

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.05.011

厌氧铁氨氧化的启动运行与脱氮机理

王 冰, 高天一, 王丽鑫

(沈阳建筑大学 市政与环境工程学院, 辽宁 沈阳 110000)

摘 要: 为解决传统生物脱氮工艺在污水处理过程中耗能大、成本高及含铁废水脱氮效果不佳的问题,在厌氧序批式反应器(ASBR)内通过梯度提升 Fe^{3+} 浓度的方式诱导厌氧铁氨氧化(Feammox)反应的发生。对Feammox启动过程中氮浓度变化、铁价态变化及稳定运行中微生物群落等进行了分析;同时,设置不同对照组实验进行同位素示踪以推测Feammox的反应途径,并分析进水COD浓度对Feammox性能的影响。结果表明,经过为期90 d的Feammox系统启动运行,氨氮去除率为53.03%;Feammox系统中氮元素的去除是由Feammox、厌氧氨氧化(Anammox)和硝酸盐依赖性铁氧化(NDFO)3种反应共同完成的;在Feammox系统稳定运行阶段,脱氮效果较好,实现了铁的循环,这为采用该技术处理高铁含氮废水提供了理论依据。

关键词: 厌氧铁氨氧化; 脱氮机理; 启动运行; 同位素示踪

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)05-0069-06

Start-up, Operation and Nitrogen Removal Mechanism of Feammox

WANG Bing, GAO Tian-yi, WANG Li-xin

(School of Municipal and Environmental Engineering, Shenyang Jianzhu University, Shenyang 110000, China)

Abstract: Feammox reaction was induced by stepwise increasing the Fe^{3+} concentration in an anaerobic sequencing batch reactor (ASBR), so as to solve the problems of high energy consumption, high cost and poor nitrogen removal performance of traditional biological nitrogen removal process for treating iron-containing wastewater. The characteristic including changes in nitrogen concentration and iron valence during Feammox start-up and microbial community during stable operation were analyzed. In addition, the control groups were set up for isotopic tracing to predict the reaction pathway of Feammox, and the influence of influent COD on the performance of Feammox was analyzed. The ammonia nitrogen removal rate was 53.03% after 90 days of operation. The removal of nitrogen in Feammox system was accomplished by three reactions: Feammox, Anammox and nitrate-dependent $\text{Fe}(\text{II})$ oxidation (NDFO). In the stable operation stage of the system, Feammox demonstrated good nitrogen removal performance, and the iron cycle was realized. This study provides a theoretical basis for the treatment of wastewater containing high iron concentration and ammonia nitrogen.

Key words: Feammox; nitrogen removal mechanism; start-up and operation; isotopic tracing

基金项目: 辽宁省科技厅应用基础研究计划项目(2022JH2/101300120); 辽宁省教育厅青年人才“育苗”项目(lnqn202011)

通信作者: 高天一 E-mail: 1357021997@qq.com

我国地表水普遍存在氮浓度超标的现象,水体富营养化对环境 and 人类自身均具有严重危害,污水处理中氮素的去除已经成为水处理领域亟待解决的难题^[1-2]。传统生物脱氮基于硝化和反硝化作用,是目前应用最为普遍的污水脱氮工艺,但也存在充氧能耗大、需额外投加碳源、需调节pH、占地面积大等缺陷^[3]。因此,探索更加经济高效的污水脱氮方法是亟待解决的问题。厌氧铁氨氧化(Feammox)是一种新型生物脱氮工艺,为氮循环提供了新的途径^[4]。Feammox指在厌氧条件下,以 Fe^{3+} 为受体,以 NH_4^+-N 为电子供体,氧化 NH_4^+-N 同时将 Fe^{3+} 转化为 Fe^{2+} 的反应过程。Feammox具有无需曝气、无需外加碳源、 N_2O 产量低等优点。

Luther等^[5]发现,厌氧条件下也极可能存在某些微生物利用 Fe^{3+} 为电子受体实现 NH_4^+-N 的氧化。Clément等^[6]在研究土壤中氮、铁的循环途径中,发现在厌氧条件下会产生 NO_2^--N 与 Fe^{2+} ,推测 Fe^{3+} 作为电子受体氧化了 NH_4^+-N 。Weber等^[7]发现了以 NO_3^- 为催化剂氧化 Fe^{2+} 的反应,称为硝酸盐依赖性铁氧化(NDFO);Huang等^[8]对河岸湿地土壤进行了研究,发现Feammox是土壤中溶解氧 $<0.02\text{ mg/L}$ 时氮素降低的主要原因。

如果Feammox工艺成功运行于污水处理中,将会大幅减少污水厂的曝气量和外在投加碳源的经济成本,同时减少污泥产量和温室气体的排放。笔者成功启动了Feammox,研究了Feammox系统反应进程中氮素与铁的变化,分析了微生物群落,并对Feammox的脱氮机理进行了分析,旨在为Feammox工艺的实际应用提供参考。

1 实验材料及方法

1.1 实验装置

采用厌氧序批式反应器(ASBR),结构如图1所示。反应器有效容积为4.5 L,反应区设置了转速为150 r/min的电动搅拌器。实验开始之初,通过加热棒使反应器内温度保持在 $32\text{ }^\circ\text{C}$ 。在Feammox启动及稳定运行阶段,温度始终控制在 $25\text{ }^\circ\text{C}$ 。为保证厌氧条件,进水采用高纯氮曝气30 min以去除溶解氧,同时整个反应器外部用锡纸包裹,达到遮光效果,以避免反应器内部分微生物利用光照产生氧气,破坏厌氧环境。

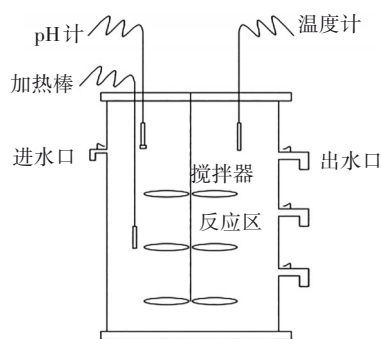


图1 ASBR反应器

Fig.1 ASBR reactor

1.2 接种污泥及实验污水

在Feammox系统的启动阶段,接种厌氧氨氧化(Anammox)稳定运行期的污泥。

本研究以人工配制的模拟废水作为处理对象,其组成如下: NH_4Cl (50 mg/L)、 $\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (155 mg/L)、 KH_2PO_4 (27.2 mg/L)、 Fe^{3+} (10~30 mg/L)、 $\text{MgCl}_2\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (300 mg/L)、 NaHCO_3 (800 mg/L)。在Feammox启动阶段,逐渐将 Fe^{3+} 浓度从10 mg/L梯度提升至30 mg/L。

1.3 分析方法与实验方案

各项指标依据《水和废水监测分析方法》(第4版)进行测定。

Feammox启动初期,考虑到 Fe^{3+} 在碱性条件下容易生成沉淀,影响反应对 Fe^{3+} 的充分利用,因此将进水pH控制在6.5~7.0,HRT设定为24 h。

2 结果与分析

2.1 Feammox启动运行过程中脱氮效果的变化

将Feammox的启动分为两个阶段:菌体自溶阶段(1~28 d)和驯化富集阶段(29~90 d),以 Fe^{3+} 作为电子受体进行驯化。

2.1.1 氮浓度的变化及分析

在Feammox启动过程中,进水氨氮始终为50 mg/L,进水 Fe^{3+} 则从10 mg/L增加到20 mg/L,再增加至30 mg/L,氮浓度的变化如图2所示。

在Feammox反应器运行的前19 d内,出水 NO_2^--N 和 NO_3^--N 极低,而出水 NH_4^+-N 则明显高于进水。这是由于该阶段存在微生物细胞的解体死亡,释放了大量 NH_4^+-N 和有机物,这些被释放出来的有机物又被细菌分解为 NH_4^+-N 。但随着污泥中含氮有机物的减少和Anammox反应的逐渐增强,在19~28 d,出水 NH_4^+-N 与其进水值接近并趋于稳定。

在菌体自溶阶段,出水中几乎检测不到 NO_2^- -N和 NO_3^- -N的存在。

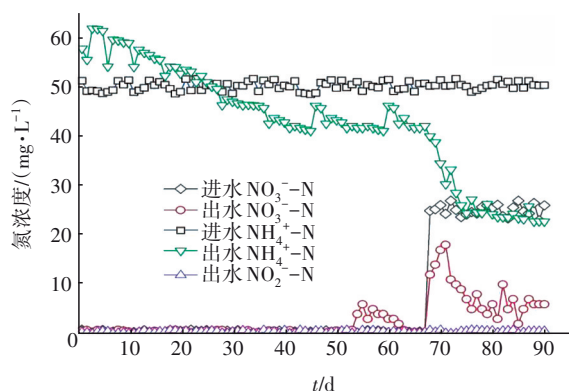


图2 Feammox启动过程中氮浓度的变化

Fig.2 Variation of nitrogen concentration during Feammox start-up

在29 d以后,Feammox进入驯化富集阶段,此时出水 NH_4^+ -N开始低于进水,由此初步判断Feammox开始发挥作用。第35天,将进水 Fe^{3+} 从10 mg/L提升至20 mg/L,出水 NH_4^+ -N为43.23 mg/L,此后随着反应的进行逐步降低,而出水 NO_3^- -N则很低, NO_2^- -N依然检测不到。第54天,将进水 Fe^{3+} 提升至30 mg/L,观察到出水 NH_4^+ -N在 Fe^{3+} 浓度变化后的前3 d略有回升。第67天,出水氨氮为40.63 mg/L。在Feammox反应器运行的前67 d,出水中几乎一直检测不到 NO_2^- -N的存在, NO_3^- -N的产量也很低。

由于接种污泥为稳定运行的Anammox系统中的成熟污泥,因此,产生的 NO_2^- -N可能会直接参与Anammox反应而被快速消耗掉。Ding等^[9]提出,Feammox的生成物 N_2 有可能是由Feammox反应产生的 NO_2^- 再次参与Anammox后产生的。Yang等^[10]在Feammox的反应机理研究中发现, NO_3^- -N可以催化氧化由Feammox反应生成的 Fe^{2+} ,使之变成 Fe^{3+} 再参与到下一轮的Feammox反应,即NDFO。为了验证 NO_3^- 的加入是否有利于不同价态铁的转化及氨氮转化率的提高,在Feammox驯化的第68天,加入25 mg/L的 NaNO_3 。可知,在 NaNO_3 加入后,氨氮转化率得到大幅提升,从第68天的20.82%增至第90天的53.03%,而出水 NO_3^- -N不断降低。这说明 NO_3^- -N参与了反应,基本可以确定NDFO的发生,由此得出Feammox反应的主产物为 N_2 。

2.1.2 铁的价态变化及分析

在Feammox启动过程中,第1~34天,进水 Fe^{3+}

为10 mg/L,在适应阶段(1~28 d),出水 Fe^{2+} 很低,在0~3 mg/L之间。从第29天开始,出水 Fe^{2+} 逐渐上升并最终接近进水 Fe^{3+} ,说明Feammox反应逐渐占据优势地位, Fe^{3+} 参与了反应并被转化为 Fe^{2+} 。第35~53天,继续提升进水 Fe^{3+} 至20 mg/L,随着反应进行,出水 Fe^{2+} 继续上升。第54~67天,再次提升进水 Fe^{3+} 至30 mg/L,出水 Fe^{2+} 相应升高,说明Feammox仍占据主导地位。第68天,保持进水 Fe^{3+} 为30 mg/L不变,加入25 mg/L的 NaNO_3 ,出水 Fe^{2+} 浓度下降。因为反应过程中溶解氧浓度极低,所以可排除 Fe^{2+} 被 O_2 氧化的可能性,证明 Fe^{2+} 被 NO_3^- -N氧化为 Fe^{3+} 而导致了其浓度的降低,这也说明 NaNO_3 的加入使反应器内部发生了NDFO反应。

2.1.3 稳定运行期分析

以第81天为例,分析Feammox稳定运行期间氮与铁的浓度变化,如图3所示。

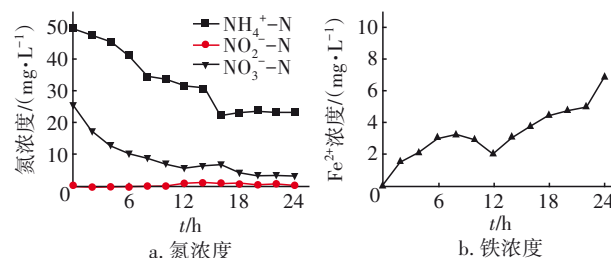


图3 Feammox稳定运行期氮与铁的浓度变化

Fig.3 Change of nitrogen and iron concentration during stable operation of Feammox

由图3可知,前8 h的 NH_4^+ -N转化速率最快,转化量为15.11 mg/L, NO_3^- -N逐渐消耗,未能检测到 NO_2^- -N的存在。因Feammox反应是将 Fe^{3+} 还原为 Fe^{2+} ,而NDFO反应则是将 Fe^{2+} 氧化为 Fe^{3+} ,因此由4~8 h过程中 Fe^{2+} 浓度增加可知,此时Feammox占据主体地位。在8~12 h, Fe^{2+} 浓度下降,NDFO则成为主导反应。在12 h后, NH_4^+ -N转化量减少并逐渐趋于稳定,最终其浓度为24.57 mg/L,转化率为50.86%; Fe^{2+} 浓度则稳步回升, NO_3^- -N的减少使NDFO作用减弱,说明Feammox占据强势地位成为主体反应。在4~16 h, NO_3^- -N先降后升,可能是Feammox反应产生了少量 NO_3^- -N的缘故,这证明Feammox反应的产物除了 N_2 还有 NO_3^- -N。在Feammox稳定运行期,pH随着氨氮转化量的提高逐渐降低,从最初的7.45降至24 h的6.55,证明Feammox反应是一个产酸的过程。

2.1.4 微生物群落

通过对 Feammox 系统的污泥进行微生物测序,探究门水平下 Feammox 功能微生物的培养情况,结果见图4。可知,反应器中优势菌群为 *Chloroflexi*、*Planctomycetes*、*Chlorobi*、*Proteobacteria* 和 *Bacteroidetes*。

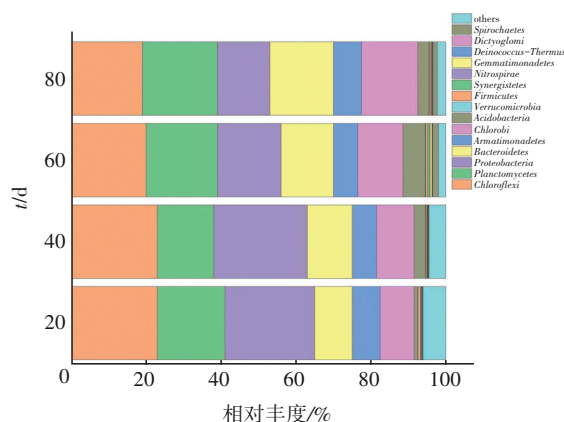


图4 门水平下的微生物菌群丰度

Fig.4 Microbial abundance at the phylum level

在 Feammox 反应中,环境变化导致 Anammox 菌群的优势性降低,但仍有一定程度的反应能力。其中, *Proteobacteria* 因为不适应环境,占比逐渐下降,在第80天其占比仅为10%,而 *Chlorobi* 却在启动过程中得到了富集。除 Anammox 和 Feammox 的功能菌以外,在反应器中还检测到一定量的硝化菌和反硝化菌。

2.2 Feammox 的反应途径

在 Feammox 系统启动成功后,通过设置对照组 Anammox 验证实验、NDFO 验证实验以及同位素示踪实验,探究 Feammox 过程的反应途径。

2.2.1 Anammox 验证实验

设计了 A1、A2 两组 Anammox 验证实验, A1 组成分为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (50 mg/L)、 Fe^{3+} (30 mg/L)、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ (10 mg/L), A2 组成分为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (0 mg/L)、 Fe^{3+} (0 mg/L)、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ (10 mg/L), 两组均放入污泥。

反应器对照组 A1 中出水氮、铁、铁的浓度变化如图5所示。可知,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 逐渐降低,24 h 时的脱氮率为49%。在前8 h, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除量为17.63 mg/L,随着 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 被逐渐消耗,出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 则在增加,出水 Fe^{2+} 也不断上升。由于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 同时减少并有 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的生成,说明反应中发生了 Anammox。Feammox 反应器中的污泥经过长期驯化培养后,仍然具有较强的厌氧氨氧化能力,Feammox

体系的产物中存在 $\text{NO}_2^-\text{-N}$, 只不过在产生后参与 Anammox 而被快速消耗了。

在图5中,出水 Fe^{2+} 与 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 始终处于波动状态,这应该是发生了 NDFO 现象。反应器中氮元素的去除主要通过3种途径得以实现:① Anammox, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 反应生成 N_2 ; ② Feammox, Fe^{3+} 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 反应生成 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 N_2 ; ③ NDFO, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 将 Fe^{2+} 氧化为 Fe^{3+} , 促进了 Feammox 的下一轮进行。

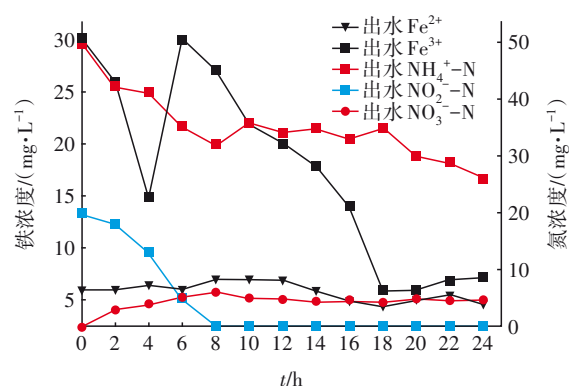


图5 对照组A1中氮、铁的浓度变化

Fig.5 Change of nitrogen and iron concentration in control group A1

为验证系统中硝化和反硝化的影响,设置了对照组 A2。经过24 h,反应器中 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度变化较小,说明系统中硝化和反硝化作用很弱,几乎可以忽略不计。

2.2.2 NDFO 验证实验

为验证反应器中 Feammox 和 NDFO 的协同作用,设计了对照组 B1、B2 两组实验。B1 组成分为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (30 mg/L)、 Fe^{2+} (0 mg/L), B2 组成分为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (30 mg/L)、 Fe^{2+} (55 mg/L), 两组均放入污泥。B1 虽未添加 Fe^{2+} , 但污泥会少量吸附 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 、 $\text{Fe}(\text{OH})_2$, 它们的溶度积较小,因此在反应器中有 Fe^{3+} 、 Fe^{2+} 的溶出,故 B1 仍能检测出一定浓度的 Fe^{2+} , 但未检测到 Fe^{3+} , 推测是 Feammox 消耗了溶出的 Fe^{3+} , 因此,最终在24 h 时 B1 出水 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 仍有一部分损失。但是 B2 在24 h 后却几乎检测不到 Fe^{2+} , 这表明 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 能将 Fe^{2+} 氧化为 Fe^{3+} , 即 Feammox 与 NDFO 发生了协同作用。

2.2.3 同位素示踪实验

为推测 Feammox 的反应途径,进行了同位素示踪实验。首先,取实验室中运行良好的 Feammox 污

泥,用去离子水对污泥反复冲洗以去除残留氮,并设置两组对照 C1、C2。对照组 C1 中主要成分为 NH_4^+-N (100 mg/L)、 Fe^{3+} (75 mg/L),对照组 C2 中主要成分则为 NH_4^+-N (100 mg/L)、 Fe^{3+} (75 mg/L)、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ (30 mg/L)。其中,两组进水的 NH_4^+-N 均由标记过的 $^{15}\text{NH}_4\text{Cl}$ (100 mg/L) 提供,利用 ^{15}N 标记对反应中的氮进行同位素示踪分析,结果见表 1。可知, $^{30}\text{N}_2$ 既可通过 Feammox 直接生成,也可以由 Feammox 生成的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在 Anammox 或反硝化作用下生成,故检测到的 $^{30}\text{N}_2$ 可以直接证明反应中有 Feammox 的发生。对照组 C1、C2 中 $^{30}\text{N}_2$ 的总产量分别为 0.08 和 0.19 μmol ,表明两组中均发生了 Feammox,并且 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 能够有效提升 Feammox 的脱氮效能。

表 1 $^{30}\text{N}_2$ 、 $^{29}\text{N}_2$ 的生成途径Tab.1 Generation pathway of $^{30}\text{N}_2$ and $^{29}\text{N}_2$

生成物	N 原子来源 1	N 原子来源 2	过程
$^{30}\text{N}_2$	$^{15}\text{NH}_4^+-\text{N}$	$^{15}\text{NH}_4^+-\text{N}$	Feammox
	$^{15}\text{NH}_4^+-\text{N}$	Feammox- $^{15}\text{NO}_2^- - \text{N}$ / $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$	Anammox
	Feammox- $^{15}\text{NO}_2^- - \text{N}$ / $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$	Feammox- $^{15}\text{NO}_2^- - \text{N}$ / $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$	反硝化
$^{29}\text{N}_2$	$^{15}\text{NH}_4^+-\text{N}$	背景 $^{14}\text{NH}_4^+-\text{N}$	Feammox
	$^{15}\text{NH}_4^+-\text{N}$	背景 $^{14}\text{NO}_2^- - \text{N}$ / $^{14}\text{NO}_3^- - \text{N}$	Anammox
	Feammox- $^{15}\text{NO}_2^- - \text{N}$ / $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$	背景 $^{14}\text{NH}_4^+-\text{N}$	Anammox
	Feammox- $^{15}\text{NO}_2^- - \text{N}$ / $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$	背景 $^{14}\text{NO}_2^- - \text{N}$ / $^{14}\text{NO}_3^- - \text{N}$	反硝化

目前, Feammox 的反应过程有两种情况:① NH_4^+-N 与 Fe^{3+} 直接生成 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$;② NH_4^+-N 与 Fe^{3+} 首先生成 $\text{NO}_2^- - \text{N}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 再通过 Anammox 生成 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。由检测结果可知, $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $^{30}\text{N}_2$ 均来源于 $^{15}\text{NH}_4^+-\text{N}$, 但二者 N 的价态不同, 所以它们来源于不同的反应。因 $^{15}\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的检测量很低, 故推断它不是由 Fe^{3+} 与 NH_4^+-N 直接反应生成的。并且, 由于实验在厌氧环境中进行, 不会发生硝化反应, 因此推测 Feammox 的反应过程为第二种情况。

2.3 不同进水 COD 浓度对 Feammox 性能的影响

为了考察不同进水 COD 浓度对 Feammox 性能的影响, 设置进水氨氮为 100 mg/L, 进水 Fe^{3+} 为 75 mg/L, 反应器中 pH 调节为 6.5。当温度为 30 $^{\circ}\text{C}$ 时, 将进水 COD 分别设置为 0、400、800、1 200 mg/L。当无 COD 添加时, NH_4^+-N 去除效果最好, 运行 16 d

后, 反应器中出水 NH_4^+-N 为 49.6 mg/L。但随着 COD 添加量的增大, NH_4^+-N 去除效果逐渐变差。当 COD 添加量为 400 mg/L 时, 运行 16 d 后, 反应器中 NH_4^+-N 去除率为 41.7%; 当 COD 添加量为 1 200 mg/L 时, 运行 16 d 后, NH_4^+-N 去除率仅为 23.8%。原因是在热力学上, 优先以有机物作为 Fe^{3+} 还原的电子供体, 因此, 反应器中 COD 与 NH_4^+-N 竞争而导致 NH_4^+-N 去除率降低。除此之外, 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 也随着 COD 添加量的增加而降低。在无 COD 添加时, 第 16 天反应器中出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 分别为 4.6 和 37.9 mg/L; 而当 COD 添加量为 1 200 mg/L 时, 第 16 天反应器中出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 则分别为 1.6 和 1.3 mg/L。这是由于进水 COD 浓度越高, 被还原生成的 Fe^{2+} 则越多, Fe^{2+} 能与 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 进行脱氮反应。因此, 在不含 COD 的对照组中, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的浓度是最高的。

由不同进水 COD 浓度对反应器中 Fe^{2+} 和 Fe^{3+} 的影响可知, 随着有机物浓度的不断增加, 出水 Fe^{3+} 与 Fe^{2+} 呈负相关关系。结果进一步表明, 有机物可以作为电子供体, COD 的添加虽然抑制了反应器中 Feammox 的脱氮效能, 但造成了更多 Fe^{3+} 的转化。

3 结论

① 为期 90 d 的 Feammox 体系的启动运行经历了菌体自溶阶段 (1~28 d) 和驯化富集阶段 (29~90 d)。NDFO 的发生使 NH_4^+-N 去除率在第 90 天达到了 53.03%。在 Feammox 驯化中同时存在着 Anammox 反应, 且 Feammox 驯化的主要产物是 N_2 。

② 通过分析稳定运行周期发现, Feammox 体系存在 Feammox 作用和 NDFO 作用的交互优势现象。反应 12 h 时检测到了 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的提升, 证明 Feammox 体系的产物中存在 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 。Feammox 系统中氮元素的去除是由 Feammox、Anammox 和 NDFO 三种反应共同作用完成的。

③ Feammox 脱氮效果较好, 实现了铁的循环, 可用于高铁含氮废水的脱氮处理。

参考文献:

- [1] 苏俊涛, 徐艺铭, 孙爱丽, 等. 北方纳污湖沉积物氮素释放规律影响因素的研究[J]. 中国给水排水, 2023, 39(11): 62-68.
- SU Juntao, XU Yiming, SUN Aili, et al. Influencing factors of nitrogen release from sediments of polluted

- lake in the north[J]. *China Water & Wastewater*, 2023, 39(11):62-68(in Chinese).
- [2] 李航,董立春,吕利平. 低C/N值污水强化生物脱氮性能研究[J]. *中国给水排水*, 2022, 38(7):80-85.
- LI Hang, DONG Lichun, LÜ Liping. Enhanced biological nitrogen removal performance of low carbon to nitrogen ratio wastewater [J]. *China Water & Wastewater*, 2022, 38(7):80-85(in Chinese).
- [3] 吴彦成,冷俊彤,张凯,等. 异养硝化好氧反硝化菌的研究进展[J]. *中国给水排水*, 2023, 39(22):37-45.
- WU Yancheng, LENG Juntong, ZHANG Kai, *et al.* Research process of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria[J]. *China Water & Wastewater*, 2023, 39(22):37-45(in Chinese).
- [4] 吴彦成,顾鑫,朱继涛,等. 铁氨氧化污水生物脱氮技术的研究进展[J]. *中国给水排水*, 2020, 36(18):38-44.
- WU Yancheng, GU Xin, ZHU Jitao, *et al.* Research advances of biological nitrogen removal from wastewater via $\text{Fe}(\text{III})$ reduction coupled to anaerobic ammonium oxidation (Feammox) process [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(18):38-44(in Chinese).
- [5] LUTHER G W, SUNDBY B, LEWIS B L, *et al.* Reply to comment by J. Dolfing on "Interactions of manganese with the nitrogen cycle: alternative pathways to dinitrogen" [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1998, 62: 2218-2219.
- [6] CLÉMENT J C, SHRESTHA J, EHRENFELD J G, *et al.* Ammonium oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron under anaerobic conditions in wetland soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(12): 2323-2328.
- [7] WEBER K A, POLLOCK J, COLE K A, *et al.* Anaerobic nitrate-dependent iron(II) bio-oxidation by a novel lithoautotrophic betaproteobacterium, strain 2002 [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2006, 72(1):686-694.
- [8] HUANG S, CHEN C, PENG X, *et al.* Environmental factors affecting the presence of *Acidimicrobiaceae* and ammonium removal under iron-reducing conditions in soil environments [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 98:148-158.
- [9] DING L J, AN X L, LI S, *et al.* Nitrogen loss through anaerobic ammonium oxidation coupled to iron reduction from paddy soils in a chronosequence [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(18): 10641-10647.
- [10] YANG Y, XIAO C, LU J, *et al.* $\text{Fe}(\text{III})/\text{Fe}(\text{II})$ forwarding a new anammox-like process to remove high-concentration ammonium using nitrate as terminal electron acceptor [J]. *Water Research*, 2020, 172: 115528.

作者简介:王冰(1983-),女,辽宁鞍山人,博士/博士后,教授,主要从事污水微生物脱氮除磷技术及膜分离技术研究。

E-mail:18202460111@163.com

收稿日期:2022-10-29

修回日期:2023-11-15

(编辑:沈靖怡)

完善水利基础设施网络
增强水安全保障能力