

生物脱氮新技术研究进展

周少奇 周吉林

(华南理工大学环境科学与工程系,广州 510640)

摘要

本文对短程硝化反硝化、同时硝化反硝化及厌氧氨氧化等生物脱氮新技术的研究和开发进展进行了简单的综述和讨论,并指出了这些新技术的特点和研究开发应用的前景。

关键词:生物脱氮 短程硝化反硝化 同时硝化反硝化 厌氧氨氧化

脱氮处理是废水处理中的重要环节之一。废水中氮的去除方法有物理法、化学法和生物法三种,而生物法脱氮又被公认为是一种经济、有效和最有发展前途的方法之一。目前,废水的脱氮处理大多采用生物法。废水生物脱氮技术经过几十年的发展,无论是在理论认识上还是在工程实践方面,都取得了很大的进步。

传统生物脱氮途径一般包括硝化和反硝化两个阶段,硝化和反硝化反应分别由硝化菌和反硝化菌作用完成,由于对环境条件的要求不同,这两个过程不能同时发生,而只能序列式进行,即硝化反应发生在好氧条件下,反硝化反应发生在缺氧或厌氧条件下。由此而发展起来的生物脱氮工艺大多将缺氧区与好氧区分开,形成分级硝化反硝化工艺,以便硝化与反硝化能够独立地进行。1932年,Wuhrmann利用内源反硝化建立了后置反硝化工艺(post-denitrification),Ludzack和Ettinger于1962年提出了前置反硝化工艺(predenitrification),1973年Barnard结合前面两种工艺又提出了A/O工艺,以及后又出现了各种改进工艺如Bardenpho、Phoredox(A²/O)、UCT、JBH、AAA工艺等,这些都是典型的传统硝化反硝化工艺^[1]。

然而,生物脱氮技术的新发展却突破了传统理论的认识。近年来的许多研究表明^[2~12]:硝化反应不仅由自养菌完成,某些异养菌也可以进行硝化作用;反硝化不只在厌氧条件下进行,某些细菌也可在好氧条件下进行反硝化;而且,许多好氧反硝化菌同时也是异养硝化菌(如Thiosphaera pantotropha菌),并能把NH₄⁺氧化成NO₂⁻后直接进行反硝化反应。生物脱氮技术在概念和工艺上的新发展主要有:短程(或简捷)硝化反硝化(shortcut nitrification-denitrification)、同时硝化反硝化(simultaneous nitrification-denitrification - SND)和厌氧氨氧化(Anaerobic Ammonium Oxidation - ANAMMOX)。

一、短程硝化 - 反硝化

生物脱氮需经过硝化和反硝化两个过程。当反硝化反应以 NO_3^- 为电子受体时,生物脱氮过程经过 NO_3^- 途径;当反硝化反应以 NO_2^- 为电子受体时,生物脱氮过程则经过 NO_2^- 途径^[13~14]。前者可称为全程硝化反硝化,后者可称为短程(或简捷)硝化反硝化,见图 1A、B。

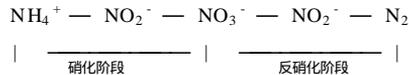


图 1A 全程硝化反硝化生物脱氮途径

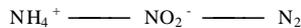


图 1B 短程硝化反硝化生物脱氮途径

由图 1 可知,短程硝化反硝化生物脱氮的基本原理就是将硝化过程控制在亚硝酸盐阶段,阻止 NO_2^- 的进一步硝化,然后直接进行反硝化。

早在 1975 年,Voets 等^[15]就进行了经 NO_2^- 途径处理高浓度氨氮废水的研究,发现了硝化过程中 NO_2^- 积累的现象,并首次提出了短程硝化反硝化生物脱氮的概念。1986 年 Sutherson 等^[16]经小试研究证实了经 NO_2^- 途径进行生物脱氮的可行性,同时,Turk 和 Mavinic^[17]对推流式前置反硝化活性污泥脱氮系统也进行了经 NO_2^- 途径生物脱氮的研究并取得了成功。耿艳楼、钱易等^[18](1992)研究了焦化废水的短程硝化反硝化,并获得了较高的氮去除率。笔者^[13,14](1998)从生化反应电子流平衡原理出发,从计量学角度研究了以 NO_2^- 作为电子受体的反硝化过程,并在研究高氨氮垃圾填埋场渗滤水的同时硝化反硝化过程中发现,确实有部分氨氮的去除是通过短程硝化反硝化途径^[19,20]。

实现短程硝化反硝化的关键在于将 NH_4^+ 氧化控制在 NO_2^- 阶段,阻止 NO_2^- 的进一步氧化,然后直接进行反硝化。因此,如何持久稳定地维持较高浓度 NO_2^- 的积累及影响 NO_2^- 积累的因素也便成为研究的重点和热点所在。影响 NO_2^- 积累的主要因素有温度、pH、游离氨(FA)、溶解氧(DO)、游离羟胺(FH)以及水力负荷、有害物质和污泥泥龄等,国内外一些学者在这些方面做过很好的研究^[21~27]。虽然有很多因素会导致硝化过程中 NO_2^- 的积累,但目前对此现象的理论解释还不充分,试验结果也不尽相同(如 FA、DO 的抑制浓度水平等),因此,持久稳定地维持 NO_2^- 积累的途径(如选择性抑制、DO 控制、温度选择等)还有待进一步的探索。

显然,与全程硝化反硝化相比,短程硝化反硝化具有如下的优点^[19,22,25]:(1)硝化阶段可减少 25%左右的需氧量,降低了能耗;(2)反硝化阶段可减少 40%左右的有机碳源,降低了运行费用;(3)反应时间缩短,反应器容积可减小 30%~40%左右;(4)具有较高的反硝化速率(NO_2^- 的反硝化速率通常比 NO_3^- 的高 63%左右);(5)污泥产量降低(硝化过程可少产污泥 33%~35%左右,反硝化过程中可少产污泥 55%左右);(6)减少了投碱量等。因此,对许多低 COD/ NH_4^+ 比废水(如焦化和石化废水及垃圾填埋渗滤水等)的生物

脱氮处理,短程硝化反硝化显然具有重要的现实意义。当然,考虑到致癌、富营养化等因素,反应器生态系统中 NO_2^- 的积累和彻底去除应予以高度的重视。

到目前为止,经 NO_2^- 途径实现生物脱氮成功应用的报道还不多见。这主要是因为影响 NO_2^- 积累的控制因素比较复杂,并且硝化菌能够迅速地将 NO_2^- 转化为 NO_3^- ,所以要将 NH_4^+ 的氧化成功地控制在亚硝酸盐阶段并非易事。目前比较有代表性的工艺为 SHARON 工艺。

SHARON 工艺 (Single reactor for High activity Ammonia Removal Over Nitrite) 是由荷兰 Delft 技术大学于 1997 年开发的^[28]。该工艺采用的是 CSTR 反应器 (Complete Stirred Tank Reactor),适合于处理高浓度含氮废水 ($> 0.5\text{gN/L}$),其成功之处在于巧妙地利用了硝酸菌和亚硝酸菌的不同生长速率,即在较高温度下 ($30 \sim 40^\circ\text{C}$),硝化菌的生长速率明显低于亚硝酸菌的生长速率。因此,通过控制温度和 HRT 就可以自然淘汰掉硝酸菌,使反应器中的亚硝酸菌占绝对优势,从而使氨氧化控制在亚硝酸盐阶段,并通过间歇曝气便可达到反硝化的目的。由于在一定的较高温度下,硝化菌对氨有较高的转化率,所以该工艺无需特别的污泥停留,缩短了 HRT,反应器的容积相应也就可以减小。另外,硝化和反硝化在同一个反应器中完成,减少了投碱量,也简化了工艺流程。但是,该工艺由于是在较高温度下实现短程硝化反硝化,这对大多数废水的处理不是很现实,尤其是在低温的北方和冬季。当然,对本身温度较高的高氨废水的生物脱氮处理,还是现实可行的。

最近,SHARON - ANAMMOX 联合处理工艺也被荷兰 Delft 技术大学开发出来^[29]。不过,该联合处理工艺的优化与应用还在研究之中。

二、同时硝化 - 反硝化

近几十年来,尽管生物脱氮技术有了很大的发展,但是,硝化和反硝化两个过程仍然需要在两个隔离的反应器中进行,或者在时间或空间上造成交替缺氧和好氧环境的同一个反应器中进行。传统的生物脱氮工艺,主要有前置反硝化和后置反硝化两种。前置反硝化能够利用废水中部分快速易降解有机物作碳源,虽然可节约反硝化阶段外加碳源的费用,但是,前置反硝化工艺对氮的去除不完全,废水和污泥循环比也较高,若想获得较高的氮去除率,则必须加大循环比,能耗相应也增加。而后置反硝化则有赖于外加快速易降解有机碳源的投加,同时还会产生大量污泥,并且出水中的 COD 和低水平的 DO 也影响出水水质^[4]。

所以,传统生物脱氮工艺存在不少问题^[30]: (1) 工艺流程较长,占地面积大,基建投资高; (2) 由于硝化菌群增殖速度慢且难以维持较高的生物浓度,特别是在低温冬季,造成系统的 HRT 较长,需要较大的曝气池,增加了投资和运行费用; (3) 系统为维持较高的生物浓度及获得良好的脱氮效果,必须同时进行污泥和硝化液回流,增加了动力消耗和运行费用; (4) 系统抗冲击能力较弱,高浓度 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 NO_2^- 废水会抑制硝化菌生长; (5) 硝化过程中产生的酸度需要投加碱中和,不仅增加了处理费用,而且还有可能造成二次污染等等。然而,近年来发展的同时硝化反硝化 (SND) 工艺就有可能克服上述一些缺点,是一种新型的生物脱氮工艺。

传统观点认为硝化与反硝化反应不能同时发生,而近年来的新发现^[2-12]却突破了这

一认识,使得同时硝化反硝化成为可能。近年来好氧反硝化菌和异养硝化菌的发现以及好氧反硝化、异养硝化和自养反硝化等研究的进展,奠定了 SND 生物脱氮的理论基础。在 SND 工艺中,硝化与反硝化反应在同一个反应器中同时完成,所以,与传统生物脱氮工艺相比,SND 工艺具有明显的优越性,主要表现在:(1)节省反应器体积;(2)缩短反应时间;(3)无需酸碱中和。其技术的关键就是硝化与反硝化的反应动力学平衡控制。

目前,对 SND 生物脱氮的机理还需进一步地加深认识与了解,但已初步形成了三种解释:即宏观环境解释、微环境理论和生物学解释:

宏观环境解释认为^[31]:由于生物反应器的混合形态不均,如充氧装置的不同,可在生物反应器内形成缺氧及(或)厌氧段,此为生物反应器的大环境,即宏观环境。例如,在生物膜反应器中,生物膜内可以存在缺氧区,硝化在有氧的膜上发生,反硝化同时在缺氧的膜上发生。类似的如 RBC、SBR 反应器及氧化沟等。事实上,在生产规模的生物反应器中,整个反应器均处于完全均匀混合状态的情况并不存在,故 SND 也就有可能发生。

微环境理论则是从物理学角度加以解释的,目前已被普遍接受。该理论考虑活性污泥和生物膜的微环境中各种物质(如 DO、有机物等)的传递与变化,各类微生物的代谢活动及其相互作用,以及微环境的物理、化学和生物条件或状态的改变等。微环境理论认为^[32~34]:由于氧扩散的限制,在微生物絮体内产生 DO 梯度(如图 2 所示)从而导致微环境的 SND。

微生物絮体的外表面 DO 较高,以好氧硝化菌为主;深入絮体内部,氧传递受阻及外部氧的大量消耗,产生缺氧区,反硝化菌占优势。可见,微生物絮体内的缺氧环境是形成 SND 的主要原因,而缺氧环境的形成又有赖于水中 DO 浓度的高低以及微生物的絮体结构。因此,控制 DO 浓度及微生物絮体的结构对能否进行 SND 至关重要。

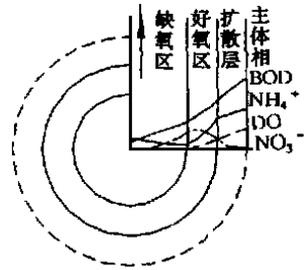


图 2 生物絮体内反应区和基质浓度分布示意图

生物学的解释有别于传统理论。近年来,好氧反硝化菌和异养硝化菌的发现,打破了传统理论认为硝化反应只能由自养菌完成和反硝化只能在厌氧条件下进行的观点。对于好氧反硝化、异养硝化、自养反硝化的现象,近年来生物学的发展已经可以给出令人比较满意的答案。由于许多好氧反硝化菌同时也是异养硝化菌^[81],能够直接把 NH_4^+ 转化为最终气态产物而逸出,因此,同时硝化反硝化生物脱氮也就成为可能。

目前,对 SND 生物脱氮技术的研究主要集中在氧化沟、RBC、SBR 等反应器系统。Rittmann 等^[32](1985)在工业规模的氧化沟中成功地实现了 SND,并通过实验证实了反硝化反应可在絮体内部缺氧区内连续进行,通过控制 DO 浓度可以实现在同一反应器中的 SND,这就有力地支持了微环境理论对 SND 的解释。Gupta 等^[35](1994)研究了 RBC 反应器中的 SND 现象,证实了 *Thiosphaena pantotropha* 细菌具有好氧反硝化的功能,并指出 SND 是最经济的脱氮方法,结果表明,在氮负荷为 $9.36\text{gN}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ 、 $\text{HRT} = 2\text{d}$ 的条件下,TN 去除率可达 90% 以上。Watanabe 等^[36](1995)研究了在单一 RBC 中实现 SND 的

两种方式:一种为通过降低气相中氧分压控制氧的传递速率,如当 $C/N = 6$ 、氧分压为 10kPa 时,可获得大于 90% 的脱氮效率;另一种为采用部分浸没式和完全浸没式相结合 RBC 反应器,研究了有机物类型、进水 C/N 比等因素对 SND 效率的影响。Bertanza^[37] (1997) 在延迟曝气废水处理厂中进行了 SND 的中试研究,将延迟曝气法的旧厂改造为 SND 法的新厂,而且不需要另外添加构筑物或设备便可实现在较低的花费下达到较高脱氮效率 ($> 90\%$) 的目的。Daigger 等^[31] (1997) 对 6 个采用分段、闭环沟道的 Orbal 氧化沟工艺运行数据进行了分析评定,确定了该工艺中 SND 的发生程度,指出 Orbal 氧化沟中很容易发生 SND,并进一步证实了微环境理论对 SND 解释的正确性。Yoo H. 等^[38] (1999) 研究了间歇式曝气反应器中的 SND 现象,并确定了关键的控制参数,研究了 COD/N 比为 $5:1$ 和 $10:1$ 两种废水,在最佳条件下,氮的去除率均高达 90% 以上,同时还可以去除 95% 以上的 COD。Zhao H. W. 等^[39] (1999) 在两段间歇曝气完全混合反应器 (IACM) 中对 SND 的控制因素做了小试研究,结果表明氧化还原电位 (ORP) 可用作 SND 的实时控制参数。

在国内,对 SND 的研究也日趋活跃。高廷耀等^[33] (1998) 对几种不同的生物脱氮工艺中的 SND 现象进行了试验分析,研究表明,影响 SND 的因素有 DO 浓度、污泥絮体结构及污泥有机负荷等。孟怡、徐亚同等^[40] (1999) 采用内置填料的反应器处理含氮制药废水,研究了 SND 在制药废水中的应用,结果表明,在适宜的条件下, $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 TN 的去除率分别高达 90% 和 70% 。周少奇、方汉平^[19,20] (1999) 以垃圾填埋渗滤水为对象,从生化反应计量学出发,提出了对低 COD/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 比废水可通过调控营养配比、DO 浓度及控制生物硝化反硝化,经过 NO_2^- 途径的 SND 生物处理策略。

总之,对于 SND 生物法脱氮的认识与应用还有待进一步的研究与开发。目前,SND 生物法脱氮已经成为国内外研究的热点,国内的清华大学、同济大学、华南理工大学、华东师范大学及西北建筑科技大学等都在进行这方面的研究。

三、厌氧氨氧化

厌氧氨氧化 (ANMMOX) 是指在厌氧条件下,微生物直接以 NH_4^+ 为电子供体,以 NO_3^- 或 NO_2^- 为电子受体,将 NH_4^+ 、 NO_3^- 或 NO_2^- 转变成 N_2 的生物氧化过程^[10,41,42]。

早在 1977 年, Broda^[43] 就作出了自然界应该存在反硝化氨氧化菌 (denitrifying ammonia oxidizers) 的预言。1994 年, Kuenen 等^[4] 发现某些细菌在硝化反硝化反应中能利用 NO_2^- 或 NO_3^- 作电子受体将 NH_4^+ 氧化成 N_2 和气态氮化物;1995 年, Mulder 和 Vandegraaf 等^[10] 用流化床反应器研究生物反硝化时,发现了氨氮的厌氧生物氧化现象,从而证实了 Broda 的预言。Straous M. 等^[44] (1997) 用生物固定床和生物流化床反应器研究了 Anammox 污泥的特性,结果表明氨氮和硝态氮的去除率可分别高达 82% 和 99% 。Jetten 等^[29] (1999) 对 ANAMMOX 的进一步研究揭示:在缺氧条件下,氨氧化菌可以利用 NH_4^+ 或 NH_2ON 作电子供体将 NO_3^- 或 NO_2^- 还原, NH_2OH 、 NH_2NH_2 、 NO 和 N_2O 等为重要的中间产物,并提出了其可能的两种酶系反应途径。我国学者郑平等^[45~47] (1997, 1998) 对厌氧氨氧化菌的基质特性、厌氧氨氧化的电子受体及流化床反应器的性能等进行了较深

入的研究。王建龙^[30,42]对厌氧氨氧化反应及工艺也给予了较多的关注和探讨。笔者^[48]从生化反应电子流守恒原理出发,推导了厌氧氨氧化反应的生化反应计量方程式,从理论上证明并指出:(1)厌氧氨氧化需一定量的 CO₂ 作碳源,这说明 ANAMMOX 过程是在自养微生物作用下完成的;(2)ANAMMOX 反应以 NH₄⁺ 作为细胞合成的氮源时,需要消耗一定量的碱度;(3)所有 ANAMMOX 反应都有 H⁺ 产生,所以,反应过程会出现 pH 降低的现象;(4)微生物可以氨氮或硝态氮作为细胞合成的氮源两种可能。

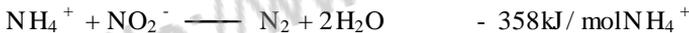
在厌氧氨氧化反应的基础上,正在开发的有关脱氮工艺有 ANAMMOX 工艺和 OLAND 工艺两种。

ANAMMOX 工艺为荷兰 Delft 技术大学所开发,该工艺主要采用的是流化床反应器。ANAMMOX 工艺由于是在厌氧条件下直接利用 NH₄⁺ 作电子供体,无需供氧、无需外加有机碳源维持反硝化、无需额外投加酸碱中和试剂,故降低了能耗,节约了运行费用,同时还避免了因投加中和试剂有可能造成的二次污染问题。所以,ANAMMOX 工艺值得深入研究和开发。

ANAMMOX 发生的反应可假定为^[44]:



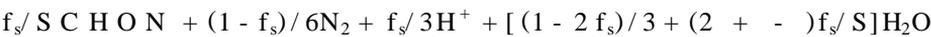
或:



若考虑细胞合成,其反应计量方程式为^[48]:

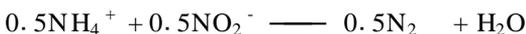
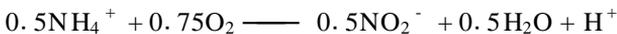


或:



式中: f_s 为电子供体 NH₄⁺ 用于细胞(C H O N)合成的分量; $\text{S} = 4 + - 3 - 2$ 。

此外,比利时 Gent 微生物生态实验室开发了 OLAND 工艺(Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification - 氧限制自养硝化反硝化)^[30]。该工艺的关键是控制 DO,在硝化过程中将 NH₄⁺ 氧化到 NO₂⁻ 阶段后,再以 NH₄⁺ 为电子供体,以反应产生的 NO₂⁻ 为电子受体进行厌氧氨氧化反应,产生 N₂。其反应机理是由亚硝化细菌对 NO₂⁻ 催化进行歧化反应。反应式为:



可见,与传统的硝化反硝化工艺或同时硝化反硝化工艺相比,氨的厌氧氧化具有不少突出的优点。主要表现在:(1)无需外加有机物作电子供体,既可节省费用,又可防止二次污染;(2)硝化反应每氧化 1molNH₄⁺ 耗氧 2mol,而在厌氧氨氧化反应中,每氧化 1molNH₄⁺ 只需要 0.75mol 氧,耗氧下降 62.5% (不考虑细胞合成时),所以,可使耗氧能耗大为降低;(3)传统的硝化反应氧化 1molNH₄⁺ 可产生 2molH⁺,反硝化还原 1molNO₃⁻ 或 NO₂⁻ 将产生 1molOH⁻,而厌氧氨氧化的生物产酸量大为下降,产碱量降至为零,可以

节省可观的中和试剂。故厌氧氨氧化及其工艺技术很有研究价值和开发前景。

致谢:感谢清华大学环境科学与工程系王建龙先生曾提供数篇参考文献。

参 考 文 献

- [1] 王宗平,陶涛,金儒霖. 污水生物脱氮研究进展. 环境科学进展,1999,Suppl.:124~129
- [2] Kuenen J. G. et al. . Ecology of nitrification and denitrification. In: The nitrogen and sulphur cycles, Cambridge University Press,Cambridge,1987:161~218
- [3] Robertson L. A. et al. . Nitrogen removal from water and waste. In: Microbial control of pollution, Cambridge University Press,Cambridge,1992:227~267
- [4] Kuenen J. G., Robertson L. A. . Combined nitrification - denitrification process. EMS Microbiol. Rev.,1994,15(2):109~117
- [5] Kuai L., Verstraete W. . Autotrophic denitrification with elemental sulphur in small - scale wastewater treatment facilities. Environ. Tech.,1999,20:201~209
- [6] Kshirsagar M., Gupta A. B., Gupta S. K. . Aerobic denitrification studies on activated sludge mixed with Thiosphaera pantotropha. Environ. Tech.,1995,16:35~43
- [7] Munch E. V. et al. . Simultaneous nitrification and denitrification in bench - scale sequencing batch reactors. Water Res.,1996,30:277~284
- [8] Robertson L. A., Van Niel E. W. J., Torremans R. A. M. and Kuenen J. G. . Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of Thiosphaera pantotropha. Appl. Envir. Microbiol.,1988,54(11):2812~2818
- [9] Vandegraaf L. A., Mulder A. A. A. et al. . Anaerobic Oxidation of ammonium is a biologically mediated process. Appl. Envir. Microbiol.,1995,64(4):1246~1251
- [10] Mulder A. A. A., Vandegraaf L. A. et al. . Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrification fluidized bed reactor. FEMS Microbiol. Ecol.,1995,16:177~183
- [11] Bernet N., Bizeau C., Moletta R. et al. . Study of physicochemical factors controlling nitrite build - up during heterotrophic denitrification. Environ. Tech.,1995,16:165~179
- [12] 吕锡武,李锋,稻森悠平等. 氨氮废水处理过程中的好氧反硝化. 给水排水,2000,26(4):17~20
- [13] 周少奇. 电子流守恒原理在生物反硝化计量学研究中的应用. 首届广东青年科学家论坛论文集,北京:中国科学技术出版社,2000:452~455
- [14] 周少奇. 生物脱氮的生化反应计量学关系式. 华南理工大学学报,1998,26(3):124~126
- [15] Voets J. P. et al. . Removal of nitrogen from highly nitrogenous wastewater. JWPCF,1975,47:394~398
- [16] Sutherson S., Ganczarzyk J. J. . Inhibition of nitrite oxidation during nitrification: some observations. Wat. Poll. Res. J. Can.,1986,21:257~266
- [17] Turk O., Mavinic D. S. . Preliminary assessment of a shortcut in nitrogen removal from wastewater. Can. J. Civ. Eng.,1986,13:600~605
- [18] 耿艳楼,钱易,顾森声. 简捷硝化 - 反硝化过程处理焦化废水的研究. 环境科学,1993,14(3):2~6
- [19] 周少奇,方汉平. 低 COD/N - NH₄ 比废水的同时硝化反硝化生物处理策略. 环境污染与防治,2000,22(1):18~21
- [20] Zhou Shaoqi, Fang Hanping. Simultaneous nitrification and denitrification of high ammonia organic wastewaters treatment. In: CD - R of 1999 Asian Industrial Technology Congress. April 1999,Hong Kong,ET - E3 - 3
- [21] Anthonisen A. C. Loehr R. C., Prakasam T. B. S. and Srinath E. G. . Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. JWPCF,1976,48(5):835~852
- [22] Turk O., Mavinic D. S. . Maintaining nitrite build - up in a system acclimated to free ammonia. Water Res.,1989,23(11):1383~1388
- [23] Hanaki K., Wantawin C. and Ohgaki S. . Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic load-

- ing in a suspended - growth reactor. *Water Res.* ,1990 ,24(3) :297 ~ 302
- [24] Villaverde S. ,FDZ- POLANCO ,Garcia P. A. . Nitrifying biofilm acclimation to free ammonia in submerged biofilters: Start - up influence. *Water Res.* ,2000 ,34(2) :602 ~ 610
- [25] Van Benthum W. A.J. et al. . Nitrogen removal using nitrifying biofilm growth and denitrifying suspended growth in a biofilm airlift suspension reactor coupled with a chemostat. *Water Res.* ,1998 ,32(7) : 2009 ~ 2018
- [26] 王志盈,袁林江,彭党聪等. 内循环生物流化床硝化过程的选择性研究. *中国给水排水* ,2000 ,16(4) : 1 ~ 4
- [27] 袁林江,彭党聪,王志盈. 短程硝化 - 反硝化生物脱氮. *中国给水排水* ,2000 ,16(2) : 29 ~ 31
- [28] Jetten M. S. M et al. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. *Water Sci. Tech.* ,1997 ,35(9) :171 ~ 180
- [29] Jetten M S. . M. ,Strous M. et al. . The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiol. Rev.* ,1999 ,22:421 ~ 437
- [30] 王建龙. 生物脱氮新工艺及其技术原理. *中国给水排水* ,2000 ,16(2) : 25 ~ 28
- [31] Daigger G. T. , Littleton H. X. . Orbal 氧化沟同时硝化/反硝化及生物除磷的机理研究. *中国给水排水* ,1999 , 15(3) :1 ~ 7
- [32] Rittmann B. E. , Langeland W. E. . Simultaneous denitrification with nitrification in single - channel oxidation ditches. *J WPCF* ,1985 , 57(4) :300 ~ 308
- [33] 高廷耀,周增炎,朱晓君. 生物脱氮工艺中的同步硝化反硝化现象. *给水排水* ,1998 ,24(12) : 6 ~ 9
- [34] 曹国民,赵庆祥,张彤. 单级生物脱氮技术的进展. *中国给水排水* ,2000 ,16(2) :20 ~ 24
- [35] Gupta S. K. , Raja S. M. et al. . Simultaneous nitrification - denitrification in a rotating biological contactor. *Envir. Tech.* ,1994 ,15 :145 ~ 153
- [36] Watanabe S. , Okabe Y. ,Hirata K. et al. . Simultaneous removal of organic materials and nitrogen in micro - aerobic films. *Wat. Sci. Tech.* ,1995 ,31(1) :195 ~ 203
- [37] Bertanza G. . Simultaneous nitrification - denitrification process in extended aeration plants: pilot and real scale experiences. *Wat. Sci. Tech.* ,1997 ,35(6) : 53 ~ 61
- [38] Yoo H. ,Ahn K. H. et al. . Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrate in an intermittently - aerated reactor. *Water Res.* ,1999 :33(1) :145 ~ 154
- [39] Zhao H. W. , Mavinic D. S. et al. . Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two - stage intermittent aeration process treating domestic sewage. *Water Res.* ,1999 ,33(4) :961 ~ 970
- [40] 孟怡,徐亚同. 制药废水硝化 - 反硝化除氮研究. *化工环保* ,1999 ,19(4) :204 ~ 207
- [41] 郑平,胡宝兰. 生物脱氮技术的研究进展. *环境污染与防治* ,1997 ,19(4) :25 ~ 28
- [42] 王建龙. 氨的厌氧氧化. *生命的化学* ,1997 ,17(6) :37 ~ 38
- [43] Broda E. . Two kinds of lithotrophs missing in nature. *Z. Allg. Microbiol.* ,1977 ,17 :491 ~ 493
- [44] Straous M. et al. . Ammonia removal from concentrated waste streams with the ANAMMOX process in different reactor configurations. *Water Res.* ,1997 ,31 :1955 ~ 1962
- [45] 郑平,胡宝兰,徐向阳等. 厌氧氨氧化电子受体的研究. *应用与环境生物学报* ,1998 ,4(1) :74 ~ 76
- [46] 郑平,冯孝善, Tetten M. S. M. , Kuenen J. G. . 厌氧氨氧化菌基质转化特性的研究. *浙江农业大学学报* ,1997 ,23(4) :409 ~ 413
- [47] 郑平,冯孝善等. ANAMMOX 流化床反应器性能的研究. *环境科学学报* ,1998 ,18(4) :367 ~ 372
- [48] 周少奇. 氨厌氧氧化的微生物反应机理. *华南理工大学学报* ,2000 , 29(11)

THE ADVANCES IN INVESTIGATION OF NEW TECHNOLOGIES ON BIOLOGICAL NITROGEN REMOVAL

Zhou Shaoqi Zhou Jilin

(Dept. of Environ. Sci. & Eng. , South China Univ. of Tech. , Guangzhou 510640)

ABSTRACT

The progresses of biological nitrogen removal , such as the investigation on shortcut nitrification-denitrification , simultaneous nitrification-denitrification (SND) as well as anaerobic ammonium oxidation , are simply reviewed and discussed in this paper. The advantages of these new technologies are compared with the traditional nitrification and denitrification technology , and it can be concluded that the new technologies are promising for further investigation and applications.

Keywords : Biological nitrogen removal ;Shortcut nitrification-denitrification ;Simultaneous nitrification-denitrification (SND) ;Anaerobic ammonium oxidation



论文写作，论文降重，
论文格式排版，论文发表，
专业硕博团队，十年论文服务经验



SCI期刊发表，论文润色，
英文翻译，提供全流程发表支持
全程美籍资深编辑顾问贴心服务

免费论文查重：<http://free.paperyy.com>

3亿免费文献下载：<http://www.ixueshu.com>

超值论文自动降重：http://www.paperyy.com/reduce_repetition

PPT免费模版下载：<http://ppt.ixueshu.com>
