

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.13.003

磁黄铁矿石促进好氧颗粒污泥形成的效果与机制

朱文芳^{1,2}, 叶磊¹, 陈万年¹, 宋亚丽^{1,2}

(1. 浙江科技大学 土木与建筑工程学院, 浙江 杭州 310023; 2. 浙江科技大学 浙江省
废弃生物质循环利用与生态处理技术重点实验室, 浙江 杭州 310023)

摘要: 为探究天然磁黄铁矿石对好氧颗粒污泥(AGS)处理染料废水过程中颗粒化进程的影响,在室温条件下运行4个序批式反应器(SBR),通过改变进水有机负荷和碳源,研究了颗粒化过程中AGS的SVI、粒径及Zeta电位的变化,并通过三维荧光光谱(3D-EEM)分析AGS成分以及磁黄铁矿石界面能变化来解析AGS的形成机制。结果表明,投加磁黄铁矿石约20 d就形成了AGS。高有机负荷及采用乙酸钠(NaAc)作为碳源时,SVI平均值由初始的105 mL/g下降到运行末期的(25.99±4.57) mL/g。3D-EEM分析显示,投加磁黄铁矿石能够增加污泥疏水性蛋白质的含量,促进AGS形成。颗粒化过程中,矿石液固界面黏附功逐渐降低,而界面能上升,也促进了AGS的形成。

关键词: 好氧颗粒污泥; 磁黄铁矿石; 胞外聚合物; 界面能; 疏水性

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)13-0014-07

Effect and Mechanism of Pyrrhotite Promoting the Formation of Aerobic Granular Sludge

ZHU Wen-fang^{1,2}, YE Lei¹, CHEN Wan-nian¹, SONG Ya-li^{1,2}

(1. School of Civil Engineering and Architecture, Zhejiang University of Science and Technology, Hangzhou 310023, China; 2. Zhejiang Province Key Laboratory of Recycling and Ecological Treatment of Waste Biomass, Zhejiang University of Science and Technology, Hangzhou 310023, China)

Abstract: Four sequencing batch reactors (SBRs) were operated at room temperature so as to investigate the effect of natural pyrrhotite on the granulation process of aerobic granular sludge (AGS) in the treatment of dye wastewater. The changes in SVI, particle size, and Zeta potential of AGS during the granulation process were studied by changing the influent organic load and carbon source. The formation mechanism of AGS was analyzed by three-dimensional excitation emission matrix fluorescence spectrophotometer (3D-EEM) of AGS components and variation in the interface energy of pyrrhotite. The results showed that AGS were formed in about 20 days after adding pyrrhotite. When high organic loading rate and sodium acetate (NaAc) carbon source were used, the average SVI value decreased from 105 mL/g at initial operation to (25.99±4.57) mL/g at final run. 3D-EEM analysis revealed that the addition of pyrrhotite could increase the concentration of sludge hydrophobic protein and promote the formation of AGS. In the process of granulation, the adhesion work of the pyrrhotite liquid-solid interface gradually

基金项目: 浙江省自然科学基金资助项目(LZY22B07002)

通信作者: 朱文芳 E-mail:1473176561@qq.com

decreased, while the interface energy increased, which also stimulated the formation of AGS.

Key words: aerobic granular sludge; pyrrhotite; extracellular polymeric substances (EPS); interface energy; hydrophobicity

染料被广泛应用于纺织、化妆品和食品行业,染料废水是中国水污染的主要来源之一。染料废水中含有大量的有机物、重金属、盐类、表面活性剂等复杂化学物质,排入自然水体会对水生环境乃至人体健康构成巨大威胁。偶氮染料是纺织工业的主要染料,其生物脱色可以通过在厌氧条件下减少偶氮键来实现^[1],但降解产生的中间代谢产物毒性更大,要在好氧条件下才能矿化。因此,偶氮染料废水可以采用厌氧-好氧工艺进行处理^[2]。好氧颗粒污泥(AGS)具有特定的好氧、厌氧分层状构,有利于降解偶氮染料。同时,AGS具有更致密的结构、更好的沉降性能和更高的生物质浓度,相对于絮状活性污泥(AS)能更好地抵抗染料废水的侵害。研究表明,偶氮染料对AGS的物理特性及其除污能力影响较小^[3-4]。SBR工艺通常以厌氧-好氧交替运行,因此,在SBR工艺基础上培养的AGS是目前染料废水处理的有效解决方案。

AGS技术作为可持续废水处理的一种选择,长期稳定性是实现好氧颗粒污泥优越特性的基础,其颗粒形成在废水处理中也得到了有效验证^[5]。好氧颗粒污泥的形成机制,目前广泛接受的是晶核假说^[6],通过添加载体材料作为微生物生长核心,能够诱导微生物附着生长^[7-10]。有研究表明,晶核材料的磁性特性会影响颗粒污泥形成。例如 Fe_3O_4 等磁性晶核产生的磁场会使活性污泥中的铁磁化,这有助于AGS的形成和保持结构稳定。并且磁场会提升酶的活性,显著提高微生物的代谢能力^[11]。但目前的研究多集中于Ca、Al、Fe等常见元素化合物以及合成材料,鲜见天然磁性矿物用于AGS培养的报道。

笔者将天然磁黄铁矿粉作为好氧颗粒污泥晶核,利用SBR反应器处理染料废水,通过分析不同有机负荷(OLR)及碳源条件下的颗粒污泥性能、胞外聚合物(EPS)成分以及矿石表面的疏水性、界面能等来探寻矿石诱导生物聚集与自固定的原因,考察利用天然磁黄铁矿石作为污泥核心快速启动AGS系统的可行性。

1 材料与方 法

1.1 接种污泥与原水水质

接种污泥来自杭州市余杭污水处理厂。以直接冻黄G、直接湖蓝5B、直接耐晒黑G、酸性大红GR、直接大红4B、直接栗棕NR、直接灰D等7种工业常用偶氮染料配制混合母液,每种染料的浓度均为1 000 mg/L,染料浓度为7 000 mg/L。由于染料的可生化性较差,需外加碳源。通过投加葡萄糖、乙酸钠、氯化铵、磷酸二氢钾,控制进水COD:N:P为100:5:1。采用碳酸氢钠与稀盐酸溶液调节各反应器的pH。

1.2 矿粉选取与制备

矿石材料购自铜陵润龙实业有限公司,矿石中主要的金属矿物为磁黄铁矿,纯度在93%以上,密度为4.6~4.7 g/cm³,具有导电性和磁性,比表面积为41.4 m²/g。用球磨混合仪研磨后通过300目筛网,草酸溶液浸泡去除表面氧化物后干燥备用。

1.3 试验装置

试验采用SBR反应器,内径为10 cm,高为65 cm,有效容积为5 L,体积交换率为50%。采用曝气泵供氧,通过玻璃转子流量计控制曝气强度在2 L/min。SBR反应器采用AO运行模式,每天运行2个周期,进出水为20 min,静置为10 min,单周期内分3个AO循环,包括50 min厌氧搅拌和180 min曝气。反应温度控制在室温。

共设置4组相同的反应器。除特定试验外,反应器进水COD均为600 mg/L,葡萄糖、乙酸钠按照1:1投加。其中,R0作为矿石界面试验的空白组,不投加污泥,进行正常曝气;R1作为污泥试验对照组,不投加矿石粉,仅投加污泥,且正常曝气;R2作为污泥试验组(投加适量矿粉),分为三个阶段,阶段I(0~45 d)的COD为600 mg/L,阶段II(45~90 d)的COD为1 100 mg/L,阶段III(90~145 d)的COD为1 500 mg/L;R3作为污泥试验组(投加适量矿粉),分别以葡萄糖、葡萄糖/乙酸钠、乙酸钠作为碳源进行试验。

1.4 分析指标及方法

污泥容积指数(SVI)、COD、MLSS、MLVSS等常规指标采用国家标准方法(HJ 2038—2014)测定;采用激光粒度仪(Mastersizer 3000)分析各组污泥的粒度变化;采用Zeta电位仪(Zeecom ZC-3000)定期测定污泥的Zeta电位;采用F-4700荧光分光光度计测定EPS的荧光特性,激发波长(λ_{ex})设定为200~400 nm,发射波长(λ_{em})设定为200~500 nm,扫描速度为4 800 nm/min;采用XG-CAMB接触角测量仪测定矿石界面接触角。

EPS可分为S-EPS、LB-EPS和TB-EPS,采用热萃取法提取^[12]。提取出的每一种形式的EPS均需通过0.45 μm 的过滤膜进行测定,污泥的EPS总量为三种EPS的总和。多糖(PS)和蛋白质(PN)含量分别采用蒽酮-硫酸法和Folin酚试剂法测定。

1.5 界面作用计算

通过矿石界面自由能来评估界面亲/疏水性在污泥颗粒化进程中起到的作用,矿石界面固液之间的自由能 G^{us} 通过测量接触角 θ 代入公式计算,以此来反映矿石表面黏附力的变化。固液间的黏附功(W_{slv})通过公式(1)计算^[13],其中 γ_{lv} 代表液体的界面自由能。

$$W_{slv} = \gamma_{lv} (\cos \theta + 1) \quad (1)$$

Bartell、Girifalco等学者提出以界面黏附张力 T 来反映界面自由能(G^{us})的变化,见公式(2);并对黏附张力做出定义,见公式(3),其中 γ_{sl} 代表液-固界面张力, γ_{sv} 代表固体与液体蒸汽平衡时的液-固界面张力^[13]。通过联立式(3)与杨氏方程的变式即式(4),推导出 T 的计算公式见式(5)。

$$T = -G^{us} \quad (2)$$

$$T = \gamma_{sv} - \gamma_{sl} \quad (3)$$

$$\gamma_{sl} - \gamma_{sv} + \gamma_{lv} \cos \theta = 0 \quad (4)$$

$$T = \gamma_{lv} \cos \theta \quad (5)$$

2 结果与讨论

2.1 投加矿粉对污泥特性的影响

2.1.1 污泥形态变化

通过污泥粒径分布变化来分析污泥的颗粒化进程,结果见图1(柱状图从左到右依次代表R1、R2、R3,下同)。运行至第15天,R2、R3率先出现AGS;运行至第20天,对照组R1粒径 $>0.2 \text{ mm}$ 的污泥占比为1.86%,而R2、R3则分别达到了20.41%、

8.57%,可见投加磁黄铁矿粉促进了AGS的形成。分析原因是矿石铁离子的释放和自身磁场促进了污泥凝聚形成致密的颗粒^[11]。

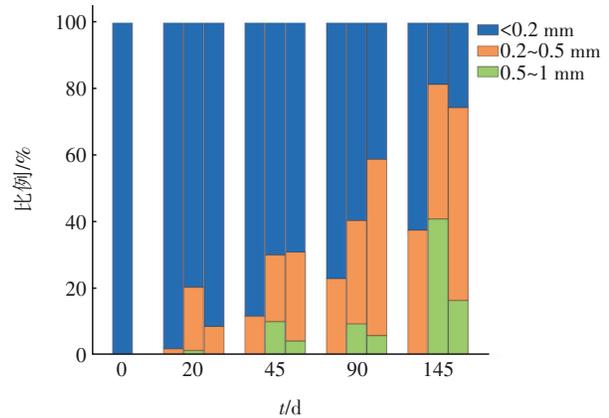


图1 各组反应器污泥粒径分布

Fig.1 Particle size distribution of sludge in reactors

运行至第145天,R2中粒径在0.5~1 mm的污泥占比为40.9%,而第45天和第90天占比分别为10%和9.32%,可见提高进水有机负荷对磁黄铁矿造粒具有促进作用。Tang等人^[14]同样报道了增加进水负荷(OLR)会使颗粒形成速度加快,颗粒尺寸变大。由R3中污泥粒径分布变化可知,碳源对磁黄铁矿造粒有影响,相比单一葡萄糖培养,乙酸钠作为碳源更能促进造粒过程。

2.1.2 MLSS、SVI与Zeta电位变化

各反应器中污泥的MLSS和SVI随时间的变化见图2。接种污泥的SVI为105 mL/g,随着运行时间增加,SVI逐渐降低,在后期R1的SVI为60~80 mL/g,R2、R3的SVI在运行30 d后显著下降至40 mL/g左右,后期保持在24~33 mL/g左右,表现出较好的沉降性能。而各组的MLSS均逐渐上升,试验后期R1维持在4~5 g/L,R2、R3则维持在6~8 g/L。R2在增加进水负荷后出现了沉降性能短期下降现象,但很快就可恢复;在阶段Ⅲ其SVI平均值为(25.99±4.57) mL/g,相比阶段Ⅱ下降了35.9%,说明增加负荷能明显提高污泥沉降性能。R3在调整碳源后SVI同样出现小幅上升,但在阶段Ⅲ后期比较稳定,保持在(31.16±0.75) mL/g,相比阶段Ⅱ降低约10%。可见,单一乙酸钠培养的颗粒污泥相对致密,沉降性能相对较好。He等人研究发现混合碳源不会大幅度改变好氧颗粒污泥的沉降性,但是不同碳源对生物量有影响^[15]。投加磁黄铁矿粉显著提高了污

泥的沉降性能和系统生物量,对颗粒污泥形成具有促进作用,这与夏静远等人^[16]研究发现添加含铁矿物质粉末会促进生物量增加而SVI降低的现象相符。

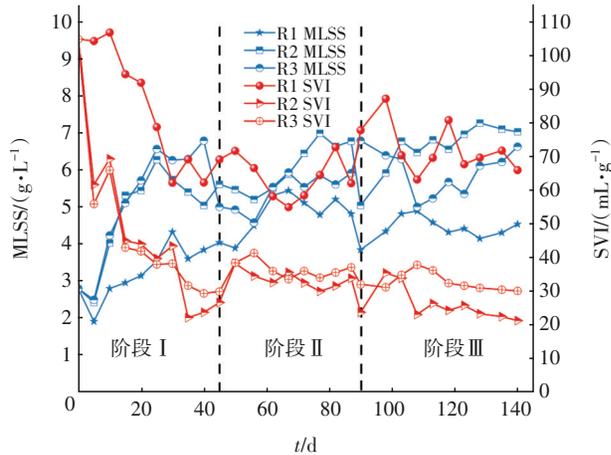


图2 各反应器内MLSS与SVI变化

Fig.2 Variation of MLSS and SVI in the reactors

Zeta 电位是表征污泥表面电荷的重要指标,随着污泥表面负电荷减少,AGS的形成与稳定程度可能会提高^[17]。投加矿粉对Zeta电位的影响见图3。在运行初期(10 d),投加矿粉的试验组R2、R3中污泥Zeta电位绝对值显著下降,降幅远高于R1。带负电的污泥絮团通过电荷作用依附矿粉形成内核,并在矿粉表面促进污泥的初始聚集。随着运行天数增加,R1组Zeta电位绝对值在20~35 mV之间波动,生物聚集程度和颗粒化程度均较低。R2的Zeta电位绝对值在短暂下降后开始上升,第30天达到最高值29.4 mV,随进水COD的阶段性增加,Zeta电位绝对值逐步下降至15 mV左右,相比其他组保持在最高水平,降幅达48.97%,同时其污泥颗粒化程度也远超其余组。R3的Zeta电位绝对值同样在第I阶段短暂下降后开始逐渐上升,并达到最高值29.5 mV。在第II阶段(葡萄糖、乙酸钠混合碳源)电位绝对值降至18 mV左右,第III阶段(乙酸钠单一碳源)在进水基质转变后电位绝对值由18.5 mV回升至21 mV附近。Zeta电位绝对值越接近于零,污泥颗粒的疏水性越强,随着Zeta电位绝对值的下降,污泥颗粒化程度不断提高。Zeta电位的变化从侧面反映了AGS颗粒化和性能受到进水负荷与基质的影响,增加负荷能够促进污泥集聚。采用不同碳源培养的AGS存在差异已为众多研究所报道^[18-19]。

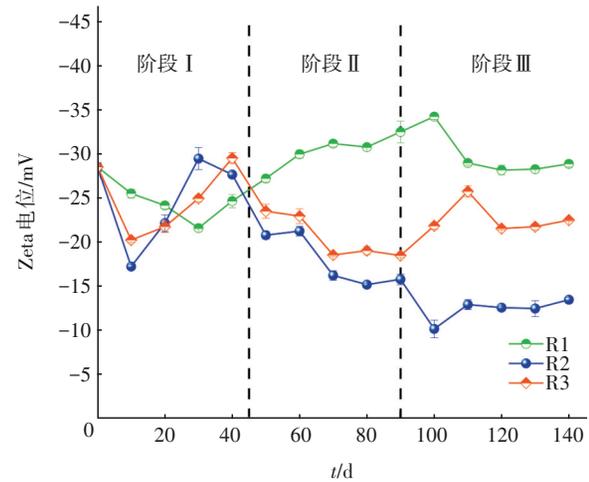


图3 各反应器中污泥Zeta电位变化

Fig.3 Zeta potential variation of sludge in each reactor

2.1.3 投加矿粉对EPS含量与组分的影响

EPS是AGS的重要组成部分,对污泥表面电荷、疏水性、絮凝沉降等特性有明显影响,对微生物聚集、造粒和结构稳定也起到重要作用^[20-21]。图4为投加矿粉对EPS含量的影响。接种污泥的EPS含量为(56.6±5.11) mg/gVSS,2个试验组SBR在第30天的EPS含量分别为(69.7±2.38)、(88.6±0.12) mg/gVSS。EPS的明显增加表明投加矿石能够促进微生物黏附和生长。在阶段I、II,各组EPS含量增速较慢,这可能与染料废水具有毒性以及低营养进水营造的恶劣生存环境有关^[22-23]。在阶段III,R2、R3的EPS含量相对对照组有较大提高,表明进水负荷和碳源对颗粒化进程有一定影响,提高进水负荷以及选择乙酸钠作为碳源能够加速好氧颗粒污泥形成。

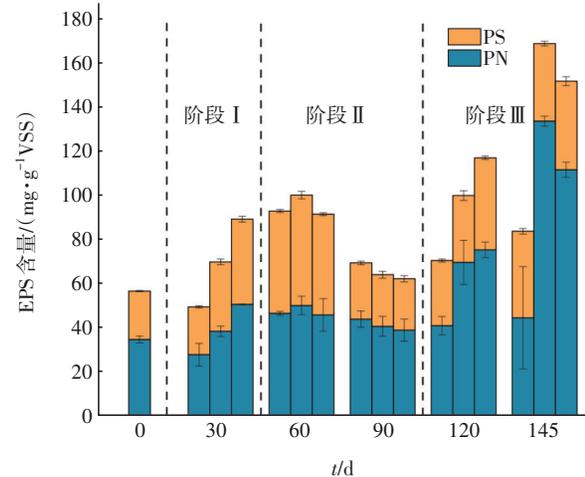


图4 各反应器内污泥的EPS含量

Fig.4 EPS concentration of sludge in each reactor

采用三维荧光光谱(3D-EEM)对运行第140天

的各反应器中EPS的组分进行分析,结果如图5所示。EPS中的有机组分被分成5类,区域I和II代表芳香类蛋白,区域III~V分别代表富里酸类物质、可溶性微生物代谢产物及腐殖酸类物质^[24]。由图5可知,色氨酸蛋白(II区)和可溶性微生物代谢产物(IV区)是EPS的主要成分;投加矿粉对EPS的组分含量产生了影响,试验组的酪氨酸蛋白和色氨酸蛋白含量均高于不加矿石的对照组,而这些组分被认定可以提高污泥的疏水性^[25]。据报道,磁黄铁矿粉在中性水环境中会产生氧化溶解^[26],释放出的 Fe^{2+} 、 S^{2-} 等物质可能刺激疏水性蛋白质的生成,从而提高污泥的疏水性。矿粉磁场也在一定程度上促进了这种应激反应。这与其他学者投加磁性材料培养AGS的研究结果一致^[7,10]。

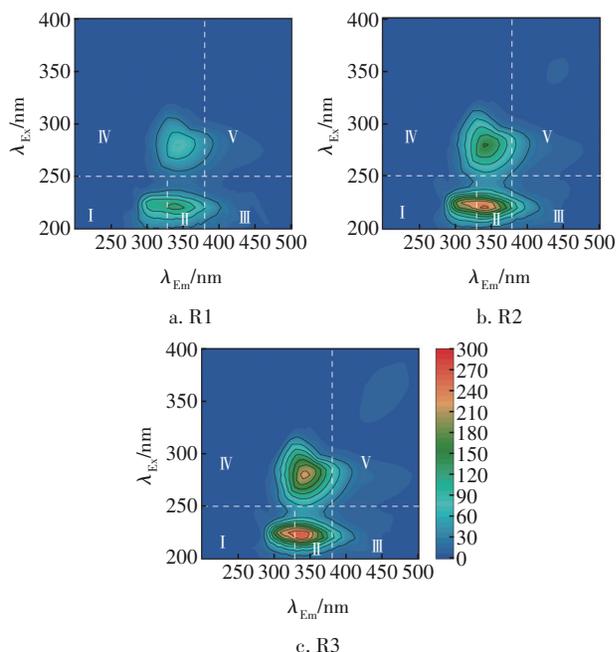


图5 各反应器中污泥EPS的3D-EEM光谱分析

Fig.5 3D-EEM spectrum of sludge EPS in each reactor

2.2 矿石-生物膜界面作用机制探究

“晶核假说”中矿石诱导微生物聚集是一个界面过程,矿物表面生成生物膜是矿物成核的关键,生物膜的性状和组成可由矿石外部环境变化及磁场变化进行调节^[27]。从浸矿微生物EPS选择性黏附机制来看,EPS作为与硫化矿物直接接触的中间媒介,微生物分泌EPS能使微生物与矿物界面的疏水性发生改变,从而促进好氧颗粒污泥的形成^[28],因此研究界面疏水性与电荷作用可以间接解释微生物聚集行为。通过树脂定型自制磁黄铁矿薄片

作为界面研究载体,在SBR反应器开始运行时分别置于R0、R2、R3中,定期取出测量各组矿石界面的接触角,并计算矿石-生物膜界面能,从而探究污泥中微生物黏附磁黄铁矿形成AGS过程的界面作用机制。

采用去离子水作为探测液,液体张力测定值为72.14 mN/cm,将其与各组接触角数据代入前述公式,结果见表1。在反应器运行前期,相比无污泥的空白组R0,初步形成生物膜的试验组R2和R3的矿石界面黏附张力明显更大,亲水性强。同期污泥以絮体为主,Zeta电位绝对值处于较高水平。随着继续运行,R0由于矿石表面产生亲水氧化膜,矿石界面黏附功呈上升趋势,界面能逐渐下降,矿石表面液体浸润性好,污泥颗粒化程度低。反观颗粒化程度较好的R2和R3的黏附功呈明显下降趋势,界面能上升,矿石界面不易被液体浸润,Zeta电位绝对值下降,颗粒化水平不断提高。可见界面持续改善的疏水性促进EPS帮助微生物与矿石表面建立额外的接触,在聚合物桥连作用下进一步降低微生物黏附的可逆性^[29],同时Zeta电位绝对值降低也有利于菌胶团聚集,促使细菌从弱可逆黏附到严格不可逆黏附转变,从而促进污泥颗粒化。

表1 各反应器中矿石界面黏附功与黏附张力变化

Tab.1 Variations of interfacial adhesion work and adhesion tension of pyrrhotite in each reactor

时间/ d	黏附功/($\text{J}\cdot\text{m}^{-2}$)			黏附张力($\text{mN}\cdot\text{cm}^{-1}$)		
	R0	R2	R3	R0	R2	R3
0	90.32	90.32	90.32	18.18	18.18	18.18
30	95.03	121.67	128.65	22.89	49.53	56.51
60	110.88	112.02	105.95	38.75	39.87	33.82
90	111.17	103.75	104.94	39.03	31.61	32.80
120	121.67	108.26	112.82	49.53	36.12	40.68
150	122.61	85.04	99.06	50.47	12.89	26.92

3 结论

① 投加磁黄铁矿粉有效促进了染料废水环境下污泥颗粒化的进程,培养145 d后,试验组R2和R3中粒径 $>0.2\text{ mm}$ 的污泥占比由0分别提高到81.43%、74.20%,而对照组占比仅为37.58%。

② 磁黄铁矿粉未能促进污泥分泌EPS,进水负荷以及碳源种类也会影响EPS含量。矿石可能通过改变细菌表面Zeta电位促进微生物聚集,并通过刺激细胞分泌更多的疏水性蛋白质来增强AGS的

疏水性与稳定性。

③ 污泥颗粒化过程中矿石液固界面能上升,疏水性增强。进水负荷增加促进AGS形成,乙酸钠作为碳源可以形成稳定的AGS;进水负荷和碳源的变化刺激了矿石表面界面能的变化,改变了污泥的疏水性能,促进了AGS的形成。

参考文献:

- [1] CUI M, GAO L, LEE H, *et al.* Mixed dye wastewater treatment in a bioelectrochemical system-centered process [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 297: 122420.
- [2] DOS SANTOS A B, CERVANTES F J, VAN LIER J B, *et al.* Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: perspectives for anaerobic biotechnology [J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(12): 2369–2385.
- [3] XAVIER R D S, BARBOSA P T, DOS SANTOS A B, *et al.* Evaluation of the decolorization potential of azo dyes by aerobic granular sludge [J]. *Chemical Engineering Research and Design*, 2023, 195: 207–217.
- [4] LOTITO A M, FRATINO U, MANCINI A, *et al.* Effective aerobic granular sludge treatment of a real dyeing textile wastewater [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2012, 69: 62–68.
- [5] GUO H, VAN LIER J B, DE KREUK M, *et al.* Digestibility of waste aerobic granular sludge from a full-scale municipal wastewater treatment system [J]. *Water Research*, 2020, 173: 115617.
- [6] LETTINGA G, VAN VELSEN A F M, HOBMA S W, *et al.* Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1980, 22(4): 699–734.
- [7] OUYANG L, QIU B. Positive effects of magnetic Fe_3O_4 @polyaniline on aerobic granular sludge: aerobic granulation, granule stability and pollutants removal performance [J]. *Bioresource Technology*, 2023, 368: 128296.
- [8] PAN Z, QIU C, YANG Q, *et al.* Adding waste iron shavings in a pilot-scale two-stage SBRs to develop aerobic granular sludge treating real wastewater [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 47: 102811.
- [9] ZHOU J, ZHAO H, HU M, *et al.* Granular activated carbon as nucleating agent for aerobic sludge granulation: effect of GAC size on velocity field differences (GAC versus flocs) and aggregation behavior [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 198: 358–363.
- [10] REN X, CHEN Y, GUO L, *et al.* The influence of Fe^{2+} , Fe^{3+} and magnet powder (Fe_3O_4) on aerobic granulation and their mechanisms [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 164: 1–11.
- [11] HAN X, TANG R, LIU C, *et al.* Rapid, stable, and highly-efficient development of salt-tolerant aerobic granular sludge by inoculating magnetite-assisted mycelial pellets [J]. *Chemosphere*, 2023, 339: 139645.
- [12] WANG Y, WANG J, LIU Z, *et al.* Effect of EPS and its forms of aerobic granular sludge on sludge aggregation performance during granulation process based on XDLVO theory [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 795: 148682.
- [13] 曾作祥,孙莉. 表面物理化学[M]. 上海: 华东理工大学出版社, 2016: 102–127.
- ZENG Zuoxiang, SUN Li. *Surface Physical Chemistry* [M]. Shanghai: East China University of Science and Technology Press, 2016: 102–127(in Chinese).
- [14] TANG R, HAN X, JIN Y, *et al.* Do increased organic loading rates accelerate aerobic granulation in hypersaline environment? [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2022, 10(6): 108775.
- [15] HE Q, SONG Q, ZHANG S, *et al.* Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in an aerobic granular sequencing batch reactor with mixed carbon sources: reactor performance, extracellular polymeric substances and microbial successions [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 331: 841–849.
- [16] 夏静远,胡真虎. 含铁矿物质粉末促进厌氧氨氧化颗粒污泥形成及颗粒特征分析[J]. *工业用水与废水*, 2023, 54(2): 14–19.
- XIA Jingyuan, HU Zhenhu. Acceleration effect of iron-containing mineral powders on formation of anammox granular sludge and particle characteristics analysis [J]. *Industrial Water & Wastewater*, 2023, 54(2): 14–19 (in Chinese).
- [17] ZHANG L, FENG X, ZHU N, *et al.* Role of extracellular protein in the formation and stability of aerobic granules [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2007, 41(5): 551–557.
- [18] TAY J H, LIU Q S, LIU Y, *et al.* Characteristics of

- aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors [J]. *Environmental Technology*, 2002, 23(8): 931-936.
- [19] WANG C, LIU R, ZHAI Q, *et al.* Exploring the effect of pulp aeration and lime-aid grinding on pyrrhotite-rich type copper sulfide ore flotation separation [J]. *Separation and Purification Technology*, 2023, 311: 123268.
- [20] JIANG Y, LIU Y, ZHANG H, *et al.* Aerobic granular sludge shows enhanced resistances to the long-term toxicity of Cu (II) [J]. *Chemosphere*, 2020, 253: 126664.
- [21] WANG J, LIU Q, DONG D, *et al.* In-situ monitoring of the unstable bacterial adhesion process during wastewater biofilm formation: a comprehensive study [J]. *Environment International*, 2020, 140: 105722.
- [22] CHAUDHARI A U, PAUL D, DHOTRE D, *et al.* Effective biotransformation and detoxification of anthraquinone dye reactive blue 4 by using aerobic bacterial granules [J]. *Water Research*, 2017, 122: 603-613.
- [23] LAWAL I M, SOJA U B, HUSSAINI A, *et al.* Sequential batch reactors for aerobic and anaerobic dye removal: a mini-review [J]. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2023, 8: 100547.
- [24] 尹若愚, 李乃玉, 全向春, 等. 负载纳米零价铁及 Fe_3O_4 颗粒对厌氧颗粒污泥长期运行性能及微生物群落结构影响 [J]. *环境科学学报*, 2023, 43(11): 24-32.
- YIN Ruoyu, LI Naiyu, QUAN Xiangchun, *et al.* Effects of nano ZVI and Fe_3O_4 particles on long-term operation performance and microbial community structure of anaerobic granular sludge [J]. *Journal of Environmental Science*, 2023, 43 (11): 24-32 (in Chinese).
- [25] LI Y, HAO W, LV J, *et al.* The role of N-acyl homoserine lactones in maintaining the stability of aerobic granules [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 159: 305-310.
- [26] SHEN C, SU L, ZHAO Y, *et al.* Plants boost pyrrhotite-driven nitrogen removal in constructed wetlands [J]. *Bioresource Technology*, 2023, 367: 128240.
- [27] PHILIPP L, BÜHLER K, ULBER R, *et al.* Beneficial applications of biofilms [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2024, 22: 276-290.
- [28] 余润兰, 邱冠周, 胡岳华, 等. 浸矿微生物/矿物界面的微观作用机制研究进展 [J]. *湿法冶金*, 2008(2): 72-75.
- YU Runlan, QIU Guanzhou, HU Yuehua, *et al.* Research progress on microscopic mechanism of mineral-leaching microorganism/mineral interface [J]. *Hydrometallurgy*, 2008(2): 72-75 (in Chinese).
- [29] TAN C H, KOH K S, XIE C, *et al.* The role of quorum sensing signalling in EPS production and the assembly of a sludge community into aerobic granules [J]. *The ISME Journal*, 2014, 8(6): 1186-1197.

作者简介: 朱文芳(1975-), 女, 新疆奎屯人, 博士, 副教授, 主要从事工业废水处理及回用研究。

E-mail: 1473176561@qq.com

收稿日期: 2024-02-16

修回日期: 2024-03-08

(编辑: 李德强)

珍惜水, 爱护水, 以水促和平