

城市污水短程硝化的控制策略及对污泥种群的影响^①杨 庆^② 彭永臻 王淑莹 杨岸明 郭建华* 高大文**

(北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室 北京 100022)

(* 哈尔滨工业大学市政环境工程学院 哈尔滨 150090)

(** 东北林业大学森林资源与环境学院 哈尔滨 150040)

摘 要 采用有效容积为 54m³ 的大型中试序批式活性污泥处理(SBR)反应器,研究了在常温下处理碳氮比(C/N)平均值为 2.16 的以生活污水为主的实际城市污水时短程硝化的实现和稳定问题。试验结果表明,采用分段进水的运行模式,使出水总氮(TN)达到了小于 3mg/L 的深度脱氮效果。同时通过对 SBR 反应阶段的实时控制,优化了污泥种群结构,从而实现了温度为 12~26℃、平均溶解氧(DO)浓度在 2.5mg/L 以上的环境条件下长期稳定的短程硝化反硝化,系统维持 95% 以上的亚硝化率稳定运行 180 天以上。应用荧光原位杂交(FISH)技术对系统中的氨氧化菌(AOB)和亚硝酸盐氧化菌(NO₂⁻)的数量进行了分析,结果也证明了系统中氨氧化菌在硝化菌中占绝对优势,亚硝酸盐氧化菌已逐步被淘汰。

关键词 城市污水,短程脱氮,实时控制,荧光原位杂交(FISH)

0 引言

氮磷污染物的过量排放是造成水体富营养化的主要原因。低碳氮比(C/N)污水的脱氮问题是当今污水处理厂亟待解决的主要难题。短程生物脱氮由于在节约能源及碳源方面具有明显优势^[1,2],因而成为近年来的研究热点,通过创造有利于氨氧化菌(AOB)生长的环境,而选择性抑制亚硝酸盐氧化菌(NO₂⁻)的生长,可实现短程生物脱氮。抑制 NO₂⁻生长的因素有很多,如高游离氨^[3-6]、高 pH 值^[7]、高温^[8]、低溶解氧(DO)浓度^[9-11]、曝气时间控制和短污泥龄(SRT)^[12,13]、滞后时间^[1]和化学抑制剂等均可抑制 NO₂⁻的生长。

近年来,短程脱氮技术的研究多集中于处理高氨氮废水,如污泥厌氧消化的上清液、屠宰废水及垃圾渗滤液等。在低氨氮污水的短程生物脱氮上已取得了一些突出效果。然而,常温低氨氮浓度条件下的城市污水处理过程难于实现短程生物脱氮,目前针对常温低氨氮城市污水处理中试或中试规模以上的短程生物脱氮研究尚未见报道。本研究的主要目的是应用有效容积为 54m³ 的大型中试序批式活性污泥处理(SBR)系统,对实现稳定常温、低温城市污

水短程脱氮的可行性进行考察,建立反应时间的过程控制策略;同时,为对长期应用实时控制而引起的微生物种群变化进行评估,应用荧光原位杂交(FISH)技术对活性污泥中硝化微生物种群数量的变化进行分析。

1 试验材料与方法

1.1 污泥与污水

试验用水取自北京某城市污水处理厂初沉池出水,污泥取自该水厂的回流污泥进行驯化。每日进水时间相同。进水水质和运行参数如表 1 所示。在试验开始前适应了 1.5 个月。

表 1 进水水质和运行参数

项目	范围	平均值
COD(mg/L)	120~210	142.30
NH ₄ ⁺ -N(mg/L)	40~80	60.05
NO ₃ ⁻ -N(mg/L)	0~0.9	0.28
NO ₂ ⁻ -N(mg/L)	0~0.3	0.11
TN(mg/L)	45~100	65.37
COD/TN	2.1~2.67	2.18
MLSS(mg/L)	2600~3800	3000
SRT(d)	10~15	13

COD:化学需氧量 TN:总氮 MLSS:污泥浓度

① “十一五”国家科技支撑计划(2006BAC19B03)、北京市教委科研基地——科技创新平台和全国优秀博士学位论文作者专项资金资助项目(200544)。

② 男,1979年生,博士生;研究方向:污水生物处理的过程控制与脱氮除磷新工艺;联系人,E-mail: yangqing@emails.bjut.edu.cn (收稿日期:2006-10-19)

1.2 大型中试 SBR 及其控制系统

本中试系统建于该城市污水处理厂初沉池附近,反应器有效容积为 54m^3 。SBR 反应器池体由钢板焊制,内部作防腐处理。反应器装置如图 1 所示。进水泵设置在初沉池的排水检查井中,进水量既可通过浮球液位计来控制,也可通过时间控制,反应过程的好氧阶段采用鼓风机进行曝气,缺氧阶段启动搅拌机进行搅拌,并投加原水或乙醇补充碳源。整

个反应过程中全部根据在线传感器的信息,按照实时控制策略操作运行,控制系统由传感器、现场仪表、实时过程控制器和上位机组成。在反应过程中由传感器采集的信号通过现场仪表传输至实时过程控制器进行计算,控制信号由控制器输出,送到执行机构,执行动作。整个过程均可在上位机进行监视、操作与控制。试验过程未对原污水的 pH 值和温度进行控制。

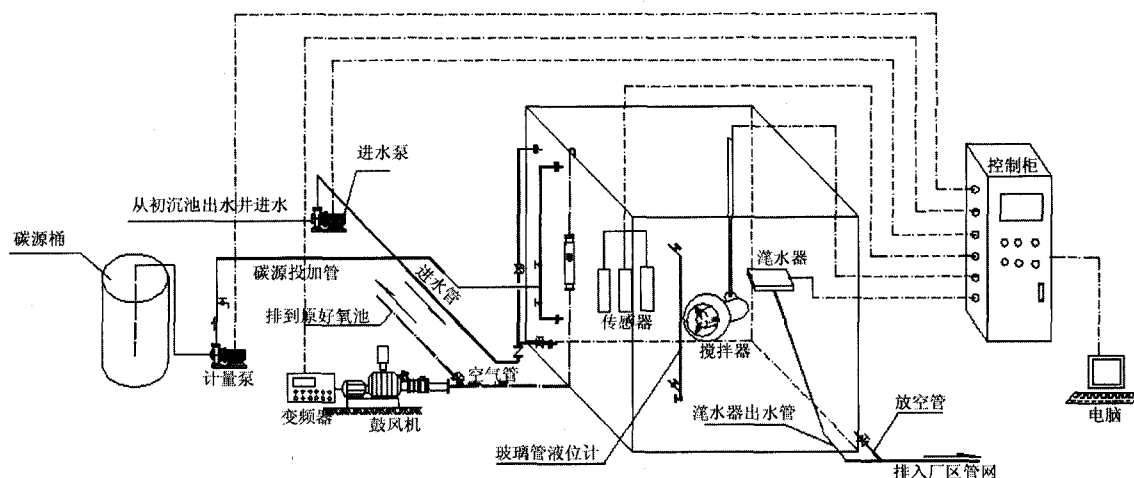


图 1 中试反应器结构及设备图

1.3 SBR 的运行方式

试验中所采用的运行模式如图 2 所示。在 I、II、III 运行模式中,污水分别分一次、二次和三次等

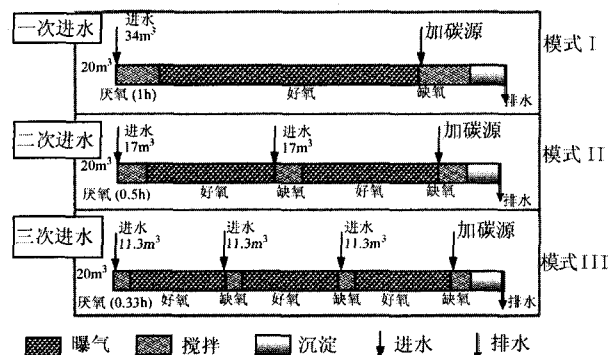


图 2 SBR 的运行方式

水量投配至反应器。好氧或缺氧反应时间均根据硝化和反硝化反应进程实时控制。沉淀和排水时间分别设置为 60min 和 80min。每个反应周期结束时排出一一定量的剩余污泥。

1.4 试验方案

试验可分为 4 个阶段。表 2 给出了试验目的和运行方案。第 1 阶段主要是确定硝化及反硝化过程的控制策略。第 2 阶段在温度为 $20\sim 25^\circ\text{C}$ 条件下应用实时控制对脱氮的效果及实现短程脱氮的可能性进行验证。第 3 阶段在夏季温度为 $25^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$ 条件下考察应用实时控制长期稳定短程硝化的可能性。在第 4 阶段,水温逐渐由 25°C 降至 11.8°C 。此阶段重点考察低温对应用实时控制实现短程脱氮的稳定性及脱氮效果的影响。同时在试验过程中,应用 FISH 对活性污泥内硝化菌的种群变化进行考察。

表 2 试验目的和运行方案

阶段	时间 (天)	控制 方式	运行 模式	温度 ($^\circ\text{C}$)	研究内容
1	42	时间控制	I / II	14 ~ 20	建立控制策略
2	75	实时控制	II	20 ~ 25	实现短程硝化
3	85	实时控制	II / III	25 ± 1	稳定短程硝化
4	94	实时控制	I	25 ~ 11	考察温度的影响及硝化菌群结构的变化

1.5 分析方法

每周进行 2~4 次周期性检测分析。根据 pH 值、DO 浓度和氧化还原电位(ORP)的变化规律间隔 30~60min 取水样。COD、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、 NO_2^--N 和 TN 根据标准方法进行测定(APHA, 1995)。pH 值、DO 浓度和 ORP 采用德国 WTW 公司的 IQ sensor net system184 系列在线仪表及传感器进行检测。本研究中,对活性污泥中硝化菌数量进行分析的 FISH 技术按 Amann 1995 年提出的方法进行的操作^[14]。本研究中所用的寡核苷酸探针如表 3 所示。表中 EUB_{mix} 为广谱 eubacterial 探针,而 Nso1225、NIT3 和 Ntspa662 为特异性探针,其目标分别为 β -AOB、*Nitrobacteria* 和 *Nitrospira*。

表 3 FISH 分析中采用的寡核苷酸探针

探针	FA (%)	荧光标记	检测目标
EUB _{mix}	/	FTTC	几乎全部 <i>Eubacteria</i>
Nso1225	35	Cy3	<i>Ammonia-oxidizing</i> β - <i>Proteobacteria</i>
NIT3	40	Cy3	<i>Nitrobacteria</i>
Ntspa662	35	Cy3	<i>Nitrospira</i>

* EUB_{mix} 由 EUB338: EUB338 II : EUB338 III = 1:1:1 混合组成,其甲酰胺(FA)浓度不受限制,可遵循与其混合的另一种目标探针的 FA 浓度。

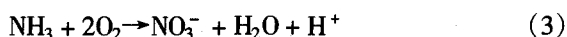
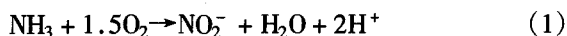
2 结果与讨论

2.1 短程硝化反硝化的控制策略

过程控制的主要目标是优化 SBR 的运行,在保证出水达到深度脱氮效果的基础上,尽可能地节省碳源与能源;通过将硝化控制在亚硝化阶段,保留 AOB,将 NOB 淘洗出活性污泥系统。

实验初期系统启动阶段(第 1 阶段),考察了控制参数与污染物的变化规律之间的关系,建立了中试 SBR 系统短程生物脱氮的控制规则。

硝化作用机理可以用以下 3 个方程式描述:



从这 3 个方程式可以得出亚硝化反应过程与硝化反应过程的不同点:第一,硝化作用第 2 个阶段的需氧量为硝化过程总需氧量的 25%;第二,硝化作用第 1 个阶段每氧化 1mol NH_4^+-N 产生约 2 个电子当量的强酸,但在亚硝酸盐氧化过程,没有氢离子产

生。因此,利用这两个反应的不同点,根据 pH 值和 DO 浓度的变化规律,在一定程度上可以判断硝化反应的进程。图 3 给出了 SBR 一个周期内典型的控制参数及氮浓度的变化图。如图所示,在好氧阶段当硝化开始时,pH 值不断下降,当氨氮几乎被完全降解时,亚硝酸盐氮的浓度达到最大,此时 pH 值由下降变为上升,在 pH 值曲线上出现被称为“氨谷”的变化点;同时,DO 浓度急剧升高,DO 浓度曲线上出现拐点。此后继续曝气,亚硝酸盐进一步氧化为硝酸盐。因此,pH 值曲线上出现的氨谷和 DO 浓度曲线上出现的拐点不仅能够准确的指示氨氧化的结束,而且防止了过度曝气所引起的亚硝酸盐的进一步氧化,同时节省了能量。在试验过程中,氨氮氧化结束后,ORP 仍缓慢升高,并未出现明显的特征点。

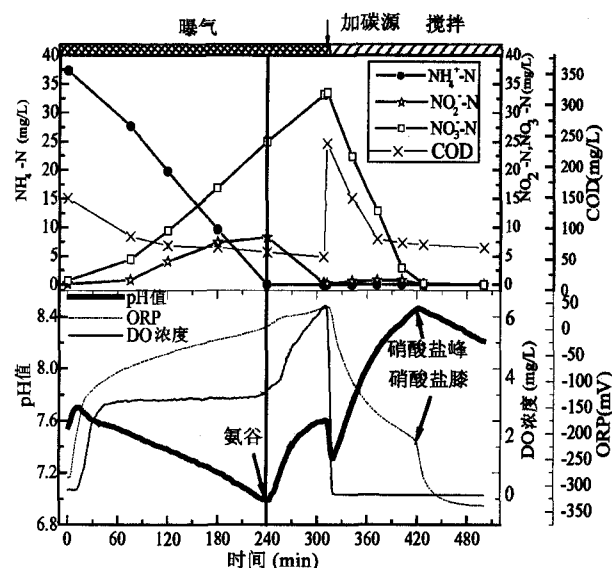
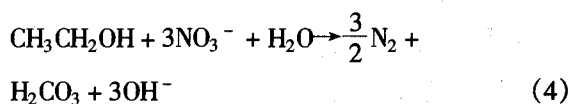


图 3 SBR 一个周期内典型的控制参数及氮浓度的变化规律 ($T = 20^\circ\text{C}$)

当硝化结束后,进入缺氧反硝化阶段并投加乙醇作为反硝化的碳源。在整个反硝化过程中 pH 值不断上升,同时 ORP 不断下降,系统中的 NO_2^--N 、 NO_3^--N 不断减少。当反硝化反应结束时,pH 由上升变为下降,出现被称为“硝酸盐峰”的变化点,ORP 的下降速率突然增加,ORP 曲线出现被称为“硝酸盐膝”的变化点。异养反硝化细菌电子供体的平衡反应式为:



在式(4)中,当 3mol 的 NO_3^--N 被降解时,产生

3mol 当量的碱度,因而引起了 pH 值的升高。部分学者的研究表明,原水中碱度含量的不同 pH 值曲线可能有不同的变化趋势。本试验中处理的城市污水碱度为 350 ~ 400mg/L(以 CaCO_3 计),碱度适中,因此 pH 值曲线上的变化点可准确指示反硝化终点。基于以上结果,综合考虑硝化反硝化两个过程,控制策略主要依据 pH 值的在线信息而建立,DO 浓度及 ORP 分别作为硝化及反硝化过程的辅助控制参数。为了节约外加碳源(乙醇)的量,需更好地利用原水中的有机碳源。试验的第 1 阶段末期和第 2、3 阶段均采用分多次进水交替好氧/缺氧的运行方式,这不仅使产生 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 或 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 及时地被反硝化掉,为系统补充了碱度,同时交替好氧/缺氧的

环境还有利于提高 AOB 相对于 NOB 的竞争能力。

Mota 曾发现,与 AOB 相比,NOB 对长期的无氧状态更敏感,也就是说,厌氧/缺氧时间越长,进入好氧状态后越容易造成亚硝酸盐的积累^[15]。Turk 和 Mavinic 也曾指出从缺氧/厌氧环境向好氧环境转变的过程中 NOB 恢复活性要比 AOB 滞后一段时间,这使得亚硝酸氧化速率慢于氨氧化速率,从而导致亚硝酸盐的积累^[1]。Yoo 等也发现交替缺氧好氧方式运行的 SBR 反应器易产生亚硝酸盐的积累^[16]。

基于以上优点,在本试验中应用分段进水交替缺氧/好氧的运行方式,以 pH 值为主要控制参数,建立的控制策略如图 4 所示。其主要思想如下:

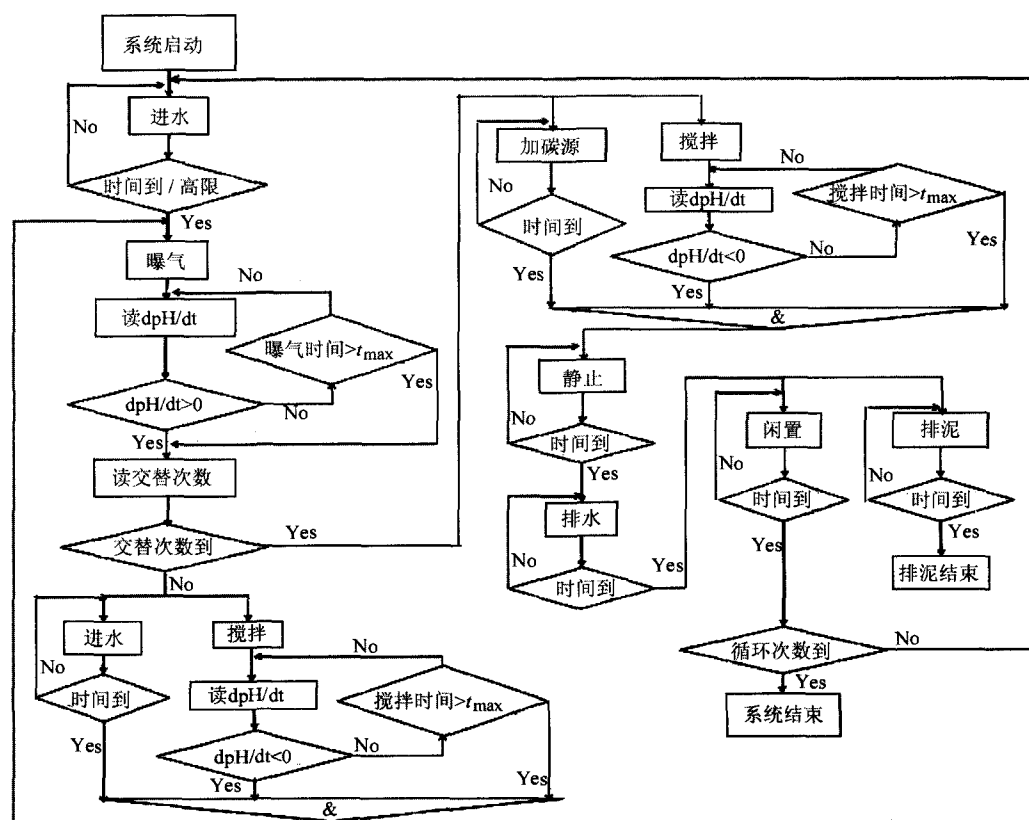


图 4 SBR 系统实时控制策略流程图

控制策略运行的主要流程分为进水、反应、沉淀、排水、闲置 5 个阶段,除反应过程外,其他步骤均按预先设定的时间进行控制。在反应过程中,好氧阶段在曝气的同时读取 pH 传感器采集的信号,4 ~ 20mA 的电信号分别对应 pH 值 0 ~ 14,传感器采集的电信号经 A/D 转换变为数字信号后,输入实时过程控制器,首先经过滤波处理,采用移动平均的办法

去除在线参数曲线上干扰,然后进行求导计算,得到过程实时控制变量,并根据控制策略对得到的控制变量进行比较。当 pH 值的一阶导数由负变正 ($\text{dpH}/\text{dt} > 0$) 或系统达到设定的最大曝气时间时,即可判断硝化反应结束,停止曝气进入下一工序。由于采用交替进水的反应模式,在缺氧阶段系统将首先读取控制器内预先设定的交替次数,当没有达到

设定的交替次数时,系统将进入加原污水搅拌工序。根据预先设定的进水时间加入原水,系统在搅拌过程中进入缺氧反硝化过程,采集并处理在线 pH 信号,当 pH 值的一阶导数由正变负($dpH/dt < 0$)或系统达到设定的最大搅拌时间时,即可判断反硝化反应结束,之后开始曝气,去除原水中带入的氨氮,控制思想与前面的好氧阶段相同;当达到交替次数后,系统将跳出循环,进入到加碳源搅拌工序:与前面类似,依然以 pH 值作为控制参数判断反应进程。

基于以上思想建立的控制策略将应用于第 2、3、4 试验阶段中,以考察短程生物脱氮的效果和稳定性。

2.2 常温短程生物脱氮的实现与稳定

应用控制策略后,如图 5 所示,在第 2 阶段,由于实时过程控制可以准确把握硝化反硝化的结束点,使系统获得较高的 TN 去除率,出水 TN 始终小于 3mg/L 。同时,亚硝化率逐渐由 2% 增加至 95%。

在 75 天内成功实现了常温短程生物脱氮。实时控制是短程硝化得以实现的主要因素,由于 NOB 必须在 AOB 产生亚硝酸盐后方可生长,因此,如果在氨氮刚好氧化完成时或之前停止曝气,亚硝酸盐将有所累积,应用实时控制策略,既可以保证氨氮被完全氧化,又防止了亚硝酸盐的进一步氧化,是短程硝化实现的必要条件。同时交替缺氧/好氧的运行模式也加快了短程硝化实现的步伐。每一个缺氧段之后的好氧段 AOB 总是比 NOB 提前恢复活性,AOB 的竞争力被大大提高,并最终成为优势菌种。在第 2 阶段的整个试验中,系统的反应温度从 17.3°C 升高至 25°C 。系统实现短程硝化后,气候进入夏季,水温一直保持在 $25^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$,因此在第 3 阶段的试验中,我们在实现短程硝化的基础上,保持试验条件不变,进一步考察了短程生物脱氮的稳定性。如图 5 中的第三阶段所示,系统在保证总氮去除率在 95% 以上的基础上,亚硝化率也一直保持在 96% 以上。

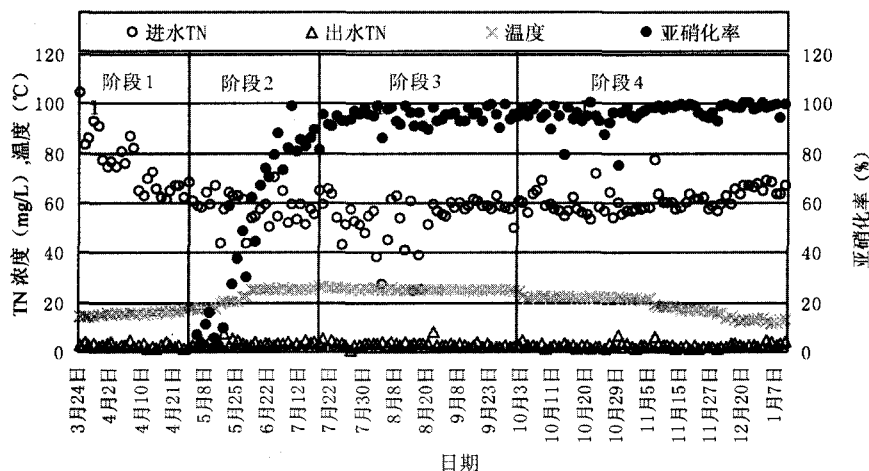


图 5 系统的进出水总氮、温度及亚硝化率变化情况

2.3 低温条件下短程硝化的稳定性及脱氮性能

通常, NOB 在 $10 \sim 20^\circ\text{C}$ 条件下的活性高于 AOB, 亚硝酸盐易氧化为硝酸盐, 因此, 短程难于稳定维持^[17]。在本试验中, 虽然在夏季 $22 \sim 25^\circ\text{C}$ 条件下, 长期应用实时控制后实现了稳定的短程硝化, 但是在常温或冬季较低的温度条件下, 短程硝化是否能够维持稳定是更具有实际意义的问题。因此, 在第 4 个试验阶段我们采用一次进水的方式, 重点研究了低温条件下应用实时控制短程硝化的稳定性问题以及温度变化对系统脱氮性能的影响。

如图 5 中第 4 阶段所示, 温度从 25°C 降低至 11.8°C 时, 平均亚硝化率高于 95%。自第 195 天

至第 296 天, 101 天内水温的变化没有对短程硝化产生影响。在系统的最低温度 11.8°C 时, 系统仍保持 99.19% 的亚硝化率及 93.79% 的总氮去除率。在低温条件下, 系统尽管受到一定的影响, 但从处理效果和短程硝化的稳定性来看, 实时控制起到了重要的作用。系统不仅在处理效果上克服了低温的影响, 而且在污泥种群上也发生了“质”的变化。

2.4 长期应用实时控制对硝化菌菌群结构的影响

从试验的第 3 阶段开始, 我们为了考察短程生物脱氮稳定的实质原因, 间隔一定的时间应用 FISH 技术定量地对系统内 AOB 和 NOB 进行了分析。标记 AOB 和 NOB 的 FISH-16S rRNA 探针如表 3 所示。

系统在应用实时控制策略以前,亚硝化率仅为 2.3%,并无亚硝酸积累,应用实时控制策略后,在第 170 天,硝化菌的微生物种群发生明显变化,AOB 占生物总量的 7.57%,NOB 约占 2.32%,AOB 占明显优势。从第 42 天至第 170 天,AOB 的数量增加而 NOB 的数量降低,系统的比氨氧化速率也随之提高,由 $0.09\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{gMLSS}/\text{d}$ 升高至 $0.093\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{gMLSS}/\text{d}$ (如图 6 所示)。在 $25^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$,第 170 天的比硝化速率比第 42 天的比硝化速率提高了 4.7 倍。这同样表明长期应用控制策略导致硝化菌菌群的优化和硝化效率的提高。

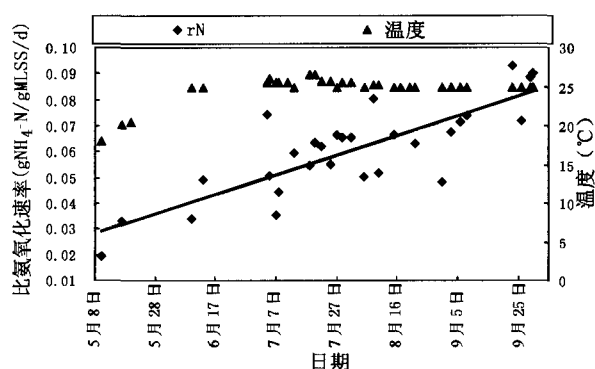


图 6 温度为 25°C 时比氨氧化速率变化情况

随着冬季的到来,系统温度逐渐降低,到温度降至 11.8°C 时,系统应用实时控制已 254 天,此时的 FISH 检测结果如图 7 所示。此时活性污泥系统中



FTTC 标记 EUB_{mix}, 目标为 *Eubacteria*; Cy3 标记 NSO1225, 目标为 β -AOB

图 7 12°C 时 FISH 检测结果

AOB 占生物总量的 3%,未检出 NOB。结果表明长期的实时控制已将 NOB 从系统中淘洗出去。即使在 $10 \sim 20^\circ\text{C}$ 时 NOB 的活性高于 AOB,NOB 也难于成

为优势菌种。实时控制能够准确判断氨氮氧化的终点,保证了 AOB 的生长,同时防止了过度曝气,限制了 NOB 的生长,为短程硝化的稳定提供了必要条件。经过污泥种群优化的生物硝化系统可维持短程硝化度过冬季。

3 结 论

(1)应用有效容积为 54cm^3 的 SBR 系统对低碳氮比城市污水短程生物脱氮进行了中试研究。通过采用分段进水交替缺氧/好氧的运行方式,结合过程实时控制,系统在保证总氮去除率在 98.2% 的基础上,成功实现了短程硝化,各反应段亚硝化率均在 95% 以上。

(2)精准的在线实时控制是短程生物脱氮实现及稳定的主要因素。通过在线实时控制可灵活准确的确定曝气时间,防止因过度曝气而引起亚硝化率的降低,可抑制 NOB 的生长,使系统在不控制溶解氧(平均 DO 浓度在 2.5mg/L 以上)的条件下,实现并稳定短程生物脱氮。

(3)系统不仅在处理效果上克服了低温的影响,而且在污泥种群上也发生了“质”的变化。应用 FISH 技术定量地对系统内 AOB、NOB 进行了分析,结果表明,在长期实时控制的作用下,AOB 已成为硝化菌群中的绝对优势菌种,NOB 逐渐被淘汰。这是系统维持 180 天以上稳定短程硝化的本质原因。

致谢:感谢东京大学的 Mino 教授课题组在分子生物学检测方面的帮助。

参考文献

- [1] Turk O, Mavinic D S. Preliminary assessment of a shortcut in nitrogen removal from wastewater. *Can J Civ Eng*, 1986, 13: 600-605
- [2] Turk O, Mavinic D S. Selective inhibition: a novel concept for removing nitrogen from highly nitrogenous wastes. *Environ Technol Lett*, 1987, 8: 419-426
- [3] Abeling U, Seyfried C F. Anaerobic-aerobic treatment of high strength ammonium wastewater nitrogen removal via nitrite. *Water Sci Technol*, 1992, 26: 1007-1015
- [4] Strotnann U J, Windecker G. Kinetics of ammonium removal with suspended and immobilized nitrifying bacteria in different reactor systems. *Chemosphere*, 1997, 35(12): 2939-2952
- [5] Surmacz-Górska J, Cichon A, Miksch K. Nitrogen removal from wastewater with high ammonium nitrogen concentration

- via shorter a nitrification and denitrification. *Wat Sci Tech*, 1997, 36(10): 73-78
- [6] Villaverde S, Fdz-Polanco F, García-Encina P A. Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters start-up influence. *Wat Res*, 2000, 34(2): 602-610
- [7] Villaverde S, García-Encina P A, Fdz-Polanco F. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. *Wat Res*, 1997, 31(5): 1180-1186
- [8] Hellinga C, Schellen A A J C, Mulder J W, et al. The sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich waste water. *Wat Sci Tech*, 1997, 36(10): 135-142
- [9] Münch E V, Lant P, Keller J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Wat Res*, 1996, 30(2): 277-284
- [10] Helmer C, Kunst S, Juretschko S, et al. Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system. *Wat Sci Tech*, 1999, 39(7): 13-21
- [11] Ruiza G, Jeisonb D, Chamya R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Wat Res*, 2003, 37: 1371-1377
- [12] Pollice A, Tandoi V, Lestingi C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate. *Wat Res*, 2002, 36: 2541-2546
- [13] Peng Y Z, Chen Y, Peng C Y, et al. Nitrite accumulation by aeration controlled in sequencing batch reactors treating domestic wastewater. *Wat Sci Tech*, 2004; 50(10): 35-43
- [14] Amann R I. In situ identification of micro-organisms by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. In: *Molecular Microbial Ecology Manual* Akkermans A D L, van Elsas J D, de Bruijn F J (eds.), Kluwer Academic Publishers, Netherlands, Section 3.3.6, 1-15
- [15] Mota C, Head M A, Ridenoure J A, et al. Effects of Aeration Cycles on Nitrifying Bacterial Populations and Nitrogen Removal in Intermittently Aerated Reactors. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, 71(12): 8565-8572
- [16] Yoo H, Ahn K, Lee H, et al. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor. *Wat Res*, 1999, 33(1): 145-154
- [17] Balmelle B, Nguyen M, Capdeville B, et al. Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification. *Wat Sci Tech*, 1992, 26(5-6): 1017-1025

Optimizing nitrifying community and achieving partial nitrification with real-time control

Yang Qing, Peng Yongzhen, Wang Shuying, Yang Anming, Guo Jianhua*, Gao Dawen**

(Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022)

(* The School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090)

(** College of Forest Resources and Environment, Northeast Forestry University, Harbin 150040)

Abstract

A pilot-plant sequencing batch reactor (SBR) with a working volume of 54m³ was used in the experiment on biological nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater with low COD/N ratio for saving energy and carbon sources. At normal water temperature, the feasibility of achieving and stabilizing nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater with the low COD/N ratio (average 2.16) was investigated. The obtained results showed that the total nitrogen (TN) in the effluent was less than 3mg/L and the advanced nitrogen removal was obtained through application of step-feed operation. Moreover, by using the real-time control strategies, the nitrifying communities were optimized. Thus, under normal dissolved oxygen (DO) condition, nitrogen removal via nitrite was successfully achieved at the range of temperature between 12°C to 26°C. Nitrogen removal via nitrite kept the long-term stability (180 days) and the average NO₂-N/NO_x-N ratio was above 95%. The fluorescence *in situ* hybridization (FISH) was performed to analyze the quantitative changes of nitrifying microbial communities in the activated sludge. The results also indicated that ammonia-oxidizing bacteria (AOB) became the dominant nitrifying bacteria and nitrite-oxidizing bacteria (NOB) had been washed out of the activated sludge. It indicated that the nitrifying microbial communities were optimized.

Key words: municipal wastewater, nitrogen removal via nitrite, real-time control, FISH