



增温对亚热带常绿阔叶林凋落物溶解性有机质的影响

王云, 张宇辉, 冉佳鑫, 毛超, 熊德成, 陈仕东, 杨智杰

引用本文:

王云,张宇辉,冉佳鑫,毛超,熊德成,陈仕东,杨智杰. 增温对亚热带常绿阔叶林凋落物溶解性有机质的影响[J]. 热带亚热带植物学报, 2024, 32(5): 611–619.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11926/jtsb.4831>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

3种作物(莴笋、茄子、小白菜)对香樟凋落叶化感作用的生理响应

Physiological Responses of Three Crops (Lettuce, Eggplant and Pakchoi) to Allelopathy of *Cinnamomum camphora* Litter Leaves
热带亚热带植物学报. 2021, 29(1): 41–49 <https://doi.org/10.11926/jtsb.4229>

五唇兰对PEG模拟的干旱胁迫响应研究

热带亚热带植物学报. 2020, 28(1): 53–61 <https://doi.org/10.11926/jtsb.4062>

不同遮荫度对‘红叶,南天竹叶色变化及矿质营养积累的影响

Effect of Shading on Changes in Leaf Color and Nutrient Accumulation of *Nandina domestica* 'Hongye'
热带亚热带植物学报. 2017, 25(4): 339–347 <https://doi.org/10.11926/jtsb.3700>

荔枝花蜜分泌规律及可溶性糖组分和含量的分析

Analysis of Secretion Pattern and Soluble Sugar Composition and Contents in Litchi Nectar
热带亚热带植物学报. 2018, 26(5): 490–496 <https://doi.org/10.11926/jtsb.3872>

PEG-6000模拟干旱胁迫对黄秋葵种子萌发和幼苗生理特性的影响

Effect of Drought Stress with PEG-6000 on Seed Germination and Physiological Properties in *Abelmoschus esculentus*
热带亚热带植物学报. 2018, 26(6): 611–616 <https://doi.org/10.11926/jtsb.3907>

向下翻页, 浏览PDF全文

增温对亚热带常绿阔叶林凋落物溶解性有机质的影响

王云, 张宇辉, 冉佳鑫, 毛超*, 熊德成, 陈仕东, 杨智杰

(福建三明森林生态系统国家野外科学观测研究站, 福建 三明 365002; 福建师范大学地理科学学院, 福州 350117)

摘要: 为了解增温对凋落物分解的影响, 依托亚热带常绿阔叶林野外增温试验平台, 收集林内凋落物分别布设于对照和增温(+4 °C)小区中, 对增温下凋落物分解过程中可溶性有机质数量和光谱特征的变化进行研究。结果表明, 凋落物质量残留率随分解时间的增加显著下降, 在 0~60 d 内快速下降了 20.08%~23.32%, 在 60~210 d 内缓慢下降了 6.35%~10.98%。凋落物源可溶性有机碳含量随分解时间增加呈现先快后慢的下降趋势, 整体降低了 94.15%; 可溶性有机氮含量则波动式降低了 81.82%; 可溶性有机质的光谱特征(SUVA₂₅₄、SUVA₂₆₀、SUVA₂₈₀ 和 SUVA₃₇₀)呈增加-下降-增加的趋势。增温未显著影响凋落物质量残留率和可溶性有机质的光谱特征, 但可溶性有机碳和有机氮的含量降低了 16.72%和 25.10%。凋落物分解降低了凋落物质量残留率和可溶性有机碳、有机氮含量, 改变了可溶性有机质光谱特征; 增温虽然降低了凋落物可溶性有机碳、有机氮含量, 但未显著改变凋落物质量残留率和可溶性有机质光谱特征。

关键词: 增温; 凋落物分解; 可溶性有机碳; 可溶性有机氮; 光谱特征

doi: 10.11926/jtsb.4831

Effect of Warming on Dissolved Organic Matter in Litter of Subtropical Evergreen Broad-leaved Forest

WANG Yun, ZHANG Yuhui, RAN Jiixin, MAO Chao*, XIONG Decheng, CHEN Shidong, YANG Zhijie

(Fujian Sanming Forest Ecosystem National Observation and Research Station, Sanming 365002, Fujian, China; School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350117, China)

Abstract: In order to understand the effect of warming on litter decomposition, the litter collected in subtropical evergreen broad-leaved forest was distributed in control and warming (+4 °C) plots, respectively. The changes in the quantity and spectral characteristics of dissolved organic matter during litter decomposition under warming were studied. The results showed that the mass residual rate of litter decreased significantly with decomposition process, rapidly decreased by 20.08% to 23.32% in 0–60 days, and slowly decreased by 6.35% to 10.98% in 60–210 days. Along decomposition process, the dissolved organic carbon content of litter source showed a decreasing trend of first fast and then slow, and the overall decrease was 94.15%. The content of dissolved organic nitrogen fluctuating decreased by 81.82% overall. The spectral characteristics of dissolved organic matter (SUVA₂₅₄, SUVA₂₆₀, SUVA₂₈₀ and SUVA₃₇₀) showed an increase-decrease-increase tendency. The warming did not significantly affect the mass residual rate of litter and the spectral characteristics of dissolved organic matter, but the contents of dissolved organic carbon and organic nitrogen decreased by 16.72% and 25.10%. Therefore, the decomposition of litters decreased the mass residual rate of litters and the contents of dissolved organic carbon and

收稿日期: 2023-08-15 接受日期: 2023-09-26

基金项目: 国家自然科学基金项目(31930071, 32201354)资助

This work was supported by the National Natural Science Foundation of China (Grant No. 31930071, 32201354).

作者简介: 王云(1998年生), 男, 硕士研究生, 主要从事森林生态系统碳氮循环研究。E-mail: 1471281655@qq.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: maochao@fjnu.edu.cn

organic nitrogen, and changed the spectral characteristics of dissolved organic matter. Although warming decreased the contents of dissolved organic carbon and organic nitrogen in litters, it did not significantly change the mass residual rate and spectral characteristics of dissolved organic matter in litters.

Key words: Warming; Litter decomposition; Dissolved organic carbon; Dissolved organic nitrogen; Spectral characteristics

凋落物分解是陆地生态系统碳循环的重要组成部分,通过物理和化学过程将植物光合作用固定的碳归还到土壤中,对森林生态系统土壤有机碳固存和养分循环具有重要影响^[1-2]。凋落物分解过程中产生的溶解性有机质(DOM)通常被认为是土壤有机碳的重要来源,其含量的变化将影响森林生态系统碳平衡^[3-4]。由于凋落物分解受到气候、凋落物质量和微生物等多种因素的影响^[5-6],凋落物源 DOM 的形成也必然受到这些因素的调控,尤其是温度的变化^[7]。IPCC 第六次报告指出,至本世纪末,地球表面温度将升高 2 °C~5 °C^[8]。因此,探究增温对凋落物分解过程中 DOM 数量和质量特征的影响,有助于深入理解全球变暖背景下森林生态系统土壤碳固定和养分循环。

温度是凋落物分解和 DOM 形成的重要调控因子^[9]。增温通常会影响微生物活性,促进凋落物分解和 DOM 形成^[10-11]。温度升高也可能会降低土壤含水率,增加凋落物中难分解物质比例和降低微生物活性等,进而抑制凋落物分解及 DOM 形成^[12-13]。与此同时,升温的促进作用和水分减少的抑制作用也可能会相互抵消,导致增温未显著影响 DOM 含量^[14-15]。此外,全球变暖所带来的降水格局的改变也会影响凋落物淋溶过程^[15],进而改变凋落物分解过程中 DOM 的数量和质量特征。虽然增温如何影响凋落物分解和 DOM 形成已经引起了广泛的关注^[10-15],但目前的研究较少关注增温对凋落物不同分解阶段 DOM 动态的影响。凋落物不同分解阶段溶出的 DOM 的数量和质量存在差异。分解前期,凋落物中不稳定的化合物分解产生较多的 DOM 释放到土壤中;随着分解时间的推进,凋落物向土壤释放的 DOM 相对减少^[16]。与此同时,凋落物中难降解的木质素等物质不断富集,增加溶出的 DOM 的芳香性和复杂性^[16]。基于此,探究增温对凋落物分解过程中 DOM 数量和质量特征的影响具有十分重要的意义。

我国亚热带地区常绿阔叶林森林覆盖面广,具有高温多雨的环境条件和较大的凋落物输入量^[17],

导致凋落物源 DOM 可能更易被分解或淋溶损失。目前关于增温对亚热带常绿阔叶林凋落物分解过程中 DOM 的数量和质量特征的研究较少,缺乏对这一过程的清晰认识。因此,我们以亚热带常绿阔叶林-格氏栲(*Castanopsis kawakamii*)天然林为研究对象,依托野外增温试验平台探究增温对凋落物不同分解阶段 DOM 数量及质量特征的影响,以期揭示气候变暖背景下亚热带森林土壤碳氮循环提供数据支持。

1 材料和方法

1.1 试验地概况

试验地点位于福建三明森林生态系统国家野外科学观测研究站(26°09' N, 117°28' E)。研究区域属亚热带季风气候,年均温 19.3 °C,年降水量 1 638 mm,其中 74%的降水发生在 3 月—8 月。该区域的植被类型为常绿阔叶林,土壤类型主要为砂岩发育的红壤,土壤呈酸性,pH 约为 4,林内建群种为格氏栲,常见植被还包括米楮(*Castanopsis carlesii*)、木荷(*Schima superba*)、木姜子(*Litsea subcoriacea*)和鹅掌柴(*Maesa japonica*)等。林内林分密度约为 250 ind./hm²,格氏栲为 178 ind./hm²,凋落物年输入量为 16.1 t/hm²,其中格氏栲叶枝果的总输入量占比约为 80%。

1.2 实验设计与样品采集

格氏栲天然林野外增温实验平台包括对照(野外温度)和增温(+4 °C) 2 种处理,每个处理 5 个重复。根据 IPCC 气候变化评估报告,即本世纪末全球平均气温可能上升 2 °C~5 °C^[8],并参考美国哈佛森林土壤增温实验,本增温实验平台的土壤增温幅度设定为 4 °C。土壤增温方式为电缆增温,在每个增温小区 10 cm 土层处布设增温电缆(TXLP/1, Nexans, 挪威),采用自主研发的土壤增温控制系统实时监测土壤温度,确保增温幅度为 4 °C,对照小区不铺设电缆。格氏栲天然林对照和增温样地的土壤理化性质见表 1。

表 1 格氏栲天然林对照和增温样地的土壤理化性质

Table 1 Basic soil physicochemical properties of *Castanopsis kawakamii* forest

因子 Factor	对照 Control	增温 Warming
pH	4.38±0.07a	4.38±0.02a
含水率 Water content /%	17.98±0.01a	15.77±0.01b
有机碳 Organic carbon (C, g/kg)	20.63±3.47a	21.41±4.36a
全氮 Total nitrogen (N, g/kg)	1.57±0.95a	1.46±0.24a
C/N	13.14±0.95a	14.64±1.19a

同行数据后不同字母表示差异显著($P<0.05$)。

Data followed different letters in the same line indicate significant difference at 0.05 level.

于 2022 年 3 月在格氏栲天然林内收集外形完整的新鲜凋落物片装入 20 cm×30 cm、网孔 0.2 mm 的尼龙网袋中。野外样品布设前, 随机取 10 袋凋落物测定凋落物初始理化和微生物指标。于 2022 年 4 月 22 日去除林内地表凋落物后, 在增温和对照小区中布设装有凋落物的尼龙网袋, 每个小区放置 14 袋。在样品布设后的第 30、60、90、120、150、180 和 210 天收取凋落物, 每个小区内每次取 2 个尼龙网袋, 1 袋用于测定凋落物质量损失率, 另 1 袋保存于 4 °C 用于测定凋落物酶活性、微生物生物量和可溶性碳氮含量。

1.3 凋落物理化和微生物指标测定

凋落物含水率用烘干法测定。凋落物烘干后测定凋落物干质量用于计算凋落物质量残留率。凋落物源溶解性有机碳(DOC)、溶解性有机氮(DON)含量的测定方法: 去除凋落物表面泥土, 将凋落物去柄剪成 0.25 cm² 的碎块。按凋落物与水 1:120 的比例, 用纯水在黑暗条件下浸提 48 h, 经 0.45 μm 滤膜过滤后, 用总有机碳分析仪(TOC-VCPH/CPN, 日本)测定浸提液中有机碳含量, 用连续流动分析仪(Skalar-san++, Skalar, 荷兰)测定浸提液中无机氮和溶解性总氮含量; 溶解性总氮与无机氮的含量差值则为 DON 含量。

1.4 凋落物微生物指标测定

微生物量碳(MBC)和微生物量氮(MBN)含量采用氯仿熏蒸-硫酸钾浸提法^[18]测定。称取 2 份凋落物样品, 一份用 0.5 mol/L 硫酸钾溶液浸提, 一份经氯仿熏蒸后用硫酸钾溶液浸提。用总有机碳分析仪测定未熏蒸和熏蒸样品浸提液中的可溶性有机碳含量, 用连续流动分析仪测定浸提液中的可溶性总氮含量。MBC 含量为熏蒸与未熏蒸样品可溶性有机碳含量的差值除以转换系数 0.45, MBN 含量为熏蒸与未熏蒸样品可溶性总氮含量的差值除以

转换系数 0.54。

参照 Saiya-Cork^[19]的方法测定参与碳氮循环的 5 种胞外酶活性, 即 β-葡萄糖苷酶(β-glucosidase, βG)、纤维素生物水解酶(cellobiohydrolase, CBH)、N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(N-acetyl glucosaminidase, NAG)、酚氧化酶(phenol oxidase, PPO)和过氧化物酶(peroxidase, Px)。βG、CBH 和 NAG 等 3 种水解酶的底物分别为 4-MUB-β-D-glucosaminide、4-MUB-β-D-cellobioside、4-MUB-N-acetyl-β-D-glucosaminide, 以 4-甲基伞形酮(4-MUB)为标准溶液, 醋酸缓冲盐溶液为空白, 于 25 °C 黑暗培养 4 h, 采用多功能酶标仪(Spectra MAX M5, 美国)测定样品在 365 nm 激发波长和 450 nm 发射波长下的荧光值, 经过空白溶液和标准物质溶液校正后计算样品的水解酶活性; 氧化酶 PPO 以 L-DOPA (L-3,4-dihydroxyphenylalanine)为底物, Px 的底物为 L-DOPA 和 0.3%过氧化氢。于 25 °C 培养 18 h 后, 采用多功能酶标仪测定其在 450 nm 波长处的吸光度, 经过空白溶液校正后计算测得样品氧化酶活性。

1.5 凋落物源 DOM 光谱指标测定

凋落物源 DOM 的光谱特征用紫外-可见光分光光度计(UV-2600, Shimadzu, Kyoto, 日本)测定。将样品放于 10 mm 的石英管比色皿中, 以 1 nm 的扫描间隔测量凋落物浸提液在 200~700 nm 波长处的紫外可见吸收光谱, 并以超纯水为空白进行校正。SUVA₂₅₄、SUVA₂₆₀、SUVA₂₈₀ 和 SUVA₃₇₀ 分别为对应浸提液在 254、260、280 和 370 nm 波长下的吸光度与 DOC 浓度的比值。SUVA₂₅₄ 和 SUVA₃₇₀ 数值与 DOM 中的芳香性成分呈正相关, SUVA₂₆₀ 数值越高代表其疏水性越强, SUVA₂₈₀ 数值越高表明化合物中高分子量化合物占比越多^[20-22]。

1.6 数据处理

所有数据均用 Microsoft Excel 2019 进行预处理

理。凋落物质量残留率为分解 t 时刻凋落物的干质量与初始时刻凋落物的干质量的比值。随后, 根据 Olson 指数衰减模型计算凋落物分解速率^[23]: $Y=ae^{-kt}$, 式中, Y 为凋落物质量残留率(%), a 为拟合参数, k 为年分解常数, t 为分解时间(年)。

采用双因素方差分析检验增温和分解时间及其交互作用对凋落物质量残留率、DOM 含量、DOM 光谱特征、凋落物含水率、微生物生物量和酶活性的影响。采用独立样本 t 检验分析增温对凋落物年分解常数、单个分解阶段凋落物质量残留率、DOM 含量、DOM 光谱特征、凋落物含水率、微生物生物量和酶活性的影响。采用皮尔森相关性分析检验凋落物质量残留率、DOM 含量、DOM 光谱特征与凋落物含水率、微生物生物量和酶活性的相关关系。显著性水平设定为 $\alpha=0.05$ 。所有统计分析利用软件 SPSS 25.0 进行, 所有的图采用软件 Origin 2021 绘制。数据均以平均值 \pm 标准差表示。

2 结果和分析

2.1 增温对凋落物质量残留率的影响

从图 1 可见, 凋落物质量残留率随分解时间的增加显著下降, 其中, 0~60 d 的残留率下降幅度最大, 对照和增温处理下残留率分别降低了 20.08% 和 23.32%; 60~210 d 之后的残留率缓慢下降。经过 210 d 分解, 对照和增温处理的凋落物质量残留率分别为 70.33% 和 68.94%。增温整体上未显著影响凋落物质量残留率, 仅显著降低了分解 60 d 时的质量残留率。增温和分解时间的交互作用也未显著改变凋落物质量残留率。同时, 由表 2 可见, 对照和增温处理下的凋落物质量残留率与 Olson 指数模型拟合良好, 且增温未显著改变凋落

物年分解常数。

2.2 增温对凋落物源 DOM 含量的影响

由图 2 可见, 凋落物源 DOC 含量随分解时间增加而显著下降, 其中, 对照和增温处理下的 DOC 含量均在分解 0~30 d 内快速减少, 分别降低了 88.47% 和 82.75%, 在 30~210 d 内缓慢减少。与对照相比, 增温处理显著降低了凋落物源 DOC 含量, 下降幅度为 16.72%。增温和分解时间的交互作用也显著影响凋落物源 DOC 含量。同时, 随着凋落物分解, 凋落物源 DON 含量呈现先降低后增加再降低的趋势, 即分解 0~30 d 迅速减少, 30~90 d 内增加, 90~210 d 内整体下降。分解 210 d 使对照和增温处理下的凋落物 DON 含量整体降低了 78.54% 和 85.68%。增温使 DON 含量显著下降了 25.10%, 增温和分解时间的交互作用也显著影响 DON 含量。此外, DOC 与 DON 比值在整个凋落物分解过程中呈现先迅速下降后缓慢增加的趋势, 且受增温及其与分解时间的交互作用的影响。

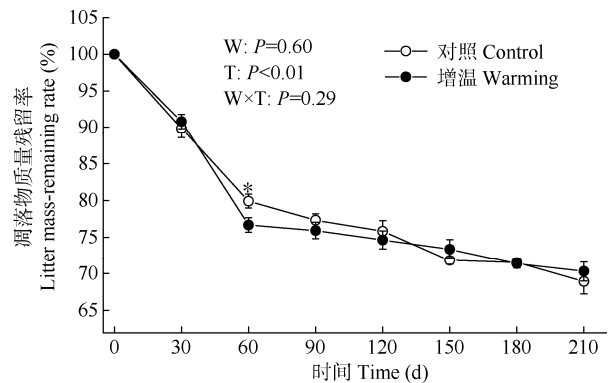


图 1 增温对凋落物质量残留率的影响。W: 增温; T: 分解时间; *: $P<0.05$ 。下同

Fig. 1 Effect of warming on litter mass-remaining rate. W: Warming; T: Decomposition time; *: $P<0.05$. The same below

表 2 凋落物分解质量残留率随分解时间的 Olson 指数方程

Table 2 Olson's exponential equation for the litter mass-remaining rate with decomposition time

处理 Treatment	Olson 指数方程 Olson exponential equation	R^2	P	年分解常数 Annual decomposition constant
对照 Control	$Y=94.57e^{-0.63t}$	0.84	<0.01	$0.63\pm 0.04a$
增温 Warming	$Y=93.94e^{-0.62t}$	0.77	<0.01	$0.62\pm 0.05a$

同列数据后不同字母表示差异显著($P<0.05$)。

Data followed different letters within column indicate significant difference at 0.05 level.

2.3 增温对凋落物源 DOM 光谱特征的影响

由图 3 可见, 凋落物源 DOM 的光谱特征随凋

落物分解而显著变化。SUVA₂₅₄ 和 SUVA₃₇₀ 值在分解 0~30、30~90、90~210 d 分别呈现增加、降低和

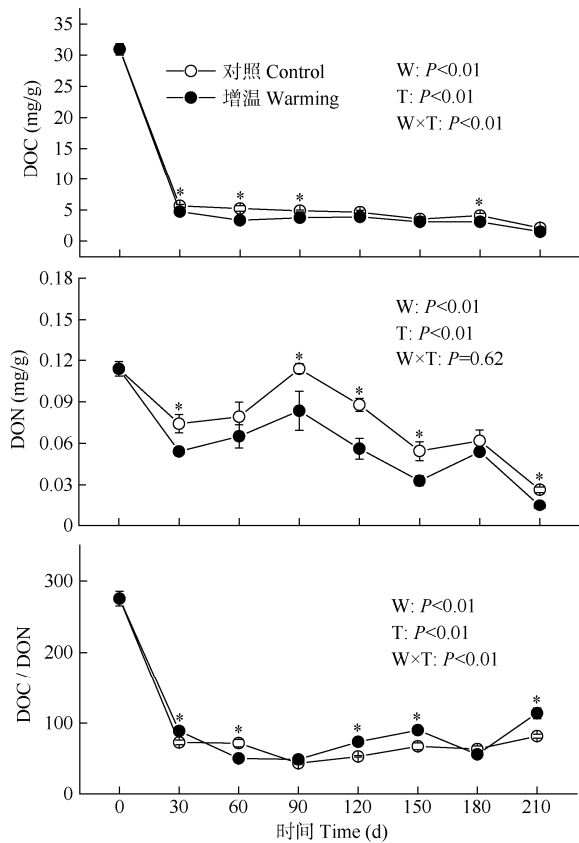


图2 增温对凋落物可溶性碳氮含量的影响。DOC: 可溶性有机碳; DON: 可溶性有机氮。

Fig. 2 Effect of warming on the dissolved organic matter content. DOC: Dissolved organic carbon; DON: Dissolved organic nitrogen.

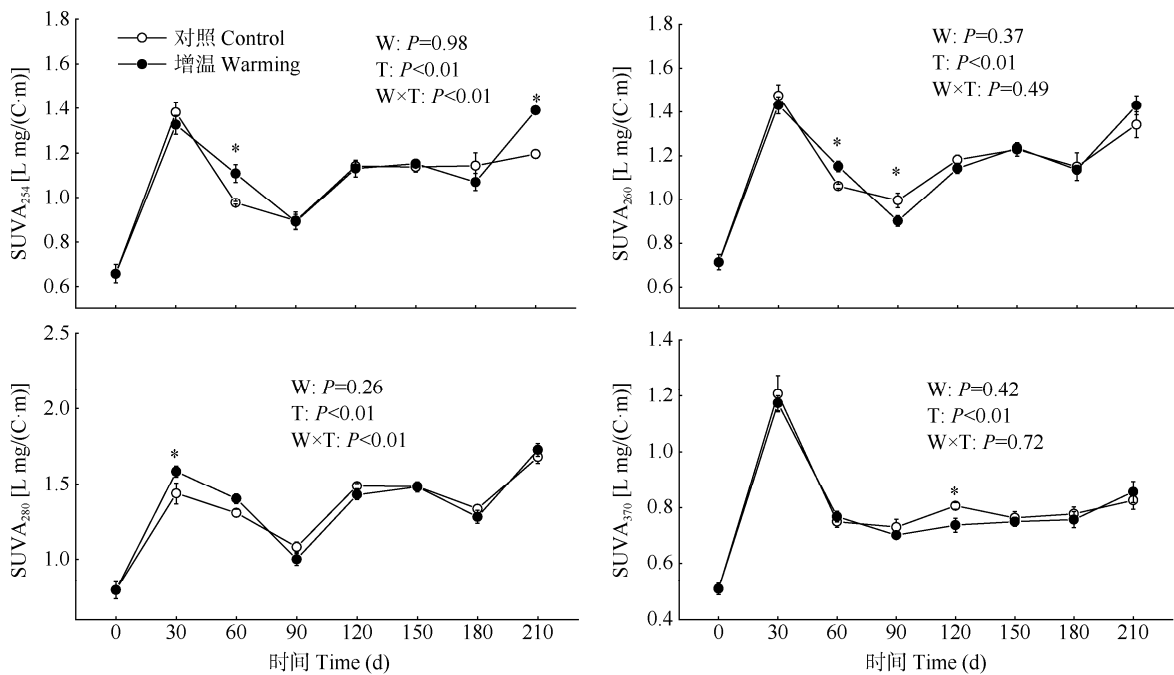


图3 增温对凋落物分解过程中 DOM 光谱特征的影响

Fig. 3 Effect of warming on DOM spectral characteristics of litter

增加的趋势。与未分解阶段相比, 分解 210 d 的 SUVA₂₅₄ 和 SUVA₃₇₀ 值增加了 111.18%和 62.20%, 表明凋落物分解过程增强了 DOM 的芳香性。同时, SUVA₂₆₀ 和 SUVA₂₈₀ 值在凋落物分解过程中也呈现相似的趋势, 对照处理中分解 210 d 的 SUVA₂₆₀ 和 SUVA₂₈₀ 比未分解阶段增加了 72.75%和 80.90%, 表明凋落物分解增加了 DOM 中的疏水性物质和高分子化合物比例。

增温未显著影响 DOM 的 SUVA₂₅₄、SUVA₂₆₀、SUVA₂₈₀ 和 SUVA₃₇₀, 表明增温未显著改变凋落物分解过程中 DOM 的芳香性、疏水性和高分子化合物比例。但是, 凋落物不同阶段的 DOM 光谱指标对增温的响应不同。增温显著增加了分解 30 d 的 SUVA₂₈₀、分解 60 d 的 SUVA₂₅₄ 和 SUVA₂₆₀、分解 210 d 的 SUVA₂₅₄; 显著降低了分解 90 d 的 SUVA₂₆₀ 值和分解 120 d 的 SUVA₃₇₀。此外, 增温和凋落物分解时间的交互作用显著影响了 SUVA₂₅₄ 和 SUVA₂₈₀, 但未显著影响 SUVA₂₆₀ 和 SUVA₃₇₀。

2.4 增温对凋落物含水率和微生物属性的影响

由图 4 可见, 凋落物分解时间显著影响凋落物含水率和微生物属性。在不同凋落物分解阶段, 凋落物含水率随凋落物分解呈现先降低后增加的趋势。凋落物 MBC 含量随凋落物分解整体呈现增加趋势, 分解 210 d 的对照处理的 MBC 含量增加了

647.56%, MBN 含量则呈现先增加后降低趋势。 β G、CBH、NAG 等水解酶活性随凋落物分解呈现先降低后增加的趋势, 而 PPO、Px 等氧化酶活性则呈现先慢后快的增加趋势。

增温未显著影响凋落物含水率。增温整体上降低了凋落物 MBC 和 MBN 含量, 但提高了分解 210 d 的 MBC 含量和分解 120、150 d 的 MBN 含量。同时, 增温整体上显著降低了 β G、CBH 等水解酶活性, 但未显著改变 NAG 活性。增温虽然未显著影响整个凋落物分解过程的 PPO 活性, 但显著降低了分解 30 d 的 PPO 活性和显著提高了 90 和 210 d 的 PPO 活性。与 PPO 活性不同, 增温显著提高了 Px

活性。

2.5 相关性分析

由表 3 可见, 凋落物分解过程中 DOC 含量与凋落物含水率和 MBC 呈显著负相关, 与 MBN、 β G、CBH、NAG 等呈显著正相关, 与 PPO、Px 呈显著负相关。凋落物分解过程中 DON 含量与凋落物含水率、MBC、PPO 和 Px 呈显著负相关, 与 MBN、CBH 呈显著正相关。SUVA₂₅₄ 与凋落物含水率、MBC、 β G、NAG、PPO 和 Px 呈显著正相关, 与 MBN 呈显著负相关; SUVA₂₆₀ 与凋落物含水率、MBC、 β G、CBH、NAG、PPO 和 Px 呈显著正相关, 与 MBN 呈显著负相关; SUVA₂₈₀ 与凋落物含水率、MBC、 β G、

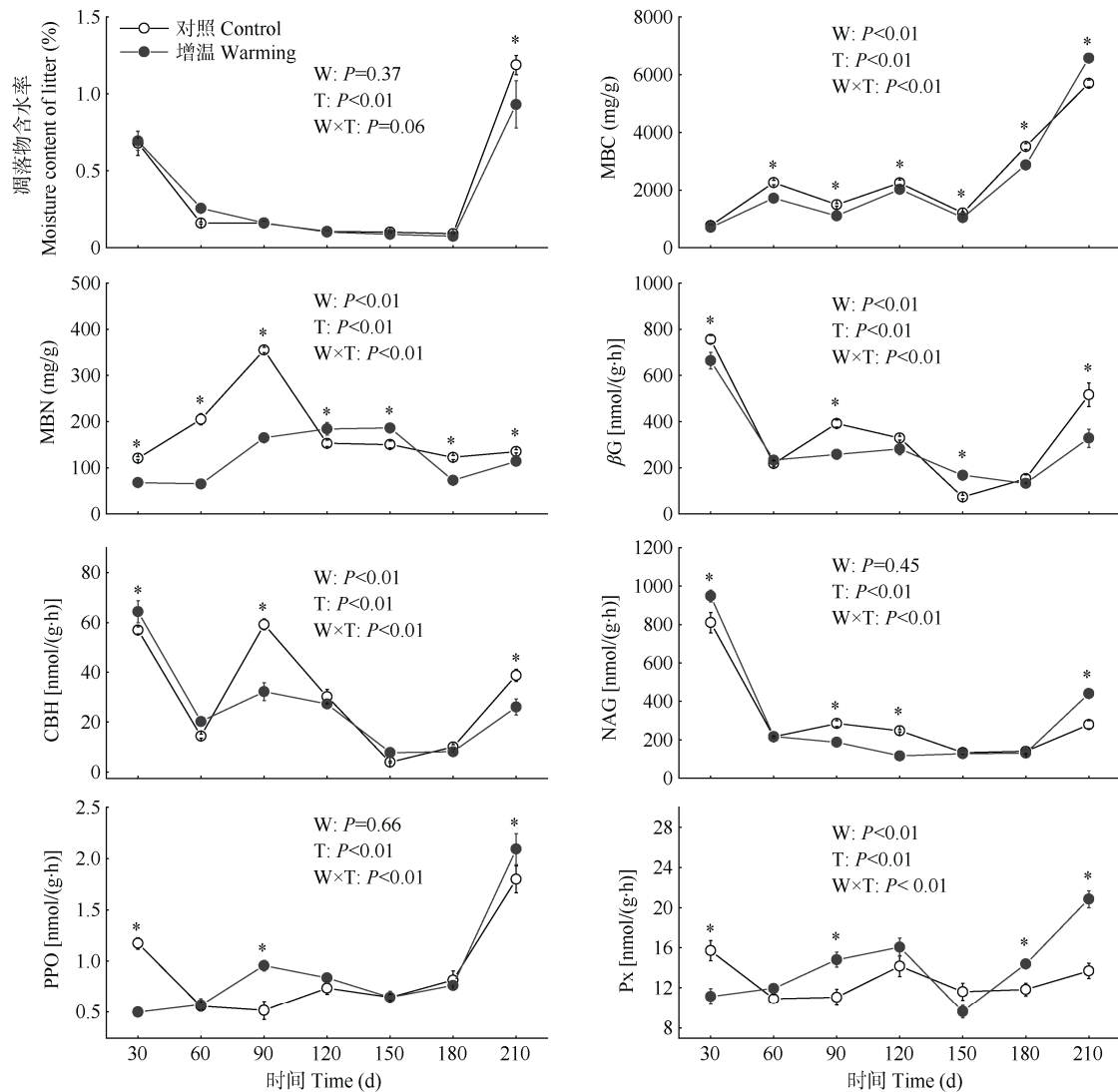


图 4 增温对凋落物含水率和微生物属性的影响。MBC: 微生物量碳; MBN: 微生物量氮; β G: β -葡萄糖苷酶; CBH: 纤维素生物水解酶; NAG: *N*-乙酰氨基葡萄糖苷酶; PPO: 酚氧化酶; Px: 过氧化物酶。下同

Fig. 4 Effect of warming on litter moisture content and microbial properties. MBC: Microbial biomass carbon; MBN: Microbial biomass nitrogen; β G: β -glucosidase; CBH: Cellobiohydrolase; NAG: *N*-acetyl glucosaminidase; PPO: Phenol oxidase; Px: Peroxidase. The same below

表 3 凋落物源 DOM 特征与凋落物含水率、微生物属性的相关性分析

Table 3 Correlation coefficients between litter source DOM and litter moisture content, microbial properties

项目 Item	DOC		DON		SUVA ₂₅₄		SUVA ₂₆₀		SUVA ₂₈₀	
	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
含水率 Water content	-0.32	<0.01	-0.45	<0.01	0.58	<0.01	0.62	<0.01	0.58	<0.01
MBC	-0.64	<0.01	-0.52	<0.01	0.27	<0.05	0.25	<0.05	0.47	<0.01
MBN	0.30	<0.05	0.49	<0.01	-0.53	<0.01	-0.47	<0.01	-0.45	<0.01
β G	0.31	<0.01	0.07	0.54	0.46	<0.01	0.53	<0.01	0.24	<0.05
CBH	0.35	<0.01	0.28	<0.05	0.20	0.11	0.28	<0.05	0.01	0.99
NAG	0.31	<0.01	0.00	1.00	0.57	<0.01	0.61	<0.01	0.31	<0.05
PPO	-0.57	<0.01	-0.52	<0.01	0.44	<0.01	0.41	<0.01	0.45	<0.01
Px	-0.34	<0.01	-0.28	<0.05	0.34	<0.01	0.23	<0.05	0.20	0.09

NAG 和 PPO 呈显著正相关, 与 MBN 呈显著负相关。

3 讨论和结论

3.1 增温对凋落物质量残留率和 DOM 含量的影响

凋落物是土壤有机质和养分的重要来源, 而凋落物分解通常具有明显的阶段性特征^[24]。本研究中凋落物质量在分解初期快速降低, 而在分解中后期缓慢减少, 这与 Liu 等^[24]在亚热带常绿阔叶林的研究结论一致。凋落物分解的阶段性变化特征主要与降雨量和凋落物质量变化有关^[16]。凋落物分解初期的质量损失主要来源于 DOM 的淋溶作用, 其中 6%~39% 的凋落物碳通过淋溶过程损失^[16,25]。已有的气候数据表明, 凋落物分解实验的前 60 d 内, 本研究区域的累积降雨量为 740.92 mm, 而 60~180 d 内的累积降雨量下降了 89.39%。凋落物分解前期较大的降雨量会促进可溶性物质的淋溶损失, 加速该阶段的凋落物质量损失^[26]。同时, 凋落物在分解初期富含易被微生物利用的养分和含碳化合物, 在分解中后期则呈现低养分高木质素等特点^[24]。凋落物质量由高到低的变化会导致凋落物分解速率在初期较快, 在后期较慢^[27]。本研究中, 伴随着凋落物质量损失, 凋落物中凋落物源 DOC 含量也呈现先快后慢的下降趋势, 说明凋落物分解前期加快而中后期减缓了 DOC 损失量。Berg 等^[28]也认为凋落物分解早期的 DOC 损失量占凋落物质量损失量的 30% 以上。与 DOC 含量的变化趋势不同, 凋落物源 DON 含量呈现波动式下降的特点, 这符合凋落物分解过程中养分迁移的淋溶-富集-释放模式^[29]。

本研究中, 增温未显著影响凋落物的质量残留率, 这与 Li 等^[15]的研究结论一致。但是, 增温显著降低了凋落物不同分解阶段的 DOC 和 DON 含量, 这

可能与亚热带的气候条件及凋落物质量有关。通常来讲, 凋落物分解过程中同时存在微生物分解代谢过程和物理淋溶过程^[27]。亚热带地区降水量充沛, 本研究区域的年均降水量甚至高达 1 638 mm, 这将加速凋落物中微生物分解代谢产物的向下淋溶。基于此, 虽然温度的升高会提高微生物活性, 加速凋落物有机质分解和微生物代谢产物的形成^[23], 但亚热带地区充沛的降雨引起的强淋溶作用会加速这些物质的淋溶损失^[30], 提高凋落物残留物中难分解物质的相对比例。本研究中, 增温使分解 30~210 d 的凋落物可溶性碳氮比提高了 15.22%, 表明增温降低了凋落物残留物的底物质量。同时, 增温也提高了凋落物分解过程中 Px 等氧化酶活性, 表明增温提高了凋落物残留物中难分解物质的比例。凋落物质量是凋落物分解和 DOM 形成的重要影响因子, 相对较多的难分解物质含量会降低凋落物可分解性^[4], 进而降低凋落物各分解阶段的 DOC 含量和 DON 含量。此外, 虽然增温降低了凋落物源 DOM 含量, 但是相对不足的分解时间可能导致凋落物残留率未显著响应增温处理, 后期本研究将持续观测凋落物的分解动态。

3.2 增温对凋落物源 DOM 光谱特征的影响

和 DOM 数量相似, 凋落物分解时间也显著影响 DOM 的光谱特征, 表明凋落物源 DOM 的质量随凋落物分解而显著变化。本研究中, SUVA₂₅₄、SUVA₂₆₀、SUVA₂₈₀ 和 SUVA₃₇₀ 值在凋落物分解过程中呈现先增加后降低再增加的变化趋势, 表明凋落物源 DOM 的质量特征具有阶段性变化特点。在凋落物分解初期, 凋落物中的易分解物质被微生物迅速分解, 并通过淋溶过程向土壤迁移, 该阶段凋落物 DOM 淋溶损失是凋落物质量损失的主要途径^[26]。相对易分解物质的快速损失会提高难分解物质

的相对比例,提高 DOM 的难分解性,增强 DOM 的芳香性、疏水性等特点^[27]。随着凋落物分解,凋落物中微生物生物量逐渐增加,加快了大分子有机物分解为有机小分子物质的进程,使富养分可溶性物质短暂富集^[26],进而降低了 DOM 的光谱指标。有研究表明,随着格氏栲凋落物的分解,纤维素含量先降低后增加,木质素含量逐渐增加^[31],这些难分解化合物的不断富集不仅导致分解后期凋落物分解速率快速降低,也使凋落物溶出的 DOM 含有大量的芳香化合物,芳香化程度高^[32]。本研究中,凋落物分解中期 DON 含量的短暂增加和碳氮水解酶活性的短暂降低,也间接表明相对高质量可溶性物质的短暂富集。凋落物分解后期 SUVA₂₅₄、SUVA₂₆₀ 和 SUVA₂₈₀ 与氧化酶(PPO 和 Px)活性显著正相关,进一步表明凋落物分解过程提高了 DOM 的复杂性和难分解性。

虽然增温未显著影响整个凋落物分解过程中的 DOM 光谱特征,但是凋落物不同分解阶段的 DOM 组分特征对增温的响应存在差异。在凋落物分解初期,增温增加了 DOM 的 SUVA₂₅₄、SUVA₂₆₀ 和 SUVA₂₈₀,表明增温提高了 DOM 中芳香类化合物和高分子化合物比例。如上所述,增温处理和该阶段较大的降雨量促进了凋落物中易分解物质的损失,木质素等难分解物质比例的增加会提高溶出 DOM 的芳香性和疏水性。凋落物分解后期,增温整体上未显著影响该阶段的 DOM 光谱特征。凋落物分解通常受气候、微生物和凋落物质量 3 种因素共同调控^[6]。来自热带地区的凋落物分解实验表明,温度对凋落物分解的影响大于凋落物质量和水分含量,且高质量凋落物对温度响应大于低质量凋落物^[8]。本研究中凋落物分解后期 DOM 复杂性对增温处理的无显著响应说明,凋落物质量而非温度是该阶段凋落物分解的关键因素。本研究的凋落物分解后期,增温处理降低的水解酶活性和增加的氧化酶活性,从侧面印证了凋落物质量在该阶段的关键调控作用。

综上,凋落物分解降低整个分解过程的凋落物质量残留率、DOC 和 DON 含量,提高整个分解过程的 DOM 的结构复杂性。凋落物质量残留率和 DOC 含量在凋落物分解初期迅速下降,在后期缓慢下降;凋落物 DON 含量随凋落物分解呈现波动式下降的特点。DOM 的芳香性、疏水性和高分子化合物比例等特点在分解初期、中期和后期分别呈现增加、降低和增加的趋势。增温未显著影响凋落物质量残留率,但降低凋落物的 DOC 和 DON 含量。同时,增温未显著改

变凋落物分解过程中的 DOM 结构组成。由于凋落物源 DOM 是森林生态系统重要的碳和养分来源,本研究结果揭示了凋落物不同分解阶段的质量损失、可溶性有机物的数量和质量特征及其对增温的响应,为准确认知和评估全球变暖背景下的森林凋落物分解和物质循环提供了理论基础和数据支撑。

参考文献

- [1] HOUGHTON R A. Balancing the global carbon budget [J]. *Annu Rev Earth Planet Sci*, 2007, 35: 313–347. doi: 10.1146/annurev.earth.35.03.1306.140057.
- [2] BONAN G B, HARTMAN M D, PARTON W J, et al. Evaluating litter decomposition in earth system models with long-term litterbag experiments: An example using the community land model version 4 (CLM4) [J]. *Glob Change Biol*, 2013, 19(3): 957–974. doi: 10.1111/gcb.12031.
- [3] XU J W, DING Y D, LI S L, et al. Amount and biodegradation of dissolved organic matter leached from tree branches and roots in subtropical plantations of China [J]. *For Ecol Manage*, 2021, 484: 118944. doi: 10.1016/j.foreco.2021.118944.
- [4] HENSGENS G, LAUDON H, PEICHL M, et al. The role of the understory in litter DOC and nutrient leaching in boreal forests [J]. *Biogeochemistry*, 2020, 149: 87–103. doi: 10.1007/s10533-020-00668-5.
- [5] CAI A D, LIANG G P, YANG W, et al. Patterns and driving factors of litter decomposition across Chinese terrestrial ecosystems [J]. *J Cleaner Prod*, 2021, 278: 123964. doi: 10.1016/j.jclepro.2020.123964.
- [6] GARCÍA-PALACIOS P, MAESTRE F T, KATTGE J, et al. Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes [J]. *Ecol Lett*, 2013, 16(8): 1045–1053. doi: 10.1111/ele.12137.
- [7] AERTS R. The freezer defrosting: Global warming and litter decomposition rates in cold biomes [J]. *J Ecol*, 2006, 94(4): 713–724. doi: 10.1111/j.1365-2745.2006.01142.x.
- [8] IPCC. Climate change 2021: The physical science basis [M]// Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2021. doi: 10.1017/9781009157896.
- [9] LIU J X, LIU S G, LI Y Y, et al. Warming effects on the decomposition of two litter species in model subtropical forests [J]. *Plant Soil*, 2017, 420(1/2): 277–287. doi: 10.1007/s11104-017-3392-9.
- [10] BOTHWELL L D, SELMANTS P C, GIARDINA C P, et al. Leaf litter decomposition rates increase with rising mean annual temperature in Hawaiian tropical montane wet forests [J]. *PeerJ*, 2014, 2: e685. doi: 10.7717/peerj.685.

- [11] XU Z F, PU X Z, YIN H J, et al. Warming effects on the early decomposition of three litter types, eastern Xizang Plateau, China [J]. *Eur J Soil Sci*, 2012, 63(3): 360–367. doi: 10.1111/j.1365-2389.2012.01449.x.
- [12] YE C L, WANG Y, YAN X B, et al. Predominant role of air warming in regulating litter decomposition in a Xizang alpine meadow: A multi-factor global change experiment [J]. *Soil Biol Biochem*, 2022, 167: 108588. doi: 10.1016/j.soilbio.2022.108588.
- [13] PRIETO I, ALMAGRO M, BASTIDA F, et al. Altered leaf litter quality exacerbates the negative impact of climate change on decomposition [J]. *J Ecol*, 2019, 107(5): 2364–2382. doi: 10.1111/1365-2745.13168.
- [14] CHUCKRAN P F, REIBOLD R, THROOP H L, et al. Multiple mechanisms determine the effect of warming on plant litter decomposition in a dryland [J]. *Soil Biol Biochem*, 2020, 145: 107799. doi: 10.1016/j.soilbio.2020.107799.
- [15] LI A G, FAN Y X, CHEN S L, et al. Soil warming did not enhance leaf litter decomposition in two subtropical forests [J]. *Soil Biol Biochem*, 2022, 170: 108716. doi: 10.1016/j.soilbio.2022.108716.
- [16] DON A, KALBITZ K. Amounts and degradability of dissolved organic carbon from foliar litter at different decomposition stages [J]. *Soil Biol Biochem*, 2005, 37(12): 2171–2179. doi: 10.1016/j.soilbio.2005.03.019.
- [17] YANG Y S, GUO J F, CHEN G S, et al. Effects of forest conversion on soil labile organic carbon fractions and aggregate stability in subtropical China [J]. *Plant Soil*, 2009, 323(1/2): 153–162. doi: 10.1007/s11104-009-9921-4.
- [18] CARTER H T, TIPPING E, KOPRIVNJAK J F, et al. Freshwater DOM quantity and quality from a two-component model of UV absorbance [J]. *Water Res*, 2012, 46(14): 4532–4542. doi: 10.1016/j.watres.2012.05.021.
- [19] SAIYA-CORK K R, SINSABAUGH R L, ZAK D R. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil [J]. *Soil Biol Biochem*, 2002, 34(9): 1309–1315. doi: 10.1016/S0038-0717(02)00074-3.
- [20] WEISHAAR J L, AIKEN G R, BERGAMASCHI B, et al. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon [J]. *Environ Sci Technol*, 2003, 37(20): 4702–4708. doi: 10.1021/es030360x.
- [21] YOUNG K C, DOCHERTY K M, MAURICE P A, et al. Degradation of surface-water dissolved organic matter: Influences of DOM chemical characteristics and microbial populations [J]. *Hydrobiologia*, 2005, 539(1): 1–11. doi: 10.1007/s10750-004-3079-0.
- [22] CARTER H T, TIPPING E, KOPRIVNJAK J F, et al. Freshwater DOM quantity and quality from a two-component model of UV absorbance [J]. *Water Res*, 2012, 46(14): 4532–4542. doi: 10.1016/j.watres.2012.05.021.
- [23] OLSON J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems [J]. *Ecology*, 1963, 44(2): 323–331. doi: 10.2307/1932179.
- [24] LIU X F, CHEN S D, LI X J, et al. Soil warming delays leaf litter decomposition but exerts no effect on litter nutrient release in a subtropical natural forest over 450 days [J]. *Geoderma*, 2022, 427: 116139. doi: 10.1016/j.geoderma.2022.116139.
- [25] MAGILL A H, ABER J D. Dissolved organic carbon and nitrogen relationships in forest litter as affected by nitrogen deposition [J]. *Soil Biol Biochem*, 2000, 32(5): 603–613. doi: 10.1016/S0038-0717(99)00187-X.
- [26] WANG X E, XUE L, XIE T F. A review on litter decomposition [J]. *Chin J Soil Sci*, 2009, 40(6): 1473–1478. [王相娥, 薛立, 谢腾芳. 凋落物分解研究综述 [J]. *土壤通报*, 2009, 40(6): 1473–1478. doi: 10.19336/j.cnki.trtb.2009.06.052.]
- [27] MAIE N, JAFFÉ R, MIYOSHI T, et al. Quantitative and qualitative aspects of dissolved organic carbon leached from senescent plants in an oligotrophic wetland [J]. *Biogeochemistry*, 2006, 78(3): 285–314. doi: 10.1007/s10533-005-4329-6.
- [28] BERG B, MCCLAUGHERTY C. *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation and Carbon Sequestration* [M]. Heidelberg, Berlin: Springer Verlag, 2003: 1–286.
- [29] GUO J F, YANG Y S, CHEN G S, et al. A review on litter decomposition in forest ecosystem [J]. *Sci Silv Sin*, 2006, 42(4): 93–100. [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. doi: 10.3321/j.issn:1001-7488.2006.04.017.]
- [30] ZHANG Y H, CHEN J, XU C, et al. Effects of warming on quantity and structure of litter-derived dissolved organic matter in subtropical natural *Castanopsis kawakamii* forests [J]. *Chin J Appl Ecol*, 2023, 34(4): 946–954. [张宇辉, 陈娟, 胥超, 等. 增温对亚热带格氏栲天然林凋落物可溶性有机质数量和结构的影响 [J]. *应用生态学报*, 2023, 34(4): 946–954. doi: 10.13287/j.1001-9332.202304.006.]
- [31] SONG H W. Effects of soil warming on litter decomposition in subtropical forests and its microbial mechanism [D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2022. [宋豪威. 土壤增温对亚热带森林凋落物分解的影响及其微生物机制 [D]. 福州: 福建师范大学, 2021. doi: 10.27019/d.cnki.gfjnu.2021.001196.]
- [32] MOORHEAD D L, LASHERMES G, SINSABAUGH R L, et al. Calculating co-metabolic costs of lignin decay and their impacts on carbon use efficiency [J]. *Soil Biol Biochem*, 2013, 66: 17–19. doi: 10.1016/j.soilbio.2013.06.016.