

生物炭固定异养硝化-好氧反硝化菌 对水中氮去除和 N₂O 排放的影响

王子楠, 王朝旭*

(太原理工大学环境科学与工程学院, 山西 晋中 030600)

摘要:为探究生物炭固定异养硝化-好氧反硝化菌对污水厂尾水中低浓度(约 10 mg/L)硝态氮和黑臭水体中高浓度(约 100 mg/L)氨态氮的 N₂O 排放影响,采用包埋法制备微生物固定化体。结果表明,好氧条件下生物炭基微生物固定化体对 NO₃⁻-N 反硝化去除有促进作用,在 0~24 h, C/N 为 4、6 和 8 下, NO₃⁻-N 平均去除速率为 0.163、0.249 mg/(L·h) 和 0.326 mg/(L·h);固定化体对模拟黑臭水体高浓度 NH₄⁺-N (100 mg/L) 具有较好的去除效果,前 12 h 的平均去除速率为 5.013 mg/(L·h);固定化体对污染物的去除过程符合一级动力学模型。

关键词:玉米秸秆生物炭;反硝化作用;硝化作用;微生物固定化体;N₂O 排放

中图分类号:X703.1

文献标志码:A

文章编号:0253-4320(2025)S1-0181-06

DOI:10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2025.S1.034

Effects of biochar-immobilized heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria on nitrogen removal and N₂O emission from water

WANG Zi-nan, WANG Chao-xu*

(College of Environmental Science and Engineering, Taiyuan University of Technology, Jinzhong 030600, China)

Abstract:To explore the influences of biochar-immobilized heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria on the emissions of low concentration nitrate-contained nitrogen (about 10 mg·L⁻¹) in the tailwater of sewage plant and high concentration ammoniacal nitrogen (about 100 mg·L⁻¹) N₂O in black and odorous water, microbial immobilized body is prepared by the embedding method. Results show that under aerobic conditions, biochar-based microbial immobilized body promotes the denitrification removal of NO₃⁻-N, and the average removal rates of NO₃⁻-N are 0.163, 0.249 and 0.326 mg/(L·h) when C/N is 4, 6 and 8, respectively in the 0-24 hours period. The immobilized body has a good removal effect on the high concentration NH₄⁺-N (100 mg·L⁻¹) in the simulated black odorous water, and the average removal rate in the first 12 h is 5.013 mg/(L·h). The removal of contaminants by the immobilized body conforms to the first-order kinetic model.

Key words:corn straw-derived biochar; denitrification; nitrification; microbial immobilized body; N₂O emission

近年来,固定化微生物技术因其在反应速度、修复能力、活性及稳定性方面的显著优势,已成为污水处理领域的热门选择。微生物固定化体具有稳定性好、低成本、环境友好等优点,在污水处理领域具有广阔的应用前景。生物炭被认为是一种高效的微生物固定化载体,同时也可以为微生物提供碳源。Zheng 等^[1]利用生物炭对反硝化菌 H29 进行固定,该固定化体可以实现同时去除硝酸盐和镉,去除率达到 98.1% 和 93.9%,为废水中硝酸盐和重金属同时回收提供了思路。赏国锋等^[2]用稻壳生物炭将硝化菌剂固定,其氨氮去除率可达 85%。唐玉兰等^[3]以核桃壳生物炭为载体,将从底泥中筛选出的枯草芽孢杆菌用吸附法固定,90 h 内氨氮和 COD 的去除率分别为 88.46% 和 82.41%。

基于当下存在的严重环境问题,本研究对污水

厂尾水中低浓度硝态氮及黑臭水体中高浓度氨态氮的去除展开研究。首先利用 400℃ 玉米秸秆生物炭吸附筛选菌株 *Paraclostridium benzoelyticum* strain KD1,然后以海藻酸钠(SA)和聚乙烯醇(PVA)为包埋剂,用包埋法制备生物炭基微生物固定化体,研究生物炭固定异养硝化-好氧反硝化菌对水体中氮的去除和 N₂O 排放的影响。以期为污水厂尾水深度脱氮以及黑臭水体的治理提供技术参考和理论依据。

1 材料与方法

1.1 生物炭的制备

以玉米秸秆为原料制备生物炭。将玉米秸秆洗净剪碎,放入烘箱烘干备用(60℃)。取一定量玉米秸秆充满瓷坩埚,并用铝箔纸包裹,于马弗炉中热解

收稿日期:2024-05-20;修回日期:2024-11-28

作者简介:王子楠(1997-),女,硕士生,研究方向为生物质炭的水环境效应,2014540436@qq.com;王朝旭(1981-),男,博士,副教授,研究方向为生物质炭的水土环境效应,通讯联系人,cxwang127@126.com。

2 h(热解温度设定为 400℃),冷却至室温后,用超纯水将热解产物淋洗至 pH 为中性,并烘干至恒重,所得生物炭记为 BC400。

1.2 固定化体的制备

挑取菌株 KD1 接种至已灭菌的 100 mL LB 液体培养基,组成及质量浓度(g/L):胰蛋白胨 10.0、酵母提取物 5.0、NaCl 10.0;pH 7.0~7.5,于振荡培养箱中培养至 $OD_{600} = 1.0$ (150 r/min、25℃)。取 50 mL LB 液体培养基,离心收集菌体(8 000 r/min、10 min)后将其重悬于 16.7 mL 质量分数为 0.85% 的 NaCl 溶液中,接着加入 5 g BC400,转移至振荡培养箱中培养 2 h(180 r/min、25℃),使细菌吸附固定在生物炭上^[4],得到吸附菌株生物炭。

采用质量分数为 10% 的 PVA 和 2% 的 SA 混合溶剂作为包埋剂^[5],二者以体积比 1:1 混合,交联剂为质量分数为 4% 的 $CaCl_2$ 溶液^[6]。取 PVA 和 SA 的混合溶液 33.7 mL,加入先前振荡好的吸附菌株生物炭,混合均匀后逐滴滴入 $CaCl_2$ 溶液中,在 4℃ 下静置交联 24 h 并过滤,用已灭菌的 NaCl 溶液冲洗并浸泡以去除小球表面的 $CaCl_2$ ^[7],得到生物炭基微生物固定化体。

1.3 室内培养实验

为探究生物炭基微生物固定化体在不同碳氮比(C/N=4、6 和 8)下对 NO_3^- -N 的去除能力及 N_2O 排放的影响,构建模拟废水和生物炭基微生物固定化体培养体系,分析培养过程中该体系 N_2O 、无机氮、总氮(TN)和 COD 浓度以及 pH 的动态变化。模拟废水组成及质量浓度(g/L):柠檬酸三钠(C/N=4, 0.25; C/N=6, 0.37; C/N=8, 0.49)、 KNO_3 0.11 (NO_3^- -N 15 mg/L)、 K_2HPO_4 1.0、 KH_2PO_4 1.0、 $MgSO_4$ 0.2;微量元素溶液 2 mL^[8];pH 7.0~7.5。

每个处理设置 6 个注射器,平均分成两组。第 1 组注射器用于培养体系理化性质测定,第 2 组注射器进行 N_2O 浓度测定。将制得的固定化小球置于 50 mL 注射器中,填充至刻度线 50 mL 处,在培养体系中加入 30 mL 不同碳氮比(C/N=4、6 和 8)的模拟废水,连续培养 48 h,分别于培养第 0、4、8、12、24、36、48 h 时测定培养体系的理化性质。第 2 组注射器中培养体系同第 1 组,测定水中溶存的 N_2O 浓度。

为探明包埋法制得的生物炭基微生物固定化体对 NH_4^+ -N 的去除能力以及 N_2O 排放的影响,加入 30 mL 模拟废水,组成及质量浓度(g/L): $(NH_4)_2SO_4$ 0.47、 $Na_3C_6H_5O_7 \cdot 2H_2O$ 3.39、维氏盐溶

液 50 mL^[9];pH 7.0~7.5。培养及测定步骤同上。

1.4 一级反应动力学模型的构建

通过构建污染物去除的动力学模型,可以有效地预测废水污染物浓度的动态变化^[10]。本文采用一级反应动力学方程来模拟固定化体对污染物的去除效率^[11]。模型为式(1)和式(2)^[12]:

$$C_t = C_0 \exp(-k_v t) \quad (1)$$

$$k_v = -[\ln(C_t/C_0)]/t \quad (2)$$

式中: k_v 为污染物体积去除速率常数; t 为停留时间,h; C_0 为进水污染物质量浓度,mg/L; C_t 为 t 时刻污染物质量浓度,mg/L。

以 $\ln(C_t/C_0)$ 为纵坐标, t 为横坐标,绘制 NO_3^- -N 和 NH_4^+ -N 质量浓度随时间变化的线性拟合曲线。

1.5 数据处理与分析

采用 Microsoft Excel 2023 处理数据,数据形式为平均值±标准偏差($n=3$)。采用 Origin 2018 软件制图,采用 SPSS Statistics 22 软件进行方差分析和多重比较,显著性水平设为 $\alpha=0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 固定化体对 NO_3^- -N 去除及 N_2O 排放效果分析

2.1.1 不同 C/N 固定化体对 NO_3^- -N 浓度影响及去除动力学研究

如图 1(a)所示,随培养时间的延长,各组 NO_3^- -N 质量浓度均呈下降趋势,且主要发生在 0~24 h。当 C/N=4 时, NO_3^- -N 质量浓度下降缓慢,0~24 h 由 14.85 mg/L 降至 10.93 mg/L,平均去除速率为 0.163 mg/(L·h),表明碳源供应不足,反硝化不完全;当 C/N=6 时,0~24 h NO_3^- -N 浓度下降较快,由 15.12 mg/L 降至 9.15 mg/L,平均去除速率为 0.249 mg/(L·h);当 C/N=8 时,0~24 h NO_3^- -N 质量浓度由 14.88 mg/L 降至 7.05 mg/L,平均去除速率为 0.326 mg/(L·h)。综上所述,随 C/N 的升高,生物炭微生物固定化体对 NO_3^- -N 反硝化去除有促进作用。

图 1(b)为利用一级反应动力学方程模拟绘制的 NO_3^- -N 质量浓度随时间的线性拟合图,拟合方程及速率常数 k_v 见表 1, k_v 代表的是污染物去除速率的大小。可以得出,固定化体对 NO_3^- -N 的去除速率随 C/N 的增加而增加, R^2 分别为 0.569 5、0.836 7 和 0.908 7,固定化体对 NO_3^- -N 的去除过程符合一级动力学模型。

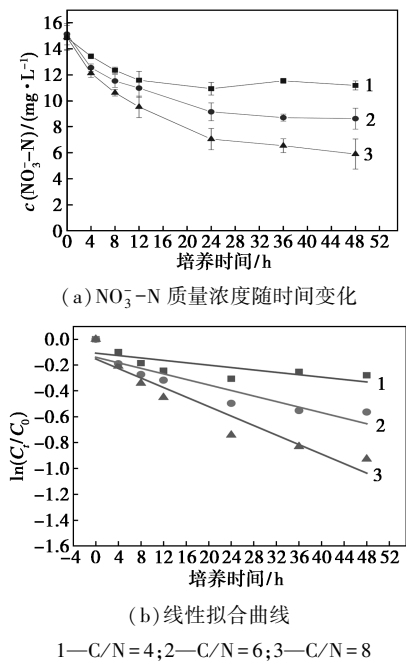


图 1 不同固定化体 C/N 下 NO₃⁻-N 质量浓度的动态变化及去除动力学

表 1 固定化体去除 NO₃⁻-N 的一级动力学方程及速率常数 k_v

C/N	方程式	k _v	R ²
4	y ₁ = -0.0046t ₁ - 0.1075	0.0046	0.5695
6	y ₂ = -0.0107t ₂ - 0.1391	0.0107	0.8367
8	y ₃ = -0.0184t ₃ - 0.1525	0.0184	0.9087

2.1.2 不同 C/N 固定化体对 NO₂⁻-N、NH₄⁺-N、TN 和 COD 浓度的影响

如图 2(a) 所示,不同 C/N 固定化体处理 NO₂⁻-N 质量浓度均呈先上升后趋于平缓的趋势。从整个培养过程来看,与 C/N=4 和 6 处理组相比,C/N=8 下 NO₂⁻-N 生成量最多,说明升高 C/N 有利于反硝化过程进行。

如图 2(b) 所示,4~48 h 各组 NH₄⁺-N 浓度在 0.33~1.61 mg/L 之间浮动。前 24 h,C/N=8 处理的 NH₄⁺-N 生成量最高(C/N=4,NH₄⁺-N 浓度为 0.89 mg/L;C/N=6,NH₄⁺-N 浓度为 0.74 mg/L;C/N=8,NH₄⁺-N 浓度为 1.61 mg/L)。

如图 2(c) 所示,不同 C/N 固定化体处理 TN 浓度均呈下降趋势,且主要发生在 0~24 h。在前 24 h,C/N=4 和 6 时,平均去除速率为 0.197~0.206 mg/(L·h);C/N=8 下,TN 由 15.68 降至 8.12 mg/L,平均去除速率为 0.315 mg/(L·h)。可以得出 TN 含量随 C/N 上升逐渐降低,这与上文硝酸盐浓度的变化相吻合。

如图 2(d) 所示,随培养时间的延长,各组 COD 浓度均呈先下降后平缓的趋势。C/N=4,0~24 h COD 质量浓度下降较快,由 137.56 mg/L 降至 73.41 mg/L,在 24 h 后,COD 质量浓度基本保持不变(69.27~73.41 mg/L);C/N=6,0~24 h COD 质量浓度由 202.10 mg/L 降至 97.96 mg/L,在 24 h 后,COD 浓度基本保持不变(80.89~97.96 mg/L);C/N=8 时,COD 浓度由 232.00 mg/L 降至 116.04 mg/L,在 24 h 后,COD 浓度基本保持不变(111.29~116.04 mg/L)。

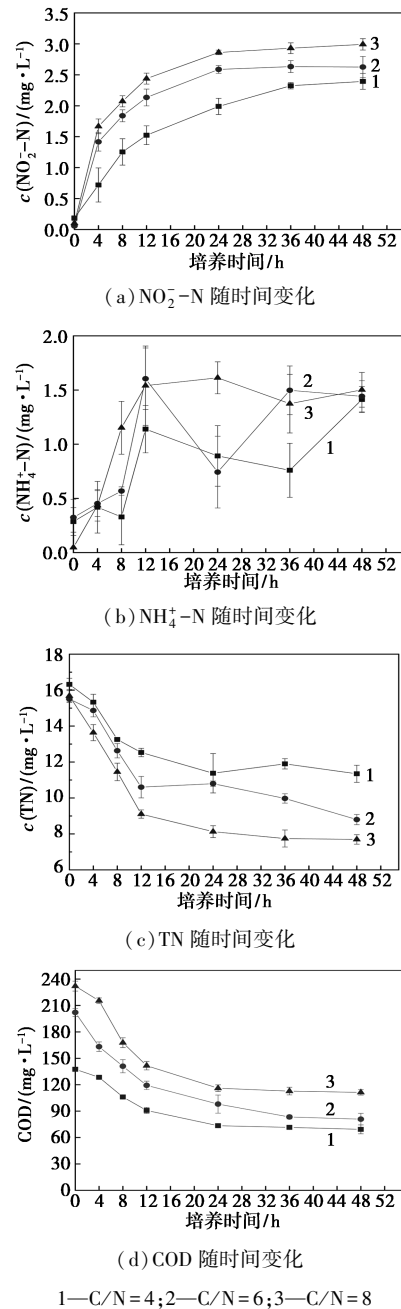
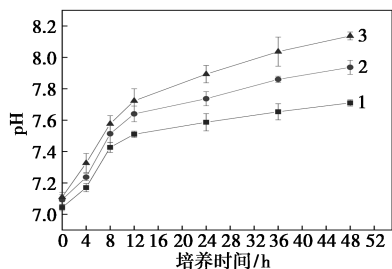


图 2 不同固定化体 C/N 下 NO₂⁻-N、NH₄⁺-N、TN 和 COD 质量浓度的动态变化

2.1.3 不同 C/N 固定化体对 pH 的影响

培养体系的 pH 受玉米秸秆生物炭自身酸碱性和反硝化产碱作用的双重影响。如图 3 所示,不同 C/N 条件下,各组 pH 随培养时间延长均逐渐升高,表明发生了不同程度的反硝化作用;各组 pH 呈 C/N=8>C/N=6>C/N=4 的趋势,其原因是升高 C/N 可以促进培养体系内反硝化作用。

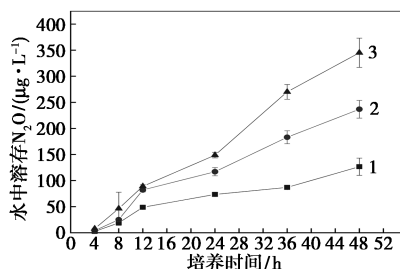


1—C/N=4; 2—C/N=6; 3—C/N=8

图 3 不同固定化体 C/N 下 pH 的动态变化

2.1.4 不同 C/N 固定化体对水中溶存 N₂O 浓度的影响

如图 4 所示,随培养时间的延长,反硝化作用持续进行,各组水中溶存的 N₂O 质量浓度均呈上升趋势;且反应体系内 C/N 升高,水中溶存的 N₂O 质量浓度也随之增加。培养 24 h 时, C/N=4 条件下的水中溶存 N₂O 质量浓度仅为 C/N=8 条件下的 49.3% 和 C/N=6 的条件下的 62.8%。在 24 h 后, N₂O 浓度有了明显升高,这可能是由于反应体系内氧气含量不足,反应后期微生物发生内源反硝化,使水中溶存 N₂O 浓度急剧升高^[13],故升高 C/N 有利于反硝化过程进行。



1—C/N=4; 2—C/N=6; 3—C/N=8

图 4 不同固定化体在 C/N 下水中溶存 N₂O 质量浓度的动态变化

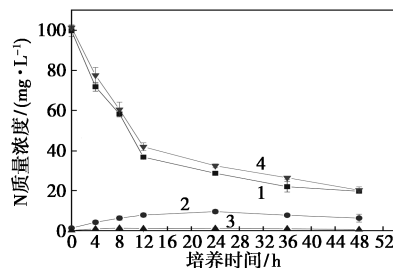
2.2 固定化体对 NH₄⁺-N 去除及 N₂O 排放效果分析

2.2.1 固定化体对水中 N 含量和 COD 浓度的影响

如图 5(a) 所示,随培养时间的延长, NH₄⁺-N 和

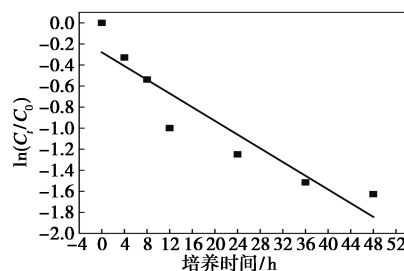
TN 质量浓度均呈下降趋势, NO₂⁻-N 有少量积累, 培养体系中基本无 NO₃⁻-N 生成。在 0~12 h, NH₄⁺-N 质量浓度下降较快, 由 97.31 mg/L 降至 37.15 mg/L, 平均去除速率为 5.013 mg/(L·h), 同时 NO₂⁻-N 质量浓度由 1.45 mg/L 升至 8.91 mg/L, COD 质量浓度也从 256.14 mg/L 降至 128.67 mg/L [图 5(c)], 可以说明固定化体将 NH₄⁺-N 很快转化为 NO₂⁻-N, 并且能充分利用氮源和碳源发生异养硝化反应。培养期间未出现明显的 NO₂⁻-N 积累现象, 可能是固定化体内的微生物有较高反硝化活性, 可以迅速利用异养硝化过程将产生的中间产物还原为含氮气体^[5]。

利用一级反应动力学方程模拟, 绘制 NH₄⁺-N 质量浓度随时间变化的线性拟合图, 结果见图 5(b), 拟合方程及速率常数 k_v 见表 2。可以得出, R² 为 0.879 0, 固定化体对 NH₄⁺-N 的去除过程符合一级动力学模型。

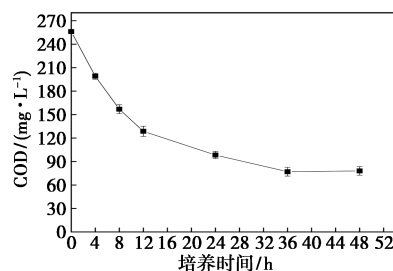


1—NH₄⁺-N; 2—NO₂⁻-N; 3—NO₃⁻-N; 4—TN

(a) N 含量随时间变化



(b) NH₄⁺-N (100 mg/L) 随时间变化的线性拟合图



(c) COD 质量浓度随时间变化

图 5 固定化体对水中 N 含量、COD 质量浓度的影响及 NH₄⁺-N 去除动力学

表 2 固定化体去除 NH₄⁺-N 的一级动力学方程及速率常数 k_v

方程式	k _v	R ²
100 mg/L NH ₄ ⁺ -N $y_1 = -0.0033t_1 - 0.2797$	0.0033	0.8790

2.2.2 固定化体对水中溶存 N₂O 质量浓度的影响

如图 6 所示,随培养时间的延长,硝化作用持续进行,水中溶存的 N₂O 质量浓度呈先升高后趋于平缓的趋势;在反应前 12 h,水中溶存 N₂O 质量浓度增加最快,占整个培养过程中水中溶存 N₂O 质量浓度的 69.7%。

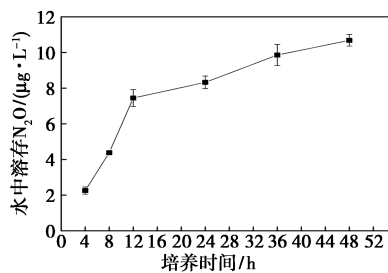


图 6 固定化体对水中溶存 N₂O 质量浓度的影响

3 讨论

3.1 生物炭基微生物固定化体对 NO₃⁻-N 去除及 N₂O 排放的影响

生物炭基微生物固定化体在去除 NO₃⁻-N 时产生 NO₂⁻-N 累积。KD1 作为一种异养硝化-好氧反硝化菌,在好氧条件下能够利用 NO₃⁻-N 及 NO₂⁻-N 作为呼吸底物,其细胞内含有多种还原酶,如硝酸还原酶、亚硝酸还原酶(NirS)及位于细胞周质的周质硝酸还原酶(Nap)等。在好氧条件下,Nap 被合成并活化,将 NO₃⁻-N 还原为 NO₂⁻-N^[14]。反硝化过程产生的 NO₂⁻-N 会被周质中的 NirS 还原为气态氮^[15]。若 NO₃⁻-N 的还原速率超过 NO₂⁻-N 还原速率时,NO₂⁻-N 则会在培养体系中积累,其原因是 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 在还原过程中会竞争共同的电子供体,NO₃⁻-N 的存在抑制了 NO₂⁻-N 的还原过程^[16]。Charles 等^[17]的研究通过对反硝化菌进行纯培养,深入探讨了硝酸盐还原过程中细胞外 NO₂⁻-N 瞬时积累的现象,发现硝酸盐还原酶与 NirS 相比,在电子传递方面具有更强的竞争优势,这种优势导致 NO₂⁻-N 的还原过程受到硝酸盐的抑制。因此,制得的生物炭基微生物固定化体去除 NO₃⁻-N 时会产生少量 NO₂⁻-N 累积。

固定化体在不同 C/N 下去除低浓度 NO₃⁻-N 时,随 C/N 的升高 NO₃⁻-N 的去除速率增加,同时 NO₂⁻-N 积累增加,水中溶存的 N₂O 浓度增加。可见,高 C/N 对 NO₃⁻-N 的反硝化去除有促进作用,但易造成 NO₂⁻-N 积累。袁怡等^[18]发现随 C/N 升高,硝酸盐转化速率无明显变化,亚硝氮积累明显,主要由于基质提供的电子有限,存在对底物电子的竞争,使得硝酸盐还原更容易发生,造成亚硝氮积累。水中溶存 N₂O 的产生主要源于微生物在反硝化过程中不彻底,碳源的充足与否直接影响着电子供体的数量以及反硝化菌的活性,进而成为决定反硝化过程进行程度和 N₂O 排放量的关键因素^[19]。当进水 C/N 比较低时,缺乏碳源会导致反硝化反应无法完全进行,造成 N₂O 的排放量增加。也有研究发现,在高 C/N 下,高浓度 NO₂⁻-N 也会使反应体系中 N₂O 积累^[15]。Li 等^[20]的研究同样证实,在反硝化过程中,微生物活性增强且反硝化速率较快,N₂O 的排放量呈上升趋势。

3.2 生物炭基微生物固定化体对 NH₄⁺-N 降解及 N₂O 排放的影响

生物炭基微生物固定化体在去除 NH₄⁺-N 时,检测到了少量 NO₂⁻-N 积累,说明该固定化体可将 NH₄⁺-N 转化为 NO₂⁻-N,结合图 6,水中溶存 N₂O 浓度在反应前 12 h 增加最快,这说明 NO₂⁻-N 快速还原为 N₂O。赵坤等^[21]采用同位素标记法对脱氮机制进行了研究,发现仅用 NH₄⁺-N 为唯一氮源时,仅检测到 ¹⁵N₂O,说明其硝化途径为 NH₄⁺-N→NH₂OH→N₂O。因此,在好氧条件下,N₂O 的生成主要归因于 NH₂OH 的还原,其过程为 NH₄⁺-N 首先转化为 NH₂OH,随后进一步转化为 NO₂⁻-N,最终通过反硝化作用生成 N₂O^[22]。

生物炭基微生物固定化体去除 NH₄⁺-N 的过程呈现出两个阶段:首先在反应前 12 h,NH₄⁺-N 浓度迅速下降,在 12~48 h 逐渐趋于平稳[图 5(a)],生物炭的吸附作用在培养初始阶段可能占据着主导地位,迅速将 NH₄⁺-N 吸附至其表面及孔隙中,因此 NH₄⁺-N 浓度在短时间出现显著下降^[23];随后进入第二阶段,这一阶段微生物的降解作用逐渐显现,HN-AD 菌以废水中的碳源作为能量来源,对 NH₄⁺-N 进行去除,此时 NH₄⁺-N 去除速度较前一阶段有所减慢。在整个过程中,生物炭的吸附作用与微生物的降解作用共同促使废水中的 NH₄⁺-N 浓度达到平衡状态^[24]。该过程与 Wang 等^[25]提出的固定化细

菌吸附-协同生物降解假说模型相吻合,进一步验证了生物炭基微生物固定化体在 NH_4^+-N 去除中的有效性。该解释同样适用于固定化体对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除过程。

综上,生物炭固定化体的优势在于融合了生物炭与菌株的共同优点。具体而言,玉米秸秆生物炭具备初期快速吸附的特点,能够在短时间内显著降低污染物浓度。此外,生物炭还能作为菌株 KD1 的生长载体,为其提供一个优良的生长环境。生物炭固定化为微生物与模拟废水提供了充分的接触机会,强化了处理效果。最后,微生物固定化体还充分利用了菌株 KD1 高效且彻底的生物降解能力,实现了对污染物的去除。

4 结论

(1) 生物炭基微生物固定化体对模拟污水厂尾水中低浓度 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ (15 mg/L) 去除效果较好,且随 C/N 由 4 增至 8,固定化体对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 反硝化去除有促进作用;在 0~24 h, C/N 为 4、6 和 8 下, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均去除速率为 0.163、0.249 mg/(L·h) 和 0.326 mg/(L·h)。

(2) 生物炭基微生物固定化体对模拟黑臭水体高浓度 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (100 mg/L) 具有较好的去除效果,前 12 h 的平均去除速率为 5.013 mg/(L·h)。

(3) 固定化体对污染物的去除过程主要分为两个阶段:首先是生物炭的吸附作用占据主导地位;随后是微生物发挥关键降解作用。这两个步骤相互协同,共同实现对污染物的快速去除。

参考文献

- [1] Zheng Z, Ali A, Su J, *et al.* Biochar fungal pellet based biological immobilization reactor efficiently removed nitrate and cadmium[J]. *Chemosphere*, 2022, 296: 134011.
- [2] 赏国锋,张涵,沈逸菲,等.生物炭固定化硝化菌去除水样中氨氮的研究[J].上海交通大学学报:农业科学版,2014,32(5): 44-47.
- [3] 唐玉兰,马悦,何亚婷,等.改性生物炭固定枯草芽孢杆菌对黑臭水体中污染物的处理效果研究[J].安全与环境学报,2023,23(4): 1250-1260.
- [4] 邹宇,沙海超,向茹滢,等.生物炭负载微生物处理含镉废水的效能与机理[J].工业水处理,2023,43(7): 135-143.
- [5] 吴梦莉,李洁,智燕彩,等.微生物固定化生物炭对水体铵态氮去除效果的研究[J].农业环境科学学报,2021,40(5): 1071-1078.
- [6] 李丽,陈旭,吴丹,等.固定化改性生物炭模拟吸附水体硝态氮潜力研究[J].农业环境科学学报,2015,34(1): 137-143.
- [7] Zedong T, Wen S, Keyao Z, *et al.* Enhanced passivation of lead with immobilized phosphate solubilizing bacteria beads loaded with biochar/nanoscale zero valent iron composite[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 384: 121505.
- [8] 乔鑫,王朝旭,张峰,等.生物炭基好氧反硝化细菌固定及去除水中硝态氮[J].水处理技术,2020,46(7): 37-44.
- [9] 汤默然,李茹莹.异养硝化-好氧反硝化菌株的分离筛选及复配菌剂对河水的净化效果[J].环境科学学报,2021,41(7): 2657-2663.
- [10] 邹海燕,徐子衡,闫森,等.生物炭固定低温混合菌在人工湿地中的应用[J].水处理技术,2020,46(3): 128-134.
- [11] Xu L, Su J, Ali A, *et al.* Magnetite-loaded rice husk biochar promoted the denitrification performance of *Aquabacterium* sp.XL4 under low carbon to nitrogen ratio: Optimization and mechanism[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 348: 126802.
- [12] 袁敏,唐美珍,汪文飞,等.生物炭固定黄假单胞菌剂 SBR 降解污染物动力学[J].水处理技术,2019,45(4): 78-82.
- [13] Hiroki I, Keisuke H, Tomonori M. Nitrous oxide production in high-loading biological nitrogen removal process under low cod/n ratio condition[J]. *Water Research*, 2001, 35(3): 657-664.
- [14] Ma F, Sun Y, Li A, *et al.* Activation of accumulated nitrite reduction by immobilized *Pseudomonas stutzeri* T13 during aerobic denitrification[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 187: 30-36.
- [15] Gui M, Chen Q, Ni J. Effect of sulfamethoxazole on aerobic denitrification by strain *Pseudomonas stutzeri* PCN-1[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 235: 325-331.
- [16] He T, Xie D, Li Z, *et al.* Ammonium stimulates nitrate reduction during simultaneous nitrification and denitrification process by *Arthrobacter arilaitensis* Y-10[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 239: 66-73.
- [17] Charles G, Ann S J. Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrite accumulation[J]. *Water Research*, 1998, 32(3): 831-839.
- [18] 袁怡,黄勇,邓慧萍,等. C/N 比对反硝化过程中亚硝酸盐积累的影响分析[J].环境科学,2013,34(4): 1416-1420.
- [19] 尹明锐,汪苹,刘健楠,等.具有 N_2O 控逸能力的异养硝化-好氧反硝化菌株的筛选鉴定[J].环境科学研究,2010,23(4): 515-520.
- [20] Li J, Hu Z, Li F, *et al.* Effect of oxygen supply strategy on nitrogen removal of biochar-based vertical subsurface flow constructed wetland: Intermittent aeration and tidal flow[J]. *Chemosphere*, 2019, 223: 366-374.
- [21] 赵坤,田相利,董双林,等.一株异养硝化-好氧反硝化地衣芽孢杆菌的脱氮特性及机制研究[J].中国海洋大学学报(自然科学版),2020,50(8): 43-52.
- [22] Rezvani F, Sarrafzadeh M H, Ebrahimi S, *et al.* Nitrate removal from drinking water with a focus on biological methods: A review[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 26(2): 1124-1141.
- [23] Ahmadvand M, Soltani J. Effect of wheat-straw biochar on nitrate removal in laboratory denitrifying bioreactors[J]. *International Journal of Environmental Research*, 2020, 14(2): 205-213.
- [24] 任静.生物炭基异养硝化菌固定化体对水中氨氮的去除和 N_2O 排放的影响[D].太原:太原理工大学,2021.
- [25] Wang X, Wang X, Liu M, *et al.* Adsorption-synergic biodegradation of diesel oil in synthetic seawater by acclimated strains immobilized on multifunctional materials[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 92(1/2): 195-200. ■