

氮沉降和土壤线虫对落叶松人工林土壤有机碳矿化的影响

刘 静^{1,2} 孙 涛¹ 程云云^{1,2} 王清奎^{1,3*}

(¹中国科学院森林生态与管理重点实验室(沈阳应用生态研究所), 沈阳 110016; ²中国科学院大学, 北京 100049; ³中国科学院会同森林生态实验站, 湖南会同 418307)

摘 要 大气氮沉降不仅含有无机态氮, 还含有大量有机态氮, 然而目前大部分研究主要关注无机态氮沉降对土壤有机碳(SOC)矿化的影响, 对于有机态氮沉降的影响关注甚少。为更全面地了解大气氮沉降对SOC矿化的影响, 我们在温带落叶松(*Larix gmelinii*)人工林长期氮沉降试验样地中采集了对照(CK)、无机氮(IN)、有机氮(ON)及无机氮有机氮混施(IN: ON=7: 3; MN)4种不同氮沉降处理的表层土壤(0~10 cm), 然后进行室内恒温(25℃)培养62 d, 测定SOC矿化速率。同时, 为了研究氮沉降背景下土壤线虫在SOC矿化中的作用, 我们将每个氮沉降处理的土壤分为2组, 分别添加或不添加线虫抑制剂。结果显示: 与CK处理相比, IN、ON及MN处理均显著降低了SOC矿化速率, 其SOC累积矿化量分别降低了15.7%、23.9%和34.3%, 表明无机有机氮混施处理对SOC矿化的抑制作用大于无机氮沉降和有机氮沉降。因此, 单一形态的氮沉降模拟研究可能低估了大气氮沉降对SOC矿化的抑制作用。另外, 添加线虫抑制剂促进了SOC矿化, 且添加线虫抑制剂在IN、ON和MN处理中对SOC累积矿化量影响的效应值较CK处理分别增加了0.08%、42.40%和29.0%, 该结果表明, 土壤线虫对SOC矿化的影响与氮沉降形态有关。相关性分析结果显示, SOC累积矿化量与土壤C:N、有效磷含量及真菌: 细菌呈显著正相关, 与土壤硝态氮含量和革兰氏阳性细菌: 革兰氏阴性细菌比呈显著负相关。因此, 在全球变化背景下, 氮沉降的增加有利于降低温带森林生态系统土壤碳释放。

关键词 有机氮沉降; 土壤有机碳矿化; 土壤线虫; 磷脂脂肪酸; 落叶松人工林

Effect of nitrogen deposition and soil nematode on soil organic carbon mineralization in a *Larix gmelinii* plantation. LIU Jing^{1,2}, SUN Tao¹, CHENG Yun-yun^{1,2}, WANG Qing-kui^{1,3*}

(¹CAS Key Laboratory of Forest Ecology and Management, Institute of Applied Ecology, Shenyang 110016, China; ²University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; ³Huitong Experimental Station of Forest Ecology, Chinese Academy of Sciences, Huitong 418307, Hunan, China).

Abstract: Atmospheric nitrogen deposition contains both inorganic and organic nitrogen. However, most of the previous studies focused on the effect of inorganic nitrogen deposition on soil organic carbon (SOC) mineralization; little information on how organic nitrogen deposition affects SOC mineralization is available. In this experiment, surface soils (0–10 cm) were collected in a long-term experiment of simulating nitrogen deposition that included the control (CK), inorganic nitrogen (IN), organic nitrogen (ON), and inorganic + organic nitrogen (IN: ON = 7: 3; MN) treatments in a larch (*Larix gmelinii*) plantation. These soil samples were divided into two groups with or without nematocide to investigate the role of soil nematode on SOC mineralization under the background of nitrogen deposition. All soils were incubated at 25 °C for 62 days, and

国家重点研发计划项目(2016YFA0600801)资助。

收稿日期: 2017-01-11 接受日期: 2017-05-24

* 通讯作者 E-mail: qwang@iae.ac.cn

the rate of SOC mineralization was measured. The results showed that the SOC mineralization was significantly suppressed by nitrogen deposition, and it was reduced by 15.7%, 23.9%, and 34.3% in IN, ON and MN treatments compared to CK treatment, respectively. This suggested that the suppression of mixed nitrogen deposition on SOC mineralization was higher than that of inorganic or organic nitrogen deposition alone. Thus, the suppression of atmospheric nitrogen deposition on SOC mineralization might be underestimated by using a single type of inorganic or organic nitrogen deposition. The rate of SOC mineralization increased when nematocide was added to soils. The effect value of nematocide increased by 0.08%, 42.40% and 29.0% in IN, ON and MN treatments compared with the CK treatment, respectively. The result indicated that the effect of soil nematode on SOC mineralization depended on the form of nitrogen deposition. Furthermore, cumulative amount of SOC mineralization was significantly positively related to C:N ratio, available phosphorus concentration and the ratio of fungi to bacteria, but was significantly negatively correlated with NO_3^- -N concentration and the ratio of gram-positive bacteria to gram-negative bacteria. So, nitrogen deposition was helpful to decrease CO_2 emission from soil in temperate forest ecosystems under the background of global change.

Key words: organic nitrogen deposition; soil organic carbon mineralization; soil nematode; phospholipid fatty acid; *Larix gmelinii* plantation.

森林土壤碳库是陆地生态系统中最大的碳库,在全球碳循环中发挥极其重要的作用(Watson *et al.* 2000)。土壤有机碳矿化是全球碳循环的关键过程之一(Caprez *et al.* 2012)。据统计,森林土壤呼吸所释放的 CO_2 量为 $68 \text{ Pg C} \cdot \text{a}^{-1}$, 在全球土壤呼吸释放的 CO_2 (98 ± 12) $\text{Pg C} \cdot \text{a}^{-1}$ 中占据主要地位(Bond-Lamberty *et al.* 2010)。因此,森林土壤有机碳矿化速率的微小变化都将会对大气 CO_2 浓度和全球碳循环产生巨大的影响。氮素作为森林生态系统的重要养分限制因子,直接或间接影响着土壤有机碳矿化速率。近百年来,由于气候变化和人类活动的影响,由大气氮沉降输入到森林生态系统中活性氮的量增加了 3~5 倍(Galloway *et al.* 2008)。目前我国已是世界三大氮沉降区之一,且以每年 $0.41 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的速度持续增加(Liu *et al.* 2013)。大量活性氮的持续输入必将对森林生态系统碳循环产生深刻影响。因而在全球变化背景下,深入理解氮沉降对土壤有机碳矿化的影响至关重要,且已成为生态研究的热点。

目前,关于氮沉降对土壤有机碳矿化的影响已开展了大量研究工作,但多注重无机氮沉降(Mo *et al.* 2008; Hasselquist *et al.* 2012; 向元彬等 2014)。然而,大气氮沉降不仅包括无机氮,还含有大量有机氮,主要包括尿素(约 40%)、甘氨酸和其他甲基化胺(Neff *et al.* 2002),且有机氮在氮沉降中所占比例超过了 30%(Zhang *et al.* 2012)。这导致基于无

机氮沉降的研究结果可能无法准确预测大气氮沉降对土壤有机碳矿化的影响。目前仅有的几个关于有机氮沉降对土壤有机碳矿化影响的研究,其结果尚不一致。例如,有研究发现,有机氮沉降促进了土壤有机碳矿化(Du *et al.* 2014),而另外有研究却发现了有机氮沉降的抑制作用(Ramirez *et al.* 2010)。因此,亟需深入理解有机氮沉降对土壤碳循环的影响。

氮沉降增加也可以改变土壤动物的群落组成和多样性水平(高超 2012)。土壤线虫作为土壤动物的主要功能类群之一,在土壤养分转化和土壤微生物群落组成等生态过程中具有关键作用(梁文举等 2001)。土壤线虫通过取食不同类型的微生物改变土壤微生物群落结构与组成,进而对土壤有机碳矿化起着调节作用(Zhang *et al.* 2015)。但是目前关于土壤线虫在 SOC 矿化中的作用的研究还很少,无法了解大气氮沉降增加背景下土壤线虫在土壤碳循环这一过程中的贡献。

本实验以黑龙江省帽儿山地区的兴安落叶松林为研究对象,利用不同形态氮沉降长期试验样地,采集表层土壤并使用土壤线虫抑制剂进行杀线虫处理,研究氮沉降对土壤有机碳矿化的影响以及氮沉降背景下土壤线虫在 SOC 矿化过程中的贡献。旨在分析森林土壤有机碳矿化对不同形态氮沉降的响应以及土壤线虫对这一响应的影响。本研究不仅有助于我们进一步了解氮沉降对森林生态系统碳循环

的影响,也能为在大气氮沉降增加背景下准确预测和评估该区域森林生态系统碳循环过程提供基础数据和科学支持。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

试验地位于黑龙江省尚志市帽儿山林场老山实验站(45°20' N、127°34' E),平均海拔 340 m,大气氮的湿沉降量约为 $19.16 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,其中无机氮所占比例约为 78%,有机氮约占 22%。该地区属于大陆性季风气候,年均气温 2.7 °C,年降雨量为 600~800 mm,降雨主要集中在 7、8 月份,年蒸发量为 1093.9 mm,年相对湿度为 70%。土壤为典型暗棕壤,植被类型主要是落叶松(*Larix gmelinii*),伴有水曲柳(*Fraxinus mandschurica*)、白桦(*Betula platyphylla*)、胡桃楸(*Juglans mandshurica*)和紫椴(*Tilia amurensis*)等。

1.2 样地设置

试验样地设置在 2009 年建立的 36 年生兴安落叶松人工林内。2010 年 4 月在落叶松人工林内设立 12 个 10 m×20 m 的标准样方。样方之间留有 15 m 左右的缓冲带以防止相互之间干扰。试验分为 4 个处理,分别为对照处理(CK)、无机氮处理(IN, $10 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)、有机氮处理(ON, $10 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)、无机氮有机氮按 7:3 比例混合处理(MN, $10 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)。无机氮为硝酸铵(NH_4NO_3),有机氮为尿素和甘氨酸等比例(1:1)混合,每个处理 3 个重复。其中 MN 处理中无机氮和有机氮二者混合比例及所施有机氮中尿素与甘氨酸的比例均以大气氮沉降中各组分所占比例为依据模拟添加(Neff *et al.*, 2002; 孙涛等, 2015)。然后分别在每年 5—10 月份(生长季)的月初将所需氮素溶解在 50 L 自来水中,均匀喷洒在林地,对照样方喷施等量的自来水。生长季内,每月喷洒氮量保持一致,每个生长季内喷洒 6 次。

1.3 样品采集与分析

2015 年 9 月底(施肥后 20 d)在该试验样地采集表层土壤(0~10 cm),在每个样方内随机选取 10 个点,去除地表凋落物,用土钻进行采样,然后混合成一个土壤样品,手工挑出根系、新鲜凋落物、石块等杂物,过 2 mm 筛。称取 10 g 鲜土在 105 °C 下采

用烘干法测定土壤含水量。土壤样品一部分于室内风干,用于测定土壤全碳、全氮、有效磷和 pH 等;一部分新鲜土样用于测定土壤速效氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$);剩余的新鲜土样则均分为 2 份,其中一份添加线虫抑制剂(福气多 $2.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土),即进行杀线虫处理,另一份则不添加线虫抑制剂即不进行杀线虫处理(分别简称为杀线和不杀线),将各处理土样于室温下平衡 15 d,提取土壤线虫检测各处理土壤的杀线效果。本试验中相同氮沉降处理的土样添加线虫抑制剂后线虫多度降低了 74%~90%,杀线效果显著。然后将各处理土样一部分用于室内培养实验,另一部分土样冻干后于 -20 °C 下保存,用于测定土壤微生物群落结构。

土壤有机碳和全氮采用元素分析仪(Vario MAX CN, Elementar Co., Hanau, Germany)测定;土壤有效磷是将风干土壤用 $0.05 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ HCl 和 $0.025 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ H_2SO_4 的混合溶液进行浸提,采用钼锑抗比色法进行测定(刘光崧, 1996);土壤 pH 采用 KCl 溶液以 1:2.5 (质量:体积)的土水比浸提, pH 计测量; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度采用 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCl 浸提-靛酚蓝比色法, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度采用 KCl 浸提,紫外分光光度计 220 和 275 nm 波长下比色测定(刘光崧, 1996)。线虫的提取采用浅盘法,提取后在解剖镜下计数。土壤微生物群落结构的测定采用磷脂脂肪酸(PLFA)分析法(White *et al.*, 1998)。

1.4 土壤 PLFA 分析

土壤微生物群落结构的测定采用改进后的简单提取法(Frostegård *et al.*, 1996; Bossio *et al.*, 1998),主要分为脂类提取、分离及甲基化 3 个步骤:(1)按照 1 g 冻干土加入 4 mL 提取液(柠檬酸缓冲液、氯仿、甲醇按 0.8:1.0:2.0 的体积比混合)的比例进行浸提,于黑暗环境中充分振荡,然后离心取上清液。向上清液中加入氯仿及缓冲液,混匀,静止过夜。吸取下层的氯仿层后用 N_2 吹干。(2)依次采用氯仿、丙酮和甲醇分离出中性脂、糖脂和磷脂,收集甲醇相,用 N_2 吹干。(3)甲基化:将磷脂溶于 1:1 的甲醇和甲苯溶液中,加入 $0.2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 KOH-甲醇溶液进行皂化,最后用正己烷萃取,收集正己烷相,即为磷脂脂肪酸甲酯。测定前 2~3 天加入正十九烷脂肪酸甲酯(*n*-nonadecanoic acid methyl ester)作为内标以定量。采用气相色谱质谱仪(GC-MS,

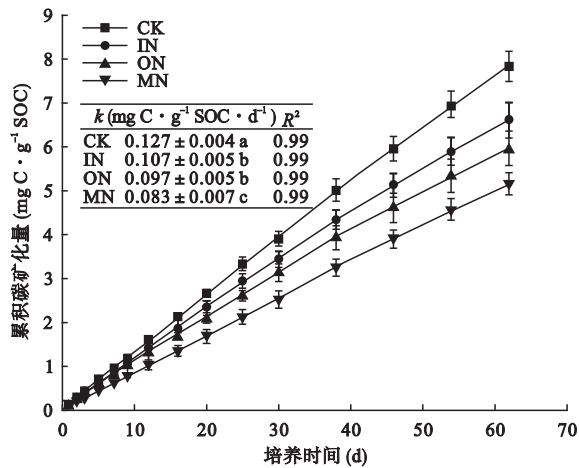


图1 不同氮沉降处理的土壤有机碳累积矿化量变化动态
Fig.1 Temporal variation of cumulative amount of soil organic carbon mineralization in different treatments

但无显著差异。CK、IN、ON 和 MN 处理土壤的全碳、全氮及 pH 均无显著性差异。

2.2 土壤有机碳矿化

CK、IN、ON 和 MN 处理的土壤有机碳累积矿化量与培养时间均呈线性关系,即遵循零级反应动力学模型(图1);且与 CK 处理相比,IN、ON 和 MN 处理的 k 值显著降低 ($P<0.05$)。培养结束时,CK、IN、ON 和 MN 处理的土壤有机碳累积矿化量大小顺序为: CK>IN>ON>MN,且与 CK 处理相比,IN、ON 和 MN 处理土壤有机碳累积矿化量的降幅分别为 15.71%、23.87%和 34.31% ($P<0.05$)。

相同氮沉降处理下,与不杀线处理相比,杀线处理促进了土壤有机碳矿化,且杀线处理对 IN、ON 及 MN 处理 SOC 累积矿化量的影响效应值较 CK 处理呈增加趋势,增加幅度分别为: 0.08%、42.40%和 29.0% (图2)。CK、IN、ON 和 MN 处理间土壤线虫的影响效应值没有达到显著差异 ($P>0.05$)。

2.3 氮沉降对土壤微生物群落结构的影响

与 CK 处理相比,MN 处理土壤的革兰氏阴性细

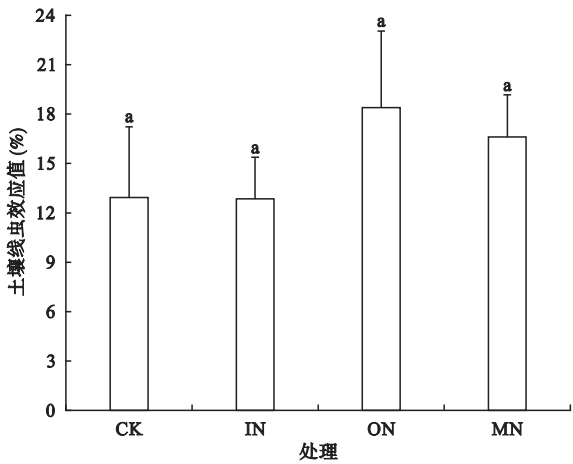


图2 土壤线虫对各处理土壤有机碳累积矿化量影响的效应值
Fig.2 Effect value of soil nematode on cumulative amount of soil organic carbon mineralization in different treatments

菌浓度显著下降了 23.4% ($P<0.05$,表3),IN 和 MN 处理没有显著差异;IN、ON 和 MN 处理土壤的真菌:细菌与 CK 处理相比呈下降趋势,但没达到显著差异;IN、ON 和 MN 处理土壤的革兰氏阳性细菌:革兰氏阴性细菌与 CK 处理相比则呈增大的趋势,其中 MN 处理土壤的革兰氏阳性细菌:革兰氏阴性细菌较 CK 处理显著增加了 16.5% ($P<0.05$)。CK、IN、ON 和 MN 处理土壤的细菌、放线菌及革兰氏阳性细菌浓度均没有显著变化。

2.4 土壤有机碳累积矿化量与土壤生物化学性质的关系

将各处理土壤有机碳累积矿化量与其理化性质及微生物群落结构进行相关性分析,结果表明:土壤有机碳累积矿化量与土壤 C:N、有效磷含量及真菌:细菌呈显著正相关;与土壤 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量及土壤革兰氏阳性细菌:革兰氏阴性细菌呈显著负相关 ($P<0.05$,图3、图4)。土壤有机碳累积矿化量与土壤全碳、全氮、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、pH 及其他微生物指标无显著相关性。

表3 氮沉降对土壤微生物群落结构的影响
Table 3 Effect of different forms of nitrogen on soil microbial community composition

处理	真菌 (nmol · g ⁻¹)	细菌 (nmol · g ⁻¹)	放线菌 (nmol · g ⁻¹)	革兰氏阳性菌 (nmol · g ⁻¹)	革兰氏阴性菌 (nmol · g ⁻¹)	真菌:细菌	革兰氏阳性细菌: 革兰氏阴性细菌
CK	23.26±2.19 ab	186.37±14.9 a	29.84±2.51 a	62.30±5.06 a	86.31±7.89 a	0.124±0.002 a	0.727±0.028 a
IN	21.10±1.83 ab	178.30±15.94 a	30.08±2.67 a	61.81±6.70 a	81.85±6.82 a	0.119±0.006 a	0.748±0.024 ab
ON	24.03±3.32 b	195.53±24.29 a	33.56±3.92 a	68.59±9.32 a	89.99±11.08 a	0.122±0.004 a	0.756±0.025 ab
MN	17.11±1.43 a	151.29±14.11 a	28.70±2.36 a	55.69±5.54 a	66.13±6.48 b	0.114±0.002 a	0.847±0.056 b

数值为平均值±标准误($n=6$)。同列不同字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。表中:CK 表示对照处理;IN 表示无机氮处理;ON 表示有机氮处理;MN 表示无机氮有机氮 7:3 比例混施处理。

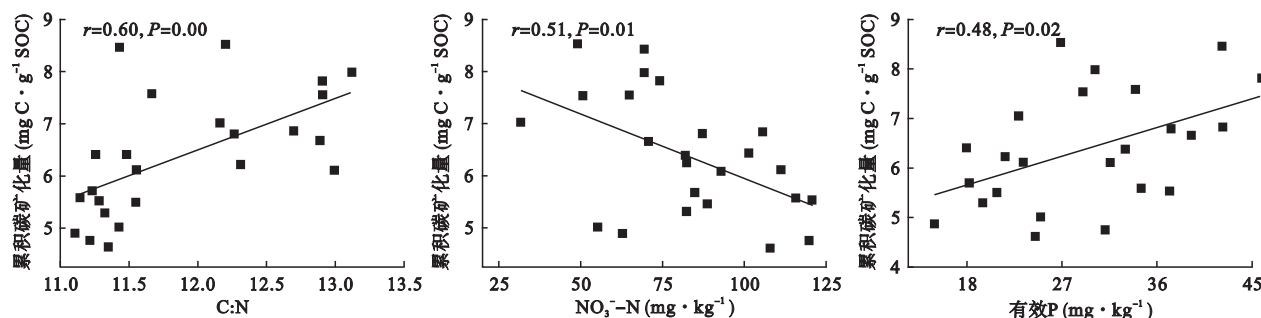


图3 土壤累积碳矿化量与土壤 C : N、NO₃⁻-N 含量及有效磷含量的关系

Fig.3 Relationships between the cumulative amount of soil organic carbon mineralization and C : N ratio , NO₃⁻-N concentration , available phosphorus concentration

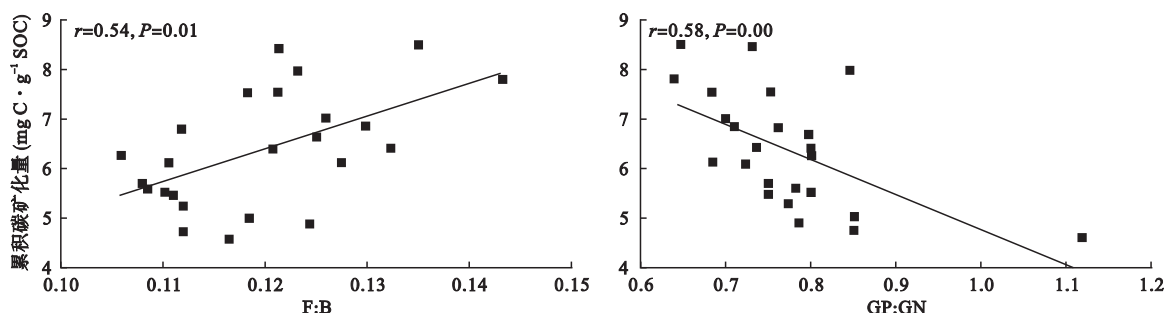


图4 土壤累积碳矿化量与土壤真菌 : 细菌 (F : B) 和革兰氏阳性细菌 : 革兰氏阴性细菌 (GP : GN) 的关系

Fig.4 Relationships between the cumulative amount of soil organic carbon mineralization and the ratios of fungi to bacteria , gram-positive to gram-negative bacteria

3 讨论

在温带森林生态系统中,氮素缺乏通常是土壤碳循环的限制因子(Aber *et al.*, 1998)。理论上,由于该试验样地属于温带落叶松人工林,土壤有机碳矿化过程在一定程度上可能也受到土壤氮素不足的限制。但在本研究中我们发现,与对照处理相比,长期的氮沉降处理增加了土壤氮的有效性,且土壤中有效氮主要以硝态氮的形式存在,约占90%;在3种不同形态的氮沉降处理中无机有机氮混施处理土壤的硝态氮含量最大,有机氮沉降处理次之,无机氮沉降处理的土壤硝态氮含量最少。张平等(2016)在不同氮肥处理对土壤养分影响的研究中也表明,与对照相比,硝酸铵和尿素施肥处理显著增加了土壤硝态氮含量,且尿素施肥处理的土壤硝态氮含量显著高于硝酸铵施肥处理,与本研究结果一致。陈立新等(2011)在研究氮沉降对温带森林土壤有效氮影响的研究中发现,氮沉降对土壤有效氮的影响存在累加效应,且混合形态的氮沉降对土壤有效氮含量的促进作用更大。

氮沉降的增加会直接或间接影响土壤氮的有效

性,进而影响土壤有机碳的矿化速率。本研究中,氮沉降抑制了落叶松林土壤有机碳矿化,该研究结果与 Ramirez 等(2010)对石家庄五岳寨的白杨及松树林土壤的研究结果一致,即无论是无机氮还是有机氮均抑制了森林土壤呼吸过程,并认为主要是因为氮沉降增加了土壤氮的有效性。此外,本研究发现,无机有机氮混施处理对土壤有机碳矿化的抑制作用大于无机氮沉降和有机氮沉降,这表明单一形态的氮沉降可能低估了大气氮沉降对土壤有机碳矿化的抑制作用。本研究结果还表明,土壤有机碳累积矿化量与土壤硝态氮含量呈显著负相关关系,这在一定程度上为氮沉降抑制土壤有机碳矿化和不同形态氮沉降对土壤有机碳矿化抑制程度不同提供了相应的解释。然而,同样采用室内培养的方法,Du 等(2014)在白桦林土壤中却发现无机氮沉降抑制了土壤有机碳矿化,而有机氮沉降则促进了土壤有机碳矿化,他们认为这是因为无机氮沉降促进了土壤活性有机碳的分解及难分解性有机碳的积累,而有机氮沉降则相反。这与本研究的部分结果相矛盾,其原因可能与所研究的森林类型等因素有关。林伟等(2016)在研究氮添加对森林土壤有机碳组成的

影响中发现,不同林分间的氮添加对其土壤有机碳组分的影响存在差异。另外,磷元素作为土壤肥力的三大元素之一,土壤有效磷是微生物生长和活性的主要能源和营养因子之一(于树等,2008),其含量的变化直接关系土壤胞外酶的活性,进而影响土壤有机质的分解(Sinsabaugh *et al.*, 2002)。袁颖红等(2007)研究表明,随着氮沉降的增加,土壤有效磷含量降低,这与本研究结果相一致。本研究还表明,土壤有机碳累积矿化量与土壤有效磷含量呈显著正相关。因此,不同形态氮沉降处理的土壤有效养分的变化是氮沉降抑制土壤有机碳矿化的主要原因。

由大气氮沉降进入到土壤中的氮不仅对土壤有效养分及土壤碳组分有影响,还影响着土壤的C:N。土壤C:N与土壤有机碳矿化速率呈正相关关系(孙轶等,2005),与本试验结果一致。本研究中,无机有机氮混施处理土壤的C:N与对照相比显著降低,且有机氮沉降处理土壤C:N下降的幅度略高于无机氮沉降处理。故不同形态氮沉降对土壤C:N的影响也是氮沉降抑制土壤有机碳矿化的原因之一。

土壤微生物是土壤有机碳矿化的主要驱动者,大气氮沉降能够直接或间接地影响土壤微生物活性及群落结构组成,进而影响土壤有机碳矿化过程(Frey *et al.*, 2004; 吴纪华等,2007; Min *et al.*, 2011)。本研究中,无机氮、有机氮以及无机有机氮混施处理土壤的革兰氏阳性细菌:革兰氏阴性细菌与对照处理相比均呈增加趋势,其中无机有机氮混施处理达到显著差异,这表明氮沉降的增加更有利于革兰氏阳性细菌的生长,而相对抑制革兰氏阴性细菌的生长;且本研究中无机有机氮混施处理显著抑制了土壤革兰氏阴性细菌的活性。Gallo等(2004)在温带森林的研究中也发现,氮添加对革兰氏阴性细菌的抑制作用较大,与本研究结果一致。革兰氏阳性细菌和革兰氏阴性细菌是细菌的主要功能类群,二者对土壤碳氮矿化的功能不同,革兰氏阳性细菌利用可利用的无机氮产生胞外酶分解难分解的有机碳,革兰氏阴性细菌则主要分解易分解的有机碳(Treseder *et al.*, 2011)。氮沉降对革兰氏阴性细菌的抑制在一定程度上抑制了革兰氏阴性细菌对土壤有机碳中活性碳库的分解,进而导致土壤有机碳矿化速率降低。

森林生态系统中,真菌和细菌都是土壤有机质

分解的主要参与者。Li等(2014)在白杨林中以不同的无机氮有机氮混施比例研究氮添加对土壤真菌的影响,结果表明土壤真菌对氮素形态比较敏感,其中无机氮抑制真菌的活性,有机氮促进真菌的活性,但在有机氮达到饱和状态时也会抑制土壤真菌的生长,与本研究结果部分相一致。Demoling等(2008)对3个挪威云杉林进行研究时发现施氮后真菌、细菌生物量均有所下降,但真菌生物量下降的程度要比细菌大;Tietema(1998)研究也表明,氮添加使微生物群落结构由真菌为主向以细菌为主转变。本研究中,无机氮、有机氮及无机有机氮混施处理土壤的真菌:细菌与对照处理相比呈下降趋势,与前者研究结果相一致。而参与土壤有机碳分解的 β -葡萄糖苷酶、纤维素酶和多酚氧化酶等主要由真菌分泌(Rineau *et al.*, 2013),氮添加抑制真菌的生长,故相应的酶活性也降低,土壤有机碳分解速率下降。另外,本研究也表明,土壤有机碳累积矿化量与革兰氏阳性菌:革兰氏阴性菌呈显著负相关,与真菌:细菌呈显著正相关,这进一步为氮沉降抑制土壤有机碳矿化,以及无机氮、有机氮和无机有机氮混施处理间土壤有机碳累积矿化量的差异提供了相应的解释。

土壤线虫不仅在有机质的分解、养分转化等过程中起到关键作用(梁文举等,2001),还能通过对微生物的取食作用影响微生物群落的数量、结构和活性,进而影响土壤有机碳的分解(陈小云等,2004)。但是目前有关土壤线虫对土壤有机碳矿化影响的研究还较缺乏,仅有的研究还表明,土壤线虫对土壤有机碳矿化速率没有显著影响(Gebremikael *et al.*, 2015),与本研究结果相矛盾。本研究中,添加线虫抑制剂在无机氮、有机氮以及无机有机氮混施处理中对SOC矿化影响的效应值虽然没有显著差异,但与对照处理相比,无机氮、有机氮以及无机有机氮混施处理中杀线对SOC矿化影响的效应值均有增大趋势;且杀线处理增大了各处理土壤有机碳矿化速率,表明土壤中线虫的生长对土壤有机碳矿化具有抑制作用,这可能与土壤线虫对土壤养分的转化有关。一方面,由于线虫为了满足自身生长的需要,每天需取食大量细菌,细菌的C:N(5:1)低于线虫(10:1),土壤线虫取食细菌后会将其多余的N主要以铵态氮的形式代谢出来(Ferris *et al.*, 1997),而铵态氮对土壤有机碳矿化有显著的抑制作用(陶宝先等,2015),且铵态氮还能经过硝化作

用生成硝态氮, 本研究中硝态氮是抑制土壤有机碳矿化的主要因素之一。另一方面, 与不杀线处理相比, 杀线处理中被杀死的线虫体内储存的碳氮会释放到土壤中被微生物重新利用, 且与对照和无机氮相比, 施加的有机氮源也含有一定的碳源, 微生物可利用的碳源和氮源增加, 土壤微生物活性增强, 土壤有机碳矿化速率增大。但是目前有关土壤线虫在土壤碳循环过程中的研究很少, 其影响的机理尚不清楚, 有待进一步深入的研究。

氮沉降对森林土壤有机碳矿化的影响还存在很大的不确定性, 不同区域、不同森林类型、不同氮沉降处理水平以及研究时间长短等均会影响土壤有机碳矿化对氮沉降的响应。本试验只是利用长期氮沉降试验样地的土壤初步研究了短时间培养条件下不同形态的氮沉降对落叶松人工林土壤有机碳矿化的影响及氮沉降处理条件下土壤线虫对 SOC 矿化的影响, 而对于其长期效应还需要开展进一步的研究, 以深入了解该地区森林生态系统土壤有机碳循环对氮沉降的响应机制。

参考文献

- 陈小云, 李辉信, 胡 锋, 等. 2004. 食细菌线虫对土壤微生物量和微生物群落结构的影响. *生态学报*, **24**(12): 2825-2831.
- 陈立新, 段文标. 2011. 模拟氮沉降对温带典型森林土壤有效氮形态和含量的影响. *应用生态学报*, **22**(8): 2005-2012.
- 高 超. 2012. 氮沉降背景下土壤线虫多样性动态研究(硕士学位论文). 哈尔滨: 黑龙江大学.
- 梁文举, 葛亭魁, 段玉玺. 2001. 土壤健康及土壤动物生物指示的研究与应用. *沈阳农业大学学报*, **32**(1): 70-72.
- 林 伟, 马红亮, 林燕语, 等. 2016. 氮添加对亚热带森林土壤有机碳氮组分的影响. *环境科学研究*, **29**(1): 67-76.
- 刘光崧. 1996. 中国生态系统研究网络观测与分析标准方法: 土壤理化分析与剖面描述侧. 北京: 中国标准出版社.
- 孙 涛, 李兴欢, 刘瑞鹏, 等. 2015. 东北帽儿山地区生长季大气氮湿沉降动态变化. *植物研究*, **35**(4): 554-558.
- 孙 轶, 魏 晶, 吴 钢, 等. 2005. 长白山高山冻原土壤呼吸及其影响因子分析. *生态学杂志*, **24**(6): 603-606.
- 陶宝先, 宋长春. 2015. 氮素形态对泥炭沼泽土壤有机碳矿化的影响. *生态环境学报*, **24**(3): 372-377.
- 吴纪华, 宋慈玉, 陈家宽. 2007. 食微线虫对植物生长及土壤养分循环的影响. *生物多样性*, **15**(2): 124-133.
- 向元彬, 黄从德, 胡庭兴, 等. 2014. 华西雨屏区巨桉人工林土壤呼吸对模拟氮沉降的响应. *林业科学*, **50**(1): 21-26.
- 袁颖红, 樊后保, 王 强, 等. 2007. 模拟氮沉降对杉木人工林土壤有效养分的影响. *浙江学院学报*, **24**(4): 437-444.
- 于 树, 汪景宽, 李双异. 2008. 应用 PLFA 方法分析长期不同施肥处理对玉米地土壤微生物群落结构的响. *生态学报*, **28**(9): 4221-4227.
- 张 平, 洪坚平, 李 娜. 2016. 不同氮肥对酥梨品质及土壤养分的影响. *山西农业大学学报: 自然科学版*, **36**(2): 120-127.
- Aber J, McDowell W, Nadelhoffer K, et al. 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: Hypotheses revisited. *Bioscience*, **48**: 7-10.
- Bond-Lamberty B, Thomson A. 2010. Temperature-associated increases in the global soil respiration record. *Nature*, **464**: 579-582.
- Bossio D, Scow K, Gunapala N, et al. 1998. Determinants of soil microbial communities: Effects of agricultural management, season, and soil type on phospholipid fatty acid profiles. *Microbial Ecology*, **36**: 1-12.
- Caprez R, Niklaus PA, Körner C. 2012. Forest soil respiration reflects plant productivity across a temperature gradient in the Alps. *Oecologia*, **170**: 1143-1154.
- Demoling F, Nilsson LO, Bååth E. 2008. Bacterial and fungal response to nitrogen fertilization in three coniferous forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**: 370-379.
- Du Y, Guo P, Liu J, et al. 2014. Different types of nitrogen deposition show variable effects on the soil carbon cycle process of temperate forests. *Global Change Biology*, **20**: 3222-3228.
- Ferris H, Venette R, Lau S. 1997. Population energetics of bacterial-feeding nematodes: Carbon and nitrogen budgets. *Soil Biology and Biochemistry*, **29**: 1183-1194.
- Frey SD, Knorr M, Parrent JL, et al. 2004. Chronic nitrogen enrichment affects the structure and function of the soil microbial community in temperate hardwood and pine forests. *Forest Ecology and Management*, **196**: 159-171.
- Frostegård A, Bååth E. 1996. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biology and Fertility of Soils*, **22**: 59-65.
- Frostegård A, Bååth E, Tunlio A. 1993. Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty acid analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, **25**: 723-730.
- Gallo M, Amonette R, Lauber C, et al. 2004. Microbial community structure and oxidative enzyme activity in nitrogen-amended north temperate forest soils. *Microbial Ecology*, **48**: 218-229.
- Galloway JN, Townsend AR, Erismann JW, et al. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, **320**: 889-892.
- Gebremikael MT, Steel H, Bert W, et al. 2015. Quantifying the contribution of entire free-living nematode communities to carbon mineralization under contrasting C and N availability.

- ty. *PLoS ONE* , **10**: e0136244.
- Hasselquist NJ , Metcalfe DB , Höglberg P. 2012. Contrasting effects of low and high nitrogen additions on soil CO₂ flux components and ectomycorrhizal fungal sporocarp production in a boreal forest. *Global Change Biology* , **18**: 3596–3605.
- Li SS , Du YH , Guo P , *et al.* 2014. Effects of different types of N deposition on the fungal decomposition activities of temperate forest soils. *Science of the Total Environment* , **497**: 91–96.
- Liu X , Zhang Y , Han W , *et al.* 2013. Enhanced nitrogen deposition over China. *Nature* , **494**: 459–462.
- Min K , Kang H , Lee D. 2011. Effects of ammonium and nitrate additions on carbon mineralization in wetland soils. *Soil Biology and Biochemistry* , **43**: 2461–2469.
- Mo J , Zhang W , Zhu W , *et al.* 2008. Nitrogen addition reduces soil respiration in a mature tropical forest in southern China. *Global Change Biology* , **14**: 403–412.
- Neff JC , Holland EA , Dentener FJ , *et al.* 2002. The origin , composition and rates of organic nitrogen deposition: A missing piece of the nitrogen cycle? *Biogeochemistry* , **57**: 99–136.
- Ramirez KS , Craine JM , Fierer N. 2010. Nitrogen fertilization inhibits soil microbial respiration regardless of the form of nitrogen applied. *Soil Biology and Biochemistry* , **42**: 2336–2338.
- Rineau F , Shah F , Smits M , *et al.* 2013. Carbon availability triggers the decomposition of plant litter and assimilation of nitrogen by an ectomycorrhizal fungus. *The ISME Journal* , **7**: 2010–2022.
- Sampedro L , Jeannotte R , Whalen JK. 2006. Trophic transfer of fatty acids from gut microbiota to the earthworm *Lumbricus terrestris* L. *Soil Biology and Biochemistry* , **38**: 2188–2198.
- Sinsabaugh RL , Carreiro MM , Repert DA. 2002. Allocation of extracellular enzymatic activity in relation to litter composition , N deposition , and mass loss. *Biogeochemistry* , **60**: 1–24.
- Tietema A. 1998. Microbial carbon and nitrogen dynamics in coniferous forest floor material collected along a European nitrogen deposition gradient. *Forest Ecology and Management* , **101**: 29–36.
- Treseder KK , Kivlin SN , Hawkes CV. 2011. Evolutionary trade-offs among decomposers determine responses to nitrogen enrichment. *Ecology Letters* , **14**: 933–938.
- Waldrop MP , Firestone MK. 2004. Microbial community utilization of recalcitrant and simple carbon compounds: Impact of oak-woodland plant communities. *Oecologia* , **138**: 275–284.
- Watson RT , Noble IR , Bolin B , *et al.* 2000. Land Use , land-use Change and Forestry. A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.
- White DC , Ringelberg DB. 1998. Signature lipid biomarker analysis// Burlage RS , Atlas R , Stahl D , *et al.* , eds. *Techniques in Microbial Ecology*. New York: Oxford University Press: 255–272.
- Zhang X , Guan P , Wang Y , *et al.* 2015. Community composition , diversity and metabolic footprints of soil nematodes in differently-aged temperate forests. *Soil Biology and Biochemistry* , **80**: 118–126.
- Zhang Y , Song L , Liu XJ , *et al.* 2012. Atmospheric organic nitrogen deposition in China. *Atmospheric Environment* , **46**: 195–204.
-
- 作者简介 刘 静,女,1989年生,硕士,研究方向为森林生态学。E-mail: 15542169065@163.com
- 责任编辑 魏中青
-