

微生物超量吸收实现生物脱氮

邓久华, 王冬波, 李小明*, 曾光明

(湖南大学环境科学与工程学院, 长沙 410082)

摘要:研究了 SBR 在不同 pH 值条件下处理模拟城市生活污水中的脱氮效果. 结果表明, 在曝气时间为 4 h, 沉淀静置时间为 4 h, 进水 COD 浓度为 250 ~ 300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 进水 NH_4^+-N 浓度 30 ~ 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, R2 (pH 为 8.0 ± 0.2) 出水氨氮浓度降到 0 ~ 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 同时有大量的硝态氮生成, 出水中硝态氮 ($\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N}$) 的浓度基本在 8 ~ 10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, TIN (TIN = $\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N}$) 的去除率在 70% 左右. R1 (pH 为 7.0 ± 0.2) 出水氨氮浓度降到 0 ~ 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而硝态氮浓度在整个过程中基本保持不变且含量极低 (1 ~ 2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 污泥中总氮含量较高且 4 h 好氧阶段呈先下降后上升的趋势, 典型周期好氧开始时污泥中总氮含量为 214 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 好氧 1 h 时含量为 210 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 好氧结束时含量为 215 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, 水相中 TIN 的去除率达到 85% 以上. 说明在本研究特殊的工艺条件下, SBR 能够实现较高的生物脱氮效果, 但氮的去除并不是通过传统的硝化反硝化途径实现, 而是通过排除微生物超量吸收的富氮污泥来实现.

关键词: SBR; 生物脱氮; 模拟城市生活污水

中图分类号: X703.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2009)08-2320-06

Biological Nitrogen Removal with Excess Nitrogen Uptake by Microorganisms

DENG Jiu-hua, WANG Dong-bo, LI Xiao-ming, ZENG Guang-ming

(College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China)

Abstract: The performance of nitrogen removal with sequencing batch reactors were investigated in different pH conditions using simulated municipal wastewater. The experimental results showed that ammonium and nitrate as well as nitrite in R2 (pH controlled at 8.0 ± 0.2) were 0-1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and 8-10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ respectively, while ammonium and nitrate as well as nitrite in R1 (pH controlled at 7.0 ± 0.2) were 0-5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and 1-2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ respectively under the operational process of 4-hour aeration $\rightarrow$ 4-hour settle/idle phase, which indicated the removal rates of TIN (TIN = $\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N}$) in R1 and R2 were above 85% and about 70% respectively, when the COD and ammonium concentrations in influent were 250-300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 30-40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively. Total nitrogen in sludge was at a high level and increased in the aeration after decreasing in the first hour aeration, the content of total nitrogen in sludge was 214 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ at the beginning of aerobic phase, 210 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ in the first aeration and 215 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ at the end. The researches indicated that high efficiency of nitrogen removal could be obtained in sequencing batch reactor and nitrogen removal in this study was not realized by traditional nitrification/denitrification approach but by the discharge of rich-nitrogen sludge.

Key words: SBR; biological nitrogen removal; simulated municipal wastewater

近年来,氮化合物导致水体污染和水质富营养化的现象日益严重,世界各国对氮化合物出水的排放标准越来越严格.因此,污水的处理不仅需要从污水中去除有机污染物,而且还要去除氮化合物.

废水中的氮主要以有机氮(胺基、氨基、硝基化合物及其他有机含氮化合物)和无机氮(氨、亚硝酸盐、硝酸盐)2种形态存在.废水中的有机氮主要以蛋白质和氨基酸的形式存在,其中蛋白质通过氨化作用分解为氨基酸,而氨基酸又通过脱氨基作用后进入三羧酸循环,代谢后形成氨氮,有机氮的氨化过程在废水生物处理中比较容易实现.因此,无机氮的去除成为了废水研究领域的热点.废水中生物去除无机氮的基本原理是建立在传统硝化/反硝化基础上的.污水中的氨氮在好氧条件下,通过好氧的自养型亚硝酸菌和硝酸菌的作用,将废水中的氨氮氧化

为亚硝酸盐氮或硝酸盐氮,然后在缺氧条件下,利用反硝化细菌(脱氮菌)将亚硝酸盐和硝酸盐转化为氮气从废水中逸出,从而达到从废水中脱氮的目的.关于生物脱氮方面的研究,围绕有效利用碳源,降低能耗以及提高去除率等问题不断有研究进展,报道的内容包括:工艺改进^[1,2]、微生物学机制^[3]、过程控制^[4]、数学模型^[5]、工程应用等方面^[6-8].其中代表性成果包括:以厌氧氨氧化为基础的全自养脱氮^[9]、短程硝化反硝化^[10]、同步硝化反硝化^[11],相应的工

收稿日期:2008-09-21;修订日期:2008-10-16

基金项目:教育部新世纪优秀人才支持计划项目(NCENT-0770);国家自然科学基金项目(50478054);国际科技合作重点项目(2004DFA06200);长沙市科技计划重点项目(K051132-72)

作者简介:邓久华(1976~),男,博士,主要研究方向为水污染处理技术与控制, E-mail: dengjh@hnu.cn

* 通讯联系人, E-mail: xmli@hnu.cn; xmli121x@hotmail.com

艺 技 术 包 括 SHARON-ANAMMOX 工 艺、Deammonification 工艺、同步硝化反硝化工艺等.

无论是传统的脱氮工艺还是最新的脱氮研究,城市生活污水的生物脱氮工艺仍然是建立在传统脱氮理论(硝化-反硝化)的基础上的.要达到良好的生物脱氮效果,反应系统中就需要设立适合硝化菌、反硝化菌生长的好氧/缺氧交替的环境,作为污水处理工艺中最简单、最容易操作的 SBR 单级好氧活性污泥法处理含氨氮废水时,虽然出水中氨氮的浓度基本能够实现达标排放,但一般出水中仍有大量硝态氮无法从水相中去除.本研究小组于 2006 年 4 月在对 SBR 反应器进行同步脱氮除磷的实验研究中发现,在采用 SBR 单级好氧活性污泥法处理模拟城市生活污水的脱氮除磷过程中^[12],控制 pH 值在 7.0 左右时,不但氨氮能得到较好去除,而且出水中硝态氮浓度也很低.对此实验现象,本研究小组进行了深入分析,并考察了不同 pH 值条件下 SBR 单级好氧活性污泥法不同的脱氮效果,以期找出上述实验现象的原因.

表 1 进水水质/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
Table 1 Synthetic wastewater/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

COD	NH_4^+-N	TP	碳酸氢钠	硫酸镁	氯化钙	硫酸亚铁
250 ~ 300	30 ~ 40	8 ~ 10	150 ~ 200	8	5	2

1.3 分析方法

COD: 重铬酸钾法^[13]; NH_4^+-N : 纳氏试剂光度法^[13]; NO_3^--N : 酚二磺酸光度法^[13]; NO_2^--N : *N*-(1-萘基)-乙二胺光度法^[13]; MLSS: 重量法^[14].

污泥总氮:取适量污泥样品,在 120 ~ 124℃的碱性介质条件下,用过硫酸钾作氧化剂,将水样中的大部分有机氮化合物、氨氮和亚硝酸氮氧化为硝酸盐氮.而后,用紫外分光光度法分别于波长 220 nm 与 275 nm 处测定其吸光度,按 $A = A_{220} - 2A_{275}$ 计算硝酸盐氮的吸光度,从而计算总氮的含量^[15].

2 结果与讨论

2.1 SBR 在不同 pH 值条件下稳定运行中的脱氮效果

由图 1 可以看出,两反应系统在 pH 不同,其它反应环境均基本相同的条件下,出水中氨氮、硝态氮和 TIN 的去除率均有较大的区别.

稳定运行中, R2(8.0 ± 0.2)在 TIN 进水浓度为 30 ~ 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,出水中氨氮浓度基本稳定在 0 ~ 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,同时有大量的硝态氮生成,出水中硝态氮的浓度基本在 8 ~ 10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, TIN 的去除

1 材料与方法

1.1 实验装置及运行方法

SBR(2 个)采用有机玻璃制作,有效体积约 12 L.实验运行方式:进水 + 好氧段(4 h)→沉淀 + 出水(0.5 h)→静置(3.5h)的方式,采用单级好氧的实验方式,不设缺氧段,好氧采用鼓风曝气.接种活性污泥取自长沙市第一污水处理厂,最初反应器中接种活性污泥浓度为 4 000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右,按上述方式进行驯化培养,约 14 d 开始试运行.

1.2 污水水质

两反应系统进水均采用合成废水,有机碳源主要采用葡萄糖,氨氮主要采用氯化铵,以磷酸二氢钾模拟水中溶解性磷酸盐,碳酸氢钠作为无机碳源,并投加少量钙、镁、铁化合物和微量元素以促进微生物生长,通过滴加 NaOH(0.1 mol/L)和 HCl(0.1 mol/L)来调节 pH 值,使一个反应器(R1)的 pH 值控制在 7.0 ± 0.2,另一个反应器的 pH 值控制在 8.0 ± 0.2 左右.进水水质如表 1 所示.

率在 70%左右,由于反应过程中没有设立反硝化菌所需要的缺氧环境,导致 R2 出水中大量的硝态氮存在.除微生物正常生长代谢所摄取的 N 元素外,反应过程中有大量的 TIN 从污水中去除,说明 R2 在整个反应过程中仍有反硝化反应发生,这与近年的研究基本相符.近年来许多研究者发现在几种如氧化沟、SBR 工艺、生物转盘、CAST 工艺^[16,17]等生物处理系统中,存在同步硝化反硝化尤其是有氧条件下的反硝化(aerobic denitrification)现象,研究者普遍认为微环境的存在是其主要原因:由于氧扩散受到一定的限制,在微生物絮体内形成溶解氧梯度,在絮体内部则可能产生缺氧区甚至厌氧区,形成发生反硝化的微环境,致使反硝化菌在絮体内部占优势,当反硝化所需要的有机碳源进入絮体内时便可能发生反硝化反应^[18].另外,从微生物发展的角度看^[19],也可能存在着目前尚未被认识的微生物菌种(如好氧条件下的反硝化细菌)能使同时硝化反硝化现象发生.然而, R1(pH 7.0 ± 0.2)中 TIN 的变化与 R2 有较大的差别. R1 在 TIN 进水浓度为 30 ~ 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,出水中氨氮浓度基本稳定在 0 ~ 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,

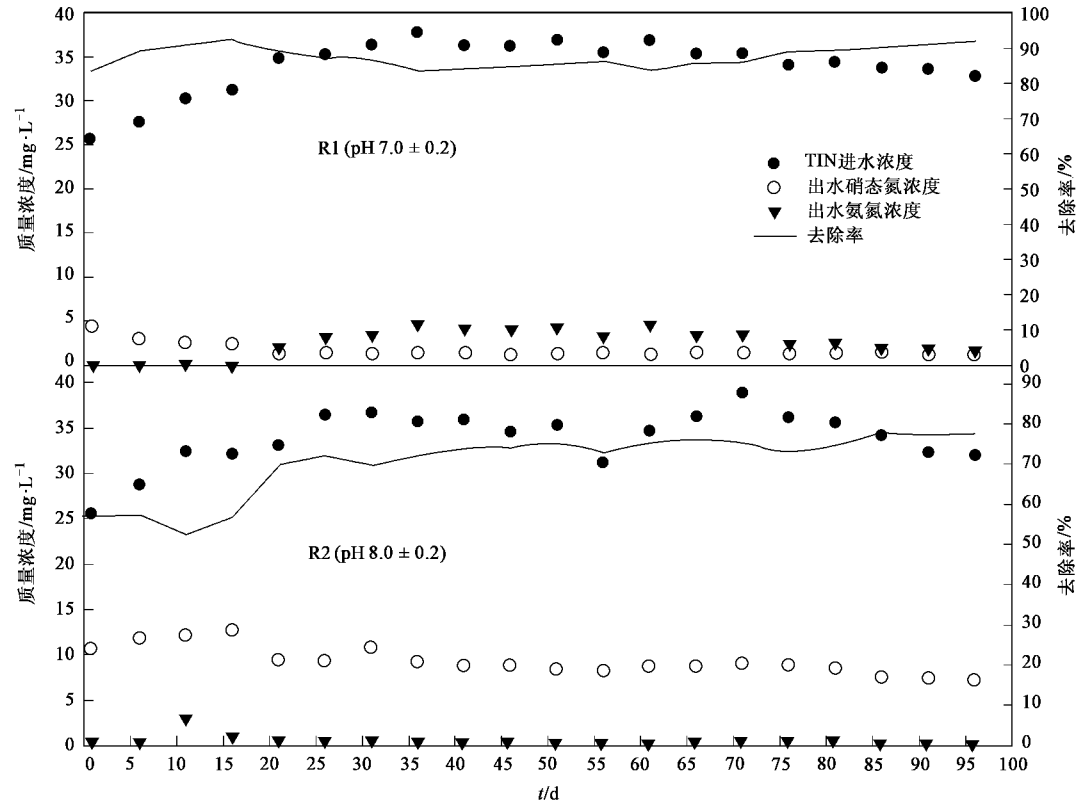


图 1 不同 pH 条件下 TIN 的去除效果

Fig.1 TIN removal efficiencies in different pH conditions

但出水中硝态氮的浓度很低,硝态氮的浓度基本在 $1 \sim 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,TIN 的去除率达到 85% 以上.

2.2 典型周期内各参数的变化

针对上述研究中良好的脱氮实验现象,研究小组进行了重点分析,监测了两反应系统典型周期内污水中各参数的变化情况,结果如图 2 所示.

从图 2 可知,两反应器中溶解氧(DO)浓度在好氧段曝气后迅速降低(R1 在 2 min 内由 $6.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降到 $0.58 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; R2 在 2 min 内由 $6.42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降到 $0.68 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),并在前 30 min 内均保持在较低水平,这是由于微生物经上周期静置后处于“饥饿”状态,在本周期有机物存在的情况下迅速生长繁殖,过量消耗水中溶解氧. R2 中氨氮呈平缓下降的趋势,进水氨氮浓度为 $30.38 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,出水氨氮浓度为 0,且在曝气过程中出现亚硝态氮和硝态氮的积累现象(亚硝态氮在 120 min 时积累最多,达到 $3.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;硝态氮在曝气结束时积累达 $9.46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),但反应系统中硝态氮的积累量远小于氨氮的减少量,说明整个反应器虽然属于好氧环境,但由于曝气不均匀,加上微生物内部存在溶解氧浓度梯度,反应器中仍有反硝化反应发生,这与文献[12]相似. R1

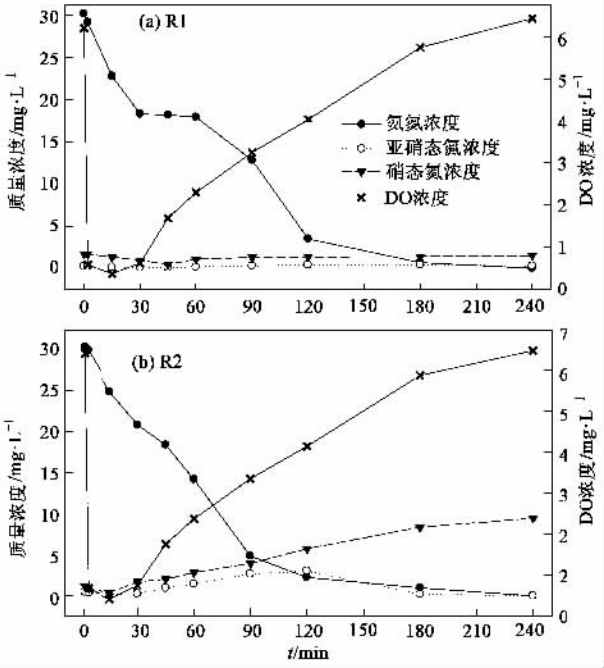


图 2 R1 典型周期内各参数的变化

Fig.2 Variety of multi-parameter in the representative cycle

中反硝化菌在此低溶解氧条件下发生了反硝化反应,导致硝态氮浓度有所降低(硝态氮浓度从 1.7

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降到 $0.95\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 亚硝态氮浓度从 $0.22\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降到 $0.06\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 硝态氮浓度虽然在 45 min 后有所升高, 但整个反应过程中均未见明显上升, 可见 R1 中硝化菌特别是亚硝酸菌受到强烈的抑制. 虽然反应器中异养型微生物会在有大量有机物存在的前提下迅速繁殖成为优势种属, 从而对硝化菌产生一定的抑制作用, 考虑到 R2 在有机物浓度大致相同的条件下仍有大量硝态氮生成, 因此异养型微生物不是 R1 中亚硝酸菌受到强烈抑制的主要原因. 有研究表明^[20], 亚硝酸菌的生长速度当 pH 值在 8.0 附近达到最大, 亚硝酸型硝化要求 pH 值必须控制在 7.4~8.3 之间, 而 R1 中 pH 值控制在 7.0 ± 0.2 , 因此 R1 中 pH 值的控制导致了反应过程中低硝态氮浓度. 氨氮浓度在前 30 min 内下降明显, 主要是异养型微生物大量繁殖的结果, 在 30~60 min 内几乎没有明显变化, 而在 60~120 min 又迅速下降, 而后氨氮浓度缓慢降低, 出水中氨氮浓度接近于 0. R1 中好氧段 60 min 以后出现的特殊的实验现象(即硝态氮无明显变化而氨氮逐渐从污水中去除)显然无法用传统的生物脱氮理论解释.

2.3 R1 中氮的去除途径

废水中氮的去除方法有物理法、化学法和生物法 3 种; 某些化学法或物理化学法可以有效地从废水中实现氮的去除. 物化脱氮法主要包括离子交换

法、折点加氯法、絮凝沉淀法和吹脱法. 离子交换是指在固体颗粒和液体之间的界面上发生的离子交换过程, 一般指水溶液通过树脂时所发生的固-液界面离子相互交换的过程. 折点加氯法是利用 Cl_2 在水中电离生成的次氯酸(HOCl)与 NH_4^+ 反应生成 N_2 而使氮从水体中去除. 絮凝沉淀法是指在废水中加入絮凝剂, 与氨氮形成沉淀从而达到脱氮的目的. 本研究中显然没有离子交换剂、次氯酸和絮凝剂的存在(表 1), 另外, 吹脱脱氮作用只有当 $\text{pH}>9.5$ 时才能发生, 而 R1 中 pH 值控制在 7.0 ± 0.2 , 因此, R1 中出现的脱氮现象不是通过物理化学法来实现.

另外, 本研究也排除了 R1 中氮的去除是微生物自身正常生长和新陈代谢的结果. 有研究表明, 微生物正常生长和新陈代谢所摄取 N 的量与污水中 COD 的浓度有关, COD 的浓度与微生物摄 N 量比为 20:1, 而本研究中 COD 与 TN 浓度比约为 8:1, 远小于正常的 COD/TN 比.

为进一步探讨 R1 中氮的去向, 研究了典型周期内水相中 TIN、污泥中 TN、COD 与 MLSS 的变化, 结果如图 3 所示.

从图 3 可以看出, 在好氧段前 30 min, COD 迅速降低(COD 浓度从 $294\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降到 $62\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), MLSS 浓度增长较快(MLSS 浓度从 $4\ 076\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $4\ 186\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 这是因为异养型微生物在好氧段

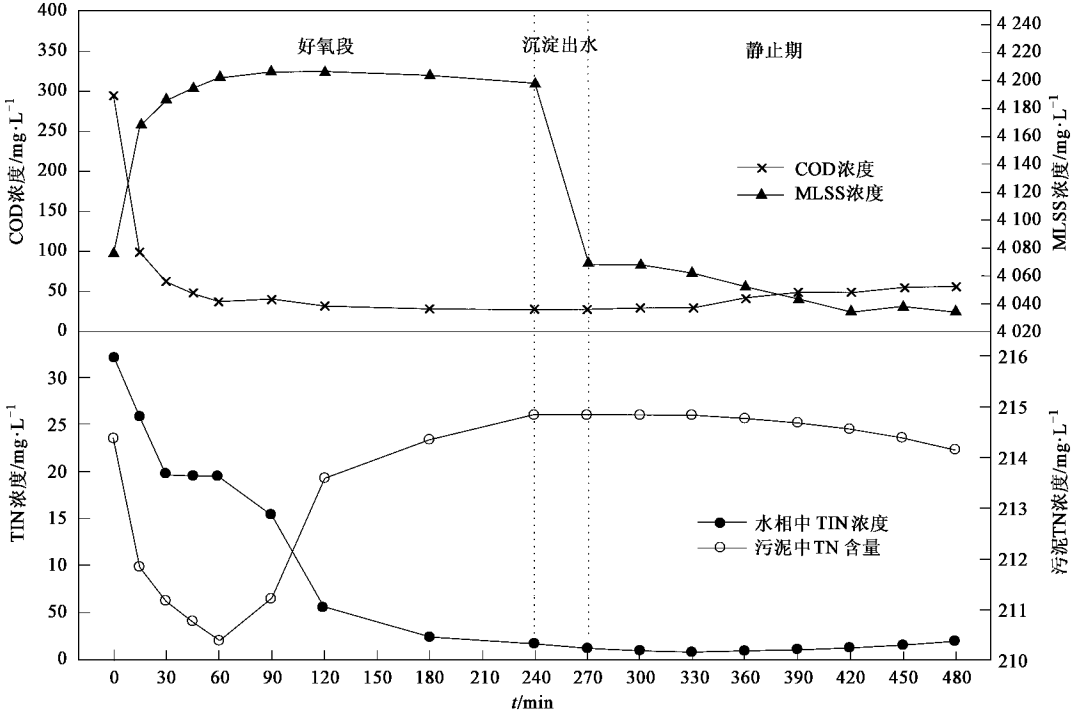


图 3 R1 典型周期内 TIN、污泥中 TN、COD 及 MLSS 的浓度变化

Fig.3 Variety of TIN, total nitrogen in sludge, COD and MLSS in the representative cycle of R1

碳源充足的条件下迅速生长繁殖,处于微生物生长的指数期.此外,由于本研究中采用的好氧(4 h)-静置(3.5 h)交替运行的方式,使微生物处于基质丰富与基质缺乏的交替环境,此动态过程会诱导微生物在好氧条件下迅速将外碳源合成体内储能物质(如糖原质等),使增长的 MLSS 浓度远远大于普通活性污泥工艺^[21,22].30~60 min COD 浓度下降和 MLSS 浓度增长相对缓慢(60 min 时 COD 浓度为 36 mg·L⁻¹, MLSS 浓度为4 202 mg·L⁻¹),这是由于污水中易降解的有机物大部分已在好氧段前 30 min 消耗.在前 60 min 内污泥中 TN 含量有明显降低(污泥 SS 中 TN 含量从 214 mg·g⁻¹降到 210 mg·g⁻¹),这是前 60 min 内异养型微生物的大量繁殖导致污泥浓度上升的结果.好氧段 60 min 后,COD 与 MLSS 浓度均变化不大,出水 COD、MLSS 浓度分别为 28 mg·L⁻¹和4 198 mg·L⁻¹,而水相中 TIN 下降明显,同时污泥中 TN 含量有明显的增加,好氧结束时水相中 TIN 和污泥 SS 中 TN 含量分别为 1.71 mg·L⁻¹、215 mg·g⁻¹.图 3 显示了 R1 污泥中氮的含量比传统剩余污泥中氮含量高很多.有研究表明,按细胞干重计算,微生物细胞中约含氮 12.5%^[23],普通剩余污泥中氮含量在 11.4%左右^[15],而 R1 中氮含量却达到了 21.48%,这说明 R1 中氮的去向是从水相进入到了污泥中.在好氧结束时排除约 130 mg·L⁻¹的增长污泥以稳定反应器中污泥浓度,即排出约 1.56 g 污泥,污泥龄约为 10 d.由于好氧结束时污泥 SS 中 TN 含量为 215 mg·g⁻¹,则排出的 N 约为 315 mg,这表明 R1 中 TIN 的去除主要是通过排除高含量的富氮污泥来实现.图 3 中 240~480 min 为 2 个周期之间的沉淀、静置期,由于系统处于厌氧水解状态,导致 MLSS 浓度和污泥中 TN 含量有少量减少,COD 浓度和水相中 TIN 有少量上升.

3 讨论

图 3 证实了 R1 中氮的超量积累现象,由于普通的污泥吸附也能导致污泥中氮元素的积累,那么 R1 中氮的超量积累现象是否为污泥吸附的结果?从图 4 可以看出,系统中确实发生了污泥吸附(好氧 120 min 时氨氮吸附量达到 9.67 mg·L⁻¹),然而,氨氮吸附量在好氧 120 min 后迅速下降,在曝气结束时氨氮吸附量仅有 0.24 mg·L⁻¹,说明本研究中 R1 中氮的超量积累不是污泥吸附的结果.

如前所述,本研究 R1 中氮的去除主要不是通过传统的硝化/反硝化途径而是通过排除富氮的剩

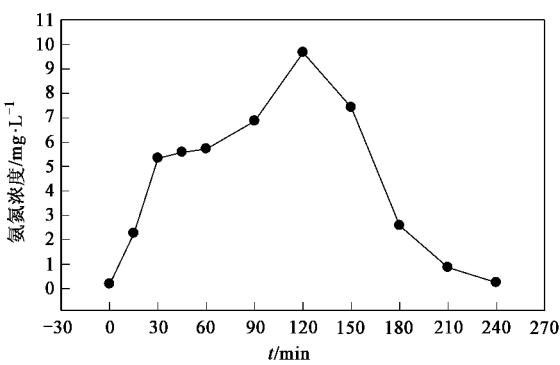


图 4 R1 典型周期内氨氮吸附量

Fig.4 Extractable NH₄⁺-N during a typical aerobic cycle of R1

余污泥来实现,而剩余污泥的含量与污水中有机物浓度有关.为此,笔者进行了进一步研究证实.图 5 是 R1 稳定运行中一个普通周期进水未投加有机碳源时好氧段各 N 元素的变化情况.由于没有异养型微生物可利用的有机碳源,因此异养型微生物不会与其他自养型微生物如硝化菌竞争 N 源,而整个好氧段亚硝酸氮与硝酸氮仍无明显变化,这进一步证实了 R1 中硝化菌被抑制是低 pH 值的结果.反应过程中氨氮与 TIN 在前 60 min 有少量降低(氨氮浓度从 26.77 mg·L⁻¹降到 23.32 mg·L⁻¹, TIN 浓度从 27.35 mg·L⁻¹降到 24.49 mg·L⁻¹),但 60 min 后氨氮与 TIN 均缓慢上升,好氧结束时氨氮与 TIN 浓度分别为 26.95 mg·L⁻¹、27.91 mg·L⁻¹,甚至略高于氨氮与 TIN 进水浓度,这可能是过量曝气的结果.这说明 R1 反应过程中在进水未投加有机碳源时,TIN 几乎不能从污水中去除,也进一步证实了 R1 中氮的去除主要是异养型微生物生长繁殖中过量吸收所致.

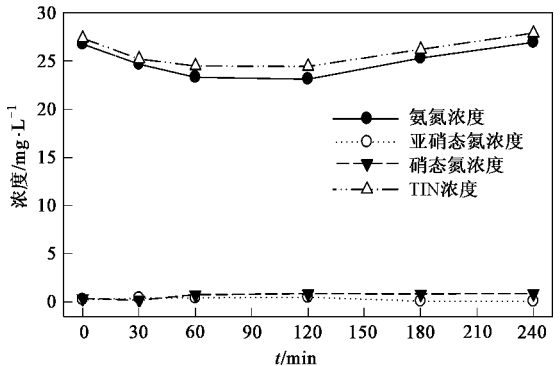


图 5 R1 进水未投加有机碳源时 N 元素的变化

Fig.5 N varieties in R1 without organic carbon sources in influent

对于本研究中 R1 出现异养型微生物生长繁殖过量吸氮的具体原因,目前尚不能确定,可能是本研究中特定的运行方式(即:好氧段/长时间静置/好氧

段)反复交替运行的结果.在 R1 稳定运行过程中,由于受 pH 值的影响,硝化菌被抑制,导致整个反应过程中硝态氮浓度很低;而在两好氧段之间的较长时间静置期内,微生物处于“饥饿”状态,微生物在自身新陈代谢中分解前一好氧段吸收的含碳、氮等元素的好氧储能物质作为能源和氮源,诱导微生物特别是异养型微生物在下一好氧段大量生长繁殖时超量摄取污水中的碳、氮等元素合成好氧储能物质,作为下一静置期“饥饿”时的氮源和能源,通过排除高含氮量的剩余污泥实现脱氮目的.在笔者以前的研究中,另一种好氧储能物质聚磷(poly-P)也被观察到有类似的超量积累现象^[24].

本研究中出现微生物超量吸收污水中氮的现象,将丰富传统的生物脱氮理论与工艺,对低氮废水特别是低碳低氮的城市生活污水处理具有重要的价值和意义.

4 结论

SBR 在不同 pH 值条件下对模拟城市生活污水中的脱氮效果有较大的区别.稳定运行中,R2(pH 8.0±0.2)在 TIN 进水浓度为 30~40 mg•L⁻¹时,出水中氨氮浓度基本稳定在 0~1 mg•L⁻¹之间,同时有大量的硝态氮生成,出水中硝态氮的浓度基本在 8~10 mg•L⁻¹之间,TIN 的去除率在 70%左右;R1(pH 7.0±0.2)在 TIN 进水浓度为 30~40 mg•L⁻¹时,出水中氨氮浓度基本稳定在 0~5 mg•L⁻¹之间,但硝态氮在整个过程中基本保持不变且含量极低,硝态氮的浓度基本在 1~2 mg•L⁻¹之间,TIN 的去除率达到 85%以上.R1 污泥中总氮含量较高且在 4 h 好氧阶段呈先下降后上升的趋势,典型周期好氧开始时污泥中总氮含量为 214 mg•g⁻¹,好氧 1 h 时含量为 210 mg•g⁻¹,好氧结束时含量为 215 mg•g⁻¹,水相中 TIN 的去除率达到 85%以上.这表明除传统的硝化/反硝化生物脱氮途径外,还存在氮的超量吸收现象,而本研究 R1 中氮的去除主要途径正是在微生物超量吸收氮后排除剩余的富氮污泥来实现.

参考文献:

[1] 薛艳,黄勇,潘杨. 废水生物脱氮除磷工艺的进展与评述[J]. 工业用水与废水,2006,37(3):11-15.

[2] Casellas M, Dagot C, Baudu M. Set up and assessment of a control strategy in a SBR in order to enhance nitrogen and phosphorus removal [J]. Process Biochem, 2006, 41: 1994-2001.

[3] 郝晓地,汪慧贞,钱易,等. 欧洲城市污水处理技术新概念——可持续生物除磷脱氮工艺(上)[J]. 给水排水,2002,28(6):6-11.

[4] Akin B S, Ugurlu A. Monitoring and control of biological nutrient

removal in a Sequencing Batch Reactor [J]. Process Biochem, 2005, 40: 2873-2878.

[5] Wang J S, Song Y H, Yuan P, et al. Modeling the crystallization of magnesium ammonium phosphate for phosphorus recovery [J]. Chemosphere, 2006, 65: 1182-1187.

[6] Huett D O, Morris S G, Smith G, et al. Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands [J]. Water Res, 2005, 39: 3259-3272.

[7] Yang Y, Inamori Y, Ojima H, et al. Development of an advanced biological treatment system applied to the removal of nitrogen and phosphorus using the sludge ceramics [J]. Water Res, 2005, 39: 4859-4868.

[8] Peng Y Z, Wang X L, Li B K. Anoxic biological phosphorus uptake and the effect of excessive aeration on biological phosphorus removal in the A²O process [J]. Desalination, 2005, 189: 155-164.

[9] Jetten M S M, Strous M, van de Pas-Schoonen K T, et al. The anaerobic oxidation of ammonium [J]. FEMS Microbiol Rev, 1999, 22: 421-437.

[10] Jetten M S M, Horn S J, van Loosdrecht M C M. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system [J]. Wat Sci Tech, 1997, 35(9): 171-180.

[11] Van Rijn J, Tal Y, Schreier H J. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications [J]. Aquacult Eng, 2006, 34: 364-376.

[12] 王冬波,李小明,曾光明,等. 内循环 SBR 反应器无厌氧段实现同步脱氮除磷[J]. 环境科学,2007,28(3):534-539.

[13] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. (第三版). 北京: 中国环境科学出版社, 1989.

[14] 顾夏声,黄铭荣. 水处理工程[M]. 北京: 清华大学出版社, 1985. 4-26.

[15] 赵庆祥. 污泥资源化技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002.

[16] Bruce E. Simultaneous denitrification with nitrification in single-channel oxidation ditches [J]. Journal WPCF, 1985, 57(4): 53-57.

[17] Goronszy M C, Demoulin G, Newland M. Aerated denitrification in full-scale activated sludge facilities [J]. Wat Sci Tech, 1997, 35(10): 28-30.

[18] 高廷耀. 生物脱氮工艺中的同步硝化反硝化现象[J]. 给水排水,1998,24(12):36-41.

[19] Remde A, Conrad R. Production of nitric oxide in *Nitrosomonas europaea* by reduction of nitrite [J]. Arch Microbiol, 1990, 154: 189-191.

[20] Jetten M S M, Wagner M, Fuerst J, et al. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process [J]. Environ Biotechnol, 2001, 12: 283-288.

[21] Dirck K, Henze M, van Loosdrecht M C M, et al. Storage and degradation of poly-β-hydroxybutyrate in activated sludge under aerobic conditions [J]. Water Res, 2001, 35: 2277-2285.

[22] Carucci A, Dionisi D, Majone M, et al. Aerobic storage by activated sludge on real wastewater [J]. Water Res, 2001, 35: 3833-3844.

[23] Iwema A, Meuijer A. Influence of nitrate on acetic acid induced biological phosphorus removal [J]. Wat Sci Tech, 1985, 17(11): 289-294.

[24] Wang D B, Li X M, Yang Q. et al. Biological Phosphorus Removal in Sequencing Batch Reactor with Single-stage Oxidic Process [J]. Bioresource Technol, 2008, 99: 5466-5473.