

贝加尔针茅草原土壤原位矿化过程中 碳氮转化耦合特征

刘红梅,张海芳,秦洁,赵建宁,王慧,杨殿林

(农业农村部环境保护科研监测所,农业农村部产地环境污染防治重点实验室,
天津市农业环境与农产品安全重点实验室,天津 300191)

摘要:依托在贝加尔针茅草原建立的长期模拟氮沉降试验平台(始于2010年),运用PVC顶盖埋管法进行原位培养试验,研究不同氮添加下贝加尔针茅草原土壤碳氮组分、净硝化速率、净氨化速率、有机碳转化速率的变化特征及碳氮耦合关系。试验处理包括:对照N0,低氮添加(15、30、50 kg·hm⁻²·a⁻¹)记为N15、N30和N50,高氮添加(100、150、200、300 kg·hm⁻²·a⁻¹)记为N100、N150、N200和N300。结果表明:培养期间,N15、N30、N50和N100处理的净硝化速率显著高于对照N0($P<0.05$),分别增加了40.80%、110.31%、206.83%和202.04%;N30、N50和N100净氨化速率显著低于对照N0($P<0.05$),分别降低了16.88%、169.60%和150.67%;N15和N30处理的净矿化速率高于对照N0,分别增加了150%和50%;N50、N100、N150和N200处理的净矿化速率低于对照N0,分别降低了254.52%、161.50%、33.90%和79.85%。土壤有机碳与土壤全氮呈极显著正相关,土壤可溶性有机碳与土壤可溶性有机氮呈极显著正相关,土壤微生物生物量碳与土壤微生物生物量氮呈极显著负相关。有机碳转化速率显著影响微生物生物量氮转化速率,且符合一元线性回归方程。连续高氮沉降会降低土壤净矿化速率和有机碳转化速率,对土壤碳氮循环产生负面影响。

关键词:氮添加;原位培养;碳氮转化;碳氮耦合;贝加尔针茅草原

中图分类号:S153.6 **文献标志码:**A

Characteristics and coupling relationship of soil carbon and nitrogen transformation during in-situ mineralization cultivation in *Stipa baicalensis* steppe

LIU Hongmei, ZHANG Haifang, QIN Jie, ZHAO Jianning, WANG Hui, YANG Dianlin

(Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs,

Key Laboratory of Original Agro-Environmental Pollution Prevention and Control, MARA, Tianjin Key

Laboratory of Agro-Environment and Agro-Product Safety, Tianjin 300191, China)

Abstract: This research was based on the long-term simulated nitrogen deposition test platform in *Stipa baicalensis* steppe (began in 2010). The changes of soil carbon and nitrogen composition, net nitrification rate, net ammonification rate, organic carbon conversion rate and coupling of soil carbon and nitrogen in *Stipa baicalensis* steppe under different nitrogen additions were studied by the in-situ closed-top PVC tube incubation methods. Test treatments included N0 (0 kg·hm⁻²·a⁻¹), low-N (15, 30, 50 kg·hm⁻²·a⁻¹ was denoted as N15, N30, N50), and high-N (100, 150, 200, 300 kg·hm⁻²·a⁻¹ was denoted as N100, N150, N200, N300). The results showed that during incubation time the net nitrification rate of N15, N30, N50, and N100 were significantly increased by 40.80%, 110.31%, 206.83%, and 202.04% than that of control N0 ($P<0.05$), respectively. The net ammonification rate of N30, N50, and N100 treatments were significantly decreased by 16.88%, 169.60%, and 150.67% than that of control N0 ($P<0.05$), respectively. The net mineralization rate of N15 and N30 treatments

收稿日期:2019-07-01

修回日期:2020-01-20

基金项目:国家自然科学基金面上项目(41877343)

作者简介:刘红梅(1976-),女,河北沧州人,副研究员,主要从事生物多样性与生态农业,碳氮循环与全球变化研究。E-mail: liuhongmei@caas.cn

通信作者:杨殿林(1965-),男,河北香河人,研究员,主要从事生物多样性与生态系统功能维持机制研究。E-mail: yangdianlin@caas.cn

were increased by 150% and 50% than that of control N0, respectively. The net mineralization rate of N50, N100, N150, and N200 treatments were decreased by 254.52%, 161.50%, 33.90%, and 79.85% than that of control N0, respectively. There were significantly positive correlation between soil organic carbon and total nitrogen, dissolved carbon and dissolved nitrogen. There was a significantly negative correlation between microbial biomass carbon and microbial biomass nitrogen. The transformation rates of soil organic carbon had significant effects on the soil ammonification and microbial immobilization rates, and it can be well simulated by model of linear regression equation. Continuous high nitrogen deposition can reduce the soil net nitrogen mineralization rate and the organic carbon conversion rate, and have a negative impact on the soil carbon and nitrogen cycle.

Keywords: nitrogen addition; in-situ incubation; carbon and nitrogen transformation; coupling of carbon and nitrogen; *Stipa baicalensis* steppe

草原生态系统的碳循环和氮循环是草原生态系统最重要的物质循环过程,调节和维持着生态系统生产力与稳定性。草原生态系统是陆地生态系统重要的土壤碳库和氮库,研究其碳氮转化过程对全球变化的响应非常重要。土壤碳氮含量及其动态平衡直接关系到土壤中养分元素的释放与供应,影响着土壤肥力和草原生产力。氮沉降增加作为全球变化的重要现象之一^[1],其对草原生态系统碳氮循环的影响和反馈存在诸多不确定性。研究土壤碳氮转化特征对氮沉降增加的响应是揭示这些不确定性,提高草原土壤碳积累,减少氮素损失的科学基础。在氮沉降增加的背景下,对微生物驱动的碳、氮元素过程耦合机制的研究,将有利于认识土壤微生物在养分循环中的作用,对减少氮沉降对草原生态系统的危害具有重要意义。

在大气氮沉降增加的背景下,土壤碳氮含量、碳氮转化速率与温室气体排放密切相关。高氮沉降造成陆地生态系统土壤中活性氮含量的增加,从而增加土壤的硝化作用和反硝化作用,增加 N₂O 排放^[2-3]。有研究表明,氮素添加会促进土壤呼吸速率,降低土壤碳储量^[4]。土壤有机碳 (Soil Organic Carbon, SOC) 含量较低时, SOC 矿化受碳素限制,而当 SOC 含量和 C/N 比值较高时, SOC 矿化受氮素限制^[5]。Hyvönen 等^[6]对北欧的 15 个森林长期氮添加定位试验表明,增加氮素输入降低了 SOC 矿化,有利于 SOC 积累。张璐等^[7]对内蒙古羊草草原不同氮添加处理土壤的室内培养试验研究表明,氮添加显著改变土壤累积氮矿化量,低氮添加累积氮矿化量最高,中等氮添加净矿化作用最高。罗亲普等^[8]对内蒙古温带典型草原原位培养试验表明,高氮处理促进净硝化速率、氨化速率和矿化速率。吕玉等^[9]研究认为,在一定施氮范围内,随着施氮量增加,土壤硝化势和土壤硝化速率增加,而高氮处理下降低。土壤碳氮的转化受土壤碳氮比值的控

制^[10],在氮素充足的条件下,较高的植物残体投入和较低的碳氮比导致土壤微生物更倾向于利用新的碳源底物,减少原有有机质的矿化^[11];而当氮素受限制条件下,高的植物残体投入和较高的碳氮比会增加土壤微生物对氮素的需求,从而促进土壤原有有机质的分解^[12]。土壤碳矿化和氮矿化的关系大都研究认为是正相关关系,微生物分解有机质释放 CO₂的同时释放无机氮。但 Song 等^[13]对青藏高原高山草甸研究表明,在土壤碳、氮元素都为缺乏情况下,土壤碳矿化和氮矿化为负相关关系,认为只有有机物释放的无机氮满足微生物需要之后才会释放到土壤中。

贝加尔针茅草原是我国温带草甸草原的代表性类型之一,在我国畜牧业生产中占有重要地位。被高强度用于放牧的贝加尔针茅天然草原,牧草生长所需要的氮素由土壤微生物矿化有机氮来满足^[14]。在氮沉降增加条件下,贝加尔针茅草原土壤碳氮转化速率发生怎样的变化,以及这些变化对土壤碳氮积累产生怎样的影响尚缺乏明确的认识。为此,本研究以贝加尔针茅草原为研究对象,通过模拟氮沉降增加的氮添加长期试验,运用 PVC 顶盖埋管法进行原位矿化培养试验,研究 SOC、可溶性有机碳 (dissolved organic carbon, DOC) 和微生物生物量碳 (microbial biomass carbon, MBC) 与土壤有机氮 (soil organic nitrogen, SON)、无机氮以及净氨化速率、净硝化速率、净矿化速率的变化特征以及碳氮耦合关系。以期揭示贝加尔针茅草原土壤碳氮转化对未来全球变化可能的响应,为制定温带草甸草原应对气候变化的策略提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

研究区位于内蒙古自治区鄂温克自治旗伊敏苏木境内,地理位置为北纬 48°27' ~ 48°35', 东经

119°35′~119°41′。半干旱大陆性季风气候,处于温带草甸草原区,主要植被类型为贝加尔针茅(*Stipa baicalensis*)和羊草(*Leymus chinensis*)。土壤类型为暗栗钙土。试验开始时土壤基础理化性质为:土壤 pH 值 7.07,总有机碳 27.92 g·kg⁻¹,全氮 1.85 g·kg⁻¹,全磷 0.45 g·kg⁻¹。

1.2 样地设置与原位培养试验

样地设置开始于 2010 年 6 月,氮素添加处理强度和频度参考国际上同类研究的处理方法^[15]。氮素添加处理设 8 个水平依次为:对照 N0,低氮添加(15、30、50 kg·hm⁻²·a⁻¹)分别记为 N15、N30 和 N50,高氮添加(100、150、200、300 kg·hm⁻²·a⁻¹)分别记为 N100、N150、N200 和 N300。氮素为 NH₄NO₃,每年分 2 次施入,分别于 6 月中旬和 7 月中旬施入。水溶后均匀喷施到小区内,对照小区喷洒相同量的水。共 8 个处理,4 次重复,小区面积 8 m×8 m,小区间设 2 m 隔离带,重复间设 5 m 隔离带。

采用 PVC 顶盖埋管原位培养法,于 2015 年 8 月中旬,用力将 PVC 矿化管(长 12 cm,内径 5 cm)砸入土壤,直到管上端与地面相平,将 PVC 管取出,剥离底部 2 cm 土壤,顶部用透气不透水的塑料薄膜封口,下端用脱脂棉和纱布封口后放回原处培养。在每个处理小区各埋入矿化管 18 根。同时每个处理小区用土钻取 0~10 cm 土壤样品 3 钻,混匀装入 1 个自封袋,用冰盒带回实验室,测定土壤硝态氮(nitrate nitrogen, NO₃⁻-N)、铵态氮(ammonia nitrogen, NH₄⁺-N)含量,作为氮转化培养的初始值。在各个处理小区内于 2016 年 6 月(培养 300 d)、7 月(培养 330 d)、8 月(培养 360 d)、9 月(培养 390 d)中旬分别取出 3 根矿化管,去除管中的根系,用冰盒带回实验室,测定 SOC、DOC、MBC、土壤微生物量氮(Microbial Biomass Nitrogen, MBN)、NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 含量,计算碳氮矿化速率。

1.3 测定方法

SOC 采用重铬酸钾外加热法,土壤 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 采用氯化钾溶液提取-流动分析仪(AA3,德国)测定,土壤 Total N 用凯氏定氮法测定^[16]。土壤 MBC 和 MBN 测定采用氯仿熏蒸-K₂SO₄提取法^[17]。土壤 DOC 以测定土壤 MBC 时未熏蒸 SOC 含量表示,土壤总可溶性氮以测定土壤 MBN 时未熏蒸土壤的 Total N 含量表示。SON 含量以土壤 Total N 含量减去 NH₄⁺-N 含量的差值表示。可溶性有机氮(Dissolved Organic Nitrogen, DON)以土壤可溶性氮减去

NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的差值表示。

1.4 数据统计分析

采用 Excel 2010 进行作图分析,对土壤碳氮相关指标作线性回归分析。SPSS 16.0 统计软件对 8 个不同氮添加水平同一培养时间和同一氮添加水平不同培养时间土壤理化指标分别进行单因素方差分析(one-way ANOVA)。碳氮组分与碳氮转化速率进行 pearson 相关性分析。

净氮化速率(mg·g⁻¹·d⁻¹)=(培养后 NH₄⁺-N-培养前 NH₄⁺-N)/天数

净硝化速率(mg·g⁻¹·d⁻¹)=(培养后 NO₃⁻-N-培养前 NO₃⁻-N)/天数

净矿化速率(mg·g⁻¹·d⁻¹)=[培养后(NH₄⁺-N+NO₃⁻-N)-培养前(NH₄⁺-N+NO₃⁻-N)]/天数

SOC、SON、MBC 和 MBN 的转化速率与上述计算相同,即培养后对应含量减去培养前含量,再除以培养天数。

2 结果与分析

2.1 土壤原位矿化过程中碳素的变化特征

2.1.1 SOC、土壤 DOC 和土壤 MBC 含量变化 各个氮处理在矿化期间 SOC、DOC 和 MBC 含量变化见表 1。N0、N15、N30 和 N50 在整个矿化期间变化不显著。N300 处理在培养初期 SOC 含量最高,显著高于其他矿化培养时间。在培养第 300 d 时,各个氮添加处理 SOC 含量无显著差异。培养第 330 d 时,高氮添加(N100、N150、N200 和 N300)SOC 含量均显著高于低氮添加(N15、N30 和 N50)和对照 N0。各个氮处理在整个矿化期间,土壤 DOC 含量总体表现为先升高后降低的趋势,在培养 360 d 时最高。培养 0 d,7 个氮添加处理土壤 DOC 均显著高于对照。培养 300 d 时,低氮添加(N15、N30 和 N50)高于高氮添加(N100、N150、N200 和 N300)和对照。培养 360 d 时,高氮添加(N100、N150、N200 和 N300)土壤 DOC 含量均显著高于低氮添加(N15、N30 和 N50)和对照,N100 处理土壤 DOC 含量最高。在整个矿化培养期内,7 个氮添加处理土壤 MBC 平均含量均显著低于对照。在培养 360 d 时,N200、N150、N100 处理土壤 MBC 含量显著高于 N15、N30、N50 和 N300,而与对照相比无显著差异。在培养 390 d 时,高氮添加(N150、N200 和 N300)土壤 MBC 含量显著低于低氮添加(N15、N30 和 N50)和对照。

2.1.2 SOC 和土壤 MBC 转化速率变化 矿化期间的 SOC 转化速率见图 1。在矿化培养期内,N15

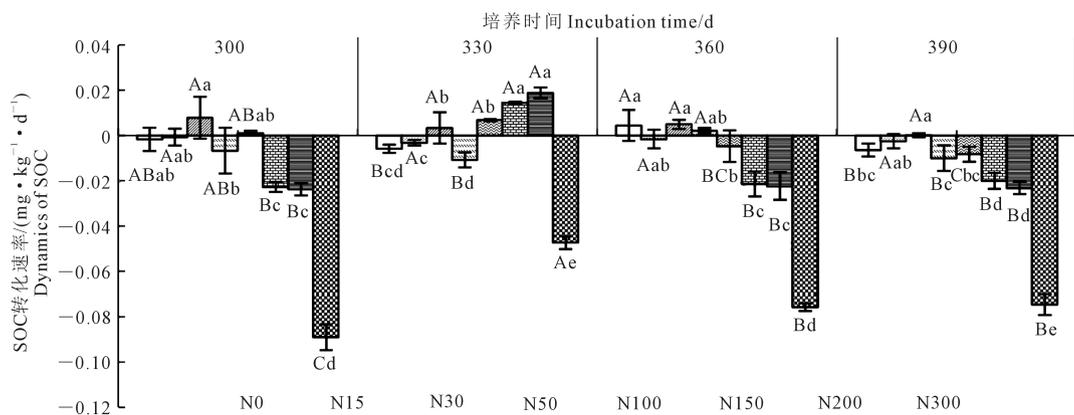
表 1 土壤原位矿化过程中 SOC、DOC 和 MBC 含量变化

Table 1 Changes of SOC, DOC and MBC contents in soil during in-situ mineralization

培养时间 Incubation time/d	SOC/(g · kg ⁻¹)							
	N0	N15	N30	N50	N100	N150	N200	N300
0	39.43±0.47ABe	38.79±0.22Ad	35.70±0.77Acd	39.75±0.58ABc	40.04±0.41ABc	44.57±0.43Bb	44.87±0.50Bb	61.42±0.50Aa
300	38.93±2.02ABab	38.56±1.34Aab	38.05±3.54Aab	37.74±3.62ABab	40.38±0.72ABa	37.75±1.09Cab	37.78±1.33Cab	34.70±2.22Cb
330	37.49±1.08ABd	37.71±0.65Ad	36.80±3.04Ad	36.18±1.68ABd	42.27±0.25Ac	49.34±0.28Aa	51.10±1.28Aa	45.80±1.44Bb
360	41.02±2.92Aa	38.21±1.70Aab	37.47±1.49Aab	40.52±1.00Aa	38.34±2.94BCa	36.87±2.41Cab	36.80±2.68Cab	34.10±1.09Cc
390	36.92±1.57Ba	37.80±1.45Aa	35.77±1.11Aa	35.83±2.77Ba	36.81±1.72Ca	36.75±1.81Ca	35.82±1.54Ca	32.31±2.33Cb
培养时间 Incubation time/d	DOC/(mg · kg ⁻¹)							
	N0	N15	N30	N50	N100	N150	N200	N300
0	342.41±8.08De	411.44±4.48Cb	404.71±6.72Cbc	397.78±6.55Cc	354.55±8.14Cd	395.47±8.70Cc	401.35±2.97Bbc	423.37±2.58Ca
300	373.63±7.98Cf	462.79±3.55Ba	443.32±0.84Bb	419.17±8.12Bcc	321.95±8.34Ch	337.08±5.34Dg	392.63±0.84Bce	405.24±6.06Cd
330	463.12±12.87Bb	411.71±6.93Cd	428.56±10.11Bc	449.20±7.09Bb	478.37±6.80Ba	461.47±11.79Bb	378.97±5.36Ce	484.31±2.99Ba
360	582.91±13.03Af	636.17±1.78Ae	653.60±13.66Ae	725.67±6.44Ad	944.28±13.24Aa	831.04±18.10Ac	818.27±4.83Ac	910.67±8.90Ab
390	342.41±17.47Db	411.44±24.35Cab	404.71±26.14Cab	397.78±50.47Cab	354.55±73.92Cab	395.47±18.84Cab	401.35±19.80Bab	423.37±36.12Ca
培养时间 Incubation time/d	MBC/(mg · kg ⁻¹)							
	N0	N15	N30	N50	N100	N150	N200	N300
0	641.32±0.93Da	522.72±6.34Dd	434.02±10.30Ef	567.07±2.58Eb	421.94±5.55Eg	537.77±9.11Dc	463.91±2.18De	470.25±6.53De
300	836.48±7.13Ca	802.30±1.19Cb	809.56±7.43Cb	751.26±11.39Dc	747.85±1.40Cc	800.32±9.52Bb	763.09±17.78Bc	638.35±7.04Bd
330	842.95±10.86Ca	797.58±9.92Cb	720.15±11.85Dd	789.45±9.64Cb	719.93±4.12Dd	699.93±1.96Cc	757.04±12.43Bc	617.56±7.00Bf
360	1121.47±3.52Aa	990.15±13.21Bc	940.50±15.44Bd	1067.53±36.20Ab	1121.14±0.80Aa	1112.96±5.74Aa	1120.48±1.78Aa	1058.51±25.74Ab
390	1105.83±5.32Ba	1071.47±38.12Ab	991.78±9.24Ac	829.09±16.55Bd	840.14±12.79Bd	788.17±20.35Be	721.95±17.50Cf	585.29±3.86Cg

注:不同大写字母表示同一氮添加水平不同矿化时间下差异显著($P<0.05$),不同小写字母表示同一矿化时间不同氮添加水平下差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: Different capital letters indicate that the same nitrogen addition level is significant under different mineralization times ($P<0.05$), and different lowercase letters indicate that the same mineralization time is significant of different nitrogen addition levels ($P<0.05$). The same below.



注:不同大写字母表示同一氮添加水平不同矿化时间下差异显著($P<0.05$),不同小写字母表示同一矿化时间不同氮添加水平下差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: Different capital letters indicate that the same nitrogen addition level is significant under different mineralization times ($P<0.05$), and different lowercase letters indicate that the same mineralization time is significant of different nitrogen addition level ($P<0.05$). The same below.

图 1 SOC 转化速率

Fig.1 Dynamics of SOC conversion rate

与 N30 处理的 SOC 转化速率无显著差异。N30 处理在整个矿化期间, SOC 转化速率均为正值。N0 和 N50 处理在培养 360 d 与 N100、N150 和 N200 处理在培养 330 d 的 SOC 转化速率为正值。高氮添加 (N100、N150、N200 和 N300) 在培养第 330 d 时, SOC 转化速率均高于其他培养时间。在培养第 360 d 和 390 d 时, 高氮添加 (N100、N150、N200 和

N300) 的 SOC 转化速率显著低于低氮添加 (N15、N30 和 N50) 和对照。培养期间, N15 和 N30 的有机碳转化速率高于对照 N0, N150、N200 和 N300 处理的有机碳的转化速率低于对照 N0。

矿化期间的土壤 MBC 转化速率见图 2。N0、N50、N100、N150、N200 和 N300 在培养第 360 d 时, 土壤 MBC 转化速率均显著高于其他培养时间。在

培养 360 d 时,高氮添加 (N100、N150、N200 和 N300) 土壤 MBC 转化速率显著高于低氮添加 (N15、N30 和 N50) 和对照。培养 390 d 时,高氮添加 (N150、N200 和 N300) 低于或显著低于低氮添加和对照。培养 300 d 和培养 330d 时,N300 处理土壤 MBC 转化速率均显著低于其他氮添加处理。

2.2 土壤原位矿化过程中氮素的动态变化特征

2.2.1 土壤无机氮含量变化

培养期内土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量变化见表 2。随着培养时间的延长,总体上 NH_4^+-N 含量呈先升高后降低趋势,培养 390 d 时 NH_4^+-N 含量均为最低。N200 和 N300 处理在培养 300 d 和 330 d 时均显著高于低氮添加 (N15、N30 和 N50) 和对照。土壤 NO_3^--N 含量随着培养时间的延长呈先升高后降低趋势。N0、N15、N50、N100 和 N200 处理土壤 NO_3^--N 含量在培养第 360 d 时最高,N30、N150 和 N300 处理土壤 NO_3^--N 含量在培养第 330 d 时最高。高氮添加 (N100、N150、N200 和 N300) 在培养 0 d 和 300 d 时土壤 NO_3^--N 含量均显著高于低氮添加 (N15、N30 和

N50) 和对照。培养 330 d、360 d 和 390 d 时,N50、N100、N150、N200 和 N300 处理的土壤 NO_3^--N 含量显著高于 N0、N15 和 N30。

2.2.2 土壤无机氮转化速率变化

培养期内土壤净氨化速率变化见图 3。在培养期间,土壤净氨化速率均为负值。培养期内,高氮添加 (N100、N150、N200 和 N300) 处理在培养 360 d 时土壤净氨化速率最高,N0、N15 和 N30 时处理在培养 300 d 时最高。N50 处理的净氨化速率在培养 390 d 时最高,但与培养 330 d 和 360 d 土壤的净氨化速率无显著差异。在培养 300 d、330 d 和 390 d 时,N15 处理的土壤净氨化速率显著高于其他氮添加处理和对照。在培养 360 d 时,N150 处理土壤净氨化速率显著高于其他氮添加处理和对照。培养期间,N30、N50 和 N100 处理的土壤净氨化速率均显著低于对照 N0,分别降低了 16.88%、169.60% 和 150.67%。

随培养时间的延长,土壤净硝化速率表现为先升高后降低趋势(图 4)。培养 390 d 时,8 个氮处理土壤净硝化速率均为最低。培养 390 d 时,N150、

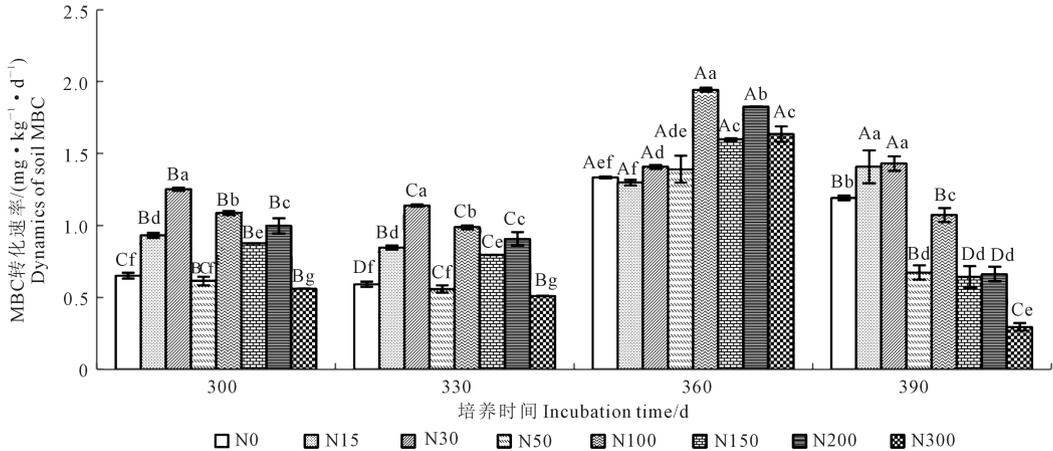


图 2 土壤 MBC 转化速率

Fig.2 Dynamics of soil MBC conversion rate

表 2 土壤原位矿化过程中 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量变化/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Table 2 Changes of NH_4^+-N and NO_3^--N contents in soil during in-situ mineralization

培养时间 Incubation time/d	铵态氮 NH_4^+-N							
	N0	N15	N30	N50	N100	N150	N200	N300
0	27.42±1.28Ac	21.11±0.43Ad	30.97±2.24Ac	66.26±2.06Aa	61.16±3.88Ab	27.60±0.85Ac	29.25±1.05Ac	30.32±0.80Ac
300	11.40±0.69Bc	10.57±1.03Bc	11.35±0.98Bc	10.94±0.86Bc	9.06B±0.71Cd	11.80±0.75Cbc	13.22±1.11Bb	16.89±0.75Ba
330	3.85±0.20Cf	8.28±0.69Cc	5.00±0.43Ce	12.44±0.27Ba	6.54±0.11CdD	7.76±0.37Dc	5.91±0.75Dde	10.22±1.16Db
360	3.43±0.18Cd	2.93±0.28Dd	3.35±0.23Cd	6.65±1.32Cc	10.52±0.57Bb	13.5±1.43Ba	9.31±0.64Cb	14.19±0.67Ca
390	3.26±0.50Ced	3.8±0.12Dbc	3.13±0.36Cd	3.50±0.15Dbcd	3.91±0.53Db	2.98±0.22Ed	3.56±0.17Ehed	6.41±0.08Ea
培养时间 Incubation time/d	硝态氮 NO_3^--N							
	N0	N15	N30	N50	N100	N150	N200	N300
0	1.82±0.04Ee	1.92±0.23Ce	2.93±0.24Ee	2.82±0.07Ee	9.90±0.13Ed	37.67±0.48Dc	48.09±1.46Cb	66.21±0.98Ca
300	13.22±0.99Cg	17.48±0.56Be	22.48±3.06Ce	30.73±1.58Cd	36.89±0.89Cc	49.30±1.91Cb	50.72±0.63Cb	85.69±5.08Ba
330	16.34±0.61Bg	22.56±0.72Af	46.11±1.42Ae	52.29±4.59Bd	51.15±0.40Bd	77.90±1.00Ab	65.27±1.67Bc	114.14±3.61Aa
360	21.61±0.77Ag	23.11±0.19Ag	32.02±0.70Bf	61.85±0.42Ad	85.37±4.89Ab	56.44±0.86Be	80.20±1.92Ac	89.56±0.89Ba
390	6.93±0.53Df	16.70±1.39Be	18.00±0.73De	23.61±0.89Dcd	21.00±2.54Dd	25.81±1.61Ec	37.72±1.22Db	65.06±2.96Ca

N200 和 N300 处理土壤净硝化速率为负值,其他时间为正值。在培养 300 d、330 d 和 390 d 时,N50 处理土壤净硝化速率高于或显著高于其他氮添加处理和对照。在培养 360 d 时,N15 处理土壤净硝化速率显著高于其他氮添加处理和对照。培养期间,N15、N30、N50 和 N100 的土壤净硝化速率均显著高于对照 N0,分别增加了 40.80%、110.31%、206.83%

和 202.04%。

培养期间土壤净矿化速率见图 5。N0、N30、N50、N100、N150、N200 和 N300 处理在培养 360 d 时净矿化速率最高,N15 处理在培养 300 d 时土壤净矿化速率最高。培养 390 d 时,各处理土壤净矿化速率均为负值,且 N15 处理显著高于其他处理。培养 360 d 时,高氮添加(N100、N150、N200 和 N300)

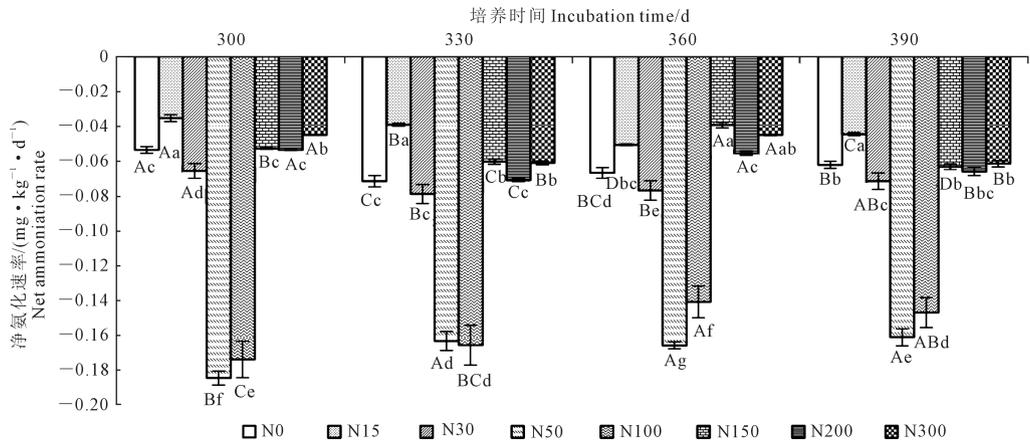


图 3 培养期间土壤净氨化速率变化
Fig.3 Dynamics of net ammonification rate

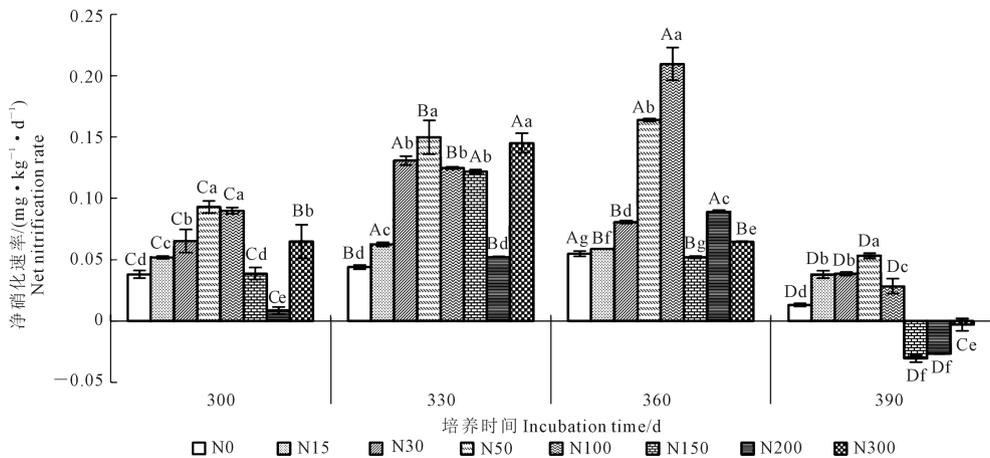


图 4 培养期间土壤净硝化速率变化
Fig.4 Dynamics of net nitrification rate

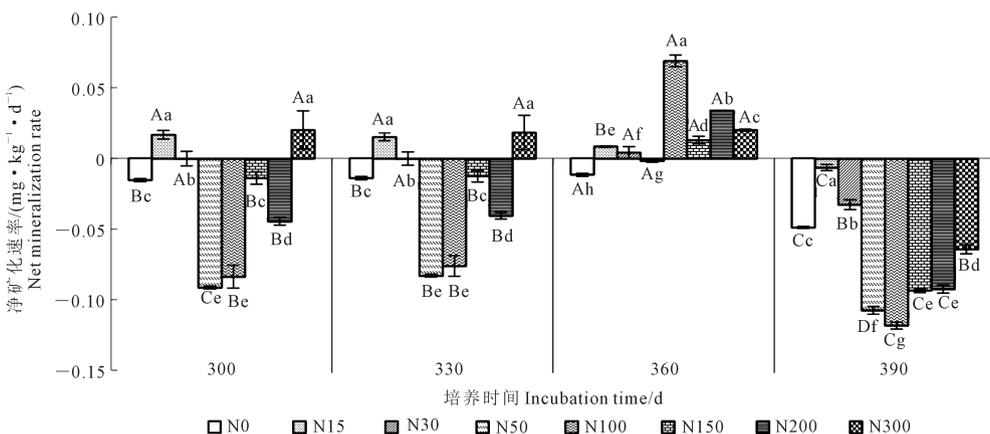


图 5 培养期间土壤净矿化速率变化
Fig.5 Dynamics of net mineralization rate

净矿化速率显著高于低氮添加(N15、N30 和 N50) 和对照。N300 处理在培养 300 d 和 330 d 时,土壤净矿化速率高于或显著高于其他氮处理。培养期间,N15 和 N30 处理的净矿化速率高于对照 N0,分别提高了 150%、50%;N50、N100、N150 和 N200 处理的净矿化速率低于对照 N0,分别降低了 254.52%、161.50%、33.90%和 79.85%。

2.2.3 土壤有机氮含量变化 SON、土壤 DON 和土壤 MBN 含量变化见表 3。N15、N30、N50 和 N100 处理 SON 含量随培养时间延长呈升高趋势,培养 390 d 时最高。N0、N150、N200 和 N300 的 SON 含量随培养时间延长,呈现先升高后降低趋势。N0 和 N200 在培养 360 d 时 SON 含量最高,N300 在培养 330 d 时 SON 含量最高。在培养 0 d 和 300 d 时,7 个氮添加处理 SON 含量与对照相比无显著差异。在培养 330 d 时,高氮添加(N150、N200 和 N300) SON 含量显著高于低氮添加(N15、N30 和 N50) 和对照。培养 390 d 时,7 个氮添加处理 SON 含量均高于对照。8 个氮添加处理的土壤 DON 含量均在培养第 300 d 时最低。培养 330 d、360 d 和 390 d 时,高氮添加(N100、N150、N200 和 N300)土壤 DON 含量显著高于低氮添加(N15、N30 和 N50) 和对照。培养 300 d 时,N150、N200 和 N300 处理的土壤 DON 含量显著高于 N0、N15、N30、N50 和 N100。培养 0 d 时,高氮添加(N100、N150、N200 和 N300)土壤 DON 含量显著高于 N0、N15 和 N50。N0、N15、N30 和 N50 在培养初期土壤 MBN 含量最低,N100 在培养 330 d 时土壤 MBN 含量最低,N150、N200 和

N300 在培养 390 d 时土壤 MBN 含量最低。培养 0 d 时,高氮添加(N100、N150、N200 和 N300)土壤 MBN 含量显著高于低氮添加(N15、N30 和 N50) 和对照。

2.2.4 SON 含量及其转化速率变化 SON 转化速率见图 6。培养期内,各处理 SON 转化速率均为正值。N15、N30 和 N50 处理 SON 转化速率在培养 390 d 时最高。N100、N150、N200 和 N300 的 SON 转化速率随培养时间延长呈先升高后降低趋势,N100、N150 和 N300 处理在培养 330 d 时最高,N200 在培养 360 d 时最高。培养 330 d 和培养 360 d 时,高氮添加(N100、N150、N200 和 N300)SON 转化速率高于或显著高于低氮添加(N15、N30 和 N50) 和对照。培养 300 d 时,N300 处理的 SON 转化速率显著高于其他氮处理。培养 390 d 时,7 个氮添加处理的 SON 转化速率均高于或显著高于对照。

土壤 MBN 转化速率见图 7。培养 300 d 和培养 390 d 时,N200 和 N300 处理土壤 MBN 转化速率为负值;其他处理在培养期内均为正值。N0 和 N15 处理在培养 390 d 时土壤 MBN 转化速率最高,N30、N50 和 N150 处理在培养 300 d 时最高,N100 和 N300 处理在培养 360 d 时最高。培养 300 d 和 330 d 时,N200 和 N300 处理土壤 MBN 转化速率显著低于其他处理。培养 390 d 时,N150、N200 和 N300 处理的土壤 MBN 转化速率显著低于其他氮处理。

2.3 土壤碳氮转化的耦合关系

在整个原位矿化培养期间,SOC 与 Total N, MBC 与 MBN,土壤 DOC 与土壤 DON,SOC 转化速率与净矿化速率、净硝化速率和 MBN 转化速率的相关

表 3 土壤 SON、DON 和 MBN 含量变化

Table 3 Changes of SON, DON and MBN contents in soil during in-situ mineralization

培养时间 Incubation time/d	SON/(g · kg ⁻¹)							
	N0	N15	N30	N50	N100	N150	N200	N300
0	2.28±0.21Da	2.39±0.39Ca	2.23±0.22Ca	2.20±0.20Ca	2.44±0.38Ba	2.53±0.09Ba	2.30±0.13Da	2.36±0.56Da
300	2.83±0.14Cab	2.71±0.08Cb	2.62±0.24Cb	2.77±0.26Cb	2.89±0.16Bab	2.80±0.25Bab	2.89±0.19Cab	3.28±0.49Ca
330	3.50±0.12Bd	3.86±0.08Bed	4.06±0.36Bed	4.08±0.32Bed	4.56±1.01Abc	5.23±0.31Aab	5.55±0.17Aa	5.39±0.22Aa
360	4.14±0.13Abc	3.89±0.13Bc	3.87±0.11Bc	4.18±0.86Bbc	4.63±0.22Abc	4.94±0.36Ab	5.86±0.61Aa	4.66±0.42Bbc
390	3.68±0.03Bc	4.67±0.82Aab	4.82±0.03Aa	5.10±0.02Aa	4.80±0.06Aa	4.85±0.09Aa	4.94±0.18Ba	4.20±0.06Bbc
培养时间 Incubation time/d	DON/(mg · kg ⁻¹)							
	N0	N15	N30	N50	N100	N150	N200	N300
0	36.08±1.94Bd	34.41±0.39Bd	69.79±7.35Ab	37.05±0.20Dd	58.69±0.70Dc	60.22±0.83Cc	55.50±0.39Dc	103.23±0.83Ca
300	17.41±0.75Ce	18.08±1.33Ce	22.00±0.69Ed	24.90±1.65Ebcd	23.30±1.39Ecd	28.10±1.93Db	26.45±0.46Ebc	53.50±4.42Da
330	45.42±4.42Afg	40.33±0.16Ag	47.82±2.50Cef	52.45±1.27Be	71.69±5.63Cd	100.27±3.58Ab	92.82±1.46Ac	128.76±3.53ABa
360	42.87±1.51Af	39.78±0.64Af	57.44±1.55Be	67.43±0.28Ad	82.42±4.33Bc	102.95±3.54Ab	78.63±1.58Bc	140.00±11.79Aa
390	46.07±0.73Ad	39.22±4.27Ae	38.76±3.04De	49.58±1.85Cd	93.24±1.39Ab	72.34±1.31Bc	74.65±2.54Cc	122.93±6.36Ba
培养时间 Incubation time/d	MBN/(mg · kg ⁻¹)							
	N0	N15	N30	N50	N100	N150	N200	N300
0	37.25±3.57Ee	38.30±1.39Ee	33.77±2.05Ce	36.63±1.94Ce	56.19±3.43Dd	72.34±0.68Ec	86.93±4.23Bb	123.24±3.58Ba
300	66.14±3.24Cf	67.99±1.00Cf	80.38±5.63Ad	89.36±2.47Ac	86.30±2.68Cc	111.09±1.95Aa	74.09±2.65Ce	101.75±2.97Cb
330	56.06±0.39De	62.58±0.59De	71.87±1.49Bd	76.31±8.24Bcd	80.89±1.53Cc	98.33±2.01Bb	104.83±4.70Ab	124.60±5.61Ba
360	71.87±1.11Be	75.20±2.65Be	73.45±0.42Be	86.21±2.36Ad	123.40±2.08Ab	89.26±4.17Cd	104.53±4.61Ac	164.74±4.39Aa
390	76.59±2.21Ac	89.45±2.70Ab	81.17±0.59Ac	88.15±2.36Ab	98.79±6.25Ba	80.66±3.70Dc	81.72±4.28Bc	89.73±3.68Db

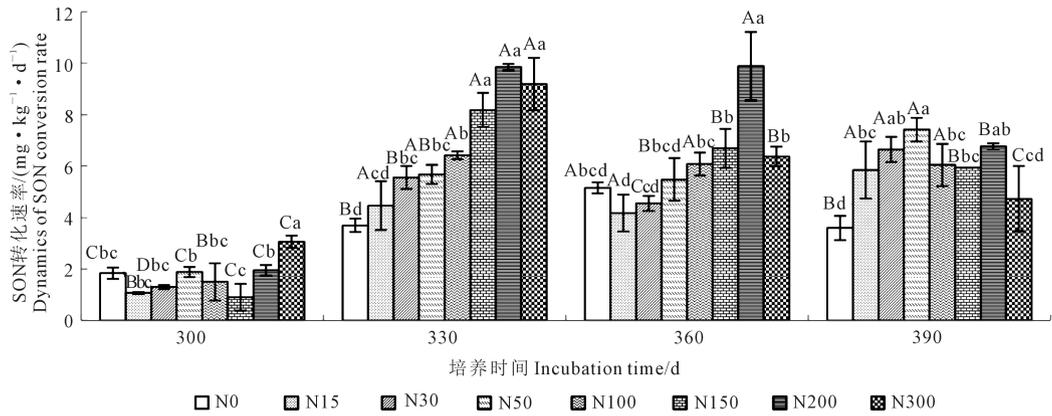


图 6 培养期间 SON 转化速率变化
Fig.6 Dynamics of SON conversion rate

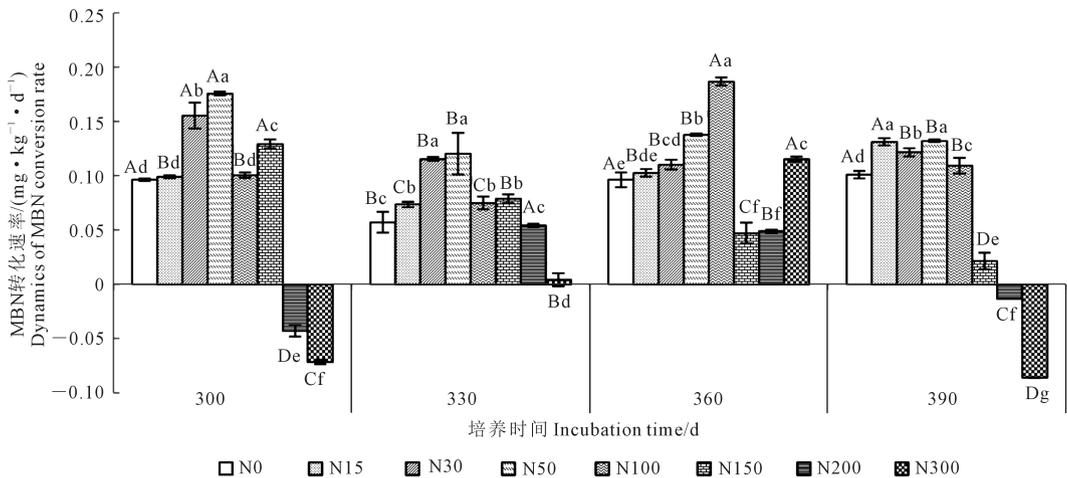


图 7 培养期间土壤 MBN 转化速率变化
Fig.7 Dynamics of MBN conversion rate

性存在明显不同。这说明不同形式的碳发生变化,与之相对应的不同形式氮的反应不同。设定土壤 Total N、MBN、DON、净氨化速率、净硝化速率和 MBN 转化速率 6 个自变量分别为 $x_1, x_2, x_3, x_4, x_5, x_6$, 对应的应变变量 SOC、MBC、DOC、SOC 转化速率, 分别设定为 y_1, y_2, y_3, y_4 。土壤碳氮转化耦合结果如表 4 所示, SOC 与 Total N 比值呈极显著正相关, 土壤 MBC 与土壤 MBN 呈极显著负相关, 土壤 DOC 与土壤 DON 呈极显著正相关, SOC 转化速率与 MBN 转化速率呈极显著正相关。

将 8 个氮添加处理所有时间段的土壤相关化学指标进行相关分析, 结果见表 5。土壤 MBC 与土壤 Total N、DOC、 NO_3^- -N 和 SON 呈极显著负相关 ($P < 0.01$), 与 NH_4^+ -N 呈显著负相关 ($P < 0.05$), 与土壤 C/N 比值呈极显著正相关 ($P < 0.01$)。土壤 MBN 与土壤 Total N、SOC、DOC、 NO_3^- -N 和 SON 呈极显著正相关 ($P < 0.01$), 与 NH_4^+ -N 呈显著正相关 ($P < 0.05$), 与土壤 C/N 比值呈显著负相关 ($P < 0.05$), 与 MBC 呈极显著负相关 ($P < 0.01$)。土壤 MBC/MBN

与土壤 C/N 和 MBC 呈极显著正相关 ($P < 0.01$), 与 Total N、SOC、DOC、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、SON 和 MBN 呈极显著负相关 ($P < 0.01$)。土壤 DON 与土壤 Total N、SOC、DOC、 NO_3^- -N、SON 和 MBN 呈极显著正相关 ($P < 0.01$), 与土壤 C/N 比值呈显著负相关 ($P < 0.05$), 与 MBC 呈极显著负相关 ($P < 0.01$)。土壤 MBN 转化速率与土壤 Total N 和 DOC 呈显著负相关 ($P < 0.05$), 与土壤 SOC、 NO_3^- -N 和 MBN 呈极显著负相关 ($P < 0.01$), 与土壤 MBC 呈极显著正相关 ($P < 0.01$)。土壤 MBC 转化速率与 NO_3^- -N 含量呈显著负相关 ($P < 0.05$)。土壤净氨化速率与土壤 NH_4^+ -N 呈极显著负相关 ($P < 0.01$)。土壤净硝化速率与 NH_4^+ -N 呈极显著正相关 ($P < 0.01$)。土壤净硝化速率与土壤 NH_4^+ -N 呈极显著负相关 ($P < 0.01$)。土壤有机碳转化速率与土壤 DOC、 NO_3^- -N 和 MBN 呈极显著负相关 ($P < 0.01$), 与土壤 SOC 呈显著负相关 ($P < 0.05$), 与 MBC 呈极显著正相关 ($P < 0.01$)。

表 4 土壤碳氮转化的耦合关系

Table 4 Coupling relationship between soil carbon and nitrogen conversion

自变量 Independent variable	应变量 Dependent variab	线性方程 Linear equation	相关系数 Correlationcoefficient
Total N(x_1)	SOC(y_1)	$Y_1 = 4.4943x_1 + 22.386$	$R^2 = 0.848^{**}$
MBN(x_2)	MBC(y_2)	$Y_2 = -3.0006x_2 + 1038.9$	$R^2 = -0.869^{**}$
DON(x_3)	DOC(y_3)	$Y_3 = 1.0782x_3 + 412.31$	$R^2 = 0.824^{**}$
净氨化速率 Net ammonization rate(x_4)	SOC 转化速率 SOC conversion rate(y_4)	$Y_4 = -0.1398x_4 - 0.0248$	$R^2 = 0.080$
净硝化速率 Net nitrification rate(x_5)	SOC 转化速率 SOC conversion rate(y_4)	$Y_4 = 0.0772x_5 - 0.0183$	$R^2 = 0.011$
MBN 转化速率 MBN conversion rate(x_6)	SOC 转化速率 SOC conversion rate(y_4)	$Y_4 = 0.3479x_6 - 0.0412$	$R^2 = 0.769^{**}$

注: * 表示显著相关($P < 0.05$), ** 表示极显著相关($P < 0.01$)。下同。

Note: * indicates significant correlation ($P < 0.05$), ** indicates highly significant correlation ($P < 0.01$). The same below.

表 5 土壤碳氮转化速率与土壤化学指标的相关关系

Table 5 Correlation between soil carbon and nitrogen conversion rate and soil chemical index

项目 Item	MBN	MBC	MBC/ MBN	DON	MBN 转化速率 MBN conversion rate	MBC 转化速率 MBC conversion rate	净氨化速率 Net ammonization rate	净硝化速率 Net nitrification rate	净氮矿化速率 Net mineralization rate	SOC 转化速率 SOC conversion rate
Total N	0.674**	-0.526**	-0.725**	0.604**	-0.500*	-0.088	0.000	-0.052	-0.167	-0.258
SOC	0.726**	-0.383	-0.636**	0.683**	-0.674**	-0.330	0.197	-0.249	0.019	-0.450*
C/N	-0.492*	0.563**	0.659**	-0.421*	0.224	-0.131	0.174	-0.162	0.272	0.057
DOC	0.877**	-0.875**	-0.911**	0.824**	-0.434*	-0.238	-0.103	0.334	0.026	-0.637**
$NH_4^+ - N$	0.447*	-0.437*	-0.522**	0.377	0.160	-0.309	-0.843**	0.809**	-0.741**	-0.205
$NO_3^- - N$	0.979**	-0.889**	-0.956**	0.964**	-0.767**	-0.425*	0.084	0.004	-0.011	-0.834**
SON	0.672**	-0.524**	-0.723**	0.603**	-0.504*	-0.084	0.011	-0.062	-0.159	-0.256
MBC	-0.869**	1.000	0.935**	-0.856**	0.529**	0.154	0.023	-0.248	-0.056	0.723**
MBN	1.000	-0.869**	-0.953**	0.982**	-0.731**	-0.400	0.065	0.061	0.036	-0.838**

3 讨论

3.1 氮添加水平对土壤碳氮转化特征的影响

氮沉降对草原生态系统土壤生态过程的影响已成为近年来生态学研究热点^[14,18-19]。适量氮沉降可增加土壤氮供应,对生态系统影响表现为正效应,但过量氮沉降会导致土壤中的碳氮磷化学计量特征改变^[20],对土壤养分循环影响表现为负效应。SON 的矿化是决定土壤供氮能力的重要生态过程,氮素添加在调控土壤氮转化方面有着重要的作用。本研究表明,氮添加显著增加了土壤的累积氮矿化量,并对土壤硝化、氨化及矿化速率具有显著的影响。在整个培养期,氮添加处理土壤 $NO_3^- - N$ 含量显著高于对照,土壤净硝化量最大值出现在 7 月份(培养 330 d)或 8 月份(培养 360 d),而这两个时期正值贝加尔针茅草原雨水充沛的月份,因此可能会导致 $NO_3^- - N$ 淋溶损失。进入 9 月份(培养 390 d),所有处理的净硝化速率达到最低值。相比无氮添加对照,氮添加处理在培养大部分时间段增加了土壤净硝化速率,促进了土壤的硝化作用。培养 300、330、360 d 和 390 d 时,各氮添加处理的土壤 $NO_3^- - N$ 含量均高于各处理的 $NH_4^+ - N$ 含量,且土壤

净硝化速率明显高于净氨化速率,表明贝加尔针茅草原土壤氮矿化主要以硝化作用为主, $NO_3^- - N$ 是形成植被生物量的主要的有效氮素。这与邹亚丽等^[19]对黄土高原典型草原和王学霞等^[18]对青藏高原退化高寒草地的研究结果类似。本试验所添加氮素为硝酸铵,一方面 NO_3^- 输入,增加了土壤中 $NO_3^- - N$;另一方面, NH_4^+ 输入,增加了硝化作用的底物,导致硝化作用加强。

本研究中,氮添加总体上抑制了土壤净氨化速率。土壤净氨化量在整个原位矿化过程中均为负值。负值表示原位培养后的 $NH_4^+ - N$ 含量低于培养前的初始值, $NH_4^+ - N$ 发生了土壤的固持或转化为 $NO_3^- - N$ 。由于土壤 $NH_4^+ - N$ 含量变化同时受到硝化作用和氨化作用的共同影响,因此土壤净氨化速率不能全面反映土壤氨氧化作用的强弱。土壤氮矿化作用产物包括 $NO_3^- - N$ 和 $NH_4^+ - N$,二者在土壤中可以相互转化, $NO_3^- - N$ 与 $NH_4^+ - N$ 含量之和的变化速率用来表征土壤的净矿化速率^[21]。在整个矿化期除 N15 处理矿化速率平均值为正值外,其他处理矿化速率平均值均为负值。草地土壤的净矿化速率出现负值,表明土壤无机氮向有机氮转化,消耗无机氮。在整个培养期间,各氮添加处理 SON 转化

速率均为正值(图 6),表明 SON 的固定大于矿化, NH_4^+-N 含量表现为显著降低(表 2)。这与培养期内,土壤净硝化作用和净矿化作用与生物固持的相对强弱有关^[22]。在培养期内,N15 和 N30 处理促进了氮矿化作用,N50、N100、N150 和 N200 处理抑制了氮矿化作用。这与张璐等^[7]对内蒙古羊草草原的研究结果类似。净矿化速率并不与氮输入量增加呈显著正相关性,当氮添加量达到一定水平后,氮矿化速率会下降^[23-24]。Turner 等^[25]研究表明,在氮饱和系统中,氮输入对氮矿化速率有抑制作用。可能原因是氮添加量增大降低了土壤胞外酶活性;也可能是高氮添加使土壤中可利用氮含量增加,从而降低净氮矿化速率;也可能是高氮添加,引起土壤酸化,降低了土壤微生物活性。项目组前期研究表明,高氮添加降低土壤 pH、微生物活性和微生物功能多样性指数^[26],降低 0~10 cm 土层土壤脲酶和过氧化氢酶活性^[27]。土壤微生物数量和微生物活性降低会影响土壤净氮矿化速率。培养 390 d 时,高氮添加(N150、N200 和 N300)土壤净硝化、净氮化和净矿化速率均为负值,表明这个时期微生物对氮的固定大于矿化。

在整个原位矿化培养期,低氮添加(N15、N30 和 N50)与对照处理在培养前后 SOC 含量无显著性变化,而高氮添加(N100、N150、N200 和 N300)在培养末期的 SOC 含量显著低于培养初期。培养 300 d、360 d、390 d 时,N50、N100、N150、N200 和 N300 处理 SOC 转化速率为负值,说明在这个时期 SOC 的矿化大于 SOC 的积累。总体上,N15、N30 处理提高了 SOC 转化速率,N50、N100、N150、N200 和 N300 处理降低了 SOC 转化速率。Jussy 等^[28]研究表明,氮添加抑制酸性森林土壤碳矿化速率。李凯等^[29]研究表明,中、高氮处理抑制石栎和苦楮幼苗的土壤呼吸速率。李新爱等^[30]研究表明,长期单施化肥不利于稻田土壤有机质和 Total N 的积累。在整个培养期中,MBC 转化速率都为正值,与 SOC 转化速率不一致。

3.2 土壤原位矿化过程中碳氮转化的耦合关系

碳和氮的耦合特征是草原生态系统过程研究关注的焦点之一^[22]。氮沉降改变土壤草原土壤氮转化速率,必将影响土壤碳转化过程。在整个矿化培养期内,SOC 含量与土壤 Total N 存在极显著正相关关系,相关系数为 0.848^{**},且符合一元一次线性回归方程,这说明 SOC 与土壤 Total N 含量变化具有一致性。土壤 DOC、DON 含量与碳氮循环和植物生长密切联系。本研究中,土壤 DOC 与土壤 DON

呈显著正相关,相关系数为 0.824^{**}。SOC 转化速率与 MBN 转化速率呈极显著正相关,相关系数为 0.769^{**},这说明土壤碳氮转化过程相互影响。土壤微生物是驱动 SOC 转化的主导因子^[31],本研究表明,土壤 MBC 与 SOC 转化速率呈极显著正相关。表明土壤 MBC 是影响 SOC 转化的重要驱动因子。土壤 MBN 与 SOC 转化速率呈极显著相关性,表明土壤 MBN 对草地 SOC 的转化有显著影响。土壤 MBC、MBN 与净氮化速率、净硝化速率和净矿化速率之间无显著的相关性。以往的研究也有类似的研究结果^[32-33]。土壤 MBC、MBN 与净矿化速率无显著相关性,表明土壤 MBC、MBN 含量对草地土壤的氮矿化的影响有限^[8]。矿化培养末期与培养前相比,各处理 SON 含量表现为增加,低氮添加 SOC 含量无显著性变化,而高氮添加 SOC 含量显著降低。在整个矿化培养期,土壤 MBN 与 DOC 呈极显著正相关,表明土壤 DOC 含量受土壤 MBN 含量的显著影响。

氮沉降对草原生态系统的影响是一个长期的过程,土壤质量的改变是长期积累的效应,是一个缓慢的过程。氮添加水平显著影响贝加尔针茅草原土壤碳氮转化特征、土壤微生物生物量^[26]、土壤酶活性^[27]和土壤微生物组成。在进行矿化培养过程中,本研究未同时进行土壤微生物活性的测定,而土壤微生物在土壤碳氮矿化过程中起着非常重要的作用。在今后研究土壤碳氮矿化研究中,需进一步结合土壤微生物活性测定。另外,本研究进行原位观测时间较短,只是初步反映了氮添加对土壤碳氮转化的影响。进一步研究土壤碳氮转化过程对氮添加的响应需要更密集的时间点和较长期的矿化培养。

4 结 论

1) 氮添加促进了土壤净硝化作用,抑制了净氮化作用,N15、N30 处理促进了土壤净氮矿化作用,N50、N100、N150 和 N200 处理抑制了土壤净氮矿化作用。贝加尔针茅草原土壤氮矿化主要以硝化作用为主。N15、N30 处理提高了 SOC 转化速率,N50、N100、N150、N200 和 N300 处理降低了 SOC 转化速率。

2) 土壤 MBC 与 MBN 呈极显著负相关;SOC 转化速率与 MBC 呈极显著正相关,与 MBN 呈极显著负相关。SOC 转化速率与 MBN 转化速率呈极显著正相关,土壤碳氮转化过程相互影响。

3) 本研究在一定程度上表明,贝加尔针茅草原

土壤碳氮转化速率受氮沉降水平的显著影响,连续高氮沉降对土壤碳氮转化过程产生负面影响,不利于土壤碳氮的积累。

参考文献:

- [1] Matson P, Lohse K A, Hall S J. The globalization of nitrogen deposition; consequences for terrestrial ecosystems [J]. *AMBIO*, 2002, 31(2):113-119.
- [2] Hoefl I, Keuter A, Quinoenes C M, et al. Nitrogen retention efficiency and nitrogen losses of a managed and phyto-diverse temperate grassland [J]. *Basic and Applied Ecology*, 2014, 15(3):207-218.
- [3] 杨涵越, 张婷, 黄永梅, 等. 模拟氮沉降对内蒙古克氏针茅草原 N₂O 排放的影响[J]. *环境科学*, 2016, 37(5): 1900-1907.
- [4] Izauralde R C, Megill W B, Rosenberg N J. Carbon cost of applying nitrogen fertilizer [J]. *Science*, 2000, 288(5467):811-812.
- [5] Weintraub M N, Schimel J P. Interactions between carbon and nitrogen mineralization and soil organic matter chemistry in arctic tundra soils [J]. *Ecosystems*, 2003, 6(2): 129-143.
- [6] Hyvönen R, Persson T, Anderson S, et al. Impact of long-term nitrogen addition on carbon stocks in trees and soils in northern Europe [J]. *Biogeochemistry*, 2008, 89(1):121-137.
- [7] 张璐, 黄建辉, 白永飞, 等. 氮素添加对内蒙古羊草草原净氮矿化的影响[J]. *植物生态学报*, 2009, 33(3): 563-569.
- [8] 罗亲普, 龚吉蕊, 徐沙, 等. 氮磷添加对内蒙古温带典型草原净氮矿化的影响[J]. *植物生态学报*, 2016, 40(5): 480-492.
- [9] 吕玉, 周龙, 龙光强, 等. 不同氮水平下间作对玉米土壤硝化势和氨氧化微生物数量的影响[J]. *环境科学*, 2016, 37(8): 3229-3236.
- [10] Chen R R, Senbayram M, Blagodatsky S, et al. Soil C and N availability determine the priming effect; microbial N mining and stoichiometric decomposition theories [J]. *Global Change Biology*, 2014, 20(7):2356-2367.
- [11] Hagedorn F, Spinnler D, Siegwolf R. Increased N deposition retards mineralization of old soil organic matter [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(12):1683-1692.
- [12] Bloor J M G, Niboyet A, Leadley P W, et al. CO₂ and inorganic N supply modify competition for N between co-occurring grass plants, tree seedlings and soil microorganisms [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(3):544-552.
- [13] Song M H, Jiang J, Xu X L, et al. correlation between CO₂ efflux and net nitrogen mineralization and its response to external C or N supply in an alpine meadow soil [J]. *Pedosphere*, 2011, 21(5): 666-675.
- [14] Chapman L A Y, Menulty S G, Sun G, et al. Net nitrogen mineralization in natural ecosystems across the conterminous US [J]. *International Journal of Geoscience*, 2013, 4(9):1300-1312.
- [15] Clark C M, Tilman D. Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands [J]. *Nature*, 2008, 451: 712-715.
- [16] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M], 第三版. 北京: 中国农业出版社, 2000, 27-76.
- [17] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物量测定方法及其应用 [M]. 北京: 气象出版社, 2006, 54-74.
- [18] 王学霞, 董世魁, 高清竹, 等. 青藏高原退化高寒草地土壤氮矿化特征以及影响因素研究 [J]. *草业学报*, 2018, 27(6): 1-9.
- [19] 邹亚丽, 牛得草, 杨益, 等. 氮素添加对黄土高原典型草原土壤氮矿化的影响 [J]. *草地学报*, 2014, 22(3): 461-468.
- [20] 刘红梅, 李洁, 王丽丽, 等. 氮添加对贝加尔针茅草原植物和土壤化学计量特征的影响 [J]. *草业学报*, 2018, 27(7): 25-35.
- [21] 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.
- [22] Liu X R, Dong Y S, Ren J Q, et al. Drivers of soil net nitrogen mineralization in the temperate grasslands in Inner Mongolia, China [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2010, 87(1):59-69.
- [23] Aber J D, Magill A H. Chronic nitrogen additions at the Harvard Forest (USA): the first 15 years of a nitrogen saturation experiment [J]. *Forest Ecology and Management*, 2004, 196(1):1-5.
- [24] Corre M D, Befse F O, Brumme R. Soil nitrogen cycle in high nitrogen deposition forest: changes under nitrogen saturation and liming [J]. *Ecological Applications*, 2003, 13(2):287-298.
- [25] Turner B L, Wright S J. The response of microbial biomass and hydrolytic enzymes to a decade of nitrogen, phosphorus, and potassium addition in a lowland tropical rain forest [J]. *Biogeochemistry*, 2014, 117(1):115-130.
- [26] 刘红梅, 张海芳, 皇甫超河, 等. 长期氮添加对贝加尔针茅草原土壤微生物群落多样性的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(4): 709-717.
- [27] 刘红梅, 周广帆, 李洁, 等. 氮沉降对贝加尔针茅草原土壤酶活性的影响 [J]. *生态环境学报*, 2018, 27(8): 1387-1394.
- [28] Jussy J H, Colin-Belgrand M, Dambrine É, et al. N deposition, N transformation and N leaching in acid forest soils [J]. *Biogeochemistry*, 2004, 69(2):241-262.
- [29] 李凯, 江洪, 由美娜, 等. 模拟氮沉降对石栎和苦楮幼苗土壤呼吸的影响 [J]. *生态学报*, 2011, 31(1): 82-89.
- [30] 李新爱, 童成立, 蒋平, 等. 长期不同施肥对稻田土壤有机质和全氮的影响 [J]. *土壤*, 2006, 38(3): 298-303.
- [31] Cooper J M, Burton D, Daniell T J, et al. Carbon mineralization kinetics and soil biological characteristics as influenced by manure addition in soil incubated at a range of temperatures [J]. *European Journal of Soil Biology*, 2011, 47(6):392-399.
- [32] Hossain A K M A, Raison R J, Khanna P K. Effect of fertilizer application and fire regime on soil mineralization in an Australia subalpine eucalypt forest [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1995, 19: 246-252.
- [33] Bengtsson G, Bengtson P, Månsson K F. Gross nitrogen mineralization-, immobilization-, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(1):143-154.