

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.22.003

藻-菌颗粒污泥——低碳污水处理新技术

王弘宇, 王溶溶, 胡晓玲, 黄海芸, 陈荣帆, 谢怡, 周道
(武汉大学 土木建筑工程学院, 湖北 武汉 430072)

摘要: 藻-菌颗粒污泥(Algal-bacterial granular sludge, ABGS)是近年来新兴的一种污水处理技术,其利用好氧颗粒污泥(AGS)与微藻相耦合,具有沉降性能好、生物量高、抗冲击负荷能力强、污水处理效率高、外部曝气需求和碳排放量低、资源回收潜力大等优势。通过文献整理和分析,归纳了ABGS系统的建立和强化方式、颗粒特性、除污效果和机理、影响因素,最后讨论了ABGS技术的未来需求和局限性,并对ABGS的未来研究方向进行了展望。

关键词: 藻-菌颗粒污泥; 藻菌共生; 碳排放; 废水处理

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)22-0013-09

Algal-Bacterial Granular Sludge: A New Low-carbon Sewage Treatment Technology

WANG Hong-yu, WANG Rong-rong, HU Xiao-ling, HUANG Hai-yun,
CHEN Rong-fan, XIE Yi, ZHOU Dao

(School of Civil Engineering, Wuhan University, Wuhan 430072, China)

Abstract: Algal-bacterial granular sludge (ABGS) is a new sewage treatment technology in recent years, which uses aerobic granular sludge (AGS) to couple with microalgae. It has the advantages of good sedimentation performance, high biomass, strong impact load resistance, high sewage treatment efficiency, low external aeration demand and carbon emission, and great resource recovery potential. Through literature sorting and analysis, the establishment and strengthening mode, particle characteristics, decontamination effect and mechanism, and influencing factors of ABGS system are summarized. Finally, the future demand and limitations of ABGS technology are discussed, and the future research direction of ABGS is prospected.

Key words: algal-bacteria granular sludge; algal-bacterial symbiotic system; carbon emissions; wastewater treatment

藻细胞通过光合作用吸收CO₂并产生O₂,通过同化作用利用污水中的碳、氮、磷合成自身生长所需的碳水化合物、蛋白质和脂质,同时微藻生长所产生的生物质可作为生物能源。因此,微藻污水处理技术具有氮磷处理效率高、CO₂和N₂O排放率低、

资源可回收性强等优势。但微藻的悬浮特性会影响出水水质,且生物处理过程中保持单一/纯微藻具有不可持续性^[1]。为此,将微藻培养与活性污泥或生物膜相组合,构建藻-菌共生系统处理污水以及生产生物质是当前的研究热点之一。

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51878517)

通信作者: 王弘宇 E-mail: hywang96@126.com

藻-菌共生系统可利用微藻和细菌间的协同关系增强污染物的去除能力,同时实现高效除污和微藻培养,其性能与藻-菌生长状态高度相关,可分为游离式、附着式、生物絮凝式三种系统^[2]。然而,藻-菌共生系统仍存在难以同时实现运行稳定性强和生物质产量高的弊端。例如,附着式系统出水水质稳定、便于分离生物质,但缺乏性能稳定的载体和高效率的生物质生产;而生物絮凝式系统在微藻生物质生产方面具有显著优势,但也存在污水处理效率低等不足^[1]。

近年来,藻-菌颗粒污泥(Algal-bacterial granular sludge, ABGS)工艺越来越受到研究人员的关注。将污泥颗粒化技术应用于藻-菌共生系统,利用共生的微藻和细菌形成包含普通异养菌、除磷菌、硝化/反硝化菌和藻类在内的藻-菌颗粒污泥,凭借其良好的沉降性能可实现藻-水的高效原位分离,有效提高藻细胞的采收能力。而藻类在光合作用的过程中可以产生大量的氧气,供细菌新陈代谢和去除污染物,细菌代谢产生的二氧化碳又可以供微藻光合作用使用,在有光或者光照/黑暗循环条件下自产氧运行,构成藻-菌颗粒污泥微环境中氧的循环,降低好氧颗粒污泥的外部供氧量,解决微藻沉降性能差和好氧颗粒污泥曝气能耗较大的难题。另外,微藻在光合作用过程中可以释放一些小分子物质(如乙酸、丙酸等)和分泌胞外聚合物(如蛋白质、多糖等),这些物质均可作为细菌生长所需的基质。二者在相互利用对方产生物质的过程中达到协同合作的关系,形成共生体系,并在相互协作过程中利用外界的有机物和氮、磷等物质,减少了多形态碳(污泥、CO₂)的排放^[2],提高了微藻和细菌的除污能力,从而实现稳定、高效的污水处理过程。微藻的光合作用和细菌的呼吸作用在ABGS中建立了一个自维持的藻-菌代谢回路,减少了外部曝气需求以及CO₂的排放,采用ABGS工艺的能耗和碳排放量分别降低了100%和63%^[3]。与此同时,ABGS具有较强的结构稳定性和抗冲击负荷能力,在污泥的储存和再生方面也显示出巨大优势^[4]。最后,藻-菌颗粒污泥通过利用污水中的氮、磷及有机物等进行增殖,其产生的微藻生物质可用于生产生物燃料等可再生能源,为污水处理工程带来经济效益。显然,ABGS可以为未来污水处理提供一种低能耗、碳中和的环境可持续性方案。

1 ABGS的特性

1.1 物理特性

成熟的ABGS呈绿色的球状或椭球状,其形状完整程度与粒径呈正相关。ABGS的粒径变化较大,通常为0.3~4.0 mm,不同粒径的颗粒污泥表现出的颗粒特性及除污性能也存在较大差异。ABGS中存在着由外向内递减的溶解氧变化趋势,而ABGS的粒径与产氧能力高度相关,从而影响其对污染物的去除能力。当粒径过大或过小时,系统的出水水质均会有所降低。最新的研究表明,随着颗粒粒径的增大,ABGS在提取胞外聚合物(EPS)前后的表面电荷变化值减小,可能具有更好的结构稳定性。

相较于絮状活性污泥,ABGS密度高,结构致密,表现出更为良好的沉降性能,SVI₅通常低于80 mL/g,有助于生物质的采集利用和固液分离。当絮状污泥进行颗粒化时,ABGS颗粒化速度高于好氧颗粒污泥(AGS),在温度和曝气强度变化的条件下颗粒性能更稳定^[4]。物理强度是表征颗粒污泥的结构特征和承受高磨损及水剪切能力的重要参数,ABGS通常具有足够的物理强度以维持其颗粒形式和结构在运行过程中的稳定性。Zhao等^[5]通过测量振荡条件下ABGS颗粒完整性系数的变化证明了ABGS具有足够强的物理结构,即使在不断摇动的条件下也能保持其颗粒稳定性以及良好的污染物去除能力。

1.2 化学特性

ABGS中无机元素的组分同AGS无明显差异,主要包括C、N、P、S、K、Ca、Mg、Na、Al、Si、Cl、Fe、Cu、Zn,其中占比较高的元素有C、N、P、K,影响微生物自聚集过程的典型金属离子有Ca²⁺、Mg²⁺^[6]。

叶绿素(Chl-a和Chl-b)含量用于表征ABGS中微藻的含量并作为反映ABGS成熟的指标,通常在ABGS系统建立的过程中呈现先显著增加后趋于稳定的变化趋势^[7]。提高光照强度通常能够促进微藻的生长,叶绿素含量也会明显增加;而在相同的光照条件下,粒径较大的颗粒比表面积较小,内部透光性较差,其叶绿素含量也相对较低^[2]。

EPS在颗粒的形成和稳定中起着至关重要的作用,不同粒径ABGS的EPS中均存在蛋白质(PN)、多糖(PS)、醇类、核酸等物质,而PN和PS是颗粒污泥中EPS的主要成分。研究^[8]表明,EPS在ABGS适

应污水中新污染物(如微塑料)的过程中也发挥着关键作用。在ABGS的形成和成熟过程中,PS浓度基本保持不变,PN含量的增加是形成颗粒污泥和保持颗粒结构稳定性的重要因素,这是由于具有高度疏水性的PN能够使污泥的自由能降低,从而促进絮体间的交联和颗粒的形成^[5]。藻类的生长对EPS组成成分并没有明显的改变,疏水性芳香族类蛋白质和色氨酸类物质是颗粒污泥形成过程中增加的主要成分^[4]。

1.3 ABGS中微生物群落结构

ABGS中微藻与细菌间复杂且紧密的藻-菌关系与颗粒污泥中的微生物群落结构高度相关,不同培养条件下形成的ABGS在颗粒内部结构和分布上也显示出较大差异^[3]。一般来说,成熟的ABGS在结构上分为内层和外层,厌氧细菌主要分布在内层,微藻和需氧细菌主要分布在外层,且O₂、CO₂和各类营养物质在颗粒内部形成的浓度梯度与微生物群落结构息息相关^[9]。而粒径较小的ABGS呈现较为简单的混合结构,细菌在藻球中生长^[10]。ABGS内部为疏松多孔的形态,有利于微生物间O₂、CO₂和各类营养物质的传递,进而保证了藻-菌之间的协同合作和微生物的代谢活性^[4]。研究发现,粒径大小会影响ABGS内部的微生物群落结构。随着粒径的增大,一些微藻的生长可能因颗粒内部的低光条件而被抑制,如硅藻和绿藻,但蓝藻的生长活性却得到提高,反映了蓝藻对低光环境的适应性较强。

ABGS的微生物群落由废水的特性和运行条件决定,因此不同条件下形成的ABGS中优势藻种和菌种会有所差异。ABGS中具有普遍性的优势藻门主要包括蓝藻门(*Microcoleus*、*Phormidium*、*Leptolyngbya*)、绿藻门(*Chlorophyceae*、*Trebouxiophyceae*、*Scenedesmus*、*Chlorella*、*Stigeoclonium*)和硅藻门(*Diatomaceae*、*Pinnularia*、*Navicula*);优势菌种大多为需氧细菌,主要包括变形菌门(*Zoogloeaceae*、*Bdellovibrionaceae*、*Comamonadaceae*、*Rhodocyclaceae*、*Xanthomonadaceae*)和拟杆菌门(*Chitinophagaceae*、*Flavobacteriaceae*)^[3]。同时一些真菌和原生动物也生长于ABGS表面,并对污泥颗粒化起到促进作用。*Chromatiales*和*Chlorella*在COD的去除中发挥着关键作用;异养细菌和*Chlorella*主要负责NH₄⁺-N的去除;*Comamonadaceae*和*Chlorella*共同促进了磷的去除^[11]。

2 藻-菌关系

微藻和细菌之间的高度协同对ABGS的性能起到了关键作用^[12],微藻和细菌之间的典型关系主要表现在营养物质、生存空间等方面。同时,ABGS中微生物群落具有的群体属性[如群体感应(QS)、群体淬灭(QQ)、基因转移]对系统的代谢性能、生长状态具有调控作用。

2.1 藻-菌之间的典型关系

2.1.1 营养补充与竞争

在气体交换方面,微藻通过光合作用为细菌的呼吸作用提供O₂,而细菌进行呼吸作用产生CO₂为微藻提供碳源,但在黑暗条件下微藻也能够异养生长并与细菌竞争环境中的O₂。此外,细菌对溶解氧的消耗能够防止藻类的光合作用因溶解氧过高而受到抑制,为两种生物均提供了更好的环境条件。

在营养物质方面,污水中的含氮、磷有机物在细菌的作用下转化为无机盐供微藻生长利用,微藻在吸收利用氮磷等元素时向环境中释放有机物。同时,细菌能够分解微藻产生的分泌物及死亡的藻细胞,产生的分解产物反过来被微藻吸收利用。然而,当生存环境中的营养物质不满足藻-菌共同生长的需求时,微生物也会调整各自的代谢途径以争夺生存所需的养分,当环境中可溶性磷含量过低时,细菌吸收利用磷酸盐的能力强于微藻。

2.1.2 生长促进与拮抗

细菌能够产生一些微藻无法合成的维生素,如微藻*Amphidinium operculatum*的生长十分依靠其生长环境中的盐单胞菌属细菌所合成的钴胺素(维生素B₁₂)。除此之外,细菌分泌的植物激素、胞外酶、铁载体等也能够促进微藻的生长。微藻的某些分泌物能够刺激细菌DNA的合成和促进细菌生物膜的形成,如小球藻、硅藻等所产生的胞外多糖是细菌生长和附着的良好基质。

细菌通过葡萄糖苷酶、几丁质酶、纤维素酶和其他酶的作用溶解藻类细胞,同时微藻产生的脂肪酸、亚麻酸、糖苷、萜烯、不饱和醛等代谢产物对一些细菌也具有活性抑制作用,如小球藻的胞外产物chlorellin被证明可抑制金黄色葡萄球菌的生长。

2.2 微生物群体调控

藻-菌之间通过分泌介导物质影响对方生长代谢的机制大多数是基于信号的产生、识别、运输和

吸收过程,而QS和QQ机制则在其中起到了关键作用。此外,该种化学物质的分泌和交流可能最终促使相邻微生物间水平基因转移而导致藻-菌间部分基因组共享^[13]。

在QS系统中,细菌在胞内合成某些小分子化学信号物质并与外部环境进行物质交换,且随着细胞密度的增加信号分子浓度逐渐提高,当信号分子浓度积累至响应阈值时,胞内受体与信号分子特异性结合,继而实现对细胞基因表达和生理行为的调控。QQ是QS的一种抑制性反应,指的是QS作用过程中可以被干扰和中断,从而抑制介导细菌行为的基因表达过程。ABGS中QS信号分子的产生和功能对于颗粒化进程和颗粒结构的维持是必不可少的。微生物通过其QS活性采取不同的策略,以协同

或拮抗的方式调节细胞间的相互作用。基于信号分子N-酰化高丝氨酸内酯类(AHLs)的QS和QQ在废水生物处理中的存在及其作用受到了高度关注,研究表明,AHLs相对含量与污泥密度、微生物黏附性及PN浓度之间具有显著的正相关性;群体感应信号分子AHLs在维持ABGS结构稳定性方面以及调控ABGS中微生物群落结构方面具有重要作用^[4]。

3 ABGS除污效果及机理

在不同运行条件下,ABGS系统均能实现较好的除污效果^[4-6,12,14-16](见表1)。通常成熟稳定的ABGS系统与AGS系统对COD、NH₄⁺-N、TP的去除效果相当,且ABGS可在无外部曝气条件下保持良好的除污性能,在降耗方面有显著优势^[10-11]。

表1 ABGS在废水处理中的表现

Tab.1 Performances of ABGS in wastewater treatment

污水特性	形成方式	颗粒特性	操作参数	除污效果
合成废水: COD为(309.4±18.7) mg/L NH ₄ ⁺ -N为(213.6±17.2) mg/L PO ₄ ³⁻ -P为(9.7±1.4) mg/L	SBR反应器,阳光照射成熟的硝化AGS诱导藻类自然生长	SVI ₅ :39.6 mL/g; 粒径:2.9 mm	温度:18~23℃;pH:7.0~8.2;DO:7.0~9.0 mg/L(曝气);水力停留时间(HRT):8.0 h;光照强度:1 531 μmol/(m ² ·s);光照周期:自然昼夜	NH ₄ ⁺ -N:99%;总无机氮(TIN):18.9%~22.3%
合成废水: COD为400 mg/L NH ₄ ⁺ -N为50 mg/L PO ₄ ³⁻ -P为10 mg/L	SBR反应器,成熟ABGS	SVI ₅ :33.1~47.7 mL/g;粒径:(2.62±0.53) mm	温度:25℃;pH:7.5~7.7;HRT:7.5 h;固体停留时间(SRT):30 d;光照强度:90 μmol/(m ² ·s);光照周期:12 h光照/12 h黑暗	COD:96%;NH ₄ ⁺ -N:99%;TN:15 mg/(gMLVSS·d);TP:3.5 mg/(gMLVSS·d)
合成废水: COD为300 mg/L NH ₄ ⁺ -N为35 mg/L PO ₄ ³⁻ -P为10 mg/L	SBR反应器,成熟AGS与小球藻和栅藻耦合培养	SVI ₅ :(24.0±1.6) mL/g;粒径:0.98 mm	温度:26℃;pH:7.5~7.7;MLSS:2 800 mg/L;光照强度:75 μmol/(m ² ·s);光照周期:12 h光照/12 h黑暗	NH ₄ ⁺ -N:(98.4±1.1)%; TIN:(50.2±3.3)%; PO ₄ ³⁻ -P:(34.7±6.1)%
合成废水: COD为200 mg/L NH ₄ ⁺ -N为35 mg/L PO ₄ ³⁻ -P为10 mg/L	SBR反应器,成熟AGS与小球藻和栅藻耦合培养	SVI ₅ :22~30 mL/g;粒径:0.59~0.72 mm	温度:26℃;pH:7.2~7.7;HRT:8.0 h;光照强度:75 μmol/(m ² ·s);光照周期:12 h光照/12 h黑暗	NH ₄ ⁺ -N:9.4~9.8 mg/gSS; TN:3.5~3.8 mg/gSS; PO ₄ ³⁻ -P:1.1~1.2 mg/gSS
合成废水: COD为400 mg/L NH ₄ ⁺ -N为50 mg/L PO ₄ ³⁻ -P为10 mg/L	振荡式SBR反应器,成熟ABGS	SVI ₅ :(77.5±1.8) mL/g;粒径:(3.77±1.09) mm;完整性系数:7.4%~8.4%	温度:25℃;HRT:24.0 h;SRT:30 d;光照强度:88~122 μmol/(m ² ·s);光照周期:12 h光照/12 h黑暗	COD:94.4%~94.8%; NH ₄ ⁺ -N:99%; TN:69.2%~71.7%
合成废水: COD为1 200 mg/L NH ₄ ⁺ -N为200 mg/L PO ₄ ³⁻ -P为16 mg/L	SBR反应器,絮状活性污泥在光照条件下实现藻类生长和颗粒化	SVI ₃₀ :28~34 mL/g;粒径:1.79~3.62 mm	温度:26℃;pH:7.0~8.3;HRT:8.0 h;SRT:25 d;光照强度:(142±10) μmol/(m ² ·s);光照周期:12 h光照/12 h黑暗	COD:96.7%;NH ₄ ⁺ -N:99%;TN:59.8%~70.5%; PO ₄ ³⁻ -P:89.9%
合成废水: COD为600 mg/L NH ₄ ⁺ -N为200 mg/L PO ₄ ³⁻ -P为20 mg/L	CF内分离反应器,成熟AGS和ABGS以1:1比例混合培养	SVI ₅ :44~49 mL/g;粒径:1.09~1.41 mm	温度:25℃;DO:7.0~8.0 mg/L(曝气);HRT:6.0 h;SRT:30~70 d;光照强度:18 μmol/(m ² ·s)	COD:95%~96%;NH ₄ ⁺ -N:99%;TN:94%~99%;TP:46%~50%

3.1 碳的去除

污水中的有机碳主要通过微生物的同化作用和异化作用去除,细菌和微藻对有机碳和无机碳的协同利用加强了ABGS去除COD和固定CO₂的能

力,其除碳机理如图1所示。细菌通过分解作用吸收有机碳释放CO₂为微藻光合作用提供无机碳源,同时通过合成代谢吸收有机物。大部分光能自养型微藻通过光合作用吸收CO₂产生O₂并合成糖类等

有机物质用于自身生长,也存在部分异养型和混合营养型微藻可以直接利用污水中的有机物。ABGS对不同种类有机碳的去除效率也有所不同,对复杂有机物(如蔗糖)的去除效率低于简单有机物(如葡萄糖、醋酸盐)^[10]。

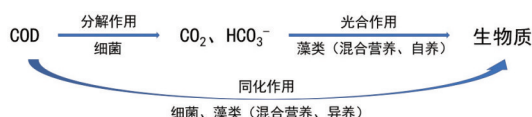


图1 ABGS去除碳的机理

Fig.1 Carbon removal mechanism by ABGS

3.2 氮的去除

ABGS去除氮的主要途径包括微生物同化作用和硝化-反硝化作用,其除氮机理如图2所示。微藻能够固定和吸收 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、 NH_4^+ -N,而硝态氮进入藻细胞后会在还原酶的作用下转化为 NH_4^+ -N,进而在合成酶的作用下转化为氨基酸。好氧环境中, NH_4^+ -N在氨氧化细菌(AOB)和亚硝酸盐氧化菌(NO_B)的作用下分别氧化为 NO_2^- -N和 NO_3^- -N;缺氧环境中反硝化细菌再将 NO_3^- -N还原为 NO_2^- -N,进而还原为 N_2 或 N_2O ,以气态形式去除。此外,当ABGS粒径较大时,颗粒内部存在好氧/缺氧/厌氧的区域,可能发生同步硝化反硝化(SND)。部分硝化与厌氧氨氧化(Anammox)技术通过调控操作条件将硝化过程限制在亚硝酸盐积累的阶段,而后 NO_2^- -N与 NH_4^+ -N在厌氧氨氧化细菌的作用下转化为 N_2 。目前,已有研究验证了Anammox在ABGS中应用的可能^[14]。

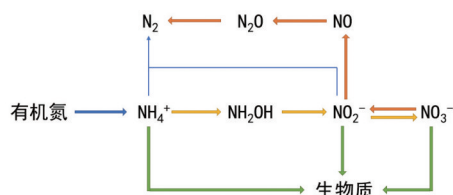


图2 ABGS去除氮的机理

Fig.2 Nitrogen removal mechanism by ABGS

在藻-菌共生体系的相关报道中,生物脱氮的主要途径是细菌的硝化和反硝化作用^[2]。然而,对硝化-反硝化作用相关细菌的基因丰度分析表明,微生物的同化作用才是ABGS除氮的主要机理^[9]。

3.3 磷的去除

ABGS去除磷的主要途径包括微生物同化作用和聚磷积累,其中超过70%的可溶性磷通过微藻

Pantanalinema 细胞中聚磷酸盐(Poly-P)的形成去除。黑暗条件下微藻异养生长, Poly-P水解、糖原分解为藻细胞生长代谢提供能量;光照条件下光能供给糖原储存、细胞生长所需的能量,同时吸收大量可溶性磷合成聚磷。聚磷菌(PAOs)也可通过厌氧条件下释磷和好氧条件下过量聚磷达到去除磷的作用。与此同时,微藻和细菌都可以直接吸收可溶性磷转化为细胞自身生长所需的有机磷。

3.4 其他污染物的去除

ABGS对Cr(VI)的生物吸附过程主要包括静电作用、离子交换、表面络合和生物还原。ABGS由于在生物吸附/解吸过程中具有良好的稳定性和沉降性,是一种很有发展前景的高效生物吸附剂。重金属在被去除的过程中也会影响ABGS的性能, Cd^{2+} 通过改变微藻和细菌之间的共生关系而对ABGS的性能和物理性质产生负面影响^[17]。四环素主要通过ABGS的生物吸附和生物降解来去除,当四环素浓度 $<1 \text{ mg/L}$ 时,生物吸附对四环素去除的贡献率更高。与此同时,四环素的加入抑制了微藻的吸收作用以及绿球藻和小球藻的生长,从而导致藻-菌颗粒污泥中共生关系的解耦。因此,在实际应用中可以考虑通过曝气或结合预处理(如高级氧化)的方式来促进生物降解^[18]。ABGS对不同抗生素的去除效果不同,考虑到实际污水中抗生素浓度的数量级,利用ABGS处理常规含抗生素污水是可行的。此外,ABGS对聚苯乙烯微塑料也表现出良好的适应性和去除能力^[8]。

4 ABGS的形成和影响因素

4.1 ABGS的形成方式及机理

由于微藻和细菌耦合关系的形成并不依赖于污泥颗粒化的进程,因此微藻能以不同方式在污泥颗粒化进程中的不同时期加入细菌。但无论以何种方式构建ABGS系统,充足的光照都是维持藻类生长的必要条件。在持续光照和外加一定选择压的条件下,絮状活性污泥可实现藻类生长和污泥颗粒化的同时进行,此时ABGS系统的启动进程以及最终形成的ABGS特性受到光照条件、种泥、进水组成、有机负荷率、反应器设计、沉降时间、曝气强度等操作参数的影响^[4]。而成熟的AGS可通过接种特定种类的功能性微藻和外加光源诱导藻类生长两种方式形成ABGS^[6,14],且接种AGS的粒径也会对

ABGS系统的启动产生影响,接种0.8~1.4 mm的AGS更有利于维持颗粒的稳定性和减少曝气能耗^[19]。

颗粒污泥的形成依赖于微生物细胞间的物理接触、吸引黏附、EPS分泌以及适当的水力剪切力,当外界光源诱导絮状污泥形成ABGS时,细菌和藻类相互黏附形成团聚体,并作为颗粒污泥的核心,加速污泥的颗粒化进程,同时藻类与细菌间的相互作用提高了颗粒结构的稳定性。而以AGS为基础建立ABGS系统在造粒速度方面表现出较大优势,其过程包括适应期、重组期和成熟期三个阶段^[7]。初期,藻类的加入会促使细菌分泌更多的EPS以保持自身结构的稳定性,随着藻类从AGS外层向内层的侵入,AGS的结构在不同程度上被破坏后重组并形成结构更为致密、性能更加稳定的ABGS。不同的构建方式均能形成结构稳定、性能良好的ABGS,基于成熟AGS的形成方式耗时更短,但获取足量的AGS在实际应用中较难实现,因此由絮状活性污泥诱导形成ABGS的方式可能更具工程应用价值。

除通过一些典型的工艺运行参数对其进行调控外,研究人员还发现一些新的技术手段可以达到系统加速启动和强化稳定运行的目的。在AGS系统中接种一定量的成熟ABGS可以加速其向ABGS系统的转化^[7]。Zhang等^[20]应用藻类-菌丝球作为初级核,将ABGS系统的启动缩短至12 d,并实现了稳定运行。Li等^[21]通过添加TiO₂-NPs加快了污泥颗粒化进程,在增强颗粒结构稳定性和致密性的同时显著增强了硝化作用。Ji等^[22]发现添加CO₂改变了ABGS的微生物群落和代谢途径,同时保持了颗粒结构的稳定性和致密性,并提高了整体反应器性能。Cao等^[23]建立了以丝状藻类为主导的新型ABGS体系,在实现颗粒稳定性大幅提升的同时显著提高了不同盐度下对N、P的去除率。

4.2 ABGS在形成及长期运行时的影响因素

4.2.1 光照强度

光照强度是影响藻类光吸收能力、细胞养分吸收和生物质生长的关键因素之一。研究^[4]表明,光照强度对颗粒中细菌和藻类的群落结构具有显著影响,在低光照强度下形成的ABGS在沉降性能、EPS产量、COD和TN去除率方面表现良好;而高光照强度下的颗粒化则加速了生物质的增长,提高了TP的去除率。Fan等^[24]发现,适当提高光照强度可显著增强ABGS的同化作用,改善无外部曝气ABGS系统

的性能。同时,最新的研究证明,通过较强阳光照射的方式,在处理低C/N废水的ABGS中可实现部分硝化和高脂质生产,表明部分硝化与厌氧氨氧化(Anammox)耦合处理在ABGS中应用的可能性^[14]。

4.2.2 光照周期

光照周期的变化会对微藻的生物质增长和脂质积累造成影响。光照周期过长(16 h光照/8 h黑暗、24 h光照)或过短(8 h光照/16 h黑暗)均不利于藻细胞的生长,光照周期适中(12 h光照/12 h黑暗)藻细胞生长速率和活性达到最大值^[4]。在室外条件下进行的实验表明,ABGS工艺在废水处理中对自然昼夜交替的适应性潜力较好,为降低ABGS系统的运行能耗提供了新的思路^[25]。

4.2.3 温度

微生物在不同温度下显示出的生长活性不同,温度升高通常会导致代谢活性增强,而较低的温度则会抑制微藻的生长。在15~30℃范围内,ABGS除污性能良好;COD和TP的最大去除率分别出现在30℃和22℃,而氨氮的去除没有受到温度的显著影响;微藻和细菌对COD、氨氮和磷同化去除的贡献似乎与温度有关,低温下细菌较微藻的贡献占主导地位,而高温下则相反;而且温度可以改变ABGS中微藻与细菌的共生关系。

4.2.4 pH

弱碱性pH有利于ABGS的培养,不同种类微藻对pH变化的适应耐受程度不同,大部分微藻适宜在pH为7.0~9.0的条件下生存。过酸环境容易引起丝状菌的大量增殖,不利于污泥的颗粒化进程;过碱环境会抑制微生物的生长代谢活性并导致氨氮的逸出。此外,培养环境中pH还会受到光照强度和曝气强度的影响,稳定的pH也可以表明微藻和细菌之间良好的协作关系^[1]。

4.2.5 进水C/N

进水C/N的变化对颗粒粒径及其分布有一定的影响,较高的COD负荷通常会导致污泥颗粒更大,结构更紧凑;低碳进水(C/N比分别为4、2、1)可能会限制ABGS中快速沉降菌的生长,导致颗粒沉降性能有所下降。同时较低的C/N比对颗粒的稳定性以及系统中的硝化和反硝化过程有一定的负面影响,而对TP的去除率影响不大^[15]。微藻和细菌之间的相互作用促进了EPS的分泌,而EPS可以提供结合位点以加速氮从水溶液向细胞的迁移和去除,因

此ABGS系统能快速调整并积极响应进水碳浓度的降低,且仍能保持良好的颗粒稳定性和完整性^[26]。Chen等^[27]进一步的研究发现,较高的有机负荷有利于提高ABGS中可回收磷和类藻酸盐的含量。

4.2.6 进水盐度

由于各行各业的含盐废水产量迅速增加,盐度干扰正成为市政污水处理厂高度关注的问题之一,而ABGS在处理含盐废水时表现出良好的稳定性。研究证明,采用SBR反应器可成功地在盐度为0~3%的废水中培养结构紧凑、光滑的ABGS,且高盐度(1%~3%)增强了生物质的增长和颗粒沉降性能。同时研究表明,在3%的盐度下,硝化细菌的活性被完全抑制,而对有机物的去除影响不大^[28];4%的盐度对ABGS中的脂质积累具有增强作用^[29]。进水盐度的突然升高会对ABGS中生物质增长和颗粒结构完整性造成负面影响,进而导致氮磷去除率和颗粒TP含量的降低;而高盐度干扰(1%~3%)对有机物的去除无明显影响;当盐度干扰被消除时,盐胁迫颗粒对TIN的去除得到增强,对TP的去除则略有抑制,且颗粒稳定性良好^[30]。此外,Meng等^[31]发现,在采用连续流反应器(CFR)培养ABGS时高盐度能够促进藻类的生长并提高脂质的产量,但不利于亚硝化单胞菌和黄杆菌的生长。

4.2.7 HRT

通过合理调控HRT可以加快污泥颗粒化进程。在较低的HRT下,通过快速选择沉降性能良好的生物物质,可加速颗粒的形成,提高颗粒的沉降性能,同时保证颗粒结构的稳定性;且HRT的降低提高了系统的COD负荷,有利于异养微生物的生长,提高了生物物质产量;但是HRT的改变并不会对最终形成ABGS的微生物群落结构造成明显影响^[32]。

4.2.8 SRT

SRT是控制微生物生长速率的一个关键操作参数,并且可能是控制微藻群落组成、群落多样性和系统功能稳定性的重要因素。研究结果表明,较长的SRT促进了细菌的稳定硝化作用,但SRT较短时真核生物多样性以及功能稳定性更高,并表现出更加良好的TN去除能力^[33]。连续流反应器中SRT的增加有利于颗粒结构的形成和沉降性能的提高^[34]。值得注意的是,颗粒污泥内层和外层部分的SRT存在差异,在微生物群落结构层面对系统的SRT进行评估和调控可能更具有工程实践意义。

5 结语

ABGS具有除污效果好、能耗低、减少碳排放和实现资源回收等优势,而且ABGS中较为复杂的藻-菌共生关系以及不同的光照、温度、pH等环境条件对ABGS特性的调控为其应用于不同场景并处理不同类型的污水提供了可能,更加证实了ABGS在污水处理和资源回收方面具有巨大潜力,也为“双碳”目标下污水处理技术的发展提供了新的研究方向和思路。但是,目前对ABGS的研究基本停留在实验室规模,未来实现较大规模的应用仍面临巨大挑战。

① ABGS系统对环境变化的响应机制和适应能力与其复杂的藻-菌关系紧密相关。目前,对藻-菌关系的深入研究主要涉及AHLs类信号分子与颗粒特性的相关性以及基于此类信号分子的ABGS强化策略。由于测定手段不完善等,对其他种类信号分子的研究仍较少。同时,对不同种类信号分子的调控机制也缺乏系统深入的研究。因此,应在分子水平上深入研究藻-菌之间的相互作用模式以全面建立ABGS的生物学机制,以便更好地理解藻-菌关系与ABGS特性之间的联系,为探究ABGS经济可行的启动和运行策略提供理论依据,从而充分发挥藻-菌高效协同处理污染物的优势。

② 目前,已实现的ABGS建立方式主要依赖于实验室条件下稳定的光照条件、曝气速率、进水水质,而在大型构筑物中实现充足稳定的光照受到泥水透光性差、设备表层易形成生物膜的阻碍,光照和曝气设备的长期运行成本较高,ABGS在实际生活污水中的运行稳定性也缺乏探究。为了加快ABGS由实验室走向工程应用,应在考虑启动时间、长期运行稳定性、光照及曝气能耗的基础上,对比分析不同的ABGS系统建立方式在实际应用中的可能性和便利性,综合讨论外部光照和曝气的必要性以及反应器和耗能设备的经济最优组合;同时针对不同的水处理工程需求,优化操作参数以得到性能最佳的藻-菌组合和颗粒粒径。

③ ABGS在资源回收方面的优势主要体现在藻类中高质量碳水化合物和脂质可再生资源生产能力,而其回收产量受进水水质、操作条件、回收手段等多方面因素的影响,且生物质的提取手段复杂和处理成本较高,因此仍需考察将ABGS生物质转

化为生物燃料等产品的经济效益、使用价值及可能造成的环境影响,探索一种或多种具有普适性的回收手段以实现经济高效的资源和能源回收,并提出经济可行且环境友好的技术方案。

参考文献:

- [1] WANG H, DENG L W, QI Z Y, *et al.* Constructed microalgal-bacterial symbiotic (MBS) system: classification, performance, partnerships and perspectives [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 803: 150082.
- [2] JI B, SHI Y T, YILMAZ M. Microalgal-bacterial granular sludge process for sustainable municipal wastewater treatment: simple organics versus complex organics [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 46: 102613.
- [3] JI B, LIU Y. Assessment of microalgal-bacterial granular sludge process for environmentally sustainable municipal wastewater treatment [J]. *ACS ES & T Water*, 2021, 1(12): 2459-2469.
- [4] 张冰. 菌藻共生好氧颗粒污泥的形成机理及基于QS的强化机制[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2019: 46-137.
ZHANG Bing. The Formation and Enhancement Mechanisms of Algal-Bacterial Symbiotic Granular Sludge Based on Quorum Sensing [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2019: 46-137 (in Chinese).
- [5] ZHAO Z W, LIU S, YANG X J, *et al.* Stability and performance of algal-bacterial granular sludge in shaking photo-sequencing batch reactors with special focus on phosphorus accumulation [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 280: 497-501.
- [6] LIU L, ZENG Z C, BEE M Y, *et al.* Characteristics and performance of aerobic algae-bacteria granular consortia in a photo-sequencing batch reactor [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 349: 135-142.
- [7] ZHANG Y H, DONG X C, LIU S, *et al.* Rapid establishment and stable performance of a new algal-bacterial granule system from conventional bacterial aerobic granular sludge and preliminary analysis of mechanisms involved [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, 34: 101073.
- [8] HOU H, WANG S L, JI B, *et al.* Adaptation responses of microalgal-bacterial granular sludge to polystyrene microplastic particles in municipal wastewater [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 29(40): 59965-59973.
- [9] JI B, ZHANG M, GU J, *et al.* A self-sustaining synergetic microalgal-bacterial granular sludge process towards energy-efficient and environmentally sustainable municipal wastewater treatment [J]. *Water Research*, 2020, 179: 115884.
- [10] JI B, WANG S L, SILVA M R U, *et al.* Microalgal-bacterial granular sludge for municipal wastewater treatment under simulated natural diel cycles: performances-metabolic pathways-microbial community nexus [J]. *Algal Research*, 2021, 54: 102198.
- [11] GUO D, ZHANG X, SHI Y, *et al.* Microalgal-bacterial granular sludge process outperformed aerobic granular sludge process in municipal wastewater treatment with less carbon dioxide emissions [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(11): 13616-13623.
- [12] 刘琳, 叶嘉琦, 刘玉洪, 等. 好氧污泥-微藻耦合颗粒的培养及特性研究 [J]. *中国环境科学*, 2017, 37(7): 2536-2541.
LIU Lin, YE Jiaqi, LIU Yuhong, *et al.* Research on the development and properties of aerobic sludge-microalgae granular system [J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(7): 2536-2541 (in Chinese).
- [13] JIANG L Q, LI Y Z, PEI H Y. Algal-bacterial consortia for bioproduct generation and wastewater treatment [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2021, 149: 111395.
- [14] HUANG W L, LIU D F, HUANG W W, *et al.* Achieving partial nitrification and high lipid production in an algal-bacterial granule system when treating low COD/NH₄⁺-N wastewater [J]. *Chemosphere*, 2020, 248: 126106.
- [15] ZHAO Z W, YANG X J, CAI W, *et al.* Response of algal-bacterial granular system to low carbon wastewater: focus on granular stability, nutrients removal and accumulation [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 268: 221-229.
- [16] AHMAD J S M, CAI W, ZHAO Z W, *et al.* Stability of algal-bacterial granules in continuous-flow reactors to treat varying strength domestic wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 244(Part 1): 225-233.
- [17] WANG S L, JI B, CUI B H, *et al.* Cadmium-effect on performance and symbiotic relationship of microalgal-bacterial granules [J]. *Journal of Cleaner Production*,

- 2021, 282: 125383.
- [18] WANG S L, JI B, ZHANG M, *et al.* Tetracycline-induced decoupling of symbiosis in microalgal-bacterial granular sludge [J]. *Environmental Research*, 2021, 197: 111095.
- [19] ZHANG B, LI W, WU L, *et al.* Rapid start-up of photo-granule process in a photo-sequencing batch reactor under low aeration conditions: effect of inoculum AGS size[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 820: 153204.
- [20] ZHANG B, WU L, SHI W X, *et al.* A novel strategy for rapid development of a self-sustaining symbiotic algal-bacterial granular sludge: applying algal-mycelial pellets as nuclei[J]. *Water Research*, 2022, 214: 118210.
- [21] LI B, HUANG W L, ZHANG C, *et al.* Effect of TiO₂ nanoparticles on aerobic granulation of algal-bacterial symbiosis system and nutrients removal from synthetic wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 187: 214-220.
- [22] JI B, LIU C. CO₂ improves the microalgal-bacterial granular sludge towards carbon-negative wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2022, 208: 117865.
- [23] CAO J H, CHEN F Z, FANG Z, *et al.* Effect of filamentous algae in a microalgal-bacterial granular sludge system treating saline wastewater: assessing stability, lipid production and nutrients removal [J]. *Bioresource Technology*, 2022, 354: 127182.
- [24] FAN S Q, ZHU L, JI B. Deciphering the effect of light intensity on microalgal-bacterial granular sludge process for non-aerated municipal wastewater treatment [J]. *Algal Research*, 2021, 58: 102437.
- [25] WANG S L, ZHU L, JI B, *et al.* Microalgal-bacterial granular sludge process in non-aerated municipal wastewater treatment under natural day-night conditions: performance and microbial community [J]. *Water*, 2021, 13(11): 1479.
- [26] LI X, ZHANG C F, QU W Y, *et al.* Role of nitrogen transport for efficient energy conversion potential in low carbon and high nitrogen/phosphorus wastewater by microalgal-bacterial system[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 351: 127019.
- [27] CHEN X Y, WANG J X, WANG Q, *et al.* A comparative study on simultaneous recovery of phosphorus and alginate-like exopolymers from bacterial and algal-bacterial aerobic granular sludges: effects of organic loading rate[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 357: 127343.
- [28] MENG F S, LIU D F, HUANG W L, *et al.* Effect of salinity on granulation, performance and lipid accumulation of algal-bacterial granular sludge [J]. *Bioresource Technology Reports*, 2019, 7: 100228.
- [29] MENG F S, LIU Y, ZHANG P, *et al.* Advanced treatment of salty eutrophication water using algal-bacterial granular sludge: with focus on nitrogen removal, phosphorus removal, and lipid accumulation [J]. *Bioresources*, 2019, 14(4): 9518-9530.
- [30] DONG X C, ZHAO Z W, YANG X J, *et al.* Response and recovery of mature algal-bacterial aerobic granular sludge to sudden salinity disturbance in influent wastewater: granule characteristics and nutrients removal/accumulation[J]. *Bioresource Technology*, 2021, 321: 124492.
- [31] MENG F S, HUANG W W, LIU D F, *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.
- [32] TREBUCH L M, OYSERMAN B O, JANSSEN M, *et al.* Impact of hydraulic retention time on community assembly and function of photogranules for wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2020, 173: 115506.
- [33] BRADLEY I M, SEVILLANO-RIVERA M C, PINTO A J, *et al.* Impact of solids residence time on community structure and nutrient dynamics of mixed phototrophic wastewater treatment systems [J]. *Water Research*, 2019, 150: 271-282.
- [34] BUITRÓN G, CORONADO-APODACA K G. Influence of the solids retention time on the formation of the microalgal-bacterial aggregates produced with municipal wastewater[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 46: 102617.
-
- 作者简介:**王弘宇(1976—),男,湖北荆门人,博士,教授,主要从事污水处理与资源化、高浓度难降解有机工业废水处理工艺与技术、水环境生态修复技术、水处理功能材料的开发及应用等方面的研究工作。
- E-mail:**hywang96@126.com
- 收稿日期:**2022-07-05
- 修回日期:**2022-08-06

(编辑:丁彩娟)