

DOI: 10.5846/stxb201912032620

孙轲, 黎建强, 杨关吕, 左嫚, 胡景. 滇中高原云南松林枯落物输入对土壤碳氮储量及其分布格局的影响. 生态学报, 2021, 41(8): 3100-3110.

Sun K, Li J Q, Yang G L, Zuo M, Hu J. Effect of alterations in forest litter inputs on soil C and N storage distribution in *Pinus yunnanensis* forest in central Yunnan Plateau. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(8): 3100-3110.

滇中高原云南松林枯落物输入对土壤碳氮储量及其分布格局的影响

孙 轲, 黎建强*, 杨关吕, 左 嫚, 胡 景

西南林业大学生态学与环境学院, 昆明 650224

摘要:为了更好地理解土壤碳氮对枯落物输入变化的响应,通过枯落物添加与去除实验(DIRT)对滇中高原云南松林枯落物输入变化对土壤碳氮储量及其分布格局的影响进行了研究。2018年3月至2019年2月分别设置6种枯落物输入处理,分别为对照(CO)、去除枯落物(NL)、双倍枯落物(DL)、去除根系(NR)、无输入(NI)以及去除有机层与A层(O/A-Less),研究了不同处理条件下土壤剖面上碳氮储量的分布规律。研究结果表明:(1)不同处理全碳储量为134.49—170.92 t/hm²,全碳储量在不同处理间表现为: $S_{C(NL)} = 170.92 \text{ t/hm}^2 > S_{C(CO)} = 168.10 \text{ t/hm}^2 > S_{C(NR)} = 153.26 \text{ t/hm}^2 > S_{C(NI)} = 147.20 \text{ t/hm}^2 > S_{C(O/A-Less)} = 143.54 \text{ t/hm}^2 > S_{C(DL)} = 134.49 \text{ t/hm}^2$,不同处理0—20 cm土层全碳储量占0—60 cm土层全碳储量的40.86%—53.56%;不同处理全氮储量表现为: $S_{N(CO)} = 11.83 \text{ t/hm}^2 > S_{N(NL)} = 9.70 \text{ t/hm}^2 > S_{N(DL)} = 8.70 \text{ t/hm}^2 > S_{N(NR)} = 8.35 \text{ t/hm}^2 > S_{N(O/A-Less)} = 8.21 \text{ t/hm}^2 > S_{N(NI)} = 8.09 \text{ t/hm}^2$ 。不同处理0—20 cm土层的全氮储量占0—60 cm土层全氮储量的39.28%—46.04%。云南松林地枯落物添加去除实验发现去除枯落物短期内可以增加土壤碳储量,其他处理均在一定程度上减少了土壤碳氮储量。(2)地上枯落物输入对表层(0—20 cm)土壤碳氮影响显著,根系输入对深层(20—40 cm)土壤碳氮影响显著;(3)土壤C、N存在耦合关系,不同处理土壤全碳含量与全氮含量极显著正相关,并且土壤全碳含量与土壤各化学计量比均呈极显著正相关关系;土壤容重与土壤碳氮含量具有极显著负相关关系。

关键词:磨盘山;云南松;枯落物输入变化;碳氮储量;枯落物添加与去除实验

Effect of alterations in forest litter inputs on soil C and N storage distribution in *Pinus yunnanensis* forest in central Yunnan Plateau

SUN Ke, LI Jianqiang*, YANG Guanlv, ZUO Man, HU Jing

College of Ecology and Environment, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China

Abstract: In order to well understand the response of soil C and N variation to alterations in forest litter the detritus input and removal treatment (DIRT) was used to reveal the response of soil carbon and nitrogen to alterations in forest litter in *Pinus yunnanensis* forest in central Yunnan Plateau. Six treatments of litter input and removal were established, which were normal litter inputs (CO), no litter (NL), double litter (DL), no roots (NR), no inputs (NI), and remove the organic layer and layer A (O/A-Less) to study the response of soil carbon and nitrogen variation to alterations in forest litter *Pinus yunnanensis* forest. The results showed that (1) the soil total carbon storage decreased in the order: $S_{C(NL)} = 170.92 \text{ t/hm}^2 > S_{C(CO)} = 168.10 \text{ t/hm}^2 > S_{C(NR)} = 153.26 \text{ t/hm}^2 > S_{C(NI)} = 147.20 \text{ t/hm}^2 > S_{C(O/A-Less)} = 143.54 \text{ t/hm}^2 > S_{C(DL)} = 134.49 \text{ t/hm}^2$. The soil total nitrogen storage decreased in the order: $S_{N(CO)} = 11.83 \text{ t/hm}^2 > S_{N(NL)} = 9.70 \text{ t/hm}^2 > S_{N(DL)} = 8.70 \text{ t/hm}^2 > S_{N(NR)} =$

基金项目:国家自然科学基金项目(31660146);西南林业大学博士基金项目(111705);云南省科技厅农业联合面上项目(2018FG001-050);云南省教育厅科学研究基金项目(2019Y0129)

收稿日期:2019-12-03; **网络出版日期:**2021-02-24

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jq-lee83125@hotmail.com

$8.35 \text{ t/hm}^2 > S_{N(O/A-Less)} = 8.21 \text{ t/hm}^2 > S_{N(NI)} = 8.09 \text{ t/hm}^2$. Soil total carbon and nitrogen storage decreased significantly in all treatments compared to CO, although soil total carbon storage increased slightly in NL. (2) The aboveground litter input had significant effects on soil total carbon and nitrogen in the surface layer 0—20 cm of soil, and the underground litter input had significant effects on soil total carbon and nitrogen in the deep layer 20—40 cm of soil. (3) There is a coupling relationship between soil C and N in forest systems. There was a significant positive correlation between total carbon and nitrogen of soil. Bulk density had significant effect on carbon and carbon of soil.

Key Words: Mopan Mountain; *Pinus yunnanensis*; alterations in forest litter; C and N storage; DIRT

土壤碳和氮共同调节和维持着生态系统的生产力和稳定性,碳氮循环是生态系统的重要过程^[1-2]。陆地土壤碳库的储量约 $115 \times 10^{15} \text{ kg}$,是植物碳库的 3 倍,大气碳库的 2 倍^[3],土壤碳库的存量巨大。森林生态系统作为陆地生态系统中最重要组成部分,森林土壤碳库约占全球土壤碳库的 40%^[4],森林土壤碳库的细微变化,都会对大气 CO_2 浓度及碳循环产生深远的影响^[5]。氮作为一种大量营养元素,其在森林生态系统物质循环中具有重要的作用^[6-7],森林生态系统中 90% 的氮元素都储存在土壤中^[8],并且森林生态系统中 N 与 C 循环相互作用、相互影响^[9],氮元素的供应量很大程度上影响到碳储量的变化^[10]。

森林枯落物作为森林生态系统的重要组成部分,是森林物质循环和能量流动的重要方面,亦是森林土壤碳氮元素的主要来源^[11-15]。在全球气候变化和人类活动影响加剧的背景下,气候变暖、温室气体 CO_2 浓度的升高和全球降雨量的重新分配以及全球大气污染、干旱胁迫、森林病原体入侵、人为移除枯落物和控制火烧等人类活动通过改变了森林生态系统的生物多样性和森林生产力^[16-18],从而导致森林地上/地下枯落物输入量发生变化^[19-22]。这种地上/地下枯落物输入变化使森林土壤地表覆盖层和地下根系周转量发生了重要的变化,进而对土壤碳氮储量产生了重要的影响^[23-25]。然而在全球气候变化和人类活动影响加剧气候变化背景下枯落物输入变化对土壤碳氮储量的影响还不清楚^[12],因此研究枯落物输入变化下土壤碳氮储量的动态变化对于科学预测未来森林碳氮储量及其对气候变化反馈作用具有重要意义。枯落物添加和去除实验(DIRT, Detritus input and removal treatments)其原理是控制森林土壤有机质的输入量,即人为控制地上枯落物和地下根系的输入量来研究植物枯落物输入来源如何影响森林土壤碳和养分元素的积累和动态,以揭示气候变化和人为活动影响对土壤生物地球化学循环和物理过程的影响^[26]。目前,国际上有关枯落物输入变化对土壤碳氮储量影响的研究其中有美国马塞诸塞州的红栎林(*Quercus rubra*)、威斯康星州的红栎林、宾夕法尼亚州的黑樱桃(*Prunus serotina*)/糖槭林(*Acer saccharum*)以及俄勒冈州的道格拉斯杉林(*Pseudotsuga menziesii*)和加州铁杉(*Tsuga heterophylla*)混交林^[27-29]等。研究结果显示,土壤有机质与养分对枯落物输入变化的响应存在着很大的不确定性,上述研究对象多为温带森林系统,对亚热带与热带森林系统的研究较为匮乏,亚热带森林系统与温带森林系统在气候、树种、林分结构上存在诸多的差异,土壤有机质与养分对枯落物输入变化的响应也会有所不同。国内有学者对杉木林(*Cunninghamia lanceolata*)枯落物输入变化对土壤呼吸的影响进行了系统的研究^[30-32],但缺乏有关土壤有机质及养分对枯落物输入变化响应的研究。

云南松林(*Pinus yunnanensis*)作为云贵高原主要的林分之一,在云南约占森林的面积的 70%^[33],是云南省乃至我国西南地区最重要的森林资源^[34]。因此,本研究以滇中高原磨盘山云南松林作为研究对象,采用枯落物添加与去除实验对不同枯落物输入条件下土壤的碳氮储量变化及其空间分布格局进行研究,以期合理估算气候变化和人类活动影响条件下云南松林土壤碳氮储量和云南松林枯落物的科学管理提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于云南省玉溪市新平县磨盘山森林生态系统国家定位观测研究站($23^\circ 46' 18''$ — $23^\circ 54' 34'' \text{N}$,

101°16′06″—101°16′12″E),地处云贵高原、横断山脉和青藏高原的结合部,海拔 1260.0—2614.4m,属于中亚热带气候,是云南亚热带北部气候与亚热带南部气候的过渡地区,具有典型山地气候特征。研究区年均气温 15℃,极端最高温达 33.0℃,极端最低气温为-2.2℃,年降水量为 1050mm,降水主要集中在 5—10 月。土壤以第三纪古红土发育的山地红壤和玄武岩红壤为主,高海拔地区有黄棕壤分布。

本研究选取云南松天然次生林为研究对象,样地位置为 23°57′47″N,101°56′38″E,海拔 2127m,坡向为北偏东 51°,坡度为 12—15°,枯落物 U 层厚度约 2cm,S 层厚度约 2.1cm,D 层厚度约为 3.7cm;U 层现存量为 6.92 t/hm²,S 层现存量为 10.44 t/hm²,D 层现存量为 12.45 t/hm²;土壤为黄棕壤,林内主要优势树种为云南松 (*Pinus yunnanensis*),伴生树种有槲栎 (*Quercus aliena*)、越橘 (*Vaccinium vitis-idaea*)、木荷 (*Schima superba*)等;林下植被稀少,灌木主要有碎米花杜鹃 (*Rhododendron spiciferum*)、野山楂 (*Crataegus cuneata*)、黑果菝葜 (*Smilax glaucochina*)等,草本植物主要有薹草 (*Carex* spp),藤本植物蓬莱葛 (*Gardneria multiflora*)等,盖度约 15%。

1.2 研究方法

1.2.1 实验设计

于 2018 年 1 月,在研究区内设置了 1 个对照样地和 5 个枯落物控制样地(处理方法如表 1),样地面积为 5m×10m,在每个处理样地内均沿对角线均匀设置 3 个 1m×1m 观测小区,且离样地边缘最短距离>1m。

表 1 不同枯落物处理样地概况

Table 1 The characteristics of alterations in forest litter input treatments

处理 Treatments	描述 Description
对照 Normal Litter Inputs, CO	维持正常情况的枯落物输入
去除枯落物 No Litter, NL	地上部分的枯落物输入从小区中移除,每年秋季树木生长期结束后,人工移除地上部分枯落物
双倍枯落物 Double Litter, DL	将 NL 小区中的枯落物叶加入,使地上部分的枯落物输入加倍
去除根系 No Roots, NR	采用挖壕沟方法排除根系(壕沟深度达到土壤 C 层顶部)
无输入 No Inputs, NI	去除根系和地上枯落物,无地上枯落物输入,也无地下根系输入
去除有机层和 A 层 Organic and A horizons removed, O/A-Less	除去有机层和 A 层之后,露出 B 层,并且允许正常的枯落物输入

1.2.2 样本采集和数据测定

2019 年 3 月,在每个样地随机沿对角线选取 3 个土壤取样点,挖取土壤剖面按 0—10 cm、10—20 cm、20—40 cm、40—60 cm 分层测定土壤容重;并按层采集土壤样品混合混匀,带回实验室进行碳、氮含量和理化性质的测定。

土壤容重采用环刀法测定^[35];土壤全碳(TC)利用总碳分析仪(Vario TOC,德国)测定;总氮(TN)、总磷(TP)和总钾(TK)采用浓硫酸-过氧化氢消解,采用连续流动分析仪(SEAL Analytical AA3,德国)测定^[36],pH 采用电位法测定^[37]。

1.2.3 碳氮储量的计算

土壤层全碳储量的计算公式如下^[38]:

$$S_C = \sum_{i=1}^n (X_i \times L_i \times BD_i \times 0.1)$$

式中, S_C 为 0—60 cm 土壤全碳的储量(t/hm²), i 为土壤层序数, X 为土壤的 C 含量(g/kg), L 为土壤厚度(cm), BD 为土壤容重(g/cm³),0.1 为单位转换系数。

土壤层全氮储量的计算公式如下^[38]:

$$S_N = \sum_{i=1}^n (Y_i \times L_i \times BD_i \times 0.1)$$

式中, S_N 为 0—60 cm 土壤全氮的储量(t/hm²), i 为土壤层序数, Y 为土壤的 N 含量(g/kg), L 为土壤厚度

(cm), BD 为土壤容重(g/cm^3), 0.1 为单位转换系数。

土壤碳氮比的计算公式如下:

$$\frac{C}{N} = \frac{TC}{TN}$$

式中, TC 为土壤全碳含量, TN 为土壤全氮含量。

1.3 数据处理

采用 Microsoft Excel 2013 和 SPSS 19.0 软件进行数据处理。采用单因素方差分析(one-way ANOVA)进行差异显著性检验, 利用 Pearson 相关系数评价土壤有机质及土壤物理性质各指标之间的相关性。

2 结果与分析

2.1 不同枯落物处理条件下土壤全碳含量、储量及分布格局

不同枯落物处理的土壤全碳含量均随土层深度的增加而减少(图 1), 除 NR 处理的 10—20 cm 土层和 20—40 cm 土层、NL 处理下的 20—40 cm 土层和 40—60 cm 土层、O/A-Less 处理下 20—40 cm 土层和 40—60 cm 土层的全碳含量差异不显著外, 其余处理土壤全碳含量在土层间均差异显著($P < 0.05$)。不同枯落物处理土壤全碳含量在 16.5—68.12 g/kg 之间, 最大值为 NL 处理 0—10 cm 土层土壤全碳含量, 为 68.12 g/kg, 最小值为 DL 处理下 40—60 cm 土层全碳含量, 为 16.5 g/kg。不同处理土壤全碳含量在 0—10 cm 土层, NL 处理高于对照, DL 和 O/A-Less 处理低于对照, 但无显著差异, 而 NR 和 NI 显著($P < 0.05$)低于对照; 不同处理 10—20 cm 土层的全碳含量以对照最高(40.42 g/kg), 显著高于其他处理方式, DL 处理 10—20 cm 土层的全碳含量最低(25.39 g/kg), 显著低于对照和其他处理。NR 处理 20—40 cm 土层的全碳含量显著($P < 0.05$)高于对照, NI 与对照无显著差异, 而 NL、DL 和 O/A-Less 处理则显著($P < 0.05$)低于对照。在 40—60 cm 土层, NL、NR 和 NI 处理的全碳含量显著($P < 0.05$)高于对照, 而 DL 处理显著($P < 0.05$)低于对照, O/A-Less 处理全碳含量与对照

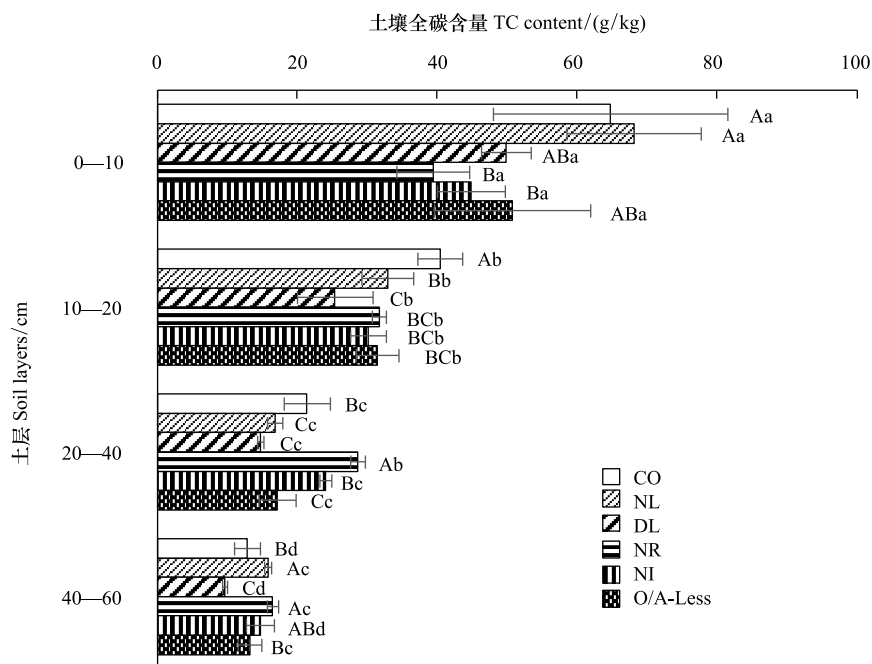


图 1 不同枯落物处理下土壤全碳含量/(g/kg)

Fig.1 The soil total carbon of alterations in forest litter input treatments

图中数据为平均值±标准差($n=3$), 不同大写字母表示同一土层不同处理间差异性显著, 不同小写字母表示同一处理不同土层间差异性显著($P < 0.05$); CO: 对照 Normal Litter Inputs; NL: 去除枯落物 No Litter; DL: 双倍枯落物 Double Litter; NR: 去除根系 No Roots; NI: 无输入 No Inputs; O/A-Less: 去除有机层和 A 层 Organic and A horizons removed

无显著差异。不同处理土壤全碳含量均值表现为: $W_{C(CO)} = 34.87 \text{ g/kg} > W_{C(NL)} = 33.44 \text{ g/kg} > W_{C(NR)} = 29.09 \text{ g/kg} > W_{C(NI)} = 28.47 \text{ g/kg} > W_{C(O/A-Less)} = 28.16 \text{ g/kg} > W_{C(DL)} = 24.94 \text{ g/kg}$ 。

不同枯落物处理下的土壤全碳储量(表2)变化趋势与碳含量变化趋势基本一致。不同处理0—60 cm 层的全碳储量为 134.49—170.92 t/hm², NL 处理的全碳储量略高于对照, 而其余各处理土壤全碳含量均小于对照, 全碳储量在不同处理间表现为: $S_{C(NL)} = 170.92 \text{ t/hm}^2 > S_{C(CO)} = 168.10 \text{ t/hm}^2 > S_{C(NR)} = 153.26 \text{ t/hm}^2 > S_{C(NI)} = 147.20 \text{ t/hm}^2 > S_{C(O/A-Less)} = 143.54 \text{ t/hm}^2 > S_{C(DL)} = 134.49 \text{ t/hm}^2$ 。不同处理0—20 cm 土层全碳储量占0—60 cm 土层全碳储量的 40.86%—53.56%。

表 2 不同枯落物处理下土壤全碳储量/(t/hm²)
Table 2 The carbon storage allocation of alterations in forest litter input treatments

土层/cm Soil layers	CO	NL	DL	NR	NI	O/A-Less
0—10	48.57±12.56 ABa	59.26±8.37 Aa	41.89±2.98 BCa	33.12±4.34 Cc	44.11±4.45 BCa	39.09±8.59 BCab
10—20	38.80±3.06 Aab	32.29±3.61 Bb	27.17±5.76 BCb	29.50±0.92 BCc	25.68±2.17 Cb	28.93±2.78 BCc
20—40	49.24±7.57 Aa	40.13±2.61 Bb	38.49±1.19 Ba	49.38±1.81 Aa	43.31±1.57 ABa	41.93±6.49 ABa
40—60	31.49±4.54 CDb	39.24±1.15 ABb	26.94±0.98 Db	41.26±2.05 Ab	37.09±4.97 ABCa	33.59±4.41 BCbc
合计 Total	168.10±27.72 A	170.92±15.74 A	134.49±10.91 C	153.26±9.12 B	147.20±13.16 B	143.54±22.26 B

图中数据为平均值±标准差($n=3$), 同列不同大写字母表示同一土层不同处理间差异性显著, 同列不同小写字母表示同一处理不同土层间差异性显著($P<0.05$)

2.2 不同枯落物处理条件下土壤全氮含量、储量及分布格局

不同枯落物处理的土壤全氮含量均随土层深度增加而减少(图2), 除 NL 处理下的 20—40 cm 土层和 40—60 cm 土层、NR 处理下的 0—10 cm 土层、10—20 cm 土层和 20—40 cm 土层以及 O/A-Less 处理下的 20—40 cm 土层和 40—60 cm 土层的全氮含量在土层间差异不显著外, 其余处理下土壤全氮含量在土层间差

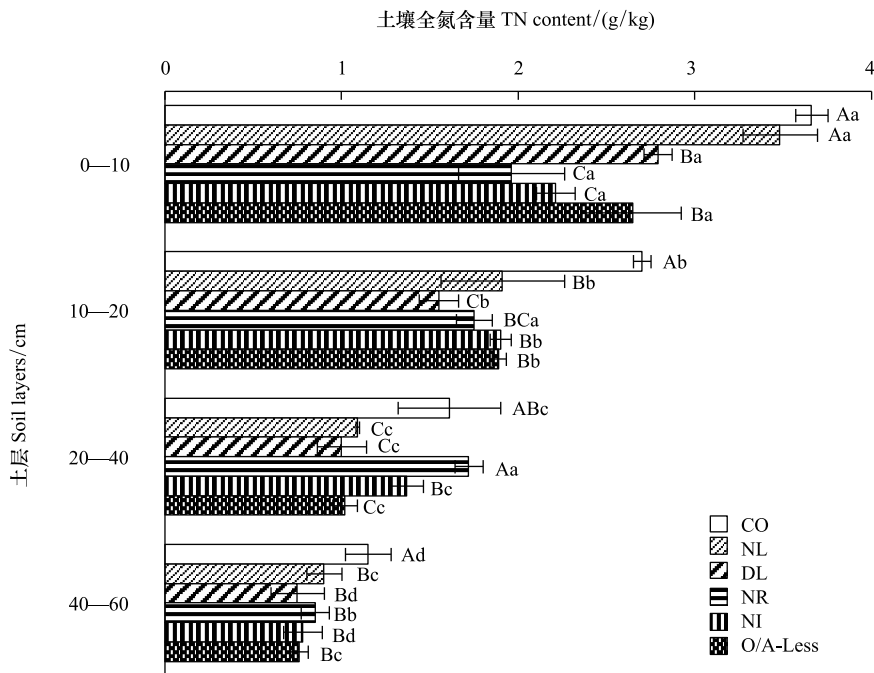


图 2 不同枯落物处理下土壤全氮含量/(g/kg)

Fig.2 The soil total nitrogen of alterations in forest litter input treatments

图中数据为平均值±标准差($n=3$), 不同大写字母表示同一土层不同处理间差异性显著, 不同小写字母表示同一处理不同土层间差异性显著($P<0.05$)

异显著 ($P<0.05$)。不同枯落物处理土壤全氮含量在 0.75—3.66 g/kg 之间,最大值为对照处理 0—10 cm 土层全氮含量,为 3.66 g/kg,最小值为 DL 处理下 40—60 cm 土层全碳含量,为 0.75 g/kg。DL、NR、NI 和 O/A-Less 土壤全氮含量在 0—10 cm 土层均显著 ($P<0.05$) 小于对照,但 NL 处理 0—10 cm 土层土壤全氮含量与对照差异不显著;不同处理 10—20 cm 土层的全氮含量以对照为最高 (2.7 g/kg),显著 ($P<0.05$) 高于其他处理,DL 处理 10—20 cm 土层的全氮含量为最低 (1.55 g/kg),显著 ($P<0.05$) 低于对照和其他四种处理。NR、NI 处理 20—40 cm 土层的全氮含量与对照无显著差异,而 NL、DL 与 O/A-Less 处理全氮显著 ($P<0.05$) 低于对照;在 40—60 cm 土层中,对样地全氮含量显著 ($P<0.05$) 高于其他处理。不同处理土壤 (0—60 cm) 全氮含量均值表现为: $W_{N(CO)} = 2.28 \text{ g/kg} > W_{N(NL)} = 1.85 \text{ g/kg} > W_{N(O/A-Less)} = 1.58 \text{ g/kg} > W_{N(NR)} = 1.57 \text{ g/kg} > W_{N(NI)} = 1.565 \text{ g/kg} > W_{N(DL)} = 1.52 \text{ g/kg}$ 。

不同处理土壤全氮储量 (表 3) 变化趋势与全氮含量变化趋势基本一致。不同处理土壤 0—60 cm 全氮储量在 8.09—11.83 t/hm² 之间,对照处理土壤 0—60 cm 全氮储量为 11.83 t/hm²,显著高于其余 5 种处理。不同处理土壤 0—60 cm 全氮储量表现为: $S_{N(CO)} = 11.83 \text{ t/hm}^2 > S_{N(NL)} = 9.70 \text{ t/hm}^2 > S_{N(DL)} = 8.70 \text{ t/hm}^2 > S_{N(NR)} = 8.35 \text{ t/hm}^2 > S_{N(O/A-Less)} = 8.21 \text{ t/hm}^2 > S_{N(NI)} = 8.09 \text{ t/hm}^2$ 。不同处理 0—20 cm 土层的全氮储量占 0—60 cm 土层全氮储量的 39.28%—46.04%。

表 3 不同枯落物处理下土壤全氮储量/(t/hm²)

Table 3 The nitrogen storage allocation of alterations in forest litter input treatments

土层/cm Soil layers	CO	NL	DL	NR	NI	O/A-Less
0—10	2.74±0.07 Ab	3.03±0.17 Aa	2.34±0.07 Bab	1.65±0.25 Dc	2.04±0.10 Cb	2.04±0.21 Cb
10—20	2.59±0.05 Ab	1.87±0.34 Bc	1.66±0.12 Bb	1.63±0.09Bc	1.62±0.05 Bc	1.74±0.04 Bc
20—40	3.69±0.67 Aa	2.58±0.01 Bb	2.61±0.37 Ba	2.96±0.14Ba	2.46±0.16 Ba	2.49±0.16 Ba
40—60	2.81±0.32 Ab	2.22±0.25 Bbc	2.09±0.40 Bab	2.11±0.21Bb	1.98±0.28 Bb	1.94±0.12 Bbc
合计 Total	11.83±1.11 A	9.70±0.78 B	8.70±0.96 C	8.35±0.69 C	8.09±0.59 C	8.21±0.53 C

图中数据为平均值±标准差 ($n=3$),同行不同大写字母表示同一土层不同样地间差异性显著,同列不同小写字母表示同一样地不同土层间差异性显著 ($P<0.05$)

2.3 不同枯落物处理条件下土壤全碳、全氮与土壤理化性质的关系

2.3.1 不同枯落物处理条件下土壤理化性质特征

不同枯落物处理不同土层土壤主要理化性质见表 4。由表 4 可知,不同处理土壤容重在不同土层总体表现为由表层至下层呈增加的趋势。不同处理表层 (0—10 cm) 土壤容重无显著差异,而枯落物处理对 10—40 cm 土层的土壤容重存在显著影响,NI 处理 10—20 cm 和 20—40 cm 土层土壤容重均显著小于对照。不同枯落物处理土壤 pH 在 4.20—5.29 之间,呈酸性;土层与枯落物输入变化对土壤 pH 的影响不存在显著规律。不同枯落物处理除 DL 处理外,其他处理土壤磷含量在土层间差异不显著;不同处理间土壤磷含量差异显著。在对照、DL 与 O/A-Less 处理下,土壤钾含量在土层间差异显著,钾含量随土壤深度的增加而增加;其他处理下,土壤钾含量在土层间无显著规律,但深层土壤 (40—60 cm) 钾含量均高于浅层土壤 (0—40 cm) 钾含量;不同处理间土壤钾含量差异显著。

2.3.2 不同枯落物处理条件下土壤化学计量比特征

土壤 C/N 是反应土壤有机质转化的重要指标,是土壤氮素矿化能力的标志^[39]。一般认为 25:1 是土壤 C/N 的界限,C/N 越接近 25:1,越有利于土壤中有有机质的转化;当土壤 C/N 小于 25:1 时,有利于土壤有机质转化,能够为土壤提供充足的氮元素;当土壤 C/N 大于 25:1 时,土壤有机质转化缓慢,有利于土壤有机质的积累^[40]。不同枯落物处理下土壤 C/N (表 5) 的范围在 11.20—20.27 之间,均小于 25:1,说明在不同枯落物输入下,土壤氮素的矿化能力均在较强的水平上。不同处理 0—10 cm 土层的 C/N 均最大,CO 与 DL 处理土壤 C/N 随土

层深度的增加而降低,符合土壤 C/N 随土层变化的一般规律^[41],其余处理下土壤 C/N 的变化规律则不显著。

表 4 不同枯落物输入下土壤主要理化性质

Table 4 Main soil physical and chemical properties of alterations in forest litter input treatments

处理方式 Litter input treatments	土层 Soil layers/cm	容重 Bulk density/(g/cm ³)	pH	TP/ (g/kg)	TK/ (g/kg)
CO	0—10	0.76±0.14 Ac	4.84±0.19 Ba	2.07±0.31 Aa	9.17±0.29 ABc
	10—20	0.96±0.04 Bb	5.00±0.19 ABa	2.06±0.18 Aa	17.00±0.50 Ab
	20—40	1.15±0.08 Bab	4.78±0.05 Ca	2.07±0.21 Aa	22.50±0.87 Aa
	40—60	1.22±0.11 Aa	4.86±0.01 ABa	2.25±0.18 Aa	21.67±1.44 Aa
NL	0—10	0.87±0.02 Ad	4.21±0.04 Ab	1.86±0.26 ABa	8.00±3.04 ABb
	10—20	0.98±0.04 Bc	5.10±0.78 Ba	1.72±0.59 ABa	10.00±2.29 Cb
	20—40	1.19±0.02 ABb	4.24±0.12 Aa	1.68±0.06 Ba	8.17±1.61 Db
	40—60	1.24±0.01 Aa	4.47±0.06 Aab	1.72±0.22 BCa	23.67±12.41 Aa
DL	0—10	0.84±0.03 Ad	4.20±0.10 Ab	1.56±0.07 BCc	10.83±0.29 Ac
	10—20	1.07±0.02 Ac	4.44±0.08 Ab	1.81±0.01 ABb	14.50±1.32 Bb
	20—40	1.30±0.05 Ab	4.56±0.16 Bb	1.92±0.14 ABba	17.83±0.29 Ba
	40—60	1.39±0.04 Ba	5.29±0.50 Ba	2.02±0.12 ABa	15.53±0.29 ABb
NR	0—10	0.84±0.04 Ab	4.31±0.53 Ab	1.29±0.12 CDa	8.33±1.89 ABab
	10—20	0.93±0.06 Bb	4.88±0.01 ABab	1.44±0.24 Ba	7.50±0.00 Dab
	20—40	0.86±0.07 Ab	5.01±0.04 DEa	1.14±0.03 Ca	6.50±0.00 Eb
	40—60	1.25±0.06 Aa	4.52±0.45 Aab	1.45±0.33 Ca	9.33±0.29 Ba
NI	0—10	0.92±0.07 Ab	5.08±0.14 Ba	1.19±0.09 Da	8.00±1.73 ABa
	10—20	0.85±0.01 Cb	4.89±0.07 ABb	1.60±0.32 ABa	7.17±0.58 Da
	20—40	0.90±0.04 Cb	5.17±0.02 Ea	1.20±0.17 Ca	7.00±0.00 DEa
	40—60	1.26±0.03 Aa	5.25±0.10 Ba	1.32±0.23 Ca	8.33±0.29 Ba
O/A-Less	0—10	0.77±0.15 Ab	4.96±0.10 Ba	1.25±0.16 CDb	6.67±0.29 Bd
	10—20	0.92±0.05 BCb	4.97±0.11 ABa	1.62±0.13 ABa	7.50±0.00 Dc
	20—40	1.22±0.10 ABa	4.94±0.07 Da	1.20±0.20 Cb	10.17±0.58 Cb
	40—60	1.27±0.06 Aa	4.97±0.07 ABa	1.39±0.05 Cab	14.00±0.00 ABa

图中数据为平均值±标准差($n=3$),同列不同大写字母表示同一土层不同样地间差异性显著,同列不同小写字母表示同一样地不同土层间差异性显著($P<0.05$)

表 5 不同枯落物输入下土壤化学计量比特征

Table 5 The soil stoichiometric ratio of C, N and P of alterations in forest litter input treatments

处理方式 Litter input treatments	土层/cm Soil layers	C/N	C/P	N/P
CO	0—10	17.67±4.40 Aa	31.87±9.65 Aa	1.80±0.34 ABa
	10—20	15.00±1.38 Aab	19.79±2.87 Bb	1.32±0.12 Ab
	20—40	13.41±1.16 Bab	10.51±2.59 CDbc	0.79±0.20 BCc
	40—60	11.20±0.40 Bb	5.75±0.82 Bc	0.51±0.05 ABc
NL	0—10	19.70±3.55 Aa	37.33±8.97 Aa	1.88±0.15 ABa
	10—20	17.77±4.55 Aa	21.48±10.34 Bb	1.17±0.26 Ab
	20—40	15.53±1.00 ABa	10.04±0.69 CDb	0.65±0.02 Cc
	40—60	17.85±2.43 Aa	9.30±1.38 Ab	0.52±0.04 ABc
DL	0—10	17.87±0.92 Aa	31.94±0.88 Aa	1.79±0.04 ABa
	10—20	16.45±3.60 Aa	13.99±2.97 Bb	0.85±0.06 Ab
	20—40	14.90±1.73 ABa	7.76±0.78 Dc	0.53±0.10 Cc
	40—60	13.15±2.19 Ba	4.80±0.22 Bc	0.37±0.06 Bd

续表				
处理方式 Litter input treatments	土层/cm Soil layers	C/N	C/P	N/P
NR	0—10	20.19±1.04 Aa	30.58±3.72 Aa	1.51±0.17 Ba
	10—20	18.10±0.45 Abc	22.35±2.98 Bb	1.23±0.13 Ab
	20—40	16.71±0.20 Ac	25.12±1.49 Aab	1.50±0.11 Aa
	40—60	19.58±0.95 Aab	11.75±2.68 Ac	0.60±0.12 Ac
NI	0—10	20.27±3.05 Aa	38.06±6.74 Aa	1.87±0.13 ABa
	10—20	15.89±1.64 Aa	19.65±5.96 Bb	1.22±0.25 Ab
	20—40	17.66±1.08 Aa	20.28±3.18 ABb	1.15±0.22 ABb
	40—60	18.79±0.29 Aa	11.25±0.53 Ab	0.60±0.03 Ac
O/A-Less	0—10	19.04±2.32 Aa	40.40±4.27 Aa	2.13±0.13 Aa
	10—20	16.60±1.56 Aa	19.45±2.50 Bb	1.17±0.12 Ab
	20—40	16.78±1.54 Aa	14.83±4.11 BCbc	0.87±0.18 BCc
	40—60	17.27±1.21 Aa	9.50±0.93 Ac	0.55±0.02 Ad

图中数据为平均值±标准差($n=3$),同行不同大写字母表示同一土层不同样地间差异性显著,同列不同小写字母表示同一样地不同土层间差异性显著($P<0.05$)

C、N 和 P 的化学计量比特征可以反映生态系统中植物养分的限制状况^[42]。不同处理除 NR、NI 处理外,其余处理土壤 C/P、N/P 均随土层深度的增加而降低,且表层显著高于深层;NR、NI 处理土壤 C/P、N/P 随土层深度的增加先降低,后增加再降低。

2.3.3 不同枯落物处理条件下土壤碳氮含量与理化性质的关系

不同枯落物处理的土壤碳氮含量与理化性质的关系见表 6。不同处理土壤全碳含量与全氮含量极显著正相关;土壤全碳、全氮含量与土壤容重极显著负相关,而与土壤全钾显著负相关;土壤全碳含量与土壤各化学计量比均呈极显著正相关关系,土壤全氮含量与土壤 C/P 和 N/P 存在极显著正相关关系;土壤 pH 值、全磷含量与不同处理土壤全碳、全氮含量不存在显著相关。

表 6 不同枯落物输入下土壤碳氮含量与土壤理化性质相关关系

Table 6 Correlation coefficient between soil carbon, nitrogen and physiochemical properties of alterations in forest litter input treatments									
指标 Index	TC	TN	pH	BD	P	K	C/N	C/P	N/P
TC	1								
TN	0.944 ***	1							
pH	-0.164	-0.162	1						
BD	-0.751 ***	-0.790 ***	0.077	1					
P	-0.013	0.158	-0.108	0.215	1				
K	-0.386 ***	-0.287 *	-0.056	0.508 ***	0.531 ***	1			
C/N	0.491 ***	0.215	-0.088	-0.291 *	-0.591 ***	-0.488 ***	1		
C/P	0.891 ***	0.777 ***	-0.075	0.774 ***	-0.413 ***	-0.413 ***	0.644 ***	1	
N/P	0.883 ***	0.854 ***	-0.074	-0.861 ***	-0.335 ***	-0.335 ***	0.449 ***	0.963 ***	1

“*”表示 $P<0.05$,“***”表示 $P<0.01$

3 讨论

3.1 枯落物输入变化对土壤碳氮及分布格局的影响

滇中高原云南松林不同枯落物处理的土壤全碳含量均随土层深度的增加而降低,同一处理不同土层间全碳含量的差异显著主要是由于土层间土壤有机质数量存在规律性差异。土壤碳的变化依赖于初级净生产产生的碳输入与土壤有机质分解消耗的碳之间的平衡^[43],枯落物分解和归还还是土壤碳输入的主要来源,微生物

的分解矿化作用是土壤碳输出的主要形式^[44]。一般来说,表层土壤受地上枯落物影响较大,深层土壤受植物根系输入影响较大,而根系输入会随土层深度的增加而减少^[6]。不同枯落物输入条件下,同一土层间土壤全碳含量也存在差异,在 0—10 cm 土层中,NL 处理下的全碳含量显著高于其他处理,可能是因为去除上层枯落物的改变了腐殖质层的水热条件,加速了腐殖质层分解矿化,虽然没有新的枯落物补给,但是原有腐殖质层仍能为表层土壤提供大量有机质,腐殖质层更快的分解导致表层土壤碳含量的增加;20—40 cm 土层地下枯落物输入的改变则显著影响了土壤碳含量,在 20—40 cm 层中,NR 处理的全碳含量显著高于其他处理,这是由于切断根系处理后,大量根系死亡为深层土壤提供了大量有机质,有机质分解为土壤提供大量的碳,说明植物根系对土壤深层碳含量起着决定性作用^[29,45-46]。DL 处理除 0—10 cm 土层外,其余土层土壤全碳含量均显著低于其他处理,一方面可能是因为增加枯落物输入使得土壤温度与湿度增加,导致土壤酶与土壤微生物的活性增加,由于土壤酶与土壤微生物的活性增加,加剧土壤中有机质的消耗,进而影响土壤碳储量^[11,47-48];另一方面是因为添加枯落物对土壤呼吸的激发效应,导致消耗的碳增加^[49-50];土壤碳含量是决定土壤碳储量的决定性因素之一,因此土壤全碳含量与储量变化趋势基本一致。土壤全碳储量 NL 处理最大,这与 NL 土壤表层碳含量显著增加有关,而其余不同处理土壤全碳储量均显著低于对照,因此枯落物输入对土壤全碳储量存在显著影响;地上枯落物输入与地下枯落物输入都对土壤全碳储量产生着重要的影响,但地上枯落物输入与地下枯落物输入中哪一种对土壤碳库的贡献更大,还需要进一步研究。此外土壤碳对枯落物输入变化的响应亦会因类型森林生态系统、树种、处理的时间、土壤原有状态等因素的变化而存在差异^[51]。

氮作为一种大量营养元素,其在森林生态系统物质循环中具有重要的作用,是森林生产力构成的重要因素^[6-7],并且枯落物是森林土壤氮元素的主要来源^[11-15]。云南松林地土壤全氮含量在不同枯落物处理下均随土层深度的增加而降低,且差异显著,不同处理不同土层土壤全氮含量的差异亦受到土壤有机质含量变化规律的影响^[41]。对照处理土壤全氮含量在各土层均显著高于其他处理,这与诸多研究结论一致^[28,52],枯落物输入变化通过减少地上/地下土壤枯落物输入和改变枯落分解速率从而使枯落物分解产生的氮元素含量减少,从而导致土壤氮元素含量减少。

土壤全氮储量与全碳储量相似,都取决于土壤中该种元素含量及土壤容重,不同枯落物处理下,单位深度土壤全氮储量随土层深度的增加而降低。对照处理全氮储量均高于其他处理,因此改变地上/地下枯落物输入都不会增加土壤全氮储量,枯落物的正常输入是维持森林土壤氮库的最佳方式。

3.2 土壤理化性质对土壤碳氮及分布格局的影响

植物一方面通过根系吸收土壤的营养元素,一方面以枯落物的形式将 C、N、P 等营养元素归还到土壤,形成生态系统中的物质能量循环^[53],枯落物输入变化对土壤 C、N、P 等营养元素的含量具有显著影响。土壤 C、N 在生态系统中存在耦合关系^[6-7],C、N、P 化学计量比是反映土壤养分状况以及枯落物分解速率的重要指标^[42,54-55],因此,不同处理土壤全碳含量与全氮含量极显著正相关,并且土壤全碳含量与土壤各化学计量比均呈极显著正相关关系。此外,土壤容重是反映土壤的结构状况重要指标,与土壤的水、热状况密切相关^[42],土壤容重的变化会影响土壤碳氮含量^[56]。因此,土壤容重与土壤碳氮含量具有极显著负相关关系。

4 结论

通过云南松林地枯落物添加去除实验发现,去除枯落物短期内可以增加土壤碳储量,其他输入方式均在一定程度上减少了土壤碳氮储量,枯落物的自然输入是保持土壤全碳、全氮储量的最佳方式,因此在森林枯落物管理中,减少人为活动对枯落物的干扰,维持自然枯落物输入才能更好地发挥森林的生态价值。然而,本研究观测时间较短,而森林土壤对枯落物输入变化的响应具有长期性,因此,枯落物输入变化对土壤碳氮的影响还需要进行长期的研究。

参考文献 (References):

- [1] 彭琴,董云社,齐玉春. 氮输入对陆地生态系统碳循环关键过程的影响. 地球科学进展, 2008, 23(8): 874-883.

- [2] 李守娟, 杨磊, 陈利顶, 赵方凯, 孙龙. 长三角典型城郊土地利用变化及其土壤碳氮响应. 生态学报, 2018, 38(20): 7178-7188.
- [3] IPCC. Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.
- [4] Deng L, Peng C H, Zhu G Y, Chen L, Liu Y L, Shanguan Z P. Positive responses of belowground C dynamics to nitrogen enrichment in China. Science of the Total Environment, 2018, 616-617: 1035-1044.
- [5] Dixon R K, Solomon A M, Brown S, Houghton R A, Trexler M C, Wisniewski J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. Science, 1994, 263(5144): 185-190.
- [6] 弓文艳, 陈丽华, 郑学良. 基于不同林分类型下土壤碳氮储量垂直分布. 水土保持学报, 2019, 33(1): 153-157, 164-164.
- [7] 黄宇, 冯宗炜, 汪思龙, 冯兆忠, 张红星, 徐永荣. 杉木、火力楠纯林及其混交林生态系统 C、N 贮量. 生态学报, 2005, 15(12): 3146-3154.
- [8] 王敬, 李贤伟, 荣丽, 李德会, 谢娟. 森林土壤氮贮量及氮素输入过程研究进展. 世界林业研究, 2008, 21(1): 14-19.
- [9] Schipper L A, Percival H J, Sparling G P. An approach for estimating when soils will reach maximum nitrogen storage. Soil Use and Management, 2004, 20(3): 281-286.
- [10] 王绍强, 于贵瑞. 生态系统碳氮磷元素的生态化学计量学特征. 生态学报, 2007, 28(8): 3937-3947.
- [11] 张亚庆, 胡慧蓉. 森林枯落物对土壤理化性质及碳库的影响研究. 绿色科技, 2018, (10): 9-10, 13-13.
- [12] 陈玉平, 吴佳斌, 张曼, 杨智杰, 陈光水. 枯落物处理对森林土壤碳氮转化过程影响研究综述. 亚热带资源与环境学报, 2012, 7(2): 84-94.
- [13] 刘艳. 辽宁省森林生态系统碳储量及生态系统服务功能价值计量[D]. 北京: 北京林业大学, 2016.
- [14] Loranger G, Ponge J F, Daniel I, Lavelle P. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. Biology and Fertility of Soils, 2002, 35(4): 247-252.
- [15] Chapin III F S, Matson P A, Mooney H A. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. New York: Springer, 2011.
- [16] Sayer E J. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. Biological Reviews, 2006, 81(1): 1-31.
- [17] Langley J A, Megonigal J P. Ecosystem response to elevated CO₂ levels limited by nitrogen-induced plant species shift. Nature, 2010, 466(7302): 96-99.
- [18] Rózsa P, Novák T. Mapping anthropic geomorphological sensitivity on a global scale. Zeitschrift für Geomorphologie, 2011, 55(1): 109-117.
- [19] Wang F G, Xu Y J, Dean T J. Projecting climate change effects on forest net primary productivity in Subtropical Louisiana, USA. AMBIO, 2011, 40(5): 506-520.
- [20] Finzi A C, Allen A S, Delucia E H, Ellsworth D S, Schlesinger W H. Forest litter production, chemistry, and decomposition following two years of free-air CO₂ enrichment. Ecology, 2001, 82(2): 470-484.
- [21] Allen A S, Andrews J A, Finzi A C, Matamala R, Richter D D, Schlesinger W H. Effects of Free-Air CO₂ Enrichment (FACE) on belowground processes in a *Pinus taeda* forest. Ecological Applications, 2000, 10(2): 437-448.
- [22] Nadelhoffer K J, Boone R D, Bowden R D, Canary J D, Kaye J, Micks P, Ricca A, Aitkenhead J A, Lajtha K, McDowell W H. The DIRT experiment: litter and root influences on forest soil organic matter stocks and function//Foster D, Aber J, eds. Forest landscape dynamics in New England: Ecosystem Structure and Function as A Consequence of 5000 Years of Change. Oxford, UK: Oxford University Press, 2004.
- [23] Thomas F M, Blank R, Hartmann G. Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. Forest Pathology, 2002, 32(4/5): 277-307.
- [24] Chapin III F S, McFarland J, McGuire A D, Euskirchen E S, Ruess R W, Kielland K. The changing global carbon cycle: linking plant-soil carbon dynamics to global consequences. Journal of Ecology, 2009, 97(5): 840-850.
- [25] Carrillo Y, Pendall E, Dijkstra F A, Morgan J A, Newcomb J M. Carbon input control over soil organic matter dynamics in a temperate grassland exposed to elevated CO₂ and warming. Biogeosciences Discussions, 2010, 7(2): 1575-1602.
- [26] Zhang X B, Zwiers F W, Hegerl G C, Lambert F H, Gillett N P, Solomon S, Stott P A, Nozawa T. Detection of human influence on twentieth-century precipitation trends. Nature, 2007, 448(7152): 461-465.
- [27] Lajtha K, Bowden R D, Nadelhoffer K. Litter and root manipulations provide insights into soil organic matter dynamics and stability. Soil Science Society of America Journal, 2014, 78(S1): S261-S269.
- [28] Lajtha K, Townsend K L, Kramer M G, Swanston C, Bowden R D, Nadelhoffer K. Changes to particulate versus mineral-associated soil carbon after 50 years of litter manipulation in forest and prairie experimental ecosystems. Biogeochemistry, 2014, 119(1/3): 341-360.
- [29] Crow S E, Lajtha K, Filley T R, Swanston C W, Bowden R D, Caldwell B A. Sources of plant-derived carbon and stability of organic matter in soil: implications for global change. Global Change Biology, 2009, 15(8): 2003-2019.
- [30] 王光军, 田大伦, 闫文德, 朱凡, 项文化, 梁小翠. 改变凋落物输入对杉木人工林土壤呼吸的短期影响. 植物生态学报, 2009, 33(4):

- 739-747.
- [31] 韩天丰, 周国逸, 李跃林, 刘菊秀, 张德强. 中国亚热带森林不同演替阶段土壤呼吸的分量量化. 植物生态学报, 2011, 35(9): 946-954.
- [32] 李晓杰, 刘小飞, 熊德成, 林伟盛, 林廷武, 施友文, 谢锦升, 杨玉盛. 中亚热带杉木人工林和米槠次生林凋落物添加与去除对土壤呼吸的影响. 植物生态学报, 2016, 40(5): 447-457.
- [33] Wang S J, Zhao J X, Chen Q B. Controlling factors of soil CO₂ efflux in *Pinus yunnanensis* across different stand ages. PLoS One, 2015, 10(5): e0127274.
- [34] 邓喜庆, 皇宝林, 温庆忠, 华朝朗, 陶晶. 云南松林在云南的分布研究. 云南大学学报: 自然科学版, 2013, 35(6): 843-848.
- [35] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 146-195.
- [36] 欧阳林梅, 曾冬萍, 闵庆文, 王维奇, 全川. 鼓山茶园土壤碳氮磷生态化学计量学特征. 水土保持学报, 2014, 28(2): 297-301, 312-312.
- [37] 鲍士旦. 土壤农化分析(第三版). 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [38] 罗达, 史作民, 王卫霞, 刘世荣, 卢立华, 明安刚, 于浩龙. 亚热带格木、马尾松幼龄人工纯林及其混交林生态系统碳氮储量. 生态学报, 2015, 35(18): 6051-6059.
- [39] Springob G, Kirchmann H. Bulk soil C to N ratio as a simple measure of net N mineralization from stabilized soil organic matter in sandy arable soils. Soil Biology and Biochemistry, 2003, 35(4): 629-632.
- [40] 李珊珊, 耿增超, 姜林, 余雕, 罗志伟. 秦岭火地塘林区土壤剖面碳氮垂直分布规律的研究. 西北林学院学报, 2011, 26(4): 1-6.
- [41] 王棣, 耿增超, 余雕, 和文祥, 侯琳. 秦岭典型林分土壤有机碳储量及碳氮垂直分布. 生态学报, 2015, 35(16): 5421-5429.
- [42] 汝海丽, 张海东, 焦峰, 郭美丽, 薛超玉. 黄土丘陵区微地形梯度下草地群落植物与土壤碳、氮、磷化学计量学特征. 自然资源学报, 2016, 31(10): 1752-1763.
- [43] von Lützow M, Kögel-Knabner I. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition-What do we know? Biology and Fertility of Soils, 2009, 46(1): 1-15.
- [44] 刘满强, 胡锋, 陈小云. 土壤有机碳稳定机制研究进展. 生态学报, 2006, 27(6): 2642-2650.
- [45] Xia M X, Talhelm A F, Pregitzer K S. Fine roots are the dominant source of recalcitrant plant litter in sugar maple-dominated northern hardwood forests. New Phytologist, 2015, 208(3): 715-726.
- [46] Rasse D P, Rumpel C, Dignac M F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. Plant and Soil, 2005, 269(1/2): 341-356.
- [47] Garten Jr C T, Classen A T, Norby R J. Soil moisture surpasses elevated CO₂ and temperature as a control on soil carbon dynamics in a multi-factor climate change experiment. Plant and Soil, 2009, 319(1/2): 85-94.
- [48] 王一. 模拟土壤增温和林内减雨对暖温带锐齿栎林土壤呼吸的影响及其微生物响应[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2015.
- [49] Sulzman E W, Brant J B, Bowden R D, Lajtha K. Contribution of aboveground litter, belowground litter, and rhizosphere respiration to total soil CO₂ efflux in an old growth coniferous forest. Biogeochemistry, 2005, 73(1): 231-256.
- [50] 李强, 周道玮, 陈笑莹. 地上枯落物的累积、分解及其在陆地生态系统中的作用. 生态学报, 2014, 34(14): 3807-3819.
- [51] 林宝平, 何宗明, 郜士垒, 桑昌鹏, 温秀萍, 林宇, 黄志群, 林思祖. 去除根系和凋落物对滨海沙地3种防护林土壤碳氮库的短期影响. 生态学报, 2017, 37(12): 4061-4071.
- [52] Kotrocó Z. Forest Soil Carbon-Dioxide Emission and Organic Matter Dynamics in Litter Manipulation Experiments [D]. Hungary: Debrecin University, 2009.
- [53] Yuan Z Y, Chen H Y H. Global trends in senesced-leaf nitrogen and phosphorus. Global Ecology and Biogeography, 2009, 18(5): 532-542.
- [54] 曾全超, 李鑫, 董扬红, 李娅芸, 程曼, 安韶山. 陕北黄土高原土壤性质及其生态化学计量的纬度变化特征. 自然资源学报, 2015, 30(5): 870-879.
- [55] 朱秋莲, 邢肖毅, 张宏, 安韶山. 黄土丘陵沟壑区不同植被区土壤生态化学计量特征. 生态学报, 2013, 33(15): 4674-4682.
- [56] 苗娟, 周传艳, 李世杰, 闫俊华. 不同林龄云南松林土壤有机碳和全氮积累特征. 应用生态学报, 2014, 25(3): 625-631.