

不同氧气条件下红枫湖流域典型陆源植物 有机质降解特征

殷超¹, 冉光荣^{1,2}, 石林¹, 于佳^{1,3}, 岑模珊^{1,2}, 陈敬安¹, 曾艳^{1,*}

(1. 中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081; 2. 中国科学院大学
资源与环境学院, 北京 100049; 3. 贵州大学 新农村发展研究院, 贵阳 550001)

摘要: 植物残体有机质降解是生态系统中养分循环的主要过程。本研究选取红枫湖流域典型陆源植物开展了为期1年的不同氧气条件下有机质降解模拟实验, 利用 Power 模型刻画有机质降解变化特征, 并对影响植物残体有机质降解的主要因素进行了分析。研究表明, 缺氧环境和富氧环境下, C3 植物残体分解剩余生物量比例分别为 64%~77.3% 和 59.5%~76.8%, 不同环境下的差异较小; C4 植物残体分解剩余生物量比例分别为 42.6%~57.4% 和 31.2%~43.5%, 呈现出富氧环境降解程度高于缺氧环境的特征, 且降解程度显著高于 C3 植物。C4 植物具有较高的半纤维素、纤维素含量和较低的木质素含量, 这是导致其具有较高降解程度和降解速率的主要原因。其中, 半纤维素含量对降解速率的影响最显著, 半纤维素含量越高, 植物降解速率常数越大。不同 C3 植物残体的降解速率常数具有一定差异, 在不同氧气条件下均呈现出马尾松>梧桐>水稻的变化规律。不同环境条件下 C4 植物降解速率显著不同, 缺氧环境和富氧环境下, 降解速率常数分别呈现出玉米>狗牙根>茅草和玉米>茅草>狗牙根的变化规律。

关键词: 陆源植物; 缺氧环境; 富氧环境; 降解速率

中图分类号: X142 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-9250(2024)02-0244-09 **DOI:** 10.14050/j.cnki.1672-9250.2023.51.015

植物残体有机质降解是生态系统中养分循环的主要过程, 在生态系统中发挥着重要作用^[1-2]。植物残体构成了陆地生态系统中绝大多数凋落有机物质库, 同时也是水生生态系统中重要的能量物质来源^[3-4]。叶片凋落物分解过程可通过养分的流动将水生生态系统与陆地生态系统联系起来^[5-6]。大量研究表明, 植物残体碎屑降解的过程复杂且漫长, 且受环境条件的显著影响^[7-9]。自然条件下, 植物残体的降解通常包含三个阶段, 分别为淋滤作用阶段、生物作用阶段和非生物作用阶段^[10]。植物残体中可溶性有机组分(酚类、有机酸、糖、蛋白质等)和无机矿物(K、Ca、Mg、Mn等)在淋滤作用阶段可快速释放进入周边环境^[11]。在原生动物、细菌和真菌分解作用下的生物作用阶段, 植物残体逐渐分解转化为水、CO₂和无机盐等, 并向外部环境释放N、P、S等矿物质养分^[10,12]。而非生物作用主要指植物残体在冰冻和解冻、风化和干湿交替等作用下发

生的分解^[13]。植物残体完整的降解过程一般表现为这三个阶段的乘积效应^[14]。在淋溶作用和生物降解作用下, 植物残体释放的营养元素会增加水生生态系统营养物质含量。因此, 过量的植物残体输入湖泊, 会导致湖泊富营养化水平提升^[15]。虽然已有的植物残体降解研究已证实氧气、pH和微生物等影响因子对植物残体降解具有重要意义, 但相关研究多集中在一种或某一类植物, 且大部分研究的降解实验时间较短, 难以真实反映自然环境下植物残体在湖泊中的降解特征及其环境效应^[16-17]。同时, 伴随水库的修建和水体富营养化的发生, 沉积物-水界面出现季节性缺氧的水域面积越来越大。这对陆源有机质降解及其对水体养分供给的影响如何, 目前尚不清楚。

明确植物残体降解的生态环境效应的前提是对不同环境条件下植物残体降解过程的量化分析。由于有机质残体成分复杂, 其降解过程牵涉大量的

收稿日期: 2022-12-18; 改回日期: 2023-05-16

基金项目: 国家自然科学基金项目(U2202209); 黔科合平台人才[2016]5682。

第一作者简介: 殷超(1992-), 男, 博士, 主要研究方向为环境科学。email: yinchao@mail.gyig.ac.cn。

* 通讯作者: 曾艳(1983-), 女, 博士, 副研究员, 研究方向为环境地球化学。email: zengyan@mail.gyig.ac.cn。

热力学和动力学过程,总体表现为一个选择性矿化的过程,其量化研究仍不够深入^[18-19]。Olson 等^[20]于 1963 年提出以指数衰减模型为基础的单一速率常数来模拟有机质的降解过程,但在实际研究工作中难以反应真实的降解状况^[21-23]。为应对这一问题,Multi-G 模型、Pseudo-G 模型、反应传输模型(RCM)和 Power 模型先后被提出和应用用于植物残体有机质降解过程的量化研究^[24-25]。在 Power 模型中,有机质仍视为一个整体,不牵涉类似于 Multi-G 模型对有机质组分划分等问题,应用难度小^[26-27]。Power 模型中降解速率常数,是以时间为变量的函数,模型以降解时间段为划分依据,对不同降解阶段分别求降解速率^[22,28],解决了其他降解模型存在的单一降解常数带来的过度简化问题,更符合有机质降解的实际特征^[23,26,29]。

因此,本研究选取红枫湖流域内分布面积最广的 6 种优势 C3 和 C4 植物,开展为期 1 年的不同氧气条件下不同类型植物残体降解模拟实验,结合 Power 模型精细刻画了不同类型植物残体在不同环境条件下的降解变化特征,并对影响植物残体有机质降解的主要因素进行了分析,旨在丰富对流域水生生态系统中营养和能量物质循环过程的认识。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

红枫湖位于乌江一级支流猫跳河上游,苗岭山脉北坡和鸭池河东岸,经纬度坐标为 106°19'~106°28' E,26°26'~26°35' N^[30-31]。红枫湖流域内喀斯特地貌面积占比达 81.68%,区内地形以山地和丘陵为主,峰丛、洼地、溶洞和落水洞等喀斯特地貌广泛发育^[32]。耕地为流域内主要土地利用类型,占流域面积的 56.7%,主要种植玉米和水稻;其次为林地和草地^[33]。流域森林覆盖率为 45.28%^[34],植被类型主要为亚热带常绿阔叶林和常绿针叶林混交林,主要乔木有马尾松、麻栎、梧桐、云贵鹅耳枥、响叶杨等,草本植物主要包括狗尾草、茅草、芒箕和蕨类等^[35-36]。

1.2 样品采集与实验平台搭建

通过对红枫湖流域实地踏勘,选定流域内最具代表性的 C3 植物(梧桐、马尾松、水稻等)和 C4 植物(玉米、茅草、狗牙根等),于 2020 年 7 月采集梧桐和马尾松叶片、水稻秸秆作为 C3 植物代表性样品,采集玉米、茅草和狗牙根的叶片作为 C4 植物代

表性样品。所选样点位于红枫湖周边或湖心岛(图 1)。样品采集后带回实验室用去离子水进行清洗,烘干后研磨破碎,过筛选取 20~40 目粒径的物质作为降解模拟实验的材料,以保证样品的结构特征不被破坏和样品颗粒物大小的一致性。将破碎后的植物残体充分混匀后,称取 5 g 样品置入规格为 7 cm×7 cm、孔径为 100 目的分解袋中。将分解袋置入盛有过滤(1 μm 的玻纤滤膜)后红枫湖湖水的容器中进行降解模拟实验。通过持续供氧和吹氮气设置富氧组(DO ≥ 5 mg/L)和缺氧组(DO < 0.2 mg/L),且每组均设置 3 个平行(图 2)。整个实验历时 1 年,实验过程中的环境温度控制在 20±2 °C 内,且无光照存在。利用 YSI-Pro Quatro 多参数水质分析仪,定时监测各个实验装置中水体的 DO 含量、温度和 pH 等指标,以保证实验环境条件的稳定。根据前期不同阶段有机质降解特征的研究和预实验结果,在降解实验的第 1、3、5、9、14、28、40、55、85、120、150、210、270 和 365 天捞取分解袋,采集降解残留样品。样品采集后经清洗和冷冻干燥后称重,利用范氏法(Van Soest)测定植物残体的半纤维素、纤维素和木质素含量^[37]。

1.3 植物残体剩余生物量与降解速率计算

根据公式(1)计算植物残体剩余生物量比例:

$$R_{\text{remaining}} = \frac{M_{\text{remaining}}}{M_0} \times 100\% \quad (1)$$

式中, M_0 表示植物残体初始质量(g), $M_{\text{remaining}}$ 表示植物残体剩余质量(g), $R_{\text{remaining}}$ 表示植物残体剩余生物量比例(%)。

植物残体降解速率 k 可通过 Power 模型进行计算,Power 模型中的降解速率 k 是以时间 t 为变量的函数。假设总有机物按照一级动力学分解,可通过公式(2)进行降解速率 k 的计算^[22]。

$$k = \frac{1}{\Delta t} \ln \frac{G_t}{G_{(t+\Delta t)}} \quad (2)$$

式中, k 值表示在时间间隔为 Δt 内的降解速率,假设 k 在 Δt 这段时间不变。 G_t 表示某一降解时间 t 的有机物浓度, $G_{(t+\Delta t)}$ 为 G_t 在降解 Δt 时段后的有机物浓度。

2 结果

2.1 陆源 C3 和 C4 植物降解过程中生物量变化

在整个降解过程中,C3 植物在缺氧和富氧环境下的降解程度和降解趋势基本一致。C3 植物中的

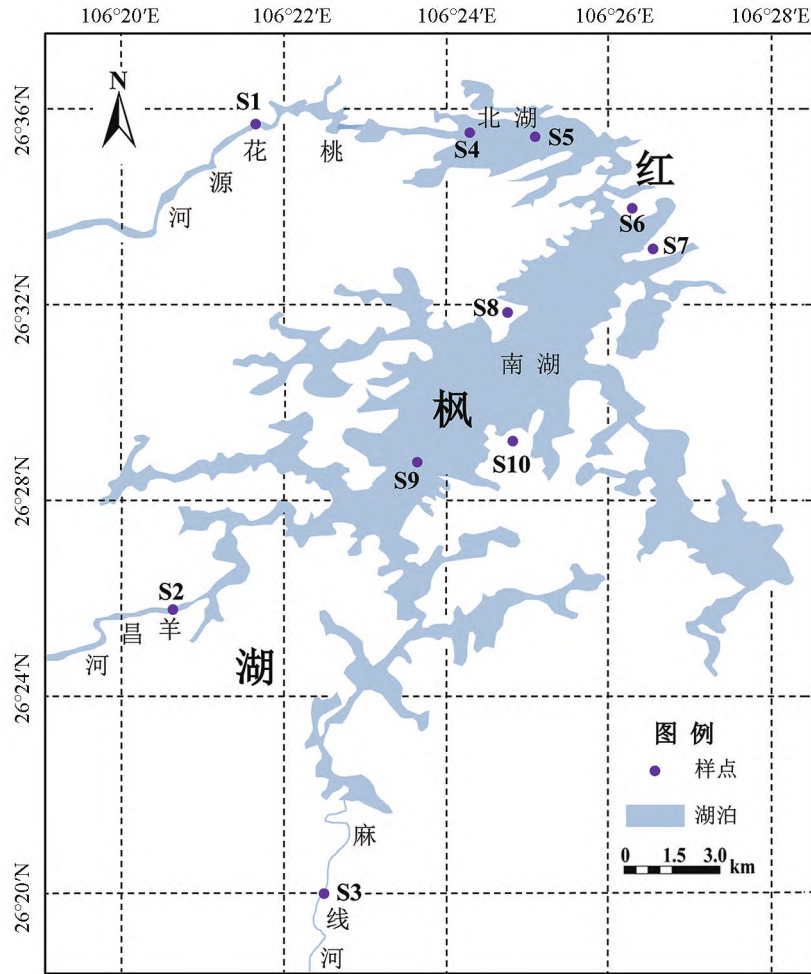


图1 红枫湖流域样点分布图

Fig. 1 Distribution of sample sites in Hongfeng Lake watershed

梧桐降解最慢,在缺氧和富氧环境下第365天的剩余生物量占比分别为77.3%和76.8%(图3a);水稻降解最快,其相应剩余生物量占比分别为64.0%和59.5%(图3b)。马尾松在缺氧和富氧环境下第365天的剩余生物量占比分别为67.6%和65.7%(图3e)。C4植物中,玉米降解最快,降解实验结束时玉米剩余生物量比例在缺氧和富氧环境下分别为42.6%和31.2%,富氧环境下的降解程度明显高于缺氧环境,且降解时间越长差异越显著(图3d)。茅草的降解程度在C4植物中最低,降解实验结束时剩余生物量比例在缺氧和富氧环境下分别为57.4%和43.5%(图3e)。狗牙根的降解程度比玉米低,降解实验结束时剩余生物量比例在缺氧和富氧环境下分别为52.1%和38.6%(图3f)。综上所述可知,C3植物的降解程度在不同环境条件下差异不显著,但明显低于C4植物;C4植物在富氧环境下降解程度高于缺氧环境。

2.2 陆源C3和C4植物降解的动力学过程

利用Power模型对C3植物和C4植物残体的降解速率常数(k 值)进行计算(表1),以对比不同类型植物降解速率的变化及其在不同环境条件下的差异。降解初期的样品质量均呈现出快速降低的特征,这是植物体中易溶性物质受淋滤作用而快速释放所致。C3植物降解过程中,降解速率常数随降解时间的增加不断降低。梧桐缺氧环境和富氧环境的 k 值分别为0.00017~0.01511和0.00031~0.01321,两种环境下的差异总体较小。缺氧和富氧环境下,水稻 k 值范围分别为0.00024~0.01547和0.00058~0.01599。不同环境下的水稻 k 值在降解初始阶段差异较小,随着降解进行,富氧环境逐渐高于缺氧环境。马尾松缺氧环境和富氧环境的 k 值分别为0.00016~0.02923和0.00026~0.03091。随着降解时间增加,C4植物的降解速率总体上也不断降低。玉米缺氧环境和富氧环境的 k



图 2 陆源植物残体降解模拟实验设计

Fig. 2 Design of experiments to simulate the degradation of plant residues of terrestrial origin

表 1 C3 和 C4 植物残体有机质降解速率常数

Table 1 Degradation rate constants of C3 and C4 plant residues

时间	马尾松		水稻		梧桐	
	缺氧环境	富氧环境	缺氧环境	富氧环境	缺氧环境	富氧环境
第 7 天	0.029 23	0.030 91	0.015 47	0.015 99	0.015 11	0.013 21
第 28 天	0.001 70	0.002 25	0.001 79	0.003 49	0.001 88	0.001 78
第 120 天	0.000 72	0.000 52	0.001 63	0.000 87	0.000 22	0.000 45
第 365 天	0.000 16	0.000 26	0.000 24	0.000 58	0.000 17	0.000 31
时间	玉米		茅草		狗牙根	
	缺氧环境	富氧环境	缺氧环境	富氧环境	缺氧环境	富氧环境
第 7 天	0.031 33	0.036 79	0.019 94	0.020 47	0.021 76	0.021 32
第 28 天	0.009 63	0.013 73	0.003 27	0.005 54	0.003 0	0.003 28
第 120 天	0.001 64	0.003 61	0.001 39	0.002 41	0.002 04	0.004 08
第 365 天	0.000 45	0.000 28	0.000 17	0.000 64	0.000 58	0.000 30

值分别为 0.000 45 ~ 0.031 33 和 0.000 28 ~ 0.036 79,富氧环境高于缺氧环境。茅草降解速率也表现出缺氧环境高于富氧环境的特征, k 值在不

同环境下分别为 0.000 17 ~ 0.019 94 (缺氧) 和 0.000 64 ~ 0.020 47 (富氧)。狗牙根 k 值在缺氧环境和富氧环境下分别为 0.000 58 ~ 0.021 76 和

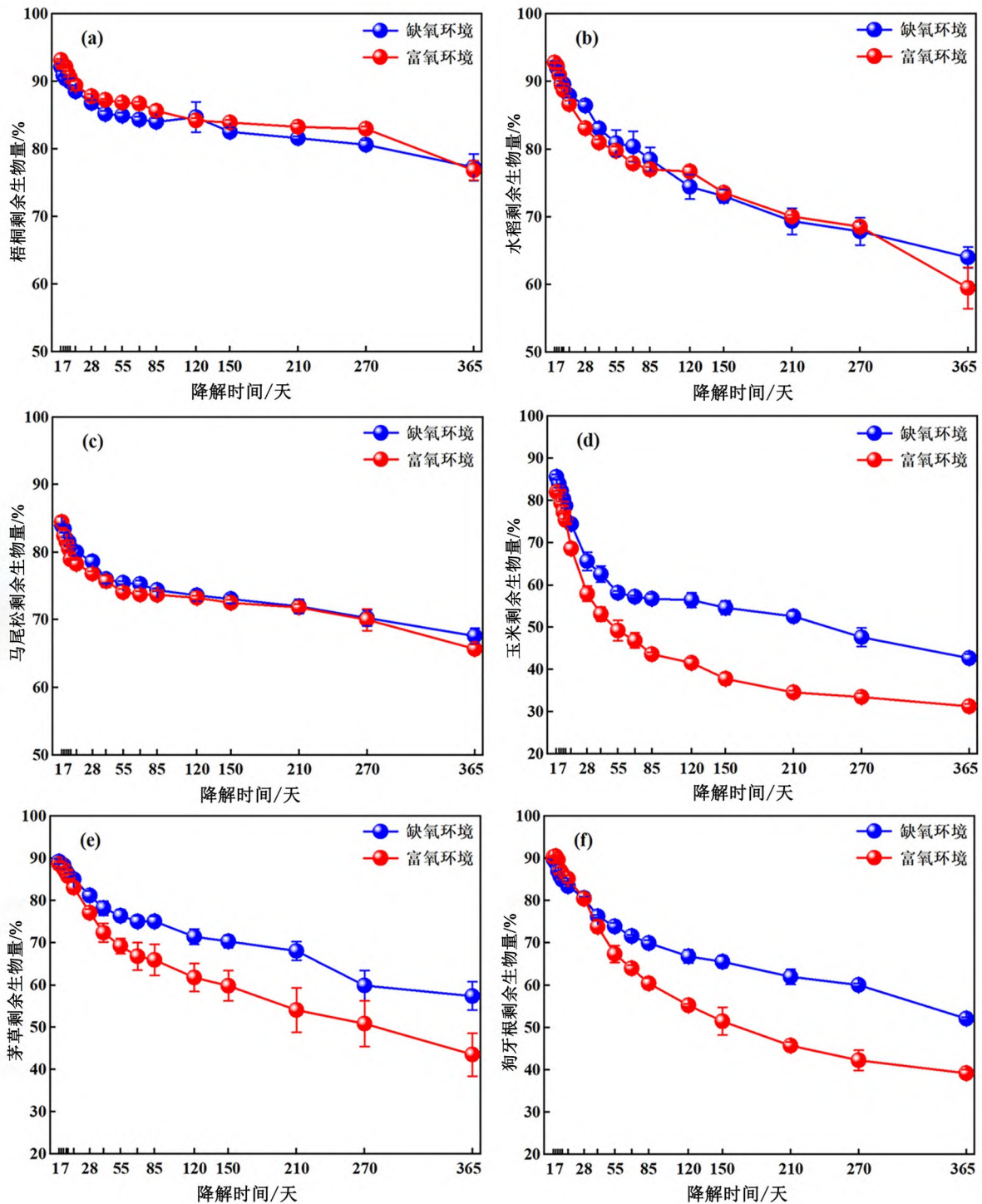


图3 不同类型植物降解过程中剩余生物量变化

Fig. 3 Changes of residual biomass during degradation of different types of plants

0.000 3~0.021 32。总体上,C4植物的降解速率明显高于C3植物。

2.3 陆源植物半纤维素、纤维素和木质素的含量特征

不同环境条件下,C3和C4植物在降解过程中的行为差异主要受植物残体结构组成和微生物作

用的影响。通常情况下,木质素和纤维素含量越高的植物残体,其降解速率越慢;半纤维素受其无定形结构的影响,在自然环境中更易降解,半纤维素含量更高的植物通常降解速率更高。C3与C4植物由于植物类型的不同,半纤维素、纤维素和木质素含量差异十分显著。C3植物梧桐初始样品的半纤

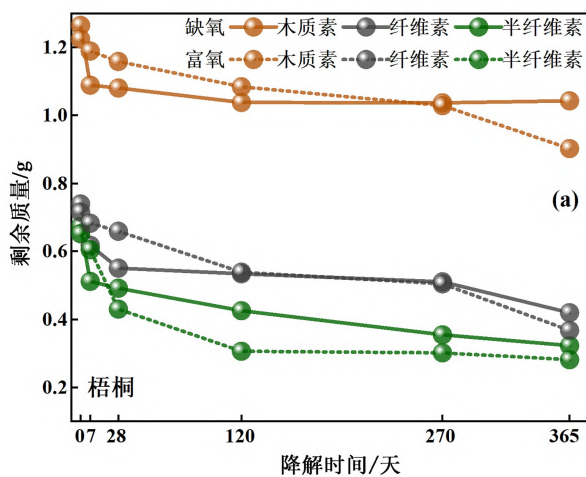
纤维素、纤维索和木质素质量分别为 0.65~0.67、0.72~0.74 和 1.22~1.26 g,而 C4 植物玉米则分别为 1.38~1.62、1.01~1.20 和 0.21~0.24 g(图 4a,b)。C3 植物的木质素含量显著高于 C4 植物,相差可达 6 倍;而 C4 植物的半纤维素和纤维素含量较 C3 植物分别高出约 2 倍和 1.5 倍。

在整个降解过程中,缺氧和富氧环境下梧桐的半纤维素分别从初始的 0.67 g 和 0.65 g 降低至第 365 天的 0.32 g 和 0.28 g,降解比例分别达 52% 和 57%。C4 植物玉米的半纤维素含量在缺氧和富氧环境下分别从初始的 1.63 g 和 1.38 g 降至一年后的 0.26 g 和 0.09 g,降解比例分别达 84% 和 93%。不同环境下梧桐初始样品纤维素含量分别为 0.74 g(缺氧)和 0.72 g(富氧),在经历一年的降解后,降至 0.42 g(缺氧)和 0.37 g(富氧),降解比例分别为 43% 和 49%。玉米初始样品纤维素含量则从初始的 1.20 g(缺氧)和 1.02 g(富氧),分别降低至 0.14 g(缺氧)和 0.03 g(富氧),降解比例高达 88% 和 97%。由于木质素结构稳定,降解程度明显低于半纤维素和纤维素。梧桐在缺氧和富氧环境下木质素从初始的 1.26 g 和 1.22 g 降低至 1.04 g 和 0.85 g,分别降解了 17% 和 30%。玉米在缺氧和富氧环境下的木质素自初始的 0.24 g 和 0.21 g 分别降至降解后的 0.14 g 和 0.09 g,分别降解了 42% 和 57%。

3 讨论

3.1 不同类型植物有机质组成结构对降解速率的影响

通过有机质降解速率常数 k 和三素含量变化的



对比分析,可揭示不同类型植物的有机质组成结构对降解速率的影响。如图 5,缺氧和富氧环境下 C3 植物梧桐残体中的半纤维素量与 k 值之间均表现出显著的线性相关关系,且富氧环境下更为显著($R^2 = 0.82, p < 0.05$)。梧桐残体的纤维素量与 k 值之间表现出一定的关联性,但并不显著;而木质素与 k 值则未表现出关联性。不同环境条件下,C4 植物玉米的半纤维素和纤维素量均与 k 值呈现出显著的相关性,且半纤维素与 k 值间的相关性更密切($R^2 > 0.95, p < 0.05$),而木质素量与 k 值之间亦无相关性。

无论 C3 还是 C4 植物,其半纤维素和纤维素在缺氧环境下的降解程度均低于富氧环境。缺氧环境下,纤维素对降解速率常数 k 的贡献虽相对较高,但无法弥补缺氧环境下半纤维素降解不充分对有机质降解速率的影响。在植物残体降解过程中,半纤维素对有机质降解速率影响更大,这在 C3 植物中表现更加明显。因此,植物残体中半纤维素含量越高,植物降解速率常数 k 越大,有机质降解潜力也越大。

3.2 不同氧气条件对有机质降解过程的影响

红枫湖 C3 和 C4 植物降解过程中,同样呈现出淋滤作用、生物作用和非生物作用三个阶段的变化特征。受淋滤作用影响,植物残体降解初期质量损失较快,但缺氧和富氧环境下的差异很小。随着降解作用持续,植物残体在不同环境下的降解程度逐渐呈现差异,富氧环境下 C4 植物降解程度显著高于缺氧环境。

缺氧和富氧环境下,不同类型植物剩余生物量比例初期差异较小,随后差异不断显著的原因

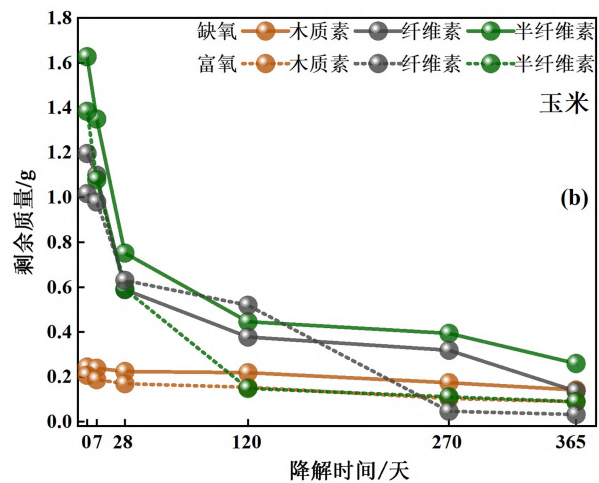


图 4 不同类型植物降解过程中木质素、纤维素和半纤维素质量变化

Fig. 4 Changes of lignin, cellulose and hemicellulose mass during degradation of different types of plants

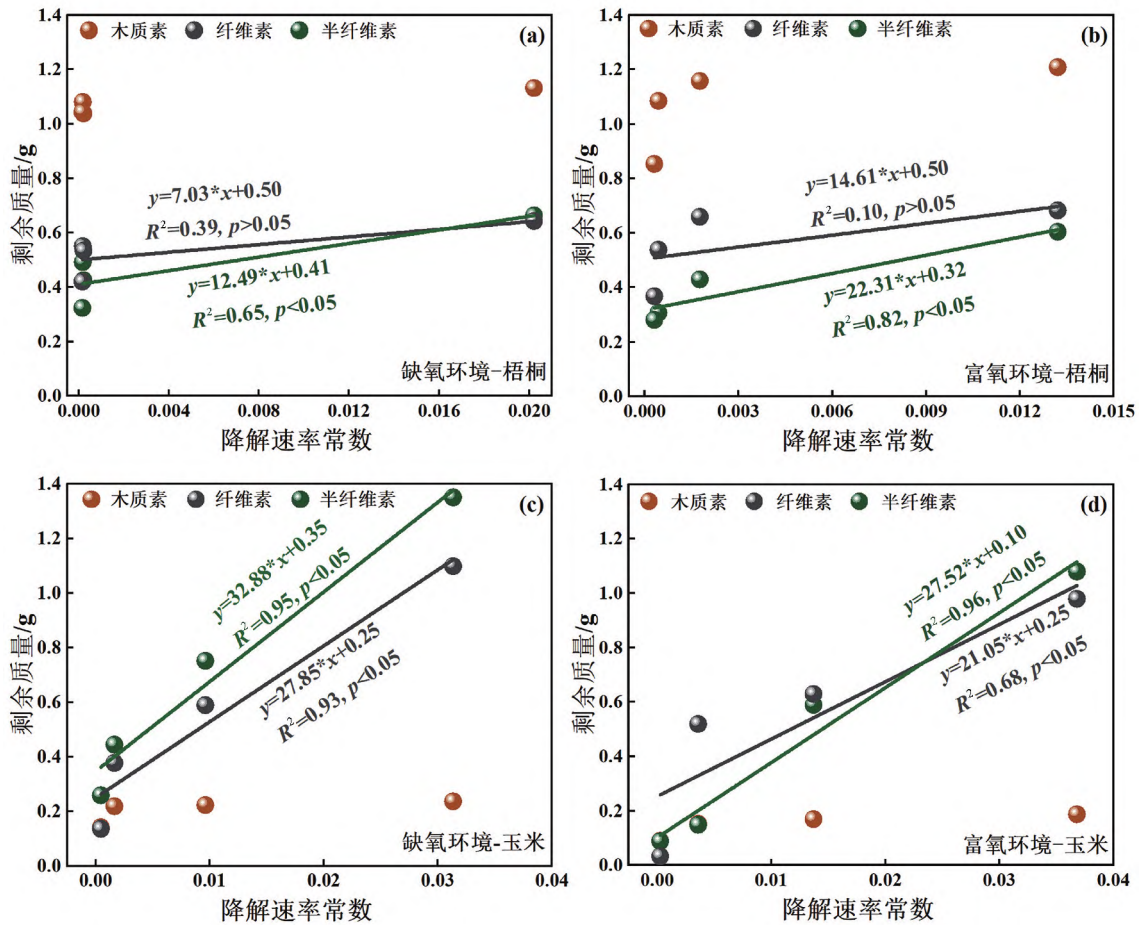


图5 木质素、纤维素和半纤维素剩余质量与降解速率常数间关系

Fig. 5 Relationship between residual mass of lignin, cellulose and hemicellulose and degradation rate constants

可能与植物富含能量的物质(含能有机碳化合物)变化有关^[22,38]。降解初期,不同环境下植物残体中保存的含能有机碳化合物的量基本一致;当这些富能易降解的物质被降解时,在缺氧和有氧环境下,吉布斯能量产额都很大^[39]。这些富能有机碳化合物被消耗完后,植物残体在富氧和缺氧条件下的降解速率就会逐渐不同^[40]。富氧条件下,由于氧化电位高,对富含能量的有机化合物的消耗敏感度很低(拥有 O_2 这类强大的电子受体),有机物的降解速率仍可保持在较高水平。在缺氧环境中,缺乏能量丰富的有机物和功能强大的电子受体,降解速率受到热力学限制(能提供电子的活跃有机质组分匮乏,且电子受体减少)而降低^[25]。C4植物玉米在降解7天后,易降解的半纤维素含量显著降低,这些易降解的高能物质降低的时间与不同环境下降解比例开始出现明显差异的时间

基本吻合(图4)。C3植物不同环境条件下降解差异较小的原因可能是难降解的木质素和纤维素含量较高^[41-42],而富含能量、易降解的半纤维素含量低。

4 结论

陆源植物残体有机质降解过程中,在缺氧条件和富氧条件下均表现出C4植物的降解速率显著高于C3植物。氧气条件对C4植物残体的降解具有显著影响,富氧条件下的降解速率显著高于缺氧条件;而氧气条件对C3植物残体降解的影响不显著。植物残体降解速率主要受控于有机质组成结构,半纤维素含量越高的植物,有机质降解速率越大。因此,湖库流域植被类型对湖库养分的输入具有重要影响,而且湖库氧气条件的变化会进一步影响养分的流动和再循环。

参 考 文 献

- [1] Frainer A, Moretti M S, Xu W J, et al. No evidence for leaf-trait dissimilarity effects on litter decomposition, fungal decomposers, and nutrient dynamics[J]. *Ecology*, 2015, 96(2): 550-561.
- [2] Bista I, Carvalho G R, Walsh K, et al. Annual time-series analysis of aqueous eDNA reveals ecologically relevant dynamics of lake ecosystem biodiversity[J]. *Nature Communications*, 2017, 8(1): 1-11.
- [3] Anderson N H, Sedell J R. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems[J]. *Annual Review of Entomology*, 1979, 24(1): 351-377.
- [4] Van Donk E, van de Bund W J. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto-and zooplankton communities: Allelopathy versus other mechanisms[J]. *Aquatic Botany*, 2002, 72(3-4): 261-274.
- [5] Fisher S G, Likens G E. Energy flow in bear brook, new Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism[J]. *Ecological Monographs*, 1973, 43(4): 421-439.
- [6] Gessner M O, Chauvet E, Dobson M. A perspective on leaf litter breakdown in streams[J]. *Oikos*, 1999, 85(2): 377.
- [7] Bruder A, Schindler M H, Moretti M S, et al. Litter decomposition in a temperate and a tropical stream: the effects of species mixing, litter quality and shredders[J]. *Freshwater Biology*, 2014, 59(3): 438-449.
- [8] Stoker D, Falkner A J, Murray K M, et al. Decomposition of terrestrial resource subsidies in headwater streams: does consumer diversity matter? [J]. *Ecosphere*, 2017, 8(6): e01868.
- [9] Woodward G, Gessner M O, Giller P S, et al. Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning[J]. *Science*, 2012, 336(6087): 1438-1440.
- [10] Corstanje R, Reddy K R, Portier K M. *Typha latifolia* and *Cladium jamaicense* litter decay in response to exogenous nutrient enrichment[J]. *Aquatic Botany*, 2006, 84(1): 70-78.
- [11] Davis III S E, Coronado-Molina C, Childers D L, et al. Temporally dependent C, N, and P dynamics associated with the decay of *Rhizophora mangle* L. leaf litter in oligotrophic mangrove wetlands of the Southern Everglades[J]. *Aquatic Botany*, 2003, 75(3): 199-215.
- [12] Zhang Y, Dong S K, Gao Q Z, et al. Climate change and human activities altered the diversity and composition of soil microbial community in alpine grasslands of the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 562: 353-363.
- [13] 蔡晓明. 生态系统生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2000: 223-224.
- [14] 孙志高, 刘景双, 于君宝, 等. 模拟湿地水分变化对小叶章枯落物分解及氮动态的影响[J]. *环境科学*, 2008, 29(8): 2081-2093.
- [15] Debusk W F, Reddy K R. Litter decomposition and nutrient dynamics in a phosphorus enriched Everglades marsh[J]. *Biogeochemistry*, 2005, 75(2): 217-240.
- [16] 喜文娟. 不同溶氧条件下大藻腐解过程的水质效应[D]. 南京: 南京大学, 2017.
- [17] 易文利. 有机质对磷素在沉积物-水-沉水植物间迁移转化的影响[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2008.
- [18] Rothman D H, Forney D C. Physical model for the decay and preservation of marine organic carbon[J]. *Science*, 2007, 316(5829): 1325-1328.
- [19] Hoehler T M. Biological energy requirements as quantitative boundary conditions for life in the subsurface[J]. *Geobiology*, 2004, 2(4): 205-215.
- [20] Olson J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems[J]. *Ecology*, 1963, 44(2): 322-331.
- [21] Regnier P, Dale A W, Arndt S, et al. Quantitative analysis of anaerobic oxidation of methane (AOM) in marine sediments: a modeling perspective[J]. *Earth-Science Reviews*, 2011, 106(1/2): 105-130.
- [22] Middelburg J J. A simple rate model for organic matter decomposition in marine sediments[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1989, 53(7): 1577-1581.
- [23] Janssen B H. A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter[M]//Tinsley J, Darbyshire J F. *Biological Processes and Soil Fertility*. Dordrecht: Springer, 1984: 297-304.
- [24] LaRowe D E, Van Cappellen P. Degradation of natural organic matter: a thermodynamic analysis[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2011, 75(8): 2030-2042.
- [25] Arndt S, Jørgensen B B, LaRowe D E, et al. Quantifying the degradation of organic matter in marine sediments: a review and synthesis[J]. *Earth-Science Reviews*, 2013, 123: 53-86.
- [26] 梁洁, 侯居峙, 李栋, 等. 沉积色素定量重建湖泊系统变化研究进展[J]. *第四纪研究*, 2016, 36(3): 630-645.
- [27] 徐思南, 吴自军, 张喜林, 等. 海洋沉积物碳循环过程数值模型的研究进展[J/OL]. *地球科学*: 1-23[2023-04-24]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/42.1874.P.20220822.1548.004.html>.
- [28] 蒋宇轩. 利用降解模型对东海沉积物中硅藻和甲藻生物标志物变化初步探讨[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2014.
- [29] 王妃. 东海和黄海硅藻、颗粒物及沉积物中的甾醇类生物标志物比较研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2012.

- [30] 王敬富, 陈敬安, 杨永琼, 等. 红枫湖季节性热分层消亡期水体的理化特征[J]. 环境科学研究, 2012, 25(8): 845–851.
- [31] 于佳. 湖库有机质降解过程中碳和磷释放行为差异及机制研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2021.
- [32] 曾凌云. 基于 RUSLE 模型的喀斯特地区土壤侵蚀研究——以贵州红枫湖流域为例[D]. 北京: 北京大学, 2008.
- [33] 吕思思, 苏维词, 赵卫权, 等. 山水林田湖生命共同体健康评价——以红枫湖区域为例[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(8): 1987–1997.
- [34] 贵州省林业厅. 贵州省林业厅发布 2017 年度森林覆盖率[EB/OL]. <http://www.forestry.gov.cn/main/447/20180917/152547940267487.html>, 2018-09-17.
- [35] 黎杨, 陈忠婷, 夏品华, 等. 红枫湖水库消落带植物物种组成及群落物种多样性研究[J]. 信阳师范学院学报(自然科学版), 2017, 30(02): 244–250.
- [36] 张友元, 蒋玉才, 周健, 等. 贵阳市红枫湖库区植被群落结构特征分析[J]. 安徽农业科学, 2019, 47(13): 114–119, 145.
- [37] 王艳艳. 风眼莲和甘蔗渣三素构成对其酶解产糖影响的模拟与实证研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2014.
- [38] Westrich J T, Berner R A. The role of sedimentary organic matter in bacterial sulfate reduction; the G model tested I[J]. *Limnology and Oceanography*, 1984, 29(2): 236–249.
- [39] Hartnett H E, Keil R G, Hedges J I, et al. Influence of oxygen exposure time on organic carbon preservation in continental margin sediments[J]. *Nature*, 1998, 391(6667): 572–575.
- [40] Jin Q S, Bethke C M. Cellular energy conservation and the rate of microbial sulfate reduction[J]. *Geology*, 2009, 37(11): 1027–1030.
- [41] Yeo J Y, Chin B L F, Tan J K, et al. Comparative studies on the pyrolysis of cellulose, hemicellulose, and lignin based on combined kinetics [J]. *Journal of the Energy Institute*, 2019, 92(1): 27–37.
- [42] Zhou J, Leavitt P R, Zhang Y B, et al. Anthropogenic eutrophication of shallow lakes: is it occasional? [J]. *Water Research*, 2022, 221: 118728.

Degradation of Organic Matter from Terrestrial Plants in Hongfeng Lake Basin under Different Redox Conditions

YIN Chao¹, RAN Guangrong^{1,2}, SHI Lin¹, YU Jia^{1,3}, CEN Moshan^{1,2},
CHEN Jingan¹, ZENG Yan¹

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, College of Resources and Environment, Beijing 100049, China; 3. Guizhou University, New Rural Development Research Institute of Guizhou University, Guiyang 550001, China)

Abstract: Degradation of organic matter in plant residues is a major process of nutrient cycling in ecosystems. In this study, terrestrial plants in the Hongfeng Lake basin were selected to conduct one-year simulation experiments of organic matter degradation under different redox conditions. The Power model was used to characterize the degradation of organic matter and reveal the main factors affecting the degradation of organic matter in plant residues. Generally, the proportion of residual biomass from decomposed C3 plants in anoxic and oxic conditions differed very little, ranging respectively from 64% to 77.3% and 59.5% to 76.8%. The proportion of residual biomass from decomposed C4 plants ranged from 42.6% to 57.4% and 31.2% to 43.5%, showing a higher degree of degradation under oxic conditions than under anoxic conditions. The higher degradation degree and rate of C4 than C3 plant residues mainly reflected that C4 plants had higher hemicellulose, cellulose and lower lignin contents. The composition and structure of organic matter in plant residues had significant effects on the degradation rate, among which the hemicellulose content had the most remarkable impact. The higher the hemicellulose content was, the greater the plant degradation rate constant. The degradation rate constants of C3 plant residues differed considerably, showing a pattern of Masson pine>Chinese parasol>rice under different redox conditions. The degradation rates of C4 plant residues varied significantly with orders of corn>Bermudagrass>thatch under anoxic conditions and corn>thatch>Bermudagrass under oxic conditions.

Key words: terrestrial plants; anoxic environment; oxygen-rich environment; degradation rate