

降水量变化对蒙古栎落叶分解过程的间接影响*

李雪峰^{1,2} 韩士杰^{1**} 张岩¹

(¹ 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016; ² 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要 分析了在4种不同降水量条件下蒙古栎叶凋落物基质质量的变化,并应用分解袋法研究其凋落物在蒙古栎次生林内的分解过程.结果表明:与对照相比,降水量减少条件下,蒙古栎叶凋落物的初始N、P、K浓度显著升高,初始木质素浓度显著降低,凋落物分解速率大,N、P、K矿化率高,N和P固持时间缩短;降水量增加情况下,其凋落物初始N浓度显著降低、木质素浓度显著升高,N、P、K矿化率低,N和P固持时间延长.4种类型叶片凋落物的质量损失过程均符合指数降解模型,分解速率可以由凋落物木质素/N来预测.相关性分析显示,木质素浓度高、N浓度低的两种凋落物的分解速率与N浓度相关性最大;而木质素浓度低、N浓度高的两种凋落物的分解速率与木质素浓度相关性最大.说明降水量的变化显著地改变了蒙古栎叶凋落物的基质质量,进而间接地改变了凋落物的分解过程.

关键词 凋落物分解 降水量 凋落物基质质量 蒙古栎

文章编号 1001-9332(2007)02-0261-06 **中图分类号** S718 **文献标识码** A

Indirect effects of precipitation on litter decomposition of *Quercus mongolica*. LI Xue-feng^{1,2}, HAN Shi-jie¹, ZHANG Yan¹(¹ Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China; ² Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2007, 18(2): 261-266.

Abstract: The effect of precipitation variation on chemistry of *Quercus mongolica* leaf litters was examined by analyzing litters of Mongolia oak saplings under 4 precipitation gradients, and the decomposing process of these leaf litters in *Q. mongolica* dominated forest was assessed using litter bag method. The results showed that under less precipitation, the litter had a higher decomposition rate, and its N, P and K mineralized quickly. The initial concentrations of N, P, and K increased, while that of lignin decreased significantly. With increasing precipitation, the mineralization rates of N, P and K in litter decreased. Its initial N concentration decreased, while the relative content of lignin increased. The mass loss patterns of four type litters fitted exponential model, and the decomposition rate could be well predicted by their lignin/N ratio. The decomposition rate of the litters with higher lignin and lower N was best related to their N concentration, while that of the litters with lower lignin and higher N was strongly correlated with their lignin concentration. It was proved that precipitation had a significant effect on the litter substrate quality of *Q. mongolica*, and thus, changed the decomposition process of the litter indirectly.

Key words: litter decomposition; precipitation; litter substrate quality; *Quercus mongolica*.

1 引言

IPCC 报告中指出,CO₂ 浓度升高不仅会导致全球温度升高,而且会使局部地区降水量发生变化,从而深刻地影响陆地植被的生理生态过程.凋落物作为森林碳库的重要组成部分,其分解的快慢直接影

响到凋落物地表积累碳循环,也制约着氮、磷等营养元素及其他物质向土壤的归还和土壤的养分有效性,是森林生态系统物质循环的重要环节^[3,13,15-16,19].

目前有关全球变化的研究,主要关注 CO₂ 浓度增加对植物生理生态活动的影响,有关凋落物分解与全球变化的关系研究也以此为中心.许多研究认为,CO₂ 浓度增加会提高植物次生代谢物产量,使凋落物内木质素、纤维素和其它酚类化合物浓度增加,

* 中国科学院知识创新工程重大项目(KZCX1-SW-01-03)和国家重点基础研究发展规划资助项目(2002CB412502).

** 通讯作者. E-mail: hansj@iae.ac.cn

2006-02-15 收稿,2006-11-09 接受.

氮浓度降低,进而降低凋落物分解速率^[6,9].其它环境条件变化(如降水量的改变)同样会影响植物的生理代谢过程,导致凋落物内化学物质浓度发生变化,进而改变生态系统中养分元素释放和分解者吸收之间的平衡^[1,2,7,12,14,17,20].因此,研究水分变化对凋落物分解的影响是全球变化与陆地生态系统关系研究中的重要内容.本文以我国东北地区优势树种——蒙古栎(*Quercus mongolica*)为研究对象,探讨不同降水条件下,蒙古栎落叶中C、N、P、K和木质素浓度的变化,及其在蒙古栎林内的分解过程,为预测未来降水量变化条件下蒙古栎叶凋落物分解过程的变化提供理论依据.

2 材料与方法

2.1 试验设计

试验于1999年春季—2003年秋季在中国科学院长白山森林生态系统定位研究站内(42°25'N, 128°05'E,海拔740 m)进行.该区多年平均气温为3.3℃,降水量为700 mm,其中生长季节(5—9月)的降水量在500 mm左右.定位站试验园内设立4个面积为5 m×1 m的小区.于1999年春季,在每个小区内栽植1年生的蒙古栎幼苗,幼苗密度为5株·m⁻².其中3个小区上方用玻璃罩住,四周开敞,以确保小区的幼苗处于相同的温度条件下,幼苗培育期间实验地月平均气温见图1.在生长季中,对3个小区的蒙古栎幼苗分别施以相当于300 mm、500 mm和700 mm降水量的水量,生长季结束后则将顶棚移走,所以3块样地的全年平均降水量分别为450 mm、600 mm和850 mm左右;另一个小区的幼苗则处于自然状态下,实际年平均降水量为700 mm左右.4个小区实际年降水量见图2.

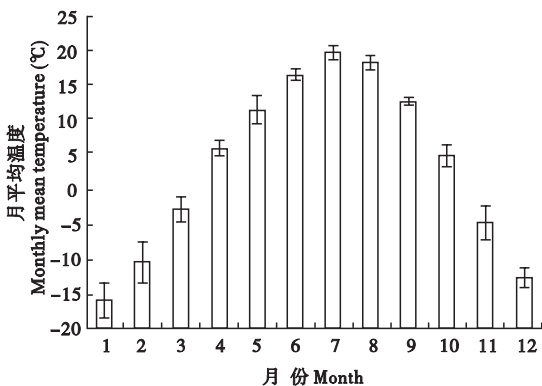


图1 蒙古栎幼苗培育期间月平均气温(1999—2003)

Fig. 1 Monthly mean temperature during *Q. mongolica* seedling incubation period (1999–2003).

2.2 凋落物收集和处理

2003年秋季,在试验样地收集接受450 mm、600 mm和850 mm左右降水量以及处于自然状态下的蒙古栎幼苗凋落叶片,分别用A₄₅₀、A₆₀₀、A₈₅₀和A表示.然后把收集的凋落物带回实验室风干,同时取出少量样品置于55℃条件下烘干至恒量,以便求出烘干与风干质量之比.待样品风干至恒量后,放入尼龙分解袋中(规格为15 cm×20 cm,孔径为1 mm×1 mm).每个分解袋装4 g凋落叶,共360袋,于2002年11月初(即阔叶叶片落净之后)置于长白山森林定位研究站附近的蒙古栎天然次生林内.在林地上随机选取3个小区,小区之间距离在200 m以上.为了减小误差,每个小区随机选取3个样点.在每个样点,把A₄₅₀、A₆₀₀、A₈₅₀和A各10袋布置在当年形成的凋落物层中,即每个样点4种降水处理产生的蒙古栎凋落物处于相同的条件下.分别于2003年11月1日、2004年4月2日、2004年6月1日、2004年8月1日、2004年10月1日、2005年4月1日和2005年7月2日取样,对应的分解时间分别约为0、150、210、270、330、510和600 d.每次在每个样点内各取1袋A₄₅₀、A₆₀₀、A₈₅₀和A.取样时,将分解袋上的杂物洗净、于55℃下烘干至恒量,称量.然后将每个小区同种类型的凋落叶混合,粉碎过0.5 mm左右的筛网.对样品进行C、N、P、K和木质素成分分析.C浓度用重铬酸钾和硫酸(K₂Cr₂O₇-H₂SO₄)氧化法测定;N浓度用半微量凯氏定氮法测定;P浓度用钼钒黄比色法测定;K浓度用火焰燃烧法测定;木质素的分析采用硫酸法;灰分含量采用高温炉燃烧法测定.

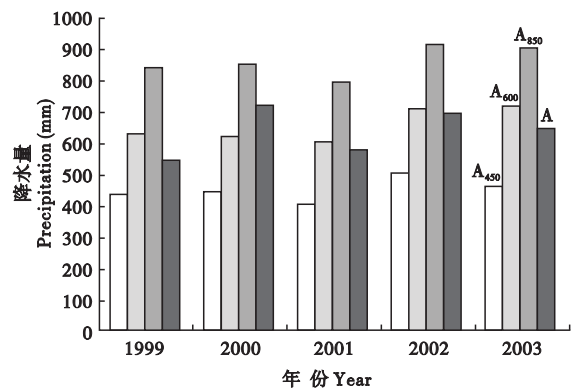


图2 不同试验小区的实际年降水量

Fig. 2 Actual annual precipitation in the 4 experimental plots. A, A₄₅₀, A₆₀₀ and A₈₅₀ respectively represent the leaf litters from oak saplings receiving normal, 450 mm, 600 mm and 850 mm precipitation, respectively. 下同 The same below.

2.3 数据分析

分解速率采用指数模型计算: $X_t/X_0 = B \exp(-kt)$. 式中, B 为常数, X_t 为凋落物在 t 时刻的质量, X_0 为初始质量, k 为分解速率, t 为分解时间(单位 a). 化学元素的动态变化表示某种元素质量浓度与此时剩余干质量之积. 元素浓度以烘干样品为准. 凋落物分解过程中的失重率由去除灰分后的剩余干重表示. 应用相关性分析方法研究凋落物初始化学成分(即 N 浓度、木质素浓度、C/N 和木质素/N)对凋落物分解速率的预测效果, 确定凋落物化学成分在分解过程中与质量损失率的关系, 作为该时间段内制约凋落物分解的决定因子. 采用 One way ANOVA 和 Turkey's HSD 方法判定不同处理蒙古栎凋落物 C、N、P、K 的剩余百分率间的差异; 用 t 检验方法分析数值间的差异.

3 结果与分析

3.1 蒙古栎落叶的基质质量

由表 1 可以看出, 降水量的变化显著地改变了蒙古栎落叶的基质质量. 与 A 的基质质量相比, A_{450} 全碳和木质素浓度显著降低, 而 N、P 和 K 浓度显著增加; A_{850} 全碳和 N 浓度变化不显著, 但木质素、P 和 K 浓度显著提高; A_{600} 全碳和 N 浓度显著增加, 而木质素、P 和 K 浓度则变化不显著. 由于落叶内 C 和 N 等元素浓度变化, 导致 C/N 和木质素/N 也随之发生变化, A_{450} 和 A_{600} C/N 显著低于 A 和 A_{850} ; A_{450} 木质素/N 显著低于 A、 A_{600} 和 A_{850} .

3.2 蒙古栎落叶的分解速率

由图 3 可以看出, 蒙古栎叶片的分解过程存在着快、慢两个分解阶段, 落叶在第 1 年的质量损失百分率显著大于第 2 年的分解速率(paired- t 检验; $n = 9$; $P < 0.01$). 分解初期(0~210 d 内), 4 种蒙古栎落叶的剩余百分率之间差异不显著; 至 270 d 后, 4 种类型叶片剩余百分率之间的差异达到显著性水

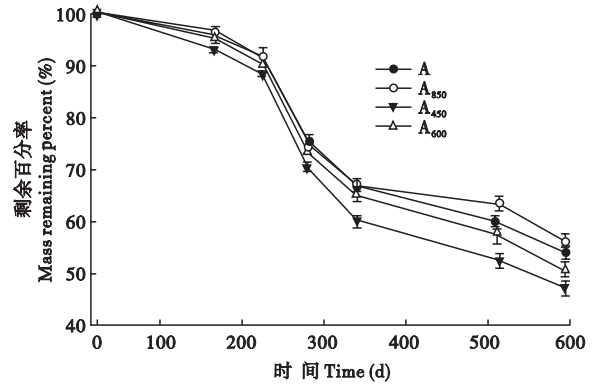


图 3 凋落物分解过程中干物质剩余百分率

Fig. 3 Mass remaining percent of four types of oak leaf litters during 600-day incubations.

平. 究其原因, 0~210 d 分解时期正值第 1 年秋季至第 2 年春季之间, 气温低, 微生物活动微弱, 分解以淋溶为主, 分解量小. 随着温度和降水量的逐渐增加, 凋落物分解加快, 不同类型凋落物剩余百分率之间的差异逐步显现. Turkey's HSD 的检验结果显示, 270 d 后, A_{450} 和 A_{600} 的剩余百分率显著低于 A_{850} 和 A, 并且 A_{450} 的剩余百分率显著低于 A_{600} , A_{850} 与 A 之间差异不显著, 说明在初始化学物质浓度上的差异不足以改变这两种类型蒙古栎叶片的分解速率. 600 d 的分解时期结束后, A_{450} 、 A_{600} 、 A_{850} 和 A 的剩余百分率分别为(45.3 ± 1.95)%、(48.5 ± 1.18)%、(54.2 ± 2.76)% 和 (52.0 ± 1.27)%.

4 种类型叶片的分解速率(k 值)之间也存在显著差异(表 2). 其中, A_{450} 的 k 值显著高于其余 3 种叶片, A_{600} 的 k 值显著高于 A_{850} 和 A, 而 A_{850} 和 A 之间的 k 值差异不显著. 叶片的分解速率与其初始化学物质浓度存在显著相关性, 分解速率与 N 浓度、木质素浓度、C/N、C/P 和木质素/N 的相关系数分别为 0.944($P = 0.56$)、-0.894($P = 0.106$)、-0.949($P = 0.051$)、-0.381($P = 0.619$) 和 0.996($P = 0.004$). 木质素/N 与分解速率的相关性最大, 说

表 1 不同降水量下蒙古栎落叶基质质量*

Tab. 1 Substrate quality of leaf litters from *Q. mongolica* saplings receiving different precipitations during growing season (\pm SE)

凋落物类型 Litter type	全 C Total C ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	全 N Total N ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	全 P Total P ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	全 K Total K ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	木质素 Lignin ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	C/N	木质素/N Lignin/N ratio
A	452.1 ± 2.0a	7.1 ± 0.3a	0.50 ± 0.02a	0.82 ± 0.01a	205.2 ± 2.5a	63.66	28.87
A_{450}	421.3 ± 5.1b	11.1 ± 0.1b	0.85 ± 0.03b	1.15 ± 0.02b	176.3 ± 3.6b	37.92	16.75
A_{600}	466.5 ± 2.2c	8.4 ± 0.1c	0.51 ± 0.01a	0.83 ± 0.01a	208.1 ± 3.3a	55.47	24.76
A_{850}	458.4 ± 4.5a	7.2 ± 0.1a	0.71 ± 0.01d	0.94 ± 0.01c	239.4 ± 2.8c	63.61	33.19

* 同列内不同字母表示 Turkey's HSD 检验结果差异显著($P < 0.05$) Values for each column with different letters meant significant difference ($P < 0.05$) by the Turkey's HSD means separation test.

表2 不同类型蒙古栎落叶分解速率比较*

Tab. 2 Comparison of decomposition rate of different types of *Q. mongolica* leaf litters

凋落物类型 Litter type	<i>k</i>	<i>B</i>	<i>R</i> ²
A	0.41 ± 0.02a	105.95	0.92
A ₄₅₀	0.50 ± 0.02b	105.91	0.93
A ₆₀₀	0.45 ± 0.01c	106.44	0.93
A ₈₅₀	0.38 ± 0.02a	104.34	0.90

* $P < 0.01$.

明木质素/N 是预测降水量发生变化情况下蒙古栎凋落物叶片分解速率的最好指标. 其方程为:

$$y = 0.6266 - 0.0074x \quad (R^2 = 0.989; P = 0.004)$$

式中, y 和 x 分别为蒙古栎凋落物叶片分解速率和木质素/N.

3.3 蒙古栎落叶养分元素的变化

由表3可以看出, 4种类型蒙古栎叶片在分解过程中均出现N的净固化现象(即N的绝对含量大于初始值). 其中, A₈₅₀ N的净固化时间最长, 超过500 d, 其次为A和A₆₀₀, A₄₅₀表现出微弱的N净固化现象. 分解实验结束后, N剩余百分率的大小顺序为A₈₅₀ > A > A₆₀₀ > A₄₅₀, 并且4种类型之间差异显著. 而且叶片N的剩余百分率和固持时间长短与叶片初始木质素/N的大小顺序相一致(表1, 表3).

表3 不同分解时间内叶片N、P、K剩余百分率*

Tab. 3 N, P, K mass remaining percent of 4 types of leave litters over a 600-day decay period(± SE, $n = 3$)

元素 Element	分解时间 Time (d)	A	A ₈₅₀	A ₆₀₀	A ₄₅₀
N	150	101.98 ± 1.47a	115.19 ± 2.13b	112.32 ± 2.35b	99.06 ± 1.51a
	210	101.29 ± 2.15a	113.07 ± 2.37b	110.27 ± 2.55b	101.86 ± 1.68a
	270	105.26 ± 2.26a	120.64 ± 4.05b	102.18 ± 3.14a	88.21 ± 1.99c
	330	99.24 ± 4.31a	132.33 ± 4.38b	79.77 ± 2.89c	83.81 ± 2.32d
	510	99.66 ± 3.59a	118.48 ± 3.16b	73.13 ± 3.36c	61.19 ± 1.88d
	600	85.65 ± 4.13a	95.26 ± 3.59b	58.19 ± 4.06c	50.37 ± 2.59d
P	150	111.36 ± 2.62a	99.04 ± 2.17b	104.88 ± 2.48c	96.38 ± 1.93b
	210	98.14 ± 2.98a	113.69 ± 2.69b	98.78 ± 3.35a	96.66 ± 2.24a
	270	107.51 ± 3.22a	148.26 ± 6.51b	114.34 ± 2.89c	101.37 ± 3.36a
	330	123.28 ± 4.31a	130.09 ± 3.46a	109.68 ± 2.82b	81.08 ± 2.55c
	510	110.53 ± 2.98a	116.47 ± 3.18a	98.60 ± 2.91b	72.33 ± 2.18c
	600	106.95 ± 2.68a	107.29 ± 2.34a	85.97 ± 2.45b	60.88 ± 2.20c
K	150	97.56 ± 1.53a	99.40 ± 1.07a	99.89 ± 0.98a	95.30 ± 0.93a
	210	96.05 ± 1.95a	97.88 ± 1.58a	98.33 ± 1.86a	86.38 ± 1.55b
	270	85.38 ± 2.43a	88.56 ± 1.52a	90.15 ± 1.92a	75.94 ± 2.67b
	330	80.04 ± 3.35a	84.38 ± 2.87a	83.11 ± 2.33a	68.76 ± 3.01b
	510	74.65 ± 2.90a	76.77 ± 3.41a	72.45 ± 2.88a	55.89 ± 2.10b
	600	56.12 ± 3.08a	58.32 ± 3.38a	50.03 ± 2.78b	32.72 ± 3.26c

* 同行内不同字母表示处理之间差异显著($P < 0.05$) Values with different letters in the same line meant significant difference at 0.05 level.

4种类型蒙古栎叶片在分解过程中均出现P的净固化现象. 其中, A₈₅₀和A的P一直存在固持现象(即P的剩余百分率一直大于初始值), 但是A₈₅₀ P的固持强度大于A; A₆₀₀中P在前期分解阶段呈固持现象, 后期则呈矿化现象; A₄₅₀ P在前期表现出微弱的固持现象, 后期则呈矿化现象. 分解实验结束后, A₄₅₀中P剩余百分率显著小于A₆₀₀.

A₄₅₀、A₆₀₀、A₈₅₀和A在分解过程中没有出现K的净固化现象, 而一直进行着矿化作用, 其净矿化强度均大于相应叶片N和P的净矿化强度(表3). 在0~510 d的分解实验期间, A₆₀₀、A₈₅₀和A的K剩余百分率差异不显著; 在150~600 d, A₄₅₀ K的剩余百分率显著小于前三者.

3.4 化学物质成分与蒙古栎落叶的剩余百分率

由表4可以看出, 在分解过程中, 蒙古栎凋落物的化学物质成分与剩余百分率之间呈显著的相关性. 但是不同类型叶片的剩余百分率与同种化学成分的相关性存在差异. A和A₈₅₀分解速率与凋落物N浓度相关性最高, 而A₄₅₀和A₆₀₀分解速率与木质素浓度相关性最大, 并且与N浓度相关不显著. 4种类型叶片的分解速率与木质素浓度和C/N呈显著的相关关系. 除A₆₀₀外, 3种类型叶片的剩余百分率与P浓度和木质素/N也呈显著的相关关系.

表 4 凋落物剩余百分率与化学物质成分的相关性
Tab. 4 Correlation between litter mass remaining percent and chemical components

凋落物类型 Litter type	N 浓度 N concen- tration	P 浓度 P concen- tration	木质素浓度 Lignin concentration	C/N	C/P	木质素/N Lignin /N
A	-0.90 **	-0.77 *	-0.76 *	0.88 **	0.55	-0.80 *
A ₄₅₀	-0.65	-0.80 *	-0.92 **	0.76 *	0.66	-0.86 *
A ₆₀₀	-0.62	-0.71	-0.91 **	0.77 *	0.83 *	-0.49
A ₈₅₀	-0.92 **	-0.82 *	-0.85 *	0.90 **	0.78 *	-0.81 *

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$.

4 讨 论

4.1 降水量变化对凋落物化学成分的影响

CO₂ 浓度升高、土壤养分条件、温度和降水量等的长期变化会导致植物体内化学物质含量发生改变^[1-2,6-7,9,11,19]. Austin 等^[2]研究了夏威夷群岛上 *Metrosideros polymorpha* 的凋落物, 结果发现, 随着降水量的升高, 其凋落物 N 和木质素浓度显著增加, 而 P 浓度逐渐降低. 在本研究中, 蒙古栎叶片内木质素浓度随着降水量的增加而增加(表 1), 与 Austin 等的研究结果一致; 而 N 浓度的变化趋势则相反, P 浓度的变化趋势与降水量无关, 降水量升高和降低均导致叶片凋落物中 P 浓度显著升高. 说明降水量变化对不同植物种类叶片凋落物化学成分的影响存在差异. 一些试验表明, 高浓度 CO₂ 条件下, 植物凋落物的木质素浓度升高而 N 浓度降低^[5-7,11]. 本试验结果说明, 降水量变化同样会显著地改变植物凋落物化学物质浓度. 由此产生下列问题, 在 CO₂ 浓度升高和降水量共同作用情况下, 植物凋落物化学物质浓度会发生何种变化? 这种变化是否会显著影响凋落物的分解过程?

虽然, A₆₀₀ 和 A 之间降水量的差异较小, 但是 A₆₀₀C 和 N 浓度显著高于对照凋落物. 这可能与降水节律有关, 处于 650 mm 施水量条件下的蒙古栎接受每周 1 次有规律的降水, 相比之下, 对照样地上的蒙古栎则接受无规律的自然降雨. 此外, 两者降水总量在个别年份也存在显著差异(图 2), 降水量和降水节律的差异可能导致蒙古栎幼苗生理活动规律发生变化, 进而影响凋落物的基质质量.

4.2 初始化学成分对凋落物分解速率的影响

Joseph 等^[8]对北美长叶松林 7 种凋落物分解研究表明, 凋落物 C/N、酸性难溶物/N 和 P 浓度可以显著地预测凋落物的分解速率. 在本研究中, 凋落物初始木质素/N 可以显著地预测凋落物分解速率, 此

外, C/N 与凋落物分解速率之间也有很高的相关性, 与 Joseph 等的研究结果基本一致. 需要指出的是, 本研究中, 凋落物之间初始化学成分的差异是由同一树种生长在不同环境条件下造成的, 而 Joseph 等的研究中, 凋落物之间初始化学成分的差异是由相同环境条件下物种间差异引起的, 两者存在明显的区别. 由此说明, 相同分解环境条件下, 不同凋落物基质质量间的差异是导致凋落物分解速率发生变化的主要原因^[12,18].

4.3 养分元素释放动态

许多研究表明, 凋落物在分解过程中 N、P 存在先固持后矿化的现象. 通常认为, 凋落物 N、P 固持现象主要发生在第 1 年分解时间内, 之后即进入矿化阶段^[1,9-10,14-15], 本研究结果与此基本相同. 然而, 由于凋落物基质质量不同, 导致不同类型叶片 N、P 的固持和矿化时间不同. 有些研究认为, 凋落物 N 浓度越高则固持时间越短, 木质素浓度越高则 N 固持时间越长^[21-22]. 这是因为木质素类物质会在凋落物中的全纤维素类复合物周围形成阻碍分解的屏障^[3-4]. 本研究中, N 的矿化率和固持时间与初始木质素/N 相关性最大, 说明 N 的释放过程受到木质素和 N 浓度的共同制约. P 的矿化率与初始化学物质无关. K 在分解过程中没有发生固持现象, 与前人报道一致^[8,23], 而目前对该现象仍没有充分的解释.

在分解过程中, 不同类型叶片分解速率与化学成分之间相关关系不同. A 和 A₈₅₀ 分解速率与凋落物 N 浓度相关性最为密切, 而 A₄₅₀ 和 A₆₀₀ 分解速率与木质素浓度之间的相关性最高. 其原因可能是, A 和 A₈₅₀ 中 N 浓度较低, 微生物在分解过程中易受到 N 供应不足的限制; 相反, A₄₅₀ 和 A₆₀₀ 中 N 浓度相对较高, N 供应相对充足, 因此, 凋落物分解主要受木质素浓度限制. Joseph 等^[8]的研究表明, 所有凋落物的剩余百分率均与 N 浓度呈显著的相关关系. 而在本研究中, 4 种降水处理下蒙古栎叶片的剩余百分率均与木质素浓度和 C/N 呈显著的相关关系.

本研究结果表明, 降水量变化会显著地改变凋落物质量, 进而间接地影响蒙古栎叶片分解速率和养分元素释放率. 在干旱状态下, 蒙古栎产生高质量的凋落物(即凋落物内 N 浓度高、木质素浓度低), 导致较高的分解速率和养分元素释放率, 以及较短的 N、P 固持时间; 而在降水量增加情况下, 蒙古栎产生低质量的凋落物(即凋落物内 N 浓度低、木质素浓度高), 导致 N、P 固持时间延长, 分解速率和养分元素释放率降低.

参考文献

- [1] Austin AT, Vitousek PM. 1998. Nutrient dynamics on a rainfall gradient in Hawai'i. *Oecologia*, **113**: 519 – 529
- [2] Austin AT, Vitousek PM. 2000. Precipitation, decomposition and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* in native forests on Hawai'i. *Journal of Ecology*, **88**: 129 – 138
- [3] Berg B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, **133**: 13 – 22
- [4] Berg B, Berg MP, Bottner P, *et al.* 1993. Litter mass loss rates in pine forest of Europe and Eastern United States: Some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry*, **20**: 127 – 159
- [5] Chen H (陈华), Mark EH, Tian H-Q (田汉勤). 2001. Effects of global change on litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), **21**(9): 1549 – 1563 (in Chinese)
- [6] Cotrufo MF, Ineson P. 1996. Elevated CO₂ reduces field decomposition rates of *Betula pendula* (Roth.) leaf litter. *Oecologia*, **106**: 525 – 530
- [7] Hobbie S, Gough L. 2004. Litter decomposition in moist acidic and non-acidic tundra with different glacial histories. *Oecologia*, **140**: 113 – 124
- [8] Joseph JH, Wilson CA, Boring LR. 2002. Foliar litter position and decomposition in a fire-maintained longleaf pine-wiregrass ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research*, **32**: 928 – 941
- [9] King JS, Pregitzer DR, Zak ME. 2001. Correlation of foliage and litter chemistry of sugar maple, *Acer saccharum*, as affected by elevated CO₂ and varying N availability, and effects on decomposition. *Oikos*, **94**: 403 – 416
- [10] Latter PM, Howson G, Howard DM, *et al.* 1998. Long-term study of litter decomposition on a Pennine peat bog: Which regression? *Oecologia*, **113**: 94 – 103
- [11] Liao L-P (廖利平), Lindley DK, Yang Y-H (杨永辉). 1997. Decomposition of mixed foliar litter I. A microcosm study. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), **8**(5): 459 – 464 (in Chinese)
- [12] Limpens L, Berendse L. 2003. How litter quality affects mass loss and N loss from decomposing Sphagnum. *Oikos*, **103**: 537 – 547
- [13] Liski J, Nissinen A, Erhard M, *et al.* 2003. Climatic effects on litter decomposition from arctic tundra to tropical rainforest. *Global Change Biology*, **9**: 575 – 584
- [14] Liu Q (刘强), Peng S-L (彭少麟), Bi H (毕华), *et al.* 2005. Nutrient dynamics of foliar litter in reciprocal decomposition in tropical and subtropical forests. *Journal of Beijing Forestry University* (北京林业大学学报), **27**(1): 24 – 32 (in Chinese)
- [15] Melillo JM, Aber JD, Linkins AE, *et al.* 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum. *Plant and Soil*, **115**: 189 – 198
- [16] Melillo JM, Aber JD, Muratore JF. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, **63**: 621 – 626
- [17] Moore TR, Trofymow JA, Siltanen M, *et al.* 2004. Patterns of decomposition and carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics of litter in upland and peatland sites in central Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, **35**: 133 – 142
- [18] Moore TR, Trofymow JA, Taylor B, *et al.* 1999. Litter decomposition rates in Canadian forests. *Global Change Biology*, **5**: 75 – 82
- [19] Pan K-W (潘开文), He J (何静), Wu N (吴宁). 2004. Effect of forest litter on microenvironment conditions of forestland. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), **15**(1): 153 – 158 (in Chinese)
- [20] Semmartin M, Aguiar MR, Distel RA, *et al.* 2004. Litter quality and nutrient cycling affected by grazing-induced species replacements along a precipitation gradient. *Oikos*, **107**: 148 – 160
- [21] Taylor BR, Parkinson D, Parsons WFJ. 1989. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: A microcosm test. *Ecology*, **70**: 97 – 104
- [22] Tian G, Kang BT, Brussard L. 1992. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions: Decomposition and nutrient release. *Soil Biology and Biochemistry*, **24**: 1051 – 1060
- [23] Vitousek PM. 1984. Litterfall, nutrient cycling and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, **65**: 285 – 298

作者简介 李雪峰,男,1976年生,博士.主要从事森林生态系统碳循环方面的研究,发表论文6篇. E-mail: lisnowmount@163.com

责任编辑 李凤琴