

三种阔叶林凋落物对下层土壤养分的影响^{*}

陈国平¹ 程珊珊¹ 丛明阳¹ 刘 静¹ 高 鑫² 王 晖² 石福臣^{1**}

(¹南开大学生命科学学院, 天津 300071; ²天津市野生动植物保护管理站, 天津 300074)

摘 要 对天津八仙山国家级自然保护区 3 种典型阔叶林, 即栓皮栎 (*Quercus variabilis*) 林、核桃楸 (*Juglans mandshurica*) 林、槲栎 (*Quercus aliena*) 林凋落物的未分解层、半分解层及下层土壤的养分进行分析, 结果表明: (1) 在凋落物的未分解层, C 含量槲栎林最高为 $486.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 栓皮栎林最低为 $447.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。N、P 含量核桃楸林均最高, 分别为 17.9 和 $1.2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 槲栎林最低为 13.2 和 $0.8 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$; 半分解层, C、P 含量三者差异不显著, N 含量以槲栎林最高为 $17.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 栓皮栎林最低为 $10.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。土壤 C、N、P 含量差异显著 ($P < 0.05$), 均表现出槲栎林最高, 栓皮栎林最低。表明槲栎林自肥能力较强, 土壤养分状况良好。(2) C/N、C/P 值, 在凋落物未分解层中, 核桃楸林均小于栓皮栎林和槲栎林, 而在半分解层中, 3 种林分无明显差异; 从未分解层到半分解层, 栓皮栎林的 C/N、C/P 值分别下降了 17% 和 11%, 槲栎林分别下降了 19% 和 35%, 而核桃楸林无明显变化。(3) 矿质营养元素含量在凋落物未分解层中按照核桃楸林、栓皮栎林、槲栎林的顺序递减, 矿质营养元素含量越大其 pH 值越接近中性; 各林分凋落物矿质营养元素积累总量顺序为: 栓皮栎林 > 槲栎林 > 核桃楸林。

关键词 凋落物分解; 土壤养分; 栓皮栎林; 槲栎林; 核桃楸林

中图分类号 S718.5 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2014)4-0874-06

Effects of litter decomposition on soil nutrients in three broad-leaved forests. CHEN Guoping¹, CHENG Shan-shan¹, CONG Ming-yang¹, LIU Jing¹, GAO Xin², WANG Hui², SHI Fuchen^{1**} (¹College of Life Sciences, Nankai University, Tianjin 300071, China; ²Tianjin Management Station of Wild Animal and Plant, Tianjin 300074, China). Chinese Journal of Ecology, 2014, 33(4): 874–879.

Abstract: Nutrients in soils of *Quercus variabilis* forest, *Juglans mandshurica* forest and *Q. aliena* forest in Baxian Mountain National Nature Reserve in Tianjin were measured as affected by different litter layers: fresh litter, half-decomposed litter and soils. The results showed that in the fresh litter, C content was highest in the *Q. aliena* forest ($486.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) and lowest in the *Q. variabilis* forest ($447.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$), and N and P contents were highest in the *J. mandshurica* forest (17.9 and $1.2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) and lowest in the *Q. aliena* forest (13.2 and $0.8 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$). In the half-decomposed litter, C and P contents were not significantly different among the three forests; N content was highest in the *Q. aliena* forest ($17.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) and lowest in the *Q. variabilis* forest ($10.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$). The contents of C, N and P varied in the soils of the different forests: *Q. aliena* forest > *J. mandshurica* forest > *Q. variabilis* forest. In the fresh litter, C/N and C/P were significantly lower in *J. mandshurica* forest than in *Q. aliena* forest and *Q. variabilis* forest; in the half-decomposed layer, C/N and C/P were not significantly different among the three forests. From the fresh layer to the half-decomposed layer of litter, C/N and C/P were decreased by 17% and 11% in *Q. variabilis* forest, by 19% and 35% in *Quercus aliena* forest, but not significantly different in *J. mandshurica* forest. The mineral element content in the fresh litter tended to decrease from *J. mandshurica* forest, to *Q. variabilis* forest, and *Q. aliena* forest; pH increased with increasing the mineral element content. The order of total content of mineral element in the

^{*} 国家基础科学人才培养基金项目(J1103503)、国家科技部基础专项(2011FY110300)和天津市野生资源植物调查项目资助。

^{**} 通讯作者 E-mail: fcschi@nankai.edu.cn

收稿日期: 2013-08-07 接受日期: 2013-12-31

litter was *Q. variabilis* forest > *Q. aliena* forest > *J. mandshurica* forest.

Key words: litter decomposition; soil nutrient; *Quercus variabilis*; *Quercus aliena*; *Juglans mandshurica*.

森林凋落物是森林生态系统的重要组成,凋落物在降解过程中通过营养的垂直输送,对下层土壤的理化性质、营养状况乃至生态系统的养分循环都产生重要影响 (Hoorens *et al.*, 2003; Fife *et al.*, 2008)。凋落物中各营养元素的含量和构成在凋落物整个分解过程中不断发生变化,尤其是 C/N、C/P 值作为凋落物质量的重要指标,不仅对凋落物降解有重要指示作用,而且对土壤 C、N 循环过程具有重要影响 (Nave *et al.*, 2009; 曲浩等, 2010; Szanser *et al.*, 2011)。凋落物的养分归还快慢不仅与凋落物质量有关,而且与土壤养分含量、立地条件等也密不可分 (葛晓改等, 2012)。我国已开展了不同气候带主要森林类型凋落物分解及影响因素、凋落物养分元素归还特征以及对土壤肥力影响等方面的研究。如长白山 (刘颖等, 2009)、太行山 (赵勇等, 2009)、小兴安岭 (陈金玲等, 2010)、鼎湖山 (窦荣鹏等, 2010)、神农架 (刘蕾等, 2012) 等, 这些研究为揭示不同温度带主要森林类型凋落物分解和养分归还的影响因素及动态规律起到重要作用。然而, 对于北暖温带, 特别是接近温带地区典型阔叶林凋落物养分动态及其对土壤养分影响的研究报道不多。

八仙山国家级自然保护区, 位于燕山山脉南翼, 处在暖温带北部, 是华北与东北、内蒙的过渡带, 区内植物种类多样, 群落结构具有典型的温带阔叶次生林类型特征。该区森林生态系统对于华北地区中东部的水源涵养、气候调节及维持生物多样性等方面具有非常重要的作用 (徐华鑫等, 1994; 韩英兰和苏卫国, 1996; 靳芳等, 2005; 胡冰冰等, 2010)。本研究以八仙山 3 种典型阔叶林为研究对象, 对凋落物未分解层、半分解层和下层土壤养分进行分析, 为揭

示暖温带北部地区森林的养分循环规律提供理论依据。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

研究地点位于八仙山国家级自然保护区内 (40°7'24" N—40° 13' 53" N, 117° 30' 35" E—117°36'24" E), 一般海拔 500 ~ 800 m。该地区为暖温带季风性大陆气候区, 年平均气温 8 ~ 10 ℃, 降水多集中在夏季, 平均降水量为 968.5 mm, 全年日平均气温在 10 ℃ 以上的天数为 180 d, 全年积温 3800 ~ 3900 ℃, 无霜期为 180 d 左右; 土壤以山地棕色森林土为主, 土层相对贫瘠, 含砂砾较多, pH 值为 6.4, 呈微酸性反应 (韩英兰和苏卫国, 1996; 李后魂等, 2009)。八仙山的森林类型多样植物种类丰富, 本研究涉及的林分为以栓皮栎 (*Quercus variabilis*)、槲栎 (*Quercus aliena*)、核桃楸 (*Juglans mandshurica*) 为优势种的阔叶林, 林下灌丛有荆条 (*Vitex negundo*)、大花溲疏 (*Deutzia grandiflora*)、鼠李 (*Rhamnus parvifolia*)、胡枝子 (*Lespedeza bicolor*) 等。本研究选取的 3 个阔叶林样地的植被组成和生境基本信息情况如表 1。

1.2 凋落物及土壤的收集与处理

2012 年 8 月, 在上述 3 个阔叶林内, 分别选择 3 个典型样地, 于每个样地内各设一个 20 m×30 m 的样方, 对每个样方进行详细的植被调查。在此基础上, 在每个样方内沿对角线设置 3 个 20 cm×20 cm 的样格, 对每样格内的凋落物按未分解层、半分解层分层取样, 并采取下层土壤样品。分层标准: 未分解层, 凋落物保持原状, 颜色变化不明显, 质地坚硬, 叶

表 1 研究地基本概况
Table 1 General situation of experimental sampling sites

林分类型	位置	海拔 (m)	坡度	坡向	主要组成
栓皮栎林	40°11'21.35"N 117°32'24.53"E	270	27°	S40°W	栓皮栎 (<i>Quercus variabilis</i>)、花曲柳 (<i>Fraxinus rhynchophylla</i>)、荆条 (<i>Vitex negundo</i>)、羊胡子苔草 (<i>Carex callitrichos</i>)
核桃楸林	40°11'36.35"N 117°33'44.41"E	550	18°	W30°S	核桃楸 (<i>Juglans mandshurica</i>)、白蜡 (<i>Fraxinus chinensis</i>)、卫矛 (<i>Euonymus alatus</i>)、大叶铁线莲 (<i>Clematis heracleifolia</i>)
槲栎林	40°11'54.71"N 117°33'42.26"E	650	28°	N	槲栎 (<i>Quercus aliena</i>)、紫椴 (<i>Tilia amurensis</i>)、元宝槭 (<i>Acer truncatum</i>)、大花溲疏 (<i>Deutzia grandiflora</i>)、羊胡子苔草 (<i>Carex callitrichos</i>)

形完整,外表无分解痕迹;半分解层,叶无完整外观轮廓,多数凋落物已粉碎,叶肉被分解成碎屑,颜色为黑褐色(陈立新等,1998)。土样样品用 100 cm³ 标准环刀在表层采取,每样格随机采取 3 个样本,置于封口袋中,带回实验室内烘干称重,进行生化分析。

1.3 凋落物及土壤营养含量测定

凋落物、土壤的总有机碳和总氮用元素分析仪测定(Elementar,德国)。凋落物矿质元素含量采用微波消解法对凋落物及土样进行消解,再用 ICP(等离子发射光谱仪)测定样品中的 P、Ca、Mg、Fe、Mn、Na、Zn 和 Cu 的含量(US EPA,1996)。凋落物未分解层 pH 值用 pH 计测定(蒸馏水与凋落物 10:1)(王金凤等,2007)。

1.4 数据处理

应用 Excel 软件及 SPSS 16.0 对数据进行处理。利用 one-way ANOVA 单因素方差分析及多重比较(LSD)方法对不同处理数据进行差异显著分析,差异显著水平为 $\alpha=0.05$ 。所有数据表示为 3 次重复的平均值±标准差。

2 结果与分析

2.1 不同林下调落物及土壤中 C、N、P 积累现状及分布特征

凋落物养分含量及其降解程度直接反映土壤肥力状况。从图 1 看出,凋落物未分解层 C 含量,榉栎林显著($P<0.05$)大于栓皮栎林和核桃楸林;半分解层中三者 C 含量无显著差异。不同林分凋落物未分解层中 N 含量,以核桃楸林最大,且达显著水平($P<0.05$),而栓皮栎林与榉栎林之间无显著差异;半分解层 N 含量,榉栎林显著($P<0.05$)高于其他 2 种林分。在 3 种不同林分凋落物未分解层 P 含量:核桃楸林>栓皮栎林>榉栎林,半分解层 P 含量三者之间无显著差异。另外,不同林分下层土壤 C、N、P 含量均达到差异显著($P<0.05$),榉栎林最大,栓皮栎林最小。

表 2 不同林下调落物及土壤中的 C/N、C/P 值的变化

Table 2 Changes of C/N and C/P ratios in the litter and soil of three typical forests

凋落物层 和土壤	C/N			C/P		
	栓皮栎林	核桃楸林	榉栎林	栓皮栎林	核桃楸林	榉栎林
未分解层	38.12±4.52 a	25.81±3.90 b	37.04±2.79 a	459.92±66.79 b	403.89±84.09 b	640.96±53.34 a
半分解层	31.62±6.74 a	26.49±9.60 a	24.11±2.93 a	408.46±58.36 a	423.97±136.35 a	513.47±48.27 a
土壤	11.53±0.85 b	11.70±0.48 b	13.08±0.44 a	70.29±11.52 b	129.04±41.44 a	138.28±21.45 a

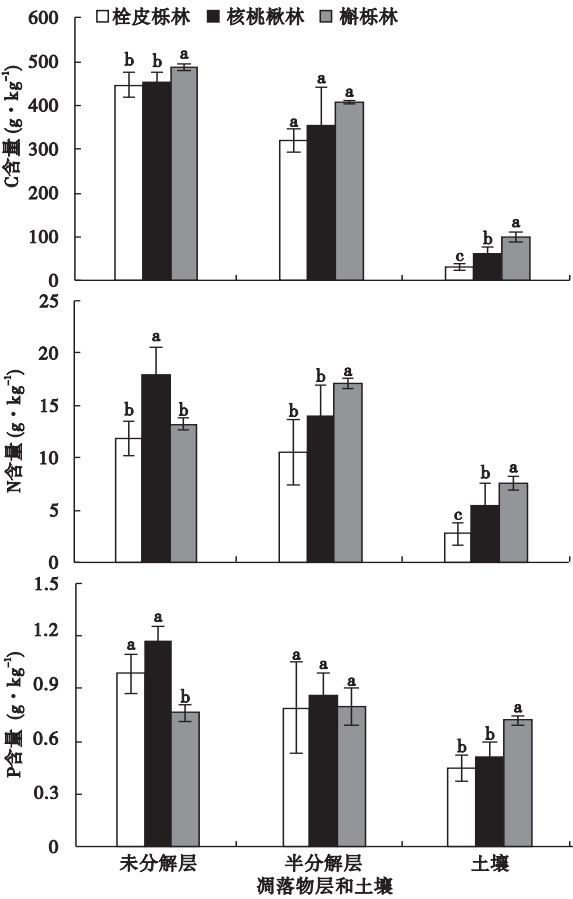


图 1 不同林下调落物及土壤中 C、N、P 含量
Fig.1 Contents of C, N and P in the litter and soil of three typical forests
小写字母表示同一分解层不同林分之间的差异性显著 ($P<0.05$),下同。

2.2 不同林下调落物及土壤中 C/N、C/P 值特征

C/N、C/P 值作为凋落物质量的重要指标,对凋落物降解有重要指示作用。随着凋落物降解程度的加深,其 C/N、C/P 值基本都呈下降的趋势(表 2)。从未分解层到半分解层,栓皮栎林、榉栎林 C/N 值分别下降了 17%、35%,核桃楸林略有上升(2.6%);C/P 值也呈相似的变化趋势,栓皮栎林(11%)降低的程度小于榉栎林(19%),而核桃楸仍呈现略微升高趋势(4.9%);从未分解层到半分解层核桃楸林 C/N、C/P 值略有上升。在未分解层

表 3 凋落物及土壤营养元素含量
Table 3 Nutrient accumulation of litter layer (kg · hm⁻²) and soil (g · kg⁻¹) of different forest types

林分	凋落物层	Ca	Mg	Fe	Mn	Na	Zn	Cu	合计
栓皮栎林	未分解层	120.90	16.34	26.02	5.13	2.11	0.84	0.21	
	半分解层	268.42	48.83	125.37	10.75	4.59	1.98	0.75	
	合计	389.33	65.17	151.39	15.88	6.70	2.82	0.96	632.25
	土壤	64.67	4.24	18.31	0.34	—	2.56	0.02	90.15
核桃楸林	未分解层	59.93	5.61	7.42	0.71	0.62	0.34	0.09	
	半分解层	102.58	16.49	46.77	1.87	1.02	1.07	0.30	
	合计	162.51	22.09	54.19	2.58	1.64	1.41	0.39	244.82
	土壤	52.92	3.17	14.58	0.28	—	1.56	0.03	72.53
槲栎林	未分解层	91.17	11.81	7.04	2.84	0.69	0.39	0.24	
	半分解层	378.56	36.26	61.68	8.57	2.42	1.64	0.89	
	合计	469.73	48.07	68.72	11.40	3.12	2.03	1.13	604.19
	土壤	66.65	4.39	15.96	0.41	—	1.79	0.03	89.23

—检测时仪器未显示此元素的数值。

表 4 不同林分凋落物未分解层中的营养元素含量 (g · kg⁻¹) 及 pH
Table 4 Nutrient concentrations and pH of non-decomposition layer in the litter of three typical forests

林分类型	Ca	Mg	Fe	Mn	Na	Zn	Cu	合计	pH
栓皮栎林	12.13	1.64	2.61	0.51	0.21	0.08	0.02	17.20±2.48 a	5.35±0.12 b
核桃楸林	16.09	1.51	1.99	0.19	0.17	0.09	0.02	20.06±1.74 a	6.12±0.02 a
槲栎林	8.02	1.04	0.62	0.25	0.06	0.03	0.02	10.05±0.78 b	5.47±0.08 b

中,核桃楸林 C/N、C/P 值小于栓皮栎林和槲栎林,而在半分解层中,3 种林分的 C/N、C/P 值均无明显差异。林下土壤的 C/N、C/P 值:槲栎林>核桃楸林>栓皮栎林,槲栎林 C/N、C/P 值高于其他 2 种林分。

2.3 不同林分凋落物及林下土壤中的矿质营养元素现存量

3 种林分凋落物层矿质营养元素积累量:栓皮栎林>槲栎林>核桃楸林;在同一林分内凋落物层各元素含量:Ca>Fe>Mg>Mn>Na>Zn>Cu(表 3)。核桃楸林、栓皮栎林、槲栎林未分解层矿质营养元素含量呈递减趋势,其 pH 值也呈递减趋势;核桃楸林未分解层矿质营养元素最高,同时核桃楸林未分解层 pH 更接近中性水平(表 4)。凋落物层中 Ca、Fe、Mn 含量明显高于其他元素,尤其是 Ca。在不同林分土壤中,Ca>Fe>Mg>Mn>Zn>Cu。土壤中矿质营养元素含量,栓皮栎林最大,核桃楸林最小。

3 讨 论

凋落物中 C、N、P 含量直接影响到林下土壤养分状况。在森林生态系统中,凋落物中的养分经过分解回归到土壤,提高土壤肥力,被认为是土壤养分的重要归还库(潘开文等, 2004; Maisto *et al.*, 2011)。在 3 种林分中,下层土壤中 C 含量的变化趋势与凋落物变化一致,即:槲栎林>核桃楸林>栓

皮栎林。下层土壤中的 N、P 变化趋势与凋落物变化趋势存在差异。核桃楸林凋落物未分解层中 N、P 含量显著高于槲栎林,而核桃楸林下层土壤中 N、P 含量却显著低于槲栎林(图 1)。在凋落物降解的早期阶段,高氮含量促进易分解化合物的降解,而抑制难分解化合物酶类的形成。因为在高氮环境中,降解难分解化合物的真菌群落生长比较慢,不能竞争过生长比较快的细菌群落,因此真菌生长受到抑制,从而影响后期凋落物的分解(Fioretto *et al.*, 2005)。所以在降解的早期阶段,含氮量高的核桃楸林凋落物降解可能相对较快,加之淋溶、不同坡位及土壤动物等影响养分的流失或汇聚,使得土壤的氮含量并不是最高。殷秀琴等(2007)在研究小兴安岭红松阔叶混交林凋落物和土壤养分时,也发现类似的现象。相关性分析显示,下层土壤 C 含量与未分解层 C 含量未达显著相关水平,而下层土壤 C 含量与半分解层 C 含量近显著相关($P=0.053$)。下层土壤 N 含量与未分解层 N 含量未达显著相关,而下层土壤 N 含量与半分解层 N 含量达极显著相关($P<0.01$)。本研究中,3 种林分凋落物半分解层 C、N 含量与下层土壤 C、N 含量的变化趋势一致(图 1)。说明土壤养分含量受半分解层的影响较大。下层土壤 P 含量与凋落物未分解层、半分解层 P 含量之间未达显著相关。综上,反映出槲栎林下层土壤营养

状况良好,自肥能力较强。

在凋落物分解不同阶段,C/N、C/P 值是不断变化的。凋落物的降解过程中,大量的碳源通过微生物呼吸作用以 CO_2 的形式进入大气,而氮源不断地富集,使得凋落物 C/N 值随着降解的进行逐渐下降(陈洪章,2011)。本研究发现,从未分解层到半分解层,槲栎林 C/N、C/P 值下降的幅度最大而核桃楸林最小(表2)。N、P 的富集,可以使微生物不会因为缺 N、P 而限制其对凋落物的降解。未分解层中核桃楸林 C/N、C/P 值均显著($P<0.05$)小于栓皮栎林和槲栎林,而在半分解层中3种林分的 C/N、C/P 值却无明显差异。这可能是因为分解初期水溶性物质和易分解的碳水化合物被快速淋溶、降解,而随着分解的继续,难分解物质不断积累,使得凋落物进一步分解受到抑制而造成的(Taylor *et al.*, 1989; Aerts, 1997; 代静玉等, 2004; 郭剑芬等, 2006)。一般微生物细胞的 C/N 值是 8~12,在其生长过程中 50% 的碳供给呼吸的能量,50% 的碳组成微生物细胞,因而理想的生长培养基的 C/N 值是 16~24(陈洪章,2011)。本研究中,不同林下土壤 C/N 值均小于 16,可能是由于山地地形导致氮汇集或大气中氮沉降等原因引起的。低的 C/N 值不仅有利于微生物在有机质分解过程中的养分释放、土壤中的有效氮增加,同时还可以为植物生长提供足够的氮源,从而不会发生微生物与植物对土壤氮的竞争(Nakanishi *et al.*, 2009),影响凋落物的进一步降解。

凋落物中的矿质营养元素在其分解过程中起着重要作用(王蔚和高培基, 2002; 陈立祥和章怀云, 2003; Claus, 2004)。凋落物的矿质营养元素通过提供给分解者重要能源而提高自身的可食性,同时还使得凋落物的酸度降低,二者共同为分解者(特别是细菌)提供合适的生存环境(Swift *et al.*, 1979; Nicolai, 1988),以利于分解者对凋落物的降解。有研究发现,凋落物降解速率与鲜叶中的矿质营养元素之间存在显著的一致性(Cornelissen & Thompson, 1997)。本研究中,核桃楸林凋落物未分解层中矿质营养元素含量显著高于槲栎林,同时其酸度值(pH)也显著高于槲栎林,更接近中性。从未分解层到半分解层槲栎林 C 的降低幅度(16%)小于核桃楸林(21%),这也说明了矿质营养元素对凋落物降解有促进作用。凋落物中矿质营养元素含量存在差异,这主要与根部阳离子交换能力和元素在植物体内的循环利用有关(潘瑞炽, 2008)。本研究发现,

凋落物中 Ca、Fe、Mn 含量明显高于其他元素,尤其是 Ca。主要原因是 Mg、Na 等元素是可移动元素,而 Ca、Fe、Mn 在细胞中呈难溶解的稳定化合物,在植物体内移动性相对较低(潘瑞炽, 2008; 刘蕾等, 2012)。在未分解层矿质营养元素含量:核桃楸林>栓皮栎林>槲栎林,而在整个凋落物层中矿质营养元素却是:栓皮栎林>槲栎林>核桃楸林,这可能是由于降雨等因素导致营养成分的淋溶或流失造成的。由于不同林下凋落物中矿质营养元素含量及分解快慢间存在差异,所以林下土壤矿质营养元素含量栓皮栎林最大,核桃楸林最小。在林下土壤中 $\text{Ca}>\text{Fe}>\text{Mg}>\text{Mn}>\text{Zn}>\text{Cu}$,主要是由于土壤元素迁移系数及土壤类型间存在差异造成的。土壤中含砂砾较多,可能导致了 Ca 含量比较高。由于 Fe 迁移能力低于 Mg、Mn,所以土壤中 Fe 含量高于 Mg、Mn。

参考文献

- 陈洪章. 2011. 纤维素生物技术. 北京: 化学工业出版社.
- 陈金玲, 金光泽, 赵凤霞. 2010. 小兴安岭典型阔叶红松林不同演替阶段凋落物分解及养分变化. 应用生态学报, **21**(9): 2209–2216.
- 陈立祥, 章怀云. 2003. 木质素生物降解及其应用研究进展. 中南林学院学报, **23**(1): 79–85.
- 陈立新, 陈祥伟, 段文标. 1998. 落叶松人工林凋落物与土壤肥力变化的研究. 应用生态学报, **9**(6): 581–586.
- 代静玉, 秦淑平, 周江敏. 2004. 水杉凋落物分解过程中溶解性有机质的分组组成变化. 生态环境, **13**(2): 207–210.
- 窦荣鹏, 江洪, 余树全, 等. 2010. 柳杉凋落物在中国亚热带和热带的分解. 生态学报, **30**(7): 1758–1763.
- 葛晓改, 黄志霖, 程瑞梅, 等. 2012. 三峡库区马尾松人工林凋落物和根系输入对土壤理化性质的影响. 应用生态学报, **23**(12): 3301–3308.
- 郭剑芬, 杨玉盛, 陈光水, 等. 2006. 森林凋落物分解研究进展. 林业科学, **42**(4): 93–100.
- 韩英兰, 苏卫国. 1996. 天津市蓟县八仙山自然保护区木本植物区系的研究. 天津农学院学报, **3**(4): 1–9.
- 胡冰冰, 李后魂, 梁之聘, 等. 2010. 八仙山自然保护区蝴蝶群落多样性及区系组成. 生态学报, **30**(12): 3226–3238.
- 靳芳, 鲁绍伟, 余新晓, 等. 2005. 中国森林生态系统服务功能及其价值评价. 应用生态学报, **16**(8): 1531–1536.
- 李后魂, 吕锦梅, 郝淑莲, 等. 2009. 天津八仙山国家级自然保护区多样性考察. 天津: 天津科学技术出版社.
- 刘蕾, 申国珍, 陈芳清, 等. 2012. 神农架海拔梯度上4种典型森林凋落物现存量及其养分循环动态. 生态学报, **32**(7): 2142–2149.
- 刘颖, 韩士杰, 林鹿. 2009. 长白山四种森林类型凋落

- 物动态特征. 生态学杂志, **28**(1): 7-11.
- 潘开文, 何 静, 吴 宁. 2004. 森林凋落物对林地微生境的影响. 应用生态学报, **15**(1): 153-158.
- 潘瑞炽. 2008. 植物生理学. 北京: 高等教育出版社.
- 曲 浩, 赵学勇, 赵哈林, 等. 2010. 陆地生态系统凋落物分解研究进展. 草业科学, **27**(8): 44-51.
- 王 蔚, 高培基. 2002. 褐腐真菌木质纤维素降解机制的研究进展. 微生物学通报, **29**(3): 90-93.
- 王金凤, 由文辉, 易 兰. 2007. 上海宝钢工业区凋落物中土壤动物群落结构及季节变化. 生物多样性, **15**(5): 463-469.
- 徐华鑫, 张启良, 张 聪. 1994. 天津蓟县八仙山自然保护区的特点与功能. 自然资源, (2): 74-78.
- 殷秀琴, 宋 博, 邱丽丽. 2007. 红松阔叶混交林凋落物-土壤动物-土壤系统中 N-P-K 的动态特征. 生态学报, **27**(1): 128-134.
- 赵 勇, 吴明作, 樊 巍, 等. 2009. 太行山针、阔叶森林凋落物分解及养分归还比较. 自然资源学报, **24**(9): 2616-2624.
- Aerts R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: A triangular relationship. *Oikos*, **79**: 439-449.
- Claus H. 2004. Laccases: Structure, reactions, distribution. *Micron*, **35**: 93-96.
- Cornelissen JHC, Thompson K. 1997. Functional leaf attributes predict litter decomposition rate in herbaceous plants. *New Phytologist*, **135**: 109-114.
- Fife DN, Nambiar EKS, Saur E. 2008. Retranslocation of foliar nutrients in evergreen tree species planted in a Mediterranean environment. *Tree Physiology*, **28**: 187-196.
- Fioretto A, Di Nardo C, Papa S, *et al.* 2005. Lignin and cellulose degradation and nitrogen dynamics during decomposition of three leaf litter species in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, **37**: 1083-1091.
- Hoorens B, Aerts R, Stroetenga M. 2003. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition. *Oecologia*, **137**: 578-586.
- Maisto G, De Marco A, Meola A, *et al.* 2011. Nutrient dynamics in litter mixtures of four Mediterranean maquis species decomposing in situ. *Soil Biology and Biochemistry*, **43**: 520-530.
- Nakanishi A, Inagaki Y, Osawa N, *et al.* 2009. Effects of patch cutting on leaf nitrogen nutrition in Hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa* Endlicher) at different elevations along a slope in Japan. *Journal of Forest Research*, **14**: 388-393.
- Nave LE, Vance ED, Swanston CW, *et al.* 2009. Impacts of elevated N inputs on north temperate forest soil C storage, C/N, and net N-mineralization. *Geoderma*, **153**: 231-240.
- Nicolai V. 1988. Phenolic and mineral content of leaves influences decomposition in European forest ecosystems. *Oecologia*, **75**: 575-579.
- Swift MJ, Heal OW, Anderson JM. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. Berkeley: University of California Press.
- Szanser M, Ilieva-Makulec K, Kajak A, *et al.* 2011. Impact of litter species diversity on decomposition processes and communities of soil organisms. *Soil Biology and Biochemistry*, **43**: 9-19.
- Taylor BR, Parkinson D, Parsons WFJ. 1989. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: A microcosm test. *Ecology*, **70**: 97-104.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 1996. Method 3052: Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices SW-846. Washington, DC: US Government Printing Office (GPO).

作者简介 陈国平, 1985年生, 硕士研究生。主要从事植物资源学、植物生态学研究。E-mail: elppa.0706@163.com

责任编辑 王 伟
