DOI: 10.5846/stxb201806281425

张秀月,付岩梅,刘楠,冯富娟.原始红松林退化演替后土壤氮矿化特征的变化.生态学报,2019,39(10): - . Zhang X Y,Fu Y M,Liu N,Feng F J.Characteristics of soil nitrogen mineralization in the degraded and successional primitive Korean pine forest in the Lesser Khingan Mountain, Northern China.Acta Ecologica Sinica,2019,39(10): - .

原始红松林退化演替后土壤氮矿化特征的变化

张秀月,付岩梅,刘 楠,冯富娟*

东北林业大学生命科学学院,哈尔滨 150040

摘要:土壤氮矿化是氮素生物地理化学循环的重要环节,表征着土壤的供氮潜力,其变化过程会影响森林生态系统生产力。本研究从小兴安岭典型的原始红松林及其退化形成的次生阔叶林样地采集土壤样品,采用好气室内培养法,研究在不同培养温度(4℃、12℃、20℃、28℃和36℃)和湿度(20%、40%、60%、80%和100%饱和持水量,WHC)下,2种林地土壤氮转化速率的变化。结果表明:与原始红松林相比,次生阔叶林表层土(0—20cm)的有机质、全碳、全氮、硝态氮、碳/氮比、全磷、速效磷、速效钾、pH值均显著升高,铵态氮显著降低(*p*<0.05)。采用方差分析结果表明:原始红松林表层土壤的净矿化速率、净硝化速率均显著低于次生阔叶林,但净氨化速率的变化则相反;培养温度和湿度及两者的交互作用均对土壤氮转化速率影响显著(*p*<0.001)。原始红松林和次生阔叶林净矿化速率对温度和湿度变化的响应存在一定差异,最适温度和湿度分别为 28℃—36℃和 60% (WHC)。原始红松林土壤氮矿化温度敏感性指数(Q₁₀)显著高于次生阔叶林(*p*<0.05),均值分别为 2.08 和 1.80,Q₁₀与基质质量指数(A)呈负相关,与土壤有机质呈极显著负相关(*p*<0.01)。

关键词:原始红松林;土壤氮营养生境;净矿化速率;温度敏感性指数

Characteristics of soil nitrogen mineralization in the degraded and successional primitive Korean pine forest in the Lesser Khingan Mountain, Northern China

ZHANG Xiuyue, FU Yanmei, LIU Nan, FENG Fujuan* College of Life Science, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China

Abstract: Soil nitrogen mineralization is a key component of the nitrogen biogeochemical cycle, which indicates the potential of the soil nitrogen supply, and its changing process will impact the productivity of forest ecosystems. In this study, soil samples were collected from the typical plots of primitive Korean pine forests and clear cutting-formed the secondary broad-leaved forests in the Lesser Khingan Mountain, Northern China; then they were cultivated aerobically under indoor conditions at different culture temperatures (4°C, 12°C, 20°C, 28°C, and 36°C) and humidity (20%, 40%, 60%, 80%, and 100% saturated water holding capacity; WHC). Soil nitrogen transformation rates were compared between primitive Korean pine forest and the secondary broad-leaved forest. The results showed that the organic matter, total carbon, total nitrogen, nitrate nitrogen, carbon-to-nitrogen ratio, total phosphorus, available phosphorus, available potassium, and pH in the surface soil (0—20 cm) were significantly increased (p < 0.05) and ammonium nitrogen significantly decreased (p < 0.05) in the secondary broad-leaved forest compared to the primitive Korean pine forest. An analyses of variance showed that net mineralization rate and net nitrification rate of the surface soils were significantly lower in the primitive Korean pine forest than the secondary broad-leaved forest; however, net ammonification rates showed the opposite trend when it was compared between the two forest types. Soil nitrogen transformation rates were significantly affected by the

收稿日期:2018-06-28; 修订日期:2019-02-18

基金项目:国家自然科学基金项目(31670496);中央高校基本科研业务费专项(2572015EA0)资助

^{*} 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ffj9018@ sina.com

temperature and humidity (p < 0.001). There were significant differences in responses of net mineralization rate to changes in temperature and humidity between the primitive Korean pine forest and the secondary broad-leaved forest, the optimum temperature and humidity were 28°C—36°C and 60% WHC for the soils of both forests. The temperature sensitivity index of soil nitrogen mineralization (Q_{10} value) in the primitive Korean pine forest was significantly higher than that of the secondary broad-leaved forest (p < 0.05). The Q_{10} value was negatively correlated with the matrix quality index (A) and soil organic matter(p < 0.01).

Key Words: primitive Korean pine forests; soil nitrogen nutrition; net mineralization rate; temperature sensitivity index

森林是陆地生态系统的重要组成部分,它通过特有的养分循环机制维持其结构和功能^[1],其中的氮素(N)循环对于维持其持续性生产能力至关重要^[2]。土壤氮矿化(Nitrogen mineralization)是土壤氮循环的重要环节,反映了土壤动物和微生物的作用下将土壤有机氮转化为无机氮(主要有 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N)的过程,此过程表征着土壤的供氮潜力^[3]。因此,研究土壤氮素矿化,将有助于了解土壤肥力状况及初级生产力水平^[4]。

近些年,针对森林土壤氮矿化研究多集中于土壤氮转化速率、土壤氮矿化影响因子、温度敏感性 Q₁₀等方 面^[5-6]。土壤氮矿化速率决定了土壤中用于植物生长的氮素的可利用性,是森林生态系统氮素循环最重要的 过程之一^[7]。影响土壤氮矿化速率因素众多,其中土壤的温度和含水量是影响土壤氮矿化的关键因素^[8-9], 而且,弄清温度和水分因子对特定森林土壤氮矿化的影响及其交互效应,对维持土壤氮素供应以及植物生产 力具有指导意义^[10]。温度作为影响土壤氮矿化速率的主控因子,温度敏感性(Q₁₀)已被广泛用作 N 循环模型 中的一个重要生态参数,用以描述温度升高 10℃时土壤氮矿化的响应^[11]。以往众多的研究曾认定 Q₁₀是恒 定值 2,但 Wetterstedt 等人却认为,Q₁₀在不同的生态条件下存在较大差异^[12],而且得到了越来越多学者的肯 定^[13]。因此,了解 Q₁₀的空间格局和影响因子对于精确评估森林土壤有效氮具有重要意义^[14]。

2017 的《中国统计年鉴》表明,我国现有森林面积约 208×10⁴ km²,其中 68%为中幼龄次生林,显然,中幼 龄为主的天然次生林将会发挥重要的生态功能。以红松(*Pinus koraiensis*)为建群种的红松阔叶混交林是中国 东北东部山区的地带性顶极植被,对于区域生态环境具有重要影响,还是环球北方森林的组成部分,该区气候 寒冷、土壤潮湿、有岛状永久性冻土存在,属于全球气候变化敏感区域。但由于日伪时期的掠夺式采伐及建国 初期生产建设的需要,原始红松林破坏严重,取而代之的是大面积的的中幼龄次生阔叶林。顶极群落向次生 阔叶林的演变意味着人为干扰下的退化演替,森林生态功能必然发生变化^[15]。顶极群落中,占优势的晚期演 替树种往往对土壤有着深刻的改造与适应,次生林中缺少了建群种红松,必然会引起包括土壤氮营养条件在 内的生境演变^[16],但对此类问题的系统研究仍属空白。本文以原始红松林为对照,采用好气培养方法,研究 其退化演替为次生阔叶林后土壤氮矿化水平的变化,分析两者的氮矿化潜力,揭示温度和含水量变化对土壤 矿化速率的影响,进而科学评价原始红松林退化演替后中幼龄次生林后土壤肥力及初级生产力水平的变化。

1 材料与方法

1.1 试验地概括

试验地设置在隶属于黑龙江省伊春市带岭区东北林业大学的凉水国家级自然保护区内,保护区地处小兴 安岭山脉的东南部-带岭支脉的东坡,地理位置为47°07′39″N—47°14′22″N、128°48′30″E—128°55′50″E,凉水 国家级自然保护区属温带大陆性季风气候,气候特点是春季大风天多,降水较少;因该区纬度较高,年均气温 约4℃,年均最低气温-4.6℃,年均最高气温 8.6℃,年均降水日数 120—150 天,年均降水量 676mm,积雪期 130—180 天,年均相对湿度 78%。该区是保存着最为典型和完整的原始红松混交林分布区之一,既有从未采 伐过的原始林相,也有经皆伐和火烧后发生的次生林相,代表了森林发生、演替的各个阶段,样地分布情况 如下。 本研究选取的样地1和2在上世纪60年代之前为 连续分布的原始红松林,1961年样地2遭到一次皆伐, 地上的乔木和灌木几乎都被伐,经过近60年的演替形 成了现在的次生阔叶林(图1)。样地1面积约11. 7hm²,样地2面积约9.3hm²,2块样地相毗邻,海拔、坡 向、土壤母质等生态因子一致,样地树种组成概况如下 所示(表1)。

1.2 样地设置及样品采集

2017年7月中旬在原始红松林、次生阔叶林两个 大样地分别设立3个重复10m×10m正方形样方,用内 径5cm的土钻在样地按照"S"型曲线随机取10个样 点,取0—20cm土样,去除地表凋落物层及土壤中可见 植物根系和动植物残体,用无菌袋将取出的土芯封袋保 存,放入有冰袋的泡沫箱中带回实验室。将各重复样方 内重复样品充分混合成一个混合土样,过2mm土筛。 经过预处理的部分土样风干,部分于-4℃条件下冷藏。



样地1:原始红松林;样地2:次生阔叶林

Table 1 Overview of the study areas						
林型	地理位置	海拔	主要树种			
Forest types	Geographic location	Altitude/m	Major species			
原始红松林 Primitive Korean pine forest	47°12′57″N ∖ 128°52′17″E	402	红松(Pinus koraiensis)、水曲柳(Fraxinus mandschurica)、糠椴(Tilia mandschurica)、紫椴(Tilia amurensis)、色木槭(Acer mono)、花楷槭 (Acer ukurunduense)、青楷槭(Acer tegmentosum)、裂叶榆(Ulmus laciniata)、暴马丁香(Syringa reticulata var. amurensis)、稠李(Padus racemosa)、风桦(Betula costata)			
次生阔叶林 Secondary broad-leaved forest	47°12′49″N 128°52′12″E	390	水曲柳 (Fraxinus mandschurica)、紫椴 (Tilia amurensis)、黄檗 (Phellodendron amurense)、色木槭 (Acer mono)、稠李 (Padus racemosa)、暴马丁香 (Syringa reticulata var. amurensis)、裂叶榆 (Ulmus laciniata)			

表1 试验地概况

1.3 室内培养实验

培养实验开始前,先采用烘干法测定土壤含水量,经过含水量换算后,再称取相当于干土质量土样 30g 装入 150mL 锥形瓶,加蒸馏水分别调节至饱和持水量(WHC)的 20%、40%、60%、80%、100%。将样品分别放入 4℃、12℃、20℃、28℃和 36℃恒温恒湿培养箱培养 30d,每个处理 3 次重复,共计 150 个样品。测定培养前后 土壤铵态氮、硝态氮含量。在培养过程中,每隔 2—3d 采用称重法给土壤样品补水 1 次。

1.4 土壤理化测定

土壤总有机质、土壤全碳、全氮测定采用 Multi N/C[®] 3100 (AnalytikJena, Germany);全磷用硫酸-高氯酸-钼锑抗比色法;速效磷用碳酸氢钠-钼锑抗比色法;速效钾用乙酸铵-火焰光度法;含水量用 105℃,24h 烘干; pH 值用 pH 计法(水:土=10:1);容重用环刀法;铵态氮和硝态氮分别用靛酚蓝比色法和酚二磺酸法。

1.5 计算方法

土壤氮转化速率是通过培养后和培养前土壤 NO₃-N 和 NH₄-N 含量的差值来计算,具体计算公式如下:

$$Ramm = ([NH_4^+ - N]_i - [NH_4^+ - N]_{i+1})/30$$
(1)

$$Rnit = ([NO_{3}^{-}-N]_{i} - [NO_{3}^{-}-N]_{i+1})/30$$
(2)

 $\operatorname{Rmin} = ([\operatorname{NH}_{4}^{+}-\operatorname{N}]_{i} + [\operatorname{NH}_{4}^{+}-\operatorname{N}]_{i+1} - [\operatorname{NO}_{3}^{-}-\operatorname{N}]_{i} - [\operatorname{NO}_{3}^{-}-\operatorname{N}]_{i+1})/30$ (3)

式中, Rmin、Rnit、Ramm 分别为净氮矿化速率、净硝化速率、净氨化速率, [NH₄⁺-N]_i和[NH₄⁺-N]_{i+1}分别为培养 前后土壤样品 NH₄⁺-N 浓度; [NO₃⁻-N]_i和[NO₃⁻-N]_{i+1}分别为培养前后土壤样品 NO₃⁻-N 浓度。

土壤氮矿化速率与温度之间的关系采用指数模型拟合:

$$\operatorname{Rmin} = Ae^{BT} \tag{4}$$

土壤氮矿化的温度敏感性 (Q_{10}) 计算方法如下:

$$Q_{10} = \exp^{10B} \tag{5}$$

 R_{min} 净氮矿化速率,T为培养温度(C),A为基质质量,B为温度反应系数。

气候要素的趋势变化一般采用一元线性回归模型描述,即:

$$y = a + bx \tag{6}$$

式中, *y* 为气候要素序列, *x* 为时间序列(本文中为 1976—2016 年), b 为线性趋势项, 10b 即为气候要素每 10 年的气候倾向率^[17], 用于定量分析气候要素变化。此次分析数据来自伊春市气象局。

1.6 数据处理与分析

采用单因素方差分析(One-way ANOVA)检验不同森林类型间土壤理化特征、基质质量(A)及 Q₁₀显著性 差异;采用多因素方差模型(Multiple-way ANOVA)分析培养温度、培养湿度、林型及其交互作用对土壤氮转化 速率的影响。数据分析采用 SPSS19.0,制图使用 R studio 和 origin 软件,显著性水平设为 p<0.05。

2 结果与分析

2.1 退化演替后土壤理化性质的变化

除土壤容重外,原始红松林和次生阔叶林 0—20cm 表层土的有机质、总碳、总氮、铵态氮、硝态氮、C/N、总 磷、速效磷、速效钾、pH 值均差异显著(p<0.05);原始红松林的铵态氮高于次生阔叶林,包括硝态氮在内的其 余指标则均低于次生阔叶林(表2)。

林型 Forest types	有机质 Organic matter/ (g/kg)	总碳 Total organic carb⁄ (g/kg)	总氮 Total nitrogen/ (g/kg)	铵态氮 Ammonium nitrogen/ (mg/kg)	硝态氮 Nitrate nitrogen/ (mg/kg)	C/N	总磷 Total phosphor /(g/kg)	速效磷 Available phosphor/ (mg/kg)	速效钾 Available potassium/ (mg/kg)	рН	容重 Bulk density /(g/cm ³)
原始红松林 Primitive Korean pine forest	90.77±16.11a	59.6±1.2a	5.02±0.1a	11.67±0.84a	2.58±1.61a	11.88±0.14a	0.96±0.02a	19.87±4.44a	185.05±7.56a	5.49±0.02a	1.23±0.20a
次生阔叶林 Secondary broad- leaved forest	142.33±20.66b	105.9±6.1b	8.3±0.5b	8.78±0.60b	6.65±0.98b	12.77±0.10b	1.28±0.02b	35.54±4.46b	241.5±2.7b	5.93±0.08b	1.06±0.08a
F	11.34	109.53	71.92	13.89	13.88	54.5	533.10	18.58	148.22	86.69	3.61
р	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	<0.05	0.087

表 2 土壤理化特性(*n*=6) Table 2 Chemical and physical properties of the soils

注:n为样本数,表中数据为平均值±标准差,同列不同小写字母表示差异显著(p<0.05)

2.2 退化演替后土壤氮转化速率的变化

土壤氨化和硝化过程是土壤氮素转化的核心^[18],一般采用氮素转化速率(净矿化速率、净氨化速率、净硝 化速率)表示。本研究比较了不同温度及湿度下原始红松林和次生阔叶林的土壤氮转化速率,两者的净氨化 速率、净硝化速率、净矿化速率并没有表现出一致的变化趋势。总体来说,原始红松林净氨化速率高于次生阔 叶林(图 2),而净硝化速率和净矿化速率均低于次生阔叶林(图 3、图 4)。表 3 中,原始红松林和次生阔叶林 的土壤氮转化速率差异显著,培养温度和湿度及两者的交互作用均对土壤氮转化速率影响极显著(p<0.001,











图 3 不同林型、不同培养温度和培养湿度土壤净硝化速率变化

Fig.3 Soil net nitrification rates under different forest types and cultivation conditions (temperature and moisture)

Table 3 Multi-factor analysis results of net ammoniation rate, net nitrification rate and net mineralization rate							
差异来源 Difference source	自由度	净氨化速率(R _{amm}) Net ammonification rates		净硝化速率(R _{nit}) Net nitrification rates		净矿化速率(R _{min}) Net mineralization rates	
	df	F	р	F	р	F	р
森林类型 Forest types(F)	1	171.84	<0.001	281.631	< 0.001	173.68	< 0.001
培养温度 Incubation temperature(T)	4	226.426	<0.001	291.04	<0.001	451.11	<0.001
培养湿度 incubation moisture(M)	4	25.13	<0.001	21.06	<0.001	35.53	<0.001
F * T	4	6.97	< 0.001	10.45	< 0.001	6.80	< 0.05
F * M	4	8.69	< 0.001	22.42	< 0.001	19.67	< 0.001
T * M	16	12.13	< 0.001	4.47	< 0.001	5.32	< 0.001
F * T * M	16	8.94	< 0.001	8.27	< 0.001	9.79	< 0.001

表 3 净氨化速率、净硝化速率、净矿化速率多因素方差分析结果(n=150)

10 期





Fig.4 Soil net mineralization rates under different forest types and incubation conditions (temperature and moisture) WHC: 饱和持水量 (saturated water holding capacity)

2.3 土壤净氮矿化速率对温度和湿度变化的响应

在不同培养湿度下,原始红松林与次生阔叶林净矿化速率对温度变化的响应趋势存在一定差异,但两者的净矿化速率多随培养温度升高而升高,且在 28℃—36℃之间达到最大值。在不同培养温度下,原始红松林与次生阔叶林净矿化速率对湿度变化的响应趋势则基本相似,土壤净矿化速率均随着培养湿度升高而升高, 多在培养湿度 60% WHC 时达到高点后出现下降(图4)。

2.4 退化演替后土壤净氮矿化速率温度敏感性 Q10 及与土壤理化的相关性

利用指数模型 R_{min} = Ae^{BT}, 计算了 5 个培养湿度下原始红松林和次生阔叶林的土壤净氮矿化速率的温度 敏感性 Q₁₀, 其均值分别为 2.08 和 1.80, 且两者差异显著。指数模型参数 A 可以作为衡量基质质量的指标, 被 称为基质质量指数^[19], 原始红松林的 A 值也显著低于次生阔叶林(表 4)。

Table 4 Exponential model parameters of net soil N mineralization rates							
林型 Forest types	$A/(mg kg^{-1} d^{-1})$	B∕℃	\mathbf{R}^2	Q ₁₀			
原始红松林 Primitive Korean pine forest	$0.1957 \pm 0.0949a$	0.0727 ± 0.0104	0.73 ± 0.14	2.08±0.21a			
次生阔叶林 Secondary broad-leaved forest	$0.4205 {\pm} 0.1483 {\rm b}$	0.0585 ± 0.0093	0.77 ± 0.06	$1.80 \pm 0.17 \mathrm{b}$			

表 4 土壤净氮矿化速率指数模型参数(n=30)

n为样本数,表中数据为平均值±标准差,A为基质质量指数,B为温度反应系数,R²为指数方程拟合优度,Q₁₀土壤氮矿化温度敏感性指数,同列不同小写字母表示差异显著(p<0.05)

土壤净氮矿化速率温度敏感性 Q₁₀在很大程度上受控于底物数量和质量,即土壤基质质量,而土壤的各项理化指标均能够直接或间接影响土壤基质质量^[20]。Pearson's 相关性分析表明,Q₁₀与所测的各项土壤理化指标(除铵态氮外)均呈负相关,其中与土壤有机质的相关性达到极显著水平(图 5)。

3 讨论

6

3.1 退化演替后土壤净氮矿化速率变化

氮矿化作用是土壤有效氮库的主要来源,净氮矿化速率是衡量氮有效性的重要指标^[21]。分析了不同温度及湿度下的所获的净矿化速率,次生阔叶林显著高于原始红松林,说明原始红松林退化演替为中幼龄次生林时,土壤对植物氮素的供应能力是升高的,这将会有助于中幼龄次生林地上植物生长,较高的净初级生产力水平能促进其植被恢复。事实上,森林不同演替阶段的净初级生产力的差异与林龄密切相关的,多数学者在研究森林净初级生产力与林龄关系时发现,森林净初级生产力通常在中幼林龄达到最大值后开始下降^[22-23];



图 5 土壤净氮矿化速率温度敏感性 Q10 与土壤理化相关性 Fig.5 The correlation between soil physical and soil nitrogen mineralization Q10 value

黄兴召等在对杉木林的研究中得出了不同的结论,认为森林净初级生产与林龄呈显著负相关^[24],但都一致认 为顶级群落的初级生产力水平是偏低的。此外,原始红松林的针叶凋落物分解后会向中土壤中释放易挥发的 单萜类物质,可能对土壤微生物氮矿化作用产生抑制^[25]。

已经得到共识的是,土壤氮素转化是微生物主导的生物化学过程,因此,不同森林类型土壤净氮素矿化速 率存在差异性主要原因是土壤微生物群落结构的异质性^[26]。事实上,本课题组成员此前发现,原始红松林和 次生阔叶林土壤微生物群落结构及功能均存在显著的差异^[27]。

3.2 退化演替后土壤净氨化速率和净硝化速率变化

研究发现,原始红松林氨化速率显著高于次生阔叶林,说明原始红松林 NH⁴₄-N 的供应能力更高,进一步 验证了红松具有明显的"喜铵性"这一科学结论,即红松可能对 NH⁴₄-N 具有明显的偏好性^[28]。我们在前期的 研究还发现,原始红松林土壤微生物对氨基酸类碳源的利用强度显著高于次生阔叶林^[27],而土壤中的氨基酸 是有机氮的主要组成成分^[29],这就意味红松林下土壤中更多的氨基酸类碳源作为有机氮底物被分解后转化 为铵态氮。硝化速率则正好相反,次生阔叶林显著高于原始红松林,使更多土壤中铵态氮转化为硝态氮。此 结论也印证,适应被干扰的立地条件的植物具有喜硝性^[30]。这一结果必然会对喜好 NH⁴₄-N 营养的红松幼苗 在次生林下的更新产生一定的营养限制^[31],以至于成为和其他树种进行养分竞争时成为弱者。上述的研究 发现为解释天然红松在次生林更新困难提供了新的思路,这很可能是除了种源缺乏之外的另一重要的原 因^[32]。但是,本试验仅在室内模拟土壤的氮矿化,与野外试验具有一定差异性,需结合野外试验进一步分析 土壤的氮矿化过程以及响应机理。

3.2 土壤净氮矿化速率温度敏感性

Liu Yuan^[33]等人通过 Meta 分析发现,中国森林生态系统的净氮矿化 Q₁₀值平均为 1.94,原始红松林和次 生阔叶林 Q₁₀值为 2.08 和 1.80,分别高于和低于平均水平。原始红松林 Q₁₀值显著高于次生阔叶林,而基质质 量(A)显著低于后者,验证了土壤的基质质量越差,氮矿化温度敏感性就越高,Q₁₀值与基质质量指数呈负相 关的结论^[34]。土壤氮矿化是一个耗能的过程,主要通过微生物介导的酶促反应来实现,基质越差,土壤矿化 时所需的酶促反应步骤越多,需要的活化能也越高,对温度升高的响应就更加剧烈^[33]。研究中发现,土壤总 有机质与 Q₁₀呈极显著负相关,说明土壤总有机质是底物水平中影响 Q₁₀的最主要的因素。土壤有机质不仅 是土壤酶促反应底物的主要供源,而且还可以作为土壤微生物、酶和矿物质的有机载体,作为土壤固相中最复 杂的系统,是土壤肥力的主要物质基础^[35]。事实上,人们早就发现土壤总有机质含量是影响 N 循环的的最主 要因素之一^[36-37]。

Q₁₀不仅可以表征不同基质土壤的温度敏感性,还 是衡量土壤氮素矿化对未来温度变化响应的一个重要 参数^[38]。IPCC(2014)指出到 21 世纪末,全球气温将 至少上升 1.5℃,平均以 0.15℃-0.3℃/10a 的速度上 升。通过对伊春市气象局获得的近 30 年的年平均气温 的数据分析发现,此地区气温也呈现出相同的变暖趋 势,年均气温以 0.24℃/10a(p<0.05)的速率上升,和全 球的平均升高速率相比,处于较高水平(图 5)。显然, 在这种全球气候变暖的大背景下,如果温度继续升高, 和次生林相比,原始红松林土壤氮矿化速率的升高将会 更为剧烈。已有研究表明,包括原始红松林在内的温带 森林生态系统普遍具有氮素周转较慢,土壤氮素相对匮 乏的现象^[39-40],因此,推测未来气温的升高在短期内能 有效缓解红松林的氮限制,促进其初级生产力的提高, 但从长远来看,可能会造成红松林土壤氮素的加速流





失,最终降低土壤可利用性氮素量,从而对植物生长和生态系统结构和功能形成负反馈[41]。

4 论

(1) 原始红松林遭到皆伐退化演替为中幼龄次生阔叶林,其净氮矿化速率显著升高,因此,对植物氮素的供应能力是显著增强的。

(2)培养温度和湿度及两者的交互作用均对土壤氮转化速率影响显著,原始红松林和次生阔叶林净矿化 速率最适温度和湿度是 28℃—36℃和 60%饱和持水力。

(3)原始红松林 Q₁₀显著高于次生阔叶林,Q₁₀值与基质质量指数(A)呈负相关,与土壤有机质呈极显著负 相关。

参考文献(References):

- Masek J G, Hayes D J, Hughes M J, Healey S P, Turner D P. The role of remote sensing in process-scaling studies of managed forest ecosystems. Forest Ecology Management, 2015, 355: 109123.
- [2] Chen G X, Yu K W, Liao L P, Xu G S, Freney J R, Galloway J N, Minami K, Powlson D S, Zhu Z L. Effect of human activities on forest ecosystems: N cycle and soil fertility. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, 57(1): 47-54.
- [3] Abera G, WoldeMeskel E, Bakken L R. Carbon and nitrogen mineralization dynamics in different soils of the tropics amended with legume residues and contrasting soil moisture contents. Biology and Fertility of Soils, 2012, 48(1): 51-66.
- [4] Yahdjian L, Gherardi L, Sala O E. Nitrogen limitation in arid-subhumid ecosystems: a meta-analysis of fertilization studies. Journal of Arid

Environments, 2011, 75(8): 675-680.

- [5] Liu Y, Wang C H, He N P, Wen X F, Gao Y, Li S G, Niu S L, Butterbach-Bahl K, Luo Y Q, Yu G R. A global synthesis of the rate and temperature sensitivity of soil nitrogen mineralization: latitudinal patterns and mechanisms. Global Change Biology, 2017, 23(1): 455-464.
- [6] Daebeler A, Bodelier P L E, Hefting M M, Rütting T, Jia Z J, Laanbroek H J. Soil warming and fertilization altered rates of nitrogen transformation processes and selected for adapted ammonia-oxidizing archaea in sub-arctic grassland soil. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 107: 114-124.
- [7] Watts D B, Torbert H A, Prior S A, Huluka G. Long-term tillage and poultry litter impacts soil carbon and nitrogen mineralization and fertility. Soil Science Society of America Journal, 2010, 74(4): 1239-1247.
- [8] Guntiñas M E, Leirós M C, Trasar-Cepeda C, Gil-Sotres F. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: a laboratory study. European Journal of Soil Biology, 2012, 48: 73-80.
- [9] Knoepp J D, Swank W T. Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization. Biology Fertility of Soils, 2002, 36(3): 177-182.
- [10] 朱剑兴, 王秋凤, 何念鹏, 王若梦, 代景忠. 内蒙古不同类型草地土壤氮矿化及其温度敏感性. 生态学报, 2013, 33(19): 6320-6327.
- [11] 陈静,李玉霖,冯静,苏娜,赵学勇.温度和水分对科尔沁沙质造地土壤氮矿化的影响.中国沙漠,2016,36(1):103-110.
- [12] Wetterstedt J Å M, Persson T, Ågren G I. Temperature sensitivity and substrate quality in soil organic matter decomposition: results of an incubation study with three substrates. Global Change Biology, 2010, 16(6): 1806-1819.
- [13] Weedon J T, Aerts R, Kowalchuk G A, van Logtestijn R, Andringa D, van Bodegom P M. Temperature sensitivity of peatland C and N cycling: does substrate supply play a role? Soil Biology and Biochemistry, 2013, 61: 109-120.
- [14] Meyer N, Welp G, Amelung W. The temperature sensitivity (Q10) of soil respiration: controlling factors and spatial prediction at regional scale based on environmental soil classes. Global Biogeochemical Cycles, 2018, 32(2): 306-323.
- [15] 朱教君, 刘世荣. 森林干扰生态研究. 北京: 中国林业出版社, 2007: 1703-1710.
- [16] 屈明华. 温带森林土壤有效态氮营养生境演变特征[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2005.
- [17] 贺伟,布仁仓,熊在平,胡远满. 1961-2005 年东北地区气温和降水变化趋势. 生态学报, 2013, 33(2): 519-531.
- [18] Ross D S, Lawrence G B, Fredriksen G. Mineralization and nitrification patterns at eight northeastern USA forested research sites. Forest Ecology Management, 2004, 188(1): 317-335.
- [19] Mammeri Y, Burie J B, Langlais M, Calonnec A. How changes in the dynamic of crop susceptibility and cultural practices can be used to better control the spread of a fungal pathogen at the plot scale? Ecological Modelling, 2014, 290: 178-191.
- [20] 杨庆朋,徐明,刘洪升,王劲松,刘丽香,迟永刚,郑云普. 土壤呼吸温度敏感性的影响因素和不确定性. 生态学报, 2011, 31(8): 2301-2311.
- [21] 肖好燕,刘宝,余再鹏,万晓华,桑昌鹏,周富伟,黄志群.亚热带不同林分土壤矿质氮库及氮矿化速率的季节动态.应用生态学报, 2017,28(3):730-738.
- [22] Pregitzer K S, Euskirchen E S. Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. Global Change Biol, 200, 10 (12): 2052-2077.
- [23] Wang S Q, Zhou L, Chen J M, Ju W M, Feng X F, Wu W X. Relationships between net primary productivity and stand age for several forest types and their influence on China's carbon balance. Journal of Environmental Management, 2011, 92(6): 1651-1662.
- [24] 黄兴召,许崇华,徐俊,陶晓,徐小牛.利用结构方程解析杉木林生产力与环境因子及林分因子的关系.生态学报,2017,37(7): 2274-2281.
- [25] Smolander A, Kanerva S, Adamczyk B, Kitunen V. Nitrogen transformations in boreal forest soils—does composition of plant secondary compounds give any explanations? Plant and Soil, 2012, 350(1/2): 1-26.
- [26] 金发会,李世清,卢红玲,李生秀.黄土高原不同土壤微生物量碳、氮与氮素矿化势的差异.生态学报,2008,28(1):227-236.
- [27] 孙雪, 隋心, 韩冬雪, 刘岩, 冯富娟. 原始红松林退化演替后土壤微生物功能多样性的变化. 环境科学研究, 2017, 30(6): 911-919.
- [28] Rothstein D E, Cregg B M. Effects of nitrogen form on nutrient uptake and physiology of Fraser fir (*Abies fraseri*). Forest Ecology and Management, 2005, 219(1): 69-80.
- [29] 侯松嵋. 土壤氨基酸微生物转化过程研究[D]. 沈阳: 中国科学院沈阳应用生态研究所, 2007.
- [30] Kronzucker H J, Siddiqi M Y, Glass A D M. Conifer root discrimination against soil nitrate and the ecology of forest succession. Nature, 1997, 385 (6611): 59-61.
- [31] 郝敬梅,张韫,崔晓阳,彭红梅.原始阔叶红松林、次生林土壤矿质氮特征及树种吸收反应.北京林业大学学报,2014,36(1):21-25.
- [32] 王承义, 徐起, 何林荣. 人工林天然更新过程的干扰效应与人为干扰方式. 林业科技, 2000, 25(5): 1-3.
- [33] Liu Y, He N P, Wen X F, Yu G R, Gao Y, Jia Y L. Patterns and regulating mechanisms of soil nitrogen mineralization and temperature sensitivity in Chinese terrestrial ecosystems. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2016, 215: 40-46.

- [34] 罗光强, 耿元波. 温度和水分对羊草草原土壤呼吸温度敏感性的影响. 生态环境学报, 2009, 18(5): 1938-1943.
- [35] 严金龙. 湿地、稻田土壤酶分布与活性及生态功能指示[D]. 南京: 南京农业大学, 2011.
- [36] Taylor P G, Townsend A R. Stoichiometric control of organic carbon-nitrate relationships from soils to the sea. Nature, 2010, 464(7292): 1178-1181.
- [37] Lu S B, Zhang Y J, Chen C R, Xu Z H, Guo X M. Plant soil interaction affects the mineralization of soil organic carbon: evidence from 73-year -old plantations with three coniferous tree species in subtropical Australia. Journal of Soils and Sediments, 2017, 17(4): 985-995.
- [38] Dalias P, Anderson J M, Bottner P, Coûteaux M M. Temperature responses of net nitrogen mineralization and nitrification in conifer forest soils incubated under standard laboratory conditions. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34(5): 691-701.
- [39] Fang H J, Yu G R, Cheng S L, Zhu T H, Wang Y S, Yan J H, Wang M, Cao M, Zhou M. Effects of multiple environmental factors on CO₂ emission and CH₄ uptake from old-growth forest soils. Biogeosciences, 2010, 7(1): 395-407.
- [40] LeBauer D S, Treseder K K. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. Ecology, 2008, 89(2): 371-379.
- [41] 赵宁,张洪轩,王若梦,杨满业,张艳,赵小宁,于贵瑞,何念鹏.放牧对若尔盖高寒草甸土壤氮矿化及其温度敏感性的影响.生态学报, 2014,34(15):4234-4241.