谭 羽,牟兆斌,杨 帆,等.土壤生物源挥发性有机化合物(BVOCs)研究进展 [J]. 中国环境科学, 2026,46(2):858-867.
Tan Y, Mu Z B, Yang F, et al. Research advances on biogenic volatile organic compounds (BVOCs) in soil [J]. China Environmental Science, 2026,46(2):858-867.

土壤生物源挥发性有机化合物(BVOCs)研究进展

谭 羽[1,2],牟兆斌[3,4],杨 帆[5],杨开军[6,7*] (1.广西壮族自治区中国科学院广西植物研究所,广西喀斯特植物保育与恢复生态学重点实验室,广西 桂林 541006；2.国家林业和草原局,广西桂林城市生态系统国家观测研究站,广西 桂林 541006；3.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,新疆 乌鲁木齐 830011；4.新疆策勒荒漠草地生态系统国家野外科学观测研究站,新疆 策勒 848300；5.凯里学院旅游学院,贵州 凯里 556011；6.中国科学院华南植物园广东省应用植物学重点实验室,广东 广州 510650；7.广东省陆地-海洋生态系统碳中和科学数据中心,广东 广州 510650)

摘要：生物源挥发性有机化合物(BVOCs)是陆地生态系统与大气环境物质交换和信息传递的重要组分,在生物地球化学循环、气候变化及生态系统功能中扮演着重要角色.土壤生态系统既是大气BVOCs的重要来源,也是其不可忽视的潜在的汇.系统梳理了土壤BVOCs的研究进展,重点阐述了土壤中 BVOCs 的主要来源(土壤有机质、凋落物分解、植物根系和微生物代谢)和土壤汇途径(大气干湿沉降、物理吸附溶解和微生物降解).总结了土壤BVOCs通量的季节性变化和不同生态系统间的差异,并探讨了在全球气候变化背景下(增温、干旱、氮沉降),土壤BVOCs源汇平衡的潜在响应机制.最后,梳理了当前研究的不足,并提出了未来重点研究方向,旨在为全面理解 BVOCs 在土壤生物地球化学循环过程中的作用提供新视角.

关键词：生物源挥发性有机物；源汇平衡；全球变化；土壤生态系统；土壤生物地球化学循环
中图分类号：X142 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)02-0858-10

Research advances on biogenic volatile organic compounds (BVOCs) in soil. TAN Yu[1,2], MU Zhao-Bin[3,4], YANG Fan[5], YANG Kai-Jun[6,7*] (1.Guangxi Key Laboratory of Plant Conservation and Restoration Ecology in Karst Terrain, Guangxi Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Guilin 541006, China；2.Guangxi Guilin Urban Ecosystem National Observation and Research Station, National Forestry and Grassland Administration, Guilin 541006, China；3.State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, China；4.Cele National Station of Observation and Research for Desert-Grassland Ecosystems, Cele 848300, China；5.College of Tourism, Kaili University, Kaili 556011, China；6.Guangdong Provincial Key Laboratory of Applied Botany, South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China；7.Guangdong Province Data Center of Terrestrial and Marine Ecosystems Carbon Cycle, Guangzhou 510650, China). *China Environmental Science*, 2026,46(2)：858~867

Abstract：Biogenic volatile organic compounds (BVOCs) are critical components linking terrestrial ecosystems with the atmospheric environment for gas exchange and information transfer, and they have played essential roles in biogeochemical cycles, climate change, and ecosystem functioning. Soil ecosystems serve as both significant sources and indispensable potential sinks for atmospheric BVOCs. In this review, the progress in soil BVOCs research was systematically synthesized. Their main sources in soil (soil organic matter, litter decomposition, plant roots, and microbial metabolism) and soil sink pathways (atmospheric dry and wet deposition, physical adsorption and dissolution, and microbial degradation) were highlighted. Furthermore, the seasonal variations and ecosystem-specific differences in soil BVOCs flux were summarized, and the potential mechanisms of soil BVOCs source-sink dynamics in the context of global climate change (warming, drought, and nitrogen deposition) were explored. Finally, current research gaps were elucidated, and future key research directions were proposed, aiming to provide new insights for a comprehensive understanding of the role of BVOCs in soil biogeochemical cycling processes.

Key words：biogenic volatile organic compounds (BVOCs)；source-sink balance；global change；terrestrial ecosystem；soil biogeochemical cycle

---

收稿日期：2025-06-23
基金项目：广西喀斯特植物保育与恢复生态学重点实验室资助(22-035-26);广西植物研究所基本科研业务费(桂植业 202406);中国博士后科学基金面上资助项目(2024M753272);国家资助博士后研究人员计划项目(GZC20241752);中国博士后特别资助(2025T180758)
* 责任作者, 助理研究员, yangkaijun222@gmail.com

土壤生物源挥发性有机化合物(BVOCs)是陆地生态系统与大气圈进行物质交换和信息传递的重要组分,在生物地球化学循环、气候动态及生态系统功能中发挥调控作用[1].近几十年来,土壤 BVOCs 研究经历了从简单监测到系统性认识的发展,从挥发性组分鉴定向土壤-植被-大气复杂性系统及其对全球变化响应的扩展[2-3].

早期 BVOCs 的研究关注其对环境产生的大气化学效应,重点关注于陆地植被排放,因为 BVOCs 是影响臭氧生成和二次有机气溶胶(SOA)形成的重要前体物质[4-6].最新 Science 也指出植树造林产生的气候效应(CO_2封存)由于地上植物 BVOCs 的排放增加,会提高大气中 SOA 形成速率和温室气体浓度,导致气候效应减弱[7].因此,抑制大气 BVOCs 浓度升高成为一个潜在科学问题.尽管土壤也是大气 BVOCs 的来源之一[1].但近期研究表明,土壤对 BVOCs 具有普遍的吸收(汇)功能,这是由于土壤物理化学反应和微生物作用被证实能够降低 VOC 浓度,对生态系统 BVOCs 循环至关重要[7-9].然而,气候变化显著影响了陆地生态系统 BVOCs 循环.如增温和干旱可促进地上植被 BVOCs 排放,由此引发的气候反馈机制已成为重要的科学问题[8,10-11].因此,在全球变化背景下,深入探究土壤 BVOCs 的产生与转化机制已成为当前领域的前沿课题之一[12].此外,在土地利用变化及氮沉降等全球变化因子胁迫下,土壤 BVOCs 的响应规律已成为当前领域研究亟待深化的重要方向[13-14].

综上,土壤 BVOCs 研究历程已从早期的通量观测,发展到生态系统水平的系统性研究.尽管土壤 BVOCs 研究取得了显著进展,但对于不同生态系统背景下土壤 BVOCs 源汇过程的驱动机制、关键微生物功能群的贡献以及其在地球系统模型中的准确参数化等诸多科学问题仍未得到解决和关注.因此,本文旨在系统梳理土壤 BVOCs 的研究进展,重点阐述其源汇特征、环境调控机制及其对全球变化因子的潜在响应,并展望未来研究方向,以期为全面理解土壤 BVOCs 的生态功能和环境效应提供理论参考.

1　土壤中 BVOCs 来源

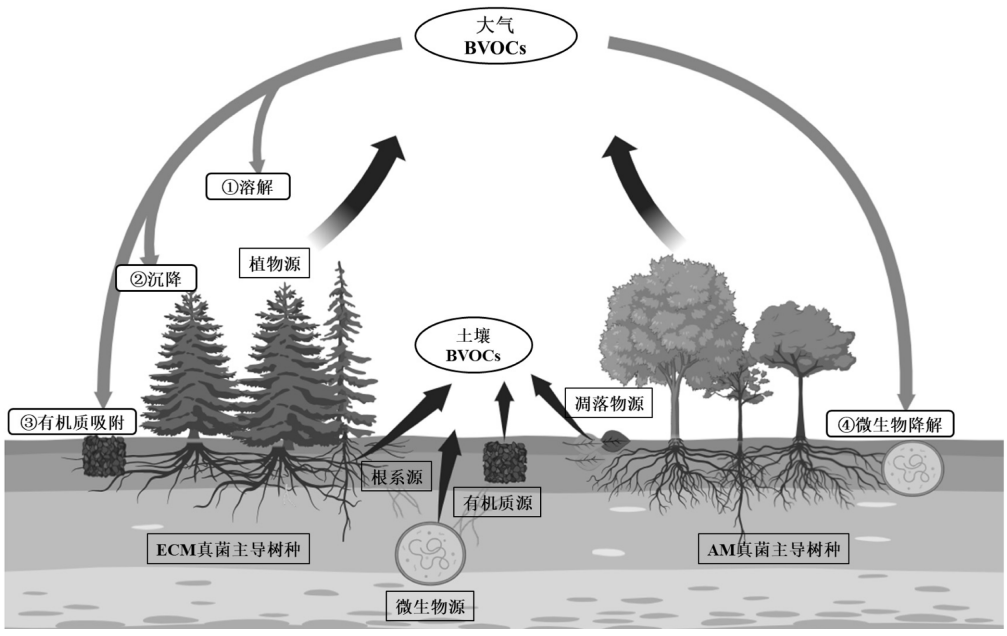


图 1　BVOCs 在大气和土壤生态系统间循环的主要流程示意

Fig.1　Schematic of the main flows and processes that determine levels of biogenetic volatile organic compounds (BVOCs) between the atmosphere and the soil ecosystem

土壤是一个复杂的生态系统,其生物和非生物过程使土壤中不同 BVOCs 源释放种类各异的挥发组分,这些组分参与土壤生物地球化学循环过程[1,8,14].土壤 BVOCs 源主要包括有机质源(有机质分解和形成等)、凋落物源(凋落物分解释放等)、植物根系源(根系新陈代谢等)和微生物源(微生物代

谢和活动等)(图 1).但这些源释放的 BVOCs 在进入大气圈前可能被土壤层物理化学吸附或微生物利用,因此并非全部参与大气循环[8].

1.1 土壤有机质源

土壤有机质(SOM)是由植物和动物残体、微生物生物量及其在分解过程中产生的各种有机物质组成的复杂混合物.尽管其 BVOCs 排放速率显著低于凋落物[15],但由于其储量巨大且持续存在,因此在大尺度上仍是不可忽视的背景源.

SOM 的 BVOCs 排放量与土壤有机碳(SOC)总量和微生物活性密切相关(图 2),其释放机制主要由微生物驱动[10].微生物参与的 SOM 分解释放的 VOCs 是新陈代谢活动的直接产物,可分为初级代谢产物和次级代谢产物.初级代谢产物过程中,微生物在分解有机质以获取碳源和能量时,会释放大量的最终和中间产物.而次级代谢过程中,部分 VOCs 作为次级代谢物被排放,这些物质的产生可能与微生物的生长阶段或环境适应策略有关[12].

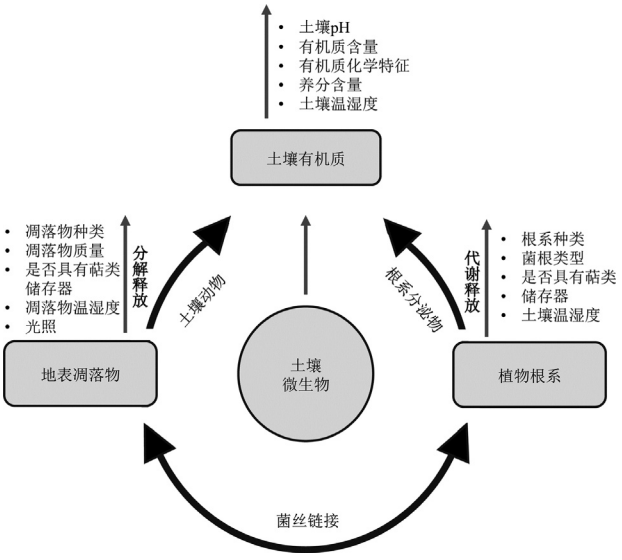


图 2 土壤中 BVOCs 主要来源间的联系及主要影响因子

Fig.2 Interrelationships among primary BVOC sources in soil and their key influencing factors

SOM 分解过程中所释放的 BVOCs 与土壤 CO_2 相伴发生.微生物通过发酵和分解等代谢过程,将 SOM 中的复杂组分转化为 BVOCs(表 1),如异戊二烯和萜烯等[16].其次,由于 SOM 的化学组成复杂,包含如新鲜凋落物、半分解残体和稳定腐殖质.这种底物多样化为不同功能的微生物提供了生存环境,从而提高了 BVOCs 排放的多样性[12-13].最后,土壤理化性质也显著影响土壤有机质源 BVOCs 排放特征,如土壤矿物与有机质的相互作用是一个核心的物理化学调控机制.有机化合物与土壤矿物表面的结合会使其更加稳定,从而影响其被微生物分解的速率,进而改变 BVOCs 的生产和释放通量[14].

温度和湿度是影响 SOM 分解和微生物代谢活性的主要环境因子.通常温度升高会促进 BVOCs 的排放,但这种效应会受到土壤含水量的调节,过高或过低的含水量都可能抑制微生物活动,从而影响排放.如室内培养研究表明,随着温度的升高,土壤 BVOCs 的排放速率呈增加趋势,但这种增加效应受土壤湿度调节,即土壤含水量增加能够抑制温度对土壤 BVOCs 的促进作用[16].Kramshøj 等[17]在不同温度(10ºC 和 20ºC)和水分条件(排水和非排水)下培养永久冻土显示,20ºC 下排水土壤 BVOCs 释放高于不排水土壤.这些结果证实了土壤水分状况调控温度对土壤 BVOCs 排放的促进效果.

表 1 不同土壤源 BVOCs 的化学分类总结

Table 1 Summary of chemical classification of BVOCs from different soil sources

化学分类	SOM[15–17]	凋落物[15,18–23]	根系[24–32]
酸类	10	4	7
醇类	11	19	27
醛类	4	16	13
烷烃类	49	25	6
烯烃类	11	13	12
苯类	42	46	6
酯类	3	16	5
醚类	0	7	3
呋喃类	4	8	2
酮类	12	13	4
萜烯类	12	106	57
含卤化合物	1	9	1
含氮化合物	6	1	5
含硫化合物	6	6	6

1.2 凋落物分解

在陆地生态系统中,全球干凋落物产量已达到 10×10^{16}g[33],包括落叶、枯枝和花果等,是土壤生态系统中 BVOCs 的一个关键来源,构成了土壤-大气物质交换的重要环节.凋落物对生态系统总 BVOCs 的贡献因环境差异而不同.如在北方森林中约占 1%~2%,占土壤 BVOCs 的 10%~20%;但在温带海岸松森

林的土壤 BVOCs 排放中,其贡献可占到 80%[34].

与有机质类似,新鲜凋落物释放 VOCs 的过程受到生物、化学和物理因素的共同调控,主要包含两个核心机制:即物理化学释放和微生物分解[14,35].物理化学释放过程源于凋落物自身的理化性质.在分解初期,新鲜凋落物部分未完全死亡的细胞会释放大量绿叶挥发物,并随时间动态而减弱[21].此外,凋落物中不稳定的碳组分以及专门储存萜类化合物的器官也会在分解过程中被动释放 VOCs[20,23].而微生物分解是 VOCs 释放的关键生物驱动力[22].凋落物的真菌和细菌在分解有机质的过程中,通过其代谢活动产生并释放大量 BVOCs[21].凋落物的添加还会增加土壤中的溶解性有机碳,从而可能进一步增强土壤微生物活性和 BVOCs 的排放[35].总之,凋落物不同分解阶段由不同的微生物群落主导,从而形成独特的 BVOCs 释放剖面.

凋落物释放的 VOCs 种类繁多,其中以萜类、醇类、醛类、酮类和酯类为主导(表 1).这可能与不同凋落物质量和微生境差异所形成的微生物群落和组成不同有关[20,22-23].已有研究表明微生物源 VOCs 具有强烈的特异性,这表现在每种微生物释放的 VOCs 剖面通常是稳定的,因此具有自己独特的剖面特征,成为潜在区分微生物物种的重要指标[12].土壤微生物是 BVOCs 多样性的重要贡献者.当前 MVOC4.0 数据库收录了上千种微生物及相关的挥发组分[36].此外,微生物释放的 VOCs 还具有物种特异性,具体表现在相同的培养条件下,不同微生物物种产生的 VOCs 在种类和数量上都存在差异.例如,细菌 VOCs 以烯类、醇类、酮类、萜烯类、苯类、吡嗪类、酸类和酯类为主;真菌 VOCs 以醇类、苯类、醛类、烯烃类、酸类、酯类和酮类为主.

甲醇是凋落物分解过程中 BVOC 释放的重要组成部分,室内实验表明其排放量可占总排放量的 90%以上[20].由于凋落物物种和分解质量差异,凋落物 BVOCs 在化学多样性、排放速率和时间动态上均存在明显差异[21].一般而言,高质量凋落物分解速率快,会排放更多样的 BVOCs[15,20].但有些凋落物由于具有专门的储存结构,其 BVOCs 释放不受其凋落物质量影响,仍可释放大量 BVOCs[23].如针叶凋落物因含有专门的萜类储存结构,其释放更高的单帖类物质;而阔叶凋落物则可能释放更丰富的醇类化合物[34].最后,凋落物的 BVOCs 排放具有明显的时间动态,通常在分解初期最高,随着分解时间的延长速率逐渐降低.

目前,凋落物源 BVOCs 的排放特征及其在生态功能的生物化学功能逐渐得到重视[37].研究中常采用凋落物灭菌处理等方法来区分植物自身与微生物的贡献.尽管研究已取得一定进展,但对于多因素调控下凋落物 BVOCs 的释放机制仍缺乏深入理解.如阐明凋落物 VOCs 在生态系统中的具体功能,例如它们对土壤养分循环、微生物组成及大气化学环境的潜在影响等[1,14,37].

1.3　植物根系释放

植物根系在复杂的土壤-植物-大气连续体中扮演着关键角色.植物将近 50%的光合有机物(包括糖类、氨基酸、酚类化合物等)输送至根部,并通过根系分泌物和 BVOCs 释放到周围土壤中,进而调控植物根际环境[28].

根系源 BVOCs 的释放特征受到植物自身、微生物互作和环境因素的共同调控(图 2),产生化学多样性和物种特异性[29,30,38].根系释放的 BVOCs 多为萜类、醇类、酮类和醛类等物质(表 1),其中萜烯类为主要的组分[34].根系 BVOCs 种类和数量因植物物种和环境条件而异,表现出高度的特异性,并与根系的物理结构(如有无萜类储存器、油树脂含量)密切相关.这些化合物在植物抵御病原体和食草动物的防御机制中也发挥重要作用.此外,根系含有萜类储存器或油树脂含量高能释放更多的 BVOCs[25].其次,微生物相互作用也影响根系 BVOCs 的排放.微生物不仅可以直接利用根系分泌物作为底物来生产 BVOCs,还可以修饰由根系直接释放的 BVOCs,从而增加了排放的整体多样性和复杂性.

当前对根系源 BVOCs 的研究日益交叉融合,主要集中于其排放的生物化学途径、生态功能以及与土壤微生物的相互作用.但在研究方法上仍然存在很多挑战,这是因为原位监测根系排放存在技术困难,目前多数研究仍依赖于盆栽或实验室培养.探索将根系分泌物转化为 BVOCs 的生物化学途径将是当前研究的重点之一.某些生态系统(微生物活跃的热带和亚热带森林)中,土壤的 BVOCs 排放通量可与地上植被速率相当.未来全球变暖将可能增加根系源的 BVOCs 排放,但对土壤地下过程影响却尚不

清楚.

近年来的土壤的 BVOCs 研究已从宏观通量观测向微观机制不断深化,更加聚焦于调控土壤 BVOCs 排放的微生物过程,旨在阐明特定微生物在 BVOCs 产生和调控微观生态过程中的具体作用[11].了解不同微生物在特定 VOCs 产生过程中的相互关系,并进一步揭示这些由微生物介导的 VOCs 在生态系统中的功能,将是未来的研究重点.

2 土壤对 BVOCs 汇功能

在全球 BVOCs 循环过程中,对陆地生态系统土壤 BVOCs 汇功能一直缺乏关注[8].最近研究显示,土壤对 BVOCs 消耗量可能大于其生产量,但因生态系统、微生物群落特征和土壤性质等不同而存在差异[9,34].而大气 BVOCs 返回陆地生态系统途经的主要为溶解、沉降、有机质吸收和微生物降解四种方式(图 1).土壤对 BVOC 的吸收功能是多方面的,主要围绕土壤吸收、转化和微生物降解这些化合物的能力.该功能对于维持生态系统中 BVOC 的可用性以及调节其向大气的排放至关重要.

2.1 大气干湿沉降

大气干湿沉降是大气 VOCs 返回陆地生态系统,使土壤具有汇功能的起始过程.这一过程主要通过干沉降和湿沉降两种物理化学途径实现,但目前对其机制和全球通量仅有初步认识.干沉降是气态 VOCs 不依赖于降水,直接通过分子扩散和重力沉降等方式沉积在植被表层或土壤表面的过程.研究表明,干沉降的沉降速率主要受到地上植被的类型、大气 VOCs 浓度以及光照条件等的显著影响.相比之下,湿沉降主要是亲水性较强的 VOCs(如甲醛和乙二醛)溶解在雨、雪等大气降水中,并随之降落到陆地地表的物理过程.这一途径的效率主要取决于大气水分的理化性质以及周围环境的温度.

干湿沉降是全球 BVOCs 循环中一个不可忽视的重要环节.研究估算每年约有 130~270Tg C 的 VOCs 通过干湿沉降从大气中移除,并沉积到陆地表面,这相当于陆地植被每年 BVOCs 总排放量的 17%~36%[39].该结果明确了大气沉降作为 BVOCs 汇过程的巨大潜力,同时表明对全球碳循环和大气化学重要影响.尽管基本机制和全球通量已有初步估算,但不同生态系统和气候条件下干湿沉降过程的精细化、定量化研究仍是当前及未来的重要研究方向.

2.2 物理吸附和溶解

土壤通过物理吸附和溶解对 VOCs 的捕获是土壤发挥汇功能的重要物理化学途径.这些过程将大气 VOCs 捕获并固定在土壤中,不仅调控 VOCs 在环境中的动态,也将影响空气质量、土壤健康及生态系统功能.

土壤中的黏土矿物和腐殖酸(土壤有机质的主要成分)是天然的、高效的吸附剂.该过程指气态的 BVOCs 分子通过范德华力等较弱的分子间作用力,附着在土壤固相颗粒的表面,而化合物本身不发生显著的化学转化.土壤的吸附容量受其质地和有机质含量的影响.如土壤的比表面积、SOM 的状态和性质,以及土壤团聚体结构等都会影响其吸附能力.例如,在干燥条件下,大团聚体和高 SOC 含量的土壤对某些 BVOCs(如异己烷)的吸附能力更强;粘土的吸附能力远高于砂粒.湿度是一个关键的调控因子.在相对湿度较低时,土壤颗粒表面的吸附位点较少被水分子占据,有利于 VOCs 的结合;相反,在高湿度下,水分子会与 BVOCs 竞争吸附位点,从而阻碍吸附过程,但可以促进 VOCs 的溶解过程.因此,土壤湿度是加速土壤物理吸附到溶解的调控因子,被吸附的或直接与土壤水接触的 BVOCs 分子溶解到土壤水溶液中,这增加了它们的迁移率和生物可利用性.溶解程度受到土壤有机碳含量、土壤 pH 值和温度的调节.此外,BVOCs 的化合物特性也同样影响溶解潜力,极性或水溶性强的 VOCs 易于发生溶解.

土壤通过吸附和溶解作用,可作为天然的缓冲体系,捕获大气中的 VOCs,阻止其参与光化学反应,从而在一定程度上减缓空气污染.其次,该过程是微生物降解的前置步骤,它将气态的 VOCs 转移到土壤固相或液相中,为土壤微生物的后续分解和利用提供了可及的底物.部分 VOCs 可以刺激土壤中的微生物活性,而这些微生物在土壤养分循环(如氮、磷的转化)中扮演着至关重要的角色,进而有益于土壤健康.

2.3 微生物降解

土壤微生物降解 VOCs 主要是出于其新陈代谢的需求,许多 VOCs 可以作为微生物生长所需的有效

碳源和能量来源[19,40].例如,假单胞菌(*Pseudomonas putida*)等微生物展现出强大的代谢多样性,能够降解甲苯等挥发组分,这使其在 VOCs 浓度高的环境中具有生存优势[41].此外,环境中存在的其他化合物也可能通过共代谢(Co-metabolism)等机制影响 BVOCs 的降解,即一种化合物的降解过程能够促进另一种化合物的代谢.微生物的降解作用通过消耗大气中的 BVOCs,使土壤生态系统在全球 BVOCs 循环中扮演着关键的调节角色.在全球 BVOCs 浓度不断升高的背景下,土壤对 VOC 的汇功能对于减缓由高浓度 BVOCs 带来的环境问题(如 SOA 污染)具有重要意义.

BVOCs 的微生物降解是大气 VOCs 进入土壤生态系统中最为复杂的一种途径.大气 VOCs 首先通过物理化学作用,如被土壤有机质吸附或溶解到土壤水中[14],再经过微生物降解(好氧条件和厌氧条件)转化为其他组分[13].其中好氧降解,即在有氧条件下,细菌利用氧气通过一系列酶促反应将 VOCs 转化为毒性较低的物质.而厌氧降解则在无氧条件下,通常发酵或硫酸盐还原等途径,将BVOCs转化为甲烷或其他稳定的中间产物.这些具体的降解途径依赖于 BVOCs 的化学结构、参与降解的微生物群落种类以及环境条件.

参与 VOCs 降解的微生物表现出多种适应性特征.具体包括种类多样性,即许多降解 VOCs 的细菌是革兰氏阴性菌,其中假单胞菌属(*Pseudomonas*)和伯克霍尔德氏菌属(*Burkholderia*)是主要的优势菌属,因为它们具有高度的酶系统多样性和对环境的适应能力[42].此外,针对特定 VOC(如异戊二烯),还识别出了如红球菌属(*Rhodococcus*)、诺卡氏菌属(*Nocardia*)等降解菌属[43-44].其次是特化的酶系统,这些微生物通常拥有特化的酶系统,能够将复杂的芳香族化合物分解为更简单、易于吸收的形式.最后是功能与生态位特异性,某些具有功能特异化的微生物,如嗜甲微生物(Methylotrophs),它们倾向于降解甲醇等小分子 VOCs.这些微生物的群落分布与生态系统类型、土壤 pH、根系及菌根类型均密切相关[45].

VOCs 降解的微生物途径重要性日益凸显,宏基因组学(metagenomics)和转录组学(transcriptomics)等技术成熟为探究不同条件下微生物群落对 VOC 降解潜力提供了便捷.

3　土壤 BVOCs 时空动态变化

长期实验监测发现,地表 BVOCs 季节性变化明显[11].如北方森林地表的 BVOCs 通量发现在春季和秋季最高[46],这是因为在春季雪被的融化增加了土壤适度,同时温度回升提高了土壤和凋落物的分解速率,从而增强了春季土壤 BVOCs 释放.而在秋季,植物物候期促使土壤的凋落物输入量的增加,有利于土壤激发效应促进BVOCs释放.此外,新鲜凋落物初期保持着较高的 BVOCs 释放速率,从而保持着较高的排放速率.夏季和冬季由于土壤受温度和水分限制明显,土壤高温低湿或低温低湿的条件不利于微生物活动、根系呼吸和有机质分解,因而 BVOCs 排放速率也明显降低[11].

当前野外土壤 BVOCs 监测多为短期调查,多关注生长季节,缺少对年际变化的评估[13,17,47].对北方和温带森林的跨季节和年份监测结果表明,不同 BVOCs 组分(异戊二烯、单萜和倍半萜)在释放速率和波动变化上存在明显差异,这主要是因为它们来自不同的土壤源,因此对环境因子(如温度和水分)的响应趋势存在很大差异[2].而对地中海和热带森林的监测研究表明,土壤在季节上呈现出明显的 BVOCs 源汇交替过程,即在夏季倾向于 BVOCs 汇;而春季和秋季则表现为 BVOCs 源[11].由此可见,不同生态系统土壤 BVOCs 排放特征存在巨大差异,确保长期测量是揭示土壤 BVOCs 变化的必要过程.

土壤 BVOCs 已在大多数生态系统开展量化研究,包括北方苔原、北方森、温带森林、地中海森林、亚高山森和亚热带和热带森.此外,对农田和湿地土壤 BVOCs 也开展了一定的研究工作.Yang 等[34]对不同生态系统土壤 BVOCs 交换速率进行了详细整理和归纳,这些结果表明不同生态系统土壤 BVOCs 受生长季节长度、土壤深度、微生物群落、土壤性质、以及养分有效性的显著影响.如北方和亚热带森林土壤以单萜烯为主,而热带森林土壤以倍半萜为主.农田、地中海森林和北方苔原地区土壤则以非萜烯类(如甲醇)为主,萜烯类排放较少.

4　土壤 BVOCs 对气候变化的潜在响应

4.1　增温

在全球变暖的背景下,增温通过直接和间接的生

物地球化学作用,影响土壤 BVOCs 的释放特征[2].这种影响并非简单的线性关系,而是表现出高度的复杂性和条件依赖性,并由植物生理、微生物动态、土壤酶活性及与其他环境因子的交互作用共同决定[8].

增温加速植物的生物化学过程,促进植物地上部分 BVOCs 释放,有利于大气 BVOCs 向土壤层扩散[2].在亚北极等生态系统中,温度升高改变了生态系统的群落组合和结构,能直接提高苔原植被中异戊二烯和单萜等化合物的生物合成速率[17].整合分析也表明,增温能够导致 BVOCs 的排放组分发生显著变化,这主要是由于温度对植物生理和生长的直接影响,进而调节了生物量和净生态系统生产率[5].

从微观机制来看,增温会改变土壤微生物的群落结构,影响养分有效性和微生物生物量,进而调控与BVOCs生成相关的代谢过程.如增温会加速土壤微生物的新陈代谢和有机质分解速率,导致 BVOCs 的释放可能出现激增现象[2,17].其次,增温可能通过影响土壤酶活性来调控 BVOCs 的排放[48].土壤酶是驱动有机质分解和养分循环的核心,其功能、效率和稳定性均受温度影响.虽然短期或季节性增温通常会增强酶活性,但其响应会因土壤水分和养分平衡等环境因素而异且有复杂的时间动态性[49].在持续变暖的背景下,微生物群落可能会逐渐适应高温,微生物群落对高温的适应可以降低酶的效率,从而可能在长期尺度上稳定甚至减少 BVOCs 的排放,这与短期的促进效应形成对比,这种适应特征也表征在土壤 CO_2 排放上[2].变暖效应的季节性显著影响微生物群落结构和酶活性,从而直接影响 BVOCs 排放.在适宜的季节,温度升高可能促进微生物活动并加快有机物分解速率,导致BVOCs释放激增.最近的研究开始探索气候变暖以及氮和水资源可用性的变化如何影响酶动力学,进而影响土壤碳循环和 BVOCs 排放.

地上部分(植物生长和群落变化)与地下部分(微生物活动)之间的相互作用会形成一个正反馈回路,在持续变暖的条件下可能进一步放大 BVOCs 释放.总之,气候变暖通过直接促进植物和微生物的生物合成与代谢、间接改变生态系统(植被与微生物群落)的结构,以及调控土壤酶的活性等多种机制,显著影响土壤 BVOCs 的释放特征.

4.2 干旱

干旱对土壤生态系统的影响复杂而深远,直接塑造了土壤BVOCs的通量特征.核心在于,干旱导致土壤水分急剧下降,从而抑制了微生物的生理活性和生长.水分匮乏直接限制了微生物代谢速率,并降低了有机物分解的关键土壤酶活性.这种微生物活动的普遍降低,意味着有机物被分解成 BVOCs 的效率和总量均可能减少,从而减弱土壤 BVOCs 总通量[3,10].此外,水资源匮乏还直接影响微生物获取和代谢有机底物的可用性,导致未分解植物物质积累,进一步限制土壤 BVOCs 的产生.

干旱对土壤 BVOCs 通量的影响并非仅限于微生物活性的直接抑制,它还通过植物生理响应和微生物群落结构的改变发挥作用.干旱胁迫引起植物气孔导度降低和光合速率下降,直接抑制了异戊二烯和单萜等植物源 BVOCs 的排放,因为这些排放与植物代谢过程密切相关[5].此外,干旱条件诱导土壤微生物群落的结构组成发生转变,优势类群的变化影响了有机物分解的效率和所产生的 BVOCs 类型,因为不同微生物群落具有不同的底物降解能力和挥发性化合物产生潜力[10,49].这种群落适应性调整,最终改变了土壤 BVOCs 的整体产生模式.

最后,多种环境因素与干旱相互作用,共同决定了土壤 BVOCs 通量.虽然干旱后补水阶段可能因微生物活性暂时增强而导致 BVOCs 排放激增,但这种爆发往往是短暂的[17].同时,干旱引起的养分限制会加剧植物和土壤微生物的压力,可能导致土壤排放 BVOCs 排放进一步降低,甚至土壤转变为 BVOCs 汇功能[11,45].干旱还可能增加土壤有机碳储量对微生物呼吸和淋溶过程的脆弱性,改变 BVOCs 排放条件.总体而言,干旱通过微生物活性降低、植物生理响应变化、微生物群落组成转变以及养分动态变化等多重机制[50],导致土壤排放 BVOCs 的能力变化,这对于预测气候变化背景下土壤生态系统及其对大气化学的贡献至关重要.

4.3 大气氮沉降

大气氮沉降对土壤生态系统产生深远影响,氮素富集首先通过缓解植物生长限制,尤其是在缺氮土壤中,从而增加植物生物量和BVOCs的生产底物,导致土壤 BVOCs 排放量提高[2,11].树木等植被的生长受到刺激,可增强异戊二烯和单萜等芳香族化合物的生物合成,有利于大气 BVOCs 向土壤表层的移动.然而,过高的氮沉降可能导致养分失衡,甚至引起

植物代谢途径改变,从而可能减少 BVOCs 的产量.

其次,氮沉降通过改变土壤微生物群落的生物量、活性和组成,对 BVOCs 排放产生显著影响.Wang 等[51]Meta 分析强调,N 添加会对细菌和真菌多样性产生负面影响,并降低土壤微生物多样性.而适度氮富集可刺激微生物活性,促进有机质分解,从而可能提高微生物源 BVOCs 的产生.但长期高氮沉降会改变微生物群落组成,可能偏向于分解效率较低的类群,导致微生物呼吸作用降低,减少 BVOCs 排放[52].这种群落结构转变会破坏有机质转化的关键微生物途径,突显了养分循环与微生物活动之间的复杂关系.此外,氮沉降还会影响参与有机质分解的酶活性,并可能改变排放BVOCs的化学成分,这归因于不同营养条件下激活的代谢途径差异[2].

最后,氮沉降与温度、土壤湿度等环境因素的复杂相互作用,共同塑造了土壤 BVOCs 的动态响应.例如,增温结合 N 富集可协同增强微生物过程,导致特定条件下排放增加[2];高湿度也能促进植物和微生物活性,最终提高BVOCs排放[17].相反,在干旱等胁迫条件下,氮的促进作用可能被削弱,导致 BVOCs 排放减少,因为水分缺乏限制了微生物和植物的生理活动.总体而言,氮沉降通过植物生长、微生物群落动态和养分循环之间的复杂相互作用,导致土壤 BVOCs 排放能力的变化.尽管适度氮富集可提高植物生产力并最大化 BVOCs 排放,但过度沉降可能破坏这些过程,使排放量随时间推移而可能减少[52].理解这些复杂的环境相互作用对于预测气候变化背景下陆地生态系统 BVOCs 对大气化学的贡献至关重要.

综上所述,气候变化因子对土壤 BVOCs 源汇平衡的调控是复杂且相互交织的.增温主要通过加速生物过程来强化源功能;干旱主要通过抑制生物活性来削弱源功能,甚至可能逆转为汇;而氮沉降则根据其输入水平,对源汇平衡进行双向调节.未来土壤在全球 BVOCs 循环中扮演的角色,将取决于这些不同驱动因子及其相互作用的综合结果.

5　不足和展望

尽管近年来土壤 BVOCs 在生态系统 VOCs 和碳循环方面的重要性日益凸显,但该领域的研究仍面临诸多不足和挑战.

5.1　微生物相互作用理解局限

虽然微生物在有机物分解和 BVOCs 生成中扮演着至关重要的角色,但现有研究过于简化微生物群落对 BVOCs 排放的影响.如微生物矿化作用是乙醇和甲醇等常见 BVOCs 在土壤中的重要降解途径[40],但对于特定微生物类群在不同环境条件(如氮沉降)下如何相互作用、其群落变化如何驱动土壤 BVOCs 通量,仍缺乏机理研究.土壤作为 BVOCs 汇的潜力远未被充分认识.这凸显了未来研究亟需利用先进的分子技术(如宏基因组学、宏转录组学)深入分析微生物群落的组成、活性及其功能性状,以精确确定群落组成和功能潜力的变化如何影响土壤 BVOCs 的产生、消耗和转化过程.

5.2　时间和空间尺度上研究不足

现有的多数土壤 BVOCs 研究侧重于短期实验或局限于单点测量,极大地限制了评估土壤 BVOCs 的排放时间动态和空间变异性.例如,土壤BVOCs的排放会受到季节性波动、昼夜变化模式以及不同气候条件下长期趋势的影响,而这些复杂的动态过程仍未得到充分研究.此外,采用静态箱等传统采样方式可能无法充分捕捉土壤微环境相互作用的复杂性以及影响 BVOCs 排放的多重驱动因子.尽管已有研究关注根系释放的 VOCs 及其生态作用,但在理解由这些挥发物介导的复杂地下植物-植物相互作用方面仍存在大量不足.因此,未来研究应扩展至更长的时间尺度和更广泛的地理尺度,以更好的解析土壤基质和微生物对生态系统 BVOCs 通量的相对贡献,准确捕捉土壤 BVOCs 排放的动态变化.

5.3　多生态系统与环境条件下扩展研究

未来研究需扩展和梳理不同生态系统(如草地和农田)和不同环境条件(如养分有效性)下的土壤BVOCs排放特征.这有助于建立更广泛的排放模型,揭示影响土壤 BVOCs 通量的普适性规律和特异性驱动因素,并为 MEGAN 预测模型提供关键土壤参数.

5.4　与气候变化相互作用研究不足

目前,对土壤 BVOCs 与气候变化相互作用的理解尚存在显著差距.虽然一些研究已探讨了如增温与土壤 BVOCs 之间的关系,但在温度、湿度、CO_2 浓度升高和氮富集等多种气候变量的综合影响方面仍缺乏系统性研究.未来的研究方向应侧重于设计和实施模拟未来气候情景的多因素试验,以更全面地理解这些复杂的交互作用如何影响 BVOCs 排放及其对气

候系统的潜在反馈.这包括量化气候变化对 BVOCs 产生机制(如通过调节酶活性和代谢途径)的影响,以及 BVOCs 作为气候调节因子所发挥的贡献.

5.5 BVOCs 源汇机制见解尚需深化

尽管已经明确土壤中存在不同 BVOCs 来源,但它们的生化和生理机制还尚缺乏研究.具体而言,代谢途径在不同环境胁迫下如何受到调节 BVOCs 产生仍未得到充分探索.未来的研究应包括对参与特定 BVOCs 合成的酶促途径的详细探究,以及这些途径如何受到土壤养分有效性、水分利用效率以及微生物共生相互作用(如菌根共生)的调控.同时,通过实时在线分析技术(如 PTR-ToF-MS)和实验设计(如多因子控制实验)的不断优化,可以更准确和系统的回答土壤 BVOCs 源汇格局如何响应环境变化和复杂的生物相互作用.

通过跨学科合作,聚焦土壤 BVOCs 产生与周转的生物地球化学机制、其与微生物和生态系统的相互作用,以及其在全球变化背景下的响应特征,将增强对土壤 BVOCs 动态的认识.

参考文献:

[1] Peñuelas J, Asensio D, Tholl D, et al. Biogenic volatile emissions from the soil [J]. Plant, Cell & Environment, 2014,37(8):1866-1891.

[2] Romero-Olivares A L, Davie-Martin C L, Kramshøj M, et al. Soil volatile organic compound emissions in response to soil warming and nitrogen deposition [J]. Elementa: Science of the Anthropocene, 2022, 10(1):00065.

[3] Pugliese G, Ingrisch J, Meredith L K, et al. Effects of drought and recovery on soil volatile organic compound fluxes in an experimental rainforest [J]. Nature Communications, 2023,14(1):5064.

[4] 赵 静,白郁华,王志辉,等.我国植物 VOCs 排放速率的研究 [J]. 中国环境科学, 2004,24(6):654–657.
Zhao J, Bai Y H, Wang Z H, et al. Studies on the emission rates of plants VOCs in China [J]. China Environmental Science, 2004,24(6): 654–657.

[5] Feng Z Z, Yuan X Y, Fares S, et al. Isoprene is more affected by climate drivers than monoterpenes: A meta-analytic review on plant isoprenoid emissions [J]. Plant, Cell & Environment, 2019,42(6):1939–1949.

[6] 张渊钰,王新明,刘晓玲,等.新疆独山子区 VOCs 组成及其对 O_3 和 SOA 的贡献 [J]. 中国环境科学, 2020,40(5):1915–1923.
Zhang Y Y, Wang X M, Liu X L, et al. Volatile organic compounds (VOCs) in Dushanzi, Xinjiang: Compositions and contributions to the formation of O_3 and SOA [J]. China Environmental Science, 2020, 40(5):1915–1923.

[7] Weber J, King J A, Abraham N L, et al. American Association for the Advancement of Science, 2024. Chemistry–albedo feedbacks offset up to a third of forestation's CO_2 removal benefits [J]. Science, 2024, 383(6685):860–864.

[8] Rinnan R, Christian N. A. Soil uptake of volatile organic compounds: ubiquitous and underestimated? [J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2020,125(6):e2020JG005773.

[9] Jiao Y, Kramshøj M, Davie-Martin C L, et al. Soil uptake of VOCs exceeds production when VOCs are readily available [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2023,185:109153.

[10] Linnea K. H, Giovanni P, Johannes I, et al. Drought re-routes soil microbial carbon metabolism towards emission of volatile metabolites in an artificial tropical rainforest [J]. Nature Microbiology, 2023,8(8): 1480–1494.

[11] Yang K J, Llusià J, Preece C, et al. Impacts of seasonality, drought, nitrogen fertilization, and litter on soil fluxes of biogenic volatile organic compounds in a Mediterranean forest [J]. Science of the Total Environment, 2024,906:167354.

[12] Meredith L K, Tfaily M M. Capturing the microbial volatilome: an oft overlooked "ome" [J]. Trends in Microbiology, 2022,30(7):622–631.

[13] Bourtsoukidis E, Behrendt T, Yañez-Serrano A M, et al. Strong sesquiterpene emissions from Amazonian soils [J]. Nature Communications, 2018,9(1):2226.

[14] Tang J, Schurgers G, Rinnan R. Process Understanding of Soil BVOC Fluxes in Natural Ecosystems: A Review [J]. Reviews of Geophysics, 2019,57(3):966–986.

[15] Leff J W, Fierer N. Volatile organic compound (VOC) emissions from soil and litter samples [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2008,40(7): 1629–1636.

[16] Raza W, Mei X, Wei Z, et al. Profiling of soil volatile organic compounds after long-term application of inorganic, organic and organic-inorganic mixed fertilizers and their effect on plant growth [J]. Science of the Total Environment, 2017,607–608:326–338.

[17] Kramshøj M, Albers C N, Svendsen S H, et al. Volatile emissions from thawing permafrost soils are influenced by meltwater drainage conditions [J]. Global Change Biology, 2019,25(5):1704–1716.

[18] Mancuso S, Taiti C, Bazihizina N, et al. Soil volatile analysis by proton transfer reaction-time of flight mass spectrometry (PTR-TOF-MS) [J]. Applied Soil Ecology, 2015,86:182–191.

[19] Ramirez K S, Lauber C L, Fierer N. Microbial consumption and production of volatile organic compounds at the soil-litter interface [J]. Biogeochemistry, 2010,99(1–3):97–107.

[20] Gray C M, Monson R K, Fierer N. Emissions of volatile organic compounds during the decomposition of plant litter [J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2010,115(G3):2010JG001291.

[21] Isidorov V A, Smolewska M, Purzyńska-Pugacewicz A, et al. Chemical composition of volatile and extractive compounds of pine and spruce leaf litter in the initial stages of decomposition [J]. Biogeosciences, 2010,7(9):2785–2794.

[22] Svendsen S H, Priemé A, Voriskova J, et al. Emissions of biogenic volatile organic compounds from arctic shrub litter are coupled with changes in the bacterial community composition [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2018,120:80–90.

[23] Viros J, Catherine F, Henri W C L, et al. Litter of mediterranean species as a source of volatile organic compounds [J]. Atmospheric Environment, 2020,242:117815.

[24] Lin C, Owen S, Penuelas J. Volatile organic compounds in the roots and rhizosphere of Pinus spp. [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2007, 39(4):951–960.

[25] Tsuruta J, Okumura M, Makita N, et al. A comparison of the biogenic volatile organic compound emissions from the fine roots of 15tree species in Japan and Taiwan [J]. Journal of Forest Research, 2018, 23(4):242–251.

[26] Steeghs M, Bais H P, De Gouw J, et al. Proton-transfer-reaction mass spectrometry as a new tool for real time analysis of root-secreted volatile organic compounds in arabidopsis [J]. Plant Physiology, 2004, 135(1):47–58.

[27] Jassbi A R, Zamanizadehnajari S, Baldwin I T. Phytotoxic volatiles in the roots and shoots of artemisia tridentata as detected by headspace solid-phase microextraction and gas chromatographic-mass spectrometry analysis [J]. Journal of Chemical Ecology, 2010,36(12):1398–1407.

[28] Gfeller V, Huber M, Förster C, et al. Root volatiles in plant-plant interactions I: High root sesquiterpene release is associated with increased germination and growth of plant neighbours [J]. Plant, Cell & Environment, 2019,42(6):1950–1963.

[29] Gfeller A, Laloux M, Barsics F, et al. Characterization of volatile organic compounds emitted by barley (Hordeum vulgare L.) roots and their attractiveness to wireworms [J]. Journal of Chemical Ecology, 2013,39(8):1129–1139.

[30] Abraham J, Giacomuzzi V, Angeli S. Root damage to apple plants by cockchafer larvae induces a change in volatile signals below- and above-ground [J]. Entomologia Experimentalis et Applicata, 2015,156 (3):279-289.

[31] Tonelli M, Peñaflor M F G V, Leite L G, et al. Attraction of entomopathogenic nematodes to sugarcane root volatiles under herbivory by a sap-sucking insect [J]. Chemoecology, 2016,26(2):59-66.

[32] Gulati S, Ballhausen M B, Kulkarni P, et al. A non-invasive soil-based setup to study tomato root volatiles released by healthy and infected roots [J]. Scientific Reports, 2020,10(1):12704.

[33] Valery A. I, Andrej A. Z. Reviews and syntheses: VOC emissions from soil cover in boreal and temperate natural ecosystems of the Northern Hemisphere [J]. Biogeosciences, 2022,19(19):4715–4746.

[34] Yang K J, Llusià J, Preece C. et al. Exchange of volatile organic compounds between the atmosphere and the soil. Plant and Soil, 2024,501:509–535.

[35] Valery A. I, Jolanta M. Multidisciplinary. Chemical composition of volatile and extractive organic compounds in the inflorescence litter of five species of woody plants [J]. Plants, 2024,13(13):1829.

[36] Kemmler E, Lemfack M C, Goede A, et al. mVOC 4.0: A database of microbial volatiles [J]. Nucleic Acids Research, 2025,53(D1):D1692–D1696.

[37] McBride S G, Choudoir M, Fierer N, et al. Volatile organic compounds from leaf litter decomposition alter soil microbial communities and carbon dynamics [J]. Ecology, 2020,101(10):e03130.

[38] Kulkarni O S, Mazumder M, Kini S, et al. Volatile methyl jasmonate from roots triggers host-beneficial soil microbiome biofilms [J]. Nature Chemical Biology, 2024,20(4):473–483.

[39] Sindelarova K, Granier C, Bouarar I, et al. Global data set of biogenic VOC emissions calculated by the MEGAN model over the last 30years [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2014,14(17):9317–9341.

[40] Pauline C, Mareen M, Ludovic B, et al. Methanol consumption drives the bacterial chloromethane sink in a forest soil [J]. The ISME Journal, 2018,12(11):2681–2693.

[41] Lee S Y, Oh H Y, Kim O B. Isolation and characterization of volatile organic compounds-degrading bacillus strains from loess [J]. Journal of Environmental Protection, 2013,4(4):50–57.

[42] Seybert L, Duplais C. Understanding your biases in collecting organismal VOCs [J]. Journal of Chemical Ecology, 2025,51(2):40.

[43] El Khawand M, Crombie A T, Johnston A, et al. Isolation of isoprene degrading bacteria from soils, development of isoA gene probes and identification of the active isoprene-degrading soil community using DNA-stable isotope probing [J]. Environmental Microbiology, 2016, 18(8):2743–2753.

[44] Ornella C, Lisa G, Dafydd M O E, et al. Diversity of isoprene-degrading bacteria in phyllosphere and soil communities from a high isoprene-emitting environment: a Malaysian oil palm plantation [J]. Microbiome, 2020,8(1):81.

[45] Trowbridge A M, Stoy P C, Phillips R P. Soil Biogenic Volatile Organic Compound Flux in a Mixed Hardwood Forest: Net Uptake at Warmer Temperatures and the Importance of Mycorrhizal Associations [J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2020,125(4): e2019JG005479.

[46] Aaltonen H, Pumpanen J, Pihlatie M, et al. Boreal pine forest floor biogenic volatile organic compound emissions peak in early summer and autumn [J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2011,151(6): 682–691.

[47] Gray C M, Monson R K, Fierer N. Biotic and abiotic controls on biogenic volatile organic compound fluxes from a subalpine forest floor: Controls on BVOC fluxes from forest soil [J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2014,119(4):547–556.

[48] Chen J, Luo Y, García-Palacios P, et al. Differential responses of carbon-degrading enzyme activities to warming: Implications for soil respiration [J]. Global Change Biology, 2018,24(10):4816-4826.

[49] Asensio D, Zuccarini P, Sardans J, et al. Soil biomass-related enzyme activity indicates minimal functional changes after 16years of persistent drought treatment in a Mediterranean holm oak forest [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2024,189:109281.

[50] Preece C, Farre-Armengol G, Peñuelas J. Drought is a stronger driver of soil respiration and microbial communities than nitrogen or phosphorus addition in two Mediterranean tree species [J]. Science of the Total Environment, 2020,735:139554.

[51] Wang C, Liu D, Bai E. Decreasing soil microbial diversity is associated with decreasing microbial biomass under nitrogen addition [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2018,120:126–133.

[52] Mo J M, Zhang W E I, Zhu W, et al. Nitrogen addition reduces soil respiration in a mature tropical forest in southern China [J]. Global Change Biology, 2008,14(2):403–412.

作者简介：谭　羽(1992–),女,重庆武隆人,助理研究员,博士,主要从事凋落物分解和凋落物 BVOCs 介导的土壤地下过程研究.发表论文 10 余篇.tanyu@gxib.cn.