主持人：葛成军　**Open Access**

活性污泥在微膨胀状态下对不同碳氮比污水的处理效能与机制分析

胡　磊[1#]，吴玉梁[1]，赵　亮[2]，王静雯[2]，陈宏林[3]，陈俣良[1]，衣雪松[1*]

（1. 海南大学 环境科学与工程学院，海南 海口 570228 中国；2. 中国水利电力对外有限公司，北京 101149 中国；3. 哈尔滨工业大学 环境学院，黑龙江 哈尔滨 150090 中国）

摘　要：采用序批式反应器（SBR）处理生活污水，研究在低溶解氧（DO）协同低污泥负荷（N_s）作用下微膨胀活性污泥法的启动条件。同时，设计不同的进水 COD/NH_4^+-N（C/N），考察其对脱氮除磷效能的影响。结果表明：1）在 DO 为 0.5 ~ 0.8 mg·L^{-1} 和 N_s 为 215.4 ~ 258.48 mg·L^{-1}·d^{-1}（COD）条件下，经短时间的恶性膨胀后微膨胀污泥法可以成功启动，此时污泥容积指数（SVI）稳定在 262 mL·g^{-1} 左右；2）随着进水碳氮比（C/N）的升高，系统内的菌丝团数量和体积逐渐增加，其微生物群落发生显著变化，丝硫细菌属（*Thiothrix*）的丰富度由 30.21% 上升至 54.41%；3）进水 C/N 对 COD 和 NH_4^+-N 的去除效果影响较小，COD 去除率可达 97.21%，NH_4^+-N 去除率均大于 98%；4）进水 C/N 为 4、6、11 时，对 TN、TP 的去除效果有较大影响，系统对 TN 的平均去除率分别为 37.15%、52.65%、77.94%，对 TP 的平均去除率分别为 36.82%、45.71% 和 64.30%。

关键词：微膨胀活性污泥；脱氮除磷；低溶解氧；污泥负荷；丝硫细菌；生活污水

中图分类号：X799.3　**文献标志码：**A　**文章编号：**1674 − 7054(2026)06 − 1068 − 09

胡磊, 吴玉梁, 赵亮, 等. 活性污泥在微膨胀状态下对不同碳氮比污水的处理效能与机制分析[J]. 热带生物学报 (中英文), 2026, 17(6): 1068−1076.　DOI: 10.15886/j.cnki.rdswxb.20250067　CSTR: 32425.14.j.cnki.rdswxb.20250067

活性污泥法是目前国内外常用的污水处理工艺之一，其对水质、水量的适应性广，运行方式多样，且具有良好的可控性[1]。但操作不当易引发丝状污泥膨胀，无法进行正常固液分离，导致污泥流失和出水水质不达标[2]。通过控制曝气池处于较高的溶解氧（DO）条件，可以有效抑制丝状菌的生长，但会引起能耗的大幅增加[3]。一般来说，电耗占污水处理厂总能耗的 65%，而曝气系统的电耗占总电耗的 50% 以上[4]。因此，在不影响出水水质的前提下，尽可能减少曝气量是降低污水处理厂运行成本的有效方法。

与传统活性污泥法相比，微膨胀活性污泥法只需维持较低的 DO 浓度，所以能够节省大约 20% 的电耗，有助于实现污水的节能处理[5]。除此之外，因为丝状菌具有适应低 DO、低浓度底物的能力和网状结构，使得系统对有机物和悬浮物（SS）的去除效果较好，从而改善出水水质[6]。因此，稳定地维持污泥微膨胀，不仅有助于提高出水水质，而且可以节约处理成本，但现有研究对微膨胀系统在动态 COD/NH_4^+-N（碳氮比，C/N）条件下的菌群响应机制尚不明确，特别是丝硫细菌属（*Thiothrix*）等丝状菌的丰度变化与脱氮除磷的关联性仍需深入探讨。这是解决污水处理厂污泥丝状膨胀问题的新思路。本研究重点探讨通过调控 DO 与污泥负荷，揭示了微膨胀活性污泥的脱氮除磷机制，并阐明了低能耗污水处理的新途径。

1　材料和方法

1.1　试验装置　试验采用序批式反应器（sequencing batch reactor, SBR），其有效容积为 15 L，运行周期为 8 h，包括进水、曝气、沉淀、排水、闲置等工序，时间分别为 15、360、30、15、60 min。

CC BY 4.0
收稿日期：2025−05−09　**修回日期：**2025−08−25

基金项目：国家自然科学基金项目（52360002）；海南省重点研究项目（ZDYF2021GXJS026）
#第一作者：胡磊（2004—），男，海南大学环境科学与工程学院 2022 级本科生。E-mail: 1693960382@qq.com

***通信作者：**衣雪松（1982—），男，教授/高级工程师。研究方向：膜法水处理技术与海水淡化。E-mail: cedar401@163.com

并安装 DO 仪、pH 计、气体流量计、盘式曝气器等, 通过时控开关对曝气泵和蠕动泵进行调节。控制排水比为 50%, 每个周期曝气结束后进行排泥, 排泥量根据实际运行情况进行调整。

1.2　试验用水及接种污泥　进水 C/N 对生物脱氮除磷效果有重要影响。试验采用模拟生活污水, 其成分主要有 NH_4Cl、KH_2PO_4、$MgSO_4$、$CaCl_2$、$NaHCO_3$、$FeSO_4$、$NaMoO_4{\cdot}2H_2O$、EDTA、H_3BO_4、$MnCl_2{\cdot}4H_2O$、$CuSO_4{\cdot}5H_2O$、$ZnSO_4{\cdot}7H_2O$、$NiCl_2{\cdot}6H_2O$、$Na_2SeO_4{\cdot}10H_2O$ 等。以葡萄糖作为进水 COD 的来源, 并根据试验要求对进水成分进行调整。

接种污泥取自海南省海口市白沙门污水处理厂二沉池, 经闷曝 2 d 后, 污泥沉降性能良好, 混合液悬浮固体质量浓度(mixed liquid suspended solids, MLSS)为 2 154 mg·L^{-1}, 污泥容积指数(sludge volume index, SVI)为 117 mL·g^{-1}。

1.3　分析项目及方法　为减小误差, 试验中指标数据均为 3 次水样测定的平均值。所取水样经过 0.45 μm 滤纸过滤后放入 4 ℃ 的冰箱, 并在 2 h 内完成测定。COD、NH_4^+-N、NO_3^--N、NO_2^--N、TN、TP、MLSS、MLVSS、SV、SVI 等指标均采用国家标准方法进行测定[7]。

2　结果与分析

2.1　微膨胀活性污泥法的启动　将沉降性良好的接种污泥置于 SBR 中, 通过调节曝气量控制 DO 在 0.5 ~ 0.8 mg·L^{-1}, 通过调节进水葡萄糖的投加量控制污泥负荷(N_s)为 258.48 mg·L^{-1}·d^{-1}(COD)。反应器温度维持在 25 ℃, pH 控制在 7.0 ~ 8.0。保持上述条件不变, 系统连续运行, 活性污泥经过短暂的恶性膨胀后可成功实现微膨胀状态。如图 1 所示, 在第 Ⅰ 阶段, 在低 DO 协同低 N_s 作用下, 污泥的 SVI、SV 值逐渐升高, 运行至第 11 天时, SVI 上升至 204 mL·g^{-1}, 说明污泥发生了恶性膨胀, 此时的 SV 为 45%, 此时泥水分界面已经明显高于排水口(50%)。为解决污泥膨胀问题, 在第 Ⅱ 阶段对排泥策略进行动态调整。基于污泥龄(SRT)的平衡调控, 将剩余污泥排放量从第 1 阶段的每周期 200 mL 提升至每周期 300 mL, 以强化低活性污泥的淘汰。这一调整导致反应器内 MLSS 逐渐下降, 运行至第 23 天时 SVI 达到峰值 427 mL·g^{-1}。随后, 污泥群落结构逐步优化, SVI 值显著降低。第 Ⅲ 阶段, SV 稳定至 43%, SVI 降至 296 mL·g^{-1}, 表明膨胀得到有效控制。为避免 MLSS 过度损失(此时 SRT 已接近临界下限), 将排泥量回调至每周期 100 mL。最终系统维持稳定运行, 平均 SVI 为 262 mL·g^{-1}, MLSS 为 1 520 mg·L^{-1}, 成功实现了微膨胀活性污泥法的启动。

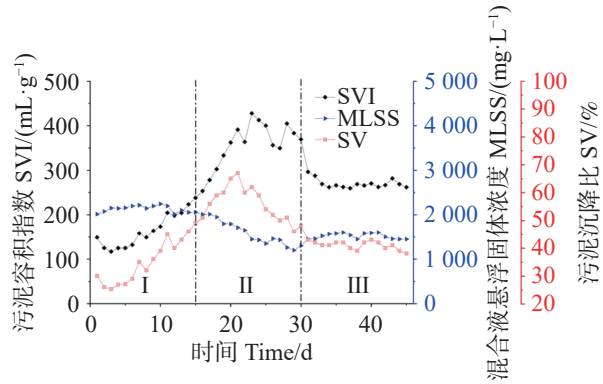


图 1　启动过程中 SV、SVI 和 MLSS 的变化

Fig. 1　Changes in SV, SVI and MLSS during start-up

2.2　微膨胀污泥镜检分析　系统控制 DO 为 0.5 ~ 0.8 mg·L^{-1}, 保持进水 NH_4^+-N 质量浓度不变, 通过调节进水的葡萄糖投加量, 控制 C/N 分别为 4、6 和 11, 每种条件下运行 40 d, 共连续运行 120 d, 污泥外观的变化见图 2。试验初期, 微膨胀活性污泥呈土黄色, 结构松散。随着运行时间的延长, 系统中逐渐出现黑色菌丝团, 其数量和体积持续增加, 菌丝体直径从约 5 mm 增至约 15 mm。菌丝团的出现及生长表明微膨胀污泥工艺已成功启动。

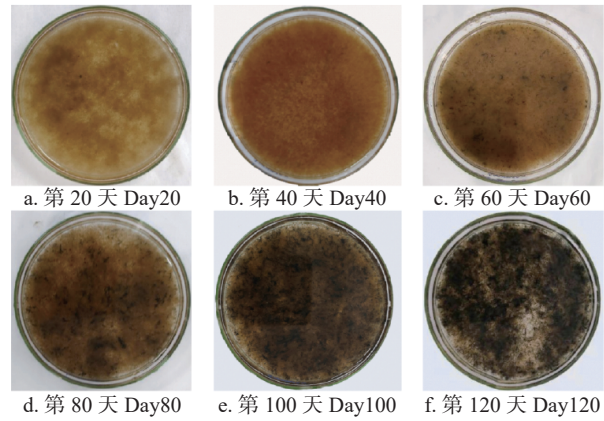


图 2　微膨胀活性污泥外观变化

Fig. 2　Changes in the appearance of slightly bulking activated sludge

对污泥样品进行镜检, 分析污泥膨胀发生期和恢复期污泥絮体及优势丝状菌的变化, 结果见图 3。在扫描电镜下, 污泥絮体的粒径为 50 ~ 500 μm。

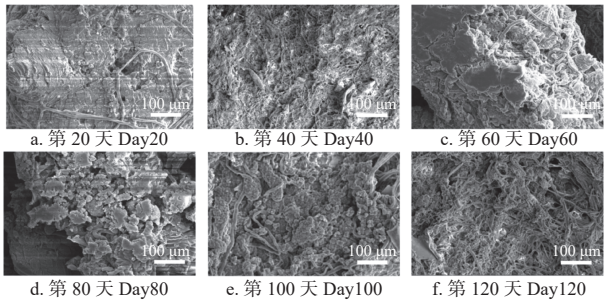


图 3　微膨胀活性污泥的扫描电镜照片

Fig. 3　Scanning electron microscopic picture of slightly bulking activated sludge

由图 3-a 可知，菌丝团表面较为粗糙，在培养 20 d 后只有较少的菌丝；由图 3-b 可知，丝状菌缠绕在污泥颗粒表面；在第 60 天和第 80 天，可以观察到表面球状细菌和杆状细菌堆积。通过调节进水 C/N，污泥膨胀得到控制，如图 3-f 所示，菌丝生长情况良好且均匀分布。

2.3　污泥微生物群落组成变化　结合镜检分析，在 C/N 为 4 时，活性污泥表现出分散生长的趋势，随着 C/N 的增大，活性污泥的表面变得更疏松，可能是形成了更丰富的生物群落或者丝状菌的生长占据主导使得污泥膨胀。系统运行的前 40 d 为污泥膨胀初期，40 ~ 80 d 为污泥膨胀发生期，80 ~ 120 d 为污泥恢复期。为了进一步揭示 C/N 对微膨胀活性污泥的影响，分析了不同时期微生物群落的变化，结果如图 4 所示。在门水平上，不同时期微膨胀活性污泥的群落组成存在一定差异，但是变形菌门（Proteobacteria）、髌骨细菌门（Patescibacteria）、放线菌门（Actinobacteria）是各个时期共同的主要门类。放线菌门是参与脱氮除磷和分解有机物的主要微生物[8]。变形菌门也有脱氮除磷功能，该菌普遍存在于各类污水处理厂[9]。

由图 4-a 可知，变形菌门是最主要的细菌门，其相对丰度为 54.38% ~ 64.93%。活性污泥法工艺中变形菌门大量存在，对脱氮除磷发挥积极作用。放线菌门、拟杆菌门（Bacteroidetes）、绿弯菌门（Chloroflexi）的相对丰度也较高，分别为 5.35% ~ 12.34%、4.13% ~ 9.64%、0 ~ 4.56%。在污泥膨胀初期拟杆菌门、绿弯菌门的相对丰度分别为 9.64%、4.56%，当膨胀慢慢恢复后，运行到第 120 天时其相对丰度分别降为 4.13% 和 0。

在污泥样本中检测到 216 个属，共有 13 个属的相对丰度>1%。在污泥膨胀初期，*Thiothrix* 和 norank_f_norank_o_*Saccharimonadales* 数量较多，相对丰度分别为 30.21%、16.38%。此外还发现了少量的 unclassified_o_*Rhizobiales*、*Mhcropruina*，相对丰度分别为 5.3%、5.32%。在污泥膨胀恢复期，*Phreatobacter* 的丰度为 1.69%。此时的优势菌仍然为 *Thiothrix*，其相对丰度为 42.14%。在膨胀发生期，unclassified_f_*Comamonadaceae* 处于优势地位。随着膨胀慢慢恢复，由于丝状菌的生长受到限制，养分吸收不足以及自身代谢减弱，以根瘤菌属（unclassified_o_*Rhizobiales*）为代表的放线菌的生长受到显著抑制，*Micropruina* 得以生长。不同时期微膨胀活性污泥属水平群落组成存在一定差异，其中 *Thiothrix* 变化最为明显，其丰度从 30.21% 上升至 54.41%。

2.4　C/N 对去除污染物的影响　通过对污泥微生物群落组成变化的分析，随着 C/N 的升高，*Thiothrix* 占据主导地位，其优良脱氮效能已在相关文献中报道[10]。结合 Actinobacteria、Proteobacteria 等除磷细菌的繁殖，为微膨胀污泥获得优异的脱氮除

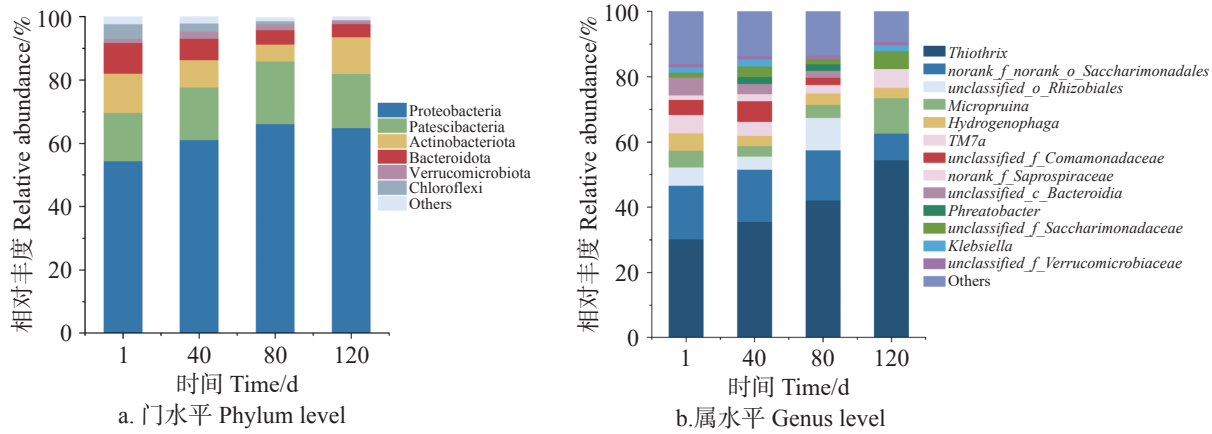
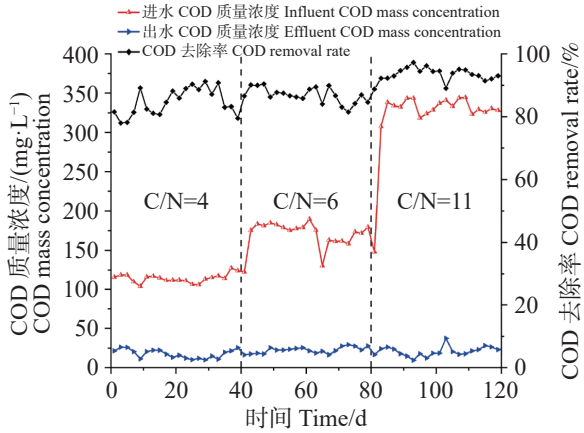


图 4　不同时期活性污泥在门水平（a）和属水平（b）上的群落组成

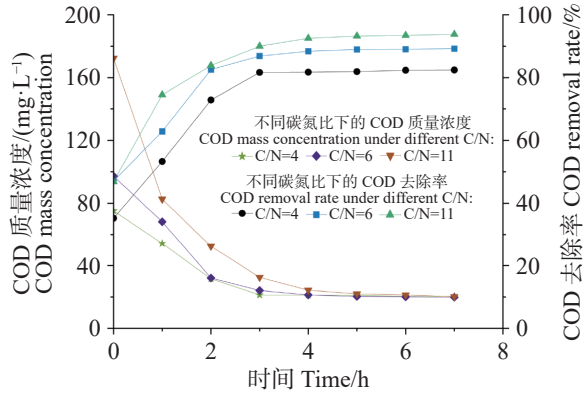
Fig. 4　Community composition of activated sludge at the phylum (a) and genus (b) level in different periods

磷效果提供了可能性。通过分析 COD、NH_4^+-N、NO_3^--N、NO_2^--N、TN、TP 等指标考察微膨胀污泥的脱氮除磷效能。

2.4.1　对去除 COD 的影响　不同 C/N 下系统对 COD 的去除效果见图 5。当 C/N 为 11 时去除率达到最大，表明污泥在该状态下对有机物的降解效果较好，且具有较强的抗冲击负荷能力。除此之外，由于丝状菌具有较大的比表面积，降解低浓度底物能力强，使得出水 COD 质量浓度非常低。C/N 为 4 时对 COD 的去除率相对较低。分析原因可能是污泥菌丝发育不够，此时的污泥膨胀对 COD 的去除有负面影响[11]。随着 C/N 的提高，污泥中微生物得到适宜生长环境，去除效果得到改善。其中，在第 60 天左右时 COD 去除率出现降低，分析原因可能为污泥过度膨胀后，缠绕呈球形的菌丝散开，导致其吸附能力下降[12]。在第 3 阶段 COD 去除效果趋于平稳，去除率保持在 93% 左右，相比于前两阶段有小幅提升。



a.不同 C/N 对 COD 去除效率的影响
a.The influence of different C/N ratios on the removal efficiency of COD



b.典型周期内 COD 质量浓度的变化
b. The variation of COD mass concentration within the typical cycle

图 5　不同 C/N 下对 COD 的去除效果
Fig. 5　Effect of C/N ratios on COD removal

由图 5-b 可知，在微膨胀状态下，活性污泥对 COD 的去除效果显著，在碳源充足或过量的条件下，出水 COD 质量浓度均可稳定在 20 mg·L^{-1} 左右，符合国家一级 A 标准，去除率超过 95%。

2.4.2　对不同形态氮的影响　进水氨氮质量浓度在 25 ~ 32 mg·L^{-1} 波动，平均质量浓度为 29 mg·L^{-1}。系统对 NH_4^+-N 的去除率非常高，基本在 99% 左右，C/N 的变化对去除氨氮基本没有影响。这说明系统虽然长期处于低 DO 条件下，但微膨胀污泥的硝化能力较强，能够有效降解 NH_4^+-N。

不同进水 C/N 条件下，系统出水 NO_3^--N、NO_2^--N 浓度如图 6 所示。当 C/N 为 4 时，出水 NO_3^--N 和 NO_2^--N 平均质量浓度分别为 14.81 和 3.69 mg·L^{-1}；当 C/N 为 6 时，出水 NO_3^--N 和 NO_2^--N 平均质量浓度分别为 12.21 和 2.15 mg·L^{-1}；当 C/N 为 11 时，出水 NO_3^--N 和 NO_2^--N 平均质量浓度分别为 6.11 和 0.48 mg·L^{-1}。亚硝化细菌（AOB）和硝化细菌（NOB）的氧饱和常数分别为 0.2 ~ 0.4、1.2 ~ 1.5 mg·L^{-1} [13]，当控制反应器内溶解氧为 0.5 ~ 0.8 mg·L^{-1} 时，根据 Monod 方程，NOB 的比增长速率小于 AOB。

2.4.3　对 TN 去除效果的影响　不同进水 C/N 条件下，系统对 TN 的去除效果如图 7-a 所示。由于系统一直控制在低 DO 环境下，DO 在传递和扩散过程中质量浓度逐渐降低，在污泥絮体内部形成

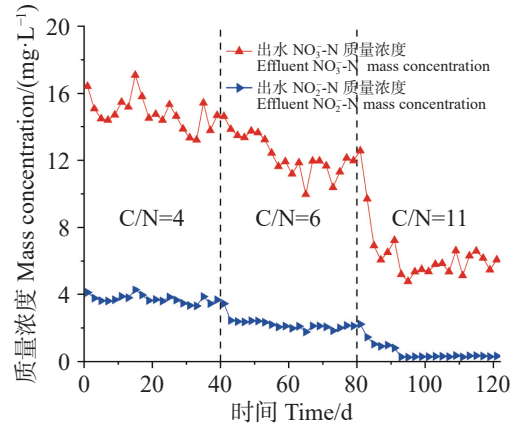
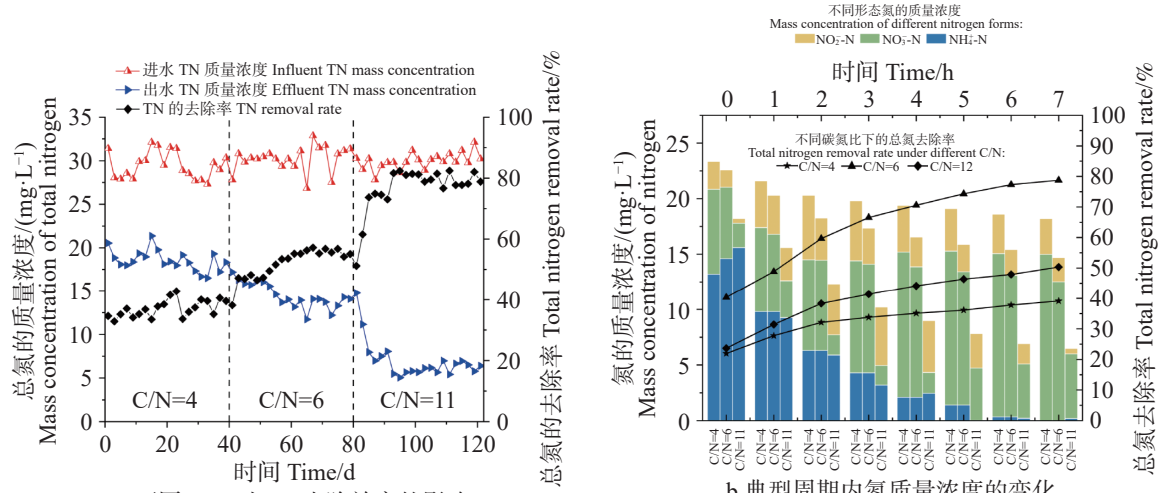


图 6　C/N 对出水 NO_3^--N、NO_2^--N 质量浓度的影响
Fig. 6　Effect of C/N ratios on effluent nitrate and nitrite nitrogen mass concentration



a.不同 C/N 对 TN 去除效率的影响
a. The influence of different C/N ratios on the removal efficiency of TN

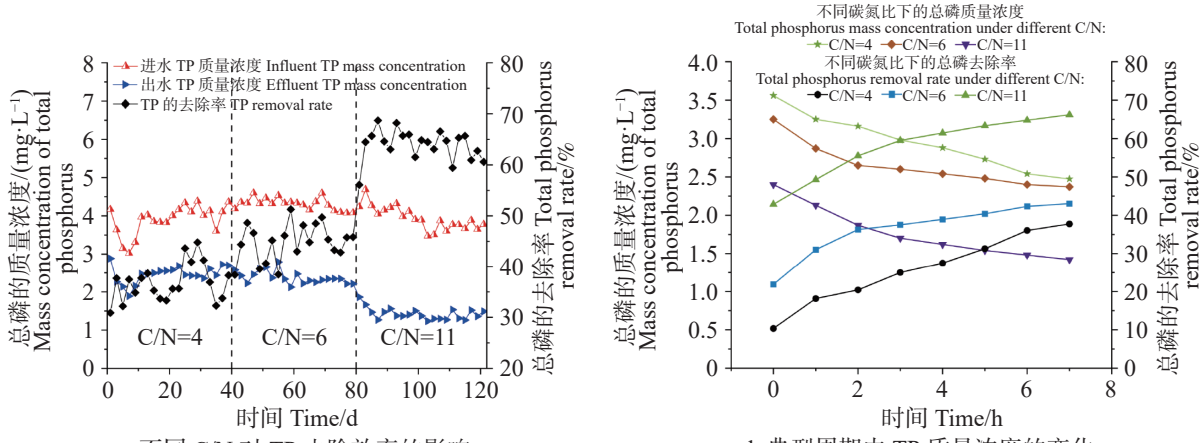
b.典型周期内氮质量浓度的变化
b. The variation of nitrogen mass concentration within a typical cycle

图 7　不同 C/N 下对总氮的去除效果
Fig. 7　Effect of C/N ratios on total nitrogen removal

了缺氧环境，这为进行同步硝化反硝化创造了条件[14]。随着 C/N 的增加，TN 去除率提高。3 个阶段的总氮去除率变化趋势基本相同，脱氮能力逐渐增强。进水总氮平均质量浓度为 30 mg·L^{-1}，C/N 为 11 时出水总氮质量浓度为 6.59 mg·L^{-1}。

如图 7-b 所示，在不同 C/N 下，NO_2^--N 的质量浓度均逐渐降低。有研究证明，在碳源充足且溶解氧较低的环境中，微膨胀污泥系统更易于发生亚硝酸型同步硝化反硝化[15]。因此，在 C/N 为 11 的条件下，出水 NO_2^--N 的质量浓度较低。

2.4.4　对 TP 去除效果的影响　不同进水 C/N 条件下系统对 TP 的去除效果如图 8 所示。试验期间进水 TP 浓度有所波动，但是总体上稳定在 3 ~ 4 mg·L^{-1}，出水 TP 质量浓度在前两个阶段稳定在 2 ~ 3 mg·L^{-1}，随着 C/N 的进一步提高，出水 TP 浓度逐渐降低，平均质量浓度为 1.4 mg·L^{-1}，去除率也稳定在 68%。由此可知，C/N 对 TP 去除效果产生了较大的影响，随着 C/N 的增加，系统对 TP 的去除率提高[16]。分析认为，随着 C/N 的升高，系统内可利用的碳源增加，能够满足聚磷菌和反硝化细菌对碳源的要求，使得除磷反应顺利进行[17]。除此之外，随着试验的进行，菌丝团体积逐渐变大，数量也越来越多，氧气难以扩散到菌丝团内部而出现了厌氧区域，有利于聚磷菌的富集，因此提高了系统对 TP 的去除效率。如图 8-b 所示，随着曝气时间延长，TP 浓度持续下降，表明微膨胀污泥在



a.不同 C/N 对 TP 去除效率的影响
a. The influence of different C/N ratios on the removal efficiency of TP

b.典型周期内 TP 质量浓度的变化
b. The variation of TP mass concentration within a typical cycle

图 8　不同 C/N 下对 TP 的去除效果
Fig. 8　Effect of C/N ratios on TP removal

低溶解氧条件下仍能发生过量吸磷, 随后通过排放剩余污泥实现磷的去除。

3　讨　论

本研究通过微膨胀活性污泥法, 在低 DO 环境条件下, 探索了污泥在微膨胀状态时期对较高 C/N 生活污水的处理效能, 并重点分析了其对脱氮除磷性能的作用机制。研究结果表明, 微膨胀活性污泥法在特定条件下具备高效去除有机物和脱氮除磷的效果, 且在同等效力下具有显著的节能潜力。以下是对本研究结果进行的深入讨论, 并阐述其科学意义与实际应用价值。

3.1　微膨胀活性污泥法系统机制及优势　本研究通过前期驯化并控制污泥处于微膨胀状态, 证实了其可促进丝状菌的生长。丝状菌因其较大的比表面积为微生物的附着和代谢提供了更适宜的空间, 可显著降低出水有机物和悬浮固体浓度。随着丝状菌的适度生长, 丰富了系统的菌群结构和分布, 即菌丝团增粗变长会提高氧的传质阻力, 可以在系统内形成缺氧甚至厌氧区域, 有利于反硝化细菌、聚磷菌的生长富集, 对生物脱氮除磷有重要作用, 并提供了脱氮除磷功能的潜在可能性。这一结果与以往研究中关于丝状菌过度生长导致污泥膨胀恶化的观点不同[18]。本研究证实了丝状菌在特定条件下的适度生长能够发挥积极作用。与此同时, 当本研究中的污泥生态系统长期处于低 DO 的条件下运行, 这不仅利于降低曝气能耗, 还为反硝化细菌和聚磷菌的代谢创造了有利条件, 这一结果为污水处理工艺的节能优化提供了新的策略和思路。总的来说, 在污泥膨胀的每个阶段都存在一定数量的丝状菌, 这些菌体作为污泥絮凝的支架, 为微生物的附着提供了条件, 随着微生物的富集和繁衍, 会产生多聚糖并形成凝胶状的基质, 进而形成团状结构。通过调节进水 C/N 和优化培养环境可以控制污泥膨胀。

此外, 在污泥样本微生物属水平检测中, 丰度变化最高的 *Thiothrix* 是以葡萄糖为碳源时一种常见的引起污泥膨胀的丝状菌, 其丰度增加可能与进水碳源浓度增加有关[19]。它是形成菌丝团的主体结构, 其菌丝有利于捕捉细小的悬浮物从而降低出水 SS。De Graaff 等[20] 在研究海水好氧颗粒污泥时, 同样发现了由 *Thiothrix* 构成的菌丝团结构, 这样的菌丝团的出现对污泥整体沉降性能影响较小, 污泥仍能保持良好的沉降性。

3.2　不同 C/N 对脱氮除磷效能的影响　本研究结果表明, 进水的 C/N 对氮、磷的去除率有显著影响。当 C/N 由 4 增加到 11 时, TN 和 TP 的去除率显著提高。这种现象可以从两个方面来解释。首先, C/N 的增加意味着反硝化细菌和聚磷菌的可用碳源增加, 促进反硝化和除磷反应。其次, 系统内菌丝体的形成进一步优化了脱氮除磷的环境。这一结果与前人关于 C/N 对脱氮影响的研究结论一致[21]。但本研究发现, 在低 DO 条件下, C/N 的提高对脱氮的促进作用更为显著。由此可见, 在微膨胀活性污泥工艺中, 优化 C/N 是提高脱氮除磷效果的关键因素之一。相比于传统的 SBR 工艺提升了 5% 左右[22], 相较于以往类似试验, 本试验发现同样在低溶解氧条件下, C/N 的升高对微膨胀污泥的净化效率产生了积极影响[23]。C/N 值为 11 时对 COD 的去除效果最好, 结合镜检分析, 可能是因为该条件更适合丝状菌生长, 相较于普通活性污泥, 微膨胀污泥中菌丝与污水的接触面积更大, 对污染物的过滤效果显著, 并能快速地分解水中的有机物。

此外, 分析认为, 反硝化细菌为异养微生物, C/N 升高意味着可利用的碳源增加, 有利于反硝化反应的进行[24]。除此之外, 随着试验的进行, 菌丝团逐渐变大, 数量也越来越多。这增加了氧的传质阻力, 有利于系统内出现缺氧甚至厌氧区域, 促进反硝化细菌的生长富集, 对反硝化反应起到促进作用[25]。然而, 当 C/N 较低时, 碳源无法满足反硝化细菌所需, 因电子受体缺乏, 反硝化作用受到抑制, TN 去除率降低[26]。

3.3　低 DO 条件下 NO_2^--N 的积累因素与控制　在低 DO 条件下, NO_2^--N 氧化为 NO_3^--N 的过程被抑制, 系统中积累了一定的 NO_2^--N。随着 C/N 密度的增加, 出水 NO_2^--N 的浓度显著降低。这一现象表明, 在低 DO 的条件下, NO_2^--N 的积累与反硝化过程的效率密切相关。以往的大多数研究都集中在高 DO 条件下 NO_2^--N 的变化上[27−28]。但本研究发现, NO_2^--N 在低 DO 条件下的积累可能会限制脱氮效率。因此推测, 低 DO 状态对 NH_4^+-N 氧化为 NO_2^--N 过程影响较小, 而 NO_2^--N 氧化为 NO_3^--N 受到一定抑制, 导致 NO_2^--N 在反应初期

质量浓度较高。通过对比不同 C/N 条件下出水 NO_2^--N 和 NO_3^--N 平均质量浓度，发现随着 C/N 的升高，两者都在降低。一方面，C/N 升高，系统内可利用的碳源增加，促进了短程硝化反硝化反应和全程硝化反硝化反应的进行，使得出水 NO_2^--N 和 NO_3^--N 浓度降低；另一方面，由于菌丝团的逐步形成，有利于创造缺氧区域，促进反硝化细菌的生长繁殖，NO_2^--N 和 NO_3^--N 通过扩散、主动运输等作用进入菌丝团内部进行反硝化作用，因此提高了系统脱氮效果。因此，在后续研究中，C/N 优化或运行模式协同调整可进一步控制 NO_2^--N 的积累（如分段进水、缺氧和好氧交替运行等等），以实现增强脱氮效果。

3.4 工艺优化的前景与经济分析 本研究结果表明，C/N 在 4 和 6 的条件下，并不是去除 TN 的最佳选择，出水的 NO_2^--N 浓度偏高。这说明在低碳源环境下，该系统的脱氮能力是有限的。因此，在后续研究中可以考虑通过分段进水、缺氧和好氧交替运行等技术提高脱氮效率。另外，在低 DO 条件下运行，曝气能耗会大大减少，但由于污泥负荷降低以及水力停留时间（HRT）的增加，可能会提高处理成本。因此，在实际应用当中，需要对整个系统的收益性和效率性进行综合分析，以确定最佳的运行参数和工艺条件。

4 结 论

本研究采用微膨胀活性污泥法，揭示了在低 DO 条件下，污泥的微膨胀状态对污水处理效能的影响，并强调了不同进水 C/N 对脱氮除磷效果的重要性，为污水处理工艺的节能优化和参数优化提供了理论指导。在此基础上，后续研究可进一步探索微膨胀活性污泥法在特殊水质条件下的适用性与调控作用，以及与其他工艺（如厌氧氨氧化、短程硝化反硝化等）的协同耦合联用，以拓展微膨胀活性污泥法的应用范围，为污水处理工艺的优化提供了新的视角和方法，具有重要的科学意义和实际应用价值。

参考文献：

[1] Yang F, Huang J J, Xu S S, et al. Influence of nitrogen-poor wastewater on activated sludge aggregation and settling: sequential responses of extracellular proteins and exopolysaccharides[J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 359, 132160. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132160

[2] Tunay D, Yildirim O, Ozkaya B, et al. Effect of organic fraction of municipal solid waste addition to high rate activated sludge system for hydrogen production from carbon rich waste sludge[J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2022, 47 (62), 26284−26293. https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2022.04.299

[3] Shi H X, Wang X, Guo J S, et al. A new filamentous bulking control strategy: the role of N-acyl homoserine lactone (AHL)-mediated quorum sensing in filamentous bacteria proliferation within activated sludge[J]. Chemical Engineering Journal, 2022, 428, 132097. https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132097

[4] 刘战广. 城镇污水处理厂供氧效率和运行能耗监测评估与优化[J]. 给水排水, 2021, 47(7), 32−37. https://doi.org/10.13789/j.cnki.wwe1964.2021.07.006

[5] 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. https://doi.org/10.3321/j.issn:0250-3301.2008.12.008

[6] Guo J H, Peng Y Z, Peng C Y, et al. Energy saving achieved by limited filamentous bulking sludge under low dissolved oxygen[J]. Bioresource Technology, 2010, 101 (4), 1120−1126. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.051

[7] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 1−836.

[8] 顾晓丹, 黄勇, 丁永伟, 等. 改良型 UNITANK 工艺冬季运行特性及微生物群落分析[J]. 环境工程学报, 2021, 15 (7), 2480−2487. https://doi.org/10.12030/j.cjee.202102134

[9] Yang C, Zhang W, Liu R H, et al. Phylogenetic diversity and metabolic potential of activated sludge microbial communities in full-scale wastewater treatment plants[J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45 (17), 7408−7415. https://doi.org/10.1021/es2010545

[10] Trubitsyn I V, Belousova E V, Tutukina M N, et al. Expansion of ability of denitrification within the filamentous colorless sulfur bacteria of the genus *Thiothrix*[J]. FEMS Microbiology Letters, 2014, 358 (1), 72−80. https://doi.org/10.1111/1574-6968.12548

[11] 高春娣, 程丽阳, 韩颖璐, 等. A^2/O 工艺 *Microthrix parvicella* 型微膨胀污泥微生物群落特征[J]. 北京工业大学学报, 2023, 49(8), 906−915. https://doi.org/10.11936/bjutxb2021110028

[12] 敖强. 城镇污水处理厂活性污泥丝状菌膨胀控制技术研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2020. https://doi.org/10.27393/d.cnki.gxazu.2020.000359

[13] 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. https://doi.org/10.11918/j.issn.0367-6234.2010.10.018

[14] 杨敏, 杨思敏, 范念斯, 等. 微丝菌诱发污泥膨胀生长特性控制策略研究进展[J]. 环境工程学报, 2019, 13 (2), 253−263. https://doi.org/10.12030/j.cjee.201811091

[15] Fei X N, Yue Y Q, Jiao X M, et al. Effect of temperature on the relationship between quorum-sensing and sludge bulking[J]. Journal of Water Process Engineering, 2024, 58, 104883. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.104883

[16] Ni Y J, Yang J Q, Pan J Y, et al. Effects of enhanced biological phosphorus removal on rapid control of sludge bulking and fast formation of aerobic granular sludge[J]. Bioresource Technology, 2024, 402, 130820. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130820

[17] Gao C D, Yang F, Tian Z N, et al. Pathways of inhibition of filamentous sludge bulking by slowly biodegradable organic compounds[J]. Journal of Environmental Sciences, 2025, 150, 104−115. https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.03.021

[18] Cai W, Zhao L Y, Zhang J, et al. Aerobic granules extraction inhibits overgrowth of filamentous bacteria during start-up of aerobic granular sludge[J]. Bioresource Technology, 2025, 420, 132113. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.132113

[19] Wu X W, Huang J, Lu Z C, et al. *Thiothrix eikelboomii* interferes oxygen transfer in activated sludge[J]. Water Research, 2019, 151, 134−143. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.019

[20] De graaff D R, Van loosdrecht M C M, Pronk M. Stable granulation of seawater-adapted aerobic granular sludge with filamentous *Thiothrix* bacteria[J]. Water Research, 2020, 175, 115683. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115683

[21] Chen H W, Hu X B, Song W W, et al. Effect of pistachio shell as a carbon source to regulate C/N on simultaneous removal of nitrogen and phosphorus from wastewater[J]. Bioresource Technology, 2023, 367, 128234. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128234

[22] Wang X C, Shen J M, Kang J, et al. Mechanism of oxytetracycline removal by aerobic granular sludge in SBR[J]. Water Research, 2019, 161, 308−318. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.014

[23] 邵芃泠, 陈莹, 陈晓欣, 等. 低溶解氧条件下活性污泥污染物同步去除效能[J]. 哈尔滨商业大学学报 (自然科学版), 2019, 35(4), 410−412. https://doi.org/10.3969/j.issn.1672-0946.2019.04.007

[24] 史印杰. 水库好氧反硝化细菌脱氮特性与种群结构研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2022. https://doi.org/10.27393/d.cnki.gxazu.2022.000178

[25] Faria C V, Ricci B C, Silva A F R, et al. Removal of micropollutants in domestic wastewater by expanded granular sludge bed membrane bioreactor[J]. Process Safety and Environmental Protection, 2020, 136, 223−233. https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.01.033

[26] Li S Y, Wang L P, Liu B, et al. Insight into sludge bulking in a full-scale wastewater treatment plant: quorum sensing, microbial community, and metabolic characteristics[J]. Environmental Technology & Innovation, 2024, 34, 103562. https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103562

[27] Fu K M, Bian Y H, Yang F, et al. Achieving partial nitrification: a strategy for washing NOB out under high DO condition[J]. Journal of Environmental Management, 2023, 347, 119186. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119186

[28] Owaes M, Gani K M, Kumari S, et al. Achieving partial nitrification by harnessing basic hydrolysis of sulphide salts amid high dissolved oxygen conditions[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2023, 11 (5), 111000. https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111000

Treatment efficiency and mechanism of activated sludge in a slightly bulking state for wastewater with different carbon-to-nitrogen ratios

Hu Lei[1#], Wu Yuliang[1], Zhao Liang[2], Wang Jingwen[2],
Chen Honglin[3], Chen Yuliang[1], Yi Xuesong[1*]

（1. School of Environmental Science and Engineering, Hainan University, Haikou, Hainan 570228, China; 2. China International Water & Electric Corp. (CWE), Beijing 101149, China; 3. School of Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin, Heilongjiang 150090, China）

Abstract: Sequencing batch reactor (SBR) was used to treat domestic wastewater, and the start-up conditions of slightly bulking activated sludge process was investigated under the combined effects of low dissolved oxygen (DO) and low sludge loading (N_s). Moreover, different influent COD/NH_4^+-N (C/N) ratios (C/N) were designed to examine their impact on nitrogen and phosphorus removal efficiency. The results indicated that under conditions of DO ranging from 0.5 to 0.8 mg·L^{-1} and N_s between 215.4−258.48 mg COD·L^{-1}·d^{-1}, the slightly bulking activated sludge process could be successfully initiated after a brief period of severe bulking, with the sludge volume index (SVI) stabilizing at about 262 mL·g^{-1}. As the influent C/N ratio increased, the number and size of mycelial clumps within the system gradually increased, leading to significant changes in the microbial community, with the abundance of *Thiothrix* increasing from 30.21% to 54.41%. The influent C/N ratio had a minor impact on COD and NH_4^+-N removal efficiencies, with COD removal rates reaching 97.21% and NH_4^+-N removal rates exceeding 98%. But it significantly affected TN and TP removal efficiencies. When the influent C/N ratios were 4, 6, and 11, the average TN removal efficiencies of the system were 37.15%, 52.65%, and 77.94%, respectively, and the average TP removal efficiencies were 36.82%, 45.71%, and 64.30%.

Keywords: slightly bulking activated sludge; nitrogen and phosphorus removal; low dissolved oxygen; sludge loading; *Thiothrix*; domestic wastewater

(责任编辑:钟云芳)