

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.17.002

COD预处理对CPNA工艺尿液脱氮效率的影响

胡兰兰¹, 孙利利², 陆茵², 郑敏³, 汪诚文⁴, 徐康宁¹

(1. 北京林业大学环境科学与工程学院 水体污染源控制技术北京市重点实验室, 北京 100083; 2. 北京国环清华环境工程设计研究院有限公司, 北京 100084; 3. 昆士兰大学 水管理高等研究中心, 澳大利亚; 4. 清华大学 环境学院, 北京 100084)

摘要: 一体式短程硝化/厌氧氨氧化(CPNA)SBR工艺可以有效进行源分离尿液的原位脱氮处理。然而,尿液中高浓度的有机物不利于此工艺的长期稳定运行。为解决此问题,通过一种简易预处理方法去除尿液COD,并初步分析了COD预去除对CPNA-SBR脱氮效率的影响。在尿液中接种SBR污泥可以有效实现部分COD的预去除,这是一个耗氧过程,氧气来自于溶液表面的自然复氧作用,增加气液界面面积有助于加快COD的预去除速率。预处理使得尿液的COD/N从1.78~2.45降至0.81左右,将预处理后的尿液作为反应器进水,SBR运行的周期时间显著缩短约10%~45%,且总氮去除率可由83%升至93%。因此,这一预处理方法适用于尿液中COD的预去除,尤其适用于源分离尿液分散式原位脱氮处理工艺。

关键词: 尿液; 短程硝化; 厌氧氨氧化; COD/N; 脱氮

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)17-0010-08

Effect of COD Pretreatment on Urine Nitrogen Removal Efficiency of CPNA Process

HU Lan-lan¹, SUN Li-li², LU Yin², ZHENG Min³, WANG Cheng-wen⁴,
XU Kang-ning¹

(1. *Beijing Key Laboratory for Source Control Technology of Water Pollution, College of Environmental Science and Engineering, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;*
2. *Beijing Guohuan Tsinghua Environmental Engineering Design & Research Institute Co. Ltd., Beijing 100084, China;* 3. *Advanced Water Management Centre, The University of Queensland, Australia;* 4. *School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China*)

Abstract: The combined partial nitrification/anammox (CPNA) SBR process is suitable for in-situ nitrogen removal from source-separated urine. However, high concentration of organic matter may pose a potential risk to the long-term stable performance of the process. In order to avoid this problem, a simple pretreatment technology was employed to remove COD in urine, and its influence on the nitrogen removal via the CPNA-SBR process was evaluated. Part of COD in urine was successfully removed in advance through inoculating the SBR sludge which used the oxygen diffusing from the liquid-gas surface. Increasing the liquid-gas surface could accelerate the removal of COD. The pretreatment reduced the

基金项目: 国家自然科学基金资助面上项目(52270022)

通信作者: 徐康宁 E-mail: xukangning@bjfu.edu.cn

COD/N ratio in urine from 1.78–2.45 to about 0.81. When pretreated urine was used for reactor influent, the cycle time of SBR was reduced significantly by about 10%–45%, and the removal rate of total nitrogen increased slightly from 83% to 93%. Therefore, this simple pretreatment is suitable for the removal of COD in urine in advance, especially in decentralized on site nitrogen removal process for source-separated urine.

Key words: urine; partial nitrification; anammox; COD/N ratio; nitrogen removal

尿液废水含有丰富的氮、磷、钾资源,从源头上实现尿液分离式收集并回收营养元素被认为是一种可持续的污水管理模式^[1-3]。然而,与磷、钾两种不可再生且我国紧缺的战略性矿产资源相比,氮肥可以通过哈伯法进行工业生产获得,尿液中氮回收的价值相对较低。尤其是,高浓度氨氮极大抑制通过钾型鸟粪石沉淀法回收尿液中的磷、钾^[4-5],因此,十分有必要研究适宜的尿液脱氮技术。

人体产生的尿液中氮元素主要来源于尿素,尿素水解后产生氨氮,浓度高达约5 000~8 000 mg/L,同时尿液中含有高浓度有机物,使得碳氮比仅约为1:1~2:1^[6]。鉴于尿液源分离通常更适用于分散式污水管理模式,尿液脱氮处理的规模较小,因此,适合小规模且便于自控的一体式短程硝化/厌氧氨氧化序批式反应器(CPNA-SBR)成为尿液原位脱氮处理的主要选择。Udert等^[6]利用CPNA-SBR进行5倍稀释尿液的处理,脱氮效率可以达到75%。Buergermann等^[7]开展了CPNA-SBR处理尿液的试验研究,发现可以脱除90%~95%的氨氮,总氮去除率达到88%~93%。然而,即使尿液COD/N值较低,含有约5倍冲洗水的尿液COD浓度也仍然可以高达约1 000 mg/L^[6]。高浓度有机物会促进异养菌的生长,在短程硝化中与氨氧化菌竞争氧气,同时,也会在厌氧氨氧化过程中与厌氧氨氧化菌竞争亚硝酸盐^[8-10],长期运行会因为菌群的演化而导致系统的不稳定^[11-14]。因此,在短程硝化/厌氧氨氧化工艺之前,去除尿液中的部分COD将是有益的。

污水处理中常用的COD去除预处理技术主要包括厌氧消化法^[15]、混凝沉淀法^[16]、高级氧化法^[17]等,但是这些预处理技术通常需要单独的设备和运维需求,甚至需要额外的化学药剂,而CPNA-SBR通常是用于分散式源分离排水系统中的尿液原位脱氮处理,因此,这些预处理技术并不是尿液原位处理的最好选择。为此,笔者提出了一种在尿液进

水桶中可以实施的简易预处理方法,将CPNA-SBR中的污泥接种到进水桶,在桶壁形成生物膜,利用每天进水取样开盖期间的自然复氧实现COD的好氧去除,不需要额外的处理单元,无需曝气,也不会导致氨氮的硝化。首先通过批次试验研究该预处理方法的可行性,分析COD预处理的氧气来源和处理效果的影响因素,而后研究了预处理对CPNA-SBR运行的影响。

1 材料与方法

1.1 尿液废水和反应器

在有效容积约为7 L的SBR中开展CPNA处理尿液的试验研究,试验装置如图1所示。

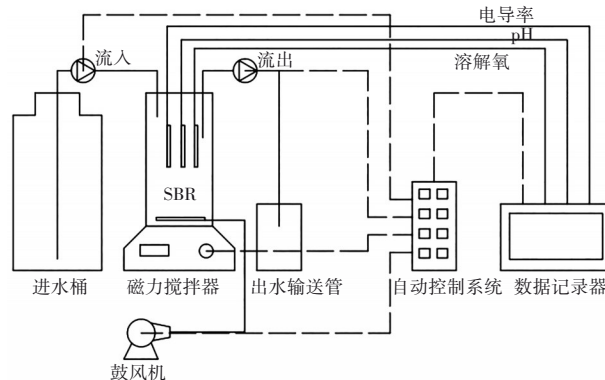


图1 处理尿液的一体式短程硝化/厌氧氨氧化序批式反应器系统

Fig.1 Combined partial nitrification/anammox sequencing batch reactor system for treating urine

尿液废水包含冲洗水。进水桶中装入25 L尿液,同时顶部约有5 L剩余空间。每个运行周期向反应器中泵入1.3 L尿液,同时启动搅拌和曝气,好氧运行15 min,溶解氧保持在0.2 mg/L左右,然后停止曝气,缺氧运行15 min,如此好氧和缺氧交替运行,直至缺氧段结束时pH达到设定值6.8,通过自控系统停止搅拌,混合液沉降60 min后泵出约1/3的上清液,完成一个运行周期。本研究开始之前,反应器处于稳定运行中,总悬浮固体约为8 500~

10 000 mg/L,污泥龄约为50~100 h^[7]。

1.2 预处理的批次试验设计

在批次试验中,通过接种污泥进行尿液COD的预处理去除。试验1#和2#以及3#和4#通过敞口和闭口试验瓶以及试验瓶材质(聚乙烯和玻璃)对比分析氧气来源;试验1#和5#分别使用了反应器出水污泥以及反应器内部污泥,对比分析污泥种类的影响;试验1#、6#和7#则对比分析了不同污泥浓度对预处理的影响;试验1#和8#对比分析了不同气液界面面积对预处理的影响。在闭口试验2#和4#中,试验瓶被注满以减少顶部的剩余空间,并使用密封膜封紧瓶盖以断绝可能的复氧,每组试验使用多个试验瓶,每次取样时取走两个试验瓶,以防止取样中可能导致的复氧。除此之外,其他组均设置两个平行试验。

1.3 尿液预处理对反应器的影响

在进水桶中储存反应器出水一段时间,使得进水桶桶壁挂膜,然后在进水桶中注入尿液进行预处理,与1.2节中接种悬浮污泥的方法相比,这样可以减少污泥接种的工作量,使得预处理简便、易行。进水桶上部留有5 L剩余空间,每次取样时打开桶盖5 min,实现进水桶持续复氧。为研究尿液预处理的影响,将普通进水桶和挂膜进水桶交替用于反应器进水,每桶进水约能维持反应器运行1周。

1.4 测试分析方法

pH和溶解氧使用在线设备(WTW, Weilheim, 德国)测定,批次试验中pH使用便携式设备(pH 340, WTW, 德国)测定。所有水样通过0.45 μm滤膜过滤后测试水质,使用哈希试剂(Hach, 美国)测试水样的氨氮、总氮和COD浓度。

1.5 复氧和氨挥发损失的理论计算

1.5.1 尿液表面的复氧计算

从气液界面的液相向尿液内部的氧扩散量 T_{O_2} (kmol)计算公式如下:

$$T_{O_2} = K_{L,O_2} \times (C_i - C) \times S \times (t_1 - t_2) \quad (1)$$

式中: K_{L,O_2} 为传质系数,m/s; C_i 为气液界面液相的溶解氧浓度,kmol/m³; C 为尿液内部的溶解氧浓度,kmol/m³; S 为尿液表面气液界面面积,m²; t 为反应时间,s。

根据亨利定律,气液界面液相的溶解氧浓度 C_i 的计算公式如下:

$$P^* = E \times C_i \quad (2)$$

式中: P^* 为气液界面气相的氧分压,Pa; E 为亨利系数,Pa·m³/kmol。

去除COD时氧消耗量 S_{O_2} (kmol)的计算公式如下:

$$S_{O_2} = \frac{(C_{COD1} - C_{COD2}) \times (1 - Y) \times V \times 10^{-6}}{32} \quad (3)$$

式中: Y 为细胞产率,gMLSS/gCOD; V 为体积,L。

当氧扩散和耗氧量平衡时,可以推导出:

$$r_{COD} = \frac{C_{COD1} - C_{COD2}}{t_1 - t_2} = \frac{K_{L,O_2} \times (P^*/E - C)}{1 - Y} \times \frac{S}{V} \times 3.2 \times 10^{-5} \quad (4)$$

式中: r_{COD} 为COD去除速率,mg/(L·s); C_{COD} 为尿液COD,mg/L; t 为时间,s。

1.5.2 进水桶桶壁的复氧计算

通过硬质聚乙烯进水桶桶壁复氧的氧气传质速率计算公式如下:

$$r_{O_2,wall} = V \cdot dC/dt = C_p/\delta \cdot (P_G - P_W) \cdot A_{wa} \quad (5)$$

式中: $r_{O_2,wall}$ 为氧气通过桶壁的传输速率,g/h; V 为溶液体积,m³; C 为溶液中分散相的氧浓度,g/m³; t 为时间,h; C_p 为渗透系数,g·mm/(m²·h·MPa); δ 为桶壁厚,mm; P_G 为气相氧分压,MPa; P_W 为液相氧分压,MPa; A_{wa} 为空气与溶液之间的壁面积,m²。

1.5.3 尿液表面的氨挥发损失计算

在密闭挂膜进水桶中,自由氨挥发损失量可以根据亨利定律进行计算,顶部空间氨分压的计算公式如下:

$$P_{NH_3}^* = E_{NH_3} \cdot x \quad (6)$$

式中: $P_{NH_3}^*$ 为氨分压,kPa; E 为亨利系数,25℃时为93.90 kPa^[15]; x 为溶液中游离氨的摩尔分数,mol/mol。

溶液中自由氨的浓度可根据铵与氨的平衡来计算:

$$C_{NH_3}/C_{NH_4^+} = 10^{pH - pK} \quad (7)$$

式中: C_{NH_3} 为自由氨浓度,mg/L; $C_{NH_4^+}$ 为NH₄⁺浓度,mg/L; pK 为平衡常数,25℃时为9.24^[16]。

2 结果与讨论

2.1 尿液预处理效果及其影响因素

预处理的批次试验结果见表1。可以看出,接种了反应器出水污泥的敞口聚乙烯瓶(试验1#)和玻

璃瓶(试验3[#])中尿液COD都显著降低,且总 r_{COD} 基本相同,成功实现了COD的预处理;但是,同样接种了出水污泥的闭口聚乙烯瓶(试验2[#])和玻璃瓶(试验4[#])则没有出现COD下降的情况,聚乙烯材料是可以渗透氧气的,而玻璃的氧气渗透则可以忽略不计,据此可知,预处理是一个耗氧过程,表面复氧是氧气来源的一个途径,而瓶壁的复氧则不起作用。相比试验1[#],试验5[#]接种了反应器内部污泥,同样启

动了COD降解,且最大 r_{COD} 和总 r_{COD} 基本相同,这表明反应器内部污泥和出水污泥都可以有效启动尿液预处理。对比试验1[#],试验6[#]和7[#]使用了不同的污泥浓度,但是COD下降趋势基本一致,且总 r_{COD} 基本相同,污泥浓度对COD的去除速率没有显著性影响,这表明,较低的接种浓度已经能够提供足够的生物量,而溶解氧的不足可能是限制有机物去除的重要因素。

表1 批次试验条件以及尿液COD的预处理效果

Tab.1 Conditions of batch experiment and removal of COD in the pretreatment of urine

试验编号	试验瓶敞口/闭口	试验瓶材质	接种污泥来源	表面气液界面面积/ cm ²	尿液体积/ mL	接种浓度(以 TSS计)/(mg·L ⁻¹)	初始COD/ (mg·L ⁻¹)	终点COD/ (mg·L ⁻¹)	最大 r_{COD} / (mg·L ⁻¹ · d ⁻¹)	总 r_{COD} / (mg·L ⁻¹ · d ⁻¹)
1 [#]	敞口	聚乙烯	出水	38.4	500	150	1 046	283	134.6	43.7
2 [#]	闭口	聚乙烯	出水	38.4	523	150	1 045	1 009	0	2.7
3 [#]	敞口	玻璃	出水	38.4	500	150	1 046	306	116.4	42.3
4 [#]	闭口	玻璃	出水	38.4	523	150	1 051	1 042	0	0.7
5 [#]	敞口	聚乙烯	内部	38.4	500	150	997	297	135.6	47.6
6 [#]	敞口	聚乙烯	出水	38.4	500	75	1 051	299	117.7	44.3
7 [#]	敞口	聚乙烯	出水	38.4	500	300	1 046	281	118.4	45.0
8 [#]	敞口	聚乙烯	出水	78.5	500	150	1 001	276	198.1	45.6

试验8[#]比试验1[#]使用了具有更大气液界面面积的聚乙烯瓶,COD下降更快,最大 r_{COD} 为198.1 mg/(L·d),而试验1[#]的最大 r_{COD} 为134.6 mg/(L·d),较大的气液界面有助于提升预处理的COD去除速率。这进一步证明了表面复氧的重要性,同时为加快COD预处理提供了一种思路。式(4)表明, r_{COD} 正比于气液界面面积与尿液体积的比值,在尿液体积一定的情况下,增加表面积能够加快COD的去除。

在批次试验中,经过12 d的预处理,具有预处理效果的尿液COD去除率约为70%~73%,剩余COD约为280 mg/L,之后的6 d中基本不再降解,这可能是由于剩余的主要是难降解有机物,限制了COD的进一步降解。

2.2 进水桶挂膜后尿液的预处理效果

表2总结了挂膜进水桶和普通进水桶中的尿液水质情况。

表2 交替使用挂膜进水桶和普通进水桶时的尿液水质情况

Tab.2 Quality of urine alternatively using influent tanks with and without biofilm

时间/d	进水桶	pH	COD/(mg·L ⁻¹)	总 r_{COD} /(mg·L ⁻¹ ·d ⁻¹)	总氮/(mg·L ⁻¹)	氨氮/(mg·L ⁻¹)
0~7	挂膜	8.73→8.55	830→390	62.9	474±9	448±17
8~14	普通	8.87±0.08	895±26	**	514±12	479±14
15~21	挂膜	8.73→8.62	893→435	65.4	528±16	489±11
22~28	普通	8.82±0.05	866±62	**	451±7	418±16
29~35	挂膜	8.92→8.49	955→463	70.3	453±5	425±5
36~42	普通	8.95±0.05	1 009±10	**	505±2	471±5
43~49	挂膜	8.86→8.45	1 079→496	83.3	504±6	472±4
50~56	普通	8.84±0.02	1 103±2	**	503±5	462±18
57~60	挂膜	8.75→8.40	943→758	46.3	451±9	431±3
61~67	普通	8.82±0.05	1 030±47	**	501±33	436±7

注: “**”表示COD无显著下降。

从表2可以看出,挂膜进水桶中的尿液COD显著下降,去除率约为20%~54%,预处理的总 r_{COD} 为

46.3~83.3 mg/(L·d)。挂膜进水桶中总氮和氨氮浓度变化不大(<5%),这表明每天打开一次桶盖5 min

取样和复氧可以有效防止自由氨的挥发损失。经过预处理后,尿液pH略有降低,降低约0.11~0.43,这与有机物降解过程中消耗碱度相一致,而未经预处理的尿液pH则相对稳定。未经预处理的尿液进水COD/N值约为1.78~2.45,而经过预处理后COD降低约50%,COD/N值最低可以降至0.81左右,如图2所示。

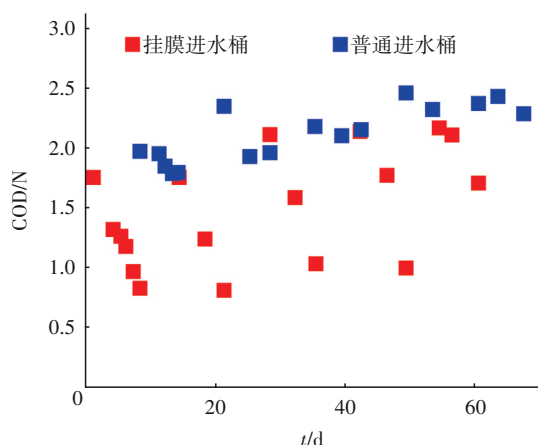


图2 交替使用挂膜进水桶和普通进水桶期间尿液的COD/N变化情况

Fig.2 Change of COD/N in urine alternatively using influent tanks with and without biofilm

2.3 挂膜进水桶的复氧和氨损失分析

假设挂膜进水桶桶壁也存在复氧作用,根据式(5)可知,空气中氧气分压 P_c 取值为0.2 MPa,同时桶中氧气传质为受限因素,因此 P_w 趋于0;挂膜进水桶尿液进水初始容积为25 L,则尿液整体气液界面最大面积 A_{wa} 为0.48 m²;对于高密度聚乙烯桶, C_p 为 4.12×10^{-4} g·mm/(m²·h·MPa)(Micg Technic AG,德国),且罐壁 δ 为1.92 mm。因此,计算出挂膜进水桶的 $r_{O_2,wall}$ 为0.095 mg/d。在密闭的挂膜进水桶尿液体积最大时,顶空为5.0 L,则含氧量为0.83 g,与挂膜进水桶顶部空间所含的氧气相比,可以忽略通过桶壁的复氧。

在20℃和1 MPa条件下,饱和溶解氧浓度 C_i 为7.9 g/m³,当氧气受到限制时, C 趋向于0。挂膜进水桶顶部空间空气-溶液界面的氧传质系数(K_{L,O_2})通常容易受温度、物质浓度和风速的影响,此时假设:①温度为20℃;②尿液中物质的影响可以忽略;③无风的影响。根据COD分析结果,挂膜进水桶中COD总去除速率约为46~83 mg/(L·d)。结合式(3),氧传质系数 K_{L,O_2} 计算值为0.184~0.332 m/d。

文献中理想状况下的氧传质系数为0.2^[18]、0.235^[19]和0.346^[20] m/d,本研究计算值接近文献值,这表明了计算的可靠性。

虽然挂膜进水桶中进水尿液初始容积为25 L,但每个SBR周期进水消耗1.3 L,挂膜进水桶中尿液体积逐渐减少。因此,挂膜进水桶顶部空间所含的氧由于桶内尿液体积的损失而增加,同时根据式(3)可知,随着尿液体积减少,在稳定COD总去除速率下的总耗氧速率也会线性降低,计算结果如图3所示。挂膜进水桶中最大总耗氧速率为1.1~2.075 g/d,而顶部空间最小氧气含量为0.83 g,这表明,每天打开一次桶盖复氧基本可以满足COD预处理的氧气需求。

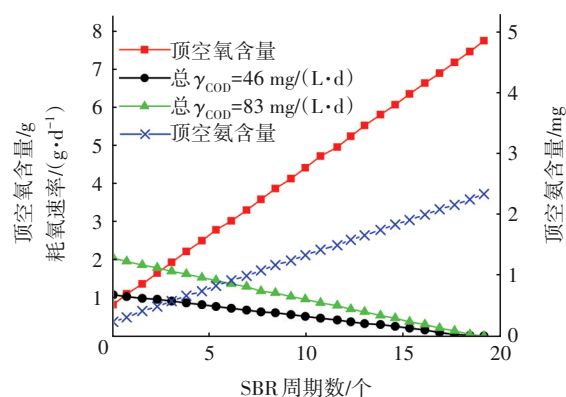


图3 挂膜进水桶中COD总去除速率为46~83 mg/(L·d)时顶部空间氧、氨含量以及总耗氧量的计算值

Fig.3 Calculated values of the mass of oxygen and ammonia in headspace and the total rate of oxygen consumption with COD degradation rate in a range of 46~83 mg/(L·d)

溶液中 C_{NH_3} 和 $C_{NH_4^+}$ 之和为450 mg/L,平均pH为8.80。溶液中自由氨的浓度计算为122 mg/L,氨分压计算为0.014 6 kPa。当挂膜进水桶中初始尿液体积为25 L、顶部空间为5.0 L时,计算出在1个标准大气压时顶部空间中氨的含量为0.25 mg。而后随着SBR运行中尿液体积的减少,图3中挂膜进水桶顶部空间中的氨含量逐渐升高,直至最后达到约2.36 mg。这表明,每天打开一次盖子复氧时,氨的挥发量几乎可以忽略不计。

2.4 预处理对SBR运行的影响

相比于普通进水桶,挂膜进水桶中的尿液在进水过程中有机物是逐步降解的,COD逐渐下降,此时SBR运行的周期时间显著降低。图4(a)以挂膜

进水桶提供进水时SBR中pH的变化情况为例进行了说明,每个周期的变化可以用pH的周期性变化表征,使用挂膜进水桶第1个运行周期时间为15.5 h,而在运行180 h后周期时间缩短为8.5 h。研究过程中挂膜进水桶和普通进水桶交替使用,根据上述pH的变化统计了运行中反应器周期时间的整体变化情况,如图4(b)所示。可知,使用普通进水桶时,SBR的周期时间相对稳定,没有显著性变化,而使用挂膜进水桶时,5个运行阶段中,周期时间分别缩短了7、1.5、2.5、2和2.5 h,分别为最长周期时间的45%、10%、16%、13%、16%。

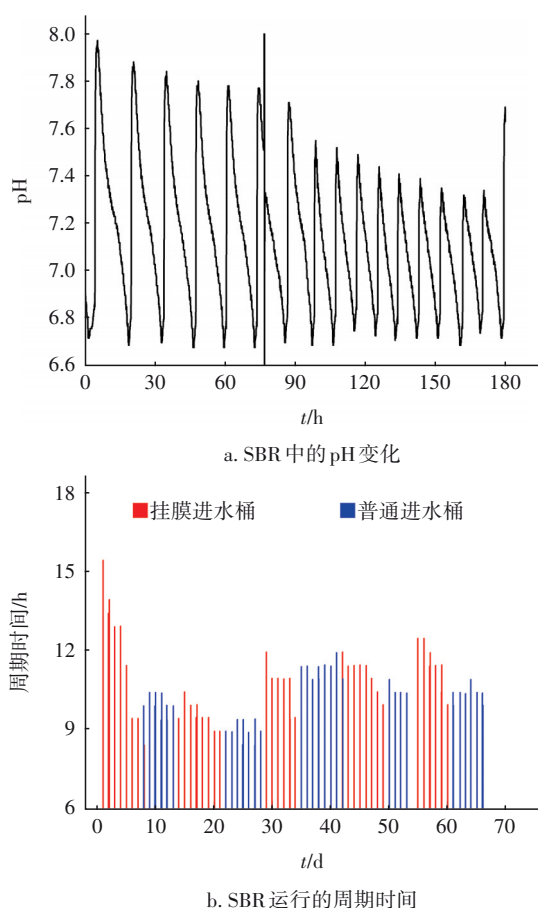


图4 使用预处理进水时反应器中pH及整个运行过程中周期时间的变化

Fig.4 Variation of pH using pretreated influent and cycle time in the whole running of the reactor

SBR运行过程中的脱氮效果如图5所示。在SBR运行交替使用普通进水和预处理进水的70 d时间内,总氮去除率从83%缓慢升高至93%。与此同时,在使用同一桶预处理尿液作为进水的运行阶段内,总氮去除速率略有升高,这主要是因为总氮去

除率略有升高情况下SBR运行周期时间缩短的缘故。王海月等研究表明,厌氧氨氧化工艺的进水COD浓度较低时(50、100 mg/L),反应器的总氮去除率在90%以上,而当COD浓度升高至200 mg/L时,总氮去除率则下降至61.3%,厌氧氨氧化的脱氮效果受到显著抑制^[21]。不仅如此,有机物会显著抑制好氧氨氧化细菌的活性,无有机物时,好氧氨氧化活性为0.81 g/(gVSS·d),当COD浓度增至2160 mg/L,好氧氨氧化活性降至0.52 g/(gVSS·d)^[22]。这表明,高浓度有机物很可能会显著降低CPNA-SBR的脱氮效果。但是在本研究中,普通进水桶中COD浓度高达830~1079 mg/L,总氮去除率仍然较高,约为86%~93%;挂膜进水桶COD浓度降至390~758 mg/L,总氮去除率与使用普通进水时相比并无显著性变化。更换进水桶的每一个运行阶段约7 d,可能是因为时间太短,导致这一差异不显著,然而,交叉使用普通进水和预处理进水运行70 d后,总氮去除率从83%升至93%,这间接证明了有机物预处理的作用。

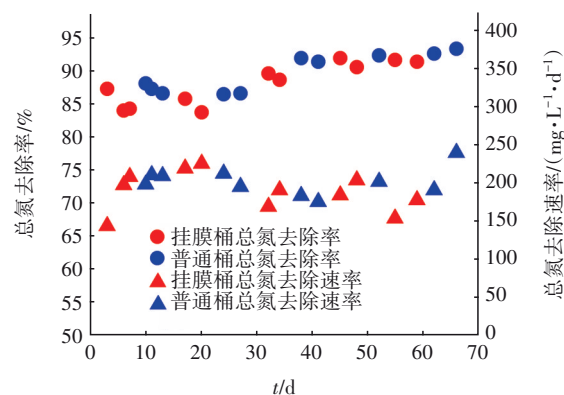


图5 反应器运行过程的脱氮效率

Fig.5 Nitrogen removal during the running of reactor

尿液源分离后氮元素是回收还是去除仍然存在争议,重点是需要更大尺度上论证氮回收和氮去除两种思路的技术和经济可行性。当前对于尿液中氮元素回收的关注较多,而脱氮相关的研究较少,为了更好地开展相关论证比较分析,开展适用性的脱氮技术研究是非常必要的。虽然污水处理中的脱氮技术成熟而且多样,但是很显然,对于分散式源分离排水系统而言,可选择的脱氮技术很少,无疑,CPNA-SBR是一种非常具有潜力的分散式尿液脱氮处理技术,然而,尿液中较高浓度的有机物则会对这一处理技术的实际应用存在潜在

威胁。

本研究中提出的预处理方法简单、有效,无需单独的处理设施,无需投加药剂和曝气,可以利用出水污泥和进水桶实现尿液COD的预先去除,将COD/N从1.78~2.45最低降至0.81左右,有助于消除有机物对脱氮系统的不利影响,从而有利于脱氮系统的长期稳定运行,本研究中70 d内总氮去除率和总氮去除速率略有升高,可能是COD预处理消除了不利影响的结果。但是,考虑到有机物预去除对自养菌、异养菌和厌氧氨氧化菌之间竞争生长的长期影响,仍然需要更长时间和更为细致的试验进行进一步的研究。

3 结论

① 通过接种CPNA-SBR内部或者出水污泥都可以有效启动尿液COD的预处理,COD预去除是一个氧气消耗过程,氧气来源于尿液表面的复氧作用,氧的传质是有机物去除的限制性因素。通过接种污泥可以实现进水桶挂膜,从而有效进行尿液COD的预处理,尿液COD/N值可由1.78~2.45最低降至0.81左右。

② 预处理可将SBR运行的周期时间缩短约10%~45%,总氮去除率则从83%升高至93%。这一预处理方法有助于消除高浓度有机物对脱氮过程的不利影响,进而有利于CPNA-SBR的长期稳定运行。

参考文献:

- [1] LARSEN T A, HOFFMANN S, LUTHI C, *et al.* Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world [J]. *Science*, 2016, 352 (6288): 928-933.
- [2] 刘梦, 黄拓, 李继云, 等. 正渗透/膜蒸馏组合工艺回收尿液废水中营养物质[J]. *中国给水排水*, 2018, 34 (17): 20-24.
LIU Meng, HUANG Tuo, LI Jiyun, *et al.* Recovery of nutrients from urine wastewater by combination of forward osmosis and membrane distillation [J]. *China Water & Wastewater*, 2018, 34 (17): 20-24 (in Chinese).
- [3] 郝晓地, 周健, 张健. 源分离生态效应及其资源化技术[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(24): 20-27.
HAO Xiaodi, ZHOU Jian, ZHANG Jian. Ecological effects of source separation and associated technologies towards resource [J]. *China Water & Wastewater*, 2016, 32(24): 20-27 (in Chinese).
- [4] LIU J, ZHENG M, WANG C, *et al.* A green method for the simultaneous recovery of phosphate and potassium from hydrolyzed urine as value-added fertilizer using wood waste [J]. *Resources, Conservation & Recycling*, 2020, 157: 104-115.
- [5] XU K, LIU J, ZHENG M, *et al.* The precipitation of magnesium potassium phosphate hexahydrate for P and K recovery from synthetic urine [J]. *Water Research*, 2015, 80: 71-79.
- [6] UDERT K M, KIND E, TEUNISSEN M, *et al.* Effect of heterotrophic growth on nitrification/anammox in a single sequencing batch reactor [J]. *Water Science & Technology*, 2008, 58(2): 277-284.
- [7] BUERGMANN H, JENNI S, VAZQUEA F, *et al.* Regime shift and microbial dynamics in a sequencing batch reactor for nitrification and anammox treatment of urine [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2011, 77(17): 5897-5907.
- [8] ELEENTER D, MILFERSTEDT K, ZHANG W, *et al.* Influence of detachment on substrate removal and microbial ecology in a heterotrophic/autotrophic biofilm [J]. *Water Research*, 2007, 41(20): 4657-4671.
- [9] MOSQUERA-CORRAL A, GONZALEZ F, CAMPOS J L, *et al.* Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds [J]. *Process Biochemistry*, 2005, 40(9): 3109-3118.
- [10] 吕永涛, 陈祯, 吴红亚, 等. 有机物浓度对厌氧氨氧化脱氮性能影响实验研究[J]. *环境工程学报*, 2009, 3(7): 1189-1192.
LÜ Yongtao, CHEN Zhen, WU Hongya, *et al.* Effect of organic substrate on nitrogen removal of ANAMMOX [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2009, 3(7): 1189-1192 (in Chinese).
- [11] 赵良杰, 彭党聪, 吕恺, 等. 一段式部分亚硝化-厌氧氨氧化工艺处理中低浓度模拟氨氮废水[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(1): 143-151.
ZHAO Liangjie, PENG Dangcong, LÜ Kai, *et al.* Treatment of simulated medium and low-strength ammonia wastewater by single-stage partial nitrification-anammox process [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2021, 15(1): 143-151 (in Chinese).
- [12] WILSENACH J A. Treatment of source separated urine and its effects on wastewater systems [J]. *Water Resources Engineering*, 2006, 26: 10-13.

- [13] JENNI S, VLAEMINCK S E, MORGENROTH E, *et al.* Successful application of nitrification/anammox to wastewater with elevated organic carbon to ammonia ratios[J]. *Water Research*, 2014, 49(2): 316-326.
- [14] SCHIELKE-JENNI S, VILLEZ K, MORGENROTH E, *et al.* Observability of anammox activity in single-stage nitrification/anammox reactors using mass balances [J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2015, 1(4): 523-534.
- [15] 黄兴园. PN/A用于城市污水厌氧消化出水的深度脱氮研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2020: 3-4.
HUANG Xingyuan. Study on the Deep Nitrogen Removal of PN/A for Anaerobic Digestion Effluent of Municipal Wastewater[D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2020: 3-4 (in Chinese).
- [16] 梁浩. 混凝沉淀+A/O工艺处理水产品加工废水的试验研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2019: 8-9.
LIANG Hao. Experimental Study on Treatment of Aquatic Product Processing Wastewater by Coagulation Sedimentation + A/O Process [D]. Qingdao: Qingdao University of Technology, 2019: 8-9 (in Chinese).
- [17] 许征宇, 陈洁, 余进. 高级氧化技术在污水处理中的应用及研究进展[J]. *中国资源综合利用*, 2020, 38(10): 112-114.
XU Zhengyu, CHEN Jie, YU Jin. Application and research progress of advanced oxidation technology in sewage treatment [J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2020, 38(10): 112-114 (in Chinese).
- [18] 胡洪营, 张旭, 黄霞, 等. 环境工程原理[M]. 3版. 北京: 高等教育出版社, 2008: 149-174.
HU Hongying, ZHANG Xu, HUANG Xia, *et al.* Principles of Environmental Engineering [M]. 3th ed. Beijing: Higher Education Press, 2008: 149-174 (in Chinese).
- [19] GUO Z, ROACHE N F. Overall mass transfer coefficient for pollutant emissions from small water pools under simulated indoor environmental conditions [J]. *Annals of Occupational Hygiene*, 2003, 47(4): 279-286.
- [20] SCHWARZENBACH R P, GSCHWEND P M, IMBODEN D M. *Environmental Organic Chemistry* [M]. New York: John Wiley & Sons Inc., 2010: 876-882.
- [21] 王海月, 彭玲, 毛念佳, 等. 三价铁对有机物存在下厌氧氨氧化脱氮的影响[J]. *中国环境科学*, 2021, 41(4): 1672-1680.
WANG Haiyue, PENG Ling, MAO Nianjia, *et al.* Effect of Fe³⁺ on nitrogen removal of Anammox in the presence of organic matter [J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(4): 1672-1680 (in Chinese).
- [22] 郭露, 夏轲, 王兰, 等. 猪场废水中抑菌物质的识别及其对自养型同步脱氮颗粒污泥活性的影响[J]. *中国沼气*, 2021, 39(3): 3-12.
GUO Lu, XIA Ke, WANG Lan, *et al.* Identification of bacteriostatic substances in swine wastewater and their effects on the autotrophic nitrogen removal granular sludge activity [J]. *China Biogas*, 2021, 39(3): 3-12 (in Chinese).

作者简介: 胡兰兰(1996-), 女, 河北沧州人, 硕士研究生, 研究方向为污水资源化处理技术。

E-mail: 15733153719@163.com

收稿日期: 2021-10-27

修回日期: 2022-01-09

(编辑: 刘贵春)

积极践行人与自然和谐共生理念
全面加强水生态文明建设