

五种温带森林土壤微生物生物量碳氮的时空格局

刘爽, 王传宽*

(东北林业大学林学院, 哈尔滨 150040)

摘要: 土壤微生物是森林生态系统中的重要分解者, 在碳和氮循环中起着重要作用, 同时也是对环境变化的敏感指示者。采用氯仿熏蒸浸提法测定了我国东北地区 5 种温带森林土壤微生物生物量碳 (C_{mic}) 和氮 (N_{mic}) 的季节动态及其在土壤中的垂直变化。结果表明: 林型之间 C_{mic} 和 N_{mic} 差异显著 ($P < 0.01$)。落叶松林、红松林、蒙古栎林、杨桦林、硬阔叶林的 C_{mic} 的变化范围依次为: 278—937 $mg\ kg^{-1}$ 、218—1020 $mg\ kg^{-1}$ 、313—891 $mg\ kg^{-1}$ 、510—1092 $mg\ kg^{-1}$ 、440—1911 $mg\ kg^{-1}$; 其 N_{mic} 的变化范围依次为: 18—72 $mg\ kg^{-1}$ 、18—103 $mg\ kg^{-1}$ 、24—95 $mg\ kg^{-1}$ 、43—125 $mg\ kg^{-1}$ 、40—208 $mg\ kg^{-1}$ 。所有林型的 C_{mic} 和 N_{mic} 均随土壤深度的增加而下降。 C_{mic} 和 N_{mic} 基本上呈现出生长季开始之前下降、生长季结束时上升、其中出现 1—2 个峰值的季节变化格局, 但峰值大小和出现时间随林型和土壤层次而变。0—10 cm 土层的 C_{mic} 和 N_{mic} 季节变化较大。 C_{mic} 和 N_{mic} 与凋落叶量、土壤有机碳含量和土壤总氮含量呈显著正相关。 C_{mic} 与土壤含水量呈正相关, 而与土壤温度呈负相关。不同林型凋落物数量和组成、土壤理化性质的差异是导致其土壤微生物生物量时空格局差异的主要因素。

关键词: 土壤微生物; 季节动态; 空间格局; 林型

Spatio-temporal patterns of soil microbial biomass carbon and nitrogen in five temperate forest ecosystems

LIU Shuang, WANG Chuankuan*

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

Abstract: Soil microbe is the most important decomposer in forest ecosystems and sensitive indicator to environmental changes. It plays a crucial role in forest carbon and nitrogen cycles. However, few studies on soil microbial biomass carbon (C_{mic}) and nitrogen (N_{mic}) have been conducted in the temperate forests of northeastern China. In this study, we used a fumigation-extraction method (FE) to examine seasonal dynamics of C_{mic} and N_{mic} and vertical changes along soil profiles in representative temperate forests in this region. The experimental design included five forest types, three 20 m × 30 m plots in each forest type. The forest types were Dahurian larch (*Larix gmelinii*) plantation, Korean pine (*Pinus koraiensis*) plantation, Mongolian oak (*Quercus mongolica*) forest, aspen-birch forest (dominated by *Populus davidiana* and *Betula platyphylla*), and hardwood forest (dominated by *Fraxinus mandshurica*, *Juglans mandshurica* and *Phellodendron amurense*). In each plot, we randomly took soil samples by two soil layers (0—10 cm and 10—20 cm) from five spots every month from March to November of 2008. The samples in each plot were mixed as one sample for C_{mic} and N_{mic} determination. All soil samples were stored at 2 °C before analyzed within one week from sampling. The C_{mic} and N_{mic} were significantly different ($P < 0.01$) among the forest types. The C_{mic} in the Dahurian larch, Korean pine, Mongolian oak, aspen-birch, and hardwood forests varied from 278—937, 218—1020, 313—891, 510—1092, and 440—1911 $mg\ kg^{-1}$, respectively, while the N_{mic} varied from 18—72, 18—103, 24—95, 43—125, and 40—208 $mg\ kg^{-1}$, respectively. Both C_{mic} and N_{mic} decreased with the soil depth increasing for all forests. Overall, the C_{mic} and N_{mic} showed similar seasonal patterns for all forests, in which they decreased before the growing season commenced, increased in the end

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (30625010); 林业公益性行业科研专项资助项目 (200804001); 国家“十一·五”科技支撑资助项目 (2006BAD03A0703)

收稿日期: 2009-09-24; **修订日期:** 2010-01-20

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

of the growing season, and had 1—2 in-between peaks. However, the values and occurring times of the peaks varied with forest types and soil layers. The seasonal variations in the C_{mic} and N_{mic} were greater at the 0—10 cm soil layer than those at 10—20 cm. The C_{mic} and N_{mic} were significantly positively correlated with the leaf litterfall, soil organic carbon content and total soil nitrogen content. The C_{mic} was positively correlated with soil water content, but negatively with soil temperature. We concluded that the variations in litterfall amount and composition, soil physical and chemical properties among the forest types mainly contributed to the differences in spatio-temporal patterns of the soil microbial biomass in the five forests.

Key Words: soil microbe; seasonal dynamics; spatial pattern; forest type

土壤微生物生物量是指除了植物根系和体积大于 $5 \times 10^3 \mu m^3$ 的土壤动物以外的土壤中所有活有机体的量^[1]。这部分生物量虽然只占土壤总有机碳的 1%—3%,但却参与了生态系统养分循环、有机质分解等诸多生态过程,影响着土壤有机质的转化,因而在陆地生态系统碳氮循环中发挥着重要作用^[2-3]。此外,土壤微生物是环境变化最为敏感的生命指标^[4],在土壤碳氮循环及其对自然和人为干扰响应中具有十分重要的表征功能^[5]。

土壤微生物生物量受气候、土壤和植被因子的显著影响。即便在相同的气候条件和土壤类型下,不同植被下的土壤微生物仍然存在较大差异^[6]。在森林生态系统中,土壤的理化性质受凋落物、根活性和相关微气象因子的影响,其中树种组成起着决定性作用^[7]。另外,土壤微生物生物量的季节变化与环境因子以及植物生理生态特性息息相关^[8]。水热条件的季节变化影响土壤微生物生物量的周转、养分的有效性以及植物对养分的利用^[9]。植物和土壤微生物对养分的不同步吸收是温带森林生态系统中养分保留和生产力维持的一种重要机制^[10]。

以往有关植被对于土壤微生物影响的研究主要针对生态系统不同演替阶段^[11]、生态恢复和退化过程^[12-13] 植被变化对土壤微生物的影响以及季节动态^[14-16]。综合而言,土壤微生物对于植被以及环境因子的响应机制因生态系统而异,而不同植被类型的土壤微生物生物量的时空变化数据还很匮乏。东北林区是我国重点林区,在我国的生态与环境建设和区域生物地球化学循环中起着至关重要的作用,但对其土壤微生物生物量的研究甚少。本文以东北东部山区 5 种典型森林为研究对象,比较同一气候条件下不同林型土壤微生物生物量的差异,探索土壤微生物生物量的时空动态及其控制因子,为揭示我国东北森林碳氮循环机理过程提供基础数据。

1 研究方法

1.1 研究区自然概况

研究地设在黑龙江帽儿山森林生态站($45^{\circ}24'N, 127^{\circ}28'E$)。该地区具有大陆性温带季风气候,冬季寒冷干燥,夏季短促湿热,平均年降水量 773 mm,年蒸发量 884 mm,年平均气温 $2.8^{\circ}C$,年平均总日照时数 1857 h,无霜期约为 120—140 d。平均海拔 400 m,平均坡度 10—15°。地带性土壤为暗棕色森林土壤。植被属于长白植被区系。现有植被是原地带性植被(阔叶红松林)屡遭干扰后形成的天然次生林和人工林,代表着东北东部山区典型的森林类型。

1.2 实验设计和野外测定

选取方圆 2 km 内不同立地条件下的 5 种典型森林类型,分别为:分布在沟谷地带的硬阔叶林、山坡中部的杨桦林、山脊地带的蒙古栎林、山坡下部的红松人工林和落叶松人工林,其植被情况详见杨金艳等^[17]。各林型的土壤理化性质见表 1。

在每种林型中随机设置 3 个 $20 m \times 30 m$ 的固定样地。在 2008 年 3 月—11 月期间,每月在每块样地内采用 5 点混合随机取样法,按 0—10 cm 和 10—20 cm 土层分别取样。土样立即装入冷藏箱,于当日带回实验

室置于 2 ℃ 低温储存,并在一周内完成土壤微生物生物量碳(C_{mic})和氮(N_{mic})测定。与此同时,在每块样地内随机布置 5 个 1 m × 1 m 的凋落物采集器,在非凋落季节每月收集一次、凋落季节(9、10 月份)每 15d 收集一次凋落物。将每次收集的凋落物分成针叶、阔叶、小枝和其它器官,分别置于 65 ℃ 烘箱内烘干至恒重,测定干重。此外,采用不同的探头监测研究期间的空气温度、土壤温度、土壤含水量等环境因子,并将探头连接到 Campbell Scientific 公司的 CR1000 自动数据采集器,实现数据的自动采集。

表 1 5 种林型的土壤性质
Table 1 Soil properties of the five forest types

林型 Forest type	土层 Soil layer /cm	土壤总有机碳 Total organic carbon /(g·kg ⁻¹)	全氮 Total nitrogen /(g·kg ⁻¹)	容重 Bulk Density /(g·cm ⁻³)	pH
红松林	0—10	70.9 ± 2.4	4.17 ± 0.45	0.75 ± 0.07	6.18 ± 0.67
Korean pine forest	10—20	49.4 ± 3.9	2.70 ± 0.37	1.02 ± 0.13	6.04 ± 0.48
落叶松林	0—10	51.7 ± 4.2	3.31 ± 0.51	1.01 ± 0.18	5.56 ± 0.51
Dahurian larch forest	10—20	40.6 ± 5.6	2.52 ± 0.27	1.11 ± 0.19	5.40 ± 0.64
蒙古栎林	0—10	88.7 ± 6.2	5.04 ± 0.68	0.36 ± 0.06	5.80 ± 0.39
Mongolian oak forest	10—20	55.6 ± 3.9	2.01 ± 0.33	0.80 ± 0.09	5.96 ± 0.41
硬阔叶林	0—10	113.5 ± 11.3	8.09 ± 0.76	0.51 ± 0.07	6.29 ± 0.66
Hardwood forest	10—20	63.8 ± 4.8	4.95 ± 0.97	0.75 ± 0.09	6.16 ± 0.42
杨桦林	0—10	101.7 ± 12.3	5.07 ± 0.41	0.44 ± 0.05	5.94 ± 0.39
Poplar and birch forest	10—20	53.5 ± 7.3	2.17 ± 0.29	0.74 ± 0.06	5.80 ± 0.31

注:土壤样品为 2008 年 6 月采集($N=3$)

另外,于 2008 年 6 月在每块样地内采用环刀(100 cm³)法测定土壤容重;采用 HANNA pH211 型 pH 计测定土壤 pH 值;利用 multi N/C 3000 分析仪和 HT 1500 Solids Module (Analytik Jena AG, Germany)测定土壤有机碳浓度;利用 Kjeltac™ 2300 凯氏定氮仪(Foss Teactor AB, Sweden)测定土壤全氮浓度。

1.3 土壤微生物生物量碳和氮测定

将采回的新鲜土壤过 2 mm 土壤筛,去除土壤中的石块、植物根系等,采用氯仿熏蒸浸提法测定 C_{mic} 和 N_{mic} [18],其中熏蒸处理为 25 ℃ 真空条件下培养 24 h,提取过程浸提液采用 0.5 mol L⁻¹ K₂SO₄ (土液比为 1:2.5)。浸提液中的有机碳和全氮采用 multi N/C 3000 分析仪测定。 C_{mic} (mg·kg⁻¹) 和 N_{mic} (mg·kg⁻¹) 分别由下式求得 [19-20]:

$$C_{mic} = E_c \times 2.22$$

$$N_{mic} = E_N \times 2.22$$

式中, E_c 、 E_N 分别为熏蒸与未熏蒸土样浸提液中有有机碳、全氮的差值;2.22 为校正系数。

1.4 数据分析

采用方差分析(ANOVA)检验林型、土壤层次、采样时间及其交互作用对 C_{mic} 和 N_{mic} 的影响(C_{mic} 和 N_{mic} 均经过对数转换后服从正态分布)。Duncan 检验用于比较 C_{mic} 和 N_{mic} 在林型、土壤层次和采样日期之间的显著性差异。用线性回归和 Pearson 相关系数评价 C_{mic} 和 N_{mic} 与土壤含水量、温度、凋落物量之间的关系。上述统计分析均由 SPSS11.0 统计软件完成。

2 结果

2.1 土壤微生物生物量碳和氮的空间变异

林型、土壤层次、取样时间显著地影响 C_{mic} 和 N_{mic} (表 2)。0—10 cm 土层土壤微生物量分别为:硬阔叶林(C_{mic} 和 N_{mic} : 1302 mg·kg⁻¹ 和 150 mg·kg⁻¹)、杨桦林(1074 mg·kg⁻¹ 和 135 mg·kg⁻¹)、红松林(748 mg·kg⁻¹ 和 79 mg·kg⁻¹)、蒙古栎林(721 mg·kg⁻¹ 和 81 mg·kg⁻¹)、落叶松林(534 mg·kg⁻¹ 和 51 mg·kg⁻¹) (图 1)。10—20 cm 土层的 C_{mic} 波动在 328—650 mg·kg⁻¹ 之间,而 N_{mic} 则波动在 32—62 mg·kg⁻¹ 之间。土壤微生物生物量碳氮

比的变化范围分别是:硬阔叶林(9.5—11.0)、杨桦林(8.7—11.9)、蒙古栎林(9.4—13.0)、红松林(13.0—15.5)、落叶松林(10.0—12.1)。

表 2 土壤微生物生物量碳、氮及碳氮比值的方差分析表

Table 2 The result of ANOVA for soil microbial biomass carbon, nitrogen and carbon / nitrogen ratio

因子 Factor	土壤微生物生物量碳 Soil microbial biomass carbon			土壤微生物生物量氮 Soil microbial biomass nitrogen			土壤微生物生物量碳氮比 Carbon / nitrogen ratio		
	自由度 df	F	P	自由度 df	F	P	自由度 df	F	P
林型 Forest type	4	30.4	<0.001	4	30.7	<0.001	4	8.0	<0.001
层次 Soil layer	1	200.7	<0.001	1	226.9	<0.001	1	11.2	<0.001
月份 Month	8	24.2	<0.001	8	25.5	<0.001	8	41.1	<0.001
林型×层次 Forest type × Soil layer	4	6.5	<0.001	4	7.6	<0.001	4	1.1	<0.001
林型×月份 Forest type × Month	32	1.6	0.03	32	2.5	<0.001	32	5.9	<0.001
层次×月份 Soil layer × Month	8	1.2	0.33	8	1.6	0.142	8	3.2	0.002
林型×层次×月份 Forest type × Soil layer × Month	32	1.6	0.003	32	1.5	0.037	32	5.4	<0.001

N=3

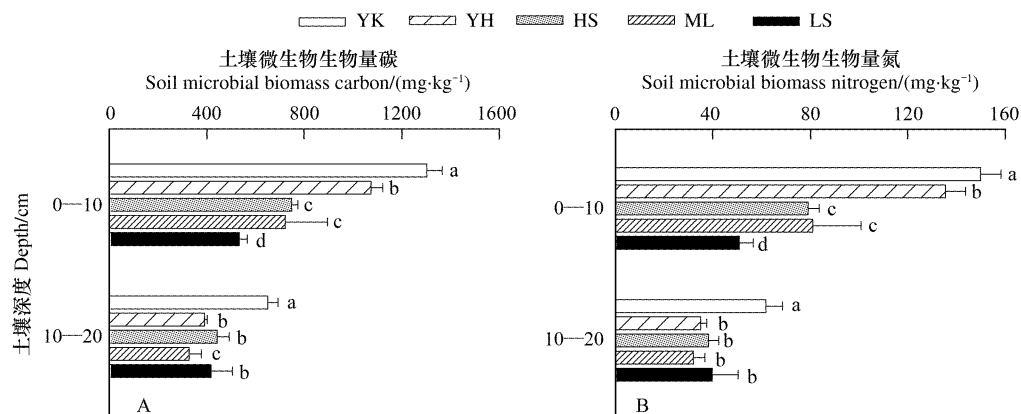


图 1 5 种林型土壤微生物量碳(A)、土壤微生物生物量氮(B)的垂直变化

Fig. 1 Vertical changes in soil microbial biomass carbon (A) and nitrogen (B) for the five forest types

LS:落叶松林;ML:蒙古栎林;HS:红松林;YH:杨桦林;YK:硬阔叶林;下同;不同的小写字母分别代表同一土层中的显著性差异组别(N = 3, $\alpha = 0.05$)

所有林型 C_{mic} 和 N_{mic} 均随着土层深度的增加而明显下降(图 1)。0—10 cm 土层的 C_{mic} 约为 10—20 cm 土层的 2.0 倍,而前者的 N_{mic} 约为后者的 2.4 倍。0—10 cm 土层的 C_{mic} 和 N_{mic} 最小值均发生在落叶松林,而 10—20 cm 土层的最小值则发生在蒙古栎林;两个土层的最大值均出现在硬阔叶林。

2.2 土壤微生物生物量碳和氮的季节动态

总体而言,所有林型的 C_{mic} 的季节变化格局基本呈现“W”型变化格局,即:非生长季较高;随春季土壤解冻进程而下降,至 5 月份达到最低值(蒙古栎林除外);生长季期间出现 1—2 个峰值;10 月份之后又出现上升的趋势(图 2)。

然而, C_{mic} 的峰值大小和出现时间因林型和土层而异(图 2)。在 0—10cm 土层, C_{mic} 较大值均出现在非生长季的 3 月和 11 月份,其中阔叶林(硬阔叶林、杨桦林和蒙古栎林)的 C_{mic} 值($1741 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)显著地高于针叶林(红松林和落叶松林)($1138 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。而在生长季期间(5—9 月份), C_{mic} 在 5、8、10 月分别出现 3 个低谷,

其中针叶林的 C_{mic} 波动幅度比阔叶林小。与 0—10 cm 土层相比, 10—20 cm 土层的 C_{mic} 波动幅度更小。

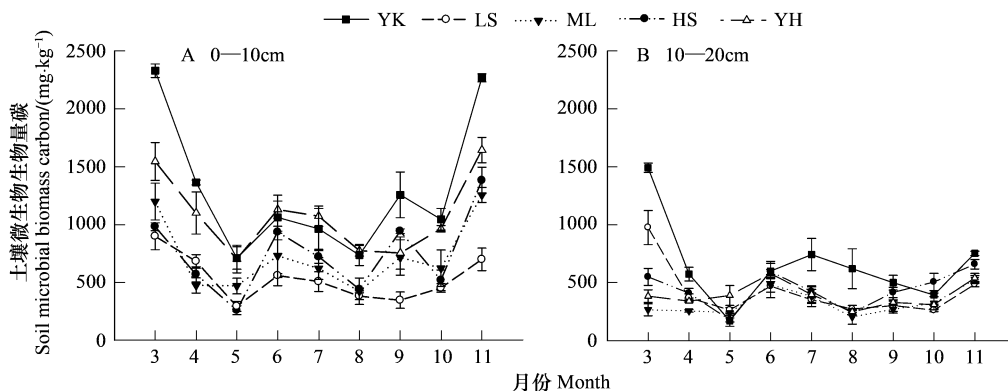


图2 5种林型土壤微生物生物量碳的季节动态

Fig. 2 Seasonal dynamics of soil microbial biomass carbon for the five forest types by two soil layers (mean $\pm$ SE)

与 C_{mic} 相比, N_{mic} 的季节变化格局在林型和土层间的差异较大(图3)。在 0—10 cm 土层, 硬阔叶林、杨桦林、蒙古栎林和红松林 4 种林型的 N_{mic} 出现了类似的季节格局: 在生长季开始之前(4 月份)下降; 随生长季开始(4、5 月份)先升后降再升; 到生长季末期(11 月份)出现第二次高峰。落叶松林的 N_{mic} 则出现了从 3 月至 7 月份不断升高、从 7 月至 9 月份下降、10 月份之后再逐渐升高的格局(图3 A)。与 0—10 cm 土层相比, 10—20 cm 土层的 N_{mic} 波动更为平缓, 但在生长季和非生长季各出现一次高峰(图3 B)。

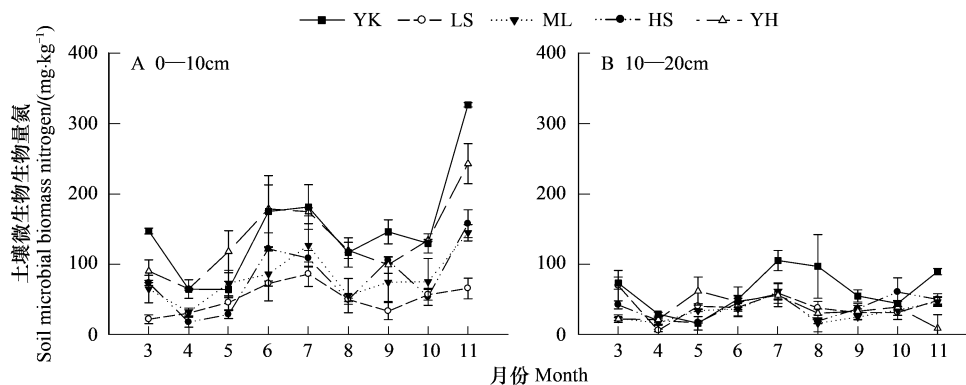


图3 5种林型土壤微生物生物量氮的季节动态

Fig. 3 Seasonal dynamics of soil microbial biomass nitrogen for the five forest types by two soil layers (mean $\pm$ SE)

2.3 土壤微生物生物量碳和氮的影响因子

Pearson 相关分析表明, C_{mic} 与 0 cm 土温 (T_{0cm})、10 cm 土温 (T_{10cm})、日均温 (T_d)、月均温 (T_m) 呈显著负相关, 而与土壤含水量 (WC) 呈显著正相关(图4)。 N_{mic} 与温度没有显著的相关关系 ($P > 0.05$), 但与土壤含水量显著正相关(除落叶松林外)。土壤微生物生物量 C/N 与 10 cm 土温和月均温均显著负相关, 而与其它温度参数和土壤含水量关系不显著 ($P > 0.05$) (图4)。

将 5 个林型的数据综合分析得出, C_{mic} 和 N_{mic} 均与凋落叶量呈显著正相关(图5), 而与凋落物总量、针叶凋落物量和小枝凋落物量的相关不显著 ($P > 0.05$)。 C_{mic} 与土壤有机碳之间、 N_{mic} 和土壤全氮之间均呈显著的正相关(图6)。

3 讨论

3.1 土壤微生物生物量的空间变异

以往研究表明, 不同生态系统土壤微生物生物量的变化较大, 表土 C_{mic} 变化在 42—2064 kg hm⁻² 之间, 为

土壤有机碳的 2.0%—4.0% ; 而 N_{mic} 则变化在 130—216 $kg\ hm^{-2}$ 之间, 为土壤全氮的 1.0%—5.0%^[21]。本研究结果(0—20 cm 土壤 C_{mic} 和 N_{mic} 变化范围分别为 363—1986 $kg\ hm^{-2}$ 和 37—212 $kg\ hm^{-2}$) 处于该范围内(图 1), 略高于辽宁东部山区的研究结果^[22-23]。其差异主要可能是由于采样土壤层次和时间不同造成的。在同一森林生态系统中, 土壤微生物生物量集中在表土层, 并随土壤层次的加深而减少(图 1)。这与以往的研究结果相符^[24]。

这种土壤微生物生物量的空间变异是生态系统特性和环境因子综合作用的结果, 其中, 林型是重要影响因素之一。本研究中阔叶林的土壤微生物生物量总体上高于针叶林, 其中以硬阔叶林的值最大(表 2 和图 1), 与 Scheu 和 Parkinson^[25] 的研究结果一致。Kara 等^[7] 也报道山毛榉矮林演变成松树林时土壤微生物生物量减少的现象。这个结果可能与不同林型的凋落物数量及其组成有关。凋落物的数量和质量通过影响微生物的分解底物及其分解难易程度, 进而影响土壤微生物生长和繁殖^[6]。可以发现, C_{mic} 和 N_{mic} 均与凋落叶量呈显著正相关(图 5)。Bauhus 等^[26] 也报道, 松树凋落物成分以及分解产物可使土壤酸化, 而落叶树的凋落物则可提高土壤 pH 值、加速土壤养分循环、维持或提高土壤养分状况。本研究中 C_{mic} 和 N_{mic} 最高的硬阔叶林下的土壤 pH 也最高, 而表层 C_{mic} 和 N_{mic} 最低的落叶松林的土壤 pH 值也最低(表 1), 表明凋落物成分可能会通过影响土壤 pH 值, 进而影响微生物的生长和活性。胡亚林等^[27] 在研究杉木林和杉阔混交林的凋落物化学成分对于土壤微生物的影响时也得出阔叶比重的增加会提高土壤养分状况和微生物活性的结论。

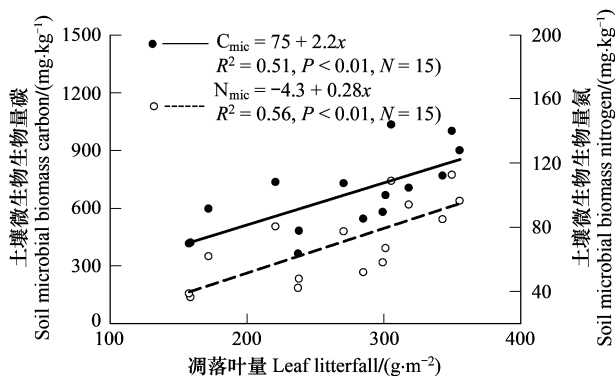


图 5 土壤微生物生物量碳(C_{mic})、氮(N_{mic})与凋落叶量的关系

Fig. 5 Relationships between soil microbial biomass carbon (C_{mic}), nitrogen (N_{mic}) and leaf litterfall

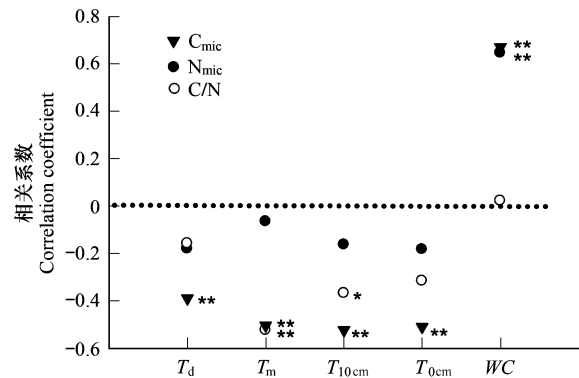


图 4 土壤微生物生物量碳(C_{mic})、氮(N_{mic})、碳氮比(C/N)与环境因子之间的 Pearson 相关系数

Fig. 4 Pearson correlation coefficients between soil microbial biomass carbon (C_{mic}), nitrogen (N_{mic}), C/N ratio (C/N) and environmental factors

** : $P < 0.01$, * : $P < 0.05$

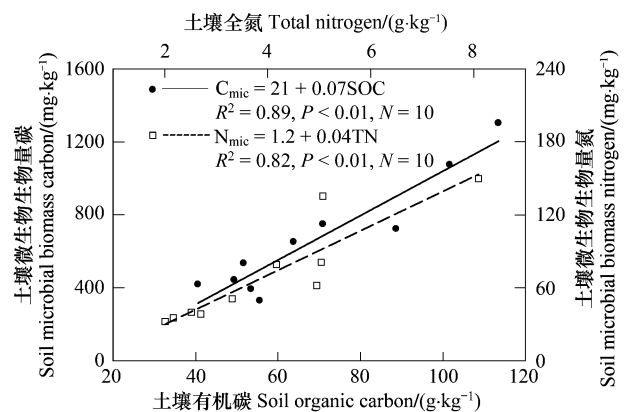


图 6 土壤微生物生物量碳(C_{mic})和土壤有机碳(SOC)、土壤微生物生物量氮(N_{mic})和土壤全氮(TN)之间的关系

Fig. 6 Relationships between soil microbial biomass carbon (C_{mic}) and soil organic carbon (SOC), nitrogen (N_{mic}) and total soil nitrogen (TN)

不同生态系统中植被与环境因子的共同作用会使其土壤有机碳和全氮产生差异^[28], 进而影响微生物的生长和繁殖。本研究中 5 种林型虽然地处相同气候条件下, 但林型间 C_{mic} 和 N_{mic} 的差异显著(表 2, 图 1), 且分别与土壤有机碳和全氮显著正相关(图 6)。吴建国等^[5] 研究也发现 C_{mic} 和 N_{mic} 都随着土壤有机碳的增加而

增加。Allen 和 Schlesinger^[29] 也报道 C_{mic} 和 N_{mic} 与土壤碳氮含量存在显著相关关系。这些结果表明, 土壤养分状况的差异是影响林型间土壤微生物生物量差异的因素之一。

已有研究表明, 真菌的碳氮比为 4—15, 而细菌的碳氮比为 3—5^[30]。因此, 土壤微生物生物量碳氮比在一定程度上反映了土壤中真菌和细菌的比例, 即碳氮比值越高, 则真菌占的比例越高^[31]。本研究中针叶林土壤微生物生物量碳氮比要高于阔叶林, 表明真菌在针叶林下比阔叶林下占优势。这种林型之间土壤微生物生物量碳氮比的差异, 体现了土壤微生物的群落组成、生长方式和生存策略的差异^[15]。但分解底物不同致使微生物在群落组成和结构发生变化尚有待于深入研究。综上可见, 林型通过改变凋落物数量和组成、影响土壤理化性质等, 进而改变微生物群落的组成和活性, 影响土壤微生物的生长和繁殖。

除此之外, 林型之间的水热条件差异也会对土壤微生物生物量产生一定的影响(图 4)。硬阔叶林地处温湿的山谷地带, 土壤水热条件和养分状况均有利于微生物的生长。相反, 蒙古栎林位于山脊地带, 土壤干旱瘠薄(尤其是下层土壤, 表 1 和图 1), 可能限制了土壤微生物的生长。

本研究中所有林型的土壤微生物生物量均随土层的加深而下降(图 1), 可能是因为表层土壤具有较高的有机质含量、养分(如 N)含量、pH 值(表 1), 较好的通气透水性能(即较低土壤容重), 细根集中分布和凋落物输入大量的土壤微生物代谢底物^[32], 从而有利于土壤微生物的生长和繁衍。

3.2 土壤微生物生物量的季节动态

本研究中 5 种林型的 C_{mic} 和 N_{mic} 有类似的季节变化格局(图 2 和 3)。秋季大量凋落物的输入为冬季土壤微生物提供了丰富的代谢底物。尽管该地区的冬季气温很低, 但处于积雪覆盖下的土壤温度基本维持在 -5°C 以上, 使土壤微生物仍然得以生长和繁殖。另外, 由于冬天低温, 微生物代谢较弱, 其维持呼吸所需要的能量较低, 在较低能量供给条件下就能维持较高的微生物生物量^[33], 因此各个林型冬季土壤微生物生物量均较高。随着气温的升高而进入春季土壤冻融阶段(4—5 月份), 土壤微生物活性增强, 剩余底物逐渐耗竭, 加之冻融过程引起养分淋洗或以气态形式的流失^[34], 从而土壤微生物在没有外界底物补充的情况下会因“食物”短缺而死亡, 导致土壤微生物生物量的急剧下降。这种下降趋势直到土壤得到外源能量供应(如植物根系的恢复生长)才得以缓解^[35-36], 尤其是早春植物和土壤微生物共同固持养分可能形成“春坝”作用而为植物根系和土壤微生物的快速生长提供养分, 从而使微生物生物量呈现上升趋势^[34]。而在生长季, 由于土壤微生物与植物之间对养分的激烈竞争, 可使土壤微生物量产生波动^[37]。土壤微生物生物量的这种季节动态格局与以往在温带森林^[33] 和北亚热带湿润森林^[14] 中的研究结果相符。

然而, 地处不同气候区, 土壤微生物生物量的季节动态格局可能不一。例如, 在亚热带常绿阔叶林^[38] 和热带季雨林, 土壤微生物生物量在夏季比冬季更高, 可能与夏季高温多雨更适宜微生物生长有关^[39]。在热带雨林, 可能因为植物与土壤微生物之间剧烈的养分竞争而使土壤微生物在树木生长旺盛时期较低^[40]。在湿润的北极苔原, 土壤微生物生物量在春季冻融早期达到最大值, 随着温度回升而减少, 这与根系与微生物之间的养分竞争有关^[41]。由此可见, 不同气候条件下的陆地生态系统, 由于影响土壤微生物生物量的主导因子不同而使其季节变化格局产生差异。

虽然本研究中所有林型的土壤微生物生物量受环境条件和植物物候变化的驱动而产生相似的季节变化格局, 但是不同林型由于底物供应、土壤理化性质、植被生长状况等的差异而使其季节格局存在一定的差异(图 2 和图 3)。总体而言, 阔叶林的 C_{mic} 和 N_{mic} 不但绝对值较大而且季节变化幅度也较大。因为 0—10 cm 土层的土壤物理环境变化较剧烈、凋落物输入波动较大、植物根系与土壤微生物对养分和水分的竞争较激烈等原因(表 1), 从而使表层土壤微生物生物量的季节波动更为明显(图 2 和图 3)。

4 结论

东北东部山区 5 种典型森林生态系统的土壤微生物生物量碳和氮存在显著的空间变异和季节变化格局差异。这种林型间的时空格局差异主要是通过改变凋落物数量和组成、影响土壤理化性质等, 进而影响土壤微生物的生长和繁殖。分解底物不同会导致土壤微生物的群落组成、结构、活性等发生变化。植物和土壤微

生物之间的养分利用关系也会引起土壤微生物生物量的波动。

References:

- [1] Paul E A, Ladd J N. Soil Biochemistry. New York: Marcel Dekker, 1981, 5: 415-471.
- [2] Laurie A T, Mary A A, Ruth D Y. Forest floor microbial biomass across a northern hardwood successional sequence. Soil Biology and Biochemistry, 1999, 31(3): 431-439.
- [3] Schimel D, Melillo J, Tian H Q, McGuire A D, Kicklighter D, Kittel T, Rosenbloom N, Running S, Thornton P, Ojima D, Parton W, Kelly R, Sykes M, Neilson R, Rizzo B. Contribution of increasing CO₂ and climate to carbon storage by ecosystems in the United States. Science, 2000, 287(5460): 2004-2006.
- [4] Williams M A, Rice C W, Owensby C E. Carbon dynamics and microbial activity in tallgrass prairie exposed to elevated CO₂ for 8 years. Plant and Soil, 2000, 227(1/2): 127-137.
- [5] Wu J G, Ai L. Soil microbial activity and biomass C and N content in three typical ecosystems in Qilian Mountains, China. Journal of Plant Ecology, 2008, 32(2): 465-476.
- [6] Wardle D A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. Biological Reviews, 1992, 67(3): 321-358.
- [7] Kara Ö, Bolat İ. Soil microbial biomass C and N changes in relation to forest conversion in the northwestern Turkey. Land Degradation Development, 2008, 19(4): 421-428.
- [8] Myers R T, Zak D R, White D C, Peacock A. Landscape-level patterns of microbial community composition and substrate use in upland forest ecosystems. Soil Science Society of America Journal, 2001, 65(2): 359-367.
- [9] Singh J S, Raghubanshi A S, Singh R S, Srivastava S C. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna. Nature, 1989, 338(6215): 499-500.
- [10] Zak D R, Groffman P M, Pregitzer K S, Christensen S, Tiedje J M. The Vernal Dam: Plant-microbe competition for nitrogen in northern hardwood forests. Ecology, 1990, 71(2): 651-656.
- [11] Yang G, He X Y, Wang K L, Huang J S, Chen Z M, Li Y Z, Ai M R. Effects of vegetation types on soil micro-biomass carbon, nitrogen and soil respiration. Chinese Journal of Soil Science, 2008, 39(1): 189-191.
- [12] Liu Z F, Liu G H, Fu B J, Hu H F, Zheng X X, Wu Y Q. Dynamics of soil microbial biomass C, N along restoration chronosequences in pine plantations. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(3): 1011-1018.
- [13] Liu M Q, Hu F, He Y Q, Li H X. Seasonal dynamics of soil microbial biomass and its significance to indicate soil quality under different vegetations restored on degraded red soil. Acta Pedologica Sinica, 2003, 40(6): 937-944.
- [14] Wang G B, Ruan H H, Tang Y F, Luan Y L, Chen Y Q, Tao Z F. Seasonal fluctuation of soil microbial biomass carbon in secondary oak forest and *Pinus taeda* plantation in north subtropical area of China. Chinese Journal of Applied Ecology, 2008, 19(1): 37-42.
- [15] Zhong Z K, Makeschin F. Differences of soil microbial biomass and nitrogen transformation under two forest types in central Germany. Plant and Soil, 2006, 283(1/2): 287-289.
- [16] Yi Z G, Yi W M, Zhou G Y, Zhou L X, Zhang D Q, Ding M M. Soil carbon effluxes of three major vegetation types in Dinghushan Biosphere Reserve. Acta Ecologica Sinica, 2003, 23(8): 1673-1678.
- [17] Yang J Y, Wang C K. Soil carbon storage and flux of temperate forest ecosystems in northeastern China. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(11): 2875-2882.
- [18] Lin Q M, Wu Y G, Liu H L. Modification of fumigation extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. Chinese Journal of Ecology, 1999, 18(2): 63-66.
- [19] Wu J, Joergensen R G, Pommerening B, Chaussod R, Brookes P C. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction: an automated procedure. Soil Biology and Biochemistry, 1990, 22(8): 1167-1169.
- [20] Joergensen R G, Brookes P C. Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5 mol K₂SO₄ soil extracts. Soil Biology and Biochemistry, 1990, 22(8): 1023-1027.
- [21] Zhao X L, Cheng H T, Lu G H, Jia Q Y. Advances in soil microbial biomass. Journal of Meteorology and Environment, 2006, 22(4): 68-72.
- [22] Yang K, Zhu J J, Zhang J X, Yan Q L. Seasonal dynamics of soil microbial biomass C and N in two larch plantation forests with different ages in Northeastern China. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(10): 5500-5507.
- [23] Zhu J J, Yan Q L, Fan A N, Yang K, Hu Z B. The role of environmental, root, and microbial biomass characteristics in soil respiration in temperate secondary forests of Northeast China. Trees, 2009, 23(1): 189-196.
- [24] Li L, Zhang Y, Wang L B, Wang L M. Vertical changes of the soil microbial biomass and the correlation analysis in different forests. Journal of Central South University of Forestry and Technology, 2007, 27(2): 52-60.
- [25] Scheu S, Parkinson D. Successional changes in microbial biomass, respiration and nutrient status during litter decomposition in an aspen and pine forest. Biology and Fertility of Soils, 1995, 19(4): 337-332.
- [26] Bauhus J, Paré D, Côté L. Effects of tree species, stand age and soil type on soil microbial biomass and its activity in a southern boreal forest. Soil

- Biology and Biochemistry, 1998, 30(8/9): 1077-1089.
- [27] Hu Y L, Wang S L, Yan S K, Gao H. Effects of replacing natural secondary broad-leaved forest with *Cunninghamia lanceolata* plantation on soil biological activities. Chinese Journal of Applied Ecology, 2005, 16(8): 1411-1416.
- [28] Jackson R B, Schenk H J, Jobbágy E G, Canadell J, Colello G D, Dickinson R E, Field C B, Friedlingstein P, Heimann M, Kicklighter D W, Kleidon A, Neilson R P, Parton W J, Sala O E, Sykes M T. Belowground consequences of vegetation change and their treatment in models. Ecological Applications, 2000, 10(2): 470-483.
- [29] Allen A S, Schlesinger W H. Nutrient limitations to soil microbial biomass and activity in loblolly pine forests. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(4): 581-589.
- [30] Paul E A, Clark F E. Soil Microbiology and Biochemistry. San Diego: Academic Press, 1989.
- [31] Fauci M F, Dick R P. Soil microbial dynamics: short- and long-term effects of inorganic and organic nitrogen. Soil Science Society of American Journal, 1994, 58(3): 801-806.
- [32] Zhu S Y, Zhou B, Mao Z J, Wang X W, Sun Y F. Space-time dynamics of fine root biomass of six forests in Maershan forest region. Scientia Silvae Sinicae, 2006, 42(6): 13-19.
- [33] Brookes P C, Ocio J A, Wu J. The soil microbial biomass: its measurement, properties and role in nitrogen carbon dynamics following substrate incorporation. Soil Microorganisms, 1990, 35: 39-51.
- [34] Warren M, Zou X M. Seasonal nitrogen retention in temperate hardwood forests: The "vernal dam" hypothesis and case studies. Acta Phytocologica Sinica, 2003, 27(1): 11-15.
- [35] Brooks P D, Williams M W, Schmidt S K. Inorganic nitrogen and microbial biomass dynamics before and during spring snowmelt. Biogeochemistry, 1998, 43(1): 1-15.
- [36] Jaeger C H, Monson R K, Fisk M C, Schmidt S K. Seasonal partitioning of nitrogen by plants and soil microorganisms in an alpine ecosystem. Ecology, 1999, 80(6): 1883-1891.
- [37] Harte J C, Kinzig A P. Mutualism and competition between plants and decomposers: Implications for nutrient allocations in ecosystems. The American Naturalist, 1993, 141(6): 829-846.
- [38] Feng W T, Zou X M, Schaefer D. Above-and belowground carbon inputs affect seasonal variations of soil microbial biomass in a subtropical monsoon forest of southwest China. Soil Biology and Biochemistry, 2009, 41(5): 978-983.
- [39] Devi N B, Yadava, P S. Seasonal dynamics in soil microbial biomass C, N and P in a mixed-oak forest ecosystem of Manipur, North-east India. Applied Soil Ecology, 2006, 31(3): 220-227.
- [40] Barbhuiya A R, Arunachalam A, Pandey H N, Arunachalam K, Khan M L, Nath P C. Dynamics of soil microbial biomass C, N and P in disturbed and undisturbed stands of a tropical wet-evergreen forest. European Journal of Soil Biology, 2004, 40(3/4): 113-121.
- [41] Edwards K A, McCulloch J, Kershaw G P, Jefferies R L. Soil microbial and nutrient dynamics in a wet Arctic sedge meadow in late winter and early spring. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38(9): 2843-2851.

参考文献:

- [5] 吴建国, 艾丽. 祁连山 3 种典型生态系统土壤微生物活性和生物量碳氮含量. 植物生态学报, 2008, 32(2): 465-476.
- [11] 杨刚, 何寻阳, 王克林, 黄继山, 陈志辉, 李有志, 艾美荣. 不同植被类型对土壤微生物量碳氮及土壤呼吸的影响. 土壤通报, 2008, 39(1): 189-191.
- [12] 刘占锋, 刘国华, 傅伯杰, 胡会锋, 郑晓翮, 吴雅琼. 人工油松林恢复过程中土壤微生物生物量碳和氮的变化特征. 生态学报, 2007, 27(3): 1011-1018.
- [13] 刘满强, 胡峰, 何园球, 李辉信. 退化红壤不同植被恢复下土壤微生物量季节动态及其指示意义. 土壤学报, 2003, 40(6): 937-944.
- [14] 王国兵, 阮宏华, 唐燕飞, 栾以玲, 陈月琴, 陶忠芳. 北亚热带次生栎林与火炬松人工林土壤微生物生物量碳的季节动态. 应用生态学报, 2008, 19(1): 37-42.
- [16] 易志刚, 蚁伟民, 周国逸, 周丽霞, 张德强, 丁明魁. 鼎湖山三种主要植被类型土壤碳释放研究. 生态学报, 2003, 23(8): 1673-1678.
- [17] 杨金艳, 王传宽. 东北东部森林生态系统土壤碳贮量和碳通量. 生态学报, 2005, 25(11): 2875-2882.
- [18] 林启美, 吴玉光, 刘焕龙. 熏蒸法测定土壤微生物量碳的改进. 生态学杂志, 1999, 18(2): 63-66.
- [21] 赵先丽, 程海涛, 吕国红, 贾庆宇. 土壤微生物生物量研究进展. 气象与环境学报, 2006, 22(4): 68-72.
- [22] 杨凯, 朱教君, 张金鑫, 闫巧玲. 不同林龄落叶松人工林土壤微生物生物量碳氮的季节变化. 生态学报, 2009, 29(10): 5500-5507.
- [24] 李灵, 张玉, 王利宝, 王丽梅. 不同林地土壤微生物生物量垂直分布及其相关性分析. 中南林业科技大学学报, 2007, 27(2): 52-60.
- [27] 胡亚林, 汪思龙, 颜绍旭, 高洪. 杉木人工林取代天然次生阔叶林对土壤生物活性的影响. 应用生态学报, 2005, 16(8): 1411-1416.
- [32] 朱胜英, 周彪, 毛子军, 王秀伟, 孙元发. 帽儿山林区 6 种林分细根生物量的时空动态. 林业科学, 2006, 42(6): 13-19.
- [34] Matthew WARREN, 邹晓明. 温带阔叶林中氮的保留机制: "春坝" 假设及研究实例. 植物生态学报, 2003, 27(1): 11-15.