

DOI: 10.11766/trxb202206200209

郑瑞伦, 朱永官, 孙国新. 人工技术土壤研究进展与展望[J]. 土壤学报, 2024, 61 (1): 1–15.

ZHENG Ruilun, ZHU Yongguan, SUN Guoxin. Progress and Prospect of Research on Constructed Technosols[J]. Acta Pedologica Sinica, 2024, 61 (1): 1–15.

人工技术土壤研究进展与展望^{*}

郑瑞伦¹, 朱永官^{2, 3, 4}, 孙国新^{2, 4†}

(1. 北京市农林科学院草业花卉与景观生态研究所, 北京 100097; 2. 中国科学院生态环境研究中心, 城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085; 3. 中国科学院城市环境研究所, 福建厦门 361021; 4. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要: 城市绿色基础设施可以解决由城市化引发的诸多环境问题, 但城市绿色基础设施建设所需要的大量土壤资源却很匮乏。人工技术土壤 (Constructed Technosols, CT) 是利用有机和无机固体废弃物创造的用于种植植物的新土壤, 可通过调整组成材料和配方满足不同的植被类型、土地用途和立地条件等要求, 最终回归城市, 用于绿色基础设施建设。CT 可同时缓解大量城市固废的处置难题和解决城市绿色基础设施建设的土壤缺乏问题, 具有低碳、低成本、低影响的特点, 还可产生经济效益。本文主要从 CT 对植物生长、碳捕获、生物多样性保护、径流污染物滤除方面的作用和人为生物调控方面介绍了 CT 的研究现状及在我国的应用潜力, 并对 CT 的研究发展进行了展望, 提出了一些 CT 研究中需要解决的问题与建议。旨在推动城市固体废物资源化综合利用和绿色基础设施低碳发展, 增加城市碳固存, 改善城市地区生态环境和增进人民健康福祉。

关键词: 人工技术土壤; 城市绿色基础设施; 低碳; 固体废物资源化; 生物多样性

中图分类号: X-1; **文献标志码:** A

Progress and Prospect of Research on Constructed Technosols

ZHENG Ruilun¹, ZHU Yongguan^{2, 3, 4}, SUN Guoxin^{2, 4†}

(1. Institute of Grassland, Flowers and Ecology, Beijing Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Beijing 100097, China; 2. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3. Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen, Fujian 361021, China; 4. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Urban green infrastructure is an effective way to solve many environmental issues caused by urbanization. As urban soils are generally not suitable for vegetation growth, a lot of soil resources needed for urban green infrastructure construction can only be excavated and transported from the exurban farmland and/or natural topsoil to urban areas, or in another way, urban soils are planted vegetation after fertilized with organic waste. These methods tend to be costly, destructive to arable land, induce large carbon emissions, and/or have a high cumulative risk of pollution. The huge amount of soil resources needed for the construction of urban green infrastructure is very scarce and this has to be addressed urgently. Constructed Technosols (CT) is a new soil

^{*} 国家重点研发计划项目 (2021YFC1809205) 和国家自然科学基金项目 (41501336) 资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No. 2021YFC1809205) and the National Natural Science Foundation of China (No. 41501336)

[†] 通讯作者 Corresponding author, E-mail: gxsun@rcees.ac.cn

作者简介: 郑瑞伦 (1982—), 男, 山西介休人, 博士, 副研究员, 主要从事土壤重金属环境行为和生物炭研究与应用。E-mail: rlzheng@163.com

收稿日期: 2022-06-20; 收到修改稿日期: 2022-09-22; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2022-11-09

created by using organic and inorganic solid wastes (including artefacts and also seminatural sediment and excavated deep soil-like things) for growing plants, which can be adjusted to meet the requirements of various vegetation types, land uses, site conditions (roof, balcony, street, etc.) in physicochemical properties and pollutant limit standards, and finally returned to the city for green infrastructure construction. CT can simultaneously alleviate the pressure of disposal of urban solid waste and solve the issue of soil shortage in urban green infrastructure construction. It features low carbon, low cost and low eco-impact, and can also produce economic benefits. In this paper, firstly, it was briefly stated the definition, classification and construction techniques of CT. And, the research status and advances mainly in terms of roles in plant growth, carbon capture, biodiversity protection, runoff pollutant removal, and artificial biological intervention of CT were presented. Then, it was briefly described the production of solid waste in China, and according to the current research and application situation, it was proposed the application potential (such as ornamental plant breeding and cultivation, sod production and urban farming etc. in addition to the park, green buffers, green roof and brownfield remediation like things) and advantages of CT. Finally, based on comprehensive research progress, some problems in CT research were pointed out and some insights and suggestions were put forward. Meaningful research on the ecological risk of pollutants in CT, biochar (hydrochar or pyrochar) application to CT, soil heterogeneity design for plant diversity, biological regulation of CT good for human health, promotion of environmental function for CT, and role of carbon sequestration by CT were proposed and supposed. It was aimed that comprehensive reutilization of urban solid waste and more eco-friendly low-carbon development of urban green infrastructure will be able to be promoted, urban carbon sequestration will increase, and urban ecological environment and people's health and well-being will be improved.

Key words: Constructed Technosols; Urban green infrastructure; Low-carbon; Reutilization of urban solid waste; Biodiversity

全球城市面积的扩大和城市人口增多引发了诸多环境问题,如热岛效应、污染加重、生物多样性减少和洪涝灾害等,消耗了大量的原始植被和农田等绿色空间与土地资源^[1]。在我国,城市化造成的一系列问题导致城市居住环境质量下降,影响人民的健康和福祉^[2]。城市绿色基础设施是指在城市空间中提供多种生态功能的工程设施,包括城市及其周边地区的所有自然、半自然和人工生态系统网络,如森林、公园、社区花园、林荫道、湿地、雨水花园、农用地、苗圃和绿色屋顶等,涵盖了城市绿地。城市绿色基础设施能够提供广泛的生态功能,如减小雨洪压力、调节小气候、提供生物栖息地、改善空气和水体质量甚至种植农作物等,成为许多国家解决城市环境问题的重要途径之一^[1-3]。

土壤作为绿色基础设施的基本组成部分,在支持植物生长和雨水渗透等功能中发挥关键作用,对维持空气和水体质量有重要贡献。城市绿色基础设施的建设需大量土壤^[4-5]。然而,由于垃圾侵入、土层结构紊乱、压实和污染等人为扰动,城市土壤的生物、物理和化学条件不适于植被生长和绿色基础设施^[6-7]。目前最广泛应用的方法是挖取远郊地区的耕地土壤或天然表土运至城区取代城市土壤。土壤是一种有限资源,每一百年仅形成 2~10 mm 厚,“客

土”这种成本高昂、破坏耕地、高碳排放的方法显然不可持续^[8]。另一种方法是施入垃圾堆肥或工业副产物等改良剂,以改善表土性质,但由于城市土壤通常污染物含量较高,频繁施用会造成污染物累积^[1-3]。近年来研究表明,人工技术土壤(Constructed Technosols, CT)是解决城市绿色基础设施建设大量土壤需求的有效途径,且低碳、低成本、低影响,兼具生态和经济效益,同时能消耗大量的城市固体废物(图 1,详见下文研究现状部分)。

发展 CT 可降低城市绿色基础设施建设成本和对自然资源的负面影响,促进绿色基础设施更加绿色、低碳、可持续地发展,推动城市固体废物资源化综合利用,助力“无废城市”和“海绵城市”建设,改善城市生态环境和提高人们健康福祉。本文主要介绍了技术新成土(Technosols)和 CT 的定义和类型、CT 在城市绿色基础设施建设中的作用与优势、研究现状及在我国的应用潜力,并对 CT 的研究发展进行了展望。

1 CT 的研究现状

1.1 CT 的定义、类型与构建技术

技术新成土,是第 18 届世界土壤科学大会

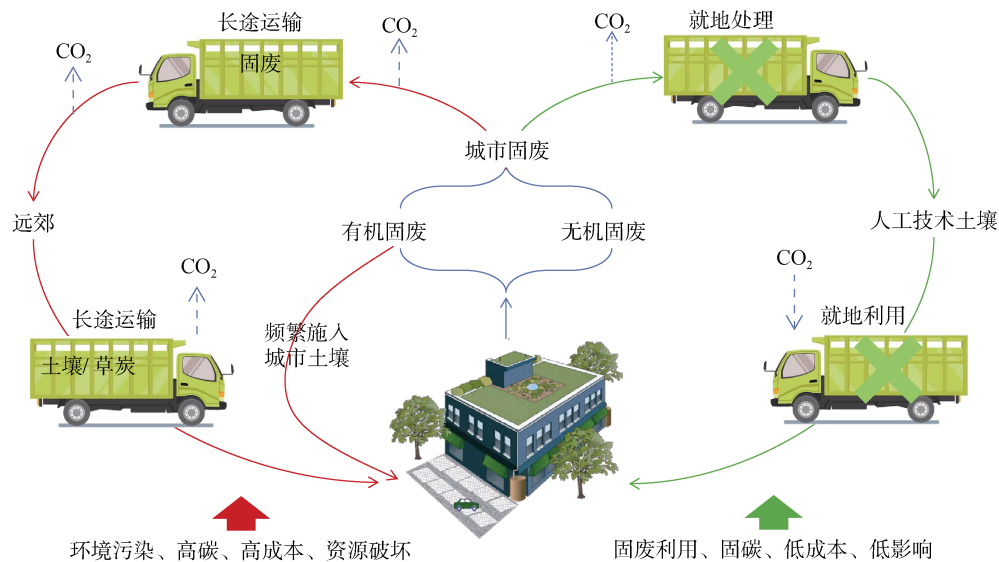


图1 人工技术土壤 (CT) 用于城市绿色基础设施的优势

Fig. 1 Advantages of constructed Technosols (CT) for urban green infrastructure

(2006 年)正式宣布的新的参考土壤组,并被定义为人工材料含量超过 20%且位于地表 100 cm 范围内的土壤^[9]。而 CT 旨在创造用于种植植物的新土壤,它是为满足特定要求而设计制造的有机和无机废弃物的混合物,可以通过调整其组成材料和配方以适应不同的植被类型、土地用途(如城市农业或棕地治理)和立地条件(如屋顶或阳台),可满足不同的污染物限量标准^[3, 10]。与堆肥、污泥或工业副产物等有机改良剂不同,CT 是人为制造的技术新成土,其成土过程包含常见的风化、沉降、团聚作用和有机物的矿化等基本过程,同时受原材料及其配置的强烈影响。由于母质材料的高度异质性且人为管理方式多样,CT 的成土过程通常是不同自然土壤发生条件下具有的成土作用的组合,且剖面发育较弱;由于 CT 通常出现在具有热岛效应的城区,气温偏高且更加湿润(灌溉),再加上年轻的土龄,除非被密封,其成土作用较自然土壤的进展会更快^[11]。因此 CT 本身作为一种土壤,不会因频繁施用带来污染物累积问题,遵从土壤环境质量标准,其中的污染物水平是可控的^[12]。

CT 的分类同技术新成土。技术新成土分为三个亚类:含人工制品、含土工膜和含技术硬质材料的技术新成土^[9]。世界土壤资源参比基础提供了两种诊断物质:人工制品和技术硬质材料,并给出了诊断标准。常见的人工制品有砖、陶器、玻璃、粉碎

或加工过的石头、木板、工业废料、垃圾、加工过的石油产品、沥青、矿山废料和原油,技术硬质材料有沥青砼、混凝土或加工石材连续层。CT 的组成材料及结构配置取决于人类的目的和要求,一般只要满足无毒、易处理和适宜性的标准,并且有肥力或者支撑能力的材料就可用于构建 CT^[3]。无毒是指废弃物不应对人类健康或生物有害,易处理是指废弃物应是固体而非液体或糊状材料,适宜性是指废弃物对居民造成的干扰必须是最小的,并在感官上(气味、颜色等)可被人们接受。肥力是指所选材料有利于植物的生长发育,支撑能力则是指材料应在岩土力学性质如土壤稳定性、可塑性和黏聚力方面有积极作用。可见,工业废物、建筑垃圾、农林废弃物堆肥、无害化处理后的污泥和土方工程挖掘的底土等均可作为 CT 的组成材料。由于 CT 的组成材料来源广泛且在当地获得,避免了废物的长途运输以及从远郊运输土壤的费用,既利用了大量废物,对自然资源影响小,还具有经济效益,且成本较低,用 CT 建造绿色空间更容易与城市规划相结合,颇具应用潜力(图 1)。

在技术层面,作为绿色基础设施供植物生长的基本组成部分,CT 首先应具备一定的化学肥力、足够的深度、持水能力、较好的孔隙度来满足植物生长,还需满足污染物限量标准,具有抗压、抗踩踏的承载能力和稳定的土壤结构(无需频繁添加有机

物),对于特殊的立地条件或用途如屋顶、墙壁或无土草皮等还需更小的容重^[3]。因此,CT的选材、组合比例、深度和结构设计等均需在构建过程中认真考虑。比如对于异质性强、理化性质变化范围大、种类繁多的废弃物组成的CT,确定废弃物的性质对预测CT性能和确保环境安全非常重要;CT在成土过程初期存在侵蚀、径流和压实风险,应考虑种植根系发达的植物或做好防护屏障;有机废弃物及其添加比例与层位的设计需要考虑有机物的分解和淋洗导致的CT土层变薄和环境污染等(有机物添加量一般不超过30%),在干旱气候条件下将更多的有机物置于深层可减缓有机质氧化,有特殊气味的有机废弃物也可考虑置于深层。此外,不同的土地用途需要不同的CT设计思路和方案。例如,用于行道树的CT应考虑避免压实和增加蓄水能力,保证固液气三相结构稳定;用于雨水管理系统的CT应保证高孔隙度来提高雨水和径流的渗透储存能力,并种植抗性强、根系发达的植被来支持微生物活动,更好地涵养水源和净化水质;而用于城市农业的CT需在保证作物产量基础上,更多关注污染物浓度,如重金属、有机污染物和病原菌,以及一些新型污染物如抗生素、抗性基因和微塑料等。此外,种植植物和接种蚯蚓等可促进CT的成土作用,加强CT的结构稳定性^[11, 13],而植被的选择也对CT的成土作用有重要影响^[14]。

1.2 CT对植物生长的作用

CT可以提供适宜的理化性质供植物生长,而组成材料和配比会影响CT的性质和功能^[5, 10, 14-17]。Yilmaz等^[16]将多种固体废弃物组合形成包含植物生长区和结构支撑区的四种CT,这四种CT的植物生长区均由58%的砖瓦废料和42%的堆肥(污泥与园林废弃物)组成,结构支撑区则是由挖掘底土分别与石髓和腐叶土、碎石和污泥、废弃混凝土和园林废弃物、拆除瓦砾和园林废弃物按照不同比例组成的四种三元混合物,通过测定土壤导水率、孔隙度、有机质含量、水分有效性及植物(挪威枫和黑麦草)生物量等,表明不同CT具有不同的渗透性、蓄水能力和防压实能力,但均能很好地支持植被的生长,可用于公园、林荫道和草坪等多种绿色基础设施。用大坝沉积物和绿色垃圾堆肥组成的CT种植黑麦草18个月表明,CT供应了充足的氮磷钾养分,而且物理性质如团聚体稳定性、孔隙度和容重对CT

的肥力起主导作用^[15]。用建筑垃圾和挖掘垃圾组成的CT为不同营养需求的观赏植物的生长和开花均提供了良好的物理化学条件,并且与其他组分和配比相比,由不施用任何肥料的废弃混凝土为主要组分制成的CT在有机碳、有效养分、阳离子交换量、持水力方面均表现出最佳效果,并可与传统的施用有机肥的天然土壤相媲美^[10]。也有研究者开展了长期研究,如Pruvost等^[17]经过三年的研究表明,用20%底土、70%废弃混凝土和10%绿色垃圾堆肥(v/v)混合制备的CT,具有最好的树木成活率和长势,而不加混凝土的CT树木死亡率最高。巴西某石灰石矿业公司用露天开采白云质石灰岩所产生的矿渣构建CT来填充、覆盖废弃矿坑,在不加任何肥料和改良剂的情况下成功种植了甘蔗和牧草,且在种植6年甘蔗的CT中发生了明显的团聚作用和红化作用,而种植20年牧草的CT则更是观察到强烈的黑化作用,积累了大量有机碳,进一步促进了植物生长^[14]。国内也有研究者^[18]用生活污水、蚯蚓粪、秸秆、粉煤灰、煤渣为原料制成9种不同原料配比的CT,其pH、团聚体总量及稳定性虽有一定差异,但均达到正常范围,且养分充足,黄瓜种子的发芽率均达到100%,发芽指数均大于50%。

CT对城市农业中的作物生长也有很好的支撑作用。除了具有城市绿色基础设施的一般生态服务功能外,城市农业在全球粮食安全中也起重要作用,其食物供应量可占全球城市需求的15%,更是许多发展中国家维持城市居民生计的重要组成^[19]。此外,城市农业还具有减少食物配送运输、避免配送链上的食物浪费、有效控制污染物含量和充分利用建筑余热等优势^[20],进一步减少碳排放。通过用城市垃圾(绿色垃圾堆肥、木屑、菌渣)制造的CT进行5年的种植试验,结果表明CT肥力较高且稳定,粮食产量较高,大多数作物可食部分的重金属含量低于标准限值^[21]。Egendorf等^[12]将深层沉积物与不同比例的堆肥混合用于城市农场,发现CT污染水平较低,且暴露一年后污染水平未增加。由于CT不是添加剂或修复剂,其污染物水平完全取决于组成材料,不受土壤背景值的影响,完全可调可控,从而有助于保证其健康安全水平^[12]。此外,可以向CT中补充微量元素如硒、锌,提高农产品质量,发展功能农业,缓解因微量元素缺乏导致的“隐性饥饿”^[22];或通过接种有益微生物提高农产品的内

生有益菌和口感等品质, 让人们吃出健康。将 CT 用于城市农业, 有助于满足城市居民朝夕陪伴、自主生产绿色农产品的需求, 发展休闲观光农业, 寓农于乐, 阳台农场化、公园农田化, 实现生产、生态和生活“三生”空间的有机融合^[23]。可见, CT 在园林绿化植被和城市农业作物的生长方面均具有广阔的发展空间。

1.3 CT 在生物多样性保护方面的作用与人为生物调控

人为设计和构建的 CT 通常具有适宜的理化性质, 可吸引和留宿大量土壤生物, 形成生物多样性保护区^[24-26]。有研究表明, 用于修复污染场地的两种不同类型的 CT 在两年时间内其总细菌和氮循环功能微生物已很丰富, 而且门和纲水平上微生物群落组成与大部分天然土壤已无显著差异, 这与 CT 含有较高的有机质 ($134\sim 203\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 和氮 ($2.4\sim 6.6\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 含量有关, 其物理化学性质的空间异质性导致了微生物群落多样性和丰度的空间变异性^[25]。用于采石场修复的 CT 在建立 3 年后, 其与附近森林土壤在目水平上共有的原核生物和真核生物分别高达 78.8% 和 63.9%, 功能多样性与附近森林土壤相似^[24]。构建 4 年的用于支持草地植被的 CT 中, 弹尾目 (Collembola) 的密度、种类和功能丰富度均显著增加^[26]。通过对两种新构建 CT 的跟踪研究发现, 4 年期间 CT 的理化性质, 如有机质和氮含量等变化很小, 却定居了不少大型无脊椎动物, 并且个体和物种数量随时间的推移不断增加, 土壤腐食动物的比例也持续增长; 由于两种 CT 不同的理化性质, 不同动物 (如蚯蚓、蜘蛛、步甲等) 的数量和多样性及其演替也不同^[27]。在 CT 建成后, 无论是微生物、中小型节肢动物或大型无脊椎动物在 CT 中的定殖及上述生物的物种丰度与群落多样性均与 CT 的化学 (特别是有机质) 和物理性质 (如孔性结构) 及植被有关^[24-27]。土壤有机质是影响土壤微生物群落动态的重要因素, 而植物可通过补充土壤有机质、产生管状孔和促进团聚作用等创造不同的生态壁龛, 促进生态位异质性和生物多样性, 加速土壤生物的演替。

为了使 CT 更加健康和有“活力”, 近年来有研究者开展了人为生物调控影响 CT 成土作用和生物多样性变化的研究。Deeb 等^[13]以挖掘的底土为矿物材料与不同比例 (0~50%) 的绿色垃圾堆肥混合制

备 CT, 通过植物种植或蚯蚓接种开展了 5 个月的培养试验。与对照相比, 蚯蚓和植物对土壤团聚体的贡献率为 50%, 而堆肥的贡献仅为 5%。只有在植物或蚯蚓存在的情况下, 在 CT 中增加堆肥比例才会对团聚作用产生显著影响。蚯蚓可摄取和加工 CT 中的碎砖块和堆肥, 促使团聚体形成并增加土壤的持水能力^[28]。通过调查使用回填土 (添加或不添加天然表土) 建造的公园生境的动物定殖情况, 发现是否添加表土对 CT 的理化性质无显著影响, 但在建造初期添加少量天然表土的 CT 中蚯蚓和蚂蚁的丰度随时间的延长显著增加, 而不添加表土的 CT 中蚯蚓和蚂蚁的丰度随时间减小^[29]。可见, 建植植被和向 CT 中接种蚯蚓等土壤动物可对 CT 的团聚作用和生物多样性等产生很大影响, 有利于促进 CT 稳定性, 提高其生态服务功能。

微生物对土壤的团聚过程发挥着重要作用, 细菌和真菌可通过释放黏性分泌物及菌丝的物理作用等促进团聚体的形成和稳定^[30], 继而影响土壤碳氮等的分布、重金属和多环芳烃等的有效性, 而接种微生物对 CT 团聚作用、微生物群落结构、养分循环和污染物归趋的研究尚鲜有报道^[31-32]。另一方面, 由于城市化的快速发展, 城市居民与自然的接触变少, 接触各种微生物群的机会减少, 却增加了在密集的建筑地区接触致病菌的机会^[33], 再加上城市污染物对人类健康及免疫介导疾病相关的微生物群落的改变, 可导致人体微生物失衡, 免疫介导疾病的发生率增加^[34]。与城市绿地多接触可丰富人体微生物群落^[35], 例如, 住宅区周围的植被及类型对人体肠道微生物区系有显著影响^[36]; 城市儿童在微生物多样性丰富的土壤和植被中玩耍后, 其皮肤和肠道微生物菌群均发生改变, 免疫力在短短 1 个月时间内得到提高^[37]。因此, 向 CT 中接种自然土壤 (如野外森林等自然植被) 的微生物组, 有望丰富城市绿色基础设施的微生物菌群, 对城市居民的健康与福祉有重要意义。

因此, 用城市固废构建 CT 时要考虑使其达到适宜的理化性质, 从而对丰富绿色基础设施生物多样性产生积极作用, 进一步还可根据目标用途人为设计调控 CT 的物理化学性质及接种土壤生物, 为目标生物提供合适的生态壁龛, 促进绿色基础设施生态功能的有效发挥。

1.4 CT 对生物滞留系统滤除污染物的促进作用

城市绿色基础设施如雨水花园、生物滞留池、城市河道、生态植草沟和人工湿地等雨水管理系统对雨水径流的渗滤、储蓄和净化等有重要作用。上述生物滞留系统通过增加雨水进入土壤剖面 and 加强土壤蓄水来吸收径流和避免洪水, 并促进植被生长, 在此过程中涉及一系列影响温室气体排放、有机碳储存以及重金属、有机和生物污染物过滤去除的生

物地球化学过程^[38-40]。典型的生物滞留系统是用土壤介质回填的景观洼地, 由植被层、过滤介质层、过渡层和排水系统组成。过滤介质层的物理、化学、生物学性质, 如有机碳组分、阳离子交换量、表面电荷、粒径、孔隙度等均会影响生物滞留系统中沉淀、吸附、氧化/还原、植物吸收和生物降解等生物化学反应及对雨水的渗滤和氮磷、重金属、有机污染物和致病菌等的滤除作用(图2)。

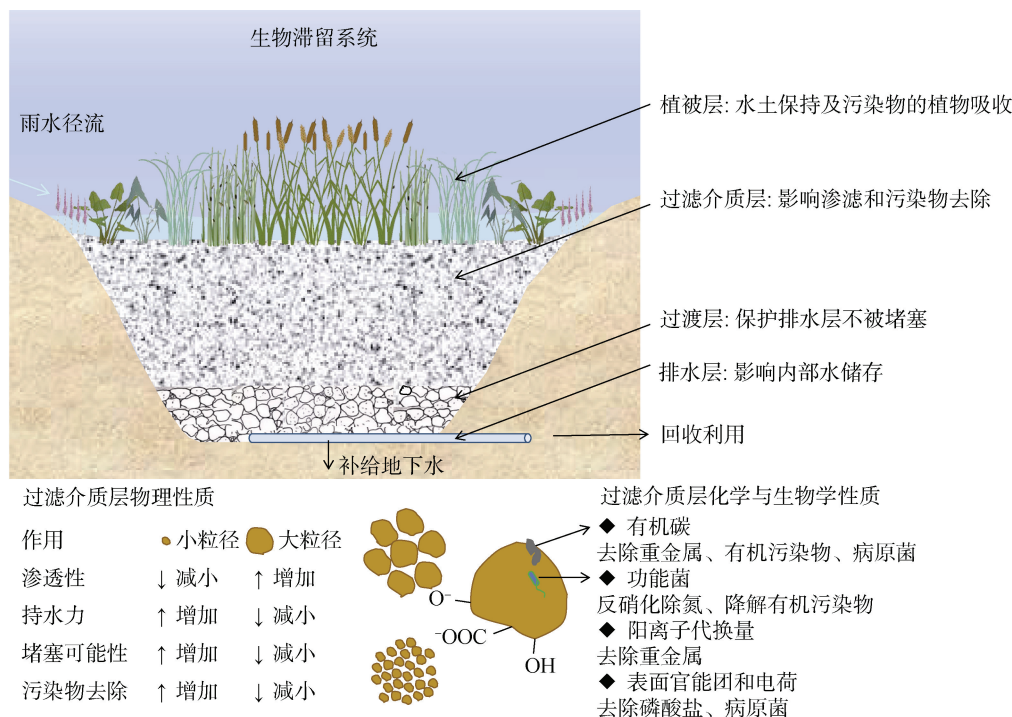


图2 生物滞留系统过滤介质特性对雨水渗滤、储蓄和污染物去除的影响(据 Tirpak 等^[39]和 Wen 等^[40]修改)

Fig. 2 Effects of filter media characteristics on rainfall-runoff filtration, water retention and pollutant removal in bioretention system (modified from Tirpak et al.^[39] and Wen et al.^[40])

要达到较好的调节雨洪、滤除污染、提升景观等生态功能效果, 就需要生物滞留系统的过滤层介质具有合适的孔隙度、渗透性、吸附性和生物活性等性能。而用 CT 作为过滤层介质则可通过调整 CT 组成材料与配比来优化过滤介质层的物理、化学和生物特性, 促进生物滞留系统更好地发挥其生态功能, 具有很大的应用潜力^[41]。例如, 传统设计的生物滞留系统的土壤介质能够有效去除颗粒及与颗粒结合的污染物, 却很难从雨水中去除溶解的金属和营养物质。而用 CT 作为介质, 在 CT 中加入生物质炭、铁基修复剂、粉煤灰和沸石等废物材料, 不仅成本低廉, 还可根据污染物的特点调整 CT 组分, 实现调控化学或生物反应过程(如反硝化作用、病

原菌扣押与失活等), 从而最大化去除多种共存污染物^[39, 42]。有研究发现, 与城市土壤相比, 这些雨水管理系统的 CT 中有较高的微生物群落多样性和功能多样性(包含固碳、氮循环、污染物降解相关的微生物)及较高的入渗速率^[43-44]。近年来, 生物质炭被认为是一种很有前途的生物滞留系统过滤介质材料组分, 可在间歇性雨水渗入期间消除各种雨水污染物, 并提高土壤的保水能力, 保留和缓慢释放养分供植物吸收, 有助于维持土壤和植物根际微生物群落^[42]。特别是生物质炭可通过变形、扣押、失活、抑制生长和强化固持等途径去除病原体, 将病毒感染的风险降低 90%^[45]。而且 CT 还可促进植物生长, 进一步丰富 CT 中的微生物并提高植物根系

对污染物的吸收和滤除能力。可见, CT 作为生物滞留系统的过滤层介质在雨水管理系统中具有很好的优势和应用潜力。如何能够因地制宜利用当地固体废弃物制作 CT, 使其具有适宜的物理化学和生物学性质及对不同污染物的最佳吸附与去除能力, 以及如何协同最优的植被组合来更好地净化和利用雨水, 将雨水变负荷为资源, 对需水量日益增长的绿色城市建设有重要意义。

1.5 CT 的碳捕获潜力

大量研究^[46-48]显示 CT 具有强大的碳储存潜力。以前研究者计算城市固碳量时, 通常忽略城市土壤的碳储量, 低估了城市的碳固存潜力^[46]。Churkina 等^[49]研究表明, 居民区中 64% 的碳存储来自土壤, 远高于植被 (20%)。城市公园和草坪的土壤可储存大量的碳, 可能远远超过天然草地、农田和北方森林中储存的碳量^[46]。可见, 除植物光合作用固碳外, 土壤具有很高的碳储存能力和潜力, 而 CT 不仅具有就地资源化利用城市固废、减少碳排放的优势 (图 1), 还可通过调整优化配方提高碳固存能力。用热处理工业土壤、污泥和绿色垃圾堆肥制作的 CT, 其 30 cm 土层的初始有机碳储量较天然土壤高 50%, 而 100 cm 土层较天然土壤高 5 倍, 虽然在最初 3 年 CT 的有机碳含量减少, 但在随后的 9 年持续增加。随着时间的推移, CT 可保持大量的有机碳, 并在永久植物覆盖下捕获更多的碳^[48]。CT 可提供较好的理化性质促进植被生长和增加生物多样性, 从而对植被和固碳微生物增加土壤有机碳储量有重要作用。

此外, 将生物质炭或硅酸盐固体废弃物 (如煤矸石、粉煤灰、钢渣、混凝土等) 作为 CT 的组分可进一步增加碳储量^[46-47]。Yang 等^[50]从作物秸秆的收集、运输 (秸秆和生物质炭)、热解生产和生物质炭田间施用的全生命周期评价表明, 尽管热解生产每吨生物质炭排放 1.2 t 二氧化碳 (CO_2e), 但由于生物质炭施用于土壤的固碳潜力 ($-2.2 \text{ t CO}_2\text{e}$) 以及热解气和热解油的能量回收利用 ($-2.1 \text{ t CO}_2\text{e}$), 每吨生物质炭可固存至少 2.7 t CO_2e 。据报道, 向 CT 中添加生物质炭后, 生物质炭对碳固存的贡献可达到 65%, 树木仅贡献 35%^[46]。生物质炭与废大理石混合组成的 CT 可减小甲烷的排放量, 有助于土壤碳的固存和土壤结构的改善^[51]。除了生物质炭, 在 CT 中加入富含钙、镁硅酸盐的固体废弃物可通过硅

酸盐矿物的风化作用捕获和储存大气中的 CO_2 ^[47]。例如, 在拆迁现场, 由于废弃混凝土中钙镁硅酸盐和氢氧化物的快速风化, 每公顷土地 (表层 10 cm 土壤) 18 个月可固定 85 t CO_2 ^[52]。虽然有研究将粉煤灰、混凝土等硅酸盐固体废弃物作为 CT 组分^[17, 53-56], 但鲜有对 CT 碳捕获能力的相关报道。不过有研究者对土地施用玄武岩 (富含硅酸盐) 的生命周期评价表明, 以产地与施用地点的运输距离为 65 km 计算, 从玄武岩提取、粉碎、运输到施用过程需排放 210 kg CO_2 , 但可去除 1 t CO_2 ^[57]。所以, 用富含硅酸盐的混凝土、粉煤灰等废弃物作为 CT 组分, 因免去了开采提取、粉碎或运输环节, 其固碳潜力会更大。而且, 土壤中硅酸盐反应生成的碳酸盐矿物沉淀的储存时间可达到 100 万年以上, 远高于森林几十年或上百年的碳储存时间^[58]。将稳定性强的有机碳材料 (如生物质炭) 或富含钙、镁硅酸盐的废弃物材料用于 CT 将大大增加城市绿色基础设施的固碳能力, 这对于缓解全球气候变化有着非常重要的意义。

综上所述, CT 对城市绿色基础设施建设及其产生的生态与社会服务功能, 如景观提升、城市农业生产、大气碳封存、生物多样性保护和人类健康维护等发挥着重要作用。而且, CT 的生产不仅就地资源化利用了大量固体废弃物, 还保护了耕地及自然表土等自然资源, 避免了固废和自然基质的长途运输, 具有低碳、低成本、低影响、环境友好的特点 (图 1)。对推动固废循环利用、延伸与闭环产业链、提升城市碳汇和居民健康福祉具有重要意义。

2 CT 在我国的应用潜力

2.1 绿色基础设施与城市农业

为了改善城市生态环境, 我国大力发展绿色基础设施建设, 城市绿地面积由 2009 年的 119.3 万 hm^2 增加至 2020 年的 331.2 万 hm^2 ^[59] (图 3a), 但绿地占比仍较低, 2018 年, 35 个主要城市绿地占比均低于 30%, 远小于欧洲 (80%), 有很大提升空间^[60]。此外, 越来越多的大型城市如北京、上海等开始加强屋顶或阳台绿化来弥补城市绿地不足, 屋顶和阳台通常构成大约 20%~25% 的城市面积, 发展空间巨大^[47, 61-62]。随着我国城市绿色基础设施面积不断增加, 花卉和草坪种植面积及盆栽植物数量也不断增加^[63] (图 3b, 图 3c, 图 3d)。从 2008 年至 2018 年

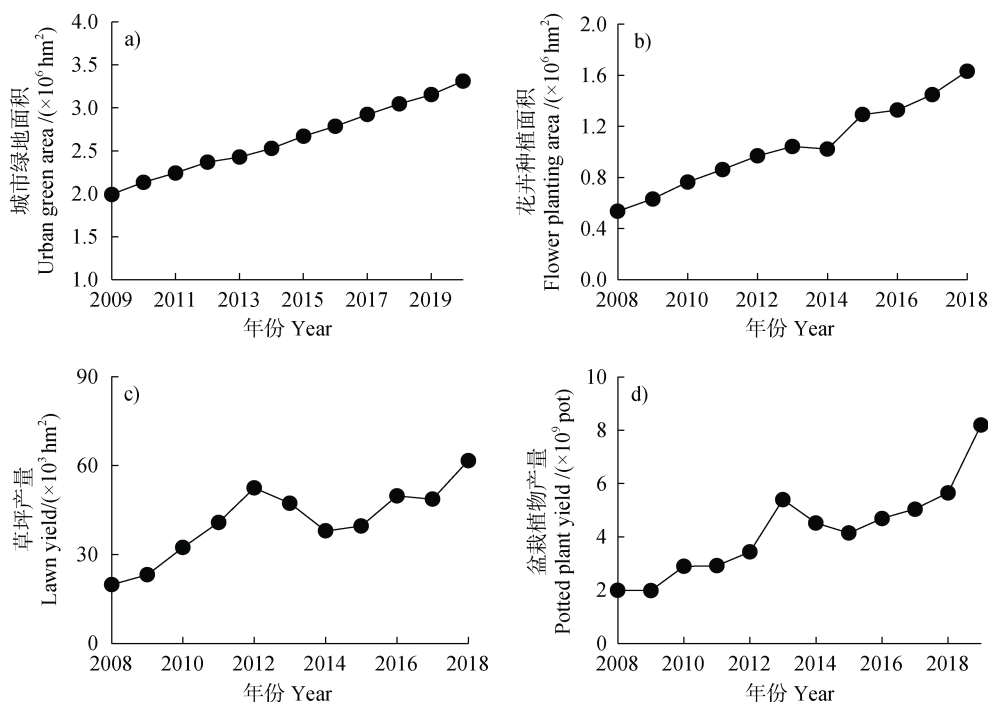


图3 中国城市绿地面积(a)、花卉种植面积(b)、草坪产量(c)和盆栽植物产量(d)的 annual 变化(数据来源:中国统计年鉴—2021^[59]和中国林业和草原统计年鉴—2019^[63])

Fig. 3 Annual changes in the urban green area (a), flower planting area (b), lawn yield (c) and potted plant yield (d) in China (Data sources: China statistical yearbook-2021^[59] and China forestry and grassland statistical yearbook-2019^[63])

花卉和草坪种植面积分别达到 163.3 万和 6.2 万 hm^2 , 增加了 2.0 倍和 2.1 倍; 盆栽植物产量也增加了 1.8 倍, 至 2019 年达到 82.1 亿盆, 按照每盆 0.5 L 计算, 仅盆栽植物需土量就达到 411 万 m^3 。城市绿色基础设施建设、景观植物的幼苗繁育和草坪生产均需要大量的土壤资源或基质。将耕地土壤用于生产景观花卉和草皮等严重破坏了耕地资源, 我国已于 2020 年明令禁止。所以, 用无土基质进行景观植物繁育和草皮生产势在必行。由于成本较低和理化性质优良, 泥炭(草炭)成为园艺中使用最多的基质成分^[64]。但是, 泥炭是一种不可再生资源。而且泥炭地具有特殊的生态价值, 对生物多样性保护、碳储存、当地水质和水文的调节等重要作用, 虽然仅占地球陆地面积的 3%, 却储存了陆地有机碳总量的 21%~33%^[4]。泥炭过度开采势必造成大量的碳排放和生态环境的严重破坏。为此, 许多国家已开始限制或禁止泥炭的开采。目前有许多研究用菌渣、城市污泥、园林绿化废弃物等城市有机固废作为泥炭的替代品并与无机固体废物如粉煤灰、炉渣和煤矸石等混合制成栽培基质或草皮基质^[53-56], 取得了较好的效果。然而上述基质大多存在有机物质比例偏高的问题, 虽然在

前期有利于植物生长, 但随着有机物质的降解, 养分快速流失, 基质的保水通气性等理化性质变差, 不仅不利于后期植物生长还可能造成二次污染。而 CT 旨在就地取材、资源化固体废物并用于绿色基础设施建设, 在满足植物生长需求基础上具有较好的稳定性, 可避免由于有机材料频繁施用造成养分流失和污染物累积的环境风险^[3]。

另一方面, 我国耕地资源十分宝贵, 人均耕地面积仅为世界人均数量的 45%, 而且中低产田面积占比高达 70%^[65]。在当前我国耕地数量有限、健康状况差的条件下, 要生产出数量足、品质好、营养高的农产品以满足人们日益增长的需求, 发展城市农业如社区农业、阳台农业对缓解我国耕地土壤保育压力和提高人们健康福祉有重要意义。而 CT 可根据人们喜好和作物生长要求调整配方, 生产出自己定制的、有机的农产品, 吃得既开心又放心。因此, CT 在我国绿色基础设施建设、城市农业、园林植物繁育、草皮生产等方面均具有广泛的应用价值和潜力。目前市场上常见的植物种植基质是以泥炭、蛭石和珍珠岩为主, 有时混入椰壳、堆肥或者蚯蚓粪的有机型营养土, 主要用于育苗和一些花卉栽培,

因其存在稳定性差、破坏资源、成本高等缺点,且对固体废弃物的资源化有限,不适用于城市绿色基础设施,而对于用有机和无机固体废弃物组成的 CT,虽然在我国有一些研究报道^[18],但要实现产业化尚需科研人员开展大量的研究工作以及政府的推动作用。

2.2 城市固体废物低碳资源化

据估计,2050 年世界人口将从 2020 年的 76 亿增加至 98 亿,约 70% 的人口生活在城市地区^[66],每年将产生 34 亿 t 城市固体垃圾^[67],其中建筑垃圾占比很高(大于 30%)^[68]。我国建筑寿命较短,建筑垃圾产量占全球总量的 30%~40%,2015 年达到 25 亿 t^[69]。此外,根据中国统计年鉴^[59],按照每年生产 1 亿 t 煤炭排放 1 400 万 t 矸石计算,我

国 2019 年排放煤矸石 5.4 亿 t;按照每生产 1 t 粗钢产生 15% 钢渣计算,我国 2020 年产生的钢渣量达到 1.6 亿 t;2019 年我国用于火力发电的煤炭总量为 21 亿 t,相应产生了约 7.5 亿 t 的粉煤灰。上述一般工业固体废物在我国的产生量从 2009 年的 20.4 亿 t 增加至 2020 年 36.8 亿 t,而 2020 年的综合利用率仅有 55.4% (图 4a)。例如,我国钢渣和建筑垃圾的综合利用率分别仅有 20% 和 10% 或更低,与许多发达国家 90% 以上的综合利用率相差甚远,处理方式仍然是简单的填埋和堆放。由于利用率低,上述城市固体垃圾占用了大量土地资源,引发了诸多环境问题^[70-71]。然而,上述固体废弃物含有充足的植物生长所需的矿质元素,完全可用于 CT 无机组分。

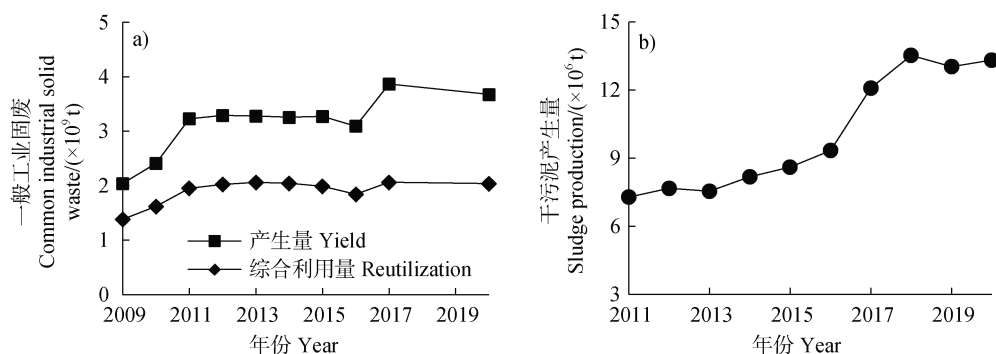


图 4 我国一般工业固废(a)和污泥产生量(城市和县城产生量之和)(b)的历年变化(数据来源:中国统计年鉴—2021^[59]和中国城乡建设统计年鉴—2020^[73])

Fig. 4 Annual changes of common industrial solid waste (a) and sludge production (sum of the production of the city and the county) (b) in China (Data sources: China statistical yearbook-2021^[59] and China urban-rural construction statistical yearbook-2020^[73])

除了无机固体废弃物外,城市化还产生了大量的有机固体废弃物,如城市污泥、园林绿化废弃物和菌渣等。2017 年全球干污泥总量达到 4 500 万 t^[72],而我国 2020 年城市和县城的干污泥产量达到 1 333 万 t,其中城市为 1 163 万 t^[73](图 4b)。因污泥具有含水率高、易腐败、有恶臭,含有重金属、有机污染物和致病菌等特点,若不及时妥善处理会严重污染环境。然而,目前污泥的无害化处理手段如卫生填埋、厌氧消化、焚烧等,存在占地空间大、二次污染、周期长或能耗大等问题^[72, 74]。由于污泥富含有机碳和氮磷等营养物质,许多国家的污泥以土地利用为主^[75],然而城市污泥堆肥技术面临着产品肥力低于化肥、堆肥过程有恶臭、重金属的积累和病原菌杀灭不彻底等问题^[76]。近年来,由于水热技

术反应温度较低、占地空间小、耗时较短、无须干燥处理,而且耗能少、成本低,可有效清除有机污染物和消灭病原体,还可进行能源回收,成为目前很有前景的污泥处理技术^[74]。污泥经水热炭化后芳香性增加,更加稳定,且大多数重金属和营养元素在水热炭化过程中向稳定态转变。向水热体系添加酸、碱、钙盐或富含木质纤维素的生物质与污泥共水热,可进一步降低水热炭中的重金属含量和有效性。而且,污泥水热炭一般具有较低的 pH 和较高的阳离子交换量,氮磷钾等营养物质丰富且均衡,重金属污染风险低,适于土壤施用^[77],但目前尚无将污泥基水热炭用于 CT 的研究报道。需要注意的是,尽管水热处理可破坏污泥中的许多持久性有机污染物,但仍有相当数量的有机污染物及重金属富

集于水热炭中, 这些污染物在应用中的环境行为值得关注, 是水热炭化技术在污泥应用上需要突破的关键瓶颈^[74]。此外, 据中国食用菌协会统计, 我国 2019 年食用菌产量达 0.39 亿 t, 按照每生产 1 kg 食用菌约产生 3.25 kg 菌渣计算, 菌渣产量达 1.27 亿 t。我国 2018 年的城市园林废弃物产量达到 2 275 万~3 413 万 t^[78]。上述有机固体废物均是作为 CT 有机组分的理想材料。

另一方面, 除了含有植物生长所需矿质元素外, 煤矸石、粉煤灰、钢渣和建筑垃圾废弃混凝土均富含硅酸盐, 用其制作的 CT 可通过风化(碳酸化)作用捕获大气 CO₂ 而具有固碳潜力^[79], 每公顷绿色基础设施每年仅因风化作用固定的无机碳就可能达到 15 t^[52]。密度较大、质地坚硬的固废如废弃混凝土用于城市绿地有助于保持 CT 的孔隙度、容重等结构稳定性, 具有天然土壤所不具有的抗压性能和承载力; 而质地较轻的粉煤灰可用于屋顶绿化、阳台农业和无土草皮生产。而且, 无论煤矸石、粉煤灰、钢渣等无机材料还是污泥等有机材料, 大多数的重金属含量均低于我国农用地或建设用地土壤污染风险筛选值, 在应用中可根据 CT 的重金属含量将其用于不同的土地用途^[80-83]。污染物含量低于农用地土壤污染风险筛选值的 CT 可用于城市农业, 污染物含量较高的可用于棕地治理或矿区修复等。此外, 有的废弃物如煤矸石富含稀有营养元素硒, 将其用于城市农业有利于生产富硒农产品^[84]。

3 展 望

通过就地取材将固体废物循环利用, 根据不同用途与植物生长要求生产可用于城市绿地、绿色屋顶、阳台农业、草皮、棕地治理等绿色基础设施的 CT, 在缓解固废处置压力的同时保护了土壤和泥炭等自然资源。CT 的配方生产和目标应用更加有利于绿色基础设施调节雨洪、生长植被、增加碳汇、保护生物多样性和生产高品质农产品等生态功能的发挥。结合国内外研究进展, 有诸多方面值得研究和探索, 推动 CT 的应用和功能发挥。

第一, 提高 CT 的稳定性。CT 中有机物的降解可导致养分淋失和理化性质变差^[3, 85]。将有机固废进行热解或水热处理制成稳定性较高、孔性结构好、吸附性强、有固碳能力的生物质炭后再用于 CT 的

解决方案前景较好^[86-87]。而且, 随着生产技术的提高, 生物质炭生产成本在不断降低, 回报率在增加。Giwa 等^[88]利用太阳辐射生产生物质炭的毛利率达到 36%。在实际应用中可将生物质炭与堆肥或厌氧消化等传统的处理技术相结合, 多元化处理和应用有机固体废弃物。

第二, 控制和减小 CT 中污染物的生态风险。CT 组成材料以固体废物为主, 会不可避免地引入重金属、微塑料、抗生素、抗性基因和病原菌等污染物。对于有机物料如城市污泥和园林绿化废弃物等, 将其热解或水热处理制成生物质炭来减小重金属、抗生素及微塑料等生态风险的技术前景较好, 然而在成土过程中生态风险的变化仍需要关注^[89-91]。对于无机成分如粉煤灰、废弃混凝土等主要是重金属含量问题, 可按照我国土壤污染物管控标准, 调整在 CT 中的混合比例用于不同土地用途。研究如何最大程度地降低 CT 的污染物含量和环境风险, 甚至低于绿色食品产地土壤环境质量标准 (NYT391—2021), 对 CT 的应用推广有重要意义。

第三, 调整配方助力植物多样性。在园林绿化中, 通常需要在同一地块上种植不同的植物来丰富植被景观, 但设计者通常仅考虑植物种类而忽视土壤理化性质。在自然界中, 多样化的土壤环境属性导致了起源植物的多样性, 土壤多样性是形成植物多样性的关键驱动力^[92]。同一种土壤并不适合所有植物生长, 不考虑土壤理化性质而盲目组合植物, 其景观效果很可能难以持续。所以, 可在园林绿化方案中考虑土壤的异质性设计, 根据不同乡土植物生长需求调整优化 CT 配方, 地上地下协调一致, 保障植物多样性可持续。

第四, 调控 CT 微生物群落结构助益人体健康。接种土壤动物对 CT 团聚体形成、结构稳定性和生物多样性有显著影响, 但尚无接种外源微生物对 CT 成土过程及微生物群落影响的研究报道, 特别是远离城市、受人类活动影响较小的天然植被土壤的微生物组的接种。这是由于土壤中不同微生物种作为微生物大家庭的成员通常扮演着不同的角色, 而稀有种也可以是土壤微生物群落中的关键类群, 在维持土壤生物多样性方面起关键作用^[93]。接种天然土壤微生物组的 CT 有望提高绿色基础设施的微生物群落和生态功能多样性, 从而丰富城市居民体内微生物种群, 提高人体健康水平及免疫能力^[23, 37]。

第五, 提高对径流污染物的截留去除作用。目前的研究主要集中在用于雨洪系统的绿色基础设施, 通过应用不同的固废组合在传统去除径流颗粒污染物的基础上去除可溶性的氮磷、重金属、有机污染物和病原菌等。CT 的组成、结构优化及生物强化对提高绿色基础设施的污染物去除能力起关键作用^[40-41]。另一方面, 用于城市绿地的 CT 分布范围更广, 其配方和结构设计对污染物的消纳和去除具有更加重要的作用, 但鲜有研究报道。CT 的配方材料、层级结构和生物强化等均会影响绿色基础设施对雨水径流污染物的消纳去除作用, 值得系统、深入研究。

第六, 富含硅酸盐废弃物用于 CT 的固碳潜力。在巴西圣保罗州的生命周期评价表明, 将硅酸盐岩用于土壤可达到固碳增汇的效果^[57], 而且硅酸盐岩的固碳潜力取决于当地气候、植被与岩石类型和施用量等^[47, 94]。钢渣、粉煤灰和混凝土等废弃物中的钙镁硅酸盐可通过碳酸化作用将大气中的 CO₂ 固存在 CT 中, 但将上述固废从机械粉碎到用于 CT 与风化作用的全生命周期碳足迹及其对不同环境或植被条件的响应尚需明确。

参考文献 (References)

- [1] Rodríguez-Espinosa T, Navarro-Pedreño J, Gómez-Lucas I, et al. Urban areas, human health and Technosols for the green deal[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2021, 43 (12): 5065—5086.
- [2] Chen L D, Sun R H, Liu H L. Eco-environmental effects of urban landscape pattern changes: Progresses, problems, and perspectives[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33 (4): 1042—1050. [陈利顶, 孙然好, 刘海莲. 城市景观格局演变的生态环境效应研究进展[J]. *生态学报*, 2013, 33 (4): 1042—1050.]
- [3] Deeb M, Groffman P M, Blouin M, et al. Using constructed soils for green infrastructure - Challenges and limitations[J]. *Soil*, 2020, 6 (2): 413—434.
- [4] Gruda N. Increasing sustainability of growing media constituents and stand-alone substrates in soilless culture systems[J]. *Agronomy*, 2019, 9 (6): 298.
- [5] Rokia S, Séré G, Schwartz C, et al. Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes[J]. *Waste Management*, 2014, 34 (11): 2155—2162.
- [6] Li X Y, Zhou H M, Li C, et al. Distribution of soil physicochemical properties and microbial biomass in three green lands with different use types in the urban area[J]. *Soils*, 2021, 53 (4): 874—880. [李晓英, 周惠民, 李畅, 等. 城市不同功能区绿地土壤理化性质及微生物生物量的分布特征[J]. *土壤*, 2021, 53 (4): 874—880.]
- [7] Qin J, Xu K F. Research summary and prospect of urban green space soil quality in China[J]. *Ecological Science*, 2018, 37 (1): 200—210. [秦娟, 许克福. 我国城市绿地土壤质量研究综述与展望[J]. *生态科学*, 2018, 37 (1): 200—210.]
- [8] Heimsath A M, Dietrich W E, Nishiizumi K, et al. The soil production function and landscape equilibrium[J]. *Nature*, 1997, 388 (6640): 358—361.
- [9] IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports, No. 106[M]. Rome: FAO, 2015.
- [10] Abbruzzini T F, Mora L, Prado B. Evaluation of Technosols constructed with construction and excavation debris for greenhouse production of ornamental plants[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2022, 22 (3): 745—756.
- [11] Leguëdois S, Séré G, Auclerc A, et al. Modelling pedogenesis of Technosols[J]. *Geoderma*, 2016, 262: 199—212.
- [12] Egendorf S P, Cheng Z, Deeb M, et al. Constructed soils for mitigating lead (Pb) exposure and promoting urban community gardening: The New York City clean soil bank pilot study[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2018, 175: 184—194.
- [13] Deeb M, Desjardins T, Podwojewski P, et al. Interactive effects of compost, plants and earthworms on the aggregations of constructed Technosols[J]. *Geoderma*, 2017, 305: 305—313.
- [14] Ruiz F, Resmini Sartor L, de Souza Júnior V S, et al. Fast pedogenesis of tropical Technosols developed from dolomitic limestone mine spoils (SE-Brazil) [J]. *Geoderma*, 2020, 374: 114439.
- [15] Fourvel G J, Vidal-Beaudet L, Le Bocq A, et al. Fertility of Technosols constructed with dam sediments for urban greening and land reclamation[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2019, 19 (8): 3178—3192.
- [16] Yilmaz D, Cannavo P, Séré G, et al. Physical properties of structural soils containing waste materials to achieve urban greening[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2018, 18 (2): 442—455.
- [17] Pruvost C, Mathieu J, Nunan N, et al. Tree growth and macrofauna colonization in Technosols constructed from recycled urban wastes[J]. *Ecological Engineering*, 2020, 153: 105886.
- [18] Zhou Y, Liu Y C, Yu S, et al. Construction of Technosols

- by aggregating various inorganic and organic solid wastes[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2023, 40 (2): 445—454. [周洋, 刘迎春, 郁山, 等. 利用不同无机和有机固体废物配制技术新成土的研究[J]. *农业资源与环境学报*, 2023, 40 (2): 445—454.]
- [19] Hallett S, Hoagland L, Toner E. Chapter 2 Urban agriculture: environmental, economic, and social perspectives//Janick J. *Horticultural reviews*[M]. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, 2016: 65—120.
- [20] Dorr E, Goldstein B, Horvath A, et al. Environmental impacts and resource use of urban agriculture: A systematic review and meta-analysis[J]. *Environmental Research Letters*, 2021, 16 (9): 93002.
- [21] Grard B J, Manouchehri N, Aubry C, et al. Potential of Technosols created with urban by-products for rooftop edible production[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, 17 (9): 3210.
- [22] Yin X B, Zhao Q G, Yin Y L, et al. The review of key scientific issues of functional agriculture and development suggestions for “14th Five-Year Plan”[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2022, 67 (6): 497—510. [尹雪斌, 赵其国, 印遇龙, 等. 功能农业关键科学问题研究进展与“十四五”发展建议[J]. *科学通报*, 2022, 67 (6): 497—510.]
- [23] Zhu Y G, Li B Z, Lin T. Fostering healthy soil to push forward rural revitalization[J]. *Science & Technology Review*, 2021, 39 (23): 54—58. [朱永官, 李宝值, 吝涛. 培育健康土壤, 助力乡村振兴[J]. *科技导报*, 2021, 39 (23): 54—58.]
- [24] Epelde L, Lanzén A, Martín I, et al. The microbiota of Technosols resembles that of a nearby forest soil three years after their establishment[J]. *Chemosphere*, 2019, 220: 600—610.
- [25] Hafeez F, Spor A, Breuil M C, et al. Distribution of bacteria and nitrogen-cycling microbial communities along constructed Technosol depth-profiles[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 231/232: 88—97.
- [26] Santorufo L, Joimel S, Auclerc A, et al. Early colonization of constructed Technosol by microarthropods[J]. *Ecological Engineering*, 2021, 162: 106174.
- [27] Hedde M, Nahmani J, Séré G, et al. Early colonization of constructed Technosols by macro-invertebrates[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2019, 19 (8): 3193—3203.
- [28] Ulrich S, Willaredt M, Nehls T, et al. Do earthworms (*D. veneta*) influence plant-available water in technogenic soil-like substrate from bricks and compost?[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2021, 21 (5): 2013—2024.
- [29] Vergnes A, Blouin M, Muratet A, et al. Initial conditions during Technosol implementation shape earthworms and ants diversity[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2017, 159: 32—41.
- [30] Liu Y L, Wang P, Wang J K. Formation and stability mechanism of soil aggregates: Progress and prospect[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60 (3): 627—643. [刘亚龙, 王萍, 汪景宽. 土壤团聚体的形成和稳定机制: 研究进展与展望[J]. *土壤学报*, 2023, 60 (3): 627—643.]
- [31] Liu C, Lin H, Li B, et al. Endophyte inoculation redistributed bioavailable Cd and nutrient in soil aggregates and enhanced Cd accumulation in *Phytolacca acinosa*[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 416: 125952.
- [32] Wei R, Ni J Z, Chen W F, et al. Variation in soil aggregate - size distribution affects the dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in long-term field-contaminated soils[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24 (28): 22332—22339.
- [33] Parajuli A, Grönroos M, Siter N, et al. Urbanization reduces transfer of diverse environmental microbiota indoors[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2018, 9: 84.
- [34] Roslund M I, Rantala S, Oikarinen S, et al. Endocrine disruption and commensal bacteria alteration associated with gaseous and soil PAH contamination among daycare children[J]. *Environment International*, 2019, 130: 104894.
- [35] Chen Q L, Cui H L, Su J Q, et al. Antibiotic resistomes in plant microbiomes[J]. *Trends in Plant Science*, 2019, 24 (6): 530—541.
- [36] Parajuli A, Hui N, Puhakka R, et al. Yard vegetation is associated with gut microbiota composition[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 713: 136707.
- [37] Roslund M I, Puhakka R, Grönroos M, et al. Biodiversity intervention enhances immune regulation and health-associated commensal microbiota among daycare children[J]. *Science Advances*, 2020, 6 (42): eaba2578.
- [38] McPhillips L, Walter M T. Hydrologic conditions drive denitrification and greenhouse gas emissions in stormwater detention basins[J]. *Ecological Engineering*, 2015, 85: 67—75.
- [39] Tirpak R A, Afroz A N, Winston R J, et al. Conventional and amended bioretention soil media for targeted pollutant treatment: A critical review to guide the state of the practice[J]. *Water Research*, 2021, 189: 116648.
- [40] Wen D, Valencia A, Ordonez D, et al. Comparative nitrogen removal via microbial ecology between soil and green sorption media in a rapid infiltration basin for co-disposal of stormwater and wastewater[J]. *Environmental Research*, 2020, 184: 109338.
- [41] Waller L J, Evanylo G K, Krometis L H, et al. Engineered

- and environmental controls of microbial denitrification in established bioretention cells[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52 (9): 5358—5366.
- [42] Mohanty S K, Valenca R, Berger A W, et al. Plenty of room for carbon on the ground: Potential applications of biochar for stormwater treatment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 625: 1644—1658.
- [43] Alizadehtazi B, DiGiovanni K, Foti R, et al. Comparison of observed infiltration rates of different permeable urban surfaces using a cornell sprinkle infiltrometer[J]. *Journal of Hydrologic Engineering*, 2016, 21 (7): 6016003.
- [44] Gill A S, Lee A, McGuire K L. Phylogenetic and functional diversity of total(DNA)and expressed(RNA) bacterial communities in urban green infrastructure bioswale soils[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2017, 83 (16): e217—e287.
- [45] Valenca R, Borthakur A, Le H, et al. Chapter 7 Biochar role in improving pathogens removal capacity of stormwater biofilters//Sarmah A K. *Advances in chemical pollution, environmental management and protection*[M]. Amsterdam: Elsevier, 2021: 175—201.
- [46] Ariluoma M, Ottelin J, Hautamäki R, et al. Carbon sequestration and storage potential of urban green in residential yards: A case study from Helsinki[J]. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2021, 57: 126939.
- [47] Haque F, Santos R M, Chiang Y W. Urban farming with enhanced rock weathering as a prospective climate stabilization wedge[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55 (20): 13575—13578.
- [48] Rees F, Dagois R, Derrien D, et al. Storage of carbon in constructed Technosols: In situ monitoring over a decade[J]. *Geoderma*, 2019, 337: 641—648.
- [49] Churkina G, Brown D G, Keoleian G. Carbon stored in human settlements: The conterminous United States[J]. *Global Change Biology*, 2010, 16 (1): 135—143.
- [50] Yang Q, Mašek O, Zhao L, et al. Country-level potential of carbon sequestration and environmental benefits by utilizing crop residues for biochar implementation[J]. *Applied Energy*, 2021, 282: 116275.
- [51] Moreno-Barriga F, Díaz V, Acosta J A, et al. Organic matter dynamics, soil aggregation and microbial biomass and activity in Technosols created with metalliferous mine residues, biochar and marble waste[J]. *Geoderma*, 2017, 301: 19—29.
- [52] Washbourne C L, Lopez-Capel E, Renforth P, et al. Rapid removal of atmospheric CO₂ by urban soils[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49 (9): 5434—5440.
- [53] Zhou H M, He L S, Li C, et al. Alternative research of peat growing medium in flower soilless culture[J]. *Journal of Jiangsu Forestry Science & Technology*, 2019, 46 (3): 45—48. [周惠民, 何丽斯, 李畅, 等. 花卉无土栽培泥炭基质的替代研究[J]. *江苏林业科技*, 2019, 46 (3): 45—48.]
- [54] Gruda N. Current and future perspective of growing media in Europe[J]. *Acta Horticulturae*, 2012 (960): 37—43.
- [55] Chang Z H, Zhao R J, Zhou Y P, et al. Research advances in soilless turf sod[J]. *Journal of Anhui Agricultural University*, 2021, 48 (1): 58—65. [常智慧, 赵人杰, 周艳萍, 等. 无土草毯研究进展[J]. *安徽农业大学学报*, 2021, 48 (1): 58—65.]
- [56] Li Z, Xue J, Zhu Z L, et al. Research progress on comprehensive utilization of coal gangue[J]. *Conservation and Utilization of Mineral Resources*, 2021 (6): 165—178. [李振, 雪佳, 朱张磊, 等. 煤矸石综合利用研究进展[J]. *矿产保护与利用*, 2021 (6): 165—178.]
- [57] Lefebvre D, Goglio P, Williams A, et al. Assessing the potential of soil carbonation and enhanced weathering through life cycle assessment: A case study for Sao Paulo State, Brazil[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 233: 468—481.
- [58] Fuss S, Lamb W F, Callaghan M W, et al. Negative emissions-Part 2: Costs, potentials and side effects[J]. *Environmental Research Letters*, 2018, 13 (6): 63002.
- [59] National Bureau of Statistics. *China statistical yearbook-2021*[M]. Beijing: China Statistics Press, 2021. [国家统计局. *中国统计年鉴—2021*[M]. 北京: 中国统计出版社, 2021.]
- [60] Zhu P T, Zhang L J. Urban green infrastructure in EU and its enlightenment to China[J]. *Land and Resources Information*, 2021 (10): 34—38. [祝培甜, 张丽君. 欧盟城市绿色基础设施简述及对我国的启示[J]. *国土资源情报*, 2021 (10): 34—38.]
- [61] Chen X P, Huang P, Zhou Z X, et al. A review of green roof performance towards management of roof runoff[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26 (8): 2581—2590. [陈小平, 黄佩, 周志翔, 等. 绿色屋顶径流调控研究进展[J]. *应用生态学报*, 2015, 26 (8): 2581—2590.]
- [62] Zhang Q, Miao L, Wang X, et al. The capacity of greening roof to reduce stormwater runoff and pollution[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 144: 142—150.
- [63] National Forestry and Grassland Administration. *China forestry and grassland statistical yearbook-2019*[M]. Beijing: China Forestry Press, 2019. [国家林业和草原局. *中国林业和草原统计年鉴—2019*[M]. 北京: 中国林业出版社, 2019.]

- [64] Savvas D, Gruda N. Application of soilless culture technologies in the modern greenhouse industry - A review[J]. *European Journal of Horticultural Science*, 2018, 83 (5): 280—293.
- [65] Shen R F, Wang C, Sun B. Soil related scientific and technological problems in implementing strategy of “storing grain in land and technology”[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2018, 33 (2): 135—144. [沈仁芳, 王超, 孙波. “藏粮于地、藏粮于技” 战略实施中的土壤科学与技术问题[J]. *中国科学院院刊*, 2018, 33 (2): 135—144.]
- [66] United Nations. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. World urbanization prospects 2018: highlights[M]. New York: United Nations, 2019.
- [67] Kaza S, Yao L, Bhada-Tata P, et al. What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050[M]. Washington DC: The World Bank, 2018.
- [68] European Commission. Construction and demolition waste[EB/OL]. 2020 [2022-04-22]. https://ec.europa.eu/environment/waste/construction_demolition.htm.
- [69] Aslam M S, Huang B, Cui L. Review of construction and demolition waste management in China and USA[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 264: 110445.
- [70] Tao C J, Yuan P L, Yan J, et al. Current situation of construction waste treatment and benefit analysis of its utilization[J]. *Journal of Green Science and Technology*, 2019 (8): 105—106. [陶长洁, 袁佩玲, 闫晶, 等. 建筑垃圾处理现状及资源化利用效益分析[J]. *绿色科技*, 2019 (8): 105—106.]
- [71] Wang J F, Fu H Y, Yan X T, et al. Research status of comprehensive utilization of steel slag[J]. *China Nonferrous Metallurgy*, 2021, 50 (6): 77—82. [王吉凤, 付恒毅, 闫晓彤, 等. 钢渣综合利用研究现状[J]. *中国有色冶金*, 2021, 50 (6): 77—82.]
- [72] Gao N, Kamran K, Quan C, et al. Thermochemical conversion of sewage sludge: A critical review[J]. *Progress in Energy and Combustion Science*, 2020, 79: 100843.
- [73] Ministry of Housing and Urban-Rural Development of the People's Republic of China. China urban-rural construction statistical yearbook-2020[M]. Beijing: China Statistics Press, 2020. [中华人民共和国住房和城乡建设部. 中国城乡建设统计年鉴—2020[M]. 北京: 中国统计出版社, 2020.]
- [74] Liu H, Basar I A, Nzihou A, et al. Hydrochar derived from municipal sludge through hydrothermal processing: a critical review on its formation, characterization, and valorization[J]. *Water Research*, 2021, 199: 117186.
- [75] Li X Y, Liang Y, Fang X F, et al. Summarization and analysis of sludge treatment and disposal in Beijing[J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37 (22): 38—42. [李雪怡, 梁远, 方小锋, 等. 北京市污泥处理处置现状总结分析[J]. *中国给水排水*, 2021, 37 (22): 38—42.]
- [76] Zeng F, Wang H Y, Ding K Q, et al. Research progress on carbon resource utilization of municipal sludge[J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2021, 39 (10): 110—117. [曾凡, 王慧雅, 丁克强, 等. 市政污泥的碳资源化利用研究进展[J]. *中国资源综合利用*, 2021, 39 (10): 110—117.]
- [77] Fei Y H, Zhao D, Liu Y, et al. Feasibility of sewage sludge derived hydrochars for agricultural application: Nutrients (N, P, K) and potentially toxic elements (Zn, Cu, Pb, Ni, Cd) [J]. *Chemosphere*, 2019, 236: 124841.
- [78] Liu Y, Qi Z Y, Zhao J Y, et al. Urban garden waste and its resource utilization in China[J]. *Recyclable Resources and Circular Economy*, 2020, 13 (8): 38—44. [刘瑜, 戚智勇, 赵佳颖, 等. 我国城市园林废弃物及其资源化利用现状[J]. *再生资源与循环经济*, 2020, 13 (8): 38—44.]
- [79] Galina N R, Arce G L A F, Ávila I. Evolution of carbon capture and storage by mineral carbonation: Data analysis and relevance of the theme[J]. *Minerals Engineering*, 2019, 142: 105879.
- [80] Cui S P, Du X, Lan M Z, et al. Study on heavy metal leaching behavior of waste concrete[J]. *Concrete*, 2011 (12): 16—17, 20. [崔素萍, 杜鑫, 兰明章, 等. 废弃混凝土中重金属浸出性研究[J]. *混凝土*, 2011 (12): 16—17, 20.]
- [81] Geng Y M, Zhang C B, Zhang Y, et al. Speciation and ecological risk assessment of heavy metal (loid)s in the municipal sewage sludge of China[J]. *Environmental Science*, 2021, 42 (10): 4834—4843. [耿源濛, 张传兵, 张勇, 等. 我国城市污泥中重金属的赋存形态与生态风险评价[J]. *环境科学*, 2021, 42 (10): 4834—4843.]
- [82] Wu H X, Guo A K, Tao T, et al. Research status of resource utilization of coal gangue cultivation matrix in agriculture[J]. *Northern Horticulture*, 2021 (23): 134—141. [武海霞, 郭爱科, 陶涛, 等. 煤矸石栽培基质在农业中资源化利用研究现状[J]. *北方园艺*, 2021 (23): 134—141.]
- [83] Wu L, Zheng Y H, Zhang Z G, et al. Assessment of nutrient and pollution risk of fly ash as a soil amendment[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 43 (9): 219—227. [武琳, 郑永红, 张治国, 等. 粉煤灰用作土壤改良剂的养分和污染风险评价[J]. *环境科学与技术*, 2020, 43 (9): 219—227.]
- [84] Long J, Zhang S, Luo K. Selenium in Chinese coal gangue: Distribution, availability, and recommendations[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2019, 149: 140—150.

- [85] Shchepeleva A S, Vasenev V I, Mazirov I M, et al. Changes of soil organic carbon stocks and CO₂ emissions at the early stages of urban turf grasses' development[J]. Urban Ecosystems, 2017, 20 (2): 309—321.
- [86] Royal Society. Greenhouse gas removal[EB/OL]. 2018 [2022-4-21]. <https://royalsociety.org/-/media/policy/projects/greenhouse-gas-removal/royal-society-greenhouse-gas-removal-report-2018.pdf>.
- [87] Wang H, Zhang K, Gan L, et al. Expansive soil-biochar-root-water-bacteria interaction: Investigation on crack development, water management and plant growth in green infrastructure[J]. International Journal of Damage Mechanics, 2021, 30 (4): 595—617.
- [88] Giwa A, Yusuf A, Ajumobi O, et al. Pyrolysis of date palm waste to biochar using concentrated solar thermal energy: Economic and sustainability implications[J]. Waste Management, 2019, 93: 14—22.
- [89] Pan G X, Bian R J, Cheng K. From biowaste treatment to novel bio-material manufacturing: biomaterial science and technology based on biomass pyrolysis[J]. Science & Technology Review, 2017, 35 (23): 82—93. [潘根兴, 卞荣军, 程琨. 从废弃物处理到生物质制造业: 基于热裂解的生物质科技与工程[J]. 科技导报, 2017, 35 (23): 82—93.]
- [90] Wang Y J, Yu Y, Huang H J, et al. Efficient conversion of sewage sludge into hydrochar by microwave-assisted hydrothermal carbonization[J]. Science of the Total Environment, 2022, 803: 149874.
- [91] Yue Y, Yao Y, Lin Q M, et al. The change of heavy metals fractions during hydrochar decomposition in soils amended with different municipal sewage sludge hydrochars[J]. Journal of Soils and Sediments, 2017, 17 (3): 763—770.
- [92] Cai Z C. The role of soil in the formation of plant biodiversity and its research significance[J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59 (1): 1—9. [蔡祖聪. 土壤在植物多样性形成中的作用及其研究意义[J]. 土壤学报, 2022, 59 (1): 1—9.]
- [93] Zhu Y G, Chen B D, Fu W. Research frontiers in soil ecology[J]. Science & Technology Review, 2022, 40(3): 25—31. [朱永官, 陈保冬, 付伟. 土壤生态学研究前沿[J]. 科技导报, 2022, 40 (3): 25—31.]
- [94] Moosdorf N, Renforth P, Hartmann J. Carbon dioxide efficiency of terrestrial enhanced weathering[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48 (9): 4809—4816.

(责任编辑: 陈荣府)