

盐度抑制下的 MUCT 处理效能及其微生物种群变化

崔有为¹, 彭永臻^{1*}, 李晶²

(1. 北京工业大学环境与能源工程学院, 北京 100124; 2. 中国航空工业规划设计研究院, 北京 100011)

摘要: 研究盐度对活性污泥处理系统及其处理效能的影响, 对生物处理含盐污水工程的设计与实施具有重要意义. 本试验采用 MUCT 工艺处理含盐生活污水, 在淡水以及 5、8、10 和 15 g/L 等不同 NaCl 盐度水平下, 研究了盐度对生物处理的综合影响. 结果表明, 相对有机物而言, 盐度对营养污染物去除抑制更强烈. 当进水盐度超过 8 g/L 后, MUCT 总磷去除率从淡水的 92% 下降到 72%, 总氮的去除效率从 75% 下降到 62%. 当盐度超过 15 g/L, 好氧异养菌数量开始减少, 导致有机物去除率的下降. 在盐度的抑制下, 强化生物除磷系统的特异反应表现为: ①当盐度超过 8 g/L, 好氧池内发生了显著的亚硝酸积累(超过 80% 的积累率). 高亚硝酸盐积累刺激了反硝化亚硝酸盐吸磷的发生; ②随着盐度的升高, 厌氧放磷消耗的有机物量逐渐提高. 试验进一步研究了盐度影响下微生物种群结构的变化, 为理解盐度影响的本质提供了依据.

关键词: 含盐生活污水; 生物营养物去除; MUCT; 生物种群

中图分类号: X172 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)02-0488-05

Salt Effects on Treatment Performance and Microbial Community Structure in MUCT

CUI You-wei¹, PENG Yong-zhen¹, LI Jing²

(1. College of Energy and Environmental Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. China Aeronautical Project and Design Institute, Beijing 100011, China)

Abstract: It is essential for a full-scale treatment plant processing saline wastewater to understand the effects of salt on an activated sludge system and the performance of pollutant removal. For this purpose, a bench-scale modified university of cape town (MUCT) process was tested to treat real saline sewage with salt concentrations of 5, 8, 10 and 15 g/L. The experimental results indicated that salt in sewage significantly affected nutrient removal compared with organic removal. Total phosphorous removal efficiency in MUCT decreased from 92% when treating freshwater to 72% when treating 8 g/L saline wastewater, while total nitrogen removal efficiency decreased from 75% to 62%. Vital number of aerobic heterotrophic bacteria shrunk when salt concentration in wastewater was over 15 g/L, resulting in decreased organic removal efficiency. Obvious nitrite accumulation in the aerobic tank and denitrifying nitrite by polyphosphate accumulating organisms (PAOs) in the anoxic tank occurred in the MUCT treating saline sewage containing over 8 g/L NaCl. Elevated salt level enhanced the carbon requirement for phosphorus release. Population shift in biological community (aerobic-heterotrophic, nitrifying, and denitrifying organisms) in treatment system was observed in response to salinity inhibition, which contributed to an insight into the nature and the magnitude of the salt effects.

Key words: saline wastewater; biological nutrient removal; modified university of cape town (MUCT); biological groups

氯化钠(sodium chloride, NaCl)和其他盐类可以通过许多途径进入到废水中^[1]. 在各种含盐废水中, 含盐生活污水的产生途径有 2 个: 一是海水代用在大生活用途上所产的含盐污水. 例如, 香港为了应对淡水资源短缺使用海水替代淡水冲洗厕所, 从而产生了含盐生活污水^[2]; 另一个途径来源于大型船舰和海洋沿岸的卫生设施. 远洋舰船或者沿海地区通常就近取用海水作为卫生设施的冲洗用水, 从而产生大量含盐生活污水. 这些废水的水质相似, 除具有生活污水的成分外均具有高盐度的共性. 由于无机盐对微生物具有抑制作用, 生物处理含盐污水受到极大的挑战^[3]. 但是, 一旦实现高盐污水的生物处理就能在不脱盐的前提下实现污水净化, 从而大大节约处理成本.

生物处理含盐污水要求了解盐度对处理种群及其对污染物去除效能的影响. 目前, 研究已经证明: 进水盐度干扰污水处理厂的运行, 影响正常的微生物新陈代谢功能^[4~8]. 但是, 生物处理含盐污水还存在很多亟待解决的问题: ①大多数研究集中在含盐污水中有机物的去除方面^[4~7], 很少关注高盐废水生物脱氮除磷^[9~13]. 然而, 沿海地区高频发生的赤潮使得这方面的研究显得尤为紧迫; ②迄今为止, 在定量盐度对污染物去除的影响程度方面没有一致的结

收稿日期: 2008-02-26; 修订日期: 2008-04-01

基金项目: 北京市教委科研基地科研创新平台项目; 国家自然科学基金海外青年学者合作基金项目(50628808); 北京工业大学博士科研启动基金项目; 北京工业大学优秀博士学位论文奖励基金项目

作者简介: 崔有为(1977~), 男, 博士, 讲师, 主要研究方向为污水生物处理技术与理论, E-mail: cyw@bjut.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

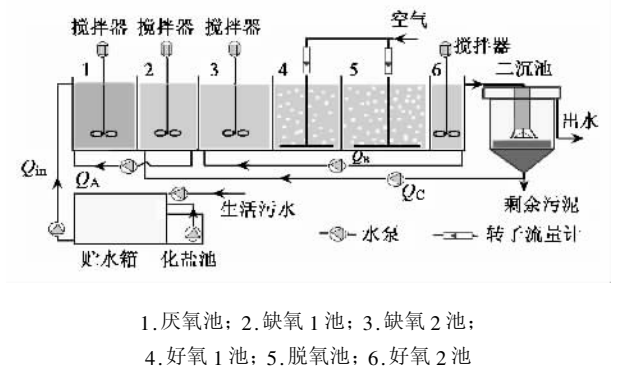
论. 分析原因主要是由于高盐环境下污水生物净化能力受很多因素的影响, 比如处理工艺、接种的微生物来源(盐度驯化的淡水微生物, 未经盐度驯化的淡水微生物, 耐盐微生物)和处理污水的类型(在大多数研究中都采用复合废水)等^[14]. 因此, 采用实际的含盐污水进行研究将有望提供更具有可应用价值的信息; ③现在的研究缺少盐度对生物种群结构影响的关注, 尤其是生物营养污染物去除系统的(biological nutrient removal, BNR)种群结构. 实际上, 不了解微生物种群和处理效果的关系将很难进行稳定可靠的 BNR 污水厂的设计^[15]. 为此, 本研究的目标在于探寻盐度影响下 EBPR 微生物种群结构的变化并定量盐度对 BNR 工艺处理效能的影响.

1 材料与方法

1.1 实验条件

MUCT(modified university of cape town)工艺试验系统在实验室内连续运行超过 20 个月, 具体流程见图 1. 该系统由生化池(总体积 105 L)和沉淀池(42 L)组成. 生化池由 1 个厌氧段(23.1 L), 2 个缺氧段(体积分别是 11.9 L 和 17.2 L), 2 个好氧段(体积分别是 17.8 L 和 27.0 L)和 1 个脱氧段(体积为 8.0 L)共 6 部分组成. MUCT 试验系统包含 2 个内循环: Q_A (从缺氧 1 段到厌氧段)和 Q_B (从脱氧段到缺氧 2 段). 污泥回流 Q_C 将污泥回流到缺氧 1 段. 新鲜生活污水被提升并储存在 225 L 的贮水箱内. 市购粗盐(海水直接晾晒, 主要成分 NaCl)被投加到 20 L 的

化盐池内. 然后由化盐池提升到贮水箱内配置成不同浓度的含盐生活污水. 试验在室内完成, 温度控制在 $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$.



1. 厌氧池; 2. 缺氧 1 池; 3. 缺氧 2 池;
4. 好氧 1 池; 5. 脱氧池; 6. 好氧 2 池

图 1 MUCT 试验系统工艺示意
Fig.1 Schematic diagram of MUCT process

1.2 污水与污泥

试验采用的实际生活污水取自北京工业大学家属区. 为了减少水质波动, 每日定时取水储存在污水池内(具体水质见表 1). 由于废水中较高的氮含量导致 COD:TN 值远远低于生物脱氮的最小需求值, 影响生物脱氮的效率. 为了提高生物可利用的碳含量, 向进水中投加醋酸钠提高进水 COD 到 $390 \sim 525 \text{ mg/L}$, 这遵循了现在一些 BNR 工厂的做法. 这些工厂为了提高碳的可利用量, 采取消化初沉池污泥的做法提高废水中挥发有机酸的含量^[16]. 试验所用的各种盐度的含盐生活污水均通过向生活污水投加不同剂量市售粗盐的方式配置完成.

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

Table 1 Influent characterization/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

pH	COD	$\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$	TN	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$	$\text{NO}_2^- \text{-N}$	$\text{NO}_3^- \text{-N}$
7.2 ~ 7.7	190 ~ 325	5.4 ~ 13.8	51 ~ 95	32 ~ 85	0.05 ~ 0.30	0.05 ~ 0.84

试验系统内的活性污泥接种当地污水处理厂的二沉池回流污泥. 在控制条件下, 活性污泥被驯化. 需要强调的是, 在评价不同盐度的处理效率时, 该污泥被驯化直至处理效率稳定. 因此, 本研究中微生物评估的对象是基于经过盐度驯化的淡水微生物.

1.3 试验设计与分析方法

试验首先测试淡水条件下的处理效果, 并将此作为空白对比样. 然后, 以阶段提高盐度的方法逐渐提高处理废水中的盐度. 在每个盐度下, 运行 4 ~ 5 周后进入到准稳态状态. 之后的 1 个月集中进行数据采集与分析, 同时完成生物种群的分析.

样品分别在生物处理系统的各个格室内采集分

析, 每周进行 5 ~ 7 次. 样品经过离心后采用标准方法用于常规的化学检测 (TN、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 、 Cl^-). 试验中所提及的盐度均是指 NaCl 盐度. 由于盐度的干扰, 含盐污水 COD 的检测采用碱性高锰酸钾法.

2 结果与讨论

2.1 各盐度下的处理效能

通过梯度提高盐度的方法, 试验研究了从淡水环境到各个盐度环境下污染物稳定的去除能力(见图 2). 在淡水环境下, MUCT 试验系统对有机物和营养污染物都具有良好的处理效果. 然而, 随着盐度

的升高,系统的处理能力迅速下降.系统的除磷能力表现出对盐度升高的敏感性.当盐度升高到 8 g/L,平均出水磷浓度从淡水条件下的 0.5 mg/L升高到 3 mg/L,平均去除效率也从淡水的 92%下降到 72%.随着盐度增长,磷去除能力持续下降.和磷相比,盐度对其它污染物的降解能力的影响不是很显著.氨氮和 COD 的生物降解受盐度影响很小,甚至在高于 10 g/L 的盐度环境内仍然保持较高的去除效率(分别为 90% 和 82%).这和 Chen 等^[17]的研究基本一致,表明了硝化菌群和有机物氧化异养菌群对盐度具有较高的耐受能力.尽管硝化作用没有受到严重抑制,当盐度超过 8g/L 后总氮的去除效率从淡水环境下的 75%下降到 62%.这表明在测试的 MUCT 系统内,脱氮对除磷的高度依赖性.笔者认为上述结果很大程度上和不同功能菌群对盐度耐受能力与盐度实施的选择作用有关.不同种属的微生物或不同功能的微生物其耐盐能力有差异,这种差异表现在应对盐度抑制时不同的调节能力上.

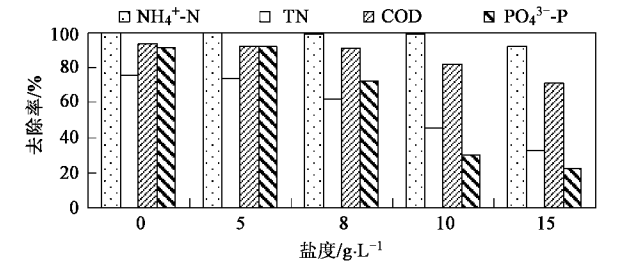


图 2 各盐度下污染物的平均去除率

2.2 各盐度下磷的代谢

在 MUCT 测试系统内,厌氧放磷伴随着有机底物的消耗,缺氧段磷的快速吸收(图 3).随着盐度的增长,厌氧放磷量、缺氧吸磷量 and 好氧吸磷量逐渐下降,相应导致低的除磷效率.当盐度升高到 8g/L,厌氧放磷量、缺氧吸磷量 and 好氧吸磷量分别下降到淡水环境下的 33.8%、33.3%和 69.8%.在 10 g/L 盐度下厌氧放磷量为淡水环境下的 27.7%,缺氧吸磷量仅为淡水环境下的 12.2%,受到严重抑制.相比缺氧吸磷过程,好氧吸磷过程受到的抑制较小,好氧吸磷量保持了淡水环境下的 35.6%.这样的现象从一定程度上反映了好氧聚磷菌 (polyphosphate accumulating organisms, PAOs)和反硝化 PAOs 对盐度的耐受能力.

试验发现盐度还影响着厌氧环境下有机物的消耗量和单位放磷对有机物的消耗量(COD/P·MLSS)

(见表 2).升高的盐度提高了厌氧有机物的消耗量和放磷对有机物的需求.尤其是当盐度超过 10 g/L,厌氧有机物耗量占进水的比例提高到 75.4%,是淡水环境的 117.9%.而单位厌氧放磷 COD 消耗量相对淡水环境提高了 54.1%.这种现象可能有 2 个原因:一是盐度升高可能在压制了 PAOs 生长的同时间接地提升了聚糖菌 (glycogen accumulating organisms, GAOs)在除磷菌中的比例.厌氧单位放磷 COD 消耗量随盐度升高而升高是 GAO 在除磷系统中的比例升高的表现体现.另一种假设是建立在盐度对生物细胞代谢的影响上.这样的现象仅仅是生物自我营救的生理手段^[6].其机制为细胞补偿对抗的一种作用.可以推断厌氧单位放磷 COD 消耗量随盐度升高而升高是对盐度抑制的补偿性对抗.

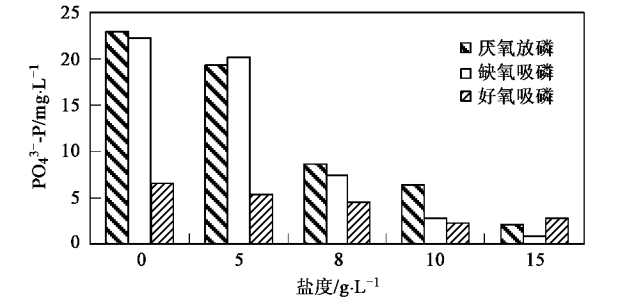


图 3 各盐度下的磷动力变化

Fig.3 Phosphorus profile at various salt levels

表 2 厌氧 COD 消耗的分析

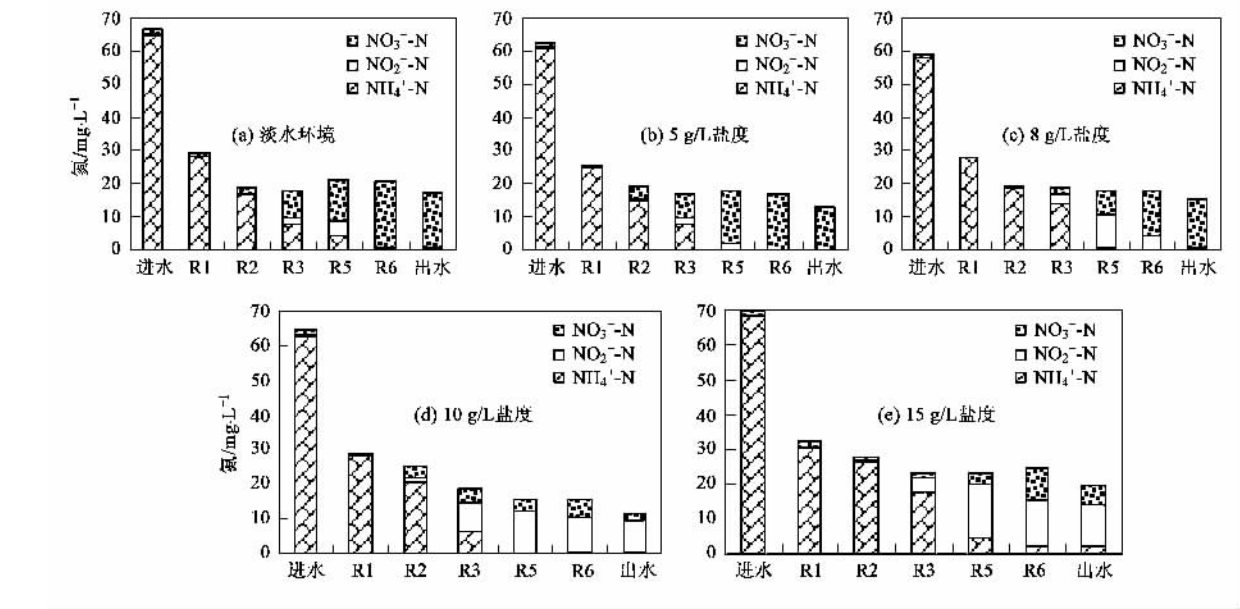
有机物的消耗量	盐度/g·L ⁻¹			
	0(淡水)	5	8	10
厌氧有机物耗量占进水的比例/%	63.95	63.36	65.38	75.4
单位厌氧放磷 COD 消耗量/mg·(mg·g) ⁻¹	7.60	9.05	10.23	11.71

2.3 各盐度下氮的代谢

无机氮在 MUCT 系统内各反应池内的变化如图 4 所示.结果表明在不同盐度下氮组分的变化规律不同.整体而言,在高盐条件下总氮还原能力下降.这源于盐度对反硝化 PAOs 的抑制,而系统内氮主要是靠反硝化除磷完成的.总氮降解主要发生在缺氧区和沉淀池.在缺氧区,反硝化最大程度地进行.脱氮部分依靠反硝化 PAOs,其余部分依靠反硝化菌利用厌氧环境内剩余的有机碳进行反硝化实现.由于内源反硝化的进行,氮的流失也部分地在沉淀池内发生.反硝化 PAOs 的反硝化能力随盐度的增长

而下降,暗示着其脆弱的耐盐能力.但是,盐度对硝化过程的抑制作用却不显著.在盐度高达 15 g/L 的环境下,好氧结束后氨氮仍可以被完全氧化.但是,一个很值得注意的现象是随着盐度的升高,好氧池内发生了显著的亚硝酸盐积累.尤其对好氧 1 段而言,这种积累现象更为显著.当盐度达到 10 g/L 时,好氧 1 段亚硝酸盐的积累率高达 80%.有研究者已经指出在处理淡水的连续流反应器内实现短程硝化是十分困难的^[18].但是,在含盐污水的生物处理过

程中,由于盐度的抑制作用,短程硝化现象却在 MUCT 系统内正常的工艺条件下发生.由于延时曝气的影响,在好氧 2 段,亚硝酸盐被部分地氧化成为硝酸盐,导致其亚硝酸盐浓度有所降低.由于好氧回流硝化液中含有高浓度的亚硝酸盐,在缺氧环境下,反硝化 PAOs 利用亚硝酸盐作为电子受体进行吸磷.因此,高盐环境促进了以亚硝酸盐作为电子受体进行反硝化吸磷,这也成为含盐污水生物处理的一个优点.



R1 ~ R6 分别为: 厌氧段、缺氧 1 段、缺氧 2 段、好氧 1 段、好氧 2 段

图 4 各盐度环境内氮沿反应池的变化

Fig.4 Nitrogen profile at various salt levels

2.4 生物种群分析

在 MUCT 系统这样的单污泥生物系统内, PAOs、硝化菌群和反硝化菌群没有被分离.因此,处理效率不单单是工艺问题,也是微生物生态结构问题.为了深入研究盐度对处理系统影响的本质,特别需要研究盐度对微生物种群结构(好氧异养菌、硝化菌群、反硝化菌群和除磷菌群)的影响.本研究采用生物培养的方法研究生物种群的变化.由于 PAOs 和 GAOs 在培养技术上的限制^[15],本研究主要针对可以进行培养定量的好氧异养菌、硝化菌群和反硝化菌群进行分析(图 5).结果表明:随着盐度的增长,MLSS 中微生物菌群总数量逐渐下降,而且优势种属的结构也发生着变化.5 g/L 盐度环境相对于淡水环境内的微生物生态结构和菌群数量变化不大,说明在 5 g/L 盐度环境内可实现稳定的生物处理.但是当盐度升高到 10 g/L,微生物受到的抑制明显加强,这时不同

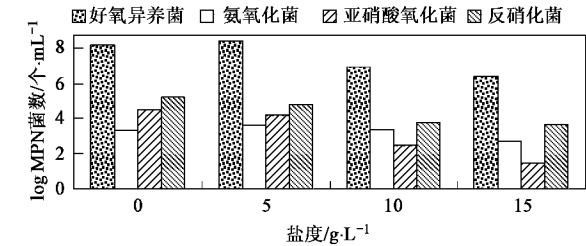


图 5 各盐度系统内微生物种群数的 MPN 法对数值

Fig.5 Logarithmic most probable numbers (MPN) counts of bacteria groups at various salt levels

功能性微生物种群表现出不同的反应.氨氧化菌的数量变化较小,亚硝酸氧化菌的数量变化最快.可见和氨氧化菌群比较,盐度对亚硝酸盐氧化菌实施了更为强烈的抑制.这样的现象可以解释亚硝酸积累率随盐度升高而升高的现象.当盐度超过 15 g/L,好氧异养菌数量和反硝化菌群数量大幅减少.表明 15

g/L盐度可能是这 2 种功能菌群耐盐的临界范围.

3 结论

(1)采用 MUCT 工艺处理低含盐量的生活污水,在不超过 8 g/L 的盐度环境内,生物可以实现良好的处理效率.

(2)聚磷菌对盐度的敏感性远远高于硝化和有机物氧化菌群.当试验进水盐度超过 8g/L 后,MUCT 总磷去除率从淡水的 92%下降到 72%.随着盐度增长,除磷效率持续下降.尽管硝化作用没有受到抑制,当盐度超过 8 g/L 后总氮的去除效率显著下降.

(3)随着盐度的增长,厌氧放磷量、缺氧吸磷量和好氧吸磷量逐渐下降,相应导致低的除磷效率.尽管在 10 g/L 盐度下厌氧吸磷能很好地发生,缺氧吸磷却受到抑制.盐度升高刺激了厌氧有机物的消耗量和放磷对有机物的需求.

(4)在盐度到达 15 g/L 的环境下,氨仍可以被完全氧化.值得注意的是随着盐度的升高,好氧池内发生了显著的亚硝酸盐积累.在高盐环境下,MUCT 系统内发生了以亚硝酸盐作为电子受体的反硝化吸磷.

(5)随着盐度的增长,微生物菌群的总数量逐渐下降.和氨氧化菌群比较,盐度对亚硝酸盐氧化菌实施了更为强烈的抑制.盐度抑制造成硝化种群结构的变化可以解释亚硝酸积累率随盐度升高而升高的现象.

参考文献:

- [1] Woolard C R, Irvine R L. Treatment of hypersaline wastewater in the sequence batch reactor[J]. *Water Res*, 1995, **29**(4):1159-1168.
- [2] 武周虎, 张国辉, 武桂芝. 香港利用海水冲厕的实践[J]. *中国给水排水*, 2000, **16**(11):49-50.
- [3] Olivier L, Rene M. Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: A literature review[J]. *Water Res*, 2006, **40**: 3671-3682.
- [4] Li A, Guowei G. The treatment of saline wastewater using a two-stage contact oxidization methods[J]. *Wat Sci Technol*, 1993, **28**(7):31-37.
- [5] Belkin S, Brenner A, Abeliovich A. Biological treatment of a high

- salinity chemical industrial wastewater[J]. *Water Sci Technol*, 1993, **27**(7-8):105-112.
- [6] Hamoda M F, Al-Attar I M S. Effects of high sodium chloride concentration on activated sludge treatment[J]. *Water Sci Technol*, 1995, **31**(9):61-72.
- [7] Dincer A R, Kargi F. Salt inhibition kinetics in nitrification of synthetic saline wastewater[J]. *Enzyme Microb Technol*, 2001, **28**: 661-665.
- [8] Panswad T, Anan C. Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds[J]. *Water Res*, 1999, **33**(5):1165-1172.
- [9] Intrasingkha N, Keller J, Blackall L L. Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater[J]. *Water Sci Technol*, 1999, **39**(6):183-190.
- [10] Dahl C, Kristensen G G, Vredendregt L H J. Combined biological nitrification and denitrification of high salinity wastewater[J]. *Water Sci Technol*, 1997, **36**(2-3):345-352.
- [11] Glass C, Silverstein J. Denitrification of high-nitrate, high-salinity wastewater[J]. *Water Res*, 1999, **33**(1):223-229.
- [12] Sakairi M A C, Yasuda K, Matsumura M. Nitrogen removal in seawater using nitrifying and denitrifying bacteria immobilized in porous cellulose carrier[J]. *Water Sci Technol*, 1996, **34**(7-8): 267-274.
- [13] Vredendregt L H J, Nielsen K, Potma A, *et al*. Fluid bed biological nitrification and denitrification in high salinity wastewater[J]. *Water Sci Technol*, 1997, **36**(1):93-100.
- [14] 崔有为, 王淑莹, 朱岩, 等. 海水代用及其含盐污水生物处理[J]. *工业水处理*, 2005, **25**(10): 33-36.
- [15] Mino T, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process[J]. *Water Res*, 1998, **32**(11):3193-3207.
- [16] Upton J, Hayes E, Churchley J. Biological phosphorus removal at stratford upon AVON, UK: the effects of influent wastewater characteristics on effluent phosphate[J]. *Water Sci Technol*, 1996, **33**(12):73-80.
- [17] Chen J H, Woog M T, Okabe S, *et al*. Dynamic response of nitrifying activated sludge batch culture to increased chloride concentration[J]. *Water Res*, 2003, **37**:3125-3135.
- [18] Yuan Z G, Peng Y Z, Oehmen A, *et al*. Sludge population optimization in biological wastewater treatment systems through on-line process control: What can we achieve? [R]. Busan: The 2nd international conference on instrumentation, control and automation, 2005.