

DOI: 10.3969/j.issn.1004-6933.2010.06.017

厌氧氨氧化脱氮技术的研究进展

李慧莉¹, 吕炳南², 梁 麟³, 李文娟³

(1. 兰州理工大学土木工程学院, 甘肃 兰州 730050; 2. 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 黑龙江 哈尔滨 150090)

摘要 介绍厌氧氨氧化技术机理以及与此相关的微生物生理生态学特征, 综述该脱氮技术研究现状及具体应用以及不同反应器应用厌氧氨氧化技术的脱氮情况, 比较不同脱氮工艺, 探讨了厌氧氨氧化技术未来的研究重点。

关键词 厌氧氨氧化, 联氨氧化酶, SHARON 工艺, 传统脱氮工艺

中图分类号 :X703 **文献标识码** :A **文章编号** :1004-6933(2010)06-0075-04

Mechanism and application of anaerobic ammonium oxidation (ANMMOX) technique of nitrogen removal

LI Hui-li¹, LÜ Bing-nan², LIANG Lin³, LI Wen-juan³

(1. School of Civil Engineering, Lanzhou University of Technology, Lanzhou 730050, China; 2. School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: The mechanism of the anaerobic ammonium oxidation (ANMMOX) technique and the physiological and ecological characteristics of correlative microorganisms are introduced. The current study status and practical applications of this technique are summarized. The research emphasis of the ANAMMOX technique is discussed after comparison of different nitrogen removal techniques.

Key words: ANAMMOX, hydrazine oxidation enzyme, SHARON technique, traditional nitrogen removal technique

近年来,随着氮、磷有机物排放量的急剧增加,有效降低废水中氮、磷浓度已成为现代废水处理领域的研究开发和应用热点。

生物脱氮技术是一种经济有效的治理技术。传统的生物脱氮技术包括硝化和反硝化过程,由化能自养硝化菌群和异养反硝化菌群共同完成。由于菌群对环境要求不同(溶解氧、碱度)及相互对基质的竞争,为稳定脱氮功能,在运行中常常采用 2 个或 2 个以上反应器。因此,传统的生物脱氮工艺流程长、控制复杂、运行费用高。厌氧脱氮技术可降低能耗,处理氮负荷较高的废水,而且效率较高,工艺流程短,运行费用低,是当前研究脱氮技术的重要方向。

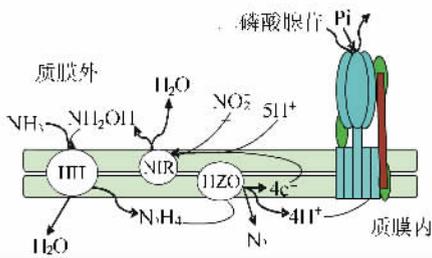
1 厌氧氨氧化的反应机理

1977, Brod 发表的论文称,化能自养菌具有以硝

酸盐、二氧化碳、溶解氧为氧化剂将氨转化为氮气的潜能。1990 年,在荷兰 Delft 污水处理厂第 1 次直接证实了厌氧氨氧化的存在。厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation)就是在厌氧条件下将氨氧化为氮气的过程。研究发现,厌氧氨氧化过程在自然界中广泛存在^[1-4]。

厌氧氨氧化反应实质上是一个由微生物引起的生化反应。厌氧氨氧化的分解代谢是以亚硝酸盐为电子受体,将氨氮转化为氮气,羟胺和联氨是中间产物。厌氧氨氧化的生化反应过程如图 1 所示^[3]。

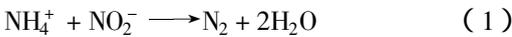
最新研究表明,厌氧氨氧化反应可能的机理是:在厌氧氨氧化菌细胞质膜内,在联氨水解酶的作用下,氨氮和羟胺结合形成联氨,接着联氨又被联氨氧化酶氧化,反应结果是产生氮气和 4 个质子、4 个电子。4 个质子被用于合成三磷酸腺苷(ATP),维持细



HH—联氨水解酶;HZO—联氨氧化酶(联氨生成酶)
NIR—亚硝酸盐还原酶

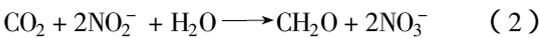
图1 厌氧氨氧化的可能反应过程

菌的生长。4个电子与来自于质膜外部区域的5个质子通过c型细胞色素亚硝酸盐还原酶不完全的还原亚硝酸盐,形成羟胺,羟胺再与氨氮反应。这一过程机理很难获得直接证据,因为羟胺很快被厌氧氨氧化过程代谢,至今还未发现这一过程的阻碍物质,但可观察到联氨的瞬时积累。联氨转化为氮气和亚硝酸盐还原为羟胺的过程电子平衡。亚硝酸盐还原和联氨氧化是同种酶在不同地点的反应过程,还是不同酶通过电子传递链共同作用的结果还不清楚^[3,5]。分解代谢过程的化学反应方程为:

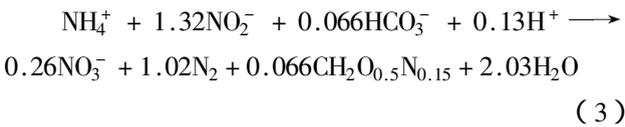


反应热 $\Delta G_{\text{NH}_4^+} = -358 \text{ kJ/mol}$

厌氧氨氧化的合成代谢是以亚硝酸盐为电子供体固定二氧化碳,繁殖新细菌,在此过程中,10%的氨和亚硝酸盐被合成硝酸盐^[6]。要固定一分子二氧化碳需要微生物分解代谢15次^[3]。合成代谢化学反应方程如下:



以¹⁵N标记反应过程,氮平衡显示,氨和亚硝酸盐的消耗量与硝酸盐的产生量比例为1:1.32:0.26。总化学反应方程如式(3)^[7]:



在反应过程中会剩余少量的 NO_3^- ,此形式的氮会按照传统的脱氮方式去除,在此不赘述。

2 厌氧氨氧化的微生物学特征

2.1 微生物的生理、生化特性

厌氧氨氧化反应器中的污泥颜色为红色。厌氧氨氧化细菌在电子显微镜下观察为异常不规则形态,具有古细菌的特点,为革兰氏阴性光阻断球状菌^[8],直径小于 $1 \mu\text{m}$,属于*Planctomycetales*菌纲;但是在生理学上与其他*Planctomycetales*不同,是厌氧化能自养菌,易在好氧、缺氧界面上栖息。厌氧氨氧化菌的生长条件为:温度 $20 \sim 43^\circ\text{C}$,最优温度 40°C ;

pH值 $6.7 \sim 8.3$,最优值8;世代时间为 $10 \sim 30 \text{ d}$,最快倍增需 11 d ^[5]。厌氧氨氧化菌的生长需要亚硝酸盐、氨氮和二氧化碳,其中二氧化碳是主要碳源^[9],亚硝酸盐浓度不能过高,氨的浓度应达到或高于厌氧氨氧化反应的氨动力学参数^[4]。

在抑制研究中发现,放射线照射微生物酶失活,乙炔、磷酸盐对厌氧氨氧化反应有抑制作用^[8]。当磷酸盐质量浓度大于 60 mg/L 时,持续几天对其有不可逆抑制^[10]。氧和亚硝酸盐的抑制具有可逆性。氧的浓度达到 $1.1 \mu\text{mol/L}$ 会抑制反应过程。当亚硝酸氮质量浓度达到 60 mg/L 时,对厌氧氨氧化活性产生抑制;当亚硝酸盐的质量浓度达到 70 mg/L 并持续 12 h ,厌氧氨氧化的活性将完全丧失^[11]。在短期实验中发现,氢可以刺激厌氧氨氧化反应,但是并不能代替氨作为电子供体,各种有机底物可对厌氧氨氧化活性产生抑制^[5]。

2.2 微生物结构特征

厌氧氨氧化菌类似于其他*Planctomycetales*菌^[12],在似蛋白质细胞壁内有向细胞中心凹陷的质膜,将染色体与周围的细胞质分割开,被分割区域大约占细胞容量的 $30\% \sim 60\%$,使细胞内划分出不同功能的区域^[4]。而且,厌氧氨氧化菌细胞内的质膜有独特的结构,与其他细菌不同。

厌氧氨氧化菌的质膜是双分子层结构,属于非传统脂质隔膜。脂质含有I型和II型2种结构(图2)。I型5个线性连接的环丁烷与庚基链相连,终端碳原子连接甲酯。II型3个环丁烷和1个环己胺与辛基链相连,终端碳原子连接丙三醇单体。厌氧氨氧化菌的脂质由单独的I型、II型或I型和II型结合构成^[3]。

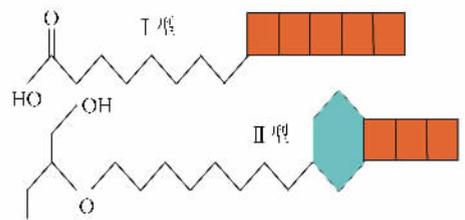


图2 脂质的2种结构

对于具有正常生长率和代谢过程的微生物来说,质子渗透扩散的能量消耗一般为常数,大约为 10% ,不会影响微生物的代谢和繁殖。厌氧氨氧化菌依赖跨膜的电化学离子梯度合成足够的ATP。由于厌氧氨氧化菌的代谢速度缓慢,单位反应时间内质子转移很少。因此,电化学梯度产生的质子消极扩散有可能产生大量的能量损耗。再有,转化一分子联氨需要代谢循环15次,10%的联氨渗漏就可能导致厌氧氨氧化菌失去繁殖能力,因为反应过程的中间产物联氨具有毒性可诱导突变损伤脱氧核糖核

酸(DNA)^[4]。因此,厌氧氨氧化菌需要具有较低渗透性和限定扩散的隔膜。厌氧氨氧化菌的刚性梯状脂质隔膜可能具有上述功能,更适应这种非正常代谢。Brocadia anammoxidans的脂质中有34%的这类梯状脂质,这种梯状脂质在自然界是唯一的,迄今为止只发现在厌氧氨氧化菌中存在^[3]。厌氧氨氧化菌的隔膜密度比一般细菌的隔膜密度高50%,这些都有利于厌氧氨氧化菌降低代谢产物的副作用,提高代谢活性,可以在不同区域实现不同功能。

由于质膜的结构使质膜具有一些特殊功能:能富集磷酸盐、焦磷酸盐、多磷酸盐、镁、钾、钙,具有蓄积钙的活性,还含有产酸的焦磷酸酯酶。还具有下列潜在功能:能量储存、调节细胞内的pH值、钙含量和渗透压^[12]。质膜将细菌分割为两个亚细菌,因此,可能与细菌繁殖发育有关。也具有普通的质膜功能:膜内陷使其表面积增加,使膜上的联氨氧化酶具有更高的代谢活性。

厌氧氨氧化菌的厌氧氨氧化细胞质膜区域中还有细管状结构,这些细管有组织的排列,包裹着大量物质,可能在细胞分区中具有作为细胞支撑的骨架功能^[3]。

2.3 微生物的酶特征

厌氧氨氧化细菌主要有以下几种酶:联氨氧化酶(HZO)联氨水解酶(HH)也叫联氨生成酶和亚硝酸盐还原酶(NIR)。HZO是厌氧氨氧化过程的关键酶。

通过厌氧氨氧化菌的细胞提取物的还原性细胞色素光谱分析发现,使用一氧化碳处理样本后,在468 nm处吸收峰不可逆的消失,这与好氧氨氧化菌在463 nm处的实验结果相同,与亚铁血红素中的羟胺氧化还原酶具有相同的情况。这种酶(HZO)与细胞色素P₄₆₀相关。HZO与亚硝化单胞菌的羟胺氧化还原酶(HAO)一样,都有能力氧化羟胺和联氨,可以促进联氨转化为氮气。聚丙烯酰胺凝胶电泳实验显示,厌氧氨氧化菌的酶尺寸要小于亚硝化单胞菌的

酶。有一些多肽的氨基酸序列显示,厌氧氨氧化菌的HZO的部分片段与现有数据库中的其他序列没有同一性^[12]。该微生物的鉴定方法并未得到公认,均为研究者根据实验需求设计^[13-16]。

3 厌氧氨氧化技术的研究及应用

3.1 研究现状

根据厌氧氨氧化反应机理和微生物特点,人们进行了大量的实验室研究,主要是应用可有效保留微生物的反应器处理含氨氮和亚硝酸盐的废水。具体研究状况如表1所示。

从表1可以看出,各种反应器的氮负荷和氮去除效率不同,这与反应器内有效的生物量和传质效率密切相关。有些反应器不适宜应用厌氧氨氧化工艺。

3.2 厌氧氨氧化技术与其他脱氮技术的比较

厌氧氨氧化工艺对处理污泥硝化液出水和氨氮浓度高、且碳源明显不足的工业废水极具潜力。它与传统工艺相比,无需供氧,节省能耗;无需pH调控,节省碱性物质的投加;无碳源需求,污泥产量低。与其他新型脱氮工艺相比,节省曝气。但是,该工艺也存在一些问题,进水中必须含有亚硝酸盐,由于进行厌氧氨氧化的微生物世代时间长,应用的反应器必须可有效保留微生物,具体情况如表2。

表2 不同脱氮工艺的比较^[20]

参数	ANAMMOX 工艺	CANON 工艺	SHARON 工艺	传统脱氮 工艺
反应器个数	1	1	2	
进水水质	含氨氮及亚硝酸盐	废水	废水	废水
出水产物	N ₂ , NO ₃ ⁻	N ₂ , NO ₃ ⁻	N ₂ , NH ₄ ⁺	N ₂ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻
运行状态	兼氧	微量曝气	好氧	好氧,兼氧
需氧量	无	低	低	高
pH值控制	无	无	无	需要
生物截留量	有	有	无	无
有机碳源需求	无	无	无	需要
污泥产量	低	低	低	高

表1 不同反应器应用厌氧氨氧化技术的脱氮情况

反应器	负荷及去除率	存在问题
UASB	氨氮和亚硝酸盐氮的负荷分别为0.43 kg/(m ³ ·d),平均进水氨氮浓度为250 mg/L,氨氮去除率最高达88.3% ^[17]	进水的氨氮浓度不宜过高
AFC	总氮负荷达0.7 kg/(m ³ ·d),总氮平均去除率为86%,氨氮和亚硝酸盐氮的去除率均大于98%	易堵塞,气流冲刷较大,运行不稳定 ^[8]
厌氧流化床	氨氮负荷为0.8 kg/(m ³ ·d),氨氮和亚硝酸盐氮的去除率达到99%,污泥的氮平均去除率为0.18 kg/(kg·d)	生物易流失,运行不稳定 ^[8]
SBR	SBR反应器的总氮负荷可达0.7 kg/(m ³ ·d),进水氨氮和亚硝酸盐氮质量浓度分别为375 mg/L,平均总氮去除率达78%,污泥的最大氮去除率达到0.5 g/(g·d) ^[18]	反应器内形成较大的颗粒污泥,由于基质的限制,颗粒内细胞易自溶
气提式反应器	总氮负荷可达2.0 kg/(m ³ ·d),进水氨氮和亚硝酸盐氮质量浓度分别为0.9 g/L和1.1 g/L,平均总氮去除率达88%,亚硝酸盐可以全部去除,污泥的最大氮去除率达到1.15 g/(g·d) ^[19] ,与其他反应器的脱氮效果比较,气提式反应器的效率最高	沉淀区的效率较低,黏附气体的小颗粒易被洗出反应器,使运行状态不稳定
生物转盘	进水氨氮质量浓度在100~400 mg/L,氮负荷在1.5~2.5 g,氨氮去除率最大可达95%	可发生厌氧氨氧化反应,但不是氮去除的主要方式

3.3 厌氧氨氧化技术的联合工艺

3.3.1 SHARON-ANAMMOX 工艺

SHARON-ANAMMOX 工艺流程见图 3。

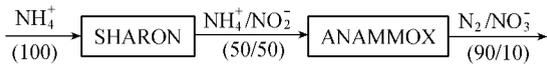


图 3 SHARON-ANAMMOX 工艺流程

应用亚硝化路径的 SHARON 技术,在不控制 pH 值的情况下,53% 的氨氮被转化为亚硝酸盐^[21];若调整 pH 值在 6.5 ~ 7.5,可以控制氨氮和产生的亚硝酸盐比例在 1:1。SHARON 的出水用厌氧氨氧化 SBR 反应器处理,可去除全部亚硝酸盐,剩余部分氨氮 SBR 反应器中厌氧氨氧化菌的活性较高。污泥脱水上清液的处理采用该混合工艺,氮的去除率可达 $2.4 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,硝化反应效率是氮去除的限制步骤^[11]。SHARON-ANAMMOX 技术是专利技术,处理吨水的价钱低于传统方法^[12],该系统目前已经在荷兰 Amsterdam 污水处理厂投入使用,处理效果良好^[13]。

3.3.2 CANON 工艺

该工艺是在单一反应器中完成氨氮转化。在氧限制条件下,好氧氨氧化菌先将氨部分转化为亚硝酸盐,然后,厌氧氨氧化菌再将剩余氨和亚硝酸盐转化为氮气。85% 的氨被转化成氮气,15% 被转化成硝酸盐。若氨氮浓度过低将导致亚硝酸盐氧化菌异常生长,影响 CANON 过程,稳定运行 CANON 过程的低限氨氮负荷为 $0.12 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ ^[16]。

应用 CANON 工艺的气提式反应器氮的去除效果好于 SBR 反应器。根据氨的浓度调整氧的浓度是优化反应器性能的关键^[2]。

无论是 SHARON-ANAMMOX 工艺还是 CANON 工艺,其实质还是 O-A(氧-缺氧)工艺的变形,即通过控制氧浓度达到脱氮的目的。而氧控制方法在各个研究中并未提及,为专利技术的一部分。

4 厌氧氨氧化技术存在的问题及未来发展

由于厌氧氨氧化菌增长缓慢,参数评价需要较长时间,培养 6—9 个月才可以稳定,溶解氧浓度需要严格控制,因此,需要灵敏度较高的氧检测仪器^[21]。厌氧氨氧化菌的污泥产率低,接种颗粒污泥的适应期长,大约需要 100 d,大量的接种污泥不易获得^[8]。厌氧氨氧化技术不适合处理家禽废弃物。

对于现有的联合工艺,SHARON 与厌氧氨氧化是采用 2 个反应器,不经济,而且 SHARON 工艺不易控制,工艺控制不佳或进水的水质变化极易形成亚硝酸盐氧化菌富集,影响后续处理工艺,也可能导致整个联合工艺的运行失败。

CANON 工艺应用主要有两个问题:在同一反应器中,两大菌群不易长期稳定共存,在废水的恶劣水质和环境条件下,厌氧氨氧化菌易流失^[12]。

未来的研究重点在如何稳定富集厌氧氨氧化菌,使厌氧氨氧化技术大规模应用和污泥接种成为可能^[10];以及联合工艺中菌群的优化。

参考文献:

- [1] MULDER A, Van de GRAAFF A A, ROBERTSON L A, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor[J]. FEMS Microbiology Ecology, 1995 (16): 177-184.
- [2] NIELSEN M, BOLLMANN A, SLIEKERS O, et al. Kinetics, diffusional limitation and microscale distribution of chemistry and organisms in a CANON reactor[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2005 (51): 247-256.
- [3] Van NIFTRIK L A, FUERST J A, SINNINGHE DAMSTE J S, et al. The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria[J]. FEMS Microbiology Letters, 2004(233): 7-13.
- [4] DALSGAARD T, THAMDRUP B, CANFIELD D E. Anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) in the marine environment[J]. Research in Microbiology, 2005 (156): 457-464.
- [5] JETTEN M S M, STROUS M, Van de PAS-SCHOONEN K T, et al. The anaerobic oxidation of ammonium[J]. FEMS Microbiology Reviews, 1999, 22: 421-437.
- [6] SCHMID M, WALSH K, WEBB R, et al. Candidatus "scalindua brodae" sp. nov., candidatus "scalindua wagneri" sp. nov., two new species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria[J]. Systematic and Applied Microbiology, 2003, 26: 529-538.
- [7] SCHMIDT I, SLIEKERS O, SCHMID M, et al. Aerobic and anaerobic ammonia oxidizing bacteria-competitors or natural partners? [J]. FEMS Microbiology Ecology, 2002, 39: 175-181.
- [8] STROUS M, Van GERVEN E, ZHENG P, et al. Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process in different reactor configurations[J]. Water Research, 1997, 31(8): 1955-1962.
- [9] KHIN T, ANNACHHAIRE A P. Novel microbial nitrogen removal processes[J]. Biotechnology Advances, 2004, 22: 519-532.
- [10] SCHMIDT I, SLIEKERS O, SCHMID M, et al. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater[J]. FEMS Microbiology Reviews, 2003(27): 481-492.
- [11] FUX C, BOEHLER M, HUBER P, et al. 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.
- [12] JETTEN M S M, WAGNER M, FUERST J, et al. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process[J]. Current Opinion in Biotechnology, 2001, 12: 283-288.

(下转第 92 页)

结果显示,经过两次再生,沸石的穿透曲线形状近似,穿透时间无明显变化,沸石的除氟性能比较稳定。这是因为用硫酸镁溶液进行沸石再生时,吸附平衡被破坏,氟被高浓度正电荷镁的羟基络合物吸引,随着再生液排出。硫酸镁溶液中的 Mg^{2+} 重新与沸石上的阳离子发生交换进入沸石孔道中,使沸石重新具有吸附能力,可再次使用。

3 结 语

实验表明,沸石对氟离子的吸附质量比随着时间延长而增加,直至平衡吸附量。沸石吸附氟离子适宜的 pH 值为 6~8,溶液的氟离子浓度越高,沸石的平衡吸附量越大;该活化沸石的吸附等温线符合 Langmuir 和 Freundlich 吸附等温式;活性沸石的吸附速度可以用斑厄姆吸附速度公式来表示。

吸附柱实验显示,吸附柱越高,穿透时间越长,处理水量越大,流速越低处理周期越长。再生两次后的沸石吸附效果与初次使用的活性沸石并无显著差异,吸附量较稳定。因此,实际运行时要综合考虑

各种因素,设计合理的沸石用量,进水流速和再生利用次数。

参考文献:

- [1] GB 5749—2006 生活饮用水卫生标准[S].
- [2] 尹国勋,郑明凯,朱利霞. $CaO + KH_2PO_4$ 在高氟地下水水质处理中的应用[J]. 水资源保护, 2007, 23(4): 82-84.
- [3] FAN X, PARKER D J, SMITH M D. Adsorption kinetics of fluoride on low cost material[J]. Water Research, 2003, 37(20): 4929-4937.
- [4] 张铨昌. 天然沸石离子交换性能及其应用[M]. 4版. 北京: 科学出版社, 1986.
- [5] 尹琳, 陆现彩. 一种对饮用水进行降氟矿化处理的新材料[J]. 岩石矿物学杂志, 2001, 20(4): 536-538.
- [6] 国家环保总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [7] 徐阳. 流化床粉煤灰合成沸石处理含氟废水及沸石再生的研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2008.
- [8] 程有普. 天然沸石活化及除氟性能研究[D]. 天津: 天津大学, 2006.

(收稿日期 2009-06-03 编辑:高渭文)

(上接第 78 页)

- [13] 张丹, 徐慧, 李相力, 等. 限氧自养硝化-反硝化生物脱氮新技术[J]. 应用生态学报, 2003, 14(12): 2333-2336.
- [14] SLIEKERS A O, HAAIJER S, SCHMID M, et al. Nitrification and ANAMMOX with urea as the energy source[J]. Systematic and Applied Microbiology, 2004, 27: 271-278.
- [15] SLIEKERS A O, DERWORTA N, CAMPOS GOMEZ J L, et al. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor[J]. Water Research, 2002, 36: 2475-2482.
- [16] THIRD K A, OLAV SLIEKERS A, KUENEN J G, et al. The CANON system (completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite) under ammonium limitation: interaction and competition between three groups of bacteria[J]. Systematic and Applied Microbiology, 2001, 24: 588-596.
- [17] 左剑恶, 杨洋, 蒙爱红. 厌氧氨氧化工艺在 UASB 反应器中的启动运行研究[J]. 上海环境科学, 2003, 23(10): 665-669.
- [18] DAPENA-MORA A, CAMPOS J L, MOSQUERA-CORRAL A, et al. Stability of the ANAMMOX process in a gas-lift reactor and a SBR[J]. Journal of Biotechnology, 2004, 110: 159-170.
- [19] SIEGRIST H, REITHAAR S, KOCH G, et al. Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium-rich wastewater without organic carbon[J]. Water Science Technology, 1998, 38(8-9): 241-248.
- [20] HAO Xiao-di, HEIJNEN J J, Van Loosdrecht, et al. Model-based evaluation of temperature and inflow variation on a partial nitrification-ANAMMOX bio-film process[J]. Water

Research, 2002, 36(19): 4839-4849.

- [21] DONG Xiao, TOLLNER E W. Evaluation of ANAMMOX and denitrification during anaerobic digestion of poultry manure[J]. Bioresource Technology, 2003, 86: 139-145.

(收稿日期 2009-12-21 编辑:高渭文)

· 简讯 ·

河海大学成立水文化研究所

河海大学于 2010 年 11 月 8 日正式成立了水文化研究所。河海大学水文化研究所的主要任务是:积极开展水文化研究,提高水文化宣传和教育工作水平,加强与水利系统在水文化领域的合作交流,承担水利部相关研究课题;组织广大师生及业余爱好者开展与水文化有关的社会实践活动和课外活动,进一步扩大水文化的影响力。

近年来,河海大学积极开展水文化的研究、宣传和教育工作,形成了一支水文化研究骨干队伍,开设了水文化选修课,编辑出版了《水文化教育系列丛书》,举办了江苏省大学生水文化创意设计大赛,在校内外产生了较大的影响。今年 3 月,中共中央政治局常委李长春批示:“水文化博大精深,值得深入研究、广泛宣传和大力传承”;国务院副总理回良玉要求:“构建坚持社会主义先进文化方向、具有鲜明时代特征和行业特色的水文化体系,推动水利工作再上新台阶”。

(本刊编辑部供稿)