

国家自然科学基金面上项目 (41771548)

山西省重点研发计划 (社会发展领域) 项目 (201803D31024)

矿区土壤微生物生态

Kuangqu Turang Weishengwu Shengtai

李君剑 著



非外借

中国矿业大学出版社

China University of Mining and Technology Press

国家自然科学基金面上项目(41771548)

山西省重点研发计划(社会发展领域)项目(201803D31024)

矿区土壤微生物生态

李君剑 著

中国矿业大学出版社

内 容 提 要

本书从土壤微生物在矿区生态修复过程中起到的重要作用入手,重点介绍了矿区生态修复进程中的土壤微生物生物量、微生物基因和功能多样性、微生物群落组成及其演替的特征和测定方法,并以山西矿区不同植被恢复模式和施肥方式下土壤微生物的丰度、多样性和群落演替特征为实例进行了介绍。

本书可作为矿区生态修复工程人员和学习黄土高原生态修复的本科生、硕士研究生及相关研究者的参考用书。

图书在版编目(CIP)数据

矿区土壤微生物生态 / 李君剑著. — 徐州: 中国

矿业大学出版社, 2019.5

ISBN 978 - 7 - 5646 - 4413 - 0

I. ①矿… II. ①李… III. ①矿区—土壤微生物学—
微生物生态学 IV. ①S154.36

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2019)第 083008 号

书 名 矿区土壤微生物生态

著 者 李君剑

责任编辑 章 毅

出版发行 中国矿业大学出版社有限责任公司

(江苏省徐州市解放南路 邮编 221008)

营销热线 83884103 83885105

出版服务 83995789 83884920

网 址 <http://www.cumtp.com> E-mail: cumtpvip@cumtp.com

印 刷 江苏淮阴新华印务有限公司

开 本 787×1092 1/16 印张 6.75 字数 152 千字

版次印次 2019年5月第1版 2019年5月第1次印刷

定 价 27.00 元

(图书出现印装质量问题,本社负责调换)

前 言

党的十八大报告将生态文明建设列入中国特色社会主义事业“五位一体”的总体布局,提出“建设美丽中国”的要求。十八届三中全会进一步明确了要深化生态文明体制改革,加快建立生态文明制度的基本要求。习近平总书记指出:“我们既要绿水青山,也要金山银山。宁要绿水青山,不要金山银山,而且绿水青山就是金山银山”,“要加大生态系统保护力度。实施重要生态系统保护和修复重大工程,优化生态安全屏障体系,构建生态廊道和生物多样性保护网络,提升生态系统质量和稳定性”。此举充分表明我国已经把生态文明建设放在了突出地位,也意味着我国生态文明水平将会有进一步的提升。

困难立地植被修复是构建生态廊道和生物多样性保护网络中的障碍,针对性地研发困难立地生态修复技术已成为生态系统安全和稳定的前提与依据。山西省困难立地分布广泛,包括:山西省黄土地貌发育成熟,梁、塬、卯广布,侵蚀强烈,地表千沟万壑并且盐碱地分布广泛,盐碱化程度严重,土壤条件不利于植物生长;另外,山西省是我国能源重化工基地,尤其是长时间、大规模、高强度的煤炭开采,带来了植被破坏及生物多样性减少等生态环境问题,加剧了困难立地的分布,对山西省可持续发展构成了极大的威胁。因此,矿区生态修复成为山西省转型和可持续发展的必然之路。

土壤微生物是陆地生态系统的最重要的生命组分,是物质循环与转化、能量流动的过程中最核心的环节。土壤微生物是驱动养分循环的关键因子,且对矿区植被的稳定性和自我更新能力具有重要作用。作者对土壤微生物的基本概念,矿区生态修复进程中微生物群落的功能,植被-土壤养分-微生物间相互作用进行了介绍,并以黄土高原矿

区生态修复进程中,微生物数量、基因和功能多样性、群落结构演替为例进行了详尽的介绍,为山西省及相邻的陕蒙矿区生态修复中植被配置、牧草播种量、施肥模式以及复垦过程中生态管理等方面提供了科学支撑。

感谢国家自然科学基金面上项目“煤矿区修复中外生菌根真菌对土壤碳库的作用机制”(项目批准号:41771548)和山西省重点研发计划(社会发展领域)项目“困难立地外生菌根-植物修复关键技术与应用研究”(项目批准号:201803D31024)对本书出版的大力支持和帮助!

由于作者水平有限,书中难免存在不足之处,敬请批评指正。

作者

2018年12月

目 录

第一章 序言	1
第一节 恢复生态学的基本概念	2
第二节 土壤质量的基本概念	2
第三节 微生物生态学的基本概念	3
参考文献	4
第二章 土壤有机碳氮	5
第一节 土壤有机碳及其影响因子	5
第二节 土壤氮及其影响因子	15
第三节 土壤碳氮测定方法	17
第四节 矿区复垦地土壤理化性质	17
参考文献	26
第三章 土壤微生物量	41
第一节 土壤微生物数量	42
第二节 土壤微生物生物量	50
第三节 土壤微生物丰度	52
参考文献	61
第四章 土壤微生物多样性	64
第一节 变性梯度凝胶电泳	65
第二节 末端限制性片段长度多态性	68
第三节 高通量测序	74
参考文献	77
第五章 土壤微生物群落	80
第一节 垂直分布	81

第二节	海拔梯度分布	82
第三节	不同区域尺度分布	82
第四节	土壤微生物群落测定方法	83
第五节	土壤微生物群落演替和驱动	84
参考文献	90
第六章	土壤微生物功能	94
第一节	土壤酶活性	94
第二节	土壤微生物功能多样性	96
参考文献	100

第一章 序 言

我国 95% 以上的能源、80% 以上的工业原料、70% 以上的农业生产资料都来自矿业。矿产资源的开采利用,在促进我国社会经济快速发展的同时,不可避免地产生了环境污染、生态资源破坏以及地质灾害等生态环境问题。矿区废弃地造成地表裸露、废弃物覆压地表、地表沉陷和相关设备引发的地表破坏,通常还会导致进行修复的胁迫环境;同时,维持生态健康的关键因子包括土层和结构、土壤微生物群落和营养循环都会遭到破坏,从而导致植被和土壤结构破坏;废弃物堆积造成重金属累积、土壤沙化、干旱化、板结化和贫瘠化等负效应(Kundu et al., 1997)。目前,我国因矿产资源过度开发等人为因素造成的废弃土地约 $1.3 \times 10^9 \text{ hm}^2$,其中 80% 以上没有得到恢复利用,矿山生态环境破坏和污染呈严峻的态势(郭利刚等, 2010)。

山西省是我国主要的采煤大省,煤炭分布面积占全省总面积的 36.5%,遍及 85 个县市,现有各类煤矿 7 000 余个,采煤破坏土地总面积为 $1.15 \times 10^5 \text{ hm}^2$,其中采煤塌陷面积为 $1.11 \times 10^5 \text{ hm}^2$,占 96.5%;在采煤塌陷破坏的土地中,耕地面积为 $4.7 \times 10^3 \text{ hm}^2$ 。全省矸石山总面积为 911 hm^2 ,已治理绿化 105 hm^2 ,占 11.5%(不含县市级以下小煤矿),尚未治理的 806 hm^2 ,占 88.5%(张补元, 2009;蔡登谷, 2008)。煤炭是山西省重要的基础能源和原料,在经济中具有重要的战略地位,一次能源结构中,煤炭将长期是山西省的主要能源。为促进山西省煤炭工业持续发展,以保障煤炭开采生态环境恢复治理工作有序进行,建立煤炭开采生态恢复补偿机制,构建煤炭开采环境污染与生态破坏防治机制,加强矿区生态环保能力建设,2007 年开始山西省实施煤炭开采生态环境恢复治理规划。“绿水青山就是金山银山”,在十九大报告中习总书记提出:“要加大生态系统保护力度。实施重要生态系统保护和修复重大工程,优化生态安全屏障体系,构建生态廊道和生物多样性保护网络,提升生态系统质量和稳定性。”因此,有必要对山西省矿区生态修复的理论和应用研究进行总结。

第一节 恢复生态学的基本概念

自 20 世纪 40 年代以来,恢复生态就成为人类所关注的热点问题之一,它与人类社会的持续发展紧密联系在一起。恢复生态学(Restoration Ecology)是在 1985 年由美国学者 Aber 和 Jordan 提出,在 1987 年出版的 *Restoration Ecology, A Synthetic Approach to Ecological Research* 著作中,恢复生态学被初步确定为生态学的一门新的应用性分支。恢复生态学的定义为研究生态系统退化的原因、退化生态系统恢复与重建的技术和方法及其生态学过程和机理的学科。对这一定义的异议较少,但对其内涵和外延有着不同的认识,归纳起来主要有三类观点。

(1) 强调恢复的最终状态。如 Cairns(1995) 认为生态恢复是使受损生态系统的结构和功能恢复到受干扰前状态的过程;Egan(2001) 认为生态恢复是重建某区域历史上有的植物和动物群落,而且保持生态系统和人类的传统文化功能的持续性的过程。

(2) 强调恢复的生态学过程。余作岳等(1996) 提出恢复生态学是研究生态系统退化原因、退化生态系统恢复与重建技术与方法、生态学过程与机理的科学。

(3) 强调恢复的生态整合性生态恢复,是研究生态整合性的恢复和管理过程的科学,生态整合性包括生物多样性、生态过程和结构、区域及历史情况、可持续的社会实践等广泛的范围(Jackson et al., 2000)。

在矿区生态修复中,我们更关注的是矿区生态修复需达到植物生长和土壤微生物代谢间营养循环平衡(Singh et al., 2004; Kavamura et al., 2010),而土壤结构和容重均会直接影响恢复植被群落的稳定性,从而影响上述平衡过程的建立。废弃地恢复的目标是提高堆积废弃物的稳定性、控制污染、改善景观和消除对人类的危害,生态修复方案实施应考虑到土壤结构和肥力、微生物群落、表层土管理以及营养循环。

第二节 土壤质量的基本概念

土壤是陆地生态系统的重要组成部分,是农业生态系统的基础。从生态学的观点看,土壤具有三方面的功能:土壤是食物、纤维和可再生生物能源物质的生产基地;土壤是人类生活环境的过滤器、缓存器和转化器;土壤是人类和多数生物的居所。关于土壤的记录最早见于我国的《尚书·禹贡》和《管子·地员篇》。《尚书·禹贡》根据土色、质地和水文等,将当时的土壤分为黄壤、白壤、赤

埴垆、白坟、黑坟、坟垆、涂泥、海滨广斥及青黎等九类,这是世界上最早的土壤分类记载。《管子·地员篇》将土壤分类更为详细,根据土色、质地、结构、孔隙、结聚、有机质、盐碱性等肥力因素,将土壤分为十八类,每类又分为五级,即所谓“九州之土凡九十物”。

土壤质量的概念是在人口对土地压力增大,人类对土地资源过度开发导致土壤资源的严重退化,并对农业可持续发展造成严重威胁的情况下提出来的。土壤质量的定义为土壤提供食物、纤维、能源等生物物质的肥力质量,土壤保持周边水体和空气洁净的土壤环境质量,土壤容纳消解无机和有机有毒物质、提供生物必需的养分元素、维护人畜健康和确保生态安全的土壤健康质量的综合量度,即土壤质量是土壤肥力质量、土壤环境质量和土壤健康质量的综合量度的概念。

土壤质量研究的核心内容是研究土壤维持生产人类必需食物与纤维等生物物质的数量和质量的能力——土壤肥力质量的演变机制和调控措施;研究土壤对水资源的数量、质量,温室气体排放以及人居环境的影响——土壤环境质量的演变机制和调控手段;研究土壤对有毒物质的消纳净化的能力、人畜健康必需元素的数量、转化和有效性影响机制——土壤健康质量的演变规律等。对矿区生态修复更注重土壤肥力质量和健康质变的演变机制和调控措施。

第三节 微生物生态学的基本概念

人类对微生物的认识和利用最早开始于蘑菇和酒的发酵,真菌可被肉眼发现,因此对于土壤微生物的研究,最早开始于对真菌的认识和研究。列文虎克发明了显微镜后,人们对土壤细菌逐步展开研究,对土壤细菌的研究最早主要集中在氮代谢的微生物,尤其是与豆科共生的固氮菌,在1910年Lohnis首次提出细菌是土壤肥力和降解的主要参与者。随着分子生物学的发展,可大量获取微生物的遗传信息,从而在微生物的数量、种类、群落和功能等方面的研究得到了快速的发展。

微生物生态学是一门研究微生物群体与其周围生物和非生物环境条件间相互作用规律的学科。对微生物的分布规律的研究有利于发掘丰富的菌种资源;对微生物与其他生物间相互关系的研究有助于开发新的微生物肥料、农药和生态制剂,为病虫害防治提供理论依据;对微生物在自然界物质循环作用的研究,可为土壤肥力提高、环境污染治理和生物能源开发等提供科学基础。土壤具备了各种微生物生长发育所需的营养、水分、空气、pH、渗透压和温度等条件,是微生物生活的良好环境,因此土壤是微生物的“天然培养基”和“大本营”,是最丰富

的菌株资源库。1 g 的耕作层土壤各种微生物数量之比大体上有一个 10 倍递减规律:细菌(约 10^8)>放线菌(约 10^7)>霉菌(约 10^6 ,孢子)>酵母菌(约 10^5)>藻类(约 10^4)>原生动物(约 10^3)。土壤微生物几乎直接或间接地参与了所有的土壤过程,是使土壤具有生命力的主要成分,在土壤形成、物质转化与能量传递过程中发挥着重要作用,与土壤肥力和健康质量密切相关,是评价土壤质量的重要指标。

参 考 文 献

CAIRNS J J, 1995. Restoration ecology [J]. ENCYCLOPEDIA OF ENVIRONMENTAL BIOLOGY(3):223-325.

EGAN D, 2001. A New Acid Test for Ecological Restoration [J]. ECOLOGICAL RESTORATION, 19(4):205-206.

JACKSON R B, SCHENK H J, JOBBAGY E G, et al, 2000. Belowground consequences of vegetation change and their treatment in models [J]. ECOLOGICAL APPLICATIONS, 10(2):470-483.

KAVAMURA V N, ESPOSITO E, 2010. Biotechnological strategies applied to the decontamination of soils polluted with heavy metals [J]. BIOTECHNOLOGY ADVANCES, 28(1):61-69.

KUNDU N K, GHOSE M K, 1997. Shelf life of stock-piled topsoil of an opencast coal mine [J]. ENVIRONMENTAL CONSERVATION, 24(1):24-30.

SINGH A N, RAGHUBANSHI A S, SINGH J S, 2004. Comparative performance and restoration potential of two Albizia species planted on mine spoil in a dry tropical region, India [J]. ECOLOGICAL ENGINEERING, 22(2):123-140.

蔡登谷, 2008. 关于山西矿区复垦的考察报告 [J]. 林业经济(4):36-38.

郭利刚, 白中科, 王金满, 等, 2010. 西南丘陵井工煤矿区破坏土地复垦措施分析——以贵州省黔西县青龙煤矿为例 [J]. 资源与产业, 12(4):79-84.

余作岳, 彭少麟, 1996. 热带亚热带退化生态系统植被恢复生态学研究 [M]. 广州:广东科技出版社.

张补元, 2009. 山西矿区生态恢复初探 [J]. 山西水利(2):43-44.

第二章 土壤有机碳氮

自工业革命以来,由于工农业的快速发展,交通运输业、城市化进程导致的水体、大气污染、土地退化、气候变化等生态环境的变化已从局部扩展至全球范围,通常把这些变化叫作全球变化。全球变化的核心问题是全球变暖,原因一般被认为是 CO₂ 等温室气体的过度排放,主要是由化石燃料的大量燃烧、盲目毁林、围湖造田等造成的,目前已引起国际社会的广泛关注,联合国已采取一系列措施来减少 CO₂ 的排放。1992 年 6 月正式签署的《联合国气候变化框架公约》,标志着 CO₂ 减排被正式提上日程。1997 年在日本召开的缔约方大会上签署了《〈联合国气候变化框架公约〉京都议定书》,于 2005 年生效,议定书以法律形式规定了发达国家排放 CO₂ 等温室气体的限额,确定了联合实施、碳排放贸易和清洁开发机制三种减排机制。自此,各国都加大了对碳排放以及碳循环方面的关注和研究,我国也借此契机大力发展新能源,研究节能减排新技术,进入了碳贸易时代。但是我国目前在碳汇的界定、碳循环机制等基础研究方面还很薄弱,需要大量科研工作的支持。

黄土高原是我国土地退化面积最大的区域之一,生态环境脆弱,植被遭到大量破坏,水土流失严重,已经显著影响到人们的日常生活。植被恢复过程改变了土壤的理化性质,使养分和水分重新回到土壤中,土壤质量得到逐步的提高。研究不同植被类型下土壤养分和微生物群落的差异对于黄土高原地区植被恢复的树种配置和施肥管理等具有重要意义。近年来,山西省加大了退耕、禁牧、封山、人工种草、种树力度,但整体上效果并不佳,造林成活率低、保存率低、林木生长率低的“三低”问题仍十分突出。

第一节 土壤有机碳及其影响因子

自工业革命以来,化石燃料燃烧等人类活动对生物圈的影响已从区域扩展到全球,特别是大气中 CO₂、CH₄ 和其他温室气体浓度逐年增加。大气中 CO₂ 的年平均浓度从过去 42 万年中的 180~300 μL/L(Petit et al., 1999)上升到目前的 370 μL/L(NOAA / CMDL, 2002; Wang et al., 2002)。而大气中 CH₄ 的

浓度在过去三百年间大致以指数形式增加,近年来每年大约以 0.15% 的速率递增(Davidson et al.,1993)。大气 CO₂ 和 CH₄ 参与碳循环过程的主要碳库包括大气、海洋、陆地生物圈、土壤和沉积物。通过了解人为 CO₂ 和 CH₄ 在当前全球变化背景下的归宿可知,陆地生态系统碳循环对全球碳平衡起着重要的作用。土壤是陆地生态系统的核心之一,土壤有机碳(Soil Organic Carbon,SOC)库是陆地碳库的主要组成部分,在陆地碳循环研究中有着重要的作用。

20 世纪 80 年代开始实施的国际地圈-生物圈计划(IGBP)使各国日益重视全球环境变化问题。全球变化研究引起了许多科学家对陆地生态系统中碳平衡以及碳存储和分布的关注,全球约有 1 500 Gt 碳以有机质形式储存于土壤中,是陆地植被库的 2~3 倍,所以土壤有机碳的分布及其转化日益成为全球有机碳研究的热点(Ross et al.,2002;Petit et al.,1999;Silver et al.,2010)。同时土壤有机碳储量大和驻留时间长使土壤成为一个巨大的碳库(NOAA / CMDL,2002),所以土壤有机碳库储量的较小的变化都可以通过向大气排放温室气体直接导致 CO₂ 浓度升高,以温室效应影响全球气候变化,同时全球变暖的一个反应就是将加速土壤有机质的分解,向大气释放碳素,这将进一步加强全球变暖的趋势(Wang et al.,2002),这种趋势将影响到陆地植被的养分供应,进而对陆地生态系统的分布、组成、结构和功能产生深刻的影响。

土壤有机碳含量及其变化是土壤质量与土壤持续能力的重要表征(Sedjo,1993),而且土壤有机碳在很大程度上影响土壤结构的形成和稳定性、土壤的持水性能和植物营养的生物有效性以及土壤的缓冲性能和土壤生物多样性等。

由于土壤有机碳在陆地生态系统中的重要作用、巨大的储量以及其对环境和农业生产的重要作用,因而了解土壤碳循环是研究陆地生态系统碳循环的基础,确定土壤有机碳的储量、空间分布、影响碳储量变化的因素,对维持生态环境和农业经济的持续发展具有重要意义。

一、土壤有机碳储量及其空间分布的研究进展

土壤有机质包括动物、植物残体及其部分分解产物,微生物的代谢产物及其遗体 and 腐殖质。早期对土壤有机碳储量的计算是根据土壤剖面资料进行研究的,从 20 世纪 80 年代开始,土壤有机碳的储量研究一般按土壤类型、植被类型、生命带法、模型法来做统计。近几年,开始利用 GIS 技术从区域尺度上描述土壤有机碳储量在土壤库不同层次的属性特征及其空间分布(Dixon et al.,1994;Houghton et al.,1998)。土壤有机碳储量方面的部分主要研究结果如下:Bohn 利用土壤分布图和相关图样的有机碳含量,推算出全球 1 m 厚土层的土壤有机碳为 2 949 Gt(Janetos,1996),在 1982 年根据 FAO 土壤图的 187 个剖面土壤密

度值,重新估计的全球土壤有机碳库为 2 200 Gt(Malhi Ybaldocchi et al., 2010)。Post 等按生命样带方法研究,根据可反映全球主要生命带的 2 696 个土壤剖面,计算出全球 1 m 厚度土壤的土壤有机碳为 1 395 Gt(Oberthür et al., 1999)。Batjes 将世界土壤图划分为 0.5° 网格基本单元,根据 WISE(World Inventory of Soil Emission Potentials)和 FAO(Food and Agriculture Organization)提供土壤剖面的信息,计算出的结果为全球 1 m 厚的土层有机碳为 1 462~1 548 Gt(Delcourt et al., 1980)。也有根据其他方法而获得关于土壤有机碳储量的不同结果,目前被普遍认可的为 1 400~1 500 Gt。

国内关于土壤有机碳储量的研究比较晚。但经过两次全国性的土壤普查,积累了大量土壤属性数据,我国一些学者开始了对土壤碳的含量及其空间分布的研究。如李克让等(2003)应用 0.5° 网格分辨率的气候、土壤和植被数据驱动的生物地球化学模型估算了当前中国植被和土壤的碳储量,结果表明,中国陆地生态系统植被和土壤总碳储量分别为 13.33 Gt 和 82.65 Gt。关于中国陆地有机碳总储量的研究所报道的结果差异较大,如方精云等粗略估算了 1 m 厚度土壤有机碳的结果为 185.7 Gt,约占全球总量的 12.5%(方精云等,2007);王绍强等根据中国第一次土壤普查得到的土壤各类型分布面积、采样数据、土壤有机质含量,运用 GIS 技术来估算土壤碳库,中国陆地生态系统土壤有机碳总量为 100.18 Gt(王其兵等,1998)。由于王绍强等(2002)采用土壤采样剖面数据中土壤的厚度不一,不同厚度土层的有机质含量也是不同的,而且大部分厚度不到 1 m,正因为计算的土壤厚度没有采用 1 m 的标准,因此其计算结果低得多。

土壤有机碳储量在土壤库不同层次的属性特征及其空间分布方面的研究表明:大量的有机碳储存于高纬度地区。而在热带地区,由于高温和大的降雨量,对有机质的冲刷、渗漏以及分解等作用强度大,从而加快了有机质循环,土壤有机碳的截存小,储量也在减小。但在有些热带地区也有比较高的有机碳储量,例如 Malaysia, Sumatra 等地区的土壤有机碳储量也比较大。在纬度高的冻原地区,生物生产量虽然很低,但由于寒冷分解受到限制,其土壤含碳密度以及土壤有机碳储量都高。沼泽、湿地等生态系统,因水分过多限制了土壤有机质的分解,从而在该系统中土壤有机碳也较高(李忠佩等,1998)。森林生态系统为地球陆地生态系统中最大的碳储库,全球森林土壤有机碳占全球土壤有机碳库的 70%左右,温带森林生态系统中 60% 的碳以土壤有机质存在(Wilcox et al., 2002;李意德等,1998)。Lacelle 通过建立数字化土壤图和 15 000 个土壤斑块组成土壤景观及土壤有机碳含量的数据库,计算出加拿大 0~30 cm 土层厚度土壤有机碳为 72.8 Gt, 1 m 厚度土壤有机碳为 262.3 Gt(Prichard et al., 2000)。

我国的土壤有机碳的空间分布情况为:主要储存于热带、亚热带红黄壤和东

北森林土壤中。东北地区土壤有机碳储量最高,这是由于该地区植被茂密,气候湿润,有机质主要以地表枯枝落叶的形式进入土壤,土壤表层的腐殖质积累过程十分明显,而且全年平均气温较低,地表常有滞水,土壤有机质分解程度低,使土壤有机碳积累很高。青藏高原东南部及四川西部所在地形主要为高山带上部平缓山坡、古冰渍平台和侧碛物、冰水沉积物及残积—坡积物为主,气候寒冷而较湿润,地表植被多低矮但丰富,有机物分解速度极为缓慢,草皮层和腐殖质层发育良好,进行着强烈的泥炭状有机质的积累过程,因此这些地区的土壤有机碳储量也比较高(Gulledge et al., 2000; Powers et al., 2002; Borchers et al., 1992; Banfield et al., 2002)。

许多研究发现,在人类有史以来的土地利用变化中,热带森林土壤碳库是最不稳定的,而高纬度的冻原地区土壤碳库可能对正在加剧的全球变化最为敏感,因而温带森林土壤和农业土壤是大气 CO₂ 浓度的主要可能调节者。

二、影响土壤有机碳储量的因素

土壤有机碳的平衡受气候、植被等多种自然因素和毁林、燃烧植物和土地利用方式等人为因素的影响。这些因素之间的相互作用,对于影响土壤有机碳储量的自然因素和人为因素,以及土壤有机碳向大气的排放,土地利用方式对土壤有机碳转化的影响等,成了研究的热点。

(一) 自然因素的影响

土壤中的有机碳量是进入土壤的植物残体量以及在土壤微生物作用下分解损失的平衡结果。在自然条件下,植物枯枝落叶物进入量是由植被类型决定的,而植被类型受气候条件如温度、水分等因素制约;同时,有机物质在土壤中的分解速率也受土壤水分和温度控制。温度和降雨的综合作用决定了陆地土壤碳密度分布的地理地带性,研究表明,陆地土壤碳密度一般随降水增加而增加,在相同降雨量时,温度越高则碳密度越低,因为温度升高会加快土壤有机碳的分解(Chen et al., 2003; Cregg et al., 2001)。温度每升高 1 °C,全球将有 11~34 Gt 土壤有机碳分解,并产生排放温室气体(Barton et al., 2001)。Goran 等报道,如果温度升高 4 °C,在瑞典的森林土壤中每年将增加 0.9 Tg 碳的释放(Thoroley et al., 2000)。对陆地不同生命带碳密度的研究表明,冻原的碳密度可达到 36.6 kg/m²,而干旱高温的暖温带沙漠平均土壤碳密度只有 1.4 kg/m²。

植被类型不同,有机物进入土壤的方式以及数量都有所不同,从而土壤有机碳的分布状况也有很大差异。森林中进入土壤的有机物质主要是地表的凋落物,一般在地表就已分解;而草原土壤有机碳的主要来源是残根,在土中较深,分

解速率较小,所以草原土壤碳密度往往比森林土壤的高;而对于耕作土壤,由于作物秸秆在收获时移出、淋溶损失作用大等原因,其有机碳密度较森林和草原土壤都低(Yanai et al.,2003)。

土壤有机碳与不同径级的颗粒结合,形成了粗有机质、细颗粒状有机质和与土壤矿物质结合态存在,不同的结合状态的土壤有机碳的稳定性不一致。例如美国温带大草原土壤中,与大于 50 μm 粒径土粒结合的极细组分(细黏粒,或微生物碳)有机碳是相对易移动而可变的,而与粉砂和黏粒结合的有机碳相对稳定(Covington,1981)。Hassink 提出用土壤碳保持容量和土壤碳饱和差来描述土壤有机碳储存的潜力(Jackson et al.,2000)。土壤的 pH 值也影响土壤有机碳的储量,例如强酸性的土壤环境抑制了微生物的活动而使有机碳的分解速率减小。土壤结构以及土壤空气与水的运动对有机质的分解速率也有较大的影响。

(二) 二氧化碳浓度升高对土壤有机碳的影响

CO_2 浓度的增加会刺激植物的光合作用,会提高地表植被的净第一性生产力(NPP);同时部分光合产物分配到植物根系,促进根系的生长和根分泌物的增加;进入地表枯落物的量也有增加,导致陆地生态系统土壤碳截存的增加。但是 CO_2 浓度的增加,会导致温度的升高,刺激微生物种群的增长,增加了微生物活性,而加速有机质的分解;同时气候变暖会使土壤呼吸作用加剧,会导致土壤有机碳含量的降低。由于这两方面的相互作用,因此对同一生态系统而言,单位面积内大气 CO_2 浓度的增加对土壤有机碳的影响作用并不明显(Black et al.,1995)。

同一生态系统内单位面积内 CO_2 浓度的增加对土壤有机碳的影响作用并不明显,但由于气候变化,植被地带要发生变化,不同生态系统的界线和面积将有较大的改变,各生态系统土壤碳库中的总碳量将有较大的变化,因此主要影响各生态系统土壤中碳量的是其面积的变化。各生命带在气候变化影响下,都有向北移动的倾向,因此,面积变化最明显的将是冻原地带和北方森林带,预计它们土壤中碳总量将有明显减少,而某些生态系统的碳总量,比如温带草原将有所增加(Nyland,2001;Kalbitz et al.,2000)。

关于 CO_2 浓度的增加对土壤有机碳储量的影响,还与土壤 N 的循环相关。在高 CO_2 浓度下,植物残体枯落物化学特征的变化,如植物体 C/N 比的增加,可能会使凋落物分解速率更慢,会降低土壤 N 的有效性,影响到长期碳的储存(Kelting et al.,1999)。同时大气 CO_2 浓度升高时,植物残体的分解速率也许主要受 N 的限制,而且大气 CO_2 浓度升高对土壤有机质分解效应的大小和方向,受土壤中 N 的含量的影响。因此需要研究 CO_2 浓度升高对土壤有机碳的影响,有必要对土壤 N 循环进行研究(Wagenet et al.,1997)。

(三) 土地利用/覆盖变化对土壤有机碳的影响

在人类的干扰下,土壤碳的平衡会被破坏,土壤碳储量也受到了影响,从草原变为人造林和农田、从原始林转为人造林和农田,土壤碳储量都会下降。从原始林、人造林和农田转为草原,以及从农田转为人造林和次生林的时候,土壤碳储量是提高了。下面介绍利用方式改变对土壤有机碳储量改变的影响(Schoenholtz et al.,2000;Wagenet et al.,1997)。

人类活动影响着土壤碳库和碳循环,其中森林采伐和垦殖的利用方式是将自然植被转变为耕地,其影响最严重。根据 Johnson 对十几项研究的综合比较,森林采伐后地表生物量大量增加,但矿质土壤中的碳含量变化各异。在多数情况下,森林采伐后土壤碳含量没有明显的变化(Parker et al.,2001)。个别的研究发现,在采伐后短期内土壤中的有机碳含量有所增加,这是因为大量的采伐残留物留在林地,经分解和淋溶作用而使土壤碳增加。不少研究表明,采伐后紧接着进行农业垦殖会使土壤碳含量迅速减少,如果林地完全破坏后,1 m 厚土层内有 25%~30% 的土壤有机碳损失。草地开垦同样会导致土壤有机碳的大量释放,会损失掉原来土壤中碳素总量的 30%~50%(Fernandez et al.,1993)。开垦几乎在所有情况下都会造成自然生态系统土壤有机碳含量的降低,热带地区矿化快,0~30 cm 的土层有机碳降低 50% 需要 10 年,而温带地区需要 50 年。我国河北坝上地区简育干润均腐土开垦 8 年后,0~20 cm 的土层有机碳含量从 21.2 g/kg 下降到了 9.6 g/kg,开垦 50 年后下降到了 5.7 g/kg(Magill et al.,2000);内蒙古草甸草原植被下的黑钙土不同层次有机碳因农垦损失 35% 左右(Resh et al.,2002)。Brown 等(1992)的研究表明,森林采伐后如转化为牧场,其土壤碳含量基本不变或有所增加,原因可能是草根的生长率高,原始林采伐后营造人工林,土壤碳恢复过程比次生林要快。Schauvlieghe 等(1999)认为,土壤碳累积得快慢主要取决于树种和环境因子。

烧山或林地生物质焚烧是热带和亚热带林区普遍采用的一种作业方式,这些都对土壤有机碳的含量有影响。林地生物质焚烧会使 CO₂ 直接向大气排放,但是由于产生大量木炭,其化学性质是比较稳定的,因而生态系统的贮碳能力反而增加了。就林地生物质燃烧对土壤碳含量的影响而言,在不同情况下差别很大,这取决于火烧的频率和强度。经观测证明,在燃烧过的林地上土壤有机质 25 年以后没有什么大的变化(Johnston et al.,1996)。观测了澳大利亚辐射松林地,在大火后 24 年,从土壤表面到 60 cm 深层碳含量仍然比未燃烧的对照林地低 40%~50%(Akala et al.,2015)。但是有些报道表明,大火对土壤碳含量并没有大的影响。造林前整地对土壤碳储存量的影响是很大的。根据 Johnson 收集的资料,造林前整地通常会使得森林土壤的碳储存量减少,但其程度决定于土壤