

曹茜斐, 谢军祥, 常尧枫, 等. 生物质炭对氮转化过程及其功能微生物影响研究进展[J]. 江苏农业学报, 2022, 38(2): 558-566.
doi:10.3969/j.issn.1000-4440.2022.02.032

生物质炭对氮转化过程及其功能微生物影响研究进展

曹茜斐¹, 谢军祥¹, 常尧枫¹, 谢嘉玮¹, 陈重军^{1,2,3,4}

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 江苏 苏州 215009; 2. 苏州科技大学天平学院, 江苏 苏州 215009; 3. 江苏水处理技术与材料协同创新中心, 江苏 苏州 215009; 4. 江苏省环境科学与工程重点实验室, 江苏 苏州 215009)

摘要: 生物质炭孔隙发达, 比表面积大, 稳定性高, 吸附性能强, 表面微量元素及官能团丰富, 对污水处理及土壤氮转化过程及功能微生物的演变起着重要作用。本文在分析氮循环途径的基础上, 从废水、土壤 2 个主要环境探讨了生物质炭对氮转化过程及效率的影响, 综述了生物质炭添加对环境中氮转化微生物群落结构及其功能基因影响的最新研究进展, 认为生物质炭的施用可改变微生物参与的氮循环过程, 并在一定程度上提升脱氮功能基因的表达水平。本文旨在为生物质炭强化氮转化和氮循环研究提供参考, 认为在生物质炭的改性和负载强化氮转化等方面还需要进一步开展研究。

关键词: 生物质炭; 氮循环; 微生物群落; 功能基因

中图分类号: X172 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4440(2022)02-0558-09

Research progress on the effects of biochar on nitrogen conversion process and its functional microorganisms

CAO Qian-fei¹, XIE Jun-xiang¹, CHANG Yao-feng¹, XIE Jia-wei¹, CHEN Chong-jun^{1,2,3,4}

(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. Tianping College of Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 3. Jiangsu Collaborative Innovation Center of Water Treatment Technology and Material, Suzhou 215009, China; 4. Jiangsu Provincial Key Laboratory of Environmental Science and Engineering, Suzhou 215009, China)

Abstract: Biochar has developed pores, large specific surface area, high stability, strong adsorption performance, and abundant trace elements and functional groups on the surface, which plays an important role in the process of wastewater treatment and soil nitrogen conversion and the evolution of functional microorganisms. Based on the analysis of the nitrogen cycling pathway, the effects of biochar on the nitrogen transformation process and efficiency were discussed from two main environmental factors of wastewater and soil, and the latest research progress on the effects of biochar addition on community structure and functional genes of nitrogen conversion microorganisms in the environment was reviewed. The application of biochar can change the nitrogen cycle process involved by microorganisms and improve the expression level of denitrification function at genes to some extent. The purpose of this paper is to provide reference for the enhancement of nitrogen conversion and nitrogen cycle by biochar, and it is considered that further research is needed on the modification of

biochar and the enhancement of nitrogen conversion by loading.

Key words: biochar; nitrogen cycle; microbial community; functional gene

收稿日期: 2021-06-23

基金项目: 江苏省研究生科研与实践创新计划项目(SJCX21-1397); 中国博士后科学基金项目(2020M671400); 江苏省自然科学基金面上项目(BK20201450); 江苏青蓝工程项目; 昆山市重点研发计划(生态农业)项目(KN202118)

作者简介: 曹茜斐(1998-), 女, 江苏盐城人, 硕士研究生, 研究方向为废水处理与资源化利用技术。(E-mail) 931594840@qq.com

通讯作者: 陈重军, (E-mail) chongjunchen@163.com

氮循环是一种自然界单质氮和含氮化合物相互转化的生态循环过程^[1], 是地球生物化学的核心。生物质炭是一种经高温热解的富炭多孔物质, 比表面积大且表面官能团丰富, 具有较强的吸附性能并

介导作用于多个氮转化过程。研究表明,投加生物质炭给氮循环过程及脱氮微生物带来多重影响,其中最早得到证实的是 $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ 吸附作用^[2],并在废水脱氮^[3]、土壤氮流失及 N_2O 排放^[4]、氮转化微生物生长繁殖^[5] 及功能基因丰度^[6] 等方面均产生影响,对污水脱氮、土壤氮转化及功能微生物的演变过程起着不容忽视的重要作用。

本文以氮循环为背景,在分析生物质炭理化特性和功能特性的基础上,把生物质炭对氮循环途径的影响作为主要研究对象,综述其对废水脱氮处理、土壤氮转化及脱氮微生物种群和功能基因等方面的影响,旨在为生物质炭强化氮转化和氮循环提供理论参考,并对生物质炭对氮转化方面的研究提出展望。

1 自然界主要氮循环途径

根据氮在自然界的转化过程分类,全球氮循环主要包含 6 个部分,分别是同化、氨化、硝化、反硝化、厌氧氨氧化、固氮作用^[7-11] (图 1)。首先氮气通过固氮作用变成氨气,再经过同化吸收作用将氨气转变成生物有机氮,氨化作用使有机氮转变成铵盐,经过硝化作用被氧化成硝酸盐 ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$),最终通过反硝化被还原为氮气分子 ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$) 或者直接以厌氧氨氧化作用被还原为氮气分子 ($\text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+ \rightarrow \text{N}_2$)。生物质炭对氮循环过程中的固氮、硝化、反硝化等作用均产生了直接影响。

2 生物质炭对废水氮转化的影响

在废水氮转化过程中,生物质炭可直接充当优良吸附剂吸附水中铵态氮和硝态氮,并影响硝化/反硝化作用及厌氧氨氧化等生物脱氮作用。

2.1 对氮的吸附作用

2.1.1 对铵态氮的吸附 生物质炭对铵态氮有强有力的吸附作用。研究者对比 29 种人工湿地填料对铵态氮的吸附性能,发现生物质炭与沸石、麦饭石一样,具有优良的孔隙结构和渗透系数,能够稳定吸附铵态氮,最高饱和吸附量达 1.5 mg/g ^[12]。李飞跃等研究发现稻壳生物质炭对铵态氮吸附量高达 1.78 mg/g ^[13]。然而,不同生物质材料制备的生物质炭吸附铵态氮性能受热解温度、废水 pH 值及表面电位的影响^[14]。400 °C 制备的牛粪生物质炭吸附铵态氮效能受 pH 影响,在 pH = 10 时吸附量达到

最大,为 38.94%^[14]。生物质炭对铵态氮吸附最佳 pH 范围是 8~12, pH 过高或过低均对吸附性能产生不利的影响。生物质炭具有较高的阳离子交换能力 (CEC),这与生物质炭表面含氧官能团含量呈正相关,也直接影响其对铵态氮吸附效能^[3]。黄柱坚等^[15]在生物质炭吸附铵态氮研究中证实溶液酸碱性是决定生物质炭吸附性能的关键,它能够影响生物质炭的表面吸附点位及表面官能团与铵根离子的相互作用,水溶液中 H^+ 与铵态氮相互竞争,在热解温度相同的情况下,生物质炭碱性越强,表面官能团越丰富,吸附能力越强。另外,众多研究结果显示可通过改性方法提升生物质炭的铵态氮吸附能力^[16]。加入 1.25 mol/L 的 MgCl_2 溶液改性稻壳生物质炭,对 60 mg/L 氯化铵和磷酸氢铵合成废水的铵态氮吸附量达到 58.20 mg/g ^[17]。

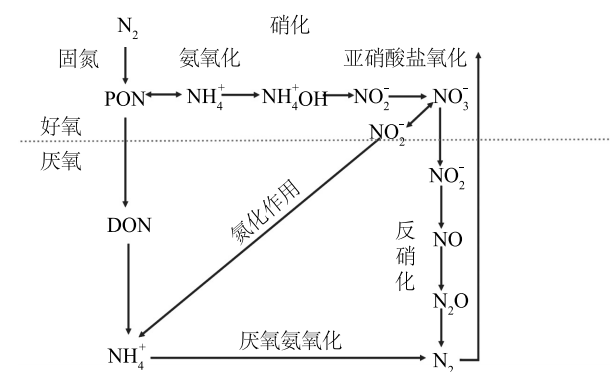


图 1 自然界氮循环途径^[10-11]

Fig.1 Nitrogen cycling pathway in nature^[10-11]

2.1.2 对硝态氮的吸附 除对铵态氮具有较强的吸附能力外,生物质炭对硝态氮也有较强的吸附性能。表 1 显示,在不同条件下,生物质炭对 NO_3^- 的吸附量从 2.7 mg/g 到 95.0 mg/g 不等。研究表明,制备温度使生物质炭对 NO_3^- 的吸附性能变化显著,随着生物质炭热解温度的升高,比表面积增大,促进了对硝态氮的吸附作用,高温 (550 °C) 制备的秸秆生物质炭吸附 NO_3^- 效果最佳,这与生物质炭表面官能团的多重效应有一定关联,随着制备温度的升高,生物质炭表面酸性和碱性官能团数量都呈升高趋势^[18]。多数研究结果证实,随温度升高,生物质炭表面聚集更多的酸性官能团,促进生物质炭大量吸附 NO_3^- 需具备的阴离子交换点位,为 NO_3^- 的吸附提供了积极影响^[19]。改性生物质炭表面负载的金属离子或氧化物可通过静电作用与配位交换吸附 NO_3^- , 600 °C 下 Fe 改性花

生壳生物质炭对 NO_3^- -N 吸附能力显著增强,在 pH 为 7 时,最大吸附量达 4.40 mg/g,较未改性的增加 48.60%^[20]。张文等研究了 2 种改性生物质炭对水体

硝态氮的吸附特性,FeCl₃ 改性香蒲生物质炭和 FeCl₃ 改性芦苇生物质炭对硝态氮的最大吸附量分别为 15.55 mg/g 和 10.63 mg/g^[21]。

表 1 生物质炭对氮吸附过程的影响因素

Table 1 Influencing factors of biochar on nitrogen adsorption process

生物质炭种类	改性剂	制备温度(℃)	吸附氮类型	吸附量(mg/g)	文献
秸秆生物质炭	/	500	铵态氮	4.2	[22]
炭化牛粪炭	/	400	铵态氮	2.2	[23]
稻壳生物质炭	/	500	铵态氮	36.8	[15]
稻壳生物质炭	1.25 mol/L MgCl ₂	/	铵态氮	58.2	[17]
浒苔生物质炭	2 mol/L NaOH	/	铵态氮	16.8	[24]
椰炭	/	/	硝态氮	3.5	[25]
花生壳纳米生物质炭	MgO	/	硝态氮	95.0	[26]
香蒲生物质炭	Fe	/		15.6	[21]
芦苇生物质炭	Fe	/	硝态氮	10.6	[21]
花生壳生物质炭	Fe	600	硝态氮	4.4	[20]
芦苇生物质炭	HCl	/	硝态氮	14.7	[27]
花生壳生物质炭	Fe	/	硝态氮	2.7	[28]

2.2 对脱氮过程的影响

2.2.1 对硝化/反硝化作用的影响 生物质炭除借助吸附功能除氮外,也影响着废水生物脱氮过程,如传统硝化反硝化作用。在生物硝化作用方面,Sun 等^[29]向污泥间歇曝气系统加入生物质炭,与未加生物质炭系统铵态氮去除率(93.1%±0.4%)相比,铵态氮去除率显著提升至96.2%±0.6%,出水铵态氮质量浓度由(2.6±0.3)mg/L 降至(1.4±0.3)mg/L,硝化作用明显增强。生物质炭由于内部孔隙较大,与间歇曝气联用时,凭借较强的吸附力促进铵态氮去除,吸附在生物质炭表面的铵态氮被硝化细菌利用,铵态氮去除率达 99.1%,明显高于空白对照的 15.2%^[30]。较高的热解温度促进了生物质炭比表面积和内部孔隙的增加,提高了铵态氮去除效率,600℃和 700℃下最大去除率分别达 83.9%和 79.2%^[31]。

在反硝化方面,生物质炭具有增加反硝化速率的潜力^[32]。Wu 等研究发现,在 300℃下制备的生物质炭可提高硝酸盐还原酶和亚硝酸盐还原酶活性,提升反硝化速率,总氮去除量增加 415%,N₂O 积累量降低 78%^[33]。在热解温度 269℃、热解时间为 4.36 h 时,对应的硝酸盐降解速率达到 1.83

mg/L/h^[34]。Bock 等^[35]在探究生物质炭强化动态膜生物反应器对硝酸盐去除的影响时发现,添加生物质炭对 NO₃⁻的去除在 72 h 时最大,达到 97%,较对照组(75%)有显著提升。香蒲生物质炭可通过提高反硝化酶活性来促进反硝化进程,对 NO₃⁻的去除率达到 76.8%^[36],同时充当反硝化的刺激剂,实现高效脱氮。

2.2.2 对厌氧氨氧化作用的影响 厌氧氨氧化(Anaerobic ammonium oxidation, Anammox)为一种高效的自养脱氮工艺,施加生物质炭对厌氧氨氧化过程具有促进作用^[37]。研究结果表明,生物质炭独特的比表面积使厌氧氨氧化细菌黏附力增强,促进了厌氧氨氧化反应。陈重军^[38]发现与未投加填料对照相比,竹炭的添加促进了 Anammox 菌的生长繁殖。Xu 等采用 3 种不同温度下制备的生物质炭研究不同氧化活性生物质炭对厌氧氨氧化脱氮效能的影响,发现在 300℃条件下制备的生物质炭脱氮效率最高,达86.5%~95.4%,与未投加生物质炭的处理相比,脱氮效率平均提升 10.7%^[39],推测 300℃条件下制备的生物质炭有更强的电子供给能力,能促进生物质炭表面的氧化反应,增加生物质炭表面氧化还原性官能团数量,进而促进厌氧氨氧化菌落

的生长代谢。Xu 等分别研究了 300 ℃、550 ℃、800 ℃ 3 种温度下制备的生物质炭缓解厌氧氨氧化不同浓度 NO_2^- -N 的抑制,发现随着 NO_2^- -N 浓度的不断增加,300 ℃ 的生物质炭投加使厌氧氨氧化活性最高提升 3.1 倍,脱氮效率显著提升 92.0%,铵态氮去除负荷增加 5.7 倍^[40]。

3 生物质炭对土壤氮转化的影响

氮素是土壤中主要的营养元素,主要通过氮流失、氨挥发以及 N_2O 排放等过程排入大气、水体中^[41]。生物质炭对土壤氮转化的影响主要表现在土壤改良和控制 N_2O 排放 2 个方面。

3.1 氮素固定及土壤改良

施入生物质炭使土壤理化性质发生变化是改善土壤氮素损失的主要原因,生物质炭增大了土壤颗粒间隙,降低了容质量并提升氮的吸附量以促进土壤对氮素的存储,提高土壤对 $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ 和 NO_3^- 的固持^[41]。施入土壤后,生物质炭吸附氮素离子形成团聚体,降低氮素挥发,提升土壤对可溶性氮素离子的滞留能力,增强土壤肥力。众多研究结果证实了生物质炭在土壤氮素固持及减少氮素流失方面的积极作用。崔虎等研究发现,无机氮减量配施 10 000 kg/hm^2 生物质炭相较于单施氮肥提升了 33.3% 土壤总氮含量^[42]。节水灌溉稻田土壤中,与空白对照相比,施加生物质炭土壤中铵态氮含量显著提高 26.47%, NO_3^- -N 含量提高了 7.52%~22.29%^[43]。周志红等向土壤中加入 100 t/hm^2 的玉米秸秆生物质炭和 50 t/hm^2 的稻壳生物质炭,分别降低了 74% 和 11% 的氮素损失^[44]。由于生物质炭中氮素含量较低,与化肥联用时,可通过自身吸附性能固定化肥中氮素,减缓化肥中氮素在土壤中的释放速度,延长肥效。研究发现,生物质炭与氮肥混合施加使 NH_3 挥发量显著降低了 36.6%,并提高了 30.1% 的氮肥利用率^[45]。

3.2 控制土壤 N_2O 排放

N_2O 是重要的温室气体,生物质炭具有降低土壤 N_2O 排放的潜力与其影响土壤氮转化有关。土壤中硝化反硝化过程是 N_2O 产生的主要来源^[46]。生物质炭可提高土壤 pH 值,降低反硝化过程中 N_2O 与 N_2 的比值从而降低土壤 N_2O 的排放^[47]。生物质炭通过促进 N_2O 的还原以减少土壤 N_2O 排放,配施

生物质炭能够显著提高土壤硝化作用,平均降低 54% 的 N_2O 排放^[48]。王紫君等以双季稻田土壤为研究对象,发现与常规施肥相比,氮肥配施 40 t/hm^2 生物质炭处理土壤 N_2O 减排 43%^[49]。何飞飞等以田间土壤为研究对象,发现施用 50 t/hm^2 水稻秸秆生物质炭使太湖流域稻田和河南玉米地 N_2O 排放量分别降低 51.0% 和 41.8%^[50]。杜莎莎等在土壤中施入 5% 及 10% 的稻壳生物质炭,分别降低了土壤 94.59% 和 96.90% 的 N_2O 排放^[47]。Singh 等将 10 t/hm^2 生物质炭加入土壤后,研究发现生物质炭可优化土壤理化性质从而提高微生物活性和代谢效率,使 N_2O 排放减少 73%^[51]。

4 生物质炭对氮循环微生物群落及其功能基因的影响

生物质炭可直接介导氮循环微生物的生长和繁殖,进而影响微生物群落结构、功能微生物活性及其功能基因。常见的脱氮微生物包括硝化细菌 (Autotrophic nitrifier)、缺氧反硝化菌 (Anaerobic denitrifier) 及厌氧氨氧化菌等 (图 2)。功能基因包括硝化作用相关酶基因 *amo A*、反硝化过程中亚硝酸盐还原酶形成的 *nir K*、*nos Z*、*nar H* 及 *nar G* 基因,以及厌氧氨氧化相关功能基因 *hzs A*、*nir S*、*hdh* 和 *nap A* 等^[52]。

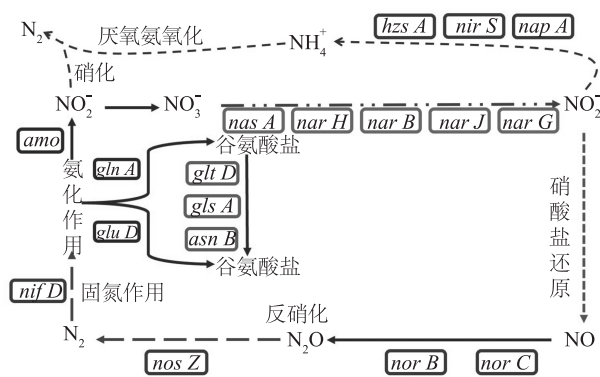


图 2 氮循环功能基因代谢图^[53]

Fig.2 Metabolic map of functional genes during nitrogen cycle^[53]

4.1 生物质炭对硝化/反硝化过程微生物群落及其功能基因的影响

4.1.1 对硝化/反硝化过程微生物群落的影响 生物质炭添加至土壤后,硝化过程受土壤自身 pH 值、温度、通气条件及生物质炭理化性质等影响因素控

制^[54]。由于生物质炭本身呈弱碱性,添加生物质炭至 pH 呈酸性的土壤时,可以提高体系的 pH 值,同时显著影响土壤中氨氧化细菌(AOB)丰度以及其群落数量^[55],土壤氨氧化作用可提高 NO₃⁻含量^[56]。生物质炭添加量对硝化反硝化微生物群落的影响较大^[57]。刘杰等^[58]在土壤中添加 5%、10%、15% 3 种比例的生物质炭,研究生物质炭对脱氮系统中微生物活性及硝化反硝化细菌群落影响,发现硝化细菌和反硝化细菌数量在添加 10% 的生物质炭时达到最大,而添加 15% 的生物质炭处理的细菌数量有所下降,认为适当添加生物质炭对脱氮系统呈有利影响,但是过量添加并没有明显促进硝化反应进程。刘远等^[59]在研究中分别施用 0.5%、1.0%、2.0% 及 4.0% 的生物质炭,发现生物质炭的施用对氨氧化古菌(AOA)没有显著影响,但持续增加的施炭量显著提高了 AOB 丰度,比施化肥土壤分别增加了 29.1%、57.8%、48.7% 和 90.2%,4% 的施炭量土壤中 AOA 和 AOB 多样性最高,多样性指数分别达到 0.89 和 1.28。武丽君在土壤中添加 0、2%、5% 和 10% 的生物质炭,发现添加 10% 生物质炭的土壤 AOB 丰度比其他 3 种土壤平均高出 1.5 倍^[60]。其他关于生物质炭对硝化反硝化微生物的影响见表 2。生物质炭以其碱性特性和多孔隙结构为硝化反硝化微生物提供了良好的生长环境和丰富碳源,改变了微生物群落。然而,生物质炭对脱氮微生物的影响在不同添加量、理化特性以及环境等条件下存在差异^[61]。

表 2 不同生物质炭对脱氮微生物的影响

Table 2 Effects of biochar on denitrifying microorganisms

生物质炭添加种类、添加量	氮循环途径	功能微生物	相对丰度提升率 (%)	文献
4% 生物质炭	氨氧化过程	氨氧化细菌	53.2%	[60]、[62]
4% 生物质炭	氨氧化过程	氨氧化细菌	90.2%	[59]
10% 生物质炭	硝化反硝化	硝化细菌	67.7%	[58]
		反硝化细菌	86.2%	
尿素+生物质炭	氨氧化过程	氨氧化细菌	105.8%	[63]
		氨氧化古菌	57.3%	

4.1.2 对硝化/反硝化过程功能基因的影响 添加生物质炭显著改变土壤中脱氮微生物群落结构,影响硝化反硝化功能基因丰度。王先芳等^[62]发现添

加生物质炭后的土壤 AOB-*amoA*^[64] 丰度增加 48.9%~53.2%,土壤硝化速率提升 21.8%~70.2%。而王启全^[53]发现添加生物质炭降低了土壤内硝化细菌丰度(表 3),生物质炭对硝化反应功能基因 *amoA* 有抑制作用,抑制率达 23.53%~85.13%,并使反硝化过程中硝酸还原酶基因 *narG*、*narH* 丰度分别降低 55.83%、37.94%,但 *narB* 基因增加 33.47%,其中硝酸还原酶基因 *nasA* 提升率最高,达 335.50%。

生物质炭的添加可提高土壤整体的碱度,使强酸性土壤(pH<5)改变为酸性土壤(pH5.5~6.5),并增加多数氮循环基因丰度^[65]。研究发现,适当提高 pH 值会增加反硝化酶活性,促进反硝化进程^[66],土壤反硝化菌 *nirK* 基因丰度也随之变化。但是相同情况下,土壤的酸碱性对 *nirS* 与 *nosZ* 基因丰度却没有显著影响^[37],推测这 2 类基因可能对酸性土壤反硝化过程更敏感。陈晨等发现,向农田土壤中施加生物质炭使土壤 pH 值提高了 11.1%,显著增加了 AOA-*amoA*、AOB-*amoA*、*nirK* 和 *nosZ* 基因丰度,增幅分别达到 105.8%、57.3%、176.2% 和 204.9%^[67]。

4.2 生物质炭对厌氧氨氧化过程微生物群落结构及其功能基因的影响

4.2.1 对厌氧氨氧化过程微生物群落结构的影响

厌氧氨氧化过程中的微生物主要由浮霉菌门(Planctomycetes)组成。生物质炭可促进厌氧氨氧化功能微生物之间的种间电子传递,已被证明可提高浮霉菌门微生物丰度^[68]。研究发现,生物质炭的施入能增加厌氧氨氧化微生物群落丰度(10.5%~16.3%),促进胞外聚合物的生物降解和含氮有机物的去除^[69]。Xu 等发现 10~30 μm 粒径的玉米秸秆生物质炭更能促进厌氧氨氧化菌的聚集,利于微生物生长,生物质炭的施加增加了厌氧氨氧化菌的丰度和多样性,浮霉菌门等成为优势菌门,相对丰度占总数的 90%,在反应器运行 80 d 时,相对丰度与对照组相比提升了 37%^[70]。生物质炭为厌氧氨氧化代谢提供了电子,可使浮霉菌门的相对丰度增加 26.6%±5.8%^[39]。

4.2.2 对厌氧氨氧化过程功能基因的影响

生物质炭添加也直接影响了厌氧氨氧化过程功能基因。Xu 等^[70]发现不同粒径玉米秸秆生物质炭提升了厌氧氨氧化相关功能基因丰度,*hzsA*、*hdh*、*nirS* 和 *nap*

A 基因的平均拷贝数分别比对照提升了 5.6 倍、8.7 倍、9.4 倍和 4.2 倍。Pan 等^[71]研究发现生物质炭改良剂的添加,使厌氧氨氧化过程功能基因 *hzs* B 丰度比对照组提高 5 倍。Chen 等^[72]研究发现在添

加生物质炭的上流式厌氧污泥床(UASB)反应器中,厌氧氨氧化过程基因拷贝数是未添加生物质炭反应器的 22.5 倍。

表 3 添加不同生物质炭对微生物硝化反硝化过程功能基因的影响

Table 3 Effects of different biochar additions on functional genes in microbial nitrification and denitrification process

生物质炭添加种类、添加量	氮循环途径	功能基因	丰度变化	文献
4%花生壳生物质炭	硝化初期	AOA-amoA	提高 40.2%	[62]
15%玉米秸秆生物质炭	硝化末期	AOA-amoA	减少 14.2%	[67]
		AOB-amoA	增加 21.1%	
10%玉米秸秆生物质炭	反硝化过程	<i>nir K</i>	提高 575.6%	[67]
5%玉米秸秆生物质炭	反硝化过程	<i>nos Z</i>	提高 85.4%	[67]
水稻秸秆生物质炭	反硝化	<i>nar G</i>	抑制 55.83%	[53]
		<i>nar H</i>	抑制 37.94%	
		<i>nar B</i>	增加 33.47%	
		AOA-amoA	增加 333.5%	
尿素+生物质炭	硝化反硝化	AOA-amoA	提高 105.8%	[63]
		AOB-amoA	提高 57.3%	
		<i>nir K</i>	提高 176.2%	
		<i>nos Z</i>	提高 204.9%	

5 结 论

生物质炭通过自身特殊的理化性质,经一系列物理化学、生物学等作用协同影响自然环境中氮循环过程(图 3)。生物质炭吸附、固持等作用在土壤环境中促进氮素固定^[73],如控制 N₂O 排放,增强肥力,改善土壤质量,此外,微生物群落的动态变化及其功能基因的表达影响着土壤氮循环的内在过程。在水环境中,生物质炭为硝化反硝化及厌氧氨氧化过程微生物群落提供良好生存环境及养分,提高细菌多样性及丰度,从而对氮循环功能基因(*amo*、*nor*、*nir*、*hzs*、*hdh* 等)产生多重影响。

生物质炭对氮转化途径及其功能微生物的影响显著,为了进一步理清生物质炭对氮转化的机理,未来还需在以下 2 个方面开展研究:(1) 阐明不同制备条件、生物质来源制备的生物质炭理化性质差异,并明确理化性质如特征官能团、微量元素对氮循环产生的影响机理;(2) 通过生物质炭的改性和负载等多重方式改变生物质炭的性质,强化生物质炭对氮转化微生物的正向引导。

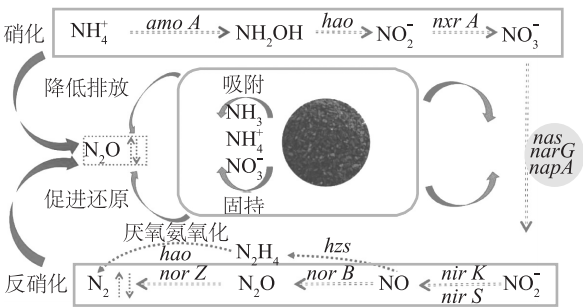


图 3 生物质炭对氮循环过程的影响^[74-75]
Fig.3 Effects of biochar on nitrogen cycling process^[74-75]

参考文献:

[1] SUCHY A K, GROFFMAN P M, BAND L E, et al. A landscape approach to nitrogen cycling in urban lawns reveals the interaction between topography and human behaviors [J]. Biogeochemistry, 2021,152(1):1-20.

[2] 王芳君,桑倩倩,邓颖,等. 磁性铁基改性生物质炭去除水中氨氮[J].环境科学,2021,42(4):1913-1922.

[3] 徐红超. 秸秆生物质炭在废水脱氮中的应用研究[D].徐州:中国矿业大学,2017.

- [4] ZHANG X, DUAN P, WU Z, et al. Aged biochar stimulated ammonia-oxidizing archaea and bacteria-derived N_2O and NO production in an acidic vegetable soil [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 687:433-440.
- [5] 王洪媛,盖霞普,翟丽梅,等. 生物质炭对土壤氮循环的影响研究进展[J]. *生态学报*, 2016, 36(19): 5998-6011.
- [6] 刘 领,马宜林,悦飞雪,等. 生物质炭对褐土旱地玉米季氮转化功能基因、丛枝菌根真菌及 N_2O 释放的影响 [J]. *生态学报*, 2021, 11(7): 1-13.
- [7] 胡立煌,史文竹,项 剑,等. 生物质炭、秸秆和粪肥对滨海盐碱土氮矿化和硝化作用的影响 [J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(8): 1089-1096.
- [8] 朱 彤,梁启煜,谢元华,等. 厌氧氨氧化过程中无机碳对脱氮效能的影响[J]. *东北大学学报(自然科学版)*, 2018, 39(2): 278-282,287.
- [9] 李剑英,姚 嘉,肖应辉,等. 生物质炭对土壤固氮微生物的影响研究[J]. *佳木斯大学学报(自然科学版)*, 2018, 36(5): 750-753.
- [10] CANFIELD D E, GLAZER A N, FALKOWSKI P G. The evolution and future of earth's nitrogen cycle [J]. *Science*, 2010, 330(6001): 192-196.
- [11] FOWLER D, COYLE M, SKIBA U, et al. The global nitrogen cycle in the twenty-first century [J]. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 2013, 368(1621): 20130164.
- [12] 卢少勇,万正芬,李锋民,等. 29 种湿地填料对氨氮的吸附解吸性能比较[J]. *环境科学研究*, 2016, 29(8): 1187-1194.
- [13] 李飞跃,谢 越,石 磊,等. 稻壳生物质炭对水中氨氮的吸附 [J]. *环境工程学报*, 2015, 9(3): 1221-1226.
- [14] 马锋锋,赵保卫,刘静茹,等. 牛粪生物质炭对水中氨氮的吸附特性[J]. *环境科学*, 2015, 36(5): 1678-1685.
- [15] 黄柱坚,朱子鹭,吴学深,等. 皇竹草生物炭的结构特征及对重金属吸附作用机制 [J]. *环境化学*, 2016, 35(4): 766-772.
- [16] 魏 翔,任洪强,袁 粒,等. 苯酚对硝化颗粒污泥性能的影响 [J]. *安全与环境学报*, 2007, 38(2): 46-48.
- [17] JING H P, LI Y, WANG X, et al. Simultaneous recovery of phosphate, ammonium and humic acid from wastewater using a biochar supported $Mg(OH)_2$ /bentonite composite[J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2019, 5(5): 931-943.
- [18] 郝 蓉,彭少麟,宋艳墩,等. 不同温度对黑碳表面官能团的影响[J]. *生态环境学报*, 2010, 19(3): 528-531.
- [19] XIANG W, ZHANG X, CHEN J, et al. Biochar technology in wastewater treatment: A critical review [J]. *Chemosphere*, 2020, 252:126539.
- [20] 智燕彩. 复合改性生物质炭对硝态氮吸附及土壤氮素转化的影响[D]. 北京:中国农业科学院, 2020.
- [21] 张 文,吕欣田,韩 睿,等. 2 种改性生物质炭对水体硝态氮的吸附特性[J]. *生态与农村环境学报*, 2018, 34(3): 253-259.
- [22] XU D, CAO J, LI Y, et al. Effect of pyrolysis temperature on characteristics of biochars derived from different feedstocks: A case study on ammonium adsorption capacity[J]. *Waste Management*, 2019, 87:652-660.
- [23] 吕 敏,吴雪双,刘俊怡,等. 牛粪炭吸附 NH_4^+ 的动力学和热力学行为[J]. *太阳能学报*, 2020, 41(7): 26-32.
- [24] 陈友媛,李培强,李闲驰,等. 浒苔生物质炭对雨水径流中氨氮的吸附特性及吸附机制 [J]. *环境科学*, 2021, 42(1): 274-282.
- [25] 邓延慧,崔敏华,陈 昊,等. 污泥基生物质炭吸附二级出水中氮、磷效能研究[J]. *环境科技*, 2020, 33(4): 18-23.
- [26] ZHANG M, GAO B, YAO Y, et al. Synthesis of porous MgO -biochar nanocomposites for removal of phosphate and nitrate from aqueous solutions[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2012, 210: 26-32.
- [27] 王 博,叶 春,李法云,等. 水生植物制生物质炭对硝态氮的吸附规律研究[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(1): 116-122.
- [28] 李 丽,陈 旭,吴 丹,等. 固定化改性生物质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.
- [29] SUN Y, QI S, ZHENG F, et al. Organics removal, nitrogen removal and N_2O emission in subsurface wastewater infiltration systems amended with/without biochar and sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 249:57-61.
- [30] ZHOU X, WANG X, ZHANG H, et al. Enhanced nitrogen removal of low C/N domestic wastewater using a biochar-amended aerated vertical flow constructed wetland [J]. *Bioresource Technol*, 2017, 241: 269-275.
- [31] ZHANG J, WANG Q. Sustainable mechanisms of biochar derived from brewers' spent grain and sewage sludge for ammonia-nitrogen capture[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 112(5): 3927-3934.
- [32] CHEN G, ZHANG Z, ZHANG Z, et al. Redox-active reactions in denitrification provided by biochars pyrolyzed at different temperatures[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 615(15): 1547-1556.
- [33] WU Z S, XU F, YANG C, et al. Highly efficient nitrate removal in a heterotrophic denitrification system amended with redox-active biochar: A molecular and electrochemical mechanism.[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 275: 297-306.
- [34] 毕墨涵,徐 斐,郭富成,等. 响应面优化香蒲生物质炭促进反硝化影响因素 [J]. *环境科学与技术*, 2021, 44(2): 97-103.
- [35] BOCK E, SMITH N, ROGERS M, et al. Enhanced nitrate and phosphate removal in a denitrifying bioreactor with biochar [J].

- Journal of Environmental Quality, 2014, 44(2): 605-613.
- [36] WU Z, XU F, YANG C, et al. Highly efficient nitrate removal in a heterotrophic denitrification system amended with redox-active biochar: A molecular and electrochemical mechanism [J]. Biore-source Technology, 2019, 275:297-306.
- [37] 王晓辉,郭光霞,郑瑞伦,等. 生物质炭对设施退化土壤氮相关功能微生物群落丰度的影响[J]. 土壤学报, 2013, 50(3): 624-631.
- [38] 陈重军. 甲鱼养殖废水厌氧氨氧化处理及其微生物机理研究 [D]. 杭州:浙江大学, 2012.
- [39] XU J, WU X, ZHU N, et al. Anammox process dosed with biochars for enhanced nitrogen removal: Role of surface functional groups [J]. Science of The Total Environment, 2020, 748(5): 141367.
- [40] XU J, LI C, ZHU N, et al. Alleviating the nitrite stress on anaerobic ammonium oxidation by pyrolytic biochar [J]. Science of the Total Environment, 2021, 774:145800.
- [41] 张 星,张晴雯,刘杏认,等. 生物质炭对农田土壤氮素转化关键过程的影响[J]. 中国农业气象, 2015, 36(6): 709-716.
- [42] 崔 虎,王莉霞,欧 洋,等. 生物质炭-化肥配施对稻田土壤氮磷迁移转化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(2): 412-421.
- [43] 陈 曦,江贻伟,丁 洁,等. 生物炭施用对节水灌溉稻田土壤氮素含量及脲酶活性的影响 [J]. 江苏农业科学, 2020, 48(19): 268-274.
- [44] 周志红,李心清,邢 英,等. 生物质炭对土壤氮素淋失的抑制作用[J]. 地球与环境, 2011, 39(2): 278-284.
- [45] 董玉兵,吴 震,李 博,等. 追施生物质炭对稻麦轮作中麦季氨挥发和氮肥利用率的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(5): 1258-1267.
- [46] OPDYKE M R, OSTROM N E, OSTROM P H. Evidence for the predominance of denitrification as a source of N_2O in temperate agricultural soils based on isotopologue measurements [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2009, 23(4): GB4018.
- [47] 杜莎莎,王朝旭. 氨氧化过程中稻壳生物质炭抑制酸性农田土壤 N_2O 排放[J]. 中国环境科学, 2020, 40(1): 85-91.
- [48] CAYUELA M L, VAN ZWIETEN L, SINGH B P, et al. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, 191: 5-16.
- [49] 王紫君,王鸿浩,李金秋,等. 椰糠生物质炭对热区双季稻田 N_2O 和 CH_4 排放的影响[J]. 环境科学, 2021(8): 3931-3942.
- [50] 何飞飞,荣湘民,梁运珊,等. 生物炭对红壤菜田土壤理化性质和 N_2O 、 CO_2 排放的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(9): 1893-1900.
- [51] SINGH B P, HATTON B J, SINGH B, et al. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils [J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(4): 1224-1235.
- [52] 郑华楠,宋 晴,朱 义,等. 芦苇生物质炭复合载体固定化微生物去除水中氨氮[J]. 环境工程学报, 2019, 13(2): 310-318.
- [53] 王启全. 生物质炭及降解菌剂对污染土壤微生物及功能基因的影响[D]. 哈尔滨:东北农业大学, 2019.
- [54] 赵光昕,张晴雯,刘杏认,等. 农田土壤硝化反硝化作用及其对生物质炭添加响应的研究进展[J]. 中国农业气象, 2018, 39(7): 442-452.
- [55] LI M, ZHANG J, YANG X, et al. Responses of ammonia-oxidizing microorganisms to biochar and compost amendments of heavy metals-polluted soil [J]. Journal of Environmental Sciences, 2021, 102:263-272.
- [56] 梁 韵,廖健利, KHALID M, 等. 生物质炭与有机肥对菜田土壤氨氧化菌丰度的影响[J]. 上海交通大学学报(农业科学版), 2017, 35(5): 36-43.
- [57] 张 军,周丹丹,吴 敏,等. 生物质炭对土壤硝化反硝化微生物群落的影响研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 2018, 24(5): 993-999.
- [58] 刘 杰,韩士群,齐建华,等. 生物炭含量对底泥活化原位脱氮及微生物活性的影响[J]. 江苏农业学报, 2016, 32(1): 106-110.
- [59] 刘 远,朱继荣,吴雨晨,等. 施用生物质炭对采煤塌陷区土壤氨氧化微生物丰度和群落结构的影响[J]. 应用生态学报, 2017, 28(10): 3417-3423.
- [60] 武丽君. 生物质炭对农田土壤氮素迁移及氨氧化作用的影响 [D]. 太原:太原理工大学, 2016.
- [61] 江琳琳. 生物质炭对土壤微生物多样性和群落结构的影响 [D]. 沈阳:沈阳农业大学, 2016.
- [62] 王先芳,任天志,智燕彩,等. 添加生物质炭改善菜地土壤氨氧化细菌群落并提高净硝化率[J]. 植物营养与肥料学报, 2020, 26(3): 502-510.
- [63] 陈 晨,许 欣,毕智超,等. 生物质炭和有机肥对菜地土壤 N_2O 排放及硝化、反硝化微生物功能基因丰度的影响[J]. 环境科学学报, 2017, 37(5): 1912-1920.
- [64] HUI-JUAN X, XIAO-HUI W, HU L, et al. Biochar impacts soil microbial community composition and nitrogen cycling in an acidic soil planted with rape [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(16): 9391-9399.
- [65] XIAO Z, RASMANN S, YUE L, et al. The effect of biochar amendment on N-cycling genes in soils: A meta-analysis [J]. Science of the Total Environment, 2019, 696: 133984.
- [66] BLANCO-JARVIO A, CHAVEZ-LÓPEZ C, LUNA-GUIDO M, et al. Denitrification in a chinampa soil of Mexico City as affected by

- methylparathion; A laboratory study [J]. *European Journal of Soil Biology*, 2011, 47(5): 271-278.
- [67] 刘杏认,赵光昕,张晴雯,等. 生物质炭对华北农田土壤 N_2O 通量及相关功能基因丰度的影响[J]. *环境科学*, 2018, 39(8): 3816-3825.
- [68] XU J, WU X, ZHU N, et al. Anammox process dosed with biochars for enhanced nitrogen removal: Role of surface functional groups [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 748: 141367.
- [69] DENG C, HUANG L, LIANG Y, et al. Response of microbes to biochar strengthen nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands: Microbial community structure and metabolite characteristics [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 694:133687.
- [70] XU J, LI C, ZHU N, et al. Particle size-dependent behavior of redox-active biochar to promote anaerobic ammonium oxidation (anammox) [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, 410: 127925.
- [71] PAN F, CHAPMAN S J, LI Y, et al. Straw amendment to paddy soil stimulates denitrification but biochar amendment promotes anaerobic ammonia oxidation [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17(10): 2428-2437.
- [72] CHEN C J, HUANG X X, LEI C X, et al. Improving anammox start-up with bamboo charcoal [J]. *Chemosphere*, 2012, 89(10): 1224-1229.
- [73] 严陶韬,高 婷,周之栋,等.基于文献计量的生物炭土壤效应分析[J].*江苏农业科学*,2021,49(4):191-199.
- [74] LIU Q, ZHANG Y, LIU B, et al. How does biochar influence soil N cycle? A meta-analysis [J]. *Plant and Soil*, 2018, 426(1/2): 211-225.
- [75] XIAO Z, RASMANN S, YUE L, et al. The effect of biochar amendment on N-cycling genes in soils: A meta-analysis [J]. *Sci Total Environ*, 2019, 696: 133984.

(责任编辑:张震林)