



好氧颗粒污泥结构特点及稳定性研究进展

陈 颖¹, 陈 垚^{1,2}, 李 聪¹, 袁绍春¹

(1. 重庆交通大学河海学院, 重庆 400074; 2. 重庆交通大学环境水利工程重庆市工程实验室, 重庆 400074)

[摘要] 好氧颗粒污泥(aerobic granular sludge, AGS)具有较高的生物丰度、良好的沉降性能、高效的脱氮除磷及抗冲击负荷等优点,在废水处理领域得到广泛关注。但成粒速度慢,成粒后易解体是限制 AGS 广泛应用的技术瓶颈。因此,实现 AGS 快速颗粒化并维持稳定结构是 AGS 技术推广应用的关键。首先通过成粒模型假说总结了 AGS 典型的结构,分析了优势菌群及其空间分布特性,之后从宏观和微观 2 个尺度论述了关于 AGS 结构稳定性影响因素方面的研究进展,并指出了 AGS 技术今后的研究重点。

[关键词] 好氧颗粒污泥;颗粒结构;菌胶团;丝状菌;结构稳定性

[中图分类号] X703 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2021)10-0028-08

Research progress on the structural characteristics and stability of aerobic granular sludge

CHEN Ying¹, CHEN Yao^{1,2}, LI Cong¹, YUAN Shaochun¹

(1. School of River and Ocean Engineering, Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China;

2. Engineering Laboratory of Environmental Hydraulic Engineering of Chongqing Municipal

Development and Reform Commission, Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China)

Abstract: Aerobic granular sludge (AGS) has the advantages of high biodiversity richness, good settling property, high efficiencies of nitrogen and phosphorus removal, and better resistance to shock loads, which has attracted a wide spread attention in the field of wastewater treatment. However, it still faces great challenges in widespread application due to the bottleneck of slow speed and time-consuming in granulation process and easy particle disintegration after granulation. Therefore, rapid granulation and keeping particle structure stability is the key to the extension and practical application of AGS technology. The typical morphological structures of AGS were summarized firstly with the granulation model hypotheses, and then the dominant microflora and its spatial distribution feature were analyzed. The research progress of the influencing factors on particle structure stability were mainly discussed thereafter from the macro- and micro-scale. Finally, the future research emphasis of AGS technology was proposed.

Key words: aerobic granular sludge (AGS); granular structure; zoogloea; filamentous bacteria; structure stability

好氧颗粒污泥(AGS)是在适宜的条件下,通过微生物自凝聚而形成的颗粒状生物聚集体,常被看做作为一种特殊的生物膜。与传统的活性污泥法相比,AGS 技术具有沉降性能好、抗冲击负荷能力强、占地面积小、微生物丰富等优点,具有广阔的应用前景^[1-2]。自首次发现 AGS 至今,AGS 技术已经历了近

30 年的发展和实践,期间国内外学者对 AGS 的理化性质、除污特性、成粒机制等进行了大量研究,进一步拓宽了其应用范围^[3]。但如何缩短 AGS 成粒时间,并在实际应用中维持其结构和功能稳定性,避免出现颗粒解体、污泥上浮、除污性能下降等问题成为该技术得以推广应用的关键^[4]。为使 AGS 技术得到

[基金项目] 重庆市留创计划资助项目(cx2017065);重庆市青少年创新人才培养雏鹰计划项目(CY200701);重庆市教委科学技术研究项目(KJ1705140)

更好的发展,笔者首先通过成粒模型总结了 AGS 的典型形态结构,分析了优势菌群及其空间分布特性,并从宏观和微观 2 个尺度重点论述了有关 AGS 结构稳定性影响因素方面的研究进展,并指出了该技术今后的研究重点。

1 好氧颗粒污泥形态分类

AGS 的形成是一个由物理、化学和生物学共同参与的复杂过程,学者们从不同角度进行探究并提出了相应的成粒模型假说,但尚未形成统一结论。其中,“胞外聚合物假说”^[5]、“金属离子假说”^[6]和“信号分子假说”^[6]均强调微生物可通过分泌具有黏性的胞外聚合物(EPS),辅以金属离子螯合作用,形成以菌胶团为成粒基础的“菌胶团型”AGS。“丝状菌假说”^[5-6]认为,基本不分泌 EPS 的丝状菌可通过特殊的丝状外形相互缠绕构成 AGS 骨架,形成“丝状菌型”AGS。而“晶核假说”和“自凝聚假说”^[7]则认为,丝状菌和菌胶团可在合适的反应体系和环境条件下,通过共同作用形成“综合型”AGS。

1.1 菌胶团型 AGS

菌胶团型 AGS 是以微生物分泌的 EPS 为“胶黏剂”,通过吸附水中游离微生物、有机质、金属离子等形成菌胶团,并在外力作用下其不断融合、生长,进而形成表面规则且致密的 AGS^[8]。依靠 EPS 吸附微生物细胞形成的菌胶团^[5],可聚集氧化分解水中大分子有机物,为细菌、原生动物等微生物提供生长所需的营养物质和生存环境,进而形成一个高密度的微生物共生体系。其中,微生物在该共生体系中的凝聚作用受 EPS 含量所调控。Xia WANG 等^[9]研究发现,从活性污泥中提取的菌株(*Enterobacter* sp. strain FL)的自凝聚性与其分泌的 EPS 含量成正比。Zhe LIU 等^[10]通过改变水力条件并外加聚合氯化铝(PAC)刺激微生物细胞分泌出更多的 EPS,进而增强了微生物的凝聚作用,加速了 AGS 的形成。

1.2 丝状菌型 AGS

以丝状菌为基础形成的 AGS,其成粒初期无需 EPS 和菌胶团参与,主要依靠丝状菌的位阻和机械作用形成比表面积较大的多孔网状结构,网捕水中游离的微生物和有机质^[5],进而形成结构密实的 AGS^[11]。丝状菌过度繁殖是导致活性污泥膨胀的主要诱因,但研究表明,在适当工艺条件下,丝状菌的

存在不仅不会诱发污泥膨胀,反而能够提高生物密实度并改善污泥沉降性能,进而培育出丝状菌型 AGS。林勇山等^[12]在絮状污泥中接种 15% 的丝状菌,结果在 15 d 内便形成了丝状菌型 AGS,大大缩短了成粒时间。李志华等^[11]研究发现,丝状菌菌丝种属和缠绕方式对丝状菌型 AGS 的结构形态(发散或密实)和稳定性影响显著,不规则生长的单一菌种更易形成颗粒密实、结构稳定和理化性能良好的 AGS。因此,丝状菌型 AGS 的培育可为探究快速成粒条件并解决污泥膨胀问题提供新思路。

1.3 综合型 AGS

关于综合型 AGS 的成粒过程,目前存在 2 种截然不同的学术观点。有学者研究认为,综合型 AGS 是以 EPS 为骨架(即菌胶团为基础),丝状菌附着穿插于其中。Mingyuan CHEN 等^[13]研究发现,成熟的 AGS 是以蛋白质(PN)为核心,多糖(PS)为骨架,丝状菌贯穿其中而形成。作为 EPS 中的疏水基团,PN 对 AGS 成粒效果及结构形态起决定性作用。而 EPS 中的 PS,尤其是具有一定机械强度和高胶黏特性的 β -多糖则作为 AGS 的骨架形成网状结构^[14],直接黏连游离的丝状菌等微生物,其同样决定了颗粒的结构稳定性。但也有学者研究认为,综合型 AGS 是以丝状菌作为骨架。邵享文等^[15]通过延长进水时间和降低乙酸浓度有效促成了 AGS 的形成,并发现在 AGS 形成初期,大量繁殖的丝状菌成为颗粒骨架,而 EPS 作为胶黏剂则贯穿其中。陆佳等^[16]同样发现,初形成期的颗粒污泥以丝状菌为内核,菌胶团附着于丝状菌骨架上,并在水力剪切作用下形成成熟的 AGS。

2 好氧颗粒污泥微生物特性

2.1 优势菌群

虽然絮状活性污泥在成粒过程中,选择压的胁迫作用会造成污泥颗粒的微生物量大幅减少,致使 AGS 的微生物多样性和丰富度有所下降,但一些利于 AGS 结构稳定和污染物去除的微生物反而得以保留和富集^[17]。因此,成熟的 AGS 不仅具有与接种污泥相当的生物活性和除污性能,而且还可同时维持其自身结构的稳定性。研究证实,AGS 的生态位受底物成分、反应器参数等因素影响显著,从而形成个体差异较大的细菌群落^[18]。以葡萄糖为碳源培养

的 AGS 更利于聚糖菌(GAOs)的富集,阻碍聚磷菌(PAOs)的生存,进而降低了 AGS 的除磷能力^[19]。而 Qiulai HE 等^[20]在以琥珀酸钠和乙酸钠作为混合碳源培养 AGS 时,发现 PAOs 可成为 AGS 的优势菌种,有效抑制了 GAOs 的富集,提高了 AGS 的结构稳定性及其除污性能。

尽管 AGS 的微生物种群具有一定的特异性,但不同环境所形成的 AGS 仍可能具有相似的优势菌群,并对污泥颗粒化及其除污性能起决定性作用^[1,21]。AGS 的优势菌门通常包括变形菌门(Proteobacteria)、放线菌门(Actinobacteria)、厚壁菌门(Firmicutes)、拟杆菌门(Bacteroidetes)、酸杆菌门(Acidobacteria)、疣微菌门(Verrucomicrobia)、绿弯菌门(Chloroflexi)和螺旋体门(Saccharibacteria)^[1,17]。李黔花等^[17]在利用 AGS 处理印染废水时发现,其优势菌门为 Proteobacteria,其中 α -Proteobacteria 纲的 *Magnetospirillum* 属在污染物去除过程中起主导作用。王佳伟等^[22]研究发现,在中试 SBR 反应器中培育的 AGS,其优势菌门为 Bacteroidetes 和 Proteobacteria,且 Proteobacteria 丰度占比最高,而在纲水平上,具有脱氮除磷功能的 β -Proteobacteria 纲丰度最大,进而使 AGS 具有良好的脱氮除磷性能。

2.2 菌群空间分布特性

成熟稳定的 AGS 在空间上存在清晰的分层界面,具有明显的菌群分层现象。通常而言,“综合型”AGS 中杆状菌紧密排列在颗粒表面^[1],而丝状菌贯穿于颗粒内部起骨架作用。但在一些情况(如添加特殊底物、改变水力剪切条件等)下,丝状菌也会缠绕于颗粒表面,通过吸附架桥作用将菌体细胞、菌胶团和有机物等进行连接聚集^[15]。溶解氧(DO)和底物在 AGS 内的传质扩散会随着颗粒粒径的增加,以及颗粒内部基质的阻挡而受到限制,使颗粒由外至内分别形成好氧区、兼氧区和厌氧区。AGS 空间传质的非均质化也进一步导致了菌群分层现象。Haohao SUN 等^[21]将 AGS 的空间结构划分为以好氧和兼氧微生物为主导的外壳和以厌氧微生物为主的内核,其中外壳和内核具有相似的 Shannon 指数($P>0.05$),而 Simpson 指数却存在显著差异($P<0.05$)。这一结果表明,微生物群落可同时分布在 AGS 的外壳和内核中,但空间传质的非均质化造成了菌群丰富度的差异化。同时,AGS 中形成的氧环境分区结构使其选

择性富集了利于颗粒结构稳定和污染物去除的微生物种群,进而提高了 AGS 的除污性能。但在 DO 浓度交替变化的反应体系中,成熟的 AGS 会同时发生 PAOs 和 GAOs 的富集,使其成为优势菌群,并占总细菌量的 74%^[23]。厌氧条件下,PAOs 和 GAOs 对外源性 COD 的去除可有效防止丝状菌的过度增殖,维持颗粒结构的稳定性。但 GAOs 对碳源的竞争会影响 PAOs 的除磷效果,因此,如何抑制 GAOs 的生物活性并提高 AGS 的除磷性能是目前的研究热点之一。

3 基于宏观尺度的好氧颗粒污泥结构稳定性影响因素

3.1 反应器

3.1.1 运行方式及高径比(H/D)

从现有研究来看,通常采用 SBR 反应器进行活性污泥的颗粒化,其原因主要在于:(1)SBR 作为充排式(fill-and-draw)反应器,其沉降时间短,利于 AGS 的成粒^[24];(2)SBR 具有底物充足活跃期和底物匮乏饥饿期 2 个独立阶段,而好氧饥饿期可占总循环周期的 75%以上^[4]。微生物在好氧饥饿期会消耗大量的 EPS,降低污泥表面负电荷并增强其疏水性,诱导污泥形成结构密实且稳定的 AGS^[25]。李冬等^[26]采用 SBR 反应器考察了不同曝气方式对 AGS 系统稳定性的影响,发现高-低阶梯曝气有利于颗粒污泥的结构稳定性,而低-高阶梯曝气则刚好相反,进一步表明好氧饥饿期对 AGS 成粒及结构稳定性的重要性。

通常认为较高的高径比(H/D 为 15~30)有利于促进表面密实的 AGS 的熟化^[18]。但赵锡锋等^[27]通过对国内外 AGS 系统中试及实际运行案例的研究,发现即使在 H/D 为 1~12 的条件下,SBR 反应器中仍能形成结构密实的 AGS。研究表明,在合适的运行条件下,SBR 反应器的 H/D 并不是微生物凝聚和颗粒结构维持的必要条件。

3.1.2 水力剪切力

为应对水流造成的剪切力作用,可通过改变 EPS 组分及其浓度来调控 AGS 内部的生物过程,以维持与外部环境的相对稳定。水力剪切力一般采用表观气速进行表征。研究证实,过低的水力剪切力会导致丝状菌过度繁殖,只有当表观气速大于 1.2 cm/s 才

能形成 AGS^[28]。同时,较高的水力剪切力也会刺激细胞分泌出更多的 EPS,促进污泥形成结构密实、外观完整的颗粒。在水力剪切作用下,颗粒表面的疏水性逐渐增强,进一步使 AGS 的结构稳定性得到改善。但过高的水力剪切力不仅造成运行成本过高,而且还会导致颗粒磨损性增加,导致颗粒机械强度受到破坏^[29]。水力剪切作用对污泥成粒及颗粒结构稳定性的影响还取决于底物浓度。T. R. DEVLIN 等^[30]研究发现,低浓度(COD<300 mg/L)废水即使在低表观气速(0.41 m/s)下,仍能形成结构稳定的颗粒污泥,而当 COD $\geq$ 600 mg/L 时,相同的水力剪切力却无法形成 AGS。

3.1.3 有机负荷

一般而言,AGS 可承受 2.5~15 kg/(m³·d)的有机负荷(OLR,以 COD 计)^[31]。过低或短时间内波动较大的 OLR 均可导致颗粒内丝状菌的大量繁殖,使得颗粒结构呈疏松多孔,造成 AGS 结构稳定性变差,影响系统运行效果。而过高的 OLR 固然可形成 AGS,但颗粒结构并不稳定,长时间运行后易发生颗粒解体现象。Yongqiang LIU 等^[32]研究发现,在 COD 负荷为 12 kg/(m³·d)的 OLR 条件下对接种的絮状活性污泥进行培育,3 d 后便可形成 AGS,但 2 周后污泥颗粒逐渐出现膨胀和解体现象;而当 COD 负荷降至 6 kg/(m³·d)后,快速形成的 AGS 却能长期保持颗粒结构的稳定。有研究认为,只有当 COD 负荷低于 9 kg/(m³·d)时,AGS 才能长期维持其结构稳定性^[33]。这是因为在相对较低的负荷条件下,污泥中易富集能分泌 EPS 的功能菌,尤其是可大量积累紧密型胞外聚合物(TB-EPS),而这类物质可显著调控 AGS 的结构稳定性^[34]。此外,动态变化的 OLR 运行模式有助于污泥的成粒并维持颗粒结构的稳定。Zhiming ZHANG 等^[33]研究发现,将 COD 负荷由初始的 5.5 kg/(m³·d)逐步降至 3.5 kg/(m³·d)时,污泥的成粒率和颗粒结构稳定性均得到显著提升。

3.1.4 其他因素

污泥停留时间(SRT)并不是影响微生物聚集成粒的必要因素,但却是维持颗粒结构稳定性的关键参数^[35]。Liang ZHU 等^[36]研究发现,过长的 SRT 会导致老化污泥无法排出,并造成 AGS 解体。因此,选择合适的 SRT,有利于 AGS 的结构稳定性。反应器中的 DO 浓度不仅会影响微生物代谢,还会影响颗

粒结构及其稳定性。DO 浓度过低,会造成颗粒内部发生厌氧代谢产生气体,加之低 DO 条件下丝状菌的大量繁殖,导致 AGS 易发生颗粒内部解体;而长时间的曝气会使 DO 浓度过高,并伴随过大的水力剪切力,也会造成颗粒发生破裂^[37]。有研究表明,只有 DO 浓度控制在其饱和浓度的 50%时才能维持 AGS 结构的稳定^[35]。

3.2 反应体系

3.2.1 底物条件

不同的底物条件(如碳源、金属离子等)对 AGS 的结构稳定性有较大影响。研究发现,当以葡萄糖作为唯一碳源时,异养微生物会成为优势菌群,虽然其增殖速度快,可显著提高污泥生物量,但也会导致丝状菌过度生长,造成 AGS 结构失稳;而以乙酸盐和琥珀酸盐作为混合碳源时,所培养的 AGS 则以杆状细菌为主,具有更高的结构稳定性和脱氮能力^[20]。

金属阳离子与污泥表面负电荷可通过结合或架桥方式形成稳定的三维立体结构,可加速污泥成粒过程并维持其稳定结构。M. SAJJAD 等^[38]研究发现,Ca²⁺易与 PS 中的 OH-结合形成黏性较大的污泥颗粒,而 Mg²⁺对 PN 基团中的酰胺基有较强的络合倾向,易形成疏水性强的 AGS。李昱欢等^[39]则利用 Al³⁺的物化-生化耦合过程,在较短时间内形成了颗粒密实且结构稳定的 AGS。此外,部分金属离子还可刺激微生物分泌出更多的 EPS,改善颗粒内部的胶黏性,进而有效避免了生物质的流失和颗粒结构的解体^[40]。

3.2.2 C/N

碳源是微生物代谢所需能量的电子供体,而氮源是构成微生物体内蛋白质的主要组成,显然,两者的比值(C/N)是影响微生物生长的重要因素。唐朝春等^[41]在进水 C/N 分别为 5、10 和 30 的条件下培养硝化 AGS,结果表明,当 C/N=10 时,形成的 AGS 结构密实,粒度最为均匀,沉降性能最好;C/N 较小时形成的 AGS 粒径大,结构蓬松且沉降性能差;而较大的 C/N 下形成的 AGS 虽结构密实,但小粒径颗粒占比多且不利于污泥沉降。同样,宋志伟等^[42]研究了 C/N 为 10、15 和 25 条件下形成的 AGS 的稳定性,结果表明,其结构稳定性最佳的 C/N 为 15。虽然过低或过高的 C/N 均不利于形成结构稳定的 AGS,但熟化后的 AGS 在处理低 C/N(<1)的高浓度氨氮

废水时,仍能表现出良好的结构稳定性和脱氮能力^[43]。这是因为 AGS 独特的分层结构能保证在外部较高的 DO 环境下颗粒污泥内部实现同步硝化反硝化过程,有效降低了对碳源的需求。

3.2.3 接种污泥

接种污泥浓度对 AGS 的培养影响较小,其适宜的 MLSS 为 1~20 g/L,SVI 为 7~220 mL/g^[27]。但接种污泥特性会对污泥成粒过程中微生物的凝聚进程产生显著影响。V. IVANOV 等^[44]研究发现,*Klebsiella pneumoniae* strain B 和 *Pseudomonas veronii* strain F 2 种菌株的自凝聚指数分别高达 65% 和 51%,采用含此菌株的污泥接种 8 d 后便可形成大量结构完整且表面密实的 AGS,相较于其他接种污泥所形成 AGS 的结构稳定性更高。Zhiwei SONG 等^[45]研究发现,相较于市政污水厂污泥,啤酒废水处理厂污泥更适作为接种污泥。这是因为啤酒废水处理厂污泥中含有某些 EPS 分泌能力强且自身凝聚度较高的菌群,更易形成结构稳定的 AGS。此外,以颗粒污泥或颗粒碎片进行接种时,可有效缩短絮状污泥的成粒时间。黄思琦等^[46]通过接种厌氧颗粒污泥,在 30 d 内便培养出成熟的 AGS,并成功将接种的厌氧颗粒污泥中部分厌氧菌转化为好氧菌,同时保持了颗粒结构的完整性。Xiaochun WANG 等^[47]研究发现,投加存储后的颗粒污泥较直接接种絮状污泥可明显缩短污泥的成粒时间,22 d 后便可形成沉降性能良好且结构稳定的 AGS。

3.2.4 pH

pH 是微生物生长过程的重要指标,其不仅会影响污泥的理化性质,还会调控细菌新陈代谢,改变 EPS 组分及其含量,进而使污泥颗粒的结构稳定性和除污性能出现波动^[48]。Yu JIANG 等^[48]研究发现,AGS 在弱酸性(pH=5.5)和中性环境中,可保持良好的结构稳定性和沉降性能,而碱性环境会对其在短时间内造成不可逆的负面影响。同样,pH 过低(pH=3.0)会造成 EPS 的水解,导致 AGS 出现失稳和解体^[4]。因此,应避免碱性和极酸性环境,宜采用中性环境(pH 为 7~7.5),以维持 AGS 的结构稳定^[37]。

3.2.5 温度

温度是影响微生物活性的基本调控参数之一,大部分微生物适宜生存的温度为 20~25 ℃。过低的温度(<10 ℃)会导致 AGS 出现丝状菌过度生长,进

而造成颗粒破碎解体和生物流失等问题的发生;而温度过高(>30 ℃)则会导致蛋白质变性甚至酶失活,进而造成整个系统的失稳^[49]。为进一步拓宽 AGS 在极寒或热带地区工程应用的可能性,有学者成功驯化出适应寒冷条件(<7 ℃)下的 AGS,研究表明,其具有良好的除污性能和结构稳定性^[50];M. H. AB HALIM 等^[51]则通过逐步提升反应温度的驯化方式,在高温条件(30~50 ℃)下获得了沉降性能良好的 AGS,但其除污能力因高温影响而受到一定的抑制。

4 基于微观尺度的好氧颗粒污泥结构稳定性影响因素

4.1 微生物

4.1.1 微生物群落结构

微生物群落结构及其生物多样性对 AGS 的除污性能和结构稳定性具有显著影响。作为一个难以调控的影响因子,微生物群落结构受到底物成分、温度、pH、AGS 成粒阶段和空间位置等的影响,而使 AGS 表现出显著差异性。适量生长的丝状菌可作为颗粒骨架,网捕游离物质,促进 AGS 的形成和稳定;但过度增殖的丝状菌会破坏其结构稳定性,导致污泥结构松散和絮状化^[11]。若污泥颗粒中 PAOs 成为优势菌,其可造成 AGS 发生磷沉淀现象,即 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 以磷酸钙或磷酸镁形式沉淀于颗粒内部,阻碍金属阳离子与 EPS 的架桥作用,破坏颗粒的结构稳定性^[52]。此外,某些微生物分泌的蛋白酶会分解 EPS 中的 PN,降低颗粒疏水性。而 PN 被分解后产生的多肽、氨基酸、有机酸等物质还会阻碍 EPS 与多价阳离子形成刚性架桥结构^[52],使得污泥颗粒易发生解体,甚至出现结构失稳现象。

4.1.2 微生物群感效应

近年来,以信号分子引起的微生物群感效应(QS)对 AGS 成粒及其结构稳定性的影响成为研究热点。在 AGS 系统中,QS 可通过分泌、积累和感知信号分子促进细菌分泌 EPS,改善颗粒表面吸附性能和整体黏附能力,加快 AGS 成粒速度并增强其结构稳定性^[53-54]。酰基高丝氨酸内酯(AHLs)类信号分子由革兰氏阴性菌分泌、合成并扩散至胞外,当其浓度达到一定阈值时可再次进入胞内进行反应和信息传递^[25]。支丽玲等^[55]研究发现,AGS 成粒过程中 QS 作用明显增强,且 2 种 AHLs 类信号分子(C6-HSL

和 C8-HSL)与 EPS 中的 PN 和 PS 含量呈极显著正相关性,这表明 AHLs 类信号分子可促进 EPS 分泌,并维持颗粒的黏附性和稳定性(见图 1)。细胞表面受体直接接收的信号称为第一信使,而经转换后传递至胞内的信号为第二信使,第二信使可激活酶和非酶蛋白的活性,在 QS 中具有重要作用^[53]。环二鸟苷酸(c-di-GMP)是目前发现普遍存在于细菌中的第二信使,其可促进 EPS 分泌,尤其是有利于 PN 和 PS 的合成和微生物聚集^[56],其还可将单个游离态微生物转变为多细胞黏附型微生物,对促进 AGS 成粒并维持其结构稳定性起着积极的作用^[53]。

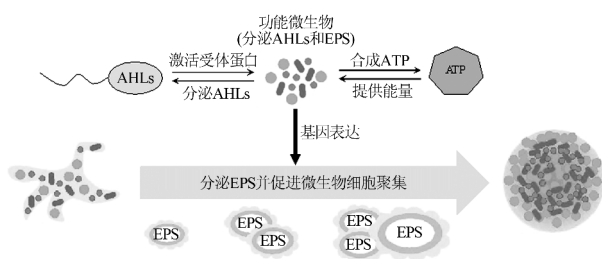


图 1 QS 对污泥颗粒化的调控示意^[54]

Fig. 1 Schematic representation of QS regulation of sludge granulation^[54]

4.2 污泥理化性质

4.2.1 PN/PS

目前,在 PN 和 PS 对 AGS 成粒及结构稳定性的影响研究上存在较大分歧。有学者研究认为,PS 可通过改善颗粒内部黏附性以固定微生物和有机质,防止生物流失,进而提高 AGS 的结构刚性^[18]。因此,较低的 PN/PS (PN/PS ≈ 1) 更有利于改善细胞表面疏水性,使 AGS 获得稳定的结构。Qiulai HE 等^[57]研究发现,PS 含量随底物中含盐量的增加而大幅增加,表明 PS 可调控 AGS 的结构稳定性以适应盐度的胁迫作用。而有学者则认为,PN 可通过改变细胞表面电荷来改善污泥疏水性能,提高颗粒的结构稳定性^[9]。王玉莹等^[58]研究发现,AGS 成粒过程中,通过分泌大量的 PN 来调控其结构稳定性以适应进水水质的大幅波动,且随着 AGS 的成粒和熟化,PN/PS 呈上升趋势,即 PN/PS 越大,越有利于 AGS 的稳定性。

4.2.2 粒径

过大的 AGS 粒径会造成颗粒内部 DO 和营养物质传质受阻,导致丝状菌因 DO 不足而过度生长,降低污泥沉降性能,甚至破坏颗粒的结构稳定性;同

时,较大的厌氧区域也会导致 AGS 生物活性下降,造成颗粒失稳^[59]。而较小的颗粒粒径通常沉降性能较差,且生物量较小^[32]。因此,有必要将 AGS 粒径控制在一个适宜范围内。Bei LONG 等^[60]研究发现,AGS 的最佳粒径范围为 2~3 mm,在该区间内的粒径增幅最慢,利于颗粒结构的维持,即使经超声波破碎处理后,破碎后的颗粒也可在较短时间内重新成粒。

5 结语与展望

综上所述,有关 AGS 成粒及其结构稳定性方面的研究取得了一定进展。研究表明,在宏观尺度上,其结构形态受反应器和反应体系等外界环境条件的影响;而在微观尺度上,其结构形态则受微生物和污泥理化性质所调控。但需要指出的是,如何快速形成结构稳定的 AGS,并在实际应用中维持其结构的长期稳定性,避免出现颗粒解体、污泥上浮、除污性能下降等问题,将成为 AGS 技术得以工业化应用的关键。而解决这一技术瓶颈则需要深入了解颗粒污泥的形成机制。未来可重点加强完善信号分子检测方法,深入研究信号分子的分布规律与作用机制,并借助于现代分子生物技术等先进的原位表征技术,研究 AGS 的结构形态特征与微生物群落演变分布规律的耦合关系,从微观尺度上进一步认识 AGS 形成过程与结构稳定性影响机理,并构建 AGS 颗粒化过程模型,进而提出 AGS 快速成粒并维持长期结构稳定的最佳运行控制条件,加快 AGS 技术的工业化推广应用。

参考文献

- [1] 赵彬,丁雪松,吴丹青,等. 高负荷条件下好氧颗粒污泥同步脱氮除碳特性及微生物群落结构分析[J]. 环境工程学报, 2020, 14(2): 295-304.
- [2] BENGTTSSON S, DE BLOIS M, WILEN B M, et al. A comparison of aerobic granular sludge with conventional and compact biological treatment technologies[J]. Environmental Technology, 2018, 20(4): 2769-2778.
- [3] SARMA S J, TAY J H. Aerobic granulation for future wastewater treatment technology: Challenges ahead [J]. Environmental Science; Water Research & Technology, 2018, 4(1): 9-15.
- [4] CORSINO S F, TRAPANI D D, TORREGROSSA M, et al. Aerobic granular sludge treating high strength citrus wastewater: Analysis of pH and organic loading rate effect on kinetics, performance and stability [J]. Journal of Environmental Management, 2018, 214(5): 23-35.

- [5] 李旖瑜, 郑平, 张萌. 颗粒污泥结构体及其粘连机理[J]. 中国给水排水, 2017, 33(22): 33-37.
- [6] 明婕, 黄子萌, 董清林, 等. 好氧颗粒污泥的性质及形成机制[J]. 水处理技术, 2019, 45(7): 1-23.
- [7] XIN Xin, LU Hang, YAO Li, et al. Rapid formation of aerobic granular sludge and its mechanism in a continuous-flow bioreactor[J]. Applied Biochemistry & Biotechnology, 2016, 181(1): 424-433.
- [8] LIANG Zhiwei, LI Wenhong, YANG Shangyuan, et al. Extraction and structural characteristics of extracellular polymeric substances(EPS), pellets in autotrophic nitrifying biofilm and activated sludge[J]. Chemosphere, 2010, 81(5): 626-632.
- [9] WANG Xia, AN Qiang, ZHAO Bin, et al. Auto-aggregation properties of a novel aerobic denitrifier *Enterobacter* sp. strain FL[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2018, 102(4): 2019-2030.
- [10] LIU Zhe, LI Ning, GAO Min, et al. Synergistic strengthening mechanism of hydraulic selection pressure and poly aluminum chloride (PAC) regulation on the aerobic sludge granulation[J]. Science of the Total Environment, 2019, 650: 941-950.
- [11] 李志华, 刘超, 赵静, 等. 丝状菌颗粒污泥形成过程及其对膨胀控制的启示[J]. 中国给水排水, 2013, 29(13): 23-27.
- [12] 林勇山, 滁文虹, 杨昌柱, 等. 丝状菌对好氧颗粒污泥形成的影响[J]. 环境工程, 2009, 27(3): 63-67.
- [13] CHEN Mingyuan, LEE D J, TAY J H. Distribution of extracellular polymeric substances in aerobic granules[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2007, 73(6): 1463-1469.
- [14] ADAV S S, LEE D J, SHOW K Y, et al. Aerobic granular sludge: Recent advances[J]. Biotechnology Advances, 2008, 26(5): 411-423.
- [15] 邵享文, 张婷婷, 艾翠玲, 等. 采用 ASBR 快速培养颗粒污泥及其菌群分析[J]. 中国给水排水, 2018, 34(19): 30-36.
- [16] 陆佳, 刘永军, 刘喆, 等. 有机负荷对污泥胞外聚合物分泌特性及颗粒形成的影响[J]. 化工进展, 2018, 37(4): 1616-1622.
- [17] 李黔花, 李志华, 岳秀, 等. 好氧颗粒污泥处理印染废水的效能及其微生物特征[J]. 工业水处理, 2020, 40(3): 43-48.
- [18] 梁梓轩, 涂倩倩, 苏晓轩, 等. 不同强化类型的好氧颗粒污泥结构特性[J]. 土木与环境工程学报, 2019, 41(6): 167-173.
- [19] NITTAMI T, MUKAI M, UEMATSU K, et al. Effects of different carbon sources on enhanced biological phosphorus removal and "*Candidatus Accumulibacter*" community composition under continuous aerobic condition[J]. Applied Microbiology & Biotechnology, 2017, 101: 8607-8619.
- [20] HE Qiulai, SONG Jianyang, ZHANG Wei, et al. Enhanced simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal through mixed carbon source by aerobic granular sludge[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 382(15): 121043.
- [21] SUN Haohao, YU Ping, LI Qiaoling, et al. Transformation of anaerobic granules into aerobic granules and the succession of bacterial community[J]. Applied Microbiology & Biotechnology, 2017, 101(20): 7703-7713.
- [22] 王伟伟, 高永青, 孙丽欣, 等. 中试 SBR 内好氧颗粒污泥培养和微生物群落变化[J]. 中国给水排水, 2019, 35(7): 1-7.
- [23] 王启镔, 苑泉, 宫徽, 等. SBR 系统在低浓度污水条件下培养的好氧颗粒污泥特性及微生物分析[J]. 环境工程学报, 2018, 12(11): 47-56.
- [24] CARRERA P, CAMPO R, MENDEZ R, et al. Does the feeding strategy enhance the aerobic granular sludge stability treating saline effluents? [J]. Chemosphere, 2019, 226(7): 865-873.
- [25] YARLAGADDA V N, MANJUNATH S. Aerobic granular sludge process: A fast growing biological treatment for sustainable wastewater treatment[J]. Current Opinion in Environmental Science & Health, 2019, 12: 57-65.
- [26] 李冬, 魏子清, 劳会妹, 等. 阶梯曝气对城市污水好氧颗粒污泥系统的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(12): 5456-5464.
- [27] 赵锡锋, 李兴强, 李军, 等. 好氧颗粒污泥技术中试研究及应用进展[J]. 中国给水排水, 2020, 36(8): 30-37.
- [28] TAY J H, LIU Qishan, LIU Yu. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules[J]. Applied Microbiology & Biotechnology, 2001, 57(1/2): 227-233.
- [29] ZHOU Jiaheng, ZHANG Zhiming, ZHAO Hang, et al. Optimizing granules size distribution for aerobic granular sludge stability: Effect of a novel funnel-shaped internals on hydraulic shear stress[J]. Bioresource Technology, 2016, 216: 562-570.
- [30] DEVLIN T R, DI BIASE A, KOWALSKI M S, et al. Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics[J]. Bioresource Technology, 2017, 224: 229-235.
- [31] LONG Bei, YANG Changzhu, PU Wenhong, et al. Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor[J]. Bioresource Technology, 2015, 182: 314-322.
- [32] LIU Yongqiang, TAY J H. Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate[J]. Water Research, 2015, 80(9): 256-266.
- [33] ZHANG Zhiming, QIU Jianxiang, XIANG Ronghao, et al. Organic loading rate (OLR) regulation for enhancement of aerobic sludge granulation: Role of key microorganism and their function[J]. Science of The Total Environment, 2019, 653(25): 630-637.
- [34] CHEN Han, LI Ang, CUI Di, et al. Evolution of microbial community and key genera in the formation and stability of aerobic granular sludge under a high organic loading rate[J]. Bioresource Technology Reports, 2019, 7: 100280.
- [35] DE SOUSA ROLLEMBERG S L, BARROS A R M, FIRMINO P I M, et al. Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms[J]. Bioresource Technology, 2018, 270: 678-688.
- [36] ZHU Liang, YU Yanwen, DAI Xin, et al. Optimization of selective sludge discharge mode for enhancing the stability of aerobic granular sludge process[J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 217: 442-446.
- [37] 董苗苗, 陈垚, 蒋彬, 等. 有机负荷及 DO 对高盐好氧颗粒污泥稳定性的影响[J]. 水处理技术, 2015, 41(6): 67-70.

- [38] SAJJAD M, KIM K S. Studies on the interactions of Ca^{2+} and Mg^{2+} with EPS and their role in determining the physicochemical characteristics of granular sludges in SBR system[J]. *Process Biochemistry*, 2015, 50(6): 966–972.
- [39] 李显欢, 刘永军, 李洋媚, 等. Al 快速造粒过程: 物化-生化作用的耦合[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(6): 2122–2129.
- [40] 刘绍根, 孙菁, 徐锐. Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 对好氧污泥快速颗粒化的影响研究[J]. *环境科学学报*, 2015, 35(1): 168–176.
- [41] 唐朝春, 叶鑫, 刘名, 等. 不同碳氮比下好氧颗粒污泥生长特性研究[J]. *环境科学与技术*, 2016, 39(2): 128–132.
- [42] 宋志伟, 徐雪冬, 张晴, 等. 碳氮比对好氧颗粒污泥稳定性的影响[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(1): 262–269.
- [43] SARVAJITH M, KIRAN KUMAR REDDY G, NANCHARAI A H V. Aerobic granular sludge for high-strength ammonium wastewater treatment: Effect of COD/N ratios, long-term stability and nitrogen removal pathways[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 306: 123150.
- [44] IVANOV V, WANG X H, TAY T L, et al. Bioaugmentation and enhanced formation of microbial granules used in aerobic wastewater treatment[J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2006, 70(3): 374–381.
- [45] SONG Zhiwei, PAN Yuejun, ZHANG Kun, et al. Effect of seed sludge on characteristics and microbial community of aerobic granular sludge[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(9): 1312–1318.
- [46] 黄思琦, 邓风, 余谱颖, 等. 好氧颗粒污泥快速培养及其稳定性研究[J]. *工业水处理*, 2018, 38(2): 106–109.
- [47] WANG Xiaochun, KANG Jing, ZHAO Xia, et al. The key role of inoculated sludge in fast start-up of sequencing batch reactor for the cultivation of aerobic granular sludge[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 78: 127–136.
- [48] JIANG Yu, YANG Kai, SHANG Yu, et al. Response and recovery of aerobic granular sludge to pH shock for simultaneous removal of aniline and nitrogen[J]. *Chemosphere*, 2019, 221: 366–374.
- [49] MUÑOZ-PALAZÓN B, RODRIGUEZ-SANCHEZ A, HURTADO-MARTINEZ M, et al. Polar Arctic Circle biomass enhances performance and stability of aerobic granular sludge systems operated under different temperatures[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 300: 122650.
- [50] GONZALEZ-MARTINEZ A, MUÑOZ-PALAZÓN B, RODRIGUEZ-SANCHEZ A, et al. Start-up and operation of an aerobic granular sludge system under low working temperature inoculated with cold-adapted activated sludge from Finland[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 239: 180–189.
- [51] AB HALIM M H, NOR ANUAR A, ABDUL JAMAL N S, et al. Influence of high temperature on the performance of aerobic granular sludge in biological treatment of wastewater[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 184(2): 271–280.
- [52] TAY J H, SARMA S J, CHU A. Finding knowledge gaps in aerobic granulation technology[J]. *Trends in Biotechnology*, 2017, 35(1): 66–78.
- [53] 唐堂, 王硕, 蒋志坚, 等. 群感效应与信号分子在污泥颗粒化过程中的作用研究进展[J]. *应用与环境生物学报*, 2016, 22(4): 718–724.
- [54] 催理慧, 万俊峰. AHLs 介导群感效应在好氧颗粒污泥中的研究进展[J/OL]. *微生物学通报*: 1–15. <https://doi.org/10.13344/j.micrbiol.china.200180>. 2020-08-24.
- [55] 支丽玲, 马鑫欣, 刘奇欣, 等. 好氧颗粒污泥形成过程中群感效应的作用研究[J]. *中国环境科学*, 2020, 40(5): 2148–2156.
- [56] 王玉莹, 支丽玲, 马鑫欣, 等. 信号分子在好氧颗粒污泥形成过程中的作用[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(4): 174–182.
- [57] HE Qiulai, WANG Hongyu, CHEN Li, et al. Robustness of an aerobic granular sludge sequencing batch reactor for low strength and salinity wastewater treatment at ambient to winter temperatures[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 384: 121454.
- [58] 王玉莹, 支丽玲, 马鑫欣, 等. 好氧颗粒污泥胞外聚合物组分特征分析[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2019, 52(2): 153–160.
- [59] ZHANG Bing, LENS P N L, SHI Wenxin, et al. Enhancement of aerobic granulation and nutrient removal by an algal-bacterial consortium in a lab-scale photobioreactor[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 334(15): 2373–2382.
- [60] LONG Bei, XUAN Xinpeng, YANG Changzhu, et al. Stability of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor enhanced by granular particle size control [J]. *Chemosphere*, 2019, 225: 460–469.
- [作者简介] 陈颖(1996—), 硕士研究生. E-mail: 424290096@qq.com. 通讯作者: 陈焱, 教授. E-mail: chenyaoc@cjtu.edu.cn.
- [收稿日期] 2021-06-21(修改稿)