DOI: 10.5846/stxb201709191682

马红亮,马芬,邱泓,高人,尹云锋,彭园珍.土壤及凋落物源氮对中亚热带森林土壤 SON 的影响.生态学报,2018,38(22): - . Ma H L, Ma F, Qiu H, Gao R, Yin Y F, Peng Y Z.Effects of soil and litter source nitrogen on SON in mid-subtropical forest soil. Acta Ecologica Sinica, 2018,38(22): - .

土壤及凋落物源氮对中亚热带森林土壤 SON 的影响

马红亮^{1,2,*},马 芬^{1,2},邱 泓^{1,2},高 人^{1,2},尹云锋^{1,2},彭园珍^{1,2}

1 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007

2 福建师范大学,湿润亚热带山地生态国家重点实验室培育基地,福州 350007

摘要:土壤可溶性有机氮(SON)含量虽低,却是土壤氮库中最活跃的组分之一;主要来源于凋落物分解和土壤氮素转化。但是它们各自对土壤的影响还不清楚。通过添加杉木和¹⁵N标记的阔叶凋落物于土壤表面,研究针阔叶凋落物分解对土壤 SON 的影响,及与土壤氮的关系。结果表明:由于没有降水的淋溶影响,培养期间,凋落物 SON 的显著降低,并没有直接增加土壤 SON。与对照比较,杉木凋落物添加显著增加了土壤无机氮的含量,而较高 C/N 比的阔叶凋落物在其分解初期首先需要吸收更 多的土壤氨态氮。添加¹⁵N标记的阔叶凋落物提高了土壤 SON 在培养 90—210 天来自凋落物的比例,在第 210 天高达 74.8%; 来自凋落物的氨乙氨比例在实验 30 天开始增加,到第 210 天高达 39.8%;但是对硝态氮的影响不大。结果表明,土壤 SON 在培养初期因受凋落物的影响,主要来自土壤有机质的分解,而来自凋落物的 SON 更容易矿化;且土壤源的氮更容易发生硝化作用。可见,土壤中的 SON 是与凋落物分解动态、以及对土壤的影响有关。

关键词:可溶性有机氮;森林土壤;凋落物;矿化

Effects of soil and litter source nitrogen on SON in mid-subtropical forest soil

MA Hongliang^{1,2}, MA Fen^{1,2}, QIU Hong^{1,2}, GAO Ren^{1,2}, YIN Yunfeng^{1,2}, PENG Yuanzhen^{1,2}

1 School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

2 State Key Laboratory for Subtropical Mountain Ecology of the Ministry of Science and Technology and Fujian Province, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

Abstract: Soil soluble organic nitrogen (SON) content is low, but is one of the most active components in the soil nitrogen pool. Litter decomposition and soil nitrogen transformation contribute considerably to SON; however, their effects on soil SON are unclear. To investigate the role of litter in soil nitrogen transformation, after seven days of pre-incubation, an experiment was carried out to study the effects of litter decomposition on soil SON and its relationship with soil nitrogen by adding contrasting fresh litter, Chinese fir, and broad-leaved ¹⁵N-labeled (atom 6.1%) litter to the soil surface at 25 °C for 210 days. Soil moisture was kept at 60% water-holding capacity by adding deionized water every two days to the surface. The concentration of soluble inorganic and organic nitrogen in 0.5 mol/L K₂SO₄ solution extracts of soil and litter were analyzed at each sampling time. In addition, for the treatment with addition of broad-leaved ¹⁵N-labeled litter, the ¹⁵N abundance in ammonium and nitrate nitrogen was analyzed and the SON was calculated, and their proportion in soil or litter was also calculated. The results showed that soil SON did not increase when it decreased significantly in litter addition increased soil inorganic nitrogen significantly, whereas for higher C/N ratios, broad-leaved litter needed more soil ammonium nitrogen from soil at the early stage of its decomposition. Therefore, ammonium nitrogen in soil under broad-leaved litter addition did

收稿日期:2017-09-19; 网络出版日期:2018-00-00

基金项目:国家自然科学基金项目(31470628,31570607,31770659)

^{*} 通讯作者 Corresponding author. E-mail: mhl936@ 163.com

not increase. However, soil nitrate nitrogen increased with broad-leaved litter addition, similarly to that of Chinese fir litter addition. Results showed that a considerably higher proportion of soil SON was from ¹⁵N labeled broad-leaved litter in 90—210 days of incubation, and was 74.8% on day 210. In addition, the proportion of soil ammonium nitrogen from litter increased in the first 30 days of the experiment, and then increased to 39.8% by day 210. However, soil nitrate nitrogen was high and increased with incubation time, and its proportion from litter was low, evidenced by the calculation of ¹⁵N isotope data, which indicated that soil nitrate nitrogen was mainly from soil nitrogen nitrification rather than litter source. These results suggested that in the early stages of incubation, soil SON mainly comes from the decomposition of soil organic matter from broad-leaved litter, and the SON from litter possibly mineralized to become ammonium nitrogen. However, the nitrogen of the soil source is more prone to nitrification to form nitrate. Although ¹⁵N-labeled Chinese fir litter was not considered in this experiment, compared to the effect of broad-leaved litter on soil, the biggest proportion of soil SON from Chinese fir litter may occur earlier and the proportion of soil ammonium nitrogen may be higher. These results suggested that soil SON is related to the litter decomposition dynamics and the effect of litter on soil.

Key Words: soluble organic nitrogen; forest soil; litter; mineralization

土壤溶解性有机氮(Dissolved Organic Nitrogen, DON)被定义为土壤溶液中溶解的有机氮,而土壤可溶性 有机氮(Solube Organic Nitrogen, SON)是指用水、KCl、K₂SO₄、电超滤、CaCl₂或其他萃取剂从土壤中提取的有 机态氮^[1]。DON 虽仅占土壤有机氮库的一小部分,却是土壤氮库中最活跃的组分之一,在陆地生态系统氮循 环中起着重要作用^[2-3]。尽管很少有 SON 和 DON 关系研究的报道,但是,理论上讲,SON 应该是 DON 潜在的 源。因此,SON 在生态系统氮素循环以及维持陆地生态系统养分平衡方面均起着重要作用。

SON 源自于土壤有机质(根和叶凋落物)的分解、根际沉积物、土壤胶体解吸附、微生物残体和大气沉降^[46]。因此,Qualls等^[7]发现,DON 的最大流量出现在森林地面的枯枝落叶层中,然后输入土壤。Huang 和 Schoenau^[8]也发现水提取的 SON 在未分解物>部分分解物>彻底分解物>表土壤层。SON 进入土壤之前不断 被微生物分解而降低。Mariano等^[9]认为,部分已分解的凋落物是土壤中 SON 的重要来源;且凋落物分解是 控制热带雨林表层土壤 DON 动态变化的主导因素^[10]。另外,DON 可来源于粗木质碎片,尤其是分解早期^[11]。然而,有研究发现,土壤中 DON 大部分产生自原地(根系或微生物周转)而不是从上层(如凋落物层)运输来的^[12]。在微生物的作用下,源自枝叶的 DON 比腐殖质层的容易降解,因此,一方面它们的化学组成存 在差异^[13],另一方面进入土壤的凋落物 SON 可能并不多。研究表明土壤有机质转化为 SON 可能是调控氮限 制森林生态系统整体氮循环的限制因子,而不是 SON 转化为无机氮(NH⁴ 和 NO³₃)^[14]。可见,研究森林土壤 氮循环必须关注 SON 的转化^[15],目前,还没有对土壤 SON 来自土壤有机质和凋落物的差异及与土壤无机氮 的关系展开研究。因此,在评价凋落物源 SON 对土壤的作用时,仍然有很多不确定性的问题。

因此,本研究以中亚热带森林土壤为研究对象,选用针、阔叶林凋落物,及阔叶林¹⁵N标记材料,探究土壤 有机质和凋落物对土壤 SON 动态的影响差异,为认识凋落物与土壤之间的氮素关系提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤概况

供试土壤采自福建省建瓯市万木林自然保护区(27°03′N,118°09′E),地处武夷山山脉东南、鹫峰山脉西 北,属中亚热带季风气候,年平均气温 19.4℃,相对湿度 81%,全年无霜期达 277 天,年平均降水量 1673.3 mm,土壤为花岗岩发育的微酸性山地黄红壤。样地海拔 350 m,坡向 300°,坡度 21°,为 1969 年杉木 (*Cunninghamia lanceolata*)幼苗造林形成的人工林,树种单一,林分结构简单,灌木层以杜茎山(*Maesa japonica* (Thunb.)Moritzi)、狗骨柴(*Tricalysia dubia*(Lindl.)Ohwi)为主,草本有狗脊蕨(*Woodwardia japonica*(L.f.) Sm.)、草珊瑚(*Sarcandra glabra*(Thunb.)Nakai)等。在样地的上、中、下坡随机选取 10 个采样点,收集样方内 土壤表层的新近杉木凋落物,去除表层凋落物后,用铁锹采集表层土壤(0—15 cm),挑除石头、根系、动植物 残体等杂物,充分混匀土壤带回实验室,过2 mm 筛,装入自封袋,置于冰箱(4 ℃)内保存备用。土壤基本理 化性质:pH(H₂O)5.7,饱和持水量(WHC)638.2 g/kg,全碳 23.8 g/kg,全氮 1.8 g/kg,C/N 12.9,铵态氮 20.6 mg/kg,硝态氮 11.1 mg/kg,可溶性有机氮 17.7 mg/kg,土壤容重 1.2 g/cm³。土壤粘粒(<0.002 mm),粉砂(0.02—0.002 mm)和砂粒(2—0.02 mm)分别为 35.3%,49.3%和 15.4%。

将收集的新近的、保持原有形态、外表无分解痕迹的杉木凋落物(新鲜杉木,FS),以及自米槠盆栽内收获的米槠叶及细枝凋落物(新鲜米槠,FM)(¹⁵N 丰度为6.1%),剪成1 cm×1 cm(叶)或1 cm(细枝)后装入自封 袋备用,并测定凋落物的碳、氮含量(表1)。

表 1										
Table 1 The main properties of plant litter										
凋落物 Litter	全碳 Total C/ (g/kg)	全氮 Total N⁄ (g/kg)	碳氮比 C/N	可溶性铵态氮 Soluble NH ₄ -N/ (mg/kg)	可溶性硝态氮 Soluble NO ₃ -N/ (mg/kg)	可溶性有机氮 SON/ (mg/kg)				
新鲜杉木(FS)	422.9	17.6	24.1	425.2	15.2	578.3				
新鲜米槠(FM)	440.7	8.1	57.5	11.4	1.7	273.7				

SON: 土壤可溶性有机氮, Soil soluble organic nitrogen; FS: 新鲜杉木凋落物, Fresh China fir litter; FM: 新鲜米槠凋落物, Fresh Castanopsis carlesii litter

1.2 试验设计

设置土壤(S)、土壤+新鲜杉木(S+FS)和土壤+新鲜米槠(S+FM),共3种处理。称取相当于烘干土重40 g的供试鲜土,装入300 mL培养瓶中,开盖置于25℃(25℃为微生物提供较适宜的土壤温度)的生态培养箱中 预培养7天。预培养后,根据野外单位面积年凋落物现存量^[16]来确定凋落物添加量为12.5 g/kg干土(以凋 落物干重计),均匀平铺于土壤表层,并根据土壤含水量和饱和含水量(WHC),用去离子水调节土壤含水量为 60% WHC。置于25℃的生态培养箱中培养,培养期间每3天通过称重法保持土壤水分恒定。在培养开始后 的第0、15、30、90、150、210 天随机选取每种处理的3个培养瓶进行破坏性取样,挑除土壤表面未分解完的残 留凋落物。土壤和凋落物样品分别提取测定氮含量。

1.3 研究方法

1.3.1 测定方法

土壤含水量用烘干法测定;土壤容重和饱和持水量用环刀法测定;土壤 pH 值采用玻璃电极法,土水比为 1:2.5;土壤粒径组成用土壤粒径分析仪(SEDIMA 4-12,德国 UGT)测定;土壤全碳、氮含量用碳氮元素分析仪 (Elemantar vario MAX CN,德国)测定;土壤和凋落物可溶性总氮、铵态氮和硝态氮采用 0.5 mol/L K₂SO₄(土 壤水土比为 5:1,凋落物水凋比为 50:1)浸提,振荡 1 h(250 r/min),离心 10 min(4000 r/min),过滤后连续流 动分析仪(SKALAR SAN⁺⁺,荷兰)测定;土壤微生物量氮采用氯仿熏素-K₂SO₄浸提法测定^[17];铵态氮和硝态 氮的¹⁵N 丰度采用 N₂O 产生法测定^[18];可溶性有机氮的¹⁵N 丰度采用碱性过硫酸钾氧化法^[19],将含氮化合物 的氮元素转化为硝酸盐,再利用 N₂O 产生法测定。

1.3.2 计算方法

(1)土壤可溶性有机氮含量的计算^[20]:

$$SON = TSN - (NH_4^+ - N + NO_3^- - N)$$

式中,SON 为可溶性有机氮含量(mg/kg),TSN 为可溶性总氮含量(mg/kg),NH₄⁺-N 为铵态氮含量(mg/kg), NO₃⁻N 为硝态氮含量(mg/kg)。

(2)土壤微生物量氮含量的计算^[17]:

$$MBN = \frac{E_{\pm\pm} - E_{\pm\pm\pm}}{k}$$

38 卷

式中,MBN 为微生物量氮(mg/kg), $E_{\text{熏素}}$ 为熏蒸土壤浸提液的总氮含量(mg/kg), $E_{\text{未熏素}}$ 为未熏蒸土壤浸提液的总氮含量(mg/kg),k为转换系数 0.45。

(3)可溶性有机氮的¹⁵N 丰度和含量计算^[21]:

$$AT_{\text{SON}} = \frac{(\text{TSN} \times AT_{\text{TSN}}) - (\text{NH}_{4}^{+} - \text{N} \times AT_{\text{NH}_{4}^{+}-\text{N}}) - (\text{NO}_{3}^{-} - \text{N} \times AT_{\text{NH}_{3}^{-}-\text{N}})}{\text{SON}}$$
$$\text{SO}^{15}\text{N} = \frac{AT_{SON} \times SON}{100}$$

式中, AT_{SON} 为可溶性有机氮的¹⁵N 丰度(atom%), TSN、 NH_{4}^{+} -N、 NO_{3}^{-} -N 和 SON 分别为土壤浸提液中可溶性总氮、铵态氮、硝态氮和可溶性有机氮的含量(mg/kg), AT_{TSN} 、 $AT_{NH_{4}-N}$ 、 $AT_{NO_{3}-N}$ 分别为可溶性总氮、铵态氮、硝态氮的¹⁵N 丰度(atom%, $AT = \frac{^{15}N}{^{15}N^{+14}N} \times 100\%$, SO¹⁵N 为可溶性有机氮的¹⁵N 含量(mg/kg)。

(4) 土壤 SON 来自凋落物的比例计算^[22]:

$$SON_{f} = (\delta^{15}N_{final-t} - \delta^{15}N_{soil}) / (\delta^{15}N_{Litter} - \delta^{15}N_{soil})$$

式中,SON_f为土壤SON 来自凋落物的比例(%), $\delta^{15}N_{\text{final-t}}$ 为每次样品土壤SON 的¹⁵N 丰度(‰), $\delta^{15}N_{\text{Litter}}$ 为添加 凋落物的¹⁵N 丰度(‰), $\delta^{15}N_{\text{soil}}$ 为土壤SON 的¹⁵N 丰度(0‰)。由此,同样可以计算 NH₄⁺-N_f和 NO₃⁻-N_f。

1.4 数据处理

所有数据用 Microsoft Excel 2013 进行整理后,使用 SPSS 20.0 软件进行统计分析,用 Origin 9.0 软件进行 绘图。采用单因素方差分析(one way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)比较培养期间不同处理间的差异;采 用双因素方差分析处理和时间,及它们的交互作用,显著性水平设定为 α=0.05。

2 结果与分析

2.1 土壤可溶性有机氮和微生物生物量氮含量的变化

由图 1 可以看出,0—30 天,凋落物添加并没有增加土壤 SON,甚至在第 30 天显著低于对照(P<0.05);在 0—15 天 S+FS 处理最低。第 90 天后,各处理没有显著差异。土壤 SON 含量随培养而增加,培养结束时,比第 0 天显著(P<0.05)增加了 6.6—13.6 mg/kg,凋落物添加处理增幅较大。土壤 MBN 含量在前 30 天快速降低, S, S+FS 和 S+FM 分别显著(P<0.05)降低 135.5、164.2 mg/kg 和 92.5 mg/kg,之后,维持在平均 52.3 mg/kg。在 0 和 15 天,各处理间 MBN 差异显著(P<0.05),在 30、90 天和 150 天 S+FS 处理与 S+FM 处理差异显著(P<0.05)。方差分析显示,处理、培养时间及它们的交互作用对土壤 SON 和 MBN 含量影响显著(P<0.05)。





Fig.1 Changes of soil SON and MBN content under different treatments

SON: 土壤可溶性有机氮, Soil soluble organic nitrogen; FS: 新鲜杉木凋落物, Fresh China fir litter; FM: 新鲜米槠凋落物, Fresh Castanopsis carlesii litter; MBN: 微生物生物量氮, microbial biomass nitrogen

2.2 土壤 SON 的¹⁵N 丰度及含量的变化

由图 2 可以看出,除 30 天外,S+FM 处理显著(P<0.05)提高了土壤 SON 的¹⁵N 丰度和含量;培养结束时, S+FM 处理土壤 SON 的¹⁵N 丰度为 4.70%,是对照 S 的约 13 倍。土壤 SO¹⁵N 含量为 1.26 mg/kg,是对照 S 的约 14 倍。由表 2 可知,土壤 SON 来自米槠凋落物处理的比例在 210 天最高,土壤氨态氮的比例在 30 天内增加后,不断升高,然而土壤硝态氮的比例很小。







長2	添加米槠凋落物对	土壤可溶性氮的贡献/

Table 2 The contribution of fresh Castanopsis carlesii litter addition to soil soluble nitrogen

培养时间 Incubation time /d	SON_f	NH_4^+ - N_f	$NO_3^N_f$	培养时间 Incubation time / d	SON_f	NH_4^+ - N_f	$NO_3^N_f$
0	7.62	2.80	2.17	90	6.52	25.72	0.44
30	0.52	19.54	0.28	210	74.82	39.77	0.83

SON_f,NH⁺₄-N_f,NO⁻₃-N_f分别表示土壤中各形态氮有多少来自¹⁵N标记米槠调落物

3

2.3 土壤无机氮含量的变化

由图 3 可知,第 15 天和 30 天,S+FS 处理的土壤铵态氮含量显著(P<0.05)高于 S 处理;然而,0—30 天,S +FM 处理显著(P<0.05)低于 S 处理。从第 90 天开始,各处理间的土壤铵态氮含量没有差异。培养结束时, 各处理比第 0 天时显著(P<0.05)降低了 9.6—17.4 mg/kg。相反,各处理的土壤硝态氮含量均呈线性增加趋 势,S+FS 处理从第 30 天开始显著(P<0.05)高于 S 处理 21.2%—83.4%;而 S+FM 处理的低于 S 处理 12.2%— 38.4%,且除第 0 天和 30 天外,与 S 处理的差异显著(P<0.05)。培养结束时,各处理的土壤硝态氮含量比第 0 天显著增加了 121.6—180.3 mg/kg,以 S+FS 处理的增幅最大。方差分析显示,处理、培养时间及它们的交互 作用对土壤铵态氮和硝态氮含量影响显著(P<0.05)。

2.4 凋落物可溶性氮含量的变化

由图 4 可以看出,FM 的可溶性铵态氮迅速在 15 天升高,然后随着培养而降低,培养结束时,FS 和 FM 的 可溶性铵态氮比第 15 天(最高值)分别显著(P<0.05)降低了 0.50 g/kg 和 0.47 g/kg。然而,可溶性硝态氮含 量均呈上升趋势(图 4),90 天开始 FS 的显著高于 FM(P<0.05)。培养结束时,FS 和 FM 的硝态氮比第 0 天分 别显著(P<0.05)增加了 1.08 g/kg 和 0.42 g/kg。凋落物可溶性 SON 含量随培养而降低,仅在 0、30 天和 90 天 处理之间有显著差异(P<0.05);培养结束时,与第 0 天相比,FS 和 FM 的 SON 分别显著(P<0.05)降低 0.52 g/ kg 和 0.24 g/kg。方差分析显示,处理、培养时间及它们的交互作用对凋落物可溶性铵态氮、硝态氮、SON 含量 影响显著(P<0.05)。

2.5 全氮含量及 C/N 比的变化

2.5.1 土壤全氮含量及 C/N 比的变化

由图 5 可以看出,在整个培养期,土壤全氮含量在 S+FS 处理最高、S+FM 处理最低。在 0 天 S+FM 处理





Fig.3 Changes of soil NH₄⁺-N and NO₃⁻-N content under different treatments



Fig.4 Changes of soluble nitrogen content in different plant litters

显著(P<0.05)低于 S 和 S+FS 处理,而在 90 天和 210 天 S+FS 处理显著(P<0.05)高于 S 和 S+FM 处理。培养 结束时,S,S+FS 和 S+FM 处理的土壤全氮含量分别是 1.82、1.88 g/kg 和 1.80 g/kg。土壤 C/N 在 S+FM 处理 的 0 天最高(P<0.05),且随培养结束 S+FS 和 S+FM 处理的降低明显(P<0.05),而 S 处理变化不大(图 5)。 方差分析显示,处理对土壤全氮含量及 C/N 比影响显著(P<0.05),培养时间仅对 C/N 比影响显著(P<0.05), 而处理与培养时间的交互作用不显著(P>0.05)。

2.5.2 凋落物全氮含量及 C/N 比的变化

由图 6 可知, 凋落物全氮含量在 30 天之前快速升高, 然后 FS 的全氮随培养而降低。FM 的 C/N 比在 30 天之前快速降低, 而后缓慢下降到 23.3; 但是 FS 在 30 天之前降低后, 没有继续下降。在第 0、30 天和 90 天, 全氮在 FM 显著(P<0.05)低于 FS, C/N 在 FM 显著(P<0.05)高于 FS, 第 210 天则相反。方差分析显示, 处理、培养时间及它们的交互作用对凋落物全氮含量及 C/N 比影响显著(P<0.05)。





Fig.5 Changes of soil total C, N content and C/N ratio under different treatments





3 讨论

凋落物中含有大量的可溶性有机氮^[9-10],影响表层土壤氮含量^[8,10]。凋落物作为氮含量较高的外源有机物质,由易分解成分(如糖类、淀粉、脂肪等)和难分解成分(如木质素、多酚等)组成^[23],其阶段性分解进入土壤的物质必然对 SON 的产生影响。本研究发现,针阔叶凋落物含有较高的可溶性有机氮(表1),置于土壤表面开展研究,凋落物 SON 降低,但是并有显著提高土壤 SON(图1)。表明凋落物 SON 没有直接影响土壤。

研究表明,凋落物的 C/N 比与土壤氮矿化呈负相关,即凋落物 C/N 比低,氮释放快,但是 C/N 比存在阈 值,当超过阈值时,氮矿化和固定发生转折^[24-25]。张圣喜等^[26]研究表明,土壤微生物的 C/N 比一般维持在 10 左右,如果添加的凋落物 C/N 比较高,在其降解过程中,土壤微生物对氮的需求就较多,如果添加的凋落物 C/N 比接近于 25,那么土壤微生物的生物量往往较高,凋落物的分解速率也较快。本研究中,杉木凋落物 (FS)的 C/N 比最低,为 24.1,大于土壤 C/N 比(12.9)。培养 90 天,S+FS 处理的土壤铵态氮含量高于对照,土 壤以氮矿化为主,因此,SON 低于 S 处理。S+FS 处理土壤氨态氮在 15 天迅速升高(图 3),一方面是由于土壤 SON 矿化而增加氨态氮(图 1),另一方面杉木林凋落物可溶性氨态氮持续降低(图 4)。但 90 天后因硝化作 用增强,S+FS 处理的土壤和凋落物硝态氮含量在不断升高,且土壤氨态氮最低。由于杉木林凋落物的可溶性 硝态氮含量本身并不高(表 1),因此,杉木凋落物源 SON 降低主要发生硝化作用,并没有直接提高土壤 SON。 有研究显示表土层水溶性有机氮浓度随着森林凋落物层的增加而增加,表明凋落物 C/N 比(57.7)、可溶性 氨态氮(13.9 mg/kg)和可溶性有机氮(178.3 mg/kg)的分析,我们判断,从新近杉木凋落物(表1)到半分解状态,将释放大量的可溶性氮,因此,在自然状态下,凋落物分解对土壤的影响是存在的。本研究中,添加杉木凋落物提高了土壤硝态氮含量,然而,野外样地土壤硝态氮含量没有增加^[27],说明野外无机氮被植物吸收利用或淋溶损失。Qualls等^[7]认为凋落物层无机氮含量很少,主要归因于根系和菌根吸收。当杉木凋落物粉碎后和土壤混合培养,土壤无机氮降低^[28],而本文将杉木凋落物放于土壤表面,无机氮并没有降低,表明表层凋落物对土壤氮的贡献是积极的^[7-8]。由于来自凋落物层和土壤层的 SON 分解难易程度不同^[13-14],且随着分解凋落物 SON 含量降低^[8],而含有较高 SON 的新鲜杉木没有增加土壤 SON 的结果表明,在没有降雨情况下,土壤中的 SON 主要来自土壤有机质的分解。林宝平等^[29]研究去除人工林凋落物 1 年后降低土壤氮储量,强调了 凋落物输入的重要性,但并未区分土壤和凋落物源 DON 的动态差异。而来自凋落物源的易变(labile)碳氮对 土壤有机质有激发效应^[30],因此,我们认为即使凋落物提供了大量 SON 给土壤,由于它的可利用性,土壤中的 SON 主要还是来自土壤自身有机物的转化。

新鲜米槠凋落物(FM)的 C/N 比分别为 57.5, 远大于土壤 C/N 比(12.9)。阔叶林凋落物的可溶性氨态氮 非常低,加入土壤培养后,S+FM处理土壤氨态氮低于对照,且在15天内迅速降低,而凋落物可溶性氨态氮则 在同时间段迅速升高,然后开始降低(图4),说明有较高 C/N 比的阔叶林凋落物的分解初期需要足够的氨态 氮,土壤以氮固定为主。土壤氮可以向凋落物转移来提高凋落物的分解^[31],因此,在后期 FM 添加处理土壤 SON 高于对照。同时 FM 添加降低土壤硝态氮含量,这可能与较高 C/N 比的凋落物具有较低的净硝化和较 高的硝态氮生物消耗有关^[32],也可能与硝态氮的固定有关^[28]。Jones 等^[33]认为,土壤中难溶性的有机氮分解 为 SON,特别是易降解的低分子量有机氮,是限制土壤氮矿化的关键因素。而 SON 的生物降解性由微生物的 碳需求驱使,而并非氮有效性^[34]。在凋落物分解初期或新近凋落物可产生易分解的水溶性物质、碳水化合物 以及含氮化合物,大量养分迅速释放,供微生物利用而提高其活性[35-36],外源营养物质的输入会刺激微生物 对土壤 DOM 的矿化^[10]。因此,培养 90 天之前的 SON 主要来自土壤中有机质的分解,90—210 天,F+FM 处理 来自凋落物的 SON 比例增加。然而,90 天之前来自凋落物的氨态氮比例的升高(表 2),表明 FM 凋落物中 SON 迅速矿化或凋落物中可溶性氨态氮的释放,且微生物优先利用来自土壤的氨态氮发生硝化作用,导致土 壤的氨态氮降低,以及来自凋落物的硝态氮比例非常低(表2)。本研究虽然没有开展¹⁵N标记的杉木林凋落 物添加实验,根据杉木林凋落物可溶性氮的变化情况,与阔叶林凋落物的影响比较,土壤中来自杉木凋落物的 最高可溶性有机氮的比例可能需要更短的时间,氨态氮的比例会更高。可见,土壤中的 SON 是与凋落物分解 的动态、以及对土壤的影响有关,而正如凋落物之间氮素转移受到淋溶的影响一样[37],降雨将影响氮素由凋 落物向土壤层的转移。

参考文献(References):

- Murphy D V, Macdonald A J, Stockdale E A, Goulding K W T, Fortune S, Gaunt J L, Poulton P R, Wakefield J A, Webster C P, Wilmer W S. Soluble organic nitrogen in agricultural soils. Biology and Fertility of Soils, 2000, 30(5/6): 374-387.
- [2] Cookson W R, Osman M, Marschner P, Abaye DA, Clark I, Murphy D V, Stockdale E A, Watson C A. Controls on soil nitrogen cycling and microbial community composition across land use and incubation temperature. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(3): 744-756.
- [3] Warren C R. Organic N molecules in the soil solution: what is known, what is unknown and the path forwards. Plant and Soil, 2014, 375(1/2):
 1-19.
- [4] Marschner H. Mineral Nutrition of Higher Plants. London: Academic Press, 1995: 549.
- [5] Pacheco M, Donoso L, Sanhueza E. Soluble organic nitrogen in Venezuelan rains. Tellus B, 2004, 56(4): 393-395.
- [6] Qualls R G. Comparison of the behavior of soluble organic and inorganic nutrients in forest soils. Forest Ecology and Management, 2000, 138(1/3); 29-50.
- [7] Qualls R G, Haines B L, Swank W T. Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest. Ecology, 1991, 72(1): 254-266.
- [8] Huang W Z, Schoenau J J. Fluxes of water-soluble nitrogen and phosphorus in the forest floor and surface mineral soil of a boreal aspen stand. Geoderma, 1998, 81(3/4): 251-264.
- [9] Mariano E, Jones D L, Hill P W, Trivelin P C O. Mineralisation and sorption of dissolved organic nitrogen compounds in litter and soil from sugarcane fields. Soil Biology and Biochemistry, 2016, 103: 522-532.

- [10] Zhou W J, Sha L Q, Schaefer D A, Zhang Y P, Song Q H, Tan Z H, Deng Y, Deng X B, Guan H L. Direct effects of litter decomposition on soil dissolved organic carbon and nitrogen in a tropical rainforest. Soil Biology and Biochemistry, 2015, 81: 255-258.
- [11] Bantle A, Borken W, Matzner E. Dissolved nitrogen release from coarse woody debris of different tree species in the early phase of decomposition. Forest Ecology and Management, 2014, 334: 277-283.
- [12] Jones D L, Hughes L T, Murphy D V, Healey J R. Dissolved organic carbon and nitrogen dynamics in temperate coniferous forest plantations. European Journal of Soil Science, 2008, 59(6); 1038-1048.
- [13] Kiikkilä O, Kitunen V, Smolander A. Properties of dissolved organic matter derived from silver birch and Norway spruce stands: Degradability combined with chemical characteristics. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(2): 421-430.
- [14] Chen C R, Xu Z H. Analysis and behavior of soluble organic nitrogen in forest soils. Journal of Soils and Sediments, 2008, 8(6): 363-378.
- [15] Xing S H, Chen C R, Zhou B Q, Zhang H, Nang Z M, Xu Z H. Soil soluble organic nitrogen and active microbial characteristics under adjacent coniferous and broadleaf plantation forests. Journal of Soils and Sediments, 2010, 10(4): 748-757.
- [16] 马书国,杨玉盛,谢锦升,郭剑芬,杨智杰,高玉春.亚热带6种老龄天然林及杉木人工林的枯落物持水性能.亚热带资源与环境学报, 2010,5(2):31-38.
- [17] 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.
- [18] 曹亚澄, 钟明, 龚华, 陆国兴. N₂O 产生法测定土壤无机态氮¹⁵N 丰度. 土壤学报, 2013, 50(1): 113-119.
- [19] Doyle A, Weintraub M N, Schimel J S. Persulfate digestion and simultaneous colorimetric analysis of carbon and nitrogen in soil extracts. Soil Science Society of America Journal, 2004, 68(2): 669-676.
- [20] Yang K, Zhu J J, Yan Q L, Zhang J X. Soil enzyme activities as potential indicators of soluble organic nitrogen pools in forest ecosystems of Northeast China. Annals of Forest Science, 2012, 69(7): 795-803.
- [21] Huygens D, Díaz S, Urcelay C, Boeckx P. Microbial recycling of dissolved organic matter confines plant nitrogen uptake to inorganic forms in a semi-arid ecosystem. Soil Biology and Biochemistry, 2016, 101: 142-151.
- [22] Hobbie E A, Johnson M G, Rygiewicz P T, Tingey D T, Olszyk D M. Isotopic estimates of new carbon inputs into litter and soils in a four-year climate change experiment with Douglas-fir. Plant and Soil, 2004, 259(1/2): 331-343.
- [23] Chapin III F S, Matson P A, Mooney H A. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. New York: Springer-Verlag, 2002.
- [24] Ohrui K, Mitchell M J, Bischoff J M. Effect of landscape position on N mineralization and nitrification in a forested watershed in the Adirondack Mountains of New York. Canadian Journal of Forest Research, 1999, 29(4): 497-508.
- [25] Seneviratne G. Litter quality and nitrogen release in tropical agriculture: a synthesis. Biology and Fertility of Soils, 2000, 31(1): 60-64.
- [26] 张圣喜, 陈法霖, 郑华. 土壤微生物群落结构对中亚热带 3 种典型阔叶树种凋落物分解过程的响应. 生态学报, 2011, 31(11): 3020-3026.
- [27] 马红亮, 闫聪微, 高人, 尹云锋, 杨玉盛, 陈仕东. 林下凋落物去除与施氮对针叶林和阔叶林土壤氮的影响. 环境科学研究, 2013, 26 (12): 1316-1324.
- [28] Ma H L, Gao R, Yin Y F, Yang Y S. Effects of leaf litter tannin on soil ammonium and nitrate content in two different forest soils of mount Wuyi, China. Toxicological & Environmental Chemistry, 2016, 98(3/4): 395-409.
- [29] 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.
- [30] Qiao N, Xu X L, Hu Y H, Blagodatskaya E, Liu Y W, Schaefer D, Kuzyakov Y. Carbon and nitrogen additions induce distinct priming effects along an organic-matter decay continuum. Scientific Reports, 2016, 6: 19865.
- [31] Xiong Y M, Zeng H, Xia H P, Guo D L. Interactions between leaf litter and soil organic matter on carbon and nitrogen mineralization in six forest litter-soil systems. Plant and Soil, 2014, 379(1/2): 217-229.
- [32] Ste-Marie C, Houle D. Forest floor gross and net nitrogen mineralization in three forest types in Quebec, Canada. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38(8): 2135-2143.
- [33] Jones D L, Kielland K, Sinclair F L, Dahlgren R A, Newsham K K, Farrar J F, Murphy D V. Soil organic nitrogen mineralization across a global latitudinal gradient. Global Biogeochemical Cycles, 2009, 23(1): GB1016.
- [34] Schmidt B H M, Kalbitz K, Braun S, Fuß R, McDowell W H., Matzner E. Microbial immobilization and mineralization of dissolved organic nitrogen from forest floors. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(8): 1742-1745.
- [35] Uselman S M, Qualls R G, Lilienfein J. Quality of soluble organic C, N, and P produced by different types and species of litter: Root litter versus leaf litter. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 54: 57-67.
- [36] 蔡丹,杨秀虹, 雷秋霜, 方志文, 王诗忠, 仇荣亮, 杨燕花. 华南典型树种凋落叶的野外分解和溶解性有机质溶出动态. 应用生态学报, 2016, 27(9): 2823-2830.
- [37] Versini A, Laclau J P, Mareschal L, Plassard C, Diamesso L A, Ranger J, Zeller B. Nitrogen dynamics within and between decomposing leaves, bark and branches in *Eucalyptus* planted forests. Soil Biology and Biochemistry, 2016, 101: 55-64.