

哀牢山中山湿性常绿阔叶林土壤氮转化的海拔效应^{*}

高建梅^{1,3} 董丽媛^{1,3} 胡 古^{1,3} 沙丽清^{1,2,3**}

(¹中国科学院西双版纳热带植物园热带森林生态学重点实验室, 昆明 650223; ²中国科学院哀牢山亚热带森林生态系统研究站, 云南景东 676200; ³中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘 要 采用树脂芯法将哀牢山中山湿性常绿阔叶林内土壤分别移植到中海拔的次生林和低海拔的人工林下培养, 并以原地培养为对照, 对土壤氮素转化的海拔效应进行了研究。土壤氮素的净矿化速率、净硝化速率和淋溶速率受季节和海拔的影响极为显著 ($P < 0.01$)。海拔的影响在雨季前期最显著, 高海拔土壤的净矿化和净硝化速率分别为 -5.81 和 $-4.18 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$, 移植到中、低海拔培养后, 净矿化速率分别为 20.92 和 $44.15 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$, 净硝化速率分别为 17.07 和 $20.38 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$, 淋溶量也分别增加了 0.37 倍和 2.77 倍。由于雨季中后期反硝化作用增加导致净矿化和净硝化速率降低, 导致高、中海拔培养的土壤净氮矿化速率在雨季中期达到最高值, 雨季后期降低。由此可推断, 未来的气候变暖很可能会加快哀牢山中山湿性常绿阔叶林土壤氮素的转化速率和气态损失量。

关键词 森林土壤; 海拔; 土壤氮矿化; 树脂芯法

中图分类号 S154.1 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2011)10-2149-06

Altitudinal effect of soil nitrogen transformation in a montane evergreen broadleaved forest in Ailao Mountains of Southwest China. GAO Jian-mei^{1,3}, DONG Li-yuan^{1,3}, HU Gu^{1,3}, SHA Li-qing^{1,2,3**} (¹ Key Laboratory of Tropical Forest Ecology, Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Kunming 650223, China; ² Ailaoshan Station for Subtropical Forest Ecosystem Studies, Chinese Academy of Sciences, Jingdong 676200, Yunnan, China; ³ Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(10): 2149–2154.

Abstract: By using resin core method, the intact soil in a high altitude montane evergreen broadleaved forest in Ailao Mountains was transferred to and incubated in the medium altitude secondary forest and low altitude artificial forest in the Mountains, respectively, aimed to study the altitudinal effect of soil nitrogen transformation. Altitude had significant effects on the net mineralization rate, net nitrification rate, and leached amount of soil nitrogen ($P < 0.01$), being most obvious in early rain season. At high altitude, the soil nitrogen net mineralization and net nitrification rates were -5.81 and $-4.18 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$, respectively; while at medium and low altitudes, they were 20.92 and $44.15 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$, and 17.07 and $20.38 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$, and the amount of leached nitrogen was increased by 0.37 and 2.77 times, respectively. Due to the increase of soil denitrification in mid and late rain seasons, the soil nitrogen net mineralization and net nitrification rates decreased, with the net mineralization rate peaked in mid rain season and decreased in late rain season. It was deduced that the future climate warming could accelerate the soil nitrogen transformation rate and cause the gaseous nitrogen losses in the montane evergreen broadleaved forest of Ailao Mountains.

Key words: forest soil; altitude; soil N mineralization; resin core method.

* 国家重点基础研究发展计划项目(2010CB833501-01-07)资助。

** 通讯作者 E-mail: shalq@xtbg.ac.cn

收稿日期: 2011-04-01 接受日期: 2011-06-03

氮是植物从土壤中吸收量最多的营养元素,且比其他元素更容易从森林土壤中淋失(Rashid & Schaefer, 1988)。土壤中80%以上的氮素以有机态形式存在,这部分氮必须通过微生物的矿化作用转化为无机氮才能被植物吸收。土壤净氮矿化速率取决于矿化量与生物吸收固持、土壤固定、淋失以及反硝化损失总量之间的平衡。土壤温度和湿度是影响矿化作用最重要的因素(Zak *et al.*, 1999; Agehara & Warncke, 2005),而温度和湿度的交互作用对矿化的影响更大(Puri & Ashman, 1998; 周才平和欧阳华, 2001)。气候变暖导致的温度上升和降水格局变化对生态系统最主要的影响之一,是将改变凋落物分解和矿化速率,进而影响土壤营养的可利用性(Nadelhoffer *et al.*, 1997; Shaw & Harte, 2001)。高海拔生态系统对气候变化十分敏感(Joslin & Wolfe, 1993; Verburg, 2005; 吴建国等, 2007; Huber *et al.*, 2007)。高海拔的成熟森林土壤保存着较大的氮库(Garten *et al.*, 1999; 庄舜尧等, 2008),氮的转化常常伴随着痕量温室气体(包括 N_2O 、 NO)的释放,这种过程一旦受到影响,高海拔森林生态系统将与气候变暖之间发生复杂的反馈作用。

我国云南省中部的哀牢山北段地区自1980年以来干季、雨季和年平均气温均呈现了明显的增加趋势。均温的增温率为 $0.18 \sim 0.42\text{ }^{\circ}\text{C} \cdot 10\text{a}^{-1}$,高于全球近50年的增温率($0.13\text{ }^{\circ}\text{C} \cdot 10\text{a}^{-1}$),雨季降水呈增加趋势(刘洋等, 2009)。如果哀牢山北段的这种变暖趋势属于气候变化的一部分,那么持续的增暖会对该生态系统的土壤氮矿化造成什么样的影响?为此,本研究利用沿海拔梯度的移植培养试验方法,将土壤沿海拔梯度移植培养,以便预测未来可能的气候变暖对哀牢山中山湿性常绿阔叶林土壤氮素转化的影响。

1 研究样地与方法

1.1 自然概况

本研究在云南省哀牢山3个不同海拔高度的森林中进行,该区域地处哀牢山北段($24^{\circ}17'N$ — $24^{\circ}33'N$, $100^{\circ}31'E$ — $101^{\circ}02'E$),最高海拔2505 m。巨大山体所产生的垂直气候带造就了该区域的植被类型多样性,从高海拔到低海拔分布着常绿阔叶矮曲林及灌丛、中山湿性常绿阔叶林、云南松林及半湿性常绿阔叶林、卡西松林及季风常绿阔叶林。哀牢山北段夏、冬季节分别受湿热的西南季风和干暖季

表1 供试土壤理化性质(0~15 cm)

Table 1 Physical and chemical properties of soil before incubation

土壤理化性质	数值
土壤类型	山地黄棕壤
土壤质地	粉壤土
土壤容重($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	0.528
土壤总孔隙度(%)	73.06
土壤最大持水量(mm)	107.16
土壤有机质($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	136
全氮($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	4
C/N	26.5
pH _{H₂O}	3.85

风环流控制,干湿季分明,雨季为5—10月,降雨主要集中在6—8月,最热月为7月,最冷月为1月,表现出雨热同期的气候特征。

供试土壤(表1)选自哀牢山森林生态系统定位站附近($24^{\circ}32'N$, $101^{\circ}01'E$, 海拔2450 m)处的中山湿性常绿阔叶林下,并作为高海拔的培养样地。该样地属中山湿性气候,年均降水量1931.9 mm,分布着大片的原生中山湿性常绿阔叶林,主要优势树种有木果柯(*Lithocarpus xylocarpus*)、硬壳柯(*L. chintungensis*)、变色锥(*Castanopsis wattii*),下层为箭竹(*Sinarundinaria nitida*)等。土壤为山地黄棕壤,由片麻岩和闪长岩风化母质发育而成。

中海拔样地位于1950 m的栎类次生林下,该森林是中山湿性常绿阔叶林被砍伐后进行自我演替恢复形成,木果柯、硬壳柯和南洋木荷(*Schima noron-hae*)等原生林中的优势乔木种已逐渐在栎类次生林的上层乔木组成中占据优势地位,逐渐向中山湿性常绿阔叶林过渡。其恢复时间约在40 a左右,其树种多样性远远低于中山湿性常绿阔叶林。

低海拔样地位于1650 m的人工卡西松林,种植时间较短,气候干热。主要由卡西松(*Pinus kesiy*)、南洋木荷等组成(表2)。

从高海拔到中、低海拔样地,气温分别增加4.0 $^{\circ}\text{C}$ 和7.6 $^{\circ}\text{C}$ 。本研究根据降水量的分配将5、6月作为雨季前期,7、8月为雨季中期,9、10月为雨季后期。

1.2 研究方法

采用Hubner等(1991)的树脂芯法,分别将10 g湿的阴离子(国药集团,717 $^{\#}$ 树脂)、10 g阳离子交换树脂(国药集团,732 $^{\#}$ 树脂)放入尼龙袋内制成混合树脂袋。用管径为8 cm,高度为15 cm的PVC管进行取样和培养。具体方法是:在高海拔样地内,随

表2 3个海拔样地概况

Table 2 A general description of the three elevation sites

海拔 (m)	植被类型	坡向	盖度 (%)	坡度 (°)	凋落物厚度 (cm)	林龄 (a)	年均温 (°C)	大气湿度 (%)
2450(高)	中山湿性常绿阔叶林	南	85	15	4~8	>300	11.3	94
1950(中)	栎类次生林	西	60	32	3~6	40	15.6	73
1650(低)	人工卡西松林	南	35	9	<1	4	19.5	84

机选择9个小样方,先将每个小样方内的植物和土壤表层凋落物去除,用4支PVC管打入土中至与管口平齐,然后小心拔出,尽量不要破坏土芯的结构。其中1支PVC管内的土壤立即带回实验室,测定初始土壤水分、pH、土壤 NH_4^+ 、 NO_3^- 含量。另外3支土芯上下放置混合树脂袋,做成树脂芯,上部的树脂袋用于去除大气和降雨中携带的无机氮离子的影响,下部的树脂袋用于收集土芯矿化淋失的无机氮离子。用尼龙丝袜将整个树脂芯包裹住,分别在3个海拔培养。每个海拔放置9个树脂芯,每次培养27个土样,共3次。

本试验为不连续培养实验,从2010年5—11月,包括雨季前期、雨季中期和雨季后期3个时段。

在3个海拔的样地内各放置一个轻型百叶箱,测量整个实验期间3个海拔土壤5 cm深度的土壤温度和大气温度,实验结束后计算土壤5 cm深度 $\geq 15^\circ\text{C}$ 的积温。

每一次取样和培养方法一致,每次培养前均要测定未培养土壤的初始无机氮含量。培养结束后将土壤样品和树脂芯下部的混合树脂袋立即带回实验室测定:土壤水分(105℃烘干法)、土壤 NH_4^+ 量(${}_s\text{NH}_4^+$)及 NO_3^- 量(${}_s\text{NO}_3^-$),树脂吸附的 NH_4^+ 量(${}_r\text{NH}_4^+$)及 NO_3^- 量(${}_r\text{NO}_3^-$),土壤5 cm处地温。土壤 NH_4^+ 用靛酚蓝法, NO_3^- 用酚二磺酸法。树脂样品的测定方法同土壤。

1.3 数据统计

土壤净氮矿化速率($\text{mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$) = 培养60 d后的总无机氮量(${}_s\text{NH}_4^+ + {}_s\text{NO}_3^- + {}_r\text{NH}_4^+ + {}_r\text{NO}_3^-$) - 培养前的总无机氮量(${}_s\text{NH}_4^+ + {}_s\text{NO}_3^-$)

净氨化速率($\text{mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$) = 培养60 d后的铵态氮总量(${}_s\text{NH}_4^+ + {}_r\text{NH}_4^+$) - 培养前的铵态氮量(${}_s\text{NH}_4^+$)

净硝化速率($\text{mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$) = 培养60 d后的硝态氮总量(${}_s\text{NO}_3^- + {}_r\text{NO}_3^-$) - 培养前的硝态氮量(${}_s\text{NO}_3^-$)

淋失速率($\text{mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$) = 培养60 d后

树脂吸附的无机氮量(${}_r\text{NH}_4^+ + {}_r\text{NO}_3^-$)

实验数据用SPSS 16.0软件进行方差分析和用LSD法进行多重比较,用SigmaPlot 11.0作图。

2 结果与分析

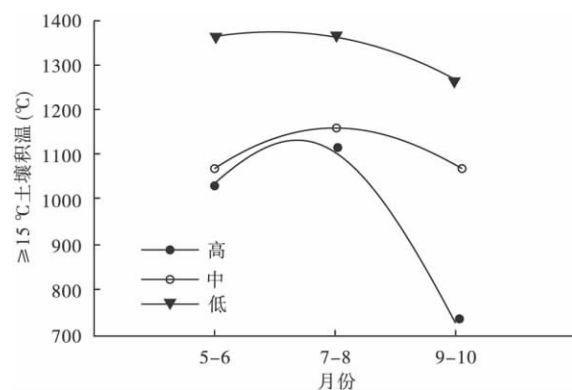
2.1 土壤温度和湿度变化

试验中选择 $\geq 15^\circ\text{C}$ 的积温为温度因子。由图1可以看出,随海拔降低, $\geq 15^\circ\text{C}$ 的积温逐渐升高;各海拔的积温变化规律一致,均在雨季中期时达到最高值,之后降低。

随雨季降水量的变化,各海拔的土壤含水量总体呈增加趋势,因为土壤含水量的变化滞后于降水量的变化,故均在雨季末期达到峰值。由于地形条件和植被覆盖的差异,各海拔培养土壤的含水量变化并不一致,雨季前期和雨季后期的土壤含水量变化大于雨季中期。土壤含水量的增加将减小土壤的通透性,抑制好氧微生物的活性。由图1、图2可以看出,雨季的3个时期,土壤温度和水分的变化并不一致,雨季末期的低温和高土壤含水量将降低土壤的通透性和土壤酶活性。

2.2 氮矿化和淋溶作用

从图3a可以看出,雨季前期,高、中、低海拔的净矿化速率分别为-5.81、20.92和44.15 $\text{mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$,海拔对净矿化速率的影响为:高海拔

图1 雨季前、中、后期各海拔土壤 $\geq 15^\circ\text{C}$ 积温Fig. 1 $\geq 15^\circ\text{C}$ accumulated temperature of three elevation sites during three incubation periods

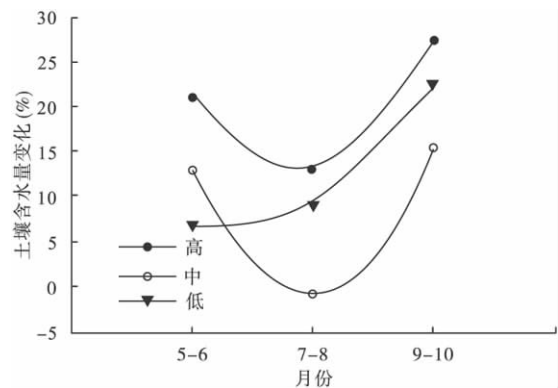


图 2 雨季前、中、后期各海拔土壤含水量变化
Fig. 2 Change of soil moisture at three elevation sites during three incubation periods

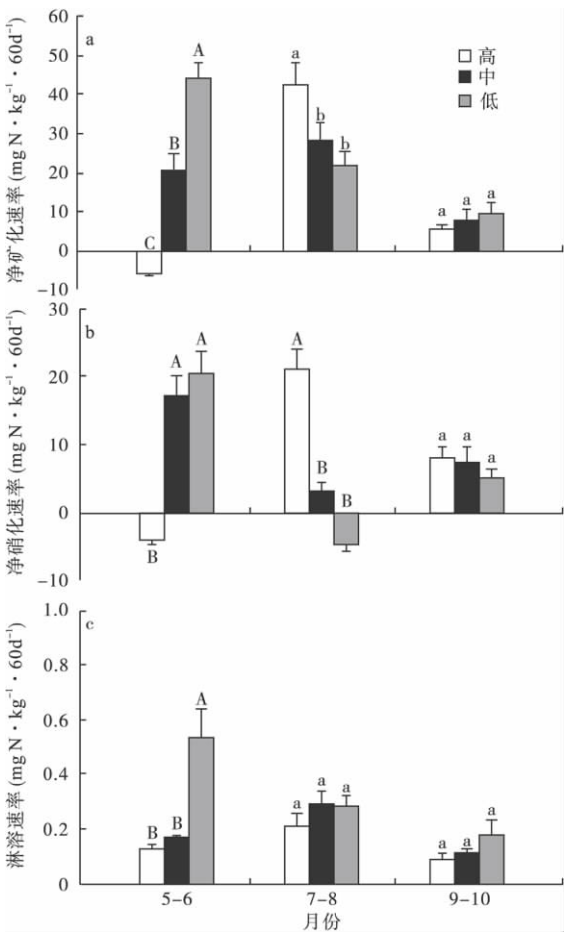


图 3 不同培养时期 3 个海拔培养土壤的氮素转化率
Fig. 3 Soil N transformation rate of three elevation sites during different incubation periods

小于中海拔 ($P < 0.01$), 中海拔小于低海拔 ($P < 0.01$); 雨季中期, 高、中、低海拔的净矿化速率分别为 42.32 、 28.21 和 $21.92 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$, 高海拔均大于中低海拔 ($P < 0.05$), 中低海拔之间无显著差异; 雨季后期, 高中低海拔对净矿化速率无统计

表 3 雨季各阶段 3 个海拔培养土壤的净氨化和各无机氮的淋溶速率 ($\text{mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$)
Table 3 Soil net ammoniation rate and leaching rate at three elevation sites during different incubation periods

培养时段	海拔	净氨化速率	无机氮淋溶速率	
			NH_4^+	NO_3^-
前期	高	$-1.62 \pm 0.53 \text{ C}$	$0.11 \pm 0.01 \text{ BC}$	$0.02 \pm 0.00 \text{ a}$
	中	$3.86 \pm 1.52 \text{ B}$	$0.15 \pm 0.01 \text{ B}$	$0.02 \pm 0.00 \text{ a}$
	低	$23.77 \pm 1.37 \text{ A}$	$0.47 \pm 0.08 \text{ A}$	$0.02 \pm 0.00 \text{ a}$
中期	高	$21.36 \pm 2.97 \text{ a}$	$0.21 \pm 0.05 \text{ a}$	$0.01 \pm 0.00 \text{ b}$
	中	$24.96 \pm 3.64 \text{ a}$	$0.24 \pm 0.05 \text{ a}$	$0.04 \pm 0.00 \text{ a}$
	低	$26.78 \pm 2.83 \text{ a}$	$0.26 \pm 0.03 \text{ a}$	$0.03 \pm 0.00 \text{ a}$
后期	高	$-3.33 \pm 1.52 \text{ b}$	$0.04 \pm 0.02 \text{ a}$	$0.05 \pm 0.01 \text{ a}$
	中	$0.29 \pm 1.13 \text{ ab}$	$0.03 \pm 0.03 \text{ a}$	$0.08 \pm 0.01 \text{ a}$
	低	$4.63 \pm 2.01 \text{ a}$	$0.12 \pm 0.05 \text{ a}$	$0.06 \pm 0.01 \text{ a}$

平均值 $\pm$ 标准误, 每一个时期同列的不同小写字母表示测定值差异显著 ($P < 0.05$), 反之则差异不显著; 大写字母表示差异极显著 ($P < 0.01$), 下同。

差异。

从图 3b 可以看出, 雨季前期, 高、中、低海拔的净硝化速率分别为 -4.18 、 17.07 和 $20.38 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$, 海拔对净硝化速率的影响为: 高海拔小于中低海拔 ($P < 0.01$); 雨季中期, 高、中、低海拔的净硝化速率分别为 20.96 、 3.25 和 $4.87 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$, 高海拔均显著大于中低海拔 ($P < 0.01$); 雨季后期, 各海拔净硝化速率无统计差异。

从图 3c 可以看出, 雨季前期, 高、中、低海拔的淋溶速率分别为 0.13 、 0.17 和 $0.49 \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 60 \text{ d}^{-1}$, 海拔对淋溶速率的影响为: 高海拔和中海拔显著小于低海拔 ($P < 0.01$); 雨季中期和后期, 海拔对淋溶速率无统计差异。雨季前期, NH_4^+ 的淋失速率随海拔下降而显著增加 ($P < 0.01$) 雨季前期和后期 NH_4^+ 的淋溶量大于 NO_3^- 。

如表 3 可以看出, 雨季的 3 个时期, 净氨化速率随海拔的降低均有所增加, 雨季前期各海拔差异极显著 ($P < 0.01$); 雨季后期, 低海拔土壤净氨化速率显著大于高海拔土壤 ($P < 0.05$)。

3 讨论

将土壤从高海拔移植到中低海拔是通过改变大气的温度和降水量以改变土壤温度和含水量, 模拟气候变暖和降雨格局的变化对土壤氮矿化可能产生的影响。通过 2010 年整个雨季不同海拔下培养土壤的分析, 发现随着降水量的变化, 土壤温度和含水量也在逐渐变化, 从这个方面来看, 不同的培养阶段也可以看作是短期内不同强度的气候变化。

在土壤通气良好的情况下, 氨化作用产生的

NH_4^+ 离子会发生硝化作用生成 NO_3^- ,而当土壤水分含量过高时,厌氧的反硝化细菌能将 NO_3^- 还原成 N_2O 和 N_2 释放到大气中,进而降低净矿化速率。在无植物吸收的情况下,当降雨强度较大时,土壤中的无机氮离子可能发生淋溶作用随水流失。研究表明,在温度为 25 °C、土壤湿度为田间持水量条件下,氮矿化速率最大,低于或高于此值都会对矿化速率产生不同的影响(Nicolardot *et al.*, 1994; Grundmann *et al.*, 1995; Stark & Firestone, 1996)。当土壤温度低于 15 °C 时,温度增加对矿化作用影响较弱(高俊琴等, 2008)。硝化作用是好氧过程,氧气供应不足将产生厌氧的反硝化作用从而减小 NO_3^- 的含量。有研究认为,温度变化对硝化作用无影响或者降低(Liao & Ineson, 1997; Shaw & Harte, 2001)。本试验将高海拔土壤移植到中、低海拔培养,主要是一个温度增加的过程,而雨季 3 个时期的培养主要是土壤含水量逐渐增加的过程,海拔的增温作用和雨季不同时期的水分变化对 3 个样地的土壤的净硝化作用有极显著影响($P < 0.01$)。从雨季前期到后期,净氮矿化速率总体先增加后减小,与李俭舟(2006)在哀牢山高海拔样地的研究结果一致。雨季前期和中期净硝化速率随海拔的变化与净矿化速率的变化一致。雨季中期的净矿化速率随海拔下降而降低,主要是由于净硝化速率的降低,说明体系中的 NO_3^- 的减少随海拔的降低而增强。此时,土壤含水量变化最小,土壤透气性较差,故反硝化作用导致的气态氮损失很可能是净硝化作用降低的主要原因。低的 pH 可能限制矿化和硝化作用(Curtin *et al.*, 1998),但在整个试验中,土壤 pH 的变化无显著差异,故低 pH 不是硝化和矿化作用降低的主要因素。在雨季前期高海拔土壤净矿化和硝化均出现负值,说明固持作用和反硝化作用消耗了体系中的无机氮。雨季后期,积温大幅下降,土壤含水量达到最大值,故净矿化和净硝化速率为 3 个时期中最低,土壤移植的效应不显著。本研究说明,在雨季前期的土壤含水量条件下,增加温度能够显著提高净氮矿化速率和净硝化速率,短期内矿化作用的海拔效应和季节效应显著,与其他移植培养的结果一致(Ineson *et al.*, 1998; Hart & Perry, 1999)。

淋溶作用使土壤中的无机氮离子随水流失。土壤中无机氮离子的总量以及降雨强度都会对淋溶产生影响。从表 2 可以看出,雨季前期和中期, NH_4^+ 的淋失量远大于 NO_3^- 的淋失量, NH_4^+ 的淋失格局

与净氮化作用大致相同,由此可见在无植物吸收的情况下 NH_4^+ 比 NO_3^- 淋失量更大,而以往采用树脂芯法的研究仅考虑 NO_3^- 的淋失,这可能导致净矿化量偏低。不同时期的各个海拔培养的土壤淋溶速率远远低于净矿化作用产生的无机氮总量,即使是淋溶速率最高的雨季前期的低海拔培养土壤也仅占净矿化速率的 1.1%, Peterjohn 等(1994) 用热埋法使土壤温度增加 5 °C,净矿化速率在生长季节成倍增加,而对淋溶没有影响,本试验中产生的淋溶可能是由于没有被植物吸收。所以,哀牢山常绿阔叶林的土壤,在无植物吸收的情况下,随温度的变化,淋溶作用对土壤中无机氮的可利用性产生的影响不大。

综上所述,雨季前期,随海拔降低,净矿化、净硝化和淋溶速率均显著增加;雨季中期,中低海拔之间净矿化、净硝化和淋溶速率没有统计差异,高海拔与中低海拔之间的净矿化和净硝化速率有显著下降趋势;雨季后期,高、中、低海拔间净矿化、净硝化和淋溶速率均无显著差异。将哀牢山中山湿性常绿阔叶林土壤移植到中、低海拔培养明显增加了土壤氮素的转化速率,这种效应在雨季前期最显著。

本研究表明,不同强度的气候变暖将导致不同程度的氮素转化响应,土壤含水量适中的情况下,温度升高能明显提高矿化速率;而当土壤含水量较高时,温度升高亦能促进矿化速率,但是反硝化作用引起的气态损失可能会大大增加。由于研究土壤较高的土壤持水能力,即使是在雨量较大的情况下,淋溶损失量可以忽略不计。由此可推断,气候变暖所带来的温度和降水的增加在短期内将促进氮素矿化速率,加快森林生态系统的氮循环。Jonasson 等(1993)、Hart 和 Perry(1999) 用相同的实验方法也发现矿化速率在生长季成倍增加, Hart (2006) 的移植实验也得出短期内温度的微小变化都会导致氮矿化速率增加的结论,王其兵等(2000) 在内蒙古草甸草原的移植实验也得出氮矿化增加的结论。随着气温和降水的持续增加,无机氮可通过反硝化作用以气态形式进入大气的损失量增加,这将以土壤氮库的减小为代价。

尽管本次研究中矿化作用将随气候变暖而增加,但是由于陆地生态系统的相互联系的复杂的反馈作用,生态系统的各组分的反应不能直接表征生态系统尺度对气候变化的响应。生物圈和大气圈的反馈作用将抑制或放大大气变暖所带来的影响(Perry *et al.*, 1991),这种作用取决于生态系统的

初始状态以及气候变暖的和降水变化的格局等。本研究模拟的是一个短期的气候突变的过程,并且去除了植物根系吸收作用,未考虑微生物-土壤-植物生态系统的之间的反馈调节作用(Perry *et al.*, 1990; Bohlen *et al.*, 2001; Ehrenfeld *et al.*, 2005)。反硝化作用对土壤氮库的释放和气候变化有重要贡献,另外,大气氮沉降增加通过对森林土壤的影响对气候变化也有十分重要的作用,在研究氮矿化和气候变化的关系时应该进行测定评估。总之,不管采用什么方法研究氮矿化与气候变化的关系,应充分考虑影响氮循环的各种因素,才能更加准确和完整地反应全球变化对氮素矿化的影响。

参考文献

- 高俊琴, 欧阳华, 张 锋, 等. 2008. 若尔盖高寒湿地土壤氮矿化对温度和湿度的响应. *湿地科学*, **6**(2): 229-234.
- 李俭舟, 沙丽清, 王 君, 等. 2006. 云南省哀牢山中山湿性常绿阔叶林土壤氮矿化季节变化. *山地学报*, **24**(2): 186-192.
- 刘 洋, 张一平, 刘玉洪, 等. 2009. 哀牢山北段地区气候特性及变化趋势. *山地学报*, **27**(2): 203-210.
- 王其兵, 李凌浩, 白永飞, 等. 2000. 气候变化对草甸草原土壤氮素矿化作用影响的实验研究. *植物生态学报*, **24**(6): 687-692.
- 吴建国, 韩 梅, 苒 伟, 等. 2007. 祁连山中部高寒草甸土壤氮矿化及其影响因素研究. *草业学报*, **16**(6): 39-46.
- 周才平, 欧阳华. 2001. 温度和湿度对暖温带落叶阔叶林土壤氮矿化的影响. *植物生态学报*, **25**(2): 204-209.
- 庄舜尧, 刘国群, 徐梦洁, 等. 2008. 不同海拔高度下森林土壤中的氮矿化. *土壤学报*, **45**(6): 1195-1199.
- Agehara S, Warncke DD. 2005. Soil moisture and temperature effects on nitrogen release from organic nitrogen sources. *Soil Science Society of America Journal*, **69**: 1844-1855.
- Bohlen PJ, Groffman PM, Driscoll CT, *et al.* 2001. Plant-soil-microbial interactions in a northern hardwood forest. *Ecology*, **82**: 965-978.
- Curtin D, Campbell CA, Jalil A. 1998. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biology & Biochemistry*, **30**: 57-64.
- Ehrenfeld JG, Ravit B, Elgersma K. 2005. Feedback in the plant-soil system. *Annual Review of Environment and Resources*, **30**: 75-115.
- Garten CT, Post WM, Hanson PJ, *et al.* 1999. Forest soil carbon inventories and dynamics along an elevation gradient in the southern Appalachian Mountains. *Biogeochemistry*, **45**: 115-145.
- Grundmann GL, Renault P, Rosso L, *et al.* 1995. Differential-effects of soil-water content and temperature on nitrification and aeration. *Soil Science Society of America Journal*, **59**: 1342-1349.
- Hart SC, Perry DA. 1999. Transferring soils from high-to low-elevation forests increases nitrogen cycling rates: Climate change implications. *Global Change Biology*, **5**: 23-32.
- Hart SC. 2006. Potential impacts of climate change on nitrogen transformations and greenhouse gas fluxes in forests: A soil transfer study. *Global Change Biology*, **12**: 1032-1046.
- Huber E, Wanek W, Gottfried M, *et al.* 2007. Shift in soil-plant nitrogen dynamics of an alpine-nival ecotone. *Plant and Soil*, **301**: 65-76.
- Hubner C, Redl G, Wurst F. 1991. In situ methodology for studying N-mineralization in soils using anion exchange resins. *Soil Biology & Biochemistry*, **23**: 701-702.
- Ineson P, Benham DG, Poskitt J, *et al.* 1998. Effects of climate change on nitrogen dynamics in upland soils. 2. A soil warming study. *Global Change Biology*, **4**: 153-161.
- Jonasson S, Havstrom M, Jensen M, *et al.* 1993. In situ mineralization of nitrogen and phosphorus of arctic soils after perturbations simulating climate change. *Oecologia*, **95**: 179-186.
- Joslin JD, Wolfe MH. 1993. Temperature increase accelerates nitrate release from high-elevation red spruce soils. *Canadian Journal of Forest Research*, **23**: 756-759.
- Liao LP, Ineson P. 1997. Effect of fluctuating temperatures on forest soil nitrogen mineralization. *Pedosphere*, **7**: 31-34.
- Nadelhoffer KJ, Shaver GR, Giblin A, *et al.* 1997. Potential impacts of climate change on nutrient cycling, decomposition, and productivity in Arctic ecosystems// Oechel WC, Callaghan T, Gilmanov T, eds. *Global Change and Arctic Terrestrial Ecosystems*. New York: Springer: 349-364.
- Nicolardot B, Fauvet G, Cheneby D. 1994. Carbon and nitrogen cycling through soil microbial biomass at various temperatures. *Soil Biology & Biochemistry*, **26**: 253-261.
- Perry DA, Borchers JG, Borchers SL, *et al.* 1990. Species migrations and ecosystem stability during climate change: The belowground connection. *Conservation Biology*, **4**: 266-274.
- Perry DA, Borchers JG, Turner DP, *et al.* 1990. Biological feedbacks to climate change-terrestrial ecosystems as sinks and sources of carbon and nitrogen. *Northwest Environmental Journal*, **7**: 203-232.
- Peterjohn WT, Melillo JM, Steudler PA. 1994. Responses of trace gas fluxes and N availability to experimentally elevated soil temperatures. *Ecological Applications*, **4**: 617-625.
- Puri G, Ashman MR. 1998. Relationship between soil microbial biomass and gross N mineralisation. *Soil Biology & Biochemistry*, **30**: 251-256.
- Rashid GH, Schaefer R. 1988. Seasonal-variation in the nitrogen mineralization and mineral nitrogen accumulation in 2 temperate forest soils. *Pedobiologia*, **31**: 381-390.
- Shaw MR, Harte J. 2001. Response of nitrogen cycling to simulated climate change: Differential responses along a subalpine ecotone. *Global Change Biology*, **7**: 193-210.
- Stark JM, Firestone MK. 1996. Kinetic characteristics of ammonium-oxidizer communities in a California oak woodland-annual grassland. *Soil Biology & Biochemistry*, **28**: 1307-1317.
- Verburg PS. 2005. Soil solution and extractable soil nitrogen response to climate change in two boreal forest ecosystems. *Biology and Fertility of Soils*, **41**: 257-261.
- Zak DR, Holmes WE, Macdonald NW, *et al.* 1999. Soil temperature, matric potential, and the kinetics of microbial respiration and nitrogen mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, **63**: 575-584.

作者简介 高建梅,女,1985年生,硕士,主要从事环境生态学的研究。E-mail: taozichild@yahoo.com.cn
责任编辑 王 伟