玉米秸秆及其生物炭对东北黑土溶解有机质特性的影响

张海晶[1]，王少杰[1]，田春杰[1,2]，罗莎莎[2]

(1.吉林农业大学资源与环境学院，吉林省商品粮基地土壤资源可持续利用重点实验室，长春 130118；
2.中国科学院东北地理与农业生态研究所，黑土区农业生态重点实验室，长春 130102)

摘要：以典型东北黑土为研究对象，连续 3 年(2016—2018 年)在吉林省长春市中国科学院东北地理与农业生态研究所长春综合农业实验站开展田间定位试验，研究生物炭(BR)、秸秆(SR)以及生物炭和秸秆联合施用(BS)对土壤理化性质和溶解有机质(DOM)特性的影响。结果表明：与对照(CK)相比，BR、SR 和 BS 处理显著增加玉米产量和生物量、土壤团聚体平均重量直径以及亮氨酸氨基肽酶活性。此外，与 CK 相比，BR 显著降低腐殖化指数(HIX)10.0%，显著增加活性有机碳和速效磷含量，增幅分别达 35.6%和 51.3%；SR 显著增加激发波长为 355 nm 时发射波长为 440～470 nm 范围内最大荧光强度(Fn(355))、HIX、DOM 在 254 nm 处的吸光度值与溶解有机碳浓度的比值($SUVA_{254}$)和全氮/全磷，增幅分别达 43.6%，4.1%，45.5%和 18.8%；BS 显著提高土壤 pH、有机碳/全磷、速效钾含量和 DOM 在 250 nm 处与 365 nm 处吸光度值的比值(E2/E3)。总体上，施用生物炭可降低 DOM 腐殖化程度和复杂性，但会提高土壤活性有机碳含量，而秸秆还田可增加 DOM 腐殖化程度和复杂性。

关键词：生物炭；秸秆还田；黑土；土壤理化性质；溶解有机质

中图分类号：S153；S181 **文献标识码**：A **文章编号**：1009-2242(2021)02-0243-08

DOI：10.13870/j.cnki.stbcxb.2021.02.032

Effects of Maize Straw and Its Biochar on the Dissolved Organic Matter Characteristics of Black Soil in Northeastern China

ZHANG Haijing[1], WANG Shaojie[1], TIAN Chunjie[1,2], LUO Shasha[2]

(1.*College of Resources and Environment, Key Laboratory of Soil Resource Sustainable Utilization for Jilin Province Commodity Grain Bases, Jilin Agricultural University, Changchun* 130118; 2.*Key Laboratory of Mollisols Agroecology, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun* 130102)

Abstract: A three-year (2016—2018) field trial was conducted at the Changchun Comprehensive Experiment Station of the Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Science, which is located in Changchun city, Jilin province, China. The purpose of this study was to investigate the effects of biochar (BR), straw (SR) and combination of biochar and straw (BS) on physicochemical properties and dissolved organic matter (DOM) characteristics of black soil. The results showed that the BR, SR and BS treatments significantly increased the maize yield and biomass, mean weight diameter of soil aggregates, and leucine amino peptidase activity compared with the control (CK). In addition, compared with the CK treatment, the BR treatment significantly reduced the humification index (HIX) by 10.0% and significantly increased the contents of $KMnO_4$—oxidizable carbon and available phosphorus by 35.6% and 51.3%, respectively. Meanwhile, compared with the CK treatment, the SR treatment significantly increased the maximum fluorescence intensity of emission wavelengths of 440～470 nm, when excitation wavelength was 355 nm (Fn (355)), HIX, the ratio of the absorbance at 254 nm to the dissolved organic carbon concentration ($SUVA_{254}$) and total nitrogen/total phosphorus by 43.6%, 4.1%, 45.5% and 18.8%, respectively. Moreover, the BS treatment significantly increased soil pH, organic carbon/total phosphorus, available potassium contents and the ratio of

收稿日期：2020-08-24
资助项目：国家重点研发计划项目(2017YFD0200100)；吉林省自然科学基金项目(20200201017JC，20200201209JC)；国家自然科学基金项目(41907081，41701332)
第一作者：张海晶(1996—)，女，在读硕士，主要从事土壤养分循环研究。E-mail：zhj19960717@163.com
通信作者：王少杰(1987—)，男，博士，讲师，主要从事土壤氮素循环研究。E-mail：wsj_jlau@163.com
罗莎莎(1986—)，女，博士，助理研究员，主要从事农田土壤生态研究。E-mail：luoshasha@iga.ac.cn

absorbance at 250 nm to absorbance at 365 nm (E2/E3) compared with the CK treatment. In general, biochar application could reduce the humification degree and complexity of DOM and improve the content of soil labile organic carbon, whereas straw return could enhance the humification degree and complexity of DOM.

Keywords: biochar; straw return; mollisol; soil physicochemical properties; dissolved organic matter

黑土是世界上极其珍贵的土壤资源,东北黑土区是我国重要的商品粮基地,对保障国家粮食安全具有重要作用[1]。然而,经过近 70 年的大规模过度利用,黑土区土壤质量退化日益严重,具体表现为土壤板结、有机质含量降低和土壤酸化、盐渍化,严重影响区域生态安全和农业可持续发展[2-3]。中国农作物秸秆品种繁多,年产量约为 10.4 亿 t,占全球产量近 33%[4]。农作物秸秆不仅是物质、能量和养分的载体,同时也是促进农业生态系统土壤物理、化学和生物循环的关键[5]。并且秸秆还田可提升地力、减少化肥投入、降低空气污染及环境负荷[6],有利于农业生产和生态环境的可持续发展。此外,生物炭是一种富碳低密度物质,是天然有机材料在无氧条件下高温热解产生的固体材料[7]。生物炭还田作为秸秆间接还田的方式之一,由于其具有高度稳定性、强吸附性、多孔性等优良理化特性,正逐渐成为土壤学、农学和环境科学等领域的研究热点[8]。

有研究[9-10]表明,秸秆还田可以显著改善土壤物理性状(如团聚体稳定性、容重等)。施用生物炭也可以显著降低土壤容重,提高土壤通气性和保水能力,提高土壤团聚体稳定性[11-12]。秸秆还田和施用生物炭还可以提高微生物活性以及养分含量[9,12-13]。Zhang 等[10]研究表明,作物秸秆还田增加了转化酶、脲酶和磷酸酶活性。而施用生物炭后,与氮和磷循环相关的土壤酶活性增加,与碳循环相关的土壤酶活性下降[14-15]或没有明显变化。现有研究[8]表明,生物炭施用土壤后可以有效捕捉并固定大气 CO_2,减少农田温室气体排放,增加土壤碳汇并促进作物生长。秸秆还田可以提高土壤有机碳(SOC)物理保护层,减少有机质的矿化分解,从而增加 SOC 的积累。SOC 是土壤肥力的核心,影响土壤物质循环和能量流动,其含量短期内变化较小。溶解有机质(DOM)是土壤有机质中最具流动性和生物有效性的部分[16]。有研究[17-18]表明,施用生物炭后,溶解有机碳(DOC)浓度和 DOM 生物源指数(BIX)提高。秸秆还田也显著增加土壤中 DOC 含量,并且能够提高土壤中类腐殖质物质含量[17,19],但对于秸秆和生物炭联合施用对 DOM 特性的影响还不清楚。

作物秸秆碳大多为活性碳,而生物炭主要富含惰性碳[20]。目前,多数研究只关注单独施用生物炭和秸秆对作物产量及土壤理化性质的影响,而对于两者联合施用下的作用效果及两者间的交互作用研究较少。本研究旨在研究生物炭、秸秆以及两者联合施用对土壤理化性质和 DOM 特性的影响,为确定秸秆最佳利用方式提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

本研究于 2016 年 4 月至 2018 年 10 月在我国吉林省中部的中国科学院东北地理与农业生态研究所长春综合农业实验站(43°59′N,125°41′E)进行。本地区为温带大陆性季风气候,属于半湿润地区。年平均降水量 582 mm,年平均气温 5.5 ℃。根据美国农业部土壤质地分类系统,本研究地点土壤为薄层软土(Mollisol),属于典型黑土。2016 年 4 月试验开始前,耕层土壤基本理化性质为:pH 6.92,电导率 23.6 μS/cm,SOC 7.36 g/kg,TN 1.07 g/kg,全磷(TP)0.50 g/kg,速效磷(AP)16.58 mg/kg 和速效钾(AK)113.00 mg/kg。试验所用玉米秸秆生物炭购于辽宁金和福农业科技有限公司,为玉米秸秆在缺氧条件下高温(450 ℃)热解所得。生物炭的基本理化性质为:>2 mm 的颗粒大小占 60%以上,密度大约为 0.596 g/cm^3,pH 8.78,电导率 1 240 μS/cm,总碳 72.21%,总氮 1.08%,总磷 0.72%和总钾 1.64%。玉米秸秆中总碳含量 60.63%,总氮含量 0.92%,总磷含量 0.37%和总钾含量 1.38%。

1.2 试验设计

试验共设置 4 个处理,3 次重复,分别为:(1)对照,不施用生物炭和秸秆(CK);(2)施用生物炭(BR);(3)施用玉米秸秆(SR);(4)生物炭和玉米秸秆联合施用(BS)。小区面积为 25 m^2。其中,生物炭在试验开始前一次性施入,施用量为 30 t/hm^2,均匀撒施于小区地表,随后人工翻耕于 0—20 cm 土层;秸秆还田处理采用浅旋还田的方式,还田量为 5 t/hm^2,于每年播种前随肥料翻耕至 0—20 cm 土层。各小区肥料用量一致,氮、磷、钾肥用量分别为 N 225 kg/hm^2,P_2O_5 100 kg/hm^2 和 K_2O 100 kg/hm^2。氮肥按照基追比 2∶3 的比例在播种前和拔节期分 2 次施用,磷钾肥作为基肥一次性施入。玉米品种为“良玉 99”,播种密度 65 000株/hm^2,分别于 2016 年、2017 年和 2018 年 5 月初播种,10 月初收获,田间杂草人工清除。

1.3 样品采集与分析方法

玉米成熟期取每个小区 10 m^2 内的所有植株,在 75

℃烘箱中烘干至恒重,测定玉米产量和生物量。收获指数是由作物产量与生物量的比值计算得出。收获后,于 2018 年 10 月 8 日从 0—20 cm 土层处采集土壤样本。在每个小区使用直径为 4 cm 的"T"形采样器随机采取土壤样品,5 个样品混合为混合土样(样品 1)。在 10 cm 土层处垂直土壤剖面挖取环刀土(样品 2)。从 0—20 cm 土层处采集原状土样,保存在灭菌塑料容器中,用于团聚体分级(样品 3)。混合土样(样品 1)放置在冰袋上,运到实验室,然后从土壤样品中去除所有可见的石块和根系。将混合土样(样品 1)分为 3 部分:一部分在 −20 ℃保存用于生态酶分析,一部分在 4 ℃保存用于 DOM 特性分析,其余部分风干后通过 2 mm 筛检测 pH、AP 和 AK 含量。部分<2 mm 的土壤样品经过 0.15 mm 筛用于测定活性有机碳($KMnO_4$—C)、SOC、TN 和 TP 含量。

采用环刀法测定土壤饱和导水率(SHC)。使用土壤团聚体分析仪(XY−100,北京祥宇伟业仪器设备有限公司)采用湿筛法将原状土样(样品 3)分成 7 个大小等级(>5,2～5,1～2,0.5～1,0.25～0.5,0.053～0.25,<0.053 mm)。团聚体各粒级百分比含量用于计算几何平均直径(GMD)和平均重量直径(MWD)[21]。按水土比 5∶1 用 pH 计测定土壤 pH。SOC 采用重铬酸钾—外加热法[22]测定;土壤 TN 采用硫酸—催化剂消煮[22],流动分析仪测定;土壤 TP 采用硫酸—高氯酸消煮,钼锑抗比色法[22]测定;土壤 $KMnO_4$—C 采用高锰酸钾氧化法[22]测定;土壤 AP 采用 $NaHCO_3$ 浸提,钼锑抗比色法[22]测定;土壤 AK 采用 NH_4OAc 浸提,火焰光度法[22]测定。根据制造商的说明,使用各自的试剂盒(江苏酶免实业有限公司)测定 β—1,4—葡萄糖苷酶(βG)、N—1,4—乙酰葡糖胺糖苷酶(NAG)、亮氨酸氨基肽酶(LAP)和碱性磷酸酶(ALP)4 种酶的活性。

溶解性总氮(DTN)和 DOC 由总有机碳分析仪(TOC−VCPH,日本岛津公司)[18]测定。在离心管中放入 4 g 土壤,与 40 mL 水混合。在 25 ℃下,以 250 r/min 的转速振荡 30 min,再在 4 ℃下以 8 000 r/min 的转速离心 10 min,然后通过 0.45 μm 孔径的微孔过滤器。提取的 DOM 滤液在冰箱(4 ℃黑暗中)保存一段时间后再进行进一步分析。每个样品的三维荧光光谱由酶标仪(Synergy H1,BioTek,America)测定,以纯水为空白,激发波长(Ex)范围为 200～500 nm,增量 5 nm,发射波长(Em)范围为 250～550 nm,增量 1 nm。Fn(355)是 Ex=355 nm 时,Em 范围为 440～470 nm 的最大荧光强度[23]。腐殖化指数(HIX)是 Ex=254 nm 时,Em 在 435～480 nm 区域荧光强度积分值除以 300～345 nm 区域荧光强度积分值[24];BIX 是 Ex=310 nm 时,Em 在 380 nm 与 430 nm 处荧光强度比值[24]。将滤液使用酶标仪(Synergy H1,BioTek,America)在 250～400 nm 波长范围进行紫外吸收光谱扫描。特征紫外吸光度值($SUVA_{254}$)为 254 nm 处的吸光度值与 DOC 浓度的比值[25]。DOM 在 355 nm 处的吸光度值代表有色溶解有机质(CDOM)[26]。E2/E3 为 250 nm 与 365 nm 处吸光度值比值[26]。

1.4　数据处理

玉米产量、生物量以及收获指数为 2016—2018 年的平均值,其余土壤性质数据为 2018 年收获后测定值。采用 SPSS 20.0 对数据进行双因素方差分析,以 $P<0.05$ 为差异显著;并用 Origin 8.0 软件作图及 Excel 2019 制作表格。

2　结果与分析

2.1　生物炭与秸秆对玉米产量与生物量的影响

不同处理下的玉米产量、生物量和收获指数(2016—2018 年平均值)见图 1。与 CK 处理相比,BR、SR 和 BS 处理分别显著提高玉米产量 15.8%,11.7%和 16.6%,显著提高地上部生物量 9.8%,12.0%和 10.3%(图 1a、图 1b),而 BR 和 BS 处理分别显著提高收获指数 5.6%和 5.8%(图 1c)。可见,施用生物炭、秸秆以及两者联合施用均能显著提高玉米产量和生物量。

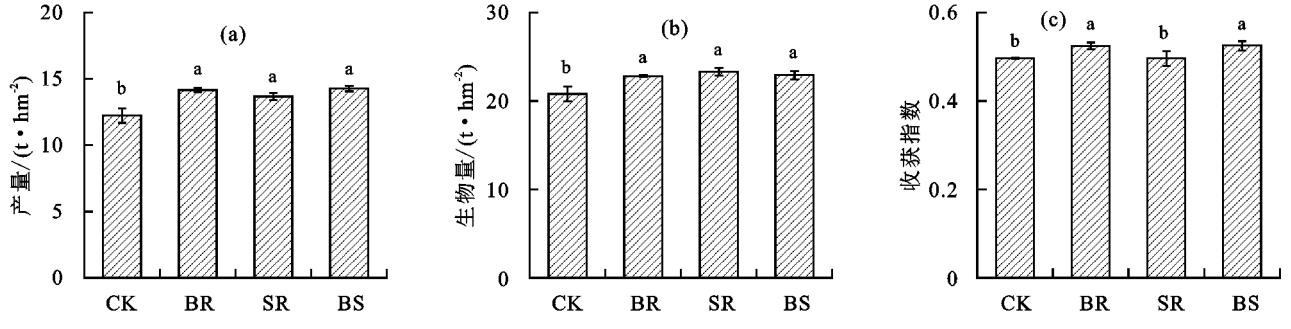
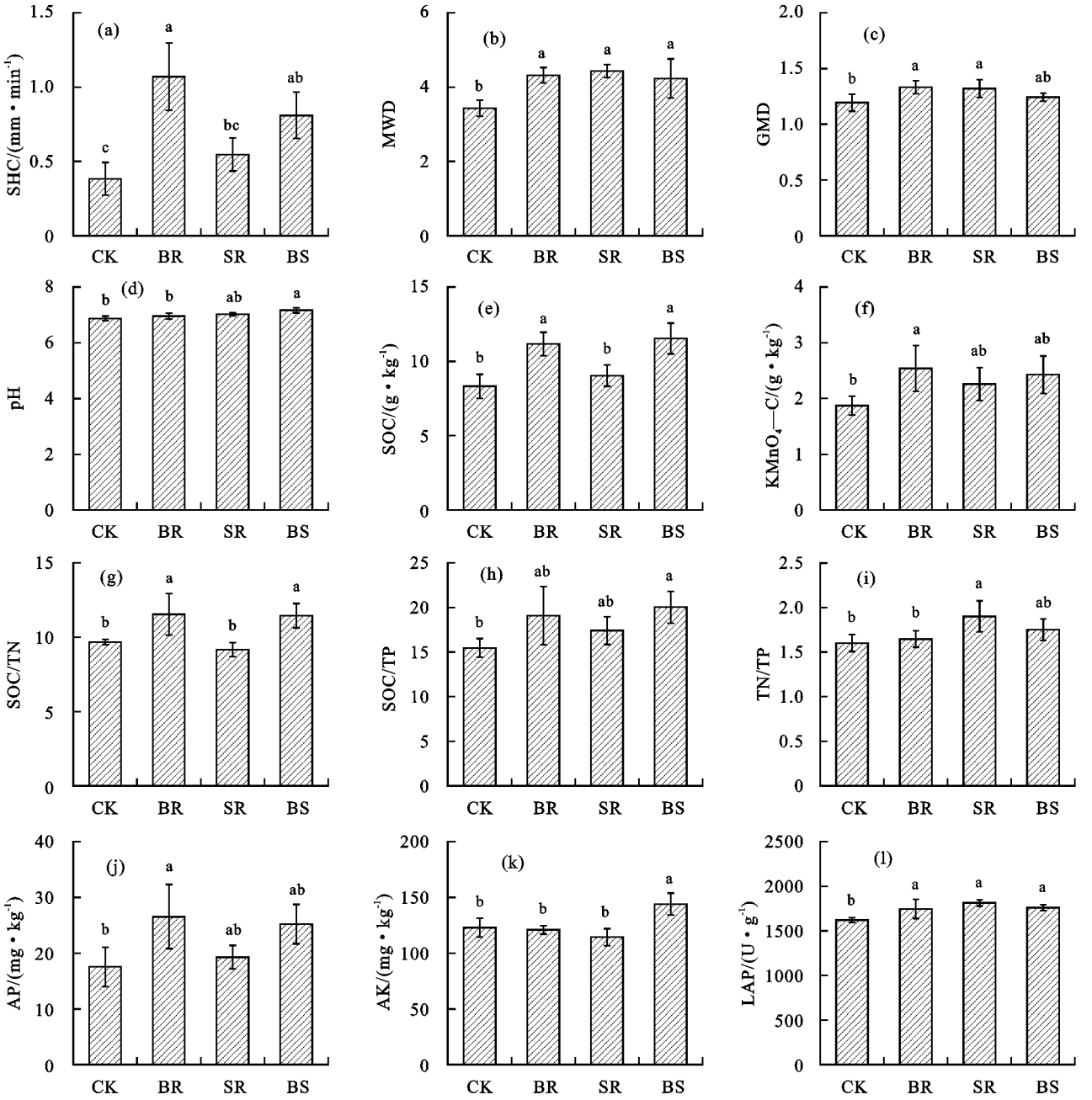


图 1　生物炭与秸秆对玉米产量与生物量的影响

2.2　生物炭与秸秆对土壤理化性质的影响

由图 2 可知,施用生物炭、秸秆以及生物炭和秸秆联合施用提高土壤 SHC、土壤团聚体 MWD 和 GMD。其中,BR 和 BS 处理分别显著提高土壤 SHC

179.2%和 111.3%(图 2a);BR、SR 和 BS 处理分别显著增加土壤团聚体 MWD 25.9%,29.3%和 23.4%(图 2b);BR 和 SR 处理分别显著增加土壤团聚体 GMD 11.7%和 10.6%(图 2c)。此外,施用生物炭、秸秆以及生物炭和秸秆联合施用对土壤化学性质也有改善。BR 处理的 AP 和 $KMnO_4$—C 含量显著高于 CK,分别提高 51.3%和 35.6%(图 2j、图 2f)。SR 处理的 TN/TP 较 CK 显著提高 18.8%(图 2i)。与 CK 相比,BS 处理显著增加 pH、SOC/TP 和 AK 含量,增幅分别为 4.2%,29.4%和 17.2%(图 2d、图 2h、图 2k)。与 CK 相比,BR 和 BS 处理显著提高 SOC 含量和 SOC/TN(图 2e、图 2g),而 BR、SR 和 BS 处理分别显著增加 LAP 活性 7.8%,11.9%和 8.6%(图 2l)。

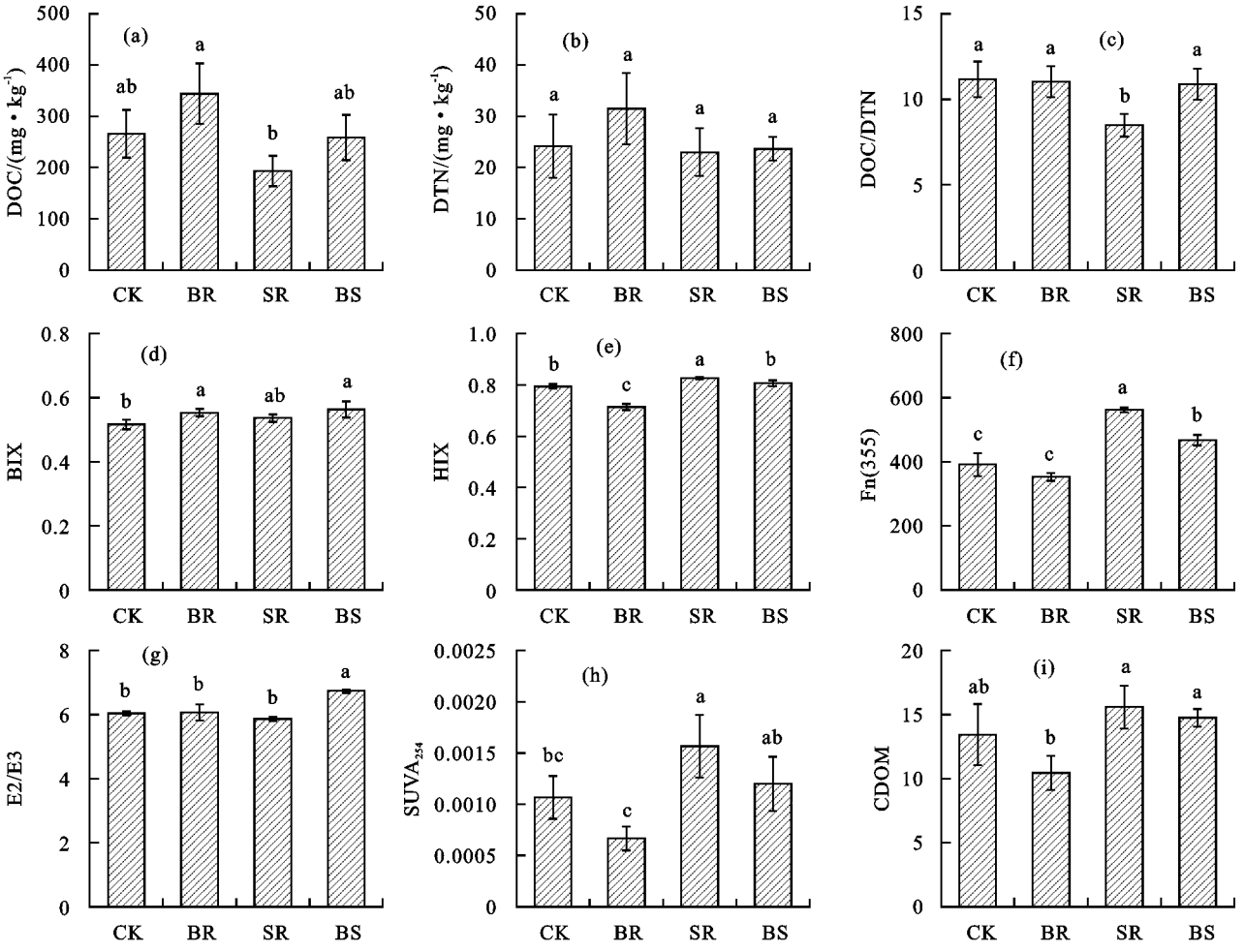


注:SHC 为饱和导水率;MWD 为平均重量直径;GMD 为几何平均直径;SOC 为有机碳;TN 为全氮;TP 为全磷;$KMnO_4$—C 为活性有机碳;AP 为速效磷;AK 为速效钾;LAP 为亮氨酸氨基肽酶。

图 2 生物炭与秸秆对土壤理化性质的影响

2.3 生物炭与秸秆对土壤 DOM 含量和特征的影响

由图 3 可知,与 CK 相比,秸秆、生物炭以及两者联合施用对 DOC、DTN 含量无显著影响,而 SR 处理显著降低 DOC/DTN 31.7%,显著提高 HIX 和 $SUVA_{254}$ 4.1%和 45.5%(图 3c、图 3e、图 3h)。BS 处理较 CK 显著提高 E2/E3 11.6%(图 3g)。与 CK 相比,BR 和 BS 处理分别显著提高 BIX 7.7%和 9.0%(图 3d);SR 和 BS 处理显著增加 Fn(355) 43.6%和 19.4%(图 3f)。



注:DOC 为溶解有机碳;DTN 为溶解性全氮;BIX 为 DOM 生物源指数;HIX 为 DOM 腐殖化指数;CDOM 为有色溶解有机质。

图 3　生物炭与秸秆对土壤 DOM 含量和特征的影响

3　讨 论

3.1　生物炭和秸秆对玉米产量、地上生物量以及土壤理化性质的影响

本研究中,施用生物炭和秸秆还田均显著提高玉米地上生物量和产量,该结果与前人[27-28]研究结果一致。相关性分析(表 1)表明,玉米产量与土壤团聚体 MWD(r=0.666)、SOC/TP(r=0.658)、$KMnO_4$—C 含量(r=0.685)和 LAP 活性(r=0.594)呈显著正相关(P<0.05),与土壤 SHC(r=0.719)和 SOC 含量(r=0.720)呈极显著正相关(P<0.01);地上生物量与土壤团聚体 MWD(r=0.761)和 LAP 活性(r=0.738)呈极显著正相关(P<0.01),说明生物炭与秸秆通过改善土壤物理性质,提高土壤养分,促进产量和生物量的提高。收获指数体现了作物群体光合同化物转化为经济产品的能力,是评价作物品种产量水平的重要指标[29]。本研究中,生物炭与秸秆联合施用以及施用生物炭均显著提高收获指数,说明施用生物炭后,玉米将光合同化物转化为经济产品的能力增强,进而提高产量。目前,在理论研究中[30-31]发现,生物炭施用具有很多优点,但在生产实践中应用并不十分广泛。相比常规秸秆还田,尽管生物炭施用能有效克服腐熟不充分、病虫害传播、养分易流失等缺点,并且农民可以在田间地头用小型炭化炉来进行制备生物炭或者直接从企业购买,但由于生物炭成本相对较高,并未得到广大农民的青睐。因此,为保证生物炭在生产实践中更好地应用:首先,科研人员应尽可能地降低将秸秆炭化的成本,寻找潜在成本更低的制备材料(例如生活垃圾和污泥);此外,农民施用生物炭方面也应争取政府财政补贴,从而降低生物炭施用所需成本。

本研究中,施用生物炭显著提高土壤 SHC;Barnes 等[32]和 Peake 等[33]均研究发现,施用生物炭会提高土壤 SHC,这与本研究结果一致。这可能由于黑土质地相对较黏,而施用生物炭后土壤变得疏松,进而提高土壤 SHC。此外,生物炭与秸秆联合施用也显著提高土壤 SHC,但施用秸秆对土壤 SHC 没有显著影响。这表明在生物炭和秸秆联合施用条件下,生物炭在其中起主导作用(表 2)。此外,生物炭施用和秸秆还田均显著提高土壤团聚体稳定性(MWD 和 GMD),这与其他研究[9,34]结果一致,这可能是生物炭本身的稳定结构会导致土壤团聚体稳定性提高;并且秸秆还田后影响微生物的生长繁殖,微生物产生胞外有机聚合物,进而导致团聚体稳定性提高[35]。

表 1 玉米产量和生物量与土壤性质以及各土壤性质间的 Pearson 相关分析

项目	SHC	MWD	SOC	SOC/TP	$KMnO_4$—C	LAP	DOC	DTN	Fn(335)	HIX	$SUVA_{254}$
MWD	0.431										
SOC	0.802**	0.388									
SOC/TP	0.685*	0.406	0.884**								
$KMnO_4$—C	0.654*	0.368	0.800**	0.814**							
LAP	0.429	0.685*	0.374	0.405	0.594*						
DOC	0.638*	−0.020	0.394	0.077	0.130	−0.056					
DTN	0.577*	0.133	0.285	0.011	0.235	0.292	0.869**				
Fn(335)	−0.365	0.386	−0.239	−0.010	−0.083	0.481	−0.791**	−0.539			
HIX	−0.672*	−0.052	−0.413	−0.239	−0.391	0.111	−0.732**	−0.584*	0.822**		
$SUVA_{254}$	−0.608*	0.091	−0.339	−0.092	−0.092	0.217	−0.950**	−0.787**	0.844**	0.784**	
玉米产量	0.719**	0.666*	0.720**	0.658*	0.685*	0.594*	0.073	0.092	0.169	−0.270	−0.046
生物量	0.475	0.761**	0.426	0.472	0.518	0.738**	−0.227	−0.113	0.503	0	0.325

注：SHC 为饱和导水率；MWD 为平均重量直径；SOC 为有机碳；TP 为全磷；$KMnO_4$—C 为活性有机碳；LAP 为亮氨酸氨基肽酶；DOC 为溶解有机碳；DTN 为溶解性全氮；Fn(355) 为激发波长为 355 nm 时，发射波长范围为 440～470 nm 的最大荧光强度；HIX 为 DOM 腐殖化指数；$SUVA_{254}$ 为 DOM 在 254 nm 处的吸光度值与溶解有机碳浓度的比值；* 表示 $P<0.05$；** 表示 $P<0.01$。

表 2 生物炭、秸秆以及两者联合施用对玉米产量、生物量、土壤理化性质和 DOM 特性的影响

项目	生物炭		秸秆		生物炭×秸秆	
	F	Sig.	*F*	Sig.	*F*	Sig.
产量	44.431	0	16.277	0.004	12.308	0.008
生物量	6.964	0.030	16.947	0.003	14.440	0.005
收获指数	21.724	0.002	0.001	0.979	0.007	0.937
SHC	26.896	0.001	0.278	0.612	5.341	0.050
MWD	3.587	0.095	6.331	0.036	8.952	0.017
GMD	0.734	0.417	0.246	0.633	8.587	0.019
pH	4.433	0.068	13.095	0.007	0.351	0.570
SOC	29.865	0.001	1.222	0.301	0.131	0.727
SOC/TN	18.179	0.003	0.382	0.554	0.194	0.671
SOC/TP	6.742	0.032	1.439	0.265	0.176	0.686
TN/TP	0.513	0.494	7.817	0.023	1.859	0.210
AP	10.745	0.011	0.008	0.929	0.455	0.519
AK	9.625	0.015	2.601	0.145	12.650	0.007
LAP	1.087	0.328	8.901	0.018	6.705	0.032
DOC/DTN	4.892	0.058	7.604	0.025	6.141	0.038
Fn(355)	29.614	0.001	136.346	0	5.403	0.049
BIX	10.618	0.012	2.382	0.161	0.265	0.621
HIX	75.758	0	117.741	0	26.670	0.001
$SUVA_{254}$	8.015	0.022	14.561	0.005	0.015	0.905
E2/E3	33.136	0	10.227	0.013	28.409	0.001
CDOM	4.113	0.077	11.594	0.009	1.294	0.288

注：该表通过双因素方差分析所得；SHC 为饱和导水率；MWD 为平均重量直径；GMD 为几何平均直径；SOC 为有机碳；TN 为全氮；TP 为全磷；AP 为速效磷；AK 为速效钾；LAP 为亮氨酸氨基肽酶；DOC 为溶解有机碳；DTN 为溶解性全氮；BIX 为 DOM 生物源指数；HIX 为 DOM 腐殖化指数；CDOM 为有色溶解有机质。

本研究中，生物炭施用和秸秆还田对 pH 没有影响，这与之前的许多研究[36-37]结果一致。但有研究[15]表明，施用生物炭可以显著提高土壤 pH，特别是在有机质含量低的酸性土壤中。在本研究中，原始土壤接近中性可能是生物炭施用和秸秆还田对 pH 没有显著影响的原因[13]。生物炭与秸秆联合施用显著提高 pH，说明联合施用生物炭和秸秆对 pH 提高有促进作用，且秸秆在其中起主导作用(表 2)。这可能由于生物炭和秸秆均为碱性，两者共同施用使土壤碱性提高。本研究中，施用生物炭显著提高 SOC 和 $KMnO_4$—C 含量，这与 Laird 等[38]和 Luo 等[39]研究结果一致。相关性分析表明，SOC 含量与 $KMnO_4$—C 含量($r=0.800$)呈极显著正相关($P<0.01$)(表 1)。由于生物炭富含碳，施用生物炭可以显著提高 SOC 含量[15]，进而促进作物生长，使得作物根系 C 归还增加，最终会导致 $KMnO_4$—C 含量提高。与秸秆还田相比，生物炭施用显著提高 SOC 含量和 SOC/TN，这与 Zhang 等[9]研究结果一致，这一发现最有可能是由于生物炭中总碳的浓度较高。在本研究中，生物炭与秸秆联合施用显著提高 SOC/TP，而两者单独施用并没有显著变化，表明联合施用秸秆和生物炭对 SOC/TP 有促进作用，并且生物炭在其中起主导作用(表 2)。另外，SOC/TP 提高可能是由于生物炭和秸秆联合施用显著提高 SOC 含量，而对 TP 含量没有显著影响。研究[40]表明，施用生物炭可以显著提高各种营养元素的可利用性。而在本研究中，单独施用生物炭和秸秆对 AK 含量无影响，但生物炭和秸秆联合施用显著提高 AK 含量，说明联合施用生物炭和秸秆对 AK 含量有促进作用。这可能是因为生物炭和秸秆联合施用释放许多的钾，超过作物的需求量，从而导致土壤中 AK 累积[40]。

3.2 生物炭施用和秸秆还田对土壤 DOM 含量和特性的影响

为了定量评价土壤中 DOM 含量,测定了 DOC 和 DTN 作为监测 DOM 含量的指标。在本研究中,秸秆还田显著降低 DOC/DTN。这可能由于添加秸秆后,DOC 的下降幅度大于 DTN。BIX 可以反映 DOM 的生物利用度,BIX 值越高,表示 DOM 的生物利用度越高[41]。本研究中,施用生物炭显著增加 BIX,这一结果与 Zhang 等[17]的研究结果一致,说明施用生物炭后土壤 DOM 的生物利用度增强。生物炭和秸秆联合施用显著提高 E2/E3,而两者单独施用对 E2/E3 没有显著影响,说明生物炭和秸秆联合施用对 E2/E3 有促进作用。有研究[26]表明,E2/E3 与 DOM 的芳香性和分子量成反比,说明生物炭和秸秆联合施用会降低 DOM 的芳香性。芳香性越低,活性越强,这也与前文 SOC 含量增加结果一致。HIX 可用于定量 DOM 的复杂性和芳香度;HIX 越高,腐殖化程度越高,DOM 的芳香度也越高[25]。生物炭施用显著降低 HIX,而秸秆还田显著增加 HIX,这表明生物炭施用降低 DOM 的腐殖化程度和复杂性,而秸秆还田则增加 DOM 的腐殖化程度和复杂性。$SUVA_{254}$ 表示 DOM的腐殖化程度,$SUVA_{254}$ 越高,腐殖化程度越高[25]。本研究中,秸秆还田显著增加 $SUVA_{254}$,这与 HIX 和Fn(355)的变化一致,并且相关性分析表明,$SUVA_{254}$,HIX 和 Fn(355)三者间均呈极显著正相关($P<0.01$),表明施用生物炭降低 DOM 腐殖化程度和复杂性,而秸秆还田增加 DOM 腐殖化程度和复杂性。相关性分析表明,HIX 和 $SUVA_{254}$ 与 DOC 和 DTN 含量分别呈极显著负相关($P<0.01$),说明当土壤 DOM 腐殖化程度和复杂性的各指标降低时,土壤活性养分含量提高;反之,则降低。

4 结 论

本研究中,生物炭施用显著降低 HIX,并显著增加 $KMnO_4$—C 和 AP 含量,而秸秆还田显著增加 Fn(335)、HIX、$SUVA_{254}$ 和 TN/TP。生物炭和秸秆联合施用显著提高土壤 pH、SOC/TP、AK 含量和 E2/E3。秸秆、生物炭以及两者联合施用均不同程度改善土壤理化性质,但生物炭施用降低 DOM 的腐殖化程度和复杂性,而秸秆还田增加 DOM 的腐殖化程度和复杂性。

参考文献:

[1] Liu J J, Sui Y Y, Yu Z H, et al. Soil carbon content drives the biogeographical distribution of fungal communities in the black soil zone of northeast China[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2015, 83: 29-39.

[2] De Meyer A, Poesen J, Isabirye M, et al. Soil erosion rate in tropical villages: A case study from Lake Victoria Basin, Uganda[J]. Catena, 2011, 84: 89-98.

[3] Zhou J, Jiang X, Zhou B K, et al. Thirty-four years of nitrogen fertilization decreases fungal diversity and alters fungal community composition in black soil in northeast China [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2016, 95: 135-143.

[4] Li H, Cao Y, Wang X M, et al. Evaluation on the production of food crop straw in China from 2006 to 2014 [J]. BioEnergy Research, 2017, 10: 949-957.

[5] Turmel M S, Speratti A, Baudron F, et al. Crop residue management and soil health: A systems analysis [J]. Agricultural Systems, 2015, 134: 6-16.

[6] Yin H J, Zhao W Q, Li T, et al. Balancing straw returning and chemical fertilizers in China: Role of straw nutrient resources[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2018, 81: 2695-2702.

[7] Lehmann J, Rillig M C, Thies J, et al. Biochar effects on soil biota: A review[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43: 1812-1836.

[8] 王雅君,李姗珊,姚宗路,等.生物炭生产工艺与还田效果研究进展[J].现代化工,2017,37(5):17-20.

[9] Zhang M, Cheng G, Feng H, et al. Effects of straw and biochar amendments on aggregate stability, soil organic carbon, and enzyme activities in the Loess Plateau, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(11): 10108-10120.

[10] Zhang P, Chen X L, Wei T, et al. Effects of straw incorporation on the soil nutrient contents, enzyme activities, and crop yield in a semiarid region of China[J]. Soil and Tillage Research, 2016, 160: 65-72.

[11] Githinji L. Effect of biochar application rate on soil physical and hydraulic properties of a sandy loam[J]. Archives of Agronomy and Soil Science, 2014, 60: 457-470.

[12] Lu S G, Sun F F, Zong Y T. Effect of rice husk biochar and coal fly ash on some physical properties of expansive clayey soil (Vertisol)[J]. Catena, 2014, 114: 37-44.

[13] Yao Q, Liu J J, Yu Z H, et al. Three years of biochar amendment alters soil physiochemical properties and fungal community composition in a black soil of northeast China [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 110: 56-67.

[14] Wang X B, Song D L, Liang G Q, et al. Maize biochar addition rate influences soil enzyme activity and microbial community composition in a fluvo-aquic soil[J]. Applied Soil Ecology, 2015, 96: 265-272.

[15] Gul S, Whalen J K, Thomas B W, et al. Physico-chemical

properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2015, 206: 46-59.

[16] Jamieson T, Sager E, Guéguen C. Characterization of biochar-derived dissolved organic matter using UV-visible absorption and excitation-emission fluorescence spectroscopies[J]. Chemosphere, 2014, 103: 197-204.

[17] Zhang A F, Zhou X, Li M, et al. Impacts of biochar addition on soil dissolved organic matter characteristics in a wheat-maize rotation system in Loess Plateau of China[J]. Chemosphere, 2017, 186: 986-993.

[18] 索慧慧,林颖,赵苗苗,等.生物炭对淹水土壤中溶解性有机质含量及组成特征的影响[J].水土保持学报,2019,33(2):155-161,271.

[19] 尤锦伟,王俊,胡红青,等.秸秆还田对再生稻田土壤有机碳组分的影响[J].植物营养与肥料学报,2020,26(8):1451-1458.

[20] 黎嘉成,高明,田冬,等.秸秆及生物炭还田对土壤有机碳及其活性组分的影响[J].草业学报,2018,27(5):39-50.

[21] Bai N L, Zhang H L, Li S X, et al. Long-term effects of straw and straw-derived biochar on soil aggregation and fungal community in a rice-wheat rotation system [J]. PeerJ, 2019, 6(3/4): 6171-6189.

[22] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2000.

[23] Qian C, Wang L F, Chen W, et al. Fluorescence approach for the determination of fluorescent dissolved organic matter[J]. Analytical Chemistry, 2017, 89(7): 4264-4271.

[24] 苗敏,吴浩浩,韩琳,等.温带森林土壤渗漏液 DOM 含量与组分及光谱特性[J].环境科学与技术,2018,41(12):169-178.

[25] 林颖,索慧慧,王坤,等.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[J].水土保持学报,2018,32(6):149-155.

[26] 郝蓉,徐召玉,沈祠福,等.消落带夏冬季土壤溶解有机质的组成特征及来源[J].生态环境学报,2019,28(6):1127-1133.

[27] Kätterer T, Roobroeck D, Andrén O, et al. Biochar addition persistently increased soil fertility and yields in maize-soybean rotations over 10 years in sub-humid regions of Kenya[J]. Field Crops Research, 2019, 235: 18-26.

[28] Xiu L Q, Zhang W M, Sun Y Y, et al. Effects of biochar and straw returning on the key cultivation limitations of Albic soil and soybean growth over 2 years[J]. Catena, 2019, 173: 481-493.

[29] 潘晓华,邓强辉.作物收获指数的研究进展[J].江西农业大学学报,2007,29(1):1-5.

[30] 张伟明,陈温福,孟军,等.东北地区秸秆生物炭利用潜力、产业模式及发展战略研究[J].中国农业科学,2019,52(14):2406-2424.

[31] 曹志洪.生物炭与污染土壤修复及烟草行业的研发进展[J].中国烟草学报,2019,25(3):1-12.

[32] Barnes R T, Gallagher M E, Masiello C A, et al. Biochar-induced changes in soil hydraulic conductivity and dissolved nutrient fluxes constrained by laboratory experiments[J/OL]. PLoS One, 2014, 9: e108340. doi: 10.1371/journal.pone.0108340.eCollection 2014.

[33] Peake L R, Reid B J, Tang X. Quantifying the influence of biochar on the physical and hydrological properties of dissimilar soils[J]. Geoderma, 2014, 235: 182-190.

[34] Sun F F, Lu S G. Biochars improve aggregate stability, water retention, and pore-space properties of clayey soil[J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2014, 177(1): 26-33.

[35] 范倩玉,李军辉,李晋,等.不同作物秸秆还田对潮土结构的改良效果[J].水土保持学报,2020,34(4):230-236.

[36] Hu Y L, Wu F P, Zeng D H, et al. Wheat straw and its biochar had contrasting effects on soil C and N cycling two growing seasons after addition to a Black Chernozemic soil planted to barley[J]. Biology and Fertility of Soils, 2014, 50(8): 1291-1299.

[37] Sandhu S S, Ussiri D A, Kumar S, et al. Analyzing the impacts of three types of biochar on soil carbon fractions and physiochemical properties in a corn-soybean rotation[J]. Chemosphere, 2017, 184: 473-481.

[38] 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(3/4): 443-449.

[39] Luo S S, Wang S J, Tian L, et al. Long-term biochar application influences soil microbial community and its potential roles in semiarid farmland[J]. Applied Soil Ecology, 2017, 117: 10-15.

[40] Shenbagavalli S, Mahimairaja S. Characterization and effect of biochar on nitrogen and carbon dynamics in soil[J]. International Journal of Advanced Biological Research, 2012, 2(2): 249-255.

[41] Wang Y L, Yang C M, Zou L M, et al. Spatial distribution and fluorescence properties of soil dissolved organic carbon across a riparian buffer wetland in Chongming Island, China[J]. Pedosphere, 2015, 25(2): 220-229.