

影响反硝化除磷与厌氧氨氧化耦合的因素

韦启信¹, 操家顺¹, 徐 明², 周文理¹

(1. 河海大学环境科学与工程学院, 江苏 南京 210098; 2. 江苏省水文水资源勘测局扬州分局, 江苏 扬州 225002)

摘要 氧对厌氧氨氧化菌有毒,但在颗粒污泥和生物膜中的厌氧氨氧化菌对氧有较高的耐受能力,并且聚磷菌能消耗影响氧氨氧化菌生长的氧。厌氧氨氧化菌的生长无需有机物的参与,聚磷菌释磷需要吸收有机物,少量有机物的加入对厌氧氨氧化菌的活性影响不大。亚硝酸盐是厌氧氨氧化菌氧化氨的电子受体,较高浓度的亚硝酸盐对反硝化聚磷有抑制作用,但合适浓度的亚硝酸盐(该浓度可以通过驯化来提高)可以作为反硝化聚磷菌吸磷的电子受体。厌氧氨氧化过程中有硝酸盐生成,反硝化聚磷菌能利用这部分硝酸盐。另外,两类菌都适宜于中温略偏碱性的环境。因此,通过创造同时对厌氧氨氧化菌和反硝化聚磷菌有利的微生态环境,发挥两者在脱氮除磷方面的协同耦合作用,达到高度脱氮除磷,是极有前景的废水厌氧(缺氧)处理研究方向。

关键词 厌氧氨氧化;反硝化聚磷;脱氮除磷;耦合

中图分类号:X505 文献标识码:A 文章编号:1004-693X(2009)03-0029-04

Summing up the factors affecting the coupling of denitrifying phosphorus removal with anaerobic ammonium oxidation

WEI Qi-xin¹, CAO Jia-shun¹, XU Ming², ZHOU Wen-li¹

(1. College of Environmental Science and Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Yangzhou Branch of the Hydrology and Resources Survey Bureau of Jiangsu Province, Yangzhou 225002, China)

Abstract: Oxygen is toxic to anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) bacteria, but ANAMMOX bacteria in granular sludge or bio-membranes appear to have relatively high endurance to oxygen. Moreover, phosphorus-accumulating organisms can consume oxygen for ANAMMOX bacteria. Although no organic carbon is needed in the ANAMMOX process, a little organic matter has no significant influence on the process. The ANAMMOX reaction uses nitrite as an electron acceptor. A high concentration of nitrite inhibits the denitrifying phosphorus removal process, but a suitable concentration of nitrite can be used as an electron acceptor for denitrifying phosphorus removal. The suitable concentration can be enhanced through the domestication process. Denitrifying phosphorus removal bacteria can use the nitrate produced in the ANAMMOX process. In addition, both bacteria prefer an environment of medium temperature and leaning alkalinity. Therefore, by creating a preferable micro-environment for denitrifying phosphorus removal bacteria and anaerobic ammonium oxidation bacteria, the coupling effect of two bacterium for removal of nitrogen and phosphorus can be very significant. This may be a very fruitful research topic in anaerobic wastewater treatment.

Key words: anaerobic ammonium oxidation; denitrifying phosphorus removal; nutrient removal; coupling effect

减少氮、磷向水体的输入是消除水体富营养化的关键。目前,在城市污水处理过程中不但要求去除 COD、SS,而且对除磷和脱氮都提出了较高要求。但是,生物除磷脱氮工艺在实际应用过程中经常出

现脱氮和除磷效果不能同时达到最佳的现象,即脱氮效果好时除磷效果较差,而除磷效果好时脱氮效果又不佳^[1]。究其原因,主要是由于我国城市污水中碳源普遍不足,而传统的脱氮除磷工艺需要大量

基金项目:江苏省自然科学基金(BK2007181)

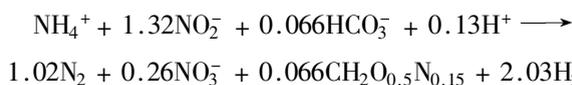
作者简介:韦启信(1984—),男,安徽安庆人,硕士研究生,研究方向为污水处理理论与技术。E-mail:wei20056@gmail.com

碳源。同时,传统硝化-反硝化脱氮需消耗大量的氧。针对传统脱氮除磷工艺耗能大,并且对低碳源污水处理效果不好的缺点,目前发展了2种微生物脱氮除磷新途径:①厌氧氨氧化(anaerobic ammonium oxidation)脱氮;②反硝化除磷脱氮除磷。厌氧氨氧化脱氮技术有氧消耗量少,无需碳源等优点;反硝化除磷“一碳两用”,节省碳源,并且以亚硝酸盐为电子受体的反硝化除磷也能节省能耗。单一的厌氧氨氧化工艺只能脱氮,而反硝化除磷工艺除磷效果较好,但氮需要进一步去除才能达标排放。目前,国内外关于厌氧氨氧化与反硝化协同脱氮已有部分研究^[2-3],而对反硝化除磷与厌氧氨氧化协同脱氮除磷的研究鲜有报道。如何利用两种菌群的协同作用,充分发挥两种技术的优点,对开发投资节省、运行费用低并适合低碳源的污水处理新技术具有重要意义。本文对影响反硝化除磷与厌氧氨氧化耦合的因素进行了深入分析和讨论,并给出了反硝化除磷和厌氧氨氧化耦合的方案。

1 反硝化除磷与厌氧氨氧化原理

反硝化除磷即反硝化聚磷菌在缺氧环境下,在氧化聚- β -羟基丁酸(PHB)的过程中能以 NO_3^- 代替氧作为电子受体,使摄磷和反硝化这两个不同的生物过程能够借助同一种细菌在同一环境中一并完成,实现同时反硝化和过度吸磷。近年来,一些学者对以 NO_2^- 为电子受体的反硝化除磷工艺进行了研究^[4-5]。研究表明, NO_2^- (甚至较高浓度)可以代替 NO_3^- 成为反硝化除磷菌进行反硝化吸磷的电子受体。反硝化除磷把除磷和脱氮过程结合,不仅节省了大量碳源,而且在缺氧时以 NO_3^- (NO_2^-)为电子受体吸磷节省了曝气所需能源。

厌氧氨氧化是指厌氧氨氧化菌在厌氧条件下,以 NO_2^- 为电子受体,将氨氮直接氧化成氮气从水中去除的生物反应^[6]。Strous等^[7]1998年采用SBR反应器对厌氧氨氧化过程进行了研究,提出了可能的厌氧氨氧化反应的化学计量关系:



厌氧氨氧化工艺是一种全新的生物脱氮工艺,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^[8]。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硝化反应耗氧能耗大为降低;③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。

2 反硝化除磷与厌氧氨氧化的影响因素

2.1 DO

反硝化除磷厌氧段DO过高会影响该段磷的有效释放,缺氧段DO过高会影响反硝化过程,因此反硝化除磷厌氧和缺氧段都要求较低DO。令云芳等^[9]认为反硝化除磷厌氧和缺氧段应保持 $\rho(\text{DO}) < 0.2 \text{ mg/L}$ 。厌氧氨氧化菌对氧具体耐受值目前意见不一。最初的研究^[10-11]表明,氨的厌氧氧化过程中存在氧时,厌氧氨氧化菌活性完全受抑,氧的浓度必须小于 $2 \mu\text{mol/L}$ 才能发生厌氧氨氧化反应。Olav等^[12]研究CANON(completely autotrophic nitrogen removal over nitrite)工艺时发现,反应器中同时可以存在亚硝化菌和厌氧氨氧化菌。Helmer等^[13]以NSO1225探针和Amx-0820-a-A-22探针分别对生物膜内细菌进行了荧光原位杂交(FISH)检测,发现亚硝化菌主要分布于生物膜的好氧表层,而厌氧氨氧化菌则主要分布于生物膜的缺氧内层。Michael等^[14]用同样探针对CANON反应器中的颗粒污泥进行研究时也发现了类似的结果。石利军等^[15]采用无纺布作为载体,在有氧条件下对厌氧氨氧化进行研究,结果表明,DO质量浓度为 $1.0 \sim 6.5 \text{ mg/L}$ 时厌氧氨氧化菌活性较低,当DO质量浓度小于 1.0 mg/L 时,厌氧氨氧化菌活性升高。上述研究表明,厌氧氨氧化菌在很低溶解氧的条件下才具有厌氧氨氧化活性,但是厌氧氨氧化生物膜和厌氧氨氧化颗粒污泥对氧的耐受能力较强,并且好氧菌能为厌氧氨氧化菌解除氧毒。

2.2 有机物

有机物对反硝化除磷的影响主要是有机物的类型与COD相对投加量的影响。在厌氧段投加丙酸、乙酸、葡萄糖等简单有机物能诱发磷的释放,但以乙酸效果为最佳。碳源只有投加在厌氧段才能使出水的磷含量减少,缺氧段碳源过多会优先支持反硝化而使出水硝酸盐和亚硝酸盐的浓度降低却不发生吸磷反应。王亚宜等^[16]利用间歇试验研究了反硝化除磷过程中有机碳源对厌氧放磷和缺氧吸磷的影响,结果表明:厌氧段碳源 $\rho(\text{COD})$ 越高($100 \sim 300 \text{ mg/L}$)放磷越充分,则缺氧段反硝化和吸磷速率越大,但当碳源 $\rho(\text{COD})$ 高达 300 mg/L 时,未反应完全的有机物残留于后续缺氧段对缺氧吸磷产生抑制作用。

厌氧氨氧化菌属于自养型细菌,其生长无需有机碳参与,少量有机物的加入对污泥的厌氧氨氧化活性影响不大,而大量有机物的加入,会使异养菌大量繁殖,促进异养过程与厌氧氨氧化过程之间的基质

竞争,明显抑制其厌氧氨氧化活性。但是基质竞争引起的抑制作用是可逆的。Güven 等^[17]研究发现,甲醇是厌氧氨氧化菌最有效的抑制剂,投加 0.5 mmol/L 的甲醇会立即抑制厌氧氨氧化菌活性,当投加甲醇浓度超过 1.0 mmol/L 时,这种抑制就不可逆,投加 2 mmol/L 的乙醇可使厌氧氨氧化反应降低 30%。

2.3 NO_3^- 和 NO_2^-

反硝化除磷厌氧段硝酸盐过多会影响聚磷菌有效释磷,缺氧硝酸盐投加过量会引起 NO_2^- 的积累,高浓度 NO_2^- 对反硝化聚磷菌有毒害作用,但合适浓度 NO_2^- 可以作为反硝化除磷缺氧段吸磷的电子受体。Kerren 等^[18]在研究固定生物膜反应器厌氧/缺氧交替运行下释磷、吸磷时发现,当缺氧段 NO_3^- 负荷增加时,能观察到 NO_2^- 的积累,而随着 NO_3^- 的减少,吸磷量也相应减少;一旦系统中的 NO_3^- 消耗殆尽,即使存在大量的 NO_2^- ,吸磷也不再进行。笔者由此认为,只有 NO_3^- 转化成 NO_2^- 的那部分才能被反硝化聚磷菌(DPAO)利用。然而,另外一些报道却认为,只要 NO_2^- 的浓度恰当, NO_2^- 可以被 DAPO 利用。Jiang 等^[19]对(A/O)₂ SBR 系统中的反硝化除磷现象进行了考察,采用把硝化控制在 NO_3^- 阶段和控制在 NO_2^- 阶段 2 种策略,2 种污泥对 NO_2^- -N 的耐受质量浓度分别达到 10 mg/L 和 30 mg/L,他们认为反硝化聚磷菌对 NO_2^- 的耐受力和利用其进行反硝化吸磷的能力,都可以通过驯化加以提高。非常高浓度的 NO_3^- 才对厌氧氨氧化反应产生抑制作用, NO_2^- 浓度过高也对其产生抑制,但关于其抑制浓度报道不一。Strous 等^[20]认为,当厌氧氨氧化过程生成 NO_3^- -N 质量浓度达到 1 000 mg/L 时,才会抑制厌氧氨氧化反应。然而, NO_2^- -N 质量浓度达到 100 mg/L 时,厌氧氨氧化过程就会完全被抑制。Egli 等^[21]通过实验认为,在 NO_2^- -N 质量浓度高于 182 mg/L 时厌氧氨氧化过程才被抑制。

2.4 温度

温度对生物反应有很大影响,反硝化除磷和厌氧氨氧化当然也不例外。吉芳英等^[22]在除磷脱氮 SBR 系统中考查了温度对反硝化除磷能力的影响。结果表明,反硝化除磷适宜温度范围为 18~37℃,在此温度范围内反硝化除磷速率随温度升高而提高,而且温度变化基本上不影响反硝化除磷系统 PO_4^{3-} 去除量和 NO_3^- 转化量之间的定量关系。厌氧氨氧化菌适宜生存于中温环境中。从生物转盘中富集的厌氧氨氧化菌(优势菌为 *kuenenia stuttgartiensis*)温度高于 11℃、低于 45℃时,都具有厌氧氨氧化活性,最佳温度为 37℃^[21]。阮文权

等^[23]的研究结果和上面相近,当温度从 5℃ 升至 30℃ 时,反应速率逐渐提高;继续升至 35℃,反应速率反而降低。杨洋等^[24]通过研究认为温度对厌氧氨氧化过程有明显影响,最适温度为 30~35℃。

2.5 其他因素

其他因素如 pH 值、进水磷酸盐浓度、进水氨氮浓度、光照、污泥龄等也会对反硝化除磷与厌氧氨氧化的耦合产生重要影响。反硝化除磷菌和厌氧氨氧化菌都比较喜欢偏碱性环境。蒋轶锋^[25]认为,当 pH 值从 7.0±0.5 上升到 7.8±0.5 时,能使系统中聚糖菌(GAO)数量减少、乙酸吸收速率降低,而使反硝化聚磷菌的数量和速率升高,宏观地表现为系统除磷效能的改善。Strous 等^[7]通过 SBR 反应器获得的厌氧氨氧化污泥(优势菌为 *Brocadia anammoxidans*)其 pH 值范围是 6.7~8.3,最佳 pH 值为 8.0。Egli 等^[21]发现从生物转盘中富集的厌氧氨氧化菌(优势菌为 *Kuenenia stuttgartiensis*)在 pH=6.5~9.0 范围内都具有厌氧氨氧化活性,最佳 pH 值为 8.0。光和高浓度 PO_4^{3-} 对厌氧氨氧化有抑制作用。Graaf 等^[10]的试验数据表明,作为 pH 缓冲剂的磷酸盐能使厌氧氨氧化菌的活性完全丧失,但一般加入 31 mg/L 磷酸盐并不受影响。厌氧氨氧化菌对光敏感,光线可降低其活性 30%~50%。因此,耦合实验需在避光的条件下进行。高浓度游离氨对微生物有毒害作用,因此进水氨氮不宜过高。由于厌氧氨氧化的倍增时间长达 11 d^[26],因此,厌氧氨氧化工艺的泥龄应尽可能长。反硝化除磷系统污泥龄宜为 20~30 d,较传统生物除磷脱氮污泥龄(15 d)长。其原因是反硝化除磷以 NO_3^- 为电子受体的生化反应中产生的三磷酸腺苷(ATP)低于传统的好氧吸磷产生的 ATP,造成反硝化除磷菌的代谢活动受到限制,其增殖速率低于好氧聚磷菌的增殖速率。

3 讨论

传统的脱氮除磷工艺存在诸多不足,为此,发展最低的氧消耗、最小的 COD 氧化、最低的二氧化碳释放、最少的剩余污泥产生的污水处理工艺变得势在必行。反硝化除磷与厌氧氨氧化耦合脱氮除磷技术的研究对发展可持续污水生物处理工艺具有重大推动意义。虽然反硝化除磷菌和厌氧氨氧化菌是两类截然不同的菌群(反硝化除磷菌属异养菌,而厌氧氨氧化菌为自养菌)。通过前面分析可以发现,影响两类菌生长的各因素范围相近。另外研究人员是在大量异养菌存在的反硝化流化床中发现厌氧氨氧化现象的^[6]。因此,可以在同一反应器中创造同时适合两类菌生长的环境,将两类菌群复合到一个反应

器中。笔者认为,可以在 $\rho(\text{DO}) < 0.2 \text{ mg/L}$, $T = 30^\circ\text{C}$, $\text{pH} = 7.3 \sim 8.0$ 的条件下对反硝化聚磷菌和厌氧氨氧化菌协同脱氮除磷进行研究。

另外其他因素可根据情况作如下考虑:①应合理确定 NO_3^- 和 NO_2^- 的投加量。反硝化除磷菌能以 NO_2^- 为电子受体,但过高 NO_2^- 的浓度会对反硝化除磷产生抑制作用,同时,作为厌氧氨氧化反应电子受体 NO_2^- 的浓度过高也会抑制厌氧氨氧化反应。综合考虑,开始 NO_2^- 质量浓度以小于 5 mg/L 为宜,但是随后实验可以酌情提高 NO_2^- 的浓度。 NO_3^- 的质量浓度超过 1000 mg/L 时才会对厌氧氨氧化菌产生不利影响,而实际污水处理过程中很少遇到这种情况,因此根据目前污水处理的实际情况,在试验研究阶段可以把 NO_3^- 质量浓度定为 40 mg/L 左右。反硝化除磷过程中理论上会产生 NO_2^- 。有研究发现,在 NO_3^- 投加过量时,反硝化除磷系统会有大量 NO_2^- 积累。因此在试验时可以逐渐减少 NO_2^- 投加量,直至 NO_2^- 投加量为零,使厌氧氨氧化菌利用反硝化除磷过程中产生的 NO_2^- 。由于反硝化聚磷菌以 NO_3^- 比以 NO_2^- 为电子受体吸磷效率高,因此,这样可以提高反硝化聚磷菌吸磷的能力。另外,也可以逐渐减少 NO_3^- 的投加量,适当增加 NO_2^- 投加量,以减少硝化(亚硝化)阶段的能耗。②应投加适宜种类及浓度的碳源。最常用的甲醇对厌氧氨氧化菌有较强毒性,葡萄糖影响反硝化聚磷菌的富集生长。因此可以用乙酸盐作为碳源进行试验研究。厌氧氨氧化菌是自养菌并且生长缓慢(倍增时间为 11 d),而反硝化除磷菌是异养菌,在营养充足的条件下生长较快。反硝化菌竞争能力强于厌氧氨氧化菌^[2],因此过量的投加碳源,可能会使反硝化聚磷菌在基质竞争中占优势,从而影响厌氧氨氧化菌的生长,因此,碳源的投加量要根据氮磷的投加量而定。一般试验 COD 与 TN 浓度比为 3 左右为宜,可根据试验情况适当调整。调整碳源投加量可以调控两类菌对 NO_2^- 的竞争。③选择合适的污泥龄。反硝化除磷的污泥龄不宜过短,但也不宜过长,过短使反应器中的聚磷菌被淘汰,过长会出现磷的“自溶”现象。厌氧氨氧化菌生长缓慢,因此,厌氧氨氧化工艺的污泥龄应尽可能长。所以污泥龄为 $20 \sim 30 \text{ d}$ 为宜。④合理的 PO_4^{3-} 投加量和适当避光。过量的磷酸盐对厌氧氨氧化有抑制作用,但质量浓度低于 31 mg/L 不会对厌氧氨氧化过程产生影响。⑤合理控制其他因素,如 pH 值、进水氨氮浓度、污泥龄等。

4 结 语

国内外学者对反硝化除磷和厌氧氨氧化分别进

行了较深入的研究,但是对反硝化除磷与厌氧氨氧化耦合进行污水脱氮除磷的研究较少。以上影响因素的分析表明,反硝化除磷菌和厌氧氨氧化菌生存的生态环境类似,可以将两类菌复合在一个有利的生态环境中,充分发挥它们之间的协同耦合作用。但是这两种微生物生物学特性仍有较大差异,在同一反应器中如何发挥其各自的优势,实现生物脱氮除磷功能的互补,以及各影响因素的合理控制需进一步研究。

参考文献:

- [1] 华光辉,张波. 城市污水生物除磷脱氮工艺中的矛盾关系及对策[J]. 给水排水, 2000, 26(12):1-4.
- [2] BIPIN K P, FUTABA K, YUKO S, et al. Presence and activity of anammox and denitrification process in low ammonium-fed bioreactor[J]. Bioresource Technol, 2007, 98: 2201-2206.
- [3] ZHU J P, HU Y Y, LIANG H Q. Correlation of anaerobic ammonium oxidation and denitrification[J]. Journal of Environ Sci, 2006, 18(2): 227-231.
- [4] HU J Y, ONG S L, NG W J, et al. A new method for characterizing denitrifying phosphorus removal bacteria by using three different types of electron acceptors[J]. Wat Res, 2003, 37: 3463-3471.
- [5] JENS M, EVA A, ARNOLD I. Effect of nitrite on anoxic phosphate uptake in biological phosphorus removal activated sludge[J]. Wat Res, 1999, 33(8): 1871-1883.
- [6] MULDER A, Van de GRAAF A A, ROBERTSON L A, et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor[J]. FEMS Microbiol Ecol, 1995, 16: 177-183.
- [7] STROUS M, KEIJNEN J J, KUENEN J G, et al. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 1998, 50(5): 589-596.
- [8] JETTEN M S M, WAGNER M, FUERST J, et al. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process[J]. Curr Opin Biotechnol, 2001, 12: 283-288.
- [9] 令云芳,王淑莹,王伟,等. 厌氧段 HRT 对 A_2N 工艺反硝化除磷脱氮效果的影响[J]. 水处理技术, 2006, 32(10): 44-47.
- [10] Van de GRAAF A A, BRUIJN P, ROBERTSON L A. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor[J]. Microbiol, 1996, 142(8): 2187-2196.
- [11] STROUS M, Van GERVEN E, KUENEN J G, et al. Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) sludge[J]. Appl Environ Microbiol, 1997, 63(6): 2446-2448.

(下转第 44 页)

积、提高灌溉水利用系数、加大河流的监管保护力度是今后工作的重点。

3.3 充分利用当地水源,提高承载力的稳定性

水资源供需比的增加有利于水环境承载力的提高,规划中该市跨区域调水的比例提高了3.4%,增加了水环境承载力的不稳定性,因而需要增加污水处理厂回用水、雨洪水等当地水源供水比重,保证承载力的稳定性。

4 结 语

聊城市水环境承载能力评价结果显示,规划期内聊城市水环境承载力不断提高,GDP增长较快,到2030年水环境承载力可以达到生态城市标准;“十一五”期间承受的发展压力较大。根据水环境承载能力特点,建议加大环保投资力度,提高农业灌溉水综合利用率,提高污水处理厂回用水、雨洪水资源的供水比例,以实现水资源的可持续利用、经济社会又好又快发展的目标。

参考文献:

- [1] 崔凤军. 城市水环境承载力及其实证研究[J]. 自然资源学报, 1998, 13(1): 58-62.
- [2] 贾振邦, 赵智杰, 李继超, 等. 本溪市水环境承载力及指标体系[J]. 环境保护科学, 1995, 21(3): 8-11.
- [3] 彭静, 廖文根, 赵奎霞, 等. 水环境承载的可持续性评价指标体系研究[J]. 水资源保护, 2006, 22(6): 14-24.
- [4] 宋永昌. 城市生态学[M]. 上海: 华东师范大学出版社, 2000.
- [5] 许有鹏. 干旱区水资源承载能力综合评价研究[J]. 自然资源学报, 1993, 8(3): 230-232.
- [6] 余红, 安玉坤, 沈珍瑶, 等. 济南小清河水环境承载力研究[J]. 水资源保护, 2008, 24(3): 34-36.
- [7] 刘艳玲. 区域水环境承载力的可持续发展研究: 以长春市为例子[D]. 长春: 东北师范大学, 2002.
- [8] 彭静, 李翀. 广义水环境承载理论与评价方法[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2006.
- [9] 陈水利. 模糊集理论及其应用[M]. 北京: 科学出版社, 2005.
- [10] 高渭文, 李永强, 王淑莹, 等. 城市水环境承载力评价模型[J]. 环境科学, 2004, 25(4): 54-58.
- [11] 王亚宜, 彭永臻, 王淑莹, 等. 碳源和硝态氮浓度对反硝化聚磷的影响及ORP的变化规律[J]. 环境科学, 2004, 25(4): 54-58.
- [12] OLAV S A, DERWORT N, CAMEOS G J L, et al. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor[J]. Wat Res, 2002, 36: 2475-2482.
- [13] HELMER C, KUNST S. Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system[J]. Wat Sci Tech, 1999, 39(7): 13-21.
- [14] MICHAEL N, ANISETTE B, OLAV S, et al. Kinetics, diffusional limitation and microscale distribution of chemistry and organisms in a CANON reactor[J]. FEMS Microbiol Ecol, 2005, 51(2): 247-256.
- [15] 石利军, 杨凤林, 张兴文. 有氧条件下 ANAMMOX 反应及其在 HABR 反应器中实现[J]. 大连理工大学学报, 2007, 47(3): 338-343.
- [16] 王亚宜, 彭永臻, 王淑莹, 等. 碳源和硝态氮浓度对反硝化聚磷的影响及 ORP 的变化规律[J]. 环境科学, 2004, 25(4): 54-58.
- [17] GUVEN D, DAPENA A, KARTAL B, et al. Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria[J]. Appl Environ Microbiol, 2005, 71(2): 1066-1071.
- [18] KERRN-JESPERSEN J P, HENZE M, STRUBE R. Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor[J]. Wat Res, 1994, 28: 1253-1255.
- [19] JIANG Y F, WANG L, WANG B Z, et al. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate removal in (AO) SBR using single sludge system[J]. Journal of Environ Sci, 2004, 16(6): 1037-1040.
- [20] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation[J]. Appl Environ Microbiol, 1999, 65(7): 3248-3250.
- [21] EGLI K, FANGER U, ALVATEZ P J J, et al. Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate[J]. Arch Microbiol, 2001, 175: 198-207.
- [22] 吉芳英, 高茜, 袁春华. 温度和 COD 对 SBR 反硝化同时除磷系统除磷能力的影响[J]. 安全与环境学报, 2005, 5(6): 30-33.
- [23] 阮文权, 邹华, 陈坚. 厌氧氨氧化混培菌的获得及其运行条件[J]. 重庆环境科学, 2002, 24(6): 30-33.
- [24] 杨洋, 左剑恶, 沈平等. 温度、pH 值和有机物对厌氧氨氧化污泥活性的影响[J]. 环境科学, 2006, 27(4): 691-695.
- [25] 蒋轶锋. 短程反硝化除磷工艺特征及运行效能研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2006.
- [26] STROUS M, FUERST J A, KRAMER E H M, et al. Missing lithotroph identified as new planctomycete[J]. Nature, 1999, 400: 446-469.

(收稿日期 2008-09-19 编辑 徐娟)

(上接第 32 页)

- [12] OLAV S A, DERWORT N, CAMEOS G J L, et al. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor[J]. Wat Res, 2002, 36: 2475-2482.
- [13] HELMER C, KUNST S. Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system[J]. Wat Sci Tech, 1999, 39(7): 13-21.
- [14] MICHAEL N, ANISETTE B, OLAV S, et al. Kinetics, diffusional limitation and microscale distribution of chemistry and organisms in a CANON reactor[J]. FEMS Microbiol Ecol, 2005, 51(2): 247-256.
- [15] 石利军, 杨凤林, 张兴文. 有氧条件下 ANAMMOX 反应及其在 HABR 反应器中实现[J]. 大连理工大学学报, 2007, 47(3): 338-343.
- [16] 王亚宜, 彭永臻, 王淑莹, 等. 碳源和硝态氮浓度对反硝化聚磷的影响及 ORP 的变化规律[J]. 环境科学, 2004, 25(4): 54-58.
- [17] GUVEN D, DAPENA A, KARTAL B, et al. Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria[J]. Appl Environ Microbiol, 2005, 71(2): 1066-1071.
- [18] KERRN-JESPERSEN J P, HENZE M, STRUBE R. Biological phosphorus release and uptake under alternating anaerobic and anoxic conditions in a fixed-film reactor[J]. Wat Res, 1994, 28: 1253-1255.
- [19] JIANG Y F, WANG L, WANG B Z, et al. Biological nitrogen removal with enhanced phosphate removal in (AO) SBR using single sludge system[J]. Journal of Environ Sci, 2004, 16(6): 1037-1040.
- [20] STROUS M, KUENEN J G, JETTEN M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation[J]. Appl Environ Microbiol, 1999, 65(7): 3248-3250.
- [21] EGLI K, FANGER U, ALVATEZ P J J, et al. Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate[J]. Arch Microbiol, 2001, 175: 198-207.
- [22] 吉芳英, 高茜, 袁春华. 温度和 COD 对 SBR 反硝化同时除磷系统除磷能力的影响[J]. 安全与环境学报, 2005, 5(6): 30-33.
- [23] 阮文权, 邹华, 陈坚. 厌氧氨氧化混培菌的获得及其运行条件[J]. 重庆环境科学, 2002, 24(6): 30-33.
- [24] 杨洋, 左剑恶, 沈平等. 温度、pH 值和有机物对厌氧氨氧化污泥活性的影响[J]. 环境科学, 2006, 27(4): 691-695.
- [25] 蒋轶锋. 短程反硝化除磷工艺特征及运行效能研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2006.
- [26] STROUS M, FUERST J A, KRAMER E H M, et al. Missing lithotroph identified as new planctomycete[J]. Nature, 1999, 400: 446-469.

(收稿日期 2008-05-29 编辑 高渭文)