

生物炭添加对旱作农田土壤溶解性有机质及其 动态影响的定位研究

林 颖, 索慧慧, 王 坤, 郑翔宇, 曲 东

(西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

摘要: 为揭示生物炭添加对旱作农田土壤溶解性有机质(DOM)及其动态的影响,通过定位试验,探讨了不同生物炭施用量小区土壤在 2012—2017 年间溶解性有机碳、溶解性无机碳和 DOM 的荧光光谱组分及其紫外光谱特征的变化特征。结果表明:添加生物炭总体上能够提高土壤 DOC 和 DIC 含量,且随着添加量的增加而递增。相同生物炭添加量处理中,DOC 含量随施用时间增加显著降低,而 DIC 含量呈逐渐升高的趋势。DOM 芳香化程度随施用时间延长而显著增大,施用 3 年后 3% 和 5% 添加量处理的芳香化程度较 CK 显著降低,而 1% 添加量处理与 CK 无显著差异。DOM 分子量在不同施用年限之间呈增大趋势。随着生物炭添加量的增加,分子量在不同施用年限间的差异逐渐减小。土壤 DOM 主要由 UVC 类腐殖酸(C1)、UVA 类腐殖酸(C2)、土壤富里酸(C3)和类色氨酸(C4)4 种物质组成,其中以 C1 和 C2 为主。整体而言,除添加 1% 生物炭时 C2 随施用年限增加而降低之外,不同处理中 C1 及 C2 均随着施用年限的增加而逐渐增加,而 C3 和 C4 则显著降低。不同处理下 DOM 的来源以外源输入为主,微生物内源输入为辅,添加生物炭在一定程度上增强了 DOM 的生物可利用性。生物炭的长期施入会引起旱作农田土壤 DOM 组分变化,总体趋势是大分子量腐殖酸类物质在增加,而小分子量蛋白质类物质在减少。

关键词: 生物炭; 定位试验; 溶解性有机质; 紫外—可见吸收特征; 三维荧光分析

中图分类号: S153.5

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2018)06-0149-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2018.06.023

Effects of Biochar on Soil Dissolved Organic Matter and Its Dynamics Studied by Located Experiment in Dryland

LIN Ying, SUO Huihui, WANG Kun, ZHENG Xiangyu, QU Dong

(College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100)

Abstract: In order to reveal the effects of biochar addition on soil dissolved organic matter (DOM) and its dynamics in dryland, a located experiment was conducted to investigate the change characteristics of dissolved organic carbon (DOC), dissolved inorganic carbon (DIC) and fluorescence spectra components of DOM and its UV spectra characteristics in different soils with different biochar additions during 2012 to 2017. The results showed that the application of biochar increased DOC and DIC contents in soil as a whole, and the contents increased with the increasing of the biochar addition amount. In the same amount of biochar treatment, the DOC content decreased significantly with the increasing of application time, while the DIC content increased gradually. The degree of DOM aromatization increase dsignificantly with the extension of application time. After three years of application, the aromatization degree of 3% and 5% addition amount treatments was both significantly lower than that of CK, but there was no significant difference between 1% addition amount treatment and CK. The molecular weight of DOM showed an increasing trend in different application years. With the increasing of the biochar amount, the difference in the molecular weight between different application years gradually decreased. The soil DOM mainly includes four kinds of substances: UVC humic-like (C1), UVA humic-like (C2), Soil fulvic acid (C3) and Tryptophan-like (C4), of which the C1 and C2 components dominated. In general, except for the addition of 1% biochar, the C2 component

decreased with the increasing of the application years, the C1 and C2 components in different treatments gradually increased with the increasing of the application years, while the C3 and C4 components decreased significantly. The fluorescence indices of soil revealed that DOM was mainly terrestrially derived rather than microbial derived. The addition of biochar enhanced the bioavailability of DOM to some extent. The long-term application of biochar could result in changes of DOM components in the dryland. The general trend was that macromolecular humic-like substances increased, while small molecular proteins-like substances decreased.

Keywords: biochar; located experiment; dissolved organic matter; UV-Vis absorption characteristics; three-dimensional fluorescence analysis

土壤溶解性有机质(dissolved organic matter, DOM)是生态系统重要组成部分,主要来源于动植物残体、植物分泌物及人为活动^[1]。DOM 在全球碳循环中扮演着重要角色,对生态系统的能量输入和物质循环也有重要作用,已成为环境地球化学的研究热点^[2]。生物炭作为一种新型环境功能材料,其碳组分因高芳香化的特征而具有生物化学稳定性、热稳定性和微生物稳定性,且在土壤改良、污染修复、提高作物产量等方面发挥着重要作用,被认为是培育高碳土壤和将碳封存在土壤中的重要途径^[3-5]。针对施用生物炭可改变土壤碳库的研究已有报道。赵世翔等^[6]和 Laird 等^[7]发现,生物炭施于土壤后显著提高有机碳含量,且随添加量的增加而增加;Beesley 等^[8]指出,生物炭可增加孔隙水中的水溶性有机物含量;Novak 等^[9]发现,农田施用生物炭增加了土壤有机碳量且输入量越大,有机碳含量越高。但研究多是短期的,这种效果能否在较长时间内保持还未得出正确评价。当前生物炭农田效应的定位试验研究主要集中在土壤水分、养分调控及对作物的生物学效应影响等方面^[10-12],而生物炭对土壤 DOM 长期效应的影响尚有待深入研究。有研究^[6]通过室内培养试验表明,土壤水溶性有机碳随培养时间的增加呈下降趋势,但室内培养难以反映田间实际情况,因此通过田间定位试验能更有效地揭示土壤 DOM 含量、组成及其化学特征的动态变化规律。目前,由于光学分析方法具有灵敏度高、不破坏样品结构和检测快速的特点,三维荧光光谱和紫外-可见吸收光谱法已被广泛应用于水体和沉积物中 DOM 的组成、来源及结构特征分析^[13-15],而对土壤 DOM 的关注相对较少。本研究基于施用生物炭 5 年的旱作农田定位试验,通过生物炭施用时间及用量处理间 DOC 含量、DOM 组分、芳香化特征等参数的动态变化分析,探讨生物炭对土壤有机物的潜在影响程度,以期揭示农田施用生物炭后的环境效应,为生物炭的农业利用提供理论依据和数据支撑。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试小区位于宁夏回族自治区固原市原州区固原生

态试验站,土壤为黏壤质黑垆土。土壤有机质含量 26.50 g/kg,全氮含量 1.29 g/kg,全磷含量 0.63 g/kg,有效磷含量 29.63 mg/kg,容重 1.22 g/cm³,pH 8.14。供试生物炭由锯末压合后烧制,容重为 0.60 g/cm³,购于陕西亿鑫生物能源科技开发有限公司。将生物炭粉碎,过 2 mm 筛备用。

1.2 试验设置与样品采集

施用生物炭的定位试验始于 2012 年。生物炭添加量处理分别为:25(B1),75(B2),125 t/hm²(B3),以不添加生物炭为对照(CK),每个处理重复 3 次。分别于 2012 年、2015 年及 2017 年 10 月采集土壤样品。采用“S”形采样方法,采集 0—20 cm 土样 5 个制备混合样,去除植物残体后自然风干、磨细、过 2 mm 筛,在实验室避光保存,备用。

1.3 水溶性有机碳(DOC)测定

试验测定于 2017 年 12 月开始进行。DOC 含量采用总有机碳(TOC)测定仪测定^[16]。称取 3.000 g 过 0.15 mm 筛的土样于 50 mL 离心管中,以 1:10 的土水比添加 30 mL 蒸馏水后于恒温(60 ℃)摇床 300 r/min 振荡 30 min,随后将离心管于 10 000 r/min 离心 6 min,并取上清用真空泵经 0.45 μm 滤膜过滤,收集滤液上机测定。

1.4 紫外吸收光谱特征分析

将上述滤液在 250~400 nm 范围内进行光谱扫描,以超纯水为空白。特征紫外吸光度值(SUVA₂₅₄)以 A₂₅₄与 DOC 浓度的比值表示;光谱斜率比值(S_R)由 275~295 nm 波长区域斜率与 350~400 nm 波长区域斜率的比值获得^[17-18]。

1.5 三维荧光光谱特征分析

将上述滤液采用荧光光谱仪进行荧光激发-发射矩阵光谱(EEM)扫描^[19-22]。激发光谱波长范围为 200~500 nm,采样间隔 5 nm;发射光谱波长范围为 250~550 nm,采样间隔 1 nm。激发波长为 370 nm 时在 470,520 nm 两处荧光发射强度的比值即荧光系数(FI);激发波长为 254 nm 时,发射波长在 435~480 nm 范围与 300~345 nm 范围的积分值的比值即腐殖化系数(HIX);激发波长为 310 nm 时在 380 nm

处的荧光发射强度与 420~435 nm 范围的最大荧光发射强度的比值即新旧碳比($\beta : \alpha$);激发波长为 310 nm 时在 380 nm 和 430 nm 两处荧光发射强度的比值即自生源指数(BIX)。

1.6 数据分析

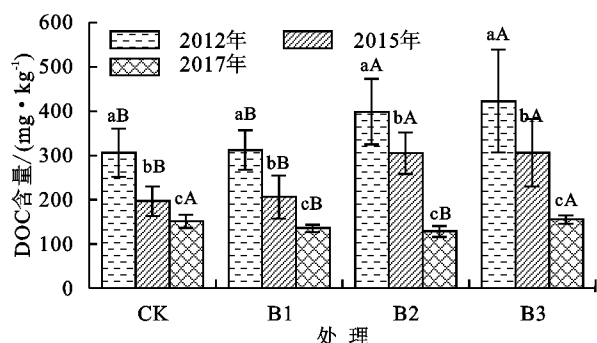
试验数据采用 Origin 8.0 软件作图,用 MATLAB 软件进行统计分析。用 SPSS 16.0 软件进行方差分析,采用最小显著差数法(LSD)检验试验数据的差异显著性。

2 结果与分析

2.1 添加生物炭对土壤水溶性碳库的影响

添加不同量生物炭后土壤 DOC 和 DIC 含量变化见图 1。CK 中 DOC 含量随着时间延长而显著降低。2012 年土壤中添加不同量生物炭后 DOC 含量随添加量增加而增大,B1 处理中 DOC 含量与 CK 无

显著差异,而添加量为 B2 和 B3 时 DOC 含量较对照显著提高 30.23% 和 38.04%,表明生物炭施用能提升 DOC 含量,但低添加量影响较小。整体上 2015 年 DOC 含量较添加之初显著降低,但与 CK 相比,B2 和 B3 处理对土壤 DOC 的促进作用仍达 54.76% 和 55.21%。2017 年 DOC 含量在不同处理间非常接近,表明由生物炭带入土壤中的 DOC 与原有的水溶性组分已接近平衡。总体上 DIC 含量随时间延长而显著增加,CK 中 2015 年和 2017 年 DIC 含量较 2012 年显著提高 5.96,18.27 mg/kg。添加生物炭后,各年限中 DIC 含量均呈现 B3>B2>B1>CK 的趋势,但仅 B3 处理使 DIC 含量显著提高 3.67~13.93 mg/kg。添加 3 年和 5 年后各生物炭处理 DIC 含量较添加之初分别提高 11.16~12.71,12.38~13.78 mg/kg,但 2017 年 DIC 含量较 2015 年无显著变化。



注:图中不同大写字母表示相同年限水平不同浓度生物炭处理之间的差异显著($p < 0.05$);不同小写字母表示相同生物炭水平不同年限之间的差异显著($p < 0.05$)。下同。

图1 不同量生物炭对土壤 DOC 和 DIC 含量的影响

2.2 紫外吸收光谱变化特征比较

添加不同量生物炭后 $SUVA_{254}$ 和 S_R 值变化见图 2。 $SUVA_{254}$ 表征 DOM 芳香性强弱,值越大则芳香化程度及腐殖程度越高^[17-18]。随时间增长,SU-

VA_{254} 值逐渐增大,且不同年限间差异显著,说明 DOM 芳香化程度逐渐增大,有机物逐渐稳定。总体上生物炭添加量越大的处理其 $SUVA_{254}$ 值越小,芳香化程度越低。

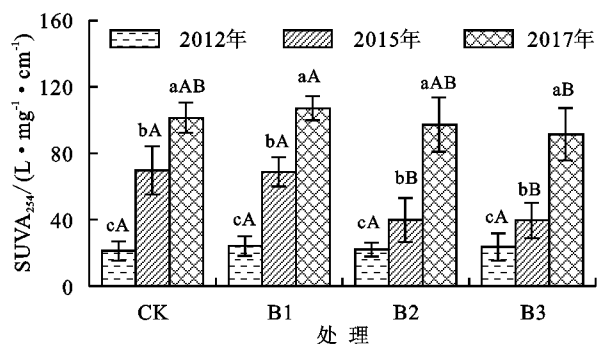
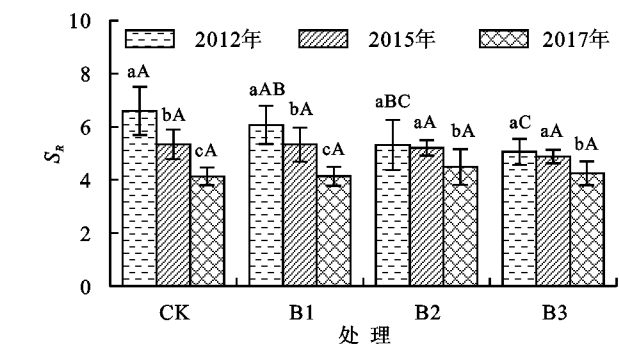


图2 不同量生物炭对土壤 $SUVA_{254}$ 和 S_R 的影响

2012 年各处理间的 DOM 芳香化程度无显著差异,2015 年 B2、B3 处理的 $SUVA_{254}$ 值较 CK 显著降低,而 B1 处理无显著变化,2017 年除 B3 处理的 $SUVA_{254}$ 值较 B1 显著降低外,其他处理间无显著差异。 S_R 能定性反映 DOM 结构及分子量,与分子量成反比^[17]。 S_R 值随年限增加呈下降趋势,即 DOM 分子



量从大到小为 2017 年>2015 年>2012 年,表明 DOM 芳香性增强可能伴随大分子物质的增加。2012 年 S_R 值随生物炭添加量增大而降低,即分子量随添加量增大而增大。施用 3、5 年后,各生物炭处理与 CK 相比 S_R 值稍有降低,但均未达显著水平。另外,随着生物炭添加量的增加,DOM 分子量在不同

年限间的差异逐渐减小。整体上 B1 处理与 CK 相比对 S_R 值的作用未达到显著水平, B2 和 B3 处理下的作用基本接近。

2.3 荧光组分变化特征比较

采用 PARAFAC 方法分析荧光光谱后确定了 DOM 的 4 种主要荧光组分, 其相对百分比见图 3。组分 I(C1, $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=360/458$ nm) 为高分子量、高芳香性的 UVC 类腐殖酸^[23], 组分 II(C2, $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=335/402$ nm) 为低分子量的 UVA 类腐殖酸^[23], 组分 III(C3, $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=450(310)/546$ nm) 为土壤富里酸^[24-25], 组分 IV(C4, $\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=250/320\sim400$ nm) 为类色氨酸^[23]。以 C1 和 C2 为主, 在土壤 DOM 中占

比为 54.09%~96.72%, C3 和 C4 的占比显著少于 C1 和 C2, 为 3.28%~45.91%。

总体来说, 不同处理中 C1 及 C2 随着施用年限的增加而逐渐增加, 而 C3 和 C4 呈降低趋势。相同年限不同处理间, 添加生物炭使 C1 的利用程度及占比较 CK 均有所降低, 且降低幅度随添加量的增加而增大。C2 的占比随着生物炭的施入有所波动, 但不明显, 总体上没有 C1 变化显著。C3 和 C4 的占比均随生物炭添加量的增加而增大, 土壤富里酸及类色氨酸类物质属于土壤中的易变组分, 它们的增加能够促进土壤活性, 且有利于重金属的络合、土壤养分活化能力的增强等。

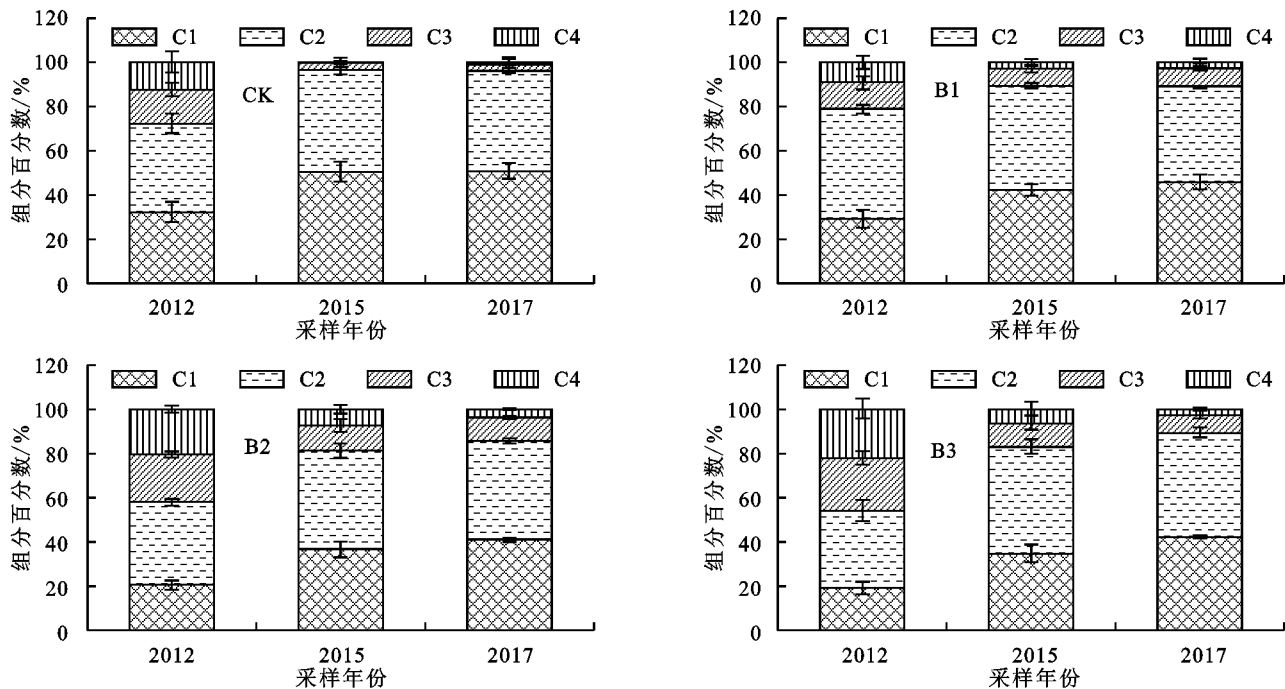


图 3 不同量生物炭处理下水溶性有机质中 4 种组分百分比

2.4 荧光参数变化特征

不同量生物炭处理下 DOM 的荧光参数见图 4。 FI 用来评价 DOM 来源, 图中 FI 值均小于 1.4, 有研究^[19]表明, $FI < 1.4$ 时, DOM 主要为外源输入(陆地土壤、工农业废水和生活污水等)且芳香度较高。B1、B2 处理的 FI 值较对照显著降低, 而 B3 处理与 CK 无显著差异。HIX 表征 DOM 腐殖化程度, 高 HIX 值表明腐殖化程度较高^[20]。HIX 值在 1.01~1.03, 表明 DOM 腐殖化程度较弱。不同处理间 HIX 值并无显著差异, 表明添加生物炭对 DOM 的 HIX 值影响较小。 $\beta:\alpha$ 反映最近生产的 DOM 贡献, β 代表新近增加的 DOM, α 代表已分解的 DOM^[21]。图 4 中 $\beta:\alpha$ 值为 0.85~0.92, 表明 DOM 较易被利用。 $\beta:\alpha$ 值随时间的延长有所降低, 但生物炭处理较对照降低的更明显, 说明生物炭施入可促进 DOM 的利

用。相同年限水平下的不同处理间 $\beta:\alpha$ 值均未达显著水平。

BIX 反映 DOM 自生源相对贡献率及生物可利用性高低^[22], 其值越大则自生源性及生物可利用性越强。BIX 值为 0.91~1.02, Leenheer 等^[22]发现, $0.6 < BIX < 1$ 时, 表明自生源特征不显著, 类蛋白成分生成量较少, 生物可利用性较低, 这恰好解释了为何荧光组分中类蛋白组成较少。BIX 值随着时间延长而逐渐减小, B2、B3 处理在施用 3、5 年后的 BIX 值显著小于添加之初, 说明生物可利用性随时间的推移而减弱。添加生物炭使 BIX 值有所增加, 即生物可利用性增强, 但相同年限不同处理间的 BIX 值均未达显著水平。由表 1 的相关分析结果看出, BIX 与 HIX 指数呈极显著负相关, 表明腐殖化程度越高, 生物可利用性越低。

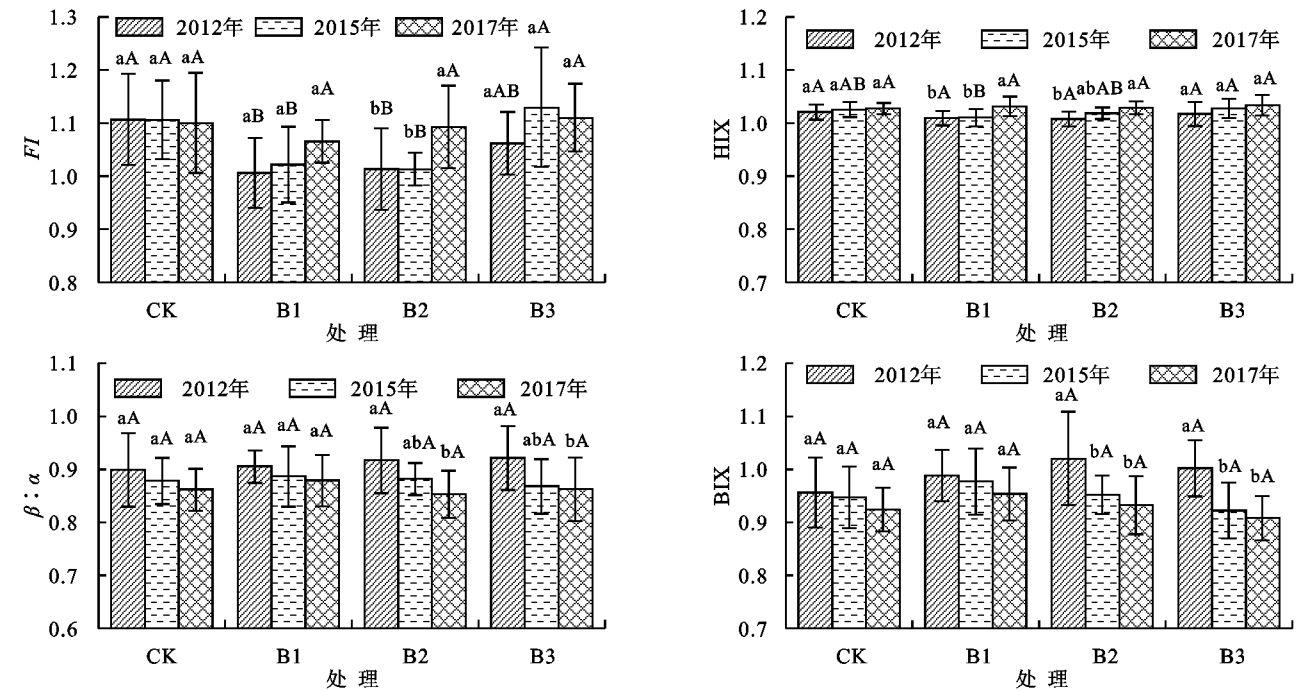


图 4 不同量生物炭处理下水溶性有机质光谱扫描参数

表 1 水溶性有机质不同参数间的 Pearson 相关分析

项目	DOC	SUVA ₂₅₄	S _R	FI	HIX	$\beta:\alpha$	BIX
DOC	1						
SUVA ₂₅₄	-0.942**	1					
S _R	0.583*	-0.799**	1				
FI	-0.399	0.373	-0.303	1			
HIX	-0.681*	0.710**	-0.658*	0.809**	1		
$\beta:\alpha$	0.848**	-0.793**	0.622*	-0.579*	-0.783**	1	
BIX	0.718**	-0.640*	0.497	-0.747**	-0.870**	0.920**	1
C1	-0.909**	0.835**	-0.477	0.422	0.629*	-0.812**	-0.731**
C2	-0.554	0.365	-0.116	0.121	0.230	-0.623*	-0.569
C3	0.829**	-0.708**	0.357	-0.354	-0.504	0.782**	0.716**
C4	0.908**	-0.792**	0.437	-0.364	-0.594*	0.852**	0.762**

注: * 表示在 0.05 水平上显著相关; ** 表示在 0.01 水平上显著相关。

3 讨论

3.1 土壤水溶性碳库对生物炭的响应

土壤 DOC 和 DIC 含量的消长与有机碳矿化过程密切相关。随着时间延长,DOC 含量显著下降而 DIC 含量升高,表明部分有机碳经过被微生物或者自身化学氧化转化为无机碳。相同处理不同年限间 DOC 下降剧烈,但 DIC 并无明显增长,表明二者间并不是简单的此消彼长的关系,可能部分 DOC 被矿化为 CO₂ 或转化为碳酸盐沉淀,而本试验测的是水溶性的无机碳。对照中 DOC 含量随时间延长而逐渐降低,可能是因为最初土壤肥力很高,但由于后续施肥量跟不上,期间有机质不断消耗,肥力在降低。生物炭施用量增加,DOC 含量随之增大。有研究^[26]表明,生物炭富含有机碳能提高土壤有机质含量,提高幅度取决于用量及稳定性;生物炭疏松多孔,比表面积大,从而吸附能力较强。施用量越多,可能被吸持的有机碳分子就越多。施入生物炭后 DOC 含量增

多,可矿化部分的有机碳则增加,因而 DIC 含量随生物炭添加量的增加而升高。B2、B3 处理的 DOC 含量显著高于 CK,而 B1 处理与 CK 无显著差异,可能是少量生物炭中吸附导致 DOC 含量的增加与土壤系统中 DOC 含量相差非常小,也反映该土壤体系的有机碳库具有一定缓冲性。生物炭施入之初不同处理间 DOC 含量差异显著,但 5 年后其在不同处理间已非常接近,即无论哪种添加量处理,5 年后 DOC 含量均能降到环境背景值,说明添加量的增多加快了有机质的降解速率,同时反映了有机碳矿化速率的增加。有研究^[27]认为,土壤有机碳的解聚和溶解是其矿化的先决条件,因为相比于固相有机碳,DOC 更易被微生物利用。李忠佩等^[28]发现,土壤有机碳的矿化速率动态与 DOC 含量的变化趋势相一致。生物炭能吸附聚集更多的营养物质,这有利于微生物降解有机质。施用 3、5 年后不同添加量下的 DIC 含量均显著高于添加之初,但 2017 年 DIC 含量相较于 2015 年并无显著变化。林庆毅等^[29]指出生

物炭施入土壤后会随时间的推移而老化,且伴随土壤 pH 的下降,会促使碳酸盐类转化为 CO_2 ,因此后期 DIC 含量增加不显著。

3.2 土壤有机碳组分及其光谱特征对生物炭的响应

随着年限的延长, SUVA_{254} 显著增加, S_R 值则有所降低,即土壤 DOM 芳香化程度及分子量增大,且 SUVA_{254} 与 S_R 值呈极显著负相关,表明 DOM 芳香性增强与大分子物质的增加有关。随时间的增加,大分子量的类腐殖酸物质增加,而一些小分子蛋白减少,与根据 SUVA_{254} 、 S_R 值分析得到的结果相符。这是由于类蛋白荧光峰由带有荧光基团的氨基蛋白酶和多肽等有机物质组成,易于降解^[30],而类腐殖酸荧光峰的增强可能是一些物质向着更稳定的高分子聚合物转化。 SUVA_{254} 值随生物炭添加量增大而降低,即芳香化程度降低,验证了生物炭的添加降低类腐殖酸物质的比例,而增大土壤富里酸、类蛋白物质的比例这一结果。施用 3 年后, B2、B3 处理的 SUVA_{254} 值较 CK 显著降低,而施用 5 年后却与 CK 无显著差异,可能是因为生物炭的作用具有时效性,依靠多孔结构、比表面积大等性质来影响土壤 DOM 具有一定限度,超过限度后其影响就会减弱,可能 3 年恰好是作用表现的明显时期,而之后作用逐渐减弱使组分等慢慢恢复到与 CK 相似的水平,故生物炭不一定是添加的时间越长越好。随着添加量的增加, S_R 值在不同年限间的差异减小,表明生物炭的施入使不同年限间 DOM 的分子量增加不明显。 S_R 的变化一般来自于有机质组成的差异^[31],差异越显著, S_R 值变化越大。生物炭施入后类腐殖酸物质占比降低,而土壤富里酸、类蛋白物质相反, DOM 组成百分比差距则缩小,因此 S_R 值在不同年限间的差异减小。

结合 FI 和 BIX 指数的结果得知, DOM 的来源以外源输入为主,微生物内源输入为辅。有研究^[24,32]指出,类蛋白峰主要由生物降解来源的色氨酸和酪氨酸形成,受到微生物作用;类腐殖酸荧光峰主要由外源物质的腐殖化形成,受到如枯枝落叶、生物残体的腐殖化过程贡献。以上结果与 2.3 中分析得到 DOM 中高分子量、高芳香性的类腐殖酸荧光特性较强,而类蛋白组成不明显这一结果相一致。整体来看,添加生物炭使 BIX 值有所增加,即生物可利用性增强,有利于微生物群落生成,而微生物活性较高有利于增加类蛋白组分,解释了为何施加生物炭使类蛋白组分占比升高,另外也发现 BIX 指数与 C4 呈极显著正相关,这与高洁等^[17]的报道相符。分析 $\beta:\alpha$ 指数得知, DOM 较易被利用,这与腐殖化程度表征相反,因此相关分析表现出 HIX 与 $\beta:\alpha$ 呈极显著负相关。HIX、 $\beta:\alpha$ 指数和荧光组分经相关分析后发现, C1、C4 的含量决定着 DOM 的腐殖化程度及被利用程度。HIX 与 SUVA_{254} 呈显著正相

关,与 S_R 呈显著负相关,因此推断大分子物质的增加或者芳香化程度的升高会使腐殖化程度增强,这与紫外光光谱分析一致。随着时间延长,生物炭处理的 $\beta:\alpha$ 值较对照降低更明显,说明添加生物炭促进了 DOM 的利用,这是由于生物炭带来的营养物质可促进微生物降解有机质。

DOC 可表示 DOM 的浓度, DOC 与表征 DOM 组成和结构特征的指标呈现出一定相关性, DOC 与 SUVA_{254} 、HIX 指数呈显著负相关,与 S_R 、BIX 指数呈显著正相关,表明 DOM 浓度越高,但分子量、芳香化程度和腐殖化程度降低,自生源性越强。DOC 与 C1 组分呈极显著负相关,与 C3、C4 组分呈极显著正相关,阐明了该定位试验点中, DOM 中小分子量、低芳香性的组分对高 DOC 含量具有重要贡献。证明紫外—可见光谱参数和荧光光谱参数在一定程度上可用来估算 DOC 浓度。

4 结论

施用生物炭能增加土壤 DOC 含量,随着施用年限的延长 DOC 含量逐渐降低, DIC 含量升高。但 5 年后由生物炭带入土壤中的 DOC 与土壤原有水溶性组分已接近平衡,而 DIC 含量随生物炭添加量增加而增大。土壤 DOM 芳香化程度、分子量均随时间的增加而增大。总体上芳香化程度随生物炭施用量的增加而降低,但生物炭对其的影响有限,施入 3 年后表现的作用最显著,而之后影响逐渐减弱。随着生物炭添加量的增加,分子量在不同施用年限间的差异逐渐减小。DOM 主要包含 4 种荧光组分: UVC 类腐殖酸、UVA 类腐殖酸、土壤富里酸和类色氨酸。随着时间的延长,类腐殖酸物质比例增加,而土壤富里酸、类蛋白物质减少。生物炭的添加对 UVC 类腐殖酸的影响最显著,其随添加量的增加而逐渐降低,但土壤富里酸、类色氨酸随添加量的增加呈增加趋势。DOM 的来源以外源输入为主,微生物内源输入为辅,且腐殖化程度较低,较易被微生物利用。

参考文献:

- [1] Zsolnay A. Dissolved organic matter: Artefacts, definitions, and functions[J]. Geoderma, 2003, 113(3/4): 187-209.
- [2] Ekström S M, Kritzerberg E S, Kleja D B, et al. Effect of acid deposition on quantity and quality of dissolved organic matter in soil-water[J]. Environmental Science and Technology, 2011, 45(11): 4733-4739.
- [3] Lehmann J, Gaunt J, Rondon M, et al. Biochar sequestration in terrestrial ecosystems: A review[J]. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 2006, 11(2): 403-427.
- [4] Spokas K A, Koskinen W C, Baker J M, et al. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a

- Minnesota soil[J]. *Chemosphere*, 2009, 77(4): 574-581.
- [5] Okimori Y, Ogawa M, Takahashi F. Potential of CO₂ emission reductions by carbonizing biomass waste from industrial tree plantation in South Sumatra, Indonesia [J]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 2003, 8(3): 261-280.
- [6] 赵世翔, 于小玲, 李忠徽, 等. 不同温度制备的生物质炭对土壤有机碳及其组分的影响: 对土壤活性有机碳的影响[J]. *环境科学*, 2017, 38(1): 333-342.
- [7] Laird D A, Fleming P, Davis D D, et al. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil[J]. *Geoderma*, 2010, 158(3): 443-449.
- [8] Beesley L, Moreno-Jiménez E, Gomez-Eyles J L. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(6): 2282-2287.
- [9] Novak J M, Busscher W J, Watts D W, et al. Short-term CO₂ mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kandiodult[J]. *Geoderma*, 2010, 154(3): 281-288.
- [10] Wardle D A, Nilsson M C, Zackrisson O. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus[J]. *Science*, 2008, 320(5876): 629.
- [11] Novak J M, Busscher W J, Laird D L, et al. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern Coastal Plain soil[J]. *Soil Science*, 2009, 174(2): 105-112.
- [12] Karhu K, Mattila T, Bergström I, et al. Biochar addition to agricultural soil increased CH₄ uptake and water holding capacity-Results from a short-term pilot field study[J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2011, 140(1/2): 309-313.
- [13] Guo W, Xu J, Wang J, et al. Characterization of dissolved organic matter in urban sewage using excitation emission matrix fluorescence spectroscopy and parallel factor analysis[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(11): 1728-1734.
- [14] Lu F, Chang C H, Lee D J, et al. Dissolved organic matter with multi-peak fluorophores in landfill leachate [J]. *Chemosphere*, 2009, 74(4): 575-582.
- [15] Osburn C L, Handsel L T, Mikan M P, et al. Fluorescence tracking of dissolved and particulate organic matter quality in a river-dominated estuary[J]. *Environmental Science and Technology*, 2012, 46(16): 8628-8636.
- [16] 曲植, 李丽娜, 贾蓉. 水稻土中水溶性有机碳对铁还原过程的贡献[J]. *植物营养与肥料学报*, 2018, 24(2): 346-356.
- [17] 高洁, 江韬, 李璐璐, 等. 三峡库区消落带土壤中溶解性有机质(DOM)吸收及荧光光谱特征[J]. *环境科学*, 2015, 36(1): 151-162.
- [18] 谢理, 杨浩, 渠晓霞, 等. 滇池典型陆生和水生植物溶解性有机质组分的光谱分析[J]. *环境科学研究*, 2013, 26(1): 72-79.
- [19] Mcknight D M, Boyer E W, Westerhoff P K, et al. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity[J]. *Limnology and Oceanography*, 2001, 46(1): 38-48.
- [20] Ohno T. Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter[J]. *Environmental Science and Technology*, 2002, 36(19): 742-746.
- [21] Wilson H F, Xenopoulos M A. Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter[J]. *Nature Geoscience*, 2009, 2(1): 37-41.
- [22] Leenheer J A, Wershaw R L, Brown G K, et al. Characterization and diagenesis of strong-acid carboxyl groups in humic substances[J]. *Applied Geochemistry*, 2003, 18(3): 471-482.
- [23] Fellman J B, Hood E, Spencer R G M. Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review[J]. *Limnology and Oceanography*, 2010, 55(6): 2452-2462.
- [24] Stedmon C A, Markager S, Bro R. Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy[J]. *Marine Chemistry*, 2003, 82(3/4): 239-254.
- [25] Kothawala D N, Stedmon C A, Müller R A, et al. Controls of dissolved organic matter quality: Evidence from a large-scale boreal lake survey[J]. *Global Change Biology*, 2014, 20(4): 1101-1114.
- [26] Bruun S, Elzahery T, Jensen L. Carbon sequestration with biochar-stability and effect on decomposition of soil organic matter[C]//Climate Change: Global Risks, Challenges and Decisions. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science, 2009.
- [27] Ellert B H, Gregorich E G, Mcfee W W, et al. Management-induced changes in the actively cycling fractions of soil organic matter[C]//Carbon forms and functions in forest soils. Wisconsin, Madison, USA: Soil Science Society of America, 1995: 119-138.
- [28] 李忠佩, 张桃林, 陈碧云. 可溶性有机碳的含量动态及其与土壤有机碳矿化的关系[J]. *土壤学报*, 2004, 41(4): 544-552.
- [29] 林庆毅, 姜存仓, 张梦阳. 生物炭老化后理化性质及微观结构的表征[J]. *环境化学*, 2017, 36(10): 2107-2114.
- [30] Berman T, Chava S. Algal growth on organic compounds as nitrogen sources[J]. *Journal of Plankton Research*, 1999, 21(8): 1423-1437.
- [31] Carder K L. Marine humic and fulvic acids: Their effects on remote sensing of ocean chlorophyll[J]. *Limnology and Oceanography*, 1989, 34(1): 68-81.
- [32] 傅长青, 刘丛强, 吴丰昌. 溶解有机质的三维荧光光谱特征研究[J]. *光谱学与光谱分析*, 2005, 25(12): 2024-2028.