



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.202102031

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

李傲, 钱婷婷, KINHOUN Jean Joël Roland, 等. 基于厌氧污泥接种的预处理工艺对分户厕所废水亚硝化反应启动的影响[J]. 环境工程学报, 2021, 15(6): 2091-2099.

LI Ao, QIAN Tingting, KINHOUN Jean Joël Roland, et al. Effect of pretreatment based on anaerobic sludge inoculation on the initiation of partial nitritation for household toilet wastewater treatment[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(6): 2091-2099.

## 基于厌氧污泥接种的预处理工艺对分户厕所废水亚硝化反应启动的影响

李傲<sup>1,2</sup>, 钱婷婷<sup>1,2</sup>, KINHOUN Jean Joël Roland<sup>1,2</sup>, 吕明环<sup>1,2</sup>, 范彬<sup>1,2,\*</sup>

1. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085

2. 中国科学院大学, 北京 100049

第一作者: 李傲(1992—), 男, 博士研究生。研究方向: 分散污水处理。E-mail: ali\_st@rcees.ac.cn

\*通信作者: 范彬(1969—), 男, 博士, 教授。研究方向: 乡村环境卫生。E-mail: fanbin@rcees.ac.cn

**摘要** 采用分户处理的方式对厕所废水进行单独处理是迅速改善乡村地区生活卫生条件的捷径。部分亚硝化-厌氧氨氧化方法的出现为分户厕所废水的处理提供了更为可持续的工艺选项。亚硝化反应是厌氧氨氧化反应的先决性步骤。以分户厕所废水为处理对象, 在不接种亚硝化污泥的前提下, 考察了在厕所废水预处理单元接种厌氧污泥对亚硝化反应启动的影响。结果表明, 厌氧污泥的接种可将亚硝化反应的启动周期缩短至正常周期的 50%, 其作用机理位削弱了异养细菌对氨氧化细菌的竞争性抑制。以上研究结果可为分户厕所废水部分亚硝化反应的快速启动提供参考。

**关键词** 分户处理; 厕所废水; 部分亚硝化; 反应器启动; 厌氧污泥接种

在乡村地区, 对生活废水进行分户处理有利于降低建设与运维的成本。在这方面, 日本的分户净化槽技术具有代表性<sup>[1]</sup>。但在很多发展中国家或地区, 采用分户处理的办法对全部生活废水进行处理的成本仍然太高, 远远超过了当地居民以及地方财政的承受能力。在这种情况下, 采用分户的方式先对厕所废水进行处理是一个不错的选项, 对迅速改善落后地区(尤其是乡村地区)的生活卫生条件有积极的意义<sup>[2]</sup>。

在先前的研究中, 我们发现针对分户的厕所废水处理, 可以在几乎不需要控制的自然状态下启动并获得稳定的部分亚硝化反应。在注满清水并且曝气的反应器中直接接入预处理后的厕所废水, 经过约 21 d 后, 反应器就可以获得稳定的部分亚硝化性能<sup>[3]</sup>。这种特性为利用更高效的部分亚硝化-厌氧氨氧化技术处理分户厕所废水奠定了基础。尽管如此, 我们仍然希望能够进一步缩短反应器的启动时间<sup>[4]</sup>。

无论厌氧还是好氧反应器, 接种具有特定功能的污泥是一种常见的加快反应器启动的策略。

收稿日期: 2021-02-04; 录用日期: 2021-03-19

基金项目: 国家自然科学基金青年科学基金资助项目(51808533); 国家重点研究发展计划(2020YFD1100105); 厦门市科学技术局科学技术重点项目(3502Z20191012)

然而, 获取大量的具有亚硝化功能的污泥并不容易。即使接种了活性亚硝化污泥, 对于生物膜反应器而言, AOB 定殖到生物填料表面也需要一段时长, 在此期间 AOB 同样容易流失<sup>[5]</sup>。相比于活性亚硝化污泥, 厌氧污泥比较容易获得, 可以就近从化粪池内取用。本文拟通过在向厕所废水预处理单元内添加厌氧污泥来实现亚硝化反应的快速启动。可行性推论包括 2 个方面: 一方面通过厌氧污泥的接种加速厕所废水中 COD 值的降低过程, 使得进入亚硝化单元废水的 COD 值降低。而有机物(以 COD 计)又是异养菌的食物, 从而降低亚硝化单元内异养菌对亚硝化细菌的竞争性抑制<sup>[6]</sup>, 实现加速反应器启动的目的; 另一方面, 厌氧污泥的接种使得厕所废水中大分子有机质迅速地分解成小分子有机质<sup>[7]</sup>。相比小分子有机物, 难降解的大分子因更易诱发异养菌产生 EPS<sup>[5]</sup>, 从而对填料生物膜上的 AOB 产生遮蔽作用, 导致 AOB 难以获得基质和溶解氧, 进而限制了其生长速度。而厌氧污泥的接种迅速降低了大分子有机质的含量, 加速了亚硝化反应的启动。因此, 本研究的目的是, 通过实验检验此策略对加快亚硝化反应启动的影响, 并试图阐述可能的机理。

## 1 材料与方法

### 1.1 反应系统

实验系统与实验设计示意图见图 1。实验系统由 2 个串联的反应单元组成, 即单元 1 和单元 2。单元 1 不曝气, 单元 2 曝气。单元 1 用于厕所废水的预处理, 主要进行物化反应和厌氧生化反应。单元 1 由 4 个连续的隔室组成, 前 2 个隔室没有填料, 总工作容积为 4.8 L; 后 2 个隔室装有立体网状填料, 总工作容积为 2.4 L。单元 2 由 2 个连续的隔室组成, 其中第 1 个隔室为曝气室, 第 2 个隔室为沉淀出水室, 每个隔室的工作容积均为 1.6 L。在曝气室装有球形聚丙烯填料(直径 25 mm), 填充率约为 50%, 底部放置 1 个曝气砂头进行曝气。在沉淀室的底部布置了 1 个出口, 用于排出剩余污泥。进入实验系统的厕所废水在重力的驱动下依次流经 2 个反应单元, 并在沉淀后最终流出实验系统。

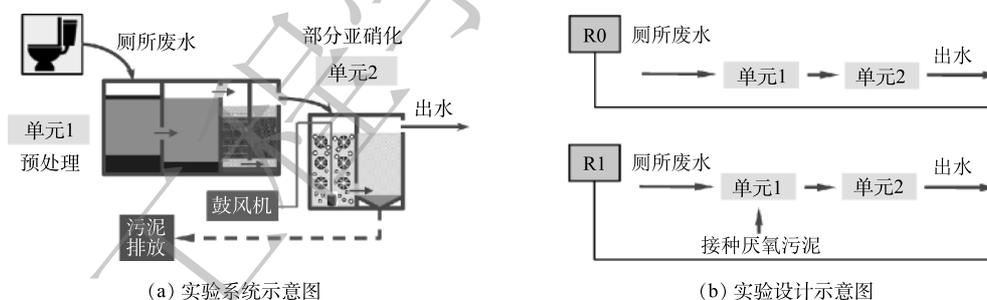


图 1 实验系统与实验设计的示意图

Fig. 1 Schematic diagram of experimental system and experimental design

### 1.2 原料厕所废水

原料厕所废水取自 1 个厕所废水收集槽, 该收集槽收集 1 个三口之家的冲水马桶出水。收集槽的有效体积为 70 L。表 1 给出了本研究中所使用原料废水的性质。如表 1 所示, 本研究中测得的新鲜厕所废水的性质与文献报道的结果一致<sup>[8-12]</sup>。

### 1.3 实验设计

1) 系统搭建。为研究接种厌氧污泥策略对亚硝化反应启动的影响, 本实验中共搭建 2 套完全相同的如图 1(a) 所示的反应系统, 分别为 R0 与 R1(图 1(b))。其中 R0 为对照组; R1 为实验组,

表 1 原料厕所废水的性质

Table 1 Characteristics of the toilet wastewater

数据来源	pH	其他指标/(mg·L <sup>-1</sup> )		
		COD	TAN	TN
本研究	8.49~8.95	510~1 232	162~357	227~404
文献 <sup>[8-12]</sup>	8.30~9.00	665~1 160	150~318	214~410

R1的单元1内接种厌氧活性污泥。厌氧污泥就近取自三格化粪池第1格的底部,取出后放置24 h以使其充分沉淀,接种前撇去上层清液,仅将下层的沉泥接种到预处理单元的前部隔室。

2) 实验阶段。在实验开始的时候,2组反应器内均充满清水。反应器运行分为启动阶段和稳定阶段。启动阶段从第1~34天,稳定阶段从第35~122天。启动阶段的反应器进水负荷为稳定阶段进水负荷的1/2。

3) 进料与监测策略。为了模拟家庭马桶排水的真实场景,日常的进水操作如下:反应器按分批进水的方式每天投料6次,时间点分别为8:30、10:30、14:30、16:30、19:30和21:30。在启动阶段,每次进水200 mL,在稳定阶段,每次进水400 mL;采用1 d内早晚各取样1次的策略来监测水质的变化,采样时间分别为早晨第1次投料之前和晚上最后1次投料之前。以2次采集的混合水样的水质来代表当日监测的水质。每周开展3~4次的水质检测实验。

4) 批次实验。为了阐述单元2内有机质(以COD计)和氨氮的消耗规律,在实验系统运行的稳定阶段,对单元2内附着生物膜的球型填料进行了批次实验。批次实验在1个容量为1 L的广口瓶内开展,从R0与R1的单元2内各取出30个填料(生物质总量为1.211 g,以VSS计)放入广口瓶内,并放入连接曝气机的曝气砂头为实验提供所需的溶解氧,曝气量为 $1.5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ 。从单元1最后1个隔室取上清液注入装有填料的广口瓶内,然后开启曝气机,每30 min取水样分析COD、氨氮、亚氮、pH等指标。

5) 工况参数。实验期间,实验系统内的液体温度为 $24 \sim 27 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ,单元2的溶解氧浓度为 $1.00 \sim 6.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

6) 污泥分析。在启动期后段,对2组反应系统单元1内的厌氧污泥进行了取样,用于显微镜检查。

## 1.4 分析方法

根据标准方法测试总氨氮(TAN)、亚硝酸氮( $\text{NO}_2^- \text{-N}$ )、硝酸盐氮( $\text{NO}_3^- \text{-N}$ )和总氮(TN)<sup>[13]</sup>。使用试剂瓶法( $\text{COD}_{20} \sim 1500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , Hach, 美国)测量化学需氧量(COD)。使用pH/DO仪(HQ30D53000000-PHC10103/LDO10103, Hach, USA)监测pH、DO和温度。使用光学显微镜(CX23LEDRFS1C, 奥林巴斯, 日本)对污泥进行显微镜检查。乙酸浓度通过配备有火焰离子化检测器(FID)和DB-FFAP色谱柱(美国安捷伦科技公司)的气相色谱仪(美国安捷伦科技公司7890B)检测。

## 2 结果与讨论

### 2.1 分户厕所废水部分亚硝化反应的启动

图2是2组实验系统单元2中出水氮素化合物浓度随时间的变化情况。如图2(a)所示,在启动阶段R1中亚硝化反应的成长速度明显地快于R0。在第8天和第11天,R0单元2中出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 分别为 $1.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;R1单元2中出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 分别为 $40.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $132.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。第18天后,R0和R1单元2中出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 分别保持在 $131.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $142.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;对应的 $\text{NH}_3 \text{-N}$ 浓度分别为 $104.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $114.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。从第35天开始,2组实验系统的进水负荷增加了1倍,但总体而言运行均比较平稳,系统出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 对( $\text{NO}_2^- \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N}$ )的占比为98.3%和99.1%(图2(c))。这说明2组系统中亚硝酸盐氧化菌(NO<sub>2</sub>)的生长均得到有效的抑制。图2(d)对比了单元2中出水 $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{TAN}$ 值随时间变化的情况,可以看出,R0与R1的值均很接近厌氧氨氧化反应的化学计量值1.32,与文献报道的结果一致<sup>[14]</sup>。

有文献报道的实验结果表明,在没有精细控制溶解氧<sup>[15]</sup>、pH<sup>[16]</sup>、温度<sup>[17]</sup>以及污泥停留时间<sup>[18]</sup>等条件的情况下,厕所废水亚硝化反应的启动与维持均相对容易。其原因为启动初期,在厕所废水高pH和高氨氮浓度共同作用下形成了高浓度的游离氨。游离氨对AOB开始抑制的浓度是

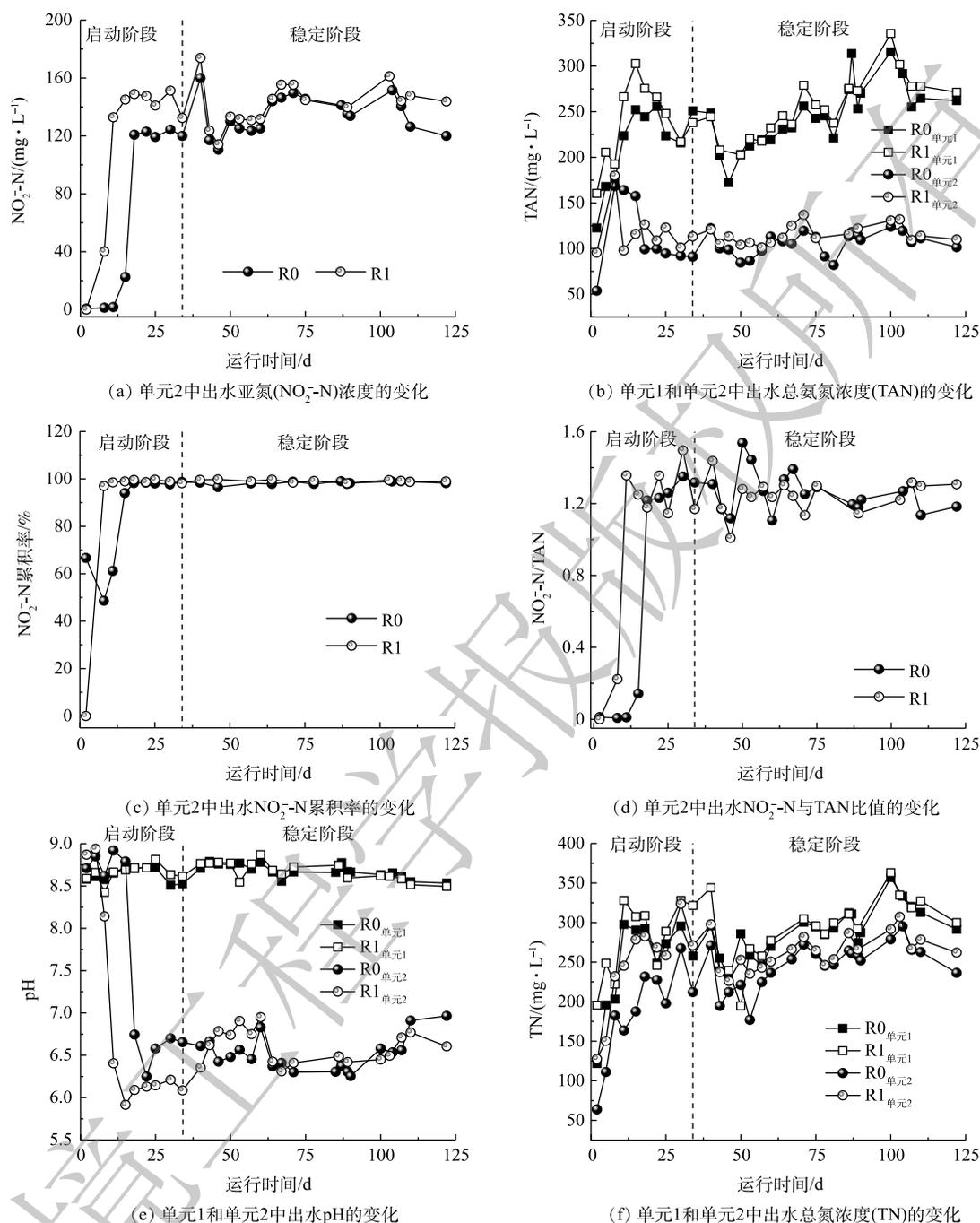


图2 2组实验系统单元1与单元2中出水水质的变化

Fig. 2 Changes of water qualities in the effluent of unit-1 and unit-2

$10\sim 150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 对 NOB 开始抑制的浓度是  $0.1\sim 1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ [19]。如图 3(a) 所示, 在 R0 的第 15 天之前及 R1 的第 8 天之前, 系统单元 2 中出水的游离氨浓度为  $10\sim 80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。因此, 反应器有效地实现了对 AOB 与 NOB 的差异化抑制。当系统中的亚硝化反应顺利启动后, 由于  $\text{NH}_4^+ + 3/2\text{O}_2 = \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$  与  $\text{HNO}_2 = \text{NO}_2^- + \text{H}^+$  ( $pK_a=3.29$ ,  $25\text{ }^\circ\text{C}$ ) 过程的作用, 厕所废水的碱度开始被消耗, pH 逐渐降低, 并呈现出酸性(图 2(e))。此时, 游离氨的浓度迅速降低到可忽略不计, 而游离亚硝酸的浓度升高到  $0.1\sim 1.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的水平(图 3(b))。根据文献报道[19], 游离亚硝酸对 AOB 开始抑制的浓度为  $0.2\sim 2.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 对 NOB 开始抑制的浓度为  $0.01\sim 0.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 从而使亚硝化反应由受游离氨抑制影响

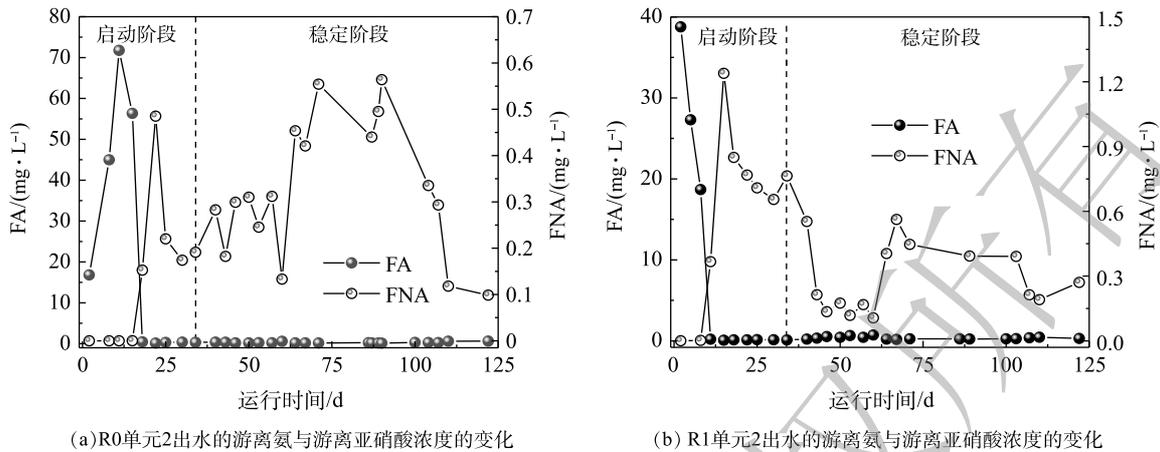


图3 2组实验系统单元2出水的游离氨与游离亚硝酸浓度的变化

Fig. 3 Variations of free ammonia (FA) and free nitrous acid (FNA) concentrations in the effluent of unit-2

转变为受游离亚硝酸抑制影响，即在亚硝化反应启动之后，使维持亚硝化反应稳定的机理主要是游离亚硝酸对AOB和NOB的选择性抑制。

综上所述，2组实验系统均成功地实现了亚硝化反应的启动及使其稳定地维持。系统R0与R1的启动周期分别为18d与11d。因此，在预处理单元接种厌氧消化污泥的策略可显著降低反应器的启动周期。

## 2.2 预处理单元接种厌氧污泥对亚硝化反应的影响

已有研究<sup>[20]</sup>表明，自养AOB与异养细菌之间在好氧单元中存在空间位置和溶解氧的竞争。本研究中，由于好氧单元(单元2)溶解氧一直保持在 $1.00\sim 6.00\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，所以2种细菌在填料表面的空间位置竞争是主要竞争。在通常情况下，由于较低的生长速率，AOB在这种竞争关系中常处于劣势。快速生长的异养菌及其胞外多聚物会易于对自养AOB产生遮蔽作用，尤其对于好氧生物膜技术，从而降低了AOB与基质及溶解氧接触的机会，抑制了好氧单元的亚硝化过程。因此，对于生物膜技术而言，降低异养菌及其胞外聚合物的量以削弱其对AOB的遮蔽作用是一种保障亚硝化反应效率的方法。

有机质(以COD计)是异养菌的食物，可以通过降低好氧单元进料COD的方式降低异养菌的数量，减弱其对AOB的遮蔽抑制作用，从而加快亚硝化过程的启动。在实验系统启动时，向预处理单元加入厌氧污泥的目的之一便是如此。厌氧接种的结果如图4(a)所示，在启动阶段，R1单元1出水的COD值较为稳定，约为 $226\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。而R0单元1出水的COD值由 $307\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐增加至 $551\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，明显大于R1。在稳定阶段初期，在第35~46天，R1单元1出水的COD值仍明显地小于R0。而从第47天开始，由于预处理单元的水力停留时间由6天降低至3天以及R0预处理单元底部厌氧污泥逐渐地生成，R1单元1的出水COD值便与R0的无明显差别。此外，图4(b)定量地描述了在第1~46天内2实验系统单元1与单元2对有机物(以COD计)的去除总量。如图4(b)所示，对于R1，单元1对有机质(以COD计)去除的总质量为30.9g，约为R0中单元1对有机质(以COD计)去除总质量的2.1倍；对于R0，单元2对有机质(以COD计)去除的总质量为25.5g，约为R1单元2对有机质(以COD计)去除总质量的2.3倍，意味着R0单元2内异养菌消耗的有机物总量是R1的2.3倍。由此可以推断，R0单元2内异养菌的数量要超过R1单元2内的数量，对自养菌AOB的遮蔽抑制作用也应当超过R1。因此，从控制异养菌数量方面可解释预处理单元接种厌氧污泥可以加快厕所废水亚硝化反应启动的原因。

另外，还可以从EPS产量方面来解释接种厌氧污泥的作用。相比于易生物降解的小分子有机

物而言, 难降解的大分子有机物更易诱发异养菌产生EPS<sup>[5]</sup>。乙酸是预处理过程主要的小分子产物, 单元1出水中 $COD_{Acc}$ (乙酸的COD当量)与COD的比例( $COD_{Acc}/COD$ )可用于指示预处理后的厕所废水中小分子有机物的比例。图4(c)给出了2组实验系统单元1出水 $COD_{Acc}/COD$ 的变化。如图4(c)所示, 在第11天之前, R0单元1出水的 $COD_{Acc}/COD$ 几乎可以忽略, 而R1的 $COD_{Acc}/COD$ 在第5天便增至25.6%, 并迅速稳定在35.9%。这使得与R0相比, 在R1的单元2内因大分子有机物诱发而产生的EPS量较少, 填料上所附着的AOB受到异养菌及EPS的遮蔽作用便较弱。因此, 更容易获得基质和溶解氧, 生长速度更快, 进而缩短了亚硝化反应启动的时间。随着反应的持续进行, R0单元1内的厌氧生物群落逐渐得到发育,  $COD_{Acc}/COD$ 在第15天增加到16.2%, 并迅速稳定在25.6%。随后, R0和R1单元2的进水有机负荷及 $COD_{Acc}/COD$ 趋于相同, 2组实验系统中异养菌与AOB的竞争性差异也趋于消失。

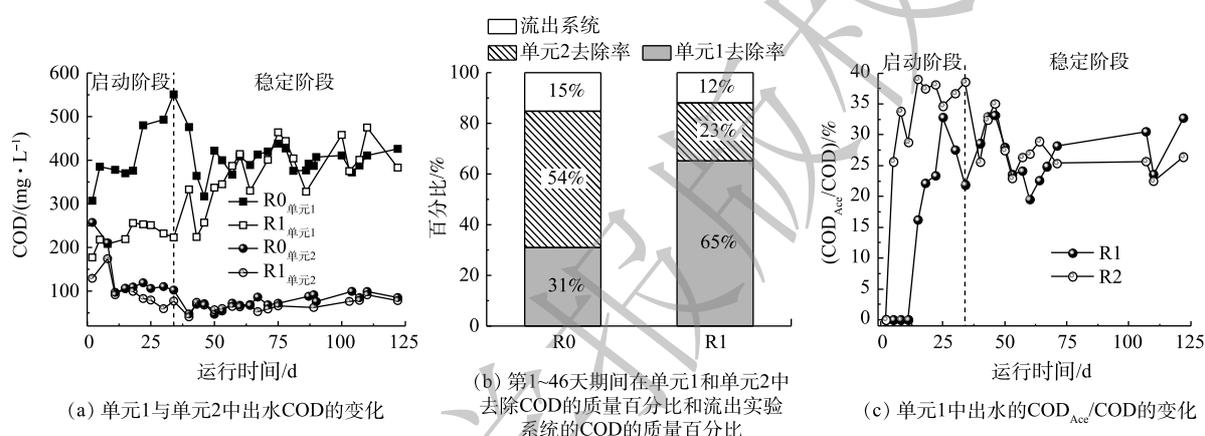


图4 COD、COD去除及 $COD_{Acc}/COD$ 的变化

Fig. 4 Variations of COD concentration, COD removal and  $COD_{Acc}/COD$

综上所述, 由于在预处理单元(单元1)内接种了厌氧消化污泥, 使得R1单元2中异养菌对AOB的竞争性抑制作用小于R0, 促成了R1系统部分亚硝化反应的快速启动。

为了阐述单元2内有机质(以COD计)与氨氮的去除规律, 在实验系统的稳定阶段, 对单元2内附着生物膜的填料进行了批次实验。图5给出了批次实验中COD、氨氮、亚氮及pH的变化情况。如图5所示, COD的去除集中在批次实验的前1h内。初始COD为 $398\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 前0.5h内以 $310\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 的平均速率下降至 $243\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 在第1h降至 $196\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 随后便缓慢地降低并稳定在 $86\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。氨氮的去除与COD的去除是同步发生的, 区别在于氨氮浓度的下降并不是集中在前1h内, 而是以较为恒定的速率下降, 速率为 $14.8\sim 38.4\text{ mg}\cdot(\text{L}\cdot\text{h})^{-1}$ 。基于批次实验结果可以看出, COD和氨氮在单元2内的去除是同步进行的, 但去除规律存在区别。约70%的COD集中在反应初始阶段被去除, 剩余的30%将会被缓慢地消耗; 氨氮则在整个过程中以较为均匀的速率被去除, 这一结果与文献报道的结果一致<sup>[21-23]</sup>。

COD去除和氨氮转化同步进行的原因可以从2个方面进行阐述。一方面, 本实验系统好氧单元内发生的COD去除与氨氮转化都是微生物作用下的酶促反应。酶促反应能否进行

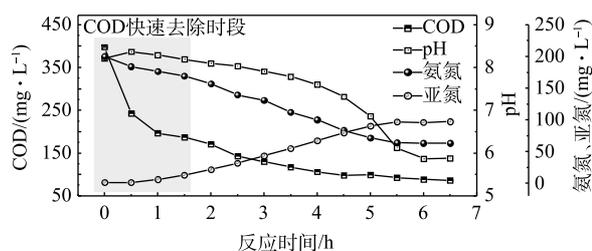


图5 批次实验中COD, 氨氮, 亚氮及pH的变化

Fig. 5 Variation of COD, TAN,  $\text{NO}_2\text{-N}$  and pH in the batch test

的判断依据包括功能微生物是否存在、工况条件是否能够保障功能微生物具有产酶活性以及功能微生物是否能够获得反应底物。因此，只要负责去除 COD 的异养菌与负责氨氮亚硝化的 AOB 能共同存在于好氧单元内，且具有产酶活性以及能够获得相应的反应物，便可以同时发生上述 2 种反应。尽管异养菌种类多、数量大且繁殖周期短，但常常会对 AOB 产生竞争性抑制作用，在争夺溶解氧与空间点位方面存在优势。然而，在本实验中，好氧单元的溶解氧质量浓度较高 ( $1\sim 6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )，不足以作为限制 AOB 活性的因子。另外，由于好氧生物膜法工艺的运行，异养菌可能对 AOB 产生空间点位方面的遮蔽作用，从而增加 AOB 获取溶解氧及反应底物的难度，但也尚未达到完全抑制 AOB 活性的程度。因此，去除 COD 与自养亚硝化转化氨氮这 2 种反应在本实验中能够同时发生。另一方面，还可以从氧化还原电位 (Eh) 的角度去解释 COD 去除与氨氮转化同时发生的原因。Eh 用来反映水体中所有物质表现出来的宏观氧化-还原性，Eh 值越大，表明水体的氧化性越强，Eh 值越小，表明水体的还原性越强。Eh 会受到水温、溶解氧以及 pH 等因素的影响。利用 Eh 可以控制液相环境中物种的存在形态，以判断氧化还原反应进行的程度<sup>[24]</sup>。COD 去除与氨氮转化是在好氧单元内发生的 2 种氧化还原反应。这 2 种反应所需的适宜 Eh 不同，去除可生物降解性有机质的适宜 Eh 为  $50\sim 250\text{ mV}$ ，硝化反应的适宜 Eh 为  $100\sim 350\text{ mV}$ <sup>[25]</sup>。虽然基于反应适宜的 Eh 难以精确地控制 COD 去除与氨氮转化的反应<sup>[26]</sup>，但可以发现 2 种氧化还原反应的适宜 Eh 存在重叠。这说明在此重叠范围内，COD 去除与氨氮转化的反应会同时发生，推测这也是本研究中 2 种反应同时发生的可能原因。

### 2.3 预处理单元内污泥的镜检

上述实验结果表明，在不接种亚硝化污泥的情况下，在预处理单元内接种厌氧污泥可以明显地缩短亚硝化反应的启动时长。为了更好地理解接种厌氧消化污泥策略的影响，图 6 比较了 2 组实验系统单元 1 内污泥的显微镜镜检图。从镜检图上看，R1 中所取污泥的粒径比 R0 更小且均匀。在来自 R0 的污泥中还可以明显地观察到大颗粒物 (图 6(a)~(d))。实验结果证实，R1 单元 1 中厌氧消化污泥的接种加速了厕所废水中大颗粒物质的水解酸化速率，这将有助于缩短单元 2 中亚硝化反应的启动周期。

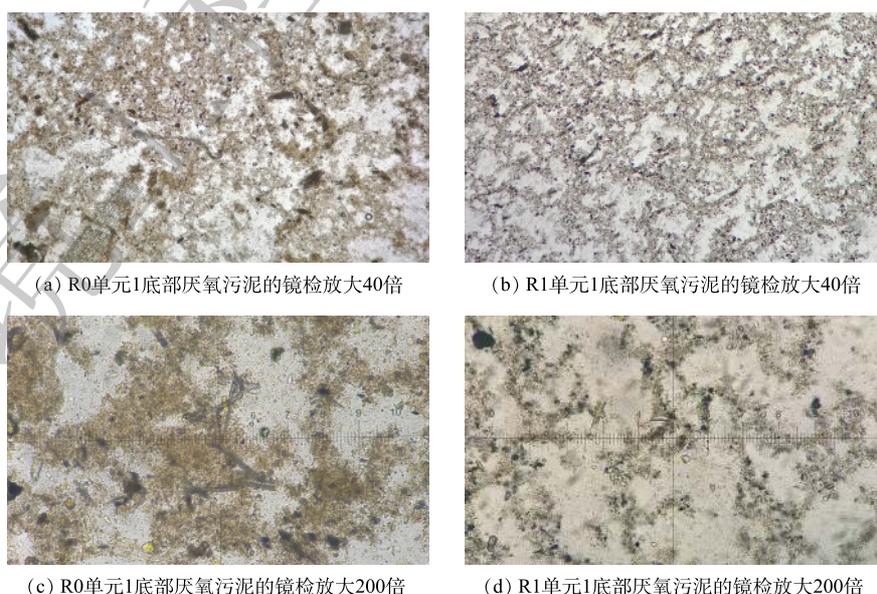


图 6 2 组系统单元 1 底部厌氧污泥的表象与镜检

Fig. 6 Appearance and microscopic view of the sludge in the bottom of unit-1

### 3 结论

1) 基于厌氧消化污泥接种的预处理可将亚硝化反应的启动周期由 18 d 缩短至 11 d。

2) 接种厌氧污泥降低了好氧反应单元进水的有机负荷及难降解大分子的比例, 有利于减缓异养菌及其胞外多聚物对生物膜中氨氧化菌的空间竞争作用。

### 参考文献

- [1] FAJRI J A, FUJISAWA T, TRIANDA Y, et al. Effect of aeration rates on removals of organic carbon and nitrogen in small onsite wastewater treatment system (Johkasou)[EB/OL]. [2021-01-20]. <https://doi.org/10.1051/mateconf/201814704008>.
- [2] SHARMA M K, TYAGI V K, SAINI G, et al. On-site treatment of source separated domestic wastewater employing anaerobic package system[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2016, 4(1): 1209-1216.
- [3] LI A, QIAN T, ZHU S, et al. Spontaneous initiation and maintenance of partial nitrification for household toilet wastewater treatment[J]. *Desalination and Water Treatment*, 2021, 217: 127-136.
- [4] 姜黎安, 隋倩雯, 陈彦霖, 等. 低氨氮废水亚硝化的快速启动[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(5): 1252-1258.
- [5] KINYUA M N, ELLIOTT M, WETT B, et al. The role of extracellular polymeric substances on carbon capture in a high rate activated sludge A-stage system[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 322: 428-434.
- [6] MOSQUERA-CORRAL A, GONZÁLEZ 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.
- [7] WU J, YAN G, ZHOU G, et al. Wastewater COD biodegradability fractionated by simple physical-chemical analysis[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 258: 450-459.
- [8] GAO M, ZHANG L, FLORENTINO A P, et al. Performance of anaerobic treatment of blackwater collected from different toilet flushing systems: Can we achieve both energy recovery and water conservation?[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 365: 44-52.
- [9] LI G, WU L, DONG C S, et al. Inorganic nitrogen removal of toilet wastewater with an airlift external circulation membrane bioreactor[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, 19(1): 12-17.
- [10] GAO M, GUO B, ZHANG L, et al. Microbial community dynamics in anaerobic digesters treating conventional and vacuum toilet flushed blackwater[J]. *Water Research*, 2019, 160: 249-258.
- [11] KNERR H, RECHENBURG A, KISTEMANN T, et al. Performance of a MBR for the treatment of blackwater[J]. *Water Science and Technology*, 2011, 63(6): 1247-1254.
- [12] JIANG H, WEN Y, WANG Q, et al. Partial nitrification with aerobic duration control of carbon-captured blackwater: Process operation and model-based evaluation[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 401: 126060.
- [13] 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.
- [14] GRAAFF M S D, ZEEMAN G, TEMMINK H, et al. Long term partial nitrification of anaerobically treated black water and the emission of nitrous oxide[J]. *Water Research*, 2010, 44(7): 2171-2178.
- [15] WANG D, WANG Q, LALOO A, et al. Achieving stable nitrification for mainstream deammonification by combining free nitrous acid-based sludge treatment and oxygen limitation[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6(1): 25547.
- [16] ZHANG D, SU H, ANTWI P, et al. High-rate partial-nitrification and efficient nitrifying bacteria enrichment/out-selection via pH-DO controls: Efficiency, kinetics, and microbial community dynamics[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 692: 741-755.
- [17] VAN DONGEN U, JETTEN M S, VAN LOOSDRECHT M. The SHARON®-Anammox® process for treatment of

- ammonium rich wastewater[J]. *Water Science and Technology*, 2001, 44(1): 153-160.
- [18] REGMI P, MILLER M W, HOLGATE B, et al. Control of aeration, aerobic SRT and COD input for mainstream nitrification/denitrification[J]. *Water Research*, 2014, 57: 162-171.
- [19] ANTHONISEN A C, LOEHR R C, PRAKASAM T B S, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid[J]. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1976, 48(5): 835-852.
- [20] LI D, ZHANG S, LI S, et al. The nitrogen removal of autotrophic and heterotrophic bacteria in aerobic granular reactors with different feast/famine ratio[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 272: 370-378.
- [21] TODT D, DÖRSCH P. Nitrous oxide emissions in a biofilm loaded with different mixtures of concentrated household wastewater[J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2015, 12(11): 3405-3416.
- [22] 狄斐, 隋倩雯, 陈彦霖, 等. 部分亚硝化-厌氧氨氧化处理磁混凝生活污水[J]. *中国环境科学*, 2020, 40(11): 4712-4720.
- [23] CHEN J, LIU X, PAVLOSTATHIS S G. Long-term evaluation of the effect of peracetic acid on a mixed aerobic culture: Organic matter degradation, nitrification, and microbial community structure[J]. *Water Research*, 2021, 190: 116694.
- [24] 马双忱, 于燕飞, 徐涛, 等. ORP在水环境污染防控方面的应用[J]. *工业水处理*, 2020, 40(2): 14-18.
- [25] 赵永彬, 吴翠鲜. 氧化还原电位在污水和地表水净化中的作用[J]. *节能与环保*, 2020(10): 29-30.
- [26] 苏高强, 彭永臻. 基于ORP的控制策略在废水生物处理中的应用[J]. *工业水处理*, 2011, 31(8): 11-15.

(责任编辑: 曲娜)

## Effect of pretreatment based on anaerobic sludge inoculation on the initiation of partial nitrification for household toilet wastewater treatment

LI Ao<sup>1,2</sup>, QIAN Tingting<sup>1,2</sup>, KINHOUN Jean Joël Roland<sup>1,2</sup>, LYU Minghuan<sup>1,2</sup>, FAN Bin<sup>1,2,\*</sup>

1. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

\*Corresponding author, E-mail: fanbin@rcees.ac.cn

**Abstract** Household toilet wastewater treatment (HTWT) is a shortcut for improving the sanitary condition in developing rural areas. Partial nitrification anaerobic ammonia oxidation (PNAMX) provides a more economical and sustainable option for HTWT. Partial nitrification is a prerequisite step in PNAMX. In this study, the effect of anaerobic sludge inoculation in the pretreatment unit of toilet wastewater on the partial nitrification initiation (PNI) was investigated. The results showed that this strategy could almost save a half of PNI time comparing with the control reaction system. The mechanism of the anaerobic sludge inoculation is to attenuate the competitive inhibition of heterotrophic bacteria against ammonium oxidizing bacteria in the aerobic reaction section. This study can provide a strategy to the fast initiation of partial nitrification reaction in household toilet wastewater.

**Keywords** household treatment; toilet wastewater; partial nitrification; reactor initiation; anaerobic sludge inoculation