

西双版纳不同土地利用方式下土壤氮矿化作用研究*

李明锐 沙丽清**

(中国科学院西双版纳热带植物园昆明分部, 昆明 650223)

【摘要】 氮在森林生态系统的养分循环中很重要,常把土壤氮矿化速率作为生态系统中氮有效性和氮损失的指标.在云南省中国科学院西双版纳热带生态站周围,用顶盖埋管法,对季风常绿阔叶林、季节雨林、橡胶林、受过严重干扰的季节雨林、鸡血藤次生林和旱谷地的氮矿化速率进行研究.结果表明,在6种土地利用方式下,净氮矿化速率和硝化速率由大到小依次为受过严重干扰的季节雨林 > 鸡血藤次生林 > 季节雨林 > 季风常绿阔叶林 > 橡胶林 > 旱谷地.在西双版纳地区橡胶林和旱谷地被认为是受人为干扰较严重的土地利用方式,这两种土地利用方式与各种森林下土壤中的氮矿化速率和氮储量相比均低,达到显著水平.较低的氮矿化速率与土壤本底氮储量低有关,也与土壤中真菌数量较少有关.对西双版纳6种常见土地利用方式的土壤氮储量和氮循环速率的研究表明,受过严重干扰的季节雨林在恢复多年后土壤中养分的转化速率与原生林接近,而林地被转化为农业或经济林用地后氮储量和氮矿化速率均显著降低.

关键词 氮矿化 土地利用方式 人为干扰

文章编号 1001-9332(2005)01-0054-05 **中图分类号** S714 **文献标识码** A

Soil nitrogen mineralization under different land use patterns in Xishuangbanna. LI Mingrui, SHA Liqing (Kunming Division, Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Kunming 650223, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2005, 16(1): 54~58.

Nitrogen (N) cycle is very important for forest ecosystem, and soil N mineralization rate is often used as the index of soil N availability and its losses. Using Close-Top incubation method, we measured the N mineralization rate in soils (0~15 cm) of monsoon evergreen broadleaf forest, seasonal rain forest, rubber plantation, heavily disturbed seasonal rain forest, *Millettia leptobotrya* secondary forest and upland rice field. The results showed that the net N mineralization rate and N nitrification rate were decreased in the sequence of heavily disturbed seasonal rain forest > *Millettia leptobotrya* secondary forest > seasonal rain forest > monsoon evergreen broadleaf forest > rubber plantation > upland rice field. Rubber plantation and upland rice field were the most seriously disturbed land use patterns. Their soil N storage and mineralization rate were very low and exhibited significant variations, compared with other land use patterns. Lower net N mineralization rate correlated with lower N storage, and also, with lower fungi numbers. The N mineralization rate in disturbed forest soil which had recovered for several years was similar to that in primary forest soil, but decreased significantly when the forests were converted to agricultural land.

Key words Nitrogen mineralization, Land use pattern, Human disturbance.

1 引言

氮是所有生命物质的主要营养元素,也是植物生长发育所必需的大量元素,又最易于通过淋溶或挥发而从系统中损失.因此,氮的生物地球化学过程是研究的热点问题.国外有关森林土壤中氮矿化和硝化作用研究较多,Perez等^[18]研究了智利南部海岸不受污染影响的老龄林的氮矿化,把森林类型不同、氮矿化不同归因于生物结构、立地动态和位点因素.Braisa等^[2]的研究表明,氮矿化速率不同是生态系统结构交互作用结果,象森林地表、枯落物、植被和气象条件等的交互作用.不同的森林管理措施也能显著地改变土壤中氮循环,例如收获冠层通过增加土壤温度和湿度,增加了森林土壤干湿循环的频率和强度,增加了可矿化有机质的数量,降低异养生

物和菌根与土壤微生物之间的资源竞争,从而提高氮矿化速率^[3].对森林的砍伐,使氮容易以 NO_3^- -N的形式淋失,导致 K^+ 、 Na^+ 、 Ca^+ 等阳离子的淋失,从而降低肥力,减缓森林生长,导致森林生产力降低^[6].国内研究主要集中在农业土壤上^[8],森林土壤的氮矿化研究不多.周才平和欧阳华^[24,25]对长白山两种林型及暖温带落叶阔叶林研究报道,温度和湿度在土壤氮矿化过程中存在明显的交互作用.

大气氮沉降增加导致土壤中氮矿化增加是近年来很受关注的又一问题^[1,11].在北美工业化高的地区,人为释放的氮多,导致了这些地区的氮沉降增

* 国家自然科学基金项目(40173039,30000131)和云南省自然科学基金资助项目(2001C0064M,2001C0063M).

** 通讯联系人.

2003-11-18收稿,2004-05-12接受.

加,大气氮沉降增加使森林作为生物地球化学循环系统的功能发生了变化,例如向溪流中输出氮增加,土壤酸化,植物有效性盐基离子丧失,在敏感区减弱森林生长,生物结构发生变化.而在西双版纳工业化程度不高,大气氮沉降增加不显著^[21],但把森林土地转化成农业或经济林地却逐渐形成规模(森林覆盖率已从20世纪50年代初期的60%减少到20世纪90年代初的27%左右).在西双版纳,沙丽清等^[22]和孟盈等^[12]已就季节雨林、鸡血藤次生林和橡胶林等的氮矿化和硝化速率进行了研究,但是都没有较全面囊括各种土地利用方式.为此,本实验共选取了6种土地利用方式作为研究对象,包括季风常绿阔叶林、季节雨林、严重干扰的季节雨林、鸡血藤(*Millettia leptobotrya*)次生林、橡胶林和旱谷地.本文旨在对西双版纳不同土地利用方式的氮矿化进行研究,探讨土地利用方式转变对氮矿化速率的影响.

2 研究地区与研究方法

2.1 研究样地概况

6块样地均在云南西双版纳自治州勐腊县勐仑镇(21°56'N, 101°16'E)中国科学院热带生态站附近,海拔650~750 m.西双版纳属西南热带季风气候,年均温度为21.4℃,最冷月(1月)和最热月(6月)的平均温度分别为15℃和25℃,年均降雨量为1500~1600 mm,其中80%以上的降水分布在5~10月,年均相对湿度为84%.土壤为砖红壤.

季节雨林和季风常绿阔叶林位于距勐仑镇5 km左右的长期定位样地.季节雨林样地优势种为番龙眼(*Pometia tomentosa*)、千果榄仁(*Terminalia myliocarpa*)、云南肉豆蔻(*Myristica yunnanensis*)、滇南风吹楠(*Horsfieldia tetrapala*)、光叶天料木(*Homalium laoticum*)、金刀木(*Barringtonia macrostachya*)等,林龄在200年以上.橡胶地是季节雨林遭砍伐火烧后种植12年的单胶群落.旱谷地是刀耕

表1 6种土地利用方式下土壤的基本养分状况

Table 1 Nutrient status in soils under six land use patterns

| 土地利用方式 Land use patterns | pH | 有机质 Organic matter (g·kg ⁻¹) | 全氮 Total N (g·kg ⁻¹) | 碳/氮 C/N | 含水量 Water content (%) | NH ₄ ⁺ -N (mg·kg ⁻¹ dry soil) | NO ₃ ⁻ -N (mg·kg ⁻¹ dry soil) |
|--|------------|--|--|-------------|-----------------------------|--|--|
| 季风常绿阔叶林 Monsoon evergreen broadleaf forest | 3.38(0.04) | 115.24(9.86) | 1.94(0.37) | 34.54(1.05) | 0.20(0.01) | 1.85(0.29) | 4.80(0.55) |
| 季节雨林 Seasonal rain forest | 3.49(0.04) | 87.46(6.92) | 1.45(0.03) | 35.02(3.16) | 0.21(0.01) | 0.00(0.00) | 6.62(1.18) |
| 橡胶林 Rubber plantation | 3.96(0.28) | 77.84(2.38) | 1.49(0.03) | 30.54(0.58) | 0.20(0.02) | 1.94(0.21) | 3.80(0.29) |
| 严重干扰的季节雨林 Disturbed seasonal rain forest | 3.62(0.30) | 121.22(6.78) | 2.64(0.16) | 26.41(0.94) | 0.31(0.02) | 0.29(0.18) | 10.87(2.18) |
| 鸡血藤次生林 <i>M. leptobotrya</i> secondary forest | 3.06(0.05) | 125.66(5.47) | 2.20(0.11) | 32.98(0.49) | 0.23(0.01) | 0.00(0.00) | 8.99(0.92) |
| 旱谷地 Dry rice land | 3.35(0.07) | 105.90(4.36) | 1.64(0.08) | 37.70(1.42) | 0.17(0.02) | 1.59(0.15) | 0.25(0.13) |

注:括号内数字为标准误 Numbers in brackets represent standard error (n = 3). NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量是培养前初始含量 Content of NH₄⁺-N and NO₃⁻-N are the initial.

火种轮歇地种植旱谷过后的抛荒地,抛荒时间为1年.鸡血藤次生林是季节雨林遭砍伐火烧后逐渐恢复起来的次生林,乔木以窄序鸡血藤(*Millettia leptobotrya*)为主,林龄为35年.受严重干扰过的季节雨林是沟谷季节雨林30多年前经过择伐,后来排除人为干扰处于恢复过程中的季节雨林,林间大型藤本较多.6块样地的土壤养分状况如表1所示.

2.2 实验方法

2.2.1 野外实验 2003年3月10日(旱谷地在3月17日),在6块样地分别均匀布置3个大约4 m × 4 m的样方,每个样方内设有3个点.用长15 cm、内径6 cm的PVC管在每个点取两个土柱,一个土柱上端用塑料布封住,下端用纱布封住,埋在原位培养.另一个土柱带回实验室,同一个样方内的3个土柱混合成一个土样,分析起始的NH₄⁺-N和NO₃⁻-N.原位培养的土柱于4月10日(旱谷地在4月17日)取出,同一个样方的3个土柱混合成一个样,实验室分析培养后的NH₄⁺-N和NO₃⁻-N.3月10日在旱谷地理的土柱,因旱谷地改橡胶地,在12日被挖出,并于3月17日另选一块地作为实验的一个类型.

2.2.2 室内实验 新鲜土样的NH₄⁺-N和NO₃⁻-N分别用靛酚蓝比色法和酚二磺酸比色法,721分光光度计测定,且都在取样回来24 h内完成.另取出一部分土样测含水量,分析微生物类群和微生物生物量C.余下的土样风干、过筛,测pH、有机质和全氮.pH用1 mol·L⁻¹的KCL浸提,水土比为1:2.5,复合电极法,有机质用K₂Cr₂O₇-FeSO₄法,全氮用浓H₂SO₄-HClO₄消化,自动定氮仪(UDK 140型)分析.土壤微生物生物量C用氯仿熏蒸培养法测定^[7].真菌、细菌、放线菌采用平板培养记数法.

2.2.3 计算方法

按以下公式计算有关参数^[14,20]:

土壤净氮矿化速率(mg N·kg⁻¹·30 d⁻¹) = (土壤培养30 d后的NO₃⁻-N + NH₄⁺-N) - (土壤初始NO₃⁻-N + NH₄⁺-N)

硝化速率(mg N·kg⁻¹·30 d⁻¹) = (土壤培养30 d后的NO₃⁻-N) - (土壤初始NO₃⁻-N)

氨化速率(mg N·kg⁻¹·30 d⁻¹) = (土壤培养30 d后的NH₄⁺-

N) - (土壤初始 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$).

3 结果与分析

3.1 土壤中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$

培养前土壤中的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 在橡胶林最高 ($1.935 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 季风常绿阔叶林 ($1.846 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和旱谷地 ($1.586 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 次之, 严重干扰的季节雨林 ($0.294 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 较低, 季节雨林和鸡血藤次生林最低, 在本实验条件下检测不出. 培养1个月后, 除橡胶林外, 所有土地利用方式的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 都有增高. 季风常绿阔叶林 ($3.950 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和季节雨林 ($1.850 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量较高, 橡胶林 ($1.615 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和旱谷地 ($1.764 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 次之, 受过严重干扰的季节雨林和鸡血藤次生林 (分别为 0.538 和 $0.984 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 最低.

培养前后各种林型土壤中的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 均大于 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量 (图1), 也就是说, 在本文所研究的6种土壤中, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 是无机氮的主要存在形式. 培养前土壤中的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 在严重干扰的季节雨林 ($21.742 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和鸡血藤次生林 ($17.975 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 较高, 季风常绿阔叶林 ($9.599 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和季节雨林 ($13.246 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 居中, 橡胶林 ($8.696 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和旱谷地 ($0.503 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 较低. 培养后几种土地利用方式下的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量仍存在同样的趋势, 只是培养后 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量显著升高 (图1).

无论哪种土地利用方式, 培养后土壤中的总无机氮含量 ($\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NH}_4^+ \text{-N}$) 都显著高于培养

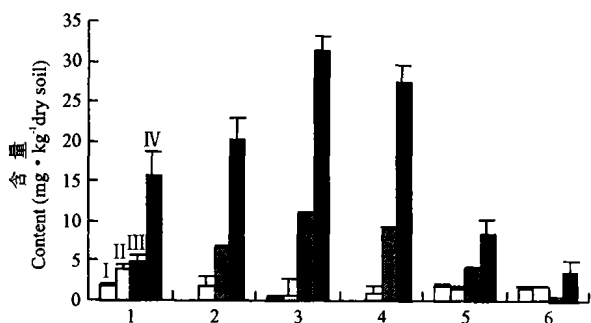


图1 培养前后6种土地利用方式下土壤中的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量 ($n=3$)

Fig. 1 Content of ammonium nitrogen and nitrate nitrogen in soils under six land use patterns before and after incubation.

I. 培养前 Before incubation $\text{NH}_4^+ \text{-N}$; II. 培养后 After incubation $\text{NH}_4^+ \text{-N}$; III. 培养前 Before incubation $\text{NO}_3^- \text{-N}$; IV. 培养后 After incubation $\text{NO}_3^- \text{-N}$. 1) 季风常绿阔叶林 Monsoon evergreen broadleaved forest; 2) 季节雨林 Seasonal rain forest; 3) 严重干扰的季节雨林 Disturbed seasonal rain forest; 4) 鸡血藤次生林 *M. leptobotrya* secondary forest; 5) 橡胶林 Rubber plantation; 6) 旱谷地 Dry rice land. 下同 The same below.

前的 (图2). 严重干扰的季节雨林和鸡血藤次生林的无机氮含量最高, 而橡胶林和旱谷地的总无机氮含量明显最低.

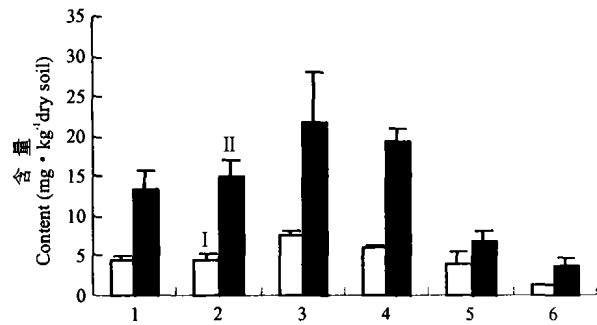


图2 培养前(I)、后(II)6种土地利用方式下土壤中无机氮 ($n=3$)
Fig. 2 Total inorganic nitrogen in soils under six land use patterns before and after incubation.

3.2 净氮矿化、硝化、氨化速率

从图3可以看出, 氨化速率很低, 净氮矿化速率和硝化速率很高, 与无机氮的含量很一致, 由大到小依次为受过严重干扰的季节雨林 > 鸡血藤次生林 > 季节雨林 > 季风常绿阔叶林 > 橡胶林 > 旱谷地.

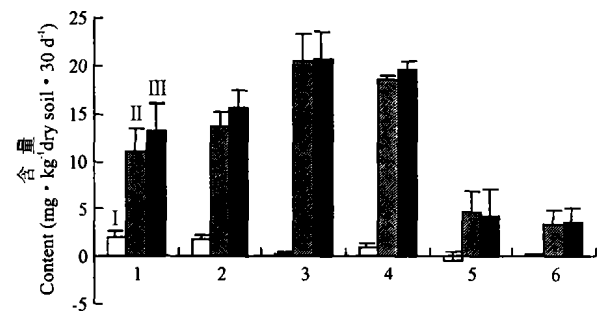


图3 6种土地利用方式下土壤中氮净化(I)、硝化(II)和矿化(III)速率

Fig. 3 Nitrogen net ammonification (I), nitrification (II) and mineralization (III) in soils under six land use patterns.

由相关系数可以看出 (表2), 净氮矿化速率与全氮 (0.730)、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量 (0.937)、真菌个体数量 (0.841) 和净硝化速率 (0.992) 呈正相关关系; 与 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 呈负相关 (-0.811). 硝化速率与全氮 (0.777)、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ (0.963) 和真菌个体数量 (0.770) 呈正相关; 与 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (-0.812) 含量呈负相关. 氨化速率与真菌个体 (0.824)、微生物生物量 C (0.766) 呈正相关关系.

3.3 微生物类群数量

土壤微生物在土壤肥力、植物生长、养分循环以及土壤团聚体的形成和稳定中起着关键作用; 土壤微生物量是土壤有效态养分的重要组成部分^[5]; 土壤有机质的矿化过程主要是由微生物控制的过程, 因此, 土壤中微生物的数量是有机质矿化速率和土壤肥力的一个很相关的指标. 图4表示了各样地土

表 2 不同土地利用方式下土壤中氮净矿化速率与土壤各理化性状的相关性

Table 2 Correlation of nitrogen net mineralization to physical and chemical characteristics in soils under different land use patterns

| 项目 Item | 净矿化速率 Net mineralization | 净硝化速率 Nitrification | 净氨化速率 Ammonification |
|------------------------------------|-----------------------------|------------------------|-------------------------|
| pH | 0.447 | -0.392 | -0.514 |
| 有机质 Organic matter | 0.652 | 0.626 | 0.204 |
| 全氮 Total N | 0.730 | 0.777 | -0.068 |
| C/N | -0.443 | -0.526 | 0.408 |
| $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ | -0.811* | -0.812* | -0.248 |
| $\text{NO}_3^- \text{-N}$ | 0.937** | 0.963** | 0.129 |
| 真菌个体 Fungi | 0.841* | 0.770* | 0.824* |
| 细菌个体 Bacteria | -0.544 | -0.578 | 0.100 |
| 放线菌个体 Actinomycetes | -0.592 | -0.551 | -0.490 |
| 微生物个体总数 Total microbes | -0.547 | -0.580 | 0.505 |
| 微生物生物量 Microbial biomass carbon | -0.139 | -0.250 | 0.766* |
| 氨化速率 Ammonification | 0.427 | 0.311 | |
| 硝化速率 Nitrification | 0.992** | | |

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$.

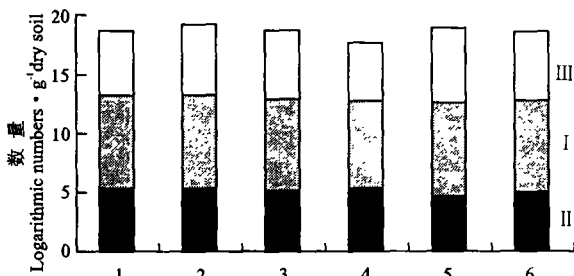


图 4 6 种土地利用方式下土壤中细菌 (I)、真菌 (II) 和放线菌 (III) 数量

Fig. 4 Numbers of bacteria (I), fungi (II) and actinomycetes (III) in soils under six land use patterns.

壤微生物的真菌、细菌和放线菌数量的对数转换后的值。所研究的土壤中细菌是微生物数量的主要组成部分。从图 4 可看出,鸡血藤次生林的微生物总数量最少,这和该样地微生物生物量 C 较低是一致的。橡胶林和旱谷地的真菌数量较少,这与这两块样地的净氮矿化速率较一致,说明真菌在土壤氮的矿化过程中起着关键作用。

4 讨 论

本实验中,不论是哪种土地利用方式, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 是无机氮的主要存在形式。氮的净矿化速率和硝化速率呈正相关,氨化速率很小,甚至测不出。这说明净氮矿化主要表现为硝化,可能是氨化速率较低,也

可能是氨化后产生的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 被迅速吸收,而产生的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 不是很容易被吸收,因此积累了较多的 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 。Owen^[17]的研究和本实验结果一致。而沙丽清等^[21]和孟盈等^[12]在西双版纳,Mo 等^[13]在我国鼎湖山的研究发现土壤中的无机氮主要是以 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 存在,Smith 等^[22]认为新近被干扰的土壤中的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 高于很久以前干扰过的。

总无机氮 ($\text{NH}_4^+ \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N}$) 含量随森林类型而变化,严重干扰的季节雨林 > 鸡血藤次生林 > 季节雨林 > 季风常绿阔叶林 > 橡胶林 > 旱谷地。橡胶林和旱谷地属于人为干扰较严重的土地利用方式,这两种土地利用类型的总无机氮含量最低(图 2),这与 Mo 等^[13]在我国鼎湖山的研究结果一致。因为林地被砍伐或火烧后,养分被收获或在火烧时挥发,而且森林被破坏,植物吸收的养分量减少,随水流失的可能性增大。这意味着林地在转化为农业用地后,土壤中的有效性氮养分减少并表现为缺乏状态。

净氮矿化速率和硝化速率在不同土地利用方式下由大到小为严重干扰的季节雨林 > 鸡血藤次生林 > 季节雨林 > 季风常绿阔叶林 > 橡胶林 > 旱谷地,表现为恢复林 > 原生林 > 农业用地。不同土地利用方式下,净氮矿化速率和硝化速率不同有各方面的原因,如植被类型、小气候、土壤养分和微生物种群等方面的差异。

本实验所研究的 6 块样地的植被类型差异很大,如前所描述的那样。植被树种组成不同,它们从土壤中吸收养分的能力有所不同,凋落物质量和数量不同,从而导致氮库和氮矿化速率不同。本研究中,橡胶林和旱谷地的凋落物数量和质量显著较低,使得这两块样地的氮矿化速率最低。Knoepp^[10]对阿巴拉契亚南部不同植被和不同海拔高度的氮矿化速率进行了长达 6 年的研究,发现植被类型是氮矿化速率的主要控制因素。

土壤养分状况因为关系到植物的生长、土壤微生物的数量、土壤酶的活性,因此土壤养分对氮矿化也有影响。本实验结果表明,氮净矿化速率和硝化速率与土壤中的全氮、有机质呈正相关,与 C/N 呈负相关,但有有机质及 C/N 的关系没有达到显著性程度。Vervaeet 等^[23]的研究发现氮净矿化速率与有机质、全氮、半纤维素含量及 C/N 相关;也与土壤质地有关。

气象因素对氮矿化的影响也很大,不同气候条

件下氮循环不同^[4,9].对于本实验来说,各样地间是同一时间的培养,因此气候的影响可以不考虑,但是样地间由于坡度不同造成的湿度不同,或者由于植被的阴蔽度不同造成的温度变幅和极值不同,从而影响了氮净矿化速率.

森林转化成其它利用方式后,氮矿化速率及无机氮库发生变化^[15,16].其原因是人为干扰后,温度增加和可矿化的基质增加,导致土壤中氮矿化速率和氮库在干扰后短期内迅速增加.但是这个变化在干扰后第二年^[3]或第三年^[19]就消失,因为不再有可矿化的凋落物输入,且植物吸收减少,氮随水流失,所以土壤中的氮库减少,氮循环速率减慢.我们所研究的橡胶林是12年的,旱谷地也是种了一年后的撂荒地,所以 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N含量以及氮矿化速率显著降低.

在西双版纳,森林被砍伐火烧转化为农业或经济用地后,使得氮在植被和土壤中的循环速率和储量显著降低,从而降低生态系统的生产力,并导致水土流失,生态系统退化等.所以,只有保护现有的森林植被不受破坏,维持农业或经济用地的可持续经营,才能保证生态系统的健康发展,达到人与自然的和谐共处.

致谢 付先惠、陈志玲及中国科学院西双版纳热带植物园生物地球化学实验室、热带雨林定位站提供大力帮助,深表谢意!

参考文献

- 1 Aber JD, Nadelhoffer KJ, Steudler P, et al. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystem. *Bioscience*, **39**(6):378~385
- 2 Braisa S, Pare D, Camire C, et al. 2002. Nitrogen net mineralization and dynamics following whole-tree harvesting and winter windrowing on clayey sites of northwestern Quebec. *For Ecol Man*, **157**:119~130
- 3 DeLuca TH, Zouhar KL. 2000. Effects of selection harvest and prescribed fire on the soil nitrogen status of ponderosa pine forests. *For Ecol Man*, **138**:263~271
- 4 Fernandez IJ, Simmons GA, Briggs RD. 2000. Indices of forest floor nitrogen status along a climate gradient in Maine, USA. *For Ecol Man*, **134**:177~187
- 5 Fernandez AP, Acea MJ, Carballas T. 1998. Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biol Fert Soils*, **27**:132~142
- 6 Giardina CP, Rhoades CC. 2001. Clear cutting and burning affect nitrogen supply, phosphorus fractions and seedling growth in soils from a Wyoming lodgepole pine forest. *For Ecol Man*, **140**:19~28
- 7 Jenkinson DS, Powlson DS. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biol Biochem*, **8**:209~213
- 8 Ju X-T (巨晓棠), Liu X-J (刘学军), Zhang F-S (张福锁). 2003. Soil nitrogen mineralization and its prediction in winter wheat-summer maize rotation system. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), **14**(12):2241~2245 (in Chinese)
- 9 Knoepp JD, Swank WT. 2002. Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization. *Biol Fert Soils*, **36**:177~182
- 10 Knoepp JD. 1998. Rates of nitrogen mineralization across an elevation and vegetation gradient in the southern Appalachians. *Plant Soil*, **204**(2):235~241
- 11 Lee JA. 1998. Unintentional experiments with terrestrial ecosystems: Ecological effects of sulphur and nitrogen pollutants. *J Ecol*, **86**:1~12
- 12 Meng Y (孟盈), Xue J-Y (薛敬意), Sha L-Q (沙丽清), et al. 2001. Variations of soil NH_4^+ -N, NO_3^- -N and N mineralization under different forests in Xishuangbanna, southwest China. *Acta Phytoecol Sin* (植物生态学报), **25**(1):99~104 (in Chinese)
- 13 Mo JM, Brown S, Peng SL, et al. 2003. Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forest of tropical China. *For Ecol Man*, **175**:573~583
- 14 Montagnini F, Buschbacher R. 1989. Nitrification rates in two undisturbed tropical rain forest and three slash-and-burn sites of the Venezuelan Amazon. *Biotropica*, **21**(1):9~14
- 15 Neill C, Piccolo AC, Melillo JM, et al. 1999. Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by N^{15} pool dilution. *Soil Biol Biochem*, **31**:567~572
- 16 Neill C, Piccolo MC, Cerri CC, et al. 1997. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. *Oecologia*, **110**:243~252.
- 17 Owen JS, Wang MK, Wang CH, et al. 2003. Net N mineralization and nitrification rates in a forested ecosystem in northeastern Taiwan. *For Ecol Man*, **176**:519~530
- 18 Perez CA, Hedin LO, Armesto JJ. 1998. Nitrogen mineralization in two unpolluted old-growth forests of contrasting biodiversity and dynamics. *Ecosystems*, **1**:361~373
- 19 Rhoades CC, Coleman DC. 1999. Nitrogen mineralization and nitrification following land conversion in montane Ecuador. *Soil Biol Biochem*, **31**(13):1347~1354
- 20 Robertson GP. 1984. Nitrification and nitrogen mineralization in a lowland rainforest succession in Costa Rica, Central America. *Oecologia*, **61**:99~104
- 21 Sha L-Q (沙丽清), Meng Y (孟盈), Feng Z-L (冯志立), et al. 2000. Nitrification and net N mineralization rate of soils under different tropical forests in Xishuangbanna, southwest China. *Acta Phytoecol Sin* (植物生态学报), **24**(2):152~156 (in Chinese)
- 22 Smith CK, Coyea MR, Munson AD. 2000. Soil carbon, nitrogen, and phosphorus stocks and dynamics under disturbed Black Spruce forests. *Ecol Appl*, **10**(3):775~788
- 23 Vervaeet H, Massart B, Beockx P, et al. 2002. Use of principal component analysis to assess factors controlling net N mineralization in deciduous and coniferous forest soils. *Biol Fert Soils*, **36**:93~101
- 24 Zhou C-P (周才平), Ouyang H (欧阳华). 2001. Influence of temperature and moisture on soil nitrogen mineralization under two types of forest in Changbai Mountain. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), **12**(4):505~508 (in Chinese)
- 25 Zhou C-P (周才平), Ouyang H (欧阳华). 2001. Temperature and moisture effects on soil nitrogen mineralization in deciduous broad-leaved forest. *Acta Phytoecol Sin* (植物生态学报), **25**(2):204~209 (in Chinese)

作者简介 李明锐,女,1978年生,硕士生,从事土壤生态研究,发表研究论文多篇. E-mail: mingruili@yahoo.com.cn