

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.11.005

平、折板流态下好氧颗粒污泥形成特性与处理效能

张宇¹, 吕伟², 赫俊国¹, 江伟勋¹, 刘新平¹, 许雅晴¹

(1. 广州大学 土木与交通工程学院, 广东 广州 510006; 2. 深圳市深水生态环境技术有限公司, 广东 深圳 518000)

摘要: 好氧颗粒污泥(AGS)因其独特的分层结构和沉淀特性,成为污水处理研究与应用中的热点,但其存在造粒速度慢、易解体等问题。为此,开展了平、折板流态下AGS形成与处理效能的研究,通过计算流体力学(CFD)对平、折板反应器内部流态进行模拟计算,并利用污泥浓度、污泥沉降比、粒径、沉速、Zeta电位、污泥接触角、热力学和微生物群落结构评估流态对AGS形成的影响。结果表明,平、折板的引入显著影响反应器内部湍流参数,使得反应器内部平均湍流参数呈现出异波组>同波组>平板组>空白组的规律;随着反应器内部液相平均速度、湍动能和湍流耗散率的增大,以及柯尔莫哥洛夫微尺度的减小,污泥表面负电荷量显著降低,污泥表面疏水性增强,促进了微生物细胞间的聚集;异波组经过30 d的运行,形成了成熟稳定的AGS,在第80天污泥平均粒径达到835.7 μm ,沉降速度达到58.82 m/h, COD、TN、TP去除率分别达到98.30%、80.36%和67.34%,较平板组粒径增加54.02%,沉降速度提升56.35%,功能微生物的丰度显著增加;湍流耗散率和柯尔莫哥洛夫微尺度与AGS理化性质参数表现出较强的相关性,湍流耗散率的增大与柯尔莫哥洛夫微尺度的减小,增加了微生物细胞间的碰撞机会与碰撞频率,促进了AGS的形成。

关键词: 好氧颗粒污泥; 计算流体力学; 流态; 湍流参数; 颗粒粒径; 颗粒沉速

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)11-0031-10

Formation Characteristics and Treatment Efficiency of Aerobic Granular Sludge under Flat and Folded Plate Flow Conditions

ZHANG Yu¹, LÜ Wei², HE Jun-guo¹, JIANG Wei-xun¹, LIU Xin-ping¹, XU Ya-qing¹

(1. School of Civil Engineering and Transportation, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China; 2. Shenzhen Shenshui Ecological Environment Technology Co. Ltd., Shenzhen 518000, China)

Abstract: Aerobic granular sludge (AGS) has become a hot topic in wastewater treatment research and applications due to its unique layered structure and settling characteristics. However, it faces challenges such as slow granulation rate and easy disintegration. This paper investigated the formation and treatment efficiency of AGS under flat and folded plate flow conditions. Computational fluid dynamics (CFD) simulations were conducted to analyze the flow patterns within the reactors, and various parameters such as sludge concentration, sludge settling ratio, particle size, settling velocity, Zeta potential, sludge contact angle, thermodynamics, and microbial community structure were used to evaluate the impact of

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFE0123400); 广州大学校内研究项目(YJ2023024)

通信作者: 赫俊国 E-mail: junguohe@263.net

flow patterns on AGS formation. The results showed that the introduction of flat and folded plates significantly influenced the internal turbulent parameters of the reactor, with the average turbulent parameters following the trend: different-wave group > same-wave group > flat plate group > blank group. As the average liquid velocity, turbulent kinetic energy, and turbulent dissipation rate within the reactor increased, and the Kolmogorov microscale decreased, the negative charge on the sludge surface significantly decreased, and the hydrophobicity of the sludge surface increased, which promoted aggregation between microbial cells. After 30 days of operation, the different-wave group formed a mature and stable AGS, with the average particle size reaching 835.7 μm on the 80th day, a settling velocity of 58.82 m/h, COD removal efficiency of 98.30%, TN removal efficiency of 80.36%, and TP removal efficiency of 67.34%. The particle size increased by 54.02%, and the settling velocity improved by 56.35% compared to the flat plate group, with a significant increase in the abundance of functional microorganisms. The turbulent dissipation rate and Kolmogorov microscale showed a strong correlation with the physicochemical properties of AGS. The increase in turbulent dissipation rate and decrease in Kolmogorov microscale enhanced the collision opportunities and frequency between microbial cells, thereby promoting AGS formation.

Key words: aerobic granular sludge; computational fluid dynamics (CFD); flow condition; turbulent parameter; particle size; particle settling velocity

好氧颗粒污泥(AGS)具有独特的分层结构,由外层至内层分别存在好氧、缺氧和厌氧微环境,使得污染物可以得到高效降解,目前AGS成为代替活性污泥法的有效技术之一^[1]。与活性污泥相比,AGS具有的优势包括:优异的沉降性能,提高了生物质的保留率^[2];高效的污染物去除能力;可以减少75%的土地资源^[3],并降低48%的能源消耗^[4]。

生物反应器内部复杂的流态直接影响着污泥絮体的生长、破碎和重组,进而影响污泥特性,如Zeta电位、表面亲疏水性和聚集性能等^[5]。同时,流态也是影响颗粒污泥形成的决定性因素之一^[6]。序批式反应器(SBR)被广泛应用于培养好氧颗粒污泥,SBR的高径比(H/D)和表观气速(SGV)对于AGS的形成十分重要。SBR的 H/D 超过10时,流动轨迹显著延长,使得微生物快速聚集形成AGS^[7],缩短了AGS的造粒时间。SBR反应器较高的 SGV 能够促进污泥颗粒化,较低的 SGV 只能形成蓬松的絮状污泥。Beun等^[7]以乙酸钠作为碳源培养AGS,低 SGV 下(1.4 cm/s)不会形成AGS,而较高的 SGV 下(4.1 cm/s)形成了致密的AGS。Tay等^[8]、徐杰^[9]以及Lin等^[10]也得到了类似结论。SBR反应器较高的表观气速对好氧颗粒污泥的沉降能力、疏水性、微生物活性等都存在积极影响^[11]。

计算流体力学(CFD)是一种有用的技术,通过求解质量、动量、能量和物质平衡的数学方程预测流体流动、传质和传热、反应过程等现象。Feng等^[12-13]采用计算流体力学研究相同湍流混合强度的曝气和搅拌系统对污泥性能的影响,揭示了污泥特性与水动力指标之间的关系。Guo等^[6]通过计算流体力学模拟,揭示了水力旋流器对AGS形成和分离的作用。

综上所述,较高的 H/D 和较大的表观气速对好氧颗粒污泥快速形成起到至关重要的作用,但对于实际生物处理构筑物这两点难以实现。针对于此,构建了具有平、折板的反应装置,采用间歇运行方式,借助CFD深入探究了反应器内部流态对AGS造粒的潜在增强机制,研究颗粒成长特性及其污染物降解效能,分析了流态和热力学参数与AGS相关性,为通过流态控制实现AGS的快速形成提供理论与技术支撑。

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行条件

实验采用了4个SBR,分别为空白、平板、同波以及异波组(见图1)。反应器的长×宽×高为15 cm×15 cm×40 cm,工作容积为9 L,高长比为2.67。内置平、折板的高度占反应器有效高度的80%,并将反

反应器分隔成3部分(分别记作平1、平2、平3,同1、同2、同3,以及异1、异2、异3);平、折板的轴线间距为5 cm,折角为 90° ,折板长度为3 cm;空气由曝气泵通过SBR底部的管式空气扩散器提供,表观气速(SGV)为0.80 cm/s,曝气量为10.8 L/min;4个SBR的运行周期均为4 h,包括进水10 min、曝气195~220 min、沉降5~30 min和排水5 min;在20 d内,沉降时间逐渐减少到5 min,然后保持不变,多余的时间延长到曝气期;反应器的体积交换率为50%,因此水力停留时间控制在8 h。此外,在曝气阶段,溶解氧保持在7.0~7.5 mg/L。整个实验在20~25℃室温下进行,周期为80 d。

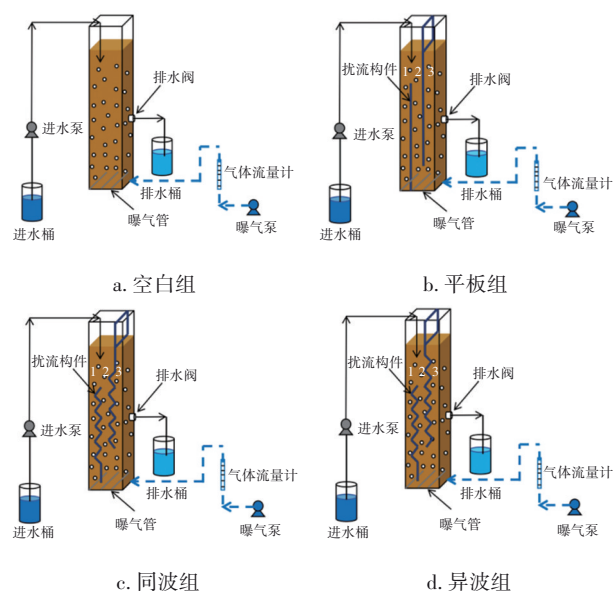


图1 反应器装置示意

Fig.1 Diagram of the reactor apparatus

1.2 接种污泥与实验用水

接种污泥来自某污水处理厂好氧池的活性污泥,外观呈黄褐色絮状,其初始浓度(MLSS)约为 $(4\,700\pm20)$ mg/L。

SBR进水采用模拟生活污水,以乙酸钠、 NH_4Cl 、 KH_2PO_4 分别作为碳源、氮源和磷源,COD、 NH_4^+-N 、 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 分别为 (500 ± 10) 、 (50 ± 5) 、 (5 ± 0.5) mg/L,每10 L配水投加1 mL微量元素液,其成分如下:CaCl₂为10 mg/L,MgSO₄为10 mg/L,FeCl₂为5 mg/L,EDTA为15 g/L,H₃BO₃为0.014 g/L,MnCl₂·4H₂O为0.99 g/L,CuSO₄·5H₂O为0.25 g/L,NiCl₂·6H₂O为0.19 g/L,Na₂MoO₄·2H₂O为0.22 g/L,CoCl₂·6H₂O为0.24 g/L,ZnSO₄·5H₂O为0.43 g/L,Na₂SeO₄·10H₂O为

0.21 g/L。

1.3 检测项目与方法

采用标准方法测量MLSS和污泥沉降比($\text{SV}_{30}/\text{SV}_5$);使用马尔文MS3000测量粒度;使用马尔文ZS90纳米粒度与Zeta电位仪测定污泥Zeta电位;使用德国Kruss K100表面张力仪测定污泥接触角。细菌间的总界面自由能(ΔG)是范德华相互作用自由能(ΔG^{LW})和路易斯酸碱相互作用自由能(ΔG^{AB})的总和。在XDLVO理论中,细菌间的总相互作用能用(W_{TOT})是范德华作用引力能(W_{A})、静电斥力作用能(W_{R})及Lewis酸碱水合作用能(W_{AB})的总和。采用Origin 2021对好氧颗粒污泥理化性质与反应器平均湍流参数进行相关性分析。采集第80天空白组、平板组、同波组和异波组反应器内部AGS送至上海美吉公司进行微生物群落分析。

采用ANSYS-Fluent软件进行气液两相模拟计算,求解器类型选择压力基,速度格式为绝对,时间为瞬态并考虑重力加速度;多相流模型选择混合模型,离散格式选择隐式并考虑体积力,设定液相为主相、气相为次相,相间作用力设为恒定的表面张力系数(0.072 N/m)并采用连续表面力;湍流模型选择RNG $k-\varepsilon$ 模型;进气入口为速度入口,表观气速为0.8 cm/s,出口为压力出口,壁面采用不渗透无滑移壁面;求解采用压力速度耦合的SIMPLE方法,梯度采用Least Squares Cell Base,压力采用PRESTO!,动量采用二阶迎风格式,体积分数采用可压缩的,湍动能和湍流耗散率采用二阶迎风格式,时间项离散格式采用一阶隐式格式;收敛标准是计算残差为 10^{-3} ,初始化后进行迭代计算,直到收敛。

2 平、折板反应器的流态分析

2.1 反应器中心轴向截面流态分析

2.1.1 反应器构型差异分析

SBR内部流态受到曝气强度和反应器结构的影响,实验采用统一的曝气强度,因此SBR内部流态主要受到反应器结构的影响。平、折板的引入对反应器的高长比产生显著影响。空白组的高长比为2.67,引入平、折板使得反应器内形成多个廊道,平、折板的中轴线间距为5 cm,因此,每个廊道的高长比为8,平、折板组的高长比是空白组的3倍。

折板的引入,对流动轨迹产生了显著影响,与平板组相比,折板组形成了较长的流动轨迹,平、折

板的高度是反应器总高度的80%,平板的流动轨迹为32 cm,折板的流动轨迹为42.6 cm,同、异波组的流动轨迹是平板组的1.33倍。

此外,同波组与异波组相比较,在同2中两折板的宽度一直保持5 cm,然而,在异2中两折板的宽度在不断变化,形成波峰和波谷,从波谷的2.879 cm逐渐增大到波峰的7.121 cm,再逐渐减小到波谷的2.879 cm。

2.1.2 液相平均速度分布

选取反应器中心轴向截面,对反应器内部液相平均速度进行分析,由于平、折板组的高长比是空白组的3倍,使得平、折板组存在较多中速区(0.21~0.24 m/s),而空白组以低速区(0.11~0.18 m/s)为主。同、异波组的流动轨迹是平板组的1.33倍,使得折板组存在较多高速区(0.27~0.30 m/s),而平板组不存在高速区。此外,与同2相比,异2折板间距的变化,使得异波组的液相速度分布更加均匀。

2.1.3 湍动能分布

选取反应器中心轴向截面,对反应器内部平均湍动能进行分析,结果表明,平、折板组存在较多中等湍动强度区($0.0023\sim0.0042\text{ m}^2/\text{s}^2$),而空白组则以低湍动区($0.0017\sim0.0023\text{ m}^2/\text{s}^2$)为主。相对于平板组,折板组存在较多强湍动区($0.0048\sim0.0060\text{ m}^2/\text{s}^2$)。此外,与同2相比,折板间距的变化使得异2存在大面积的中等湍动强度区($0.0023\sim0.0042\text{ m}^2/\text{s}^2$),并且在反应器内部分布更加均匀。

2.1.4 湍流耗散率分布

反应器内部轴向截面的湍流耗散率分布与湍动能分布相似。较大的高长比使得平、折板组存在较多中等湍流耗散率区($0.0137\sim0.0402\text{ m}^2/\text{s}^3$),而空白组则以低湍流耗散区($0.0005\sim0.0071\text{ m}^2/\text{s}^3$)为主。同、异波组较长的流动轨迹则使得折板组存在较多的高湍流耗散区($0.0402\sim0.0468\text{ m}^2/\text{s}^3$),尤其是在折角处与反应器壁面。此外,与同2相比,异2存在大面积的中等湍流耗散率区($0.0137\sim0.0402\text{ m}^2/\text{s}^3$),并且在反应器内部分布更加均匀。

2.1.5 柯尔莫哥洛夫微尺度分布

反应器内部轴向截面柯尔莫哥洛夫微尺度分布与湍动能分布相反,低湍动区存在较大的柯尔莫哥洛夫微尺度。平、折板组较大的高长比,使得平、折板组存在较少小微尺度区域($100\sim300\text{ }\mu\text{m}$)。同、异波组的流动轨迹是平板组的1.33倍,使得折板组

存在较少的大微尺度区域($400\sim1200\text{ }\mu\text{m}$)。此外,与同2相比,异2并未出现超大微尺度($1200\sim1500\text{ }\mu\text{m}$)。

2.2 反应器平均湍流参数分析

空白组、平板组、同波组、异波组的液相平均速度分别为0.103、0.107、0.106、0.110 m/s,平均湍动能分别为0.00143、0.00145、0.00147、0.00150 m^2/s^2 ,平均湍流耗散率分别为0.0062、0.0072、0.0079、0.0084 m^2/s^3 ,平均柯尔莫哥洛夫微尺度分别为153、147、144、141 μm 。可见,反应器结构对平均湍流参数的影响显著,液相平均速度、平均湍动能和平均湍流耗散率呈现出异波组>同波组>平板组>空白组的规律,而平均柯尔莫哥洛夫微尺度呈现出相反的规律。因此,反应器高长比、流动轨迹和折板间距的变化对反应器内部流态的影响显著,尤其是对平均湍流耗散率和平均柯尔莫哥洛夫微尺度的影响。

3 平、折板装置对好氧颗粒污泥形成的影响

3.1 污泥理化性质变化

3.1.1 污泥浓度

在反应器运行过程中,每5 d收集曝气阶段的混合液对污泥浓度进行检测。在颗粒化初期(0~10 d),接种污泥的沉降性能较差,导致污泥大量流失,污泥浓度急剧下降。空白组、平板组、同波组、异波组的MLSS由初始的4500 mg/L分别降至1785、2895、3107、3345 mg/L,分别下降了2715、1605、1393、1155 mg/L,可见平、折板组能够有效缓解生物质流失,并且异波组比同波组具有更好的生物质保留能力。在第15天,由于再次缩短沉降时间使得各反应器MLSS再次下降。在颗粒生长阶段(20~60 d),各反应器微生物不断生长繁殖,在第60天,以上4组的MLSS分别为1563、3256、3217、3416 mg/L,且在之后基本保持稳定。因此,平、折板组MLSS的增长能力远高于空白组。此外,结合反应器内部平均湍流参数分析,随着反应器内部液相平均速度、平均湍动能和平均湍流耗散率的增大,平均柯尔莫哥洛夫微尺度的减小,反应器内部生物质保留能力和增长能力呈现出空白组<平板组<同波组<异波组的规律,可能因为平、折板的液相速度、湍动能、湍流耗散率和柯尔莫哥洛夫微尺度分布更加均匀,提高了平、折板反应器的生物质保留和增长能力。

3.1.2 污泥沉降比

在反应器运行过程中污泥沉降比的变化如图2所示。 SV_{30}/SV_5 是反映污泥颗粒化的有效指标,当 $SV_{30}/SV_5 > 0.9$ 时可认为反应器已完成造粒过程^[14]。在颗粒化初期(0~10 d),空白组、平板组、同波组、异波组的 SV_{30}/SV_5 由0.52分别增大至0.54、0.58、0.61和0.65,增幅分别为0.02、0.06、0.09和0.13,可见平、折板可以显著提高污泥沉降性。平板组、同波组、异波组分别在第50天、第40天、第30天时 SV_{30}/SV_5 达到0.9,而空白组直至第80天时才达到0.66。因此,平、折板组完成颗粒化的时间快于空白组,而折板组完成颗粒化的时间又快于平板组,且异波组是最快实现完全造粒的。

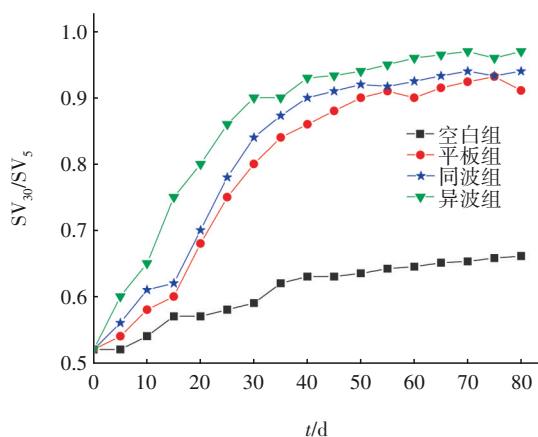


图2 污泥沉降比的变化

Fig.2 Change in SV_{30}/SV_5 of sludge

3.1.3 污泥粒径

在反应器运行过程中污泥平均粒径的变化见图3。研究表明,颗粒污泥的最小粒径为 $200\mu\text{m}$ ^[14]。在第20天,同波组和异波组就完成了污泥颗粒化的启动,平均粒径分别为 233.6 、 $265.7\mu\text{m}$,异波组的平均粒径略高于同波组。然而,此时空白组和平板组的平均粒径分别为 146.4 和 $157.4\mu\text{m}$,污泥颗粒化还未启动。这表明折板对污泥颗粒化具有积极影响。在第80天,空白组、平板组、同波组、异波组的平均粒径分别达到 431.4 、 542.6 、 701.9 和 $835.7\mu\text{m}$,异波组相较于同波组形成了更大的颗粒。可见,流态显著影响污泥絮体的粒径。综上所述,污泥颗粒化启动时间表现为异波组<同波组<平板组<空白组,反应器内部成熟颗粒污泥粒径表现为异波组>同波组>平板组>空白组。

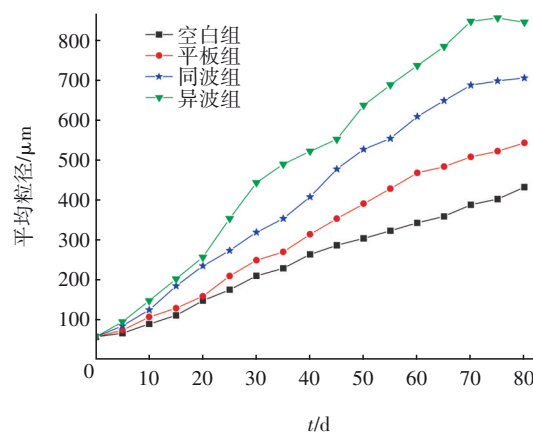


图3 污泥粒径的变化

Fig.3 Change in particle size of sludge

3.1.4 污泥沉速

在第80天时,空白组、平板组、同波组、异波组的颗粒平均沉降速度分别为 23.79 、 38.65 、 48.75 、 58.82 m/h ,最大沉降速度分别为 26.83 、 43.83 、 50.15 、 61.52 m/h 。与空白组相比,平、折板组的沉降速度显著提高,平板组、同波组、异波组的平均沉降速度分别是空白组的 1.62 、 2.05 、 2.47 倍。

3.1.5 污泥Zeta电位

Zeta电位可以表征污泥表面静电荷量。在反应器运行过程中,污泥Zeta电位的变化见图4。

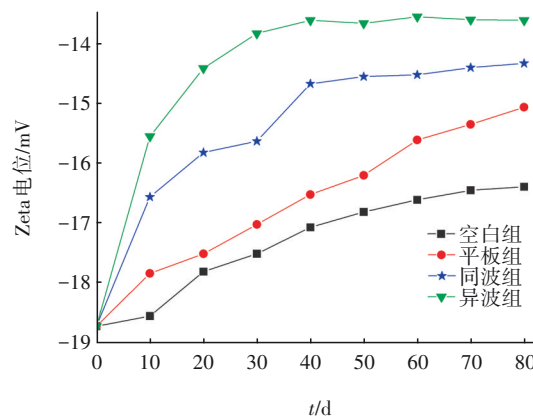


图4 污泥Zeta电位的变化

Fig.4 Change in Zeta potential of sludge

在第20天,空白组、平板组、同波组、异波组的Zeta电位由 -18.73 mV 分别升高至 -17.82 、 -17.52 、 -15.83 、 -14.42 mV ,分别升高了 0.91 、 1.21 、 2.90 、 4.31 mV 。这与污泥颗粒化启动速度相一致。此外,第80天同波组的Zeta电位升高至 -14.34 mV ,异波组的Zeta电位升高至 -13.62 mV ,异波组在第30天后Zeta电位基本不再变化,同波组在第40天后也

趋于稳定。这表明异波组有利于减少污泥表面的负电荷,降低细胞间的静电斥力,即流态显著影响污泥表面电负性,这与 Mikkelsen^[5]的研究结果一致。综上所述,4个反应器成熟 AGS 的 Zeta 电位表现为异波组>同波组>平板组>空白组,异波组污泥表面负电荷数量的减少,使得细胞间的静电斥力不断下降,更有利于微生物细胞间的聚集。

3.2 污泥形貌表征

在第80天从4组反应器内部取 AGS 样品进行形貌表征,结果如图5所示。4组反应器的 AGS 形貌存在显著差异,颗粒尺寸呈现异波组>同波组>平板组>空白组的规律。异波组的 AGS 边界清晰光滑,呈明显的球形或椭球形;同波组的 AGS 粒径存在差异,但仍可以看到明显的球形或椭球形 AGS;空白组和平板组的 AGS 粒径显著小于同波组和异波组。

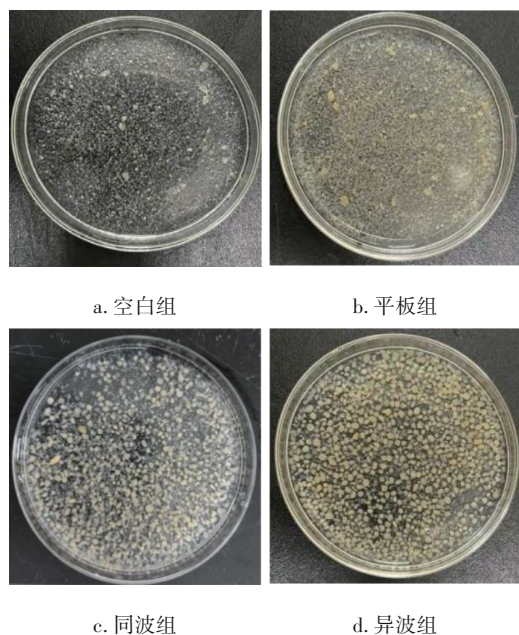


图5 好氧颗粒污泥形貌表征

Fig.5 Morphological characterization of aerobic granular sludge

3.3 表面热力学及 XDLVO 曲线分析

3.3.1 接触角

接触角是反映污泥疏水性的指标,污泥与纯水的接触角越大,表明污泥的疏水性越强。在第80天收集曝气阶段的污泥样品对污泥接触角进行检测分析,空白组、平板组、同波组、异波组的颗粒污泥纯水接触角分别为 66.5°、72.3°、80.79°、88.52°。与空白组相比,平、折板组颗粒污泥与纯水的接触

角显著提高,平板组、同波组、异波组分别是空白组的 1.09、1.21、1.33 倍。可见,平、折板对污泥疏水性的提高具有积极影响,其中异波组最为优异。这表明流态影响污泥表面的亲疏水性,与 Mikkelsen^[5]的研究结果一致。

3.3.2 表面热力学分析

在第80天利用接触角与 Zeta 电位定量分析 4 组反应器中 AGS 表面自由能,对成熟颗粒污泥表面性质进行分析,结果见表1。 ΔG 是 ΔG^{LW} 和 ΔG^{AB} 的和,其中, ΔG^{LW} 总为负值,因为污泥处于水中,范德华相互作用表现为引力。然而, ΔG^{AB} 可以表现为正值与负值, $\Delta G^{AB}>0$ 时微生物细胞间表现为斥力,污泥细胞表面亲水性较强。在第80天,4组反应器的 ΔG^{AB} 均为负值,表明成熟颗粒污泥细胞表面疏水性较强,且以异波组的污泥细胞表面疏水性最强。当 $\Delta G<0$ 时,表示污泥表面具有较强的疏水性,细胞间吸附作用大于细胞与水分子间的作用。4组反应器的 ΔG 均为负值,且表现为异波组<同波组<平板组<空白组的规律,这表明异波组的微生物细胞间吸附作用更强。

表1 第80天 AGS 表面自由能的比较

Tab.1 Comparison of surface free energy of AGS on

项目	80th day			
	mJ·m ⁻²			
ΔG^{LW}	空白组	平板组	同波组	异波组
ΔG^{AB}	-2.44	-4.78	-3.47	-3.76
ΔG	-19.12	-22.27	-29.19	-45.75
	-21.56	-27.05	-32.66	-49.51

3.3.3 XDLVO 曲线分析

为评估反应器内部流态对污泥聚集能力的影响,在第80天利用 XDLVO 理论对各反应器中 AGS 的聚集能力进行了定量分析。结果表明,在分散距离为 1 nm 内,4组反应器的范德华相互作用能(W_A)急剧增大,且随着分散距离的增大快速趋于0,因此 W_A 的作用距离很短,只有当微生物细胞距离足够近时才能表现为引力,4组反应器的差异性并不大。相比之下,静电斥力作用能(W_R)具有较长的作用距离,该值主要受到 Zeta 电位的影响。当污泥细胞分散距离<2.5 nm 时,相较于空白组,平、折板组的 W_R 显著降低,其中异波组的最为明显。之后, W_R 基本不再变化。

细胞间 Lewis 酸碱水合作用能(W_{AB})主要受到 ΔG^{AB} 的影响,且该值的作用距离大于 W_R 的。在第80

天,空白组、平板组、同波组、异波组的 ΔG^{AB} 分别为-19.12、-22.27、-29.19、-45.75 mJ/m^2 。当微生物细胞分散距离 $<5\text{ nm}$ 时,相较于空白组,平、折板组的Lewis酸碱水合作用能 W_{AB} 显著降低,其中异波组的最小。细胞总相互作用能(W_{TOT})是 W_A 、 W_R 和 W_{AB} 三者之和,表现为异波组 $<$ 同波组 $<$ 平板组 $<$ 空白组的规律,而且作用距离和 W_{AB} 一致,为 5 nm 。异波组的微生物细胞间相互作用能在 5 nm 内远远低于其他组。这表明流态会影响微生物的聚集能力,与Mikkelsen^[5]的研究结果一致。

4 污泥颗粒化过程中污染物去除效能

4.1 AGS对COD的去除效能

在反应器启动初期,沉降性能差的大量絮状污泥被排出,导致生物量减少,影响了系统对COD的去除效能,去除率呈现出异波组 $>$ 同波组 $>$ 平板组 $>$ 空白组的规律,这是因为异波组和同波组具有较好的生物质保留能力以及较快的生物质增长能力。在前30 d,各组的去除效果均逐步提升,由90%左右提高到95%以上,随着AGS的形成,4组反应器都表现出了稳定且高效的COD去除能力,且去除率无显著差异。在80 d的运行过程中,4组反应器的出水COD均小于 50 mg/L ,表明AGS可以有效去除COD。

4.2 AGS对氮的去除效能

4组反应器对 NH_4^+-N 的去除率从开始就能达到较高的水平,相比较而言,在运行初期空白组出水 NH_4^+-N 浓度存在一定波动,但随着AGS的形成能够完全去除进水中的 NH_4^+-N ,并且去除效果保持稳定,这说明好氧颗粒污泥具有很好的 NH_4^+-N 去除效能。

在初始阶段,污泥的沉降性能较差,导致反应器内的生物量大量流失,各组反应器对TN的去除效果均较差(见图6)。在20 d后,4组反应器对TN的去除率差异开始变得明显,呈现出异波组 $>$ 同波组 $>$ 平板组 $>$ 空白组的规律,这是由于平、折板组的颗粒粒径逐渐增大,在内部逐渐形成缺氧区,可实现同步硝化反硝化(SND)。在第80天时,4组反应器对TN的平均去除率分别为55.97%、66.67%、73.68%和80.36%。经计算,4组反应器在第20天时的SND效率分别为46.14%、48.22%、48.85%和50.31%;但在第80天,SND效率则分别提高至

56.68%、67.21%、73.68%和80.36%。

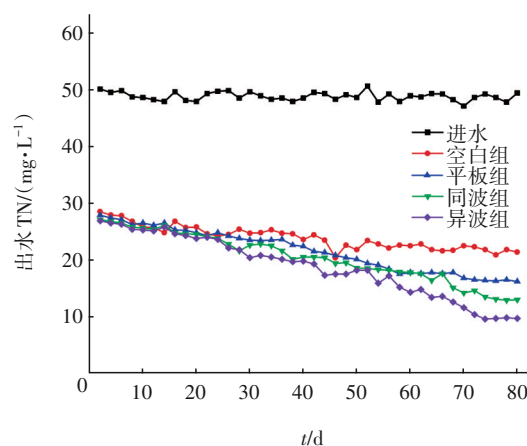


图6 污泥颗粒化过程中对TN的去除效能

Fig.6 TN removal efficiency during the sludge granulation process

4.3 AGS对磷的去除效能

在污泥颗粒化初期,4组反应器对TP的去除效果较差,平均去除率约为25%(见图7)。在15 d后,随着平、折板组的颗粒粒径逐渐增大,内部厌氧区增加,聚磷菌得到富集,各组反应器的除磷效果均有所提高。到第80天时,4组反应器对TP的去除率分别为54.83%、63.10%、65.73%和67.34%,呈现出异波组 $>$ 同波组 $>$ 平板组 $>$ 空白组的规律。

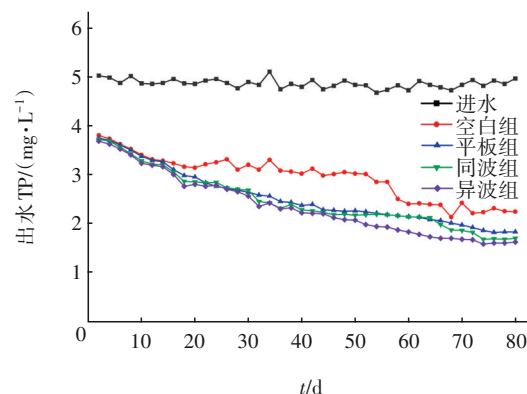


图7 污泥颗粒化过程中对TP的去除效能

Fig.7 TP removal efficiency during the sludge granulation process

5 平、折板装置对微生物群落结构的影响

在第80天时取反应器内AGS样品进行微生物群落结构分析,结果表明,4组反应器均富集了反硝化细菌,但微生物丰度存在显著差异。*Azoarcus*是兼性好氧反硝化菌,可以进行反硝化作用^[15],其在空白组、平板组、同波组、异波组的丰度分别为

2.44%、2.70%、5.40%和8.51%。OLB12具有还原硝酸盐和亚硝酸盐的能力^[16],其在各组的丰度分别为0.53%、0.16%、0.89%和6.32%。对AGS进行切片发现它是以厌氧菌 *unclassified_f__Rhodocyclaceae* 为核心,可进行反硝化脱氮,在各组的丰度分别为7.41%、4.33%、23.87%和3.78%。*unclassified_f__Comamonadaceae* 具有降解多种有机物并进行反硝化的功能,各组的丰度分别为3.65%、1.28%、2.05%和3.40%。*Phreatobacter* 作为一种反硝化菌^[17],各组的丰度分别为2.45%、2.36%、2.83%和3.36%。*Zoogloea* 在絮状污泥中几乎没有,但是大量出现在致密、沉降速度较快的好氧颗粒污泥中,可以进行反硝化脱氮^[18],在各组中的丰度分别为0.17%、0.13%、1.31%和2.65%。*Rhodobacter* 作为反硝化微生物,在缺氧条件下可还原硝酸盐^[19],各组的丰度分别为1.04%、0.18%、0.83%和2.14%。*norank_f__A4b* 有助于颗粒污泥骨架结构的形成,并具有减少亚硝酸盐的能力^[20],在各组的丰度分别为2.41%、3.98%、2.93%和1.75%。此外,4组反应器均富集了硝化菌。*Plasticicumulans* 能够利用铵态氮和复合有机氮等多种含氮物质作为氮源进行生长代谢,促进了氨氮的去除^[21],其在各组的丰度分别为2.43%、18.52%、4.43%和6.23%。*norank_f__Microscillaceae* 具有硝化能力^[22],其在各组的丰度分别为1.13%、10.70%、0.93%和4.69%。*norank_f__NS9_marine_group* 被证实为具有高效硝化作用的菌种^[23],其在各组的丰度分别为0.39%、0.84%、2.86%和1.59%。这表明平、折板流态促进了反硝化菌和硝化菌的富集。

在第80天,4组反应器中聚磷菌的富集存在显著差异。OLB12是聚磷菌^[24-25],其在各组的丰度分别为0.53%、0.16%、0.89%和6.32%。*norank_o__Chitinophagales* 具有磷的储存能力,其在各组的丰度分别为0.16%、0.01%、3.42%和2.07%。*Runella* 可以分泌碱性磷酸酶和磷酸水解酶,具有生物除磷作用,其在各组的丰度分别为0.86%、0.17%、2.13%和1.43%。这表明平、折板流态促进了聚磷菌的富集,随着反应器内部液相平均速度、平均湍动能和平均湍流耗散率的增大,以及平均柯尔莫哥洛夫微尺度的减小,污泥颗粒由内至外的分层结构越来越明显,厌氧区逐渐增大,有助于聚磷菌的富集。

6 平均湍流参数与 AGS 理化性质的相关性

对反应器平均湍流参数与AGS特性进行相关性分析,结果见图8。反应器的液相平均速度、湍动能和湍流耗散率与AGS沉降比、粒径、沉速、Zeta电位和纯水接触角呈正相关,与 ΔG 呈负相关。然而,其相关系数存在显著差异,液相速度、湍动能与污泥沉降比、粒径、沉速、Zeta电位和纯水接触角的相关系数小于0.8,而湍流耗散率与污泥沉降比、粒径、沉速、Zeta电位和纯水接触角的相关系数大于0.8,表现出较强的相关性。湍流耗散率是湍动能转化为热能的速率,湍流耗散率越大,流体的能量转换和传递过程越剧烈和高效。较大的湍流耗散率使得反应器内不同区域的流体能够进行更有效的混合,有助于将分散的微生物细胞带到湍流的核心区域,使得微生物细胞间的碰撞机会增多,同时增加了微生物细胞间的碰撞频率。

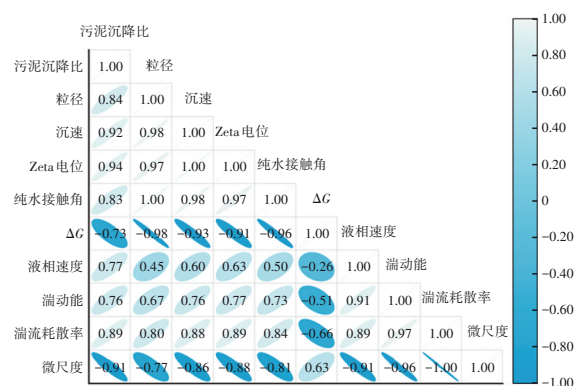


图8 反应器平均湍流参数与AGS特性间的相关性

Fig.8 Correlation between the average turbulence parameters and the characteristics of AGS

反应器的柯尔莫哥洛夫微尺度与污泥沉降比、粒径、沉速、Zeta电位和纯水接触角呈较强的负相关性,与 ΔG 呈正相关。柯尔莫哥洛夫微尺度是湍流中的最小涡旋尺度。涡旋尺度越小,涡旋的强度越大,使得微生物细胞在流场中受到的离心力增强,有助于微生物细胞快速离开涡旋中心,向涡旋边缘移动,并形成高浓度的微生物细胞区域,促进其碰撞与黏附。

反应器的液相平均速度和平均湍动能与污泥沉降比、粒径、沉速、Zeta电位、纯水接触角呈正相关,与 ΔG 呈负相关。但液相平均速度和平均湍动能与好氧颗粒污泥理化性质的相关性较弱。因为湍动能和液相速度是描述湍流整体的强度与速度,并

不能直接反映湍流微观结构,AGS的形成更依赖于微观尺度的湍流结构。因此,对湍流耗散率和柯尔莫哥洛夫微尺度的控制对AGS的形成十分重要。

从相关性分析结果可知,反应器的流态与污泥粒径及相关理化性质具有显著相关性,可以湍流耗散率、柯尔莫哥洛夫微尺度等流态指标为主建立好氧颗粒污泥反应器评价设计标准体系,为好氧颗粒污泥的实际应用提供理论支撑。

7 结论

① 平、折板的引入显著改变了反应器内部流态,弥补了传统反应器在高径比和表观气速方面的不足,微单元流态可显著影响颗粒污泥的碰撞与形成速度。

② 在AGS培养过程中,平板和折板组表现出显著差异,其中异波组的污泥粒径、沉降速度、微生物聚集能力以及污染物去除率均优于其他组。

③ 湍流耗散率和柯尔莫哥洛夫微尺度与好氧颗粒污泥粒径分别呈现正相关(0.80)和负相关(-0.77)。湍流耗散率的增大与微尺度的减小提高了微生物间的碰撞频率,促进了AGS的形成。

④ 平、折板组的流态显著影响功能微生物的丰度,相较于空白组,平、折板组的硝化菌、反硝化菌和聚磷菌的丰度显著提高,增强了平、折板组的脱氮除磷效果。

参考文献:

- [1] 吴志明,陈学春,赵欣,等. Nereda®好氧颗粒污泥工艺配置及运行性能[J]. 中国给水排水, 2023, 39(14):10-18.
WU Zhiming, CHEN Xuechun, ZHAO Xin, *et al.* Process configuration and operational performance of Nereda® aerobic granular sludge technology [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(14): 10-18 (in Chinese).
- [2] NANCHARAI AH Y V, KIRAN K R G. Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications [J]. Bioresource Technology, 2018, 247: 1128-1143.
- [3] BENGTSSON S, BLOIS M D, WILEN B, *et al.* A comparison of aerobic granular sludge with conventional and compact biological treatment technologies [J]. Environmental Technology, 2019, 40(21): 2769-2778.
- [4] NANCHARAI AH Y V, SARVAJITH M. Aerobic granular sludge process: a fast growing biological treatment for sustainable wastewater treatment [J]. Current Opinion in Environmental Science & Health, 2019, 12: 57-65.
- [5] MIKKELSEN L H. The shear sensitivity of activated sludge—relations to filterability, rheology and surface chemistry [J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2001, 182(1/3): 1-14.
- [6] GUO D, JIANG X, GUO M, *et al.* Role of hydrocyclone separator on the formation and separation of aerobic granular sludge: evaluating granulation efficiency and simulating hydrodynamic behavior [J]. Separation and Purification Technology, 2022, 283: 120231.
- [7] BEUN J J, HENDRIKS A, VAN LOOSDRECHT M C M, *et al.* Aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. Water Research, 1999, 33(10): 2283-2290.
- [8] TAY J H, LIU Q S, LIU Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2001, 57: 227-233.
- [9] 徐杰. 低表观气速下好氧颗粒污泥的骨架强化及其特性研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2020.
XU Jie. Research on the Skeleton Reinforcement and Properties of Aerobic Granular Sludge under Low Apparent Gas Velocity [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2020 (in Chinese).
- [10] LIN Q, SUN S, YANG J, *et al.* Enhanced aerobic granular sludge by thermally-treated dredged sediment in wastewater treatment under low superficial gas velocity [J]. Journal of Environmental Management, 2024, 368: 122210.
- [11] TAY J H, LIU Q S, LIU Y. The effect of upflow air velocity on the structure of aerobic granules cultivated in a sequencing batch reactor [J]. Water Science and Technology, 2004, 49(11/12): 35-40.
- [12] FENG Q, GE R, SUN Y, *et al.* Revealing hydrodynamic effects on flocculation performance and surface properties of sludge by comparing aeration and stirring systems via computational fluid dynamics aided calculation [J]. Water Research, 2020, 172: 115500.
- [13] FENG Q, TAI X, SUN Y, *et al.* Influence of turbulent mixing on the composition of extracellular polymeric substances (EPS) and aggregate size of aerated activated sludge [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 378:

- 122123.
- [14] DE KREUK M K, KISHIDA N, VAN LOOSDRECHT M C M. Aerobic granular sludge—state of the art [J]. *Water Science and Technology*, 2007, 55(8/9): 75–81.
- [15] YUAN H, YUAN J, YOU Y, *et al.* Simultaneous ammonium and sulfate biotransformation driven by aeration: nitrogen/sulfur metabolism and metagenome-based microbial ecology [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 794: 148650.
- [16] HEI S, XU H, LIU Y, *et al.* Redox environment inducing strategy for enhancing biological phosphorus removal in a full-scale municipal wastewater treatment plant [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 376: 134237.
- [17] YANG F, WANG S, LI H, *et al.* Differences in responses of activated sludge to nutrients-poor wastewater: function, stability, and microbial community [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023, 457: 141247.
- [18] WANG L, DENG S, WANG S, *et al.* Analysis of aerobic granules under the toxic effect of ampicillin in sequencing batch reactors: performance and microbial community [J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 204: 152–159.
- [19] 马浩. 菌藻共生好氧颗粒污泥系统构建及强化脱氮机制研究[D]. 西安:西安理工大学, 2023.
- MA Hao. Construction of a Bacteria–Algae Symbiotic Aerobic Granular Sludge System and Research on the Enhanced Nitrogen Removal Mechanism [D]. Xi'an: Xi'an University of Technology, 2023 (in Chinese).
- [20] SHI S, LIN Z, ZHOU J, *et al.* Enhanced thermophilic denitrification performance and potential microbial mechanism in denitrifying granular sludge system [J]. *Bioresource Technology*, 2022, 344: 126190.
- [21] CAI X, WEN P, YUAN Y, *et al.* Identification of nitrogen-incorporating bacteria in a sequencing batch reactor: a combining cultivation-dependent and cultivation-independent method [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 316: 123964.
- [22] LU H N, LI P, LI Q Q, *et al.* Responses of nitrobenzene removal performance and microbial community by modified biochar supported zerovalent iron in anaerobic soil [J]. *Scientific Reports*, 2024, 14 (1): 17078.
- [23] LU T, LIN W. Multi-omics analysis reveals structure and function of biofilm microbial communities in a pre-denitrification biofilter [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 757: 12.
- [24] 姚峻程. 电场作用下好氧颗粒污泥体系构建与处理效能研究[D]. 广州:广州大学, 2024.
- YAO Juncheng. Construction of Aerobic Granular Sludge System under Electric Field and Study on Treatment Performance [D]. Guangzhou: Guangzhou University, 2024 (in Chinese).
- [25] NIE J X, WANG X X, SUN P, *et al.* Inadvertently enriched cyanobacteria prompted bacterial phosphorus uptake without aeration in a conventional anaerobic/oxic reactor [J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 297: 172313.

作者简介:张宇(1999–),女,甘肃庆阳人,硕士研究生,主要研究方向为污水生物处理技术。

E-mail: 2625801167@qq.com

收稿日期:2024-11-27

修回日期:2025-01-07

(编辑:李德强)