

本地植物秋茄和入侵植物互花米草凋落叶 有机组分的分解动态分析

宋晓英,王飞杰,海菁琚,刘永华,王湜林,魏淑东,陈 卉*

(长江大学生命科学学院,湖北 荆州 434025)

摘要: [目的] 探究外来植物互花米草(*Spartina alterniflora*)入侵对本地生态系统凋落物分解动态的影响.[方法] 以本地植物秋茄(*Kandelia obovata*)和外来植物互花米草的凋落叶为研究对象,采用原位分解袋法比较分析福建漳江口红树林湿地内秋茄和互花米草凋落叶在本地红树林样地和外来盐沼样地中有机组分(水溶性组分、酸溶性组分和酸不溶性组分)的分解动态.[结果] 秋茄凋落叶水溶性和酸不溶性组分初始质量分数显著高于互花米草($P < 0.05$),酸溶性组分初始质量分数显著低于互花米草($P < 0.05$).在分解过程中,秋茄和互花米草凋落叶水溶性组分质量分数逐渐降低,酸溶性组分质量分数先降低后增加再降低,而酸不溶性组分质量分数逐渐增加.在红树林样地,秋茄凋落叶水溶性和酸溶性组分的分解速率高于互花米草,酸不溶性组分的分解速率低于互花米草;两者水溶性组分的半分解周期分别为(16.438±1.997) d 和(17.773±1.227) d,酸溶性组分的半分解周期分别为(6.100±1.602) d 和(9.735±6.271) d,酸不溶性组分的半分解周期分别为(93.153±2.927) d 和(44.680±5.837) d.在盐沼样地,秋茄凋落叶各有机组分的分解速率都高于互花米草;两者水溶性组分的半分解周期分别为(16.865±2.555) d 和(24.231±4.145) d,酸溶性组分的半分解周期分别为(6.188±1.928) d 和(16.617±2.175) d,酸不溶性组分的半分解周期分别为(187.587±6.798) d 和(224.012±5.681) d.两者水溶性和酸溶性组分质量分数均与剩余率呈显著正相关,而酸不溶性组分质量分数与剩余率呈显著负相关.分解时间对凋落叶水溶性组分、酸溶性组分和酸不溶性组分的质量分数和剩余率都有显著影响($P < 0.001$).[结论] 入侵植物互花米草因其较高的酸溶性有机组分质量分数和较低的分解速率,改变了红树林生态系统内凋落叶有机组分的分解动态.该研究结果可为深入探讨互花米草入侵和修复过程中的凋落物分解动态,定量评估互花米草对红树林生态系统内和周边消费者的有机物输入提供一定的数据支持.

关键词: 凋落叶分解;红树林湿地;生物入侵;有机组分;互花米草;秋茄

中图分类号:X173

文献标志码:A

文章编号:0438-0479(2025)03-0383-11

Analyses of decomposition dynamics of organic components in the leaf litter of native plant *Kandelia obovata* and invasive plant *Spartina alterniflora*

SONG Xiaoying, WANG Feijie, HAI Jingjun, LIU Yonghua,

WANG Haolin, WEI Shudong, CHEN Hui*

(College of Life Science, Yangtze University, Jingzhou 434025, China)

Abstract: [Objective] Leaf litter is an important component of mangrove ecosystem productivity, with a portion exported to adjacent ecosystems in the form of soluble organic matter or plant tissue, supporting numerous consumers. The invasion of *Spartina*

收稿日期:2024-07-24 录用日期:2024-10-28

基金项目:国家自然科学基金(32371682)

*通信作者:chenhui_17@126.com

引文格式:宋晓英,王飞杰,海菁琚,等.本地植物秋茄和入侵植物互花米草凋落叶有机组分的分解动态分析[J].厦门大学学报(自然科学版),2025,64(3):383-393.

Citation: SONG X Y, WANG F J, HAI J J, et al. Analyses of decomposition dynamics of organic components in the leaf litter of native plant *Kandelia obovata* and invasive plant *Spartina alterniflora* [J]. J Xiamen Univ Nat Sci, 2025, 64(3): 383-393. (in Chinese)



alterniflora can affect the production and decomposition dynamics of leaf litter in local ecosystems, leading to changes in their primary productivity. This study explores the impact of invasion of the exotic plant *S. alterniflora* on the decomposition dynamics of leaf litter in local ecosystems. [Methods] This study focused on the decomposing leaf litter of the native plant *Kandelia obovata* and the exotic plant *S. alterniflora*. Using the *in-situ* decomposition bag method, we comparatively analyzed the decomposition dynamics of organic components (water-soluble component, acid-soluble component, and acid-insoluble component) of *K. obovata* and *S. alterniflora* leaf litter in a native mangrove site and an invasive salt marsh site in Zhangjiang Estuary Mangrove Wetland, Fujian Province. [Results] This study compared and analyzed the decomposition dynamics of organic components in leaf litter of the native plant *K. obovata* and the exotic plant *S. alterniflora* in mangrove and salt marsh plots. The results showed that the initial mass fractions of water-soluble and acid-insoluble components in the leaf litter of *K. obovata* were significantly higher than those of *S. alterniflora* ($P < 0.05$), while the initial mass fraction of acid-soluble components was significantly lower than that of *S. alterniflora* ($P < 0.05$). During the decomposition of leaf litter, the mass fraction and remaining rate of water-soluble component in the leaf litter of *K. obovata* and *S. alterniflora* gradually decreased. The mass fraction and remaining rate of acid-soluble component first decreased, then increased, and finally decreased. In comparison, the mass fraction of acid-insoluble component first increased, then decreased, and finally increased again, while the remaining rate of acid-insoluble components first increased and then decreased. In the mangrove plot, the decomposition rates of water-soluble and acid-soluble components in the leaf litter of *K. obovata* were higher than those of *S. alterniflora*, but the decomposition rate of acid-insoluble component was lower. The semi-decomposition cycles for the water-soluble components were (16.438 ± 1.997) d and (17.773 ± 1.227) d, for the acid-soluble components were (6.100 ± 1.602) d and (9.735 ± 6.271) d, and for the acid-insoluble components were (93.153 ± 2.927) d and (44.680 ± 5.837) d, respectively. In the salt marsh plot, the decomposition rates of water-soluble components, acid-soluble components, and acid-insoluble components in the leaf litter of *K. obovata* were all higher than those of *S. alterniflora*. The semi-decomposition cycles for the water-soluble components were (16.865 ± 2.555) d and (24.231 ± 4.145) d, for the acid-soluble components, were (6.188 ± 1.928) d and (16.617 ± 2.175) d, and for the acid-insoluble component (187.587 ± 6.798) d and (224.012 ± 5.681) d, respectively. There was a significant positive correlation between the mass fraction of water-soluble components and the remaining rate, as well as between the mass fraction of acid-soluble components and the remaining rate, in both *K. obovata* and *S. alterniflora*. However, a significant negative correlation was found between the mass fraction of acid-insoluble components and the remaining rate. Decomposition time had a significant impact ($P < 0.001$) on the mass fractions of water-soluble components, acid-soluble components, acid-insoluble components, and the remaining rate in the leaf litter of both species. [Conclusion] It can be seen that the exotic plant *S. alterniflora*, with its higher mass fraction of acid-soluble organic components and relatively lower decomposition rate compared to the native plant *K. obovata*, has a significant impact on the decomposition dynamics of organic components in leaf litter within the mangrove ecosystem. This finding reveals how *S. alterniflora* alters the material cycling and energy flow in the native ecosystem through its unique chemical composition and decomposition characteristics during the invasion. These results not only contribute to a deeper understanding of material cycling in the ecosystem during the invasion and subsequent restoration of *S. alterniflora*, but also provide important scientific evidence for assessing the ecological impacts of this exotic species. This further emphasizes the importance of considering the impact of exotic plant invasions on the functions of native ecosystems when conducting ecosystem management and restoration.

Keywords: decomposition of leaf litter; mangrove wetland; biological invasion; organic component; *Spartina alterniflora*; *Kandelia obovata*

红树林是生长在热带和亚热带海岸潮间带的木本植物群落,作为独特的海陆边缘生态系统,在自然生态平衡中扮演着重要角色,是全球生态服务功能突出的“海上森林”^[1-2]。红树林凋落物产量是评估红树林生态系统功能的关键指标,其地上部分的凋落物生产量约占该生态系统总初级生产力的1/3^[3]。凋落物是生态系统生产力的重要组成部分,源自植物生长代谢,为土壤提供养分,对生态系统养分循环至关重要^[4-5]。红树林部分凋落物会以可溶性有机组分或植物组织的形式输出至相邻生态系统,为近海生物提供养分,确保食物链和食物网稳定^[6-7]。

凋落物分解包括淋溶、破碎和降解等过程,在生态系统中发挥关键作用,影响土壤养分循环、碳动态和微生物生物量,并间接调节分解者群落及土壤结构^[8]。凋落物有机组分包括水溶性组分、酸溶性组分和酸不溶性组分,其含量会影响凋落物分解速率,进而影响消费者取食^[9-10]。有研究表明,同一生境杉木(*Cunninghamia lanceolata*)和米楮(*Castanopsis carlesii*)凋落叶水溶性组分含量均随分解呈现逐渐降低趋势,但后者水溶性组分含量高,分解也更快^[11]。在分解中后期,纤维素和半纤维素等酸溶性组分起主导作用,但由于不同植物纤维素和半纤维素含量不同,

酸溶性组分分解也不同^[12-13]。木质素和缩合单宁等酸不溶性组分最难分解,在分解后期其含量逐渐增加,依靠白腐菌、软腐菌和褐腐菌这些微生物的作用,木质素逐渐被分解^[14]。在凋落物分解过程中,各种组分逐渐被释放,但释放状态并非持续,也会发生富集现象,这与凋落物分解阶段和植物种类均有关^[15]。因此,需要对不同物种及不同分解阶段的凋落物有机组分开展研究。

植物入侵改变了本地生态系统的植物群落组成、结构及多样性,进而导致本地生态系统凋落物分解也发生改变^[16]。互花米草(*Spartina alterniflora*)作为我国沿海地区主要入侵种,其快速扩张对生物多样性造成了严重破坏,并在2003年被列为我国第一批入侵物种^[17-18]。近年来,我国积极开展互花米草防治和生态修复工程,在《互花米草防治专项行动计划(2022—2025年)》和《红树林生态修复手册》中都明确要求各沿海省市开展互花米草专项治理工程^[19-20]。互花米草入侵和修复对我国滨海湿地生态系统的影响也受到研究者的广泛关注^[21-27]。互花米草凋落物分解速率在不同生态系统中表现出差异^[21]。在长江口湿地生态系统中,互花米草凋落物分解速率高于本地植物^[22]。但在红树林湿地生态系统中,互花米草凋落物分解速率却低于本地植物秋茄(*Kandelia obovata*)^[23]。Vivanco等^[24]和Strickland等^[25]进一步揭示了凋落物分解的“主客场效应”,即凋落物在原位生境中的分解速率更快。此外,入侵植物与本地植物在生理生态上的差异,如氮、单宁、木质素含量也会影响凋落物分解速率^[22,26-27]。当外来入侵植物的单宁、木质素含量较高时,其凋落物分解速率较慢^[26]。在盐沼湿地中,互花米草凋落物因其较低的木质素含量和较高的氮含量,分解速率高于本地植物短叶茼蒿(*Cyperus malaccensis* subsp. *monophyllus*)^[27]。可见外来植物入侵对本地生态系统的凋落物分解动态影响机制复杂,受到本地生态系统类型、植物生理生态差异及环境条件等多种因素共同作用。因此,在开展本地植物和外来植物凋落物分解动态研究过程中,需要全面考虑不同生态系统的具体影响及其复杂的生态效应。

本研究以福建漳江口红树林中的本地优势植物秋茄和外来入侵植物互花米草为对象,采用原位凋落物分解袋法,比较分析秋茄和互花米草凋落叶有机组分(水溶性组分、酸溶性组分和酸不溶性组分)在红树林样地和盐沼样地的分解动态特征,以期深入了解凋落物分解过程中有机组分质量变化及有机组分含量与剩余率的关系,探究互花米草入侵和修复过程中有机组分对凋落物分解的影响,为评估和管理外来植物

互花米草入侵对生态系统的影响提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于福建漳江口红树林国家级自然保护区(117°23'07"~117°30'00" E, 23°53'15"~23°56'00" N),为福建省漳州市云霄县漳江入海口。保护区总面积23.69 hm²,年平均气温21.2℃,年平均降水量1714.5 mm,属于不规则半日潮潮汐。研究区主要优势植物为秋茄、白骨壤(*Avicennia marina*)、桐花树(*Aegiceras corniculatum*),也有少量老鼠簕(*Acanthus ilicifolius*)、木榄(*Bruguiera gymnorhiza*)分布。在该研究区,互花米草主要入侵了红树林的林窗和外缘的潮滩区域,目前为保护和恢复本地红树林生态系统,正在开展互花米草的综合治理和生态修复工作^[28-30]。

1.2 实验设计

本研究采用原位凋落物分解袋法,分别在红树植物秋茄纯林与互花米草盐沼样地(原潮滩生境)设置8个1 m×1 m的样方,其中4个样方用于分解秋茄凋落叶,4个样方用于分解互花米草凋落叶。共设置4个处理:秋茄凋落叶在红树林样地分解(KO→Mangrove)、互花米草凋落叶在红树林样地分解(SA→Mangrove)、秋茄凋落叶在盐沼样地分解(KO→Salt marsh)、互花米草凋落叶在盐沼样地分解(SA→Salt marsh)。在分解实验前,先收集秋茄和互花米草的新鲜凋落叶,混匀并晾干1~2 d,再将晾干后的互花米草凋落叶剪成10 cm长小段备用。每个分解袋(20 cm×25 cm)分别称取10 g晾干后的秋茄和互花米草凋落叶,各48袋,共96个分解袋。在每个样方的沉积物表面分别平铺12个对应的凋落叶分解袋,在分解实验的第0天、第7天、第14天、第28天、第56天和第168天分别收集分解袋,用自封袋密封装好带回实验室,洗净烘干后磨粉备用。

1.3 分析测定

水溶性组分含量测定:称取1.00 g样品于离心管中,加入50 mL蒸馏水,混匀,置于水浴锅中于80℃水浴加热1 h;用已洗净干燥至恒量的坩埚式过滤器进行抽滤,并用80℃蒸馏水反复洗涤样品,抽滤样品滤液至无色;放入烘箱于105℃烘干至恒量并称量^[31]。

酸溶性组分含量和酸不溶性组分含量测定:取出烘干至恒量的坩埚式过滤器,加入20 mL体积分数为72%的硫酸,浸泡样品过夜;用80℃热蒸馏水反复洗涤样品,抽滤样品滤液至无色;放入烘箱于105℃烘

干至恒量并称量^[31].

1.4 数据处理与分析

秋茄和互花米草凋落叶中水溶性、酸溶性和酸不溶性组分质量分数的计算式如下:

$$\omega_{\text{水溶性}} = (m_0 + m_1 - m_2) / m_0 \times 100\%$$

$$\omega_{\text{酸溶性}} = (m_2 - m_3) / m_0 \times 100\%$$

$$\omega_{\text{酸不溶性}} = (m_3 - m_1) / m_0 \times 100\%$$

式中, m_0 、 m_1 、 m_2 、 m_3 分别为称取的干样质量、坩埚过滤器质量、水溶后烘干的样品加坩埚过滤器质量和酸溶后烘干的样品加坩埚过滤器质量.

采用 Olson 指数模型^[32]模拟凋落叶分解, 假设在任意时刻凋落叶的分解速率相同且所有物质均可以被分解, 计算凋落叶分解系数(K):

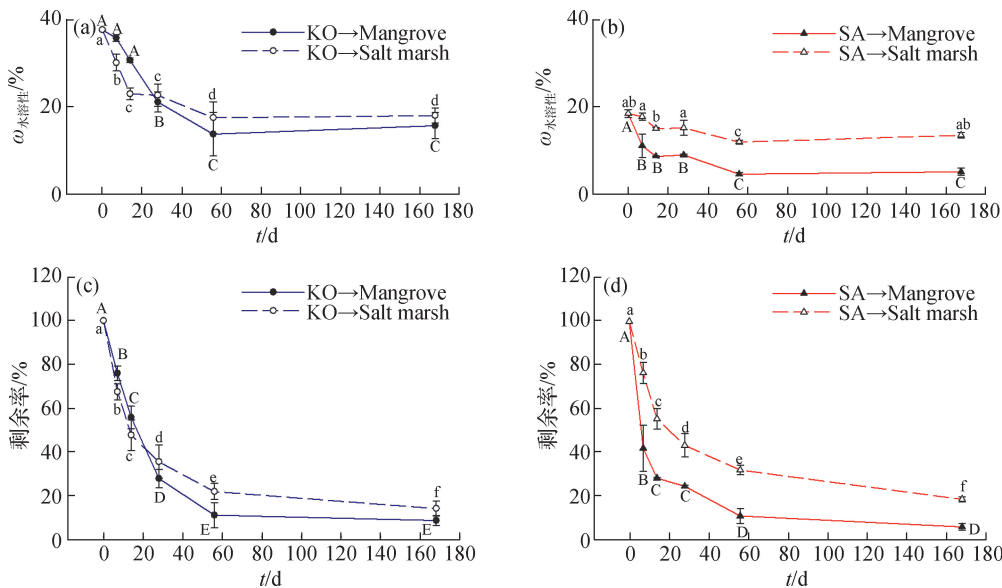
$$M_t = M_0 e^{-Kt}$$

式中, M_0 为凋落叶的初始干质量, M_t 为 t 时刻分解袋中剩余凋落叶的干质量, t 为分解时间.

凋落叶半分解周期($T_{50\%}$)计算方法如下:

$$T_{50\%} = (\ln 2) / K$$

采用 SPSS25 软件进行数据分析: 使用单因素方差分析(one-way ANOVA)方法分析不同时间内的组分相对含量的变化, 使用双因素方差分析(two-way ANOVA)方法分析不同物种和不同样地对各时间段内的各组分质量分数的影响. 采用 Sigmaplot 14.0 和 R-4.3.3 软件作图, 图表中的数据均为平均值 ± 标准误.



图中大、小写字母不同分别表示组分在不同样地和分解时间存在显著差异($P < 0.05$).

2 结果与分析

2.1 凋落叶中有机组分的初始质量分数

由表 1 可知: 在秋茄凋落叶有机组分中, 酸不溶性组分的初始质量分数最高, 其次是水溶性组分, 酸溶性组分的初始质量分数最低; 而互花米草凋落叶有机组分中酸溶性组分的初始质量分数最高, 其次是酸不溶性组分, 水溶性组分的初始质量分数最低. 秋茄凋落叶水溶性组分和酸不溶性组分的初始质量分数显著高于互花米草($P < 0.05$), 而秋茄凋落叶的酸溶性组分初始质量分数显著低于互花米草($P < 0.05$).

表 1 秋茄和互花米草凋落叶中有机组分的初始质量分数

Tab. 1 Initial mass fractions of organic components in leaf litter of *K. obovata* and *S. alterniflora* %

物种	水溶性组分	酸溶性组分	酸不溶性组分
秋茄	37.646 ± 0.001 ^a	24.227 ± 0.016 ^b	38.127 ± 0.015 ^a
互花米草	18.487 ± 0.009 ^b	53.794 ± 0.028 ^a	32.077 ± 0.025 ^b

注: 各列数据后不同小写字母表示各组分在不同物种间存在显著差异($P < 0.05$).

2.2 水溶性组分的分解动态

秋茄和互花米草凋落叶的水溶性组分质量分数随分解逐渐降低. 如图 1 所示: 在红树林样地, 秋茄和

图 1 不同样地中秋茄和互花米草凋落叶中水溶性组分质量分数(a~b)和剩余率(c~d)在不同分解时间的动态变化

Fig. 1 Dynamic changes of mass fractions (a - b) and remaining rates (c - d) of water-soluble components in leaf litter of *K. obovata* and *S. alterniflora* at different decomposition time in different plots

互花米草凋落叶中水溶性组分质量分数的最低值出现在第 56 天,分别为(13.768±4.984)%和(4.625±0.338)%;两者水溶性组分剩余率的最低值出现在第 168 天,分别为(8.544±2.238)%和(5.969±1.520)%。在盐沼样地,秋茄和互花米草凋落叶中水溶性组分质量分数的最低值也出现在第 56 天,分别为(17.543±3.627)%和(11.982±0.617)%;两者水溶性组分剩

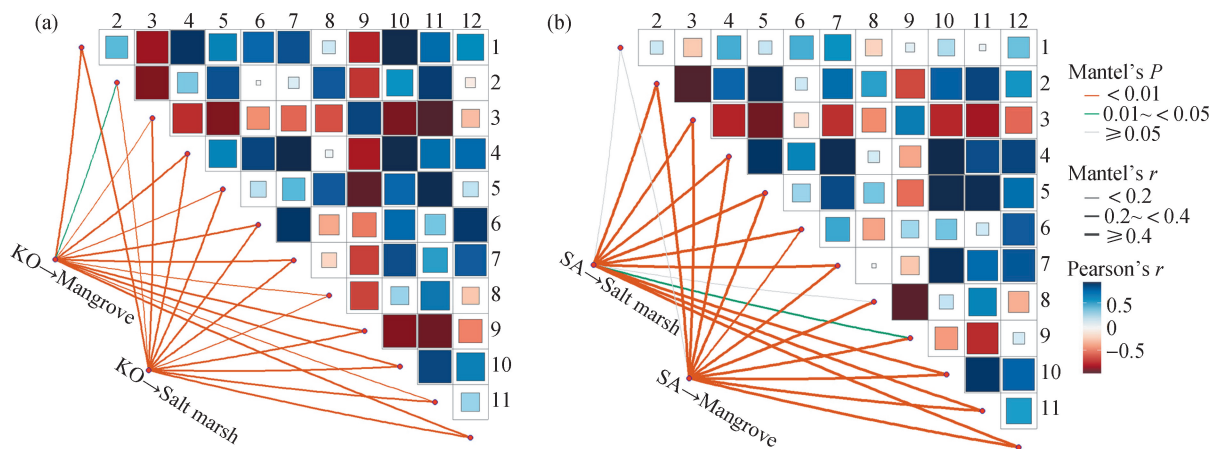
余率的最低值出现在第 168 天,分别为(14.048±3.399)%和(18.655±1.128)%。

分解时间对秋茄和互花米草水溶性组分质量分数及剩余率有显著影响($P<0.001$),分解时间和样地的交互作用对两者水溶性组分质量分数及剩余率有显著影响($P<0.001$) (表 2)。秋茄和互花米草水溶性组分质量分数与剩余率都呈现显著正相关(图 2)。

表 2 分解时间和样地对凋落叶有机组分质量分数及剩余率的双因素方差分析

Tab. 2 Two-way ANOVA of the decomposition time and plots on the mass fractions and residual rates of organic components in leaf litter

物种	组分含量及剩余率	因素	自由度(<i>df</i>)	方差(<i>F</i>)	<i>P</i>
秋茄	水溶性组分质量分数	样地	1	1.613	0.212
		分解时间	5	94.371	<0.001
		样地×分解时间	5	5.999	<0.001
	水溶性组分剩余率	样地	1	1.047	0.313
		分解时间	5	684.516	<0.001
		样地×分解时间	5	6.851	<0.001
	酸溶性组分质量分数	样地	1	0.001	0.991
		分解时间	5	32.942	<0.001
		样地×分解时间	5	2.132	0.083
	酸溶性组分剩余率	样地	1	0.657	0.423
		分解时间	5	302.634	<0.001
		样地×分解时间	5	5.061	0.001
	酸不溶性组分质量分数	样地	1	0.669	0.419
		分解时间	5	95.784	<0.001
		样地×分解时间	5	2.247	0.070
酸不溶性组分剩余率	样地	1	17.354	<0.001	
	分解时间	5	83.507	<0.001	
	样地×分解时间	5	3.865	0.006	
互花米草	水溶性组分质量分数	样地	1	133.270	<0.001
		分解时间	5	27.267	<0.001
		样地×分解时间	5	8.862	<0.001
	水溶性组分剩余率	样地	1	277.008	<0.001
		分解时间	5	717.776	<0.001
		样地×分解时间	5	24.121	<0.001
	酸溶性组分质量分数	样地	1	37.985	<0.001
		分解时间	5	17.057	<0.001
		样地×分解时间	5	4.821	0.002
	酸溶性组分剩余率	样地	1	2.471	0.125
		分解时间	5	191.465	<0.001
		样地×分解时间	5	1.770	0.143
	酸不溶性组分质量分数	样地	1	13.971	0.001
		分解时间	5	25.986	<0.001
		样地×分解时间	5	3.197	0.017
	酸不溶性组分剩余率	样地	1	60.897	<0.001
		分解时间	5	40.820	<0.001
		样地×分解时间	5	4.247	0.004



图中 1~3 和 7~9 表示凋落叶的水溶性、酸溶性和酸不溶性组分质量分数, 4~6 和 10~12 表示凋落叶的水溶性、酸溶性和酸不溶性组分剩余率; 线条的粗细和颜色分别代表 r 的统计量和显著性 P 值, 表示各样地与各有机组分质量分数及剩余率之间的关系; 方块的颜色和大小分别代表相关系数和显著性, 表示各有机组分质量分数与剩余率之间的相关关系。

图 2 分解过程中秋茄(a)和互花米草(b)凋落叶有机组分质量分数和剩余率 Mantel-test 相关性热图

Fig. 2 Mantel-test correlation heatmap of the organic component mass fractions and remaining rates of decomposing leaf litter of *K. obovata* (a) and *S. alterniflora* (b)

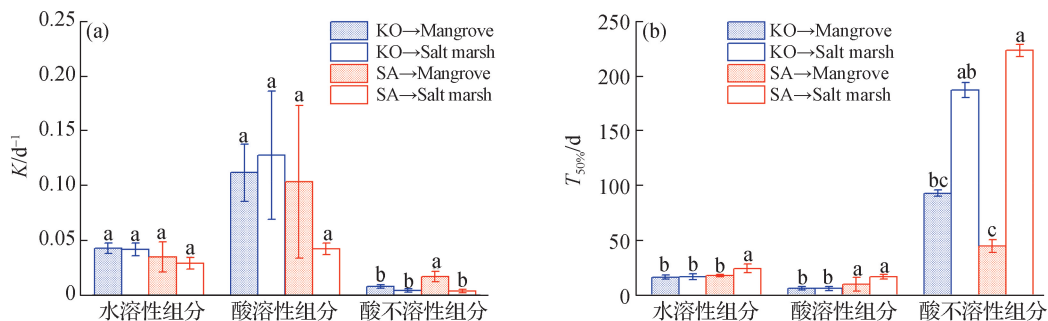
在红树林样地, 秋茄水溶性组分的分解速率略高于互花米草, 其半分解周期分别为 (16.438 ± 1.997) d 和 (17.773 ± 1.227) d; 在盐沼样地, 秋茄水溶性组分的分解速率也高于互花米草, 其半分解周期分别为 (16.865 ± 2.555) d 和 (24.231 ± 4.145) d (图 3)。

2.3 酸溶性组分的分解动态

秋茄和互花米草凋落叶酸溶性组分质量分数呈现先降低后升高再降低的变化趋势。如图 4 所示: 在红树林样地, 秋茄和互花米草凋落叶中酸溶性组分质量分数的最低值出现在第 7 天, 分别为 $(3.583 \pm 1.567)\%$ 和 $(27.018 \pm 2.353)\%$; 两者酸溶性组分剩余率的最低值出现在第 168 天, 分别为 $(11.541 \pm 4.224)\%$ 和

$(12.412 \pm 2.925)\%$ 。在盐沼样地, 秋茄和互花米草凋落叶中酸溶性组分质量分数的最低值出现在第 7 天, 分别为 $(11.779 \pm 5.175)\%$ 和 $(24.021 \pm 1.514)\%$; 两者酸溶性组分剩余率的最低值出现在第 168 天, 分别为 $(11.100 \pm 2.531)\%$ 和 $(6.141 \pm 4.642)\%$ 。

分解时间对秋茄和互花米草酸溶性组分质量分数及剩余率有显著影响 ($P < 0.001$) (表 2)。秋茄和互花米草的凋落叶酸溶性组分质量分数与剩余率呈现显著正相关 (图 2)。在红树林样地, 秋茄酸溶性组分分解速率高于互花米草, 其半分解周期分别为 (6.100 ± 1.602) d 和 (9.735 ± 6.271) d; 在盐沼样地, 秋茄酸溶性组分的分解速率也高于互花米草, 其半分解周期分别为 (6.188 ± 1.928) d 和 (16.617 ± 2.175) d (图 3)。



图中字母不同表示凋落叶中各组分在不同样地间存在显著差异 ($P < 0.05$)。

图 3 不同样地中秋茄和互花米草凋落叶有机组分的分解常数(a)及半分解周期(b)

Fig. 3 Decomposition coefficients (a) and semi-decomposition cycles (b) of the organic components in leaf litter of *K. obovata* and *S. alterniflora* in different plots

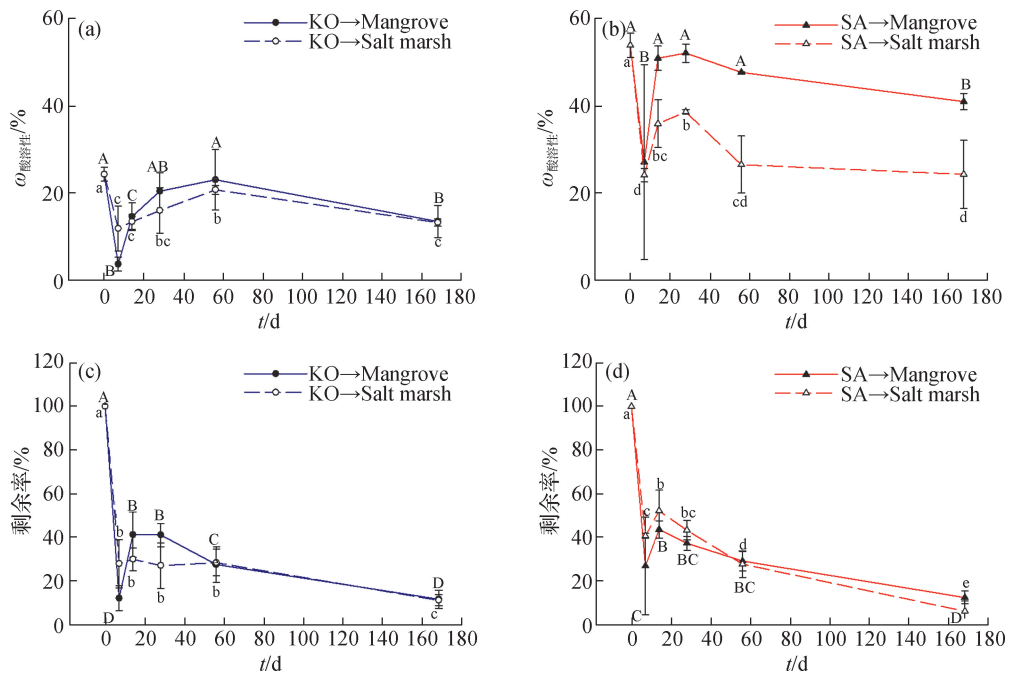


图 4 不同样地中秋茄和互花米草凋落叶中酸溶性组分质量分数(a~b)和剩余率(c~d)在不同分解时间的动态变化
Fig. 4 Dynamic changes of mass fractions (a - b) and remaining rates (c - d) of acid-soluble components in leaf litter of *K. obovata* and *S. alterniflora* at different decomposition time in different plots

2.4 酸不溶性组分的分解动态

秋茄和互花米草凋落叶酸不溶性组分质量分数呈现先升高后降低再升高的变化趋势. 如图 5 所示: 在红树林样地,秋茄和互花米草凋落叶中酸不溶性组

分含量的最高值出现在第 168 天,分别为(70.881 ± 5.079)%和(63.937 ± 1.349)%,两者酸不溶性组分剩余率的最高值出现在第 7 天,分别为(127.515 ± 9.923)%和(100.422 ± 6.393)%. 在盐沼样地,秋茄

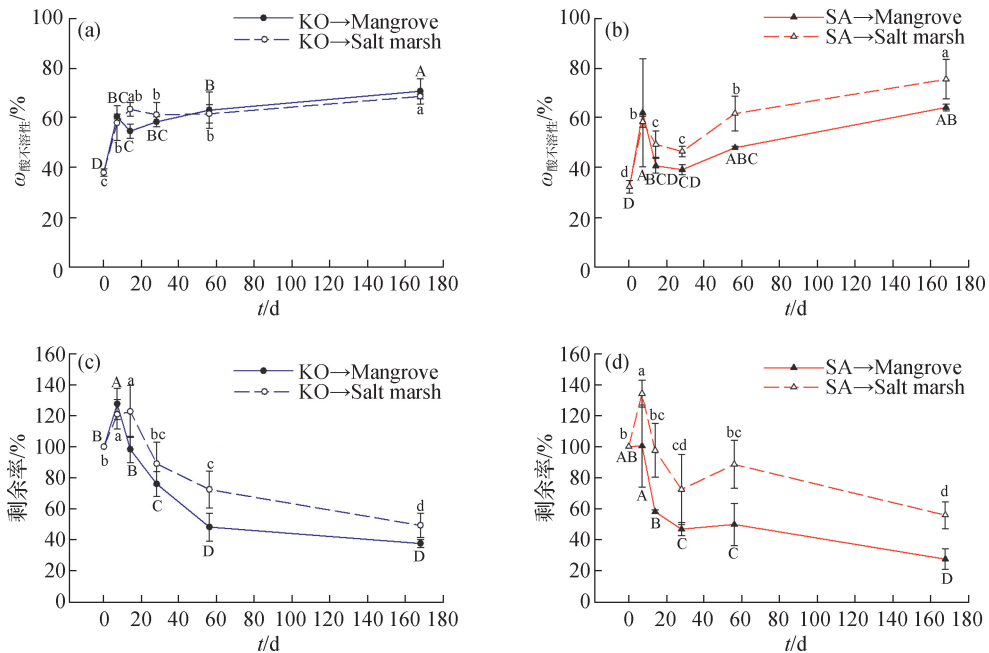


图 5 不同样地中秋茄和互花米草凋落叶中酸不溶性组分质量分数(a~b)和剩余率(c~d)在不同分解时间的动态变化
Fig. 5 Dynamic changes of mass fractions (a - b) and remaining rates (c - d) of acid-insoluble components in leaf litter of *K. obovata* and *S. alterniflora* at different decomposition time in different plots

和互花米草凋落叶中酸不溶性组分含量的最高值出现在第 168 天,分别为(68.790±0.874)%和(75.332±3.963)%,两者酸不溶性组分剩余率的最高值出现在第 7 天,分别为(120.841±8.515)%和(134.142±8.5153)%。

分解时间对秋茄和互花米草酸不溶性组分质量分数和剩余率有显著影响($P < 0.001$),时间和样地的交互作用对其酸不溶性组分剩余率有显著影响($P < 0.05$)(表 2)。秋茄和互花米草的酸不溶性组分质量分数与剩余率呈现显著正相关(图 2)。在红树林样地,秋茄酸不溶性组分的分解速率显著低于互花米草($P < 0.05$),其半分解周期分别为(93.153±2.927) d 和(44.680±5.837) d;在盐沼样地,秋茄酸不溶性组分的分解速率高于互花米草,其半分解周期分别为(187.587±6.798) d 和(224.012±5.681) d(图 3)。

3 讨 论

3.1 本地植物与入侵植物的水溶性组分分解动态差异

秋茄凋落叶水溶性组分初始质量分数显著高于互花米草。不同样地内秋茄和互花米草凋落叶水溶性组分都随分解时间逐渐降低,这与以往研究相符^[33-34]。在红树林和盐沼样地,秋茄凋落叶水溶性组分分解速率高于互花米草,且分解时间和样地的交互作用对水溶性组分的变化有显著影响。这种差异可能源于“主场效应”,即秋茄在原生红树林生境中分解速率更高^[35]。此外,秋茄水溶性组分较高的初始质量分数促进其快速分解,符合高质量凋落物分解更快的规律^[5]。不同样地的环境差异也会导致凋落叶分解过程中有机组分的变化。研究表明温度、湿度、光照、积雪等非生物因子都会对凋落物分解产生影响,因此生境差异也是影响凋落物水溶性组分损失的关键因素^[9]。

本研究发现在凋落叶分解初期水溶性组分分解较快,这可能是由于水溶性组分是凋落叶中的易流失成分,潮汐可以在很大程度上影响其分解^[11]。淋溶在分解初期起主导作用,导致水溶性组分和未分解有机组分迅速溶解释放,质量分数快速下降^[36-38]。新鲜凋落叶的高基质质量能吸引土壤动物摄食作用,破坏物理防御,促进水溶性物质淋溶进入土壤^[39]。因此,初期质量损失主要由水溶性组分淋溶和少量有机溶性组分分解,而非生物降解^[40]。在凋落叶分解后期,秋茄和互花米草凋落叶水溶性组分质量分数维持不变,可能

是由于大部分水溶性组分已在分解初期释放^[41]。经过分解淋溶后,水溶性物质大量损失并转移至周围水体,而剩余组分的分解主要是依靠分解者的作用^[42]。

3.2 本地植物与入侵植物的酸溶性组分分解动态差异

秋茄凋落叶酸溶性组分初始质量分数显著低于互花米草。在不同样地,秋茄和互花米草凋落叶酸溶性组分呈现先降后升再降的趋势,与以往研究结果一致^[33,43]。秋茄凋落叶酸溶性组分在红树林和盐沼样地的分解速率都高于互花米草,分解时间对其变化有显著影响。这种差异可能源于秋茄凋落叶在分解初期水溶性组分快速分解,促进酸溶性组分释放。此外,互花米草凋落叶酸溶性组分纤维素和半纤维素含量较高,而淀粉和可溶性糖等质量损失较低,使其分解速率相对较慢^[13]。

本研究发现在凋落叶分解初期酸溶性组分分解较快,中后期其质量分数则先升高后降低。这可能是由于酸溶性组分纤维素和半纤维素降解依赖于特定的分解者^[44]。在分解中期,以纤维素和半纤维素为主的酸溶性物质开始分解,逐渐占据主导地位^[45]。由于水流冲刷促进了凋落叶破碎,增大了分解者与其接触面积,有利于分解者定殖^[46]。随后,微生物和各种酶系统开始作用,将复杂有机物降解为简单的小分子物质,导致酸溶性组分质量分数逐渐降低^[47]。

3.3 本地植物与入侵植物的酸不溶性组分分解动态差异

秋茄凋落叶酸不溶性组分初始质量分数显著高于互花米草。分解过程中,秋茄和互花米草凋落叶酸不溶性组分质量分数随分解逐渐升高而剩余率下降,这与以往研究结果相符^[48]。在红树林样地中,秋茄凋落叶酸不溶性组分的分解速率显著低于互花米草,分解时间和样地的交互作用显著影响了两者凋落叶酸不溶性组分剩余率的变化,这是由于互花米草凋落叶木质素含量低于秋茄^[13]。在盐沼样地,秋茄凋落叶酸不溶性组分的分解速率高于互花米草,反映出其酸不溶性组分初始质量分数高。

本研究结果揭示了酸不溶性组分质量分数迅速升高而中后期先降后升的规律,归因于这些组分的难分解性,即它们由木质素、角质和缩合单宁等难分解物质构成,通常在分解末期才开始分解^[47]。在分解早期,酸不溶性组分剩余率增加,表明木质素等难降解组分尚未分解,而其他组分如营养物质、酸溶性组分

和糖类逐渐降解,可以促进小分子聚合为酸不溶性组分^[49-50]。此外,外源木质素转移和微生物活动也会导致这些组分增加^[51-52]。木质素降解主要依赖于白腐菌、软腐菌和褐腐菌,以及特定微生物所产生的胞外酶,通过隧穿、侵蚀、空化等生物化学过程将木质素矿化为二氧化碳和水^[53-54]。某些细菌则优先将木质素降解为纤维素,再进一步分解,使得酸不溶性组分的分解速率呈现下降趋势^[15]。

4 结 论

本研究比较分析了本地植物秋茄和外来植物互花米草的凋落叶在红树林和盐沼生境中的有机组分分解动态。分解过程中秋茄和互花米草凋落叶水溶性组分质量分数及剩余率逐渐降低,而酸溶性和酸不溶性组分质量分数的变化则更为复杂,分别显示出先降低后升高再降低和先升高后降低再升高的趋势。在红树林样地,秋茄凋落叶水溶性和酸溶性组分分解速率高于互花米草,但酸不溶性组分的分解速率显著低于互花米草($P < 0.05$)。在盐沼样地,秋茄凋落叶各有机组分的分解速率都高于互花米草。此外,秋茄和互花米草水溶性、酸溶性组分和酸不溶性组分的质量分数与其剩余率均呈显著正相关。分解时间对凋落叶水溶性组分、酸溶性组分和酸不溶性组分质量分数及剩余率均有显著影响,分解时间和样地的交互作用也对凋落叶水溶性组分质量分数及剩余率有显著影响。这些结果表明,外来植物互花米草具有高于本地植物秋茄的酸溶性有机组分质量分数,但其分解速率低于秋茄,上述结果将有助于人们深入了解互花米草入侵对红树林生态系统物质循环过程的影响,并为科学评估外来植物互花米草入侵对生态系统过程的影响提供科学依据。

尽管本研究强调了深入研究红树林生态系统中凋落物分解动态的必要性,但凋落物分解过程受多种因素的影响,包括土壤动物、微生物群落及环境因子的变化等,这些因素都可能对凋落物分解产生不同程度的影响^[9,37,47-48,54]。未来的研究需要通过长期的定位观测和控制实验,更准确地揭示生物和非生物因素如何共同影响红树林的物质循环。开展进一步研究还应当考虑不同红树植物物种对凋落物分解的贡献,以及这些过程如何受到环境变化的调控,从而更好地理解红树林生态系统对全球变化的响应,并为红树林的保护和恢复提供科学依据。

参考文献:

- [1] 林鹏. 福建漳江口红树林湿地自然保护区综合科学考察报告[M]. 厦门:厦门大学出版社,2001.
- [2] 林鹏. 中国红树林生态系[M]. 北京:科学出版社,1997.
- [3] BOUILLON S, CONNOLLY R M, LEE S Y. Organic matter exchange and cycling in mangrove ecosystems: recent insights from stable isotope studies[J]. Journal of Sea Research, 2008, 59(1/2): 44-58.
- [4] KRISHNA M P, MOHAN M. Litter decomposition in forest ecosystems: a review [J]. Energy, Ecology and Environment, 2017, 2(4): 236-249.
- [5] 郭剑芬, 杨玉盛, 陈光水, 等. 森林凋落物分解研究进展[J]. 林业科学, 2006, 42(4): 93-100.
- [6] 陈雅萍, 叶勇. 红树林凋落物生产及其归宿[J]. 生态学杂志, 2013, 32(1): 204-209.
- [7] 林益明, 林鹏. 中国红树林生态系统的植物种类、多样性、功能及其保护[J]. 海洋湖沼通报, 2001, 23(3): 8-16.
- [8] BERG B, MCCLAUGHERTY C. Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration[M]. Berlin: Springer, 2008.
- [9] 廖妹. 岷江流域典型生态系统土壤动物对凋落叶分解过程中有机组分的影响[D]. 雅安:四川农业大学, 2017.
- [10] 余婷, 田野. 森林生态系统凋落物多样性对分解过程和土壤微生物特性影响研究进展[J]. 生态科学, 2020, 39(1): 213-223.
- [11] COUTEAUX M M, BOTTLNER P, BERG B. Litter decomposition, climate and litter quality[J]. Trends in Ecology & Evolution, 1995, 10(2): 63-66.
- [12] PAUL E A, CLARK F E. Soil microbiology and biochemistry[M]. 2nd edition. San Diego: Academic Press, 1996.
- [13] WANG F J, SUN X J, ZHAO Y, et al. Does *Spartina* invasion affect the carbohydrate assimilation of polychaetes in mangroves? A case study in the Zhangjiang Estuary Mangrove National Nature Reserve[J]. Journal of Sea Research, 2023, 195: 102435.
- [14] HATAKKA A. Biodegradation of lignin[M]. Weinheim: Wiley, 2001: 129-180.
- [15] WU A M, YIN R, XU Z F, et al. Forest gaps slow lignin and cellulose degradation of fir (*Abies faxoniana*) twig litter in an alpine forest[J]. Geoderma, 2022, 424(10): 116010.
- [16] BRAUN K, COLLANTES M B, YAHDJIAN L, et al. Increased litter decomposition rates of exotic invasive species *Hieracium pilosella* (Asteraceae) in Southern

- Patagonia, Argentina[J]. *Plant Ecology*, 2019, 220(3): 393-403.
- [17] LI Y R, WU H T, ZHANG S, et al. Morphological characteristics and changes of tidal creeks in coastal wetlands of the Yellow River Delta under *Spartina alterniflora* invasion and continuous expansion [J]. *Wetland Science*, 2021, 19(1): 88-97.
- [18] LI B, LIAO C Z, ZHANG X D, et al. *Spartina alterniflora* invasions in the Yangtze River Estuary, China: an overview of current status and ecosystem effects [J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35(4): 511-520.
- [19] 国家林业和草原局, 自然资源部, 生态环境部, 水利部, 农业农村部. 关于印发《互花米草防治专项行动计划(2022—2025年)》的通知 [EB/OL]. (2023-03-16) [2023-07-24]. https://www.gov.cn/xinwen/2023-03/16/content_57470.html.
- [20] 自然资源部办公厅, 国家林业和草原局. 关于印发《红树林生态修复手册》的通知 [EB/OL]. (2021-10-08) [2024-07-24]. https://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/2021-10/28/content_5647304.htm.
- [21] LIAO C Z, PENG R H, LUO Y Q, et al. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis [J]. *New Phytologist*, 2008, 177(3): 706-714.
- [22] CHEN H, FENG J X, ZHANG Y H, et al. Significant but short time assimilation of organic matter from decomposed exotic *Spartina alterniflora* leaf litter by mangrove polychaetes [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2021, 259: 107436.
- [23] JO I, FRIDLEY J D, FRANK D A. More of the same? *In situ* leaf and root decomposition rates do not vary between 80 native and nonnative deciduous forest species [J]. *New Phytologist*, 2016, 209(1): 115-122.
- [24] VIVANCO L, AUSTIN A T. Tree species identity alters forest litter decomposition through long-term plant and soil interactions in Patagonia, Argentina [J]. *Journal of Ecology*, 2008, 96(4): 727-736.
- [25] STRICKLAND M S, OSBURN E, LAUBER C, et al. Litter quality is in the eye of the beholder: initial decomposition rates as a function of inoculum characteristics [J]. *Functional Ecology*, 2009, 23(3): 627-636.
- [26] GODOY O, CASTRO-DÍEZ P, VAN LOGTESTIJN R S P, et al. Leaf litter traits of invasive species slow down decomposition compared to Spanish natives: a broad phylogenetic comparison [J]. *Oecologia*, 2010, 162(3): 781-790.
- [27] TONG C, ZHANG L H, WANG W Q, et al. Contrasting nutrient stocks and litter decomposition in stands of native and invasive species in a sub-tropical estuarine marsh [J]. *Environmental Research*, 2011, 111(7): 909-916.
- [28] ZHANG Y H, HUANG G M, WANG W Q, et al. Interactions between mangroves and exotic *Spartina* in an anthropogenically disturbed estuary in Southern China [J]. *Ecology*, 2012, 93(3): 588-597.
- [29] 谢宝华, 韩广轩. 外来入侵种互花米草防治研究进展 [J]. *应用生态学报*, 2018, 29(10): 3464-3476.
- [30] 栾兆擎, 闫丹丹, 薛媛媛, 等. 滨海湿地互花米草入侵的生态水文学机制研究进展 [J]. *农业资源与环境学报*, 2020, 37(4): 469-476.
- [31] 何聪, 任颖, 麦淑媛, 等. 华西雨屏区几种乡土树种不同物候关键时期凋落物的有机组分特征 [J]. *应用与环境生物学报*, 2019, 25(1): 9-15.
- [32] OLSON J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems [J]. *Ecology*, 1963, 44(2): 322-331.
- [33] PETERSEN R C, CUMMINS K W. Leaf processing in a woodland stream [J]. *Freshwater Biology*, 1974, 4(4): 343-368.
- [34] LI H, XU L Y, WU F Z, et al. Forest gaps alter the total phenol dynamics in decomposing litter in an alpine fir forest [J]. *PLoS One*, 2016, 11(2): e0148426.
- [35] 张雨雪, 胡伟芳, 罗敏, 等. 闽江口秋茄凋落叶分解碳氮磷元素动态特征与水解酶活性 [J]. *生态学报*, 2019, 39(12): 4242-4254.
- [36] WEBSTER J R, BENFIELD E F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems [J]. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 1986, 17(1): 567-594.
- [37] 代静玉, 秦淑平, 周江敏. 水杉凋落物分解过程中溶解性有机质的分组组成变化 [J]. *生态环境*, 2004, 13(2): 207-210.
- [38] 迟国梁, 童晓立. 亚热带地区树叶凋落物在流水和静水环境中的淋溶规律 [J]. *生态科学*, 2010, 29(1): 50-55.
- [39] COTRUFO M F, INESON P, SCOTT A. Elevated CO₂ reduces the nitrogen concentration of plant tissues [J]. *Global Change Biology*, 1998, 4(1): 43-54.
- [40] MCCLAUGHERTY C. Soluble polyphenols and carbohydrates in throughfall and leaf litter decomposition [J]. *Acta Oecologica*, 1983, 4(4): 375-385.
- [41] CLEVELAND C C, NEFF J C, TOWNSEND A R, et al. Composition, dynamics, and fate of leached dissolved organic matter in terrestrial ecosystems: results from a

- decomposition experiment[J]. *Ecosystems*, 2004, 7(3): 175-285.
- [42] BENNETT A E, GRUSSU D, KAM J, et al. Plant lignin content altered by soil microbial community[J]. *New Phytologist*, 2015, 206(1):166-174.
- [43] WANG L F, CHEN Y M, ZHOU Y, et al. Litter chemical traits strongly drove the carbon fractions loss during decomposition across an alpine treeline ecotone [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 753: 142287.
- [44] MOORHEAD D L, SINSABAUGH R L. A theoretical model of litter decay and microbial interaction [J]. *Ecological Monographs*, 2006, 76(2):151-174.
- [45] BERG B. Decomposition patterns for foliar litter: a theory for influencing factors[J]. *Soil Biology Biochemistry*, 2014, 78:222-232.
- [46] IBRAHIMA A, BIYANZI P, HALIMA M. Changes in organic compounds during leaf litter leaching: laboratory experiment on eight plant species of the Sudano-Guinea Savannas of Ngaoundere, Cameroon [J]. *iForest: Biogeosciences and Forestry*, 2007, 1(1):27-33.
- [47] BERG B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils[J]. *Forest Ecology and Management*, 2000, 133(1/2):13-22.
- [48] BERG B, MCCLAUGHERTY C. Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration [M]. Berlin: Springer, 2020.
- [49] UCHIDA M, MO W H, NAKATSUBO T, et al. Microbial activity and litter decomposition under snow cover in a cool-temperate broad-leaved deciduous forest [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2005, 134(1/2/3/4):102-109.
- [50] 李晗, 吴福忠, 杨万勤, 等. 不同厚度雪被对高山森林6种凋落物分解过程中酸溶性和酸不溶性组分的影响[J]. *生态学报*, 2015, 35(14):4687-4698.
- [51] GROSSMAN J J, CAVENDER-BARES J, HOBBIE S E. Functional diversity of leaf litter mixtures slows decomposition of labile but not recalcitrant carbon over two years [J]. *Ecological Monographs*, 2020, 90(3): e01407.
- [52] YUE K, PENG C H, YANG W Q, et al. Degradation of lignin and cellulose during foliar litter decomposition in an alpine forest river [J]. *Ecosphere*, 2016, 7(10): e01523.
- [53] BLANCHETTE R A. Degradation of the lignocellulose complex in wood[J]. *Canadian Journal of Botany*, 1995, 73(S1):999-1010.
- [54] ERIKSSON K L, BLANCHETTE R A, ANDER P. Microbial and enzymatic degradation of wood and wood components[M]. Berlin: Springer, 1990.

(责任编辑:徐婷婷)