

四种温带森林土壤氮矿化与硝化时空格局

傅民杰^{1,2}, 王传宽^{1,*}, 王 颖¹, 刘 实¹

(1. 东北林业大学林学院, 哈尔滨 150040; 2. 延边大学农学院, 龙井 133400)

摘要: 利用 PVC 管原位培养连续取样法测定了东北地区 4 种具有代表性的森林生态系统(硬阔叶林、蒙古栎林、红松林、落叶松林)土壤氮素矿化、硝化的时间动态及氮矿化的空间分布格局。结果表明: 4 种森林土壤氮素矿化存在明显的时空变异。蒙古栎和红松林土壤在 6 月份表现出强烈的氮矿化和硝化作用, 而硬阔叶林及落叶松林 7 月份氮素矿化强烈。4 种森林生态系统上层土壤的氮净矿(硝)化率显著高于下层土壤。4 种林型土壤的硝化过程在氮矿化过程中占有重要地位, 其 NO_3^- -N 在无机氮中的比例分别为: 79.9% ~ 91.1% (硬阔叶林)、50.7% ~ 80.5% (蒙古栎林)、54.1% ~ 92.0% (红松林)、63.7% ~ 86.5% (落叶松林)。生态系统构成决定了土壤氮素的矿化能力。阔叶林和针阔混交林生态系统矿化率大于纯针叶林生态系统。硬阔叶林、红松林、蒙古栎林、落叶松林的平均净矿化率分别为: $(0.58 \pm 0.01) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 、 $(0.47 \pm 0.19) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 、 $(0.39 \pm 0.11) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $(0.23 \pm 0.06) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。4 种林型氮素矿化作用与地下 5 cm 温度呈正相关, 并受土壤表层 (0 ~ 10 cm) 水分显著影响。土壤微生物量氮与土壤氮矿化呈显著正相关。

关键词: 森林土壤; 氮; 净氮矿化; 净硝化

文章编号: 1000-0933(2009)07-3747-12 中图分类号: Q948 文献标识码: A

Temporal and spatial patterns of soil nitrogen mineralization and nitrification in four temperate forests

FU Min-Jie^{1,2}, WANG Chuan-Kuan^{1,*}, WANG Ying¹, LIU Shi¹

1 College of Forestry, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China

2 Agricultural College, Yanbian University, Longjing 133400, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(7): 3747 ~ 3758.

Abstract: Tempo-spatial variations in soil net nitrogen (N) mineralization and nitrification in four typical temperate forests in northeast China were investigated with a PVC tube sequential coring and *in-situ* incubation method. The forests were hardwood broadleaf (HB), *Quercus mongolica* (QM), *Pinus koraiensis* (PK) and *Larix gmelinii* (LG) forests. The N mineralization showed significant tempo-spatial variability in the four forests. The highest net N mineralization rates occurred in June for the QM and PK, and in July for the HB and LG. The rates of N mineralization and nitrification at the upper-layer soil were greater than those at the lower-layer. Nitrification was the dominant process in the forests, and the proportion of NO_3^- -N to the total inorganic N was 79.9%—91.1%, 50.7%—80.5%, 54.1%—92.0% and 63.7%—86.5% for the HB, QM, PK and LG, respectively. The N mineralization capacity differed significantly among the four forests. The mean rates of N mineralization for the HB, QM, PK and LG were $(0.58 \pm 0.01) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, $(0.47 \pm 0.19) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, $(0.39 \pm 0.11) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ and $(0.23 \pm 0.06) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, respectively. The N mineralization was positively correlated to the soil temperature at 5 cm depth for the four forests. This relationship was significantly influenced by the soil moisture at 0—10 cm depth. The N mineralization was also significantly positively correlated to the microbial biomass N.

Key Words: forest soil; nitrogen; net nitrogen mineralization; net nitrification

基金项目: 国家“十一五”科技支撑资助项目(2006BAD03A0703); 国家林业局“948”项目(2006-4-19); 国家自然科学基金资助项目(30590381-02)

收稿日期: 2008-10-11; **修订日期:** 2008-11-25

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangck-cf@nefu.edu.cn

氮是森林生态系统生产力构成的重要因素^[1,2],并与生态系统中碳、水、磷、硫等营养元素间存在明显的耦合作用^[3,4]。氮在森林生态系统中主要以有机态存在,且90%以上的氮存在于森林土壤中^[5]。土壤中有机氮向无机氮的转化是决定森林生态系统结构与功能的关键过程之一。因此,研究生态系统氮循环过程及其与碳、水循环的耦合关系成为当今生态学关注的焦点^[6,7]。

欧、美国家在森林氮矿化方面的研究较为系统,在探讨不同森林生态系统净氮矿化过程的同时,加强了氮总矿化潜力、碳氮耦合效应及氮矿化过程对干扰响应等方面的研究^[8~11]。由于氮矿化过程受气候、土壤类型、森林植被等众多因素的影响,不同类型的森林生态系统的氮矿化有其各自的特点,因此,全球尺度上尚未形成统一的矿化模式。近年我国开展了模拟自然条件的室内温度、水分控制实验,提出了因子控制机理及理论矿化模型^[12,13]。在原位氮矿化方面,南方地区开展了热带森林生态系统氮矿化及氮释放研究^[14~17];北方地区有针对油松、樟子松、赤松、水曲柳等人工林的相关研究报道^[18~20]。综观国内已有的研究,室内控制实验虽能解释矿化机理并建立特定的矿化模型,但因与自然状态差异较大而难以应用于实践;而野外测定多数针对人工纯林的矿化过程,较少进行天然林的矿化研究,且很少考虑林地矿化的垂直空间异质性,因而难以全面分析评价自然森林生态系统的氮矿化过程。迄今为止,对东北地区典型森林生态系统氮矿化特征及其时空异质性的原位矿化研究尚未见报道。本研究采用原状土原地培养连续取样法测定东北东部山区4种典型的温带森林生态系统的土壤氮矿化和硝化过程,旨在刻画这些森林生态系统的氮矿化特征及其土壤无机氮的时空变化格局,揭示其矿化控制机理,以便为东北地区森林生态系统经营和碳汇管理提供理论基础。

1 材料与方法

1.1 研究地概况

试验地位于黑龙江省尚志市境内的东北林业大学帽儿山森林生态系统研究站(45°24'N, 127°40'E),实验站自然状况参见文献^[21]。本研究选择了东北东部山区气候条件、林龄(49~59a)和干扰历史等相近的4种典型的温带森林生态系统,即硬阔叶林、蒙古栎林、红松林和落叶松林。前两者为天然次生林,后两者则为人工林。这些森林生态系统的立地条件和植被组成见表1。

表1 样地的立地状况和植被组成

Table 1 The site features and vegetation composition of the sampled plots

生态系统类型 Forest ecosystem	坡度(°) Slope	坡向 Aspect	乔木(优势种) Overstory (Dominant species)	下木 Understory
硬阔叶林 Hardwood broad-leaved forest	7	北 North	1、2、3、4	5、6、7、8、9、10、11
蒙古栎林 <i>Quercus mongolica</i> forest	23	南 South	(12)、3、2、1、13、14	5、15、6、16
红松林 <i>Pinus koraiensis</i> forest	12	西北 Northwest	(17)、14、2、18、13、4、14	6、19
落叶松林 <i>Larix gmelinii</i> forest	2	西南 Southwest	(20)、2、21	9、22、10、16、6、5、23

1. 黄菠萝 *Phellodendron amurense*; 2. 水曲柳 *Fraxinus mandshurica*; 3. 紫椴 *Tilia amurensis*; 4. 胡桃楸 *Juglans mandshurica*; 5. 暴马丁香 *Syringa amurensis*; 6. 春榆 *Ulmus propinqua*; 7. 毛接骨木 *Sambucus buergeriana*; 8. 榛子 *Corylus heterophylla*; 9. 稠李 *Padus asiatica*; 10. 早花忍冬 *Lonicera praeflorens*; 11. 卫矛 *Evonymus sacrosancta*; 12. 蒙古栎 *Quercus mongolica*; 13. 山杨 *Populus davidiana*; 14. 白桦 *Betula platyphylla*; 15. 色木槭 *Acer mono*; 16. 鼠李 *Rhamnus davuricus*; 17. 红松 *Pinus koraiensis*; 18. 枫桦 *Betula costata*; 19. 山梨 *Pyrus ussuriensis*; 20. 落叶松 *Larix gmelinii*; 21. 茶条槭 *Acer ginnala*; 22. 胡枝子 *Lespedeza bicolor*; 23. 山丁子 *Malus pallasiana*

4种林型土壤的理化性质以及不同层次间的差异性见表2。

1.2 实验和测定方法

在4种林型中各设置3块20 m×30 m样地,构成3个重复。每块样地按对角线法选取5个原位培养点,采用原状土原位培养连续取样法(Sequential coring and in-situ exposure)^[22],在每一培养点将两根内径5 cm、长20 cm的PVC管打入土壤。小心取出两管后,一管土壤用于土壤分析,另一管管顶加盖,管底用纱布封口,埋回原位进行原位培养。培养结束时,取出培养管。同时将下一批管按上述方法布置于前一次培养点附近。将培养后的管分为0~10 cm和10~20 cm两层土样,以下简称上层和下层土壤(蒙古栎林因其表层土薄,按

土壤发生层次取样,上层为 0~5 cm,下层为 5~15 cm)。5 个取样点的相同层次的土样均匀混合后过 2 mm 筛,装入封口袋中,低温带回实验室做室内分析。实验从 2007 年 5 月 8 日开始至 2007 年 11 月 8 日结束,每个培养时期约为 30 d,共进行 6 个时段的培养。在培养期间,采用 T 型热电偶和自动数据采集系统 (Campbell Scientific, Inc., Utah, USA) 同时测定各林型的土壤温度。

表 2 5 种森林生态系统的土壤性状

Table 2 Soil properties of the four forest ecosystems

林型 Forest types	硬阔叶林 Hardwood broadleaf forest		蒙古栎林 <i>Q. mongolica</i> forest		红松林 <i>P. koraiensis</i> forest		落叶松林 <i>L. gmelinii</i> forest	
层次 (cm) Soil layer	0~10	10~20	0~5	5~10	0~10	10~20	0~10	10~20
总有机碳 ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) Total organic carbon	113.5a*	63.8a	88.7a**	55.6ab	70.9c*	49.4bc	51.1d*	40.8c
总氮 ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) Total nitrogen	8.1a*	4.9a	5.0b*	2.0b	4.1bc**	2.7b	3.3c*	2.5b
总磷 ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) Total phosphorus	1.6	1.4	1.0	0.9	1.1	1.0	1.1	1.0
总钾 ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) Total potassium	19.1	21.5	16.9	21.8	20.7	21.3	23.2	24.5
有效磷 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) Available phosphorus	88.7	46.5	43.7**	9.4	44.2	12.2	70.0	48.0
速效钾 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) Available potassium	411.4a*	233.7a	300.9ab*	129.8b	208.9b**	107.6b	187.1b**	103.8
容重 ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) Bulk density	0.51c**	0.75b	0.36c**	0.80b	0.75b*	1.02a	1.01a*	1.11a
pH (H_2O)	6.5a*	5.9a	5.8b	5.3b	6.1ab*	5.9a	5.7b*	5.9a

a、b、c 和 d 为林型间上层或下层土壤多重比较结果 ($P < 0.05$, $n = 12$); * 和 * 分别表示林型内上层、下层差异极显著 ($P < 0.01$, $n = 6$) 和显著 ($P < 0.05$, $n = 6$)。The letters a, b, c and d represent significant groups of the four forest soils at the 0–10 cm depth or 10–20 cm depth ($P < 0.05$, $n = 12$). ** and * represent highly significant ($P < 0.01$, $n = 6$) and significant ($P < 0.05$, $n = 6$) difference between 0–10 cm and 10–20 cm depth, respectively

室内土壤分析包括土壤水分含量、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、土壤微生物量碳 (C_M) 和氮 (N_M) 及常规理化性质的测定。土壤含水率采用烘干法 (105℃, 24h)。土壤中 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 测定采用新鲜土样— $2\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ KCl 浸提法^[23], 滤液用连续流动分析仪 (BRAN + LUEBBE-AA3, Germany) 测定。氮净矿(硝)化率计算公式如下:

$$NMR = (C_t - C_{t_0}) / (t - t_0) \quad (1)$$

$$NNR = (C'_t - C'_{t_0}) / (t - t_0) \quad (2)$$

式中, NMR 和 NNR 分别为培养时段内的土壤净氮矿化率 (Net nitrogen mineralization rate) 和净硝化率 (Net nitrification rate) ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), C 和 C' 分别代表无机氮 (NH_4^+ -N + NO_3^- -N) 和硝态氮 (NO_3^- -N) 含量 ($\text{mg N}\cdot\text{kg}^{-1}$); t_0 和 t 分别表示培养前和培养后的时间。

土壤微生物量碳 (C_M)、氮 (N_M) 采用氯仿熏蒸-浸提法 (The chloroform fumigation-extraction method)^[24]。浸提液过滤后利用 Multi C/N 分析仪 (Multi C/N3000, Analytik Jena A G, Germany) 测定。土壤有机碳采用 Multi C/N3000 分析仪 HT1500 Solids Module 固体模块测定。土壤 pH 采用玻璃电极法 (土水比 1:2.5) 测定。土壤总氮采用半微量开氏定氮法测定^[25]。总磷、总钾均以 NaOH 熔溶, 钼锑抗比色法测定总磷, 火焰光度法测定总钾^[25]。速效钾采用乙酸铵-火焰光度法测定^[25]。有效磷采用氟化铵-盐酸浸提-钼锑抗比色法测定^[25]。容重采用环刀法测定。

1.3 数据分析

数据统计采用 SPSS 14.0 统计软件包。根据参数统计的需要, 全部数据经 Kolmogorov-Smirnov 检验是否符合正态分布, 对于不符合数据进行正态性转换。同一林型内土壤的上层、下层氮矿化量(率)及土壤其他理

化性质差异显著性采用成对 t 检验法 (Paired T test)。森林类型间及各林型内月份间差异显著性采用单因素方差分析法 (One-way ANOVA-test)。多重比较采用邓肯检验法 (Duncan)。土壤温度、湿度、 C_M 、 N_M 与氮矿化关系采用一元线性和非线性回归法。

2 结果与分析

2.1 土壤无机氮的时空变化格局

2.1.1 NH_4^+ -N 的时空变化特征

4 种森林生态系统土壤的 NH_4^+ -N 含量的季节变化格局相似,均表现为单峰曲线,但上下层土壤 NH_4^+ -N 的峰值和出现的月份却因林型而异 (图 1)。硬阔叶林和红松林的上、下层土壤均表现出显著的 NH_4^+ -N 含量月际间差异 ($P < 0.01$, $n = 21$)。蒙古栎与落叶松林的上层土壤 NH_4^+ -N 月际间变化不明显,但下层土壤月际间差异显著 ($P < 0.05$, $n = 21$)。硬阔叶林、红松林和落叶松林下层土壤的 NH_4^+ -N 含量均在 8 月初达到峰值;而蒙古栎林 6 月初下层土壤的 NH_4^+ -N 含量最高 ($(12.2 \pm 3.6) \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

两种针叶林 (红松林、落叶松林) 在 6 个时段的培养期间,上、下层土壤之间的 NH_4^+ -N 含量无显著差异 ($P > 0.05$, $n = 6$)。硬阔叶林土壤在 8 月份上层土壤 NH_4^+ -N 含量明显高于下层 ($P = 0.002$, $n = 6$)。蒙古栎林土壤在生长季开始 (5 月份) 及冬季 (11 月份) 时,下层土壤的 NH_4^+ -N 含量明显高于上层土壤 (5 月份: $P = 0.007$, $n = 6$; 11 月份: $P = 0.014$, $n = 6$), 其他月份上、下层土壤间差异不显著 ($P > 0.05$, $n = 6$) (图 1)。

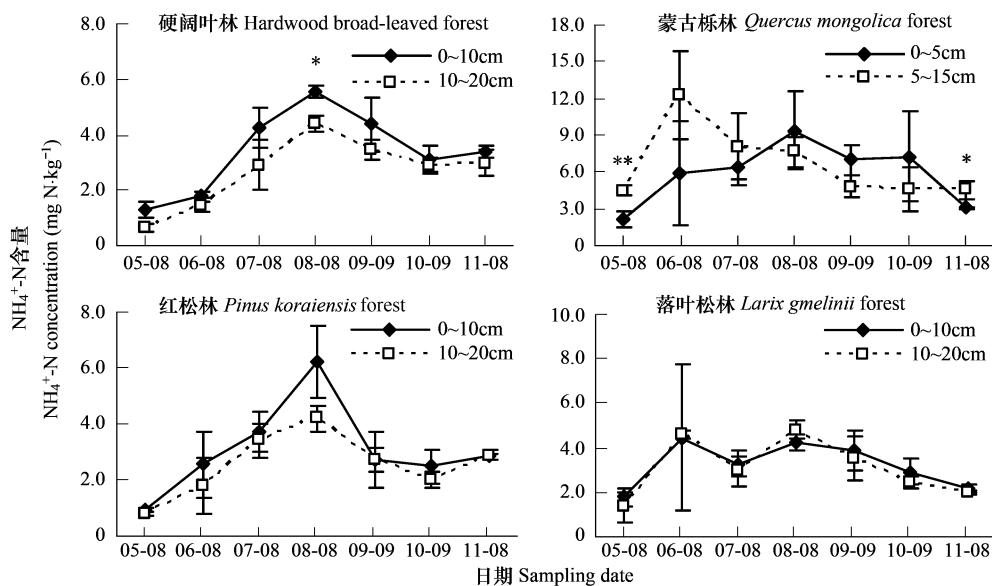


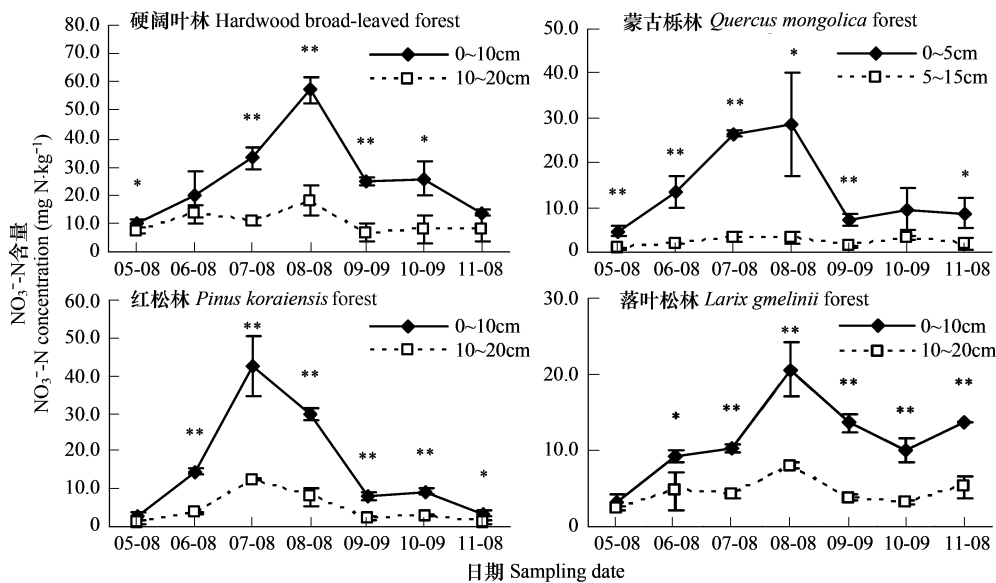
图 1 四种森林生态系统 NH_4^+ -N 月际动态

Fig. 1 Monthly change of NH_4^+ -N concentration in the 4 forest ecosystems

图中 * 和 ** 分别表示上层、下层 NH_4^+ -N 含量差异显著 ($P < 0.05$) 和极显著 ($P < 0.01$); 竖线表示标准误 ($n = 3$)。The * and ** in the figures represent a significant ($P < 0.05$) and highly significant ($P < 0.01$) difference in NH_4^+ -N concentration between the upper-layer and down-layer soil; The vertical bars represent standard errors ($n = 3$)

2.1.2 NO_3^- -N 的时空变化特征

4 种林型上层土壤的 NO_3^- -N 含量季节变化格局与 NH_4^+ -N 季节格局相似,同样表现为单峰曲线,但含量在林型间及月份间存在差异 (图 2)。硬阔叶林、落叶松林和蒙古栎林的土壤 NO_3^- -N 含量在 8 月初最高,分别为 $(57.3 \pm 4.6) \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $(20.6 \pm 3.6) \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $(28.7 \pm 11.6) \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1}$; 而红松林的峰值则出现在 7 月初 ($(42.4 \pm 7.9) \text{ mg N} \cdot \text{kg}^{-1}$)。每种林型上层土壤 NO_3^- -N 含量的月际间变化显著 ($P < 0.05$, $n = 21$), 但下层土壤 NO_3^- -N 的月际间变化不显著 ($P > 0.05$, $n = 21$)。

图2 4种森林生态系统 NO_3^- -N 月际动态Fig. 2 Monthly change of NO_3^- -N concentration in the 4 forest ecosystems

图中*和**分别表示上层、下层 NO_3^- -N 含量差异显著 ($P < 0.05$) 和极显著 ($P < 0.01$); 竖线表示标准误差 ($n = 3$)。The * and ** in the figures represent a significant ($P < 0.05$) and highly significant ($P < 0.01$) difference in NO_3^- -N concentration between the upper-layer and down-layer soil; The vertical bars represent standard errors ($n = 3$)

4种林型土壤的 NO_3^- -N 含量空间垂直变异明显。除个别月份外,4种林型上层 NO_3^- -N 含量显著高于下层 ($P < 0.05$, $n = 6$)。

除蒙古栎下层土壤外,其他3种林型土壤上、下层及蒙古栎的上层土壤在各个月份多以 NO_3^- -N 为主。硬阔叶林、蒙古栎林、红松林和落叶松林的上层土壤 NO_3^- -N 在无机氮中的比例变化范围分别为:79.9% ~ 91.1%、50.7% ~ 80.5%、54.1% ~ 92.0% 和 63.7% ~ 86.5%; 下层土壤分别为:63.8% ~ 91.8%、13.1% ~ 41.4%、25.3% ~ 78.4% 和 48.1% ~ 71.6%。

2.2 土壤净硝化与净氮矿化的时空变化

2.2.1 净硝化

4种林型的净硝化存在明显的季节变化,5~9月期间上层土壤净硝化率为正值,最适宜硝化的时期和硝化强度因林型而异(图3)。硬阔叶林和落叶松林7月份的硝化作用最强烈,最大净硝化率分别为 $(1.55 \pm 0.16) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $(0.50 \pm 0.13) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,而蒙古栎林与红松林的最大净硝化率出现在6月份,分别为: $(0.65 \pm 0.15) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $(1.03 \pm 0.25) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

4种林型净硝化率存在明显的空间异质性。硬阔叶林和蒙古栎林均在6、7月份两个原位培养期上层净硝化率显著高于下层(图3),而红松林和落叶松林整个生长季(5~9月份)上层土壤净硝化率显著高于下层 ($P < 0.05$, $n = 6$)。

4种林型间土壤平均净硝化率存在显著的差异 ($P = 0.014$, $n = 12$) (图4)。按上层土壤平均净硝化率排序为:硬阔叶林 ($(0.61 \pm 0.03) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) > 红松林 ($(0.48 \pm 0.19) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) > 蒙古栎林 ($(0.33 \pm 0.11) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) > 落叶松林 ($(0.22 \pm 0.02) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)。硝化作用主要发生于上层土壤,硬阔叶林、红松林、蒙古栎和落叶松林上层硝化作用占整个取样土层总硝化的比例分别为:74.4% ~ 86.5%、76.3% ~ 90.5%、84.6% ~ 95.7% 和 74.1% ~ 82.8%。

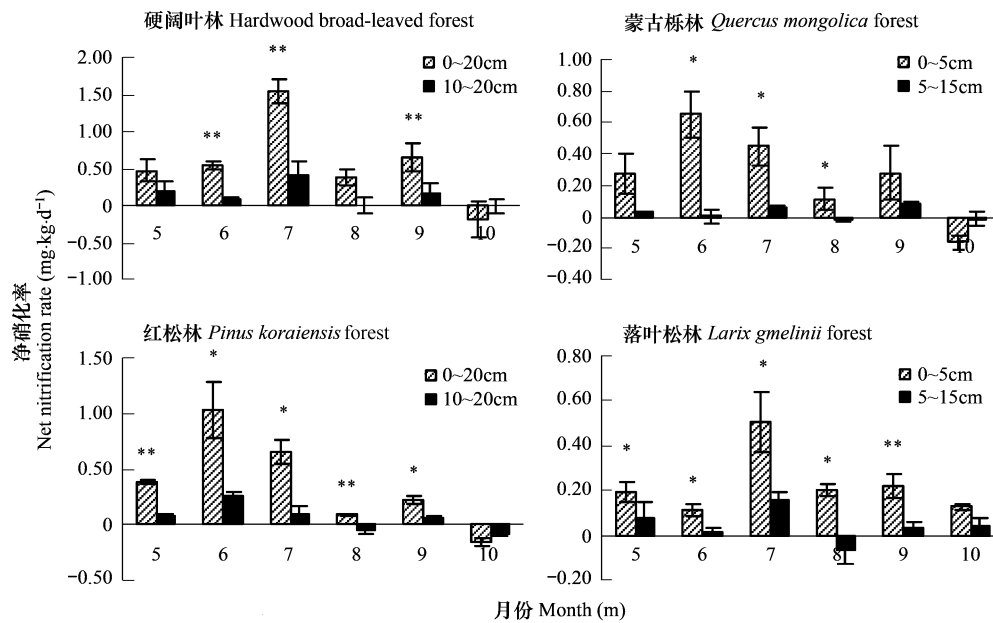


图3 4种森林生态系统净硝化率月际动态

Fig. 3 Monthly changes in net nitrification rates in the 4 forest ecosystems

图中*和**分别表示上层、下层净硝化率差异显著($P < 0.05$)和极显著($P < 0.01$); 竖线表示标准误($n = 3$)。The * and ** in the figures represent a significant ($P < 0.05$) and highly significant ($P < 0.01$) difference in net nitrification rates between the upper-layer and down-layer soil. The vertical bars represent standard errors ($n = 3$)

2.2.2 净矿化

4种林型的净矿化季节变化趋势与净硝化趋势相似(红松林8月份例外), 这种相似在上层土壤中表现尤为明显(图5)。硬阔叶林和落叶松林7月份最大净矿化率分别为 $(1.59 \pm 0.16) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $(0.50 \pm 0.20) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 而蒙古栎林与红松林6月份最大净矿化率分别为: $(0.77 \pm 0.16) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $(1.08 \pm 0.26) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。红松林8月份上层土壤净矿化几乎为零($-0.01 \pm 0.05) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)。

4种林型净矿化率同样表现出明显的垂直空间变异, 但与净硝化相比, 净矿化空间异质性相对减弱。硬阔叶林与红松林净矿化垂直空间变化格局与其净硝化相似, 两林型均在8月份净矿化与净硝化存在分异。而蒙古栎林、落叶松林的净矿化与其净硝化特征差异较大。蒙古栎仅6月份上层净矿化率显著高于下层($P = 0.003$, $n = 6$), 而落叶松林仅8月($P = 0.014$, $n = 6$)和9月($P = 0.004$, $n = 6$)上层净矿化明显高于下层。

四种林型间的平均净矿化率差异显著($P = 0.03$, $n = 12$)(图4)。各林型按上层土壤净矿化率大小排列为: 硬阔叶林($(0.58 \pm 0.01) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) > 红松林($(0.47 \pm 0.19) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) > 蒙古栎林($(0.39 \pm 0.11) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) > 落叶松林($(0.23 \pm 0.06) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)。

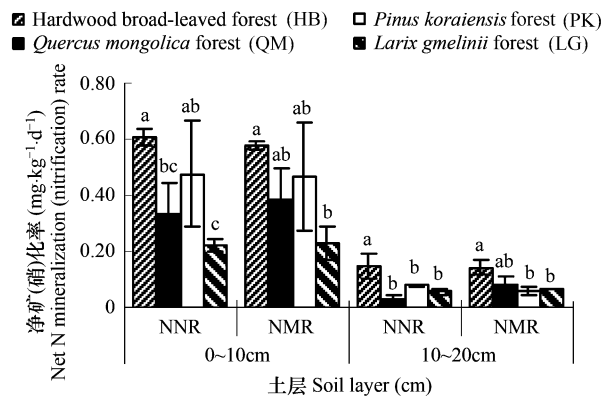


图4 4种森林生态系统年均净氮矿化率(NMR)和净硝化率(NNR)

Fig. 4 Mean net nitrogen mineralization rates (NMR) and net nitrification rates (NNR) in the 4 forest ecosystems

图中HB、QM、PK和LG分别表示硬阔叶林、蒙古栎林、红松林和落叶松林; a、b、c为Duncan显著性差异组($P < 0.05$); 竖线表示标准误($n = 3$)。The HB, QM, PK and LG represent hard-wood broadleaf, *Q. mongolica*, *P. koraiensis* and *L. gmelinii* forests, respectively; a, b and c represent Duncan significant difference groups ($P < 0.05$). Vertical bars are the standard errors ($n = 3$)

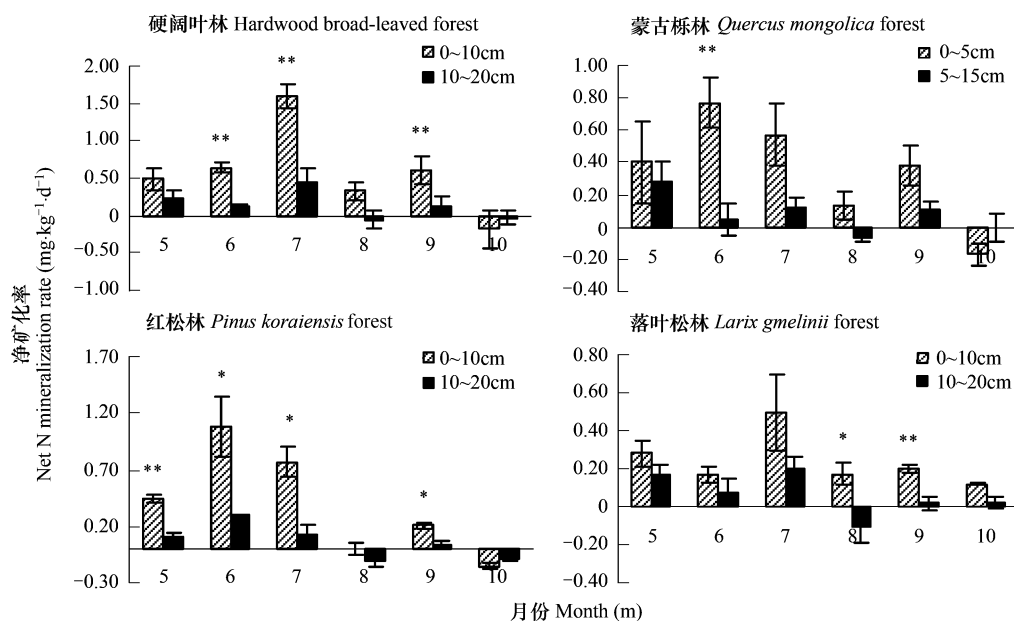


图5 四种森林生态系统净矿化率月际动态

Fig.5 Monthly changes in net nitrogen mineralization rates (NMR) in the 4 forest ecosystems

图中*和**分别表示上层、下层净矿化率差异显著 ($P < 0.05$) 和极显著 ($P < 0.01$); 竖线表示标准误 ($n = 3$)。The * and ** in the figures represent a significant ($P < 0.05$) and highly significant ($P < 0.01$) difference in net nitrogen mineralization rates (NMR) between the upper-layer and down-layer soil; The vertical bars represent standard errors ($n = 3$)

2.3 土壤氮矿化的影响因子

2.3.1 土壤温度和湿度对氮矿化的影响

选取不同深度的月平均土壤温度与相应层次的土壤净氮矿化率进行相关分析。结果表明,地下 5 cm 土壤温度与上层土壤净氮矿化率显著正相关(图 6)。地下 10 cm 处土壤温度对氮矿化无显著影响 ($P = 0.208$, $n = 24$)。

土壤水分与净氮矿化率回归分析时,由于蒙古栎林取样层次不同于其他 3 种林型,因此将其单独做图分析,而取样层次相同的硬阔林、红松林和落叶松林在同一图中描述。结果表明,上层土壤氮矿化受该层土壤水分含量的显著影响(图 7a、图 7b)。四种林型对土壤水分的变化趋势表现出相似的矿化格局,即:在土壤水分含量较低时,水分增加有利于土壤氮矿化,但水分超过一定含量后,氮矿化率则随之增加而下降。适于土壤氮矿化的水分含量因林型而异,蒙古栎林土壤适于矿化的水分含量较低 (0.17),而硬阔林、红松林和落叶松林三者间适于矿化的水分含量相近,分别为 0.41、0.42、0.41。4 种林型下层土壤含水量对矿化作用无显著影响 ($P > 0.05$, $n = 18$)。

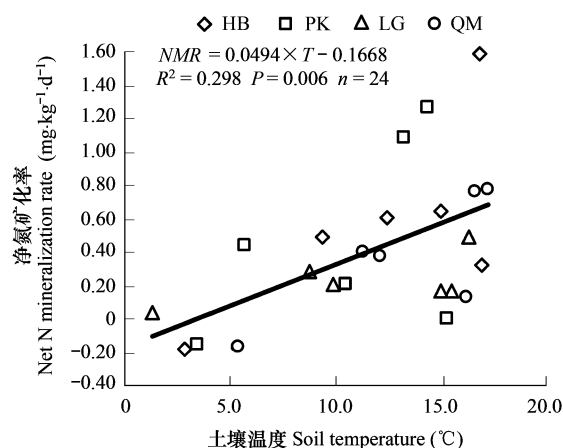


图6 净氮矿化(NMR)与土壤 5 cm 处温度(T)的关系

Fig.6 Relationship between net N mineralization rate (NMR) and soil temperature at 5 cm depth (T)

HB、PK、LG 和 QM 分别表示硬阔叶林、红松林、落叶松林和蒙古栎林。The HB, PK, LG and QM represent hardwood broadleaf, *Q. mongolica*, *P. koraiensis* and *L. gmelinii* forests, respectively

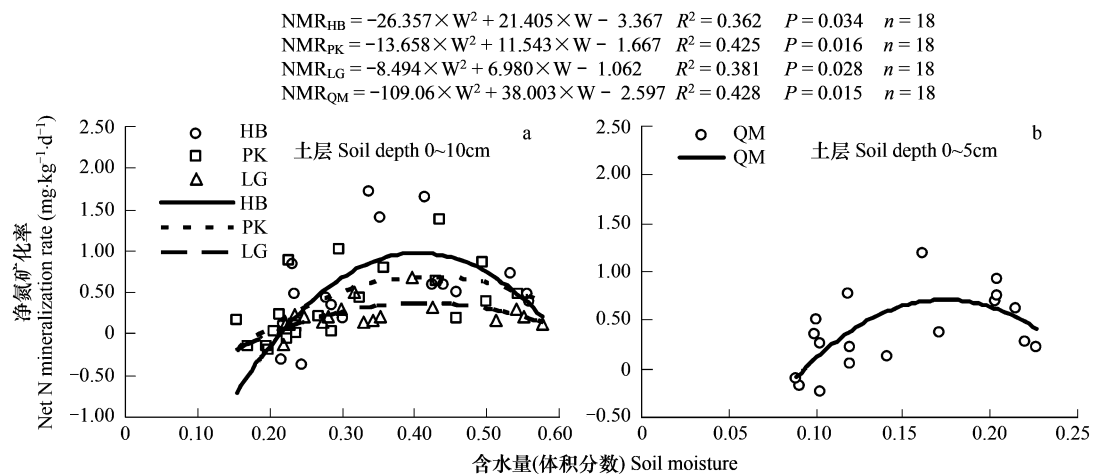


图7 净氮矿化率(NMR)与上层土壤水分(W)的关系

Fig. 7 Relationship between net N mineralization rate and soil moisture at 0~10 cm and 0~5 cm depths(W)

HB、QM、PK 和 LG 分别表示硬阔叶林、蒙古栎林、红松林和落叶松林 The HB, QM, PK and LG represent hard-wood broadleaf, *Q. mongolica*, *P. koraiensis* and *L. gmelinii* forests, respectively

2.3.2 土壤微生物量对氮矿化的影响

4 种林型的上层土壤微生物量碳 (C_M)、氮 (N_M) 均高于下层土壤,前者是后者的 1.5~3 倍。将上、下层 C_M 和 N_M 与净氮矿化率作相关分析表明,上、下层土壤中 C_M 与矿化速率相关性均不显著(上层: $P = 0.056$, $n = 72$; 下层: $P = 0.253$, $n = 72$),但上层土壤的 N_M 与氮矿化呈显著正相关(图 8)。下层土壤中 N_M 与氮矿化率间无显著关系 ($P = 0.224$, $n = 72$)。

3 讨论

3.1 森林生态系统间土壤氮矿化的比较

东北 4 种温带森林生态系统净氮矿化率 ($-0.18 \sim 1.59 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) 与其他地区研究相比,其变化范围较宽,且最大矿化率与室内培养的矿化率相近^[26,27],显示出较强的原位矿化能力(表 3)。本试验土壤矿化范围较宽的主要原因在于它涵盖了 4 个季节的矿化特征,而其季节变化悬殊,这与 Westbrook 等^[28]以生长季中某一时段为研究对象不同。苏波等^[18]长期持续矿化研究结果也表现出相似的较宽矿化范围。4 种林型生长季最大净矿化率较高,这与试验期间中国北方出现极端干旱密切相关。土壤温度升高有利于有机氮素矿化^[29],干旱促进了林地土壤温度升高并降低了土壤水分含量,创造了透气的土壤环境,有利于有机氮的矿化过程。最大矿化率与室内培养结果相近表明,在自然环境条件下的某些阶段,原位培养所获得的最大矿化率可与潜在矿化势相近,但这些矿化值持续的时间较短,无法真正体现生态系统长期、连续的矿化效果。

本研究期间的温带森林生态系统上层土壤生长季(5~9 月份)净氮矿化率均大于零,表明土壤有机氮矿化过程比氮的固持过程更为活跃。虽然该森林生态系统尚未出现氮限制,但林型间氮矿化潜力存在较大的差异:硬阔叶林表现出最高的矿化能力,而落叶松林矿化能力最弱,基本表现出阔叶林矿化强于针叶林的趋势。Côté、Ste-Marie 等人^[33,34]研究也证实了这种结果。4 种林型间矿化差异主要是由于生态系统构成差异导致

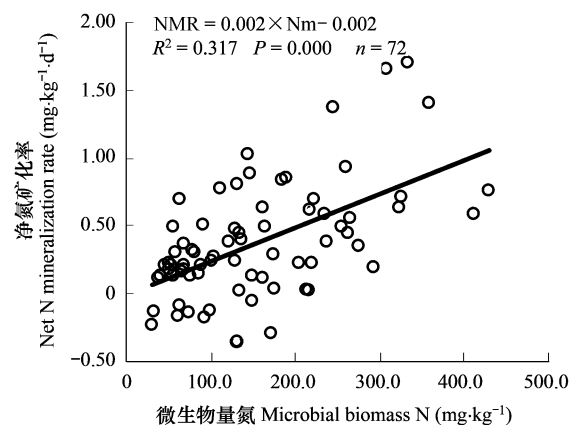


图8 上层土壤微生物量氮(Nm)与净氮矿化率(NMR)的关系

Fig. 8 Relationship between net N mineralization rate (NMR) and soil microbial biomass N at 0~10 cm depth (Nm)

的。从立地条件来看,4种林地具有相同的土壤类型,相似的树龄结构,并处于相同的纬度带和相同的气象环境条件下,最大的差异主要来自生态系统树种构成。树种的不同导致土壤中不同凋落物化学组分的积累与释放,进而造成土壤有机质质量、土壤容重、pH值和微生物量等成分的差异(表2)。从表2中可知,4种林型的土壤有机碳和总氮含量均表现出阔叶林大于针叶林,红松林大于落叶松林的趋势。土壤中高有机质和有机氮为生物提供了丰富的矿化底物,有利于提高土壤微生物的活性,促进土壤氮矿化^[29]。另外,两种阔叶林土壤容重明显低于两种针叶林,而红松林土壤容重又明显低于落叶松林。容重低的土壤比容重高者具有更好的通透性,从而有利于土壤中好气微生物的矿化作用。土壤pH升高有助于土壤中氮的转化^[35]。4种林型中,硬阔林比其他3种林型具有更高pH,而落叶松林则是四种林型中酸性最强的生态系统。由此可见,4种温带森林生态系统氮矿化的差异是在树种构成的长期影响下通过土壤的理化性质和微生物活动综合作用的结果。本试验中红松林的土壤矿化能力高于蒙古栎阔叶林,可能有两方面原因:一是红松林中残留了部分白桦、水曲柳、胡桃楸、山杨等阔叶树种(表1),改变了红松纯林结构,林地凋落物混杂阔叶成分,改变了土壤有机质质量和土壤性质(pH,全氮等);二是蒙古栎叶片纤维化,且多分布于贫瘠山脊或山坡上部,土壤有机质层薄,结构不稳定,加之坡度陡,容重小,易失水,温度变幅大,微生物活性受抑制,因而矿化受到影响。

表3 不同森林生态系统土壤净氮矿化率
Table 3 Net N mineralization rates in different forest ecosystems

地点 Location	森林类型 Forest type	方法/土壤深度 (cm) Method/soil depth	培养时间 (d) Incubation time	净氮矿化率 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) NMR	净硝化率 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) NNR	文献来源 Reference
Ontario, Canada (49°05'N, 92°10'W)	针叶林森林沼泽 Coniferous upland Peatland	埋管法/0~10 Intact soil cores	24	-0.05~0.03 -0.11~-0.01	0.01~0.03 ≤0.01	[28]
Dawson Creek, BC, Canada(55°58'N, 20°28'W)	针阔混交林 Aspen/lodgepole pine	埋袋法/0~10 Buried bag	60	0.003~0.02	0.004~0.006	[30]
Northeast, USA (41°58'~44°30'N, 74°31'~72°48'W)	黄桦/糖槭混交林 <i>B. alleghaniensis</i> / <i>A. saccharum</i>	实验室培养法/0~10 Lab. incubation	28	1.51~2.29	0.23~0.37	[26]
Taiwan, China (24°34' N, 121°34'E)	常绿阔叶林 Evergreen broadleaf forest	埋袋法/0~10 Buried bag	35	0.02~0.28	0.02~0.26	[31]
Spain (42°01'~43°19' N, 7°18'~8°51'W)	辐射松 <i>P. radiata</i> D. Don	通气培养法 /0~15 Aerobic incubation	42	0.04~1.72	0.06~0.81	[32]
Southern Swedish	硬阔叶林 Hardwood forest	室内培养法 /0~5 Lab. incubation	105	1.1~2.4	-	[27]
东灵山, 中国 Dongling Mountain, China (40°00'~40°02'N, 115°26'~115°30'E)	油松林 Pure pine forest	埋管法/0~15 In-situ incubation	30~210	-0.19~0.68	-0.01~0.3	[18]
	油松/辽东栎混交林 Pine mixed deciduous forest		30~210	-0.2~0.52	0.01~0.26	[18]
帽儿山, 中国 Maoershan Mountain, China(45°24'N, 127°40'E)	硬阔叶林 Hard-wood broad-leaved forest	埋管法/0~10 In-situ incubation	30	-0.18~1.59	-0.18~1.55	本次研究 This study
	蒙古栎林 <i>Q. mongolica</i> forest			-0.17~0.77	-0.16~0.65	本次研究 This study
	红松林 <i>P. koraiensis</i> forest			-0.15~1.08	-0.16~1.03	本次研究 This study
	落叶松林 <i>L. gmelinii</i> forest			0.12~0.50	0.13~0.50	本次研究 This study

3.2 土壤氮矿化的时空变异

以往研究报道,无机氮含量的季节变化一般规律是春、夏季升高,夏季后期下降,秋季略微升高,5、6 月份为矿化活跃期^[36,37]。本研究无论从无机氮含量的积累高峰期出现的时期还是矿化活跃期,都与上述报道基本一致,说明温度与土壤水分是氮矿化季节变化格局最重要的控制因子。另外,4 种林型氮矿化季节变化格局和矿化潜力的差异性表明,生态系统的树种构成对环境因子的影响起到重要的适应与调控作用。

森林土壤存在巨大的水平和垂直空间异质性。本试验中 3 种森林生态系统(硬阔叶林、红松林、落叶松林)的同质土壤(A 层)的上、下各 10cm 的两个层次中,无机氮的总量、净矿化、净硝化过程都存在明显的差异。上层土壤的矿化作用明显强于下层土壤。一般来说,较高的氮素矿化速率是由于土壤具有较高生物活性,而高生物学活性可归因于土壤中较高的有机碳和全氮含量^[38~40]。本研究的 4 种森林生态系统上层土壤具有较高的土壤有机碳、有机氮含量,土壤微生物量是下层土壤的 1.5~3 倍。丰富的有机质资源和大量的微生物数量,为土壤氮矿化创造了良好的条件。另外,上层较低的容重保证土壤良好的透水、通气条件,有利于矿化过程的发生(表 2)。这种层次间矿化的差异性表明,在研究土壤矿化过程时,培养土层深度的选择十分重要,培养管越长,土壤异质性越明显,会导致矿化测定的结果偏低,同时也相应增加了试验误差。

3.3 土壤氮矿化的控制因子

本研究中,表层土壤温度对氮矿化有着显著的影响,与以往的室内温度控制实验的结果一致^[13]。但深度超过 10 cm 后,土壤温度与氮矿化无明显关系,这与东北地区生长季中 10 cm 以下土壤温度较低、季节变化较小、底层土壤矿化率较低等因素有关。土壤氮矿化与土壤水分间表现出二次函数关系,在低土壤水分范围内,水分增加有利于氮矿化作用,而当水分超过一定含量后,反而抑制矿化过程。这与室内控制实验所得结果相吻合^[12,13,37]。4 种林型中,适于矿化的土壤水分含量有所不同,硬阔林,红松林和落叶松林土壤适于矿化的水分含量(体积含水量)明显高于蒙古栎土壤。周才平等^[13]证实了不同森林生态系统土壤利于矿化的水分范围各不相同。4 种林型下层土壤水分对矿化的影响不显著,主要由于测定期间下层土壤含水量变化不大、有机底物少、微生物活性弱等共同作用所致。本研究中所获数据的离散程度较大,一方面体现了土壤性质在林型间及林型内的异质性,同时也体现出原位试验条件下,氮矿化过程是受多种因素的共同作用。

4 结论

4.1 东北温带森林土壤氮矿化与硝化作用存在明显的季节特征。6、7 月份土壤氮矿化作用强烈,该时期硬阔叶林、红松林、蒙古栎林、落叶松林 4 种林型最大矿化率分别为: $(1.59 \pm 0.16) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 、 $(1.08 \pm 0.26) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 、 $(0.77 \pm 0.16) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $(0.50 \pm 0.20) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。硝化过程在东北温带森林土壤氮矿化中占有重要的地位。

4.2 4 种森林土壤氮矿化、硝化过程存在明显的空间垂直变异,上层土壤矿(硝)化作用明显强于下层土壤。上层土壤硝化作用占 0~20 cm(蒙古栎为 0~15 cm)土层总硝化的比例分别为:硬阔叶林 74.4%~86.5%、红松林 76.3%~90.5%、蒙古栎 84.6%~95.7%、落叶松 74.1%~82.8%。

4.3 4 种森林生态系统的矿(硝)化作用强度存在明显差异。阔叶树种或针阔混交树种组成的生态系统的矿化能力高于针叶树纯林。4 种生态系统平均净矿化率依次为: $(0.58 \pm 0.01) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (硬阔叶林) > $(0.47 \pm 0.19) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (红松林) > $(0.39 \pm 0.11) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (蒙古栎林) > $(0.23 \pm 0.06) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (落叶松林);净硝化率依次为: $(0.61 \pm 0.03) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (硬阔叶林) > $(0.48 \pm 0.19) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (红松林) > $(0.33 \pm 0.11) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (蒙古栎林) > $(0.22 \pm 0.02) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (落叶松林)。

4.4 东北温带森林生态系统氮矿化过程受多种因素的共同影响,氮矿化与上层土壤温度呈正相关。上层土壤含水量与氮矿化之间表现出二次函数关系。土壤微生物碳量对氮矿化影响不明显,而上层土壤微生物氮量与土壤氮矿化呈显著正相关。

References:

- [1] Aber J D. Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 1992, 7(7): 220—223.

- [2] Vitousek P M, H tternschwiler S, Olander L, *et al.* Nitrogen and nature. *Ambio*, 2002, 31(2): 97—101.
- [3] Bruun S, Luxhoi J, Magid J, *et al.* A nitrogen mineralization model based on relationships for gross mineralization and immobilization. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(9): 2712—2721.
- [4] Luxhoi J, Bruun S, Stenberg B, *et al.* Prediction of gross and net N mineralization immobilization turnover from CO₂ production. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(4): 1121—1128.
- [5] Kaye J P, Binkley D and Rhoades C. Stable soil nitrogen accumulation and flexible organic matter stoichiometry during primary floodplain succession. *Biogeochemistry*, 2003(1), 63: 1—22.
- [6] Murphy D V, Recous S, Stockdale E A, *et al.* Gross nitrogen fluxes in soil: theory, measurement and application of ¹⁵N pool dilution techniques. In: *Advances in Agronomy*. Academic Press. 2003. 69—118.
- [7] Booth M S, Stark J M and Hart S C. Soil-mixing effects on inorganic nitrogen production and consumption in forest and shrubland soils. *Plant and Soil*, 2006, 289(1-2): 5—15.
- [8] Bruun S, Stenberg B, Breland T A, *et al.* Empirical predictions of plant material C and N mineralization patterns from near infrared spectroscopy, stepwise chemical digestion and C/N ratios. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37 (12): 2283—2296.
- [9] Hart S C, Nason G E, Myrold D D, *et al.* Dynamics of gross nitrogen transformations in an old-growth forest-the carbon connection. *Ecology*, 1994, 75(4): 880—891.
- [10] Chen Y, Hogberg P. Gross nitrogen mineralization rates still high 14 years after suspension of N input to a N-saturated forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(7): 2001—2003.
- [11] Corre M D, Lamersdorf N P. Reversal of nitrogen saturation after long-term deposition reduction: impact on soil nitrogen cycling. *Ecology*, 2004, 85(11): 3090—3104.
- [12] Zhou C P, Ou Y H. Influence of temperature and moisture on soil nitrogen mineralization under two types of forest in Changbai Mountain. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2001, 12(4): 505—508.
- [13] Zhou C P, Ou Y H, Pei Z Y, *et al.* Net soil nitrogen mineralization in Chinese forest ecosystems. *Acta Phytocologica Sinica*, 2003, 27(2): 170—176.
- [14] Sha L Q, Meng Y, Feng Z L, *et al.* Nitrification and net N mineralization rate of soils under different tropical forests in Xishuangbanna, Southwest China. *Acta Phytocologica Sinica*, 2000, 24(2): 152—156.
- [15] Meng Y, Xue J Y, Sha L Q, *et al.* Variations of soil NH₄⁺-N, NO₃⁻-N and N mineralization under different forests in Xishuangbanna, Southwest China. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001, 25(1): 99—104.
- [16] Mo J M, Peng S L, Fang Y T, *et al.* A preliminary study on the dynamics of bio-available nitrogen in soils of pine-broadleaf mixed forest in Dinghushan biosphere reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(3): 492—497.
- [17] Mo J M, Fang Y T, Lin E D, *et al.* Soil N₂O emission and its response to simulated N deposition in the main forests of Dinghushan in subtropical China. *Journal of Plant Ecology*, 2006, 30(6): 901—910.
- [18] Su B, Han X G, Qu C M, *et al.* Net nitrogen mineralization and nitrification in one pure pine (*Pinus tabulaeformis*) forest and one pine oak mixed forest in Dongling mountainous region. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001, 25(2): 195—203.
- [19] Chen F S, Zeng D H, Fan Z P, *et al.* Comparative nitrogen mineralization and its availability in certain woody plantations in Keerqin Sand Lands, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(2): 341—347.
- [20] Chen X W, Chen L X and Liu W Q. Nitrogen mineralization in different forest soil. *Journal of Northeast Forestry University*, 1999, 27(1): 5—9.
- [21] Yang J Y and Wang C K. Effects of soil temperature and moisture on soil surface CO₂ flux of forests in northeastern China. *Journal of Plant Ecology*, 2006, 30(2): 286—294.
- [22] Raison R J, Connell M J and Khanna P K. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N *in-situ*. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19(5): 521—530.
- [23] Liu G S, Jiang N H, Zhang L D, *et al.* Soil physical, chemical analysis and description of soil profiles. Beijing: Standards Press of China, 1996. 33—37.
- [24] Brookes P C, Landman A, Pruden G, *et al.* Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985, 17(6): 837—842.
- [25] State forestry administration, P. R. China. Analysis methods of forest soil (forestry industry standards of the People's Republic of China). Beijing: Standards Press of China, 2000.
- [26] Ross D S, Lawrence G B and Fredriksen G. Mineralization and nitrification patterns at eight northeastern USA forested research sites. *Forest Ecology and Management*, 2004, 188(1-3): 317—335.

- [27] Falkengren-Grerup U, Bruneth J and Diekmann M. Nitrogen mineralisation in deciduous forest soils in south Sweden in gradients of soil acidity and deposition. *Environmental Pollution*, 1998, 102(1): 415—420.
- [28] Westbrook C J, Devito K J and Allan C J. Soil N cycling in harvested and pristine boreal forests and peatlands. *Forest Ecology and Management*, 2006, 234(1-3): 227—237.
- [29] Bremer E and Kuikman P. Influence of competition for nitrogen in soil on net mineralization of nitrogen. *Plant and Soil*, 1997, 190: 119—126.
- [30] Tan X and Chang S X. Soil compaction and forest litter amendment affect carbon and net nitrogen mineralization in a boreal forest soil. *Soil and Tillage Research*, 2007, 93(1): 77—86.
- [31] Owen J S, Wang M K, Wang C H, *et al.* Net mineralization and nitrification rates in a forested ecosystem in northeastern Taiwan. *Forest Ecology and Management*, 2003, 176(1-3): 519—530.
- [32] González-Prieto S J and Villar M C. Soil organic N dynamics and stand quality in *Pinus radiata* pinewoods of the temperate humid region. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35(10): 1395—1404.
- [33] Côté L, Brown S, Paré D, *et al.* Dynamics of carbon and nitrogen mineralization in relation to stand type, stand age and soil texture in the boreal mixedwood. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(8-9): 1079—1090.
- [34] Ste-Marie C, Par D. Soil pH and N availability effects on net nitrification in the forest floors of a range of boreal forest stands. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(11): 1579—1589.
- [35] Curtin D, Campbell C A, Jalil A. Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, 30(1): 57—64.
- [36] Ehrenfeld J G, Han X, Parsons W F, *et al.* On the nature of environmental gradients: temporal and spatial variability of soils and vegetation in the New Jersey Pinelands. *Journal of Ecology*, 1997, 85(6): 785—798.
- [37] Farley R A, Fitter A H. Temporal and spatial variation in soil resources in a deciduous woodland. *Journal of Applied Ecology*, 1999, 87(4): 688—696.
- [38] Sanchez L F, Garcia miragaya J and Chacon N. Nitrogen mineralization in soil under grasses and under trees in a protected Venezuelan savanna. *Acta Ecologica*, 1997, 18(1): 27—37.
- [39] Berendse F. Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. *Journal of Ecology*, 1990, 78(2): 413—427.
- [40] Kitayama k. Soil nitrogen dynamics along a gradient of long-term soil development in a Hawaiian wet montane rain forest. *Plant and Soil*, 1996, 183(2): 253—262.
- [41] Stanford G and Epstein E. Nitrogen mineralization-water relations in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 1974, 38(1): 103—107.

参考文献:

- [12] 周才平, 欧阳华. 温度和湿度对长白山两种林型下土壤氮矿化的影响. *应用生态学报*, 2001, 14(4): 505—508.
- [13] 周才平, 欧阳华, 裴志永, 等. 中国森林生态系统的土壤净氮矿化研究. *植物生态学报*, 2003, 27(2): 170—176.
- [14] 沙丽清, 孟盈, 冯志立, 等. 西双版纳不同热带森林土壤氮矿化和硝化作用研究. *植物生态学报*, 2000, 24(2): 152—156.
- [15] 孟盈, 薛敬意, 沙丽清, 等. 西双版纳不同热带森林下土壤铵态氮和硝态氮动态研究. *植物生态学报*, 2001, 25(1): 99—104.
- [16] 莫江明, 彭少麟, 方运霆, 等. 鼎湖山马尾松针阔叶混交林土壤有效氮动态的初步研究. *生态学报*, 2001, 21(3): 492—497.
- [17] 莫江明, 方运霆, 林而达, 等. 鼎湖山主要森林土壤 N_2O 排放及其对模拟 N 沉降的响应. *植物生态学报*, 2006, 30(6): 901—910.
- [18] 苏波, 韩兴国, 渠春梅, 等. 东灵山油松纯林和油松-辽东栎针阔混交林土壤氮素矿化硝化作用研究. *植物生态学报*, 2001, 25(2): 195—203.
- [19] 陈伏生, 曾德慧, 范志平, 等. 沙地不同树种人工林土壤氮素矿化过程及其有效性. *生态学报*, 2006, 26(2): 341—347.
- [20] 陈祥伟, 陈立新, 刘伟琦. 不同森林类型土壤氮矿化的研究. *东北林业大学学报*, 1999, 27(1): 5—9.
- [21] 杨金艳, 王传宽. 土壤水热条件对东北森林土壤表面 CO_2 通量的影响. *植物生态学报*, 2006, 30(2): 286—294.
- [25] 国家林业局. 森林土壤分析方法(中华人民共和国林业行业标准). 北京: 中国标准出版社, 2000.