

内蒙古典型草原4种优势植物凋落物的混合分解研究

陈 瑾^{1,2} 李 扬¹ 黄建辉^{1*}

¹中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093; ²中国科学院研究生院, 北京 100049

摘要 混合凋落物的研究对预测生态系统群落水平的分解以及相应的养分释放和进一步的循环等生态学过程具有重要意义。该研究使用网袋法, 对克氏针茅(*Stipa krylovii*)、糙叶黄芪(*Astragalus scaberrimus*)、星毛委陵菜(*Potentilla acaulis*)和羊草(*Leymus chinensis*) 4种凋落物单种及其混合物的分解速率及分解过程中的养分动态进行了野外实验研究, 以探讨凋落物多样性对内蒙古典型草原生态系统分解速率和过程的影响。通过对凋落物分解速率和养分含量变化历时1年的实际测定, 得到下列研究结果: (1)分解341天后, 单种凋落物的剩余重量与初始氮(N)含量呈显著负相关关系($p < 0.001, r = -0.979$)。混合凋落物中, 糙叶黄芪-星毛委陵菜组合剩余重量的实测值比期望值高7.5%, 表明凋落物混合具有显著的正效应, 但在其他几种组合中没有发现显著的凋落物混合效应; (2)在分解初期的N释放阶段, 克氏针茅-糙叶黄芪和克氏针茅-羊草组合的实测N剩余率分别比期望值低4.7%和10.0%, 表明混合凋落物对初期N元素释放具有显著的负效应。不同凋落物混合组合的磷(P)释放或累积在不同分解时期都得到了一定程度的促进, 尤其是星毛委陵菜-克氏针茅、克氏针茅-羊草和克氏针茅-糙叶黄芪组合, 它们在分解前期、中期和后期, 实测P剩余率与期望值的差异分别为31.1%、23.1%和21.8%。研究结果表明, 在内蒙古典型草原生态系统, 多数混合凋落物对分解速率不产生显著的混合效应; 相反, 大多数混合凋落物对分解过程中的养分动态, 尤其是P元素, 具有显著的混合效应, 而混合效应的方向(正或负)可能是十分复杂的。

关键词 凋落物分解, 混合效应, 养分动态, 草原生态系统

Decomposition of mixed litter of four dominant species in an Inner Mongolia steppe

CHEN Jin^{1,2}, LI Yang¹, and HUANG Jian-Hui^{1*}

¹State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China; and ²Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract

Aims Litter decomposition is a key process of energy flow and nutrient cycling in terrestrial ecosystems that might be sensitive to the loss of biodiversity. Our objective in this study was to investigate the potential effects of plant litter diversity on decomposition processes and nutrient release in an Inner Mongolia grassland ecosystem.

Methods We placed aboveground litter (stems and leaves) of four dominant species (*Stipa krylovii*, *Astragalus scaberrimus*, *Potentilla acaulis* and *Leymus chinensis*) individually and in mixture in litterbags in the field on October 27, 2006. We collected the litter bags after 0, 162, 252 and 341 days and determined mass loss and N and P content in the remaining litter.

Important findings After 341 days, the remaining mass of litter of individual species was significantly negatively correlated with initial litter N content. There was no significant difference between the observed and expected mass remaining for most litter mixtures, except the *A. scaberrimus* - *P. acaulis* mixture, in which mass remaining was 7.5% higher than the expected. Nevertheless, most litter mixtures affected the dynamics of N and P during decomposition. N releases of *S. krylovii* - *A. scaberrimus* and *S. krylovii* - *L. chinensis* were facilitated in the early stages of decomposition, in which remaining N was 4.7% and 10.0% lower, respectively, than the expected. Meanwhile, either release or accumulation of P in four of five litter mixtures was also promoted in different decomposition stages, and the P remaining significantly differed from the expected in *S. krylovii* - *P. acaulis*, *S. krylovii* - *L. chinensis* and *S. krylovii* - *A. scaberrimus* (31.1%, 23.1% and 21.8%, respectively in the early, middle, and later stage of decomposition). Our results show that litter diversity has significant effects on nutrient dynamics, especially for P, but not on mass loss rates of most decomposing mixtures, and the effects of mixing are complex.

Key words litter decomposition, mixing effects, nutrient dynamics, steppe ecosystem

收稿日期Received: 2010-01-20 接受日期Accepted: 2010-09-03

* 通讯作者Author for correspondence (E-mail: jhuang@ibcas.ac.cn)

凋落物分解是决定多数生态系统碳和养分元素循环的重要过程。例如, 凋落物分解的快慢对植物的养分有效性和生态系统生产力的高低都具有重要影响(Swift *et al.*, 1979; Berg & McClaugherty, 1989)。虽然在自然状态下, 不同植物的凋落物通常混合在一起分解, 但早期对凋落物的研究却多集中于某些单一物种的凋落物分解。为了更准确地预测群落水平凋落物的分解和生态过程, 有必要对混合凋落物的分解开展研究(Blair *et al.*, 1990)。

当不同种类的凋落物混合时, 凋落物分解的物理和化学环境将随之改变(Wardle *et al.*, 2003)。而且由于淋溶或微生物的作用, 养分或者某些次生代谢物质可能在凋落物间发生转移, 进而影响分解者的丰度和活性(Hansen & Coleman, 1998; Hansen, 1999)。这些变化可能导致分解过程中凋落物间产生混合效应, 形成非加和的协同或拮抗反应, 并使混合凋落物的分解偏离了单纯基于单种分解预测的结果。当混合凋落物的实际分解速率和养分释放高于通过基于单个物种结果所预测的期望值时, 混合效应表现为协同效应; 反之, 则为拮抗效应。据Gartner和Cardon (2004)的统计, 在前人对混合凋落物的研究中, 出现非加和作用的比例高达67%, 且其中一半左右发生了协同效应; 同时, 76%的混合凋落物在分解过程中表现出非加和性的养分动态。

随着人类活动的加剧, 物种多样性锐减, 混合凋落物的分解也开始受到更多学者的重视。然而, 国外的相关研究约60%集中于温带森林生态系统(Hättenschwiler *et al.*, 2005), 对草地生态系统的关注相对较少; 国内此方面的研究也仅见于廖利平等(2000)对杉木与常见阔叶树种叶片混合凋落物的研究, 以及Liu等(2007, 2009)对一个草地生态系统不同植物及其不同器官混合凋落物分解的研究。因此, 相关研究在国内开展得还很不够, 况且, 其中若干科学问题, 诸如混合效应的形成机制等, 还没有得到解决。为此, 我们在内蒙古典型草原对4个优势植物种的单种凋落物及其不同混合组合进行了为期一年的野外实验测定, 以及进一步的室内分析, 以探讨这一典型类型的生态系统中凋落物物种多样性对分解过程的影响。我们预测, 凋落物的混合以及凋落物种类的多样性, 将对内蒙古典型草原生态系统的凋落物分解速率和养分释放过程产生重要的影响, 这种影响可能改变这类生态系统在受到长

期过度放牧影响后的恢复过程中, 由于物种组成的变化而导致的养分循环速率和其他过程特征的变化。

1 材料和方法

1.1 研究地区

研究在内蒙古锡林郭勒盟农牧交错区——多伦县十三里滩一个以克氏针茅(*Stipa krylovii*)为主要优势种的典型草原生态系统中展开。地理范围为 $115^{\circ}50' - 116^{\circ}55' E$, $41^{\circ}46' - 42^{\circ}39' N$ 。低山丘陵地貌, 海拔在1 150–1 800 m之间。属于中温带半干旱大陆性气候, 冬季严寒漫长, 无霜期短(100天左右), 年平均气温为 $1.6^{\circ}C$, 最热月(7月)平均气温为 $18.7^{\circ}C$, 最冷月(1月)平均气温为 $-18.3^{\circ}C$, $\geq 10^{\circ}C$ 积温为 $1\,917.9^{\circ}C$, 气温年较差和日较差较大, 日照充分。年平均降水量为385.5 mm, 多集中于6–8月, 且降水年际变率极大(陈佐忠, 1988)。土壤主要为栗钙土, 土壤0–20 cm深的有机质含量为 $1.14\% \pm 0.15\%$, 土壤全氮含量为 $0.14\% \pm 0.01\%$, 容重约为 $(1.40 \pm 0.04) g \cdot cm^{-3}$ 。研究区内的主要植物种包括克氏针茅、冷蒿(*Artemisia frigida*)、扁蓿豆(*Melissilus ruthenicus*)、羊草(*Leymus chinensis*)、冰草(*Agropyron cristatum*)、糙叶黄芪(*Astragalus scaberrimus*)、二裂委陵菜(*Potentilla bifurca*)、星毛委陵菜(*Potentilla acaulis*)、糙隐子草(*Cleistogenes squarrosa*)和早熟禾(*Poa annua*)等。该草原在2000年之前自由放牧, 草场受到了严重破坏。2000年由中国科学院植物研究所多伦草原恢复研究站对其进行围封并作为长期实验样地。

1.2 实验设计

2006年10月27日, 采用刈割法收集克氏针茅、糙叶黄芪、星毛委陵菜和羊草的当年生地上凋落物, 于室温晾干。将收集的克氏针茅(Sk)、糙叶黄芪(As)、星毛委陵菜(Pa)和羊草(Lc)的4个单种凋落物及等量混合的克氏针茅-糙叶黄芪(Sk-As)、糙叶黄芪-星毛委陵菜(As-Pa)、星毛委陵菜-克氏针茅(Pa-Sk)、克氏针茅-羊草(Sk-Lc)、克氏针茅-糙叶黄芪-星毛委陵菜(Sk-As-Pa) 5种混合凋落物, 分别装入 $15\text{ cm} \times 20\text{ cm}$ 大小的尼龙分解袋中(网眼大小为 1 mm^2), 装样量均为每袋15 g。2006年10月27日, 将称量并标记好的9种凋落物网袋均匀布置到5个平行间隔1 m的 $4\text{ m} \times 20\text{ m}$ 样方中, 即9种凋落物(4个

单种凋落物和5个混合凋落物)均设有5个重复。

1.3 采样与化学分析

分别于2007年4月7日、7月6日和10月3日, 从每个样方内取出每种凋落物的1个网袋, 然后将网袋内的其他物质(如其他植物组织, 钻进网袋内的小动物等)拣出, 剩余凋落物用清水洗涤干净, 装入信封, 70 °C下鼓风烘干48 h, 得出分解后的剩余干物质量。然后将凋落物粉碎, 用H₂O₂/H₂SO₄消煮, 消煮液用于测定全氮(N)、全磷(P)的含量。全N的测定采用半微量凯氏定氮法, 全P的测定采用钼蓝比色法。初始凋落物除用于测定全N、全P的含量外, 还采用重铬酸钾外加热氧化法测定全C含量(董鸣等, 1997)。

1.4 数据分析

为了更加直观地反映凋落物的损失情况, 采用剩余率表示分解过程中质量和元素含量的变化。重量剩余率和养分剩余率分别为分解后凋落物质量和养分剩余量占初始量的百分率。

混合凋落物的期望重量剩余率和期望养分剩余率的计算方法如下:

$$\text{期望重量残留率}(\%) = (M_1 \times MR_1 + M_2 \times MR_2 + \dots + M_n \times MR_n) / (M_1 + M_2 + \dots + M_n)$$

$$\text{期望养分剩余率}(\%) = (N_1 \times NR_1 + N_2 \times NR_2 + \dots + N_n \times NR_n) / (N_1 + N_2 + \dots + N_n)$$

式中, 以1, 2, ……, n表示混合凋落物的n种组分, M和N表示各组分在初始混合凋落物中的质量和养分含量, MR和NR表示同一样方中各组分单一凋落物的重量剩余率和养分剩余率。本研究中, 混合凋落物分布含有2个或3个物种的凋落物。因此, n = 2或3。

使用统计软件SPSS 13.0进行数据分析, 采用单因素方差分析检测混合凋落物的实测重量残留

率和养分剩余率是否与期望值有差异。若实测值与期望值之间差异显著($p < 0.05$), 则表示混合凋落物各组分间具有显著的混合效应。若实测值大于期望值, 则混合效应是正的; 反之则是负的。多重均值比较均采用LSD法。

2 结果和分析

2.1 单一凋落物的初始化学组成

初始单种凋落物的化学分析结果显示(表1), 作为豆科植物的糙叶黄芪的N含量最高, 约为星毛委陵菜的2倍, 为针茅和羊草的4倍。星毛委陵菜和糙叶黄芪P含量最高, 约为针茅和羊草的2倍。4种凋落物C/N的高低顺序是: 羊草≈克氏针茅>星毛委陵菜>糙叶黄芪。

2.2 单种凋落物的分解速率和分解过程中的养分动态

各种凋落物经过341天的分解后, 凋落物重量剩余率分别是糙叶黄芪(52.19%)<星毛委陵菜(67.71%)<羊草(78.10%)≈克氏针茅(79.75%) (图1)。相关的统计分析表明, 4种凋落物的重量剩余率与初始N含量呈显著的负相关关系($p < 0.001$, $r = -0.979$)。

除2007年4月N在羊草中出现少许积累外, 在4个单种凋落物的分解过程中N均表现为净释放。分解341天后, N的释放程度是: 糙叶黄芪(N剩余率为68.72%)>克氏针茅(74.83 %)>羊草(82.19%)>星毛委陵菜(87.16%)。P在糙叶黄芪和星毛委陵菜的分解过程中也是不断释放, 且在糙叶黄芪中释放得最快, 但在克氏针茅和羊草中, P都表现为先释放后积累, 且克氏针茅中的释放和富集程度都较大。分解341天后, P的释放程度是: 糙叶黄芪(P剩余率42.55%)>星毛委陵菜(62.06 %)>羊草(75.18%)>克

表1 单种凋落物的初始化学组成

Table 1 Initial chemical composition of single litter

凋落物类型 Litter type	C (%)	N (%)	P (%)	C/N	C/P	N/P
克氏针茅 <i>Stipa krylovii</i>	40.75 ± 0.62 ^a	0.561 ± 0.035 ^a	0.096 ± 0.003 ^a	72.12 ± 4.29 ^a	425.75 ± 16.12 ^a	5.957 ± 0.285 ^a
糙叶黄芪 <i>Astragalus scaberrimus</i>	43.82 ± 0.58 ^b	2.205 ± 0.023 ^b	0.159 ± 0.001 ^b	19.82 ± 0.20 ^b	275.20 ± 3.73 ^b	13.884 ± 0.074 ^b
星毛委陵菜 <i>Potentilla acaulis</i>	42.17 ± 0.51 ^{ac}	1.114 ± 0.020 ^c	0.164 ± 0.001 ^b	37.58 ± 1.01 ^c	256.78 ± 4.14 ^b	6.843 ± 0.115 ^c
羊草 <i>Leymus chinensis</i>	43.21 ± 0.30 ^{bc}	0.547 ± 0.031 ^a	0.096 ± 0.006 ^a	76.00 ± 5.57 ^a	454.79 ± 27.68 ^a	6.005 ± 0.097 ^a

数据为平均值±标准误差($n = 5$)。同列数据后标有相同字母的表示差异不显著($p > 0.05$)。

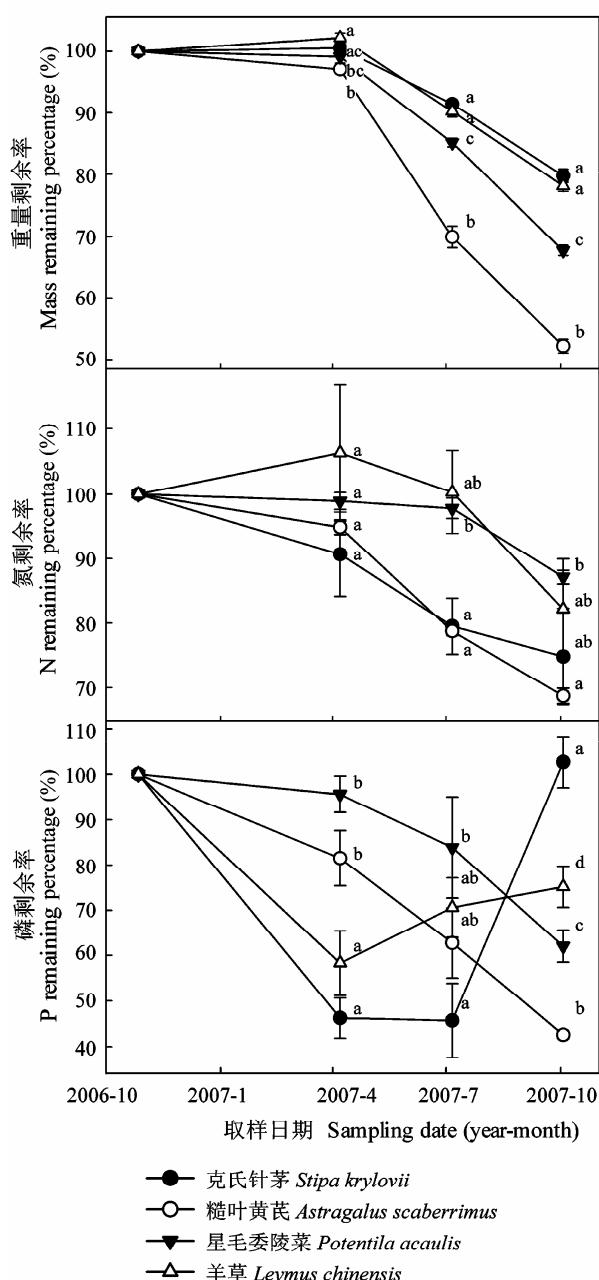
Data are mean ± SE ($n = 5$). Values followed with the same letters within a column mean no significant difference ($p > 0.05$).

表2 混合凋落物的实测重量剩余率(%)和期望重量剩余率(%) (平均值±标准误差, $n=5$)Table 2 Observed and expected mass remaining percentage (%) of different litter mixing combinations (mean \pm SE, $n=5$)

凋落物混合组合 Litter mixing combinations	重量剩余率 Mass remaining percentage (%)		混合效应 Mixing effects
	实测值 Observed value	期望值 Expected value	
克氏针茅-糙叶黄芪(Sk-As) <i>Stipa krylovii</i> + <i>Astragalus scaberrimus</i>	66.0 \pm 0.7	65.9 \pm 0.9	ns
糙叶黄芪-星毛委陵菜(As-Pa) <i>A. scaberrimus</i> + <i>Potentilla acaulis</i>	67.4 \pm 1.1***	59.9 \pm 0.5	—
星毛委陵菜-克氏针茅(Pa-Sk) <i>P. acaulis</i> + <i>S. krylovii</i>	71.4 \pm 1.5	73.8 \pm 0.7	ns
克氏针茅-羊草(Sk-Lc) <i>S. krylovii</i> + <i>Leymus chinensis</i>	81.6 \pm 1.2	79.0 \pm 0.4	ns
克氏针茅-糙叶黄芪-星毛委陵菜(Sk-As-Pa) <i>S. krylovii</i> + <i>A. scaberrimus</i> + <i>P. acaulis</i>	68.2 \pm 0.6***	66.5 \pm 0.6	—

若实测值与期望值间差异显著, 在实测值后标有星号。***, $p < 0.001$; —, 负的混合效应; ns, 没有显著的混合效应。

If differences between the observed and expected decay constants were significant, asterisks are marked behind the observed values. ***, $p < 0.001$; —, significantly negative mixing effects; ns, no significant mixing effects.



氏针茅(102.65%)。

2.3 凋落物混合对分解速率的影响

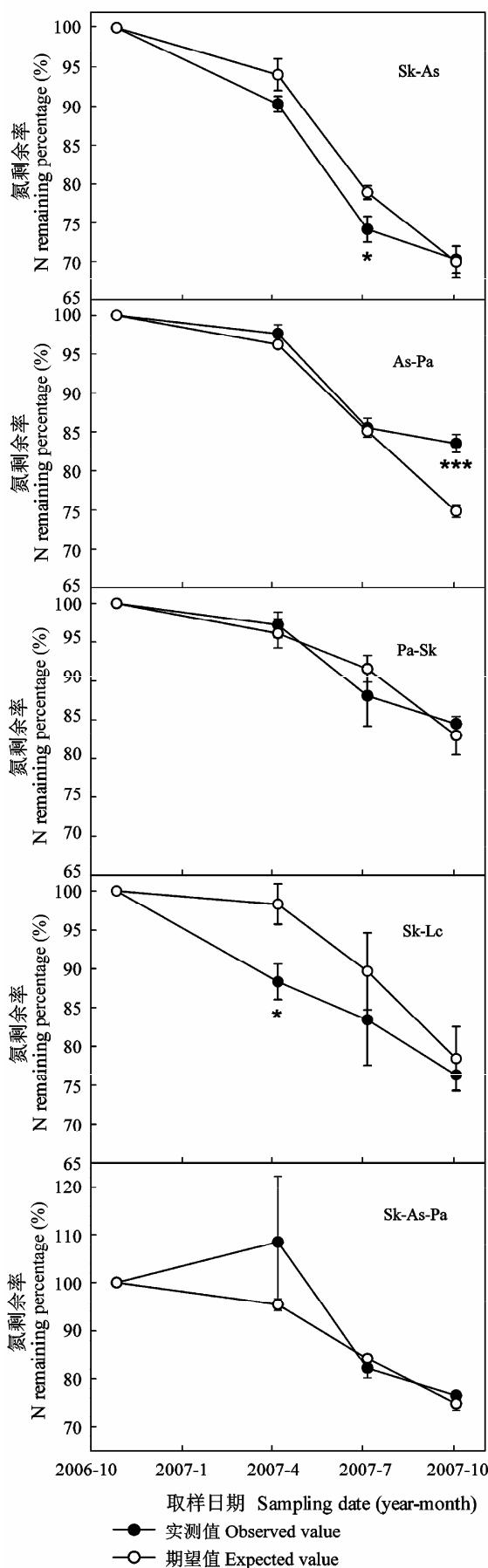
将混合凋落物的实测重量剩余率与根据其组成凋落物单独分解计算得出的期望重量剩余率进行比较发现, 至2007年10月, 糙叶黄芪-星毛委陵菜组合(As-Pa)的实测重量剩余率比期望值高出约7.5%, 即糙叶黄芪和星毛委陵菜混合后出现了负效应, 混合后的分解比各自单独分解时慢(表2)。同时, 克氏针茅-糙叶黄芪-星毛委陵菜组合(Sk-As-Pa)的实测重量剩余率也略高于期望值。其他3种组合无显著的混合效应。

2.4 凋落物混合对分解过程中养分动态的影响

凋落物混合对分解过程中N元素释放的影响在不同凋落物组合中表现得不尽相同, 而且随着分解的进行, 这种影响的大小和方向也随时间而变(图2)。2007年4月, Sk-Lc的实测N剩余率比期望值约低10.0%; 2007年7月, Sk-As的N剩余率实测值也比期望值低4.7%, 而且这种差异均达到了显著水平($p < 0.05$)。可见, 混合凋落物在分解初期促进了Sk-Lc和Sk-As组合的N释放。而2007年10月, As-Pa的N剩余率比期望值高8.6%, 且差异达到了极显著水平($p < 0.001$), 即凋落物混合在分解后期抑制了As-Pa组合N的进一步释放, 这也与混合对As-Pa组合分解速

图1 单一凋落物在分解过程中质量和养分含量的变化。多重均值比较采用LSD法; 不同字母表示同一取样的种间差异显著($p < 0.05$)。

Fig. 1 Single litter decomposition rates and nutrient dynamics during decomposition. LSD method was used in multiple comparisons. Different letters beside the lines mean significant difference at $p < 0.05$ among species of a specific sampling time.



率的负效应相一致(表2)。其他两种组合(Pa-Sk和Sk-As-Pa)混合后的N剩余率的实测值与期望值之间没有显著差异。

凋落物分解的混合效应对分解过程中P元素释放的影响在不同的分解时间阶段不同,但基本表现为初期释放后期积累或初期释放较快而后期释放减缓的趋势,且混合对P元素动态的影响比对N元素更为显著(图3)。2007年4月,除Sk-As-Pa组合外,其他组合P剩余率均显著低于期望值($p < 0.01$),Sk-As、As-Pa、Pa-Sk和Sk-Lc组合的实测值分别比期望值低23.7%、20.8%、31.1%和30.4%,且Sk-Lc组合的P释放程度最大。2007年7月,5种混合的P剩余率实测值均比期望值低,并在Sk-As和Sk-Lc组合中差异达到显著水平,实测值分别比期望值低14.7%和23.1%。2007年10月,Sk-As、Pa-Sk和As-Pa组合的P剩余率均显著高于期望值($p < 0.05$),实测值分别高于期望值21.8%、7.1%和18.7%;同时,与分解前期相比,Sk-As、Pa-Sk和Sk-Lc组合中出现了明显的P富集,这与Sk和Lc单一凋落物在分解后期的P富集相一致;而Sk-As-Pa的P剩余率实测值略低于期望值($p > 0.05$),同时P释放速率较前期有所减缓。

3 讨论

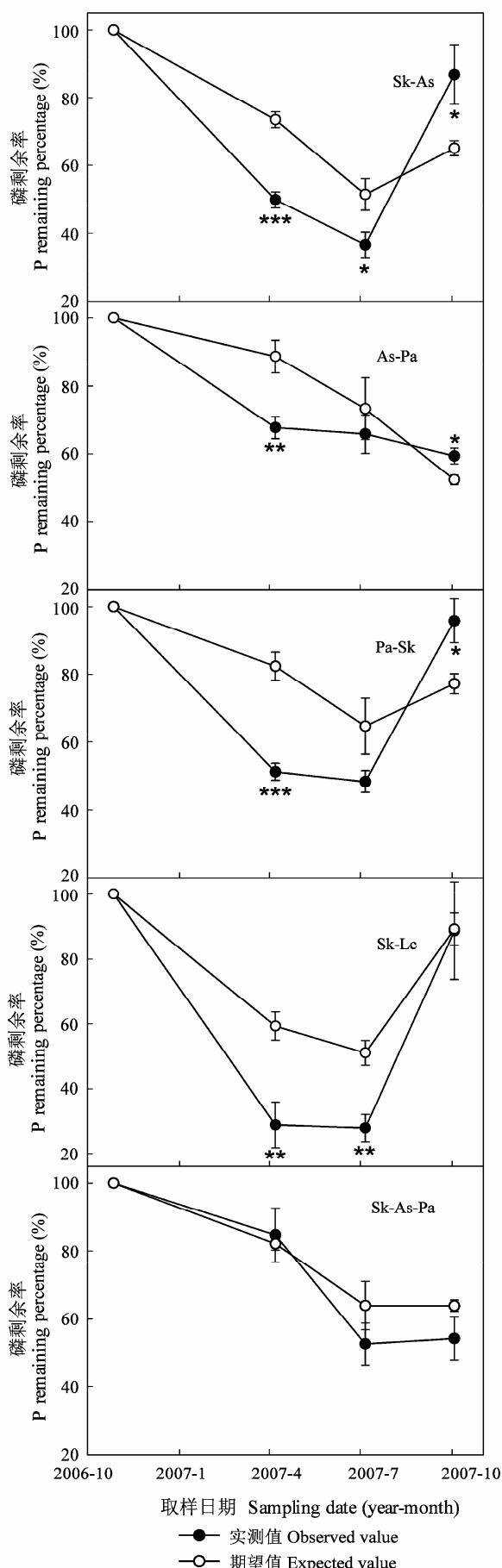
3.1 凋落物质量对单种凋落物分解的影响

在特定的区域范围内,凋落物质量是影响凋落物分解快慢的主要因子(Aerts & de Caluwe, 1997; Melillo *et al.*, 1982)。高质量的凋落物通常具有较高的N含量和较低的C/N比,与低质量凋落物相比分解速率更快(Sánchez, 2001)。本研究中,4种单种凋落物的分解速率与它们的初始N含量呈显著正相关

←

图2 混合凋落物N的实测剩余率与期望剩余率;星号表示实测值与期望值差异显著(*, $p < 0.05$, ***, $p < 0.001$)。Sk-As, 克氏针茅-糙叶黄芪; As-Pa, 糙叶黄芪-星毛委陵菜; Pa-Sk, 星毛委陵菜-克氏针茅; Sk-Lc, 克氏针茅-羊草; Sk-As-Pa, 克氏针茅-糙叶黄芪-星毛委陵菜。

Fig. 2 Observed and expected nitrogen remaining percentage in litter mixtures. Asterisks denote significant differences between the observed and expected values (*, $p < 0.05$, ***, $p < 0.001$). Sk-As, *Stipa krylovii* + *Astragalus scaberrimus*; As-Pa, *Astragalus scaberrimus* + *Potentilla acaulis*; Pa-Sk, *Potentilla acaulis* + *Stipa krylovii*; Sk-Lc, *Stipa krylovii* + *Leymus chinensis*; Sk-As-Pa, *Stipa krylovii* + *Astragalus scaberrimus* + *Potentilla acaulis*.



关系，表明我们所研究的草原生态系统中凋落物分解速率在很大程度上也受凋落物质量所控制。N元素只有在羊草凋落物分解初期有少量累积，其他几种凋落物均表现为释放。与之相比，P元素的变化动态较为复杂。在P含量较低的克氏针茅和羊草中，P表现为先释放后富集；而在P含量较高的糙叶黄芪和星毛委陵菜中，P则一直表现为释放。羊草凋落物由于具有较低的初始N含量，相对较高的C/N比，从而分解质量相对较低，导致微生物在其分解初期对土壤中的无机N产生明显的固持。但是，凋落物低的初始P含量并不立即导致微生物对P元素的固持，而在分解一段时间后才可能产生固持，如本研究中的克氏针茅和羊草。

3.2 凋落物混合对凋落物分解和养分释放的影响

根据Bardgett和Shine (1999)的室内控制实验研究，凋落物多样性对土壤微生物量和分解速率具有协同效应。另外的研究也表明，当不同质量的凋落物混合分解时，较高质量的凋落物能促进较低质量的凋落物的分解(Wardle *et al.*, 1997; Liu *et al.*, 2007)，其机制可能是营养元素的迁移能够缓和分解过程中养分对微生物的限制。而Hector等(2000)的研究则提到了另一方面的原因，凋落物混合对分解微环境的改变比对凋落物组成的影响更加显著。由此可见，影响混合效应的因素可能是多方面的。在本研究的5种凋落物混合组合中，当糙叶黄芪和星毛委陵菜混合时(As-Pa和Sk-As-Pa组合)，对凋落物分解产生了拮抗效应。而克氏针茅无论是与质量相近的羊草混合，还是与质量相对较高的糙叶黄芪或星毛委陵菜混合，都没有发生明显的混合效应。基于上述研究结果，我们推测：不同种类凋落物间养分的流动对分解的混合效应用并不明显，而糙叶黄芪和星毛委陵菜混合的拮抗效应可能与微环境的变化或抑制性物质的产生有关。

Blair等(1990)曾报道，凋落物混合并不影响凋

图3 混合凋落物P的实测剩余率与期望剩余率。星号表示实测值与期望值差异显著(*, $p < 0.05$, **, $p < 0.01$, ***, $p < 0.001$)。Sk-As, As-Pa、Pa-Sk, Sk-Lc, Sk-As-Pa, 同图2。

Fig. 3 Observed and expected phosphorus remaining percentage in litter mixtures. Asterisks denote significant differences between the observed and expected values (*, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$; ***, $p < 0.001$). Sk-As, As-Pa, Pa-Sk, Sk-Lc, Sk-As-Pa, see Fig. 2.

落物的分解速率,但显著加快N的释放。Zak等(2003)的研究进一步证实,植物多样性可以通过改变土壤的微生物学过程影响土壤N的矿化速率。然而,本研究不仅在克氏针茅-羊草(Sk-Lc)和克氏针茅-糙叶黄芪(Sk-As)组合的分解初期观测到了N释放的加快,同时还在几乎所有组合的不同分解阶段都观测到了P释放或累积的增加。我们的研究结果表明:凋落物的混合效应对N元素和P元素释放的影响大小与参与混合的凋落物的特征有较大的关系,而P元素在凋落物分解过程中的释放对凋落物混合似乎更为敏感。

王其兵等(2000)通过凋落物异地分解来模拟潜在的气候变化对内蒙古草原植物混合凋落物分解的影响,发现降水、温度与分解速率的相关性均达到极显著,水热环境因子在凋落物分解中起到关键作用。因此我们认为,当在大尺度条件下研究凋落物分解时,不同种类凋落物的混合对凋落物分解的影响可能微乎其微,原因是大尺度的水分和温度条件的改变掩盖了凋落物混合对凋落物分解的影响。

4 结论

根据我们对内蒙古一个典型草原4种优势植物凋落物的混合分解的初步研究结果,我们认为凋落物混合对凋落物分解过程中凋落物失重率的影响并不是十分普遍,但对分解过程中养分元素的释放有重要的影响,例如N元素释放加快,而P元素的释放或积累在所有两物种混合的不同分解时期都得到明显促进。我们的研究结果表明,分解过程中的养分动态比分解速率对凋落物混合的响应更为敏感,植物多样性的变化可能通过分解过程中的养分释放影响生态系统的养分循环。不过,生态系统的物种组成与生态系统过程的关系可能十分复杂,在今后的凋落物分解研究中,还需结合土壤微生物和环境因子的变化,进一步分析该区域凋落物混合效应的作用机制。

致谢 国家自然科学基金(41073056)和国家科技部基础研究计划(2009CB421102)资助。感谢中国科学院植物研究所何茂在野外布样工作中给予的帮助。

参考文献

- Aerts R, de Caluwe H (1997). Nutritional and plant-mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species. *Ecology*, 78, 244–260.
- Bardgett RD, Shine A (1999). Linkages between plant litter diversity, soil microbial biomass and ecosystem function in temperate grasslands. *Soil Biology and Biochemistry*, 31, 317–321.
- Berg B, McClaugherty C (1989). Nitrogen and phosphorus release from decomposing litter in relation to the disappearance of lignin. *Canadian Journal of Botany*, 67, 1148–1156.
- Blair JM, Parmelee RW, Beare MH (1990). Decay rates, nitrogen fluxes, and decomposer communities of single- and mixed-species foliar litter. *Ecology*, 71, 1976–1985.
- Chen ZZ (陈佐忠) (1988). Overview of topography and climate in the Xilin River Basin of Inner Mongolia. *Research on Grassland Ecosystem* (草原生态系统研究), 3, 13–22. (in Chinese with English abstract)
- Dong M (董鸣), Wang YF (王义凤), Kong FZ (孔繁志), Jiang GM (蒋高明), Zhang ZB (张知彬) (1997). *Survey, Observation and Analysis of Terrestrial Biocommunities* (陆地生物群落调查观测与分析). Standards Press of China, Beijing. 152–154. (in Chinese)
- Gartner TB, Cardon ZG (2004). Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos*, 104, 230–246.
- Hättenschwiler S, Tiunov AV, Scheu S (2005). Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36, 191–218.
- Hansen RA (1999). Red oak litter promotes a microarthropod functional group that accelerates its decomposition. *Plant and Soil*, 209, 37–45.
- Hansen RA, Coleman DC (1998). Litter complexity and composition are determinants of the diversity and species composition of oribatid mites (Acari: Oribatida) in litter-bags. *Applied Soil Ecology*, 9, 17–23.
- Hector A, Beale AJ, Minns A, Otway SJ, Lawton JH (2000). Consequences of the reduction of plant diversity for litter decomposition: effects through litter quality and microenvironment. *Oikos*, 90, 357–371.
- Liao LP (廖利平), Ma YQ (马越强), Wang SL (汪思龙), Gao H (高洪), Yu XJ (于小军) (2000). Decomposition of leaf litter of Chinese fir and in mixture with major associated broad-leaved plantation species. *Acta Phytocologica Sinica* (植物生态学报), 24, 27–33. (in Chinese with English abstract)
- Liu P, Sun OJ, Huang J, Li L, Han X (2007). Nonadditive effects of litter mixtures on decomposition and correlation with initial litter N and P concentrations in grassland plant species of northern China. *Biology and Fertility of Soils*, 44, 211–216.
- Liu P, Huang J, Han X, Sun OJ (2009). Litter decomposition in semi-arid grassland of Inner Mongolia, China. *Rangeland*

- Ecology and Management, 62, 305–313.
- Melillo JM, Aber JD, Muratore JF (1982). Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 63, 621–626.
- Sanchez FG (2001). Loblolly pine needle decomposition and nutrient dynamics as affected by irrigation, fertilization, and substrate quality. *Forest Ecology and Management*, 152, 85–96.
- Swift MJ, Heal OW, Anderson JM (1979). *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. University of Chicago Press, Chicago. 509.
- Wang QB (王其兵), Li LH (李凌浩), Bai YF (白永飞), Xing XR (邢雪荣) (2000). Effects of simulated climate change on the decomposition of mixed litter in three steppe com-
- munities. *Acta Phytoecologica Sinica* (植物生态学报), 24, 674–679. (in Chinese with English abstract)
- Wardle DA, Bonner KI, Nicholson KS (1997). Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. *Oikos*, 79, 247–258.
- Wardle DA, Nilsson MC, Zackrisson O, Gallet C (2003). Determinants of litter mixing effects in a Swedish boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 827–835.
- Zak DR, Holmes WE, White DC, Peacock AD, Tilman D (2003). Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: Are there any links? *Ecology*, 84, 2042–2050.

责任编辑: 杨允菲 责任编辑: 王 蔚