

## 渗透压对硝化作用的影响

# Effect of Osmotic Pressure on Nitrification

郑 平\*, 吴明生

ZHENG Ping\* and WU Ming-Sheng

浙江大学环境工程系, 杭州 310029

Department of Environmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China

**摘 要** 在气升式内循环硝化反应器中研究了渗透压对硝化作用的影响。保持进水氨氮浓度  $420\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 将进水渗透压逐渐从  $4.3 \times 10^5\text{ Pa}$  提高到  $18.8 \times 10^5\text{ Pa}$ , 硝化反应器的氨氮转化率稳定在 93% ~ 100%。将进水渗透压进一步提高到  $19.2 \times 10^5\text{ Pa}$ , 氨氮转化率降至 69.2%。渗透压对硝化作用的影响具有突发性, 临界值在  $18.8 \times 10^5 \sim 19.2 \times 10^5\text{ Pa}$  之间。受高渗透压胁迫时, 活性污泥中硝化细菌的形态趋向单一, 个体变小, 内膜数量减少, 并产生许多不明成分的颗粒状内含物。解除渗透压胁迫后, 细胞结构恢复。添加钾离子能够缓解高渗透压对硝化作用的影响。高渗透压胁迫以及解除渗透压胁迫可增强污泥硝化活性, 比污泥氨氮转化率(污泥以 SS 计)分别从  $0.083\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  升至  $0.509\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  和  $2.569\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ , 同比提高 5.1 倍和 30.0 倍。

**关键词** 渗透压影响, 硝化作用, 气升式内循环硝化反应器

**中图分类号** Q81 **文献标识码** A **文章编号** 1000-3061(2006)01-0156-06

**Abstract** The effect of osmotic pressure on nitrification was investigated in the internal-loop air-lift nitrifying reactor. When influent ammonia concentration is kept at  $420\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  and influent osmotic pressure is increased from 4.3 to  $18.8 \times 10^5\text{ Pa}$ , the ammonia conversion of the nitrifying bioreactor is maintained between 93% and 100%. After influent osmotic pressure is further increased to  $19.2 \times 10^5\text{ Pa}$ , the ammonia conversion goes down to 69.2%. The influence of osmotic pressure on nitrification takes place without any alarm and the critical osmotic pressure is between  $18.8 \times 10^5$  and  $19.2 \times 10^5\text{ Pa}$ . During osmotic stress, the nitrifying bacterial populations in the activated sludge become simplified, the cell size becomes smaller, the inner membrane becomes less and some unknown inclusion particles are formed. The cell structure is restored as soon as the osmotic pressure is removed. Addition of potassium is able to relieve the effect of osmotic pressure on nitrification. The nitrifying activity of the activated sludge is stimulated by the osmotic stress, and the specific ammonia conversion is increased from  $0.083\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  to  $0.509\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  and  $2.569\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ , respectively.

**Key words** osmotic pressure effect, nitrification, internal-loop air-lift nitrifying reactor

随着工农业生产的发展和人民生活水平的提高, 我国氮素污染物的排放量急剧增加, 引发的水体富营养化触目惊心。对于氮素污染物的控制, 国内

外主要采用生物脱氮技术<sup>[1]</sup>。在生物脱氮中, 硝化作用是必不可少的重要环节, 也是整个工艺的限速步骤, 因此它成了目前本领域的研究热点<sup>[2]</sup>。

Received: August 8, 2005; Accepted: November 3, 2005.

This work was supported by the grants from the National Natural Sciences Foundation of China (No. 30070017) and the Science and Technology Foundation for Key Project of Zhejiang (No. 2003C13005).

\* Corresponding author. Tel: 86-571-86971709; E-mail: pzhang@zju.edu.cn

国家自然科学基金项目(No. 30070017)和浙江省重大科技攻关项目(No. 2003C13005)。

许多工业废水(如味精废水、抗生素制药废水等)富含硫酸盐和氨氮,渗透压很高<sup>[3]</sup>;而微生物对渗透压有一定的适应范围,过高的渗透压会降低微生物活性,甚至导致微生物死亡<sup>[4,5]</sup>。探究渗透压对硝化作用的影响,对高盐含氨废水的生物处理具有重要的现实意义。但迄今为止,这方面的研究鲜见报道。

## 1 材料和方法

### 1.1 试验装置

本试验采用的内循环硝化反应器如图1所示。反应器由有机玻璃制成,内部包括升流区、降流区、气液分离区、泥水分离区等4个部分。总有效容积10.38L,高径比为1:1;升流区、降流区和泥水分离区的截面积分别为153.94cm<sup>2</sup>、97.35cm<sup>2</sup>和346.36cm<sup>2</sup>。含氨废水用蠕动泵从底部进水口泵入反应器底部,空气采用气泵从微孔气体分布器(孔径约0.2mm)引入反应器。由于升流区和降流区中气体含量不同,使两区中混合液的密度产生差异,密度差驱动混合液在升流区和降流区之间循环运动。反应器置于30℃恒温室中运行。

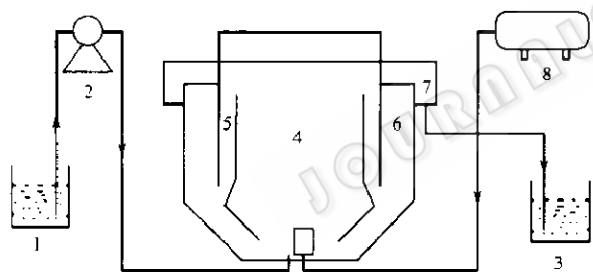


图1 气升式内循环硝化反应器系统

Fig. 1 Internal-loop air-lift nitrifying bioreactor and its flow diagram

1: influent tank; 2: peristaltic pump; 3: effluent tank; 4: riser; 5: downcomer; 6: settling section; 7: overflow weir; 8: air pump.

### 1.2 试验废水

试验采用含氨模拟废水,其化学组成见表1。

表1 模拟含氨废水的化学组成<sup>[6]</sup>

Table 1 Composition of synthetic ammonia wastewater			
Composition	Concentration/(g·L <sup>-1</sup> )	Composition	Concentration/(g·L <sup>-1</sup> )
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0.027	NaHCO <sub>3</sub>	Supply as needed
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	0.300	(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Supply as needed
CaCl <sub>2</sub>	0.136	Trace elements I <sup>*</sup>	1mL·L <sup>-1</sup>
Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Supply as needed	Trace elements II <sup>**</sup>	1mL·L <sup>-1</sup>

\* Composition of trace elements I(g·L<sup>-1</sup>): EDTA 5.00, FeSO<sub>4</sub> 5.00.

\*\* Composition of trace elements II(g·L<sup>-1</sup>): EDTA 15, ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.43, CoCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O 0.24, MnCl<sub>2</sub>·4H<sub>2</sub>O 0.99, CuSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O 0.25, Na<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O 0.22, NiCl<sub>2</sub>·6H<sub>2</sub>O 0.19, Na<sub>2</sub>SeO<sub>4</sub>·10H<sub>2</sub>O 0.21, H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.014.

### 1.3 接种污泥

本试验采用的接种污泥是实验室硝化反应器的硝化污泥,有关性状参数为:pH7.02, SS 5.8 g·L<sup>-1</sup>, VSS 4.5g·L<sup>-1</sup>。

### 1.4 试验方法

**1.4.1 渗透压胁迫试验:**在渗透压胁迫试验中,控制进水氨氮浓度 420mg·L<sup>-1</sup>,容积氨氮负荷 486 g·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>, pH7.5~8.5, DO 浓度 1.5~5.0mg·L<sup>-1</sup>,以 710mg·L<sup>-1</sup>为步幅逐渐提高进水 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 浓度来提高废水渗透压,在每一个渗透压下连续运行 3~5d。

**1.4.2 解除渗透压胁迫试验:**完成渗透压胁迫试验后,先以 1420mg·L<sup>-1</sup>的步幅度降低进水 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 浓度;当渗透压降至 12×10<sup>5</sup>Pa 时,再以 2840mg·L<sup>-1</sup>的步幅度继续降低进水硫酸钠浓度。其它条件与渗透压胁迫试验相同。

**1.4.3 渗透压调节剂试验:**控制水力停留时间 (Hydraulic Retention Time, HRT) 6.2h, 溶解氧 (Dissolved Oxygen, DO) 浓度 1.5~5.0mg·L<sup>-1</sup>, pH7.5~8.5, 进水氨氮浓度 420mg·L<sup>-1</sup>, 进水 Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 浓度 15255mg·L<sup>-1</sup> (渗透压约为 12×10<sup>5</sup>Pa), 用 KHCO<sub>3</sub> 取代 NaHCO<sub>3</sub> 作为酸碱缓冲剂,以考察钾离子对渗透压的调节作用。

### 1.5 样品电镜观察

扫描电镜(Scanning Electron Microscope, SEM)样品的预处理和观察<sup>[7]</sup>:①取硝化污泥样品至 2.5% 戊二醛溶液中固定,放置在 4℃ 冰箱中过夜;②倒掉固定液,用 1mol·L<sup>-1</sup> (pH7.0) 磷酸缓冲液漂洗样品 3 次,每次 15min;③用 1% 锇酸溶解固定样品 1~2h;④倒掉固定液,用 1mol·L<sup>-1</sup> (pH7.0) 磷酸缓冲液漂洗样品 3 次,每次 15min;⑤用梯度浓度 (50%、70%、80%、90% 和 95%) 的乙醇溶液对样品进行脱水处理,每种浓度处理 15~30min,再用 100% 的乙醇处理 2 次;⑥用醋酸异戊脂与乙醇的混合液 (混合比例为 1:1) 处理样品 30min,再用纯醋酸异戊脂处理样品 1h;⑦将样品置于临界点干燥仪中,充分干燥;⑧将样品放在样品台上,用 IB-5 离子溅射仪喷镀金膜,在 XL30ESM.PHILIPS 扫描电镜下观察和拍照。

透射电镜(TEM)样品的预处理和观察<sup>[7]</sup>:①~⑤与扫描电镜样品的预处理相同;⑥用 Spurr 包埋剂对样品进行渗透处理,先用包埋剂与乙醇的混合液 (混合比例为 1:1) 处理样品 1h,再用混合比例为 3:1 的混合液处理样品 3h,最后用纯 Spurr 包埋剂处理样品过夜;⑦包埋经过渗透处理的样品,70℃ 加热过

夜;⑧将包埋好的样品进行超薄切片和染色,在JEM-1230 JEOL透射电镜下观察和拍照。

### 1.6 测定项目与方法

$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ :水杨酸-次氯酸盐光度法<sup>[8]</sup>;  $\text{NO}_2^- \text{-N}$ :  $\text{N}$ -(1-萘基)-乙二胺光度法<sup>[8]</sup>;  $\text{NO}_3^- \text{-N}$ :紫外分光光度法测定<sup>[8]</sup>;悬浮固体(Suspended Solid, SS)和挥发性悬浮固体(Volatile Suspended Solid, VSS):重量法<sup>[8]</sup>;pH值:PHS-9V型酸度计,玻璃电极法;DO:JPB-607型便携式溶解氧仪;渗透压:根据唐南平衡(Donnan equilibrium)所对应的渗透压公式计算<sup>[9]</sup>;污泥湿密度:取一定量污泥于刻度离心管中,以 $500 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的离心速度离心10min。弃上清液,根据污泥重量和体积计算污泥湿密度<sup>[6]</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 渗透压胁迫对硝化作用的影响

在为期7个多月的运行中(图2),保持进水氨氮浓度 $420 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,将进水渗透压逐渐从 $4.3 \times 10^5 \text{ Pa}$ 提高到 $14.7 \times 10^5 \text{ Pa}$ ,硝化反应器容积氨氮转化率升至 $486 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ,氨氮转化率基本上保持100%,出水氨氮浓度低于检测下限。将进水渗透压继续从 $14.7 \times 10^5 \text{ Pa}$ 提高到 $18.8 \times 10^5 \text{ Pa}$ ,氨氮转化率波动在93%~100%之间,渗透压对反应器效能的影响不大。但将进水渗透压进一步提高到 $19.2 \times 10^5 \text{ Pa}$ 时,硝化作用受到抑制,氨氮转化率降至69.2%,容积氨氮转化率降至 $336 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ,出水氨氮浓度升至 $129.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。对硝化污泥进行透射电镜观察发现,在高渗透压的作用下,许多硝化细菌内部结构瓦解(图3)。此时即使将进水渗透压降回 $18.5 \times 10^5 \text{ Pa}$ ,氨氮转化率仍然继续下滑至50.0%,容积氨氮转化率跌至 $243 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ,出水氨氮浓度升至 $209.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。这组试验结果表明,渗透压对硝化作用的影响具有突发性,临界值在 $18.8 \times 10^5 \sim 19.2 \times 10^5 \text{ Pa}$ 之间。

对泥样进行透射电镜观察发现(图4),经过高渗透压作用后,硝化污泥中的优势菌群发生明显变化。从菌体形态上看,细胞趋向单一,多样性减少;从菌体大小上看,细胞萎缩,个体变小;从菌体结构上看,细胞内膜受损,数量下降(图5)。特别引人注目的是,细胞内产生了许多不明成分的颗粒状内含物(图5)。

对泥样所做的测定发现,高渗透压可增强污泥硝化活性。在渗透压胁迫试验前,比污泥氨氮转化率为 $0.083 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ;在渗透压胁迫试验后,比污

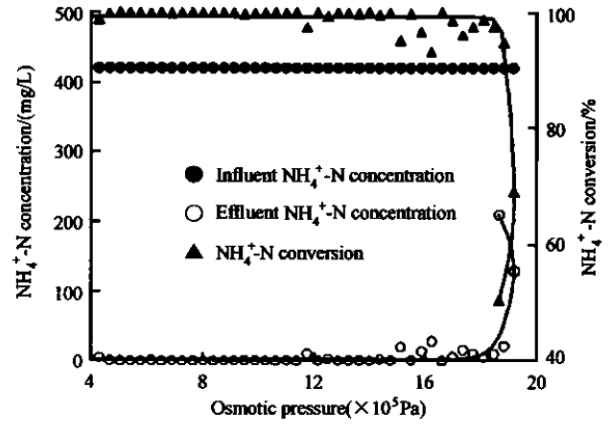


图2 渗透压胁迫对硝化作用的影响

Fig. 2 Effect of osmotic stress on nitrification



图3 活性污泥中硝化细菌的透射电镜照片(30000x)

Fig. 3 TEM photograph of nitrifying bacteria in activated sludge (30000x)

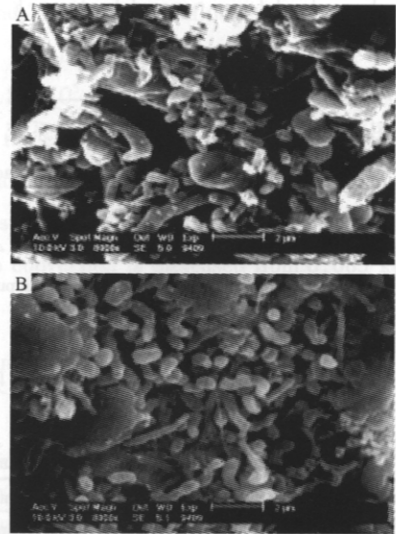


图4 活性污泥中硝化细菌的扫描电镜照片(8000x)

Fig. 4 SEM photograph of nitrifying bacteria in activated sludge (8000x)

A: before osmotic stress; B: after osmotic stress.

泥氨氮转化率升至 $0.509 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ;同比提高5.1倍。

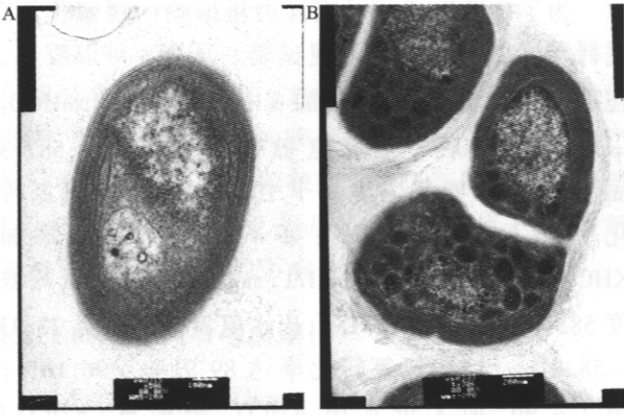


图5 活性污泥中硝化细菌的透射电镜照片(30000×)

Fig. 5 TEM photograph of nitrifying bacteria in activated sludge(30000×)

A: before osmotic stress; B: after osmotic stress.

对水样所做的分析发现,在渗透压低于  $18.5 \times 10^5 \text{ Pa}$  的条件下,反应器基本上进行全程硝化( $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$ ),产物以  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  为主, $\text{NO}_2^- \text{-N}$  所占的比例不高(低于 23.9%);在渗透压超过  $18.5 \times 10^5 \text{ Pa}$  后,反应器转向短程硝化( $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^-$ ), $\text{NO}_2^- \text{-N}$  所占的比例升至 61.7%。据此推断,硝酸细菌对高渗透压胁迫的敏感性高于亚硝酸细菌。

### 2.2 解除渗透压胁迫对硝化作用的影响

在为期 1 个多月的降低渗透压试验中(图 6),将进水渗透压逐渐从  $19.2 \times 10^5 \text{ Pa}$  降低到  $7.3 \times 10^5 \text{ Pa}$ ,研究解除渗透压胁迫对硝化反应器效能的影响。在进水氨氮浓度维持  $420 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,进水渗透压从  $19.2 \times 10^5 \text{ Pa}$  降至  $18.5 \times 10^5 \text{ Pa}$  的情况下,出水氨氮浓度不但没有下降,反而从  $180.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  升至  $258.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ;氨氮转化率不但没有提高,反而从 57.0% 降至 38.5%;出水中  $\text{NO}_2^- \text{-N}/\text{NO}_3^- \text{-N}$  不但没有回落,反而持续高于 60%。这些现象表明,高渗透压引发的不良影响并未随渗透压的降低而立即终止。为了恢复反应器的硝化功能,将进水氨氮浓度从  $420 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  降到  $140 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,并将渗透压从  $18.5 \times 10^5 \text{ Pa}$  降至  $14.2 \times 10^5 \text{ Pa}$ ,容积氨氮负荷从  $486 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  降至  $162 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ,出水氨氮浓度迅速从  $136.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  降至  $14.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,氨氮转化率从 2.4% 升至 89.8%。此后维持进水氨氮浓度为  $140 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,继续将渗透压从  $14.2 \times 10^5 \text{ Pa}$  降至  $12.0 \times 10^5 \text{ Pa}$ ,出水氨氮浓度继续从  $7.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  降至  $0.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,氨氮转化率从 94.59% 升至 99.96%。这些现象表明,反应器的硝化功能已经恢复。将进水氨氮浓度重新提升到  $420 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,同时将渗透压从  $14 \times 10^5 \text{ Pa}$  降至  $7.3 \times 10^5 \text{ Pa}$ ,反应器运行稳定,氨氮转

化率达 100%,反应器内进行全程硝化,产物以  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  为主(高于 99.0%)。随着渗透压的复原,渗透压对硝化作用的胁迫效应也得到解除。

对泥样进行透射电镜观察发现(图 7),解除高渗透压胁迫后,硝化污泥中的硝化细菌大部分以胞囊形式存在;细胞外形不规则;细胞内膜恢复,数量增加;细胞内不明成分的颗粒状内含物数量减少,甚至消失。纵观整个渗透压试验,升高渗透压时,硝化细菌的颗粒状内含物数量增加;降低渗透压时,颗粒状内含物数量减少,由此推断这些颗粒状内含物可能与硝化细菌适应渗透压的变化有关。

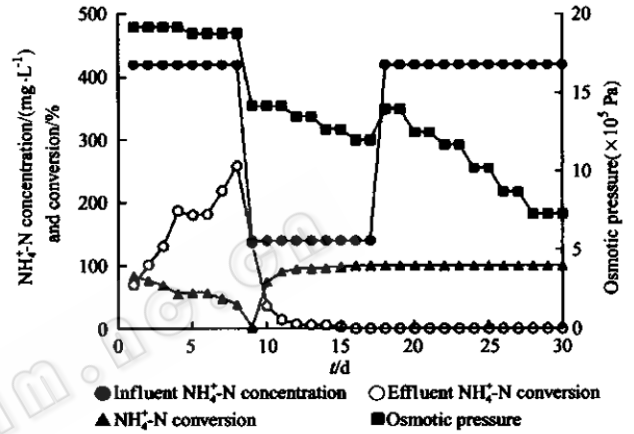


图6 解除渗透压胁迫对硝化作用的影响

Fig. 6 Effect of relieving osmotic stress on nitrification

对泥样所做的测定发现,解除渗透压胁迫也可增强污泥硝化活性。在降低渗透压的过程中,比污泥氨氮转化率从  $0.509 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  提高到  $2.569 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ,解除渗透压胁迫后的硝化污泥活性是受高渗透压胁迫时的 5.0 倍,是受高渗透压胁迫前的 31.0 倍。具体机理不明,有待深入研究。



图7 解除渗透压胁迫后活性污泥中硝化细菌的透射电镜照片(20000×)

Fig. 7 TEM photograph of nitrifying bacteria in activated sludge after relieving osmotic stress(20000×)

### 2.3 渗透压调节剂对硝化作用的影响

从表 3 可以看出,在进水渗透压约为  $12 \times 10^5$  Pa 并以  $\text{NaHCO}_3$  作为硝化反应器进水的酸碱缓冲剂 ( $\text{KHCO}_3/\text{NaHCO}_3 = 0/1$ , mol/mol) 的情况下,进水氨氮浓度  $420 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 平均出水氨氮浓度达  $178.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 平均氨氮转化率为 57.55%; 以  $\text{KHCO}_3$  部分取代  $\text{NaHCO}_3$  后 ( $\text{KHCO}_3/\text{NaHCO}_3 = 2/1$ , mol/mol), 平均出水氨氮浓度降到  $147.56 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 平均氨氮转化率升到 64.87%; 继续提高  $\text{KHCO}_3/\text{NaHCO}_3$  ( $\text{KHCO}_3/\text{NaHCO}_3 = 3/1$ , mol/mol) 后, 平均出水氨氮浓度进一步降至  $123.47 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 平均氨氮转化率升到 70.60%。这组试验表明,在渗透压较高的情况下,添加钾离子能够缓解高渗透压对硝化作用的影响。究其原因,主要在于钾离子是渗透压调节物质,有利于微生物耐受更高的渗透压<sup>[5,10]</sup>。

表 3 添加钾离子对氨氮转化率的影响 ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )

Table 3 Effect of adding potassium ion on ammonium conversion ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )

	$\text{KHCO}_3/\text{NaHCO}_3 = 0/1$ (mol/mol)		$\text{KHCO}_3/\text{NaHCO}_3 = 2/1$ (mol/mol)		$\text{KHCO}_3/\text{NaHCO}_3 = 3/1$ (mol/mol)	
	Effluent $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ conversion/%	Effluent $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ conversion/%	Effluent $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ conversion/%
1st day	165.63	60.56	155.00	63.10	100.97	75.96
2nd day	175.37	58.24	139.94	66.68	147.03	64.99
3rd day	173.16	58.77	147.92	64.78	113.37	73.01
4th day	178.92	57.40	151.46	63.94	131.97	68.58
5th day	198.40	52.76	143.49	65.84	124.00	70.48
Mean value	178.30	57.55	147.56	64.87	123.47	70.60

表 4 添加钾离子对硝化作用的影响 ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )

Table 4 Effect of adding potassium ion on nitrification ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )

	Influent $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	Effluent/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$			$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ conversion/%	$(\text{KHCO}_3/\text{NaHCO}_3) /$ (mol/mol)
		$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$\text{NO}_2^- - \text{N}$	$\text{NO}_3^- - \text{N}$		
1st day	503.77	170.94	120.10	212.72	66.07	0/1
2nd day	585.69	100.97	62.30	422.41	82.76	0/1
3rd day	587.32	122.23	0.34	464.76	79.19	0/1
4th day	583.04	58.81	0.66	537.34	89.91	1/1
5th day	596.81	37.53	0.41	547.54	93.71	1/1
6th day	596.59	22.93	0.02	573.64	96.16	1/1
7th day	645.70	5.46	0.07	640.18	99.15	1/0
8th day	648.47	0.22	0.00	648.24	99.97	1/0
9th day	646.33	0.25	0.00	645.24	99.96	1/0

## 3 结论

(1) 在保持进水氨氮浓度为  $420 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  的条件下,将进水渗透压逐渐从  $4.3 \times 10^5$  Pa 提高到  $18.8 \times 10^5$  Pa 时,气提式硝化反应器的氨氮转化率保持在 93% ~ 100%,对渗透压的变化具有良好的适应能力。但将进水渗透压进一步提高到  $19.2 \times 10^5$  Pa 时,氨氮转化率降至 69.2%。渗透压对硝化作用的

为了确证钾离子对高渗透压影响的缓解作用,进行了添加  $\text{KHCO}_3$  的重复试验。从表 4 可以看出,在第 1 ~ 3d,进水中不添加  $\text{KHCO}_3$  ( $\text{KHCO}_3/\text{NaHCO}_3 = 0/1$ , mol/mol), 进水氨氮浓度  $503.8 \sim 587.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 出水氨氮浓度高于  $100.97 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 氨氮转化率 66.07% ~ 82.76%; 第 4 ~ 6d,进水中添加  $\text{KHCO}_3$  ( $\text{KHCO}_3/\text{NaHCO}_3 = 1/1$ , mol/mol), 进水氨氮浓度  $583.04 \sim 596.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 出水氨氮浓度降至  $22.93 \sim 58.81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 氨氮转化率达 89.91% ~ 96.16%; 第 7 ~ 9d,加大进水中  $\text{KHCO}_3$  添加量 ( $\text{KHCO}_3/\text{NaHCO}_3 = 1/0$ , mol/mol), 进水氨氮浓度为  $645.70 \sim 648.47 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 出水氨氮浓度为  $0.22 \sim 5.46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 氨氮转化率高达 99.15% ~ 99.97%。这组试验印证,添加钾离子确实能缓解高渗透压对硝化作用的影响,改善硝化性能。

影响具有突发性,临界值在  $18.8 \times 10^5 \sim 19.2 \times 10^5$  Pa 之间。

(2) 高渗透压胁迫可增强污泥硝化活性,在渗透压胁迫试验前,比污泥氨氮转化率为  $0.083 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ; 在渗透压胁迫试验后,比污泥氨氮转化率升至  $0.509 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ; 同比提高 5.1 倍。解除渗透压胁迫也可增强污泥硝化活性,在降低渗透压的过程中,比污泥氨氮转化率从  $0.509 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  提高到

2.569 kg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>, 同比提高 4.0 倍。

(3)高渗透压胁迫后,硝化污泥中的优势菌群发生明显变化。菌体形态趋向单一,多样性减少;菌体萎缩,个体变小;细胞内膜受损,数量下降;细胞内产生许多不明成分的颗粒状内含物。解除渗透压胁迫后,细胞结构可以恢复。进水中添加钾离子,可缓解高渗透压对硝化作用的影响。

## REFERENCES(参考文献)

- [ 1 ] Gao M, Yang M, Li H *et al.* Nitrification and sludge characteristics in a submerged membrane bioreactor on synthetic inorganic wastewater. *Desalination*, 2004, 170: 177 - 185
- [ 2 ] Zheng P (郑平), Xu XY (徐向阳), Hu BL (胡宝兰). *New Theory and Biotechnology for Nitrogen Removal (新型生物脱氮理论与技术)*. Beijing: Science Press (科学出版社), 2004
- [ 3 ] Beijing Research Center for Water Environment Technique and Equipment (北京水环境技术与设备研究中心), Beijing Academy for Environmental protection (北京市环境保护科学研究院), National Engineering Center for Municipal Pollution Control (国家城市环境污染控制工程技术研究中心). *Manual for Three Wastes Treatment (三废处理工程技术手册)*. Beijing: Chemical Industry Press (化学工业出版社), 2000
- [ 4 ] Madigan MT, Martinko JM, Parker J. *Brock Biology of Microorganisms (tenth edition)*, Prentice Hall: Pearson Education, Inc. 2002
- [ 5 ] Galinski EA. Osmoadaptation in Bacteria. *Advances in Microbial Physiology*, 1995, 37: 279 - 280
- [ 6 ] Lin FM (林丰妹), Zheng P (郑平), Zhao YY (赵洋阳) *et al.* Performance of internal-loop air-lift nitrifying bioreactor. *Chinese Journal of Biotechnology (生物工程学报)*, 2002, 18(4): 492 - 496
- [ 7 ] Lin JA (林均安), Gao JL (高锦梁), Hong J (洪健). *Applied Biology Electron Microscopic Technique (实用生物电子显微术)*. Shenyang: Liaoning Science and technology Press (辽宁科学技术出版社), 1989
- [ 8 ] China Bureau of Environmental Protection (国家环保局). *Methods for Monitor and Analysis of Water and Wastewater (third edition)*. Beijing: China Press of Environmental Science (中国环境科学出版社), 1997
- [ 9 ] Wang ZL (王正烈), Zhou YP (周亚平), Li SL (李松林) *et al.* *Physical Chemistry (物理化学, forth edition)*. Beijing: Higher Education Press (高等教育出版社), 2003
- [ 10 ] Sleator RD, Hill C. Bacterial osmoadaptation: the role of osmolytes in bacterial stress and virulence. *FEMS Microbiology Reviews*, 2001, 26: 49 - 71