

植物类型与改良方式对重构土壤氮转化速率的影响

杨卓, 周国驰, 盛世博, 辛建宝, 刘娜

(中煤科工集团沈阳设计研究院有限公司, 辽宁 沈阳 110015)

摘要: [目的] 研究不同植物与改良方式对重构土壤氮转化率的影响, 为提高矿区重构土壤可利用氮素含量提供理论依据。[方法] 以取自内蒙古自治区通辽市扎哈淖尔露天煤矿的采矿剥离物为基质配制重构土壤, 分别以鸡粪肥、自制改良剂对其进行改良, 并选取 4 种植物的植物, 研究这两个因素对无机氮存在形式、氮净矿化率、净氨化率和净硝化率的影响。[结果] 硝态氮是重构土壤中无机态氮存在的主要形式, 改良剂、植物及其交互作用对重构土壤氮净矿化率、净氨化率和净硝化率有极显著影响, 自制改良剂改良可以显著提高重构土壤中铵态氮、硝态氮和亚硝态氮的含量及净硝化率, 紫花苜蓿可以显著提高重构土壤中硝态氮含量及氮净矿化率。90 d 时重构土壤的氮净矿化率最高。[结论] 播种 90 d 内, 重构土壤中无机态氮存在形式由铵态氮向硝态氮转化, 添加自制改良剂能够提高重构土壤中无机态氮含量, 对矿区重构土壤的净氨化率、净硝化率及氮净矿化率的提高有促进作用。

关键词: 植物种类; 改良剂; 氮转化率; 微生物

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2021)05-0067-08

中图分类号: S158.3; S156.99

文献参数: 杨卓, 周国驰, 盛世博, 等. 植物类型与改良方式对重构土壤氮转化速率的影响[J]. 水土保持通报, 2021, 41(5): 67-74. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2021.05.010; Yang Zhuo, Zhou Guochi, Sheng Shibo, et al. Effects of plants and improvement methods on nitrogen transformation rate of reconstructed soil [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(5): 67-74.

Effects of Plants and Improvement Methods on Nitrogen Transformation Rate of Reconstructed Soil

Yang Zhuo, Zhou Guochi, Sheng Shibo, Xin Jianbao, Liu Na

(China Coal Science and Engineering Group Shenyang Desing & Research Institute Co., Ltd., Shenyang, Liaoning 110015, China)

Abstract: [Objective] Effects of different plants and improvement methods on the nitrogen conversion rate of reconstructed soil were studied in order to provide a theoretical basis for improving the available nitrogen content of reconstructed soil at mining areas. [Methods] Stripping material from the Zhahanur open pit coal mine in Tongliao City, Inner Mongolia was used as the matrix to prepare reconstructed soil. Chicken manure and self-made amendments were used to improve the soil. Four types of plants were selected to study the effects of these two factors on the existing form of inorganic nitrogen, net mineralization rate, net ammonification rate, and net nitrification rate. [Results] Nitrate nitrogen was the main form of inorganic nitrogen in reconstructed soil. The effects of modifiers, plants, and their interactions on the net mineralization rate, net ammonification rate, and net nitrification rate of reconstructed soil nitrogen were very significant. The content and net nitrification rate of ammonium, nitrate, and nitrite nitrogen in reconstructed soil was improved significantly by self-made amendments. *Medicago sativa* significantly improved nitrate nitrogen content and the net mineralization rate of nitrogen in reconstructed soil. The net mineralization rate of nitrogen in reconstructed soil was the highest at 90 days. [Conclusion] Within 90 days after planting, the existing form of inorganic nitrogen in reconstructed soil was transformed from ammonium nitrogen to nitrate nitrogen. Adding self-made amendments improved the content of inorganic nitrogen in reconstructed soil, and increased net ammonification

收稿日期: 2021-04-28

修回日期: 2021-05-30

资助项目: 中国煤炭科工集团有限公司科技创新创业资金专项重点资助项目“露天矿全生命周期生态环境治理与关键技术研究”(2018-2-ZD005); 中煤科工集团沈阳设计研究院有限公司科技创新项目(NK017-2021, NK001-2018)

第一作者: 杨卓(1985—), 女(汉族), 黑龙江省伊春市人, 硕士, 高级工程师, 主要从事土地复垦与生态重建、绿色矿山建设等方面研究。
Email: 32525924@qq.com.

rate, net nitrification rate, and net mineralization rate of nitrogen in reconstructed soil at mining areas.

Keywords: plant species; amendment; nitrogen conversion rate; microorganism

煤炭是中国重要的能源之一,开采煤炭造成的土地占用与破坏等问题限制了矿区的可持续发展。对矿区废弃地进行土地复垦是解决煤炭开采与土地资源保护之间矛盾的有效途径^[1],开展生态修复与重建的首要问题是对矿区废弃地的基质进行改良,改良技术包括表土覆盖技术、物理化学基质改良技术、生物改良技术以及工农业固体废弃物基质改良技术等^[2],其中生物改良技术被认为是最科学有效的改良技术。矿区废弃地进行土地复垦与生态重建初级阶段,植物种类的选择至关重要,用于矿地恢复的植物通常应该具有抗逆性强、根系发育好、生长迅速、成活率高、改土效果好和生态功能明显的特点。一年生和多年生的禾草与豆科植物往往是首选物种,并经常作为先锋种或建群种用于矿区生态重建。

土壤肥力水平是成功地进行矿业废弃地土地管理的关键因素之一^[3]。氮是决定植物生产力的关键因子,氮素参与了多种生理功能物质的构成,是大多数植物从土壤中吸收最多的矿质元素之一,也是限制植物生长发育的重要养分因子和环境因子^[4-6],其形态转化会对作物生长及环境产生影响^[7],土壤中氮循环主要包括了固氮作用、氨化作用、硝化作用及反硝化作用 4 个过程,并且主要通过微生物活动得以实现。土壤氮素矿化和硝化过程为植物生长提供了必需的氮素营养,其过程不仅影响土壤质量和生态系统生产力,还影响着全球环境变化^[8],氮矿化过程是土壤有效氮库的主要来源,净氮矿化速率、净氨化率与净硝化率是衡量氮有效性的重要指标。

尽管目前对森林、湿地、草地、农田的氮转化已有一些研究,但以重构土壤(也有学者将其定义为“新土源”“人工土壤”或“表土替代材料”)为基质进行土地复垦,研究其氮素转化的文章尚未见到。本研究以内蒙古自治区通辽市扎哈淖尔露天煤矿的采矿剥离物作为基质配制成重构土壤,以此作为研究对象,通过自制改良剂和鸡粪肥对其进行改良,以不添加改良剂

为对照,并种植一年生禾本科、多年生禾本科、二年生豆科和多年生豆科四类植物,每一类植物分别以燕麦草(*Arrhenatherum elatius*)、披碱草(*Elymus dahuricus*)、草木樨(*Melilotus officinalis*)紫花苜蓿(*Medicago sativa*)为代表,研究不同改良剂和植物种类对重构土壤中无机氮的存在形式及氮转化率的影响。

1 材料与方法

1.1 供试材料与试验设计

供试材料取自扎哈淖尔露天煤矿排土场(东经 119°08′—119°46′,北纬 45°10′—45°40′),取样区地质剖面具体为:第 1 层:表土层 0.5 m;第 2 层:含砾粗砂 6 m;第 3 层:亚黏土/黑色黏土 40.8 m;第 4 层:棕红色黏土 12.5 m;第 5 层:泥岩 2 m;第 6 层:砂岩 3.5 m;第 7 层:煤层,本研究以第 2—5 层采矿剥离物作为基质,破碎后筛分出 0.5 mm~3 mm 粒径,按照含砾粗砂:亚黏土:棕红色黏土:泥岩=1:1:1:1.5 的质量比进行混配,所选用的基质颗粒大小及种类配比由前序试验确定。

分别添加鸡粪肥(T₁)、自制改良剂(主要成分包括:玉米芯、酒糟、腐殖酸钠、枯草芽孢杆菌(*Bacillus subtilis*))(T₂)作为改良剂对其进行改良处理,鸡粪肥与自制改良剂的添加量分别为 75 kg/t,28.5 kg/t,以未添加改良剂(记为:CK)的重构土壤为对照,植物种类选择披碱草、紫花苜蓿、燕麦草、草木樨。试验区布设采用随机区组设置,在试验场挖出 1 m×1 m×0.3 m(深)的基坑,每个基坑作为一个处理,回填混合均匀的重构土壤,浇水造墒,稳定两周后进行种植,每个处理设置 5 个重复(表 1)。

于 2020 年 5 月 4 日按 45 kg/hm² 种子量进行播种种植披碱草、紫花苜蓿、燕麦草和草木樨。分别于第 30 d(6 月 3 日),60 d(7 月 3 日),90 d(8 月 2 日),120 d(9 月 1 日)采集土样,运至实验室,挑出根系、枯落物等杂质用于测定土壤理化性质。

表 1 试验用重构土壤背景值

处理	有机碳/ (g·kg ⁻¹)	全氮/ (g·kg ⁻¹)	全磷/ (g·kg ⁻¹)	全钾/ (g·kg ⁻¹)	碱解氮/ (mg·kg ⁻¹)	速效磷/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾/ (mg·kg ⁻¹)	C/N	pH 值
CK	10.77±0.12	2.27±0.28	0.54±0.07	16.29±0.75	64.98±1.73	14.08±0.51	256.67±85.71	4.74±0.07	8.07±0.03
T ₁	12.19±0.16	2.45±0.09	0.69±0.12	16.31±0.87	66.71±1.39	13.96±1.76	245.33±70.53	4.97±0.18	7.97±0.03
T ₂	13.22±0.23	2.98±0.07	0.50±0.07	15.38±0.68	64.91±1.52	19.08±6.25	435.67±77.19	4.44±0.11	7.89±0.04

注:T₁为添加鸡粪肥;T₂为自制改良剂[主要成分包括:玉米芯、酒糟、腐殖酸钠、枯草芽孢杆菌(*Bacillus subtilis*)];CK为未添加改良剂的重构土壤。下同。

所用鸡粪肥检测结果如下:全氮含量 19 g/kg,有效五氧化二磷 16 g/kg,氧化钾 16 g/kg,有机质 453 g/kg,pH 值 7.22,蛔虫卵死亡率 99%。自制改良剂所使用的玉米芯养分含量如下:全氮 9 g/kg,全磷 4 g/kg,全钾 14 g/kg;所使用的酒糟养分含量如下:全氮 79 g/kg,全磷 33 g/kg,全钾 41 g/kg,有机质 383 g/kg。自制改良剂中各成分分配比由前序试验确定,本试验中通过控制鸡粪肥与自制改良剂的添加量,保证外源施入的总氮量相同。

1.2 样品分析

称取过 2 mm 筛孔风干土壤样品 10.00 g,置于 250 ml 塑料瓶中,调节土壤含水量至 20% (质量含水量),用聚乙烯膜包扎瓶口,并在膜上扎 2 个小孔,置于 25 °C 培养箱中培养 2 周,培养期间每隔两天通过称重确定土壤水分变化情况,如有损失,则加以补充。培养结束后,测定土壤铵态氮、硝态氮含量。

重构土壤理化性质的测定方法参见《土壤农化分析》^[9],有机碳含量采用重铬酸钾—浓硫酸外加热法测定,全氮采用硫酸—混合加速剂消解—凯式定氮法测定,全磷采用 NaOH 熔融钼蓝比色法测定,全钾采用 NaOH 熔融—火焰光度计(F-500)比色法测定,速效磷测定采用 0.5 mol/L 碳酸氢钠浸提钼锑抗比色法,速效钾采用 1 mol/L 乙酸铵浸提火焰光度计(F-500)比色法测定。铵态氮、硝态氮、亚硝态氮采用 1 mol/L 氯化钾浸提—流动分析仪(AA3)测定法测定,pH 值采用 pH 计(PHS-25)电位法测定。各参数指标计算如下:

$$\text{氮净矿化率}(\text{mg N/kg/14 d}) = (\text{土壤培养 14 d 后的 } \text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NH}_4^+ \text{-N}) - (\text{土壤初始的 } \text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NH}_4^+ \text{-N})$$

$$\text{净硝化率}(\text{mg N/kg/14 d}) = (\text{土壤培养 14 d 后的 } \text{NO}_3^- \text{-N}) - (\text{土壤初始的 } \text{NO}_3^- \text{-N})$$

$$\text{净氨化率}(\text{mg N/kg/14 d}) = (\text{土壤培养 14 d 后的 } \text{NH}_4^+ \text{-N}) - (\text{土壤初始的 } \text{NH}_4^+ \text{-N})$$

$$\text{C/N} = \text{土壤有机碳} / \text{土壤全氮}$$

1.3 数据处理

用 SPSS 21.0 和 Excel 2013 进行统计分析和制图。以改良方式和植物种类作为处理因子分别对重构土壤的净矿化率、净氨化率和净硝化率进行单因素方差分析($p < 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 不同处理重构土壤中氮素含量差异

表 2 为经不同改良方式处理后第 120 d 重构土壤中的可利用氮含量。由表 2 可知,重构土壤中无机氮

的存在形式以硝态氮为主,含量变化范围为 28.43 ~ 111.95 mg/kg,变异系数为 46.58%。铵态氮含量次之,其含量变化范围为 4.04 ~ 9.78 mg/kg,变异系数为 24.27%。亚硝态氮含量最低,变化范围为 0.03 ~ 0.12 mg/kg,变异系数为 38.23%。硝态氮是重构土壤中无机氮的主要存在形式,添加相同改良剂条件下,种植紫花苜蓿的重构土壤中硝态氮含量最大,种植草木樨的重构土壤处理的铵态氮含量最大,植物种类对亚硝态氮含量的影响因改良方式不同而未表现出一致的规律。本研究所使用的重构土壤呈碱性, NH_4^+ 在碱性环境中容易氨化逸散至大气造成损失,因此含量较硝态氮含量低。多重比较表明,添加相同改良剂处理的不同植物种类下铵态氮含量表现为:草木樨 > 紫花苜蓿 > 披碱草 > 燕麦草,披碱草与紫花苜蓿处理之间未达到差异显著水平($p > 0.05$),其他处理间均达到差异显著水平($p < 0.05$);硝态氮含量表现为紫花苜蓿处理含量显著高于其他植物($p < 0.05$);CK 处理的重构土壤中亚硝态氮含量表现为:草木樨 > 燕麦草 > 紫花苜蓿 > 披碱草, T_1 改良过的重构土壤中亚硝态氮含量表现为:紫花苜蓿/草木樨 > 披碱草 > 燕麦草,经 T_2 改良过的重构土壤中亚硝态氮含量在不同植物种类间未表现出显著差异($p > 0.05$)。本研究表明种植草木樨、紫花苜蓿等豆科植物的重构土壤中铵态氮、硝态氮和亚硝态氮含量高于燕麦草、披碱草等禾本科植物,这与豆科植物具有根瘤,自身能够固氮有关,因此紫花苜蓿具有较强的固氮作用。植物对不同形态氮的利用具有偏好性,紫花苜蓿、草木樨等豆科植物具有较强的耐旱性,这类植物往往优先利用硝态氮,这也是紫花苜蓿和草木樨处理重构土壤中铵态氮含量高于披碱草和燕麦草处理的原因之一。

表 2 不同改良方式下重构土壤有效氮含量比较

处理	植物	铵态氮/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	硝态氮/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	亚硝态氮/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
CK	燕麦草	6.54 ± 0.24 ^{aA}	49.40 ± 4.11 ^{bB}	0.07 ± 0.002 ^{bB}
	披碱草	5.41 ± 0.05 ^{bB}	31.26 ± 1.71 ^{cB}	0.04 ± 0.003 ^{dC}
	草木樨	6.22 ± 0.10 ^{aB}	46.76 ± 3.89 ^{bB}	0.10 ± 0.003 ^{aB}
	紫花苜蓿	5.35 ± 0.13 ^{bB}	58.78 ± 3.02 ^{aC}	0.06 ± 0.004 ^{cC}
T_1	燕麦草	4.04 ± 0.19 ^{cB}	28.43 ± 1.11 ^{cC}	0.03 ± 0.003 ^{cC}
	披碱草	5.02 ± 0.42 ^{bB}	35.13 ± 0.55 ^{bB}	0.06 ± 0.001 ^{bB}
	草木樨	6.38 ± 0.13 ^{aB}	42.23 ± 0.36 ^{bB}	0.08 ± 0.001 ^{aC}
	紫花苜蓿	5.30 ± 0.24 ^{bB}	102.69 ± 0.70 ^{aB}	0.08 ± 0.002 ^{aB}
T_2	燕麦草	6.16 ± 0.14 ^{cA}	75.66 ± 2.29 ^{cA}	0.12 ± 0.032 ^{aA}
	披碱草	7.67 ± 0.19 ^{bA}	98.58 ± 3.38 ^{bA}	0.12 ± 0.011 ^{aA}
	草木樨	9.78 ± 0.24 ^{aA}	71.62 ± 0.86 ^{cA}	0.12 ± 0.008 ^{aA}
	紫花苜蓿	8.17 ± 0.41 ^{bA}	111.95 ± 1.73 ^{aA}	0.10 ± 0.003 ^{aA}
变异系数 $C_V/\%$		24.27	46.58	38.23

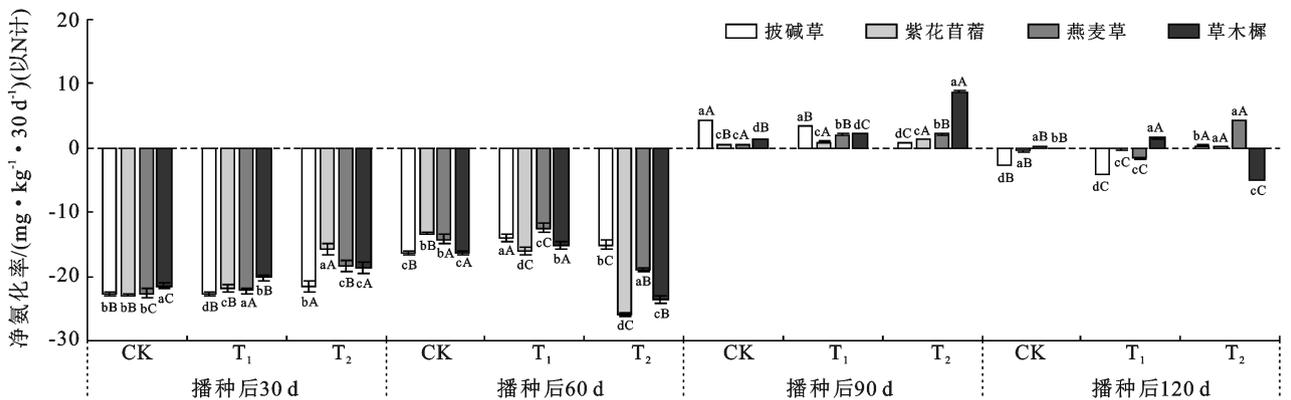
注:表中小写字母代表同一改良剂,不同植物间差异显著;大写字母代表同一植物,不同改良剂处理间差异显著($p < 0.05$)。

相同植物种类条件下添加不同改良剂对铵态氮含量的影响表现为: $T_2 > CK > T_1$; 硝态氮含量 T_2 处理显著高于 T_1 和 CK ($p < 0.05$); 种植披碱草和紫花苜蓿重构土壤中亚硝态氮含量表现为: $T_2 > T_1 > CK$, 种植燕麦草和草木樨重构土壤中亚硝态氮含量表现为: $T_2 > CK > T_1$, 各处理间含量差异均达到显著水平 ($p < 0.05$)。上述结果表明使用自制改良剂对重构土壤进行改良可以提高土壤中可利用无机态氮的含量, 并以硝态氮为主, 这可能是由于自制改良剂的使用显著激发了自养硝化和氨化过程, 抑制了反硝化过程,

造成硝态氮的积累, 也可能是自制改良剂的施入促进了土壤中的其他形态的氮转化成无机态氮。并且较高的铵态氮能够促进硝化进程并被硝化细菌吸收转化为硝态氮而积累^[10]。

2.2 不同处理氮转化速率差异

2.2.1 不同处理下净氨化率 如图 1 所示, 相同改良剂的不同植物种类处理, 重构土壤的净氨化率在 30, 60, 90 d 未现出一致的规律。在植物种子播种后 60 d 内, 净氨化率均为负值, 表明在这一时间段内铵态氮含量处于降低状态。



注: 图中小写字母代表同一改良方式不同植物间差异显著; 大写字母代表同一植物, 不同处理间差异显著 ($p < 0.05$)。下同。

图 1 不同改良方式下重构土壤的净氨化率

改良剂与植物种类交互作用对重构土壤净氨化率具有极显著影响 ($p < 0.01$)。4 种植物种类处理的净氨化率在 30 d 均表现为: $T_2 > T_1 > CK$; 在 60 d 净氨化率表现为: $CK > T_1 > T_2$; 紫花苜蓿、燕麦草处理的净氨化率在 90 d 与 30 d 相似, 表现为: $T_2 > T_1 > CK$, T_2 与 T_1 之间差异不显著 ($p > 0.05$), 草木樨处理的净氨化率表现为: $T_2 > T_1 > CK$, 各处理间均达到差异显著水平 ($p < 0.05$); 披碱草、紫花苜蓿和燕麦草在 120 d 时 T_2 的净氨化率显著高于 T_1 和 CK ($p < 0.05$), 而草木樨的净氨化率 T_2 显著低于 T_1 和 CK ($p < 0.05$)。

2.2.2 不同处理净硝化率 改良剂与植物种类对重构土壤净硝化率的影响见图 2。添加相同改良剂不同植物种类下, 净硝化率在 30 d 时 CK 处理的披碱草、紫花苜蓿和燕麦草之间, 30 d 和 60 d 时 T_1 处理的紫花苜蓿、燕麦草和草木樨之间, 60 d 时 T_2 处理的披碱草、紫花苜蓿和草木樨之间均未表现出明显差异 ($p > 0.05$); 在 90 d 时随着重构土壤硝化作用的加强, 处理间硝化率开始出现差异, CK 处理、 T_1 处理净硝化率表现为: 草木樨 $>$ 燕麦草 $>$ 披碱草 $>$ 紫花苜蓿, T_2 处理的表现: 草木樨 $>$ 燕麦草 $>$ 披碱草 $>$ 紫花苜蓿; 120 d 不同改良方式的净硝化率表现为: 紫花

苜蓿 $>$ 披碱草 $>$ 燕麦草 $>$ 草木樨。

相同植物种类添加不同改良剂时, 播种 30 d 种植披碱草、紫花苜蓿和燕麦草处理 CK 的净硝化率显著低于其他改良方式 ($p < 0.05$); 播种 60 d 种植披碱草、紫花苜蓿和草木樨处理 T_2 的净硝化率显著低于其他改良方式 ($p < 0.05$); 播种 90 d 种植披碱草和草木樨处理的净硝化率大小表现为: $T_2 > CK > T_1$, 且达到差异显著水平 ($p < 0.05$), 植紫花苜蓿和燕麦草处理的净硝化率表现出同样的大小关系, 但 T_2 和 CK 间差异不显著 ($p > 0.05$); 播种 120 d 种植披碱草、燕麦草和草木樨的 T_2 处理显著高于其他改良方式 ($p < 0.05$), 而种植紫花苜蓿的 T_2 处理显著低于其他改良方式 ($p < 0.05$)。上述结果表明, 施用自制改良剂可以提高重构土壤的硝化作用和可利用氮的含量, 土壤硝化作用的强弱决定了土壤中无机氮以 NH_4^+ 为主还是以 NO_3^- 为主。

播种后 90 d 内, 净硝化率大多为正值, 硝态氮含量持续增加, 表明无机态氮存在形式由铵态氮向硝态氮转化。120 d 重构土壤的净硝化率大多出现负值, 说明硝态氮含量在减少, 因土壤胶体带负电荷, NO_3^- 不容易被重构土壤吸附固定, 随着雨季的到来, 部分 NO_3^- 因淋溶作用造成损失, 因此呈现出该结果。

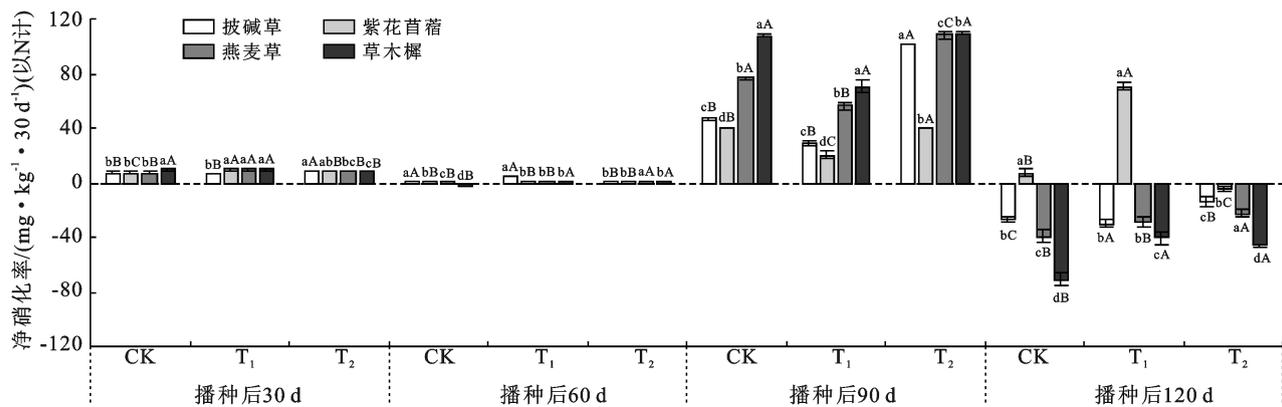


图 2 不同改良方式下重构土壤的净硝化率

2.2.3 不同处理氮净矿化率 改良剂与植物种类均会对重构土壤氮净矿化率产生极显著影响 ($p < 0.01$) (表 3)。在添加相同改良剂时,紫花苜蓿处理的重构土壤氮净矿化率显著高于其他植物处理 ($p < 0.05$)。间植物种类对重构土壤氮净矿化率的影响受播种后时间影响略有差异,一般表现为:紫花苜蓿 > 燕麦草 > 草木樨 > 披碱草(图 3)。植物与土壤往往形成一个耦合的系统,植物不仅吸收利于土壤氮素,改变参与土壤氮转化过程的氮底物浓度,也对土壤氮转化过程及其速率的影响存在反馈作用机制,与其他植物相比,种植紫花苜蓿可以提高氮净矿化率,促进重构土壤中氮的矿化。

相同的植物处理,改良剂对氮净矿化率的影响为:披碱草、紫花苜蓿和草木樨处理的重构土壤在

30 d氮净矿化率表现出: $T_1 > T_2 > CK$ 的规律;紫花苜蓿、燕麦草和草木樨处理的重构土壤在 60 d 氮净矿化率: $T_1 > CK > T_2$,且达到差异显著水平 ($p < 0.05$),在 90,120 d 净氮矿化率: $T_2 > CK > T_1$ 。

试验前期重构土壤的氮净矿化率多呈现出负值,图 2 显示前期净矿化率均为负值,净硝化率也处于较低水平,这可能是因为前期自制改良剂或鸡粪肥尚未发挥出改良效果,且植物处于苗期根系不发达,重构土壤通气性差抑制了好养硝化细菌,激活了反硝化细菌。表 1 说明经改良的重构土壤全氮含量提高,为氮的矿化提供了丰富的底物,但因为反硝化作用的加强,硝态氮积累较少,并且铵态氮受 pH 值影响挥发损失,因此在前期氮净矿化率出现负值。播种后 90 d 氮净矿化率各处理处于较高水平,是无机氮积累的主要时间。

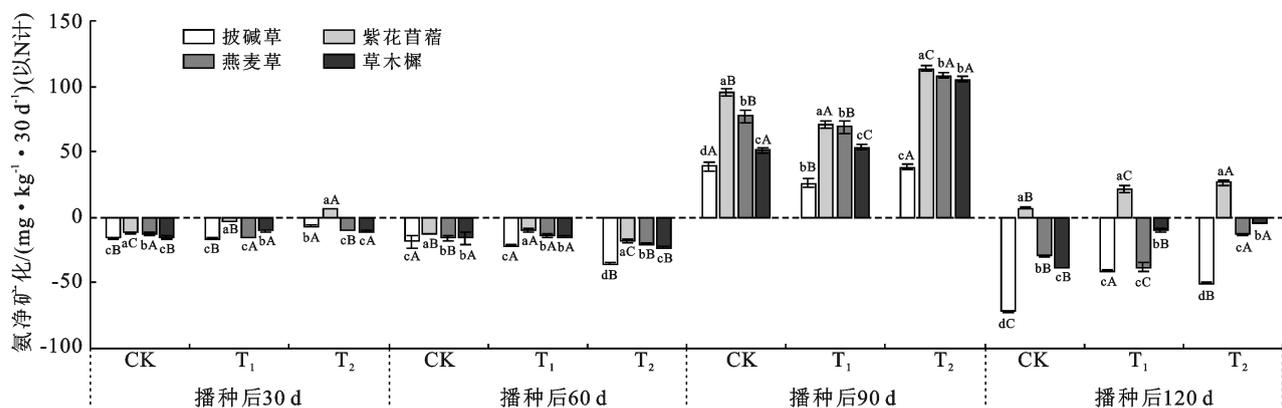


图 3 不同改良方式下重构土壤的氮净矿化率

2.3 氮动态变化的影响因子

由表 3 可知,多重判定系数 R^2 分别均大于 0.95,说明改良方式、植物种类及其交互作用对重构土壤的氮净矿化率、净矿化率和净硝化率的联合影响很大。方差分析结果表明,改良方式、植物种类两个因素对

氮净矿化率、净矿化率和净硝化率的影响是极显著的 ($p < 0.01$),改良方式与植物种类的交互作用的 P 值均为 0.00,这说明这两个因素的交互作用对重构土壤的氮净矿化率、净矿化率和净硝化率有极显著显著影响 ($p < 0.01$)。

表 3 不同因素对重构土壤氮指标影响的方差分析结果

播种后 时间/d	项目	氮净矿化率 NMR			净矿化率 NAR			净硝化率 NNR		
		df	F	sig.	df	F	sig.	df	F	sig.
30	改良方式	2	382.88	0.00	2	457.87	0.00	2	17.01	0.00
	植物种类	3	75.93	0.00	3	87.24	0.00	3	24.65	0.00
	改良方式 * 植物种类	6	174.23	0.00	6	202.14	0.00	6	18.87	0.00
	R ²		0.96			0.96			0.99	
60	改良方式	2	2132.52	0.00	2	2407.32	0.00	2	1418.76	0.00
	植物种类	3	355.88	0.00	3	257.33	0.00	3	1415.06	0.00
	改良方式 * 植物种类	6	738.68	0.00	6	680.48	0.00	6	908.78	0.00
	R ²		0.99			0.99			0.99	
90	改良方式	2	341.11	0.00	2	139.31	0.00	2	388.23	0.00
	植物种类	3	167.66	0.00	3	371.40	0.00	3	186.19	0.00
	改良方式 * 植物种类	6	109.25	0.00	6	499.45	0.00	6	146.76	0.00
	R ²		0.95			0.98			0.96	
120	改良方式	2	143.25	0.00	2	61.22	0.00	2	132.33	0.00
	植物种类	3	469.29	0.00	3	300.08	0.00	3	393.69	0.00
	改良方式 * 植物种类	6	133.65	0.00	6	483.08	0.00	6	103.36	0.00
	R ²		0.96			0.98			0.96	

3 讨论

3.1 植物种类对氮存在形式与氮转化率的影响

自然状态下植物对土壤的干扰是一种积极的干涉性的干扰^[11]。本研究表明,种植紫花苜蓿可以提高重构土壤氮净矿化率,种植燕麦草和草木樨可以提高重构土壤的净硝化率。

微生物活性是决定硝化活性的主要因素之一。植物通过共生固氮所获得的有机氮具有有效期长、易积累、又可通过微生物矿化转化成无机氮缓慢释放、易被植物吸收等优点^[12],植物种类不同,对土壤中氮素形态的利用偏好有差异,并且根系分泌物种类与数量不同,对土壤微生物活动的促进作用也不相同,这是植物种类对氮转化率产生影响的主要原因之一,与杨青川^[13]的观点一致,紫花苜蓿不仅耐受性强,并且具有改土固氮、改善生态环境的作用,因此更适合种植于重构土壤中。

3.2 改良剂对氮存在形式与氮转化率的影响

硝态氮作为植物生长所需氮素的主要来源,其含量反映土壤肥力水平。关于有机质对氮转化的影响结论尚未统一,Cheng 等^[14]、Wang 等^[15]认为,有机肥的使用可以提高土壤的自养硝化和异养硝化速率,Fan 等^[16]和 van Teeseling 等^[17]的研究则认为可利用有机碳可以抑制硝化反应。在本研究中,施用自制改良剂的重构土壤有机碳含量最大,自制改良剂和鸡粪肥均提高了重构土壤的净硝化率,但自制改良剂处

理的净硝化率高于施用鸡粪肥处理,这是因为净硝化率除有机碳含量外还受到诸多环境因子的影响,自制改良剂的施用对重构土壤起到综合的调节作用,并且土壤的硝化作用由土壤微生物所驱动,自制改良剂中含有枯草芽孢杆菌,其对硝化作用的刺激效果大于鸡粪肥,因此呈现该结果。同时,自制改良剂中的玉米芯、酒糟等物质作为生物质材料,其中的有机氮矿化并释放出铵态氮和硝态氮,直接提高重构土壤中的铵态氮、硝态氮含量。鸡粪肥在矿化过程中碳氮比提高,微生物在活动过程中需要消耗土壤中的有效态氮素,使得自制改良剂的净硝化率高于鸡粪肥。

有学者研究发现^[18-19],在一定范围内,硝化过程速率随土壤 pH 值的增加而增加,这与本研究结果相反,经过不同改良方式处理后的重构土壤 pH 值大小关系为:CK>T₁>T₂,而硝化率大小关系则表现为:T₂>CK>T₁。这可能是因为自制改良剂的施入引入了微生物,而微生物作用对硝化作用的影响大于 pH 值对硝化作用的影响,因此出现与之相反的结果。

3.3 其他因素对氮转化率的影响

土壤氮转化速率受土壤理化性质^[14,20]、土壤温湿度^[21]、土壤微生物^[22]和凋落物质量^[23]、抑制物质或激发物质存在^[24]等很多因素影响。土壤微生物受环境变化影响,它们的活动对生态系统的生物地球化学循环具有重要作用^[25-26],不同环境因素对氮转化率的影响,实际上是对土壤微生物的影响。倪银霞等^[27]研究与本研究得出相似的结果,倪银霞认为有机碳的

含量能够影响到土壤微生物对氮的转化,本研究发现,有机碳含量与氮净矿化率、净氨化率和净硝化率存在正相关关系,这是因为有机碳含量的增加为微生物活动提供了碳源,促进土壤微生物功能的发挥。

硝化作用的最适 pH 值在 7.5~8.5^[28],本研究适用的重构土壤处于该区间内,试验前期(播种后 60 d内)净硝化作用处于较低水平,这可能是因为重构土壤物理性状不佳,改良剂因为时间短尚未发挥作用,重构土壤透气性差, O₂ 含量低使硝化作用受到抑制^[29],氮转化以反硝化为主。

氨氮能加快硝化反应^[16,30], Azam 等^[31]认为铵态氮作为固氮产物可增强根际微生物活性,本研究也发现,铵态氮含量较高的处理也同样具有较高的净硝化率,氨氮含量主要影响氨氧化微生物(AOA)和氨氧化古菌(AOB)的分布与丰度,AOB 通常在氨氧化过程中发挥主导作用进而影响硝化率。

4 结论

(1) 播种 90 d 内,重构土壤中无机态氮存在形式由铵态氮向硝态氮转化。经改良剂和植物作用 120 d 后,重构土壤中无机氮的存在形式以硝态氮为主。

(2) 紫花苜蓿可以提高重构土壤氮净矿化率,燕麦草和草木樨可以提高重构土壤的净硝化率。

(3) 添加自制改良剂能够提高重构土壤中无机态氮含量,对重构土壤的净氨化率、净硝化率及氮净矿化率的提高有促进作用。

[参 考 文 献]

- [1] Bian Zhengfu, Miao Xiexing, Lei Shaogang, et al. The challenges of reusing mining and mineral-processing wastes [J]. *Science*, 2012,337(6095):702-703.
- [2] 魏远,顾红波,薛亮,等.矿山废弃地土地复垦与生态恢复研究进展[J].*中国水土保持科学*,2012,10(2):107-114.
- [3] 李永庚,蒋高明.矿山废弃地生态重建研究进展[J].*生态学杂志*,2004,24(1):95-100.
- [4] Singh M, Khan M M A, Naeem M. Effect of nitrogen on growth, nutrient assimilation, essential oil content, yield and quality attributes in *Zingiber officinale* Rosc [J]. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 2016,15(2):171-178.
- [5] Tchiache A I, Taffouo V D, Fankem H, et al. Influence of nitrogen sources and plant growth-promoting rhizobacteria inoculation on growth, crude fiber and nutrient uptake in squash (*Cucurbita moschata* Duch ex Poir.) plants[J].*Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 2016,44(1):53-59.
- [6] Thomas R Q, Brookshire E N J, Gerber S. Nitrogen limitation on land: How can it occur in Earth system models? [J]. *Global Change Biology*, 2015,21(5):1777-1793.
- [7] Booth M S, Stark J M, Rastetter E. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: A synthetic analysis of literature data [J]. *Ecological Monographs*, 2005, 75(2):139-157.
- [8] 李铭,朱利川,张全发,等.不同土地利用类型对丹江口库区土壤氮矿化的影响[J].*植物生态学报*,2012,36(6): 530-538.
- [9] 鲍士旦.土壤农化分析 [M].3 版.中国农业出版社,2000.
- [10] Jones D L, Shannon D, Murphy D V, et al. Role of dissolved organic nitrogen(DON) in soil N cycling in grassland soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004,36(5):749-756.
- [11] Orwin K H, Wardle D A. Plant species composition effects on belowground properties and the resistance and resilience of the soil microflora to a drying disturbance [J]. *Plant and Soil*, 2005,278(1/2):205-221.
- [12] 张鸿龄,孙丽娜,孙铁珩,等.矿山废弃地生态修复过程中基质改良与植被重建研究进展[J].*生态学杂志*, 2012,31(2):460-467.
- [13] 杨青川.苜蓿生产与管理指南[M].北京:中国林业出版社,2003:6-68.
- [14] Cheng Yi, Wang Jing, Mary B, et al. Soil pH has contrasting effects on gross and net nitrogen mineralizations in adjacent forest and grassland soils in Central Alberta, Canada [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013,57:848-857.
- [15] Wang Jing, Zhu Bo, Zhang Jinbo, et al. Mechanisms of soil N dynamics following long-term application of organic fertilizers to subtropical rain-fed purple soil in China [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015,91: 222-231.
- [16] Fan Changhua, Li Bo, Xiong Zhengqin. Nitrification inhibitors mitigated reactive gaseous nitrogen intensity in intensive vegetable soils from China [J]. *Science of the Total Environment*, 2018,612:480-489.
- [17] van Teeseling M C F, Mesman R J, Kuru E, et al. Anammox Planctomycetes have a peptidoglycan cell wall [J]. *Nature Communications*, 2015,6:6878.
- [18] Zhang J, Cai Zucong, Müller C. Terrestrial N cycling associated with climate and plant-specific N preferences: A review [J]. *European Journal of Soil Science*, 2018,69(3):488-501.
- [19] Zhang Jinbo, Zhu Tongbin, Cai Zucong, et al. Nitrogen cycling in forest soils across climate gradients in Eastern China [J]. *Plant and Soil*, 2011,342(1/2): 419-432.

- [20] Ros G H, Hanegraaf M C, Hoffland E, et al. Predicting soil N mineralization: Relevance of organic matter fractions and soil properties [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(8):1714-1722.
- [21] 高俊琴, 欧阳华, 张锋, 等. 若尔盖高寒湿地土壤氮矿化对温度和湿度的响应 [J]. *湿地科学*, 2008, 6(2): 229-234.
- [22] Knoepp J D, Swank W T. Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 36(3):177-182.
- [23] Templer P H, Lovett G M, Weathers K C, et al. Influence of tree species on forest nitrogen retention in the Catskill mountains, New York, USA [J]. *Ecosystems*, 2005, 8(1):1-16.
- [24] 张威, 何红波, 解宏图, 等. 葡萄糖对东北黑土有机氮矿化的调控作用 [J]. *生态与农村环境学报*, 2009, 25(4): 52-54.
- [25] Gil-Sotres F, Trasar-Cepeda C, Leirós M C, et al. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(5):877-887.
- [26] Prosser J I, Bohannan B J M, Curtis T P, et al. The role of ecological theory in microbial ecology [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2007, 5(5):384-392.
- [27] 倪银霞, 黄懿梅, 牛丹, 等. 宁南山区林地土壤原位矿化过程中碳氮转化耦合特征 [J]. *环境科学*, 2015, 36(9): 3401-3410.
- [28] Pathak H, Rao D L N. Carbon and nitrogen mineralization form added organic matter in saline and alkali soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30(6):695-702.
- [29] 龚骏, 张晓黎. 微生物在近海氮循环过程的贡献与驱动机制 [J]. *微生物学通报*, 2013, 40(1):44-58.
- [30] Yao Lu, Chen Chengrong, Liu Guihua, et al. Environmental factors, but not abundance and diversity of nitrifying microorganisms, explain sediment nitrification rates in Yangtze lakes [J]. *RSC Advances*, 2018, 8(4): 1875-1883.
- [31] Azam F, Farooq S. An Appraisal of Methods for Measuring Symbiotic Nitrogen Fixation in Legumes [J]. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 2003, 6(18): 1631-1640.

(上接第 14 页)

- [20] 苏青青, 宋林旭, 刘德富, 等. 三峡水库香溪河沉积物氮含量和氨氮释放特征 [J]. *水生态学杂志*, 2019, 40(3):1-7.
- [21] Cyr H, McCabe S K, Nürnberg G K. Phosphorus sorption experiments and the potential for internal phosphorus loading in littoral areas of a stratified lake [J]. *Water Research*, 2009, 43(6):1654-1666.
- [22] Blair G, Lefroy R, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems [J]. *Australian Journal of Agricultural Research*, 1995, 46(7):393-406.
- [23] 梁重山, 杨党志, 刘丛强, 等. 土壤有机质对菲的吸附—解吸平衡的影响 [J]. *高等学校化学学报*, 2005, 26(4): 671-676.
- [24] 屠晓翠, 蔡妙珍, 孙建国. 大型水生植物对污染水体的净化作用和机理 [J]. *安徽农业科学*, 2006, 34(12): 2843-2844.
- [25] 杨诗卡. 水生植物根系有机酸驱动沉积物氮、磷转化机制 [D]. 陕西 西安: 西安工业大学, 2019: 24-28.
- [26] 汤志凯, 张毅敏, 杨飞, 等. 3 种水生植物腐解过程中磷营养物质迁移、转化过程研究 [J]. *环境科学学报*, 2019, 39(3):716-721.
- [27] 金丹越, 王圣瑞, 步青云. 长江中下游浅水湖泊沉积物磷释放动力学 [J]. *生态环境*, 2007, 16(3):725-729.
- [28] 彭杰, 张杨珠, 周清, 等. 去除有机质对土壤光谱特性的影响 [J]. *土壤*, 2006, 38(4):453-458.
- [29] 张桃林, 高超, 吴蔚东. 氧化还原条件对土壤磷素固定与释放的影响 [J]. *土壤学报*, 2002, 39(4):542-549.
- [30] Slomp C P, Malschaert J F P, Van Raaphorst W. The role of adsorption in sediment-water exchange of phosphate in North Sea continental margin sediments [J]. *Limnology and Oceanography*, 1998, 43(5):832-846.
- [31] 赵海超, 王圣瑞, 张莉, 等. 有机质含量及其组分对洱海沉积物磷吸附—释放影响 [J]. *环境科学学报*, 2014, 34(9):2346-2354.