

# 不同碳源对陶环滤料生物挂膜及同步硝化反硝化效果的影响\*

王威<sup>2</sup> 曲克明<sup>1\*\*</sup> 朱建新<sup>1</sup> 崔正国<sup>1</sup> 王玮<sup>2</sup> 杨翠华<sup>2</sup> 王海增<sup>3</sup>

<sup>1</sup>中国水产科学研究院黄海水产研究所, 农业部海洋渔业资源可持续利用重点开放实验室 青岛 266071)

<sup>2</sup>青岛海洋科技馆 青岛 266003)

<sup>3</sup>中国海洋大学化学化工学院 青岛 266100)

**摘要** 为探讨碳源及不同碳氮比对生物滤器挂膜及硝化反硝化效果的影响, 选择3种生物膜培养常用的有机物质——葡萄糖、蛋白胍和乙酸钠作为外加碳源, 并采用微生态净水剂作为挂膜菌种, 在初始总氨氮浓度为10 mg/L的条件下对陶环滤料进行生物膜培养实验, 直至反硝化系统完全建立, 并探究挂膜成熟的3组生物滤器在3种碳源及4种碳氮比条件下的同步硝化反硝化效果. 结果显示: 采用葡萄糖、蛋白胍和乙酸钠作为有机碳源生物膜, 成熟时间分别为31 d、40 d和28 d; 在初始总氨氮浓度为5 mg/L的条件下, 碳氮比为4:1时滤器去除溶解态无机氮的效果最佳, 3组滤器在48 h时的TN去除率均达到85%以上, 碳氮比过高或过低时均显著影响滤器的硝化反硝化性能; 添加乙酸钠在相同情况下具有最好的生物脱氮效果. 图4 表4 参25

**关键词** 生物挂膜; 有机碳源; 碳氮比; 硝化反硝化; 循环水系统

CLC X703

## Effect of Carbon Sources on Bio-film Cultivation and Its Nitrification-denitrification Performance\*

WANG Wei<sup>2</sup>, QU Keming<sup>1\*\*</sup>, ZHU Jianxin<sup>1</sup>, CUI Zhengguo<sup>1</sup>, WANG Wei<sup>2</sup>, YANG Cuihua & WANG Haizeng<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Key Laboratory for Sustainable Utilization of Marine Fisheries Resources, Ministry of Agriculture, Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, China)

<sup>2</sup>Science and Technology Museum of Qingdao, Qingdao 266003, China)

<sup>3</sup>College of Chemistry and Chemical Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China)

**Abstract** Different carbon sources and carbon-nitrogen ratios have important effect on the nitrification and denitrification of bio-filter. In this paper, we chose the pottery loop as bio-film stuffing, and three organic matters, glucose, peptone and sodium acetate, as carbon sources. The microbial ecological agent as biofilm strain was cultivated with the initial ammonia nitrogen concentration of 10 mg/L, till the denitrification system was completely established. The nitrification and denitrification process was observed for the three bio-filters under the condition of three organic matters and four carbon-nitrogen ratios. The results show that with glucose, peptone and sodium acetate as organic carbon sources, the bio-film's maturing time were 31 d, 40 d and 28 d, respectively. The three bio-filter groups had the best effect for removing dissolved inorganic nitrogen at 4:1 carbon-nitrogen ratio with the initial ammonia nitrogen concentration at 5 mg/L, with the total nitrogen removal rates over 85% in all three groups. The bio-filter's nitrification and denitrification could be seriously hindered by a higher or lower carbon-nitrogen ratio. With other conditions unchanged, adding sodium acetate as carbon source had the best biological nitrogen removal effect. Fig 4, Tab 4, Ref 25

**Keywords** biofilm cultivation; organic carbon source; carbon-nitrogen ratio; nitrification and denitrification; recirculating aquaculture system

CLC X703

生物净化是海水循环水养殖系统 (Recirculating aquaculture system, RAS) 的核心环节, 而生物滤器作为当前生物净水常用的装置, 对于去除养殖水体中的有机物和溶解态无机氮, 确保鱼类的健康生长具有十分重要的作用<sup>[1]</sup>. 近年来对

生物脱氮的研究已不仅针对硝化过程的机理和条件优化, 有关生物滤器的反硝化性能也正逐渐受到重视. 反硝化细菌的生长代谢能够将水体中的硝态氮 (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) 转变为N<sub>2</sub>, 从而完成对水体的深度脱氮. 在RAS模式下, 若生物滤器反硝化功能没有形成或受到抑制, 则会造成水体硝态氮的积累. 50 mg/L是目前较为公认硝态氮的安全浓度, 硝态氮作为硝化过程的终产物, 当其浓度过高时, 对鱼类的危害作用主要表现在发育迟缓、繁殖力下降和易患白点病等<sup>[2]</sup>. 随着我国循环

收稿日期 Received: 2012-05-08 接受日期 Accepted: 2012-07-01

\*国家科技支撑计划项目 (2011BAD13B04) 资助 Supported by the Key Sci-tech Pillar Project of China (No. 2011BAD13B04)

\*\*通讯作者 Corresponding author (E-mail: qukm@ysfri.ac.cn)

水养殖模式的推广和运用,在生物滤器净化水质方面应加大对反硝化机理的探究,达到高效健康养殖的目的。

长期以来,反硝化过程被认为只有在厌氧环境下才能进行<sup>[3]</sup>,而现在的很多研究发现,一些反硝化细菌为好氧菌或兼性厌氧菌<sup>[4-5]</sup>;反硝化细菌主要是异养菌,而自养菌(如脱氮硫杆菌)的发现拓展了微生物脱氮理论<sup>[6]</sup>。基于上述新的研究成果,同步硝化反硝化生物滤器(Simultaneous Nitrification and Denitrification, SND)和全程自养脱氮滤器被研发出来,SND生物滤器的出现使RAS系统微生物完全脱氮成为可能。目前,SND生物滤器用于净化工业废水和生活污水的报道<sup>[7-8]</sup>较多,而海水养殖废水相对工业和生活废水,具有寡营养、高盐度和低氨氮负荷的特点;同时,当前关于反硝化的研究多集中在单一菌株或活性污泥的净水效果<sup>[9-10]</sup>,包括在碳源、碳氮比、pH、溶解氧等不同工况条件下的硝化反硝化性能,对于生物滤料在添加不同碳源情况下的挂膜工艺,以及不同碳源和低氨氮负荷下同步硝化反硝化净水效果的研究并不多见。

本研究选择3种生物膜培养常用的有机物质——葡萄糖、蛋白胨和乙酸钠作为有机碳源,并采用微生态净水剂作为挂膜菌种,对陶环滤料进行生物膜培养实验,直至反硝化系统完全建立;探究了挂膜成熟的3组生物滤器在3种碳源及4种碳氮比条件下同步硝化反硝化效果的差异性,以期为海水RAS模式低氨氮浓度条件下的生物膜培养及生物净水效果提供数据参考。

## 1 材料与方 法

### 1.1 实验材料与装置

1.1.1 生物滤料 选取陶环填料作为生物挂膜用的滤料。滤料形貌及参数见图1和表1。



图1 生物陶环滤料

Fig. 1 Biofilm stuffing of pottery loop

1.1.2 实验装置 实验装置为自制循环水模拟系统,该系统主要由生物滤器、连接管道和蓄水箱组成。为方便观察挂膜情况,滤器部分采用亚克力有机玻璃管,管柱高600 mm,内径120 mm,管两端有带筛孔的隔板,用以固定生物滤料;连接管道采用内径20 mm的PVC管,在生物滤器上下两端安装球阀用以调控水流速率;水箱有效水体容积200 L,内置浸没式抽水泵、温度可调式加热棒及曝气气石。实验分3组,各组均为独立的循环水系统,每组系统装置如图2所示,陶环滤料分别在3组系统中进行挂膜(编号为:1#、2#、3#),每组系统包含3个生物滤器,3个生物滤器既可并联使用,又可串联使用。

表1 陶环滤料的基本参数

Table 1 Basic characters of the pottery loop stuffing

名称 Name	材质 Material	密度 Density	比表面积 Surface area	直径 Diameter
生物陶环 Biological pottery loop	陶土+二氧化硅 Clay and silica	2.66 g cm <sup>-3</sup>	1.83 m <sup>2</sup> /g	外径1.5 cm, 内径0.7 cm External diameter 1.5 cm and internal diameter 0.7 cm

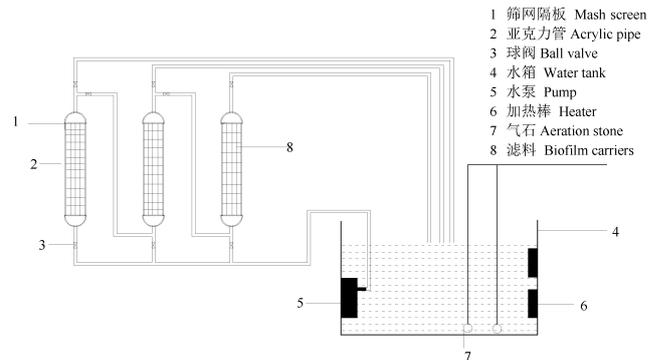


图2 实验装置示意图

Fig. 2 Schematic diagram of experimental device

### 1.2 实验方法

1.2.1 人工模拟海水养殖废水的配制 实验在烟台市天源水产公司进行,所用海水为养殖用深井海水,水质参数为:pH 7.4-8.0,盐度29.5,DO 4.1-5.2 mg/L,NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 1.2 mg/L。用优级纯NH<sub>4</sub>Cl作为生物挂膜所需氮源,3组系统分别投加葡萄糖一水(C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>·H<sub>2</sub>O)、蛋白胨、三水合乙酸钠(CH<sub>3</sub>COONa·3H<sub>2</sub>O)作为外加有机碳源,调节总氨氮浓度为10 mg/L,TOC含量为10 mg/L(其中葡萄糖一水27.5 mg/L,蛋白胨20 mg/L<sup>[11]</sup>,三水合乙酸钠56.7 mg/L),其余营养物质成分见表2<sup>[12]</sup>,并根据投加NH<sub>4</sub>Cl的质量按比例进行调节。

表2 基质营养的组成成份

Table 2 Composition of the synthetic substrate

成份 Composition	质量 Mass (m/g)
NH <sub>4</sub> Cl	1377
NaHCO <sub>3</sub>	3500
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	36
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	153
Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	159
FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O	5

1.2.2 实验参数的确定 通过气泵充氧使水箱内海水曝气,考虑到反硝化过程多在厌氧环境下进行,故DO浓度维持在3.0-4.0 mg/L之间;用加热棒调节水温至(24±1)℃;每天补充蒸发水使盐度维持在29.0-30.0;流速采用时间-体积法多次测定取平均值,根据前期试验结果<sup>[13]</sup>,为缩短生物膜成熟时间并提高生物膜活性,将每组循环水系统3个生物滤器水流流速均控制在100-120 mL/s,相应表面水力负荷为31.6-38.2 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>。

1.2.3 挂膜方法及水质分析 各组的3个生物滤器并联使用,每只水箱内投入5 g微生态净水剂(广东生维科牌,富含硝化细菌、乳酸菌、芽孢杆菌及酵母菌等益生菌,有益菌含量1×10<sup>6</sup> CFU/g)作为挂膜用菌种。挂膜期间每天下午3:00取一次

水样,测定指标包括总氮(TAN)、亚硝态氮( $\text{NO}_2^-$ -N)、硝态氮( $\text{NO}_3^-$ -N)、总氮(TN)、总有机碳(TOC)浓度,每5 d补充一次有机碳源,第11天(d 11)和d 21换水,换水之后投加营养物质至初始浓度.为防止藻类滋生影响实验结果,将生物滤器用黑色塑料布遮盖.

挂膜成熟后,试验3组生物滤器在3种碳源及4种碳氮比(有机碳与溶解态无机氮的摩尔比值,下同)条件下同步硝化反硝化效果的差异性.控制初始TAN浓度为5 mg/L并添加与挂膜时期相同的营养物质,通过改变不同有机碳源的添加量使初始碳氮比分别为1、2、4、8,测定TN初始浓度和48 h时的浓度,每3 h取一次水样进行无机氮浓度的测定,得出氮氮降解的动力学方程以及48 h时溶解无机氮的浓度和TN去除率,探讨不同碳氮比对相同初始氮氮浓度下生物滤器同步硝化反硝化过程的影响.

水质分析方法如下:TN采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法;盐度、pH、DO、水温采用YSI-566多功能水质分析仪测定;TOC浓度采用岛津总有机碳分析仪测定;其余水质指标的检测依照《海洋监测规范》(GB17378.4-2007):TAN采用次溴酸盐氧化法, $\text{NO}_2^-$ -N采用盐酸-萘乙二胺分光光度法, $\text{NO}_3^-$ -N采用铈盐还原法测定.

## 2 结果与分析

### 2.1 挂膜阶段生物膜系统建立及水体无机氮浓度变化

挂膜阶段循环水系统内溶解态无机氮浓度的变化如图3所示. TAN浓度在d 3时开始出现下降,在d 8时1#和3#系统TAN浓度即降至0.2 mg/L以下,同时 $\text{NO}_2^-$ -N浓度迅速上升.从图3看出,d 11和d 21时TAN浓度出现高峰而 $\text{NO}_2^-$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N浓度出现低谷,这是由于换水并加入营养物质至初始浓度的缘故.从图3C看出, $\text{NO}_3^-$ -N降至最低浓度所需时间分别为31 d、40 d和28 d,最低浓度均降至0.15 mg/L以下,此时3组系统TAN和 $\text{NO}_2^-$ -N的最低浓度分别在0.03 mg/L和0.01 mg/L以下.

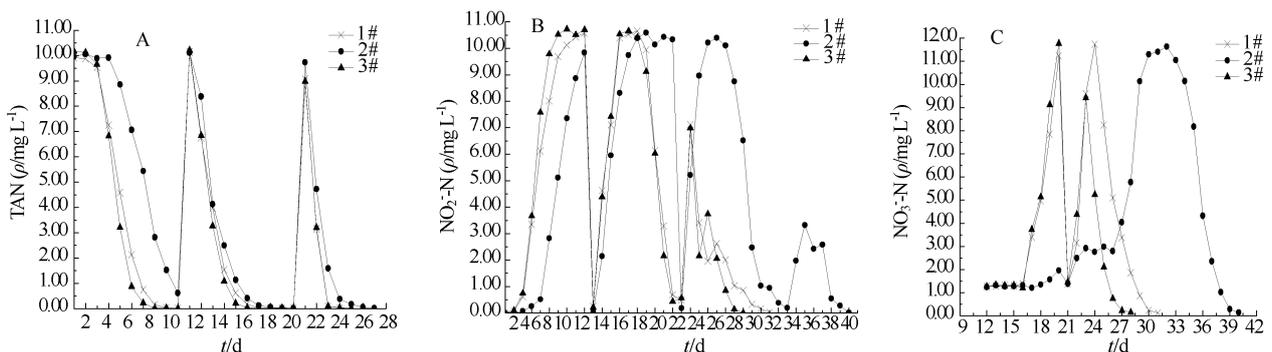


图3 生物膜培养过程中溶解态无机氮浓度的变化

Fig. 3 Changes of dissolved inorganic nitrogen concentration during biofilm cultivation

表3 不同碳源下的总氮降解线性回归方程

Table 3 Linear regression equation of TAN degradation under different carbon sources

碳氮比 C/N	有机碳源 Organic carbon source		
	葡萄糖 Glucose (1#)	蛋白胨 Peptone (2#)	乙酸钠 Sodium acetate (3#)
1	$\ln \rho = -0.0527t + 1.8169R^2 = 0.9407$	$\ln \rho = -0.0354t + 1.6781R^2 = 0.9597$	$\ln \rho = -0.0535t + 1.6954R^2 = 0.9381$
2	$\ln \rho = -0.1997t + 1.9901R^2 = 0.9232$	$\ln \rho = -0.0521t + 1.8083R^2 = 0.8931$	$\ln \rho = -0.1747t + 1.9249R^2 = 0.9286$
4	$\ln \rho = -0.2737t + 1.7597R^2 = 0.9412$	$\ln \rho = -0.1215t + 1.7166R^2 = 0.9230$	$\ln \rho = -0.2925t + 1.5469R^2 = 0.9119$

$\text{NO}_2^-$ -N浓度和 $\text{NO}_3^-$ -N浓度均降至最低时表明硝化和反硝化系统完全建立.从图中看出,1#(葡萄糖)和3#(乙酸钠)系统的生物滤器其挂膜时间要明显短于2#(蛋白胨)系统的滤器.通过试验发现,适当的DO浓度、定期换水并添加营养物质、投加 $\text{NaHCO}_3$ 维持一定浓度的碱度有利于硝化细菌的培养,这是因为氨氧化细菌和硝化细菌的生长繁殖均需要消耗氧气和碱度<sup>[14]</sup>.挂膜期间投加的 $\text{NaHCO}_3$ 不仅起到缓冲作用维持水体pH值稳定,而且满足生物膜培养阶段对碱度的消耗需求.

### 2.2 不同碳源及碳氮比下总氮氮的去除

选用目前最为常用的Monod方程作为生物滤器稳定运行期间的TAN去除模型<sup>[15]</sup>,以TAN浓度的对数对时间作图来表示不同碳氮比条件下的TAN降解的动力学方程.拟合出的线性回归方程符合化学动力学一级反应,即  $\ln \rho = kt + b$  ( $\rho$ 为氮氮质量浓度,单位mg/L; $t$ 为是时间,单位h; $k$ 为氮氮降解速率常数,单位1/h).

不同碳源下的TAN降解线性回归方程如表3所示.由表3看出,对于添加同一碳源的循环水系统,在碳氮比由1增至4时, $k$ 值的绝对值均呈增大趋势,表明TAN的去除速率随着碳氮比的增加而加快;对于不同碳源的系统,当碳氮比一定时,1#和3#其 $k$ 值的绝对值要明显大于2#,而1#和3#并无太大差别,这表明采用葡萄糖和乙酸钠作为外加碳源其净水效果要优于蛋白胨.而当碳氮比为8时,3组系统内TAN浓度变化且无明显规律可循,出水水质不稳定,不再符合一级反应动力学方程,表明碳氮比过高时氨氧化菌群的代谢可能发生异常.

### 2.3 不同碳源及碳氮比下生物滤器的脱氮性能

表4为不同碳氮比下的各组初始总氮含量,图4为3种碳源在不同碳氮比条件下48 h时的溶解无机氮浓度及总氮去除率.从表4可以看出,2#实验组初始总氮含量随碳氮比的增大而升高,原因是蛋白胨中含有少部分的有机氮,而其余两种碳源不含有有机态氮素.从图4可以看出,3组系统在生物滤

器运行48 h后, TAN浓度较初始浓度(5 mg/L)均有了明显下降, C/N为1和8时 $\text{NO}_2^-$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N浓度较高, 表明系统在这两种C/N下对 $\text{NO}_2^-$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N和TN的去除效果不佳, 明显低于C/N为2和4时的去除效果. 在C/N由1升到4时, 随着生物膜对溶解态无机氮的降解, 对TN的去除率也随之升高, 说明生物膜对水体中的有机氮也有降解作用. 3组系统在C/N为4时净水效果最好, 对TN的去除率分别达到97%、87%和99%, 而在C/N为1时TN去除率仅分别为61%、48%和65%, 在C/N为8时去除率仅分别为53%、28%和62%. 在相同C/N条件下, 3组系统的净水效果也有显著不同, 由于蛋白胨含有有机氮, 这在一定程度上降低了2#生物滤器对于总氮的去除率. 结果表明在合适的碳氮比条件下, 乙酸钠和葡萄糖是生物膜生长代谢的良好碳源.

表4 不同碳氮比下的各组初始总氮含量 ( $\rho/\text{mg L}^{-1}$ )

Table 4 Original total nitrogen concentrations ( $\rho/\text{mg L}^{-1}$ ) of the three groups under different carbon-nitrogen ratio

碳氮比 C/N	组别 Group		
	1#	2#	3#
1	6.21±0.12	7.25±0.24	5.98±0.27
2	6.14±0.25	8.13±0.37	6.26±0.18
4	6.32±0.28	9.47±0.31	6.19±0.27
8	6.26±0.18	11.29±0.28	6.21±0.34

## 3 讨论

### 3.1 碳源添加量对海水生物滤器挂膜阶段亚硝酸盐积累的影响

海水曝气生物滤器在启动阶段易形成亚硝酸盐的积累. 在海水RAS系统中, 高盐度和碳源添加量是造成生物膜培养期间 $\text{NO}_2^-$ -N浓度持续较高的重要因素. Yoshie等指出盐度对硝化细菌和反硝化细菌酶的活性均有一定的抑制作用, 延缓了硝化系统成熟的时间<sup>[16]</sup>. 本研究中3个循环水系统在挂膜期间 $\text{NO}_2^-$ -N浓度均有不同程度的积累现象, 除了高盐度的制约之外, 一方面是由于过高的初始氨氮浓度有利于 $\text{NO}_2^-$ -N的积累<sup>[17]</sup>, 另一方面, 在DO和TOC充足时, 氨氧化细菌的生存竞争占优势, 一定程度上阻碍了自养的硝化细菌的生长繁殖, 故硝化作用成为生物膜法脱氮的限制性步骤<sup>[18]</sup>. 在挂膜后期阶段 $\text{NO}_2^-$ -N浓度又略有上升, 原因可能是在反硝化系统形成过程中由于反硝化不彻底导致的 $\text{NO}_2^-$ -N浓度升高, 而反硝化细菌多为异养菌, 因此在生物挂膜阶段适量补充有机碳

源是必要的.

### 3.2 有机碳源、C/N和DO对生物滤器同步硝化反硝化效果的影响

氨氧化细菌和反硝化细菌多为异养菌, 在滤器启动阶段通过投加适量的有机碳源来满足异养菌生长代谢所需的能量是常见方法. 葡萄糖和乙酸钠作为小分子类有机物, 分别含有羟基和羧基等亲水基官能团, 不仅水溶性较好, 而且同大分子的蛋白胨相比, 具有良好的细胞亲和性, 有利于生物膜异养菌群的吸收利用, 加速细胞代谢产生胞外聚合物(EPS), EPS的存在促进了生物膜的快速形成, 因而葡萄糖组和乙酸钠组的生物滤器脱氮效果要明显优于蛋白胨组. 乙酸钠同葡萄糖相比, 尽管葡萄糖是小分子单糖, 富含羟基官能团, 但乙酸钠作为生物体三羧酸循环的中间产物, 更容易被反硝化细菌利用, 并且有助于增强反硝化细菌对DO的耐受性<sup>[19]</sup>. 刘金瀚等在研究反硝化生物滤池用于污水深度脱氮的过程中采用高品质乙酸钠作为外加碳源, 证明乙酸钠能够很好地被反硝化细菌利用, 并通过优化试验工况条件实现了较高的TN去除率<sup>[20]</sup>. 此外, 有报道<sup>[21]</sup>还指出有机碳源种类的不同不仅影响反硝化速率, 而且反硝化细菌的菌群数量和结构也有不同, 这从分子生物学的角度解释了不同有机碳源对生物膜脱氮效果的差异性.

适宜的TOC浓度可以刺激微生物繁殖, 提高氨氮去除率, 但是投加不足会导致水体中碳素缺乏, 尤其是反硝化作用过程中有机碳源作为电子供体, 碳源不足造成反硝化受阻, 表现为水体中 $\text{NO}_2^-$ -N和 $\text{NO}_3^-$ -N浓度偏高<sup>[22]</sup>. 反硝化细菌可将水体中的 $\text{NO}_3^-$ -N还原为 $\text{NO}_2^-$ -N、 $\text{N}_2\text{O}$ -N、 $\text{NO}$ -N或 $\text{N}_2$ 等多种形式, 有些反硝化细菌可将 $\text{NO}_3^-$ -N彻底还原为 $\text{N}_2$ , 而有些反硝化细菌则只能将 $\text{NO}_3^-$ -N还原至 $\text{NO}_2^-$ -N, 在碳源充足的条件下, 前一类反硝化细菌活性强于后者<sup>[21]</sup>. 徐亚同指出, 在碳源受限时, 从 $\text{NO}_3^-$ -N转变为 $\text{NO}_2^-$ -N的过程要易于 $\text{NO}_2^-$ -N转变为 $\text{N}_2$ , 原因是还原 $\text{NO}_3^-$ -N至 $\text{NO}_2^-$ -N所需的能量要小于还原 $\text{NO}_2^-$ -N至 $\text{N}_2$ 所需能量<sup>[23]</sup>.

在本研究工况条件下, 碳氮比为4:1时3组系统的硝化反硝化效果最好, 该比值相对一些文献报道<sup>[24-25]</sup>要低, 原因可能有两个: (1) 本研究是针对生物膜系统的硝化反硝化过程而不是单纯培养的异养反硝化细菌的反硝化过程, 硝化反应主要是自养的硝化细菌的作用; (2) 初始氨氮浓度较低, 低氨氮负荷下生物膜的群落结构和代谢速率与高氨氮负荷下

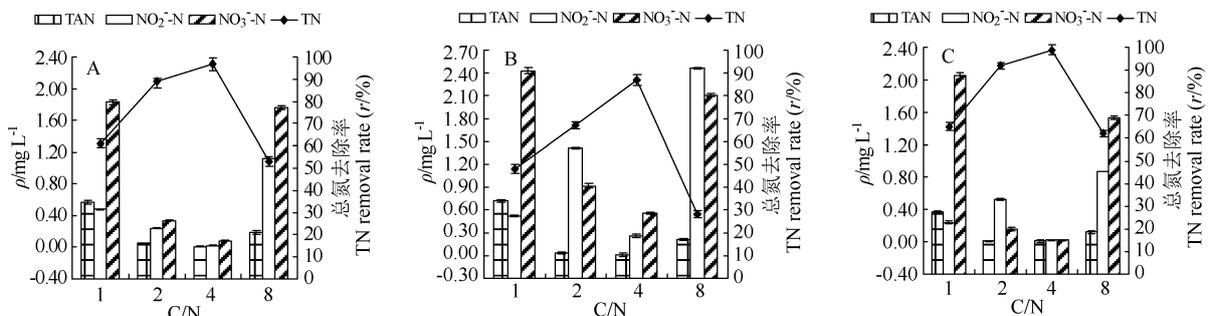


图4 不同碳源及不同碳氮比条件下48 h时的溶解无机氮浓度及总氮去除率(A、B、C分别表示葡萄糖、蛋白胨和乙酸钠)

Fig. 4 Dissolved inorganic nitrogen concentration at 48 h and TN removal rate under different carbon sources and different carbon-nitrogen ratios (A, B, and C stands for glucose, peptone and sodium acetate, respectively)

的生物膜相比会有所不同。

早期的研究<sup>[23]</sup>认为,亚硝酸盐还原酶的活性会受到分子氧的强烈抑制;而目前的研究也证实,好氧的反硝化细菌多数为兼性厌氧菌,在缺氧的环境中其反硝化效率要比在DO充足时更高<sup>[19]</sup>。本研究由于投加NH<sub>4</sub>Cl作为氮源,反硝化系统是在硝化系统之后形成,受到底物浓度和生存空间的限制,反硝化细菌应以厌氧菌为主,在水流自下而上流经滤器的过程中,中下层的好氧菌占生存优势,厌氧反硝化菌群的生长空间主要集中在滤器上部NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N浓度较高,而TAN和DO浓度较低的区域。

### 3.3 有关陶环滤料深度脱氮问题的探讨

生物陶环本身的一些物理特性使其在生物净水方面具备独特的优势,例如陶环比表面积非常大,亲水性和生物亲和性良好,因而易于微生物的附着和繁殖,生物膜成熟时间短;同时被截留的有机颗粒也增加了陶环表面的粗糙程度,能够进一步增强对游离细菌的吸附作用。陶环具有环状结构,由于填入滤器时的取向不一致,水流在流经陶环的过程中会改变方向,导致滤器内部流速不均,易形成涡流,中空的内环水流速率降至很小,这些因素都会造成滤器内部溶解氧的不均,好氧层与厌氧层可同时存在,尤其是当陶环在滤器中横向或者斜方向放置时,内环部分极易形成厌氧区,这也为好氧菌与厌氧菌的共生、滤器内硝化与反硝化系统的平衡创造了条件,在适度曝气的滤器内,不必刻意营造厌氧环境,同步硝化反硝化成为可能。但也是由于陶环滤料的特性,易造成水流小的区域生物膜过厚,厌氧代谢产物增多,同样不利于滤器的同步硝化反硝化,因此定期的反冲洗来维持较高的生物膜活性是十分必要的。陶环滤料作为固定床生物滤料,目前在观赏鱼水族箱循环水养鱼系统中较为常用,而在海水RAS系统中应用较少,原因主要是其密度较大,大量的投入使用导致搬运和反冲洗不便。为使陶环滤料能够在工厂化海水RAS系统中得到推广使用,可考虑将其与其它轻质滤料组合使用,或将其作为二级生物滤池/生物滤器的填料,达到高效深度净水的目的。

## 4 结论

本研究表明,采用葡萄糖、蛋白胨和乙酸钠作为有机碳源,生物膜成熟时间分别为31 d、40 d和28 d;在初始总氮浓度为5 mg/L的条件下,碳氮比为4:1时滤器去除溶解态无机氮及总氮的效果最佳,碳氮比过高或过低时均显著影响滤器的硝化反硝化性能;添加乙酸钠在相同情况下具有最好的生物挂膜及脱氮净水效果。

### 参考文献 [References]

- 曲克明,杜守恩.海水工厂化高效养殖体系构建工程技术[M].北京:海洋出版社,2010 [Qu KM, Du SE. Construction on the Engineering and Technology of Efficient Mariculture System [M]. Beijing: Ocean Press, 2010]
- 齐巨龙,赖铭勇,谭洪新,罗国芝,王茂元. [J]. 渔业现代化, 2010, 37 (2): 14-18 [Qi JL, Lai MY, Tan HX, Luo GZ, Wang MY. Research on the application of cultivating biofilms beforehand in seawater Recirculating Aquaculture System [J]. *Fish Mod*, 2010, 37 (2): 14-18]
- 郑平,徐向阳,胡宝兰.新型生物脱氮理论与技术[M].北京:科学出版社,2004 [Zheng P, Xu XY, Hu BL. New Type of Biological Nitrification Theory and Technology [M]. Beijing: Science Press, 2004]
- Van-Dongen U, Jetten MS, Loosdrecht MC. The Sharon-Aanmmox process for treatment of ammonium rich wastewater [J]. *Water Sci Technol*, 2001, 44 (1): 153-160
- 苏俊峰,王继华,马放.好氧反硝化细菌的筛选鉴定及处理硝酸盐废水的研究[J].环境科学,2007,28(10):2332-2335 [Su JF, Wang JH, Ma F. Isolation and identification of aerobic denitrifiers and dispose the wastewater of NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N [J]. *Environ Sci*, 2007, 28 (10): 2332-2335]
- 车轩,罗国芝,谭洪新.脱氮硫杆菌的分离鉴定和反硝化特性研究[J].环境科学,2008,29(10):2931-2937 [Che X, Luo GZ, Tan HX. Isolation, identification and denitrification characterization of *Thiobacillus denitrificans* [J]. *Environ Sci*, 2008, 29 (10): 2931-2937]
- 李久义,吴念鹏,刘滢,李进.高浓度氨氮废水同步硝化反硝化性能研究[J].环境工程学报,2007,1(1):68-73 [Li JY, Wu NP, Liu Y, Li J. Simultaneous nitrification and denitrification of high ammonia nitrogen wastewater [J]. *Chin J Environ Eng*, 2007, 1 (1): 68-73]
- 李军,彭永臻,顾国维,韦苏.SBBR同步硝化反硝化处理生活污水的影响因素[J].Acta Sci Circumst环境科学学报,2006,26(5):728-733 [Li J, Peng YZ, Gu GW, Wei S. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification in a SBBR treating domestic wastewater [J]. *Acta Sci Circumst*, 2006, 26 (5): 728-733]
- 高喜燕,刘鹰,郑海燕,刘纛,刘志培.一株海洋好氧反硝化细菌的鉴定及其好氧反硝化特性[J].微生物学报,2010,50(9):1164-1171 [Gao XY, Liu Y, Zheng HY, Liu Y, Liu ZP. Identification and characteristics of a marine aerobic denitrifying bacterium [J]. *Acta Microbiol Sin*, 2010, 50 (9): 1164-1171]
- 张砺彦.溶氧对好氧颗粒污泥同步硝化反硝化脱氮的影响[J].安全与环境学报,2006,6(6):1-4 [Zhang LY. Effect of dissolve oxygen on simultaneous nitrification and denitrification with aerobic granular sludge [J]. *J Saf Environ*, 2006, 6 (6): 1-4]
- 张俊新,刘长发,魏海峰,赵不凋,周小燕.水力负荷对处理海水和养殖废水的无纺布滤器性能的影响[J].农业环境科学学报,2008,27(1):323-326 [Zhang JX, Liu CF, Wei HF, Zhao BD, Zhou XY. Influence of hydraulic loading rate on the non-woven fabric filter performance treating marine and aquaculture wastewater [J]. *J Agro-Environ Sci*, 2008, 27 (1): 323-326]
- Zhu SM, Chen SL. An experimental study on nitrification biofilm performances using a series reactor system [J]. *Aquacult Eng*, 1999, 20 (4): 245-259
- 王威,曲克明,王海增,朱建新,崔正国,赵倩.水力负荷对3种滤料生物挂膜和溶解无机氮去除效果的初步研究[J].安全与环境学报,2012,12(1):66-71 [Wang W, Qu KM, Wang HZ, Zhu JX, Cui ZG, Zhao Q. Preliminary study on the biofilm cultivation and the dissolved inorganic nitrogen-removing efficiency with three filtering stuff under different hydraulic loadings [J]. *J Saf Environ*, 2012, 12 (1): 66-71]
- Torsten EI, Wik BT, Linden PI. Integrated dynamic aquaculture and wastewater treatment modelling for recirculating aquaculture systems [J]. *Aquaculture*, 2009, 287 (3-4): 361-370

- 15 马秀兰, 张凤君, 田珍. 低碳氮比污水中氨氮降解动力学研究[J]. 安徽农业科学, 2009, **37** (6): 12684-12688 [Ma XL, Zhang FJ, Tian Z. Study on dynamics of ammonia nitrogen degradation in wastewater with low carbon-nitrogen ratio [J]. *J Anhui Agric Sci*, 2009, **37** (6): 12684-12688]
- 16 Yoshie S, Noda N, Tsuneda S. Salinity decreases nitrite reductase gene diversity in denitrifying bacteria of wastewater treatment systems [J]. *Appl Environ Microbiol*, 2004, **70** (5): 3152-3157
- 17 邱立平, 马军, 张立昕. 水力停留时间对曝气生物滤池处理效能及运行特性的影响[J]. 环境污染与防治, 2004, **6** (26): 433-436 [Qiu LP, Ma J, Zhang LX. Effect of hydraulic retention time on the treatment efficiency and operational characteristics of biological aerated filter [J]. *Environ Poll Control*, 2004, **6** (26): 433-436]
- 18 刘志培, 刘双江. 硝化作用微生物的分子生物学研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 2004, **10** (4): 521-525 [Liu ZP, Liu SJ. Advances in the molecular biology of nitrifying microorganisms [J]. *Chin J Appl Environ Biol*, 2004, **10** (4): 521-525]
- 19 杨新萍, 钟磊, 周立祥. 有机碳源及DO对好氧反硝化细菌AD6脱氮性能的影响[J]. 环境科学, 2010, **31** (6): 1633-1639 [Yang XP, Zhong L, Zhou LX. Effect of carbon source and dissolved oxygen on denitrification by aerobic denitrifier *Pseudomonas mendocina* AD6 [J]. *Environ Sci*, 2010, **31** (6): 1633-1639]
- 20 刘金瀚, 白宇, 林海, 周军, 甘一萍, 常江. 反硝化生物滤池用于污水深度脱氮研究[J]. 中国给水排水, 2008, **24** (21): 26-29 [Liu JH, Bai Y, Lin H, Zhou J, Gan YP, Chang J. Study on denitrifying biofilter for advanced wastewater treatment [J]. *China Water Wastewater*, 2008, **24** (21): 26-29]
- 21 辛明秀, 赵颖, 周军, 高文臣. 反硝化细菌在污水脱氮中的作用[J]. 微生物学通报, 2007, **34** (4): 773-776 [Xin MX, Zhao Y, Zhou J, Gao WC. The application of denitrifying bacteria in denitrification of wastewater [J]. *Microbiology*, 2007, **34** (4): 773-776]
- 22 王丽丽, 赵林. 不同碳源及其碳氮比对反硝化过程的影响[J]. 环境保护科学, 2004, **24** (1): 45-47 [Wang LL, Zhao L. Influence of different carbon source and ratio of carbon and nitrogen for water denitrification [J]. *Environ Prot Sci*, 2004, **24** (1): 45-47]
- 23 徐亚同. pH值、温度对反硝化的影响[J]. 中国环境科学, 1994, **14** (4): 308-313 [Xu YT. The influence of pH values and temperature on denitrification [J]. *China Environ Sci*, 1994, **14** (4): 308-313]
- 24 马放, 李平, 张晓琦, 孙静文, 王弘宇, 张佳. SBR反应器同步硝化反硝化影响因素及其特性[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2011, **43** (8): 55-60 [Ma F, Li P, Zhang XQ, Sun JW, Wang HY, Zhang J. The influencing factors and the characteristics of simultaneous nitrification-denitrification in SBR [J]. *J Harbin Inst Technol*, 2011, **43** (8): 55-60]
- 25 Holman JB, Wareham DG. COD, ammonia and dissolved oxygen time profiles in the simultaneous nitrification/denitrification process [J]. *Biochem Eng J*, 2005, **22**: 125-133