

DOI: 10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.07.004

厌氧颗粒污泥高效反硝化处理高盐度树脂再生液

李忠强^{1,2}, 骆倩^{1,3}, 黄慧敏^{1,3}, 梅荣武^{1,4}, 胡正峰^{1,4}, 张胜军^{1,4}

(1. 浙江省生态环境科学设计研究院, 浙江 杭州 310007; 2. 浙江师范大学 地理与环境科学学院, 浙江 金华 321019; 3. 浙江环科环境研究院有限公司, 浙江 杭州 310007; 4. 国家环境保护水污染控制工程技术<浙江>中心 浙江省环境污染控制技术重点实验室, 浙江 杭州 310007)

摘要: 针对目前离子交换树脂再生液高盐度的问题,在上流式污泥床反应器内接种厌氧颗粒污泥,采用连续进水的方式逐步提高进水 NO_3^- -N负荷和盐度,对污泥进行驯化。优化反应器运行参数,得到最适盐度为2.0%、HRT为12 h、C/N为3.3、上升流速为1.5 m/h。在该参数下TN去除率达90%以上,出水TN低于10 mg/L,极限脱氮与再生液处理混合出水TN<1.5 mg/L,达到地表水Ⅳ类标准,处理费用为0.587元/ m^3 。对运行前中后期的颗粒污泥进行电镜和高通量测序,污泥表面杆状菌明显增多,变形菌门占比随时间增加,反硝化杆菌逐渐成为优势菌种。该城镇污水处理厂尾水树脂极限脱氮及高盐度再生液处理技术经济高效,为树脂再生废水的处理提供了新的选择。

关键词: 树脂再生液; 颗粒污泥; 反硝化; 高盐度; 微生物群落

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)07-0019-08

Anaerobic Granular Sludge for Efficient Denitrification Treatment of High Salinity Resin Regeneration Liquid

LI Zhong-qiang^{1,2}, LUO Qian^{1,3}, HUANG Hui-min^{1,3}, MEI Rong-wu^{1,4},
HU Zheng-feng^{1,4}, ZHANG Sheng-jun^{1,4}

(1. Eco-Environment Science Research & Design Institute of Zhejiang Province, Hangzhou 310007, China; 2. School of Geography and Environmental Sciences, Zhejiang Normal University, Jinhua 321019, China; 3. Zhejiang Huanke Environment Academy Co. Ltd., Hangzhou 310007, China; 4. Key Laboratory of Environmental Pollution Control Technology of Zhejiang Province, State Environmental Protection Engineering <Zhejiang> Center for Water Pollution Control, Hangzhou 310007, China)

Abstract: To address the problem of handling high-salinity regeneration liquid generated from the ion exchange resin regeneration process, anaerobic granular sludge was inoculated in an upflow sludge bed reactor. A continuous inflow method was adopted to gradually increase the inflow NO_3^- -N load and salinity to domesticate the sludge. The operational parameters of the reactor were optimized to achieve the optimal salinity of 2.0%, hydraulic retention time (HRT) of 12 hours, carbon-to-nitrogen ratio (C/N) of 3.3, and upflow velocity of 1.5 m/h. Under these conditions, the TN removal rate reached over 90%, the

基金项目: 浙江省重点研发计划项目(2021C03021); 浙江省住建厅建设科研项目(自筹)课题(2022K154)

通信作者: 梅荣武 E-mail: 371565002@qq.com

effluent TN was below 10 mg/L, and the combined effluent TN from the ultimate denitrification and regeneration liquid treatment was less than 1.5 mg/L, meeting the surface water class IV standard. The treatment cost was 0.587 yuan/m³. Scanning electron microscopy and high-throughput sequencing were performed on the granular sludge during different stages of operation. The number of filamentous bacteria on the sludge surface increased significantly, and the proportion of *Proteobacteria* increased over time, with denitrifying bacteria gradually becoming dominant. The developed technique is economical and efficient, and provides an option for the treatment of high-salinity regeneration liquid.

Key words: resin regeneration liquid; granular sludge; denitrification; high salinity; microbial community

大孔离子交换树脂工艺是一种有效的深度脱氮工艺,它可将污水处理厂二级出水中的TN降至《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)的准Ⅳ类标准。离子交换树脂在吸附饱和后,一般使用高浓度NaCl溶液(4%~12%)再生以恢复其吸附容量。然而,由于大部分硝酸盐和NaCl最终进入再生液^[1],再生液的处理已成为离子交换树脂应用的瓶颈^[2]。目前高浓度再生液常用的处理方法有生物脱氮法、电化学法、高级氧化法、化学催化法等^[3],其中生物处理经济、效果好,但高盐度会抑制细菌生长^[1]。为了解决这个问题,可以从各种高盐度环境中分离出嗜盐菌,然后在实验室富集,目前已有相关研究证明了采用上流式污泥床能够有效处理高盐度再生液^[4]。但再生液的总氮浓度较高,而碳源含量很低,这对生物脱氮来说是一个严峻挑战。

颗粒污泥(GS)反硝化技术是近年来发展较快的生物处理技术。颗粒污泥直径一般为0.14~5 mm,由细菌自我固定而成^[5]。反硝化颗粒污泥(以下简称颗粒污泥)研究最早可追溯到20世纪70年代末,Miyaji等^[6]在应用USB反应器处理硝酸盐废水时发现了污泥颗粒化现象,但当时并没有强调颗粒污泥的作用。后来许多研究相继验证了反硝化微生物具有良好的颗粒化能力,并在反硝化颗粒污泥的特性、形成机理、形成因素等方面取得了大量成果^[7-9]。但目前有关颗粒污泥的研究主要集中在快速启动和性能提升上,对该领域的理解仍然只是冰山一角^[10]。按运行方式反硝化颗粒污泥反应器可分为连续流和间歇流^[11-12]。其中,连续流反应器以上流式污泥床反应器(USB)的应用最普遍,它主要依靠营造较高的上升流速,促进颗粒污泥的形成和洗出较轻质的污泥^[13]。针对实际运行中易出现的

短流、污泥上浮等问题,可以灵活施加策略对反应器进行优化,如增加氮气循环、使用脉冲进水、投加填料、增加径向搅拌等^[14]。

过高的盐度可以使微生物的许多酶变性并降低细胞活性。盐胁迫作为一种抑制因子,可以直接或间接地抑制细胞分裂和生长,盐度高于1%会限制硝化细菌的代谢,并导致无法从含盐废水中去除氮^[6]。颗粒污泥由于其独特的形态,使其对高盐废水具有较强的耐受性,并且其内部的高生物含量使其具有远超絮状污泥的氮处理负荷^[15]。而这些优点也恰恰对应了目前树脂再生液生物处理技术的难点,因此将厌氧颗粒污泥技术用于树脂再生液处理,希望可以解决树脂再生液的处理难题。

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验装置如图1所示。

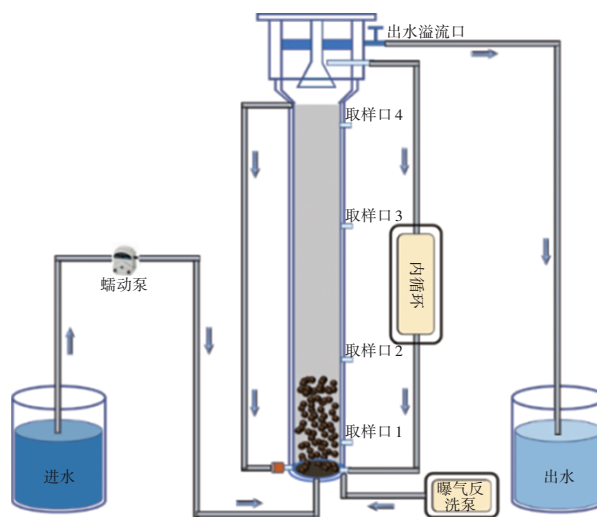


图1 反应器示意

Fig.1 Schematic diagram of reactor

试验采用自行设计的上流式污泥床反应器,其高为180 cm,内径为13 cm,材质为有机玻璃,反应器外部加装水浴循环保温层,并配有水浴循环系统,用来控制反应温度。反应器进水由蠕动泵泵入。底部设有内循环系统用以提供上升流速,保证有足够的水流剪切力来维持污泥的颗粒化形态。此外,在底端还留有曝气口,定期曝气打散底部污泥死区,防止污泥板结。反应器侧面设有多个取样口,顶部设置三相分离器,以防止污泥流失。

1.2 试验方法

在进行本试验之前首先进行了污水厂尾水离子交换树脂极限脱氮中试,研究了极限脱氮的应用条件,并收集高盐度树脂再生液,在此基础上开展后续的颗粒污泥高效反硝化试验。上流式污泥床接种的厌氧颗粒污泥取自某造纸厂厌氧塔,呈深黑色,初始MLSS为72.8 g/L,MLVSS为40.8 g/L,MLVSS/MLSS为56.04%。考虑到会有部分污泥流失,故选择初期污泥接种量为反应器有效容积的50%,此后定期清理反应器顶部上浮的颗粒污泥。

启动阶段对再生液进行稀释后作为反应器进水,再生液中含有高浓度的硝酸盐和氯化钠,残存的COD很少,且大多数都无法被生化利用。为保证初期微生物有充足的养分,通过外加乙酸钠碳源控制C/N在5左右。前期采用连续进水,进水流速控制在较小范围,HRT控制在48 h;为确保厌氧环境,溶解氧控制在0.2 mg/L以下。其间每天测定反应器的出水水质,当硝态氮去除率达到70%且能保持稳定一周以上时,则认为污泥初步驯化成功。反应器成功启动后,探究C/N、盐度、HRT等因素对脱氮效率的影响,并取不同运行阶段的污泥进行高通量测序。

1.3 分析方法

pH:便携式pH计;DO:便携式溶解氧测定仪; NH_4^+-N :纳氏试剂分光光度法; NO_2^--N :乙二胺四乙酸分光光度法; NO_3^--N :紫外分光光度法;TN:碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法;TP:钼酸铵分光光度法;COD:快速消解分光光度法。

2 结果与讨论

2.1 颗粒污泥反硝化影响因素

2.1.1 水力剪切对颗粒污泥形态的影响

在上流式污泥床中,合适的水力剪切力是维持

颗粒形态的必要条件,而颗粒形态是颗粒污泥高效脱氮的保障^[16]。本研究在反应器底部设置了两根循环管,通过蠕动泵维持一定的上升流速,这不仅能提供水力剪切力,还可以起到稀释进水浓度的作用。试验初期将上升流速设置为3 m/h,运行2 d后首次出现污泥整体上浮现象,具体如图2所示。

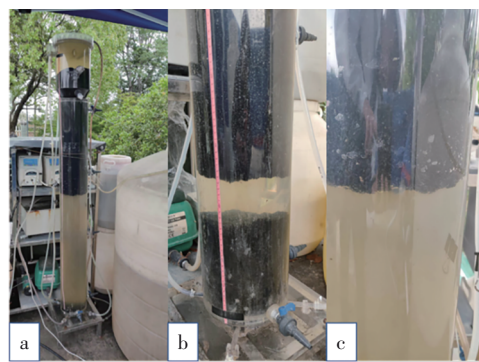


图2 污泥整体上浮

Fig.2 Overall sludge floatation diagram

如图2(b)所示,反应器运行期间,在水力剪切力的推动下,污泥床中间出现一道裂缝,然后在上升水流的作用下逐渐向上移动,直至到达反应器顶端被三相分离器挡下,如图2(a)所示。经观察发现污泥有结块现象,因此水流无法从颗粒污泥缝隙间通过,只能托着污泥床整体向上移动,直到碰到顶部的三相分离器。如图2(c)所示,有很多气泡附着在污泥床底部,这可能是由于反硝化产生了 CH_4 、 N_2 等气体,在板结污泥的阻挡下无法正常向上排出,只能附着到污泥底部,在气泡的承托作用下污泥床更容易整体上浮。为防止污泥上浮现象的发生,减小上升流速为2 m/h,并且每隔一段时间从底部给予少量曝气,起到打散底部污泥、防止板结的作用。调整之后发现偶尔还是会出现污泥整体上浮现象,因此再次调节上升流速为1.5 m/h,之后污泥床没有再出现过整体上浮现象,而且颗粒污泥也能保持较为松散的状态。因此,最终确定反应器的最佳上升流速为1.5 m/h。

2.1.2 异化硝酸盐还原成氨(DNRA)机制

在反应器运行的第27天,发现出水氨氮浓度升高的异常现象。由于离子交换树脂选择性吸附的特点,再生液中的总氮主要是硝态氮,氨氮浓度在1 mg/L以下,虽然厌氧颗粒污泥对氨氮的去除率不高,但出现出水氨氮浓度远大于进水的现象值得讨论。从第27天开始出水硝态氮、氨氮浓度的变化如

图3所示。

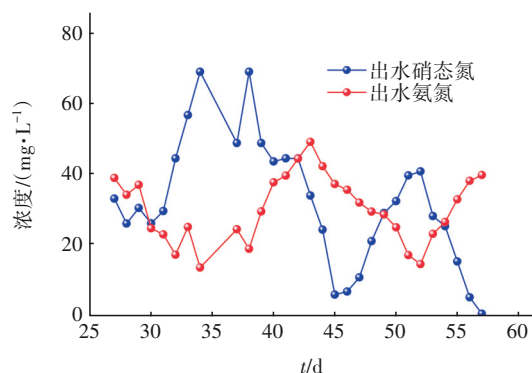


图3 第27~57天出水 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N浓度

Fig.3 NO_3^- -N and NH_4^+ -N concentrations in effluent on Day 27-57

在运行前期出水氨氮达到了30 mg/L左右,比进水氨氮浓度高出数十倍。对进出水数据进行分析后发现,硝态氮浓度变化和氨氮浓度变化存在一定的关系,硝态氮和氨氮浓度之和在一定的范围内,当硝态氮浓度减少时氨氮浓度就会增加,且硝态氮的减少值近似等于氨氮的增加值,故推测硝态氮和氨氮之间存在某种转化关系。经查阅文献后得知,反应器中很可能存在异化硝酸盐还原成氨(DNRA)机制,发生这种现象的原因很可能是反应器启动初期,为了保证微生物有足够的营养,加入了过多的碳源。

在正常的污水处理过程中,硝化-反硝化是很重要的一条脱氮途径,反硝化过程中,硝酸盐(NO_3^-)被厌氧还原为氮气(N_2)去除,但在城镇污水厂中还存在其他的氮转化途径,例如DNRA,其作用机制和反硝化完全相反,它是将 NO_3^- -N转化为 NO_2^- -N和 NH_4^+ -N^[17]。DNRA相关的微生物分布十分广泛,与反硝化和厌氧氨氧化作用类似,DNRA广泛存在于海洋、河口、湿地、湖泊和农田等各种水生生态系统的沉积物中^[18]。

与反硝化过程相比,DNRA转化等量的 NO_3^- 需要更多的电子,即需要更多的碳源,因此DNRA细菌更喜欢高C/N环境,当C/N>5时,DNRA相关微生物的活性会有很大的提高,随着碳氮比的增加,DNRA和反硝化速率都会有所增加,但是当C/N达到7.7之后,DNRA效率的增加速度远大于反硝化,而且在同一系统中,DNRA活性的增加会对反硝化起到抑制作用^[19]。因此在污泥培养中期逐渐降低乙酸钠

的用量,当系统的C/N降低到3.5时,出水硝态氮和氨氮浓度都有了明显好转。

2.1.3 HRT、C/N和盐度对反硝化性能的影响

树脂再生液生物处理的主要难点就是如何在高盐度的条件下维持反硝化菌的生物活性。一般在0.5%以上盐度的废水中微生物活性就会受到抑制,而树脂再生液的盐度一般为2%~10%。除了盐度之外,C/N、HRT对反硝化速率也有着很大影响。

在HRT对颗粒污泥反硝化效果影响的试验中,为保证反硝化能够进行完全,且又不被DNRA机制影响,控制C/N为3.5、温度为30℃、盐度为1.5%。在此条件下控制HRT为6、8、12、24、48 h,停留时间从长到短进行,每个HRT下连续运行7 d,每天取进出水水样检测总氮,并计算总氮平均去除率,结果如图4所示。当HRT从48 h逐渐减小到12 h时,总氮去除率变化幅度较小,仍然维持在90%以上。但是当HRT从12 h逐渐减小到6 h时,总氮去除率变化较大,从91.35%降低到58.63%,这说明此时已经超过了颗粒污泥的处理负荷。综合处理效果和经济性,确定HRT为12 h。

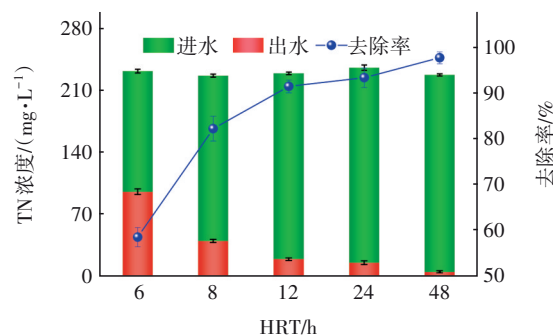


图4 HRT对反硝化性能的影响

Fig.4 Effect of HRT on denitrification performance

保持HRT为12 h、盐度为1.5%、温度为30℃,调节C/N为2.0、3.0、3.3、3.5、4.0、5.0六个梯度,每个C/N下连续运行7 d,每天取进出水水样检测总氮,并计算平均去除率,结果如图5所示。当C/N在2.0~3.3之间时,随着碳源的增多,反硝化效率提升很快,总氮去除率迅速从53.41%增大到91.38%;但是当C/N在3.3~5.0时,碳源的增加对反硝化效率的影响逐渐减小,总氮去除率只是小幅度提升,当C/N为5.0时总氮去除率可达95.52%。但检测出水COD发现,投加的碳源中有27.9%的COD残留,影响出水COD指标。综合考虑脱氮效果与经济

性,当C/N为3.3时总氮去除率已经达到预期目标,所以确定反应器最佳C/N为3.3。

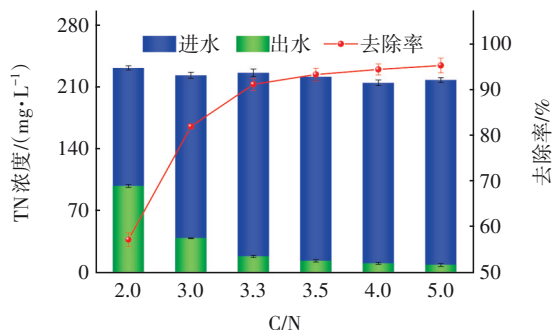


图5 C/N对反硝化性能的影响

Fig.5 Effect of C/N on denitrification performance

为研究颗粒污泥的耐盐极限,设置盐度分别为1.0‰、1.5‰、2.0‰、2.5‰、3.0‰、4.0‰,控制HRT为24 h、C/N为3.5、温度为30℃,每个盐度条件下连续运行7 d,每天取进出水水样检测总氮,并计算平均去除率,结果如图6所示。当盐度<2.0‰时对颗粒污泥影响较小,总氮去除率仍然能保持在90%以上;当盐度>2.0‰时TN去除率开始快速下降,特别是盐度增加到4.0‰时TN去除率仅有51.33%。为保证脱氮效率,使出水达到排放标准,并且起到筛选耐盐菌的作用,确定最适盐度为2.0‰。现场产生的树脂再生液和冲洗液混合后的盐度也在2.0‰左右,因此可以满足工程所需。

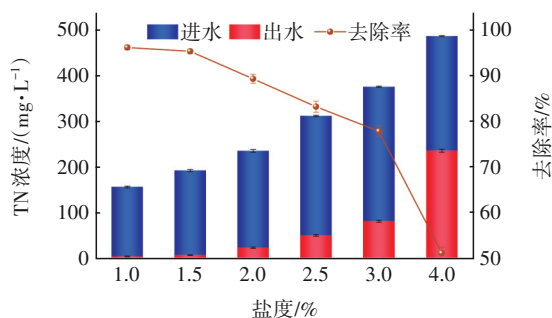


图6 盐度对反硝化性能的影响

Fig.6 Effect of salinity on denitrification performance

2.2 反应器长期运行稳定性

2.2.1 对NO₃⁻-N的去除效果

完成反应器运行单因素影响探究之后,进行反应器运行稳定性试验。在C/N为3.5、HRT为12 h、上升流速为1.5 m/h、温度为32℃、pH为7.5的条件下重新启动,连续运行两个月,其间每天取进出水检测硝态氮浓度,结果见图7。可知,反应器在最佳运行参数下重新启动的前10 d对硝态氮的去除效

果较差,在第4天降低进水硝态氮浓度,之后出水硝态氮浓度迅速降低。在第10天硝态氮去除率从启动第1天的67%增加到96%,而后几天虽然有所波动,但在降低进水硝态氮负荷之后出水迅速好转,硝态氮去除率稳定在95%左右。在反应器运行的第2个月,由于出水稳定,将进水硝态氮浓度从110 mg/L逐渐提升到235 mg/L,可以发现出水硝态氮短暂升高后又迅速降低到10 mg/L以下,去除率也稳定在95%左右,说明此时反应器对硝态氮的去除效果已基本稳定。

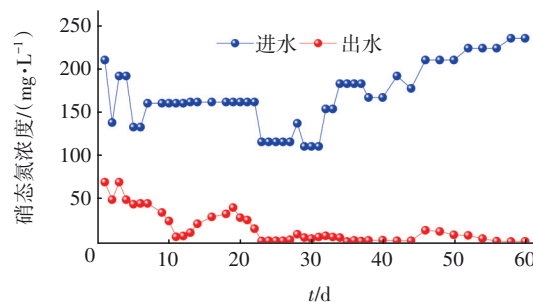


图7 反应器对NO₃⁻-N的去除效果

Fig.7 Removal effect of NO₃⁻-N in reactor

2.2.2 对TN的去除效果

由于进水总氮中基本都为硝态氮,所以总氮的去除趋势和硝态氮相仿(见图8)。在前10 d对TN的去除效果较差,这主要是因为启动初期氨氮和硝态氮浓度较高。

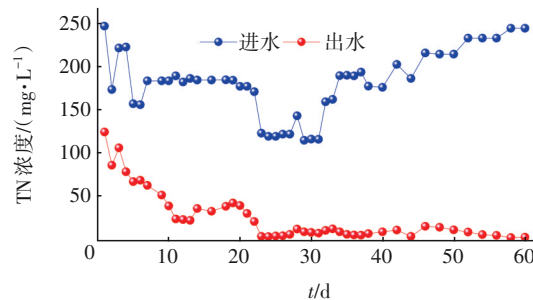


图8 反应器对TN的去除效果

Fig.8 Removal effect of TN in reactor

在启动的第4天降低进水TN浓度,之后出水TN浓度也随之迅速下降。在第10天TN去除率由第1天的53%增加到88%,而后几天虽然有所波动,但在第20天降低了进水TN后出水迅速好转,但由于出水氨氮较高,所以TN去除率一直比硝态氮去除率低。直到反应器运行的第2个月,出水总氮也开始稳定降低。等到出水总氮稳定后,第30天开始逐渐提高进水TN负荷,进水TN浓度从115 mg/L逐

渐提升到236 mg/L,可以发现出水TN在短暂升高后迅速降低到15 mg/L以下,去除率稳定在90%以上。此时可以认为该颗粒污泥反硝化反应器已经能稳定运行。

2.3 污泥形态变化及微生物群落分析

对不同时期反应器中的颗粒污泥进行取样,将样品用清水反复冲洗后放入培养皿,观察颗粒污泥形态的变化。从污水厂取回的原始颗粒污泥呈深黑色,有部分污泥破裂,形状不规则,粒径分布不均匀,且多在1~5 mm。在培养一段时间后,污泥变为黑褐色,粒径基本没有变化,但相比原始污泥粒径分布更加均匀,且在上升流速的剪切力作用下,污泥表面变得光滑。而培养后期的颗粒污泥相较于中期颜色变得更浅,呈褐色,粒径也更加均匀。前中后期的颗粒污泥粒径变化并不明显,但形态、颜色有所不同,这可能是因为无法做到完全反应环境,且进水中含有一定的钙镁离子,使颗粒污泥颜色发生了变化。

为了了解颗粒污泥培养前后的结构形态和表面微生物群落的变化,在前期和后期对初始污泥和培养后的颗粒污泥分别取样,用2.5%戊二醛溶液固定后静置过夜24 h,然后进行扫描电子显微镜分析。图9为培养前后颗粒污泥的SEM照片。

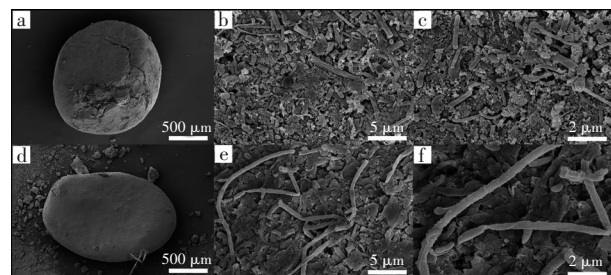


图9 颗粒污泥培养前后SEM照片

Fig.9 SEM images of granular sludge before and after cultivation

图9(a)、(d)分别为接种污泥和后期颗粒污泥的SEM照片,可以发现在存在上升流速的条件下,由于水流的冲刷,后期颗粒污泥表面相较于原始污泥更加光滑。图9(b)、(e)为原始污泥表面生物相的SEM照片,可知原始污泥表面微生物种类较多,有杆状、球状、丝状等各种形态的微生物分布,但也比较杂乱,没有占主导地位的优势菌种。图9(c)、(f)为驯化后颗粒污泥表面的SEM照片,可以观察到污泥表面微生物主要为细长的杆菌,其他微生物数

量大幅度减少,这与文献[20]中反硝化颗粒污泥表面的反硝化细菌多为细长杆状细菌相符合,可以初步判定经过高盐度树脂再生液的驯化之后,耐盐反硝化细菌成为优势菌群。

为了了解反应器运行时颗粒污泥中微生物群落的变化,对原始污泥和反应器运行1个月和3个月后的污泥取样(分别命名为LZQ-1、LZQ-2、LZQ-3),用去离子水反复冲洗后离心并倒去上清液,取下部沉淀放入-70℃超低温冰箱保存,然后委托上海美吉生物医药科技有限公司进行门水平的高通量测序,结果如图10所示。

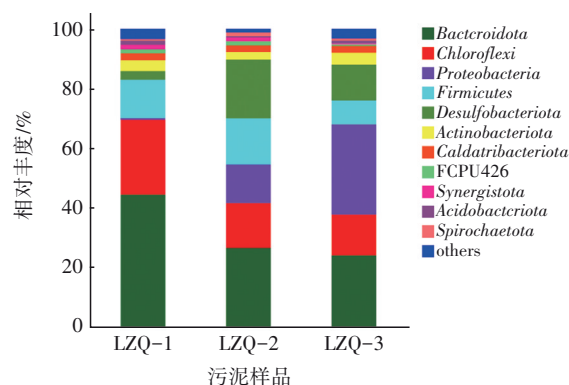


图10 门水平微生物群落组成

Fig.10 Microbial community composition diagram at the phylum level

初始污泥中占比最高的为类杆菌门(*Bacteroidota*, 44.4%)、绿弯菌门(*Chloroflexi*, 25.15%)、厚壁菌门(*Firmicutes*, 12.92%)。据报道,厚壁菌门和变形菌门是厌氧消化体系中的主要菌门,其中变形菌门与有机物的发酵降解等作用有关,而变形菌门在原始污泥中只占0.48%。随着反应器运行时间的增加,变形菌门的占比逐渐升高,中期和后期分别达到了12.74%和30.19%。而原始污泥中占比最高的类杆菌门、绿弯菌门、厚壁菌门在后期污泥中的占比都有所降低,反应器内微生物群落多样性也逐渐降低,使反应器内逐渐呈现出功能专一的优势菌群。

2.4 成本核算

在本研究之前,先进行了城镇污水处理厂尾水离子交换树脂极限脱氮中试,然后进行再生液的颗粒污泥反硝化处理,极限脱氮出水与处理后的再生液混合(比例约为200:1)后排放,混合出水TN稳定低于1.5 mg/L,达到《地表水环境质量标准》中的Ⅳ类水标准。经处理后的树脂再生液也可以再次回

用于树脂再生,大大节省了再生氯化钠用量。对该工艺进行运行成本核算。

① 电耗成本

中试所用到的耗电设备包括1台树脂进水泵(额定功率:0.55 kW)和3台蠕动泵(额定功率:0.03 kW),均为24 h连续运行,则每日电耗分别为13.2、2.16 kW·h,合计15.36 kW·h。

该地区工业电价为1元/(kW·h),中试装置的处理水量为24 m³/d,则处理电费为0.64元/m³,实际工程应用中大型设备电费成本会更低,按照中试的60%计算,则电费为0.38元/m³。

② 消耗品费用

乙酸钠用于树脂再生液的反硝化,试验得到的最佳C/N为3.3,再生液中硝态氮含量以10 mg/L计,则需投加乙酸钠33 g/m³,水处理用工业乙酸钠的价格为700元/t,则投加碳源的成本为0.023元/m³;假设树脂每处理50 m³水需要250 L的4%浓盐水再生,配制再生液需要10 kg盐,工业盐的采购价格为500元/t,则再生费用为0.1元/m³;根据厂家提供的D890型离子交换树脂参数,该树脂可再生500~800次,D890树脂的采购价格为3万元/t。按照再生500次计算,则树脂损耗费为0.084元/m³。综上所述,消耗品成本为0.207元/m³。

③ 总成本核算

根据上述计算和分析,该中试的直接运行成本为0.587元/m³,比同类城镇污水厂极限脱氮工艺成本低15%。

3 结论

① 利用颗粒污泥脱氮效率高、耐受环境性能好的特点,创新性地将颗粒污泥用于高盐度树脂再生液的处理,首先在上流式污泥床反应器内接种厌氧颗粒污泥,采用连续进水的方式逐步提高进水NO₃⁻-N负荷和盐度,施加上升流速并补充适量碳源,对污泥进行驯化,并得到了反应器的优化运行参数,即pH为6.5~9、盐度为2.0%、HRT为12 h、C/N为3.3、上升流速为1.5 m/h。

② 启动并长期运行反应器,硝态氮去除率可达95%,总氮去除率达90%以上,出水总氮低于10 mg/L,极限脱氮与再生液处理混合出水TN<1.5 mg/L,达到地表水Ⅳ类标准,处理费用为0.587元/m³。扫描电镜和高通量测序表明,污泥表面杆状菌明显增

多,变形菌门占比随时间增加,反硝化杆菌逐渐成为优势菌种。

参考文献:

- [1] PATRA S, PRANUDTA A, CHANLEK N, *et al.* Denitrification of nitrate in regeneration waste brine using hybrid cation exchanger supported nanoscale zero-valent iron with/without palladium nanoparticles [J]. *Chemosphere*, 2023,310:136851.
- [2] 姜笔存,谈政焱,许玲,等.脱氮树脂脱附液电化学处理与回用研究[J].*中国资源综合利用*,2018,36(12):171-173.
JIANG Bicun, TAN Zhengyan, XU Ling, *et al.* Electrochemical treatment and reuse of denitrification resin desorption solution [J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2018,36(12): 171-173(in Chinese).
- [3] 沈龙海.离子交换树脂再生效果因素研究[J].*资源节约与环保*,2016(2):43-44.
SHEN Longhai. Research on factors influencing the regeneration effect of ion exchange resin [J]. *Resource Conservation and Environmental Protection*, 2016(2): 43-44(in Chinese).
- [4] LIU Z, MOHSENI M, SAUVE S, *et al.* Segmented regeneration of ion exchange resins used for natural organic matter removal [J]. *Separation and Purification Technology*, 2022,303:122271.
- [5] RAN X, ZHOU M, WANG T, *et al.* Multidisciplinary characterization of nitrogen-removal granular sludge: a review of advances and technologies [J]. *Water Research*, 2022,214:118214.
- [6] MIYAJI Y, KATO K. Biological treatment of industrial wastes water by using nitrate as an oxygen source [J]. *Water Research*, 1975, 9(1):95-101.
- [7] KRISHNA MOHAN T V, NANCHARAI Y V, VENUGOPALAN V P, *et al.* Effect of C/N ratio on denitrification of high-strength nitrate wastewater in anoxic granular sludge sequencing batch reactors [J]. *Ecological Engineering*, 2016,91:441-448.
- [8] LI G, WANG J, NING D, *et al.* Anammox biofilter with denitrification sludge as seed in treating low nitrogen strength wastewater [J]. *Journal of Environmental Management*, 2022,324: 116316.
- [9] QIAN J, BAI L, ZHANG M, *et al.* Achieving rapid thiosulfate-driven denitrification (TDD) in a granular

- sludge system [J]. *Water Research*, 2021, 190: 116716.
- [10] 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.
- [11] 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.
- [12] SUJA E, NANCHARAI AH Y V, KRISHNA MOHAN T V, *et al.* Denitrification accelerates granular sludge formation in sequencing batch reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 196: 28–34.
- [13] 王朝朝, 马骏, 殷春雨, 等. 反硝化颗粒污泥培养及工艺快速启动 [J]. *中国给水排水*, 2021, 37(23): 1–8.
- WANG Zhaozhao, MA Jun, YIN Chunyu, *et al.* Rapid start-up of denitrification granular sludge cultivation and process [J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(23): 1–8(in Chinese).
- [14] 李仲伟. 反硝化颗粒污泥处理高硝氮废水研究 [D]. 北京: 北京市环境保护科学研究院, 2019.
- LI Zhongwei. Study on the Treatment of High Nitrate Nitrogen Wastewater with Denitrifying Granular Sludge [D]. Beijing: Beijing Institute of Environmental Protection Sciences, 2019(in Chinese).
- [15] 刘云洲, 刘洁涛, 宫徽. 反硝化厌氧颗粒污泥技术处理光伏废水 [J]. *中国给水排水*, 2022, 38(10): 166–170.
- LIU Yunzhou, LIU Jietao, GONG Hui. Denitrifying anaerobic granular sludge technology for treating photovoltaic wastewater [J]. *China Water & Wastewater*, 2022, 38(10): 166–170(in Chinese).
- [16] 季飞, 边永欢, 赵峰, 等. 不同上升流速提升对反硝化颗粒污泥反应器的影响 [J]. *中国给水排水*, 2022, 38(23): 7–16.
- JI Fei, BIAN Yonghuan, ZHAO Feng, *et al.* The effect of different rising flow rates on denitrification granular sludge reactors [J]. *China Water & Wastewater*, 2022, 38(23): 7–16(in Chinese).
- [17] WANG Z, AHMAD H A, TENG Z J, *et al.* Widespread but overlooked DNRA process in a full-scale simultaneous partial nitrification, anammox, and denitrification plant [J]. *Environmental Science & Technology Water*, 2022, 2(8): 1360–1369.
- [18] WANG S, LIU C, WANG X, *et al.* Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in traditional municipal wastewater treatment plants in China: widespread but low contribution [J]. *Water Research*, 2020, 179: 115877.
- [19] ELENA H A, LIUIS B. Effects of high nitrate input in the denitrification–DNRA activities in the sediment of a constructed wetland under varying C/N ratios [J]. *Ecological Engineering*, 2021, 159: 106098.
- [20] XUE Y Q, GUO J B, LIAN J, *et al.* Effects of a higher hydraulic shear force on denitrification granulation in upflow anoxic sludge blanket reactors [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2016, 105: 136–143.

作者简介: 李忠强(1997–), 男, 河南周口人, 硕士研究生, 研究方向为水污染控制。

E-mail: 173659243@qq.com

收稿日期: 2023-05-24

修回日期: 2023-08-14

(编辑: 李德强)