



# 极端干旱区沙土掩埋对凋落物分解速率及盐分含量动态的影响

范琳杰<sup>1,2,4</sup> 李成道<sup>1,2,4</sup> 李向义<sup>1,3\*</sup> Henry J. SUN<sup>5</sup> 林丽莎<sup>1,2,3</sup> 刘波<sup>6</sup>

<sup>1</sup>中国科学院新疆生态与地理研究所, 新疆荒漠植物根系生态与植被修复重点实验室, 乌鲁木齐 830011; <sup>2</sup>中国科学院新疆生态与地理研究所, 荒漠与绿洲生态国家重点实验室, 乌鲁木齐 830011; <sup>3</sup>新疆策勒荒漠草地生态系统国家野外科学观测实验站, 新疆策勒 848300; <sup>4</sup>中国科学院大学, 北京 100049; <sup>5</sup>沙漠研究所, 美国拉斯维加斯 89119; <sup>6</sup>临沂大学, 山东临沂 276000

**摘要** 极端干旱区由于降水稀少, 植被盖度低, 太阳辐射强烈, 以及土壤稳定性差, 导致其凋落物周转不同于非干旱区。为探究极端干旱区凋落物分解规律, 该研究利用凋落物分解袋法, 以塔克拉玛干沙漠南缘沙漠-绿洲过渡带优势物种花花柴 (*Karelinia caspia*)、骆驼刺 (*Alhagi sparsifolia*) 和胡杨 (*Populus euphratica*) 凋落叶为研究对象, 设置不同的沙土掩埋处理: 地表、2 cm 和 15 cm 埋深, 以模拟自然条件下凋落物分解环境, 测定分解过程中凋落物质量和水溶性盐的变化特征。结果表明: 极端干旱区凋落物分解速率与凋落物初始碳(C)含量、氮(N)含量、C:N 和木质素含量的关系与非干旱区存在较大差异, 在地表处理下, 木质素含量越高, 质量损失越快。不同分解环境下凋落物质量和水溶性盐损失具有显著差异, 与 15 cm 埋深相比, 地表和 2 cm 埋深处理显著增加了凋落物的质量损失和水溶性盐总量损失。地表处理增加了凋落物分解前期的水溶性盐溶解量。该研究表明, 极端干旱区凋落物分解的驱动机制具有独特性, 由于降水稀少, 土壤微生物的活性较低, 掩埋深度不是驱动凋落物分解的主要因素, 极端干旱区凋落物的分解主要受其他非生物过程如太阳光辐射的影响。

**关键词** 凋落物分解; 极端干旱区; 掩埋深度; 盐分

范琳杰, 李成道, 李向义, SUN HJ, 林丽莎, 刘波 (2021). 极端干旱区沙土掩埋对凋落物分解速率及盐分含量动态的影响. 植物生态学报, 45, 144-153. DOI: 10.17521/cjpe.2020.0273

## Effects of sand burial on litter decomposition rate and salt content dynamics in an extremely arid region

Fan Lin-Jie<sup>1,2,4</sup>, Li Cheng-Dao<sup>1,2,4</sup>, Li Xiang-Yi<sup>1,3\*</sup>, Henry J. SUN<sup>5</sup>, Lin Li-Sha<sup>1,2,3</sup>, and Liu Bo<sup>6</sup>

<sup>1</sup>Xinjiang Key Laboratory of Desert Plant Roots Ecology and Vegetation Restoration, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Ürümqi 830011, China; <sup>2</sup>State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Ürümqi 830011, China; <sup>3</sup>Cele National Station of Observation and Research for Desert-Grassland Ecosystems, Cele, Xinjiang 848300, China; <sup>4</sup>University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; <sup>5</sup>Desert Research Institute, Las Vegas 89119, USA; and <sup>6</sup>Linyi University, Linyi, Shandong 276000, China

### Abstract

**Aims** Due to the extremely low precipitation, low vegetation coverage, strong solar radiation, and poor soil stability, litter turnover in extremely arid areas differs from that in non-arid areas. This study aimed to determine the patterns of leaf litter decomposition of contrasting initial qualities in an extremely arid region.

**Methods** We used the litter bag method to investigate changes of the mass and water-soluble salt content in the leaf litter of three dominant species, *Karelinia caspia*, *Alhagi sparsifolia* and *Populus euphratica*, in the desert-oasis transitional zone of the southern edge of the Taklimakan Desert, in responses to three levels of sand burial treatments, including placement of letter samples at the surface, and 2 cm and 15 cm soil depths, respectively, that represented different incubation environments under natural conditions.

**Important findings** The relationships of litter decomposition rate with the initial litter quality indicators, including carbon (C) content, nitrogen (N) content, C:N and lignin content, differed between the extremely arid sites and the non-arid sites. The litter placed on the surface had higher lignin content and faster mass loss than those subjected to other treatments. The losses of litter mass and changes in water-soluble salt content significantly

收稿日期Received: 2020-08-10 接受日期Accepted: 2020-10-12

基金项目: 国家自然科学基金(41877420)和中国科学院扶贫项目(KFJ-FP-201903)。Supported by the National Natural Science Foundation of China (41877420), and the Poverty Alleviation Program of the Chinese Academy of Sciences (KFJ-FP-201903).

\* 通信作者Corresponding author (lixxy@ms.xjb.ac.cn)

varied with the level of burial treatments. Litter samples placed on the surface and at 2 cm depth had a significantly greater rate of losses in mass and water-soluble salt content than those at 15 cm depth. The surface litter had a greater amount of dissolved water-soluble salt in the early stage of decomposition. This study shows that the driving mechanism of litter decomposition in the extremely arid areas is unique. Under conditions of extremely low precipitation and the low activity of soil microorganisms, the buried depth is not the main factor driving the litter decomposition, whilst other abiotic processes such as solar radiation controlled the rate of decomposition.

**Key words** litter decomposition; extremely arid area; burial depth; salt

Fan LJ, Li CD, Li XY, Sun HJ, Lin LS, Liu B (2021). Effects of sand burial on litter decomposition rate and salt content dynamics in an extremely arid region. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 45, 144-153. DOI: 10.17521/cjpe.2020.0273

凋落物在维持生态系统物质循环和能量流动方面发挥着重要作用(曾加芹, 2017)。凋落物分解是生态系统中碳周转和矿质养分循环的重要过程(Fu *et al.*, 2009)。据统计, 全球每年因凋落物分解释放的CO<sub>2</sub>约占全球年碳通量的70% (Raich & Schlesinger, 1992)。在全球陆地生态系统中, 有80%的有机碳储存在土壤中(Eswaran *et al.*, 1993), 而凋落物又是土壤碳输入的重要来源, 凋落物分解以可溶性有机碳和稳定态腐殖质的形式向土壤输入碳(Rubino *et al.*, 2010)。因此, 了解凋落物分解的影响因素对于理解全球碳循环至关重要。

凋落物分解受生物和非生物因素共同影响(Berg & Laskowski, 2006)。在大多数生态系统中, 降水和温度等气候因子或凋落物化学组成(碳(C)含量、氮(N)含量、C:N、纤维素含量、半纤维素和木质素含量)能很好地预测凋落物质量损失(Martinez-Yrizar *et al.*, 2007), 但这些因子不能完全解释干旱、半干旱区凋落物的分解变化(Gholz *et al.*, 2000)。干旱地区凋落物的分解速率可能不仅受到非生物降解的影响, 特别是受到光降解的影响, 同时还受到降水脉冲的影响(Austin & Vivanco, 2006)。在干旱和半干旱区, 植被覆盖度低, 温度高且光照强, 导致微生物活性较低, 光照对植物凋落物质量的损失具有较大的影响(Throop & Archer, 2009)。有研究表明, 在干旱地区, 凋落物分解速率的峰值常出现在雨季初期, 认为是降水引起的大量水溶性不稳定化合物流失(Parton *et al.*, 2007), 太阳辐射、风化作用及干湿交替引起的物理性破碎也有一定的协同作用(Gallardo & Merino, 1993)。因此, 众多学者尽管对影响凋落物分解的因素进行了广泛研究, 但不同生态系统类型下的差异较大, 有必要在极端干旱地区对凋落物分解的特征进行研究。

在干燥、阳光充足的干旱环境中, 由于光化学或物理降解, 凋落物分解速率甚至比其他非干旱区

要快(Austin & Ballare, 2010)。然而, 相对于地表凋落物, 对干旱区埋土处理下的凋落物分解的研究仍然较少(Liu *et al.*, 2015)。在不同的生态系统中, 包括半干旱地区, 都有研究表明掩埋凋落物的质量损失明显大于地表凋落物(Vivanco & Austin, 2006; Austin *et al.*, 2009)。但在极端干旱区, 光辐射更强, 环境更恶劣, 微生物活性更低, 分解情况可能不一样。极端干旱区风沙频繁, 风沙受荒漠植物的阻滞形成沙堆, 秋季枯枝落叶凋落在沙土表层, 次年被风沙掩埋(夏训诚等, 2005), 形成与其他生态系统明显不同的分解环境。有关极端干旱区掩埋的研究大多集中在沙埋后植物生理生态方面(Jiao *et al.*, 2009; 马洋等, 2014)和已形成沙包中植物残体和物质组成方面(刘倩, 2014; 赵元杰等, 2016), 关于沙土掩埋后凋落物分解的研究较少。由于凋落物分解与土壤环境关系复杂, 对于极端干旱区的沙土掩埋是否会影响凋落物的分解还没有明确定论, 但对这一问题的研究显然是十分必要的。

土壤盐渍化是一个全球性的环境问题, 全球盐渍土面积约占陆地总面积的1/10 (Rath & Rousk, 2015)。花花柴(*Karelinia caspia*)、骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)和胡杨(*Populus euphratica*)都为盐生或耐盐植物(贾磊和安黎哲, 2004; 李从娟等, 2017), 在我国西北干旱地区的沙漠盐渍土和草甸上广泛分布。盐生植物可以吸收土壤中的盐分, 富集在叶片, 从而实现盐分的转移, 再以凋落物分解的形式完成盐分的释放, 但同时也增加了土壤表层的盐渍化程度(许捷等, 2020)。董正武等(2018)通过对塔克拉玛干沙漠4个不同区域怪柳(*Tamarix chinensis*)沙包中土壤盐分分布特征及其影响因素进行分析, 发现沙包中枯枝落叶量与土壤中盐分变化显著相关。随着全球土壤盐碱化问题受到广泛关注, 探究盐生植物凋落物分解过程中盐分释放对地球盐渍化防治具有重要科学意义。本研究在塔克拉玛干沙漠南缘沙漠-

DOI: 10.17521/cjpe.2020.0273

绿洲过渡带,选择花花柴、骆驼刺、胡杨3种植物叶片凋落物为研究对象,通过设置不同沙土掩埋深度,模拟自然条件下不同分解环境,研究极端干旱区盐生植物凋落物分解特征,探索极端干旱区凋落物的分解规律。

## 1 材料和方法

### 1.1 实验地概况

本实验在中国科学院策勒荒漠草地生态系统国家野外研究站荒漠实验区进行。研究区位于塔克拉玛干沙漠南缘策勒绿洲外围绿洲-荒漠过渡带(35.30°–39.50° N, 80.06°–82.18° E),该地区属于典型的大陆性干旱气候,干旱少雨,5–7月的降水次数相对较多,但是降水量很少,年降水量35.1 mm,5–7月降水总量达34.6 mm。土壤以风沙土为主,保水能力差,沙化严重,有机质平均含量0.8%左右,全氮平均含量0.6%左右,pH 7–8。年平均气温11.9 °C,极端最高气温41.9 °C,极端最低气温–23.9 °C。热资源丰富:平均年日照时间2 697.5 h,年太阳总辐射能604.2 kJ·cm<sup>-2</sup>。这里风沙活动频繁,多年平均沙尘天气25.2 d,年平均风速1.9 m·s<sup>-1</sup>,>8级的大风3–9次(毛东雷等,2015)。主要植被有骆驼刺、多枝柽柳(*Tamarix ramosissima*)、花花柴、沙拐枣(*Calligonum mongolicum*)和胡杨等,植被覆盖率低,仅有15%–30%。气象数据(图1)由策勒国家野外观测站气象站获取。

### 1.2 凋落物的收集和实验设计

实验以花花柴、骆驼刺和胡杨叶凋落物为分解对象,于2017年9月中旬在骆驼刺、花花柴和胡杨冠层下设置凋落物收集筐,花花柴和骆驼刺的收集筐为50 cm × 50 cm,胡杨收集筐为100 cm × 100 cm,2017年11月中旬结束凋落物收集,分别去除凋落物

中叶片以外的杂质后将所有样品混合均匀,将样品置于75 °C的烘箱48 h烘干处理。每种凋落物选取3组样品,测定凋落物的初始C、N、木质素、纤维素和半纤维素含量。用长宽为20 cm × 20 cm,网眼大小为1 mm的尼龙网袋作为分解袋,每个分解袋装填20 g凋落物,称质量并记录。将凋落物网袋放置在:(1)土壤表层,用以模拟凋落物分解的初始状态;(2)土壤埋深2 cm,模拟在绿洲过渡带和风沙较小区域沙土掩埋的凋落物;(3)土壤埋深15 cm,模拟在风沙较大区域沙土掩埋的凋落物。不同植物凋落物每个处理设置5个重复,凋落物分解时间设定为4、5、6、7、9个月,总的分解袋个数为3种植物×3种处理×5个重复×6=270个。凋落物网袋间距0.5 m,设置在2 m × 2 m大小的样地,样地间相隔2 m。于2017年11月15日将分解袋分别置于地表、2 cm埋深和15 cm埋深,用地钉将地表分解袋固定。从2018年3月15日到2018年8月15日,每月对凋落物分解袋进行取样,将样品带回实验室烘干,用0.5 mm网筛去除凋落物中的沙土,测定剩余凋落物质量,同时取部分凋落物用清水振荡,用滤纸过滤清洗液,测凋落物的含沙率,用含沙率校正获得凋落物分解后质量。取部分凋落物进行凋落物水溶性盐溶解量测定,另取部分凋落物进行灰化,进行水溶性盐含量测定。

### 1.3 指标测定

凋落物初始总碳(TC)和全氮(TN)含量采用碳氮元素分析仪(Vario Max CN, Elementary, Hanau, Germany)测定,纤维素、半纤维素和木质素含量采用纤维素测定仪(Fibertec 2010, FOSS, Hilleroed, Denmark)测定。取凋落物2–3 g置于灰化坩埚中,称质量(精确到0.1 mg),碳化后置于550 °C马弗炉中进行灰化,用于测定水溶性盐含量(鲍士旦,2000;罗毅等,2012)。水溶性盐含量与电导率关系的标准

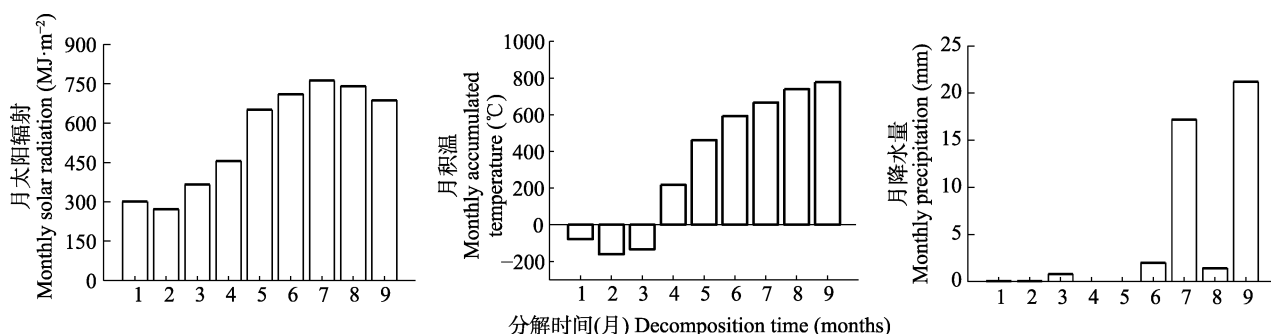


图1 极端干旱区研究样地气象数据。

Fig. 1 Meteorological data of the study site in extremely arid region.

曲线建立: 分别准确称取3种初始凋落物灰分0.01、0.02、0.03、0.05、0.10、0.15、0.20和0.30 g (精确到0.1 mg)置于50 mL离心管中, 加入蒸馏水25 mL, 漩涡振荡30 s后, 置于离心机3 000 r·min<sup>-1</sup>离心5 min, 采用电导率仪测定电导率后, 去上清液, 加入25 mL蒸馏水漩涡振荡30 s后, 3 000 r·min<sup>-1</sup>离心5 min, 去上清液, 重复洗涤灰分3次后, 将灰分残渣置于75 °C烘箱中48 h至恒质量, 水溶性盐含量为灰分洗涤后的质量损失, 利用水溶性盐含量与电导率的关系建立水溶性盐含量与电导率的标准曲线。凋落物水溶性盐溶解量的测定: 4–5 g凋落物置于烧瓶中, 加入蒸馏水300 mL, 缓慢振荡1 min后将溶液转移到另一烧瓶中, 利用电导率仪测定溶液电导率, 根据标准曲线计算凋落物1 min水溶性盐溶解量。

#### 1.4 数据处理

测得水溶性盐含量与电导率值的关系:

花花柴:  $y = 0.0181x + 0.0011$ ,  $R^2 = 0.9962$

骆驼刺:  $y = 0.0209x - 0.0012$ ,  $R^2 = 0.9988$

胡杨:  $y = 0.0146x - 0.0004$ ,  $R^2 = 0.9982$

凋落物质量残留率( $R_m$ , %)(李成道等, 2019)、水溶性盐残留率( $R_s$ , %)和水溶性盐溶解速率( $R_a$ , g·min<sup>-1</sup>)的计算公式为:

$$R_m = \frac{M_{at}}{M_{ao}} \times 100$$

$$S_o = \frac{y_o \times M_{do} \times M_{ao}}{M_{eo} \times M_{co}}, S_t = \frac{y_t \times M_{dt} \times M_{at}}{M_{et} \times M_{ct}},$$

$$R_s = \frac{S_t}{S_o} \times 100$$

$$N_t = \frac{y_t \times V_t}{25 \text{ mL} \times M_f}, R_a = \frac{N_t}{1 \text{ min}}$$

利用Olson指数衰减模型拟合凋落物的分解过程(Olson, 1963), 计算分解常数( $k$ , a<sup>-1</sup>):

$$k = -\frac{\ln(M_{at}/M_{ao})}{t}$$

式中,  $x$ 为电导率值,  $y$ 为水溶性盐含量。  $M_{ao}$ 为初始凋

落物干质量,  $S_o$ 为初始凋落物水溶性盐含量,  $y_o$ 为初始凋落物水溶性盐电导率对应水溶性盐含量,  $M_{co}$ 为初始凋落物灰分测定所取凋落物质量,  $M_{do}$ 为初始凋落物灰分质量,  $M_{eo}$ 为测初始凋落物水溶性盐电导率所取灰分质量。  $M_{at}$ 为分解时间 $t$ 时的凋落物干质量,  $S_t$ 为分解时间 $t$ 时的凋落物水溶性盐含量,  $y_t$ 为分解时间 $t$ 时的水溶性盐电导率对应水溶性盐含量,  $M_{ct}$ 为分解时间 $t$ 时测凋落物灰分所取凋落物质量,  $M_{dt}$ 为分解时间 $t$ 时的凋落物灰分质量,  $M_{et}$ 为分解时间 $t$ 时测凋落物水溶性盐电导率所取灰分质量。  $N_t$ 为凋落物在水中的溶解量,  $V_t$ 为凋落物浸泡液体积,  $M_f$ 为浸泡凋落物质量。  $t$ 为分解时间, 本文计算分解时间为9个月时 $k$ 值,  $t$ 以3/4年来表示。

数据统计分析利用SPSS 19.0分析统计软件, 采用单因素方差分析和最小显著差异(LSD)法对不同掩埋处理下调落物叶质量残留率、水溶性盐残留率、水溶性盐溶解量月动态变化及不同物种类型下 $k$ 值进行比较。运用一元线性回归分析方法研究各组分凋落物质量残留率与水溶性盐残留率之间的回归关系。统计检验的显著水平设定为 $p = 0.05$ 。利用Origin 2018软件作图。

## 2 结果和分析

### 2.1 凋落物初始化学组成

骆驼刺和胡杨初始叶凋落物C含量显著高于花花柴, 骆驼刺初始叶凋落物N含量显著高于花花柴和胡杨, 胡杨和花花柴初始叶凋落物C:N显著高于骆驼刺(表1)。3种凋落物的C组分都以纤维素为主, 花花柴和胡杨初始叶凋落物半纤维素含量、木质素含量均显著高于骆驼刺。

### 2.2 叶凋落物的质量损失速率

三种叶凋落物在不同掩埋深度的质量残留率具有显著差异( $p < 0.05$ )(图2), 在地表的质量损失较快, 其次为2 cm埋深和15 cm埋深。分解时间为9个月时,

表1 极端干旱区3种叶凋落物的初始化学组成(平均值±标准误)

Table 1 Initial leaf litter chemical composition of the three species in extremely arid region (mean ± SE)

物种 Species	C (g·kg <sup>-1</sup> )	N (g·kg <sup>-1</sup> )	C:N	纤维素 Cellulose (%)	半纤维素 Semi-cellulose (%)	木质素 Lignin (%)	水溶性盐 Water-soluble salt (%)
花花柴 <i>Karelinia caspia</i>	367.4 ± 1.07 <sup>b</sup>	4.65 ± 0.07 <sup>b</sup>	79.07 ± 1.20 <sup>b</sup>	24.9 ± 1.4 <sup>b</sup>	14.3 ± 1.9 <sup>a</sup>	14.7 ± 0.8 <sup>a</sup>	18.1 ± 0.6 <sup>a</sup>
骆驼刺 <i>Alhagi sparsifolia</i>	419.4 ± 0.58 <sup>a</sup>	11.75 ± 0.60 <sup>a</sup>	35.87 ± 1.83 <sup>c</sup>	28.1 ± 0.7 <sup>b</sup>	2.8 ± 0.3 <sup>b</sup>	10.7 ± 0.3 <sup>b</sup>	11.8 ± 0.3 <sup>b</sup>
胡杨 <i>Populus euphratica</i>	413.8 ± 0.70 <sup>a</sup>	3.57 ± 0.24 <sup>b</sup>	116.94 ± 7.68 <sup>a</sup>	35.7 ± 0.2 <sup>a</sup>	14.2 ± 1.2 <sup>a</sup>	12.9 ± 1.3 <sup>a</sup>	5.5 ± 0.1 <sup>c</sup>

同列数据不同小写字母表示差异显著( $p < 0.05$ )。

Different lowercase letters in the same column indicate significant differences ( $p < 0.05$ ).

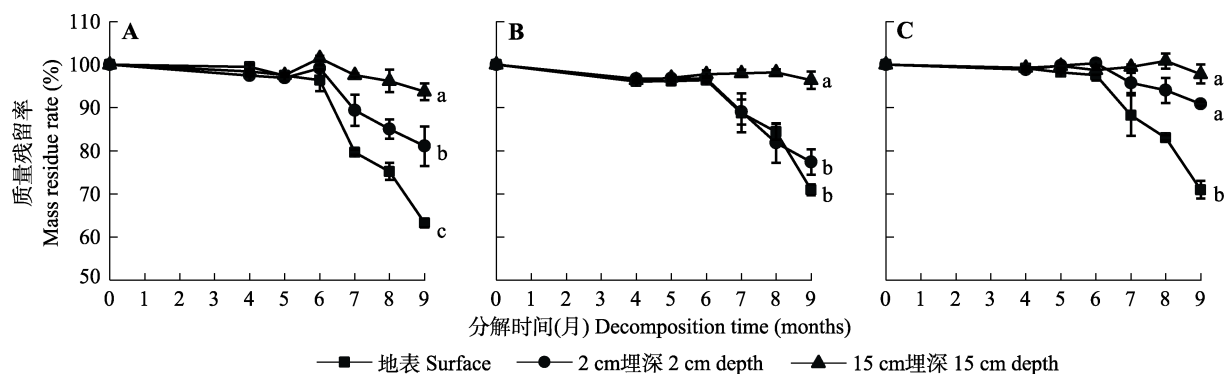


图2 极端干旱区不同分解时间的凋落物质量残留率(平均值±标准误)。A, 花花柴。B, 骆驼刺。C, 胡杨。不同小写字母表示处理间的差异达到显著水平( $p < 0.05$ )。

Fig. 2 Ratio of remaining litter mass at different times of decomposition in extremely arid region (mean  $\pm$  SE). A, *Karelina caspia*. B, *Alhagi sparsifolia*. C, *Populus euphratica*. Different lowercase letters indicate that the significant differences between treatments ( $p < 0.05$ ).

花花柴叶凋落物质量残留率表现为: 地表(63.32%) < 2 cm埋深(81.07%) < 15 cm埋深(93.72%); 骆驼刺叶凋落物质量残留率表现为: 地表(70.92%) < 2 cm埋深(77.42%) < 15 cm埋深(96.39%); 胡杨叶凋落物质量残留率表现为: 地表(70.93%) < 2 cm埋深(90.92%) < 15 cm埋深(97.83%)。分解时间为前6个月时, 凋落物质量损失较少, 而分解6个月后, 地表和2 cm埋深的凋落物质量损失较为迅速。

地表处理的花花柴叶凋落物分解常数显著高于骆驼刺和胡杨( $p < 0.05$ )(图3)。对于2 cm埋深处理, 骆驼刺叶凋落物分解常数显著高于胡杨( $p < 0.05$ )(图3)。15 cm埋深处理的3个物种凋落物分解常

数较低, 花花柴、骆驼刺和胡杨叶凋落物的分解常数为 $(0.087 \pm 0.028)$ 、 $(0.050 \pm 0.028)$ 和 $(0.030 \pm 0.035) \cdot a^{-1}$ , 未达到显著差异( $p > 0.05$ )。

### 2.3 凋落物水溶性盐损失速率

花花柴和骆驼刺不同掩埋深度的水溶性盐残留率具有显著差异( $p < 0.05$ ), 在9个月的分解时间内, 胡杨凋落物2 cm埋深处理水溶性盐含量与15 cm埋深处理无显著变化, 其他处理条件下的凋落物在分解6个月后水溶性盐残留率才出现显著差异(图4)。地表处理凋落物水溶性盐损失率比质量损失率大, 其次为2 cm和15 cm埋深处理(图5)。整体上, 花花柴、骆驼刺和胡杨在分解过程中质量残留率和水溶性盐残留率变化趋势一致。

### 2.4 凋落物在水中水溶性盐的溶解速率

三种不同掩埋处理的水溶性盐溶解速率具有显著差异( $p < 0.05$ ), 分解时间为9个月时, 3种凋落物水溶性盐溶解速率从高到低依次为15 cm埋深、2 cm埋深和地表处理(图6)。在整个分解期内, 2 cm埋深和15 cm埋深的凋落物水溶性盐溶解速率呈上升趋势, 分解时间前6个月, 地表处理的凋落物水溶性盐溶解速率呈上升趋势且显著高于2 cm和15 cm埋深, 分解时间6个月后, 地表处理的凋落物水溶性盐溶解速率显著降低。

## 3 讨论

### 3.1 初始凋落物基质质量对凋落物分解的影响

通常, 凋落物C:N越低, 纤维素、木质素含量越少, 其分解速率越快(Mooshammer *et al.*, 2012)。Berg (2000)研究认为, N含量越高的凋落物有机物分解速率越快。Taylor等(1989)研究认为, 微生物

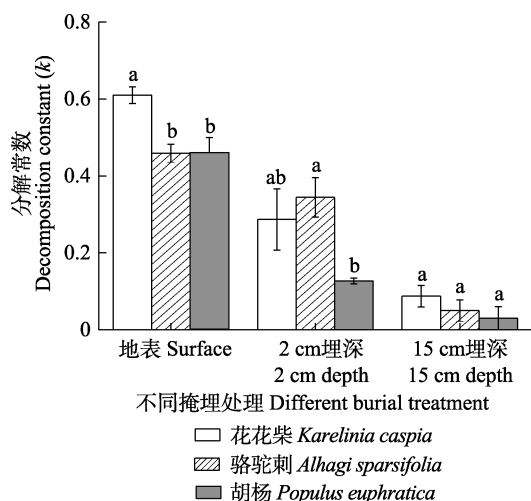


图3 极端干旱区不同掩埋处理下凋落物分解速率常数( $k$ )(平均值±标准误)。不同小写字母表示相同处理下不同物种间的差异达到显著水平( $p < 0.05$ )。

Fig. 3 Values of the litter decomposition constant ( $k$ ) for different burial treatments in extremely arid region (mean  $\pm$  SE). Different lowercase letters indicate significant differences between species under the same treatments ( $p < 0.05$ ).



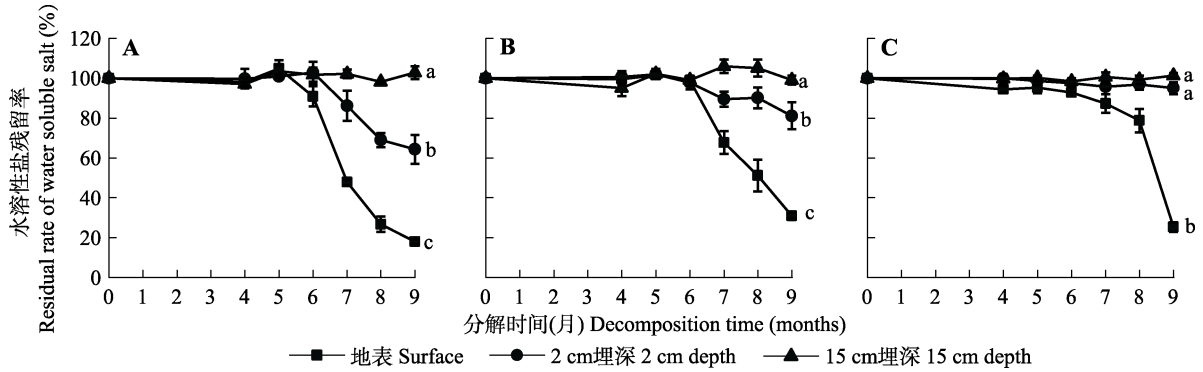


图4 极端干旱区不同分解时间的凋落物水溶性盐残留率(平均值±标准误)。A, 花花柴。B, 骆驼刺。C, 胡杨。不同小写字母表示处理间的差异达到显著水平( $p < 0.05$ )。

**Fig. 4** Ratio of litter water-soluble salt residue at different times of decomposition in extremely arid region (mean  $\pm$  SE). A, *Karelينيا caspia*. B, *Alhagi sparsifolia*. C, *Populus euphratica*. Different lowercase letters indicate significant differences between treatments ( $p < 0.05$ ).

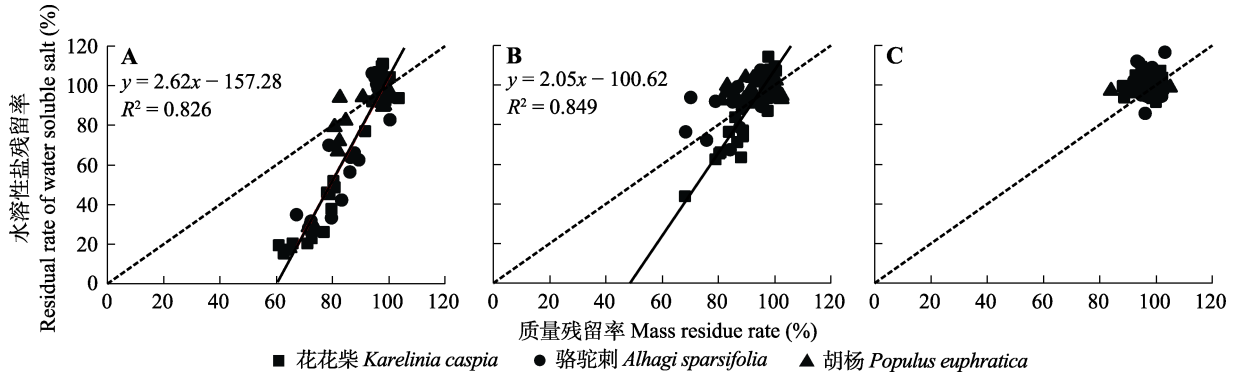


图5 极端干旱区凋落物质量残留与水溶性盐残留的关系。A, 地表。B, 2 cm埋深。C, 15 cm埋深。实线表示质量残留与水溶性盐残留关系的拟合曲线, 虚线表示 $y = x$  (1:1)。

**Fig. 5** Relationships between litter mass and water-soluble salt residue in extremely arid region. A, Surface. B, 2 cm depth. C, 15 cm depth. The solid line represents the fitting curve of the relationship, and the dotted line represents  $y = x$  (1:1).

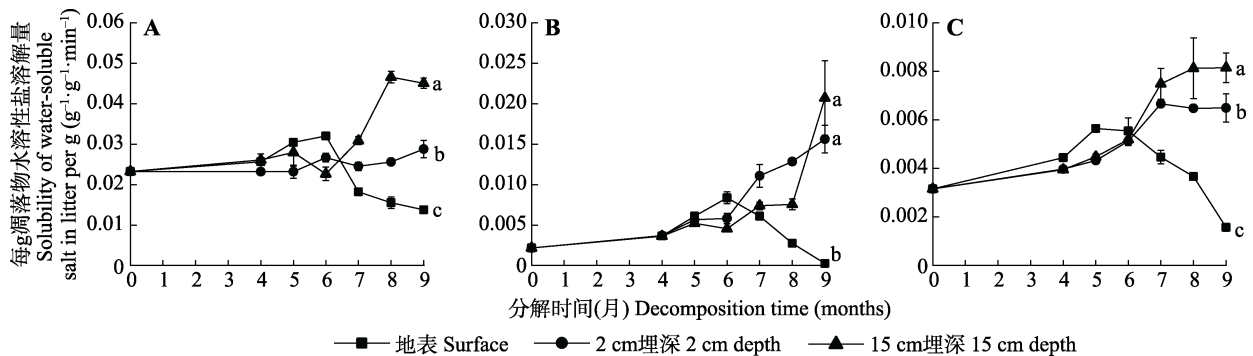


图6 极端干旱区不同分解时间的凋落物水溶性盐溶解量(平均值±标准误)。A, 花花柴。B, 骆驼刺。C, 胡杨。不同小写字母表示处理间的差异达到显著水平( $p < 0.05$ )。

**Fig. 6** Litter dissolved water-soluble salt at different times of decomposition in extremely arid region (mean  $\pm$  SE). A, *Karelينيا caspia*. B, *Alhagi sparsifolia*. C, *Populus euphratica*. Different lowercase letters indicate significant differences between treatments ( $p < 0.05$ ).

数量和活性往往与C:N成反比, 较低C:N的凋落物具有较高的分解速率。本研究表明, 骆驼刺凋落物N含量显著高于花花柴和胡杨, 其C:N显著低于花花柴和胡杨, 但骆驼刺地表处理的凋落物质量损失显

著小于花花柴( $p < 0.05$ )(图2, 图3), 而与胡杨的质量损失差异不显著。对木质素光降解的研究表明, 木质素对UV具有吸收作用, UV辐射对木质素起到分解作用, 导致凋落物质量损失(Day *et al.*, 2007)。

Heitner和Scaiano (1993)提出, 沙漠中的高紫外线辐射降解木质素, 使得木质素含量较高的凋落物更容易发生更大的质量损失。本研究中, 花花柴、骆驼刺和胡杨的木质素含量分别为 $(14.7 \pm 0.8)\%$ 、 $(10.7 \pm 0.3)\%$ 和 $(12.9 \pm 1.3)\%$ , 花花柴的木质素含量高于骆驼刺和胡杨, 对于地表处理的凋落物, 其质量损失显著高于骆驼刺和胡杨( $p < 0.05$ )。因此, 在极端干旱区, 地表的凋落物的分解或许受木质素的影响更大。对于2 cm埋深处理, 花花柴和骆驼刺的质量损失差异未达到显著水平( $p > 0.05$ ), 骆驼刺的质量损失显著高于胡杨。本研究中, 花花柴、骆驼刺和胡杨的C:N分别为 $79.07 \pm 1.20$ 、 $35.87 \pm 1.83$ 和 $116.94 \pm 7.68$ , 骆驼刺具有较低的C:N, 其质量损失在2 cm埋深处理下较高。因此, 在极端干旱区, 2 cm埋深的凋落物的分解或许受C:N的影响更大。在土壤水分条件相对较好的15 cm埋深处理, 不同凋落物质量损失未达到显著差异水平( $p > 0.05$ )。可能是因为15 cm埋深处理未受到光辐射等的影响, 导致凋落物质量损失很少且未出现显著性差异。因此, 极端干旱区与大多数非干旱区中利用初始凋落物基质质量来预测凋落物分解有较大差异, 有待更深入的研究探索。

### 3.2 掩埋对凋落物质量分解的影响

由于干旱地区气候的特殊性, 夏季太阳辐射高, 而且降水少以及夏季高温限制了微生物的活性(Gallo *et al.*, 2006)。早在1964年, Pauli认为光照在有机质分解中扮演着重要角色。通常认为光降解是指有机物在光的作用下, 逐步氧化成低分子中间产物, 最终生成 $\text{CO}_2$ 、 $\text{H}_2\text{O}$ 及其他离子如 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{PO}_4^{3-}$ 、 $\text{Cl}^-$ 等(周丽等, 2011)。Throop和Archer (2009)认为, 在干旱半干旱区, 凋落物暴露在高温和强光之下, 光降解对凋落物的质量损失有很大的影响。Liu等(2015)在半干旱的鄂尔多斯沙地生态系统的研究表明, 相对于地表处理, 悬空和沙土掩埋处理下调落物分解较快。Throop和Archer (2007)的研究发现进入分解袋的土壤或沙土由于移动和掩埋会影响分解率。本文对极端干旱区不同掩埋处理下调落物质量损失的研究表明, 地表条件加速了凋落物的质量损失, 其次是2 cm埋深, 15 cm掩埋处理凋落物质量损失最少。土壤表层凋落物质量损失最快, 可能是地表受到光照的直接分解, 且风沙活动频繁, 沙土的移动也促进了土壤表层凋落物的质量损失。2 cm和15 cm掩埋处理的凋落物残留结果表明, 在不受光

照条件的直接影响下, 2 cm的土壤条件显著增加了凋落物的质量损失( $p < 0.05$ )。Georgiou等(2015)研究表明, 在干旱半干旱地区, 光照导致土壤表层产生过氧化氢和羟基自由基, 从而导致凋落物中有机物的分解。因此, 本研究认为, 光照产生的自由基是使地表处理和2 cm埋深处理的凋落物质量损失的重要因素。有研究表明, 干旱半干旱区凋落物分解率在降水后迅速出现峰值(Pucheta *et al.*, 2006)。从实验环境数据来看, 在分解6个月后, 月太阳辐射量、月积温、月降水量都有所增加(图1)。本研究表明, 在分解6个月后出现降水事件, 3种凋落物地上地表处理和2 cm埋深处理的质量显著降低, 说明在地表处理和2 cm埋深下调落物还受到降水脉冲的影响。15 cm埋深处理未受到光辐射和降水脉冲的影响, 凋落物质量损失最慢。

### 3.3 掩埋对凋落物盐分分解的影响

凋落物中养分和其他可溶性物质通过淋溶方式进入到土壤中是凋落物质量损失的重要途径(Schreeg *et al.*, 2013)。尹传华等(2007)研究认为, 生物作用在荒漠生态系统中柽柳灌丛下盐分富集作用大于非生物作用, 生物作用主要表现为根系对盐分的吸收、运输并使之以凋落物的形式回到表层土壤的生物积盐过程。本研究表明, 凋落物中水溶性盐损失率与质量损失率变化趋势基本一致, 不同物种和不同处理下的凋落物水溶性盐损失具有较大差异, 水溶性盐损失率为地表处理> 2 cm埋深处理> 15 cm埋深处理。地表处理和2 cm埋深处理的3种植物叶凋落物水溶性盐均在分解6个月后出现显著的降低, 可能是由于分解6个月后出现降水事件及伴随凋落物质量损失导致凋落物中水溶性盐损失。对不同盐生植物沙包中土壤盐分分布的研究表明, 盐生植物的枯枝一方面因为荫蔽作用减轻地面蒸发而减少返盐, 另一方面因为本身泌盐而影响土壤盐分的分布规律(何玉惠等, 2015; 刘进辉等, 2016)。本研究在分解过程中凋落物盐分损失, 可能通过降水淋溶作用或者凋落物质量损失过程返回土壤。

研究表明, 光降解对凋落物的作用机制不仅包括对木质素、纤维素等较难分解物质的直接作用, 也包括改变凋落物化学组分等间接作用(柳淑蓉等, 2012)。在分解时间为前6个月时, 地表处理的3种凋落物在水溶液中的水溶性盐溶解量都呈上升趋势, 这可能是由于光照改变了凋落物的化学组分, 导致

凋落物中水溶性盐更容易溶解, 分解时间为6个月后, 随着凋落物中水溶性盐量减少, 凋落物水溶性盐溶解量降低。2 cm和15 cm埋深处理的叶凋落物水溶性盐溶解量在分解6个月后呈显著上升趋势, 这可能与土壤条件如土壤含水量更高有关(安桂香等, 2011), 随着分解时间的延长, 使水溶性盐更容易溶解。但花花柴凋落物水溶性盐量在2 cm掩埋处理分解5个月 after 出现上升-下降-上升趋势(图6), 可能是因其水溶性盐含量显著高于其他两种植物, 水溶性盐更容易溶解, 所以开始表现为上升趋势, 但其在2 cm掩埋处理下水溶性盐损失显著高于其他两种植物(图7), 但水溶性盐含量损失总体较少, 所以之后水溶性盐溶解量表现为下降-上升趋势。花花柴凋落物水溶性盐量在15 cm掩埋处理分解5个月 after 出现下降而后显著上升趋势, 可能是刚开始在15 cm处凋落物水溶性盐溶解量一直未显著变化, 在6个月之后, 随着降水量的增加和凋落物化学组分的变化, 水溶性盐溶解量增加, 且15 cm处凋落物水溶性盐含量和质量一直未减少, 所以之后呈显著上升趋势。本研究表明, 由于凋落物初始盐分含量的差异以及不同类型凋落物结构组成等差异, 导致凋落物的水溶性盐溶解量具有较大差异, 但变化趋势基本一致。

#### 4 结论

极端干旱区凋落物的分解与非干旱区利用初始凋落物基质质量来预测的凋落物分解速率有着很大

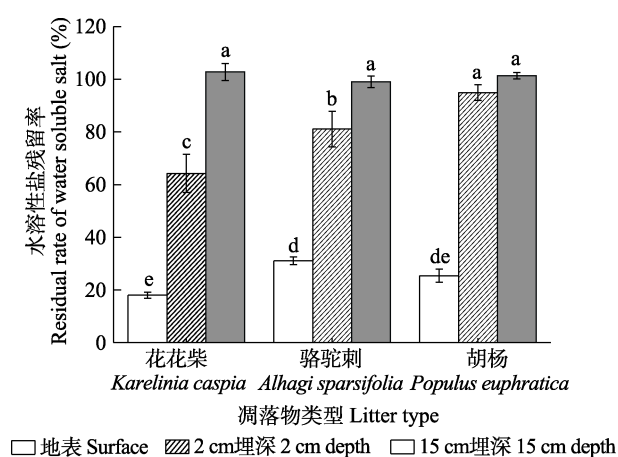


图7 极端干旱区3种凋落物在不同处理条件下水溶性盐残留(平均值±标准误)。不同小写字母表示不同处理间的差异达到显著水平( $p < 0.05$ )。

Fig. 7 Ratio of litter water-soluble salt residue of three species under different treatments in extremely arid region (mean  $\pm$  SE). Different lowercase letters indicate significant differences between treatments ( $p < 0.05$ ).

差异, 在地表处理下, 木质素含量越高的叶凋落物分解速率越快。不同处理间凋落物质量残留和水溶性盐残留变化趋势基本一致。本实验表明, 极端干旱区凋落物的分解与凋落物所处环境有关, 不同的掩埋条件显著影响凋落物的质量和盐分的分解速率。盐生植物叶凋落物在分解过程中盐分也随之损失。为探究极端干旱区凋落物分解规律, 今后还需进一步对凋落物化学组分、环境因子单一以及交互作用对凋落物分解的影响进行研究, 深入了解干旱区凋落物分解机制, 为完善生态系统碳估算和全球碳循环及土壤盐渍化提供参考。

#### 参考文献

- An GX, Zeng FJ, Sun XW, Liu B, Liu Z, Zhang XL (2011). Soil water conditions under various vegetations in southern fringe of Takelamakan Desert. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 31, 63-67. [安桂香, 曾凡江, 孙旭伟, 刘波, 刘镇, 张晓蕾 (2011). 塔克拉玛干沙漠南缘不同植被区土壤水分状况研究. 水土保持通报, 31, 63-67.]
- Austin AT, Araujo PI, Leva PE (2009). Interaction of position, litter type, and water pulses on decomposition of grasses from the semiarid Patagonian steppe. *Ecology*, 90, 2642-2647.
- Austin AT, Ballare CL (2010). Dual role of lignin in plant litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107, 4618-4622.
- Austin AT, Vivanco L (2006). Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature*, 442, 555-558.
- Bao SD (2000). *Soil and Agricultural Chemistry Analysis*. China Agriculture Press, Beijing. 257-263. [鲍士旦 (2000). 土壤农化分析. 中国农业出版社, 北京. 257-263.]
- Berg B (2000). Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 133(1-2), 13-22.
- Berg B, Laskowski R (2006). Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover//Luo Y. *Advances in Ecological Research*. Academic Press, London.
- Day TA, Zhang ET, Ruhland CT (2007). Exposure to solar UV-B radiation accelerates mass and lignin loss of *Larrea tridentata* litter in the Sonoran Desert. *Plant Ecology*, 193, 185-194.
- Dong ZW, Zhao Y, Lei JQ, Xi YQ (2018). Distribution pattern and influencing factors of soil salinity at *Tamarix* cones in the Taklimakan Desert. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 42, 873-884. [董正武, 赵英, 雷加强, 喜银巧 (2018).



- 塔克拉玛干沙漠不同区域柽柳沙包土壤盐分分布特征及其影响因素. *植物生态学报*, 42, 873-884.]
- Eswaran H, van den Berg E, Reich P (1993). Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 192-194.
- Fu S, Zou X, Coleman D (2009). Highlights and perspectives of soil biology and ecology research in China. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 868-876.
- Gallardo A, Merino J (1993). Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of southwest Spain: influence of substrate quality. *Ecology*, 74, 152-161.
- Gallo ME, Sinsabaugh RL, Cabaniss SE (2006). The role of ultraviolet radiation in litter decomposition in arid ecosystems. *Applied Soil Ecology*, 34, 82-91.
- Georgiou CD, Sun HJ, McKay CP, Grintzalis K, Papapostolou I, Zisimopoulos D, Panagiotidis K, Zhang G, Koutsopoulou E, Christidis GE, Margiolaki I (2015). Evidence for photochemical production of reactive oxygen species in desert soils. *Nature Communications*, 6, 7100. DOI: 10.1038/ncomms8100.
- Gholz HL, Wedin DA, Smitherman SM, Harmon ME, Parton WJ (2000). Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology*, 6, 751-765.
- He YH, Liu XP, Xie ZK (2015). Enrichment of soil salinity and nutrients under desertification shrub *Reaumuria soongorica*. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 29(3), 115-119. [何玉惠, 刘新平, 谢忠奎 (2015). 红砂灌丛对土壤盐分和养分的富集作用. *干旱区资源与环境*, 29(3), 115-119.]
- Heitner C, Scaiano JC (1993). *Photochemistry of Lignocellulosic Materials*. American Chemical Society, Washington DC.
- Jia L, An LZ (2004). Studies of desalting ability and desalting structure in *Karelinia caspica*. *Acta Botanica Boreali-occidentalia Sinica*, 24, 510-515. [贾磊, 安黎哲 (2004). 花花柴脱盐能力及脱盐结构研究. *西北植物学报*, 24, 510-515.]
- Jiao J, Zou H, Jia Y, Wang N (2009). Research progress on the effects of soil erosion on vegetation. *Acta Ecologica Sinica*, 29(2), 85-91.
- Li CD, LI XY, Sun HJ, LI L, Lin LS (2019). Decomposition characteristics of *Karelinia caspia*, *Alhagi sparsifolia* and *Populus euphratica* leaves in extremely arid areas. *Journal of Desert Research*, 39(2), 193-201. [李成道, 李向义, Sun HJ, 李磊, 林丽莎 (2019). 极端干旱区花花柴 (*Karelinia caspia*)、骆驼刺 (*Alhagi sparsifolia*) 和胡杨 (*Populus euphratica*) 叶片凋落物分解特征. *中国沙漠*, 39(2), 193-201.]
- Li CJ, Wang SJ, Xie YJ, Sun YQ, Ye YL, Zhang H (2017). Exploitation and utilization situation of halophyte resources in Xinjiang. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 45(23), 1-5. [李从娟, 王世杰, 谢贻军, 孙永强, 叶艳丽, 张恒 (2017). 新疆盐生植物资源及开发利用. *安徽农业科学*, 45(23), 1-5.]
- Liu GF, Cornwell WK, Pan X, Ye D, Liu FH, Huang ZY, Dong M, Cornelissen JHC (2015). Decomposition of 51 semi-desert species from wide-ranging phylogeny is faster in standing and sand-buried than in surface leaf litters: implications for carbon and nutrient dynamics. *Plant and Soil*, 396, 175-187.
- Liu JH, Wang XQ, Ma Y, Tan FZ (2016). Spatial variation of soil salinity on *Tamarix ramosissima* nebkhas and interdune in oasis-desert ecotone. *Journal of Desert Research*, 36(1), 181-189. [刘进辉, 王雪芹, 马洋, 谭凤翥 (2016). 绿洲沙漠过渡带柽柳 (*Tamarix ramosissima*) 灌丛沙堆-丘间地系统土壤盐分含量特征. *中国沙漠*, 36(1), 181-189.]
- Liu Q (2014). *The Environmental Change Revealed by the Material Composition of the Tamarix cone Sedimentary in the Southern Region of the Taklimakan Desert*. PhD dissertation, Hebei Normal University, Shijiazhuang. [刘倩 (2014). 红柳沙包物质组成揭示的塔克拉玛干沙漠南缘地区环境变化. 博士学位论文, 河北师范大学, 石家庄.]
- Liu SR, Hu RG, Cai GC (2012). Effects of enhanced UV-B radiation on terrestrial ecosystem carbon cycle: a review. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 23, 1992-1998. [柳淑蓉, 胡荣桂, 蔡高潮 (2012). UV-B辐射增强对陆地生态系统碳循环的影响. *应用生态学报*, 23, 1992-1998.]
- Luo Y, Hu SJ, Wang XF, Tian CY, Yin CH (2012). A new method to determine soil soluble salt using electrical conductivity index. *Acta Pedologica Sinica*, 49, 1257-1261. [罗毅, 胡顺军, 王兴繁, 田长彦, 尹传华 (2012). 一种电导率指标测可溶性盐分含量新方法. *土壤学报*, 49, 1257-1261.]
- Ma Y, Wang XQ, Zhang B, Liu JH, Han ZY, Tang GL (2014). Effects of wind erosion and sand burial on water relations and photosynthesis in *Alhagi sparsifolia* in the southern edge of the Taklimakan Desert. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 38, 491-498. [马洋, 王雪芹, 张波, 刘进辉, 韩章勇, 唐钢梁 (2014). 风蚀和沙埋对塔克拉玛干沙漠南缘骆驼刺水分和光合作用的影响. *植物生态学报*, 38, 491-498.]
- Mao DL, Lei JQ, Li SY, Lui GJ, Zheng ZH, Xue Jie (2015). Spatial differentiation of physico-chemical properties of surface sand materials in the oasis-desert ecotone in Cele, Xinjiang, China. *Journal of Desert Research*, 35(1), 136-144. [毛东雷, 雷加强, 李生字, 刘国军, 郑则浩, 薛杰 (2015). 新疆策勒绿洲-沙漠过渡带地表沙物质理化性质空间差异. *中国沙漠*, 35(1), 136-144.]
- Martínez-Yrizar A, Núñez S, Búrquez A (2007). Leaf litter decomposition in a southern Sonoran Desert ecosystem, northwestern Mexico: effects of habitat and litter quality. *Acta Oecologica*, 32, 291-300.

- Mooshammer M, Wanek W, Schneckner J, Wild B, Leitner S, Hofhansl F, Blöchl A, Hämmerle I, Frank AH, Fuchslueger L, Keiblinger KM, Zechmeister-Boltenstern S, Richter A (2012). Stoichiometric controls of nitrogen and phosphorus cycling in decomposing beech leaf litter. *Ecology*, 93, 770-782.
- Olson JS (1963). Energy storage and the balance of producers and decomposition 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.
- Pauli F (1964). Soil fertility problem in arid and semi-arid lands. *Nature*, 204, 1286-1288.
- Pucheta E, Llanos M, Meglioli C, Gaviorno M, Ruiz M, Parera C (2006). Litter decomposition in a sandy Monte desert of western Argentina: influences of vegetation patches and summer rainfall. *Austral Ecology*, 31, 808-816.
- 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(2), 81-99.
- Rath KM, Rousk J (2015). Salt effects on the soil microbial decomposer community and their role in organic carbon cycling: a review. *Soil Biology & Biochemistry*, 81, 108-123.
- Rubino M, Dungait JAJ, Evershed RP, Bertolini T, de Angelis P, D'Onofrio A, Lagomarsino A, Lubritto C, Merola A, Terrasi F, Cotrufo MF (2010). Carbon input belowground is the major C flux contributing to leaf litter mass loss: evidences from a  $^{13}\text{C}$  labelled-leaf litter experiment. *Soil Biology & Biochemistry*, 42, 1009-1016.
- Schreeg LA, Mack MC, Turner BL (2013). Nutrient-specific solubility patterns of leaf litter across 41 lowland tropical woody species. *Ecology*, 94, 94-105.
- Taylor BR, Parkinson D, Parsons WFJ (1989). Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology*, 70, 97-104.
- Throop HL, Archer SR (2007). Interrelationships among shrub encroachment, land management, and litter decomposition in a semidesert grassland. *Ecological Applications*, 17, 1809-1823.
- Throop HL, Archer SR (2009). Resolving the dryland decomposition conundrum: some new perspectives on potential drivers//Lüttge U, Beyschlag W, Büdel B, Francis D. *Progress in Botany*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. 171-194.
- Vivanco L, Austin AT (2006). Intrinsic effects of species on leaf litter and root decomposition: a comparison of temperate grasses from North and South America. *Oecologia*, 150, 97-107.
- Xia XC, Cao QY, Wang FB, Lei JQ, Zhao YJ (2005). Significance of studying age layers of *Tamarix ramosissima* sand-hillock in Lop Nur region, Xinjiang. *Arid Land Geography*, 28, 565-568. [夏训诚, 曹琼英, 王富葆, 雷加强, 赵元杰 (2005). 罗布泊地区红柳沙包年层的研究意义. 干旱区地理, 28, 565-568.]
- Xu J, Chen YJ, Liu JZ (2020). Research progress of the effects of halophyte shrubs on spatial distribution of soil nutrients and salts and their mechanisms. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 48(1), 19-23. [许婕, 陈永金, 刘加珍 (2020). 盐生植物灌丛对土壤养分和盐分空间分布的影响及其机制研究进展. 安徽农业科学, 48(1), 19-23.]
- Yin CH, Feng G, Tian CY, Bai DS, Zhang FS (2007). Influence of *tamarisk* shrub on the distribution of soil salinity and moisture on the edge of Taklamakan desert. *China Environmental Science*, 27, 670-675. [尹传华, 冯固, 田长彦, 白灯莎, 张福锁 (2007). 塔克拉玛干沙漠边缘怪柳对土壤水盐分布的影响. 中国环境科学, 27, 670-675.]
- Zeng JQ (2017). Advances in forest litter research. *Protection Forest Science and Technology*, (S1), 80-83. [曾加芹 (2017). 森林凋落物研究开展. 防护林科技, (S1), 80-83.]
- Zhao YJ, Che GH, Liu H, Zeng J, Xia XC (2016). C and N content in organic matter of *Tamarix* cone and climatic and environmental change in southern region of Taklamakan desert. *Arid Land Geography*, 39, 461-467. [赵元杰, 车高红, 刘辉, 曾佳, 夏训诚 (2016). 塔克拉玛干沙漠南缘红柳沙包有机质碳氮含量与气候环境变化. 干旱区地理, 39, 461-467.]
- Zhou L, Li Y, Tang LS, Huang G (2011). Roles of photodegradation in litter decomposition. *Chinese Journal of Ecology*, 30, 2045-2052. [周丽, 李彦, 唐立松, 黄刚 (2011). 光降解在凋落物分解中的作用. 生态学杂志, 30, 2045-2052.]

特邀编委: 刘国方 编辑: 赵航