, 混合藻菌系统中, 不同的藻和菌发挥着各自的作用。异养细菌如固氮螺菌 *Azospita*、黄单胞菌 *Xanthomonadaceae* 及小球藻 *Chlorella vulgaris* 等微藻是去除水中 COD 的主要贡献者; 在脱氮方面, 异养细菌和小球藻主要负责氨的去除; 聚磷菌如丛毛单胞菌

表 1 不同载体的最优制粒条件、絮凝效率及处理污水速率

Table 1 Optimal pelletized conditions, flocculation efficiency and sewage treatment rate of different carriers

Carriers	Pellet size/mm	Optimal pelletized condition	Flocculation efficiency	Sewage treatment rate/[mg/(L·d)]				References	
				COD	TN	TP	NH ₄ ⁺ -N		
Non biological	Alginate	4.0	Not given	Not given	86.00	–	1.32	8.50	[34]
	Alginate	2.5	Not given	Not given	562.12	–	12.83	49.23	[35]
	Chitosan	2.8×3.2	Not given	Not given	–	–	0.75	1.03	[36]
	Macroporous fibrous	Not given	Not given	100%	–	–	1.33	2.09	[37]
	Polyurethane foams biofilm	Not given	Not given	Not given	91.82	26.18	–	28.16	[38]
Biological	<i>Aspergillus fumigatus</i>	Not given	38 °C 100 r/min	99%, 3–4 h	7.50	–	1.50	1.65	[30]
	<i>Aspergillus fumigatus</i>	2.0–5.0	150 r/min	90%, 24 h	–	–	13.35	70.65	[31]
	<i>Aspergillus oryzae</i>	2.0–5.0	100 r/min 20 g/L glucose	100%, 3.5 d	103.00	58.00	46.00	51.00	[21]
	<i>Aspergillus</i> sp.	Not given	80 r/min 35 °C 7 g/L glucose	97%, 4 h	1 725.00	54.00	5.37	32.00	[2]
	<i>Ganoderma lucidum</i>	3.0–4.0	28 °C 160 r/min	Not given	97.00	16.00	1.00	–	[39]
<i>Ganoderma lucidum</i>	Not given	25 °C 160 r/min	Not given	14.30	2.50	0.39	1.80	[22]	

–: not detected.

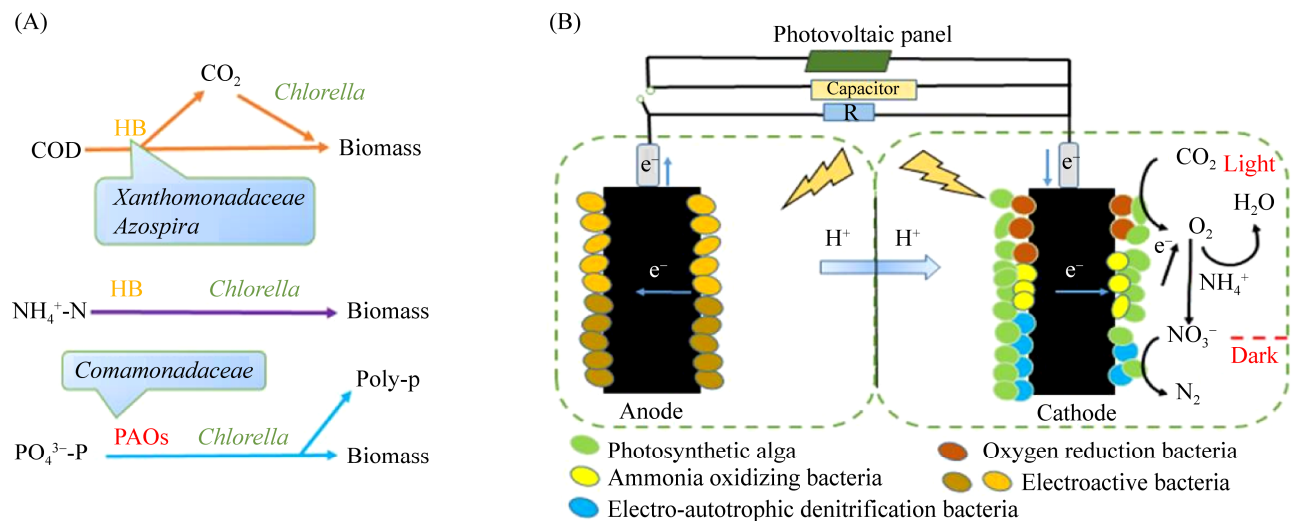


图 2 混合藻-混合菌共生机制

Figure 2 Mixed algae-mixed bacteria symbiosis mechanism. A: carbon, nitrogen, and phosphorus removal process of microalgal-bacterial granular sludge. B: nitrogen removal process in algae-bacteria photoelectrochemical system. Adapted from reference [42–43].

Comamonadaceae 和小球藻共同促进了磷的去除。MBGS 工艺以其低能耗、低 CO₂ 排放量的优异性能, 在城市污水处理方面显示出比 AGS 工艺更广阔的前景。Li 等^[43]将太阳能光伏电容器集成到藻类-细菌光电化学系统中, 并阐明了该体系脱氮的机理(图 2B)。将城市污水处理厂厂的厌氧污泥接种到光电化学系统的阴极室和阳极室, 并在阴极接种小球藻 *C. vulgaris*。白天电容器连接太阳能光伏板, 电容器处于充电状态; 此时藻类进行光合作用释放 O₂, 并被氨氧化细菌利用进行氨氮的硝化作用。夜间电容器连接光电化学系统进行放电, 以阴极为电子供体的自养反硝化细菌进行阴极反硝化得到加强。该体系实现了通过集成太阳能光伏电容器在明暗循环运行的藻类-细菌光电化学系统中全天高效除氮。

混合藻-混合菌共生处理污水时多与各种反应器结合应用, 表 2 整理了不同反应器模式及其处理污水的效率, 通常包括开放式和封闭式生物反应器。高效藻池是目前常用的开放式生物反应器^[4], 但开放式生物反应器容易受到其他物种入侵、温度波动、混合不足、蒸发损

失及光限制等因素的影响^[44]。封闭反应器是解决以上问题的有效选择。各种类型的反应器如光生物反应器(photobioreactor, PBR)、膜生物反应器(membrane bioreactor, MBR)及集成光电化学(integrated photobioelectrochemical, IPB)系统等被广泛应用。PBR 是一种以光能供应运行的封闭反应器系统, 被设计成水平、倾斜、垂直或螺旋方式排列的柱状、管状或平板等各种形式^[45]。其中, 管状光生物反应器最容易通过增加管的长度和数量来扩大规模, 由于反应器的表面积更大, 它们也比平板光生物反应器具有更高的光利用效率。一般影响反应器运行的因素除反应温度、酸碱度等基本因素外, 还受光照周期、水力停留时间等影响。因此, 处理污水的藻-菌联合生物反应器的基本设计准则为: 光能利用效率高、混合效率高、反应条件可控、降低耗能和成本^[31]。MBR 的优点在于其占地面积小、出水质量高、污泥产量低, 但膜污染是一直不可避免的问题。Sun 等^[46]将微藻添加到 MBR 中形成微藻-细菌联合体, 与仅用细菌的系统相比, 膜污染可被延缓高达 50%。IPB 是将藻类生物反应器与微生物燃料电池

表 2 混合藻-混合菌共生在不同反应器中的处理速率

Table 2 Treatment rate of mixed algae-mixed bacteria symbiosis in different reactors

Reactors	Microorganisms		Sewage treatment rate/[mg/(L·d)]				References
	Bacteria	Algae	COD	TN	TP	NH ₄ ⁺ -N	
Algal-activated sludge-MBR system	Activated sludge	Algae	4.57	0.17	0.02	0.47	[47]
Algal biofilm-assisted microbial fuel	Deltaproteobacteria	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	19.00	2.00	19.00	–	[48]
Algal-sludge and membrane bioreactor	Activated sludge	Algae	750.00	26.00	3.00	62.00	[49]
High rate algal pond	–	<i>Microcystis aeruginosa</i>	–	5.50	–	5.60	[50]
Photo-sequencing batch reactor	Sludge, <i>Stichococcus</i>	<i>Chlorella</i> spp. <i>Chlamydomona</i>	–	580.00	–	560.00	[51]
Tubular biofilm photobioreactor	Activated sludge	<i>Csorokiniana</i> 211/8k	–	–	15.00	91.00	[52]

–: not detected.

(microbial fuel cell, MFC)集成的一个重要代表。在污水处理领域, MFC 被认为是改善传统污水处理技术能耗高、能量转换效率低等问题的潜力技术。MFC 中的产电细菌降解污水中的有机物产生的电子通过阳极传递到阴极, 与电子受体(如 O_2)结合, 完成回路以实现治理污水的同时产电。但该体系中阴极所需的电子受体 O_2 通常需要曝气提供, 增加了能量消耗^[47]。为优化其性能、减少能耗、满足其供氧需求, 研究人员将 MFC 置于藻类生物反应器中, 藻和菌在电极表面形成紧密结合的生物膜, 同时藻类通过光合作用产生的 O_2 作为阴极电子受体, 减少了机械曝气的需要, 达到降低成本和能源需求的目标。

4 总结与展望

藻菌共生处理污水的工艺具有低碳、经济、环保的优势, 其可将污水中污染物直接转化为微藻生物柴油从而减少二氧化碳排放的特点, 符合目前碳达峰、碳中和的国家政策, 是未来发展中同时实现污水高效处理和资源回收的潜

力选择^[53]。在机制方面, 不同种藻菌间共生处理污水的互作机制主要是营养物质交换及化学信号传导, 但目前对机制的了解仍然不够全面, 如是否存在基因转移等分子水平的信息交流, 及不同因素对互作机制的影响等问题仍需深入研究, 为进一步认识藻菌间的生态互作机制、设计更高效的污水处理系统提供思路。目前, 菌藻联合处理污水工艺主要集中在实验室研究, 但关于其大规模实际应用的报道较少, 因其实际应用仍面临一些挑战, 包括: 藻种菌种的选育、藻菌共生大规模培养的长期稳定性、实际污水中其他生物(如浮游动物)的干扰、不同类型污水成分的影响、生物反应器配置的优化设计及成本、生物质的进一步处理与资源回收等^[54]。

综上所述, 未来藻菌共生处理污水可进一步开展的研究方向有(图 3):

(1) 藻菌共生处理污水时是否存在基因转移机制尚不得而知, 此外, 不同因素如养分利用率、藻菌生长阶段等如何影响互作机制也有待探索。

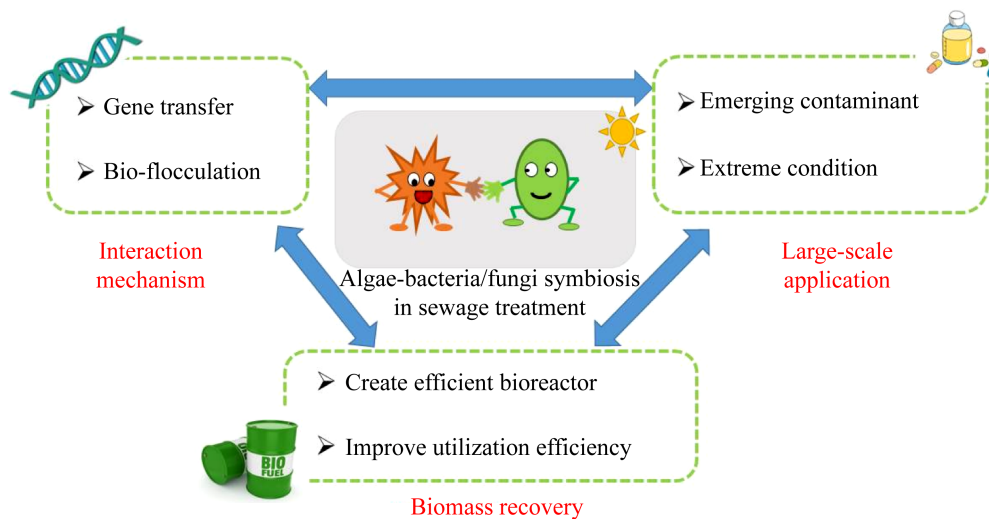


图 3 未来藻菌共生处理污水的研究方向

Figure 3 Research prospect of algae-bacteria/fungi symbiosis in sewage treatment in the future.

(2) 目前真菌如何絮凝微藻机制尚未明晰, 可通过代谢组等组学层面的分析、微生物表面的物理化学分析等, 阐明真菌辅助微藻絮凝的机理, 以优化对微藻的固定效率, 优化藻类-真菌共生处理污水及后续生物质回收的效果。

(3) 筛选能够在光照、盐度、酸碱度、污染物浓度等极端的条件下生长且无环境污染风险的藻和菌构建藻-菌共生体系, 并探究体系在不同极端条件下污水处理效果及共生机制, 以期扩大藻-菌共生体系的应用范围。

(4) 近年来, 污水中新型污染物(emerging contaminants, ECs)如药品和个人护理产品、全氟有机化合物、抗生素等受到全球学者的广泛关注, 已有学者研究藻或菌处理抗菌剂三氯生^[55]、避孕药甲基炔诺酮^[56]、抗生素头孢拉定和阿莫西林^[57-58]等的效果, 而目前藻菌共生处理污水中 ECs 的研究仍较少。因此, 未来应更多关注藻菌共生在处理 ECs 方面的应用, 研究不同污染物的完整降解途径, 评估降解产物的毒性效应和潜在风险。

(5) 针对后续藻菌生物质回收利用的具体要求, 开发高光透过率、节能温控、高生物质产率、低膜污损率的高效固碳藻菌生物反应器, 以提高生物质资源化回收和利用的效率。

参考文献

- [1] Ramanan R, Kim BH, Cho DH, Oh HM, Kim HS. Algae-bacteria interactions: evolution, ecology and emerging applications. *Biotechnology Advances*, 2016, 34(1): 14–29.
- [2] Yang LM, Li HK, Wang Q. A novel one-step method for oil-rich biomass production and harvesting by co-cultivating microalgae with filamentous fungi in molasses wastewater. *Bioresource Technology*, 2019, 275: 35–43.
- [3] Mennaa FZ, Arbib Z, Perales JA. Urban wastewater treatment by seven species of microalgae and an algal bloom: biomass production, N and P removal kinetics and harvestability. *Water Research*, 2015, 83: 42–51.
- [4] Zhang B, Li W, Guo Y, Zhang ZQ, Shi WX, Cui FY, Lens PNL, Tay JH. Microalgal-bacterial consortia: from interspecies interactions to biotechnological applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2020, 118: 109563.
- [5] Saravanan A, Kumar PS, Varjani S, Jeevanantham S, Yaashikaa PR, Thamarai P, Abirami B, George CS. A review on algal-bacterial symbiotic system for effective treatment of wastewater. *Chemosphere*, 2021, 271: 129540.
- [6] 皮永蕊, 吕永红, 柳莹, 唐永政, 高丽, 包木太. 微藻-细菌共生体系在废水处理中的应用. *微生物学报*, 2019, 59(6): 1188–1196.
- [7] Pi YR, Lv YH, Liu Y, Tang YZ, Gao L, Bao MT. Application of microalgae-bacteria symbiosis system in wastewater treatment. *Acta Microbiologica Sinica*, 2019, 59(6): 1188–1196. (in Chinese)
- [8] Oswald WJ, Gotaas HB. Photosynthesis in sewage treatment. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 1957, 122(1): 73–97.
- [9] Nambiar KR, Bokil SD. Luxury uptake of nitrogen in flocculating algal-bacterial system. *Water Research*, 1981, 15(6): 667–669.
- [10] Sial A, Zhang B, Zhang AL, Liu KY, Imtiaz SA, Yashir N. Microalgal-bacterial synergistic interactions and their potential influence in wastewater treatment: a review. *BioEnergy Research*, 2021, 14(3): 723–738.
- [11] Lee CS, Lee SA, Ko SR, Oh HM, Ahn CY. Effects of photoperiod on nutrient removal, biomass production, and algal-bacterial population dynamics in lab-scale photobioreactors treating municipal wastewater. *Water Research*, 2015, 68: 680–691.
- [12] Li XJ, Cai FS, Luan TG, Lin L, Chen BW. Pyrene metabolites by bacterium enhancing cell division of green alga *Selenastrum capricornutum*. *Science of the Total Environment*, 2019, 689: 287–294.
- [13] Luo SS, Chen BW, Lin L, Wang XW, Tam NFY, Luan TG. Pyrene degradation accelerated by constructed consortium of bacterium and microalga: effects of degradation products on the microalgal growth. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(23): 13917–13924.
- [14] Kazamia E, Czesnick H, Nguyen TTV, Croft MT, Sherwood E, Sasso S, Hodson SJ, Warren MJ, Smith AG. Mutualistic interactions between vitamin B₁₂-dependent algae and heterotrophic bacteria exhibit

- regulation. *Environmental Microbiology*, 2012, 14(6): 1466–1476.
- [14] Jing XY, Yang YT, Ai ZH, Chen SS, Zhou SG. Potassium channel blocker inhibits the formation and electroactivity of *Geobacter* biofilm. *Science of the Total Environment*, 2020, 705: 135796.
- [15] Chen SS, Jing XY, Tang JH, Fang YL, Zhou SG. Quorum sensing signals enhance the electrochemical activity and energy recovery of mixed-culture electroactive biofilms. *Biosensors and Bioelectronics*, 2017, 97: 369–376.
- [16] Natrah FMI, Kenmegne MM, Wiyoto W, Sorgeloos P, Bossier P, Defoirdt T. Effects of micro-algae commonly used in aquaculture on acyl-homoserine lactone quorum sensing. *Aquaculture*, 2011, 317(1/2/3/4): 53–57.
- [17] Amin SA, Hmelo LR, Van Tol HM, Durham BP, Carlson LT, Heal KR, Morales RL, Berthiaume CT, Parker MS, Djunaedi B, Ingalls AE, Parsek MR, Moran MA, Armbrust EV. Interaction and signalling between a cosmopolitan phytoplankton and associated bacteria. *Nature*, 2015, 522(7554): 98–101.
- [18] Marchetti A, Parker MS, Moccia LP, Lin EO, Arrieta AL, Ribalet F, Murphy MEP, Maldonado MT, Armbrust EV. Ferritin is used for iron storage in bloom-forming marine pennate diatoms. *Nature*, 2009, 457(7228): 467–470.
- [19] Allen AE, Dupont CL, Obornik M, Horák A, Nunes-Nesi A, McCrow JP, Zheng H, Johnson DA, Hu HH, Fernie AR, Bowler C. Evolution and metabolic significance of the urea cycle in photosynthetic diatoms. *Nature*, 2011, 473(7346): 203–207.
- [20] 骆灵喜, 薛丹, 李彬辉, 刘晓娇. 利用真菌微藻球深度净化污水的研究进展. *工业水处理*, 2017, 37(9): 10–15.
Luo LX, Xue D, Li BH, Liu XJ. Research progress in the application of fungal-microalgal pellets for the advanced purification of wastewater. *Industrial Water Treatment*, 2017, 37(9): 10–15. (in Chinese)
- [21] Zhou WG, Cheng YL, Li Y, Wan YQ, Liu YH, Lin XY, Ruan R. Novel fungal pelletization-assisted technology for algae harvesting and wastewater treatment. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2012, 167(2): 214–228.
- [22] Jiang MQ, Li HM, Zhou YP, Zhang JB. The interactions of an algae-fungi symbiotic system influence nutrient removal from synthetic wastewater. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2019, 94(12): 3993–3999.
- [23] Li B, Zhang T, Yang ZG. Immobilizing unicellular microalga on pellet-forming filamentous fungus: can this provide new insights into the remediation of arsenic from contaminated water? *Bioresource Technology*, 2019, 284: 231–239.
- [24] Gao ZX, Jiang CJ, Lyu RT, Yang ZG, Zhang T. Optimization of the preparation of fungal-algal pellets for use in the remediation of arsenic-contaminated water. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(29): 36789–36798.
- [25] Ummalyima SB, Gnansounou E, Sukumaran RK, Sindhu R, Pandey A, Sahoo D. Bioflocculation: an alternative strategy for harvesting of microalgae-an overview. *Bioresource Technology*, 2017, 242: 227–235.
- [26] Quijano G, Arcila JS, Buitrón G. Microalgal-bacterial aggregates: applications and perspectives for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 2017, 35(6): 772–781.
- [27] 樊华, 韩佩, 王菁晗, 李昆, 黎俊, 周文广. 微藻生物采收技术的现状和展望. *生物学杂志*, 2017, 34(2): 26–32.
Fan H, Han P, Wang JH, Li K, Li J, Zhou WG. Status and prospects of microalgae harvesting with biological flocculation. *Journal of Biology*, 2017, 34(2): 26–32. (in Chinese)
- [28] Fallahi A, Rezvani F, Asgharnejad H, Khorshidi Nazloo E, Hajinajaf N, Higgins B. Interactions of microalgae-bacteria consortia for nutrient removal from wastewater: a review. *Chemosphere*, 2021, 272: 129878.
- [29] Leng LJ, Li WT, Chen J, Leng SQ, Chen JF, Wei L, Peng HY, Li J, Zhou WG, Huang HJ. Co-culture of fungi-microalgae consortium for wastewater treatment: a review. *Bioresource Technology*, 2021, 330: 125008.
- [30] Bhattacharya A, Mathur M, Kumar P, Prajapati SK, Malik A. A rapid method for fungal assisted algal flocculation: critical parameters & mechanism insights. *Algal Research*, 2017, 21: 42–51.
- [31] Wrede D, Taha M, Miranda AF, Kadali K, Stevenson T, Ball AS, Mouradov A. Co-cultivation of fungal and microalgal cells as an efficient system for harvesting microalgal cells, lipid production and wastewater treatment. *PLoS One*, 2014, 9(11): e113497.
- [32] Oliveira HR, Bassin ID, Cammarota MC.

- Biofloculation of cyanobacteria with pellets of *Aspergillus niger*: effects of carbon supplementation, pellet diameter, and other factors in biomass densification. *Bioresource Technology*, 2019, 294: 122167.
- [33] Chen J, Leng LJ, Ye CS, Lu Q, Addy M, Wang JH, Liu J, Chen P, Ruan R, Zhou WG. A comparative study between fungal pellet- and spore-assisted microalgae harvesting methods for algae biofloculation. *Bioresource Technology*, 2018, 259: 181–190.
- [34] Mujtaba G, Rizwan M, Lee K. Removal of nutrients and COD from wastewater using symbiotic co-culture of bacterium *Pseudomonas putida* and immobilized microalga *Chlorella vulgaris*. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2017, 49: 145–151.
- [35] Shen Y, Gao JQ, Li LS. Municipal wastewater treatment via co-immobilized microalgal-bacterial symbiosis: microorganism growth and nutrients removal. *Bioresource Technology*, 2017, 243: 905–913.
- [36] Aguilar-May B, Pilar Sánchez-Saavedra M. Growth and removal of nitrogen and phosphorus by free-living and chitosan-immobilized cells of the marine cyanobacterium *Synechococcus elongatus*. *Journal of Applied Phycology*, 2009, 21(3): 353–360.
- [37] Shi J, Podola B, Melkonian M. Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater using microalgae immobilized on twin layers: an experimental study. *Journal of Applied Phycology*, 2007, 19(5): 417–423.
- [38] 耿佳, 冯芳, 孔丹, 王东田. 聚氨酯生物膜载体处理高氨氮废水的研究. *环境科学与技术*, 2013, 36(6): 124–127.
- Geng J, Feng F, Kong D, Wang DT. Polyurethane foams biofilm carrier for treatment of wastewater containing strong ammonium. *Environmental Science & Technology*, 2013, 36(6): 124–127. (in Chinese)
- [39] Zhao YJ, Guo GY, Sun SQ, Hu CW, Liu J. Co-pelletization of microalgae and fungi for efficient nutrient purification and biogas upgrading. *Bioresource Technology*, 2019, 289: 121656.
- [40] 刘琳, 叶嘉琦, 刘玉洪, 黄栩, 刘超翔. 好氧污泥-微藻耦合颗粒的培养及特性研究. *中国环境科学*, 2017, 37(7): 2536–2541.
- Liu L, Ye JQ, Liu YH, Huang X, Liu CX. Research on the development and properties of aerobic sludge-microalgae granular system. *China Environmental Science*, 2017, 37(7): 2536–2541. (in Chinese)
- [41] Zhang M, Ji B, Liu Y. Microalgal-bacterial granular sludge process: a game changer of future municipal wastewater treatment? *Science of the Total Environment*, 2021, 752: 141957.
- [42] Guo DB, Zhang XC, Shi YT, Cui BH, Fan J, Ji B, Yuan JL. Microalgal-bacterial granular sludge process outperformed aerobic granular sludge process in municipal wastewater treatment with less carbon dioxide emissions. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(11): 13616–13623.
- [43] Li N, Zhang XB, Zhao MM, Zhang YP, Yuan Y, Lu XW, Zhang HG, Sun J. Integrating solar photovoltaic capacitor into algal-bacterial photo-bioelectrochemical system towards all-weather synchronous enhanced antibiotic and nitrogen removal from wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 272: 122661.
- [44] Wang B, Lan CQ, Horsman M. Closed photobioreactors for production of microalgal biomasses. *Biotechnology Advances*, 2012, 30(4): 904–912.
- [45] Muñoz R, Guieysse B. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review. *Water Research*, 2006, 40(15): 2799–2815.
- [46] Sun L, Tian Y, Zhang J, Li LP, Zhang J, Li JZ. A novel membrane bioreactor inoculated with symbiotic sludge bacteria and algae: performance and microbial community analysis. *Bioresource Technology*, 2018, 251: 311–319.
- [47] Sun L, Tian Y, Zhang J, Li H, Tang CC, Li JZ. Wastewater treatment and membrane fouling with algal-activated sludge culture in a novel membrane bioreactor: influence of inoculation ratios. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 343: 455–459.
- [48] Yang ZG, Pei HY, Hou QJ, Jiang LQ, Zhang LJ, Nie CL. Algal biofilm-assisted microbial fuel cell to enhance domestic wastewater treatment: nutrient, organics removal and bioenergy production. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 332: 277–285.
- [49] Sun L, Ma JX, Li LP, Tian Y, Zhang Z, Liao HY, Li JB, Tang WW, He D. Exploring the essential factors of performance improvement in sludge membrane bioreactor technology coupled with symbiotic algae. *Water Research*, 2020, 181: 115843.
- [50] Ding Y, Wang W, Liu XP, Song XS, Wang YH, Ullman JL. Intensified nitrogen removal of constructed wetland by novel integration of high rate algal pond biotechnology. *Bioresource Technology*, 2016, 219: 757–761.

- [51] Wang M, Yang H, Ergas SJ, Van Der Steen P. A novel shortcut nitrogen removal process using an algal-bacterial consortium in a photo-sequencing batch reactor (PSBR). *Water Research*, 2015, 87: 38–48.
- [52] Godos I, González C, Becares E, García-Encina PA, Muñoz R. Simultaneous nutrients and carbon removal during pretreated swine slurry degradation in a tubular biofilm photobioreactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2009, 82(1): 187–194.
- [53] Yong JJY, Chew KW, Khoo KS, Show PL, Chang JS. Prospects and development of algal-bacterial biotechnology in environmental management and protection. *Biotechnology Advances*, 2021, 47: 107684.
- [54] Su YY. Revisiting carbon, nitrogen, and phosphorus metabolisms in microalgae for wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 2021, 762: 144590.
- [55] Wang SJ, Wang X, Poon K, Wang YN, Li SF, Liu HX, Lin SH, Cai ZW. Removal and reductive dechlorination of triclosan by *Chlorella pyrenoidosa*. *Chemosphere*, 2013, 92(11): 1498–1505.
- [56] Peng FQ, Ying GG, Yang B, Liu S, Lai HJ, Liu YS, Chen ZF, Zhou GJ. Biotransformation of progesterone and norgestrel by two freshwater microalgae (*Scenedesmus obliquus* and *Chlorella pyrenoidosa*): transformation kinetics and products identification. *Chemosphere*, 2014, 95: 581–588.
- [57] Leng LJ, Wei L, Xiong Q, Xu SY, Li WT, Lv S, Lu Q, Wan LP, Wen ZY, Zhou WG. Use of microalgae based technology for the removal of antibiotics from wastewater: a review. *Chemosphere*, 2020, 238: 124680.
- [58] Leng LJ, Wei L, Xiong Q, Xu SY, Li WT, Lv S, Lu Q, Wan LP, Wen ZY, Zhou WG. Use of microalgae based technology for the removal of antibiotics from wastewater: a review. *Chemosphere*, 2020, 238: 124680.

(本文责编 李磊)