

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.09.011

微膨胀活性污泥法处理低碳氮比生活污水效能

吴玉梁¹, 侯明秀², 陈侯良¹, 巴立波¹, 刘一江¹, 赵方波³,
衣雪松¹

(1. 海南大学 环境科学与工程学院, 海南 海口 570228; 2. 上海交通大学 环境科学与工程学院, 上海 200240; 3. 哈尔滨工程大学 材料科学与化学工程学院, 黑龙江 哈尔滨 150001)

摘要: 以低碳氮比(C/N)污水为研究对象,采用序批式反应器(SBR)启动微膨胀活性污泥工艺,探究降低污水C/N对微膨胀活性污泥特征、污染物去除效果及微生物群落结构的影响。将污水的C/N依次设定为6、3、1,污泥的SV和SVI平均值在C/N=3时达到最大,分别为47%和255 mL/g;降低C/N对COD去除效果的影响较小,3种C/N条件下COD平均去除率分别为94.6%、89.1%、86.5%;降低C/N对NH₄⁺-N的去除效果无影响,其去除率均在99%以上;降低C/N对系统脱氮除磷效果的影响较大,随着C/N的降低,TN去除率由65%降至45%,TP去除率由50%降至34%;不同C/N条件下微生物群落结构存在一定差异,丝状菌*Thiothrix*(发硫菌属)的相对丰度在C/N=3时达到最大值32%。单个运行周期内(8 h),污染物在前4 h内去除速率较快,4 h后去除曲线变得平缓。

关键词: 微膨胀活性污泥; 低碳氮比污水; 序批式反应器; 丝状菌

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)09-0073-08

Treatment Efficiency for Domestic Sewage with Low Carbon to Nitrogen Ratio Using Micro-expanded Activated Sludge Process

WU Yu-liang¹, HOU Ming-xiu², CHEN Yu-liang¹, BA Li-bo¹, LIU Yi-jiang¹,
ZHAO Fang-bo³, YI Xue-song¹

(1. School of Environmental Science and Engineering, Hainan University, Hainan 570228, China; 2. School of Environmental Science and Engineering, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200240, China; 3. College of Materials Science and Chemical Engineering, Harbin Engineering University, Harbin 150001, China)

Abstract: A sequencing batch reactor (SBR) was employed to implement the micro-expanded activated sludge process for the treatment of domestic sewage with low carbon to nitrogen ratio (C/N). The impact of reduced C/N ratios on the characteristics of micro-expanded activated sludge, pollutants removal efficiency, and microbial community composition was investigated. The C/N ratios of the sewage were established at 6, 3 and 1. The average SV and SVI values of the sludge reached their peak when the C/N ratio was 3, with respective values of 47% and 255 mL/g. Reducing the C/N ratio had a minimal impact on COD removal efficiency. The average COD removal efficiencies at the three different C/N ratios were

基金项目: 海南省重点研究项目(ZDYF2021GXJS026); 国家自然科学基金资助项目(52360002,51979064)

通信作者: 衣雪松 E-mail: cedar401@163.com

94.6%, 89.1%, and 86.5%, respectively. The reduction in C/N ratio did not influence $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal efficiency, which consistently achieved a removal efficiency exceeding 99%. As the C/N ratio decreased, the TN removal efficiency dropped from 65% to 45%, and the TP removal efficiency declined from 50% to 34%. Significant variations were observed in the composition of microbial communities under different C/N ratios. Notably, the relative abundance of *Thiothrix* (*Thiobacillus*) peaked at 32% when the C/N ratio was 3. In a single operational cycle (8 hours), the removal efficiencies of pollutants such as COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TN, and TP could achieve an optimal level within approximately 4 hours. Prolonging the cyclic time beyond this point had minimal impact on further improving the removal efficiency.

Key words: micro-expanded activated sludge; sewage with low carbon to nitrogen ratio; sequencing batch reactor; filamentous bacteria

近年来,城市污水呈现有机物浓度不断降低,TN和TP浓度不断升高,碳氮比较低($\text{C/N}<8$),即典型的低碳源污水特征^[1-2]。此外,农村生活污水的碳氮比更低(3.0~5.0)^[3]。如何对这些低碳氮比污水实现低耗高效脱氮是一个亟待解决的技术难题。

低溶解氧污泥微膨胀节能理论与方法自彭永臻教授首次提出以来便受到研究者的持续关注,该方法控制污水处理系统在低溶解氧条件下运行,所需DO浓度仅为0.8 mg/L左右,曝气能耗大大减少,有效降低了污水处理成本^[4-5]。在该方法中,系统中过度增殖的丝状菌对低浓度底物适应能力强、易形成网状污泥絮体结构,可以实现低溶解氧丝状菌微膨胀与短程硝化的耦合,进而达到深层次净化污水的目的^[6]。我国南方城市污水碳氮比普遍较低($\text{C/N}<4.0$),在处理过程中需要投加大量碳源进行脱氮。为此,笔者拟利用微膨胀活性污泥对低浓度底物适应能力强的特性以及序批式反应器(SBR)运维能耗低的优势,构建“双节能”处理体系,以低碳氮比污水为处理对象,考察微膨胀活性污泥-SBR体系对其处理效能,揭示体系中微生物群落的组成及演替规律,分析典型周期内各污染物的去除特性,以期实现对微膨胀活性污泥-SBR体系处理潜能的挖掘及运行参数的优化,为微膨胀活性污泥法的实际应用提供理论支撑。

1 材料和方法

1.1 实验装置及运行方式

实验装置如图1所示,采用自制的SBR反应器,有效容积为14 L,反应器底部设有盘式曝气头,通过曝气泵供气,利用气体流量计控制曝气量。实验装置通过两台蠕动泵控制进水和出水,每次进水和排

水的体积为7 L,排水比为1/2,每运行3个周期进行一次排泥,个别阶段根据实际情况调整排泥频率,排泥量也根据实际情况进行调整。控制反应器内的DO浓度在0.5~0.8 mg/L之间,pH为7.0~8.0。运行周期为8 h,包括进水15 min、曝气360 min、沉淀30 min、排水15 min、闲置60 min。

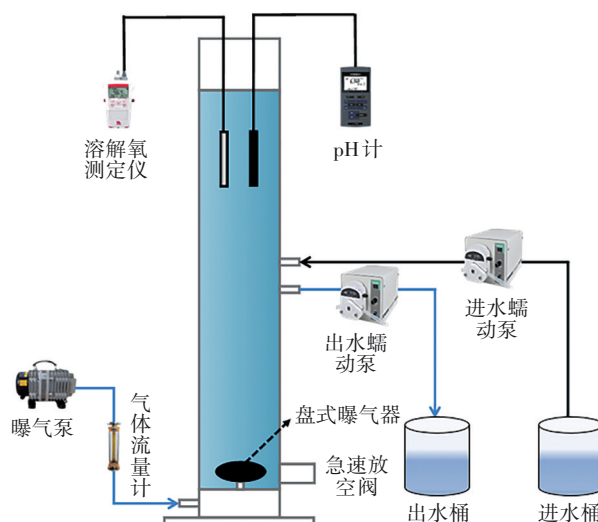


图1 实验装置

Fig.1 Diagram of experimental setup

1.2 实验进水和接种污泥

实验进水采用人工模拟生活污水,以葡萄糖为碳源(不同降碳阶段COD浓度分别为300、150、50 mg/L)、磷酸二氢钾为磷源($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度为3.5 mg/L)、氯化铵为氮源($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为50 mg/L),采用碳酸氢钠调节进水pH,并投加1 mL/L营养元素溶液,同时控制反应器温度在25℃左右。

接种污泥取自海口市白沙门污水处理厂二沉池的回流污泥,先用模拟污水闷曝7 d左右,待污泥

SVI值稳定在107 mL/g左右,用于实验。

1.3 检测项目和方法

COD、 NH_4^+-N 、TN等常规水质指标和MLSS、SV、SVI等污泥指标均采用国家标准方法测定,DO浓度采用便携式溶解氧仪测定,pH采用pH计测定。

高通量测序:从反应器中取污泥样品寄送到上海美吉生物医药科技有限公司,经过DNA提取、PCR扩增、PCR产物鉴定等程序后,在Majorbio ISanger高通量测序云平台上构建DNA文库,利用Illumina进行测序,引物采用338F(5'-ACTCCTACGGGAGGCAGAG-3')和806R(5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3')。

2 结果与讨论

2.1 微膨胀活性污泥法的启动

保持SBR反应器的污泥负荷为0.15 kgCOD/(kgMLSS·d)不变,控制DO浓度在0.5~0.8 mg/L,运行4个周期。在低DO协同低污泥负荷作用下,污泥的SVI、SV值逐渐升高。系统运行第12天,SVI值增至193 mL/g,第18天达到最高值262 mL/g。继续运行12 d,SVI基本稳定在220 mL/g左右,污泥沉降性能良好,成功实现微膨胀活性污泥状态。使用普通光学显微镜和扫描电子显微镜在高倍数下观察活性污泥的形貌结构,结果如图2和图3所示。从图2可以看出,活性污泥絮体骨架的丝状菌从絮体内部伸出,菌丝之间相互缠绕形成网状结构,并附有少许菌胶团,丝状菌的数量占据优势地位。图3(a)显示,菌胶团表面较为粗糙,有较多的菌丝缠绕生长;图3(b)显示,菌丝球上有丝状菌缠绕包裹污泥颗粒;图3(c)和(d)显示,菌胶团内部存在部分球状细菌和杆状细菌黏附在菌丝上,但总体而言丝状菌数量仍占据优势。

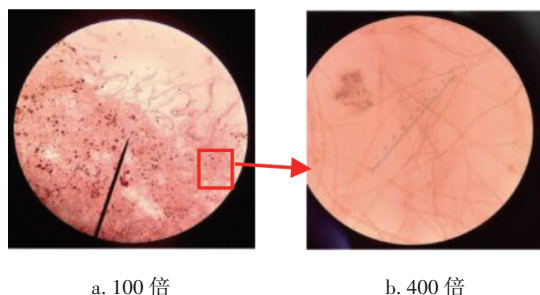


图2 活性污泥的普通光学显微镜图像

Fig.2 Ordinary optical microscope images of activated sludge

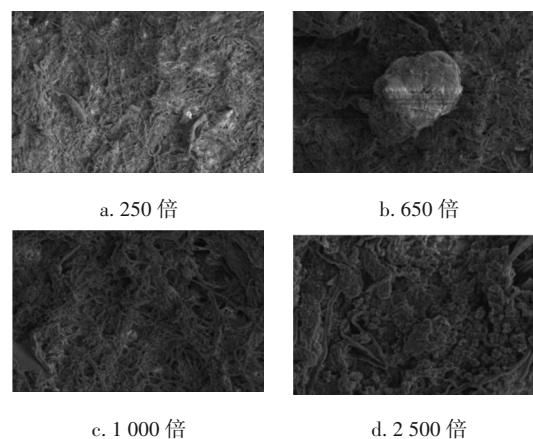


图3 菌胶团的扫描电镜图像

Fig.3 SEM images of zoogloea

2.2 污泥的SV、SVI和MLSS指标变化

降碳阶段微膨胀活性污泥的MLSS、SV、SVI指标变化情况如图4所示。随着C/N值的降低,MLSS变化不大,基本稳定在1900 mg/L左右,而SV和SVI值呈现出先升高后降低的趋势。当C/N值为3时,污泥负荷为0.075 kgCOD/(kgMLSS·d),该值处于Chao等^[7]研究发现的丝状菌大量繁殖的污泥负荷范围[0.05~0.1 kgCOD/(kgMLSS·d)]。这表明在C/N值从6降至3的过程中,菌胶团中的微生物对碳源存在竞争,丝状菌由于比表面积较大、适应低浓度底物的能力较强,在与菌胶团中其他微生物的竞争占据优势,大量繁殖,进而导致污泥絮体间的压缩减弱,污泥的沉降性能变差^[8],因此SV和SVI值出现升高的趋势。当C/N值继续降至1时,碳源浓度过低,微生物的生境发生改变,MLSS有所升高,此时可能出现细菌内源呼吸的情况^[9],导致污泥活性变差,SV和SVI值降低,污泥沉降性能得到提高。

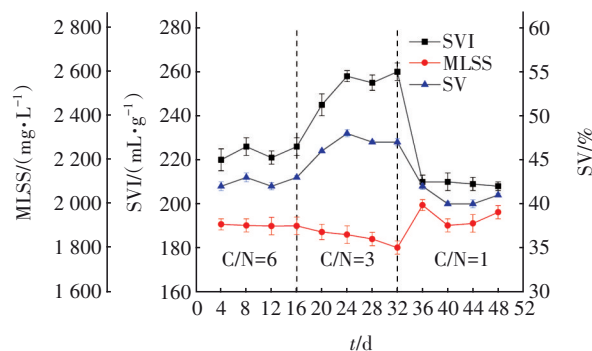


图4 降碳阶段微膨胀污泥的SV、SVI和MLSS指标变化情况

Fig.4 Change in SV, SVI and MLSS of micro-expanded sludge during carbon source reduction period

2.3 不同C/N条件下系统对污染物的去除效果

2.3.1 对COD的去除效果

不同C/N条件下,微膨胀活性污泥系统对COD的去除效果如图5所示。当进水C/N分别为6、3、1时,系统对COD的平均去除率分别为94.6%、89.1%和86.5%,出水COD平均浓度均在20 mg/L以下,满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级A标准。对出水COD浓度数据进行单因素方差分析,在显著性水平 $\alpha=0.05$ 条件下,C/N=6和C/N=3两组数据无显著差异,C/N=3和C/N=1两组数据差异显著,C/N=6和C/N=1两组数据差异极显著。从图5可以看出,当进水C/N降至1时,系统对COD的去除效果相比另外两个阶段下降明显,但出水COD浓度仍能保持在10 mg/L以下。在污泥负荷较低时,丝状菌比菌胶团中的其他微生物具有更高的比增长速率,而微生物的比增长速率越大,底物的比降解速率就越大,因此丝状菌相对于菌胶团中的其他微生物对底物具有更高的比降解速率^[10],这在一定程度上保证了微膨胀活性污泥对COD的去除效果。

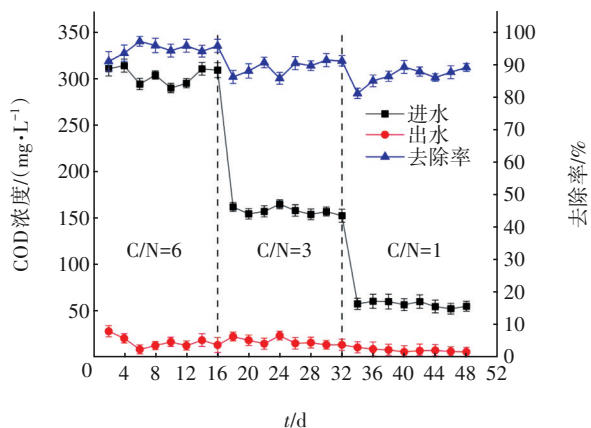


图5 不同C/N条件下COD的去除效果

Fig.5 Removal effect of COD under different C/N ratios

2.3.2 “三氮”浓度的变化

在不同C/N条件下,微膨胀活性污泥系统中 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 浓度的变化见图6。可以看出,各C/N条件下的出水 NH_4^+-N 平均浓度均低于0.57 mg/L,去除率均高达99%以上,满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级A标准。对出水 NH_4^+-N 浓度数据进行单因素方差分析,在显著性水平 $\alpha=0.05$ 下,3组数据并未表现出显著差异,这说明降低进水C/N并未对 NH_4^+-N 去

除效果产生明显影响。但是,在进水C/N降低过程中,出水 NO_3^--N 和 NO_2^--N 浓度逐渐上升。单因素方差分析显示,对于出水 NO_3^--N ,C/N=6和C/N=3两组数据无显著差异,但C/N=3和C/N=1两组数据表现出显著差异,而C/N=6和C/N=1两组数据差异更显著;对于出水 NO_2^--N ,C/N=6和C/N=3两组数据无显著差异,C/N=3和C/N=1两组数据也无显著差异,但C/N=6和C/N=1两组数据表现出显著差异。图6也显示,在C/N=3时,系统出水 NO_3^--N 、 NO_2^--N 浓度均呈现出上升趋势,但与C/N=6时的差异并不明显;而当C/N降至1时,系统出水 NO_3^--N 、 NO_2^--N 浓度明显升高。这可能是因为碳源减少导致反硝化过程因缺乏电子供体而受到抑制,无法正常进行脱氮过程,从而造成系统中 NO_x^--N 的积累。因此,在实际运行中应根据进水C/N的变化及时调整系统运行参数,特别是在碳源缺乏的情况下,应采取适当的措施如增加碳源投量、调整曝气量等来提高系统的处理效率。

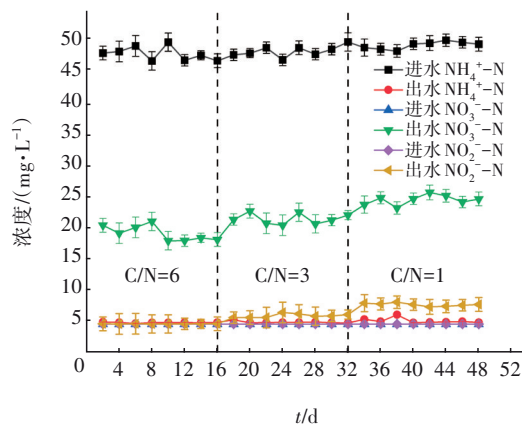


图6 不同C/N条件下 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 浓度的变化

Fig.6 Variation of NH_4^+-N , NO_2^--N and NO_3^--N concentrations under different C/N ratios

2.3.3 对TN和TP的去除效果

不同C/N条件下,微膨胀活性污泥系统对TN和TP的去除效果如图7所示。在碳源较充足(C/N=6)的情况下,系统的脱氮除磷效果相对较好,对TN和TP的平均去除率分别可达到65%和50%左右。尽管系统在低溶解氧状态,理论上不利于聚磷菌进行好氧吸磷,但陈滢等^[11]在低氧状态下运行SBR反应器时发现,即使曝气量极低(DO约为0.1 mg/L),氧气仍可以渗透进入污泥絮体内部,聚磷菌仍然可以发生过量吸磷现象。当C/N降至3时,系统对TN和

TP的平均去除率分别为56%和42%;当C/N继续降至1时,系统对TN和TP的平均去除率分别下降至45%和34%。对出水TN和TP浓度进行单因素方差分析,结果显示,在显著性水平 $\alpha=0.05$ 下,C/N=6和C/N=3两组数据无显著差异,而C/N=3和C/N=1两组数据差异显著,C/N=6和C/N=1两组数据差异极为显著。

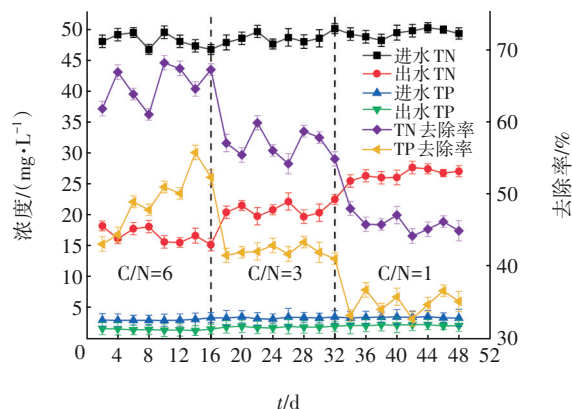


图7 不同C/N条件下TN和TP的去除效果

Fig.7 Removal effect of TN and TP under different C/N ratios

通过上述分析可知,当C/N降至3时,系统对TN和TP的去除效果开始变差,但与C/N=6时的去除效果差距并不大;然而当C/N降至1时,系统对TN和TP的去除效果与C/N=6时出现了极为显著的差距。这可能是因为反硝化过程需要有机物作为电子供体,当碳源缺乏时,反硝化过程受到抑制,导致脱氮过程受阻;同时,聚磷菌在释磷阶段需要吸收有机物合成PHB,而碳源减少导致水中的有机物不足,这使得聚磷菌对物质能源的利用率降低^[12],从而使除磷过程受到抑制;另外,降低C/N后微膨胀活性污泥的增殖速率减慢,排泥频率由每天1次下降至每3 d排1次,这也导致了排出的含磷污泥量减少,进而影响了除磷效果。

2.4 典型周期内各污染物的去除特性

2.4.1 氮浓度的变化

典型周期内氮浓度的变化如图8所示。由图8(a)可知, NH_4^+-N 浓度随着运行时间的增加不断降低,且在前4 h下降速率较快,到第4小时, NH_4^+-N 的去除率分别达到90.47%(C/N=6)、89.34%(C/N=3)、87.04%(C/N=1)。至该运行周期末, NH_4^+-N 基本消耗完全,去除率均达到99%以上,表明各C/N条件下系统的硝化反应进行得比较完全。

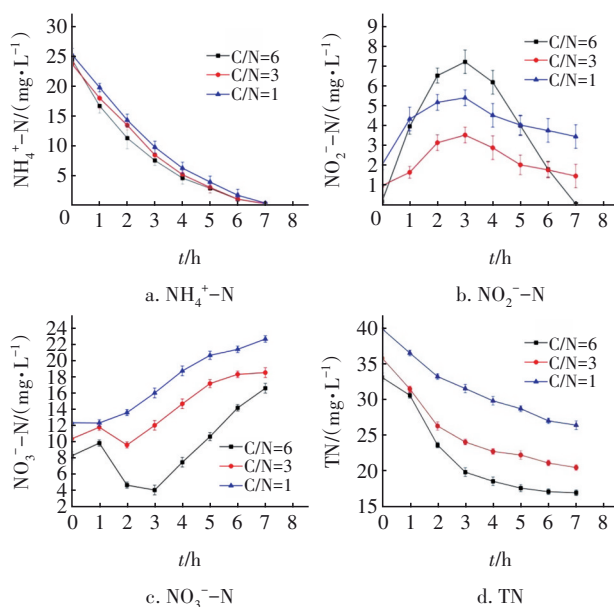


图8 典型周期内氮浓度的变化

Fig.8 Variation of nitrogen concentration during a typical cycle

如图8(b)所示,各C/N条件下 NO_2^--N 浓度均随着时间的增加呈现先升高后降低的趋势,且当C/N=6时这种趋势最为明显。图8(c)显示,当C/N为6和3时, NO_3^--N 浓度在第1小时上升后便呈下降趋势,然后分别在第4和第3小时又开始缓慢上升,表明在这两种C/N条件下,系统中存在同步硝化反硝化过程,而且反硝化速率相对较高。然而,当C/N=1时 NO_3^--N 浓度基本呈上升趋势,这表明在低C/N条件下系统中的反硝化过程受到了抑制。图8(d)显示,在前4 h TN浓度下降较快,尤其当C/N=6时,TN去除率在第4小时可以达到61%。这表明在前4 h碳源较为充足的情况下,系统中存在同步硝化反硝化过程,反硝化菌利用有机物快速进行脱氮过程。4 h后TN浓度下降缓慢,这可能是因为此时系统中剩余的有机物较少,导致反硝化过程受阻,脱氮速率减慢甚至停滞。

2.4.2 COD、TP的去除特性

典型周期内COD和TP浓度的变化见图9。从图9(a)可以看出,不同C/N条件下系统对COD的去除曲线变化趋势大体相同。在前4 h,COD浓度迅速下降,考虑系统中的微生物在前期碳源充足的情况下,其丰度及活性更高,对有机物的吸附和降解效率较高;4 h后,COD浓度下降速率变得缓慢,并基本趋于稳定。总体而言,各系统对COD的去除率均较

高,说明低 C/N 条件下系统中的微生物展现出了较好的适应性。

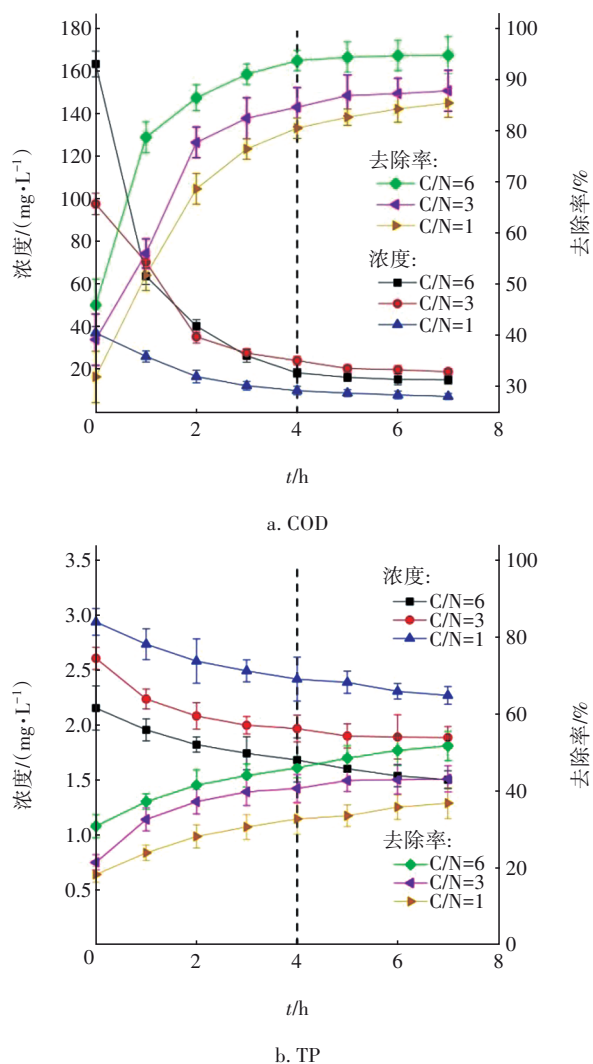


图9 典型周期内 COD、TP 浓度的变化

Fig.9 Variation of COD and TP concentrations during a typical cycle

图9(b)显示,在不同 C/N 条件下,系统对 TP 的去除速率都呈现先快后慢的趋势。在前 4 h,TP 去除速率较快,4 h 后 TP 去除速率减慢甚至停滞,这表明在曝气阶段的前 4 h,系统中的聚磷菌发生了好氧吸磷过程,然而,随着时间的推移,可利用的碳源逐渐减少,导致了后期的 TP 去除速率减缓,后续可以通过排出富含磷的微膨胀活性污泥来实现磷的进一步去除。

2.5 不同 C/N 条件下微生物群落结构的变化

2.5.1 门水平微生物群落结构

不同 C/N 条件下微膨胀活性污泥系统中门水平

微生物群落结构的变化如图 10 所示。可以看出,3 种 C/N 条件下,微生物菌门的丰度水平存在一定差异,但优势微生物菌门基本保持一致。优势菌门主要包括 *Proteobacteria* (变形菌门)、*Bacteroidota* (拟杆菌门)、*Actinobacteriota* (放线菌门)、*Acidobacteriota* (酸杆菌门)、*Chloroflexi* (绿弯菌门) 和 *Nitrospirota* (硝化菌门)。值得注意的是, *Proteobacteria* 在污水处理系统中通常由兼性或专性厌氧菌组成,它们可以利用有机物进行反硝化作用^[13],在 3 种 C/N 条件下反应器中 *Proteobacteria* 的相对丰度均保持在 30% 以上,这表明尽管系统在低碳源条件下运行,但反硝化过程仍然可以顺利进行。同时, *Bacteroidota*、*Actinobacteriota* 和 *Acidobacteriota* 等也参与反硝化过程^[13],具有脱氮功能。在本研究中,随着 C/N 的降低, *Proteobacteria*、*Bacteroidota* 和 *Actinobacteriota* 的相对丰度均呈现降低趋势,分别从 44%、19%、13% 下降至 35%、17%、4%;与此同时, *Acidobacteriota* 的相对丰度却从 8% 升高至 20%。这表明在 C/N 降低时发生了群落演替, *Acidobacteriota* 成为主要的反硝化细菌,其在特定环境下可能更具竞争优势。此外, *Nitrospirota* 中存在亚硝酸盐氧化菌和氨氧化菌^[13],能够适应持续的低 DO 环境^[14],保障了反应器中硝化过程的顺利进行。

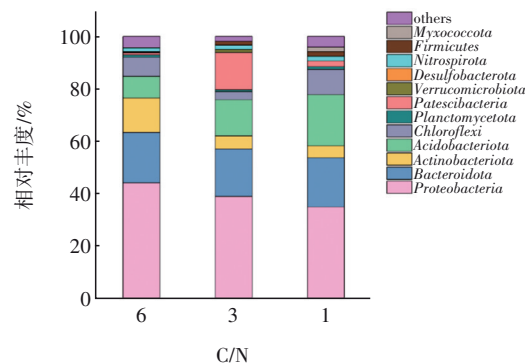


图10 门水平上的微生物群落结构

Fig.10 Microbial community structure at phylum level

2.5.2 属水平微生物群落结构

图 11 为不同 C/N 条件下微膨胀活性污泥系统中属水平上的微生物群落结构。可以看出,优势菌属包括 *Thiothrix* (发硫菌属)、*Nakamurella*、*SM1A02*、*Aridibacter*、*Nitrospira* (亚硝化螺菌属) 等。其中, *Thiothrix* 属于丝状菌,其独特的生长模式可能导致污泥发生丝状膨胀^[15],因此在微膨胀活性污泥系统中,该菌属得以大量生长繁殖,其相对丰度高达

32%。随着C/N的降低, *Thiothrix* 的相对丰度呈现出先升后降的趋势,并在C/N=3时达到最高值,这表明在一定范围内降低C/N有利于 *Thiothrix* 的生长,进而有利于维持微膨胀活性污泥结构的稳定。另外, *Nakamurella* 也被归类为丝状放线菌^[16]。根据已有的研究,这类菌属能够有效代谢葡萄糖,并有助于维持反应器中微生物群落结构的稳定^[17]。在C/N降低过程中,两种丝状菌的总相对丰度均可以达到30%以上,这表明无论在哪个阶段,系统中的优势菌属都是丝状菌,降低C/N后活性污泥依然可以保持微膨胀状态。此外, *Aridibacter* 被鉴定为反硝化细菌,而 *Nitrospira* 则属于硝化细菌。这两类菌属在污水处理过程中发挥着关键作用,是脱氮的核心功能菌,它们的存在确保了反应器中硝化和反硝化过程的顺利进行。

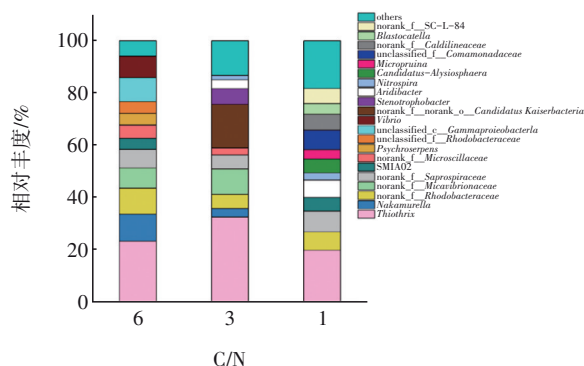


图11 属水平上的微生物群落组成

Fig.11 Microbial community structure at genus level

3 结论

① 当进水C/N从6下降至3时,微膨胀活性污泥-SBR体系对污水的处理效果无明显变化;但是当C/N继续降至1时,TN和TP去除率均显著降低,污泥SV和SVI值明显下降,污泥无机化现象严重。典型周期内(8 h)污染物的去除特性研究表明,在前4 h,系统对有机物、氮和磷的去除速率较快,4 h后系统降解有机物的速率以及脱氮除磷速率均减慢甚至停滞。

② 随着进水C/N的降低,系统内的微生物群落结构发生了较明显的变化,主要脱氮功能菌门 *Proteobacteria* 的相对丰度由44%下降至35%,而 *Acidobacteriota* 的相对丰度由8%升至20%;系统中优势菌属 *Thiothrix* 的相对丰度先升后降,在C/N=3时达到最大值32%。

参考文献:

- [1] 付乐,李树苑,钱望新,等. 低碳源城市污水的强化脱氮除磷工艺研究[J]. 中国给水排水, 2009, 25(1): 26-29.
FU Le, LI Shuyuan, QIAN Wangxin, et al. Study on treatment of municipal wastewater with low carbon source by enhanced nitrogen and phosphorus removal process[J]. China Water & Wastewater, 2009, 25(1): 26-29 (in Chinese).
- [2] 陈杰云,张智,李勇,等. 处理低碳源污水的倒置A²/O工艺强化脱氮调控[J]. 中国给水排水, 2010, 26(19): 32-36.
CHEN Jieyun, ZHANG Zhi, LI Yong, et al. Comprehensive regulation technology for enhancing nitrogen removal from low-carbon wastewater in reversed A²/O process[J]. China Water & Wastewater, 2010, 26(19): 32-36 (in Chinese).
- [3] YUAN C, ZHAO F, ZHAO X, et al. Woodchips as sustained-release carbon source to enhance the nitrogen transformation of low C/N wastewater in a baffle subsurface flow constructed wetland [J]. Chemical Engineering Journal, 2020, 392: 124840.
- [4] 彭永臻,郭建华,王淑莹,等. 低溶解氧污泥微膨胀节能理论与方法的发现、提出及理论基础[J]. 环境科学, 2008, 29(12): 3342-3347.
PENG Yongzhen, GUO Jianhua, WANG Shuying, et al. Energy saving achieved by limited filamentous bulking under low dissolved oxygen: derivation, originality and theoretical basis[J]. Environmental Science, 2008, 29(12): 3342-3347 (in Chinese).
- [5] LIU W L, LI J, PENG Y Z. Impact of starvation conditions on the nitrifying performance and sludge properties in SBR system with a limited filamentous bulking state [J]. Science of the Total Environment, 2021, 797: 148997.
- [6] 陈滢. 生活污水的短程硝化反硝化和污泥膨胀的研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2004.
CHEN Ying. Study on Short-range Nitrification Denitrification and Sludge Expansion of Domestic Wastewater [D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2004 (in Chinese).
- [7] CHAO A C, KEINATH T M. Influence of process loading intensity on sludge clarification and thickening characteristics [J]. Water Research, 1979, 13(12): 1213-1223.
- [8] 陆王烨,陈悦,李向阳,等. A²/O工艺系统丝状菌膨

- 胀原因分析及对策[J]. 工业用水与废水, 2023, 54(1): 37-41, 79.
- LU Wangye, CHEN Yue, LI Xiangyang, *et al.* Cause analysis and countermeasures of filamentous bacteria bulking in A²/O process system[J]. Industrial Water & Wastewater, 2023, 54(1): 37-41, 79 (in Chinese).
- [9] 彭赵旭, 王淑莹, 彭永臻, 等. 污泥微膨胀的特性及N_s和DO对其影响[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2010, 42(10): 1600-1604.
- PENG Zhaoxu, WANG Shuying, PENG Yongzhen, *et al.* Effects of organic loading rate and DO on limited bulking and the study of its characteristics[J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2010, 42(10): 1600-1604 (in Chinese).
- [10] 陈建, 周谐, 李萍, 等. 污泥微膨胀技术在低负荷生活污水中的应用[J]. 环境工程技术学报, 2018, 8(2): 149-154.
- CHEN Jian, ZHOU Xie, LI Ping, *et al.* Application of sludge micro bulking technology in low-load domestic sewage treatment [J]. Journal of Environmental Engineering and Technology, 2018, 8(2): 149-154 (in Chinese).
- [11] 陈滢, 彭永臻, 杨向平, 等. 低溶解氧SBR除磷工艺研究[J]. 中国给水排水, 2004, 20(8): 40-42.
- CHEN Ying, PENG Yongzhen, YANG Xiangping, *et al.* Study on phosphorus removal process by using SBR at low DO level[J]. China Water & Wastewater, 2004, 20(8): 40-42 (in Chinese).
- [12] 郑春霞, 王侧容, 张漫漫, 等. 反硝化聚磷菌及其脱氮除磷机理研究进展[J]. 生物工程学报, 2023, 39(3): 1009-1025.
- ZHENG Chunxia, WANG Cerong, ZHANG Manman, *et al.* Denitrifying phosphate accumulating organisms and its mechanism of nitrogen and phosphorus removal [J]. Chinese Journal of Biotechnology, 2023, 39(3): 1009-1025 (in Chinese).
- [13] 王燕, 李激, 支尧, 等. 新型生物质碳源强化脱氮效果及微生物菌群分析[J]. 环境工程, 2022, 40(9): 63-68, 117.
- WANG Yan, LI Ji, ZHI Yao, *et al.* Denitrification enhancement effect and microbial flora analysis of a new biomass carbon source[J]. Environmental Engineering, 2022, 40(9): 63-68, 117 (in Chinese).
- [14] WANG W Q, LI D, LI S, *et al.* Insight into enrichment of anaerobic ammonium oxidation bacteria in anammox granulation under decreasing temperature and no strict anaerobic condition: comparison between continuous and sequencing batch feeding strategies[J]. Science of the Total Environment, 2021, 787: 147601.
- [15] SARVAJITH M, NANCHARAI AH Y V. Enhancing biological nitrogen and phosphorus removal performance in aerobic granular sludge sequencing batch reactors by activated carbon particles[J]. Journal of Environmental Management, 2022, 303: 114134.
- [16] 俞启升. 酶和表面活性剂对污水处理老化生物膜的活化研究[D]. 南京: 南京大学, 2017.
- YU Qisheng. Activity of Wastewater Aging Biofilm by Enzyme and Surfactant Treatment [D]. Nanjing: Nanjing University, 2017 (in Chinese).
- [17] ASVAPATHANAGUL P, OLSON B H. Improving qPCR methodology for detection of foaming bacteria by analysis of broad spectrum primers and a highly specific probe for quantification of *Nocardia* spp. in activated sludge[J]. Journal of Applied Microbiology, 2016, 122(1): 97-105.
-
- 作者简介: 吴玉梁(1999-), 男, 海南儋州人, 硕士研究生, 研究方向为膜法水处理技术与污(海)水资源化。
- E-mail: 244191590@qq.com
- 收稿日期: 2024-03-21
- 修回日期: 2024-05-11

(编辑: 刘贵春)