

DOI: 10.13332/j.1000-1522.20150429

水、氮耦合对阔叶红松林叶凋落物分解的影响

李东升^{1,2} 郑俊强¹ 王秀秀³ 郑兴波³ 韩士杰¹

(1 中国科学院沈阳应用生态研究所 2 中国科学院大学资源与环境学院

3 中国科学院长白山森林生态系统定位研究站)

摘要: 以长白山阔叶红松林优势树种红松、蒙古栎、色木槭、水曲柳、紫椴的叶凋落物为研究对象, 定量模拟加水、加氮、凋落物量对凋落物分解和土壤碳氮过程的影响。结果表明: 加氮处理对凋落物分解没有显著影响; 凋落物量增多使分解率下降; 加水处理显著促进水曲柳凋落物的分解。培养结束后, 凋落物的氮质量分数增加、碳质量分数和 C/N 降低, 凋落物残体的 $\delta^{15}\text{N}$ 值因凋落物种类、水氮处理的不同而不同, $\delta^{13}\text{C}$ 值下降; 土壤的碳、氮质量分数增加, $\delta^{15}\text{N}$ 值无显著变化, $\delta^{13}\text{C}$ 值和 C/N 下降。

关键词: 氮沉降; 降水; 凋落物分解

中图分类号: S718.5 文献标志码: A 文章编号: 1000-1522(2016)04-0044-09

LI Dong-sheng^{1,2}; ZHENG Jun-qiang¹; WANG Xiu-xiu³; ZHENG Xing-bo³; HAN Shi-jie¹. **Effects of nitrogen addition and water manipulation on leaf litter decomposition.** *Journal of Beijing Forestry University* (2016) **38**(4) 44-52 [Ch 28 ref.]

1 Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang, Liaoning, 110016, P. R. China;

2 College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100049, P. R. China;

3 Research Station of Changbai Mountain Forest Ecosystems, Chinese Academy of Sciences, Erdaobaihe, Jilin, 133613, P. R. China.

In this study, five types of litter (*Pinus koraiensis*, *Quercus mongolica*, *Acer mono*, *Fraxinus mandshurica* and *Tilia amurensis*) and soil of broadleaf-Korean pine mixed forest in Changbai Mountain, northeastern China, were selected to study the effect of nitrogen deposition and water manipulation on the litter decomposition. The results are as follows. The rate of litter decomposition did not change significantly with N addition, but declined when the amount of litter increased. The decomposition rate of *Fraxinus mandshurica* litter increased with increasing water addition. After 14 weeks of incubation, the N concentration in litter was significantly increased, while the C concentration and C/N ratio of litter were significantly decreased. This phenomenon indicates that both C and N elements in litter may have different migrating patterns. The C and N concentrations of soil increased, the $\delta^{15}\text{N}$ value had no significant change, and the $\delta^{13}\text{C}$ value and C/N ratio declined after treatment. The $\delta^{15}\text{N}$ values of litter residues varied among different water and nitrogen treatments. The $\delta^{13}\text{C}$ value of litter residue declined. In addition, there were some interactions among the three factors, i. e. water, nitrogen and litter addition.

Key words nitrogen deposition; precipitation; litter decomposition

收稿日期: 2015-11-30 修回日期: 2016-02-29

基金项目: “973”国家重点基础研究发展计划项目(2011CB403202、2014CB954400)、国家自然科学基金项目(41173087、41330530)。

第一作者: 李东升。主要研究方向: 森林土壤生态。Email: cortege@163.com 地址: 110016 辽宁省沈阳市沈河区文化路72号中国科学院沈阳应用生态研究所。

责任作者: 韩士杰, 研究员, 博士生导师。主要研究方向: 森林生态。Email: hansj@iae.ac.cn 地址: 同上。

本刊网址: <http://j.bjfu.edu.cn/>; <http://journal.bjfu.edu.cn>

由于含氮肥料的大量使用和工业氮源的大量排放,近几十年来,大气中活性氮的浓度迅速增加,并不断向陆地和水域生态系统沉降。研究表明,中欧及北美地区的森林生态系统每年的大气氮输入为 $25 \sim 60 \text{ kg/hm}^2$,远远高于森林的年需氮量,形成严重的富集^[1]。而中国在20世纪末就成为了全球第三大氮沉降集中区^[2]。过量的氮沉降可引发土壤酸化、生物多样性减少等一系列生态学问题。国际上关于氮沉降对森林生态系统影响的研究开始于20世纪80年代末,在全球变化背景下,氮沉降相关研究已成为生态学研究热点之一。

氮沉降增加会影响森林生态系统凋落物的分解速率,研究显示外加氮会增加或减少凋落物分解^[1,3-4],亦有研究认为外加氮对凋落物分解没有明显的作用^[5];相关研究均甚少考虑土壤的作用,且将凋落物和土壤割裂开来,难以诠释凋落物-土壤复合体的作用规律。而降水对凋落物分解的影响不仅取决于降水量、降水强度,还取决于生态系统的干湿状况、温度等环境因素和凋落物本身性质^[6-8],水、氮对凋落物-土壤复合体的耦合影响也需深入探讨。稳定性碳、氮同位素($\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$) 在凋落物-土壤生态系统中的分布特征可以解释碳、氮循环过程中所包含的物理、化学、环境等很多方面的信息,已成为全球变化研究的重要内容。

本研究以长白山阔叶红松林典型叶凋落物为对象,主要包括红松(*Pinus koraiensis*)、蒙古栎(*Quercus mongolica*)、色木槭(*Acer mono*)、水曲柳(*Fraxinus mandshurica*)、紫椴(*Tilia amurensis*) 5树种的叶凋落物,通过室内模拟试验,分析了加氮、加水、凋落物量对凋落物分解和土壤碳氮浓度的影响,为了解森林生态系统的物质循环提供基础资料。

1 研究区概况

研究区位于长白山自然保护区($41^{\circ}41'49'' \sim 42^{\circ}25'18''\text{N}$, $127^{\circ}42'55'' \sim 128^{\circ}16'48''\text{E}$),年平均气温为 3.8°C ,年降水量约 $600 \sim 900 \text{ mm}$,海拔约为 768 m 。长白山地区属于典型的大陆性季风气候,冬季寒冷漫长,春秋短,夏季气温较高,降水充沛,降水 $70\% \sim 80\%$ 集中在生长期,有利于植物生长。

林分类型为阔叶红松林,位于中国科学院长白山森林生态系统定位站一号标准地($42^{\circ}24'05''\text{N}$, $128^{\circ}05'31''\text{E}$,海拔 766 m),主要树种有红松、蒙古栎、色木槭、水曲柳、紫椴等。土壤为冷凉淋溶土,季节性冻层分布广阔,持续时间长,融冻形成的上层滞

水,导致土壤潜育化和白浆化;有机质积累丰富,并且分解迟缓,森林地被物层积累深厚,并呈现明显的淋溶特征。

根据中国生态系统网络(CERN)长白山站2005年监测数据显示,长白山地区氮干沉降量为 $5 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$,总氮沉降量为 $23 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。长白山地区干旱年份1985、1997、1999、2001、2003年的平均降水量约为 550 mm ,比长期平均年降水量 740 mm 减少了近 30% 。

2 研究方法

2.1 材料与方法

模拟试验所选取的叶凋落物和土壤均取自中国科学院长白山森林生态系统定位站阔叶红松林1号标准地。

采集土壤混合样品,过 2 mm 筛,捡出小根和凋落物碎片,测定其含水量。每个 650 mL 的植物组培瓶放入 60 g 土壤,再将采集的红松、蒙古栎、色木槭、水曲柳、紫椴叶凋落物(风干处理,剪成 $2 \text{ cm} \times 2 \text{ cm}$ 大小)置于土壤之上。

加氮、加水和添加凋落物量试验具体如下:2个水量水平($3, 15 \text{ mL}$,水量均匀喷洒到培养瓶内叶片上),每个水量下分别设置2个氮添加量(对照、 0.0143 g)、2个凋落物量($2, 4 \text{ g}$),各3个重复,总计120个培养瓶。氮添加水平相当于长白山地区氮沉降量的1倍,水处理水平相当于干燥月份和湿润月份平均值。

在土壤置于培养瓶中静止平衡 2 d 后,进行模拟试验。待测的培养瓶置于实验室内,观测其在实验室自然温度($16 \sim 26^{\circ}\text{C}$)下的分解规律和土壤碳氮过程。培养试验结束后,将未分解的凋落物取出,烘干并称重,计算凋落物的分解率;样品经研磨后,采用美国菲尼根质谱公司的DELTA^{plus} XP稳定同位素比例质谱仪测定N、C质量分数、同位素 $\delta^{15}\text{N}$ 和 $\delta^{13}\text{C}$ 值。

2.2 统计分析

应用单因素方差分析检测不同种凋落物的初始化学性质差异和分解率差异,并采用Tukey法进行Post hoc检测;采用多因素方差分析方法检测加氮、加水、凋落物种类和添加量对凋落物分解和土壤的碳、氮质量分数影响的主响应和交互效应。为了检测加氮和加水对各种凋落物分解和碳、氮质量分数的影响,各变量分别进行了单因素方差分析和多重比较。研究数据均采用SPSS19.0进行,显著性水平设为 $\alpha = 0.05$ 。

3 结果与分析

3.1 凋落物的化学性质

培养前,凋落物的基本性质如表1所示。能够看出树种间的N、C质量分数均存在显著差异,其中:

紫椴的N质量分数最高,红松的C质量分数最高,红松的碳氮比值高于其他树种。红松的 $\delta^{15}\text{N}$ 和 $\delta^{13}\text{C}$ 值最大,紫椴最低。总体看,针叶树种凋落物具有较高的C质量分数和C/N,而阔叶树种凋落物的N质量分数则相对较高。

表1 凋落物及土壤样品的初始基本性质

Tab.1 Initial characteristics of leaf-litter quality and soil at the start of experiment

样品 Sample	N 质量分数 N concentration /%	$\delta^{15}\text{N}$ 值 $\delta^{15}\text{N}$ value	C 质量分数 C concentration /%	$\delta^{13}\text{C}$ 值 $\delta^{13}\text{C}$ value	C/N
PK	0.45 ± 0.02 ^e	6.58 ± 0.32 ^a	51.83 ± 0.07 ^a	-26.62 ± 0.09 ^a	114.94 ± 4.27 ^a
QM	0.64 ± 0.01 ^d	3.59 ± 0.07 ^b	47.40 ± 0.14 ^c	-27.49 ± 0.03 ^c	73.99 ± 1.41 ^b
AM	0.98 ± 0.01 ^c	-0.38 ± 0.28 ^d	45.77 ± 0.05 ^d	-29.17 ± 0.08 ^e	46.37 ± 0.50 ^c
FM	1.21 ± 0.01 ^b	1.47 ± 0.32 ^c	45.78 ± 0.10 ^d	-26.90 ± 0.03 ^b	37.65 ± 0.31 ^c
TA	1.29 ± 0.01 ^a	3.59 ± 0.62 ^b	50.37 ± 0.12 ^b	-27.94 ± 0.03 ^d	38.78 ± 0.30 ^c
土壤 Soil	0.96 ± 0.01	4.56 ± 0.27	12.42 ± 0.19	-27.79 ± 0.11	12.88 ± 0.51

注: PK 为红松, QM 为蒙古栎, AM 为色木槭, FM 为水曲柳, TA 为紫椴; 同列不同字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。下同。Notes: PK means *Pinus koraiensis*, QM means *Quercus mongolica*, AM means *Acer mono*, FM means *Fraxinus mandshurica*, and TA means *Tilia amurensis*. Data in the same column followed by different letters mean significant difference at 0.05 level. The same below.

3.2 凋落物的分解情况

经过14周的培养后,凋落物的分解率在10.66%~41.81%之间,凋落物分解率存在显著差异(表2),阔叶树种的分解率显著大于针叶树种(图1),表现为水曲柳 > 色木槭 > 紫椴 > 蒙古栎 > 红松。分解率最高的是2g水曲柳凋落物的15mL水

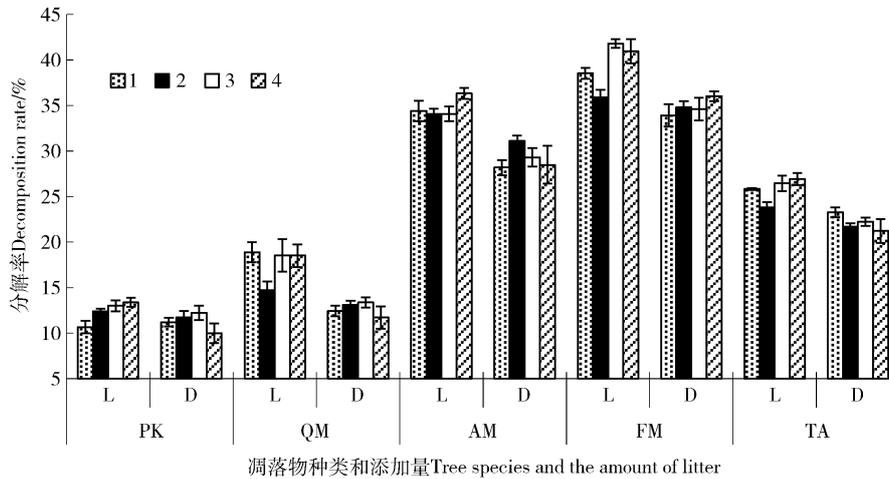
处理,最低的是4g红松凋落物的15mL水加氮处理。凋落物量对凋落物的分解率有显著影响:2g凋落物的分解率高于4g的。水曲柳凋落物分解率受加水量影响显著:加15mL水的高于加3mL水的。加氮对凋落物分解率无显著影响。

表2 凋落物种类、凋落物量、水、氮对凋落物分解的影响

Tab.2 Effect of the tree species, the amount of litter, water and nitrogen addition on leaf-litter decomposition

因素 Factors	分解率 Decomposition rate	N 质量分数 N concentration	$\delta^{15}\text{N}$ 值 $\delta^{15}\text{N}$ value	C 质量分数 C concentration	$\delta^{13}\text{C}$ 值 $\delta^{13}\text{C}$ value	C/N
S	1133.274 ^{**}	1715.254 ^{**}	22.486 ^{**}	247.225 ^{**}	311.591 ^{**}	1885.549 ^{**}
L	189.614 ^{**}	62.666 ^{**}	8.241 [*]	10.820 [*]	0.451	42.594 ^{**}
W	10.725 [*]	28.690 ^{**}	12.036 [*]	9.351 [*]	1.648	16.029 ^{**}
N	1.177	70.572 ^{**}	81.912 ^{**}	179.574 ^{**}	1.493	8.055 [*]
S × L	7.361 ^{**}	2.796 [*]	1.568	3.147 [*]	1.363	2.694 [*]
S × W	2.208	8.931 ^{**}	2.346	0.769	1.110	2.240
S × N	2.099	5.692 ^{**}	7.992 ^{**}	3.196 [*]	1.605	1.209
L × W	16.365 ^{**}	8.305 [*]	3.934	1.677	0.107	5.030 [*]
L × N	0.577	8.755 [*]	4.435 [*]	0.710	1.077	2.673
N × W	0.129	5.230 [*]	15.215 ^{**}	0.350	0.382	2.876
S × L × W	0.225	0.608	1.550	1.661	0.634	0.875
S × L × N	2.154	1.349	1.374	1.376	0.537	1.382
S × W × N	1.372	6.251 ^{**}	2.281	2.701 [*]	1.148	0.903
L × W × N	9.267 [*]	0.017	3.407	0.480	0.207	0.037
S × L × W × N	1.104	0.497	1.576	1.044	2.227	0.089

注: S 为凋落物种类, L 为凋落物量, W 为加水, N 为加氮; 表中的数字为 F 值, * 为 $P < 0.05$, ** 为 $P < 0.01$ 。Notes: S means tree species, L means the amount of litter, W means water, N means nitrogen. The figures in the table are the F values. * means $P < 0.05$, ** means $P < 0.01$.



L 为 2 g 凋落物, D 为 4 g 凋落物; 1 为 3 mL 水, 2 为 N + 3 mL 水, 3 为 15 mL 水, 4 为 N + 15 mL 水。下同。L means that the amount of litter is 2 g, D means that the amount of litter is 4 g. 1 means 3 mL water, 2 means nitrogen + 3 mL water, 3 means 15 mL; 4 means nitrogen + 15 mL water. The same below.

图 1 凋落物分解率

Fig. 1 Litter decomposition rate during incubation

3.3 凋落物和土壤的 N 质量分数和 $\delta^{15}N$ 值变化

对于所有凋落物,其 N 质量分数均上升(图 2),并且与初始值差异显著,增加最多的是水曲柳。方差分析显示,5 种凋落物的 N 质量分数存在显著差异(表 2),表现为水曲柳 > 紫椴 > 色木

槭 > 蒙古栎 > 红松。凋落物量对 5 个树种凋落物的 N 质量分数均有显著影响: 2 g 凋落物的 N 质量分数高于 4 g 的。加水处理对红松和水曲柳凋落物的 N 质量分数有显著影响: 加 15 mL 水的 N 质量分数高于加 3 mL 的。加氮处理对 5 个树种凋落

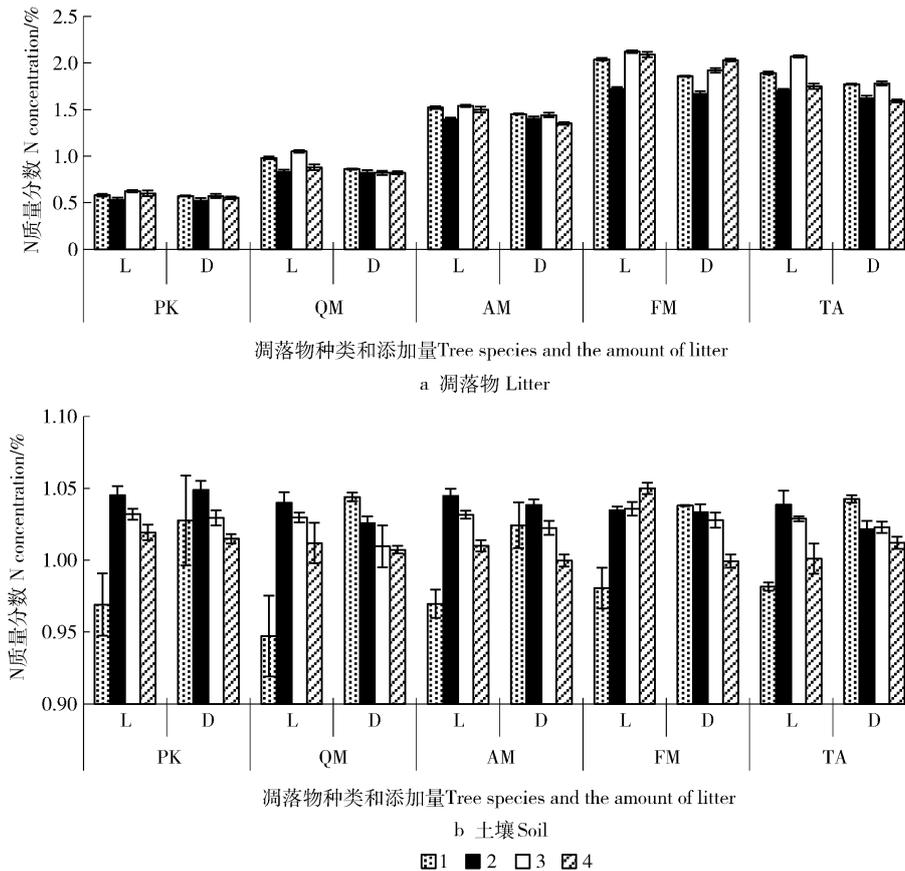


图 2 凋落物和土壤的 N 质量分数

Fig. 2 The N concentration of litter and soil after incubation

物的 N 质量分数均有显著影响: 对照的 N 质量分数高于加氮的。

培养 14 周后, 各处理土壤的 N 质量分数均上升, 上升幅度最大的是 2 g 水曲柳凋落物的 15 mL 水加氮处理, 上升幅度最小的是 2 g 蒙古栎凋落物的 3

mL 水处理。方差分析显示(表 3): 凋落物种类和加水处理对土壤 N 质量分数无显著影响, 而凋落物量和加氮处理有显著影响; 2 g 凋落物 3 mL 水处理的土壤 N 质量分数低于其他处理。对于 3 mL 水处理来说 4 g 凋落物土壤的 N 质量分数高于 2 g 的。

表 3 凋落物种类、凋落物量、水、氮对土壤的影响

Tab. 3 Effect of the tree species, the amount of litter, water and nitrogen addition on soil used for leaf-litter decomposition

因素 Factors	N 质量分数 N concentration	$\delta^{15}\text{N}$ 值 $\delta^{15}\text{N}$ value	C 质量分数 C concentration	$\delta^{13}\text{C}$ 值 $\delta^{13}\text{C}$ value	C/N
S	1.480	2.838	0.591	0.961	0.527
L	8.941*	21.932**	1.961	30.312**	32.785**
W	1.795	4.448	9.180*	43.278**	22.547**
N	22.062**	29.361**	0.734	16.584**	48.893**
S × L	0.859	0.710	0.622	2.491*	0.827
S × W	0.424	1.406	0.575	2.988*	1.481
S × N	0.983	2.155*	0.590	2.700*	1.004
L × W	42.154**	68.943**	0.601	27.436**	42.881**
L × N	37.546**	8.738*	0.057	26.774**	47.630**
N × W	89.697**	0.130	0.000	44.322**	125.623**
S × L × W	1.294	2.726*	0.558	4.029*	1.124
S × L × N	0.613	2.095	0.725	3.939*	2.318*
S × W × N	1.236	0.745	0.235	0.862	1.327
L × W × N	32.666**	23.126**	1.852	28.247**	78.005**
S × L × W × N	2.369	0.424	1.510	2.400*	2.305

培养后的红松、蒙古栎、色木槭凋落物, 3 mL 水加氮和 15 mL 水加氮处理的 $\delta^{15}\text{N}$ 值均下降(图 3)。对于紫椴来说, 各处理的 $\delta^{15}\text{N}$ 值均降低。方差分析显示(表 2), 凋落物量对蒙古栎凋落物的 $\delta^{15}\text{N}$ 值有显著影响: 2 g 凋落物的 $\delta^{15}\text{N}$ 值高于 4 g 的。加水处理对红松、水曲柳凋落物的 $\delta^{15}\text{N}$ 值有显著影响: 加 3 mL 水的高于加 15 mL 的。加氮处理对 5 个树种凋落物的 $\delta^{15}\text{N}$ 值均有显著影响: 对照的高于加氮的。

与培养前相比, 土壤的 $\delta^{15}\text{N}$ 值无显著变化。

3.4 凋落物和土壤的 C 质量分数和 $\delta^{13}\text{C}$ 值变化

培养后, 对于所有凋落物, 其 C 质量分数均下降(图 4)。方差分析显示, 树种间差异显著, 表现为红松 > 紫椴 > 蒙古栎 > 色木槭 > 水曲柳。加氮处理对 5 个树种凋落物的 C 质量分数均有显著影响: 对照的高于加氮的。4 g 紫椴凋落物的 C 质量分数高于 2 g 的。加水处理对紫椴凋落物的 C 质量分数有显著影响: 加 3 mL 水的高于加 15 mL 的。

与培养前相比, 土壤的 C 质量分数上升。凋落物种类、凋落物量、加氮处理对土壤的 C 质量分数均无显著影响, 加 3 mL 水的土壤 C 质量分数高于加

15 mL 的。

与培养前相比, 各树种的 $\delta^{13}\text{C}$ 值均降低(图 5)。其中, 2 g 红松凋落物 3 mL 水加氮处理的 $\delta^{13}\text{C}$ 值最高, 2 g 色木槭凋落物 15 mL 水加氮处理的 $\delta^{13}\text{C}$ 值最低。方差分析显示, 蒙古栎和水曲柳的 $\delta^{13}\text{C}$ 值无显著差异, 其他树种的 $\delta^{13}\text{C}$ 值差异显著, 表现为红松 > 水曲柳、蒙古栎 > 紫椴 > 色木槭。氮处理对蒙古栎凋落物 $\delta^{13}\text{C}$ 值有显著影响: 对照的高于加氮的。凋落物量对色木槭凋落物 $\delta^{13}\text{C}$ 值有显著影响: 2 g 凋落物的高于 4 g 的。

与培养前相比, 土壤的 $\delta^{13}\text{C}$ 值下降。凋落物种类对土壤 $\delta^{13}\text{C}$ 值无显著影响。凋落物量、加水处理、加氮处理对土壤的 $\delta^{13}\text{C}$ 值均有显著影响。4 g 凋落物、15 mL 水、加氮的土壤, 其 $\delta^{13}\text{C}$ 值较高。

3.5 凋落物和土壤的 C/N 变化

培养后, 各凋落物的碳氮比值均下降(图 6), 方差分析显示, 各树种之间差异显著, 表现为红松 > 蒙古栎 > 色木槭 > 紫椴 > 水曲柳。凋落物量对 5 个树种凋落物的 C/N 均有显著影响: 4 g 凋落物的高于 2 g 的。加水处理对红松、水曲柳、紫椴凋落物的 C/N 有显著影响: 加 3 mL 水的高于加 15 mL 的。加氮处

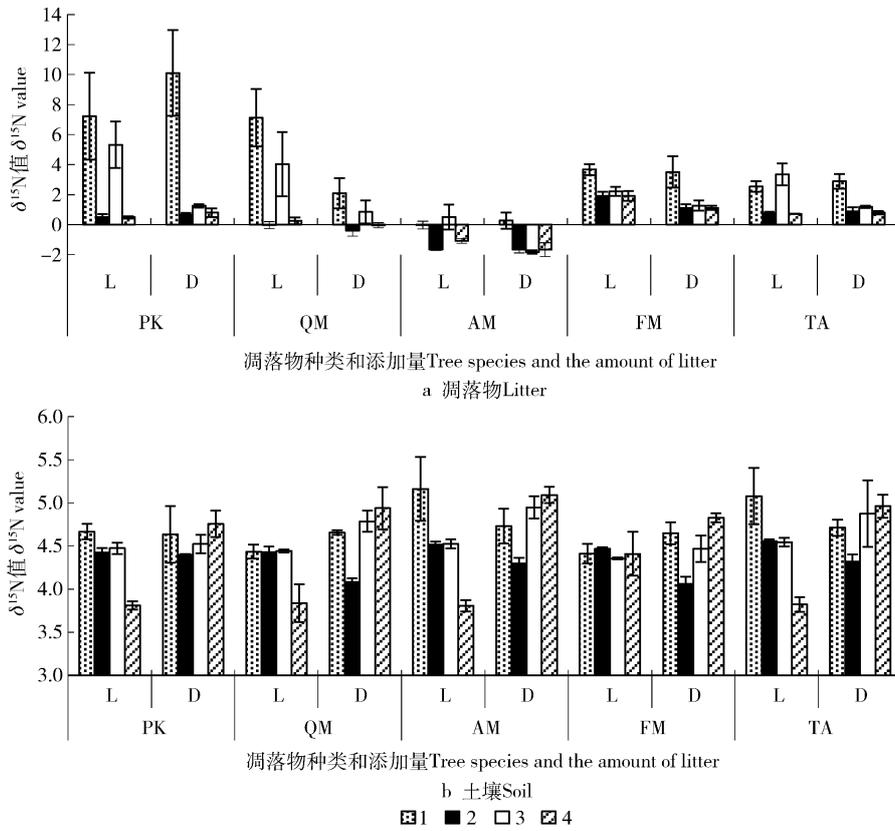


图 3 凋落物和土壤的 $\delta^{15}N$ 值

Fig. 3 The $\delta^{15}N$ of litter and soil after incubation

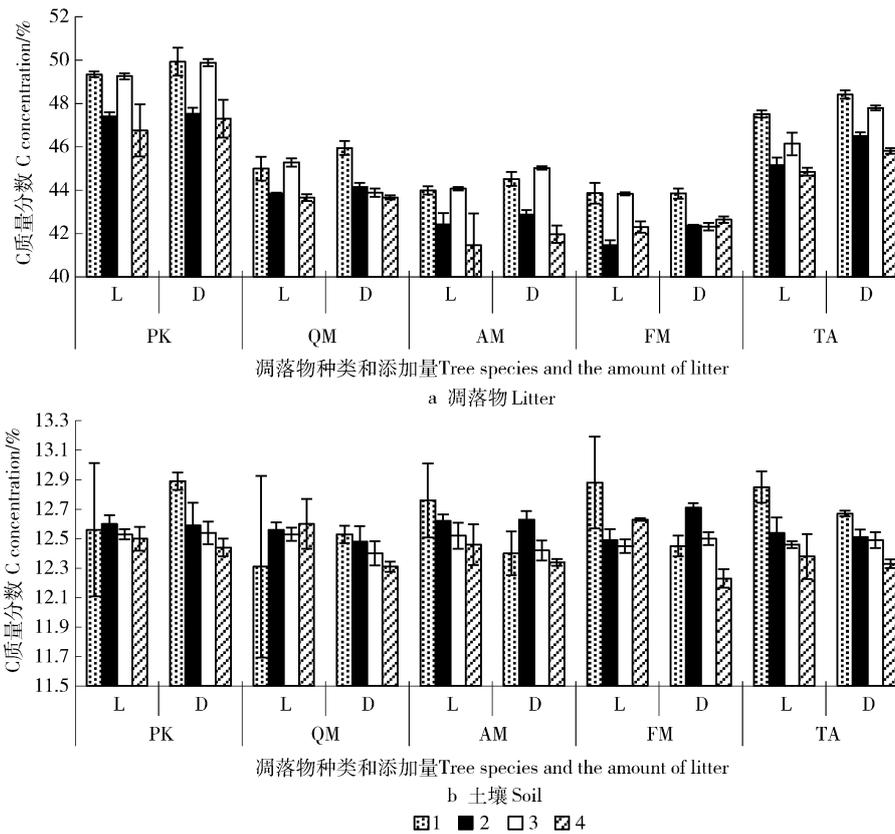


图 4 凋落物和土壤的 C 质量分数

Fig. 4 The C concentration of litter and soil after incubation

理对蒙古栎、水曲柳、紫椴凋落物的 C/N 有显著影响: 加氮的高于对照的。与培养前相比 2 g 凋落物的 3 mL 水处理的 C/N 增加, 而 3 mL 水加氮、15 mL 水、15 mL 水加氮处理的 C/N 有所下降。

培养后, 土壤的 C/N 下降。凋落物种类对土壤的 C/N 无显著影响。凋落物量、加水处理、加氮处理对土壤的 C/N 均有显著影响。4 g 凋落物、15 mL 水、加氮的土壤, 其 C/N 较低。

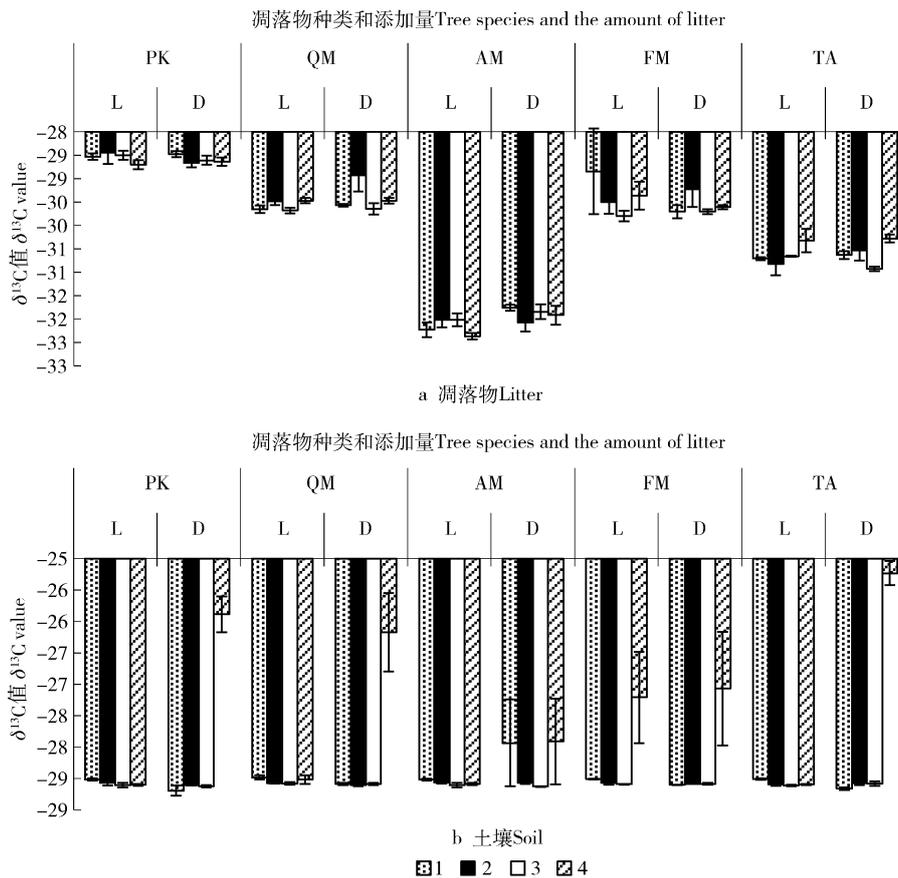


图5 凋落物和土壤的 $\delta^{13}\text{C}$ 值

Fig. 5 The $\delta^{15}\text{C}$ of litter and soil after incubation

4 结论与讨论

持续 3 个月的模拟试验研究表明, 凋落物种类和添加量是影响其分解率的重要因素, 不同凋落物对水分处理的响应不同; 加氮处理虽未对凋落物分解率产生显著影响, 但却影响凋落物和土壤的 N 质量分数、 $\delta^{15}\text{N}$ 值、C/N。此外, 加水处理、加氮处理和凋落物添加量之间存在明显的二因素或三因素交互作用。可见, 水和氮对凋落物分解的影响是一个复杂过程, 实验室模拟至局地或更大尺度的外推仍需结合野外试验进行长期研究。

凋落物种类对于分解速率有显著影响。阔叶树种的凋落物(水曲柳、色木槭、紫椴和蒙古栎)分解速率明显高于针叶树种(红松), 这主要是由于阔叶树种通常 N 含量较高, 难分解的木质素含量较低, 木质素和 N 共同作用, 影响着凋落物的分解率^[9]。从本研究来看, 水曲柳、色木槭凋落物的分解率最高, 水曲柳、色木槭凋落物的 N 质量分数较高、C 质

量分数较低; 而 N 质量分数最高的是紫椴的凋落物, 由于因其 C 质量分数也很高, 分解率反而低于水曲柳和色木槭凋落物。这一结果与部分学者的研究结果是一致的^[10-14]。培养 14 周后, 凋落物的 N 质量分数普遍提高、C/N 降低, 这个结果与以往许多其他野外分解试验和室内模拟试验的结果相一致^[15-19]。这主要是因为凋落物质量的净损失和微生物固持的氮二者共同作用引起的^[20], 而凋落物 C 质量分数的降低, 表明凋落物碳元素的迁移模式为直接释放。

凋落物量增加, 降低了其自身的分解, 相应地 N 质量分数和 $\delta^{15}\text{N}$ 值也低。凋落物的 C/N 为 38 ~ 115, 而土壤的 C/N 为 13, 凋落物量增加后, 土壤 C/N 增高。多数研究认为 C/N 高的基质的微生物活性低, 对于本研究而言, 培养空间有限且密闭, 又不能从外界得到营养物质补偿, 凋落物增加后整个系统的生物活性可能降低, 从而引起凋落物增加后分解率降低。

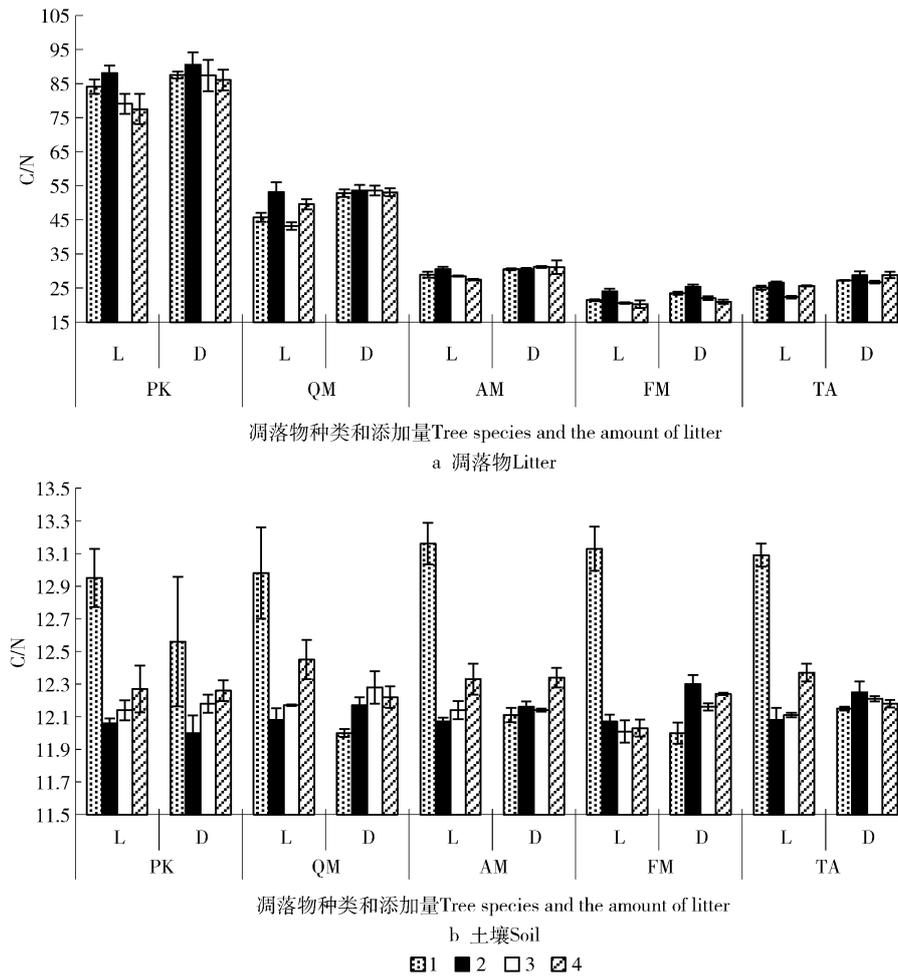


图 6 凋落物和土壤的 C/N

Fig. 6 The C/N of litter and soil after incubation

与对照相比,加氮处理并没有加快凋落物的分解,这一结果与部分学者的研究结果一致^[21-24]。对于这一结果的解释,目前被普遍接受的是 Hobbie 的观点。外加氮源对凋落物分解无影响的主要原因可能是: 1) 凋落物及其周边环境的 N 质量分数已饱和; 2) N 增加对木质素降解的抑制作用抵消了其对分解的促进作用; 3) 凋落物 C 源品质较差,导致分解者对 N 增加无反应^[28]。加氮处理的凋落物 N 质量分数和 $\delta^{15}\text{N}$ 值均显著大于对照,说明外源 N 可能被吸收或吸附于凋落物内部或表面,即添加氮源提高了凋落物的氮含量。

加水处理对水曲柳凋落物的分解率有显著影响,这与部分学者的研究结果一致^[25-28]。降水可以制约凋落物化学成分淋溶的物理过程,降水量越大,表层凋落物的分解越快;另一方面,水分还可通过影响分解者的活性来影响凋落物失重速率和营养释放速率,湿度的变化会直接影响土壤生物的活性,进而影响凋落物的分解速率。一般来说,增加土壤可利用水,特别是在干旱的陆地生态系统,通过提高土壤分解体的活性而对凋落物分解有积极作用。降水变

化对凋落物分解的影响度还取决于降水的大小以及当时的湿度状况。如果某湿度是凋落物分解的最佳状态,则无论增加和减少水分都不会引起凋落物分解速率的降低;而对于干燥的情形,则增加水分会促进凋落物的分解;水淹或饱和时,减少水量会通过改变湿度状况而有利于凋落物分解生物的活动,使凋落物分解速率加快。所以,不同水分状况引起凋落物分解速率不同响应,水对凋落物分解的影响要考虑凋落物和土壤本身的湿度状况。但本研究中其他 4 个树种的凋落物,加水处理对其分解率没有显著影响。由此可见,不同树种的凋落物分解对于水分变化的响应存在差异。

参 考 文 献

[1] 韩雪,王春梅,蔺照兰. 模拟氮沉降对温带森林凋落物分解的影响[J]. 生态环境学报, 2014, 23(9): 1503-1508.
HAN X, WANG C M, LIN Z L. Effects of simulated nitrogen deposition on temperate forest litter decomposition [J]. Ecology and Environmental Sciences 2014, 23(9): 1503-1508.

[2] HOLLAND E A, DENTENE F J R, BRASWELL B H, et al. Contemporary and pre-Industrial global reactive nitrogen budgets

- [J]. *Biogeochemistry*, 1999, 46: 7–43.
- [3] DENG X W, LIU Y, HAN S J. Carbon and nitrogen dynamics in early stages of forest litter decomposition as affected by nitrogen addition [J]. *Journal of Forestry Research*, 2009, 20 (2): 111–116.
- [4] ALLISON S D, LEBAUER D S, OFRECIO M R, et al. Low levels of nitrogen addition stimulate decomposition by boreal forest fungi [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41 (2): 293–302.
- [5] MANNING P, SAUNDERS M, BARDGETT R D, et al. Direct and indirect effects of nitrogen deposition on litter decomposition [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2008, 40: 688–698.
- [6] HOEPPNER S S, DUKES J S. Interactive responses of old-field plant growth and composition to warming and precipitation [J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(5): 1754–1768.
- [7] BEIERC, BEIERKUHNEIN C, WOHLGEMUTH T, et al. Precipitation manipulation experiments: challenges and recommendations for the future [J]. *Ecology Letters* 2012, 15(8): 899–911.
- [8] SENEVIRATNE S I, CORTI T, DAVIN E L, et al. Investigating soil moisture-climate interactions in a changing climate: a review [J]. *Earth-Sci Rev*, 2010, 99(3): 125–161.
- [9] GUO R H, ZHENG J Q, HAN S J, et al. Carbon and nitrogen turnover in response to warming and nitrogen addition during early stages of forest litter decomposition: an incubation experiment [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2013, 13: 312–324.
- [10] TAYLOR B R, PARKINSON D, PARSONS W F J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test [J]. *Ecology*, 1989, 70 (1): 97–104.
- [11] SWIFT M J, HEAL O W, ANDERSON J M. *Decomposition in terrestrial ecosystems* [M]. Berkeley, California: University of California Press, 1979.
- [12] CORNELISSON J H C. An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types [J]. *Journal of Ecology*, 1996, 84: 573–582.
- [13] FLANAGAN P W, VAN C K. Nutrient cycling in relation to decomposition and organic matter quality in taiga ecosystems [J]. *Canadian Journal of Forest Research* 1983, 13: 795–817.
- [14] SHAW M R, HARTE J. Response of nitrogen cycling to simulated climate change: differential responses along a subalpine ecotone [J]. *Global Change Biology*, 2001, 7: 193–210.
- [15] CUEVAS E, MEDINA E. Nutrient dynamics within Amazonian forests II: fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition [J]. *Oecologia*, 1988, 76: 222–235.
- [16] LOUW J H, SCHOLES M C. The influence of site factors on nitrogen mineralization in forest soils of the Mpumalanga escarpment area: south Africa [J]. *Southern African Forestry Journal* 2002, 193: 47–63.
- [17] MANSSON K F, FALKENGREN-GRERUP U. The effect of nitrogen deposition on nitrification, carbon and nitrogen mineralization and litter C: N ratios in oak (*Quercus robur* L.) forests [J]. *Forest Ecology and Management*, 2002, 142: 1–13.
- [18] HEIM A, FREY B. Early stage litter decomposition rates for Swiss forests [J]. *Biogeochemistry* 2004, 70(3): 299–313.
- [19] LEMMA B, KLEJA D, NILSSON I, et al. Soil carbon sequestration under different exotic tree species in the south-western highlands of Ethiopia [J]. *Geoderma*, 2006, 136: 886–898.
- [20] MAGGS J. Organic matter and nutrients in the forest floor of *Pinus elliottii* plantation and some effects of prescribed burning and superphosphate addition [J]. *Forest Ecology and Management*, 1988, 23: 105–119.
- [21] SMITH J L, NORTON J M, PAUL E A, et al. Decomposition of ¹⁴C- and ¹⁵N-labeled organisms in soil under anaerobic conditions [J]. *Plant and Soil*, 1989, 116: 115–118.
- [22] WILLIAM R. WIEDE R, CORY C, et al. Controls over leaf litter decomposition in wet tropical forests [J]. *Ecology*, 2009, 90 (12): 3333–3341.
- [23] CLEVELAND C C, REED S C, TOWNSEND A R. Nutrient regulation of organic matter decomposition in a tropical rain forest [J]. *Ecology*, 2006, 87: 492–503.
- [24] YAHDJIAN L, SALA O E. Vegetation structure constrains primary production response to water availability in the Patagonian steppe [J]. *Ecology*, 2006, 87(4): 952–962.
- [25] CARREIRO M M, SINSABAUGH R L, REPERT D A, et al. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition [J]. *Ecology*, 2000, 81(9): 2359–2365.
- [26] PRESCOTT C E, BLEVINS L L. Litter decomposition in British Columbia forests: influences of forestry activities [J]. *Journal of Ecosystem and Management*, 2004, 5(2): 30–43.
- [27] MANNING P, SAUNDERS M, RICHARD D, et al. Direct and indirect effects of nitrogen deposition on litter decomposition [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40: 688–698.
- [28] HOBBIIE S E, VITOUSEK P M. Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian forests [J]. *Ecology*, 2000, 81(7): 1867–1877.

(责任编辑 李文军
责任编委 张春雨)