

文章编号:1000-2367(2022)05-0087-07

DOI:10.16366/j.cnki.1000-2367.2022.05.012

不同发泡方式改进缓释碳源基质脱氮效果研究

于鲁冀^{a,b},黎亚辉^a,李廷梅^b,范鹏宇^b,彭赵旭^c,任昆阳^a

(郑州大学 a.生态与环境学院;b.环境政策规划评价研究中心;c.水利科学与工程学院,郑州 450001)

摘要:为解决传统缓释碳源材料释碳不稳定和脱氮速率慢的问题,以物理曝气发泡、双氧水(H₂O₂)、十二烷基硫酸钠(K12)3种发泡方式对玉米芯、聚己内酯(PCL)和菌悬液(B)为原料的有机缓释碳源基质进行改进,考察了不同发泡方式下改进缓释碳源的释碳性能、脱氮效果和脱氮速率.结果表明,3种改进型缓释碳源(曝气-B, H₂O₂-B, K12-B)在中(NO₃⁻-N为10.00 mg/L)、高(NO₃⁻-N为20.00 mg/L)质量浓度进水条件下的总氮平均去除率高于原基质,曝气-B缓释碳源基质释碳速率快、释碳稳定,在中、高质量浓度进水条件下总氮平均去除率分别为93.59%和87.34%,比原基质分别高6.38%和13.26%.基于反硝化动力学方程,曝气-B缓释碳源基质的最大比反硝化速率可达到3.06 mg/(L·h·g),从理论上证明了曝气-B缓释碳源基质可提高脱氮速率,为快速脱氮提供了一种新型碳源材料.

关键词:缓释碳源;反硝化脱氮;脱氮速率;反硝化动力学

中图分类号:X52

文献标志码:A

近年来,随着我国经济的快速发展和人们生活水平的提高,城市污水排放量急剧增加,水污染状况日趋严重.同时,我国对水环境质量越来越关注,污水排放标准(特别是总氮)也越来越严格^[1].在过去的二十多年,许多新的生物脱氮工艺被开发出来,然而最广泛使用的工艺仍然是传统的完全硝化和反硝化^[2],该工艺的脱氮效率很大程度上取决于废水的碳氮比(C/N)^[3],为确保污水完全脱氮,理论上需要C/N为2.86,在实际应用中通常建议C/N>6,而实际污水中C/N通常小于4或5^[4],因此,在污水处理过程中需要外加碳源以保证反硝化脱氮性能,目前常采用的外加碳源主要为葡萄糖溶液、甲醇、乙酸钠等液体碳源,但是投加液体碳源往往存在成本较高、投加量不易控制和易造成二次污染等问题.近年来,很多学者对缓释碳源在水体脱氮过程中的应用做了研究,天然材料的缓释碳源主要有玉米芯^[5]、稻壳^[6]、木屑^[7]和秸秆^[3]等,它们具有添加简单、连续释碳的特点,也可作为生物膜的载体,但可能导致出水COD的突然升高^[8].有机合成高分子材料碳源主要有海藻酸钠、聚乙烯醇等,但高成本限制了其使用.合成高分子材料与天然材料组合制备混合型缓释碳源,可以实现降低成本和释碳稳定的双重效果.复合缓释碳源在提高污染水体净化效果方面具有可确认的正向效果,但还需要进一步提高才能满足大体量水域治理需求^[9].

除固体碳源外,基质上形成的生物膜对生物脱氮作用也很重要.为了增加微生物的生物量常使用微生物固定化技术,微生物固定化技术能够形成较高的微生物密度^[10],微生物固定化技术应用于制备缓释碳源基质时,很难保证微生物的活性,在微观层面创造足够的空间是维持微生物活性的有效途径^[11].因此,制备孔隙率大、微生物活性高的缓释碳源基质可以提升废水的脱氮效果.

本研究在课题组前期工作^[12-14]的基础上,借鉴其他学者将高分子材料与天然材料结合制备缓释碳源的研究,通过发泡改变缓释碳源基质的孔隙结构提高其传质速率和微生物挂膜特性,提升基质脱氮效果.使用3种发泡方式对课题组制备的以聚乙烯醇(PVA)和海藻酸钠(SA)为载体、聚己内酯(PCL)和玉米芯为碳源、

收稿日期:2021-07-25;修回日期:2021-10-30.

基金项目:国家水体污染控制与治理重大专项(2012ZX07024-001-004;2015ZX07204-002-004)

作者简介:于鲁冀(1962-),男,山东文登人,郑州大学教授,研究方向为水污染控制与水生态修复,E-mail:yuluji@126.com.

通信作者:彭赵旭(1983-),男,黑龙江哈尔滨人,郑州大学副教授,研究方向为污水脱氮除磷技术,E-mail:pengzha-oxu1983@163.com.

氯化钙和硼酸为交联剂的新型缓释碳源进行改进并作为反硝化碳源,研究改进型缓释碳源生态基质的脱氮效果和脱氮速率.

1 材料与方方法

1.1 实验材料

1.1.1 实验用水

实验采用模拟废水,以氯化铵(分析纯,天津市风船化学试剂科技有限公司)、硝酸钾(优级纯,天津市科密欧化学试剂有限公司)和磷酸二氢钾(分析纯,天津市风船化学试剂科技有限公司)分别配制中(KNO_3 0.072 2 g/L, NH_4Cl 0.019 1 g/L, KH_2PO_4 0.002 2 g/L)、高(KNO_3 0.144 4 g/L, NH_4Cl 0.019 1 g/L, KH_2PO_4 0.002 2 g/L)质量浓度的模拟废水,模拟废水中不添加其他微量元素.实验进水分为中质量浓度进水(1~9 d)和高质量浓度进水(10~17 d)两个阶段,各阶段进水水质如表 1 所示.

表 1 不同实验阶段进水水质

Tab. 1 The water quality at different experimental stages

进水阶段	硝态氮质量浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	氨氮质量浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	总磷质量浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
中质量浓度进水	10.00±2.00	5.00±1.50	0.50±0.10
高质量浓度进水	20.00±2.00	5.00±1.50	0.50±0.10

1.1.2 缓释碳源基质制备

十二烷基硫酸钠溶液(K12):称取质量分数为 0.5% 的十二烷基硫酸钠(K12)溶于 100 mL 超纯水中,1 400 r/min 磁力搅拌 3 min 溶解.

菌悬液(B):按体积比 10:1(即 $V_{\text{浓缩前活性污泥体积}}:V_{\text{浓缩后活性污泥体积}}=10:1$)离心浓缩某污水厂 A²/O 工艺好氧段活性污泥,离心后的活性污泥用生理盐水制得菌悬液.

将聚乙烯醇(PVA)和海藻酸钠(SA)混合溶于去离子水中配置成 4 份混合溶液,水浴加热制备水凝胶 A1;在标号①和②的 A1 中分别加入 5 mL 双氧水(H_2O_2 , 体积分数为 30%)、K12 溶液;随后在 4 份 A1 中各加入聚己内酯(PCL)、玉米芯和 20 mL 菌悬液,每种固体碳源质量比(即固体碳源质量与溶剂质量比)为 8%,混合均匀后制得 A2,利用曝气装置(海利 ACO-9610 超静音可调式气泵,功率:10 W,压强: >0.015 MPa,排气量:10 L/min)对标号③的 A2 曝气 5 min,同时进行搅拌;将 4 份 A2 分别倒入 1 cm^3 的方形模具内静置 1 h,在冰箱内冷冻 12 h,成型后脱模,放入质量分数为 4% 的 CaCl_2 饱和硼酸溶液中,4 $^{\circ}\text{C}$ 冷藏交联 24 h,用去离子水冲洗表面交联剂,即制备出缓释碳源 H_2O_2 -B, K12-B, 曝气-B 和原基质,制作过程如图 1 所示.

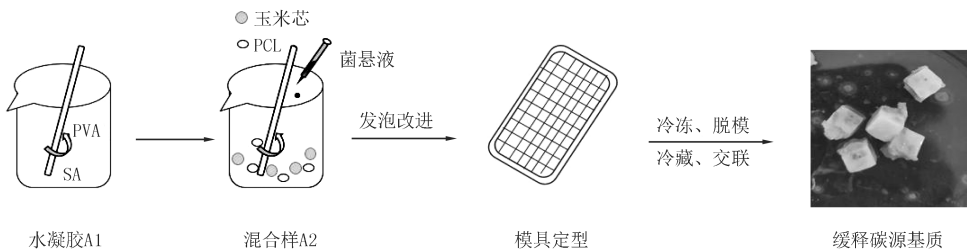


图1 缓释碳源基质制作过程

Fig.1 Process of slow release carbon source materials

1.2 实验装置

每组实验共设置 3 套平行装置,单个实验装置由 1 L 塑料量筒制成,下部设进水口、上部设出水口,生态基质投加方式和投加量为:在装置距出水口 3/5 处装填改进型缓释碳源生态基质,投加体积为装置体积的 2/5,投加量为 160 g,其余部分填充砾石,经测定填充砾石和缓释碳源基质后装置孔隙率为 50%,即装置可容纳水 500 mL.实验装置如图 2 所示.使用蠕动泵(雷弗 BT 100 S,流量:1 mL/min)进水,出水外排.

1.3 水质检测方法

本实验水质指标的检测方法如下:COD测定采用重铬酸钾微波消解法(GB 11914-89);TOC由TOC分析仪(岛津 TOC-L CPN)测定; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 测定采用纳氏试剂分光光度法(HJ 535-2009); $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 测定采用分光光度法(GB 7493-87); $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 测定采用酚二磺酸分光光度法(GB 7480-87);TN测定采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(HJ 636-2012)。每次检测水样取自装置上部水,水样经定性滤纸过滤后测定COD,氨氮,硝态氮,亚硝态氮和总氮质量浓度。

反硝化速率($V_{\text{反硝化}}$)以进出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度差($\Delta C_{\text{NO}_3^- - \text{N}}$)与水力停留时间(HRT)的比值表示。

$$V_{\text{反硝化}} = \frac{\Delta C_{\text{NO}_3^- - \text{N}}}{HRT} = \frac{C_0 - C_1}{HRT}, \quad (1)$$

式中, C_0 为进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度,mg/L; C_1 为出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度,mg/L; HRT 为水力停留时间,8.3 h。比反硝化速率为反硝化速率与基质投加质量的比值,即 $V_{\text{反硝化}}/m_{\text{基质}}$ 。

米氏方程(1913)可以表示为:

$$V = \frac{V_{\text{max}} C_0}{K_m + C_0}, \quad (2)$$

式中, V 为比反硝化速率,mg/(L·h·g); V_{max} 为最大比反硝化速率,mg/(L·h·g); K_m 为 V 达到 $0.5 V_{\text{max}}$ 时的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度,mg/L; C_0 为进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度,mg/L。

2 结果与讨论

各装置在正式实验阶段前需进行挂膜,即配置氨氮质量浓度为5.00 mg/L,硝态氮质量浓度为5.00 mg/L,总磷质量浓度为0.50 mg/L的模拟废水,使用蠕动泵(雷弗 BT100S,流量:1 mL/min)由装置下部进水上部出水,出水外排。各装置经过7 d的挂膜运行后进入正式实验阶段。

2.1 改进型基质对出水COD和TOC的影响

实验阶段各装置出水COD和TOC质量浓度随时间(本论文中各图表时间为挂膜启动后装置的运行时间,不包括挂膜启动时间)变化情况如图3和图4所示,可见,在不同 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度进水条件下,改进型缓释碳源基质组出水COD和TOC质量浓度都高于原基质组,说明3种发泡方式提高了原基质的释碳速率。与原基质类比,曝气-B组出水COD和TOC波动较小,趋势较好。随着进水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度的升高,反硝化菌需要消耗更多的碳源满足脱氮过程对碳源的需求,出水COD和TOC质量浓度随之降低。综上,曝气-B基质释碳速率快且稳定,可以满足高 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度水体反硝化脱氮对碳源的需求,且出水COD保持在20.00 mg/L以下,低于污水厂出水一级A标准^[15],不会造成出水COD的突然升高。

2.2 改进型基质对硝态氮的去除效果

4组装置在相同进水条件下,各装置出水硝态氮和亚硝态氮质量浓度变化如图5和图6所示。在中质量浓度进水条件下,各装置出水硝态氮质量浓度和亚硝态氮质量浓度分别在0.30 mg/L和0.05 mg/L以下,硝态氮去除率在97%左右。在高质量浓度进水条件下,曝气-B组出水硝态氮和亚硝态氮质量浓度分别小于2.00 mg/L和0.15 mg/L, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率在94%以上,这与唐丹琦^[16]等人的实验结果相似。在中、高质量浓度两种进水条件下,各装置脱氮负荷相差不大,这说明直接影响脱氮效果的不是硝态氮含量,而是实验水体中的碳氮比,即体系能否提供稳定、充足的碳源^[3]。而且,在中、高质量浓度进水条件下,曝气-B组装置出水中亚硝态氮质量浓度都处于较低水平,证明了曝气-B基质脱氮较为稳定彻底,不会出现亚硝态氮的大量

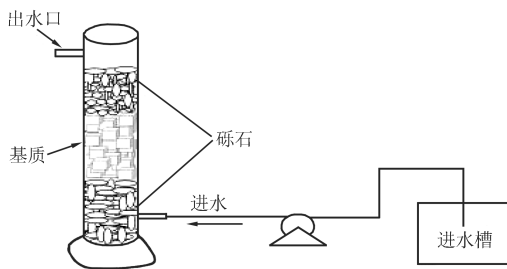


图2 实验装置图

Fig.2 Diagram of experimental device

累积现象。

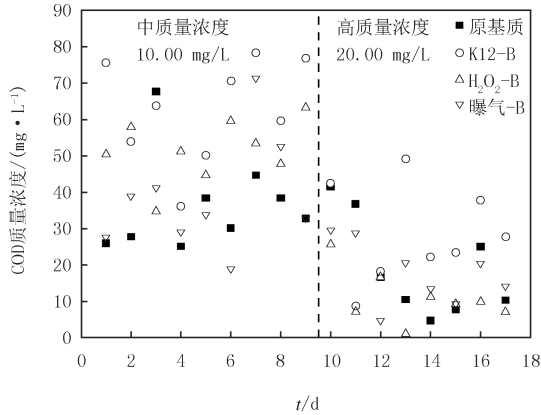


图3 出水COD质量浓度变化

Fig.3 Variety of COD concentration in effluent

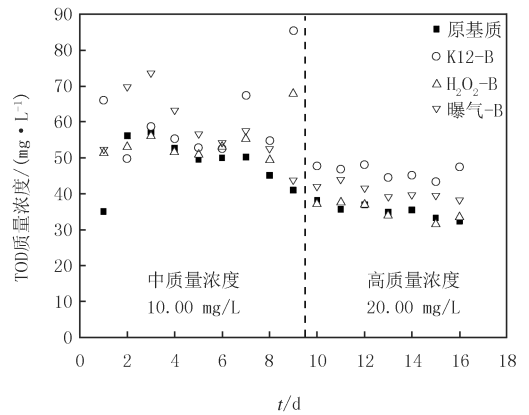


图4 出水TOC质量浓度变化

Fig.4 Variety of TOC concentration in effluent

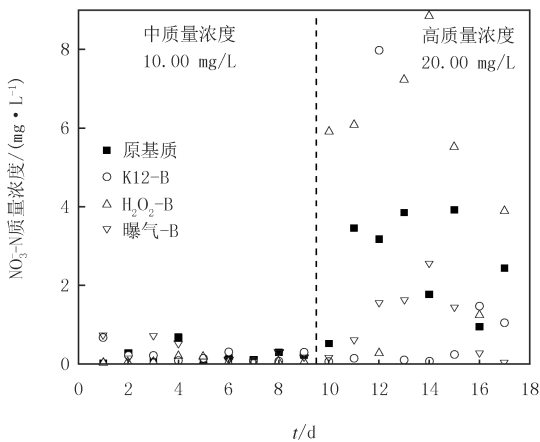


图5 出水NO₃-N质量浓度变化

Fig.5 Variety of NO₃-N concentration in effluent

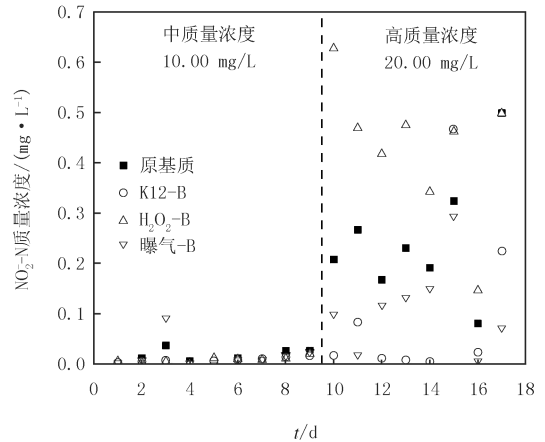


图6 出水NO₂-N质量浓度变化

Fig.6 Variety of NO₂-N concentration in effluent

2.3 改进型基质对氨氮的去除效果

硝化反应是在硝化细菌的作用下将 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, 是生物脱氮过程的中间环节^[17]. 装置进水 DO 维持在 (7.00 ± 1.50) mg/L, 出水 DO 基本维持在 0.50 mg/L 以下, 存在较好的 DO 浓度梯度, 有利于生物脱氮过程的进行. 在反应滤柱的进水区(填料以下区域)DO 质量浓度较高, 进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在硝化细菌的作用下转化成 $\text{NO}_3^- - \text{N}$, 水体中的 DO 被硝化反应消耗而降低, 进水和硝化反应生成的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在缺氧条件下被反硝化细菌转化成 N_2 排入大气, 完成生物脱氮过程. 各装置出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度变化如图 7 所示, 在中、高质量浓度进水条件下, 原基质组出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 质量浓度均高于曝气-B 组; 在高质量浓度进水条件下, 曝气-B 组装置对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的平均去除率为 73.63%, 高于原基质组的 59.95%, 推测原因可能是物理曝气增大了缓释碳源生态基质的孔隙率, 有利于微生物的生长富集, 在进水 DO 质量浓度较高的条件下, 硝化细菌以进水中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为底物进行硝化反应, 提高了 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率.

2.4 改进型基质对总氮的去除效果

各实验装置出水总氮质量浓度变化情况如图 8 所示. 由图 8 可知, 在中质量浓度进水阶段, 各装置出水总氮质量浓度都在 4 mg/L 以下, 曝气-B 组对总氮去除率(93.59%)最高且明显高于原基质组(87.21%). 在高质量浓度进水条件下, 曝气-B 组出水质量浓度低于原基质组且基本维持在 2~4 mg/L. 整个实验周期内, 改进型基质组总氮平均去除率(87.4%左右)高于原基质组(74.08%), 原因可能是: ①3 种发泡形式增大了基质的比表面积, 增加了基质与水的接触面积促进了碳源的释放^[8], 增加了水体的碳氮比, 基质释放的小分子

碳源可促进反硝化细菌的繁殖,有利于反硝化反应的进行;②改进型生态基质为多孔结构,可以营造缺氧、厌氧的环境为脱氮微生物提供适宜的生长场所,从而提高了对水体总氮的去除率^[18]。

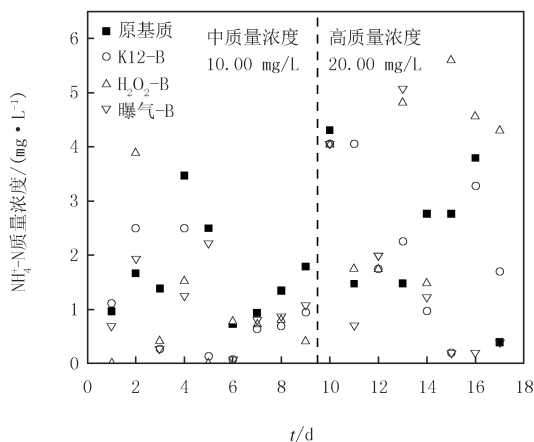


图7 出水NH₄-N质量浓度变化

Fig.7 Variety of NH₄-N concentration in effluent

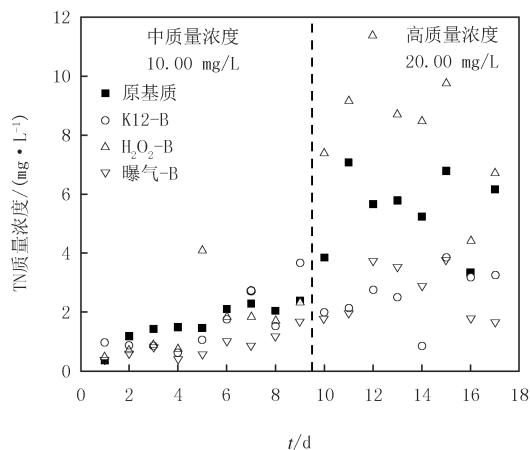


图8 出水TN质量浓度变化

Fig.8 Variety of TN concentration in effluent

2.5 发泡方式对反硝化速率和反硝化动力学常数的影响

各基质比反硝化速率变化如图 9 所示,在中质量浓度进水条件下,各基质组比反硝化速率基本相差不大,在高质量浓度进水条件下各基质组比反硝化速率有一定提升,比反硝化速率波动较大但各组波动趋势相似,且 3 种发泡方式改进的缓释碳源基质的比反硝化速率高于原基质.米氏方程的拟合结果如表 2 所示。

原基质和曝气-B 基质的回归方程拟合非常好, R^2 都在 0.9 以上.在此拟合方程得出的 K_m 和 V_{max} 数值具有较高的可信度^[19].不同发泡方式对以 $NO_3^- - N$ 为电子受体的 K_m 和 V_{max} 参数有较大影响,以物理曝气方式改进的缓释碳源生态基质 K_m 和 V_{max} 均为最大,分别为 1 399.11 mg/L 和 3.06 mg/(L · h · g),理论上曝气-B 生态基质对高质量浓度 $NO_3^- - N$ 废水有较好的脱氮效果。

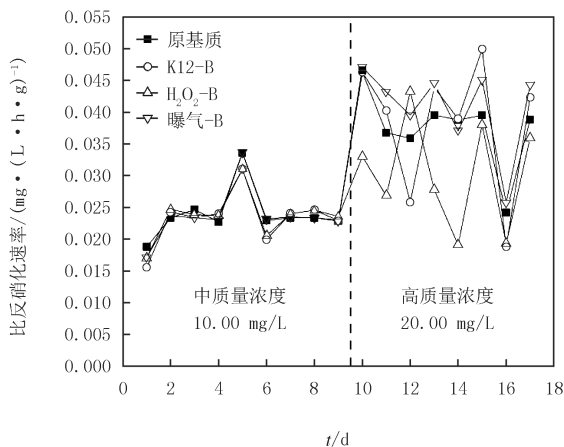


图9 比反硝化速率变化

Fig.9 Variety of specific denitrification rate

表 2 不同基质反硝化动力学常数

Tab. 2 The kinetic constants for denitrification of different substrates

实验装置	拟合方程	$V_{max}/(mg \cdot (L \cdot h \cdot g)^{-1})$	$K_m/(mg \cdot L^{-1})$	R^2
原基质	$Y=394.72x+5.744 7$	0.17	68.71	0.981 3
K12-B	$Y=453.10x+1.349 8$	0.74	335.68	0.891 4
H ₂ O ₂ -B	$Y=290.87x+16.759$	0.06	17.36	0.610 1
曝气-B	$Y=457.09x+0.326 7$	3.06	1 399.11	0.985 2

3 结 论

以提高基质孔隙率为出发点,采取物理曝气和过氧化氢、十二烷基硫酸钠两种发泡剂共 3 种方式对缓释

碳源基质进行改进,实验结果表明在 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度为 20.00 mg/L 的进水条件下,以物理曝气方式改进效果最好,对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 平均去除率能达到 94.06%,理论最大比反硝化速率可达到 3.06 mg/(L·h·g),可降低污水厂脱氮环节水力停留时间,降低能源消耗.本研究采用普通增氧曝气方式改进基质即可提升系统的脱氮速率和脱氮效率.因此,采用能产生更小气泡的纳米曝气方式对基质进行改进应是未来提升其脱氮效果的一个途径.

参 考 文 献

- [1] XIONG R, YU X X, YU L J, et al. Biological denitrification using polycaprolactone-peanut shell as slow-release carbon source treating drainage of municipal WWTP[J]. *Chemosphere*, 2019, 235: 434-439.
- [2] XIONG R, YU X X, ZHANG Y E, et al. Comparison of agricultural wastes and synthetic macromolecules as solid carbon source in treating low carbon nitrogen wastewater[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 739: 139885.
- [3] 韩恺忻, 邹小林, 宋珊嘉, 等. 秸秆碳源对高硝氮含量水体脱氮效果实验研究[J]. *水处理技术*, 2019, 45(2): 105-110.
HAN K X, ZOU X L, SONG P J, et al. Study on the denitrification effect of high nitrate nitrogen content water by straw as carbon source [J]. *Technology of Water Treatment*, 2019, 45(2): 105-110.
- [4] KHURSHEED A, GAUR R Z, SHARMA M K, et al. Dependence of enhanced biological nitrogen removal on carbon to nitrogen and rbCOD to sbCOD ratios during sewage treatment in sequencing batch reactor[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 171: 1244-1254.
- [5] 陈佼, 张建强, 黄雯, 等. 玉米芯缓释碳源对 CRI 系统脱氮效能的影响[J]. *环境科学与技术*, 2018, 41(4): 103-109.
CHEN J, ZHANG J Q, HUANG W, et al. Experimental study on efficacy of corncob as sustained-release carbon source for improving nitrogen removal in CRI system[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 41(4): 103-109.
- [6] 杨平, 刘青松, 石广辉, 等. 稻壳作为缓释碳源及载体的改性研究[J]. *生态科学*, 2019, 38(2): 112-118.
YANG P, LIU Q S, SHI G H, et al. Research on modification of rice husk as slow-release carbon and bio-carrier[J]. *Ecological Science*, 2019, 38(2): 112-118.
- [7] 赵佳敏. 以木屑为碳源的固相反硝化反应器处理水中硝酸盐的研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2018.
ZHAO J M. Woodchip-based solid-phase denitrification bioreactor for nitrate-contaminated water treatment[D]. Beijing: China University of Geosciences(Beijing), 2018.
- [8] XING Y X, ZHANG D, CAI L, et al. An innovative double-layer microsphere used as slow-release carbon source for biological denitrification[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2020, 231(3): 1-12.
- [9] 闫秋月, 柳永, 王新, 等. 缓释碳源与净水菌胶囊组合脱氮净水性能研究[J]. *浙江农业学报*, 2017, 29(4): 651-659.
YAN Q Y, LIU Y, WANG X, et al. Research on co-denitrification performance of slow-release organic carbon source and water purification bacteria-embedded solid capsules[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2017, 29(4): 651-659.
- [10] 杨宗政, 许文帅, 吴志国, 等. 微生物固定化及其在环境污染治理中的应用研究进展[J]. *微生物学通报*, 2020, 47(12): 4278-4292.
YANG Z Z, XU W S, WU Z G, et al. Microbial immobilization in environmental pollution treatment: a review[J]. *Microbiology China*, 2020, 47(12): 4278-4292.
- [11] HAN W, LI T M, CHENG L L, et al. Effect of adding microorganism and carbon source to substrate on nitrogen removal treating the drainage of WWTP[J]. *Water Science and Technology: a Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 2019, 79(10): 1947-1955.
- [12] 于鲁冀, 范鹏宇, 张振兴, 等. 缓释碳源生态基质对高氨氮废水脱氮研究[J]. *工业安全与环保*, 2018, 44(12): 86-90.
YU L J, FAN P Y, ZHANG Z X, et al. Denitrification effect of artificial slow-release carbon source substrate[J]. *Industrial Safety and Environmental Protection*, 2018, 44(12): 86-90.
- [13] 范鹏宇, 于鲁冀, 柏义生, 等. 缓释碳源生态基质对低碳氮比河水脱氮效果研究[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(1): 251-258.
FAN P Y, YU L J, BO Y S, et al. Denitrification performance of low C/N ratio river water with artificial slowrelease carbon source[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(1): 251-258.
- [14] 于鲁冀, 程璐璐, 彭赵旭, 等. 缓释碳源净水基质吸附-生物协同脱氮的机理研究[J]. *环境污染与防治*, 2019, 41(10): 1151-1155.
YU L J, CHENG L L, PENG Z X, et al. Research on the adsorption-biological synergistic denitrification mechanism of slow-release carbon source water purification substrate[J]. *Environmental Pollution & Control*, 2019, 41(10): 1151-1155.
- [15] 国家环境保护总局. 城镇污水处理厂污染物排放标准: GB 18918—2002[S]. 北京: 中国标准出版社, 2002.
- [16] 唐丹琦, 王娟, 郑天龙, 等. 聚乳酸/淀粉固体缓释碳源生物反硝化研究[J]. *环境科学*, 2014, 35(6): 2236-2240.
TANG D Q, WANG J, ZHENG T L, et al. Effect of PLA/starch slow-release carbon source on biological denitrification[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(6): 2236-2240.
- [17] 李园园. 外加缓释碳源对水平潜流人工湿地处理农田退水的研究[D]. 青岛: 青岛大学, 2019.
LI Y Y. Treatment of agricultural drainage water in horizontal subsurface flow constructed wetlands using corn straw as A sustained-re-

lease carbon source[D].Qingdao:Qingdao University,2019.

- [18] LI F M, LU L, ZHENG X, et al. Enhanced nitrogen removal in constructed wetlands: effects of dissolved oxygen and step-feeding[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 169: 395-402.
- [19] 孙洪伟, 王淑莹, 魏东洋, 等. pH 对高氨氮渗滤液短程生物脱氮反硝化过程动力学的影响[J]. *环境科学学报*, 2010, 30(4): 742-748.
- SUN H W, WANG S Y, WEI D Y, et al. The effect of pH on the kinetics of denitrification in nitrogen removal via nitrite from landfill leachate with high ammonia concentration[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2010, 30(4): 742-748.

Study on the effect of different foaming methods on nitrogen removal of slow-release carbon source matrix

Yu Luji^{a,b}, Li Yahui^a, Li Tingmei^b, Fan Pengyu^b, Peng Zhaoxu^c, Ren Kunyang^a

(a. College of Ecology and Environment; b. Research Center for Environmental Policy Planning & Assessment; c. College of Water Conservancy Science and Engineering, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China)

Abstract: In order to solve the problems of unstable carbon release and slow nitrogen removal rate of traditional slow-release carbon source, the organic slow-release carbon source with corncob, polycaprolactone(PCL) and bacterial suspension(B) as materials was modified with aeration, hydrogen peroxide(H_2O_2) and sodium dodecyl sulfate(K12) as foaming agents, respectively. The performance of carbon release, denitrification effect and denitrification rate of the modified slow-release carbon source by different foaming methods were investigated. The results showed that when the influent NO_3^- -N concentration were medium(10.00 mg/L) and high(20.00 mg/L), the average removal rates of total nitrogen of the three modified carbon sources (aeration-B, H_2O_2 -B, K12-B) were higher than that of the original substrate. The aeration-B showed the best carbon release performances of releasing rate and stability, the average total nitrogen removal rate of 93.59% and 87.34% in the conduction of medium and high concentration, it was 6.38% and 13.26% higher than the original substrate, respectively. According to the denitrification kinetics, the maximum specific denitrification rate of aeration-B can reach 3.06 mg/(L·h·g), which demonstrated the aeration-B slow-release carbon source material can improve denitrification rate theoretically. This study provided a new carbon source material for rapid denitrification.

Keywords: slow-release carbon source; denitrification; nitrogen removal rate; denitrification kinetic

[责任编辑 赵晓华 陈留院]

本期专家介绍



徐凤增,山东大学教授,博士,博士生导师,山东大学服务战略与服务管理研究中心主任.主要研究领域为旅游目的地管理,乡村创业与服务创新.在《管理世界》, *Tourism Management* (SSCI, Q1), *Journal of Hospitality Marketing & Management* (SSCI, Q1), *International Journal of Contemporary Hospitality Management* (SSCI, Q1), *Journal of Hospitality & Tourism Research* (SSCI, Q1) 等国内外期刊发表论文 30 余篇,出版《旅游创业理论与案例研究》等学术专著 3 部,主持国家自然科学基金面上项目、教育部人文社会科学青年项目、中国博士后基金、山东省自然科学基金等国家及省部级课题 10 余项,担任国家自然科学基金通讯评审专家,国家社科基金通讯评审专家, *Journal of Hospitality Marketing & Management* (SSCI, Q1), *International Journal of Contemporary Hospitality Management* (SSCI, Q1), *Journal of Hospitality and Tourism Management* (SSCI, Q2), 《经济管理》等期刊匿名评审专家.

刘英基,河南师范大学教授,博士,河南师范大学旅游学院院长,河南省太行山文化与旅游研究院院长,河南省普通高等学校人文社会科学重点研究基地“公共政策与社会管理创新研究中心”研究员,中国旅游协会教育分会理事,河南省研学教育协会监事,河南省地理学会理事.近年来,主持完成国家社会科学基金项目、教育部人文社会科学研究项目、文化和旅游部黄河文化研究课题、河南省哲学社会科学规划项目及其他省、厅级课题 10 余项.在《旅游学刊》《科研管理》《世界经济研究》《中国人口·资源与环境》等 CSSCI 核心期刊发表学术论文 50 多篇,出版学术专著 3 部;作为主要成员获教育部高等学校科学研究优秀成果奖二等奖 1 项,文化和旅游优秀研究成果三等奖 1 项.



仇华,河南师范大学教授,博士生导师,现任河南师范大学化学化工学院副院长.国家自然科学基金优秀青年科学基金获得者、河南省优秀专家、河南省模范教师、河南省学术技术带头人、河南省高层次人才特殊支持“中原千人计划”——中原科技创新领军人才、河南省高校科技创新人才,新乡市创新人才.河南省化学会理事、河南省青年科技工作者协会理事兼高校界别工作委员会秘书长.主要从事生化分析与生物成像、小分子荧光探针设计及癌症诊疗领域研究,主持国家自然科学基金优秀青年科学基金项目、国家自然科学基金区域创新发展联合基金重点支持项目,国家级、省部级及横向项目等 11 项.先后在 *J Am Chem Soc*, *Chem Sci*, *Anal Chem*, *ACS Appl Mater Interfaces* 等高水平 SCI 期刊发表论文 50 余篇,参与编写专著 1 部,授权国家发明专利 9 件,日本、美国、欧洲专利各 1 件.

于鲁冀,郑州大学教授,河南省政协委员.现任郑州大学生态与环境学院环境管理与修复研究所所长,农工党河南省委委员、农工党河南省委人口资源环境工作委员会主任、河南省环保产业协会副会长兼秘书长.兼任中国环境科学学会环境经济学分会常务委员、中国环境科学学会生态环境核算与审计专业委员会委员、河南省城乡规划专家委员会委员、河南省自然资源决策咨询委员会委员、河南省自然资源学会常务理事、河南省环境科学学会理事、河南省水污染治理与河湖生态修复产业技术创新战略联盟理事长等.主要从事环境政策及规划、水生态净化与修复、水体污染控制与治理等方面研究.主持“十二五”国家重大水专项清淇河流域水环境质量整体提升与功能恢复关键技术集成研究与综合示范课题(2015ZX07204-002)、主持或参与了“十一五”“十二五”“十三五”重大水专项子课题研究等 7 项,主持完成了省科技攻关等省级科研项目 30 余项,以及受委托横向项目 200 余项,获河南省科技进步二等奖 1 项、三等奖 3 项,获河南省环境保护科技进步一等奖 3 项、二等奖 1 项、三等奖 1 项;出版专著 4 部,主持编制地方标准 10 余项;发表论文 100 余篇,其中 SCI 论文 10 篇;获发明专利授权 20 余件.

