

混合污泥接种的厌氧氨氧化处理污泥脱水液的启动

孟凡能¹,张树军^{1,2*},吕 鑑¹,甘一萍²,王洪臣²,彭永臻¹ (1.北京工业大学水质科学与水环境恢复工程重点实验室,北京 100022; 2.北京城市排水集团有限责任公司 北京 100038)

摘要: 采用 UASB 反应器,接种由好氧颗粒污泥、厌氧颗粒污泥、氧化沟活性污泥及短程硝化活性污泥组成的混合污泥,以污泥脱水液经短程硝化处理后水质为进水,在温度(30±0.2)℃, pH 值 7.3~7.9,初期进水氨氮、亚硝氮容积负荷分别为 0.07、0.10kg/(m³·d)条件下,经过 24d 运行,氨氮和亚硝氮得到稳定同步去除,186d 时 TN 去除负荷达 0.99 kg/(m³·d)。启动初期,氨氮、亚硝氮进水浓度分别为 20、30mg/L,二者浓度随去除量增加而逐级增加,最高分别达到 157、216mg/L;启动过程中,系统受到 O₂ 抑制以及 O₂ 和亚硝氮基质的连续抑制,分别经过了约 10d 和 30d 才得以恢复。厌氧氨氧化(ANAMMOX)反应与反硝化反应可以共存于系统中,产气量与总氮去除呈正比关系,可及时地指示系统运行状态,对气体成分检测,氮气含量在 99.8%。在稳定期 ANAMMOX 反应呈 pH 值升高而碱度略有降低。接种混合污泥、低基质负荷启动 ANAMMOX,可 30d 内实现稳定的氨氮和亚硝氮同步去除,180d 左右启动成功。

关键词: 混合污泥; 厌氧氨氧化(ANAMMOX); UASB 反应器; 污泥脱水液; 氨氮; 亚硝氮

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2009)03-0318-07

The start-up of dealing with reject water by ANAMMOX inoculated with mixed sludge. MENG Fan-neng¹, ZHANG Shu-jun^{1,2*}, LÜ Jian¹, GAN Yi-ping², WANG Hong-chen², PENG Yong-zhen¹ (1.Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environmental Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China; 2. Beijing Drainage Group Corporation Limited, Beijing 100038, China). *China Environmental Science*, 2009,29(3): 318~324

Abstract: Under the condition of reactor in (30±0.2)℃, influent pH of 7.3 to 7.9, reject water of nitrification as influent, and initial ammonia and nitrite nitrogen loading of 0.07 and 0.10kg/(m³·d), respectively, simultaneous removal of ammonia and nitrite nitrogen were occurred in 24d in UASB reactor inoculating with mixed sludge consisted of aerobic granular sludge, anaerobic granular sludge, oxidation ditch sludge and nitrification sludge, and TN removal up to 0.99 kg/(m³·d) was obtained in 186d. At the initial period of start-up, influent concentration of ammonia and nitrite were 20, 30mg/L, and the highest up to 157, 216mg/L. The system could be resumed about 10d when it was inhibited by dissolved oxygen or about 30d by both dissolved oxygen and high nitrite during the start-up. ANAMMOX and denitrification happened simultaneously. The volume of biogas was in direct ratio with TN quantity removed and it could directly and timely indicate the operational state of the system, and what is more, the N₂ percent of the biogas was about 99.8%. At the steady period, the pH was incremental but alkalinity was appreciably reduced. The stable simultaneous removal of ammonia and nitrite nitrogen were realized in less than one month and ANAMMOX started up successfully for about 180d through inoculating mixed sludge and low loading rate of ammonia and nitrite nitrogen.

Key words: mixed sludge; anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX); UASB reactor; reject water; ammonia nitrogen; nitrite nitrogen

废水中氮素的去除,目前主要通过硝化和反硝化工艺,使各种形态的氮转化为气态氮(N₂、N₂O 等)逸出水体而使水体得到净化^[1]。鉴于消化污泥脱水液等高氨氮废水属于低碳氮比废水,在硝化和反硝化过程中存在着碱度和碳源不足等问题,开发新的脱氮途径就成为了研究热点。

有研究表明^[2-3],厌氧氨氧化(ANAMMOX)

过程能同时去除氨氮和亚硝氮,适于处理消化污泥脱水液经短程硝化之后的水质,并且具有节约中和试剂、无需外加有机碳源和污泥产量低等优势。

收稿日期: 2008-08-15

基金项目: “十一五”国家科技支撑计划项目 (2006BAC19B01);北京市科技计划项目 (D07050601500000)

* 责任作者, 高级工程师, lxzsj@tom.com

点,与传统的脱氮工艺相比,可节省 40% 的运行费用,因此,在环境工程上具有较高的开发价值^[4].但是,由于 ANAMMOX 菌生长周期较长,倍增时间长达 11d^[5],菌体扩增和持留成了该工艺进一步开发的限制条件,如何快速启动是解决问题的关键.据报道^[6],研究者多采用好氧污泥、厌氧污泥或者河底泥等单一的活性污泥启动 ANAMMOX 反应,对于接种混合污泥的研究还较少.本试验采用 UASB 反应器,接种好氧颗粒污泥、厌氧颗粒污泥、氧化沟活性污泥及短程硝化污泥的混合污泥,以消化污泥脱水液经短程硝化处理后的出水为进水,用以考察废水中氨氮和亚硝氮去除效果及混合污泥接种对 ANAMMOX 反应的影响.

1 材料与方法

1.1 试验装置

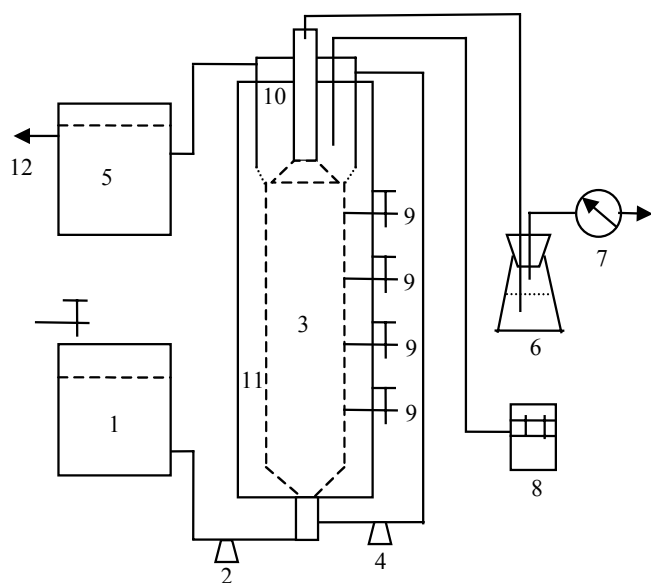


图 1 ANAMMOX 工艺流程

Fig.1 Flow diagram of ANAMMOX system

- 1.进水箱 2.进水泵 3.UASB 柱 4.回流泵 5.出水箱 6.水封 7.湿式气体流量计 8.温度控制仪 9.取样口 10.三相分离器 11.恒温水浴系统 12.出水

与其他反应器相比,UASB 反应器具有污泥持留量高、容积负荷高等优点^[7],故以 UASB 作为 ANAMMOX 反应器,工艺流程如图 1 所示.反应器由有机玻璃制成,高 170cm,内径 8cm,有效容积约 8.5L,气液固三相分离器容积约 10L.反应器外裹有机玻璃水浴套桶,外直径为 40cm.由温度

控制系统控制水浴区温度在 $(30 \pm 0.2)^\circ\text{C}$,取样口贯穿水浴区便于取样.水浴套桶内以气循环带动水循环,保证水浴均匀,最外层裹保温、避光的黑色材料.进水和回流变化均由蠕动泵控制,为避免进水与回流水水流相对,进水口与回流口上下保持一定距离.

1.2 接种污泥

接种污泥由 3 部分组成.第一部分是北京市高碑店污水处理厂二沉池回流污泥;第二部分是北京市酒仙桥污水处理厂氧化沟污泥及厌氧颗粒污泥;第三部分是本实验室厌氧贮藏的短程硝化排泥.其中,前两部分装柱时的体积分别约为 3.5L、5L(其中厌氧颗粒污泥约 1L);第三部分是补充加泥,补充系统污泥损失,于第 4d 添加,体积约 4L.

1.3 试验进水

本试验是半短程硝化-ANAMMOX 联合工艺的后半部分(独立脱氮工艺),由于以去除消化污泥脱水液氨氮为主,故进水不采用大部分研究者所配的人工模拟废水^[8],而是直接采用消化污泥脱水液的半短程硝化出水,通过自来水稀释、添加氯化铵或亚硝酸钠来调整进水氨氮和亚硝氮的浓度,以维持适宜的 ANAMMOX 菌所需基质负荷.

1.4 测定指标与方法

COD 采用重铬酸钾法测定;氨氮采用纳氏试剂分光光度法测定;硝酸盐采用麝香草酚分光光度法测定;亚硝酸盐采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定;pH 值、DO 及温度采用 pH 计、DO 测定仪及温度探头(德国 WTW 340i)测定;碱度采用酸碱指示剂滴定法测定;产气量采用湿式气体流量计计量. N_2 组分采用气相色谱仪(Agilent/6890N)测定,色谱柱为 Porapak T 不锈钢柱(6ft $\times$ 2mm),以氦气作为载气,流量为 30mL/min,柱温、进样器和热导检测器温度分别为 70,100 和 100 $^\circ\text{C}$.

2 结果与讨论

2.1 混合污泥接种方法及特性

所取第一部分二沉池回流污泥,大约 20L,经 2h 静止沉淀并倒出上清液,补充消化污泥脱水液

(氨氮浓度在 350mg/L,游离氨浓度>4mg/L).然后加入体积约为 2L 的 200 目粉末活性炭作为污泥快速颗粒化的惰性载体,每 24h 停止曝气并静止沉淀 30min,而后排出上部 1/3 混合液,再补充消化污泥脱水液继续曝气,如此循环持续 10d.驯化结束时,混合液中已存在一定量的好氧颗粒污泥.污泥呈黑褐色,圆或椭圆形,粒径 0.8~1.5mm,总悬浮固体(TSS)为 47.2g/L,挥发性悬浮物(VSS)为 34.4g/L,VSS/TSS 为 0.73.其中,补充消化污泥脱水液曝气的主要目的是在高氨氮、高 DO 条件下,在加速氨氧化菌(AOB)与亚硝酸盐氧化菌(NO₃-B)硝化速度的同时,并由高氨氮导致的高游离氨从而抑制 NO₃-B 活性、相对加快 AOB 增长,而使两种细菌最终共存于系统中且具有较多的数量^[9-10].因为有研究表明,当环境中供氧不足时,某些好氧 AOB 能够利用亚硝酸盐作为电子受体进行 ANAMMOX 反应,从中获得能量用以生长^[11],所以系统中存在大量的 AOB 和 NO₃-B 可以加速 ANAMMOX 反应的发生.

另外,培养好氧颗粒污泥的目的在于:较大颗粒污泥可作为 ANAMMOX 菌的附着表面,形成生物膜;较小颗粒污泥可作为 ANAMMOX 颗粒的内核,形成颗粒污泥;作为好氧菌,去除进水携带到反应器内的 DO,减弱氧对 ANAMMOX 菌的抑制作用^[12].

第二部分包括氧化沟污泥和厌氧颗粒污泥.氧化沟污泥经消化污泥脱水液淘洗去除杂质,加入约 1L 200 目粉末活性炭并厌氧保存.氧化沟活性污泥呈黑褐色,TSS 为 8.1g/L,VSS 为 5.4 g/L,VSS/TSS 为 0.67.所取氧化沟污泥由于 SRT 较长,DO 较低,菌种具有同步硝化反硝化的能力,与 ANAMMOX 菌共具缺氧条件下的氨氧化、亚硝酸盐反硝化的相似性,理论上应与 ANAMMOX 菌有较近亲缘关系,故也易于向 ANAMMOX 菌转化.厌氧颗粒污泥取自处理啤酒废水的厌氧反应器,呈黑色,多呈球形,粒径在 2~3mm,TSS 为 39.4g/L,VSS 为 27.3g/L,VSS/TSS 为 0.69.较大粒径的厌氧颗粒污泥具有易于沉淀滞留、利于微生物生长并有较高生物活性的特点,在缺氧条件下能够进行反硝化脱氮,具有与 ANAMMOX 菌去除亚

硝态氮的相似特性,故也有利于 ANAMMOX 的快速启动.而且在反应器装菌泥时,厌氧颗粒污泥首先装入反应器,沉淀在 UASB 反应器底部,既具有一定的承托作用,又防止进水口堵塞.

第三部分是厌氧贮藏的短程硝化排泥,为补加泥.试验启动初期,反应器中由于水力上升流速、不同接种污泥密度等原因,导致污泥沉积或流失而泥位有所下降,故在启动第 4d 时集中补充了泥量缺失,体积约为 4L.短程硝化活性污泥呈棕黄色,TSS 为 7.8g/L,VSS 为 4.9g/L,VSS/TSS 为 0.62.短程硝化排泥中菌体处于厌氧、高氨氮和亚硝氮浓度的环境下,与 ANAMMOX 菌生长条件比较相似,故推测其中含有 ANAMMOX 菌或者存在与 ANAMMOX 菌有较近亲缘关系的菌体,所以有利于 ANAMMOX 反应的快速启动.

2.2 ANAMMOX 反应的启动

采用 UASB 反应器在无光、厌氧、(30±0.2)℃、进水 pH 值 7.3~7.9 的条件下,控制水力停留时间(HRT)为 7h,氨氮、亚硝氮基质浓度分别为 20, 30mg/L.

ANAMMOX 反应成功启动的标志是在反应器中培养出活性高且适于待处理废水水质的活性污泥^[13].由于 ANAMMOX 菌生长周期长达 11d^[5],启动过程中防止菌体流失十分必要,而污泥能否稳定,主要决定于接种污泥性质、反应器的种类和 HRT.本试验接种污泥由好氧污泥、厌氧污泥及短程硝化污泥混合组成;采用较大高径比的 UASB 反应器,能够有效滞留污泥;HRT 为 7h、上升流速约为 0.24m/h,利用较短的 HRT、较快的上流速度可以淘洗出密度较小的松散、细小悬浮污泥和多余的粉末活性炭,更好地截留较大颗粒污泥,提高单位体积污泥的去除负荷能力.

据文献报道^[14-15],对 ANAMMOX 过程来说,氨氮和亚硝氮既是反应的基质,同时也是抑制剂.由于 ANAMMOX 反应是微生物参与的反应^[3],故所需基质浓度与 ANAMMOX 菌数量呈正比例关系,所以启动阶段由于 ANAMMOX 菌较少,进水氨氮和亚硝氮的基质浓度以较低为宜,一方面满足了 ANAMMOX 菌生长的需要,另一方面减轻了对 ANAMMOX 菌活性的抑制.试验进水

氨氮和亚硝态氮的基质浓度分别为 20,30mg/L,二者浓度随去除量增加逐渐增加,最高分别达到 157,216mg/L,结果如图 2 所示.由图 2 可见,经过 24d 就出现了氨氮和亚硝态氮的稳定同步去除,但由于反应器第 59d 进入空气、第 67d 进水亚硝氮浓度过高,严重抑制了反应的正常进行,导致氨氮亚硝氮去除量急剧下降.此后第 76~106d 的去除量几乎没有变化;在 106d 后,氨氮、亚硝氮再次出现同步去除;到 190d 时氨氮和亚硝氮去除量分别达到 124mg/L 和 190mg/L.抑制后长达一个多月的恢复期,说明 ANAMMOX 菌耐氧气和高浓度亚硝氮基质连续冲击能力较弱,恢复期较长.

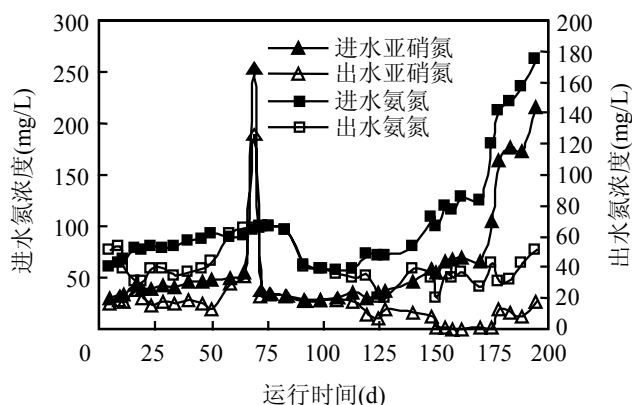


图 2 氨氮和亚硝氮的进出水变化

Fig.2 Variation of ammonia and nitrite nitrogen in influent and effluent

2.3 启动试验结果及分析

2.3.1 氨氮与亚硝态氮去除负荷及进水 DO 影响 由于 ANAMMOX 反应需要在厌氧环境下进行,但实际进水中往往存在一定的 DO.如果大量待处理的废水进行彻底除氧,无疑会增加经济成本,降低了 ANAMMOX 工艺的优越性.本试验针对此情况,在进水存在 DO 的条件下,对氨氮与亚硝氮去除负荷作了考察.

由图 3 可以看出,在第 11d 之前,氨氮去除负荷为负值,即出水氨氮浓度大于进水氨氮浓度,但亚硝氮却有一定的去除量,约为 $0.02\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$.这说明刚刚接种的污泥在 UASB 反应器中可能已存在微弱的 ANAMMOX 反应,只是由于接种污泥中有机氮的存在且在厌氧条件下进行分解所生成的氨氮量大于 ANAMMOX 反应的去除量

与生物生长所需量之和,而宏观上表现出了 ANAMMOX 反应启动初期并无氨氮与亚硝态氮同步去除现象.直到 24d 后,亚硝态氮和氨氮才出现稳定的同步去除,二者去除量比值为 1.03:1,与根据电子计量学得出的 1.32:1^[16]较为接近.原因可能是经过 20 多天的厌氧环境,接种污泥中的有机氮已大部分被分解,而进水氨氮成为氨氮去除的主要来源.但在 12~20d 期间内,氨氮去除量约是亚硝态氮去除量的 2 倍[氨氮 $0.05\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,亚硝态氮 $0.02\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$],可能是此时期存在大量利用氨氮进行生长、增殖的微生物,导致氨氮去除的突然增大.24d 后的正常运行中,亚硝态氮和氨氮的去除量比值在 0.87:1~1.93:1 之间, ANAMMOX 反应逐渐成为反应器中的主要反应,氨氮和亚硝氮出现了相对稳定的同步去除.

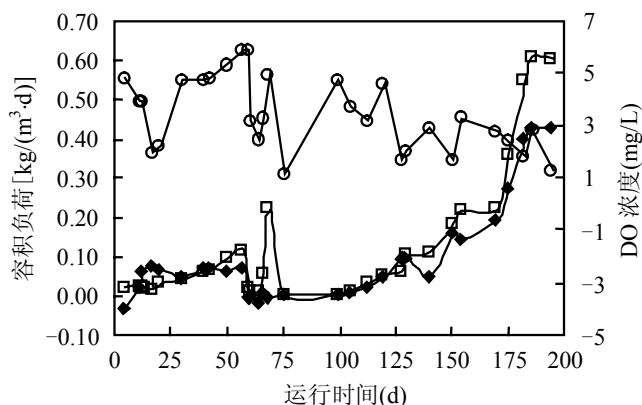


图 3 氨氮、亚硝氮去除负荷及进水 DO

Fig.3 DO of influent and the loading rate of removal on ammonia and nitrite nitrogen

—□— 亚硝氮 —◆— 氨氮 —○— DO

在试验运行的第 59d,由于进水管破损导致反应器中进入了大量的空气,致使 ANAMMOX 菌氧中毒^[17],进出水中的氨氮和亚硝氮几乎无变化.检测后发现,反应器内 DO 从底部到顶端均 $>2\text{mg}/\text{L}$.至第 73d,系统中重又出现基质去除,说明 ANAMMOX 菌对氧气的抑制具有可恢复性,恢复时间需约 10d.在氧中毒恢复后 2d,由于误操作,错误投加了亚硝氮的量,导致进水中亚硝氮负荷高达 $0.87\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,对于刚刚恢复的 ANAMMOX 系统造成了严重抑制.而后,通过降低进水基质浓度至启动初始值,在第 106d 时系统中才重新出现了亚硝氮和氨氮的同步

去除.分析认为,多因素连续抑制的危害远远大于单独因素抑制所造成的危害.在第 76~106d 期间,氨氮与亚硝氮基本没有去除.106d 后,氨氮和亚硝氮去除量逐步增大,尤其在 175~186d 去除量成倍增加.

由图 3 可见,系统运行期间进水中始终有 DO 存在,且平均在 3mg/L 左右,但并没有影响 ANAMMOX 系统的稳定性.由于系统接种的是混合污泥,微生物种类较为复杂,其中存在一定数量的好氧氨氧化菌,当进水携带的 DO 进入到系统中时,在反应器的底部就已被好氧菌利用,由于反应器高径比较大,系统底部 10cm 以上还是厌氧环境,所以 ANAMMOX 反应不会受到进水 DO 的严重抑制,即进水中较低浓度的 DO 是可以存在的.

2.3.2 硝氮增加及 COD 去除之间的关系 根据反应机理及电子计量学计算,ANAMMOX 反应是硝氮增加的反应,增加量与去除的氨氮量比值约为 0.26:1^[16].如前所述,系统在 24d 时就发生了明显的 ANAMMOX 现象,但由图 4 可见,到第 36d 时,硝氮才出现正的增加.这主要是因为接种污泥本身含有的 COD 释放需要一个过程,且进水亦含有一部分可生物降解的 COD,在厌氧状态下发生了反硝化反应,且去除的硝氮量大于 ANAMMOX 反应产生的量,故出水表现为硝氮减少.此后硝氮虽然维持了正的增加量,但 COD 也多表现为正的去除量,且 COD 的去除与硝氮的增加基本呈反比关系.说明反硝化反应和 ANAMMOX 反应可以有效共存于一个系统内^[18],且形成了 ANAMMOX 反应产生硝氮、反硝化反应脱去硝氮的互补关系,但进水中存在 COD 是其先决条件,而如何进一步增强二者的互补效应或较为彻底的脱去硝氮还值得深入研究.

此后的正常运行期间内,出水硝氮均大于进水硝氮(除 76~106d 恢复阶段),说明系统内 ANAMMOX 反应已占据主反应的位置.同时,随着系统的运行,硝氮增加与氨氮去除基本保持同步,大多数进出水 COD 变化不大,说明反硝化的程度已经很微弱,也表明 ANAMMOX 系统中硝氮增加能否与氨氮去除成比例受到 COD 去除的

影响.虽然启动初期阶段,反硝化反应和 ANAMMOX 反应可以有效共存,但随着时间的延长,由于以短程硝化处理后的污泥消化液作为进水水质中已基本没有可生物降解的 COD,故反硝化反应严重削弱,二者不能够有机互补形成完善的脱氮机制,生成的硝氮最终处置要寻找其他新的途径.在 76~106d 氧抑制和高浓度亚硝氮连续抑制恢复期,ANAMMOX 活性遭到严重抑制,而反硝化反应却并未受到大的影响,在反应器中补加一定的污泥后,硝氮仍有较高的去除量.

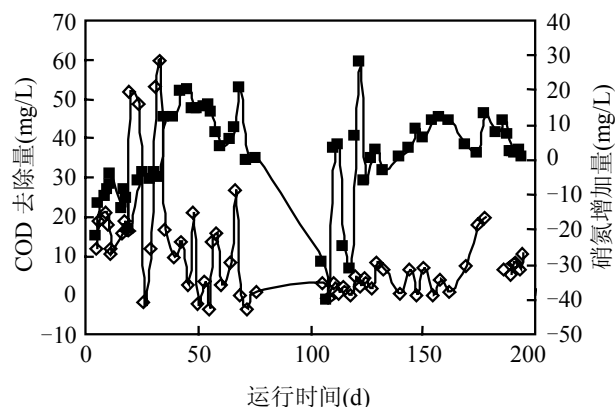


图 4 硝氮增加与 COD 去除量关系

Fig.4 The relation between increasing of nitrate and removal of COD

—◇— COD —■— 硝氮

2.3.3 TN 与产气量之间的关系 由于 ANAMMOX 菌的世代周期长,快速启动始终是研究者最为关心的问题之一.本试验采取了低容积负荷的方式启动,经过 12d 实现了容积负荷为 $0.13\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 的 TN 去除,而后在其上下波动.由于在第 59d 和第 66d 的抑制,随后 TN 去除负荷急剧下降甚至为零,脱氮能力基本消失.通过降低进水基质浓度,直至 106d 时方有微弱的 TN 去除,但此后的几天内仍处于极不稳定状态.从 125d 开始,TN 去除稳步增加,最终达到 186d 时的 $0.99\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,也标志着 ANAMMOX 的成功启动.此阶段,以 170~183d 的去除速率增大最为明显,从 $0.40\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 迅速达到了 $0.92\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,去除速率突然增大,原因可能是以出芽繁殖^[19]的 ANAMMOX 菌,在总数已经达到一定基数的基础上,此阶段内芽体集中脱落迅

速增殖所致。

启动初期,ANAMMOX 反应微弱,TN 去除负荷较低,仅在 $0.1\sim 0.2\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,故此时期产气量很低,图 5 记录了 109d 以后的产气量记录.由图 5 可见,140d 后 TN 去除负荷开始较大幅度地增加,在 186d 时最终达到了 $0.99\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$.此阶段,产气量也逐步增加且与 TN 去除呈正比关系,即产气量增加时,系统活性较高,脱氮能力增强,可以继续提高进水负荷;产气量减少时,系统可能遭到抑制,就要采取缓解措施.产气量以湿式气体流量计计量,在外部可见,即产气量能够指示系统是否处于正常运行状态,以便对系统作出判断.

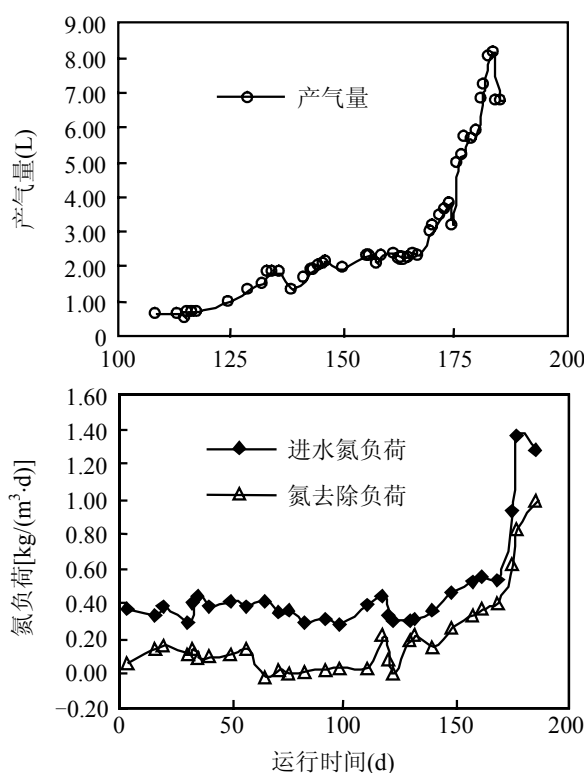


图 5 TN 负荷及产气量关系

Fig.5 Loading rate of TN and volume of gas

稳定运行至 177d 时,取 500mL 气体,对其进行组分检测.其中, N_2 成分占 99.77%,结合图 4 中 COD 几乎无去除现象和图 3 中氨氮与亚硝氮去除量计算结果,说明反应器中产生的 N_2 主要来自 ANAMMOX 过程,即系统中 ANAMMOX 反应已成为主要反应且 ANAMMOX 菌具有较高的活性.

2.3.4 进出水 pH 值与碱度的变化 ANAMMOX 反应由于耗去氢离子,所以体系 pH 值增加.但整个

反应过程, pH 值的变化幅度都不是太大,且多在 ± 0.2 范围内波动,在 144d 后才处于稳定的增加状态.由 2.3.1 节知,系统在 24d 时已有较为明显的 ANAMMOX 反应,而 pH 值却没有明显的增加,且在 144d 之前多呈现进水高于出水.144d 后,氨氮和亚硝氮去除量极剧增加,ANAMMOX 反应成为绝对的主导反应,pH 值虽开始稳步升高,但很不明显,仅在 175 和 186d 增加量分别达到了 0.38 和 1.2,这说明 pH 值指示系统活性的迟钝性和滞后性.而在抑制阶段,pH 值降低近 0.5,这主要是因为由于系统中进入空气,好氧氨氧化上升为系统内突出的反应,伴随着氨的氧化也迅速耗去了进水中的碱度所致.

在 ANAMMOX 反应去除负荷提升阶段(144d 后),当 pH 值升高时碱度反而下降,似乎存在矛盾.分析认为,pH 值在 4.5~8.3 之间时(进出水多在此区间),碱度形式以重碳酸根为主,而 ANAMMOX 菌是自养菌,生长合成所需碳源来自无机碳,故 ANAMMOX 菌活性越强系统中无机碳减少也就越多,相应碱度就越低,所以出水中 pH 值升高而碱度降低.

3 结论

3.1 进水氨氮和亚硝氮基质浓度分别为 20, 30mg/L 时,接种好氧颗粒污泥、厌氧颗粒污泥、氧化沟污泥及短程硝化污泥的混合污泥,在 24d 时就出现了稳定的氨氮、亚硝氮同步稳定去除,且进水中低浓度 DO 存在不会抑制 ANAMMOX 反应的进行.

3.2 ANAMMOX 反应易受 O_2 (当反应器中 DO 大于 0.5% 空气饱和度时) 和亚硝氮抑制, O_2 抑制恢复期需 10d 左右,而二者连续抑制恢复期需 30d 左右.

3.3 启动初期 ANAMMOX 反应与反硝化反应 可以有机互补去除总氮,但不能长期共存,其关键因素是有无 COD 的存在及去除.

3.4 产气量能及时、敏感、直观的反应系统活性状态,运行稳定期采集气体,结果表明 N_2 含量高达 99.77%.

3.5 ANAMMOX 反应是 pH 值升高的反应,但 pH 值指示系统活性滞后,然而由于 ANAMMOX

菌是自养菌,故碱度却有所降低.

参考文献:

- [1] 钱 易,米祥友.现代废水处理新技术 [M]. 北京:中国科学技术出版社, 1992:280-310.
- [2] Mulder A, van de Graaf I. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor [J]. FEMS Microbiol. Ecol., 1995,61(3):177-183.
- [3] van de Graaf A A, Mulder A, de Brejn P, et al. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1995,61(4):1246-1251.
- [4] Christian F, Marc B, Philipp H. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant [J]. Journal of Biotechnology, 2002,99:295-306.
- [5] Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, et al. The Sequencing batch reactor as a powerful tool to study very slowly growing microorganisms [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1998,50(5):589-596.
- [6] 朱静平,胡勇有.厌氧氨氧化工艺技术研究进展 [J]. 水处理技术, 2006,32(8):1-4.
- [7] 李晓波,林 铁,康 妮.ANAMMOX 反应器的启动方法研究进展 [J]. 石油化工技术与经济, 2008,24(1):51-53.
- [8] 张少辉,郑 平.厌氧氨氧化反应器启动方法的研究 [J]. 中国环境科学, 2004,24(4):496-500.
- [9] 方 士,李筱焕.高氨氮味精废水的硝化-反硝化脱氮研究 [J]. 环境科学学报, 2001,21(1):79-83.
- [10] 赵宗升,刘鸿亮,李炳伟,等.高浓度氮氮废水的高效生物脱氮途径 [J]. 中国给水排水, 2001,17(5):24-28.
- [11] Schmidt I, Bock E. Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by *Nitrosomonas eutropha* [J]. Arch. Microbiol., 1997, 167(2/3):106-111.
- [12] 金人村,郑 平,陈旭良,等.厌氧氨氧化反应器快速启动方法的探讨 [J]. 化工进展, 2005,24(6):629-631.
- [13] 魏学军,邓 华,谈 红.厌氧氨氧化反应器的启动及运行 [J]. 新疆环境保护, 2002,24(1):17-21.
- [14] Hao X, Joseph J, Mark C M. Model-based evaluation of temperature and inflow variations on a partial nitrification ANAMMOX biofilm process [J]. Wat. Res., 2002,36:4839-4849.
- [15] 郑 平,胡宝兰.厌氧氨氧化菌混培物生长及代谢动力学研究 [J]. 生物工程学报, 2001,17(2):193-198.
- [16] Strous M, Kuenen J G, Jetten M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1999,65(7): 3248-3250.
- [17] Strous M, van Gerven E, Kuenen J G, et al. Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (Annamox) sludge [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1997,63(6): 2446-2448.
- [18] 周少奇,张鸿郭.垃圾渗滤液厌氧氨氧化与反硝化协同作用 [J]. 华南理工大学学报, 2008,36(3):73-76.
- [19] 郑 平,徐向阳,胡宝兰.新型生物脱氮理论与技术 [M]. 北京:科学出版社, 2004:87-88.

作者简介: 孟凡能(1982-),男,河南周口人,北京工业大学建筑工程学院硕士研究生,主要研究方向为废水生物脱氮除磷技术.发表论文 1 篇.

第十三届世界湖泊大会通知

为配合我国湖泊流域环境综合治理重点工作的开展,由中国环境科学学会、中国环境科学研究院、武汉市人民政府和国际湖泊环境委员会共同举办的“第十三届世界湖泊大会”将于 2009 年 11 月 1~5 日在湖北省武汉市举行.本届大会主席由环境保护部周生贤部长担任.大会主题是“让湖泊休养生息,全球挑战与中国创新”,大会将围绕以下几个议题展开讨论:全球变暖对湖泊环境影响与新问题及新机制研究;湖泊及流域水环境管理战略、政策及法规;湖泊及流域水污染机理、污染监测及污染控制管理和技术对策;湖泊及流域综合管理及湖泊生态保护;湖泊可持续利用的文化及公众参与;中国湖泊污染控制研究.

详情请登陆官方网站查询 <http://www.chinalakes.org>

联系人: 吴 蕾; 赵 楦

联系电话: 010-62210689、62219863、62218483

传 真: 010-62218434、62210728

联系地址: 北京市海淀区红联南村 54 号 中国环境科学学会

邮政编码: 100082

Email: info@chinalakes.org, zhaobin@chinalakes.org