



# 降雨变化对高寒草甸不同植物功能群凋落物质量及其分解的影响

杨德春 胡 雷 宋小艳 王长庭\*

西南民族大学青藏高原研究院, 成都 610041

**摘 要** 凋落物分解是生态系统物质循环的重要过程, 探究降雨变化对高寒草甸不同植物功能群凋落物分解的影响, 有助于了解高寒草甸物质循环对降雨变化的响应规律和机制。该研究设置减雨90% (Pr-90)、减雨50% (Pr-50)、减雨30% (Pr-30)、自然降雨(CK)和增雨50% (Pr+50) 5个降雨处理, 采用网袋分解法, 对青藏高原东部高寒草甸的3种植物功能群(禾本科、莎草科、杂类草)及群落凋落物的化学性质、质量损失和养分释放动态进行研究。结果表明: 1) 减雨处理(Pr-90、Pr-50和Pr-30)显著增加禾本科凋落物的初始氮(N)含量, 显著降低碳氮比(C:N)和木质素氮比(木质素:N); 增雨处理(Pr+50)显著增加各类型凋落物初始磷(P)含量。2) 根据Olson负指数模型拟合, 不同降雨处理下, 杂类草凋落物分解最快, 分解95%的时间为3.49–7.45年; 群落和莎草科次之, 分别为4.07–8.05和4.65–7.74年; 禾本科分解最慢, 为5.84–11.18年。3) 极端减雨(Pr-90)抑制各类型凋落物分解, 适度降雨变化(Pr-50、Pr-30和Pr+50)抑制禾本科分解而对莎草科、杂类草和群落无显著影响, 仅增雨(Pr+50)明显促进杂类草分解。4) 各类型凋落物C释放在减雨(Pr-90和Pr-30)下受到抑制, 增雨或减雨均促进禾本科N和P释放, 对于莎草科、杂类草和群落凋落物而言, Pr-30促进N释放, Pr-90抑制P释放, Pr+50促进P释放。5) 结构方程模型(SEM)表明, 质量和养分残留率受降雨量的直接负效应, 也受凋落物初始C、N、P和木质素、纤维素、半纤维素含量的间接影响。综上所述, 高寒草甸凋落物质量损失及养分释放受凋落物类型和降雨量的共同影响。考虑到禾本科分解最慢且对降雨变化的响应最为敏感, 未来应关注气候变化尤其是极端减雨下禾本科的质量损失及养分释放对高寒草甸有机质输入及C、N、P循环的影响。

**关键词** 凋落物分解; 降雨量; 养分释放; 高寒草甸

杨德春, 胡雷, 宋小艳, 王长庭 (2021). 降雨变化对高寒草甸不同植物功能群凋落物质量及其分解的影响. 植物生态学报, 45, 1314-1328. DOI: 10.17521/cjpe.2021.0211

## Effects of changing precipitation on litter quality and decomposition of different plant functional groups in an alpine meadow

YANG De-Chun, HU Lei, SONG Xiao-Yan, and WANG Chang-Ting\*

Institute of Qinghai-Tibetan Plateau, Southwest Minzu University, Chengdu 610041, China

### Abstract

**Aims** Litter decomposition plays a vital role in material cycling of ecosystems. However, the responses of litter decomposition to changing precipitation in alpine meadows and the mechanisms underlying these responses are still not clear. Thus this study was designed to address the effect of changing precipitation on litter decomposition of different plant functional groups in alpine meadows.

**Methods** We used the litter bag method to investigate changes of initial nutrient content, mass loss and nutrient release in the litter of three plant functional groups (grass, sedge and forb) and in communities in an alpine meadow of Eastern Qingzang Plateau, in response to five precipitation treatments, including 90%, 50% and 30% decrease (Pr-90, Pr-50, Pr-30), ambient control (CK) and 50% increase (Pr+50).

**Important findings** The results showed that: 1) Precipitation decrease (Pr-90, Pr-50, Pr-30) significantly increased the initial nitrogen (N) content, carbon (C):N and lignin:N ratios of grass litters, while precipitation increase (Pr+50) significantly increased the initial phosphorus (P) content of all litter types. 2) According to the Olson negative exponential model, under different precipitation, the forbs decomposed the fastest, with the 95% decomposition time of 3.49–7.45 a; the decomposition of the communities and of the sedge species were the second

收稿日期Received: 2021-06-03 接受日期Accepted: 2021-08-18

基金项目: 国家自然科学基金(U20A2008和31870407)和第二次青藏高原综合科学考察研究项目(2019QZKK0302)。Supported by the National Natural Science Foundation of China (U20A2008 and 31870407) and the Second Tibetan Plateau Scientific Expedition and Research (STEP) Program (2019QZKK0302).

\* 通信作者Corresponding author (wangct@swun.edu.cn)

fastest, with the 95% decomposition time of 4.07–8.05 and 4.65–7.74 a, respectively; grasses decomposed most slowly, 5.84–11.18 a. 3) Extreme precipitation decrease (Pr-90) inhibited the decomposition of all litter types, while moderate precipitation change (Pr-50, Pr-30, Pr+50) inhibited the decomposition of grass litter, but had no significant effects on sedge, forb and community litter, only precipitation increase (Pr+50) promoted the decomposition of forb litter. 4) C release was inhibited under precipitation decrease (Pr-90, Pr-30) in all litter types. N and P release of grass litters were promoted under both precipitation increase and decrease. Pr-30 promoted N release, Pr-90 inhibited P release and Pr+50 promoted P release in sedge, forb and community litters. 5) Structural equation models (SEM) showed that the mass and nutrient remaining rate were directly negatively affected by precipitation, and indirectly affected by litter types through initial C, N, P, lignin, cellulose and hemicellulose content. In conclusion, both litter types and precipitation can affect the mass loss and nutrient release of litters in an alpine meadow. Decomposition was slower and the response to precipitation was more sensitive in grass than that in other litter types. In the future, we should pay attention to the effects of mass loss and nutrient release of grass litter under climate change, especially extreme precipitation decrease, on organic matter input and C, N and P cycling in an alpine meadow.

**Key words** litter decomposition; precipitation; nutrient release; alpine meadow

Yang DC, Hu L, Song XY, Wang CT (2021). Effects of changing precipitation on litter quality and decomposition of different plant functional groups in an alpine meadow. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 45, 1314–1328. DOI: 10.17521/cjpe.2021.0211

凋落物是生态系统的重要组成成分, 其分解在生态系统物质循环与能量流动中具有重要作用。据统计, 凋落物分解释放的CO<sub>2</sub>约占全球年碳通量的70%, 是生态系统碳(C)循环中的重要环节(Raich & Schlesinger, 1992)。陆地生态系统中约90%的净初级生产力以凋落物的形式归还给土壤, 因而凋落物是土壤有机质的重要来源(Wardle *et al.*, 2004)。同时, 植物吸收的养分中90%以上的氮(N)、磷(P)和60%以上的其他矿质元素都来自凋落物(Chapin III *et al.*, 2011)。因此, 凋落物是连接地上与地下的重要纽带, 深入研究凋落物分解这一生态过程对于理解陆地生态系统的结构和功能至关重要。

凋落物分解主要包括淋溶、破碎和微生物分解代谢3个过程(Gavazov, 2010), 受到气候条件(Zhang & Wang, 2015)、凋落物类型和质量(Cornwell *et al.*, 2008)、分解者生物量和活性(Xiao *et al.*, 2020)等因素的影响。其中, 降雨是重要的影响因素, 降雨通过影响淋溶作用和物理破碎直接影响分解过程, 也通过调控分解者的群落结构、生物量与活性间接影响凋落物分解(Schimel *et al.*, 2007)。此外, 降雨量还能改变凋落物质量进而调控分解过程, 如García-Palacios等(2016)发现减雨降低凋落物总酚和缩合单宁含量进而促进分解; Austin和Vitousek (2000)发现随降雨量增加, P含量降低, 木质素含量增加, 进而抑制分解。然而由于不同地区气候条件、土壤理化性质、凋落物理化性质、土壤生物的种类和数量的差异(王相娥等, 2009), 目前关于降雨对凋落物分解

影响的研究结果之间存在较大差异。如在内蒙古半干旱温带草原和华西雨屏区, 降雨量增加促进凋落物分解(向元彬等, 2017; Yan *et al.*, 2018); 在广西南部热带林地, 降雨变化并不影响凋落物分解(舒韦维等, 2020); 而在长白山森林生态系统, 降雨量增加甚至抑制凋落物分解(李雪峰等, 2007)。

青藏高原平均海拔4 000 m以上, 被称为“世界第三极”, 其脆弱的生态系统对气候变化响应敏感且强烈, 是生态学及其相关科学的重点研究区域之一(姚檀栋和朱立平, 2006)。基于青藏高原72个气象站点的降水特征分析表明, 1961–2015年青藏高原年降水量、年最大日降水量都在以一定速率显著增加, 且未来在青藏高原不同地区可能出现不同程度的极端降水、强降水和干旱事件(冀钦等, 2018)。降雨变化改变土壤水分和养分状况从而影响凋落物质量(Schuster, 2016), 并改变养分淋溶和微生物活动, 从而影响生态系统物质循环(Bloor & Bardgett, 2012)。然而, 目前针对青藏高原凋落物分解的研究主要集中在对温度(Xu *et al.*, 2010; Duan *et al.*, 2013)、施肥(Zhu *et al.*, 2016)和放牧(Sun *et al.*, 2018)等的响应, 以及物种间分解速率的差异(Zheng *et al.*, 2021), 而在影响凋落物分解的诸多环境因子中, 有关降雨变化对不同植物功能群凋落物分解影响的研究鲜见报道。因此, 本研究选取青藏高原高寒草甸中的3种植物功能群(禾本科、莎草科和杂类草)及群落凋落物作为研究对象, 设置不同降雨处理, 利用网袋分解法进行野外原位控制试验, 对供试凋落物

初始化学性质及分解特性进行研究,旨在探讨降雨变化下:1)高寒草甸不同植物功能群及群落凋落物化学性质的变化特征;2)不同功能群及群落凋落物质量损失规律;3)不同功能群及群落凋落物C、N、P释放动态。通过以上研究,以期进一步揭示高寒草甸凋落物分解对降雨变化的响应规律和机制,探究降雨变化对高寒草甸生态系统C、N、P输入的影响。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于四川省阿坝州红原县西南民族大学青藏高原生态保护与畜牧业高科技创新实践研发基地内,地处青藏高原东部。地理坐标为32.83° N, 103.59° E, 平均海拔3 500 m。草地类型属于高寒草甸,气候类型属于寒温带高原季风气候,年平均气温1.1 °C,年降水量860.8 mm,80%的降水集中在5-9月。植物种类主要包括禾本科的发草(*Deschampsia cespitosa*)和剪股颖(*Agrostis clavata*),莎草科的高山嵩草(*Kobresia pygmaea*)和四川嵩草(*Kobresia set-schwanensis*),杂类草中的匙叶银莲花(*Anemone trullifolia*)、钝苞雪莲(*Saussurea nigrescens*)和蕨麻(*Potentilla anserina*)等(Zi *et al.*, 2018)。

### 1.2 试验设计

于2015年在研究区内选择地势相对一致、地上植被分布均匀的高寒草甸作为试验样地,并用围栏保护。以研究区所处的红原县1970-2010年降水量减少(Yang *et al.*, 2014)和青藏高原1961-2015年降水量增加(冀钦等, 2018)的趋势为依据,设置5个降雨处理,分别是减雨90% (Pr-90),减雨50% (Pr-50),减雨30% (Pr-30),自然降雨(CK)和增雨50% (Pr+50),每个处理6次重复,随机区组排列。小区面积2 m × 2 m,小区四周均使用铝皮深埋到40 cm,以阻止水分的横向流动。减雨处理使用减雨棚实现,减雨棚最低处距地面1 m,以保证近地表空气流通,最高处为2 m,以便观测采样。采用均匀放置的面积为小区面积90%、50%和30%的高透光有机玻璃挡水板,实现Pr-90、Pr-50和Pr-30 3个减雨处理,其中将Pr-50处理下挡水板截留的自然降雨收集在集雨桶中,均匀洒在增雨小区,实现Pr+50的增雨处理。

### 1.3 试验材料与方法

供试凋落物样品于2017年10月10日进行人工采

集。在每个小区中选择两个25 cm × 25 cm具有代表性的小样方,齐地面全部刈割,进行全株收割。因为基于单一物种凋落物分解的研究难以反映混合凋落物作为整体进行分解的实际特征(王其兵等, 2000),而且同一功能群对环境 and 主要生态系统过程有相似的响应和作用(胡楠等, 2008),本研究将第一个小样方中的凋落物按功能群进行分类采集,包括禾本科、莎草科和杂类草(因豆科植物较少,样品无法进行养分含量测定,故未单独采集豆科凋落物),另一个小样方中的所有凋落物不进行分类作为群落凋落物样品。其中禾本科的主要物种为发草和剪股颖,莎草科的主要物种为矮生嵩草(*Kobresia humilis*)和双柱头蔗草(*Trichophorum distigmaticum*),杂类草的主要物种为钝苞雪莲和条叶银莲花(*Anemone coelestina* var. *linearis*)。植物群落凋落物中主要的功能群为杂类草,其在不同降雨处理下占群落凋落物生物量的62.21%-77.19%,禾本科占11.08%-24.65%,莎草科占8.59%-19.36%。采集的凋落物按降雨处理和凋落物类型进行标记、分类,置于室外自然风干。风干后,分别精确称取禾本科、莎草科、杂类草及群落凋落物各15 g装入孔径为1 mm的尼龙网袋(15 cm × 15 cm),每个降雨处理下的各类型凋落物分别称取12袋,共计240袋。各处理下各类型凋落物分别留取3袋,共计60袋,用于测定凋落物初始化学性质。每个处理随机选取3个小区进行凋落物分解试验,于2017年10月15日用铁钉将各类型凋落物袋随机固定在对应降雨处理小区土壤表面,各类型凋落物在每个对应处理小区中随机放置3袋。分别于2018年5月3日、8月5日、10月15日即分解第200、294、365天进行采样。每次采样,每个处理下的3个小区中不同类型凋落物各随机采集1袋。

凋落物C含量使用高温外加热重铬酸钾氧化外加热法测定。凋落物经H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>扩散法消煮后,使用总有机碳分析仪(TOC-L CPH CN200, Shimadzu, Kyoto, Japan)测定N含量;使用流动分析仪(Proxima, AMS Alliance, Paris, France)测定P含量(鲁如坤, 1999)。木质素、纤维素、半纤维素含量使用范氏洗涤纤维法进行测定(Van Soest, 1963)。

### 1.4 数据处理

凋落物质量残留率(MR)计算公式(陈思路等, 2020):

$$MR = M_t / M_0 \times 100\% \quad (1)$$

式中,  $M_t$ 是 $t$ 时刻的凋落物质量(g),  $M_0$ 是凋落物初始质量(g)。

凋落物分解系数用Olson负指数衰减模型(Olson, 1963)进行拟合:

$$M_t/M_0 = e^{-kt} \quad (2)$$

式中,  $k$ 是分解系数,  $t$ 是分解时间(a)。分解50% ( $t_{0.5}$ )和95% ( $t_{0.95}$ )的时间分别是:

$$t_{0.5} = -\ln(1 - 0.5)/k \quad (3)$$

$$t_{0.95} = -\ln(1 - 0.95)/k \quad (4)$$

养分含量残留率(NR)计算公式:

$$NR = (C_t \times M_t) / (C_0 \times M_0) \times 100\% \quad (5)$$

式中,  $C_t$ 为 $t$ 时刻凋落物养分含量( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ),  $C_0$ 为初始养分含量( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ )。

采用SPSS 20.0对凋落物初始化学性质(C、N、P、木质素、纤维素、半纤维素含量、C:N、C:P、N:P、木质素:N)、质量残留率及养分残留率(C、N、P残留率)进行单因素方差分析,降雨量和凋落物类型对凋落物初始化学性质的影响采用双因素方差分析,

凋落物类型、分解时间和降雨量对质量残留率和养分残留率的影响采用重复测量方差分析,采用最小显著差数(LSD)法对不同降雨处理间变量的差异进行显著性检验( $p < 0.05$ )。用Origin 2019对凋落物质量残留率随时间的负指数衰减模型和分解速率与降雨量的一元线性回归进行拟合。采用结构方程模型(SEM)分析降雨量和凋落物类型与凋落物初始化学性质以及质量残留率、养分残留率的关系,SEM的计算和建立采用AMOS 23.0。所有图表绘制均在Origin 2019中进行。

## 2 结果和分析

### 2.1 降雨变化下不同植物功能群及群落凋落物初始化学性质

在所有凋落物类型中,初始C含量在各类型凋落物中无明显差异,而N、P含量在禾本科中最低(图1A–1C)。降雨变化改变了凋落物C、N、P含量,且影响因凋落物类型而异:与自然降雨(CK)相比,

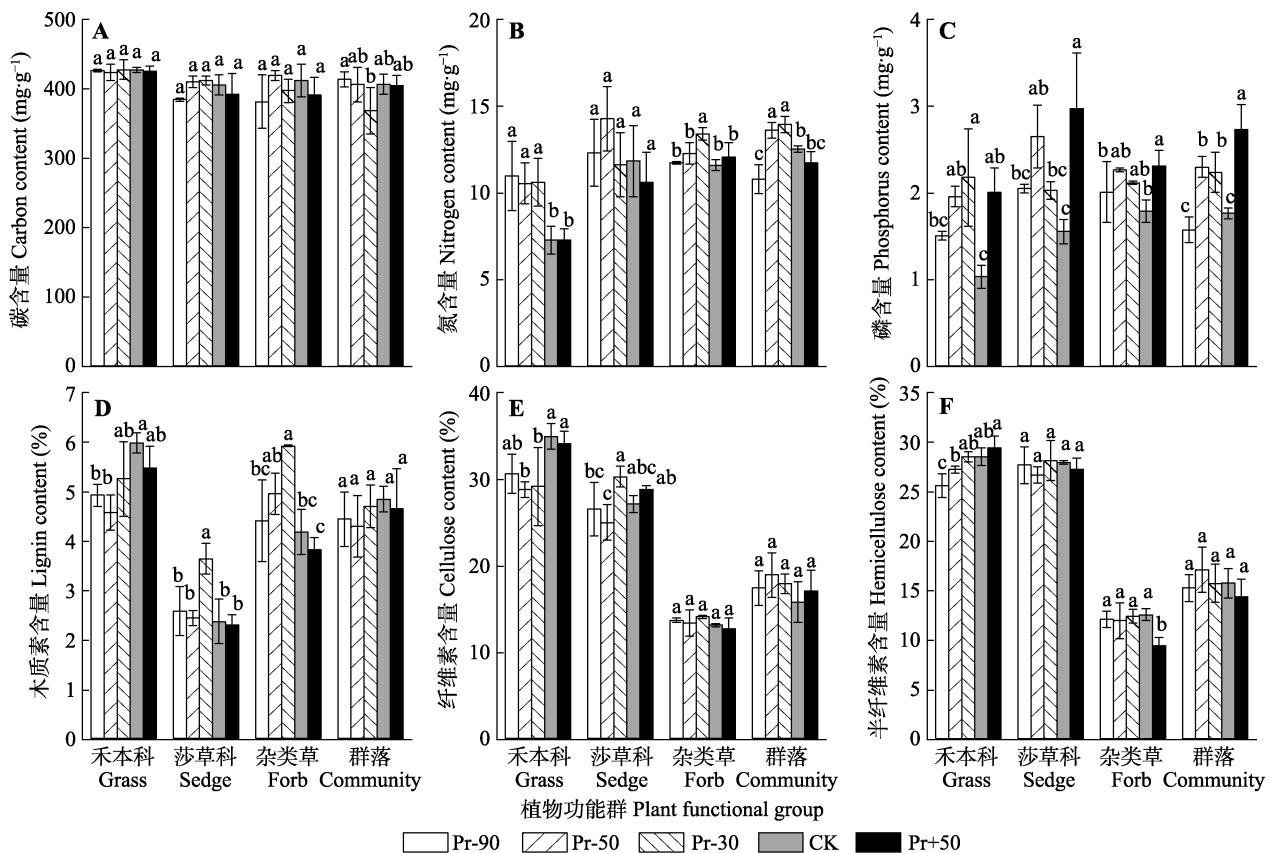


图1 不同降雨处理下不同功能群及群落凋落物初始化学组成(平均值±标准误,  $n = 3$ )。不同小写字母表示不同降雨处理间差异显著( $p < 0.05$ )。CK, 自然降雨; Pr-90, 减雨90%; Pr-50, 减雨50%; Pr-30, 减雨30%; Pr+50, 增雨50%。

Fig. 1 Initial litter chemical composition in different plant functional groups and communities under different precipitation (mean  $\pm$  SE,  $n = 3$ ). Different lowercase letters indicate significant differences under different precipitation treatments ( $p < 0.05$ ). CK, ambient control; Pr-90, 90% decrease of precipitation; Pr-50, 50% decrease of precipitation; Pr-30, 30% decrease of precipitation; Pr+50, 50% increase of precipitation.

增雨或减雨对各类型凋落物C含量均无显著影响; 减雨处理(Pr-90、Pr-50、Pr-30)、Pr-30处理、Pr-50和Pr-30处理分别显著增加禾本科、杂类草和群落凋落物N含量, 而Pr-90显著降低群落N含量( $p < 0.05$ ); 增雨(Pr+50)显著增加各类型凋落物P含量, Pr-50、Pr-30均显著增加禾本科和群落凋落物P含量, Pr-50显著增加莎草科P含量。

在所有凋落物类型中, 木质素含量在莎草科凋落物中最低, 纤维素和半纤维素含量在杂类草和群落凋落物中低于禾本科和莎草科凋落物(图1D–1F)。降雨变化对木质素、纤维素、半纤维素含量的影响较小: 与CK相比, Pr-90和Pr-50显著降低禾本科凋落物木质素含量, Pr-30显著增加莎草科和杂类草凋落物木质素含量( $p < 0.05$ ); Pr-50和Pr-30显著降低禾本科凋落物纤维素含量; Pr-90和Pr+50分别显著降低禾本科和杂类草凋落物半纤维素含量。

如表1所示, C:N、C:P、木质素:N在禾本科中较其他类型凋落物更高, N:P在各类型凋落物中无明显差异。增雨下各类型凋落物C:P、N:P均显著降低( $p < 0.05$ ), 而减雨对计量比的影响在凋落物类型中

存在差异。禾本科凋落物在减雨处理下C:N、C:P、N:P和木质素:N显著降低, 仅Pr-90对N:P无显著影响; 莎草科中减雨处理显著降低C:P, Pr-50显著降低N:P, Pr-30显著增加木质素:N; 杂类草凋落物Pr-30下C:N显著降低、木质素:N显著增加; 群落凋落物中Pr-90显著增加C:N, Pr-50显著降低C:P和N:P, Pr-30显著降低C:N和C:P。

以凋落物类型和降雨量为自变量, 对凋落物初始化学性质进行双因素方差分析(表2)。除初始N:P外, 凋落物类型对其他初始化学性质均有显著影响( $p < 0.05$ ); 降雨量对初始N、P、木质素含量和C:N、C:P、N:P有显著影响; 除初始C、P含量和N:P、木质素:N外, 两因素的交互作用对其他初始化学性质均有显著影响。

2.2 降雨变化对不同功能群及群落凋落物分解过程质量损失的影响

表3表明, 分解时间、凋落物类型、降雨量及其交互作用对凋落物质量损失均有显著影响( $p < 0.05$ )。凋落物质量残留率随时间逐渐下降, 且前期(0–200 d)下降慢, 中期(201–294 d)快速下降, 后期

表1 不同降雨处理下不同功能群及群落凋落物初始化学计量比(平均值±标准误,  $n = 3$ )

Table 1 Initial stoichiometric ratio of litters in different plant functional groups and communities under different precipitation treatments (mean ± SE,  $n = 3$ )

凋落物类型 Litter type	降雨处理 Precipitation treatment	碳氮比 C:N	碳磷比 C:P	氮磷比 N:P	木质素氮比 Lignin:N
禾本科 Grass	Pr-90	39.89 ± 7.83 <sup>b</sup>	284.72 ± 5.46 <sup>b</sup>	7.29 ± 0.66 <sup>a</sup>	4.63 ± 1.14 <sup>b</sup>
	Pr-50	40.61 ± 5.20 <sup>b</sup>	218.11 ± 10.87 <sup>bc</sup>	5.40 ± 0.21 <sup>b</sup>	4.35 ± 0.32 <sup>b</sup>
	Pr-30	34.56 ± 11.61 <sup>b</sup>	205.99 ± 32.36 <sup>bc</sup>	5.05 ± 0.62 <sup>bc</sup>	4.96 ± 0.69 <sup>b</sup>
	CK	59.29 ± 6.13 <sup>a</sup>	422.31 ± 31.38 <sup>a</sup>	7.13 ± 0.39 <sup>a</sup>	8.78 ± 0.79 <sup>a</sup>
	Pr+50	58.95 ± 5.53 <sup>a</sup>	214.73 ± 14.81 <sup>c</sup>	3.68 ± 0.37 <sup>c</sup>	7.59 ± 1.19 <sup>a</sup>
莎草科 Sedge	Pr-90	32.00 ± 7.20 <sup>a</sup>	187.68 ± 7.32 <sup>bc</sup>	6.02 ± 0.60 <sup>ab</sup>	2.10 ± 0.27 <sup>b</sup>
	Pr-50	29.73 ± 7.44 <sup>a</sup>	157.00 ± 12.52 <sup>cd</sup>	5.42 ± 0.61 <sup>bc</sup>	1.75 ± 0.31 <sup>b</sup>
	Pr-30	36.08 ± 5.33 <sup>a</sup>	203.36 ± 4.81 <sup>b</sup>	5.72 ± 0.55 <sup>abc</sup>	3.20 ± 0.72 <sup>a</sup>
	CK	35.10 ± 6.74 <sup>a</sup>	262.80 ± 15.30 <sup>a</sup>	7.57 ± 0.38 <sup>a</sup>	2.01 ± 0.24 <sup>b</sup>
	Pr+50	37.79 ± 7.89 <sup>a</sup>	135.70 ± 12.49 <sup>d</sup>	3.76 ± 0.80 <sup>c</sup>	2.10 ± 0.39 <sup>b</sup>
杂类草 Forb	Pr-90	32.51 ± 3.28 <sup>ab</sup>	196.31 ± 29.32 <sup>ab</sup>	5.98 ± 0.62 <sup>ab</sup>	3.76 ± 0.68 <sup>abc</sup>
	Pr-50	34.20 ± 1.58 <sup>ab</sup>	184.84 ± 2.23 <sup>ab</sup>	5.41 ± 0.14 <sup>ab</sup>	4.04 ± 0.21 <sup>ab</sup>
	Pr-30	29.63 ± 0.79 <sup>b</sup>	187.40 ± 3.94 <sup>ab</sup>	6.32 ± 0.07 <sup>a</sup>	4.48 ± 0.12 <sup>a</sup>
	CK	35.53 ± 1.09 <sup>a</sup>	230.84 ± 8.03 <sup>a</sup>	6.50 ± 0.23 <sup>a</sup>	3.61 ± 0.30 <sup>bc</sup>
	Pr+50	32.69 ± 4.11 <sup>ab</sup>	153.42 ± 13.25 <sup>b</sup>	4.79 ± 0.70 <sup>b</sup>	3.18 ± 0.09 <sup>c</sup>
群落 Community	Pr-90	38.53 ± 2.91 <sup>a</sup>	265.60 ± 16.99 <sup>a</sup>	6.90 ± 0.37 <sup>ab</sup>	4.12 ± 0.40 <sup>a</sup>
	Pr-50	29.90 ± 2.54 <sup>cd</sup>	177.17 ± 10.97 <sup>b</sup>	5.92 ± 0.21 <sup>b</sup>	3.16 ± 0.56 <sup>b</sup>
	Pr-30	26.51 ± 3.14 <sup>d</sup>	166.29 ± 16.61 <sup>bc</sup>	6.26 ± 0.29 <sup>ab</sup>	3.38 ± 0.40 <sup>ab</sup>
	CK	32.51 ± 1.25 <sup>bc</sup>	231.13 ± 2.96 <sup>a</sup>	7.12 ± 0.18 <sup>a</sup>	3.87 ± 0.16 <sup>ab</sup>
	Pr+50	34.59 ± 1.49 <sup>ab</sup>	128.28 ± 19.92 <sup>c</sup>	3.69 ± 0.51 <sup>c</sup>	3.94 ± 0.50 <sup>ab</sup>

同列不同小写字母表示差异显著( $p < 0.05$ )。CK, 自然降雨; Pr-90, 减雨90%; Pr-50, 减雨50%; Pr-30, 减雨30%; Pr+50, 增雨50%。Different lowercase letters in the same column indicate significant differences at  $p < 0.05$ . CK, ambient control; Pr-90, 90% decrease of precipitation; Pr-50, 50% decrease of precipitation; Pr-30, 30% decrease of precipitation; Pr+50, 50% increase of precipitation.

表2 凋落物类型和降雨量对凋落物初始化学性质的双因素方差分析  
Table 2 Two-way ANOVA between initial litter properties and litter types and precipitation treatments (mean  $\pm$  SE,  $n = 3$ )

凋落物化学性质 Litter property	L		Pr		L $\times$ Pr	
	F	p	F	p	F	p
碳含量 Carbon (C) content	6.758	<b>0.001</b>	1.391	0.255	1.444	0.187
氮含量 Nitrogen (N) content	20.094	<b>&lt;0.001</b>	6.986	<b>&lt;0.001</b>	2.287	<b>0.025</b>
磷含量 Phosphorus (P) content	6.708	<b>0.001</b>	19.042	<b>&lt;0.001</b>	1.767	0.088
木质素含量 Lignin content	86.889	<b>&lt;0.001</b>	6.828	<b>&lt;0.001</b>	3.747	<b>0.001</b>
纤维素含量 Cellulose content	289.576	<b>&lt;0.001</b>	1.483	0.225	3.227	<b>0.003</b>
半纤维素含量 Hemicellulose content	575.796	<b>&lt;0.001</b>	1.922	0.126	2.282	<b>0.025</b>
碳氮比 C:N	23.248	<b>&lt;0.001</b>	6.978	<b>&lt;0.001</b>	3.426	<b>0.002</b>
碳磷比 C:P	28.676	<b>&lt;0.001</b>	38.313	<b>&lt;0.001</b>	5.335	<b>&lt;0.001</b>
氮磷比 N:P	0.372	0.773	25.016	<b>&lt;0.001</b>	1.391	0.210
木质素氮比 Lignin:N	6.648	<b>0.001</b>	1.119	0.361	1.604	0.130

显著影响( $p < 0.05$ )用粗体表示。L, 凋落物类型; Pr, 降雨量。  
The significant effect ( $p < 0.05$ ) is expressed in bold. L, litter type; Pr, precipitation.

表3 凋落物类型、分解时间和降雨量对质量损失和养分释放的重复测量方差分析  
Table 3 Repeated measures ANOVA of litter type, decomposition time and precipitation on mass loss and nutrient release

差异来源 Source of variation	MR (%)		R <sub>C</sub> (%)		R <sub>N</sub> (%)		R <sub>P</sub> (%)	
	F	p	F	p	F	p	F	p
L	51.072	<b>&lt;0.001</b>	23.966	<b>0.001</b>	138.895	<b>&lt;0.001</b>	73.247	<b>&lt;0.001</b>
T	334.324	<b>&lt;0.001</b>	284.117	<b>&lt;0.001</b>	49.010	<b>0.002</b>	239.147	<b>&lt;0.001</b>
Pr	34.481	<b>&lt;0.001</b>	60.966	<b>&lt;0.001</b>	104.726	<b>&lt;0.001</b>	158.340	<b>&lt;0.001</b>
L $\times$ T	3.550	<b>0.029</b>	3.529	<b>0.030</b>	3.489	<b>0.031</b>	6.871	<b>0.002</b>
L $\times$ Pr	3.632	<b>0.003</b>	1.924	0.083	14.058	<b>&lt;0.001</b>	27.063	<b>&lt;0.001</b>
T $\times$ Pr	7.714	<b>&lt;0.001</b>	6.350	<b>0.001</b>	9.822	<b>&lt;0.001</b>	73.057	<b>&lt;0.001</b>
L $\times$ T $\times$ Pr	3.077	<b>&lt;0.001</b>	1.855	<b>0.034</b>	3.762	<b>&lt;0.001</b>	5.484	<b>&lt;0.001</b>

显著影响( $p < 0.05$ )用粗体表示。L, 凋落物类型; Pr, 降雨量; T, 分解时间。MR, 质量残留率; R<sub>C</sub>, 碳残留率; R<sub>N</sub>, 氮残留率; R<sub>P</sub>, 磷残留率。  
The significant effect ( $p < 0.05$ ) is expressed in bold. L, litter type; Pr, precipitation; T, decomposition time. MR, mass remaining rate; R<sub>C</sub>, carbon remaining rate; R<sub>N</sub>, nitrogen remaining rate; R<sub>P</sub>, phosphorus remaining rate.

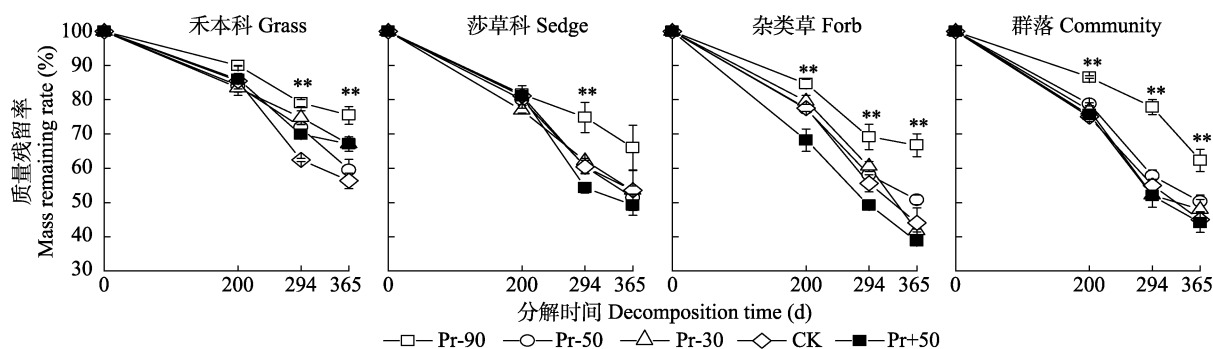


图2 不同降雨处理下不同功能群及群落凋落物的质量残留率(平均值 $\pm$ 标准误,  $n = 3$ )。CK, 自然降雨; Pr-90, 减雨90%; Pr-50, 减雨50%; Pr-30, 减雨30%; Pr+50, 增雨50%。\*\*,  $p < 0.01$ 。

Fig. 2 Mass remaining rate of litters in different plant functional groups and communities under different precipitation treatments (mean  $\pm$  SE,  $n = 3$ ). CK, ambient control; Pr-90, 90% decrease of precipitation; Pr-50, 50% decrease of precipitation; Pr-30, 30% decrease of precipitation; Pr+50, 50% increase of precipitation. \*\*,  $p < 0.01$ .

(295–365 d)下降速度减慢(图2)。分解365 d后, CK下杂类草凋落物分解最快, 群落次之, 莎草科较慢, 禾本科最慢, 质量残留率分别为43.96%、45.01%、53.61%、56.28%。降雨变化对质量损失的影响因凋落物类型而异, 与CK相比, 禾本科中增雨(Pr+50)或减雨(Pr-90、Pr-50、Pr-30)均在中期和后期显著抑制分解( $p < 0.01$ ), 365 d后质量残留率分别增加10.75%、19.22%、3.15%、10.76%; 而在莎草科、杂类草和群落凋落物中Pr-90抑制分解, 365 d后质量残留率分别增加12.39%、22.80%、17.32%; 此外, 杂类草凋落物中Pr+50明显促进分解, 且在分解前期影响显著。

### 2.3 降雨变化对不同功能群及群落凋落物分解过程养分释放的影响

分解时间、凋落物类型和降雨量及其交互作用均对C、N、P释放有显著影响( $p < 0.05$ ), 仅凋落物类型和降雨量的交互作用对C残留率无显著影响(表3)。

C在分解过程中主要为直接释放模式, C残留率随时间下降(图3A–3D)。Pr-90和Pr-30抑制C释放, 且影响主要发生在中后期。分解365 d后, CK下C残留率在禾本科中为54.28%, 显著低于Pr-90、Pr-30和Pr+50 ( $p < 0.05$ ); 在莎草科中为49.96%, 降雨变化与CK相比无显著差异; 在杂类草中为40.30%, Pr-90下C残留率显著高于其他处理; 在群落中为42.46%, 各处理间无显著差异。

N在分解各阶段均出现富集, 分解前期禾本科CK和Pr+50、杂类草Pr-50下N率先富集, 中期和后期主要在减雨下出现富集(图3E–3H)。禾本科中增雨或减雨均促进N释放, 且分解各个阶段均存在显著影响, 而莎草科、杂类草和群落凋落物中仅Pr-30促

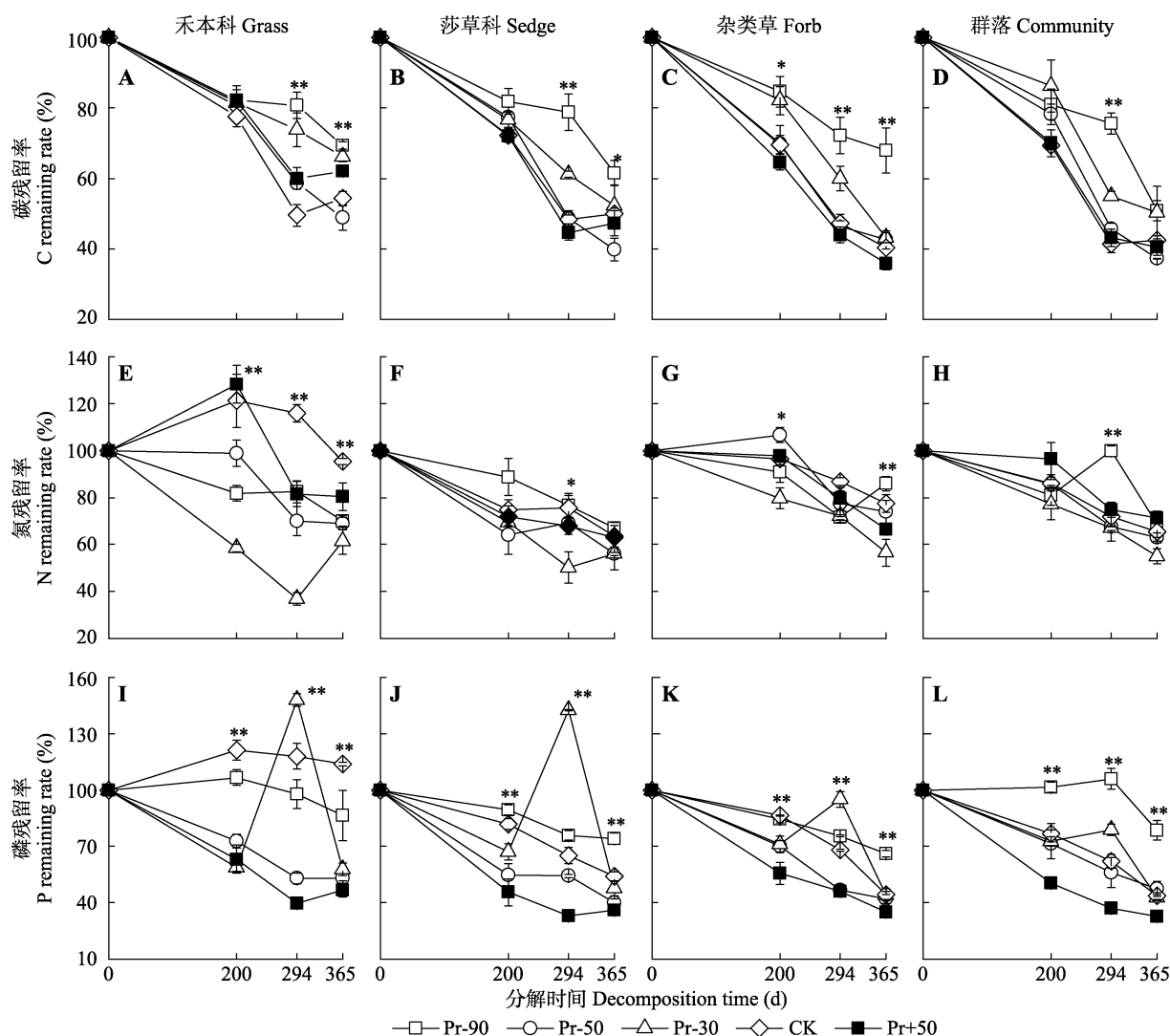


图3 不同降雨处理下调落物碳(C)、氮(N)、磷(P)残留率(平均值±标准误,  $n = 3$ )。CK, 自然降雨; Pr-90, 减雨90%; Pr-50, 减雨50%; Pr-30, 减雨30%; Pr+50, 增雨50%。\*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ 。

**Fig. 3** Carbon (C), nitrogen (N) and phosphorus (P) remaining rate under different precipitation treatments (mean  $\pm$  SE,  $n = 3$ ). CK, ambient control; Pr-90, 90% decrease of precipitation; Pr-50, 50% decrease of precipitation; Pr-30, 30% decrease of precipitation; Pr+50, 50% increase of precipitation. \*,  $p < 0.05$ ; \*\*,  $p < 0.01$ .

进各类型凋落物N释放。分解365 d后CK下N残留率在禾本科中为95.38%, 显著大于其他处理; 在莎草科和群落凋落物中分别为63.50%、65.53%, 各降雨处理间均无显著差异; 杂类草中为77.41%, 显著大于Pr-30。

P在分解各阶段均出现富集, 分解前期禾本科凋落物Pr-90和CK、群落凋落物Pr-90下P率先富集, 分解中期各类型凋落物在Pr-30下均显著富集(图3I–3L)。增雨或减雨均促进禾本科凋落物P释放, 而莎草科、杂类草和群落凋落物中Pr-90和Pr+50分别抑制和促进P释放, Pr-50也促进莎草科P释放, 分解各时期降雨处理间均存在显著差异。分解365 d后CK下P残留率在禾本科中为114.04%, 高于初始含

量, 也显著高于其他处理; 莎草科、杂类草和群落中分别为54.01%、44.28%、43.59%, 均显著低于Pr-90, 显著高于Pr+50。

## 2.4 降雨变化对不同类型凋落物分解速率的影响

负指数衰减模型能较好地预测凋落物分解过程, 且 $R^2$ 的范围为0.888–0.989, 表明拟合方程可以较好地表示每种凋落物的分解速率(表4)。分解系数 $k$ 越大, 凋落物分解速率越快, 分解50%和95%所需时间越短。各凋落物 $k$ 差异较大, 为 $0.268\text{--}0.858\cdot\text{a}^{-1}$ 。不同降雨处理下禾本科凋落物周转期( $t_{0.95}$ )为5.84–11.18年, 莎草科为4.65–7.74年, 杂类草为3.49–7.45年, 群落为4.07–8.05年。各类型凋落物周转期均在Pr-90下最长, 禾本科凋落物在CK下最短, 而莎草



表4 不同降雨处理下不同类型凋落物质量残留率随时间的指数回归方程

Table 4 Exponential regression equations between mass remaining rate of different litter types and time under different precipitation treatments

凋落物类型 Litter type	降雨处理 Precipitation treatment	回归方程 Regression equation	$R^2$	分解系数 Decomposition coefficient ( $k$ )	半分解时间 $t_{0.5}$ (a)	分解95%时间 $t_{0.95}$ (a)
禾本科 Grass	Pr-90	$y = e^{-0.268t}$	0.955	0.268	2.59	11.18
	Pr-50	$y = e^{-0.438t}$	0.935	0.438	1.58	6.84
	Pr-30	$y = e^{-0.373t}$	0.987	0.373	1.86	8.03
	CK	$y = e^{-0.513t}$	0.898	0.513	1.35	5.84
	Pr+50	$y = e^{-0.391t}$	0.947	0.391	1.77	7.66
莎草科 Sedge	Pr-90	$y = e^{-0.387t}$	0.989	0.387	1.79	7.74
	Pr-50	$y = e^{-0.591t}$	0.945	0.591	1.17	5.07
	Pr-30	$y = e^{-0.581t}$	0.981	0.581	1.19	5.16
	CK	$y = e^{-0.568t}$	0.939	0.568	1.22	5.27
	Pr+50	$y = e^{-0.644t}$	0.908	0.644	1.08	4.65
杂类草 Forb	Pr-90	$y = e^{-0.402t}$	0.958	0.402	1.72	7.45
	Pr-50	$y = e^{-0.628t}$	0.962	0.628	1.10	4.77
	Pr-30	$y = e^{-0.668t}$	0.894	0.668	1.04	4.49
	CK	$y = e^{-0.699t}$	0.933	0.699	0.99	4.29
	Pr+50	$y = e^{-0.858t}$	0.978	0.858	0.81	3.49
群落 Community	Pr-90	$y = e^{-0.372t}$	0.888	0.372	1.86	8.05
	Pr-50	$y = e^{-0.626t}$	0.948	0.626	1.11	4.79
	Pr-30	$y = e^{-0.695t}$	0.942	0.695	1.00	4.31
	CK	$y = e^{-0.710t}$	0.959	0.710	0.98	4.22
	Pr+50	$y = e^{-0.737t}$	0.945	0.737	0.94	4.07

CK, 自然降雨; Pr-90, 减雨90%; Pr-50, 减雨50%; Pr-30, 减雨30%; Pr+50, 增雨50%。

CK, ambient control; Pr-90, 90% decrease of precipitation; Pr-50, 50% decrease of precipitation; Pr-30, 30% decrease of precipitation; Pr+50, 50% increase of precipitation.  $t_{0.5}$ , time of 50% decomposition;  $t_{0.95}$ , time of 95% decomposition.

科、杂类草和群落凋落物在Pr+50下最短。总体来看, 分解最快的是Pr+50下的杂类草凋落物, 周转期为3.492年, 最慢的是Pr-90下的禾本科凋落物, 周转期为11.178年。

相关分析表明, 在莎草科、杂类草和群落凋落物中分解速率与降雨量显著线性正相关( $p < 0.05$ ), 而在禾本科中降雨量对分解速率无显著线性相关性(图4)。

## 2.5 降雨量与凋落物类型对分解特性的相关性分析

采用因子分析对数据进行降维处理, 降维后凋落物初始元素(C、N、P)含量的第1主成解释释率为55.969%, 难溶性物质(木质素、纤维素、半纤维素)含量的第1主成解释释率为66.673%, 元素残留率( $R_C$ 、 $R_N$ 、 $R_P$ )的第1主成解释释率为67.770%。

构建标准化结构方程模型分析降雨量、凋落物类型、初始元素含量、初始难溶性物质含量、质量残留率和养分残留率之间的相互影响关系(图5)。结构方程模型卡方自由度比( $CHI/DF$ ) = 0.944, 拟合优势度指数( $GFI$ ) = 0.971, 调整拟合优势度指

数( $AGFI$ ) = 0.900, 近似误差均方根( $RMSEA$ ) = 0.000,  $p = 0.462$ , 说明该模型能够较好地适配研究数据以及路径分析体系。结果显示, 结构方程模型解释了初始元素含量26%的变化, 初始难溶性物质含量83%的变化, 元素残留率43%的变化, 质量残留率57%的变化。降雨量对质量残留率和养分残留率都有直接的极显著负效应( $p < 0.001$ ), 而凋落物类型则通过对初始元素含量的正效应和对初始养分组成的负效应( $p < 0.001$ )间接影响质量残留量和养分残留率。杂类草元素含量较高、难溶性物质含量较低、质量损失和养分释放较快, 而禾本科较低的元素含量和较高的难溶性物质含量使其质量损失和养分释放较慢。

## 3 讨论

### 3.1 降雨变化对凋落物初始化学性质的影响

降雨变化影响土壤理化性质和微生物群落结构, 进而改变植物对养分的吸收利用方式与代谢过程, 并引起凋落物化学性质的变化(Semmartin *et al.*,



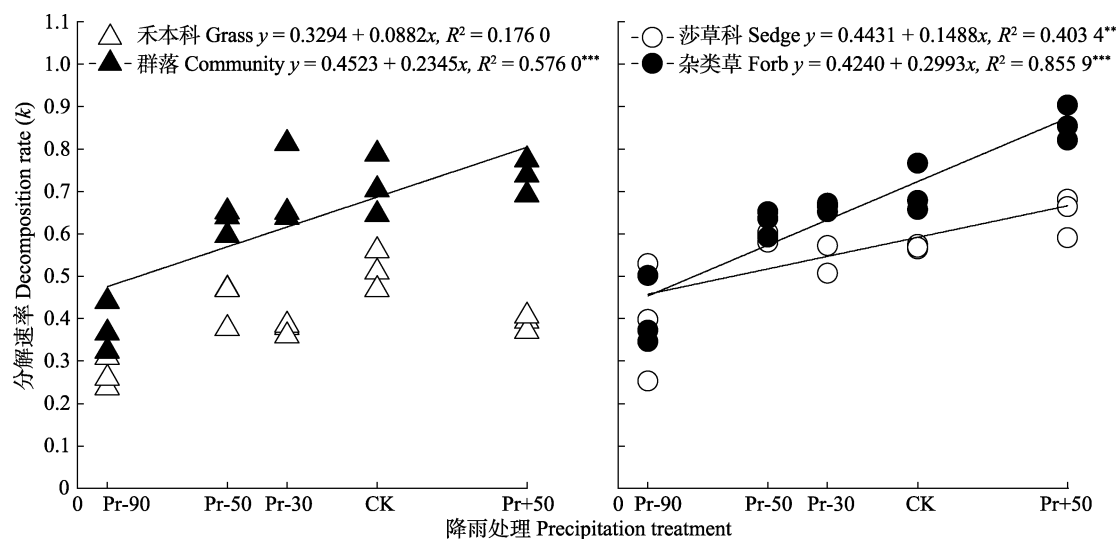


图4 不同类型凋落物分解速率与降雨量的线性回归。CK, 自然降雨; Pr-90, 减雨90%; Pr-50, 减雨50%; Pr-30, 减雨30%; Pr+50, 增雨50%。\*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ 。

**Fig. 4** Linear regressions between decomposition rate of different litter types and precipitation treatments. CK, ambient control; Pr-90, 90% decrease of precipitation; Pr-50, 50% decrease of precipitation; Pr-30, 30% decrease of precipitation; Pr+50, 50% increase of precipitation. \*\*,  $p < 0.01$ ; \*\*\*,  $p < 0.001$ .

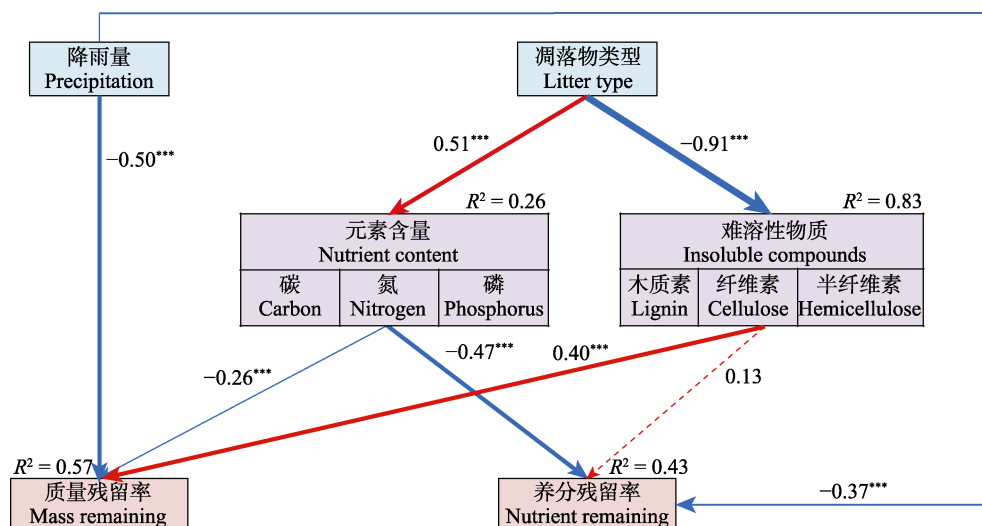


图5 降雨量、凋落物类型、凋落物初始化学性质与凋落物分解特性的结构方程模型。图中线条粗细表示影响效应大小, 实线表示显著路径, 虚线表示不显著路径, 红色表示正效应, 蓝色表示负效应,  $R^2$ 表示模型解释率, 线上的数字表示标准化路径系数。\*\*\*,  $p < 0.001$ 。

**Fig. 5** Structural equation model between precipitation, litter types, initial chemical properties and litter decomposition characteristics. Line thickness indicates relative effect size. Solid lines indicate significant paths, whereas dotted lines indicate non-significant paths. Red indicates positive effects, while blue indicates negative effects.  $R^2$  indicates variation explained, and numbers on lines are standardized path coefficients. \*\*\*,  $p < 0.001$ .

2004; Guo *et al.*, 2015)。本研究中, 降雨变化对各类型凋落物的初始C含量均无显著影响, 与He等(2006)草地植物C含量与降雨量无直接相关性的结果一致, 可能是因为C在植物体内主要起骨架作用, 基本不参与生产活动, 变化程度不大。除C含量, 降雨变化对其他初始化学性质均有显著影响。减雨处理显著增加禾本科(Pr-90、Pr-50、Pr-30)、杂类草(Pr-30)和

群落凋落物(Pr-50、Pr-30) N含量, 这与丁小慧等(2012)的研究结果一致。一方面, 减雨减少土壤N流失、增加土壤速效N含量, 促进植物对N的吸收, 利于植物N的累积(樊才睿等, 2020); 另一方面, 植物叶片通过功能性状的改变适应环境变化, 减雨处理下, 植物生长受到水分胁迫, 通过增加单位质量叶N含量提高水分利用效率, 从而适应干旱少雨的环境。

境(岳喜元等, 2018; 张治国和魏海霞, 2019)。与N的变化规律不同, 增雨或减雨均使各类型凋落物初始P含量显著增加, 可能是因为减雨阻碍土壤P流失; 而增雨通过增加微生物生物量和活性, 提高土壤微生物生物量P含量, 缩短土壤微生物生物量P周转期, 提高土壤P含量及养分有效性, 促进植物对P的吸收(Zhang *et al.*, 2020; 朱晓亚等, 2020)。

C:N和C:P反映了植物对N、P的利用效率, N:P则反映N、P养分限制状况(Yuan & Chen, 2009)。本研究中, 除CK和Pr+50处理下的禾本科凋落物N含量和C:N, 其余凋落物初始C含量、C:N、C:P均低于全球凋落叶平均水平, 而N、P含量均高于全球平均水平, 说明高寒草甸中植物对N、P的养分利用效率低, 吸收营养过程中对C的同化能力较弱(Vitousek, 1982; Yuan & Chen, 2009)。且减雨处理下的禾本科、Pr-30下的杂类草和群落凋落物C:N都显著降低, 表明减雨降低了N利用效率; 相比之下增雨对各类型凋落物C:N均无显著影响, 表明高寒草甸植物对水分较高的环境有更强的生理生态适应性, 且降雨增加或减少对莎草科C:N均无显著影响, 说明莎草科植物对降雨变化有更强的内稳性(张仁懿等, 2015)。增雨或减雨均显著降低C:P, 反映了降雨变化下植物对P的利用效率下降。增雨使各类型凋落物N:P显著降低, 植物生长在增雨下更易受N限制, 与黄菊莹等(2018)的研究结果相同。

禾本科凋落物木质素含量在减雨处理下降低, 可能因为干旱导致植物体内活性氧产生和降解失衡, 影响木质素生物合成过程(焦敏和申卫军, 2014)。而莎草科和杂类草木质素含量在减雨下增加, 与大多数研究结果(杨予静等, 2018)一致, 干旱胁迫诱导木质素生物合成途径中一些关键基因的表达上调, 导致木质素含量增加(尹能文等, 2017)。此外, 干旱胁迫会抑制编码纤维素和半纤维素基因的表达(Jiang *et al.*, 2012), 因此减雨处理下禾本科纤维素、半纤维素含量降低。但降雨变化如何影响高寒草甸不同植物功能群木质素、纤维素、半纤维素的生物合成过程尚不明确, 有待进一步深入研究以揭示其影响机制。

### 3.2 降雨量对凋落物质量损失的影响

凋落物分解主要包括破碎、淋溶和微生物分解3个过程, 受到气候条件、凋落物类型、凋落物化学组成、土壤动物和微生物等因素的影响(Gavazov,

2010)。各类型凋落物的分解在不同分解时期总体呈现先慢后快再慢的趋势, 与已有的研究结果(王云霞等, 2020)一致。因为分解前期(0–200 d)凋落物的质量损失主要通过非结构性化合物的淋溶实现(Cotrufo *et al.*, 2015), 而该时期研究区处于季节性冻融期, 降雨量较小, 淋溶作用较弱, 加之气温较低, 不利于微生物生存, 导致分解缓慢。分解中期(201–294 d)研究区处于夏季, 雨热同期, 气温升高, 降雨量增加, 可能通过增强淋溶作用加速凋落物的分解, 也可能通过良好的水热条件增加微生物的生物量及活性从而加速凋落物的分解, 并且在分解前期冻融作用使凋落物物理结构破碎, 利于可溶性化合物的淋溶, 也有利于分解者接触, 加速凋落物的分解(邓仁菊等, 2009; 周晓庆等, 2011)。分解后期(295–365 d), 凋落物中易分解成分减少, 气候对分解的影响减弱, 木质素、纤维素、半纤维素等难分解物质的积累阻碍了解(De *et al.*, 2020)。

各植物功能群凋落物中, 杂类草分解最快, 禾本科分解最慢, 与Cornwell等(2008)的结果一致。一方面是因为分解快慢与凋落物基质质量有关, 高质量的凋落物通常具有较高的N、P含量和较低的木质素、纤维素、半纤维素含量、C:N、木质素:N, 分解也较快(Zhu *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017); 本研究中杂类草纤维素和半纤维素含量较低, 易于分解。另一方面分解快慢与功能群的物理性质有关, 禾本科和莎草科的比叶面积较低, 叶片较厚, 角质类物质较多, 不利于降雨淋溶、土壤动物破碎和菌丝入侵, 而杂类草较大的比叶面积利于微生物定居而分解较快(严海元等, 2010; 石明明等, 2017)。群落水平上, 凋落物分解速率介于杂类草和莎草科之间, 明显快于禾本科, 这可能是因为群落中杂类草生物量比例较大, 化学性质也与杂类草相似, 纤维素和半纤维素含量较低, 因而分解较快。

凋落物分解在不同降雨幅度下存在明显差异。降雨变化改变淋溶、破碎过程直接影响分解, 也通过改变微生物群落组成、生物量、酶活性和凋落物基质质量间接影响分解(Austin & Vitousek, 2000; Schimel *et al.*, 2007)。Pr-90下淋溶作用弱, 且不利的水分条件抑制了微生物的生存繁殖与活性, 也减少了线虫等小型土壤动物的丰富度和活性, 抑制凋落物分解(Salamanca *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2021); 尤其在中期, 研究区处于雨季, Pr-90的抑制作用更

为显著。增雨明显促进杂类草凋落物分解,一方面是因为杂类草纤维素、半纤维素含量低,另一方面增雨显著增加杂类草P含量,降低半纤维素含量,其分解更易受降雨增加的影响。除增雨促进杂类草凋落物分解,适度降雨变化对莎草科、杂类草和群落凋落物分解无显著影响,与魏晴等(2013)在高寒矮嵩草草甸的研究结果一致,而在荒漠草原增雨30%促进分解、减雨30%抑制分解(霍利霞等, 2019),这可能与研究区水分状况有关,本研究区属高寒草甸,降雨充沛,适度降雨变化并不显著影响分解。适度降雨变化却抑制禾本科凋落物分解,可能与其较低的N、P含量和较高的木质素、纤维素、半纤维素含量有关,研究表明不稳定化合物与难分解物质比例越小,凋落物分解对降雨的敏感性越高(Suseela *et al.*, 2013),因此适度减雨(Pr-50、Pr-30)下禾本科分解更加敏感,受到抑制;此外增雨也抑制禾本科分解,可能是因其含量较高的木质素由好氧微生物分解,增雨不利于好氧微生物的生存,从而抑制分解(王新源等, 2013)。这些结果表明,降雨变化对凋落物分解的影响强弱受降雨变化幅度、生态系统水分状况、凋落物类型及化学性质的共同影响。

### 3.3 降雨量对凋落物养分释放的影响

本研究中C总体表现为直接释放,与凋落物质量残留率变化规律一致。Pr-90和Pr-30显著影响C释放,而其他处理对C释放无显著影响。Pr-90在禾本科凋落物分解中后期、莎草科和群落凋落物分解中期以及杂类草凋落物分解各个时期均显著抑制C释放,这是因为Pr-90抑制了可溶性有机质与非结构性碳水化合物的淋溶与微生物利用(谷利茶等, 2017)。Pr-30抑制了禾本科凋落物中后期、莎草科凋落物中期、杂类草凋落物前中期的C释放,是因为这3种类型凋落物在Pr-30处理下木质素含量较高,不利于降雨淋溶。

N则在分解过程中出现明显的富集现象。分解前期,CK和Pr+50处理下的禾本科凋落物首先发生N的显著富集,这与其更低的初始N含量和更高的初始C:N有关。有研究表明,凋落物初始N含量与凋落物N固持或释放的格局密切相关,凋落物初始N含量越低越容易发生富集(Parton *et al.*, 2007);并且凋落物中C:N大于30时,微生物得不到足够的养分维持自身生长,会从周围环境中固持N (Vigil & Kisse, 1991)。由于减雨处理显著增加了禾本科凋落

物的初始N含量、显著降低了禾本科凋落物的初始C:N,使N释放过程发生显著改变。各类型凋落物N的富集主要发生在分解中后期,是因为前期研究区气候寒旱,中后期水热条件得到改善,微生物大量定殖,而凋落物中的N不足以满足微生物的需求,促使微生物从环境中固持N(王云霞等, 2020)。除了影响N释放模式,降雨量变化也影响N残留率,且与C残留率相似,影响主要发生在减雨处理下。减雨处理在禾本科分解的各阶段均显著促进N释放,Pr-30显著促进了杂类草分解前期和后期N释放,这皆与CK下初始N含量显著高于其他处理有关,初始N含量高的凋落物更倾向于释放N(李巧玲和曾辉, 2017)。

P在分解过程也出现明显的富集现象。其中,Pr-90、CK下的禾本科和Pr-90下的群落凋落物P率先富集,是因为凋落物初始P含量和C:P是影响P释放模式的重要因素。与N一样,P也是微生物不可或缺的营养元素,初始P含量低时微生物将从环境中固持P以满足自身需求,导致P富集(宋豪威等, 2021);且Cromank和Monk (1975)将C:P为240作为分解过程中P富集的临界值。本研究中Pr-90、CK下的禾本科和Pr-90下的群落凋落物初始P含量较低且C:P高于240,故在分解初期首先发生P的富集。分解中期,各类型凋落物P在Pr-30下均显著富集,这可能与Pr-30处理下各类型凋落物较高的初始木质素含量、C:N、木质素:N有关。P主要分布在难降解物质中,并与木质素和纤维素结合,形成难分解的复合物,使P富集(Suzuki *et al.*, 2001; 刘尉等, 2017)。马志良等(2015)的研究也指出,较高的初始木质素含量、C:N和木质素:N在雨季前期引起P的富集,在雨季后期引起P的释放。莎草科、杂类草和群落凋落物中Pr-90抑制P释放,Pr+50促进P释放,是因为Pr-90下P淋溶减弱,Pr+50下淋溶增强且初始P含量显著增加、C:P降低,较高的P含量和较低的C:P利于P释放(Moore *et al.*, 2011)。禾本科中增雨或减雨均促进P释放,这可能也与其增雨或减雨下较高的P含量和显著降低的C:P有关。

淋溶的直接作用与植物功能群及群落凋落物基质质量的间接作用,影响了高寒草甸有机质输入及C、N、P循环。但整体来看,Pr-50到Pr+50范围内的降雨变化对分解的影响较小,Pr-90对凋落物质量损失和养分释放影响较大,且禾本科凋落物基质质量、质量损失及养分释放对降雨变化更加敏感。已

有研究表明,不同物种凋落物在分解过程中可能存在混合效应,也可能正负效应彼此平衡,导致凋落物混合后分解特征发生改变(李宜浓等, 2016); 且降雨变化可能改变高寒草甸物种多样性(武建双等, 2012)。因此分析物种水平及不同物种的混合分解可以更清晰地认识降雨变化对分解的影响机制。而本研究仅探讨功能群及群落水平凋落物分解对降雨变化的响应,未涉及物种水平的分解及物种间的混合效应。未来的研究可结合降雨变化下不同功能群物种多样性及组成的变化,以及分解过程中分泌分解产物影响其他物种或微生物的特异物种的变化,进行单一物种及其混合凋落物的分解。此外,分解是一个漫长的过程,而本研究的分解试验仅进行了一年,未来可进行长期分解研究,以更清晰和完整地认识高寒草甸凋落物分解的动态变化过程。

## 4 结论

本研究分析不同降雨处理下不同功能群及群落凋落物的基质质量、质量损失及养分释放,探究降雨变化对高寒草甸生态系统C、N、P输入与输出动态,主要结论如下:

1) 极端减雨(Pr-90)抑制各类型凋落物分解,适度降雨变化(Pr-50、Pr-30、Pr+50)抑制禾本科凋落物分解而对莎草科、杂类草和群落凋落物无明显影响,仅增雨(Pr+50)明显促进杂类草凋落物分解。

2) 各类型凋落物C释放对降雨变化响应一致,均在减雨处理(Pr-90、Pr-30)下受抑制。N、P释放则在凋落物类型中存在差异,禾本科中降雨变化均促进N、P释放;莎草科、杂类草和群落中适度降雨变化促进N(Pr-30)、P(Pr+50)释放,极端减雨则抑制P释放。

3) 降雨变化未改变C释放模式,却改变了N、P释放模式及其富集时间。N在各分解时期出现富集,P在Pr-30下分解中期(201–294 d)显著富集,尤其在禾本科凋落物中N、P富集由前期(0–200 d)变为中后期(201–365 d)甚至不富集。

4) 降雨量主要通过直接作用促进凋落物质量损失和养分释放,凋落物初始化学性质对分解的影响则主要受凋落物类型影响。

**致谢** 感谢西南民族大学研究生“创新型科研项目”重点项目(CX2020SZ25)的资助。

## 参考文献

- Austin AT, Vitousek PM (2000). Precipitation, decomposition and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* in native forests on Hawaii. *Journal of Ecology*, 88, 129–138.
- Bloor JMG, Bardgett RD (2012). Stability of above-ground and below-ground processes to extreme drought in model grassland ecosystems: interactions with plant species diversity and soil nitrogen availability. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14, 193–204.
- Chapin III FS, Matson PA, Vitousek PM (2011). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, New York. 6–137.
- Chen SL, Cai JS, Lin CF, Song HW, Yang YS (2020). Response of leaf litter decomposition of different tree species to nitrogen addition in a subtropical forest. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 44, 214–227. [陈思路, 蔡劲松, 林成芳, 宋豪威, 杨玉盛 (2020). 亚热带不同树种凋落叶分解对氮添加的响应. *植物生态学报*, 44, 214–227.]
- Cornwell WK, Cornelissen JHC, Amatangelo K, Dorrepaal E, Eviner VT, Godoy O, Hobbie SE, Hoorens B, Kurokawa H, Pérez-Harguindeguy N, Quested HM, Santiago LS, Wardle DA, Wright IJ, Aerts R, *et al.* (2008). Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology Letters*, 11, 1065–1071.
- Cotrufo MF, Soong JL, Horton AJ, Campbell EE, Haddix ML, Wall DH, Parton WJ (2015). Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*, 8, 776–779.
- Cromack K, Monk CD (1975). Litter production, decomposition and nutrient cycling in a mixed hardwood watershed and a white pine watershed/Howell FG, Gentry JB, Smith MH. *Mineral Cycling in Southeastern Ecosystems*. Energy Research and Development Administration, Washington D.C. 609–624.
- Deng RJ, Yang WQ, Feng RF, Hu JL, Qin JL, Xiong XJ (2009). Mass loss and element release of litter in the subalpine forest over one freeze-thaw season. *Acta Ecologica Sinica*, 29, 5730–5735. [邓仁菊, 杨万勤, 冯瑞芳, 胡建利, 秦嘉励, 熊雪晶 (2009). 季节性冻融期间亚高山森林凋落物的质量损失及元素释放. *生态学报*, 29, 5730–5735.]
- Ding XH, Luo SZ, Liu JW, Li K, Liu GH (2012). Longitude gradient changes on plant community and soil stoichiometry characteristics of grassland in Hulunbeir. *Acta Ecologica Sinica*, 32, 3467–3476. [丁小慧, 罗淑政, 刘金巍, 李魁, 刘国华 (2012). 呼伦贝尔草地植物群落与土壤化学计量学特征沿经度梯度变化. *生态学报*, 32, 3467–3476.]
- Du NN, Li WR, Qiu LP, Zhang YJ, Wei XR, Zhang XC (2020). Mass loss and nutrient release during the decomposition of sixteen types of plant litter with contrasting quality under three precipitation regimes. *Ecology and Evolution*, 10, 3367–3382.
- Duan JC, Wang SP, Zhang ZH, Xu GP, Luo CY, Chang XF,

- Zhu XX, Cui SJ, Zhao XQ, Wang WY, Du MY (2013). Non-additive effect of species diversity and temperature sensitivity of mixed litter decomposition in the alpine meadow on Tibetan Plateau. *Soil Biology & Biochemistry*, 57, 841-847.
- Fan CR, Zhang CF, Shi XH, Sun B (2020). Nitrogen loss in surface runoff from Hulun Buir steppe in different grazing systems. *Ecology and Environmental Sciences*, 29, 951-960. [樊才睿, 张成福, 史小红, 孙标 (2020). 不同放牧制度草地径流中氮流失及模拟研究. 生态环境学报, 29, 951-960.]
- García-Palacios P, Prieto I, Ourcival JM, Hättenschwiler S (2016). Disentangling the litter quality and soil microbial contribution to leaf and fine root litter decomposition responses to reduced rainfall. *Ecosystems*, 19, 490-503.
- Gavazov KS (2010). Dynamics of alpine plant litter decomposition in a changing climate. *Plant and Soil*, 337, 19-32.
- Gu LC, Wang GL, Jing H, Yao X (2017). Response of decomposition and nutrient release in different diameter fine roots of *Pinus tabulaeformis* plantation to N addition. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 28, 2771-2777. [谷利茶, 王国梁, 景航, 姚旭 (2017). 氮添加对油松不同径级细根分解及其养分释放的影响. 应用生态学报, 28, 2771-2777.]
- Guo GX, Kong WD, Liu JB, Zhao JX, Du HD, Zhang XZ, Xia PH (2015). Diversity and distribution of autotrophic microbial community along environmental gradients in grassland soils on the Tibetan Plateau. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99, 8765-8776.
- He JS, Fang JY, Wang ZH, Guo DL, Flynn DFB, Geng Z (2006). Stoichiometry and large-scale patterns of leaf carbon and nitrogen in the grassland biomes of China. *Oecologia*, 149, 115-122.
- Hu N, Fan YL, Ding SY, Liao BH (2008). Progress in researches on plant functional groups of terrestrial ecosystems. *Acta Ecologica Sinica*, 28, 3302-3311. [胡楠, 范玉龙, 丁圣彦, 廖秉华 (2008). 陆地生态系统植物功能群研究进展. 生态学报, 28, 3302-3311.]
- Huang JY, Yu HL, Liu JL, Ma F, Han L (2018). Effects of precipitation levels on the C:N:P stoichiometry in plants, microbes, and soils in a desert steppe in China. *Acta Ecologica Sinica*, 38, 5362-5373. [黄菊莹, 余海龙, 刘吉利, 马飞, 韩磊 (2018). 控雨对荒漠草原植物、微生物和土壤C、N、P化学计量特征的影响. 生态学报, 38, 5362-5373.]
- Huo LX, Hong M, Zhao B, Gao HY, Ye H (2019). Effects of increased nitrogen deposition and changing rainfall patterns on litter decomposition in a desert grassland. *Acta Ecologica Sinica*, 39, 2139-2146. [霍利霞, 红梅, 赵巴音那木拉, 高海燕, 叶贺 (2019). 氮沉降和降雨变化对荒漠草原凋落物分解的影响. 生态学报, 39, 2139-2146.]
- Ji Q, Yang JP, Chen HJ (2018). Comprehensive analysis of the precipitation changes over the Tibetan Plateau during 1961-2015. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 40, 1090-1099. [冀钦, 杨建平, 陈虹举 (2018). 1961-2015年青藏高原降水量变化综合分析. 冰川冻土, 40, 1090-1099.]
- Jiang Y, Yao Y, Wang Y (2012). Physiological response, cell wall components, and gene expression of switchgrass under short-term drought stress and recovery. *Crop Science*, 52, 2718-2727.
- Jiao M, Shen WJ (2014). Effects of seasonal precipitation variation on litter-fall in lower subtropical evergreen broad-leaved forest. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 22, 549-557. [焦敏, 申卫军 (2014). 模拟降水分配季节变化对亚热带常绿阔叶林凋落物的影响. 热带亚热带植物学报, 22, 549-557.]
- Li QL, Zeng H (2017). Leaf litter decomposition of ten plant species in a forested wetland in South Carolina, USA. *Acta Ecologica Sinica*, 37, 2342-2351. [李巧玲, 曾辉 (2017). 美国南卡罗来纳州森林湿地十种典型植物凋落叶的分解特征. 生态学报, 37, 2342-2351.]
- Li XF, Han SJ, Zhang Y (2007). Indirect effects of precipitation on litter decomposition of *Quercus mongolica*. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 18, 261-266. [李雪峰, 韩士杰, 张岩 (2007). 降水量变化对蒙古栎落叶分解过程的间接影响. 应用生态学报, 18, 261-266.]
- Li YN, Zhou XM, Zhang NL, Ma KP (2016). The research of mixed litter effects on litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Acta Ecologica Sinica*, 36, 4977-4987. [李宜浓, 周晓梅, 张乃莉, 马克平 (2016). 陆地生态系统混合凋落物分解研究进展. 生态学报, 36, 4977-4987.]
- Liu W, Wang LH, Liu L, Fu R, Wu XH, Huang CD (2017). Effects of increasing precipitation on leaf litter decomposition in *Pinus yunnanensis* plantation in Sichuan dry river valley. *Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition)*, 45, 88-95. [刘尉, 王丽华, 刘林, 符饶, 吴小辉, 黄从德 (2017). 增加降水对四川干河谷区云南松人工林凋落叶分解的影响. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 45, 88-95.]
- Lu RK (1999). *Analysis Methods of Soil and Agricultural Chemistry*. Chinese Agricultural Science and Technology Press, Beijing. 296-338. [鲁如坤 (1999). 土壤农业化学分析方法. 中国农业科技出版社, 北京. 296-338.]
- Ma ZL, Gao S, Yang WQ, Wu FZ (2015). Dynamics of nitrogen and phosphorus release in decomposing foliar litter at different rainy stages in the subtropical evergreen broad-leaved forest. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 21, 308-315. [马志良, 高顺, 杨万勤, 吴福忠 (2015). 亚热带常绿阔叶林凋落叶分解过程中氮和磷在不同雨热季节的释放动态. 应用与环境生物学报, 21, 308-315.]
- Moore TR, Trofymow JA, Prescott CE, Titus BD, CIDET Working Group (2011). Nature and nurture in the dynamics of C, N and P during litter decomposition in Canadian forests. *Plant and Soil*, 339, 163-175.
- Olson JS (1963). Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44, 322-331.
- Parton W, Silver WL, Burke IC, Grassens L, Harmon ME, Currie WS, King JY, Adair EC, Brandt LA, Hart SC, Fasth B (2007). Global-scale similarities in nitrogen release

- patterns during long-term decomposition. *Science*, 315, 361-364.
- Raich JW, Schlesinger WH (1992). The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 44, 81-99.
- Salamanca EF, Kaneko N, Katagiri S (2003). Rainfall manipulation effects on litter decomposition and the microbial biomass of the forest floor. *Applied Soil Ecology*, 22, 271-281.
- Schimel J, Balser TC, Wallenstein M (2007). Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. *Ecology*, 88, 1386-1394.
- Schuster MJ (2016). Increased rainfall variability and N addition accelerate litter decomposition in a restored prairie. *Oecologia*, 180, 645-655.
- Semmartin M, Aguiar MR, Distel RA, Moretto AS, Ghersa CM (2004). Litter quality and nutrient cycling affected by grazing-induced species replacements along a precipitation gradient. *Oikos*, 107, 148-160.
- Shi MM, Niu DC, Wang Y, Yuan XB, He L, Han BH, Zong WJ, Fu H (2017). Effect of fencing and grazing management on the plant functional traits and functional diversity in an alpine meadow on the Tibetan Plateau. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 37, 1216-1225. [石明明, 牛得草, 王莹, 袁晓波, 贺磊, 韩炳宏, 宗文杰, 傅华 (2017). 围封与放牧管理对高寒草甸植物功能性状和功能多样性的影响. 西北植物学报, 37, 1216-1225.]
- Shu WW, Chen L, Liu SR, Zeng J, Li H, Zheng L, Chen WJ (2020). Effects of throughfall reduction on litter decomposition of *Pinus massoniana* plantation in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica*, 40, 4538-4545. [舒韦维, 陈琳, 刘世荣, 曾冀, 李华, 郑路, 陈文军 (2020). 减雨对南亚热带马尾松人工林凋落物分解的影响. 生态学报, 40, 4538-4545.]
- Song HW, Hong HB, Chen SL, Lin CF, Yang YS (2021). Effects of phosphorus addition on fine root decomposition of *Castanopsis carlesii*, *Cunninghamia lanceolata* and mixed. *Journal of Forest and Environment*, 41, 1-9. [宋豪威, 洪慧滨, 陈思路, 林成芳, 杨玉盛 (2021). 磷添加对米槠和杉木及其混合细根分解的影响. 森林与环境学报, 41, 1-9.]
- Sun Y, He XZ, Hou FJ, Wang ZF, Chang SH (2018). Grazing increases litter decomposition rate but decreases nitrogen release rate in an alpine meadow. *Biogeosciences*, 15, 4233-4243.
- Suseela V, Tharayil N, Xing B, Dukes JS (2013). Labile compounds in plant litter reduce the sensitivity of decomposition to warming and altered precipitation. *New Phytologist*, 200, 122-133.
- Suzuki Y, Makino A, Mae T (2001). An efficient method for extraction of RNA from rice leaves at different ages using benzyl chloride. *Journal of Experimental Botany*, 52, 1575-1579.
- Van Soest PJ (1963). Use of detergents in analysis of fibrous feeds. 2. A rapid method for the determination of fiber and lignin. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists*, 46, 829-835.
- Vigil MF, Kissel DE (1991). Equations for estimating the amount of nitrogen mineralized from crop residues. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 757-761.
- Vitousek P (1982). Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *The American Naturalist*, 119, 553-572.
- Wang HL, Liu GC, Huang BB, Wang XC, Xing YJ, Wang QG (2021). Long-term nitrogen addition and precipitation reduction decrease soil nematode community diversity in a temperate forest. *Applied Soil Ecology*, 162, 103895. DOI: 10.1016/j.apsoil.2021.103895.
- Wang QB, Li LH, Bai YF, Xing XR (2000). Effects of simulated climate change on the decomposition of mixed litter in three steppe communities. *Acta Phytocologica Sinica*, 24, 674-679. [王其兵, 李凌浩, 白永飞, 邢雪荣 (2000). 模拟气候变化对3种草原植物群落混合凋落物分解的影响. 植物生态学报, 24, 674-679.]
- Wang X, Xu Z, Lü X, Wang R, Cai J, Yang S, Li MH, Jiang Y (2017). Responses of litter decomposition and nutrient release rate to water and nitrogen addition differed among three plant species dominated in a semi-arid grassland. *Plant and Soil*, 418, 241-253.
- Wang XE, Xue L, Xie TF (2009). A review on litter decomposition. *Chinese Journal of Soil Science*, 40, 1473-1478. [王相娥, 薛立, 谢腾芳 (2009). 凋落物分解研究综述. 土壤通报, 40, 1473-1478.]
- Wang XY, Zhao XY, Li YL, Lian J, Qu H, Yue XF (2013). Effects of environmental factors on litter decomposition in arid and semi-arid regions: a review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 24, 3300-3310. [王新源, 赵学勇, 李玉霖, 连杰, 曲浩, 岳祥飞 (2013). 环境因素对干旱半干旱区凋落物分解的影响研究进展. 应用生态学报, 24, 3300-3310.]
- Wang YX, Liu GY, Deng Q, Shi XR, Yuan ZY (2020). Leaf-litter decomposition of *Robinia pseudoacacia* and *Pinus tabulaeformis* planted forests at different rainy periods in the loess hilly region. *Acta Ecologica Sinica*, 40, 6872-6884. [王云霞, 刘桂要, 邓强, 时新荣, 袁志友 (2020). 黄土丘陵区人工林刺槐和油松凋落叶在不同降雨时期的分解特征. 生态学报, 40, 6872-6884.]
- Wardle DA, Bardgett RD, Klironomos JN, Setälä H, van der Putten WH, Wall DH (2004). Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304, 1629-1633.
- Wei Q, Zhou HK, Yao BQ, Liu ZH, Tian LW, Wang WY, Zhao XQ (2013). Effects of fertilizer and water additions on the litter decomposition of four typical plants in *Kobresia humilis* meadow. *Acta Agrestia Sinica*, 21, 875-880. [魏晴, 周华坤, 姚步青, 刘泽华, 田林卫, 王文颖, 赵新全 (2013). 施肥和增雨雪对矮嵩草草甸4种典型植物凋落物分解的影响. 草地学报, 21, 875-880.]
- Wu JS, Li XJ, Shen ZX, Zhang XZ, Shi PL, Yu CQ, Wang JS, Zhou YT (2012). Species diversity distribution pattern of alpine grasslands communities along a precipitation gradient across Northern Tibetan Plateau. *Acta Prataculturae*

- Sinica*, 21(3), 17-25. [武建双, 李晓佳, 沈振西, 张宪洲, 石培礼, 余成群, 王景升, 周宇庭 (2012). 藏北高寒草地样带物种多样性沿降水梯度的分布格局. 草业学报, 21(3), 17-25.]
- Xiang YB, Zhou SX, Xiao YX, Hu TX, Tu LH, Huang CD, Gao BD (2017). Effects of simulated nitrogen deposition and precipitation changes on litter decomposition in an evergreen broad-leaved forest in the rainy area of western China. *Acta Ecologica Sinica*, 37, 455-463. [向元彬, 周世兴, 肖永翔, 胡庭兴, 涂利华, 黄从德, 高保丹 (2017). 模拟氮沉降和降雨对华西雨屏区常绿阔叶林凋落物分解的影响. 生态学报, 37, 455-463.]
- Xiao WY, Chen C, Chen XL, Huang ZQ, Chen HYH (2020). Functional and phylogenetic diversity promote litter decomposition across terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 29, 2261-2272.
- Xu GP, Hu YG, Wang SP, Zhang ZH, Chang XF, Duan JC, Luo CY, Chao ZG, Su AL, Lin QY, Li YN, Du MY (2010). Effects of litter quality and climate change along an elevation gradient on litter mass loss in an alpine meadow ecosystem on the Tibetan Plateau. *Plant Ecology*, 209, 257-268.
- Yan HY, Gu XR, Shen H (2010). Microbial decomposition of forest litter: a review. *Chinese Journal of Ecology*, 29, 1827-1835. [严海元, 辜夕容, 申鸿 (2010). 森林凋落物的微生物分解. 生态学杂志, 29, 1827-1835.]
- Yan ZQ, Qi YC, Dong YS, Peng Q, Guo SF, He YL, Li ZL (2018). Precipitation and nitrogen deposition alter litter decomposition dynamics in semiarid temperate steppe in Inner Mongolia, China. *Rangeland Ecology & Management*, 71, 220-227.
- Yang G, Chen H, Wu N, Tian JQ, Peng CH, Zhu QA, Zhu D, He YX, Zheng QY, Zhang CB (2014). Effects of soil warming, rainfall reduction and water table level on CH<sub>4</sub> emissions from the Zoige peatland in China. *Soil Biology & Biochemistry*, 78, 83-89.
- Yang YJ, Liu SR, Chen L, Wang H, Lu LH (2018). Short-term effects of manipulated throughfall reduction on the quantity and quality of litterfall in a *Pinus massoniana* plantation. *Acta Ecologica Sinica*, 38, 4770-4778. [杨予静, 刘世荣, 陈琳, 王晖, 卢立华 (2018). 模拟降雨减少对马尾松人工林凋落物量及其化学性质的短期影响. 生态学报, 38, 4770-4778.]
- Yao TD, Zhu LP (2006). The response of environmental changes on Tibetan Plateau to global changes and adaptation strategy. *Advances in Earth Science*, 21, 459-464. [姚檀栋, 朱立平 (2006). 青藏高原环境变化对全球变化的响应及其适应对策. 地球科学进展, 21, 459-464.]
- Yin NW, Li JN, Liu X, Lian JP, Fu C, Li W, Jiang JY, Xue YF, Wang J, Chai YR (2017). Lignification response and the difference between stem and root of *Brassica napus* under heat and drought compound stress. *Acta Agronomica Sinica*, 43, 1689-1695. [尹能文, 李加纳, 刘雪, 练剑平, 付春, 李威, 蒋佳怡, 薛雨飞, 王君, 柴友荣 (2017). 高温干旱下油菜的木质化应答及其在茎与根中的差异. 作物学报, 43, 1689-1695.]
- Yuan Z, Chen HYH (2009). Global trends in senesced-leaf nitrogen and phosphorus. *Global Ecology and Biogeography*, 18, 532-542.
- Yue XY, Zuo XA, Yu Q, Xu C, Lv P, Zhang J (2018). Effects of precipitation and short term extreme drought on leaf traits in Inner Mongolia typical steppe. *Journal of Desert Research*, 38, 1009-1016. [岳喜元, 左小安, 庾强, 徐翀, 吕朋, 张晶 (2018). 降水量和短期极端干旱对典型草原植物群落及优势种羊草(*Leymus chinensis*)叶性状的影响. 中国沙漠, 38, 1009-1016.]
- Zhang HZ, Shi LL, Fu SL (2020). Effects of nitrogen deposition and increased precipitation on soil phosphorus dynamics in a temperate forest. *Geoderma*, 380, 114650. DOI: 10.1016/j.geoderma.2020.114650.
- Zhang RY, Shi XM, Li WJ, Guo R, Wang G (2015). Response of species homeostasis and biomass on a sub-alpine grassland. *Pratacultural Science*, 32, 1539-1547. [张仁懿, 史小明, 李文金, 郭睿, 王刚 (2015). 亚高寒草甸物种内稳性与生物量变化模式. 草业科学, 32, 1539-1547.]
- Zhang XY, Wang W (2015). Control of climate and litter quality on leaf litter decomposition in different climatic zones. *Journal of Plant Research*, 128, 791-802.
- Zhang ZG, Wei HX (2019). Variations of leaf construction cost and leaf traits within the species of *Artemisia ordosica* along a precipitation gradient in the Mau Us sandy land. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 43, 979-987. [张治国, 魏海霞 (2019). 毛乌素沙地油蒿叶建成成本及相关叶性状沿降水梯度的变化. 植物生态学报, 43, 979-987.]
- Zheng HF, Chen YM, Liu Y, Heděnc P, Peng Y, Xu ZF, Tan B, Zhang L, Guo L, Wang LF, Vesterdal L (2021). Effects of litter quality diminish and effects of vegetation type develop during litter decomposition of two shrub species in an alpine treeline ecotone. *Ecosystems*, 24, 197-210.
- Zhou XQ, Wu FZ, Yang WQ, Zhu JX (2011). Dynamics of microbial biomass during litter decomposition in the alpine forest. *Acta Ecologica Sinica*, 31, 4144-4152. [周晓庆, 吴福忠, 杨万勤, 朱剑霄 (2011). 高山森林凋落物分解过程中的微生物生物量动态. 生态学报, 31, 4144-4152.]
- Zhu W, Wang J, Zhang Z, Ren F, Chen L, He JS (2016). Changes in litter quality induced by nutrient addition alter litter decomposition in an alpine meadow on the Qinghai-Tibet Plateau. *Scientific Reports*, 6, 34290. DOI: 10.1038/srep34290.
- Zhu XY, Li ZH, Lin QM, Li GT, Zhao XR (2020). Turnover of soil microbial biomass phosphorus in typical steppe under different simulated rainfalls during spring. *Acta Ecologica Sinica*, 40, 2655-2661. [朱晓亚, 李子豪, 林启美, 李贵桐, 赵小蓉 (2020). 模拟不同春季降雨量下典型草原土壤微生物磷周转特征. 生态学报, 40, 2655-2661.]
- Zi HB, Hu L, Wang CT, Wang GX, Wu PF, Lerda M, Ade LJ (2018). Responses of soil bacterial community and enzyme activity to experimental warming of an alpine meadow. *European Journal of Soil Science*, 69, 429-438.

特邀编委: 刘国方 编辑: 赵航