

“微生物碳泵”作用下的土壤有机碳稳定性及其吸附特性研究进展

李芳芳, 李中文, 李宇轩, 代然, 周丹丹, 杨时玲

引用本文:

李芳芳, 李中文, 李宇轩, 代然, 周丹丹, 杨时玲. “微生物碳泵”作用下的土壤有机碳稳定性及其吸附特性研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1155–1163.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0860>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

不同地力玉米田土壤有机碳矿化特征

王永慧, 杨殿林, 红雨, 赵建宁, 轩青霞, 霍莉莉, 谭炳昌, 修伟明, 王丽丽

农业环境科学学报. 2019, 38(3): 590–599 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1032>

有机质添加对铅污染农田土生态功能稳定性的影响研究

杨惠子, 陈明龙, 周怡然, 李璇, 穆清, 王丽娜, 王贵鑫, 张园

农业环境科学学报. 2017, 36(4): 694–701 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1383>

秸秆还田对麦玉系统土壤有机碳稳定性的影响

王学霞, 张磊, 梁丽娜, 宋宁宁, 刘东生, 王甲辰

农业环境科学学报. 2020, 39(8): 1774–1782 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0010>

小麦与秋豆秸秆配施对土壤有机碳固持的影响

朱文玲, 李秀双, 田霄鸿, 陈娟, 王松

农业环境科学学报. 2018, 37(9): 1952–1960 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0070>

生物炭对杉木人工林土壤碳氮矿化的影响

李莹, 魏志超, 李惠通, 邱云霄, 周垂帆, 马祥庆

农业环境科学学报. 2017, 36(2): 314–321 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1086>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

李芳芳, 李中文, 李宇轩, 等. “微生物碳泵”作用下的土壤有机碳稳定性及其吸附特性研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6): 1155–1163.

LI F F, LI Z W, LI Y X, et al. Stability of soil organic carbon in the “microbial carbon pump” process and its adsorption characteristics: A review[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(6): 1155–1163.



开放科学 OSID

“微生物碳泵”作用下的土壤有机碳稳定性及其吸附特性研究进展

李芳芳^{1,2}, 李中文^{1,2}, 李宇轩^{1,2}, 代然³, 周丹丹^{1,2}, 杨时玲^{1,2}

(1. 昆明理工大学环境科学与工程学院, 昆明 650500; 2. 云南省土壤固碳与污染控制重点实验室, 昆明 650500; 3. 昆明理工大学建筑工程学院, 昆明 650500)

摘要: 土壤有机质, 特别是其相对稳定的组分, 是控制污染物尤其是有机污染物吸附稳定的关键因素。微生物介导下的有机质再合成产物, 即“微生物碳泵”作用下的有机碳, 对稳定性碳库有重要贡献, 其打破了以植物衍生物碳复杂分子结构为主导的稳定性碳库的传统观点。因此, 理解“微生物碳泵”作用下, 有机碳稳定性机制及其与污染物的相互作用成为环境地学研究的新挑战。本文综述了不同微生物群落组成和无机矿物组分作用下, 微生物来源的有机碳组成和性质及其稳定性研究; 并重点强调“微生物碳泵”作用下, 稳定性有机碳与污染物相互作用的研究进展。最后, 展望了“微生物碳泵”作用下稳定性有机碳的未来研究方向, 以期提升土壤固碳能力、实现“固碳减排”举措、帮助土壤污染治理提供新思路。

关键词: 微生物碳泵; 土壤有机碳; 稳定性; 污染物

中图分类号: S153.6 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2022)06-1155-09 doi:10.11654/jaes.2021-0860

Stability of soil organic carbon in the “microbial carbon pump” process and its adsorption characteristics: A review

LI Fangfang^{1,2}, LI Zhongwen^{1,2}, LI Yuxuan^{1,2}, DAI Ran³, ZHOU Dandan^{1,2}, YANG Shiling^{1,2}

(1. Faculty of Environmental Science & Engineering, Kunming University of Science & Technology, Kunming 650500, China; 2. Yunnan Key Lab of Soil Carbon Sequestration and Pollution Control, Kunming 650500, China; 3. Faculty of Civil Engineering & Mechanics, Kunming University of Science & Technology, Kunming 650500, China)

Abstract: Soil organic matter (SOM), especially relatively stable organic matter, is a critical factor in controlling the sorption and sequestration of pollutants, particularly organic contaminants. Organic matter products produced by microorganisms are called organic carbon in the “microbial carbon pump” (MCP) process, which plays a significant role in the stable carbon pool. This contradicts the traditional view that the stable carbon pool is dominated by the complex molecular structures of plant derivatives. Therefore, understanding the mechanism of organic carbon stability under the action of the MCP and its interaction with pollutants has become a new challenge for environmental geoscience research. This paper reviewed the compositions, properties, and stabilization mechanism of microbial-derived carbon, as affected by different microbial communities and mineral properties. In addition, the interaction between stable organic carbon and pollutants in the MCP process was emphasized. Finally, we proposed several research prospects for SOM stabilization in the future, providing new ideas for improving soil carbon sequestration capacity, realizing carbon sequestration and emission reduction measures, and aiding soil pollution remediation and governance.

Keywords: microbial carbon pump; soil organic carbon; stability; pollutant

收稿日期: 2021-07-31 录用日期: 2022-03-15

作者简介: 李芳芳(1988—), 女, 江西人, 博士, 讲师, 主要从事有机碳地球化学行为与污染物迁移转化研究。E-mail: fangkust@163.com

基金项目: 国家自然科学基金青年基金项目(41907300, 41703121); 云南省科技计划项目(202001AU070088)

Project supported: The National Natural Science Foundation Youth Project of China (41907300, 41703121); The Basic Research Program of Yunnan Province (202001AU070088)

土壤碳稳定机制研究是国内外研究的热点和难点。土壤是陆生生态系统最大的碳库,土壤有机碳储量是大气和植物中碳储量的2~3倍,其微小变化即会显著影响二氧化碳的排放,进而影响全球气候变化^[1-3],因此,提高土壤碳储量是目前减缓全球气候变暖,恢复退化土壤功能的重要举措。目前,主要的碳稳定机制包括:有机碳的生物化学稳定性结构,通过物理化学生物作用形成有机、无机体,以及团聚体的物理包裹。然而,由于土壤的空间异质性,对于长期稳定性有机碳主要来源于易降解组分如微生物残体还是难降解组分如木质素仍存在争议^[4-5]。从目前研究来看,稳定性有机碳不仅依赖于生物化学稳定性,而且还受生态系统环境的调控^[6-7]。例如,曾被认为稳定存在于土壤中的木质素和植物脂类的平均停留时间只有50~100 a,比大部分有机碳的更替要快^[8],而通常被认为是不稳定化合物的蛋白质和糖类可以存在数十年之久^[8-9],甚至在被认为是最稳定的胡敏素组分中,研究者也发现了超过50%的大量微生物来源的有机质存在,如多糖、蛋白质等组分^[10]。

微生物在土壤中大量且长期存在,同时由于微生物的特性及生命周期使得土壤中长期稳定地存在大量微生物残体。虽然微生物活体的碳含量较低,不足有机质的4%^[11],但从微生物碳泵作用下的固碳角度出发,微生物对稳定态碳池的贡献是一种长期的积累。LIANG等^[5]使用土壤“微生物碳泵”(Microbial carbon pump, MCP)概念框架说明了微生物是如何在土壤碳储存中发挥积极作用的。这一框架平衡了微生物作为土壤有机质(Soil organic matter, SOM)分解和形成的媒介的对比功能,并强调了长期微生物同化在产生土壤稳定有机化合物中的作用。微生物来源的SOM的贡献率可达总可提取SOM的50%,腐殖质组分的约45%和土壤氮的80%^[12],然而,在复杂土壤中定量微生物碳泵作用下的稳定性碳和植物来源的稳定性碳贡献十分困难。有研究通过模型土壤直接证明了在微生物碳泵作用下,微生物残体的稳定性依赖于微生物群落结构和矿物组成^[13]。土壤微生物不仅本身与土壤矿物存在直接作用(如胞外聚合物、细胞膜外层蛋白质均可与矿物表面形成直接作用),而且微生物需要借助与矿物间的电子传递发生氧化还原反应获取能量,导致微生物主要附着于无机矿物,微生物源有机碳通常因为与无机矿物的相互作用而稳定下来。同时,微生物源SOM在土壤环境污染物的迁移和转化过程中扮演着重要角色,系统地理解微

生物与无机矿物和污染物间的相互作用,以及微生物残体对稳定SOM的贡献(图1),有助于更好地通过调控土壤微生物来实现土壤固碳,进而为土壤污染修复工程中应用微生物提供理论依据。

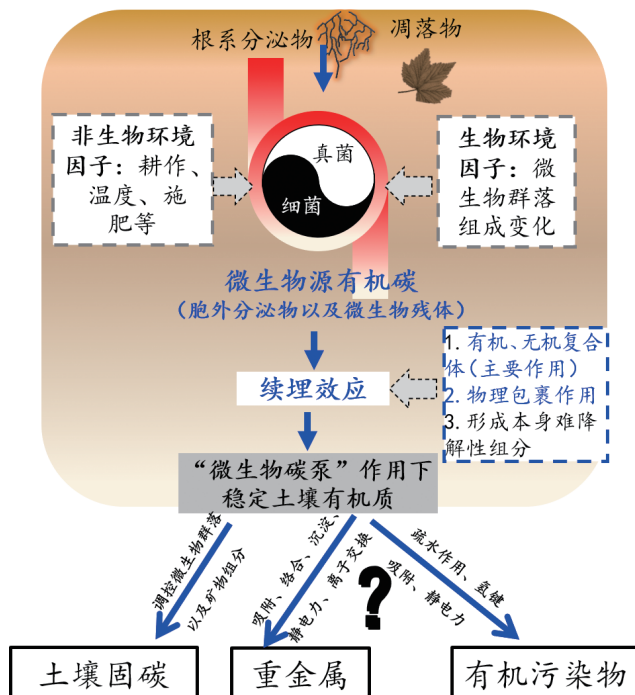


图1 “微生物碳泵”作用下土壤有机质的稳定性及其对污染物的环境行为影响

Figure 1 The stability of soil organic matter under “microbial carbon pump” process and its influence on environmental behaviors of contaminants

目前,微生物碳泵作用下的碳稳定机制及环境因素对微生物残体的影响已经有很好的综述,然而有关微生物源有机碳与矿物和污染物相互作用机制的研究还缺乏系统探究。所以,本综述针对以下几个方面进行讨论:(1)微生物来源有机碳的组成和性质;(2)微生物群落结构对有机碳稳定性的影响;(3)微生物来源有机碳与无机矿物的相互作用;(4)微生物来源有机碳与污染物的相互作用。

1 微生物来源有机碳的组成与性质

微生物作为迄今为止最为丰富的生物类别,其在土壤中大量存在且对土壤固碳具有潜在贡献。微生物来源有机碳由不同代谢活动状态下的微生物生物量贡献,其中只有约2%为活性微生物,休眠和死亡微生物的平均含量分别为42%和56%^[14],且休眠部分中潜在活性微生物的比例(可在数小时内被有效底物

激活)从10%到40%不等^[15],由此,也反映出微生物残体是微生物来源碳的主要部分。微生物残体主要包括来自细胞的颗粒有机物包膜片段以及一些胶体前体细胞溶质(如酶、核糖体和小分子聚合物)等^[16]。目前已有研究利用同位素标记的方法获得微生物残体的组成和来源信息。例如,COTRUFO等^[17]跟踪了同位素标记地上凋落物的分解,以及随后被结合到SOM中的情况,发现凋落物在分解早期,大部分的非结构化合物以高速率结合到微生物生物量中,最终形成SOM。也有研究发现微生物残体中氮元素主要以多氨基化合物(蛋白质、糖蛋白、真菌几丁质和细菌肽聚糖)形式存在,其占土壤有机氮的60%以上^[18]。微生物在代谢过程中会分泌胞外聚合物(Extracellular polymeric substances, EPS),这是微生物在自然环境中的一个普遍属性,在原核微生物和真核微生物中都有发生^[19]。此外,细胞裂解释放出的某些物质也属于EPS,因此,EPS既存在于细胞外,也存在于微生物聚集体内部^[20]。EPS是一种复杂的高分子聚合物,通常由蛋白质、碳水化合物和核酸组成,这些成分具有吸附、生物降解、亲水及疏水等特性^[19]。EPS的疏水部分主要为蛋白质,亲水部分为碳水化合物^[19],且碳水化合物中90%以上由葡萄糖、半乳糖、甘露糖(均为己糖)、阿拉伯糖和木糖(均为戊糖)组成^[21]。

目前,有关描述微生物组成、性质和微生物残体来源的手段有磷脂脂肪酸(Phospholipid fatty acids, PLFA)以及氨基糖(Amino sugars)分子生物标志物技术。磷脂是所有活细胞膜的重要组成部分^[22],因此,通常用PLFA来表征活体微生物。PLFA的浓度和分布可以反映土壤微生物群落的迅速变化,例如总PLFAs量可表示微生物生物量浓度^[23]。很多研究利用其特征脂肪酸进一步指示并区分真菌和细菌的比例和贡献^[24-25],例如:18:2 ω 6已被广泛用于估算真菌在土壤微生物生物量中的比例^[26];而i15:0、a15:0、15:0、i16:0、16:1 ω 7、i17:0、a17:0、c γ -17:0、i18:0、18:1 ω 7、c γ -19:0用来指示土壤细菌^[27];此外,支链脂肪酸和酯连接的单饱和16:1 ω 9、单饱和脂肪酸和环丙基脂肪酸可以追溯革兰氏阳性菌和革兰氏阴性菌^[28]。氨基糖法分子生物标志物目前被广泛用于研究微生物残体的来源^[29-30],主要的分子标志物包括葡萄糖胺、胞壁酸、半乳糖胺和甘露糖胺^[31]。因胞壁酸独特地来源于细菌肽聚糖^[32],而真菌细胞壁是葡萄糖胺的主要来源^[33],因此,葡萄糖胺与胞壁酸的比值通常可以指示真菌和细菌来源的比例。有研究也表明

葡萄糖胺与半乳糖胺的比例可以示踪土壤中从细菌到真菌的氨基糖-N的转变^[34]。

尽管微生物来源的有机碳组成和性质已被广泛关注,然而,由于微生物本身性质的复杂性及其受外界环境因素的影响大,其在土壤有机碳稳定性贡献研究方面仍需进一步探索,特别是在全球碳周转模型估算中通常被忽视或错误估算了微生物的贡献。因此,了解微生物来源有机质在土壤中以何种程度、何种方式被稳定下来是定量其固碳贡献的重要前提。

2 微生物群落的变化对微生物来源有机碳稳定性的影响

微生物群落组成的变化会导致微生物来源的有机质组成和性质的差异,从而直接或间接地影响土壤有机碳的稳定。通常将微生物碳利用效率(Carbon use efficiency, CUE),即生成每单位微生物量碳与微生物所吸收的有机碳总和之比,作为评价“微生物碳泵”作用下SOM形成速率的参数指标^[35-36]。一般来说,基质的分子结构越简单,微生物CUE越高,导致微生物量碳的积累更显著^[37]。例如,糖类分子结构比有机酸简单,以糖类为基质的微生物CUE高于以有机酸为基质的微生物,因此糖类会引起更多微生物量碳的积累^[38]。而不同微生物类群对基质的CUE也存在一定的差异。例如,细菌和真菌有不同的生活史策略(Life-history strategies),细菌(多为r型微生物)更倾向于分解易降解有机碳,而真菌(多为K型微生物)更偏好于分解难降解的有机碳^[39]。然而,并不能以此简单地认为细菌CUE高于真菌CUE,目前对于不同微生物类群CUE高低的研究缺乏准确认知,还需结合具体环境因子进行分析。

微生物群落组成主要会随环境因子(如耕作方式、冻融循环、氮沉降、火灾、干湿交替等)的改变发生动态变化,进而影响微生物群落功能。SAUVADET等^[40]发现,减少耕作能够增加微生物CUE,降低激发效应,促进碳固存。冻融循环减少了微生物的生物量,导致微生物细胞裂解,一定程度上造成土壤溶解有机碳浓度的增加和大量CO₂的排放^[41-42]。DING等^[43]研究了气候变暖对青藏高原高寒草甸生态系统50 cm剖面微生物残留积累的影响,发现气候变暖显著增加了总微生物残体量,相较于细菌,温度升高增加了真菌对有机碳库的贡献。研究表明,由人为扰动引起的活性氮沉积,在过去的150 a里增加了大约3倍,预计在未来几十年里还将继续大幅增加^[44],而碳

循环与氮循环关系密切,研究者提出了微生物氮开采假说来解释添加氮后土壤有机碳的分解,即低氮有效性可促使土壤微生物通过分解 SOM 获取氮,从而增加有机质的分解^[45]。即在高氮利用率条件下,微生物从顽固碳中提取氮的行为将被抑制。此外,微生物种群的相对丰度可能受到氮有效性的影响,一个基于个体的模型测试凋落物分解过程中的微生物动力学表明,r型微生物在低碳氮比的底物分解中占主导地位,而当底物的碳氮比较高时,则是生长较为缓慢的K型微生物占主导地位^[46]。火灾对土壤微生物的直接影响是减少微生物的生物量,MACK等^[47]在调查了阿拉斯加的一场火灾后发现,仅一场冻土带火灾,即使在相对较浅的地方燃烧,也能迅速抵消局部和生物群落规模对碳的吸收,而且燃烧所损失的碳比相关的分解机制快30~50倍。有研究表明,真菌比细菌受到的影响更大^[48]。干湿交替也可以通过影响土壤微生物的种群动态和团聚体形态,从而改变微生物来源有机碳的数量和质量。例如,有研究表明,r型微生物的抗旱能力较弱,但其生长速度较快,因此具有较强的恢复能力,而生长速度较慢的K型微生物抗旱能力较强,但恢复缓慢^[49]。此外,当干旱发生时,微生物因为溶解性有机碳扩散受到限制而会减少代谢,一旦土壤水分达到一定比例,微生物的活性将大幅增加,从而促进微生物来源有机碳的矿化^[50]。可见,微生物群落的变化依赖于复杂的环境因子,其对微生物源有机碳的影响在不同条件下有差异化的体现。然而,微生物群落的变化依赖于时间尺度,这导致了微生物来源有机碳的稳定性会随着时间的变化而变化,因此未来需要进一步加强其长期效应的研究。

3 无机矿物对微生物来源有机碳稳定性的影响

无论稳定性碳库来源于植物衍生物碳还是微生物来源的有机碳,矿物对有机质的保护仍然是土壤碳稳定最重要的稳定机制之一。相对植物衍生物碳而言,微生物来源的有机碳在土壤中特别是在根际土壤与矿物的相互作用更强。微生物主要附着在土壤颗粒、无机矿物特别是黏土矿物上快速生长,导致微生物来源的有机碳较植物来源的有机碳更易优先被吸附稳定。据估计,总生物来源有机碳的50%对应于原核生物,它们几乎都与矿物表面接触^[51]。固定在矿物上的微生物来源有机碳大致可以分为两类,即与矿物直接连接的有机碳和通过与矿物结合的有机碳再结合而间接固定在矿物表面的有机碳^[52]。CREAMER

等^[53]利用拉曼显微光谱技术对微生物残体的形成和与矿物表面的联系进行表征,结果表明,微生物残体与高比表面积、高位点密度的短程有序的矿物质通过吸附作用的结合,相较于与低比表面积、低位点密度的初级矿物质通过加入活性微生物(合成代谢)的结合,更利于微生物残体的保留,原因是温度和湿度条件的变化引起了其对吸附解吸动力学的影响,从而使通过吸附而与矿物结合的微生物残体变得不稳定。但也有研究发现,微生物来源的有机碳与矿物通过丰富的氮键连接(Nitrogen linkages)而紧密结合,从而形成更加稳定的SOM^[54]。综上研究均表明,矿物组分对于微生物来源有机碳的稳定性至关重要,然而,矿物-微生物间如何响应,环境因子的改变又将如何影响其有机、无机复合体的形成机制仍需要进一步关注。

此外,丝状微生物的菌丝可以对土壤颗粒进行物理缠绕,微生物分泌的一些有机质分子如EPS可以作为胶联剂促进与矿物相互作用形成土壤团聚体而使有机碳被进一步保护^[55]。土壤团聚体对有机碳的保护主要体现在物理稳定上,空间上的不可及性、调节养分循环及限制氧气的扩散可保护有机碳不被微生物和酶的分解^[56-57]。根据粒径大小,团聚体大致可分为大团聚体(>250 μm)和微团聚体(<250 μm)^[58]两类,而不同粒径大小团聚体的形成和稳定性受不同微生物种群的影响。研究表明,由于真菌具有菌丝结构,其能物理包裹土壤颗粒和微团聚体,主要参与大团聚体的形成,而细菌与微团聚体的形成和稳定紧密相关^[59]。真菌(包括其残体)因其菌丝的存在而在土壤中存留时间更久,而细菌则会被矿化成为磷脂组成物质^[60-61]。但是随着土地退化或土地利用的加剧,微生物对SOM的贡献可能从真菌优势转向细菌优势。然而到目前为止,关于微团聚体相较于大团聚体对于微生物来源的有机碳保护得更好的原因还没有一个确切的解释。此外,大多数关于微团聚体的研究主要集中在50~250 μm ,较小的微团聚体很少受到关注。然而,CHENU等^[62]明确指出纳米至微米级的微团聚体对土壤有机碳的稳定性起重要作用,他们认为小于2 μm 的微团聚体是保护有机碳不被吸附分解的场所。因此,关于较小微团聚体对土壤有机碳保护的研究将成为未来研究的重点。

研究者也观察到附着在矿物颗粒上的微生物会进一步腐蚀矿物表面,增大矿物溶解,导致被吸附的微生物残体碳再次释放^[63];但也有研究发现微生物通过腐蚀矿物表面,使得长程有序的矿物转化为短程有

序的矿物,这些短程有序的矿物可以进一步促进微生物残留物碳的稳定^[64]。因此,矿物对微生物来源的有机碳是保护还是释放取决于微生物的活性、矿物类型以及外界环境因子的影响。为了更好地描述自然环境中微生物来源有机碳的稳定性,未来研究需要更多关注环境因子对矿物-微生物有机、无机复合物的形成和对稳定性的研究。

4 微生物来源有机碳与污染物的相互作用

有机碳-污染物的相互作用研究已被广泛关注^[65-67],然而,在过去传统的污染物吸附行为研究中,因忽略了微生物来源有机碳对土壤有机碳的贡献,更多研究关注于植物衍生化的有机碳(如木质素、生物炭以及土壤分离的腐殖质组分)对污染物,特别是有机污染物的研究。尽管微生物来源对有机碳对污染物,特别是憎水性有机污染物的吸附能力低于植物来源的大分子有机碳如木质素等,但近期大量文献报道显示,微生物来源有机碳在长期稳定碳贡献中的占比超过80%^[12,68-69]。此外,微生物来源有机碳既有丰富的含氧官能团又有特殊的疏水区域^[70-72],这些特性均表明微生物来源有机碳对污染物在土壤中的迁移与转化行为同样不可忽略。因此,探索污染物在土壤中长期迁移或锁定的环境功效,需了解微生物来源有机碳携带污染物迁移及其与污染物吸附固定之间的关联。

然而,目前有关微生物来源有机碳与污染物相互作用的研究存在一定空白。仅有的相关研究更多关注于EPS对污水重金属的生物吸附去除^[73-74]。微生物分泌的EPS以及细胞壁中的蛋白质和多糖具有丰富的官能团,如羧基、磷基、巯基、酚基、羟基、磷酸基团等,这些基团大部分带负电荷,能与阳离子交换电位,因此可通过离子交换和络合等有效去除水中的重金属^[72-73,75]。通常pH值越高,溶液中与重金属争夺EPS结合位点的质子就越少,离子交换平衡中对重金属的吸附就越多^[76-77]。除质子外,其他阳离子如 Na^+ 和 Ca^{2+} 也可以竞争和交换。WANG等^[78]的研究发现降解的好氧颗粒污泥对 Cu^{2+} 的吸附伴随着 Ca^{2+} 的显著释放,这是由于 Ca^{2+} 与EPS结合的亲和力和竞争力相对较低。此外,EPS中存在许多功能性阴离子基团:如羧基可以通过静电作用吸引带正电荷的阳离子而形成有机金属络合物^[79];羧基和羟基也被发现在中性pH溶液中可与重金属通过配位键形成稳定的配合物^[80];蛋白质、多糖和磷脂中的磷酸胺和氨基胍也可

带负电荷,作为有效的重金属结合配体^[80]。由于EPS组分的多样性和复杂性,在实际应用中,多种吸附机制常同时发生。AJAO等^[81]通过利用限氮废水中产生的EPS与 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的吸附实验发现,EPS对 Pb^{2+} 的吸附几乎都是离子交换作用,但是对于 Cu^{2+} ,有68%的吸附是离子交换作用,剩下的32%则是其他作用,如络合作用等。然而,微生物来源有机碳因其官能团数量和种类、比表面积和带电性质等差异,都能导致其对重金属相互作用的不同,这些不同性质具体是如何影响两者之间的相互作用,未来还需进行更深入的研究。

尽管微生物来源有机碳主要是一些极性大的有机质,但其组成也包含一些憎水性区域和组分,如蛋白质中的芳香族、脂肪族和碳水化合物中的憎水区,这些组分对有机污染物具有较强的吸附作用^[70,82]。例如,无芳香性且极性较高的结构蛋白质因其独特的三维立体结构,而对憎水性有机污染物表现出类似的非线性吸附现象^[66]。有研究表明,EPS中含有色氨酸的类蛋白质物质和类腐殖质物质的数量与EPS对多环芳烃生物降解的增加呈正相关^[83]。SPATH等^[70]报道,EPS可吸附60%以上的苯、甲苯和间二甲苯,这些污染物只有一小部分被细胞吸附。此外,不同微生物群落组成的差异,导致其有机碳组成的不同,这也可能影响污染物的吸附降解能力。例如,相对于好氧条件,厌氧条件下形成的EPS因具有更多芳香碳结构,而对芘有更强的吸附能力^[84]。JIA等^[83]研究发现真菌来源的EPS中的蛋白质和碳水化合物(类腐殖质物质)要比细菌来源的EPS高,其对PAHs的生物降解也要高于细菌来源的EPS。

EPS具有丰富的官能团(如磷酸基、羧基、酰胺、氨基和羟基),因此能促进部分EPS与矿物表面发生反应,同时也改变了矿物的表面电荷,从而影响了矿物对重金属的亲和力^[85-86]。HUANG等^[87]在通过将细菌与高岭石、土壤胶体混合后发现,土壤胶体的表面正电荷减少,负电荷有所增加,细菌可以使高岭石和土壤胶体对 Cu^{2+} 和 Cd^{2+} 的吸附增强,而且吸附后不易被解吸。附着在矿物上的EPS还可以通过提供额外的络合位点来增加矿物对重金属的吸附量^[88],或通过阻断纳米大小的孔隙来减少重金属的固定化,即通过削弱颗粒间或颗粒内的扩散^[89-90],或通过影响各自的EPS-矿物结合的聚集状态^[91]。此外,不同矿物类型也会影响微生物来源SOM对污染物的相互作用。FANG等^[88]通过使用平衡吸附等温线、电位滴定法和微量热滴定法发现,EPS与针铁矿或蒙脱石结合可以

增加 Cu^{2+} 的吸附, 结果表明, 针铁矿的内球络合作用和蒙脱石的疏水、范德华力控制了各自复合体中可用表面位点的数量, 以及随后对 Cu^{2+} 的吸附。MIKUTTA 等^[92] 的研究表明, EPS 增加了膨润土对 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 的吸附程度和速率, 而铁水化合物对金属的吸附则没有被影响或降低, 其原因是吸附在不同矿物上的 EPS 通过诱导其特有的孔隙分布变化, 从而改变了可用的吸附位点, EPS 通过诱导膨润土的部分解聚和铁水化合物的聚集, 改变了矿物-EPS 缔合结构。微生物-矿物复合体与污染物之间的相互作用也受到环境 pH 的影响。TEMPLETON 等^[93] 发现, 当 pH 大于 6 时, 有 70% 的 Pb^{2+} 吸附在细菌-针铁矿复合体的针铁矿表面, 而当 pH 小于 5.5 时, 则有超过 50% 的 Pb^{2+} 吸附在细菌表面。

以上研究均证明了微生物源有机碳在污染物吸附中的重要性。然而, 关于微生物残体与污染物相互作用的机理研究目前仍匮乏。未来在探讨污染物的迁移转化行为研究中也需关注微生物来源有机碳的贡献, 特别是微生物来源较为丰富的区域。

5 结论与展望

微生物来源有机质稳定性的机制研究在理解全球碳循环、控制污染物迁移转化以及土壤肥力提升等方面发挥重要而积极的作用。本文综述了微生物的组成和性质差异对微生物来源有机碳稳定性的影响, 并指出微生物来源有机碳的稳定性主要依赖于微生物群落结构、矿物组成以及团聚体的形成。但在复杂的土壤环境体系中识别以及解释其稳定性机制仍是一大挑战, 如微生物-植物-矿物间的相互作用研究、环境因子对微生物来源有机质在矿物上的稳定性研究, 以及微生物残体在土壤污染修复治理中的调控等, 仍需进一步探讨。此外, 目前在土壤有机碳稳定机制的研究中对土壤团聚体物理包裹保护作用和有机、无机复合体保护作用一直存在争议, 在未来研究中还需要进一步证明。特别是微生物来源有机碳在不同土壤碳库(不同土壤粒径和密度组分)中的稳定机制及其与污染物的相互作用。今后可对以下问题进行研究讨论: 在不同矿物组成条件下, 真核和原核微生物来源的土壤有机质的组成和性质如何发生动态变化? 这些组成及性质的变化是如何影响其稳定性碳库? 有机、无机复合体形成中, 微生物来源有机碳是如何稳定保存, 这些稳定组分是如何影响污染物的迁移转化?

参考文献:

- [1] NEFF J C, TOWNSEND A R, GLEIXNER G, et al. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon[J]. *Nature*, 2002, 419(6910): 915-917.
- [2] DIJKSTRA F A, HOBIE S E, KNOPS J, et al. Nitrogen deposition and plant species interact to influence soil carbon stabilization[J]. *Ecology Letters*, 2010, 7(12): 1192-1198.
- [3] 高崇升, 王建国. 黑土农田土壤有机碳演变研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(6): 1468-1474. GAO C S, WANG J G. A review of researches on evolution of soil organic carbon in mollisols farmland[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(6): 1468-1474.
- [4] LEHMANN J, KLEBER M. The contentious nature of soil organic matter[J]. *Nature*, 2015, 528(7580): 60-68.
- [5] LIANG C, SCHIMEL J P, JASTROW J D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage[J]. *Nature Microbiol*, 2017, 2(8): 17105.
- [6] 梁超, 朱雪峰. 土壤微生物碳泵储碳机制概论[J]. 中国科学: 地球科学, 2021, 51(5): 680-695. LIANG C, ZHU X F. The soil microbial carbon pump as a new concept for terrestrial carbon sequestration[J]. *Scientia Sinica(Terrae)*, 2021, 51(5): 680-695.
- [7] GEORGIU K, ABRAMOFF R Z, HARTE J, et al. Microbial community-level regulation explains soil carbon responses to long-term litter manipulations[J]. *Nature Communications*, 2017, 8: 1-10.
- [8] KIEM R, KÖGEL-KNABNER I. Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory carbon pool in C-depleted arable soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2003, 35(1): 101-118.
- [9] BERHE A A, HARDEN J W, TORN M S, et al. Persistence of soil organic matter in eroding versus depositional landform positions[J]. *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 2012, 117(2): 29.
- [10] SIMPSON A J, SONG G, SMITH E, et al. Unraveling the structural components of soil humin by use of solution-state nuclear magnetic resonance spectroscopy[J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(3): 876-883.
- [11] ANDERSON T H, DOMSCH K H. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2010, 42(12): 2039-2043.
- [12] SIMPSON A J, SIMPSON M J, SMITH E, et al. Microbially derived inputs to soil organic matter: Are current estimates too low?[J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(23): 8070-8076.
- [13] KALLENBACH C M, FREY S D, GRANDY A S. Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls[J]. *Nature Communications*, 2016, 7: 13630.
- [14] BLAGODATSKAYA E, KUZYAKOV Y. Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2013, 67(67): 192-211.
- [15] LUDWIG M, ACHTENHAGEN J, MILTNER A, et al. Microbial contribution to SOM quantity and quality in density fractions of temperate arable soils[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2015, 81: 311-322.
- [16] LIANG C, AMELUNG W, LEHMANN J, et al. Quantitative assessment of microbial necromass contribution to soil organic matter[J].

- Global Change Biology*, 2019, 25(11):3578–3590.
- [17] COTRUFO M F, SOONG J L, HORTON A J, et al. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss[J]. *Nature Geoscience*, 2015, 8(10):776–779.
- [18] FERNANDEZ C W, LANGLEY J A, CHAPMAN S, et al. The decomposition of ectomycorrhizal fungal necromass[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2015, 93:38–49.
- [19] SHENG G P, YU H Q, LI X Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review[J]. *Biotechnology Advances*, 2010, 28(6):882–894.
- [20] WINGENDER J, NEU T R, FLEMMING H C. What are bacterial extracellular polymeric substances?[J]. *Microbial Extracellular Polymeric Substances*, 1999, 1:1–18.
- [21] GREGORICH E G, CARTER M R, ANGERS D A, et al. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 1994, 74(4):367–385.
- [22] WHITE D C, DAVIS W M, NICKELS J S, et al. Determination of the sedimentary microbial biomass by extractable lipid phosphate[J]. *Oecologia*, 1979, 40(1):51–62.
- [23] BALKWILL D L, LEACH F R, WILSON J T, et al. Equivalence of microbial biomass measures based on membrane lipid and cell wall components, adenosine triphosphate, and direct counts in subsurface aquifer sediments[J]. *Microbial Ecology*, 1988, 16(1):73–84.
- [24] WANG J J, PISANI O, LIN L H, et al. Long-term litter manipulation alters soil organic matter turnover in a temperate deciduous forest[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 607:865–875.
- [25] KOURTEV P S, EHRENFELD J G, HAGGBLOM M. Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil[J]. *Ecology*, 2002, 83(11):3152–3166.
- [26] CLEMMENSEN K E, MICHELSEN A, JONASSON S, et al. Increased ectomycorrhizal fungal abundance after long-term fertilization and warming of two arctic tundra ecosystems[J]. *New Phytologist*, 2006, 171(2):391–404.
- [27] ZELLES L. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterisation of microbial communities in soil: A review[J]. *Biology & Fertility of Soils*, 1999, 29(2):111–129.
- [28] RATLEDGE C, WILKINSON S G. Microbial lipids Vol.1[M]. London: Academic Press, 1988.
- [29] ZHU X, LIANG C, MASTERS M D, et al. The impacts of four potential bioenergy crops on soil carbon dynamics as shown by biomarker analyses and DRIFT spectroscopy[J]. *Global Change Biology Bioenergy*, 2018, 10(7):489–500.
- [30] MA T, ZHU S, WANG Z, et al. Divergent accumulation of microbial necromass and plant lignin components in grassland soils[J]. *Nature Communications*, 2018, 9:3480.
- [31] AMELUNG W, BRODOWSKI S, SANDHAGE-HOFMANN A, et al. Combining biomarker with stable isotope analyses for assessing the transformation and turnover of soil organic matter[M]/SPARKS D L. *Advances in Agronomy*, 2008:155–250.
- [32] MCCARTHY M D, HEDGES J I, BENNER R. Major bacterial contribution to marine dissolved organic nitrogen[J]. *Science*, 1998, 281(5374):231–234.
- [33] APPUHN A, JOERGENSEN R G. Microbial colonisation of roots as a function of plant species[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38(5):1040–1051.
- [34] CHEN X, XIA Y, RUI Y, et al. Corrigendum to “Microbial carbon use efficiency, biomass turnover, and necromass accumulation in paddy soil depending on fertilization”[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2020, 295:106867.
- [35] ZHENG Q, HU Y, ZHANG S, et al. Growth explains microbial carbon use efficiency across soils differing in land use and geology[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2019, 128:45–55.
- [36] SOWDEN F J. Investigations on the amounts of hexosamines found in various soils and methods for their determination[J]. *Soil Science*, 1959, 88(3):138–143.
- [37] COTRUFO M F, WALLENSTEIN M D, BOOT C M, et al. The Microbial Efficiency–Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter?[J]. *Global Change Biology*, 2013, 19(4):988–995.
- [38] JONES D L, HILL P W, SMITH A R, et al. Role of substrate supply on microbial carbon use efficiency and its role in interpreting soil microbial community-level physiological profiles (CLPP)[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2018, 123:1–6.
- [39] GROVER M, MAHESWARI M, DESAI S, et al. Elevated CO₂: Plant associated microorganisms and carbon sequestration[J]. *Applied Soil Ecology*, 2015, 95:73–85.
- [40] SAUVADET M, LASHERMES G, ALAVOINE G, et al. High carbon use efficiency and low priming effect promote soil C stabilization under reduced tillage[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2018, 123:64–73.
- [41] FENG X, NIELSEN L L, SIMPSON M J. Responses of soil organic matter and microorganisms to freeze–thaw cycles[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2007, 39(8):2027–2037.
- [42] SONG Y, ZOU Y, WANG G, et al. Altered soil carbon and nitrogen cycles due to the freeze–thaw effect: A meta-analysis[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2017, 109:35–49.
- [43] DING X, CHEN S, ZHANG B, et al. Warming increases microbial residue contribution to soil organic carbon in an alpine meadow[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2019, 135:13–19.
- [44] GALLOWAY J N, TOWNSEND A R, ERISMAN J W, et al. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions[J]. *Science*, 2008, 320(5878):889–892.
- [45] CRAINE J M, MORROW C, FIERER N. Microbial nitrogen limitation increases decomposition[J]. *Ecology*, 2007, 88(8):2105–2113.
- [46] KAISER C, FRANKLIN O, DIECKMANN U, et al. Microbial community dynamics alleviate stoichiometric constraints during litter decay[J]. *Ecology Letters*, 2014, 17(6):680–690.
- [47] MACK M C, BRET–HARTE M S, HOLLINGSWORTH T N, et al. Carbon loss from an unprecedented Arctic tundra wildfire[J]. *Nature*, 2011, 475(7357):489–492.
- [48] DUMONTET S, DINEL H, SCOPA A, et al. Post-fire soil microbial biomass and nutrient content of a pine forest soil from a dunal Medi-

- terranean environment[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1996, 28(10/11):1467-1475.
- [49] RIVEST D, PAQUETTE A, SHIPLEY B, et al. Tree communities rapidly alter soil microbial resistance and resilience to drought[J]. *Functional Ecology*, 2015, 29(4):570-578.
- [50] DENEK K, SIX J, PAUSTIAN K, et al. Importance of macroaggregate dynamics in controlling soil carbon stabilization: Short-term effects of physical disturbance induced by dry-wet cycles[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33(15):2145-2153.
- [51] CUADROS J. Clay minerals interaction with microorganisms: A review [J]. *Clay Minerals*, 2017, 52(2):235-261.
- [52] HAN L, SUN K, JIN J, et al. Some concepts of soil organic carbon characteristics and mineral interaction from a review of literature[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2016, 94:107-121.
- [53] CREAMER C A, FOSTER A L, LAWRENCE C, et al. Mineralogy dictates the initial mechanism of microbial necromass association[J]. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 2019, 260:161-176.
- [54] TAMURA M, THARAYIL N. Plant litter chemistry and microbial priming regulate the accrual, composition and stability of soil carbon in invaded ecosystems[J]. *New Phytologist*, 2014, 203(1):110-124.
- [55] TOTSCHKE K U, AMELUNG W, GERZABEK M H, et al. Microaggregates in soils[J]. *Journal of Plant Nutrition & Soil Science*, 2018, 181(1):104-136.
- [56] SOLLINS P, SWANSTON C, KLEBER M, et al. Organic C and N stabilization in a forest soil: Evidence from sequential density fractionation[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38(11):3313-3324.
- [57] VON LUETZOW M, KOEGEL-KNABNER I, EKSCHMITT K, et al. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions: A review[J]. *European Journal of Soil Science*, 2006, 57(4):426-445.
- [58] EDWARDS A P, BREMNER J M. Use of sonic vibration for separation of soil particles[J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 1964, 44(3):366.
- [59] SIX J, BOSSUYT H, DEGRYZE S, et al. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics[J]. *Soil & Tillage Research*, 2004, 79(1):7-31.
- [60] BARDGETT R D, MOMMER L, VRIES F. Going underground: Root traits as drivers of ecosystem processes[J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2014, 29(12):692-699.
- [61] SIX J, FREY S D, THIET R K, et al. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(2):555-569.
- [62] CHENU C, PLANTE A F. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: Revisiting the concept of the 'primary organo-mineral complex' [J]. *European Journal of Soil Science*, 2006, 57(4):596-607.
- [63] FOMINA M, BURFORD E P, HILLIER S, et al. Rock-building fungi [J]. *Geomicrobiology Journal*, 2010, 27(6/7):624-629.
- [64] YU G, XIAO J, HU S, et al. Mineral availability as a key regulator of soil carbon storage[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(9):4960-4969.
- [65] WEN B, ZHANG J J, ZHANG S Z, et al. Phenanthrene sorption to soil humic acid and different humin fractions[J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(9):3165-3171.
- [66] SALLOUM M J, CHEFETZ B, HATCHER P G. Phenanthrene sorption by aliphatic-rich natural organic matter[J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36(9):1953-1958.
- [67] HE E, LU C, HE J, et al. Binding characteristics of Cu²⁺ to natural humic acid fractions sequentially extracted from the lake sediments[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(22):22667-22677.
- [68] LIANG C, BALSER T C. Microbial production of recalcitrant organic matter in global soils: Implications for productivity and climate policy [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2011, 9(1):75.
- [69] MILTNER A, BOMBACH P, SCHMIDT-BRUECKEN B, et al. SOM genesis: Microbial biomass as a significant source[J]. *Biogeochemistry*, 2012, 111(1/2/3):41-55.
- [70] SPATH R, FLEMMING H C, WUERTZ S. Sorption properties of biofilms[J]. *Water Science & Technology*, 1998, 37(4/5):207-210.
- [71] HA J, GELABERT A, SPORMANN A M, et al. Role of extracellular polymeric substances in metal ion complexation on *Shewanella oneidensis*: Batch uptake, thermodynamic modeling, ATR-FTIR, and EXAFS study[J]. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 2010, 74(1):1-15.
- [72] JOSHI P M, JUWARKAR A A. In vivo studies to elucidate the role of extracellular polymeric substances from *azotobacter* in immobilization of heavy metals[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(15):5884-5889.
- [73] PRIESTER J H, OLSON S G, WEBB S M, et al. Enhanced exopolymer production and chromium stabilization in *Pseudomonas putida* unsaturated biofilms[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2006, 72(3):1988-1996.
- [74] BHASKAR P V, BHOSLE N B. Bacterial extracellular polymeric substance (EPS): A carrier of heavy metals in the marine food-chain[J]. *Environment International*, 2006, 32(2):191-198.
- [75] LIU H, FANG H H P. Characterization of electrostatic binding sites of extracellular polymers by linear programming analysis of titration data [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2002, 80(7):806-811.
- [76] LOPEZ A, LAZARO N, PRIEGO J M, et al. Effect of pH on the biosorption of nickel and other heavy metals by *Pseudomonas fluorescens* 4F39[J]. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 2000, 24(2):146-151.
- [77] COMTE S, GULBAUD G, BAUDU M. Biosorption properties of extracellular polymeric substances (EPS) resulting from activated sludge according to their type: Soluble or bound[J]. *Process Biochemistry*, 2006, 41(4):815-823.
- [78] WANG X H, SONG R H, TENG S X, et al. Characteristics and mechanisms of Cu(II) biosorption by disintegrated aerobic granules[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 179(1/2/3):431-437.
- [79] OZDEMIR G, OZTURK T, CEYHAN N, et al. Heavy metal biosorption by biomass of *Ochrobactrum anthropi* producing exopolysaccharide in activated sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2003, 90(1):71-

- 74.
- [80] YUAN S J, SUN M, SHENG G P, et al. Identification of key constituents and structure of the extracellular polymeric substances excreted by *Bacillus megaterium* TF10 for their flocculation capacity[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(3): 1152–1157.
- [81] AJAO V, KANG N, CHATZOPOULOS P, et al. Regeneration and re-use of microbial extracellular polymers immobilised on a bed column for heavy metal recovery[J]. *Water Research*, 2020, 171: 115472.
- [82] LIU A, AHN I S, MANSFIELD C, et al. Phenanthrene desorption from soil in the presence of bacterial extracellular polymer: Observations and model predictions of dynamic behavior[J]. *Water Research*, 2001, 35(3): 835–843.
- [83] JIA C, LI X, ZHANG L, et al. Extracellular polymeric substances from a fungus are more effective than those from a bacterium in polycyclic aromatic hydrocarbon biodegradation[J]. *Water Air & Soil Pollution*, 2017, 228(6): 195.
- [84] LEE B M, SHIN H S, HUR J. Comparison of the characteristics of extracellular polymeric substances for two different extraction methods and sludge formation conditions[J]. *Chemosphere*, 2013, 90(2): 237–244.
- [85] BEVERIDGE T J, MAKIN S A, KADURUGAMUWA J L, et al. Interactions between biofilms and the environment[J]. *Fems Microbiology Reviews*, 1997, 20(3/4): 291–303.
- [86] OMOIKE A, CHOROVER J. Adsorption to goethite of extracellular polymeric substances from *Bacillus subtilis*[J]. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 2006, 70(4): 827–838.
- [87] HUANG Q Y, CHEN W L, XU L H. Adsorption of copper and cadmium by Cu- and Cd-resistant bacteria and their composites with soil colloids and kaolinite[J]. *Geomicrobiology Journal*, 2005, 22(5): 227–236.
- [88] FANG L, HUANG Q, WEI X, et al. Microcalorimetric and potentiometric titration studies on the adsorption of copper by extracellular polymeric substances (EPS), minerals and their composites[J]. *Biore-source Technology*, 2010, 101(15): 5774–5779.
- [89] LANG F, KAUPENJOHANN M. Immobilisation of molybdate by iron oxides: Effects of organic coatings[J]. *Geoderma*, 2003, 113(1/2): 31–46.
- [90] MIKUTTA C, LANG F, KAUPENJOHANN M. Kinetics of phosphate sorption to polygalacturonate-coated goethite[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70(2): 541–549.
- [91] JAISI D P, DONG H, KIM J, et al. Nontronite particle aggregation induced by microbial Fe(III) reduction and exopolysaccharide production[J]. *Clays and Clay Minerals*, 2007, 55(1): 96–107.
- [92] MIKUTTA R, BAUMGAERTNER A, SCHIPPERS A, et al. Extracellular polymeric substances from *Bacillus subtilis* associated with minerals modify the extent and rate of heavy metal sorption[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(7): 3866–3873.
- [93] TEMPLETON A S, SPORMANN A M, BROWN G E. Speciation of Pb(II) sorbed by *Burkholderia cepacia*/goethite composites[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(10): 2166–2172.

(责任编辑:李丹)