网络出版时间：2018-11-16 15:05:56
网络出版地址：http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20181116.1505.002.html

土 壤 学 报
Acta Pedologica Sinica

DOI:10.11766/trxb201806050241

不同来源腐殖质的化学组成与结构特征研究*

郑延云[1,2] 张佳宝[1†] 谭 钧[3] 张丛志[1] 余正洪[1,2]

（1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室（中国科学院南京土壤研究所），南京 210008）

（2 中国科学院大学，北京 100049）

（3 北京中向利丰科技有限公司，北京 100004）

摘 要 分析了木本泥炭与水稻土和黑土两种土壤、混合物料发酵肥和鸡粪发酵肥两种有机肥共 5 种样品在腐殖质含量、表面特征、元素组成和官能团结构等方面的差异，以研究木本泥炭对提升土壤有机质（SOM）和改良土壤的潜在作用。结果表明，木本泥炭腐殖质含量最高，可达 862.7 g·kg^{-1}，但其腐殖质富里酸（FA）、胡敏酸（HA）和胡敏素（Hu）组分的相对比例与 2 种有机肥和 2 种土壤的腐殖质组分存在显著差异，其腐殖质以 HA 为主，腐殖化程度更高，颗粒更为细小致密。木本泥炭碳含量较高，但氮含量相对较低，导致其腐殖质碳/氮（C/N）比可达 100 以上，远大于有机肥和土壤。同时，木本泥炭腐殖质缩合度、芳香化度和聚亚甲基化程度更高，分子结构更复杂，难以被微生物分解。然而，木本泥炭腐殖质 FA 和 HA 组分仍具有较高的氧化度和羧基含量，表明其含氧官能团还未充分降解。本研究揭示，木本泥炭对提升 SOM 具有较大的潜力，但在实际施用过程中，应当调节其腐殖质组分至适宜比例，适度降低其颗粒大小和聚亚甲基链，同时添加生物激发剂和保持秸秆还田，以激发微生物快速转化，平衡木本泥炭的分解。

关键词 木本泥炭；土壤质量；土壤有机质；扫描电镜；红外光谱

中图分类号 S153.6 **文献标识码** A

土壤有机质（SOM）对改善土壤理化性质、提高土壤肥力、促进土壤生态系统健康具有重要作用[1]，已成为衡量土壤质量水平的重要指标[2]。土壤腐殖质是SOM最重要的组分，其含量可占总SOM的50%～75%[3]。土壤腐殖质是有机物料在腐殖化过程中所形成的一类复杂而又稳定的大分子有机化合物，它的多寡在很大程度上影响着土壤质量，而其表面官能团的含量及差异又决定着在土壤中所具有的作用，如羧基、酚羟基和醇羟基等含氧官能团，可与土壤中的黏土矿物、水合氧化物、金属离子发生相互作用，对土壤元素的保持与释放，以及土壤中的物理化学和生物化学反应均有着重要影响，也能与黏土矿物结合形成有机无机复合体，促进土壤团聚体的形成和稳定[4]。所以，增加SOM特别是腐殖质含量，对提高土壤质量有重要意义。

农业生产中主要通过作物秸秆还田和施用有机肥等有机物料来提高 SOM，但这些培育措施需要持续很长时间才能产生显著效果。如 Xin 等[5]的研究结果表明，连续施用有机肥 23 a，潮土有机碳（SOC）含量从 3.81 g·kg^{-1} 提升至 9.08 g·kg^{-1}。Liu 等[6]的试验结果表明，30 a 分别连续施用有机肥和秸秆，黑垆土 SOC 含量仅较对照分别增加了 32.7%和 23.0%。这主要是因为添加的有机物料转变成土壤有机质需要经过腐殖化过程，每年有限的有机物料添加量及其不到 20%的腐殖化系数，限制了 SOM 特别是土壤腐殖质的快速提升。

为快速提高 SOM、改善土壤质量，富含腐殖质和各种养分元素的泥炭在国内外被广泛

* 中国科学院重点部署项目（KFZD-SW-108）、国家重点研发计划项目（2016YFD0300802）、国土资源部土地整治中心项目（2018-04-12）共同资助 Supported by the Key Research Program of the Chinese Academy of Sciences (No. KFZD-SW-108) , the National Key Research and Development Program of China (No. 2016YFD0300802) and the Land Consolidation and Rehabilitation of the Ministry of Land and Resources Program of China (No. 2018-04-12)
†通讯作者 Corresponding author，E-mail: jbzhang@issas.ac.cn
作者简介：郑延云（1991—），女，山东德州人，硕士研究生，主要从事土壤肥力研究。E-mail: yyzheng15@issas.ac.cn
收稿日期：2018-06-05；收到修改稿日期：2018-10-29；优先数字出版日期（www.cnki.net）：

应用于园艺、设施农业以及土壤改良[7-8]。据报道，欧洲每年开采泥炭 6 300 万 m^3，其中约有 50%应用于园艺、土壤改良等方面[7]。我国泥炭主要用在园艺、设施农业以及游乐和体育场绿地土壤修复，如上海迪士尼乐园[8]。泥炭一般可分为草本泥炭、藓类泥炭和木本泥炭三类[9]，其中，草本泥炭和藓类泥炭应用较多，而木本泥炭的相关研究和应用较少，主要原因是我国甚至欧洲木本泥炭资源相对稀缺。近年来，我国也有少量关于木本泥炭应用方面的研究，如袁京等[10]及张地方等[11]发现添加木本泥炭能减少堆肥堆制过程中 CH_4、NH_3、H_2S 等温室气体的排放和氮素的损失；常瑞雪等[12]发现以木本泥炭为碳源调节剂，能减少堆肥堆制过程中有机质的降解和 CO_2 的累积排放量。然而，对木本泥炭重要组分腐殖质的化学组成和官能团结构特征了解甚少，对其施入土壤后的降解速率和增加 SOM 的效果尚不清楚。随着“一带一路”战略的实施，来自于热带国家的木本泥炭资源不断增加，迫切需要对木本泥炭的上述性质及其作用进行研究，为其更好地开发利用提供依据。

本研究通过分别提取木本泥炭、水稻土、黑土、混合物料发酵有机肥以及鸡粪发酵有机肥共 5 种样品的腐殖质，分析比较 5 种腐殖质样品腐殖质含量、表面特征、元素组成以及官能团结构等方面的差异，为解析木本泥炭在土壤改良中的潜在作用和提出高效利用模式提供基础数据和理论支持。

1 材料与方法

1.1 供试材料

本研究选取了木本泥炭（WP）、水稻土（PS）、黑土（BS）、混合物料发酵有机肥（MFOM）以及鸡粪发酵有机肥（FCM）5 种有机碳源材料作为试验样品。木本泥炭样品由北京中向利丰科技有限公司提供（产自印度尼西亚）。水稻土样品采自江苏南京附近的农田，耕作制度为稻麦轮作；黑土样品采自于黑龙江省哈尔滨农业科学院试验田，耕作制度为春玉米单作，两种土壤样品均取自 0~20 cm 耕作层。混合物料发酵有机肥（以下简称混合发酵肥）购于江阴市联业生物科技有限公司，为畜禽粪便、秸秆、豆粕粉、菜籽饼、砻糠粉等不同原料混合发酵而成。鸡粪发酵有机肥（以下简称发酵鸡粪）购于江苏东台市旺德福肥料有限公司，该有机肥是以鸡粪为主要原料，并结合蘑菇渣辅助发酵而成。五种样品的基本养分性质见表 1。

表 1 供试样品的基本养分性质

Table 1 Basic nutrient status of tested samples

样品 Sample	有机碳 Organic carbon /(g·kg^{-1})	全氮 Total N /(g·kg^{-1})	C/N	全磷 Total P /(g·kg^{-1})	全钾 Total K /(g·kg^{-1})	pH
WP	485.0 ± 1.00	7.71 ± 0.21	62.96 ± 1.61	1.02 ± 0.10	1.94 ± 0.89	4.05 ± 0.02
PS	17.61 ± 0.08	1.66 ± 0.06	10.82 ± 0.86	0.50 ± 0.03	9.90 ± 0.26	5.78 ± 0.02
BS	16.88 ± 0.62	1.43 ± 0.01	11.77 ± 0.47	0.46 ± 0.01	10.15 ± 0.28	6.81 ± 0.02
MFOM	201.7 ± 4.51	19.30 ± 0.36	10.45 ± 0.19	12.31 ± 0.28	20.20 ± 0.38	8.26 ± 0.05
FCM	208.2 ± 0.05	22.41 ± 0.09	9.29 ± 0.04	1.62 ± 0.01	61.20 ± 0.94	7.74 ± 0.01

注：WP、PS、BS、MFOM 和 FCM 分别代表木本泥炭、水稻土、黑土、混合发酵肥和发酵鸡粪；表中 N、P、K 的养分含量均为纯 N、P、K 的元素含量。下同 Note：WP, PS, BS, MFOM and FCM stands for woody peat, paddy soil, black soil, mixed fermented organic manure and fermented chicken manure, respectively. Nutrient contents of N, P and K are listed on the basis of content of the element. The same below

1.2 腐殖质的分离提取和纯化

本研究采用腐殖酸组成修改法[13]对 5 种不同样品进行腐殖质提取。具体提取步骤为：

（1）将木本泥炭、水稻土、黑土、混合发酵肥和发酵鸡粪样品风干、去除植物残体等杂质后过 70 目筛。分别称取过筛的 20 g 土壤和 10 g 木本泥炭、混合发酵肥与发酵鸡粪于 500 mL 三角瓶中，加 200 mL 蒸馏水，并在 25℃振荡 1 h 后过 300 目筛以去除砂粒和植物残体，再以 3 500 $r\cdot min^{-1}$ 离心 15 min，弃去上清液。

（2）向三角瓶中加入 200 mL 浓度为 0.1 $mol\cdot L^{-1}$ 的 $NaOH+Na_4P_2O_7$ 混合液，并在 180 $r\cdot min^{-1}$ 转速下振荡提取 16 h，然后以 5 000 $r\cdot min^{-1}$ 离心 10 min。将上层腐殖酸提取液收集于 2 L 的烧杯中。重复本提取步骤直至上层溶液变为浅黄色。离心管中的残渣样品即为含胡敏素（Hu）组分的未纯化样品。

（3）将获得的腐殖酸提取液用 2 $mol\cdot L^{-1}$ 的 H_2SO_4 溶液调节其 pH 至 1.0~1.5，在 70℃下保温 1~2 h，静置过夜后离心。上清液过 0.45 μm 滤膜后即为未纯化的富里酸（FA）提取液。离心管中的样品用少量 0.1 $mol\cdot L^{-1}$ 的 $NaOH+Na_4P_2O_7$ 混合液溶解、离心，弃去残渣，用 2 $mol\cdot L^{-1}$ H_2SO_4 溶液调节其 pH 至 1.0~1.5，再在 70℃下保温 1~2 h，静置过夜并离心后，即为未纯化的胡敏酸（HA）样品。因土壤样品所能提取的 FA 组分较少，本研究另取 250 g 的 2 种土壤样品，参照步骤（1）~（3）以提取足够量的土壤腐殖质 FA 组分样品。

（4）将所提取的 FA 提取液通过填充有 DAX-8 树脂的交换柱以吸附 FA，并用 0.1 $mol\cdot L^{-1}$ 的 NaOH 解吸所吸附的 FA。将解吸液通过填充有 Amberlite IR 120 H^+型阳离子交换树脂的交换柱后，于 40℃浓缩至一定体积，再用分子截留量为 100~500 的纤维素透析袋（31 mm，上海源叶生物）进行透析。纯化后的 FA 溶液经 40℃烘干后即得到 FA 固体样品。

（5）将上述步骤（2）中未纯化的 Hu 样品与步骤（3）中未纯化的 HA 样品依次用体积比为 5%、10%、12.5%、15%、20%、30%和 40%的 HC1-HF 混合液分别振荡处理 7、12、12、6、4、2 和 1 次，每次 12 h。再用去离子水洗至无 Cl^-反应（$AgNO_3$ 检验），再经 40℃烘干后，即为纯化后的 Hu 和 HA 样品。

1.3 项目分析与测定

扫描电子显微镜观察：取少量腐殖质样品，将其洒落在贴有导电碳胶带的样品台上，再用离子溅射仪（Leica EM ACE200，德国）在样品表面喷镀金导电膜后，置于扫描电镜（HITACHI SU3500，日本）的真空样品室中对样品进行形貌观察。

元素组成测定：碳（C）、氮（N）、氢（H）含量采用元素分析仪（ElementarVario EL III，德国）测定，硫（S）元素采用元素分析仪（ElementarVario MAX CNS，德国）测定，氧（O）元素采用差减法计算得到，并用马弗炉 900℃燃烧测得的灰分数据进行校正。

傅里叶变换红外光谱（FTIR）分析：FA、HA 和 Hu 样品的红外光谱采用 KBr 压片法在傅里叶变换红外光谱仪（Thermo Nicolet 8700，美国）上测定，扫描模式为 4 000 ~ 400 cm^{-1}。对谱线选取特征峰，并对相应的官能团进行半定量分析。

1.4 数据处理

本研究中，不同处理间的方差分析（ANOVA）采用 SPSS 20.0 软件进行，并采用最小显著性差异法（LSD）进行显著性差异检验。

2 结 果

2.1 不同碳源材料中腐殖质及各组分的含量

不同有机碳源材料样品所提取的腐殖质及其各组分的含量见表 2。腐殖质含量以木本泥炭最高，达 862.7 $g\cdot kg^{-1}$，其次是混合发酵肥和发酵鸡粪两种有机肥，分别为 168.8 $g\cdot kg^{-1}$ 和 209.6 $g\cdot kg^{-1}$。水稻土和黑土的腐殖质含量显著低于木本泥炭与两种有机肥，仅分别为 20.67 $g\cdot kg^{-1}$ 和

28.33 g·kg^{-1}。可以看出，木本泥炭腐殖质含量为土壤的 30.5 倍~41.7 倍、有机肥的 4.1 倍~5.1 倍。根据不同材料FA、HA和Hu的含量，对三个组分的比例进行计算，水稻土和黑土腐殖质的FA:HA:Hu比例分别为1:2.1:5.7和1:1.1:1.1，混合发酵肥和发酵鸡粪腐殖质的FA:HA:Hu比例分别为1:2.0:4.1和1:2.8:4.4，木本泥炭腐殖质的FA:HA:Hu比例则为1:65.2:10.6。可见，木本泥炭腐殖质以HA组分为主，水稻土与两种有机肥的腐殖质都以Hu组分为主，而黑土腐殖质三种组分的比例相对接近。PQ表示HA在腐殖酸（FA+HA）中所占的比例，用于表征有机质的腐殖化程度[2]，该比值越大，腐殖化程度越高，分子结构越复杂，品质越好[14]，在土壤中的稳定性也越高[15]。由表2可知，木本泥炭的PQ分别为水稻土和黑土的1.4倍和1.9倍，混合发酵肥和发酵鸡粪的1.5倍和1.3倍。这说明木本泥炭的腐殖化程度远高于土壤和有机肥，品质最好，在土壤中的稳定性最好。相反，两种有机肥腐殖质的PQ与土壤更相近，它们的腐殖化程度也与土壤腐殖质更为接近。

表 2 不同样品腐殖质及其组分的含量(无灰分)和 PQ

Table 2 Contents of humus and humus fractions (no ash) and PQ values in different samples / (g·kg^{-1})

样品 Sample	富里酸 Fulvic acid (FA)	胡敏酸 Humic acid (HA)	胡敏素 Humin (Hu)	腐殖质 Humus (Hus)	PQ
WP	11.24±0.67b	732.8±3.13a	118.7±3.47a	862.7±6.00a	98.49 ± 0.08a
PS	2.35±0.74c	4.93±0.12e	13.39±0.08c	20.67±0.89d	68.16 ± 6.18b
BS	8.69±0.42b	9.58±1.58d	9.98±0.08c	28.33±0.96d	52.16 ± 5.81c
MFOM	23.72±7.66a	48.04±0.59c	96.88±12.88b	168.7±4.40c	67.36 ± 6.82b
FCM	25.46±3.81a	71.29±1.24b	112.8±13.02a	209.6±10.45b	73.73 ± 3.24b

注：同一列中的不同小写字母表示不同样品相同组分间差异显著（$P < 0.05$）；Hus = FA + HA + Hu；PQ =HA/(HA+FA)×100。下同 Note: The lowercase letters in the same column indicate significant difference at $P < 0.05$ level; Hus = FA + HA + Hu; PQ= HA / (HA+FA) ×100. The same below

2.2 不同碳源材料腐殖质各组分的微形态特征

根据所测定的不同样品腐殖质各组分的灰分含量（表3），除了水稻土和黑土的Hu组分经纯化处理后的灰分含量仍较高外，其余样品腐殖质的各组分经纯化处理后的灰分含量均已较低，尤其是不同样品腐殖质HA组分的灰分均在30 g·kg^{-1}以下。因此，可以对不同样品腐殖质各组分的微形态特征进行比较。图1为木本泥炭（a、f和k）、水稻土（b、g和l）、黑土（c、h和m）、混合发酵肥（d、i和n）和发酵鸡粪（e、j和o）五种样品腐殖质FA、HA和Hu组分的扫描电镜结果。本文中，两种土壤Hu组分的扫描电镜结果体现的主要是它们有机无机复合体的特征。比较相同样品腐殖质的不同组分可看出，木本泥炭的HA、两种土壤的FA和两种有机肥的HA分别为各自腐殖质中颗粒最小和最致密的组分。对于FA组分，两种土壤的颗粒最小，木本泥炭的颗粒其次，两种有机肥的颗粒远大于木本泥炭和两种土壤。对于HA组分，则木本泥炭的颗粒最为细小和致密，两种土壤其次，两种有机肥的颗粒略大于土壤。对于Hu组分，木本泥炭与两种土壤Hu组分（有机无机复合体）的微形态相近，而两种有机肥Hu组分的颗粒明显较小。考虑到木本泥炭腐殖质是以HA为主（表2），木本泥炭腐殖质可能较土壤和有机肥腐殖质的颗粒更为细小，表面也更为致密。

表 3 不同样品所提取的腐殖质各组分灰分含量

Table 3 Ash contents in the humus fractions extracted from the samples / (g·kg^{-1})

样品 Sample	FA	HA	Hu
WP	62.15	1.40	15.05
PS	83.17	29.81	435.2
BS	139.4	16.71	389.2

MFOM	42.36	5.31	28.57
FCM	23.51	4.93	149.0

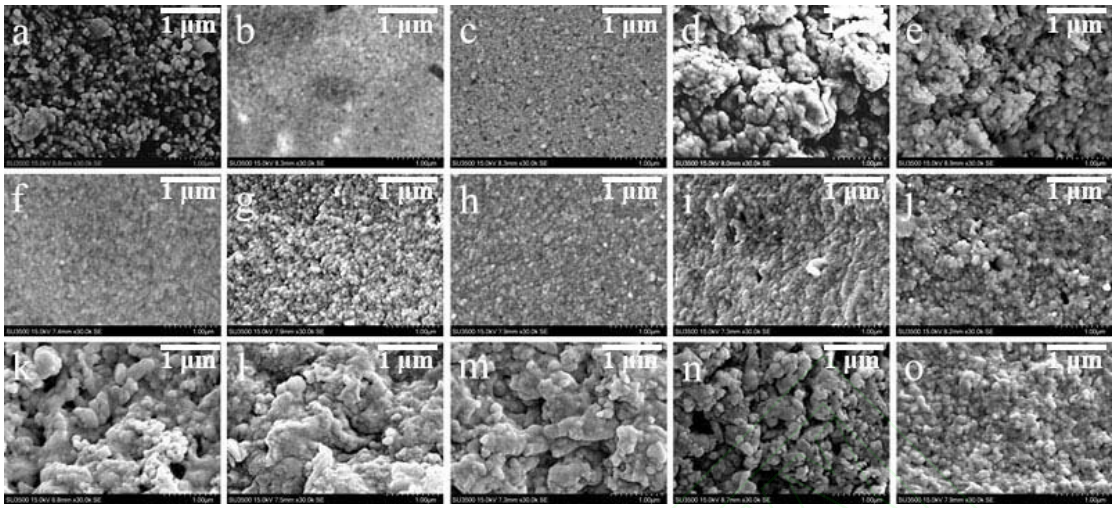

图 1 不同样品腐殖质 FA（a~e）、HA（f~j）和 Hu（k~o）组分的扫描电镜图（a、f 和 k 为木本泥炭， b、g 和 l 为水稻土，c、h 和 m 为黑土，d、i 和 n 为混合发酵肥，e、j 和 o 为发酵鸡粪）

Fig.1 Scanning electron microscopy of the FA (a~e)、HA (f~j) and Hu (k~o) fractions of Humus relative to source (a, f and k stands for woody peat; b, g and l for rice soil; c, h and m for black soil; d, I and n for mixed fermentation organic manure; and e, j and o for fermented chicken manure)

2.3 不同碳源材料腐殖质各组分的元素组成特点

表 4 为不同样品腐殖质 FA、HA 和 Hu 组分的 C、N、H、S、O 各元素的含量。在 FA 组分中，虽然木本泥炭 FA 的 C 含量小于混合发酵肥，但远高于水稻土和黑土，与发酵鸡粪的 FA 组分相当。对于 HA 组分，木本泥炭 HA 组分的 C 含量与黑土、混合发酵肥的 HA 组分相当，显著高于水稻土和发酵鸡粪。而在 Hu 组分中，木本泥炭 Hu 组分的 C 含量不仅远高于水稻土和黑土，还远高于两种有机肥 Hu 组分的 C 含量。然而，与 C 含量不同，木本泥炭腐殖质各组分的 N 含量则均远小于水稻土和黑土两种土壤以及混合发酵肥和发酵鸡粪两种有机肥。例如，木本泥炭 FA、HA 和 Hu 组分的 N 含量平均仅为土壤的 1/6、1/6 和 1/8，有机肥的 1/10、1/11 和 1/9。木本泥炭腐殖质组分 C、N 含量的差异导致其腐殖质的 C/N 比远高于两种土壤和两种有机肥的 C/N 比，其 FA、HA 和 Hu 组分的 C/N 摩尔比平均分别为土壤的 6.2 倍、7.1 倍和 10.4 倍，有机肥的 9.9 倍、12.3 倍和 11.0 倍。与木本泥炭相反，除了水稻土 Hu 组分的 N 含量略高于混合发酵肥 Hu 组分外，水稻土和黑土腐殖质各组分的 N 含量均显著小于混合发酵肥和发酵鸡粪腐殖质相应组分的 N 含量。其结果是，混合发酵肥和发酵鸡粪的 FA、HA 组分和发酵鸡粪的 Hu 组分的 C/N 比均小于或略小于两种土壤相应腐殖质组分的 C/N 比。

腐殖质各组分的 H/C 和(O+S)/C 比通常被用来表征大分子物质缩合度与氧化度的强弱[14]。H/C 比值越小，缩合度越高，分子结构越复杂[13]；(O+S)/C 比值越大，氧化度越高，含氧官能团特别是易降解含氧官能团的数量越多[16]。由表 4 可看出，在 FA 组分中，尽管无显著差异，但木本泥炭 FA 组分的缩合度在 5 种样品中仍为最高，两种土壤最小，而两种有机肥介于木本泥炭和土壤之间。在 HA 组分中，木本泥炭的缩合度也仅略低于黑土，而高于其他 3 种样品。在 Hu 组分中，木本泥炭的缩合度高于水稻土和发酵鸡粪，但低于黑土和混合发酵肥。由于木本泥炭以 HA 组分为主，故木本泥炭腐殖质的分子结构总体上可能要较两种有机肥和水稻土的腐殖质复杂，而与黑土腐殖质相当。木本泥炭 Hu 组分的氧化度远低于两种土壤和两种有机肥的 Hu 组分，但其 HA 组分的氧化度显著高于水稻土和两种有机肥，而

略高于黑土的 HA 组分，且其 FA 组分的氧化度也要高于两种有机肥，而与黑土 FA 组分相当。这说明木本泥炭 FA 和 HA 组分中含有较多的易降解含氧官能团，但在 Hu 组分中含有相对较少的易降解含氧官能团。

表 4 不同样品腐殖质组分元素组成（无水无灰）

Table 4 Elemental composition of the humus fractions of the samples (oven-dried and ash-free)

组分 Fraction	样品 Sample	C	N	H	S	O	C/N	H/C	(O+S)/C
		/(g·kg^{-1})							
FA	WP	431.4 ± 7.0b	5.0 ± 0.3c	48.3 ± 0.9b	39.9 ± 0.8b	475.3 ± 5.8b	100.4 ± 3.8a	1.34 ± 0.04b	1.14 ± 0.03bc
	PS	358.2 ± 13.9d	25.8 ± 6.3b	48.4 ± 3.5b	59.9 ± 6.1a	507.7 ± 19.0a	17.0 ± 4.6b	1.62 ± 0.12a	1.48 ± 0.10a
	BS	405.6 ± 22.1c	31.3 ± 3.4b	49.6 ± 1.6b	19.4 ± 0.3d	494.2 ± 20.1a	15.3 ± 2.0bc	1.47 ± 0.11ab	1.24 ± 0.11b
	MFOM	467.6 ± 4.3a	48.8 ± 1.9a	54.6 ± 1.8a	32.9 ± 1.9c	396.2 ± 1.3d	11.2 ± 0.4cd	1.40 ± 0.06b	0.87 ± 0.01d
	FCM	428.7 ± 8.1b	54.8 ± 3.7a	50.7 ± 2.1b	30.4 ± 2.8c	435.4 ± 3.7c	9.3 ± 0.6d	1.38 ± 0.08b	1.02 ± 0.05c
HA	WP	558.6 ± 9.4ab	5.6 ± 0.5e	51.3 ± 2.3c	2.0 ± 0.2e	382.6 ± 8.7a	117.1 ± 12.1a	1.10 ± 0.06c	0.69 ± 0.03a
	PS	539.6 ± 3.5c	49.7 ± 0.9c	62.0 ± 0.3a	61.3 ± 16.1a	287.3 ± 11.9d	12.7 ± 0.3c	1.38 ± 0.01a	0.57 ± 0.03c
	BS	552.2 ± 13.1bc	23.7 ± 6.7d	44.2 ± 0.6d	4.7 ± 1.1d	375.1 ± 7.9a	23.3 ± 2.4b	0.96 ± 0.01d	0.68 ± 0.03a
	MFOM	567.0 ± 6.8a	56.9 ± 1.8b	55.3 ± 3.0b	15.1 ± 0.5c	305.7 ± 9.4c	11.6 ± 0.3c	1.17 ± 0.06b	0.55 ± 0.02c
	FCM	524.4 ± 1.7d	75.6 ± 0.2a	61.5 ± 0.2a	17.2 ± 0.2b	321.4 ± 1.6b	8.1 ± 0.0d	1.41 ± 0.01a	0.63 ± 0.00b
Hu	WP	691.5 ± 0.6a	5.1 ± 0.2d	77.2 ± 2.1a	1.6 ± 0.1e	224.6 ± 2.1c	158.6 ± 5.0a	1.34 ± 0.04c	0.33 ±0.00 d
	PS	526.6 ± 4.5d	43.2 ± 0.6b	66.2 ± 0.8b	6.2 ± 0.1c	357.7 ± 5.8a	14.2 ± 0.1c	1.51 ± 0.01b	0.68 ±0.02 a
	BS	546.8 ± 6.3c	38.6 ± 0.3c	54.2 ± 0.2c	4.9 ± 0.1d	355.4 ± 6.5a	16.5 ± 0.2b	1.19 ± 0.01d	0.65 ±0.02 b
	MFOM	610.8 ± 8.1b	42.9 ± 1.7b	55.7 ± 0.9c	10.8 ± 0.3a	279.7 ± 10.4b	16.6 ± 0.4b	1.09 ± 0.02e	0.46 ±0.02 c
	FCM	514.1 ± 2.4e	46.6 ± 0.0a	68.4 ± 0.4b	9.6 ± 0.0b	361.3 ± 2.8a	12.8 ± 0.1d	1.60 ± 0.00a	0.71 ±0.01 a

2.4 不同来源腐殖质组分的红外光谱特征

图 2 为对木本泥炭、水稻土、黑土、混合发酵肥和发酵鸡粪 FA、HA 和 Hu 组分的 FTIR 图谱，图谱中各相关特征峰的归属见表 5。由图 2 可看出，不同样品相同组分的 FTIR 图谱具有相似的形状，但是在 2 920、2 850、1 720、1 620 和 1 240 cm^{-1} 等处特征峰的吸收强度上存在不同程度的差异。其中，木本泥炭腐殖质的 FA 和 HA 组分在表征羧基 C=O 伸展的 1 720 cm^{-1} 处和表征羧基-OH 的变形振动与 C-O 伸展的 1 240 cm^{-1} 处的吸光度[17]均高于水稻土与黑土两种土壤以及混合发酵肥和发酵鸡粪两种有机肥的相应组分。这说明木本泥炭腐殖质 FA 和 HA 组分的氧化度和含量官能团数量要高于两种土壤和两种有机肥 FA 和 HA 组分。

表 6 列出了不同样品腐殖质 FA、HA 和 Hu 组分 FTIR 主要吸收峰的相对强度。2 920 cm^{-1} 和 2 850 cm^{-1} 处的吸收峰表征的是脂族 CH_2 伸展和 C-H 伸展，1 620 cm^{-1} 处的吸收峰则表征芳香 C=C 键的伸展[23]。2 920/1 620 的比值大小可指示腐殖质组分的脂肪性和芳香性的强弱；2 920/2 850 的比值大小可说明脂族链烃中聚亚甲基（—$(CH_2)_n$—）和末端甲基（—CH_3）的比例，比值越大，聚亚甲基的数量就越多，分子结构越复杂[13]。对于同一样品，2 920/1 620 比值的大小顺序基本为 FA < HA < Hu，说明 Hu 组分的脂肪性最强而芳香性最弱，FA 组分的芳香性最强而脂肪性最弱，HA 组分介于两者之间。对于不同样品，尽管木本泥炭 Hu 组分的 2 920/1 620 比值在各样品 Hu 组分中为最大，具有最强的脂肪性，但其 FA 组分和占比最多的 HA 组分的 2 920/1 620 比值则为最小。这说明木本泥炭腐殖质总体上具有最强的芳香性。此外，木本泥炭 HA 和 Hu 的 2 920/2 850 比值均为各样品相同组分中的最大值，说明木本泥炭腐殖质组分聚亚甲基数量要高于水稻土和黑土两种土壤及混合发酵肥和发酵鸡粪两种有机肥，其腐殖质的分子结构最为复杂。

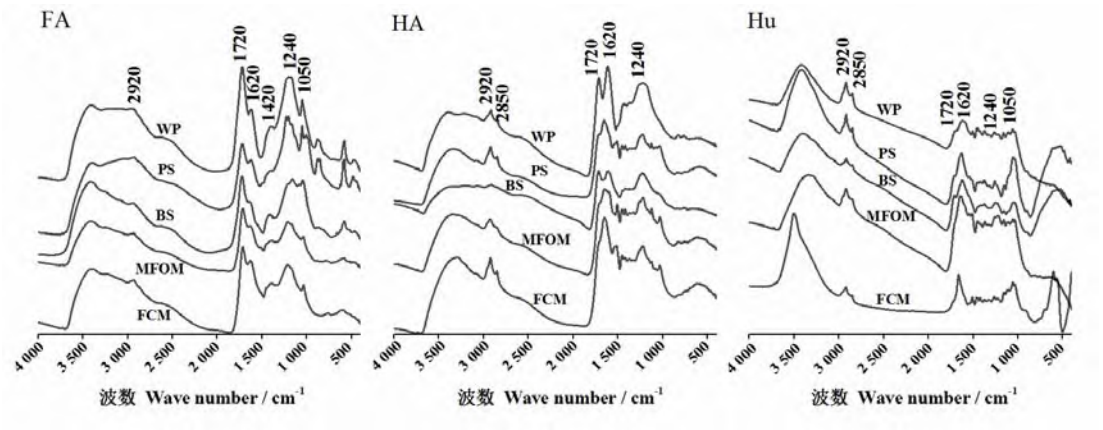

图 2 不同样品 FA、HA 和 Hu 的红外光谱特征

Fig. 2 Fourier transform infrared spectrometer (FTIR) spectra of FA, HA and Hu relative to source

表 5 红外光谱的特征峰归属[13,17]

Table 5 Chemical ascriptions of the characteristic peaks (cm^{-1}) in FTIR spectra

特征峰 Peaks	化学归属 Chemical ascriptions
2 920	脂族 CH_2 伸展 Aliphatic CH_2 bond
2 850	脂族 C-H 伸展 Aliphatic C-H bond
1 720	羧基 C=O 伸展 Carboxyl C=O bond
1 620	芳香 C=C 伸展 Aromatic C=C bond
1 420	脂族 C-H 变形 Aliphatic C-H bond
1 240	羧基 C-O 伸展和 OH 变形 Carboxyl C-O and OH bonds
1 050	硅酸盐杂质的 Si-O Silicate Si-O bond

表 6 不同样品 FA、HA 和 Hu 的红外光谱主要吸收峰的相对强度

Table 6 Relative intensities of the main absorption peaks in FTIR spectrum of FA, HA and Hu relative to sample

样品 Sample	组分 Fraction	2 920 cm^{-1}	2 850 cm^{-1}	1 720 cm^{-1}	1 620 cm^{-1}	1 420 cm^{-1}	1 240 cm^{-1}	1 050 cm^{-1}	2 920/1 620	2 920/2 850
		%								
WP	FA	2.25	0	45.11	16.62	3.98	27.54	4.51	0.14	—
	HA	4.83	1.45	30.71	33.67	2.08	27.26	0	0.19	3.33
	Hu	23.47	5.47	10.43	29.22	5.62	4.60	15.62	0.99	4.29
PS	FA	2.22	0	33.15	15.15	1.80	33.81	15.89	0.15	—
	HA	13.95	5.29	23.55	38.41	4.35	11.28	3.17	0.50	2.64
	Hu	13.25	3.40	7.57	25.49	2.60	4.62	38.67	0.65	3.90
BS	FA	2.35	0	33.84	13.36	3.41	33.00	15.96	0.18	—
	HA	2.34	0.75	10.39	13.40	1.68	20.24	0.42	0.23	3.13
	Hu	5.99	2.59	15.09	22.15	5.23	5.51	17.28	0.39	2.31
MFOM	FA	4.74	0	44.19	23.56	4.03	21.4	2.09	0.20	—
	HA	8.78	2.93	20.63	48.65	4.05	11.29	3.67	0.24	2.99
	Hu	17.24	6.89	0.00	50.85	4.38	7.19	12.94	0.47	2.50
FCM	FA	4.11	0	40.13	30.43	3.98	19.21	2.14	0.14	—

HA	14.64	4.79	21.46	41.71	3.57	10.49	3.34	0.47	3.06
Hu	16.16	4.02	0.00	50.78	5.68	5.29	17.64	0.40	4.03

注：表内数值为某峰面积占各峰总面积的比例，%；2 920/1 620 比值为 2 920+2 850 处面积与 1 620 处面积的比值 Note: The value of each absorption peak equals to the proportion of the area of a certain absorption peak to the total area of the absorption peak (%);2 920/1 620 is the ratio of the area at 2 920 + 2 850 to the area at 1 620

3 讨 论

3.1 木本泥炭与有机肥腐殖质组分及其性质的主要差异

水稻土和黑土是耕作土壤中 SOM 和腐殖质含量较高的两类土壤，而本研究中的有机肥与木本泥炭的有机碳和腐殖质含量均远高于水稻土和黑土（表 1 和表 2），表明有机肥和木本泥炭均为能提升 SOM 和腐殖质含量的优质有机物料。其中，木本泥炭的有机碳和腐殖质含量更高（表 1 和表 2），揭示施用等量的木本泥炭对提升 SOM 和腐殖质含量的潜力将大于有机肥。对于不同有机物料腐殖质中 FA、HA 和 Hu 组分的占比，水稻土为 11%、24%和 65%，黑土为 31%、34%和 35%，混合发酵肥为 14%、28%和 57%，发酵鸡粪为 12%、34%和 54%，而木本泥炭 FA、HA 和 Hu 组分的占比分别为 1%、85%和 14%。HA 组分的占比越高（即 PQ 越高），腐殖化程度越深，品质和稳定性越好[14-15, 18]。可见，有机肥的腐殖化程度与土壤腐殖化过程更相近，而木本泥炭的腐殖化程度、品质和稳定性远高于有机肥。此外，根据扫描电镜的结果，在经历漫长的泥炭化地质过程后，木本泥炭腐殖质中占比最高的 HA 组分的颗粒要小于两种土壤和两种有机肥的 HA 组分，表明木本泥炭腐殖质的分子和颗粒排列较土壤和有机肥的腐殖质更致密，表面活性较低。相反，两种有机肥 FA 和 HA 组分的颗粒大小不仅要远大于土壤和木本泥炭，甚至它们占比最高的 Hu 组分的颗粒也远大于木本泥炭 HA 组分，这表明有机肥腐殖质的分子和颗粒排列更为疏松，表面活性较高。腐殖化程度和腐殖质表面特征的结果均揭示有机肥施入土壤后可能容易分解，而木本泥炭则相对更加稳定。

有机肥与木本泥炭稳定性的差异还可由它们不同的元素组成和官能团结构特征而得出。C/N 比的高低可影响有机物料被微生物利用的难易程度，微生物可直接利用 C/N 比低的有机物料，但对 C/N 比高的有机物料，通常需要添加额外的 N 源[19]。混合发酵肥和发酵鸡粪腐殖质各组分的 C 含量不仅较高，它们的 N 含量也均为最大值，从而使得两种有机肥的腐殖质在不同样品中具有最小的 C/N 比（表 4）。再考虑到两种有机肥均含有较高的 P、K 等养分（表 1），将有机肥施入土壤后无疑能极大地促进土壤微生物的活性[20]，从而具有较高的生物降解速率。相反，尽管木本泥炭原样和腐殖质的 C 含量极高，但其原样的 P、K 含量和腐殖质中 N 含量均较低。木本泥炭 FA、HA 和 Hu 组分 C/N 比分别为 100.4、117.1 和 158.6，约为土壤和有机肥的 5 倍～11 倍和 9 倍～14 倍（表 4），其原样的 C/N 比也分别为土壤和有机肥的 5.3 倍～5.8 倍和 6.0 倍～6.8 倍（表 1），这揭示木本泥炭相对更难于被微生物分解。H/C 的大小（即缩合度的高低）揭示腐殖质分子结构的复杂程度，FTIR 光谱分析中的 2 920/1 620 和 2 920/2 850 的比值则揭示腐殖质芳香化度和聚亚甲基化程度的高低。由表 4 和表 6 的结果可看出，两种有机肥的缩合度、芳香化度和聚亚甲基化程度均小于木本泥炭。相反，木本泥炭腐殖质中占比最多的 HA 组分在不同样品中具有几乎最低的缩合度，其 HA 和 Hu 组分的芳香化度和聚亚甲基化程度也要高于有机肥和土壤。这说明木本泥炭腐殖质总体上具有较有机肥和土壤更复杂的分子结构，微生物降解时需要更多的能量[13]。然而，与土壤和有机肥腐殖质相比较，木本泥炭腐殖质 HA 组分的(O+S)/C（氧化度）较高。在表征羧基 C=O 和 C-O 伸展的 1 720 cm^{-1} 和 1 240 cm^{-1} 处的红外光谱吸收峰强度也表明，木本泥炭腐殖质 FA 和 HA 组分基本的羧基含量均高于有机肥和土壤（图 2，表 6），这揭示木本泥炭中含氧官能

团尚未得到充分降解，仍具有降解可能。另一方面，木本泥炭 FA 和 HA 组分更高的羧基含量，表明其较土壤和有机肥腐殖质具有更强的吸水和持水性能。

3.2 木本泥炭与有机肥替代腐殖质提高 SOM 的比较及施用方式

秸秆还田是提升 SOM 的重要措施，假设秸秆的腐殖化系数为 0.15，一年两熟的农田秸秆量在 15 $t \cdot hm^{-2}$，一年能形成 2.25 $t \cdot hm^{-2}$ 腐殖质，要使耕层 SOM 增加 10 $g \cdot kg^{-1}$（1%），每公顷需要 20 t 腐殖质。以静态计算，需要全量秸秆 9 年才能达到增加 1%的目标，实际情况则要 10~20 年[5]。木本泥炭腐殖质含量高达 860 $g \cdot kg^{-1}$ 以上，如果每公顷施用约 23 t，就可以达到全量秸秆还田增加的腐殖质量。相比之下，即使不考虑有机肥的高降解率，要想单次施用有机肥就达到增加 1%的目标，以本研究两种有机肥平均 19%的腐殖质含量来计算，就需要超过每公顷 105 t 的有机肥。显然，施用木本泥炭更加高效、经济、可行。然而，问题是施用木本泥炭所增加的腐殖质是否等同土壤腐殖质以及具有相同的功效？前面的研究已经表明，木本泥炭腐殖质 FA、HA 和 Hu 组分比例与土壤腐殖质存在很大差异；其次是 C/N 比高达 100 以上；第三是其颗粒致密，表面活性低；第四是分子结构复杂，难以分解，但含氧官能团如 C=O 多，易被降解；第五是全量秸秆还田形成的有机质至少可以颗粒态、闭蓄态和有机无机结合态三种形式存在，加入的木本泥炭腐殖质主要以颗粒态以及少量以闭蓄态形式存在。这些差异必然导致与土壤腐殖质的功效不同。因此，缩小这些差异是木本泥炭替代土壤腐殖质的关键。首先是调整木本泥炭腐殖质 C/N 比和各组分比例，通过筛选生物质材料发酵腐解，获得 Hu 含量高和 C/N 低的腐殖质，按比例与木本泥炭混合，以降低其 C/N 比和 HA 的占比，调高 Hu 的占比；第二，加工木本泥炭至适当粒度，提高其活性，同时对部分木本泥炭进行断链处理，如聚亚甲基（$-(CH_2)_n-$），降低分子的复杂度，进一步提高其活性；第三，施用木本泥炭组合材料后添加生物激发剂，激发微生物快速转化，促进团聚体形成和腐殖质向颗粒态、闭蓄态和有机无机结合态转变；上述处理可能加快木本泥炭的分解，因此，第四是继续保持秸秆还田，以平衡木本泥炭的分解，从而达到 SOM 的快速提升而又持续保持。

4 结 论

木本泥炭和有机肥均为改良土壤的优质有机物料，但木本泥炭的有机碳和腐殖质含量更高，对培肥和改良土壤的潜力更大。木本泥炭腐殖质各组分的相对比例与土壤和有机肥腐殖质间存在巨大差异，其腐殖质以 HA 组分为主，腐殖化程度更高。有机肥腐殖化程度较低，表面疏松，活性较高，同时 N、P、K 等养分含量较高，C/N 比较低，施入土壤后容易被微生物分解。相反，木本泥炭腐殖质 HA 组分的颗粒细小，表面排列致密，活性较低，其腐殖质 C/N 比可高达 100 以上，远高于土壤和有机肥。同时，木本泥炭 HA 组分的缩合度、聚亚甲基化程度和芳香化度更高，分子结构更复杂，相对难被微生物分解。但木本泥炭腐殖质的羧基含量和氧化度较高，仍有降解可能。施用木本泥炭时，应当加工木本泥炭至适当粒度，配合施用高 Hu 含量、低 C/N 比生物质材料发酵腐解的腐殖质，并在添加生物激发剂的同时继续保持秸秆还田。

参考文献

[1] 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. Soil and Tillage Research, 2004, 79(1): 7-31

[2] 崔婷婷, 窦森, 杨轶囡, 等. 秸秆深还对土壤腐殖质组成和胡敏酸结构特征的影响. 土壤学报, 2014, 51(4): 718-725

Cui T T, Dou S, Yang Y N, et al. Effect of deep applied corn stalks on composition of soil humus and structure of humic acid (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2014, 51(4): 718-725

[3] Kleber M, Sollins P, Sutton R. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: Self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. Biogeochemistry, 2007, 85(1): 9-24

[4] Six J, Conant R T, Paul E A, et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter- Implications for C-saturation of soils. Plant and Soil, 2002, 241: 155-176

[5] Xin X, Zhang J, Zhu A, et al. Effects of long-term (23 years) mineral fertilizer and compost application on physical properties of fluvo-aquic soil in the north china plain. Soil and Tillage Research, 2016, 156: 166-172

[6] Liu E, Yan C, Mei X, et al. Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in Northwest China. Geoderma, 2010, 158(3/4): 173-180

[7] 孟宪民. 第 15 届国际泥炭大会回眸. 腐植酸, 2016(5): 63-66

Meng X M. A glance back of the 15th International Peat Congress (In Chinese). Humic Acid, 2016(5): 63-66

[8] 孟宪民. 泥炭物料在上海迪士尼乐园土壤修复中的应用. 园林, 2016(9): 24-27

Meng X M. The application of peat on soil remediation of Shanghai Disneyland Park (In Chinese). Garden, 2016(9): 24-27

[9] 王忠强, 张心昱, 孟宪民, 等. 泥炭形成过程对泥炭基质替代物研究的启示. 自然资源学报, 2012, 27(7): 1252-1258

Wang Z Q, Zhang X Y, Meng X M, et al. The enlightement of nature peat formation to peat substitute research (In Chinese). Journal of Natural Resources, 2012, 27(7):1252-1258

[10] 袁京, 何胜洲, 李国学, 等. 添加不同辅料对污泥堆肥腐熟度及气体排放的影响. 农业工程学报, 2016, 32(S2): 241-246

Yuan J, He S Z, Li G X, et al. Effects of different additives on evalution of maturity and gaseous emissions during sweage sludge composting (In Chinese). Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, 32(S2): 241-246

[11] 张地方, 袁京, 王国英, 等. 木本泥炭添加比例对猪粪堆肥腐熟度和污染及温室气体排放的影响. 农业工程学报, 2016, 32(2): 233-240

Zhang D F, Yuan J, Wang G Y, et al. Effects of woody peat addition on maturity and gaseous emissions during pig manure composting (In Chinese). Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, 32(2): 233-240

[12] 常瑞雪, 甘晶晶, 陈清, 等. 碳源调理剂对黄瓜秧堆肥进程和碳氮养分损失的影响. 农业工程学报, 2016, 32(S2): 254-259

Chang R X, Gan J J, Chen Q, et al. Effect of carbon resources conditioner on composting process and carbon and niturgen loss during composting of cucumber stalk (In Chinese), Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, 32(S2): 254-259

[13] 窦森. 土壤有机质. 北京: 科学出版社, 2010

Dou S. Soil organic matter (In Chinese). Beijing: Science Press, 2010

[14] 刘鑫, 窦森, 李长龙, 等. 开垦年限对稻田土壤腐殖质组成和胡敏酸结构特征的影响. 土壤学报, 2016, 53(1):137-145

Liu X, Dou S, Li C L, et al. Composition of humus and structure of humic acid as a function of age of paddy field (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2016, 53(1): 137-145

[15] 方丽婷, 张一扬, 黄崇俊, 等. 泥炭和褐煤对土壤有机碳和腐殖物质组成的影响. 土壤通报, 2017, 48(5): 1149-1153

Fang L T, Zhang Y Y, Huang C J, et al. Effects of peat and brown coal on soil organic carbon and humic substances (In Chinese). Chinese Journal of Soil Science, 2017, 48(5):1149-1153

[16] 董珊珊, 窦森. 玉米秸秆不同还田方式对黑土有机碳组成和结构特征的影响. 农业环境科学学报, 2017, 36(2):

322-328

Dong S S, Dou S. Effect of different ways of corn stover application to soil on composition and strucutral characteristics of organic carbon in black soil (In Chinese). Journal of Agro-Environment Science, 2017, 36(2): 322-328

[17] 朱姝, 窦森, 关松, 等. 秸秆深还对土壤团聚体中胡敏素结构特征的影响. 土壤学报, 2016, 53(1):127-136

Zhu S, Dou S, Guan S, et al. Effect of corn stover deep incorporation on composition of humin in soil aggregates (In Chinese). Acta Pedological Sinica, 2016, 53(1): 127-136

[18] 吴萍萍, 王家嘉, 李录久. 不同施肥措施对白土腐殖质组成的影响. 土壤, 2016, 48(1):76-81

Wu P P, Wang J J, Li L J. Effects of different fertilizations on humus components of white soil (In Chinese). Soils, 2016, 48(1): 76-81

[19] Xu Y, Chen Z, Ding W, et al. Responses of manure decomposition to nitrogen addition: Role of chemical composition. Scicence of the Total Environment, 2017, 587/588: 11-21

[20] 刘金光, 李孝刚, 王兴祥. 连续施用有机肥对连作花生根际微生物种群和酶活性的影响. 土壤, 2018, 50(2): 305-311

Liu J G, Li X G, Wang X X. Effects of successive application of organic fertilizers on rhizosphere microbial populations and enzyme activities of monoculture peanut (In Chinese). Soils, 2018, 50(2): 305-311

Chemical Composition and Structure of Humus Relative to Sources

ZHENG Yanyun[1,2] ZHANG Jiabao[1†] TAN Jun[3] ZANG Congzhi[1] YU Zhenghong[1,2]

(1 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 210008, *China*)

(2 *University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *China*)

（3 *View Sino International Limited Company*, *Beijing* 100004, *China*）

Abstract 【Objective】Recently, woody peat is widely used in horticulture, facility agriculture and soil amelioration, however, little is known about chemical composition and molecule structure of the humus it contains as the main component and ability of the substance to increase soil organic matter (SOM) in the soil. Therefore, in this research, samples were collected of woody peat (WP), two types of soils (paddy soil (PS) and black soil (BS)), two kinds of organic manure [Mix fermented organic manure (MFOM) and fermented chicken manure (FCM), for analysis of content, micromorphological features, chemical composition, molecule structure and functional group structure characteristics of humus to evaluate differences between the substances of different sources in these indices and in ability to increase SOM.【Method】Different fractions (fulvic acid (FA), humic acid (HA) and humin (Hu)] of the humus in the samples of WP, PS, BS, MFOM and FCM were extracted for analysis of concentrations of Carbon (C), nitrogen (N), hydrogen (H), sulfur (S) and oxygen (O), micromorphological features with the aid of a scanning electron microscope, and molecule structures by means of fourier transform infrared spectrometry (FTIR).【Result】Results show that the humus content of WP approached 862.7 g kg^{-1} which was 30.5~41.7 times and 4.1~5.1 times that in the soils and organic manures, respectively. The WP humus was dominated with HA, which accounted for 73.28% of the WP sample in dry weight, while the humus in PS, BS, MFOM and FCM was with Hu which accounted for less than 11.28% only of the samples in dry weight. The finding indicates that the

humus in WP is more humified than that in soils or organic manure. The HA in WP was smaller in particle size than the HA and Hu in PS, BS, MFOM and FCM, which suggests that the molecules and particles on the surface of WP humus are denser in arrangement and hence lower in activity. The humus in WP, regardless of fraction was relatively high in C concentration, but lower in all the fractions in N concentration than their respective ones in PS, BS, MFOM and FCM, which led to a high, even over 100, C/N ratio, about 5~11 and 9~14 times that in the soils and organic manures, respectively. Besides, except for the HA fraction in BS, both the FA and HA fractions in WP were the lowest in H/C ratio, which suggests that the humus in WP is more condensed than that in all the others. FTIR analysis shows that the values of 2920/1 620 and 2 920/2 850 of the HA and Hu fractions in WP were much higher than that in PS, BS, MFOM and FCM, which indicates that WP humus contains more aromatic and polymethylene groups. The higher humification and condensation degrees, more compact and inert surface and more aromatic and polymethylene groups suggest that the humus in WP is more complicated in molecule structure than that in all the others, and therefore it is harder for organisms to decompose. However, according to the FTIR spectra, the FA and HA fractions of humus in WP displayed absorption peaks higher their corresponding ones in all the others at 1 720 cm^{-1} and 1 420 cm^{-1} featuring carboxyl C=O bonds. In addition, in the humus of WP, the HA fraction was higher in (S+O)/C ratio than that in all the others, although the Hu fraction was the lowest in (S+O)/C ratio, which suggests that the WP humus is still quite high in oxidation degree and that its oxygen functional groups have not yet been completely decomposed.【Conclusion】All the findings in this study demonstrate that WP is quite high in potential ability to raise SOM concentration in the soil. Therefore, when WP is applied into soil, it is essential to regulate the fractions in the humus to a proper ratio to reduce its particle size and polymethylene bonds, and meanwhile, to spike some biological activator and to incorporate straw into the soil, so as to stimulate organism inversion and balance WP decomposition.

Key words Woody peat; Soil quality; Soil organic matter; Scanning electron microscope; Infrared spectrometry

（责任编辑：陈荣府）