

利用包埋固定化技术进行反硝化脱氮的研究

宋佳强¹, 李 军¹, 陈光辉¹, 张振家²

(1. 北京工业大学 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124; 2. 上海交通大学
环境科学与工程学院, 上海 200240)

摘 要: 利用包埋固定化技术进行反硝化脱氮,通过控制反应器参数,在以乙酸钠为碳源、填充率为20%、碳氮比为3.5:1、进水硝态氮平均浓度为15 mg/L的条件下,经过15 d的启动和驯化,反应器出水硝态氮平均浓度降为1.74 mg/L, TN去除率在90%以上;提高进水硝态氮平均浓度至29.98 mg/L时,出水硝态氮平均浓度为3.60 mg/L, TN去除率达到85%以上。在此过程中脱氮效率和pH值的升高呈现出良好的正相关性。反应器停止运行14 d后再重新启动,5 d后即可恢复脱氮能力。在碳氮比为2.2:1的情况下,脱氮效率下降,同时出现亚硝态氮的积累;而在碳氮比为6:1的情况下,未出现亚硝态氮的积累,说明亚硝态氮的积累与碳源的供给情况相关。

关键词: 包埋固定化技术; 反硝化菌; 脱氮; 碳氮比

中图分类号: TU992.3 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2018)23-0105-06

Denitrification Using Embedded Immobilized Denitrifying Bacteria

SONG Jia-qiang¹, LI Jun¹, CHEN Guang-hui¹, ZHANG Zhen-jia²

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. School of Environmental Science & Engineering, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200240, China)

Abstract: The embedded immobilized technology was applied in the denitrification process. Using sodium acetate as the carbon source, under filling rate of 20%, C/N ratio of 3.5:1 and influent nitrate concentration of 15 mg/L, after 15 days of start-up and domestication, the average effluent nitrate concentrations was 1.74 mg/L, and the TN removal rate exceeded 90%. When the average influent nitrate concentration was increased to 29.98 mg/L, the effluent nitrate concentration averaged at 3.60 mg/L, and the TN removal rate reached above 85%. In this process, the TN removal efficiency showed a positive correlation with pH. The reactor was restarted after 14 days of idling, and it took five days to recover the denitrification capacity. When the C/N ratio was 2.2:1, the removal efficiency declined, and the nitrite was accumulated. However, no nitrite accumulation was identified when the C/N ratio was 6:1. It showed that the nitrite accumulation was related to the carbon source.

Key words: embedded immobilized technology; denitrifying bacteria; nitrogen removal; C/

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2014ZX07406002); 国家自然科学基金资助项目(51078008); 北京市自然科学基金资助项目(8122005); 北京市教委重点项目(KZ201110005008); 北京市教委科技创新平台资助项目(004000546612010); 清华大学固体废物处理与环境安全教育部重点实验室开放基金资助项目(swmes 2010-01)

通信作者: 李军 E-mail: jgljun@bjut.edu.cn

N ratio

国内低碳氮比污水厂普遍存在出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度偏高的问题,为了确保最终出水水质达到排放标准,深度脱氮成为污水处理厂升级改造的核心问题。二沉池作为常规污水处理厂的末端构筑物,需要增加二次提升泵站,出水才能进入后续反硝化滤池等构筑物。而利用反硝化菌包埋固定化技术,可有效降低反硝化菌包埋反应池的高程,从而避免二次提升,同时也大大提高了微生物浓度,具有耐冲击负荷、环境敏感性低、易于固液分离和剩余污泥量少等优点^[1,2]。因此,采用反硝化菌包埋固定化技术,对二沉池出水通过投加碳源进行反硝化深度脱氮,可在不追加大量投资的情况下,使出水总氮稳定达标,适用于国内污水处理厂的升级改造^[3~7]。

为了进一步明确包埋固定化微生物进行反硝化的特点,以乙酸钠为外加碳源,对模拟二沉池出水进行了反硝化研究。通过在不同进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 负荷下,对包埋颗粒从驯化到成熟的反应沿程进出水指标的检测以及电镜观察,明确包埋固定化技术在深度脱氮中的应用情况。

1 材料与方法

1.1 试验水质

试验用水采用人工配水,便于控制反应器各项参数,主要成分有 KNO_3 、 NaAc 、 KH_2PO_4 、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 CaCl_2 等。未提高硝态氮负荷时的进水水质如下: COD 为 30.31 ~ 100.92 mg/L,平均为 80.20 mg/L; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 0.10 ~ 2.60 mg/L,平均为 0.78 mg/L; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为 6.25 ~ 28.45 mg/L,平均为 20.10 mg/L; $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为 0.06 ~ 1.10 mg/L,平均为 0.25 mg/L; TN 为 17.2 ~ 31.4 mg/L,平均为 21.90 mg/L;pH 值为 7.10 ~ 7.45,平均为 7.20。

1.2 试验装置

试验装置采用有效容积为 17 L 的流化床反应器(见图1),由有机玻璃制成。包埋颗粒在反应器内的填充率为 20%,载体体积是沥水后的体积,用烧杯测量后填充入反应器。采用模拟二沉池出水作为原水注入原水箱,同时设置配药箱用于投加碳源,由蠕动泵 2 泵入反应器;通过三通接头,原水和配药箱溶液混合后进入反应器,顶部设搅拌器,调整适当转速使包埋固定化颗粒能在反应器内充分混合;出水由顶部溢出,同时顶部设置格网,防止包埋颗粒随

出水流出;设出水箱,当反应器运行不正常、包埋菌随水溢出时,其能截留漏出的包埋颗粒;从出水箱出来的水直接排入污水管网。

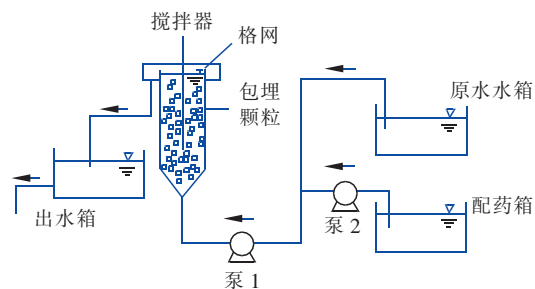


图1 试验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of test device

1.3 试验材料

包埋固定化颗粒以聚乙二醇(PEG)为载体,是黑色、尺寸为 3 mm × 3 mm × 3 mm 的立方体小块,表面光滑有弹性,机械强度好,密度略大于水,约为 1.04 g/cm³,经过搅拌可以在反应器内呈流化状态。

1.4 分析项目及方法

$\text{NO}_3^- - \text{N}$:麝香草酚分光光度法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$:N-(1-萘基)-乙二胺光度法; TN :过硫酸钾氧化-紫外分光光度法; COD :重铬酸钾法;pH 值和水温:DELT 320 pH 计;ORP:WTW/Multi 3420 测定仪;包埋颗粒生物相:Hitachi S-4300 扫描电子显微镜。

电镜扫描样品制备:取出部分包埋颗粒,清洗后用 25% 戊二醇固定 1.5 h, PBS 清洗三遍,随后经 50%、70%、80%、90%、100% 乙醇梯度脱水,每次 10 ~ 15 min,最后用乙酸异戊酯置换;于 37 °C 干燥后,在样品表面镀上一层 1 500 nm 厚的金属膜。

2 结果与分析

2.1 各项水质指标沿程变化

2.1.1 硝态氮浓度的沿程变化

连续运行 67 d 硝态氮浓度沿程变化见图2。可以看出,在驯化期,反应器出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度较之于进水并无太大变化,从第 5 天起,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度持续下降,前 12 d 的硝态氮浓度平均降低 3.20 mg/L,在第 17 天,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 1.44 mg/L,且此后出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度保持在 5 mg/L 以下,标志着包埋固定化颗粒已经基本驯化完成。第 16 ~ 45 天,出水硝态氮平均浓度为 1.74 mg/L,此时反应

器对 15 mg/L 的进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度已经有稳定的去除效果。其中,在第 28 天将进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度调整到 22 mg/L,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 2.35 mg/L,可见包埋固定化颗粒表现出一定的耐冲击性。

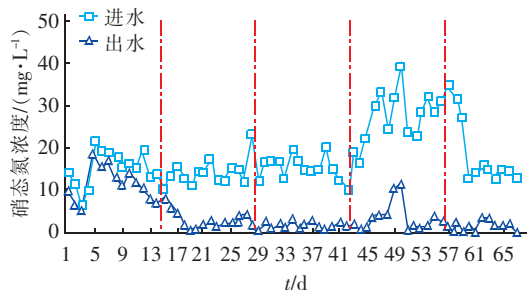


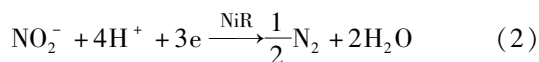
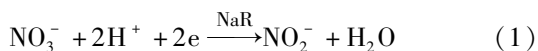
图2 连续运行 67 d 硝态氮浓度沿程变化

Fig.2 Variation of nitrate nitrogen concentration in continuous operation of 67 d

在维持高碳氮比($\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ 值 $> 4.5 : 1$) 不变的情况下,在 46 d 时,调整进水硝态氮负荷,使硝态氮浓度达到 30 mg/L,此时出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度略有上升,为 3.91 mg/L;进一步提高进水硝态氮浓度,当进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 39.2 mg/L 时,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 11.11 mg/L,经高进水硝态氮负荷运行一周后,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度在 4 mg/L 以下,第 46 ~ 59 天,进水硝态氮平均浓度为 29.98 mg/L,出水硝态氮平均浓度为 3.60 mg/L,此时包埋固定化颗粒对于高进水硝态氮负荷表现出良好的耐冲击性和较好的脱氮能力,可在一周内迅速适应进水硝态氮浓度的剧烈变化;从第 61 天开始,恢复进水硝态氮为 15 mg/L,此时包埋固定化颗粒对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 仍实现了稳定去除。综上可以看出,包埋固定化技术对于硝态氮负荷的突然变化表现出较强的适应性。

2.1.2 亚硝态氮浓度的沿程变化

连续运行 67 d 亚硝态氮浓度的沿程变化见图 3。在驯化期,出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 从无到有,浓度先升高后降低,在 15 d 左右出现了持续较长时间的积累,峰值在 2.27 mg/L,从第 22 天开始, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 几乎完全去除,浓度只有 0.39 mg/L;在第 28 天,随着进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度调整到 22 mg/L,出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 随之升至 2.34 mg/L,呈现出良好的正相关性。与 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度沿程变化相比,驯化期 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度先升高后降低,且降低后稳定的时间较 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 延后。反硝化反应可简化为以下反应^[8]:



驯化期,第二个反应需要第一个反应产生的亚硝态氮作为诱发条件,当出水亚硝态氮浓度升高时,第二个反应进行不完全,只去除了部分亚硝态氮,故 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度降低后稳定的时间较 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 延后。

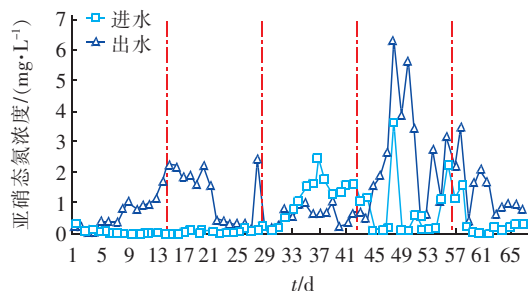


图3 连续运行 67 d 亚硝态氮浓度沿程变化

Fig.3 Variation of nitrite nitrogen concentration in continuous operation of 67 d

从第 29 天开始,进水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度有所上升,原因在于一部分悬浮于水中的反硝化菌经过一定时期的繁殖后附着在进水管中,将进水中的一部分 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 还原成 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 。此后一段时期,进水亚硝态氮浓度高于出水亚硝态氮浓度,表明反硝化包埋颗粒不单将水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 反硝化去除,同时也能将 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 同步去除。

在 43 ~ 59 d,提高进水硝态氮负荷的时候,出现了出水亚硝态氮浓度的升高。原因在于此时的包埋固定化微生物尚未达到能够在 HRT 为 60 min 的情况下将水中的总氧化态氮完全去除的能力。

2.1.3 总氮负荷及其去除率的沿程变化

连续运行 67 d 进水 TN 负荷及 TN 去除率的变化见图 4。在驯化期,进水 TN 负荷为 $0.4 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,在 1 ~ 14 d, TN 去除率基本在 30% 以下,而从 15 d 开始, TN 去除率逐步提升,在第 20 天,去除率达到 82.8%,此后去除率基本在 80% 以上;在第 29 天提高进水 TN 负荷至 $0.542 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为 22.25 mg/L,此时 TN 去除率下降到 63%,说明此时虽然反应器对低浓度 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 有了一定的反硝化效果,但反硝化能力仍然有限;反应器持续运行,从第 46 天开始,逐步提升进水 TN 负荷为 0.72 和 $0.81 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, TN 去除率仍能达到 80%,但在 TN 负荷进一步提升至 $0.94 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时, TN 去除率下降至 57.4%,在恢复 TN 负荷为 $0.661 \text{ kg}/$

($\text{m}^3 \cdot \text{d}$)时, TN 去除率又升至 94%, 第 61 天将 TN 负荷调至 $0.35 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 此时 TN 去除率维持在较高水平, 在 90% 以上, 平均值为 93.5%。可以看出, 对于进水 TN 负荷的变化和冲击, 包埋固定化颗粒表现出良好的耐受性, 可以在短时间内迅速适应突然升高的 TN 负荷。

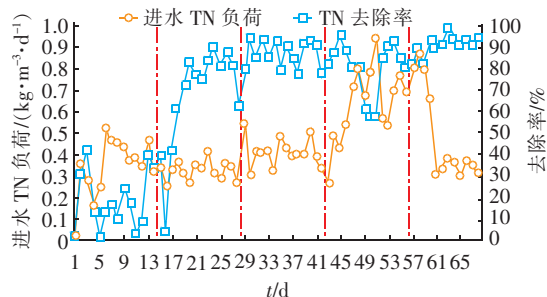


图4 连续运行 67 d 进水 TN 负荷及 TN 去除率的变化

Fig. 4 Changes of influent load and removal rate of total nitrogen in continuous operation of 67 d

2.1.4 pH 值沿程变化

监测发现出水 pH 值高于进水, 而且出水 pH 值的升高和硝态氮的去除呈现了较好的相关性。在驯化期, 当反硝化反应进行充分时, 出水 pH 值较进水升高不大。随着包埋固定化颗粒的驯化成熟, 出水 pH 值和进水 pH 值的差值逐步加大, 在硝态氮浓度去除量最大的几天, 出水 pH 值也远高于进水。

由于反硝化反应产生碱度, 每反硝化 1 mg 硝态氮会产生 3.57 mg 碱度, 而实际检测到的 OH^- 浓度变化却低于理论值。原因在于, 一部分硝态氮并没有完全转化为氮气, 而只是反硝化成亚硝态氮; 水中系统存在多种电离平衡, 产生的碱度并不都直观地反映在 pH 值的变化上, 比如, 由于乙酸钠作为碳源, 而乙酸根离子在水中发生水解反应 ($\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{CH}_3\text{COOH} + \text{OH}^-$), 此反应导致系统水溶液偏碱性, 而反硝化反应消耗乙酸根离子, 并将其中碳原子作为电子供体, 导致反应向左端移动, 此过程会使系统中 OH^- 浓度下降, 故而表现为 pH 值的升幅没有理论值高。

2.2 成熟期包埋颗粒的脱氮效果

为了进一步明确包埋固定化颗粒的脱氮效果, 从反应器中取一定量驯化成熟后的包埋固定化颗粒放于 500 mL 烧杯中, 注入自来水后淘洗 2 min, 静置 20 s 后倒出液体, 重复 5 ~ 10 次, 至上清液澄清为止。消除逐日取样时反应器中悬浮污泥和附着于包

埋颗粒上的污泥对反硝化反应的干扰。

2.2.1 低硝态氮浓度、不限制 pH 值时脱氮效果

取 500 mL 配好的原水加入 1 000 mL 烧杯中, 加入 HCl 调整原水 pH 值为 7.0, 然后加入 125 mL 淘洗过的包埋固定化颗粒, 填充率为 20%, 使包埋固定化颗粒和原水完全混合, 每 5 min 取一个样, 同时观测 pH 值、ORP、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的沿程变化, 结果见图 5。可以看出, 在 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度较低时, 反硝化本身产生的碱度提升了 pH 值, 系统 pH 值呈现先升高后降低的趋势。ORP 全程降低。 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度随时间逐渐降低, 在 60 min 内由 14 mg/L 降至 1.8 mg/L, 去除率为 88.2%。 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度沿程降低, 在 25 min 内基本完全去除。

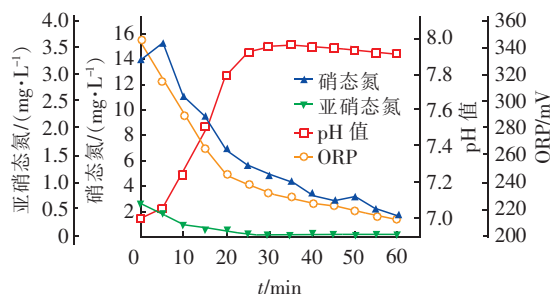


图5 起始条件下 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、ORP、pH 值随时间的变化

Fig. 5 Changes of $\text{NO}_2^- - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$, ORP and pH values with time under initial conditions

2.2.2 高硝态氮、限制 pH 值约为 8.0 时脱氮效果

提高进水硝态氮浓度至 46.6 mg/L, 由于 pH 值 = 8.0 时反硝化效率高, 故加入缓冲溶液, 将系统 pH 值维持在 8.0 左右, 观测 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 ORP 的沿程变化, 结果见图 6。

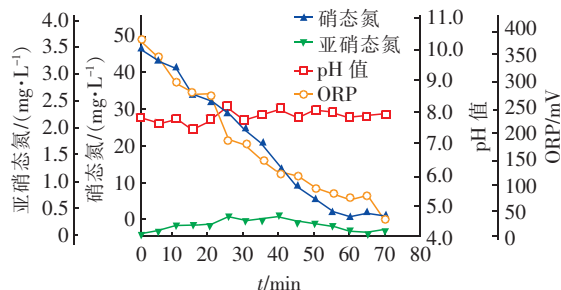


图6 限制 pH 值约为 8.0 条件下 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、ORP 随时间的变化

Fig. 6 Changes of $\text{NO}_2^- - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ and ORP with time (pH was about 8.0)

由图6可知,驯化成熟的包埋固定化颗粒可在55 min内将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度从46.6 mg/L降至2.11 mg/L;此时系统ORP沿程降低,而且在反应结束时出现了明显的拐点;反应中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度出现了先升高后降低的特点, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 出现了一定的积累,在40 min时达到峰值0.358 mg/L。

2.3 反应器停止运行14 d后的恢复及运行

为了模拟实际运行中出现的意外工况和事故,将反应器停止进水和搅拌,使包埋固定化颗粒在反应器中进行内源代谢,经过14 d的中断运行后,重新启动反应器并开始逐日检测各项指标,同时调整进水碳氮比,即1~14、15~26、27~31、32~49、50~60 d的碳氮比分别为3.5:1、2.2:1、3.5:1、3.5:1、6:1。

结果表明,在重新启动反应器的情况下,包埋固定化颗粒经过4 d的恢复,对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 已经有了一定的去除能力,在第5天,进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为13.57 mg/L时,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为2.36 mg/L,此后维持进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为15 mg/L左右,6~14 d出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 均值为1.83 mg/L。调整进水碳氮比由3.5:1降至2.2:1,此时出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度上升,15~26 d出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 均值为7.15 mg/L。27~31 d重新将碳氮比调整为3.5:1,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度降低,均值为2.04 mg/L。32 d开始将进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度调至25 mg/L,此时出水硝态氮浓度先升高后降低,说明包埋颗粒适应了较高的进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度。从第50天,将碳氮比调至6:1,此时碳源不作为影响反硝化速率的因素,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 仍然保持较低水平,均值为1.27 mg/L,说明水中异养菌并没有在与包埋固定化颗粒的竞争中占到优势,反应器仍然保持较高的脱氮效率。

在开始恢复的前4 d,出水中未检出 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,而从第5天开始,出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度先升高后降低,同样 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度降低较 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度降低出现延后的现象。在低碳氮比下,出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度有所升高,出现了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累,此时碳源成为了反硝化反应的限制条件,在碳源不足的情况下,一部分 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 被反硝化成 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,并最终随出水排出。从第50天,将碳氮比调至6:1,此时进水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 为1.27 mg/L,而出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度只有0.16 mg/L。说明在碳源充足时,即使进水中含有少

量 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,包埋固定化颗粒仍然可以将进水中的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 去除。

2.4 包埋颗粒的电镜观测

从电镜观测结果可以看出:①未经过驯化的包埋颗粒,其外表面的微生物较少,有少量杆菌,也有一部分球菌,看不到微生物包裹颗粒的现象,但可以看到有缝隙通向颗粒内部;内切面微生物也较少,以球菌为主,掺杂少量杆菌。②驯化初期,包埋颗粒表面已经有大量细菌附着,形成了较为致密的生物膜包裹,表面有长杆菌(长度为2.66 μm 左右)和短杆菌(长度为1.33 μm 左右),其中短杆菌占大多数;而在颗粒内切面上,菌落较为稀少,并以短杆菌为主。③成熟期的包埋固定化颗粒,外表面被大量菌胶团均匀覆盖,其厚度大于100 μm ,细菌形态单一,为杆菌(长度为1.33~3 μm),内部菌落较之于驯化初期有大量增加,抱团更为紧密;这个阶段内切面的细菌有部分变形,可能是由于包埋颗粒的传质作用,导致内部养分不足,细菌争夺能源所致(见图7)。

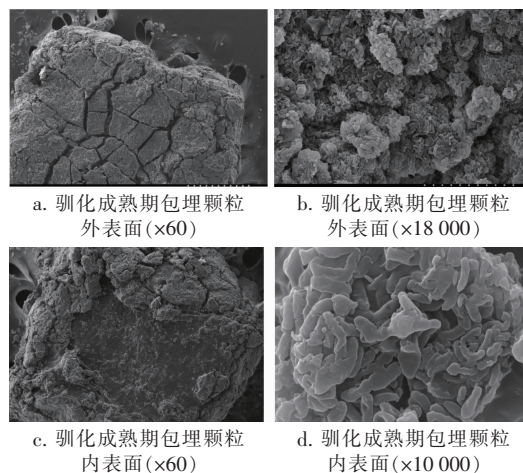


图7 驯化成熟期包埋颗粒生物相

Fig. 7 Biofacies of embedded immobilized particle during domestication and maturation period

从电镜照片可以看出,在反应器连续运行条件下,包埋固定化颗粒中菌落由少到多,由分散形态到菌落紧密抱团,表现为反硝化效率逐渐升高。在驯化初步完成时,尽管包埋固定化颗粒外部已经生长了一定数目的菌落,但内部受到包埋颗粒内外传质的制约,菌落仍然较稀少,经过60 d的运行,包埋固定化颗粒表面菌团已经非常致密,并且内部菌落数目也大大提升,此时整个系统的脱氮效率也进一步提升。

3 结论

① 在实验室配水条件下,通过包埋固定化技术固定的反硝化菌,在经过15 d的驯化后,对硝态氮表现出良好的去除能力。

② 在连续运行条件下,经过包埋固定化反应器处理,出水pH值较进水有明显升高,而且pH值的升高和去除的硝态氮负荷呈良好的正相关性。

③ 通过烧杯试验,在pH值=8.0、填充率为20%时,驯化成熟后的包埋颗粒可在55 min时将 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度从46.6 mg/L降至2.11 mg/L,体现了较高的反硝化能力。

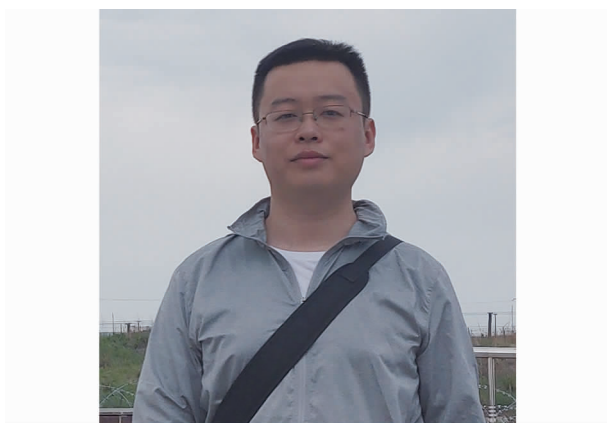
④ 停止运行14 d后,经过5 d的恢复进水,包埋固定化颗粒即能恢复脱氮能力。在进水硝态氮为15 mg/L左右时,出水硝态氮均值为1.83 mg/L。在调整碳氮比为2.2:1时,出水硝态氮浓度上升,出水亚硝态氮浓度也升高,这是由于碳源缺乏所致。而在调整碳氮比为6:1时,反硝化效率并没有降低,没有出现异养菌和包埋颗粒争夺能源的现象。

⑤ 从驯化期到成熟期,随着反硝化能力的提升,包埋固定化颗粒表面和内部菌团从少到多,菌落形态也趋于单一。其中,表面菌团逐步增长,直至将颗粒包裹,防止生物量流失。

参考文献:

- [1] 曹亚莉,田沈,赵军,等. 固定化微生物细胞技术在废水处理中的应用[J]. 微生物学通报,2003,30(3):77-81.
- Cao Yali, Tian Shen, Zhao Jun, et al. Cell immobilization for the use of wastewater treatment[J]. Microbiology China, 2003, 30(3): 77-81 (in Chinese).
- [2] 吕荣湖,郭召海,孙阳昭,等. 包埋固定化微生物法处理含油废水研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, 7(1): 89-93.
- Lu Ronghu, Guo Zhaohai, Sun Yangzhao, et al. Treatment of oil-containing wastewater by immobilized microbial cells[J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2006, 7(1): 89-93 (in Chinese).

- [3] Laanbroek H J, Gerards S. Competition for limiting amounts of oxygen between *Nitrosomonas europaea* and *Nitrobacter winogradskyi* grown in mixed continuous cultures[J]. Archives of Microbiology, 1993, 159(5): 453-459.
- [4] Li Z K, Pu P M, Hu W P, et al. Improvement of Taihu water quality by the technology of immobilized nitrogen cycle bacteria[J]. Nuclear Science and Techniques, 2002, 13(2): 115-120.
- [5] Lin Y H, Hwang S C J, Wu J Y. Simultaneous removal of carbon and nitrogen from swine wastewater using an immobilized-cell reactor[J]. J Environ Eng, 2006, 132(3): 423-429.
- [6] Qiao X L, Liu Z, Zhang Z W. Immobilization of activated sludge in poly(ethylene glycol) by UV technology and its application in micro-polluted wastewater[J]. Process Biochemistry, 2010, 45(8): 1342-1347.
- [7] Rostron W M, Stuckey D C, Young A A. Nitrification of high strength ammonia wastewaters: comparative study of immobilisation media[J]. Water Res, 2001, 35(5): 1169-1178.
- [8] Metcalf & Eddy. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse(4th ed) [M]. New York: McGraw-Hill Companies, 2003.



作者简介:宋佳强(1987-), 男, 河南新乡人, 硕士, 研究方向为污水生物处理技术。

E-mail: songjiaqiang@126.com

收稿日期: 2018-04-12