

厌氧水解 - SNAD 工艺处理低碳氮比农村生活污水

邹瑜, 徐晓晨, 杨凤林, 靳文尧

(大连理工大学 环境学院, 工业生态与环境工程教育部重点实验室, 大连 116024)

摘要: 为解决农村生活污水的高效除碳脱氮问题, 以厌氧水解 - 同时硝化反硝化厌氧氨氧化(SNAD)工艺处理低 C/N 比农村生活污水。实验结果表明: 水解酸化单元进水 C/N 比为 2: 1 时, COD 的去除率达到 69%; 产物 VFA 主要成分为乙酸、丙酸和正丁酸, 平均含量分别为 88.4%、6.5% 与 5.1%, VFAs/COD 比为 0.74; 出水 C/N 比为 3: 5。水解酸化单元出水进入 SNAD 脱氮单元, 通过亚硝化、反硝化与厌氧氨氧化的耦合作用, 该单元 COD 与总氮的去除率分别可达到 76.7% 和 84.1%。厌氧水解 - SNAD 组合工艺 COD 与总氮总去除率分别达到 92.8% 和 84.1%。

关键词: 水解酸化; SNAD 工艺; C/N; VFAs; 农村生活污水

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 1672-643X(2014)04-0195-05

Treatment of rural sewage with low carbon/nitrogen ratio by anaerobic hydrolysis - SNAD process

ZOU Yu, XU Xiaochen, YANG Fenglin, JIN Wenyao

(Key Laboratory of Industrial Ecology and Environmental Engineering, Ministry of Education, School of Environmental Science and Technology, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China)

Abstract: In order to solve the problem of removal of carbon and nitrogen of rural sewage, the paper used an anaerobic hydrolysis - SNAD process to treat this kind of wastewater with low C/N ratio. The results show that, when the C/N ratio of influent in hydrolysis acidification unit is 2 to 1, the removal efficiency of COD reaches 69%. The main components of VFAs are acetic acid, propionic acid and ethacetic acid. The average contents are 88.4%, 6.5% and 5.1% respectively. Meanwhile the ratio of VFAs and COD reaches 0.74 and the ratio of C/N in effluent is 3 to 5. The hydrolysis acidification unit come into SNAD nitrogen removal unit, through the action of the coupling of partial nitrification, denitrification and anammox, the removal efficiencies of COD and total nitrogen reach 76.7% and 84.1% respectively. The removal ratio of COD and total nitrogen by using anaerobic hydrolysis - SNAD combined process reach 92.8% and 84.1% respectively.

Key words: hydrolysis acidification; SNAD process; C/N ratio; VFAs; rural sewage

近年来,随着我国农村经济发展与农村生活水平的提高,越来越多的农村生活污水进入水体,对水体环境产生严重污染。农村生活污水的随意排放是我国农村地区水环境污染的主要原因。如太湖水体富营养化的主要污染物中,25.1%的氮、60%的磷源于农村生活污水^[1]。

目前,国家已将《农村环境连片整治》列入环境保护“十二五”规划的重点治理项目,其中农村生活污水的治理列为重点。脱氮是污水处理的重要功能

之一,而目前传统的生物脱氮方式主要是通过硝化过程将 NH_4^+ 氧化成 NO_3^- , 再通过反硝化过程将 NO_3^- 还原为 N_2 排入大气。在反硝化过程中需要消耗大量的有机碳源,而目前的农村生活污水 C/N 较低,致使反硝化过程所需碳源不足,造成脱氮效率下降。因此研究和应用节能高效的废水脱氮工艺技术,已成为当今水污染控制领域的研究热点。厌氧氨氧化(ANAMMOX)工艺,是由荷兰 Delft 理工大学根据厌氧氨氧化原理研究开发的一种新型污水生物

收稿日期:2014-01-11; 修回日期:2014-03-14

基金项目:大连理工大学基本科研业务费专项项目(DUT13LAB18)

作者简介:邹瑜(1990-),男,辽宁大连人,硕士研究生,主要从事水污染控制与防治等研究。

通讯作者:徐晓晨(1973-),男,辽宁大连人,副教授,硕士生导师,主要从事水污染控制研究。

脱氮工艺^[2]。在此基础上发展出了多种生物脱氮工艺,如:CANON^[3]、OLAND^[4]等。但实际氨氮废水的产生中往往会有一定浓度的COD,限制了该技术在工程上的实际应用。最近研究表明,ANAMMOX菌可成功的氧化丙酸,同时葡萄糖、甲酸、丙氨酸并不影响ANAMMOX过程^[5-6],而且ANAMMOX菌能够与异养反硝化菌竞争利用有机物,例如丙酸。因此对ANAMMOX与硝化/反硝化的相互关系的研究相当活跃,出现了同时亚硝化、ANAMMOX和反硝化工艺(SNAD)^[7]。

本文以模拟废水为原水,首先在厌氧水解酸化单元除去部分COD并同时大分子碳源水解成小分子脂肪酸;然后进行SNAD处理单元,通过对其运行条件的控制,进行氮和COD的同时去除。本研究首先驯化培养亚硝化与反硝化菌种,然后进行SNAD生物膜的驯化培养;然后通过水解酸化+考察氮和COD的去除能力,实现自养、异养脱氮工艺的高效、低耗及长期稳定运行。该组合工艺与传统生物脱氮工艺相比大大降低了运行成本,为农村生活污水的高效除碳脱氮的实现提供新工艺和新方法。

1 材料与实验方法

1.1 实验原水

原水采用人工模拟污水,其营养盐组成为:KHCO₃ 1.25, KH₂PO₄ 0.025, CaCl₂ · 2H₂O 0.35, MgSO₄ · 7H₂O 0.2, FeSO₄ 0.00625, EDTA 0.00625, KCl 0.014, NaCl 0.01 g/L。

进行亚硝化菌培养与SNAD填料挂膜时通过投加NH₄Cl、乙酸与丙酸以提供NH₄⁺-N(100~150 mg/L)与COD(100 mg/L)。

进行水解酸化-SNAD组合工艺连续实验时,为体现农村生活污水低C/N比的水质特点,通过投加NH₄Cl与淀粉,模拟农村生活污水COD配制为100~150 mg/L左右,NH₄⁺-N浓度为50 mg/L左右。

1.2 实验装置

本装置是一种新型水解酸化-SNAD两段式反应器,其中SNAD单元采用拔风溅水生物滤池。生物滤池的填料采用造价低、质量轻、孔隙度大的无纺布填料(填料外形尺寸为Φ40×20 mm,无纺布在填料内壁厚度为2 mm,见图1),填料共140个,滤池内基质以及气液固三相混合均匀,溶解氧的控制简便。无纺布有较大的孔隙度,表面粗糙,有利于微生物的附着、生长与繁殖,特别适合于生长缓慢的微生物的培

养及其工艺的运行。生物滤池填料表面生物膜由内向外依次为ANAMMOX菌、反硝化菌和亚硝化菌。滤池下部设置通风口,污水从上部溅水盘滴下,与空气逆流接触,同时发生亚硝化、反硝化和ANAMMOX反应,同时除碳脱氮。如图1所示,水解酸化池有效容积为5 L,为上流式水解反应器,HRT为3.6 h,实验期间温度保持室温。生物滤池呈圆柱形,填料填充部分有效容积为6 L(填料填充比为58%左右),拔风管高度为1 m,拔风管口设有通气阀门,调节装置内部溶解氧,布水装置为3条半管式溢流布水器,间距为2 cm。溅水区由2块交错的开缝PVC板(上层盘缝宽度为5 mm,板缝比为8:1;下层盘缝宽度为5 mm,板缝比为4:1)组成,2块板相距20 cm。从反应第20 d起,生物滤池出水通过回流泵返回进水口(回流比为300%)。生物滤池外缠绕一层保温水管,通过调整恒温水浴使反应器内温度控制在34±1℃左右(从反应第21 d开始)。

用于培养亚硝化污泥的反应器呈圆柱形,设置搅拌器,有效体积为12 L,温度控制在30℃左右,pH范围控制在7.5~8.0,HRT为24 h。出水进入沉淀池(有效体积为2 L),污泥通过蠕动泵回流至反应器。

用于ANAMMOX污泥培养与SNAD填料挂膜的反应器为圆柱形的密闭的反应容器,有效体积为15 L,通过设置加热管将温度保持在30℃左右,pH范围控制在7.5~8.0,HRT为24 h。出水进入沉淀池(有效体积为2 L),污泥通过蠕动泵回流至反应器。

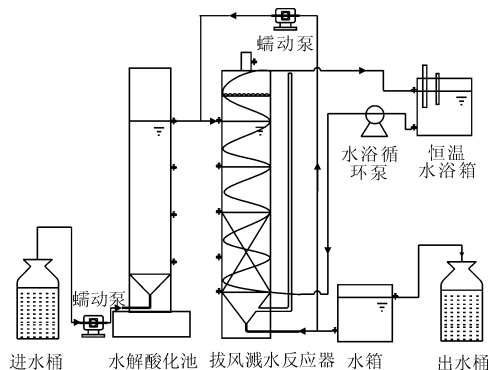


图1 反应器系统流程示意

1.3 接种污泥

接种好氧活性污泥取自大连凌水河污水处理厂,用于培养亚硝化污泥,接种污泥悬浮颗粒浓度为3 000 mg/L;填料上接种的反硝化菌与ANAMMOX菌种取自本实验室,其中厌氧氨氧化活性为30 mmol/(g·d)。

水解酸化污泥取自大连夏家河子污水处理厂,接种污泥悬浮颗粒浓度为 3500 mg/L。

1.4 分析方法

NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N 均采用国家标准方法分析,挥发性有机酸(VFA)采用气相色谱法,COD采用重铬酸钾法,总氮采用 TOC (TOC2VCPH, Shimadzu) 分析仪测定。水中溶解氧浓度(DO)和 pH 分别采用溶解氧分析仪(YSI, Model55, USA)和 pH 计(Sartorius AG)测定。

1.5 实验步骤

实验主要分为两个阶段:

第一阶段:亚硝化污泥培养与 SNAD 填料挂膜

首先,将凌水污水厂活性污泥投入亚硝化污泥培养反应器,连续曝气 24 h 后,排出悬浮污泥。连续进入 NH_4^+ -N 废水,通过控制溶解氧浓度实现亚硝化污泥的驯化培养。亚硝化污泥驯化阶段为 45 d。同时在培养 ANAMMOX 污泥的反应器中投入填料与 ANAMMOX 污泥,继续连续模拟氨氮废水挂膜 5 d。将驯化的亚硝化污泥投入厌氧氨氧化培养反应器中,控制好温度、pH 与溶解氧,挂膜 24 d。为避免原水 COD 对自养脱氮菌的干扰,最后将反硝化菌投入其中,进水中加入 NH_4^+ -N 与有机碳源,挂膜 12 d。

第二阶段:水解酸化-SNAD 反应器处理模拟农村生活废水

将已经挂膜的 SNAD 填料投入 SNAD 生物滤池,同时启动厌氧水解酸化与 SNAD 单元,形成组合工艺,并用模拟农村生活污水进行贯通实验验证,实验期间为 40 d。

2 结果与讨论

2.1 亚硝化污泥驯化培养

在亚硝化污泥培养反应器中驯化 45 d,分为亚硝化污泥的驯化(0~24 d)以及亚硝化污泥的富集培养(24~45 d)两个阶段。在亚硝化污泥驯化阶段,反应器进水 NH_4^+ -N 浓度控制在 97.3 mg/L 左右。0~14 d,出水 NH_4^+ -N 浓度均大于进水 NH_4^+ -N 浓度,先从初始的 87.2 mg/L 增至 154.7 mg/L,然后逐渐降低。这主要是由于反应器进水中没有投加有机碳源,在限氧、缺乏营养物质的条件下污泥中的好氧异养菌死亡后被厌氧分解,产生 NH_4^+ -N,从而使出水中 NH_4^+ -N 浓度大于进水 NH_4^+ -N 浓度。随着驯化过程的进行,出水 NH_4^+ -N 浓度逐渐降低,第 24 d 降至 40.1 mg/L。在亚硝化污泥富集培养阶

段, NH_4^+ -N 浓度提高至 157.3 mg/L,此时出水 NH_4^+ -N 浓度从 92.3 mg/L 降至 72.5 mg/L, NH_4^+ -N 的去除率提高至 50.5%,此时污泥颜色为黄褐色,表明了反应器污泥当中亚硝化污泥占据主导地位,经过半个多月时间的运行,反应器亚硝化污泥活性再次达到稳定状态。

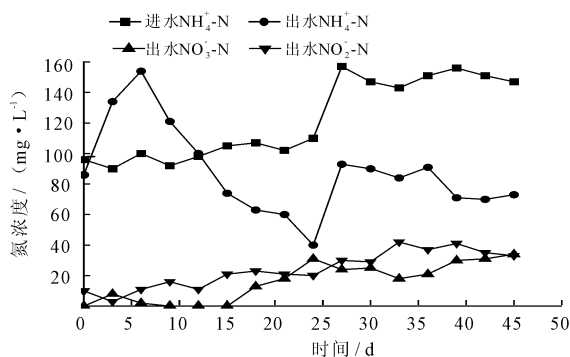


图2 亚硝化菌培养阶段进出水中氮化合物浓度随着时间的变化曲线

2.2 SNAD 生物膜的驯化培养

在已经完成挂膜的 ANAMMOX 反应器内投入已驯养好的亚硝化污泥,通过控制溶解氧(0.8~1.2 mg/L),实现在一个反应器中同时进行半硝化和厌氧氨氧化反应(CANON 反应)。CANON 反应运行结果如图 3 所示。在 CANON 工艺启动与运行阶段,反应器进水 NH_4^+ -N 浓度控制在 150 mg/L 左右。0~12 d,反应器出水 NH_4^+ -N 浓度逐渐从 48.4 mg/L 升至 76.5 mg/L。出水 NO_3^- -N 浓度却有所降低,这主要是因为通过调控及优化溶解氧,水力停留时间等条件后,亚硝化菌在生物膜耗氧区将部分 NH_4^+ -N 氧化成 NO_2^- -N,使生物膜内层进行变为厌氧环境有利于厌氧氨氧化反应的进行,使有一部分硝化菌由于环境条件,种间斗争被分解。并且在此期间内,亚硝化细菌与 ANAMMOX 菌协同共生需要一段适应期,因此氮的转化形式并不吻合 CANON 反应;随着实验的进行,亚硝化在生物膜好氧区开始逐渐占据主导地位,亚硝化细菌消耗生物膜内部的溶解氧将部分 NH_4^+ -N 氧化 NO_2^- -N,为下一步 ANAMMOX 反应提供厌氧条件,此时 ANAMMOX 菌趋向于生物膜内侧生长并在在厌氧环境下将剩余的 NH_4^+ -N 和亚硝化产生的亚硝态氮转化成氮气。12~24 d,出水 NH_4^+ -N 浓度基本保持稳定趋势降低,从 76.5 mg/L 降低至 30.3 mg/L, NH_4^+ -N 去除率从 47.5% 增至 73.3%,TN 的去除率达到了 70% 左右,两种菌群对底物的去除达到平衡,从而使得 NH_4^+ -N

与 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 都能得到有效去除,实现 CANON 自养脱氮。

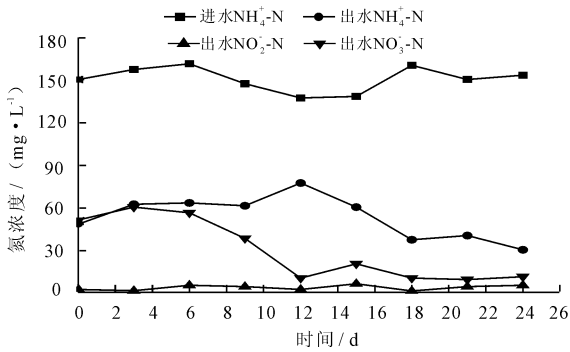


图3 CANON 生物膜培养阶段进出水中氮化合物浓度随着时间的变化曲线

向已经完成挂膜的 CANON 的反应器内投入已驯养好的反硝化污泥,原水中加入 COD,进行 SNAD 生物膜的挂膜过程。如图 4 所示,12 d 以内,出水 COD 浓度由 87.1 mg/L 降至 47.2 mg/L,出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度由 50.7 mg/L 降低到 36.9 mg/L, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度与 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度在 12 d 时都已降至 3 mg/L,表明反硝化污泥效果良好。12 d 内 COD 与 TN 去除率分别为 53.4% 与 71.6%,反应器内悬浮污泥浓度低于 100 mg/L,表明 SNAD 填料基本完成挂膜过程。

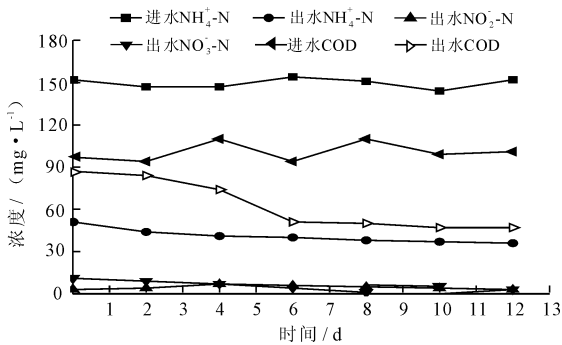


图4 SNAD 生物膜培养阶段进出水中氮化合物浓度随着时间的变化曲线

2.3 水解酸化-SNAD 工艺启动与运行

2.3.1 水解酸化单元运行效果

控制厌氧水解酸化 HRT 为 3.6 h,整个工艺运行阶段,反应器进出水 COD 浓度、COD 去除率变化如图 5 所示。进水 COD 为 156.2 mg/L,此时 C/N 比为 3:1。经过水解酸化后,出水 COD 浓度从 140 mg/L 降至 61 mg/L,去除率逐渐提高至 56.74%。在开始的 4 d 内,COD 去除率较低。5~10 d 内出水 COD 浓度不断降低,从 137 mg/L 降至 80 mg/L,接种水解酸化菌逐渐适应新的环境。10~18 d,出水 COD 浓度保持在 70

mg/L 左右,表明水解酸化单元去除 COD 已经达到稳定阶段。此时出水的 C/N 比约为 1.4:1。Chen 等人在 SNAD 实验研究中认为最优的 C/N 比为 1:2^[7],因此进一步降低进水 COD 浓度至 100 mg/L,原水 C/N 比保持为 2:1。经过 20 多天的连续反应,出水 COD 降至 30 mg/L 左右,COD 去除率升至 69.0%,相较进水 150 mg/L 时去除率有明显提高。此时出水 C/N 比约为 3:5。

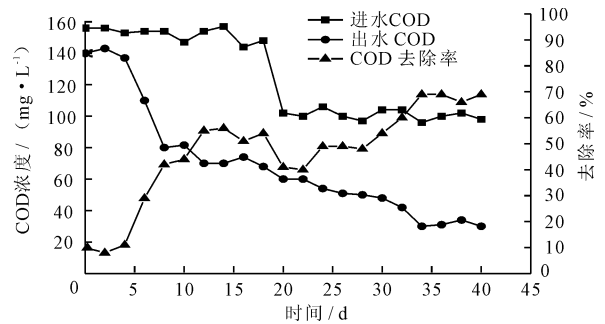
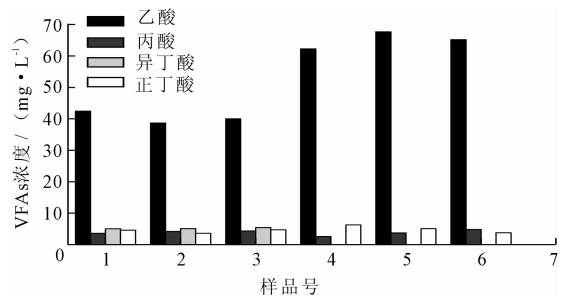


图5 水解酸化单元进出水中 COD 浓度与 COD 去除率随着时间的变化曲线

VFAs 的组成的对于厌氧水解酸化反应的效果直接相关,尤其在随后的脱氮碳源选择和对 ANAM-MOX 菌的生长代谢上有较大的影响。在本实验中,VFAs 产物主要是乙酸,丙酸,异丁酸,正丁酸(图 6)。



(1、2、3、4、5、6 分别表示第 16、18、20、36、38、40 d 的样品)

图6 出水中 VFAs 浓度分布图

从图 6 可以看出,乙酸是厌氧水解酸化反应的主要产物,占据了总产物含量的 70% 以上。当投加碳源 COD 为 150 mg/L 左右时,前 3 个样品的 VFAs/COD 分别为 0.35、0.34 和 0.38,4 种酸所占比例则大致相似,在 VFAs 含量中所占比例平均为 75%、7.5%、9% 及 8.5%。当投加碳源 COD 为 100 mg/L 左右时,COD 去除率提高到 69%,VFAs/COD 分别为 0.71、0.72 和 0.75,VFAs/COD 提高一倍左右,同时乙酸平均含量提高到 88.4%,而异丁酸的浓度则变为 0。这主要是因为 pH 值是影响水解酸

化的重要因素之一,尤其对乙酸更为明显,由于正常情况下产乙酸只消耗一个三磷酸腺苷,在低 pH 条件下,一个三磷酸腺苷已经不满足产乙酸的能量,投加碳源 COD 为 100 mg/L 时水解酸化反应器内 pH 值的提高(提高大约 0.3 左右)加快了乙酸的产生。此外,异丁酸的消失可能是由于进水 COD 的降低导致低碳氮比从而影响对异丁酸菌活性的抑制^[8]。水解酸化单元进出水 NH_4^+ -N 浓度基本保持在 50 mg/L 左右。

2.3.2 SNAD 单元运行效果 水解酸化出水进入拔风溅水生物滤池,整个工艺运行阶段,反应器进出水氮化合物及 COD 浓度及去除率变化如图 7 所示。0~18 d 时,反应器 NH_4^+ -N 浓度由 34.9 mg/L 降低到 23.5 mg/L, NO_2^- -N 与 NO_3^- -N 平均浓度分别为 5 mg/L 与 16 mg/L; COD 的去除率在 50% 左右。此期间内总氮去除率不足 10%, 主要因为拔风管通风流速过慢且反应器内外温差过小,使通风效果不佳导致溶解氧浓度较低,造成 NH_4^+ -N 去除率只有 47.1% 左右;而反应开始至第 18 d,反应器处于室温条件下(12 °C),此温度下不利于亚硝化菌的生长代谢,因此产物大多为 NO_3^- -N,该温度也极大地抑制了 ANAMMOX 反应并影响了反硝化速率;此阶段水解酸化出水的 VFAs/COD 较低,同时出水未回流,导致反硝化脱氮效率较低;此外生物滤池进水 C/N 比约为 1.2:1,也影响了 SNAD 反应的效果^[7]。因此,从第 19 d 起,通过加热手段将反应器内温度控制在 34 ± 1 °C 左右,同时调节通风孔流速,提高反应器内部溶解氧,滤池出水回流至进水端,提高溅水溶氧的效果并强化反硝化反应。出水 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 及 COD 浓度逐渐降低,第 40 d 时分别为 3、4 与 7 mg/L,出水 NO_2^- -N 浓度为 1 mg/L; COD 与总氮去除率分别达到 76.7% 与 84.1%。此外第 32 d 进水 C/N 比降至 1:1,至第 40 d 降至 3:5。由图 7 可以看出,反应器 C/N 小于 1 时, NO_3^- -N 与 NO_2^- -N 浓度分别从 27.8、8 mg/L 降至 9、1 mg/L, TN 去除率增至 84.1%, COD 去除率提高到 76.7%,反应器运行良好, COD 去除率在 C/N 为 3:5 时保持稳定,该进水 C/N 比接近 SNAD 工艺最优 C/N 比(1:2)^[7]。此外 VFAs/COD 的提高也会加快反硝化反应速率并减小对 ANAMMOX 反应的影响,从而提高脱氮效率。由去除的 COD 浓度(23 mg/L,第 40 d)可知,由反硝化去除的总氮约为 5~6 mg/L 左右(按照去除 1 g NO_3^- -N 需要 4 g COD 计)^[9],其余大部分总氮去除由 ANAMMOX 反应完成。

推测 SNAD 生物膜的除碳脱氮机理为:亚硝化反应在生物膜好氧区占主导地位,反硝化反应与 ANAMMOX 反应在生物膜厌氧区占据主导地位。在生物膜好氧区,限氧条件下亚硝化菌消耗一定的溶解氧将部分 NH_4^+ -N 氧化成 NO_2^- -N,同时为生物膜内层的厌氧氨氧化与反硝化创造良好的厌氧环境;在生物膜厌氧区,限氧环境下剩余的 COD 与 ANAMMOX 产物 NO_3^- -N 进行反硝化反应,脱氮的同时降低 COD,为 ANAMMOX 菌提供最优的生长环境;在生物膜厌氧区内部,ANAMMOX 菌利用剩余的 NH_4^+ -N 以及亚硝化产物 NO_2^- -N 生成氮气及少量的 NO_3^- -N。

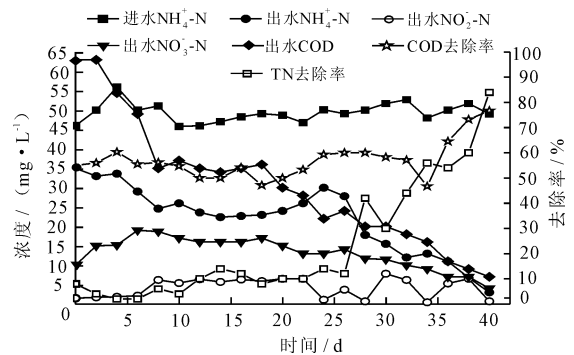


图7 SNAD 生物滤池进出水中氮化合物与 COD 浓度与去除率随着时间的变化曲线

3 结 语

通过本文试验结果的分析得出以下结论:

(1)水解酸化单元在 C/N 比 2:1 条件下, COD 的去除率可达到 69%, 出水 C/N 比为 3:5; VFAs 成分主要为乙酸,丙酸和正丁酸三种,浓度含量平均分别为 88.4%、6.5% 以及 5.1%, VFAs/COD 为 0.74。

(2)在 SNAD 脱氮单元,通过亚硝化、反硝化与厌氧氨氧化的耦合作用, COD 与总氮的去除率分别可达到 76.7% 和 84.1%。脱氮主要由 ANAMMOX 反应完成。

(3)厌氧水解-SNAD 组合工艺 COD 与总氮总去除率分别达到 92.8% 和 84.1%。

参考文献:

- [1] 中华人民共和国环境保护部等. 全国第一次污染源普查公报[EB/OL]. [2010-02-06]. 中央政府门户网.
- [2] Strous M, Kuenen J G, Jetten M S. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1999, 65(7):3248-3250.

- [3] 刘子振,肖斌,李晓龙,等. 废旧烧结砖再生混凝土性能试验研究[J]. 混凝土,2011(3):72-74.
- [4] 严捍东,陈秀峰. 废弃黏土砖再生骨料对混凝土性能的影响研究[J]. 四川建筑科学研究,2009,35(5):179-182.
- [5] 王长生. 再生粘土砖混凝土性能试验[J]. 房材与应用,2001,29(1):44-45.
- [6] Naceri A, Hamina M C. Use of waste brick as a partial replacement of cement in mortar [J]. Waste Management, 2009,29(8):2378-2384.
- [7] 宗兰,余倩,张士萍. 碎砖类骨料再生混凝土的力学性能研究[J]. 混凝土,2013(6):52-54.
- [8] 季昌良,翟爱良,翟文举,等. 再生砖粗骨料混凝土梁抗弯性能试验研究[J]. 水利水运工程学报,2012(6):59-64.
- [9] 季昌良,翟爱良,翟文举,等. 再生砖粗骨料混凝土梁正截面承载力试验与分析[J]. 水利与建筑工程学报,2013,11(4):72-76.
- [10] 王纯合,翟爱良,陈树建,等. 再生砖骨料混凝土梁斜截面抗剪承载力分析[J]. 水资源与水工程学报,2013,24(2):151-154.
- [11] 刘世忠. 基于 ANSYS 的钢筋混凝土结构非线性有限元分析[J]. 四川建筑,2006,26(2):92-95.
- [12] 汪冬生,吴铁君. ANSYS 中的钢筋混凝土单元[J]. 武汉理工大学学报(交通科学与工程版),2004,28(4):526-529.
- [13] 王瑞娟. 再生混凝土梁抗剪性能试验研究及非线性有限元分析[D]. 天津:天津城市建设学院,2010.
- [14] 杜朝华. 建筑垃圾再生骨料混凝土及构件受力性能研究[D]. 郑州:郑州大学,2012.
- [15] 陈丹丹,孙红梅. 钢筋混凝土非线性有限元分析中剪力传递系数的研究[J]. 中国港湾建设,2013(4):36-37.
- [16] 赵亚敏,唐习龙. 基于 ANSYS 钢筋混凝土梁开裂有限元模拟研究[J]. 西部探矿工程,2007,19(12):231-233.

(上接第 199 页)

- [3] Sliemers A O, Derwort N, Gomez J L, et al. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor[J]. Water Research, 2002, 36(10):2475-2482.
- [4] Linping K, Willy V. Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification system [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1998, 64(11):4500-4506.
- [5] Jensen M M, Thamdrup B, Dalsgaard T. Effects of specific inhibitors on anammox and denitrification in marine sediments [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2007, 73(10):3151-3158.
- [6] Güven D, Dapena A, Kartal B, et al. Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2005, 71(2):1066-1071.
- [7] Chen H, Liu S, Yang F, et al. The development of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(4):1548-1554.
- [8] Wang D, Wang G, Xu X, et al. Multiple factors influencing anaerobic acidogenic pretreatment in an up-flow non-woven biofilm reactor [J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 221(2):37-43.
- [9] 方晶晶,马传明,刘存富. 反硝化细菌研究进展[J]. 环境科学与技术,2010,33(6E):207-210+264.