

含海水污水的短程硝化反硝化

于德爽, 彭永臻, 宋学起, 李梅(哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 哈尔滨 150090, E-mail: hgdys@263.net)

摘要:采用 SBR 工艺通过控制游离氨(FA)浓度实现了含海水生活污水的短程硝化反硝化脱氮,并研究了不同海水盐度情况下,温度、pH 值、 NH_4^+ -N 负荷等诸因素对短程硝化反硝化的影响.试验结果表明:大生活用水范围内的海水盐度情况下仍可实现短程硝化反硝化,但不同海水盐度情况下的 NH_4^+ -N 去除率与 NH_4^+ -N 负荷有关,随着海水占生活污水比例的增加 NH_4^+ -N 负荷应逐渐减少.当 NH_4^+ -N 负荷小于 $0.15\text{kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 时,短程硝化的 NH_4^+ -N 去除率仍可达到 90% 以上.升高温度有利于提高短程硝化脱氮效率,当温度从 $20\text{ }^\circ\text{C}$ 升高到 $30\text{ }^\circ\text{C}$ 时,亚硝化比增长速率增加 1 倍.反应温度应保持在 $25\text{ }^\circ\text{C} \sim 30\text{ }^\circ\text{C}$, pH 值的最佳范围为 $7.5 \sim 8.5$.较高的进水 pH 值有利于通过游离氨浓度控制亚硝酸盐型硝化的形成.

关键词:含海水污水;游离氨浓度;短程硝化反硝化; NH_4^+ -N 负荷; NH_4^+ -N 去除率

中图分类号:X799.3 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2003)03-06-0050

Nitrogen Removal from the Sewage Containing Seawater via Nitrite Pathway

Yu Deshuang, Peng Yongzhen, Song Xueqi, Li Mei(School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: With control of the concentration of free ammonia (FA), shortened nitrification-denitrification was accomplished in SBR to achieve enhanced nitrogen removal from the sewage containing seawater. Several parameters which included salinity, temperature, pH and NH_4^+ -N load were studied to evaluate their effects. The results of experiences indicated that shortened nitrification-denitrification can be accomplished in sewage containing seawater with relatively high salinity. With various salinity, the nitrogen removal efficiency had relationship with the NH_4^+ -N load, there should be a lower NH_4^+ -N load when the salinity was high. The nitrogen removal efficiency reached above 90% when the NH_4^+ -N load was not exceed $0.15\text{kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$. Elevation of the temperature availed to higher nitrogen removal efficiency, this efficiency doubled when the reaction temperature was changed from $20\text{ }^\circ\text{C}$ to $30\text{ }^\circ\text{C}$. Relatively high value of pH, in the range of 7.5 and 8.5 had advantage to achieve effective shortened nitrification-denitrification which caused by the selective inhibition of free ammonia(FA).

Key words: wastewater containing seawater; free ammonia (FA); nitrification-denitrification via nitrite pathway; NH_4^+ -N load; nitrogen removal

短程硝化反硝化(nitrification-denitrification via nitrite pathway)亦称亚硝酸盐型硝化反硝化,其优点是减少硝化阶段的需氧量、节省反硝化阶段的有机碳源、缩短了反应历程.短程硝化反硝化在脱氮方面具有明显优势,因此在国内外被广泛重视^[1~6].SHARON 工艺是在高温条件下($30\text{ }^\circ\text{C} \sim 40\text{ }^\circ\text{C}$)下维持了较高而稳定的 HNO_2 积累,OLAND 工艺是在低溶解氧($<1.0\text{ mg/L}$)情况下亚硝酸盐向硝酸盐的转化受到限制而造成亚硝酸盐的积累.但在实际工

程中,要实现与污泥消化液相当的温度($30\text{ }^\circ\text{C} \sim 40\text{ }^\circ\text{C}$)困难较大,需要较高的能耗,而在低溶解氧时有机物去除效率低,易发生污泥膨胀.鉴于 SHARON 与 OLAND 工艺应用的局限性,因此探讨通过其它的途径例如控制游离氨浓度实现短程硝化具有重要的意义.

目前我国许多沿海城市非常重视海水资源

基金项目:国家科技部“十五”攻关课题(2001BA610A-09)
作者简介:于德爽(1964~),男,博士研究生,主要从事污水生物处理研究.

收稿日期:2002-08-31;修订日期:2002-11-08

的利用,例如在青岛、大连等地正计划实施的大生活用海水(海水冲厕)示范工程已被列为国家科技部“十五”攻关课题。但海水引入城市污水处理系统后势必对生物处理带来一定影响,尤其是污水处理的脱氮系统。因此如何实现含海水生活污水的短程硝化反硝化是一个非常值得研究的课题。

1 试验材料和方法

1.1 试验装置

试验装置如图 1 所示。SBR 反应器直径 30 cm,高 70 cm,总有效容积 42 L。采用鼓风曝气辅以机械搅拌,用转子流量计调节曝气量,采用恒温器控制水温。试验中采用了 2 组 SBR 反应器,1 号 SBR 反应器不加海水,2 号 SBR 反应器逐步增加海水比例。

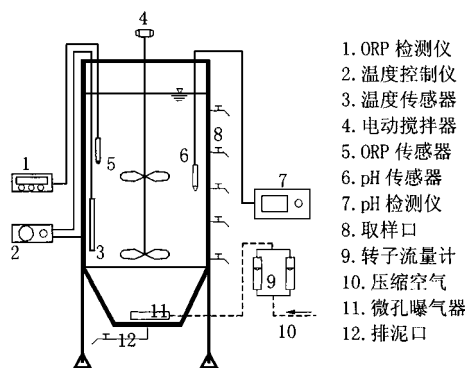


图 1 SBR 试验装置

Fig.1 The experimental equipment of SBR process

1.2 试验方法

试验所用污水采用生活污水, COD_{Cr} 为 300 ~ 400 mg/L, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 50 ~ 120 mg/L。试验用活性污泥来自城市污水处理厂的二沉回流污泥,经过污泥接种、驯化和培养,通过控制游离氨浓度及污泥龄使亚硝化细菌成为优势菌属。

试验条件:控制水温 20 °C ~ 30 °C; pH 值 7.5 ~ 8.5;溶解氧 3 ~ 4 mg/L;污泥浓度 3 ~ 4.5 g/L。

检测项目: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (钠氏试剂分光光度法), $\text{NO}_3^- - \text{N}$ (麝香草酚分光光度法), $\text{NO}_2^- - \text{N}$ [N-(1-萘基)-乙二胺光度法], pH (pH211 型台式酸度离子计, HANNA), DO 温度 (YSI MOD-

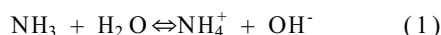
EL 50B 溶解氧测定仪), COD_{Cr} (重铬酸钾法)。

2 试验结果分析

2.1 初始游离氨浓度 (FA_0) 对短程硝化的影响

影响 HNO_2 积累的因素主要有温度、pH、DO、氨浓度、污泥龄及有害物质等。实现短程硝化过程的控制途径很多, pH 值与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度两者对 HNO_2 积累的影响可以看作是 FA 对 HNO_2 积累的影响,本试验试图从控制 FA 浓度角度探讨实现短程硝化脱氮的途径。

pH 值、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度对短程硝化反硝化的影响表现在 pH 值及 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的高低会直接影响 FA 浓度。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 FA 在溶液中存在式(1)电离平衡:



FA 在溶液中的浓度受 pH 值及 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的影响较大, FA 浓度可用式(2)计算:

$$[\text{FA}] = \frac{17}{14} \times \frac{[\text{NH}_4^+ - \text{N}] \times 10^{\text{pH}}}{K_b / K_w + 10^{\text{pH}}} \quad (2)$$

式中, K_b : 氨的离解常数 (25 °C 时, 1.8×10^{-5}); K_w : 水的离解常数 (25 °C 时, 1.0×10^{-14})。

从式(1)看出,随着 pH 值及 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的提高反应平衡向左移动, FA 增加。FA 对亚硝化菌和硝化菌的活性都会产生抑制作用,但硝化菌比亚硝化菌更敏感。目前学术界关于 FA 影响 HNO_2 积累的界限浓度说法很不统一。Anthonisen 的试验结果认为 FA 对亚硝化菌的抑制浓度为 5 ~ 40 mg/L,而对硝化菌的抑制浓度为 0.1 ~ 1.0 mg/L^[7]。

本试验分为初期的亚硝化菌培养阶段与稳定运转阶段。初期培养阶段的时间自 2002-03-03 至 2002-04-07。试验条件为:温度 28 ± 2 °C,进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度 60 ~ 70 mg/L。试验过程中通过加入 Na_2CO_3 调节进水 pH 值,始终控制 pH 值为 8.5 左右,此时 FA 为 10.88 ~ 12.7 mg/L。SBR 运行周期为 10 h,进水 0.5 h,曝气 7 h,沉淀 1.5 h,排水 1 h。图 2 为运行初期培养阶段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的变化曲线。从图 2 可以看出,自试验开始至第 3 周时 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度都较低,说明硝化菌及亚硝化菌增长速率

较慢.到试验的第 4 周时,突然增大曝气时间(每个运转周期连续 24h 曝气并持续 3d),这时 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度迅速达到 25 mg/L ,亚硝化率已达到 95 % 以上(连续长时间曝气以后 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度会突然增大的原因还有待研究),而 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度仍较低.说明在较高 FA 浓度的情况下,亚硝化菌的生长并没有受到抑制;而硝化菌的增长明显受到了 FA 浓度的抑制.

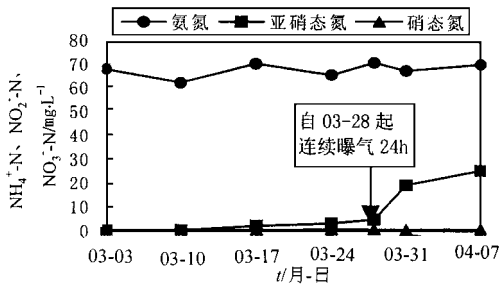


图 2 运行初期高 FA 时 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化
Fig. 2 Nitrite and nitrate concentration with high FA concentration in the initial

自试验进入稳定阶段(04-07 ~ 05-09)以后,连续保持较高的 FA ($> 5 \text{ mg/L}$) 运转一个月,此时保持了很高而稳定的亚硝化率,亚硝化率始终在 95 % 以上.说明维持较高的 FA 浓度能够维持较高的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累.为了确定 FA 对硝化菌及亚硝化菌抑制的界限浓度,就低 FA 浓度 ($\text{FA} = 0.46 \text{ mg/L}$) 水平 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化进行了以下试验.试验阶段 05-09 ~ 06-13,试验条件为:温度保持常温 $28 \pm 2^\circ\text{C}$,进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度 $40 \sim 52 \text{ mg/L}$,进水 $\text{pH} = 7.15 \pm 0.2$.试验结果如图 3 所示,从图 3 可以看出,在试验的第 1~2 周 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 保持了较高的积累,第 3 周

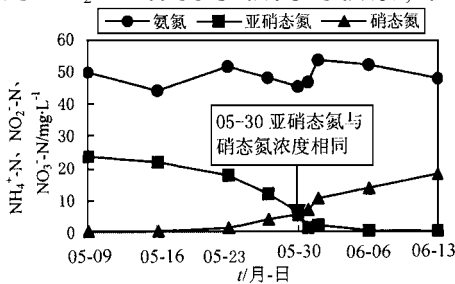


图 3 低 FA 浓度时 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度变化
Fig. 3 Nitrite and nitrate concentration with low FA concentration

$\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度开始降低,而 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度开始增长,至 05-30 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 与 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度达到平衡.第 4~5 周 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度增长较快, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累开始迅速下降,至 06-13 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度已达到 17 mg/L ,说明此时短程硝化已经完全转化为全程硝化过程.这一阶段的试验说明 FA 浓度是短程硝化的重要控制因素.

2.2 海水盐度对短程硝化的影响

海水是一个含有多种无机物和有机物的复杂溶液体系,海水的含盐量一般在 3.5 % 左右,高盐度使得海水中的饱和溶解氧 (DO 在 6 mg/L 左右) 降低,海水中有有机物 COD_{Mn} 在 $0.47 \sim 1.63 \text{ mg/L}$.海水与淡水的化学组成比较见表 1.

表 1 海水与淡水的化学成分比较 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Table 1 Components of seawater and freshwater/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$							
项目	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	SO_4^{2-}	Cl^-	含盐量
海水	10770	399	412	1290	2712	19354	35186
淡水	6.3	2.3	15	4.1	11.2	7.8	120

在试验进入稳定运转阶段以后,1 号 SBR 反应器不加海水,逐步增大 2 号 SBR 反应器的海水比例.试验时温度保持在 $25^\circ\text{C} \sim 30^\circ\text{C}$, pH 值维持在 $7.5 \sim 8.5$,把海水占生活污水的比例从 0 % 增加至 70 % (相应 Cl^- 浓度从 1900 mg/L 增加至 13300 mg/L),在低 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 负荷 $< 0.15 \text{ kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率仍能保持在 85 % 以上,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度小于 10 mg/L ,试验结果见图 4、图 5.图 4 表示了不加海水时在一个短程硝化反硝化周期内有机物、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的变化规律.图 5 表示了在海水盐度分别为 30 % 与 70 % 时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 及 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的变化规律.从图 5 可以看出,虽然 2 号 SBR 反应器在高盐度时保持了较高的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率,但此时的亚硝化菌比增长速率明显低于低盐度的情况,说明高盐度对亚硝化菌增长速率的影响.

一般情况下生活污水占城市污水的比例不超过 35 %,而冲厕污水仅占生活污水的 30 % 左右,因此大生活用水(利用海水冲厕污水)占城市污水处理厂一般不会超过 10.5 %.通过以上试验结果得知在此范围内的海水盐度情况下仍

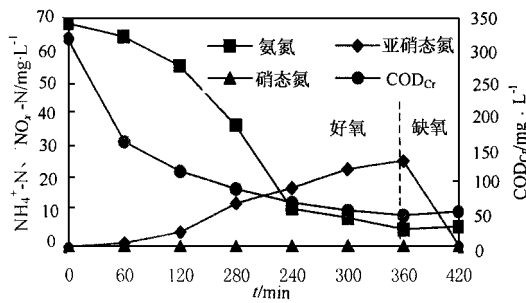


图 4 1 号反应器 COD_{Cr} 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度变化

Fig.4 Profile of COD_{Cr} , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_2^-\text{-N}$ concentration of No.1 reactor

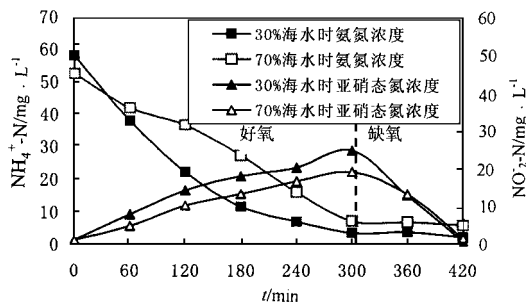


图 5 2 号反应器海水比例分别为 30 % 和 70 % 时

COD_{Cr} 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度变化

Fig.5 Profile of COD_{Cr} , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_2^-\text{-N}$ concentration of No.2 reactor with proportion of 30 % and 70 % seawater

可实现短程硝化反硝化,且保持了较高 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率.

海水盐度对短程硝化脱氮效率的影响不仅与海水比例有关,而且还与进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷) 有关.图 6 表示在海水比例为 30 % 时,进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度分别为 112.1 mg/L、70.7 mg/L、45.2 mg/L 时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度随 SRT 变化曲线.从图 6 看出,在一定海水比例情况下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷增加会导致去除率下降.要想获得较高的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率就要延长 SRT,会导致基建费用与运转费用的增加.图 7 表示在以上 3 种进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度情况下, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度随 SRT 变化曲线.可以看出当短程硝化过程结束时,高进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (112.1 mg/L) 获得的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累浓度与远远大于低进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (45.2 mg/L) 的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累浓度.较高的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 积累往往因硝化结束时需投加更多的

有机物 COD_{Cr} ,而延长反硝化反应时间.

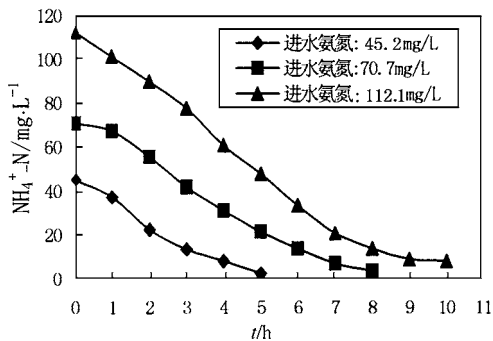


图 6 不同进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度下水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化

Fig.6 Profile of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration with different $\text{NH}_4^+\text{-N}$ from influent

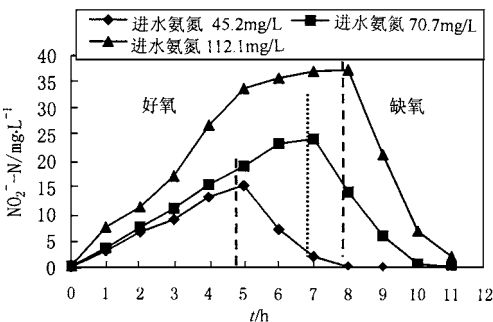


图 7 不同进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度下 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 浓度变化

Fig.7 Profile of $\text{NO}_2^-\text{-N}$ concentration with different $\text{NH}_4^+\text{-N}$ from influent

图 8 表示不同海水盐度情况下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率的关系.从图 8 可以看出,不同海水盐度时随着 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷的提高,其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率相应的下降.当海水比例为 30 % 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷 0.15 $\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率大于 85 %;当海水比例为 70 %

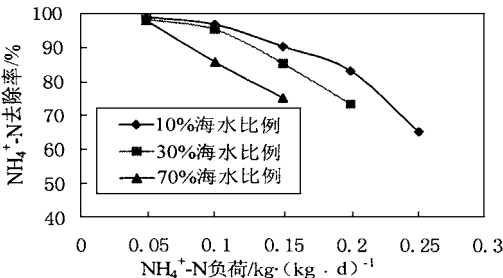


图 8 不同海水盐度下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率的关系

Fig.8 Relationship between $\text{NH}_4^+\text{-N}$ load and nitrogen removal efficiency with various salinity

时,为保持 NH_4^+-N 去除率在 80 % 以上, NH_4^+-N 负荷应小于 $< 0.1 \text{ kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$.对大生活用海水的生活污水而言其短程硝化脱氮过程 NH_4^+-N 负荷应小于 $0.15 \text{ kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$,否则 NH_4^+-N 去除率明显降低.因为随着海水比例的提高,污水中可利用的有机物浓度随着降低,活性污泥系统中微生物的活性逐渐变差,限制了硝化过程的进行,因此导致了 NH_4^+-N 去除率的下降.

含盐量对含海水生活污水有机物 (COD_{Cr}) 降解、硝化过程的影响可以从活性污泥系统中微生物性质变化中得到解释.试验中活性污泥取自城市污水处理厂的二沉回流污泥,镜检结果显示其中生物相十分丰富,丝状细菌、菌胶团、原生动物种类繁多(见图 9),此时活性污泥颗粒很大,菌胶团呈封闭状,絮凝体紧密度不好.随着海水比例的提高,污水中的生物相发生较大变化,活性污泥中原生动物逐渐减少,当海水比例达到 70 % 时丝状菌及原生动物基本已经不存在,而菌胶团变得更为密实(见图 10),此时絮凝体变得细小,异常紧密.污水中有机物的降解主要靠污水中大量微生物的共同作用完成,盐度增加导致了活性污泥中微生物种属数量减少,从而使有机物降解速率下降.但活性污泥系统中硝化菌只占活性污泥微生物的 5 % 左右,盐度对硝化菌的影响远远小于对原生动物及丝状菌的影响.海水中某些嗜盐细菌如亚硝酸单胞菌 (*N. europaea*, Winogradsky 1892)、硝化球菌 (*N. mobilis*, Watsonet, Waterbury 1971)、海洋亚硝化球菌 (*N. oceanus*) 等能够在海水与亚硝酸盐环境中生存,而且这些嗜盐菌

能随着盐度的提高其适用能力逐步增加,因此,在高盐度情况下仍能保持较高的 NH_4^+-N 去除率.这就为含海水污水的短程硝化脱氮处理提供了有利的理论依据.海水比例能改变污泥的沉降性能,其沉降性能随着海水比例的提高越来越好,高盐度下很少发生污泥膨胀现象.

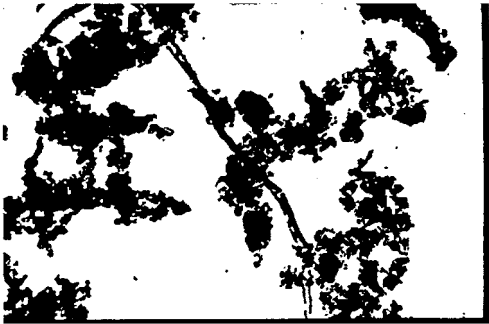


图 10 含 70 % 海水时活性污泥菌胶团状态 ($\times 10$)
Fig. 10 Image of sludge biomass with 70 % seawater

2.3 温度对短程硝化效率的影响

温度对硝化过程自养菌的影响比去除有机物时异养菌影响要大.温度会影响亚硝化菌的活性,从而影响亚硝化菌的比增长速率.温度在 $5\text{ }^{\circ}\text{C} \sim 30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 的范围内,硝化反应速率随温度的升高而加快.对生活污水来讲,水温一般保持在 $20\text{ }^{\circ}\text{C} \sim 30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 之间.表 2 表示了海水比例为 30 % 时,在不同温度下 NH_4^+-N 去除率与亚硝态氮比增长速率的关系.从表 2 可以看出,当温度从 $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 升高到 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,亚硝态氮比增长速率几乎增长 1 倍.图 11 表示了不同温度时亚硝化菌的比增长速率曲线.可见升高温度有利于短程硝化反应,为了获得较高亚硝化菌比增长速率及 NH_4^+-N 去除率,应尽量使反应温度保持在 $25\text{ }^{\circ}\text{C} \sim 30\text{ }^{\circ}\text{C}$.

表 2 温度分别为 $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时 NH_4^+-N 去除率与亚硝态氮比增长速率

Table 2 Nitrogen removal efficiency and ammonia oxidizer growth rate at temperature of $20\text{ }^{\circ}\text{C}$, $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ and $30\text{ }^{\circ}\text{C}$				
温度/ $^{\circ}\text{C}$	30	25	20	
进水 NH_4^+-N 浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	89.25	85.35	87.33	
出水 NH_4^+-N 浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	6.16	15.41	27.24	
NH_4^+-N 去除率/%	93.09	81.94	68.81	
亚硝化比增长速率/ d^{-1}	0.0366	0.0190	0.01134	

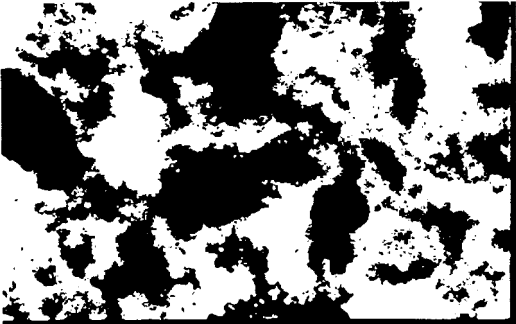


图 9 不含海水时活性污泥菌胶团状态 ($\times 10$)
Fig. 9 Image of active sludge biomass without seawater

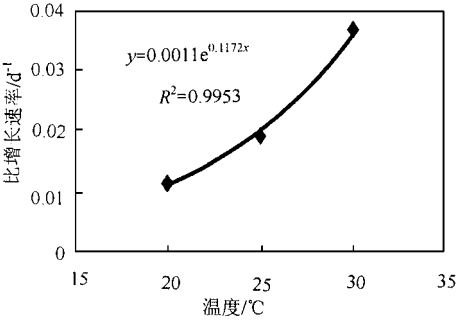


图 11 20 °C ~ 30 °C 时亚硝化菌比增长速率曲线

Fig.11 Profile of ammonia oxidizer growth rate at temperature of 20 °C ~ 30 °C

图 12 表示在海水比例为 30 % 时,不同温度情况下 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷与去除率的关系.从图 12 可以看出,随着进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度或 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷的提高,反应温度降低则 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率下降.对于大生活用海水污水短程硝化脱氮处理来讲,应根据反应温度确定或改变 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷,这对实际工程具有重要意义.当温度在 30 °C 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的临界负荷可以达到 0.15 kg/(kg·d);当温度为 25 °C 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 临界负荷为 0.10 kg/(kg·d);当温度降低为 20 °C 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 临界负荷为 0.05 kg/(kg·d).

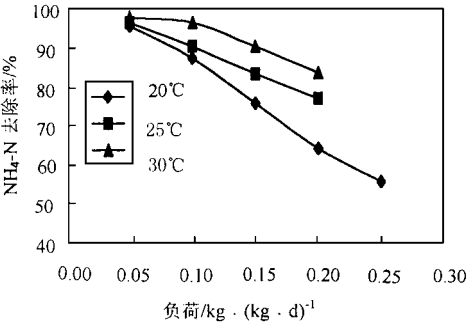


图 12 不同温度时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率的关系

Fig.12 Relationship between $\text{NH}_4^+\text{-N}$ load and nitrogen removal efficiency with various temperature

以上仅就海水盐度 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷及温度对短程硝化反硝化的影响进行了研究,影响短程硝化反硝化的因素很多,除此之外还有 pH、DO、C/N 比、污泥龄等因素.保持短程硝化反硝化的稳定运行是各个影响因素共同作用的结果,控制因素的确定应从亚硝化菌、硝化菌 2 类细菌的不同动力学特性出发,并结合实际工程

控制来实现.

3 结论

(1) 通过控制初始游离氨浓度,将含海水污水的硝化过程控制在亚硝化阶段.当控制 FA 浓度大于 5 mg/L 时,保持温度在 20 °C ~ 30 °C 范围内,可以获得较高且稳定的亚硝化率(90 % 以上).当 FA 浓度小于 0.5 mg/L 时,亚硝化率很快降低(小于 10 %)进而转化为全程硝化.

(2) 本文提出了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 临界负荷的概念,其定义为维持短程硝化并获得 90 % 以上 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率时的最高 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷.海水冲厕范围内的海水盐度情况下仍可实现短程硝化反硝化.当海水占生活污水的比例不大于 30 %,pH 值为 7.5 ~ 8.0, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷不大于其临界负荷[0.15 kg/(kg·d)]时,短程硝化的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率仍可达到 90 % 以上.

(3) $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的临界负荷与温度有关,为保持较高的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷应随温度降低而减少.进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度 60 ~ 80 mg/L, pH 值 7.5 ~ 8.0,温度为 30 °C、25 °C、20 °C 时的临界 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 负荷分别为 0.15、0.10 和 0.05 kg/(kg·d).

(4) 较高的进水 pH 值及温度有利于实现短程硝化和提高 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率,pH 值为 7.5 ~ 8.5,温度在 25 °C ~ 30 °C,能实现较完整硝化过程.

参考文献:

- 1 Hellinga C. The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater [J]. Water Sci & Tech., 1998, 37(9): 135 ~ 142.
- 2 Hanaki, Waantawin C, Ohgaki S. Nitrification at low levels of DO with and without organic loading in a suspended growth reactor [J]. Wat Res., 1990, 24(3): 297 ~ 302.
- 3 Bernet N, Peng D C, Delgenes J-P et al. Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor [J]. J Environ. Eng. ASCE, 2001, 127(3): 266 ~ 271.
- 4 袁林江等. 短程硝化-反硝化脱氮. 中国给水排水, 2000, 16(2): 29 ~ 31.
- 5 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.
- 6 Charles G et al. Denitrification of high-nitrate high-salinity wastewater. Wat Res., 1999, 33(1): 223 ~ 229.
- 7 Anthonison A C et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. J WPCF, 1976, 48(5): 835 ~ 852.