

DOI:10.13275/j.cnki.lykxyj.2022.03.008

东北人工红松针叶林和天然次生阔叶混交林 林下土壤氮初级转化速率特征

郎漫^{1,2}, 吴昌福², 苏孝纯², 李平^{1,2*}

(1. 南京信息工程大学, 江苏省农业气象重点实验室, 江苏 南京 210044; 2. 南京信息工程大学应用气象学院, 江苏 南京 210044)

摘要: [目的] 为了解森林土壤氮素转化特征及土壤氮供应能力, 为森林生态系统合理经营管理提供科学依据。[方法] 以东北寒温带人工红松针叶林和天然次生阔叶混交林表层土壤为研究对象开展室内培养试验, 采用¹⁵N 同位素成对标记技术和 FLUAZ 数值优化模型, 研究不同深度的土壤氮初级转化速率特征。[结果] 林地土壤的氮初级转化速率受林型、土壤深度及二者间交互作用的影响。人工红松针叶林土壤氮初级矿化速率和无机氮固定速率显著低于天然次生阔叶混交林土壤, 而初级硝化速率显著高于天然次生阔叶混交林土壤, 2 个林型土壤的氮初级转化速率都随着土壤深度的增加显著降低。土壤氮初级矿化速率和固定速率与土壤 pH、有机碳、水溶性有机碳与水溶性有机氮含量呈显著正相关, 土壤初级硝化速率与土壤 pH 呈显著负相关。人工红松针叶林土壤初级硝化速率与铵态氮固定速率比值显著高于天然次生阔叶混交林土壤, 而对硝态氮的固定速率显著低于天然次生阔叶混交林土壤。[结论] 2 种林型土壤氮素转化特征差异明显, 人工红松针叶林土壤的硝态氮产生能力较强而无机氮固持能力较弱, 容易发生硝态氮的淋溶风险, 天然次生阔叶混交林土壤氮矿化-固定过程耦合较好且硝化作用较弱, 不易引发硝态氮的积累和淋溶风险。

关键词: ¹⁵N 标记; 氮初级转化速率; 人工红松针叶林; 次生阔叶混交林

中图分类号: S153

文献标志码: A

文章编号: 1001-1498(2022)03-0063-09

氮素是植物生长发育所必需的大量营养元素。研究表明, 土壤氮素有效性是森林生产力的主要限制因子之一^[1-2]。土壤中氮的有效性受控于决定其数量和形态的有机氮矿化速率、无机氮固定速率和硝化反硝化速率的大小^[3]。近年来, 随着大气环境污染研究的推进, 大气氮沉降及其对森林生态系统的影响日益受到关注, 森林土壤氮转化过程及其机理也成为当前生态环境领域的研究热点。

森林类型不同, 输入到土壤中的林木凋落物和根系分泌物的种类、数量、分解速率等具有显著差异^[4], 进而导致森林土壤理化性质^[5]以及微生物数量、活性和群体结构显著不同^[6-7]。与阔叶林相比,

针叶林凋落物中所含的营养物质较少, 而木质素和纤维素等难降解物质较多, 分解速率较慢, 使得土壤有机碳总量和易分解有效碳数量相对较低^[8], 土壤 C/N 较高^[9]。此外, 针叶林凋落物分解过程中产生的有机酸和根系分泌的有机酸通常也会导致土壤 pH 显著低于阔叶林土壤^[9]。这些性质上的差异可能会对微生物参与的土壤氮素转化过程产生显著影响, 进而影响土壤中氮的有效性。目前, 关于不同森林类型土壤净氮转化速率的研究较多^[1,10-11], 而针对森林土壤氮初级转化速率的研究只有零星报道^[12]。研究发现, 森林土壤中铵态氮和硝态氮的周转速率很快, 有机质矿化产生的无机氮很快被微生物

收稿日期: 2021-12-16 修回日期: 2022-01-23

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41301345, 41101284)

作者简介: 郎漫, 博士, 副教授。主要研究方向: 土壤氮循环及其生态环境效应。E-mail: mlang@nuist.edu.cn

* 通讯作者: 李平, 博士, 副教授。主要研究方向: 土壤氮循环及其生态环境效应、土壤环境化学过程与污染控制。E-mail: pli@nuist.edu.cn

物固定为有机氮, 常规研究测定的土壤净氮矿化速率或净硝化速率为负值或者很低的情况实际上并不意味着森林土壤的氮矿化和硝化能力很低^[13]。自然条件下, 土壤净氮转化速率是控制氮转化的各个初级转化速率的综合结果^[14], 不能表征土壤氮实际转化速率的大小。因此, 研究土壤氮初级转化速率可以从过程水平上深入认识控制森林土壤中无机氮形态和含量的各个氮转化过程的初始速率^[15], 对于了解森林生态系统生产力、氮素循环, 评价森林土壤中氮素的可利用性以及森林经营管理具有重要意义。

针叶林和阔叶林是我国寒温带地区的两种主要林型, 前期已有较多关于寒温带森林土壤净氮转化速率的研究^[1,11,16], 但尚未有从土壤氮初级转化速率角度开展的研究报道。此外, 受进入土壤的林木凋落物数量、分解速率及林木根系活力差异的影响, 不同深度土壤的理化性质和生物学性质存在差异, 进而可能导致土壤氮初级转化速率的不同。因此, 本研究以我国东北寒温带的人工红松针叶林(简称针叶林, 下同)和天然次生阔叶混交林(简称阔叶林, 下同)不同深度的表层土壤为研究对象, 采用室内培养试验, 通过¹⁵N 同位素成对标记技术和 FLUAZ 数值优化模型研究土壤氮初级矿化速率、铵态氮固定速率、硝态氮固定速率、初级硝化速率特征对林型和土壤深度的响应, 旨在揭示该地区森林土壤氮素转化特征, 了解森林土壤氮供应能力及氮有效性, 为森林生态系统的合理经营管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试针叶林和阔叶林土壤采自黑龙江省北安市赵光镇, 该地区位于 47°35'~48°33' N、126°16'~127°53' E 之间, 海拔 300~350 m, 属寒温带大陆性季风气候, 土壤类型为暗沃冷凉淋溶土, 成土母质以花岗岩、砂页岩的风化残积物为主, 有黏化层和暗沃表层^[17-18]。北安市年平均降水量 553 mm, 年平均气温 2 °C。人工红松针叶林优势树种为红松 (*Pinus koraiensis* Sieb. et Zucc.), 其他树种为云杉 (*Picea asperata* Mast.) 和冷杉 (*Abies nephrolepis* Maxim.), 平均树龄超过 50 a, 树木间距约 2 m。天然次生阔叶混交林主要树种包括桦树 (*Betula platyphylla* Suk.)、杨树

(*Populus Bonatii* Levt.)、糠椴 (*Tilia mandshurica* Rmpr.et Maxim.)、榆树 (*Ulmus pumila* Linn.) 和蒙古栎 (*Quercus mongolica* Fisch. ex Ledeb.), 平均树龄超过 50 a。灌木有毛榛子 (*Corylus mandshurica* Maxim.)、暴马丁香 (*Syringa reticulate* (Blume) H. Hara var. *amurensis* (Rupr.) J. S. Pringle)、东北鼠李 (*Rhamnus schneideri* Levl.)、金银忍冬 (*Lonicera maackii* (Rupr.) Maxim.)、东北溲疏 (*Deutzia parviflora* Bunge var. *amurensis* Regel) 等。

于 2020 年 10 月 8 日取样, 每种林型土壤设置 3 个空间重复采样区域, 空间重复间隔 300 m 左右, 每个空间重复采样区域再设置 5 个采样点 (1 m × 1 m), 采样点间隔 20 m 左右, 每个采样点去除表层枯枝落叶后用直径为 5 cm 的环刀分别采集 0~10、10~20 cm 土壤, 将每个土层的 10 个样品混匀后作为此土层的一个空间重复样品^[11,19]。此混合样品过 2 mm 筛后一部分新鲜土样置于 4 °C 冰箱中储存用于培养试验, 其余土样风干后用于土壤理化性质分析, 2 种林型土壤的基本理化性质见表 1。

1.2 培养试验

本研究采用¹⁵N 同位素成对标记室内培养试验, 每个土壤设置 2 个¹⁵N 标记处理: 一个处理添加¹⁵NH₄NO₃, 一个处理添加 NH₄¹⁵NO₃, 每个处理 3 次重复。称取 30 g (干基) 新鲜土壤至 250 mL 三角瓶中, 用移液管向三角瓶中均匀加入 2 mL ¹⁵N 标记的¹⁵NH₄NO₃ 或 NH₄¹⁵NO₃ 溶液 (标记丰度为 5% atom), 使添加的铵态氮浓度达到 20 mg·kg⁻¹, 同时将土壤水分含量调至最大持水量的 60%。将三角瓶用锡箔封口, 并在锡箔上扎 4~5 个洞以利于通气, 然后置于 25 °C 恒温培养箱中培养 7 d, 培养期间每隔 1 d 通过称质量法补充蒸发损失的水分。分别在培养后的 0、1、3、5、7 d 破坏性取样, 向三角瓶中加入 75 mL 2 mol·L⁻¹ 的 KCl 溶液, 250 rpm 下振荡提取 1 h 后过滤, 将滤液收集于 100 mL 塑料瓶中用于分析无机氮浓度及其¹⁵N 丰度。过滤后的土壤用去离子水淋洗 3 次以去除残留的 KCl, 然后将土壤于 60 °C 下烘干, 球磨仪磨碎后用于分析土壤有机氮浓度及其¹⁵N 丰度。

1.3 测定项目与方法

土壤 pH 用电位法测定 (液土比为 2.5:1);

表1 供试土壤的基本理化性质 (平均值±标准差)

Table 1 Physico-chemical properties of the studied soils (mean ± SD)

土壤性质 Soil properties	CF土层 Soil layer of CF/cm		BF土层 Soil layer of BF/cm	
	0~10	10~20	0~10	10~20
pH	4.34±0.11 b	4.29±0.08 b	5.13±0.19 a	5.06±0.14 a
有机碳 SOC/%	1.93±0.15 b	0.89±0.14 c	4.46±0.57 a	2.14±0.07 b
全氮 TN/%	0.105±0.014 c	0.045±0.015 d	0.357±0.050 a	0.162±0.024 b
碳氮比 C/N	18.6±1.56 a	20.4±3.60 a	12.5±0.91 b	13.4±2.16 b
水溶性有机碳 SOC _w /(mg·kg ⁻¹)	132±9.02 c	89.3±8.50 d	487±34.1 a	328±27.0 b
水溶性有机氮 SON _w /(mg·kg ⁻¹)	16.1±1.02 c	11.5±0.93 d	36.7±4.35 a	27.9±3.13 b
铵态氮 NH ₄ ⁺ -N/(mg·kg ⁻¹)	11.4±0.71 b	4.72±0.46 d	16.2±1.05 a	7.31±0.86 c
硝态氮 NO ₃ ⁻ -N/(mg·kg ⁻¹)	7.81±0.28 a	3.43±0.44 c	5.65±0.51 b	2.26±0.31 d
最大持水量 WHC/%	61.7±3.20 b	64.6±4.16 b	82.4±5.97 a	86.5±4.31 a
砂粒 Sand/%	43.2±2.43 a	34.5±2.10 b	32.4±1.76 b	23.8±1.29 c
粉粒 Silt/%	36.3±0.90 c	43.8±1.99 b	43.7±2.74 b	48.4±2.33 a
黏粒 Clay/%	20.5±1.54 c	21.7±0.51 c	23.9±3.35 bc	27.8±3.50 a

注: CF表示人工红松针叶林; BF表示天然次生阔叶混交林。同行不同小写字母表示土层间差异显著($p<0.05$)。下同。

Notes: CF indicates *Pinus koraiensis* plantation coniferous forest; BF indicates natural secondary broad-leaved mixed forest. Different lowercase letters in the same row indicate significant difference among the four soil layers at 0.05 level. The same below.

土壤有机碳和全氮用 CN 元素分析仪 (vario MACRO cube, Germany) 测定; 土壤砂粒、粉粒、黏粒含量用比重计法测定; 土壤铵态氮、硝态氮含量用 MgO-定氮合金蒸馏法测定^[20]; 土壤用水浸提后利用有机碳氮分析仪测定水溶性有机碳和水溶性有机氮含量^[21]; 土壤最大持水量参照 Fierer 和 Schimel 的方法测定^[22]; 土壤无机氮和有机氮的¹⁵N 丰度采用同位素质谱仪 (Thermo Fisher MAT 253, USA) 测定。

1.4 数据处理与统计分析

土壤氮初级转化速率采用 FLUAZ 模型拟合得出^[23]。将每一次取样获得的标记铵态氮库和硝态氮库的铵态氮、硝态氮、有机氮浓度及其¹⁵N 丰度分别输入到模型中, 通过数值优化拟合出土壤氮初级矿化速率 (gm)、初级硝化速率 (gn)、初级固定速率 (gi)、铵态氮固定速率 (ia)、硝态氮固定速率 (in)。FLUAZ 模型以最小平均加权误差 (MWE, mean weighed error) 为标准拟合数据, 相对于最小平方和而言更加标准化, 能够更加准确反映速率之间的变异, 估算的土壤氮转化速率与实测值之间具有很好的一致性, 而且运用简便、迅速。该模型可以拟合出不同培养时间段的氮初级转化速率, 能够反映土壤氮转化的动态变化趋势, 本文通过加权平均法计算出了整个培养期间的平均氮

初级转化速率。文中数据均为 3 次重复的平均值, 采用 Origin 软件做图, 采用 SPSS 软件进行不同处理间的差异显著性检验。

2 结果与分析

2.1 土壤中无机氮含量的动态变化

2 种林型土壤中无机氮含量的动态变化见图 1。针叶林 0~10 cm 土壤铵态氮含量在 0~1 d 略有增加, 之后没有显著变化; 而 10~20 cm 土壤铵态氮含量在整个培养期间基本保持不变。阔叶林 0~10 cm 土壤铵态氮含量随着培养时间的增加显著增加, 10~20 cm 土壤铵态氮含量增加较缓 (图 1A)。说明阔叶林土壤有机氮矿化作用较强, 有机氮转化为铵态氮的速率高于针叶林土壤。2 种林型不同深度土壤中硝态氮含量在培养期间的动态变化很小 (图 1B), 说明土壤硝化速率较低。无论是针叶林还是阔叶林, 各个取样时间 0~10 cm 土壤无机氮含量均显著大于 10~20 cm 土壤 ($p<0.05$)。无论 0~10 cm 还是 10~20 cm 土壤, 阔叶林土壤铵态氮含量都显著高于针叶林土壤 ($p<0.05$) (图 1A), 而阔叶林土壤硝态氮含量则显著低于针叶林土壤 ($p<0.05$) (图 1B)。

2.2 土壤中无机氮¹⁵N 丰度的动态变化

2 种林型土壤中无机氮¹⁵N 丰度的动态变化见

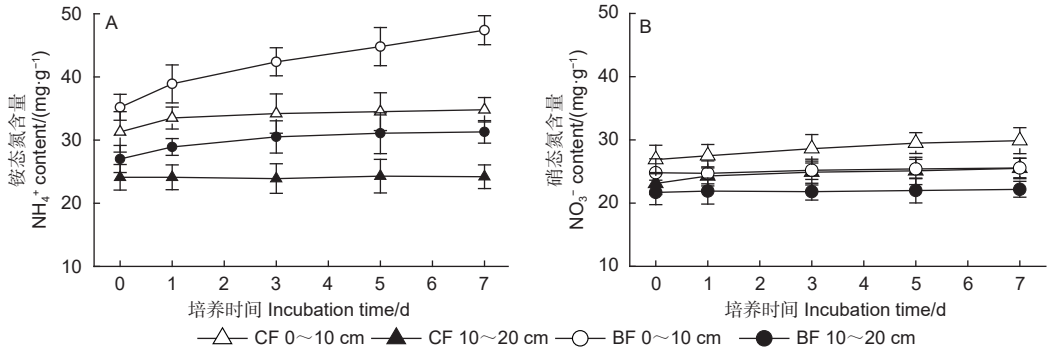
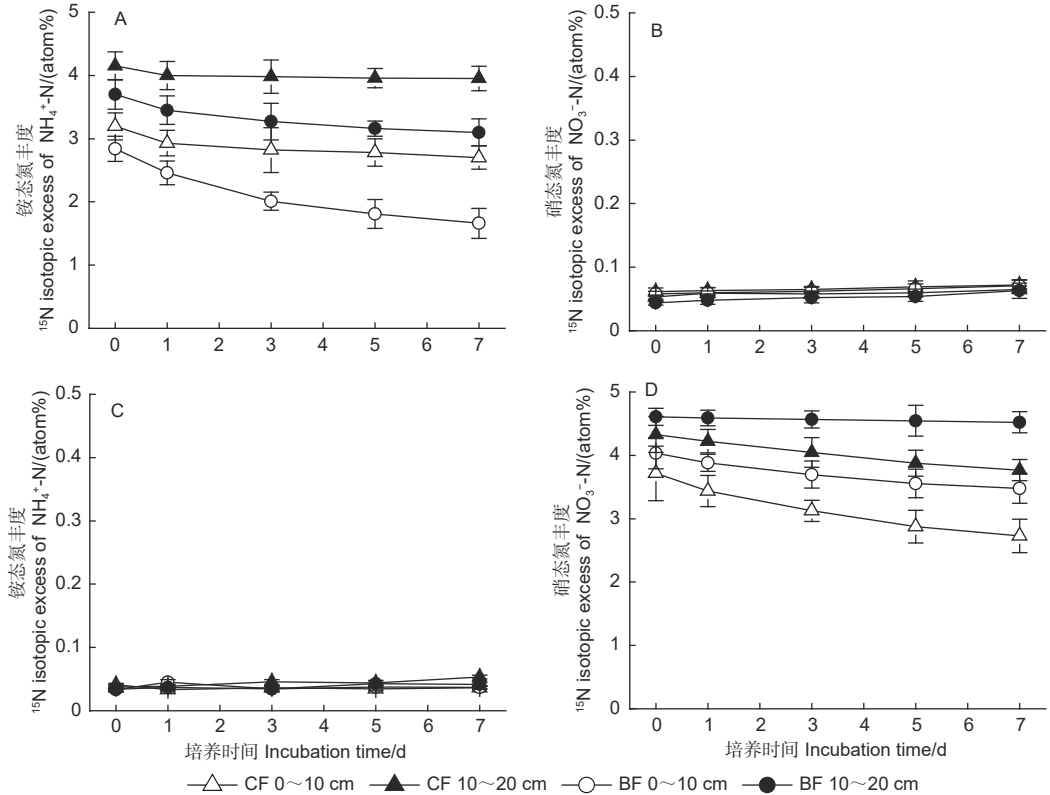


图 1 针叶林 (CF) 和阔叶林 (BF) 不同深度土壤中无机氮含量的动态变化

Fig. 1 Dynamic changes of inorganic N contents in coniferous (CF) and broad-leaved (BF) forest soils at different soil depths

图 2。在 $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ 标记的土壤样品中, 针叶林和阔叶林土壤中 NH_4^+ 库的 ^{15}N 丰度随培养时间的增加有不同程度的下降, 阔叶林土壤的 ^{15}N 丰度下降速率相对较快, 说明有机氮矿化产生了自然丰度的铵态氮稀释了标记的 NH_4^+ 库, 阔叶林土壤的有机氮矿化速率比针叶林土壤更快。随着土壤深度的增

加, 2 种林型土壤 NH_4^+ 库的 ^{15}N 丰度下降幅度均变缓 (图 2A)。在 $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ 标记的土壤样品中, NO_3^- 库的 ^{15}N 丰度在整个培养期间没有显著变化 (图 2B)。在 $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ 标记的土壤样品中, 无论哪种林型和土壤深度, 培养期间各处理 NH_4^+ 库的 ^{15}N 丰度均无明显变化 (图 2C), 说明土壤



注: (A) $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ 样品的 NH_4^+ -N 丰度; (B) $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ 样品的 NO_3^- -N 丰度; (C) $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ 样品的 NH_4^+ -N 丰度; (D) $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ 样品的 NO_3^- -N 丰度。

Notes: (A) ^{15}N isotopic excess of NH_4^+ in $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ labeled samples; (B) ^{15}N isotopic excess of NO_3^- in $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ labeled samples; (C) ^{15}N isotopic excess of NH_4^+ in $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ labeled samples; (D) ^{15}N isotopic excess of NO_3^- in $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ labeled samples.

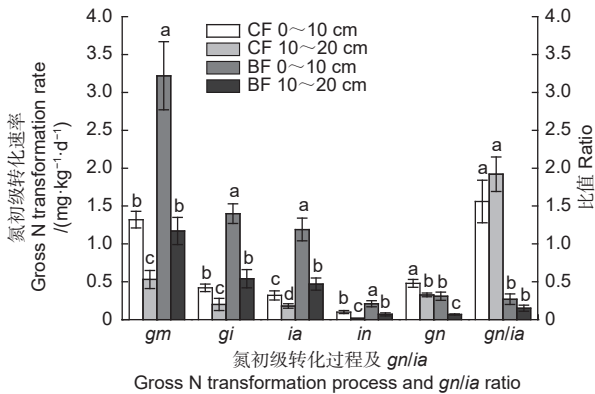
图 2 针叶林 (CF) 和阔叶林 (BF) 不同深度土壤中铵态氮和硝态氮 ^{15}N 丰度的动态变化

Fig. 2 Dynamic changes of ^{15}N isotopic excess of NH_4^+ -N and NO_3^- -N in coniferous (CF) and broad-leaved (BF) forest soils at different soil depths

中不存在标记的 NO_3^- 异化还原为 NH_4^+ 或已同化的 $^{15}\text{NO}_3^-$ 再矿化。培养期间各处理土壤中 NO_3^- 库的 ^{15}N 丰度随着培养时间的延长逐渐下降,说明土壤中发生了硝化作用产生了自然丰度的 NO_3^- 稀释了标记丰度的 NO_3^- 库。同一深度下,针叶林土壤的下降幅度相对较大;随着土壤深度增加,2种林型土壤 NO_3^- 库的 ^{15}N 丰度下降幅度都有所降低(图2D)。

2.3 土壤氮初级转化速率

林型和土壤深度对土壤氮初级转化速率具有显著影响,二者的交互作用也显著影响除初级硝化速率之外的其余各个氮初级转化速率(图3)。无论是0~10 cm 还是10~20 cm 土壤,氮初级矿化速率、初级固定速率、铵态氮固定速率和硝态氮固定速率都表现为阔叶林土壤显著高于针叶林土壤,而初级硝化速率则是针叶林土壤显著高于阔叶林土壤($p < 0.05$)。无论是针叶林还是阔叶林,随着土壤深度的增加,各个氮初级转化速率都显著下降($p < 0.05$)。针叶林0~10 cm 和10~20 cm 土壤初级硝化速率与铵态氮固定速率比值(gn/ia)分别为1.56和1.92,显著高于阔叶林相同土层(0.27、0.15)($p < 0.05$)。



注:图中不同小写字母表示各处理间差异显著($p < 0.05$)。

Notes: Different lowercase letters indicate significant difference among the four treatments ($p < 0.05$).

图3 针叶林(CF)和阔叶林(BF)不同深度土壤平均氮初级转化速率及 gn/ia 值

Fig. 3 Average gross N transformation rates and gn/ia ratio in coniferous (CF) and broad-leaved (BF) forest soils at different soil depths

相关分析表明:土壤氮初级矿化速率、初级固定速率、铵态氮和硝态氮固定速率都与土壤 pH、SOC、TN、 SOC_w 、 SON_w 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量呈显著正相关,初级矿化速率、初级固定速率和铵态氮

表2 土壤氮初级转化速率与土壤理化性质的相关关系
Table 2 The correlations between soil gross N transformation rates and soil physico-chemical properties

土壤性质 Soil properties	gm	gn	gi	ia	in
pH (H ₂ O)	0.648*	-0.602*	0.744**	0.751**	0.597*
有机碳 SOC	0.986**	-0.027	0.970**	0.922**	0.956**
全氮 TN	0.968**	-0.141	0.966**	0.930**	0.902**
碳氮比 C/N	-0.641*	0.495	-0.691*	-0.693*	-0.561
水溶性有机碳 SOC_w	0.860**	-0.403	0.910**	0.897**	0.802**
水溶性有机氮 SON_w	0.866**	-0.397	0.879**	0.846**	0.787**
铵态氮 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$	0.926**	0.324	0.871**	0.824**	0.961**
硝态氮 $\text{NO}_3^- - \text{N}$	0.347	0.830**	0.194	0.175	0.448
最大持水量 WHC	0.493	-0.713**	0.593*	0.561	0.405
砂粒 Sand	-0.046	0.936**	-0.193	-0.213	0.041
粉粒 Silt	0.023	-0.870**	0.094	0.130	-0.107
黏粒 Clay	0.064	-0.741**	0.268	0.261	0.062

注: **表示 $p < 0.01$; *表示 $p < 0.05$ 。

Notes: ** indicates $p < 0.01$; * indicates $p < 0.05$.

固定速率都与 C/N 呈显著负相关(表2)。初级硝化速率与 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和砂粒含量呈显著正相关,与土壤 pH、WHC、粉粒和黏粒含量呈显著负相关(表2)。

3 讨论

本研究中供试林地土壤的氮初级矿化速率为 $0.53 \sim 3.22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 这与 Cheng 等^[24] 报道的中国南方亚热带森林土壤 ($0.56 \sim 5.02 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) 和 Burton 等^[25] 报道的澳大利亚亚热带森林土壤 ($0.62 \sim 1.78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) 的氮初级矿化速率相当,但是低于智利南方^[26] ($14.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) 和巴西东部^[27] ($5.0 \sim 13.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) 的森林土壤氮初级矿化速率,这可能与林木类型、树龄、气候、土壤微生物种类及数量等因素差异有关,其中,林型是一个重要影响因素。本研究结果表明,阔叶林土壤的氮初级矿化速率显著高于针叶林土壤(图3),可能与不同林型所处生存环境的温、湿度以及林木凋落物的种类和数量差异会影响土壤中参与氮素转化的微生物群体种类、数量与活性有关^[12,28]。土壤有机碳是微生物生存的基质和来源,通常土壤有机碳含量越高,微生物活性越强,氮矿化能力越高^[29]。本研究也发现,2种林型土壤氮初级矿化速率与土壤有机碳和水溶性有机碳含量均呈显著正相关(表2)。一方面,针叶林凋落物中的

营养物质较少,而且其难降解化合物种类(木质素、纤维素、单宁等)和数量较多,分解速率缓慢,输入土壤的有机物数量和质量都显著低于阔叶林^[8],导致针叶林土壤氮初级矿化速率较低。另一方面,针叶林凋落物在分解过程中会产生大量有机酸类化合物,致使土壤 pH 显著低于阔叶林土壤^[30],进而降低氮转化相关土壤微生物种类和数量,导致针叶林土壤氮初级矿化速率低于阔叶林土壤。Cheng 等^[24]和 Zhang 等^[3]基于亚热带森林土壤的研究结果也表明,阔叶林土壤氮初级矿化能力显著高于针叶林土壤。此外,土壤 C/N 也是影响土壤氮初级矿化速率的一个重要因素,土壤 C/N 越高,有机物的降解程度越低,氮初级矿化速率越低^[31]。相关分析结果也显示,2种林型土壤 C/N 与氮初级矿化速率呈显著负相关(表2),这与 Zhu 等^[32]和 Zhao 等^[33]基于亚热带森林土壤的研究结果一致,表明 C/N 可能是影响森林生态系统中土壤可利用有效氮数量的关键因素。随着土壤深度的增加,输入土壤的有机物数量减少,土壤微生物数量和活性都会降低,因此,氮初级矿化速率相应显著降低。

林型对土壤铵态氮固定速率的影响与氮初级矿化速率相同,表现为阔叶林土壤显著高于针叶林土壤。有研究报道,阔叶林土壤铵态氮固定速率是针叶林土壤的4~5倍^[2-3],这与本研究结果相似。研究指出,参与氮素固定过程的微生物只能利用简单易分解有效碳^[34]。因此,本研究中阔叶林土壤较高的水溶性有机碳含量可能是导致其铵态氮固定速率显著高于针叶林土壤的主要原因,具体机制还需进行更深入研究。一般认为,当土壤中同时存在铵态氮和硝态氮时,微生物主要利用铵态氮^[35],而且即便很低浓度的铵态氮也可以抑制微生物对硝态氮的固定^[36]。然而,本研究中,0~10 cm 土壤硝态氮固定速率为 0.10~0.21 mg N·kg⁻¹·d⁻¹,说明即便铵态氮的浓度相对较高,硝态氮的固定仍可占一定比例,这与前人研究结果一致^[3,37]。2种林型 10~20 cm 土壤铵态氮和硝态氮固定速率均显著低于 0~10 cm 土壤,10~20 cm 土壤硝态氮的固定速率可以忽略不计,这可能与土壤中有效碳数量的显著降低有关,硝态氮的固定需要消耗较多的能量^[35],当可利用有效碳数量减少,土壤无机氮的固定速率也相应降低。

研究指出,pH 是影响硝化作用的重要因素^[38],土壤初级硝化速率与土壤 pH 呈显著正相关^[39]。本研究中针叶林土壤虽然具有较低的 pH,但其初级

硝化速率显著高于阔叶林土壤(图3),这可能与土壤中发生了异养硝化作用有关^[25,40]。真菌主导的异养硝化普遍存在于自然生态系统中,尤其是 pH 较低的酸性针叶林土壤中,土壤中 NO₃⁻的产生主要是由有机氮直接氧化所致^[41]。无论是室内培养试验还是原位¹⁵N 标记试验结果都表明,针叶林和阔叶林土壤的自养硝化速率相近,但针叶林土壤较高的异养硝化速率导致其总初级硝化速率显著高于阔叶林土壤^[2-3]。然而,本研究采用 FLUAZ 模型拟合的初级硝化速率结果不能区分自养硝化速率和异养硝化速率,因此,后续可以考虑使用马尔可夫链蒙特卡罗(MCMC)模型开展进一步深入研究。2个林型土壤的初级硝化速率都随着土壤深度增加而显著降低,尤其是阔叶林 10~20 cm 土壤的初级硝化速率可以忽略不计,说明此土层中参与硝化过程的微生物活性显著低于 0~10 cm 土壤^[42]。

在没有种植作物的实验室培养条件下,酸性土壤中铵态氮主要有两个去向:一是在硝化微生物的作用下发生硝化作用转化为硝态氮,二是被土壤微生物固定为有机氮。因此,土壤初级硝化速率与铵态氮固定速率的比值(*gn/ia*)可以用来表征土壤中铵态氮的主要去向,并可用来衡量土壤硝态氮的淋溶风险^[34,43]。本研究中,针叶林 0~10 cm 和 10~20 cm 土壤的 *gn/ia* 值均显著高于阔叶林相同深度土壤,且针叶林 0~10 cm 土壤硝态氮固定速率显著低于阔叶林土壤。由此可见,针叶林土壤中硝态氮的产生能力强于阔叶林土壤,而无机氮的固持能力却相对较弱,导致土壤中硝态氮的淋溶风险更高。Staelens 等^[2]的原位试验研究结果也表明,针叶林土壤总的自养硝化和异养硝化速率显著高于阔叶林土壤,而硝态氮固定能力却可以忽略不计,导致针叶林土壤硝态氮含量很高,具有较高的硝态氮淋溶风险和氮饱和特征。

4 结论

林型对土壤氮初级转化速率具有重要影响,天然次生阔叶混交林土壤的氮初级矿化速率、铵态氮固定速率、硝态氮固定速率均显著大于人工红松针叶林土壤,但初级硝化速率则显著小于人工红松针叶林土壤。随着土壤深度的增加,人工红松针叶林土壤和天然次生阔叶混交林土壤的氮初级转化速率都显著降低。人工红松针叶林土壤的硝态氮产生能力较强,且无机氮固定能力较弱,导致其硝态氮淋

溶风险大于天然次生阔叶混交林土壤。

参考文献:

- [1] 陈立新, 黄兰英, 乔璐, 等. 模拟氮沉降对温带不同森林类型土壤氮矿化速率的影响[J]. 水土保持学报, 2012, 26(6): 139-146.
- [2] Staelens J, Rütting T, Huygens D, *et al.* In situ gross nitrogen transformations differ between temperate deciduous and coniferous forest soils[J]. *Biogeochemistry*, 2012, 108: 259-277.
- [3] Zhang J B, Müller C, Zhu T B, *et al.* Heterotrophic nitrification is the predominant NO_3^- production mechanism in coniferous but not broad-leaf acid forest soil in subtropical China[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47(5): 533-542.
- [4] Brant J B, Myrold D D, Sulzman E W. Root controls on soil microbial community structure in forest soils[J]. *Oecologia*, 2006, 148(4): 650-659.
- [5] Binkley D, Giardina C. Why do tree species affect soils? The warp and woof of tree-soil interactions[J]. *Biogeochemistry*, 1998, 42(1): 89-106.
- [6] Hackl E, Pfeffer M, Donat C, *et al.* Composition of the microbial communities in the mineral soil under different types of natural forest[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(4): 661-671.
- [7] Priha O, Grayston S J, Hiukka R, *et al.* Microbial community structure and characteristics of the organic matter in soils under *Pinus sylvestris*, *Picea abies*, and *Betula pendula* at two forest sites[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2001, 33(1): 17-24.
- [8] Reich P B, Oleksyn J, Modrzyński J, *et al.* Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species[J]. *Ecology Letters*, 2005, 8: 811-818.
- [9] Augusto L, Ranger J, Binkley D, *et al.* Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility[J]. *Annals of Forest Science*, 2002, 59(3): 233-253.
- [10] 田红灯, 田大伦, 闫文德, 等. 贵阳市4种森林类型土壤氮矿化的研究[J]. 中南林业科技大学学报, 2012, 32(11): 100-104.
- [11] 肖瑞晗, 满秀玲, 丁令智. 大兴安岭北部天然针叶林土壤氮矿化特征[J]. 生态学报, 2019, 39(8): 2762-2771.
- [12] Christenson L M, Lovett G M, Weathers K C, *et al.* The influence of tree species, nitrogen fertilization, and soil C to N ratio on gross soil nitrogen transformations[J]. *Soil Science Society and America Journal*, 2009, 73(2): 638-646.
- [13] Verchot L V, Holmes Z, Mulon L, *et al.* Gross vs net rates of N mineralization and nitrification as indicators of function differences between forest types[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33(14): 1889-1901.
- [14] Müller C, Stevens R J, Laughlin R J. A ^{15}N tracing model to analyse N transformations in old grassland soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(4): 619-632.
- [15] Booth M S, Stark J M, Hart S C. Soil-mixing effects on inorganic nitrogen production and consumption in forest and shrubland soils[J]. *Plant and Soil*, 2006, 289(1): 5-15.
- [16] 陈祥伟, 陈立新, 刘伟琦. 不同森林类型土壤氮矿化的研究[J]. 东北林业大学学报, 1999, 27(1): 5-9.
- [17] 龚子同. 中国土壤系统分类: 理论·方法·实践[M]. 北京: 科学出版社, 1999.
- [18] 孙金兵, 桑英, 宋金凤, 等. 长白山典型森林土壤黑碳含量及不同组分中的分布特征[J]. 林业科学研究, 2016, 29(1): 34-40.
- [19] Xie Y, Yang L, Zhu T B, *et al.* Rapid recovery of nitrogen retention capacity in a subtropical acidic soil following afforestation[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 120: 171-180.
- [20] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000.
- [21] Burford J R, Bremner J M. Relationships between the denitrification capacities of soils and total water soluble and readily decomposable soil organic matter[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1975, 7(6): 389-394.
- [22] Fierer N, Schimel J P. Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(6): 777-787.
- [23] Mary B, Recous S, Robin D. A model for calculating nitrogen fluxes in soil using ^{15}N tracing[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30: 1963-1979.
- [24] Cheng Y, Wang J, Zhang J B, *et al.* The different temperature sensitivity of gross N transformations between the coniferous and broad-leaved forests in subtropical China[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2015, 61(3): 506-515.
- [25] Burton J, Chen C, Xu Z, *et al.* Gross nitrogen transformations in adjacent native and plantation forests of subtropical Australia[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(2): 426-433.
- [26] Huygens D, Rütting T, Boeckx P, *et al.* Soil nitrogen conservation mechanisms in a pristine south Chilean Nothofagus forest ecosystem[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(10): 2448-2458.
- [27] Sotta E D, Corre M D, Veldkamp E. Differing N status and N retention processes of soils under old-growth lowland forest in Eastern Amazonia, Caxiuana, Brazil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40(3): 740-750.
- [28] Lovett G M, Weathers K C, Arthur M A, *et al.* Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: do species matter?[J]. *Biogeochemistry*, 2004, 76(3): 289-308.
- [29] Accoe F, Boeckx P, Busschaert J, *et al.* Gross N transformation rates and net N mineralization rates related to the C and N contents of soil organic matter fractions in grassland soils of different age[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(12): 2075-2087.
- [30] Kooch Y, Rostayee F, Hosseini S M. Effects of tree species on topsoil properties and nitrogen cycling in natural forest and tree plantations of northern Iran[J]. *Catena*, 2016, 144: 65-73.
- [31] 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.
- [32] Zhu T B, Meng T Z, Zhang J B, *et al.* Nitrogen mineralization, immobilization turnover, heterotrophic nitrification, and microbial groups in acid forest soils of subtropical China[J]. *Biology*

- and Fertility of Soils, 2013, 49(3): 323-331.
- [33] Zhao W, Cai Z C, Xu Z H. Net and gross N transformation rates in subtropical forest soils under aerobic and anaerobic conditions[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(1): 96-105.
- [34] Hoyle F C, Murphy D V, Fillery I R P. Temperature and stubble management influence microbial CO₂-C evolution and gross N transformation rates[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(1): 71-80.
- [35] Recous S, Machet J M, Mary B. The partitioning of fertiliser-N between soil and crop: comparison of ammonium and nitrate applications[J]. *Plant and Soil*, 1992, 144(1): 101-111.
- [36] Recous S, Mary B, Faurie G. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1990, 22(7): 913-922.
- [37] Zak D R, Groffman P M, Pregitzer K S, *et al.* The vernal dam: plant-microbe competition for nitrogen in northern hardwood forests[J]. *Ecology*, 1990, 71(2): 651-656.
- [38] De Boer W, Kowalchuk G A. Nitrification in acid soils: microorganisms and mechanisms[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2001, 33: 853-866.
- [39] Lang M, Cai Z C, Mary B, *et al.* Land-use type and temperature affect gross nitrogen transformation rates in Chinese and Canadian soils[J]. *Plant and Soil*, 2010, 334(1): 377-389.
- [40] Islam A, Chen D, White R E. Heterotrophic and autotrophic nitrification in two acid pasture soils[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(4): 972-975.
- [41] Jordan F L, Cantera J J L, Fenn M E, *et al.* Autotrophic ammonia-oxidizing bacteria contribute minimally to nitrification in a nitrogen-impacted forested ecosystem[J]. *Applied Environmental Microbiology*, 2005, 71(1): 197-206.
- [42] Wood P M. Autotrophic and heterotrophic mechanisms for ammonia oxidation[J]. *Soil Use and Management*, 1990, 6(2): 78-79.
- [43] Stockdale E A, Hatch D J, Murphy D V, *et al.* Verifying the nitrification to immobilisation ratio (N/I) as a key determinant of potential nitrate loss in grassland and arable soils[J]. *Agronomie*, 2002, 22(7-8): 831-838.

Characteristics of Gross Nitrogen Transformation Rates in the Soils of *Pinus koraiensis* Coniferous Plantations and Natural Secondary Broad-leaved Mixed Forests in Northeast China

LANG Man^{1,2}, WU Chang-fu², SU Xiao-chun², LI Ping^{1,2}

(1. Jiangsu Key Laboratory of Agricultural Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, Jiangsu, China; 2. School of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, Jiangsu, China)

Abstract: [Objective] To understand the characteristics of nitrogen (N) transformation and N supply capacity of forest soils, and provide scientific basis for the rational management of forest ecosystem. [Method] In this study, two surface soils of *Pinus koraiensis* coniferous plantations and natural secondary broad-leaved mixed forests were selected in cold temperate zone in Northeast China. The characteristics of gross N transformation rates in different soil depths were investigated through a laboratory incubation experiment using the ¹⁵N paired tracing technique and numeric FLUAZ model. [Result] Gross N transformation rates in forest soils were affected by forest type, soil depth, and their interactions. Gross N mineralization and immobilization rates in the soil of *Pinus koraiensis* were significantly lower than those in natural secondary broad-leaved mixed forest, while gross nitrification rate was significantly higher than that in natural secondary broad-leaved mixed forest. Soil gross N transformation rates under the two forest types decreased significantly with increasing soil depth. Soil gross N mineralization and immobilization rates were significantly positively correlated with soil pH, contents of soil organic carbon (SOC), water soluble organic carbon (SOC_w), and water-soluble organic nitrogen (SON_w), whereas soil gross nitrification rates were significantly negatively correlated with soil pH. The ratio of gross nitrification rate to NH₄⁺ immobilization rate in the soil of *Pinus koraiensis* plantations was significantly higher than that in natural secondary broad-leaved mixed forests, but the immobilization rate of NO₃⁻ was significantly lower than that in natural secondary broad-leaved mixed forests. [Conclusion] The characteristics of soil N transformation between the two forest types are significantly different. Compared with natural secondary broad-leaved mixed forests, *Pinus koraiensis* plantation soil has stronger NO₃⁻ production capacity and weaker inorganic N retention capacity, resulting in higher risk of NO₃⁻ leaching, whereas the weak nitrification and the processes of N mineralization and immobilization are coupled tightly in natural secondary broad-leaved mixed forests, leading to low risk of NO₃⁻ accumulation and leaching.

Keywords: ¹⁵N trace; gross N transformation rates; *Pinus koraiensis* coniferous plantations; natural secondary broad-leaved mixed forests

(责任编辑: 张 研)