

固体碳源填充床反应器反硝化性能的研究

李 军¹, 徐 影^{1,2}, 王秀玲³, 仇天雷², 韩梅琳², 毛 哲⁴, 王旭明^{2*}

(1.沈阳农业大学土地与环境学院, 沈阳 110866; 2.北京农业生物技术研究中心, 北京 100097; 3.北京市大兴区农业技术推广站, 北京 102600; 4.辽河石油勘探局曙光公司事业处, 辽宁 盘锦 124109)

摘 要:为了优化固体碳源填充床反应器的运行条件,以 PLA/PHBV 颗粒为碳源和生物膜载体,研究了水力负荷与硝态氮负荷对反应器反硝化性能的影响,并用扫描电镜观察碳源表面生物膜的形态。结果表明,在进水硝态氮浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,水力负荷为 $1.71 \sim 8.39 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 时,反硝化速率呈现先增加后降低的趋势,最大值为 $40.53 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$;随着水力负荷的提高,出水硝态氮浓度逐渐增加,而 COD 浓度逐渐降低;维持水力负荷在 $3.54 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 以下,可保证反应器的出水满足我国饮用水标准对硝态氮与亚硝态氮浓度的要求;维持水力负荷为 $5.30 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$,反应器的反硝化速率与进水硝态氮负荷线性相关($R^2=0.937$),而硝态氮负荷对出水的 COD 浓度未发生明显影响;维持进水硝态氮负荷不高于 $0.16 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$,可保证反应器出水的硝态氮与亚硝态氮浓度满足国家标准。通过扫描电镜照片可以看出,PLA/PHBV 颗粒表面的生物膜以球菌和杆菌为主,成簇定植在碳源颗粒表面。

关键词:硝酸盐;反硝化;可生物降解聚合物;填充床反应器

中图分类号:X703.1 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2012)06-1230-06

Denitrification Performance of a Packed Bed Reactor Using Solid Carbon Source

LI Jun¹, XU Ying^{1,2}, WANG Xiu-ling³, QIU Tian-lei², HAN Mei-lin², MAO Zhe⁴, WANG Xu-ming^{2*}

(1.College of Land Resources and Environment, Shenyang Agricultural University, Shenyang 110866, China; 2.Beijing Agro-Biotechnology Research Center, Beijing Agricultural and Forestry Sciences, Beijing 100097, China; 3.Agro-Technology Extension Station of Daxing District, Beijing 102600, China; 4. Shuguang Company, Liaohe Petroleum Exploration Bureau, Panjin 124109, China)

Abstract: PLA/PHBV blend, a new kind of biodegradable polymer, was packed into a lab-scale reactor as carbon source and biofilm support. Effects of hydraulic loading and nitrate-nitrogen(NO_3^--N) loading on the denitrification performance of the reactor were investigated. Moreover, morphological investigation for biofilm attached on the surface of PLA/PHBV particles was carried out by SEM. When hydraulic loading ranged between 1.71 and $8.39 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ with around $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ of influent NO_3^--N , the denitrification rate increased firstly, then dropped with the increase in hydraulic loading, with a maximum value of $40.53 \text{ mgNO}_3^--\text{N} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$. NO_3^--N concentrations in the effluent increased gradually with the increase in hydraulic loading, but COD concentrations decreased gradually. NO_2^--N started to accumulate when hydraulic loading was over $3.54 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. NO_3^--N and NO_2^--N concentrations in the effluent could meet the drinking water standard of China when hydraulic loading was lower than $3.54 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Denitrification rate was linear correlation($R^2=0.937$) with the influent nitrate loading when hydraulic loading was $5.30 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. NO_3^--N and NO_2^--N concentrations in the effluent could meet the drinking water standard of China when influent NO_3^--N loading was not more than $0.16 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. NO_3^--N loading had little effect on COD concentrations in the effluent. SEM micrographs from biofilm samples showed two different morphologies(rods and cocci) colonizing the packing material in clusters.

Keywords: nitrate; denitrification; biodegradable polymers; packed bed reactor

收稿日期:2011-12-06

基金项目:国家自然科学基金项目(21077014);中国博士后科学基金项目(20070420357);现代农业产业技术体系北京市创新团队专项资金;北京市农林科学院一般项目(2010A010)

作者简介:李 军(1962—),男,辽宁盘锦人,博士,教授,主要从事农业环境工程及水污染控制方面的研究。E-mail:syau_ljun@163.com

* 通讯作者:王旭明 E-mail:wangxm413@163.com

地下水作为重要的饮用水来源,其水质状况与人类健康和社会的可持续发展息息相关。由于农业上氮肥的大量应用、污水灌溉以及工业上含氮废水的排放等原因,造成了地下水中硝酸盐浓度不断增加,这已成为世界范围内水体污染的突出问题^[1-2]。鉴于硝酸盐可引起婴幼儿的高铁血红蛋白症,并可能与某些消化道肿瘤有关^[3-4],美国和欧盟明确规定饮用水中 NO_3^- -N 的最大允许浓度分别为 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $11.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

地下水中的硝酸盐难以通过水厂的常规水处理工艺去除,而生物反硝化是消除水体硝酸盐污染的有效方法之一,其生物学实质是硝酸盐作为脱氮菌呼吸链的最终电子受体而被还原为气态氮化物的过程。与离子交换、电渗析、反渗透等物理化学方法相比,生物反硝化方法的优势在于经济、环境友好,而且适于大规模应用^[5-6]。地下水中有有机碳含量低,因此必须为反硝化微生物提供碳源。利用水不溶性固体有机物,如麦秆^[7-8]、棉花^[9]、PCL^[10-12]、PBS^[13-14]等作为碳源,能克服传统工艺中可溶性碳源(如甲醇、乙醇、乙酸等)容易投加过量,系统的稳定运行和维护比较困难等弊端。

本文以一种新型可生物降解材料——PLA/PHBV 共混物[poly(lactic acid)/Poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) blend, 聚乳酸/聚 β -羟基丁酸与戊酸酯共混物] 作为反硝化微生物的碳源和附着载体,采用填充床反应器去除地下水中的硝酸盐,主要探讨了水力负荷与硝态氮负荷对反应器反硝化性能的影响,以优化反应器的运行,为地下水中硝酸盐的去除奠定实验基础。

1 材料与方法

1.1 实验材料

以新型可降解材料 PLA/PHBV 共混物(购于深圳光华伟业实业有限公司)为反硝化的碳源。PLA/PHBV 为白色椭圆形颗粒物,比表面积为 $0.015 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$,密度为 $1.23 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ 。

实验用水为北京农林科学院地下水,其理化特征如下:硝态氮(NO_3^- -N) $3.0 \sim 4.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 Cl^- $11.3 \sim 25.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 pH 7.74、溶解氧(DO) $4.17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 NO_2^- -N 浓度和化学需氧量(COD_Cr)浓度均低于检出限。加入硝酸钠和磷酸二氢钾,使硝态氮与无机磷的浓度分别为 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 与 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,以模拟受硝酸盐污染的地下水。并采用相同方法制备含 NO_3^- -N($5000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)与无机磷($1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的储备液。

污泥样采自北京市高碑店污水处理厂,污水含泥

浓度为 $8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

1.2 实验装置

图 1 是试验装置示意图。反应器为有机玻璃柱,有机玻璃柱用锡箔纸包裹,起到遮光的作用,柱内径 6 cm、柱高 50 cm,填充 350 g (干重) PLA/PHBV,有效体积(反应器中液相所占的体积)为 1.248 L。上流式进水,进水流速由蠕动泵调节。向进水中通入高纯氮气,使 DO 浓度低于 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,保证反硝化作用的正常进行。

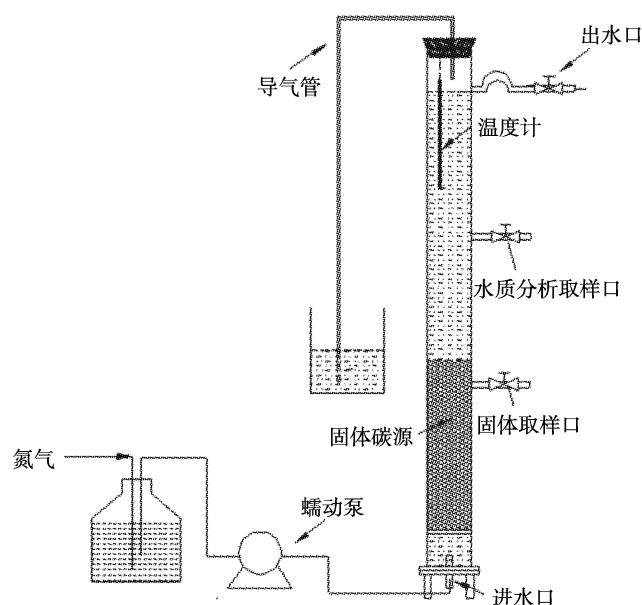


图 1 试验装置示意图

Figure 1 Schematic representation of the experimental set-up

1.3 实验方法

1.3.1 反应器的接种与启动

采用循环进水的方式进行接种,2 L 配水[NO_3^- -N 浓度 $80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, pH 为 (7.5 ± 0.2)]中加入 20 mL 活性污泥,水力停留时间(HRT)为 4 h,温度为 $(29 \pm 1)^\circ\text{C}$ 。循环进水 3 d 后开始连续进水,HRT 改为 2 h,其他条件不变,进行反硝化微生物的驯化,每日定时测定出水 NO_3^- -N、 NO_2^- -N 及化学需氧量(COD)浓度。

1.3.2 反应器运行

当反硝化效果稳定后(连续 3 d 反应器出水的 NO_3^- -N 浓度差异在 5%之内),反应器驯化结束。通过改变进水流速调节水力负荷,通过改变进水硝态氮浓度调节进水硝态氮负荷。试验设计见表 1。每一水力负荷和硝态氮负荷条件下连续运行 3 d,每日定时测定反应器出水的 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD 浓度和 pH 值,结果以平均值表示。

表 1 反应器运行的试验设计
Table 1 Experiment design for the reactor operation

运行次序 *Running sequence	1	2	3	4	5	6	7	8
水力负荷 Hydraulic loading/ $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$	1.71	3.54	5.30	8.39	5.30	5.30	5.30	5.30
进水硝态氮负荷 Influent $\text{NO}_3\text{-N}$ loading/ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$	0.53	0.53	0.53	0.53	0.48	0.37	0.27	0.16

* 注:阶段 1~4 为水力负荷的影响试验;阶段 5~8 为进水硝态氮负荷的影响试验。

反硝化速率计算公式:反硝化速率=(进水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度-出水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度)/HRT

1.3.3 电镜观察

当反应器达到稳定运行后,从反应器中取出生长有生物膜的颗粒(约 0.15 g),用蒸馏水轻微冲洗,放入密闭试管,用蒸馏水淹没后,超声波剥离生物膜,然后用蒸馏水冲洗干净,30 ℃下干燥 48 h。将原材料、脱膜后的颗粒和挂膜的颗粒分别在扫描电镜 (S-3400N,HITACHI)下观察其表面形态。

1.4 分析方法

水样(50 mL)首先经过 0.45 μm 微孔滤膜过滤。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度分别采用紫外分光光度法、盐酸萘乙二胺比色法测定^[15]。应用 5B-3(B)型 COD 多元测定仪(连华科技)测定 COD_Cr 浓度;使用雷磁 PHSJ-3F 实验室 pH 计(测量精度为 0.01,上海精科)测定 pH 值。使用 EcoSense 200 溶解氧仪(测量精度为 0.01 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,美国 YSI)测定 DO。

2 结果与讨论

2.1 水力负荷的影响

2.1.1 不同水力负荷下的反硝化速率

当反应器运行稳定后,通过调节进水流速改变反应器的水力负荷(1.71~8.39 $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)。随水力负荷的提高,反硝化速率逐渐提高,最大值为 40.53 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$,此时对应的水力负荷为 5.3 $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (图 2)。进一步增加水力负荷会引起反硝化速率降低。这是因为过高的水力负荷使微生物与进水的接触时间过短,而且随流速的增加,可能会使反硝化微生物流失的数量增加,引起反应器内生物量及胞外酶数量的降低^[16]。这与棉花为碳源的反应器的运行特点相似^[9]。从图 2 还可以看出,随水力负荷的提高,出水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度逐渐增加。当水力负荷达到 5.30 $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 时,出水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度增加到 15.22 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,超过了我国饮用水标准规定的最大允许浓度(10 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。当水力负荷为 8.39 $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 时出水硝态氮浓度高达 56 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

2.1.2 不同水力负荷下出水的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 与 COD 浓度

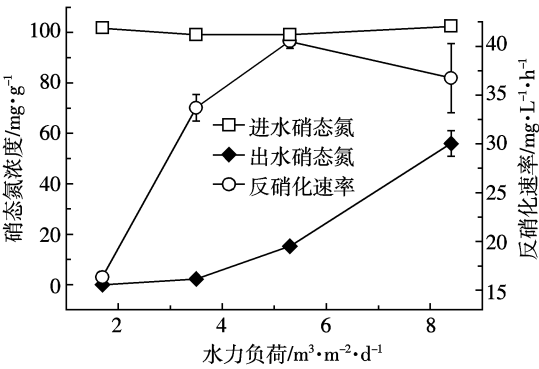


图 2 水力负荷对反应器反硝化速率的影响
Figure 2 Effect of hydraulic loading on denitrification rate of the reactor packed with PLA/PHBV as carbon source

在水力负荷为 1.71~3.54 $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 范围内,随水力负荷的提高,出水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度没有发生变化($\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度均低于检出限);当水力负荷为 3.54~8.39 $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 时,出水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度随着水力负荷增加而增加(图 3)。 $\text{NO}_2\text{-N}$ 是反硝化的重要中产物,其产生与多种因素有关,如溶解氧浓度、pH、生物膜的组成及碳源种类等^[17]。图 3 的结果表明,以 PLA/PHBV 为碳源的填充床反应器,水力负荷的提高会增加出水中亚硝酸盐的积累。Moreno 等^[18]利用浸没滤床技术对饮用水进行反硝化脱氮时也得到了相似的结果。Soares 等^[7]也认为水力负荷的提高会引起出水中亚硝酸盐的积累。

本研究中,进水的 DO 浓度为 0.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,出水的 DO 浓度一直低于 0.05 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,不会引起亚硝酸盐的积累^[19]。亚硝酸盐随着水力负荷的增加而增加是因为水力负荷的增加使反硝化反应的时间缩短,不但引起出水硝酸盐浓度的增高(图 2),而且引起了反硝化中间产物的积累。

从图 2 和图 3 的结果还可以看出,当进水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 为 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右时,维持水力负荷在 3.54 $\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 以下,可保证反应器的出水满足我国饮用水标准中对硝态氮与亚硝态氮浓度的要求,此时对应的反硝化速率为 33.70 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 。

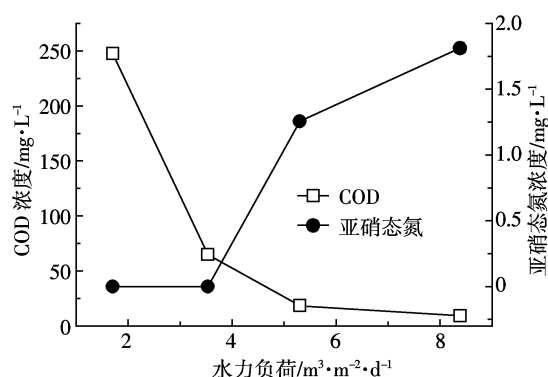
图 3 水力负荷对出水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 COD 浓度的影响

Figure 3 Effect of hydraulic loading on the concentrations of $\text{NO}_2\text{-N}$ and COD in the effluent

水力负荷的变化对出水 COD 浓度影响很大(介于 $9.23\sim 247.7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),出水 COD 浓度随着水力负荷的增加而降低(图 3)。在整个反应过程中,在水解菌的作用下,PLA/PHBV 颗粒被降解成小分子碳源释放到水中,反硝化细菌利用溶在水中的小分子碳源作为反硝化反应的电子供体,使硝酸盐还原为氮气。反应器运行达到稳定之后,水解菌分解 PLA/PHBV 释放出小分子有机碳和反硝化菌消耗水中有机碳源的能力均保持不变,而当水力负荷增加时,对反应器内的有机碳起到了稀释作用,导致出水中 COD 浓度降低。当水力负荷为 $1.71\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 时,出水 COD 浓度高达 $247.70\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;当水力负荷提高到 $8.39\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,出水 COD 浓度降为 $9.23\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

2.2 进水硝态氮负荷的影响

2.2.1 反硝化速率

维持水力负荷恒定($5.30\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$),改变进水硝态氮负荷,反应器的反硝化速率及出水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度变化如图 4 所示。图中结果表明,在试验的硝态氮负荷范围内($0.16\sim 0.48\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$),出水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度随进水硝态氮负荷的增加而增加;反硝化速率随进水硝态氮负荷的增加呈线性增加($Y=56.22X+6.057, R^2=0.937$),介于 $14.14\sim 31.07\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 之间。

2.2.2 对出水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 COD 浓度的影响

随进水硝态氮负荷的提高,出水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度也逐渐增加(图 5)。这是由于进水硝酸盐浓度的增加,使反硝化反应的底物不能完全转化为终产物氮气,引起了中间产物亚硝酸盐的积累。为降低出水的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度,需要降低进水的硝态氮负荷。由图 4 和图 5 可以看出,当水力负荷为 $5.30\text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 时,维持进水硝态氮负荷在 $0.16\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$

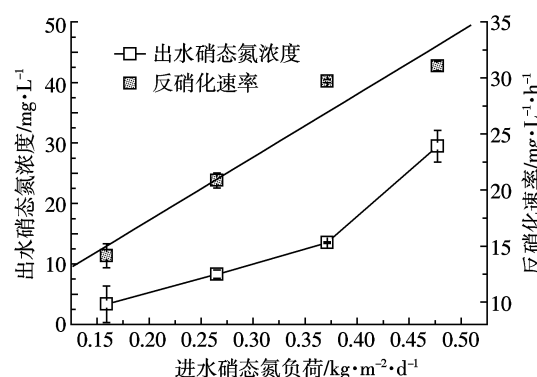
图 4 进水硝态氮负荷对反硝化速率及出水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度的影响

Figure 4 Effect of nitrate nitrogen loading on denitrification rate and $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration in the effluent

以下,可保证反应器的出水满足我国饮用水标准对硝态氮与亚硝态氮浓度的要求。从图 5 还可以看出,出水 COD 浓度(介于 $18\sim 22\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)受进水硝态氮负荷的影响不大。

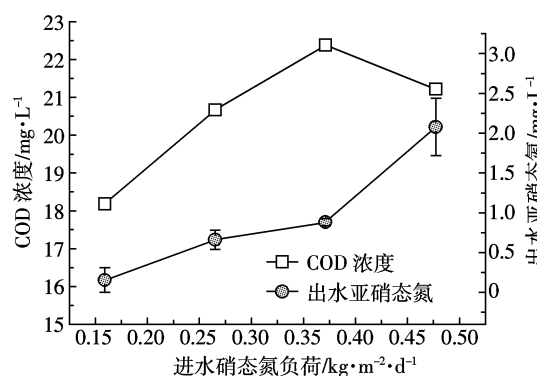
图 5 不同进水硝态氮负荷下的出水 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 COD 浓度

Figure 5 Concentrations of $\text{NO}_2\text{-N}$ and COD in the effluent with different nitrate nitrogen loadings

2.3 扫描电镜结果分析

图 6(1)和图 6(2)分别为 PLA/PHBV 运行前和脱掉生物膜后的扫描电镜图。生物膜剥离后,发现 PLA/PHBV 颗粒表面形态发生明显的变化,表面变得多孔洞,凹凸不平,如图 6(2)所示。在反硝化过程中,PLA/PHBV 颗粒表面容易被微生物利用的部分,先被降解菌分解,释放出可被反硝化微生物利用的可溶性碳源,同时使颗粒表面变得凹凸不平,导致比表面积增大,有利于微生物的进一步附着和生长,最终导致反硝化菌在 PLA/PHBV 颗粒表面形成致密的生物膜。从图 6(3)可以看出,PLA/PHBV 表面的生物膜以球菌和杆菌为主,成簇定植在碳源颗粒表面,生物密度大,可对其内部的微生物形成很好的保护作用。

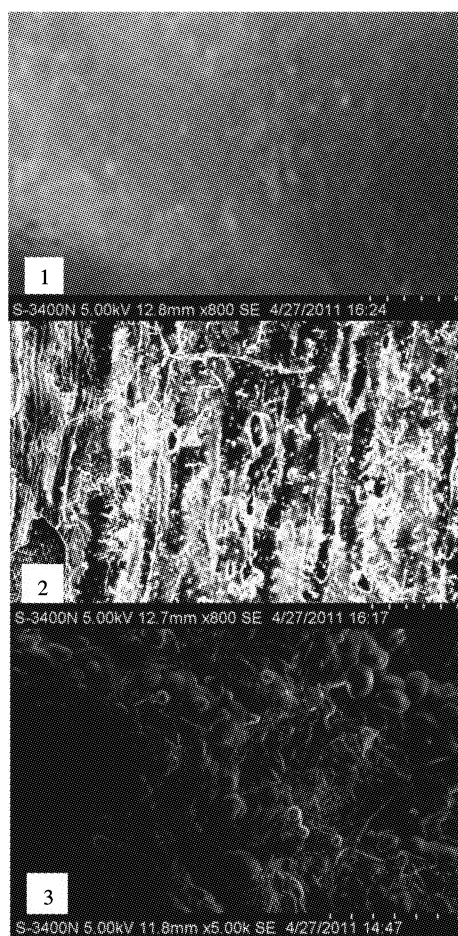


图 6 PLA/PHBV(1)、脱膜后的 PLA/PHBV(2)以及 PLA/PHBV 表面生物膜(3)的扫描电镜照片

Figure 6 SEM images of PLA/PHBV carrier (1), used PLA/PHBV (2) and biofilm attached to PLA/PHBV (3).

3 结论

(1)当进水 NO_3^--N 浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 水力负荷为 $1.71 \sim 8.39 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 时, 以 PLA/PHBV 共混物颗粒为碳源和生物膜载体的填充床反应器, 其最大反硝化速率为 $40.53 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; 反应器出水的 COD 浓度随水力负荷的增加而降低; 在水力负荷为 $3.54 \sim 8.39 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 时, 出水 NO_2^--N 浓度随水力负荷的增加而增加; 维持水力负荷在 $3.54 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 以下, 可保证反应器的出水满足我国饮用水标准对硝态氮与亚硝态氮浓度的要求。

(2)在水力负荷为 $5.30 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, 进水硝态氮负荷范围为 $0.16 \sim 0.48 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 条件下, 反硝化速率随进水硝态氮负荷的增加呈线性增加 ($R^2=0.937$); 出水 NO_3^--N 和 NO_2^--N 浓度随进水硝态氮负荷的增加而增加; 出水 COD 浓度 (介于 $18 \sim 22 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 受进水硝态氮负荷的影响不大; 维持进水硝态氮负荷在 $0.16 \text{ kg} \cdot$

$\text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 以下, 可保证反应器的出水满足我国饮用水标准对硝态氮与亚硝态氮浓度的要求。

(3)PLA/PHBV 颗粒表面的生物膜以球菌和杆菌为主, 成簇定植。在生物膜中微生物的分解作用下, 固体碳源表面变得凹凸不平, 出现大量孔洞。PLA/PHBV 颗粒表面生长致密的生物膜, 易于填充床反应器的稳定运行。

参考文献:

- [1] Ovez B. Batch biological denitrification using *Arundo donax*, *Glycyrrhiza glabra*, and *Gracilaria verrucosa* as carbon source[J]. *Process Biochem*, 2006, 41: 1289–1295.
- [2] Sierra-Alvarez R, Beristain-Cardoso R, Salazar M, et al. Chemolithotrophic denitrification with elemental sulfur for groundwater treatment[J]. *Water Res*, 2007, 41: 1253–1262.
- [3] Aslan S, Turkman A. Biological denitrification of drinking water using various natural organic solid substrates[J]. *Water Sci Technol*, 2003, 48: 489–495.
- [4] Rocca C D, Belgioirno V, Meriç S. Overview of in-situ applicable nitrate removal processes[J]. *Desalination*, 2007, 204: 46–62.
- [5] Mohseni-Bandpi A, Elliot D J. Groundwater denitrification with alternative carbon sources[J]. *Water Sci Technol*, 1998, 38: 237–243.
- [6] Ovez B, Ozgen S, Yuksel M. Biological denitrification in drinking water using *Glycyrrhiza glabra* and *Arundo donax* as the carbon source[J]. *Process Biochem*, 2006, 41: 1539–1544.
- [7] Soares M I M, Abeliovich A. Wheat straw as substrate for water denitrification[J]. *Water Res*, 1998, 32(12): 3790–3794.
- [8] Aslan S, Turkman A. Combined biological removal of nitrate and pesticides using wheat straw as substrates[J]. *Process Biochem*, 2005, 40: 935–943.
- [9] Volokita M, Abeliovich A, Soares M I M. Denitrification of groundwater using cotton as energy source[J]. *Water Sci Technol*, 1996, 34: 379–385.
- [10] Boley A, Muller W R, Haider G. Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems[J]. *Aquacult Eng*, 2000, 22: 75–85.
- [11] Hiraishi A, Khan S T. Application of polyhydroxyalkanoates for denitrification in water and wastewater treatment[J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2003, 61: 103–109.
- [12] 王旭明, 从二丁, 罗文龙, 等. 固体碳源用于异养反硝化去除地下水中的硝酸盐[J]. 中国科学 B 辑: 化学, 2008, 38: 824–828.
WANG Xu-ming, CONG Er-ding, LUO Wen-long, et al. Removal of nitrate from groundwater by heterotrophic denitrification using solid carbon source[J]. *Science in China Series B: Chemistry*, 2008, 38: 824–828.
- [13] 周海红, 王建龙, 赵 璇. pH 对以 PBS 为反硝化碳源和生物膜载体去除饮用水源水中硝酸盐的影响[J]. 环境科学, 2006, 27: 290–293.
ZHOU Hai-hong, WANG Jian-long, ZHAO Xuan. Denitrification using PBS as carbon source and biofilm supporter: Effect of pH [J]. *Environmental Science*, 2006, 27: 290–293.

- [14] 周海红, 赵 璇, 王建龙. 利用可生物降解聚合物去除饮用水源水中硝酸盐[J]. 清华大学学报(自然科学版), 2006, 46(3): 434–436.
ZHOU Hai-hong, ZHAO Xuan, WANG Jian-long. Removal of nitrates from drinking water using biodegradable polymers as both substrate and biofilm carrier[J]. *Journal of Tsinghua University of Arts and Sciences (Science and Technology)*, 2006, 46(3): 434–436.
- [15] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
State Environmental Protection Administration of China (SEPA), Monitoring and analysis methods of water and wastewater[M]. 4th. Ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [16] Aslan S, Turkman A. Nitrate and pesticides removal from contaminated water using biodenitrification reactor[J]. *Process Biochem*, 2006, 41: 882–886.
- [17] Gómez M A, González-López J, Hontoria-García E. Influence of carbon source on nitrate removal of contaminated groundwater in a denitrifying submerged filter[J]. *J Hazard Mater*, 2000, B80: 69–80.
- [18] Moreno B, Gómez M A, González-López J, et al. Inoculation of a submerged filter for biological denitrification of nitrate polluted groundwater: A comparative study[J]. *J Hazard Mater*, 2005, B117: 141–147.
- [19] 陈清后. 影响生物脱氮除磷的因素[J]. 污染防治技术. 2007, 20(1): 41–42.
CHEN Qing-hou. Factors of influencing biological denitrification and dephosphorization[J]. *Pollution Control Technology*, 2007, 20(1): 41–42.