

水分状况对红壤水稻土中有机物料碳分解和分布的影响*

江春玉¹ 李忠佩^{1,2†} 崔萌^{1,2} 车玉萍¹

(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)

摘要 以室内模拟的方法研究了好气、淹水和干湿交替 3 种水分条件下有机物料碳在红壤水稻土中分解和分布的差异。试验结果表明, 干湿交替条件下有机物料的分解速率最高, 好气条件下次之, 淹水条件下较低。好气和淹水条件下添加物料促进土壤原有有机碳的矿化, 产生正激发效应, 而干湿交替条件显著抑制了土壤原有有机碳的矿化, 呈负激发效应, 随着培养时间的延长激发效应减弱。干湿交替条件下添加有机物料处理的土壤胡敏酸(Humic acid, HA)色调系数和 E_4/E_6 比值显著低于淹水和好气条件, 淹水培养使土壤胡敏酸的结构简单化, 干湿交替使胡敏酸芳构化和腐殖化程度增加, 结构复杂化。有机物料碳在土壤腐殖质组分中的分配比例显示, 干湿交替和好气条件促进了胡敏酸的形成, 提高了土壤原有富里酸(Fulvic acid, FA)组分的转化和胡敏酸组分的分解; 淹水条件下物料碳在富里酸组分中分布比例较高, 且抑制了土壤原有胡敏酸组分的分解。有机物料碳在 >0.053 mm 粒级团聚体中分布比例较大, 干湿交替和淹水条件下更为明显。

关键词 水分状况; 红壤水稻土; 有机物料碳; 分解速率; 腐殖质

中图分类号 S153.6 **文献标识码** A

土壤有机碳转化是土壤中重要的生物化学过程, 受温度、水分、酸度、有机物质组成和状态、土壤黏粒含量、质地等多种因素的影响。水分是控制土壤有机碳分解转化和积累的一个重要环境因子。水分状况通过导致土壤通气状况、pH 和可溶性物质数量的变化, 调节微生物活性, 促进或抑制有机碳的分解, 改变土壤有机碳的组分分布, 进而影响土壤的理化和生物学性质。研究水分状况对土壤有机碳转化的影响可为深入揭示土壤中的碳循环过程和碳积累机制提供科学参考。

近年来, 有关水分状况对土壤有机碳分解转化影响的报道较多, 但结论并不一致。大部分研究显示, 淹水嫌气条件下有机物料的分解和土壤原有有机碳的矿化速率低于好气条件, 这也是淹水土壤中有机碳含量较高的主要原因^[1-3]。但是, 部分研究者采用同一土壤样品(水稻土或旱地土壤)进行培养试验, 得到有机物料及土壤有机碳的分解量在淹水条件下均高于好气条件(田间持水量的 70%)下

的结果^[4-6]。唐国勇等^[7]研究表明, 在一定含水量范围内(30% ~ 105% WHC)添加的物料和土壤原有有机碳的累计矿化量与含水量呈线性正相关关系, 渍水促进了有机物料分解和土壤原有有机碳的矿化。然而, 其他在田间不同区域进行的一年期以上的有关旱地和水田土壤中有机物料分解的对比试验, 却并没有得到一致的规律^[8-10]。不同水分条件下有机物料的分解和土壤原有有机碳矿化速率的变化并不一定呈现相同趋势。如黄耀^[11]发现, 从 20% WHC 至淹水的 4 种含水量条件下, 淹水处理的土壤原有有机碳矿化量最大, 但小麦秸秆的分解量却最低。此外, 关于水分状况对有机物料分解转化形成腐殖物质的影响也并不十分清楚。一般认为水田条件下土壤腐殖质的结构简单, 缩合程度较低^[12]。但也有研究表明, 水分较多有利于胡敏酸(Humic acid, HA)的形成^[13]。可见, 水分状况对土壤中有机物料分解转化和腐殖质组成的影响可能还受物料特性、土壤性质差异等诸多因素的综合作

* 国家自然科学基金项目(41001143, 41171233)资助

† 通讯作者, E-mail: zhpli@issas.ac.cn

作者简介: 江春玉(1981—), 女, 江苏海门人, 博士, 助理研究员, 主要从事土壤生物与生化方面的研究。E-mail: chyjiang@issas.ac.cn

收稿日期: 2013-02-27; 收到修改稿日期: 2013-08-15

用,需要进一步研究才能得以深入解析。

本文通过布置室内培养试验,设置好气、淹水和干湿交替三种田间常见的水分处理,测定 $\delta^{13}\text{C}$ 值差异以观测有机物料碳在红壤水稻土中的分解速率变化及在不同土壤组分中的分布特征。结果可为进一步阐明水分状况对土壤有机碳分解转化的影响机制提供数据支撑。

1 材料与amp;方法

1.1 供试材料

供试土壤为发育于第四纪红色黏土的中等肥力水稻土,采自江西省鹰潭市中国科学院红壤生态实验站。该站地处东经 $116^{\circ}5'30''$,北纬 $28^{\circ}5'30''$,属亚热带季风气候区,年均气温 $17.8\text{ }^{\circ}\text{C}$,年降雨量 $1\ 785\ \text{mm}$,年蒸发量 $1\ 318\ \text{mm}$,无霜期 $261\ \text{d}$ 。采用多点混合法采集表层 $0\sim 20\ \text{cm}$ 土壤样品,挑去肉眼可见的粗根和石块,风干后过 $2\ \text{mm}$ 筛备用。供试土壤的 pH 为 5.15 ,有机碳含量 $12.9\ \text{g}\ \text{kg}^{-1}$,全氮含量 $1.16\ \text{g}\ \text{kg}^{-1}$,全磷含量 $0.58\ \text{g}\ \text{kg}^{-1}$,全钾含量 $12.6\ \text{g}\ \text{kg}^{-1}$, ^{13}C 丰度值($\delta^{13}\text{C}$)为 -25.13‰ 。土壤质地属黏土类,其中砂粒 $323\ \text{g}\ \text{kg}^{-1}$ 、粉砂粒 $259\ \text{g}\ \text{kg}^{-1}$ 、黏粒 $418\ \text{g}\ \text{kg}^{-1}$ 。

供试有机物料为玉米叶,采自收获后,经低温烘干,磨细过 60 目筛备用。全碳含量为 $408.9\ \text{g}\ \text{kg}^{-1}$,全氮含量为 $12.7\ \text{g}\ \text{kg}^{-1}$ 。玉米为典型的 C_4 植物,叶片的 $\delta^{13}\text{C}$ 为 -12.51‰ 。

1.2 培养试验

1.2.1 有机物料的分解 称取 $200\ \text{g}$ 风干土样若干份,与干重 $2\ \text{g}$ 的有机物料(即 1% 添加量)混合均匀,并以未加物料作为对照,置于 $500\ \text{ml}$ 容器中。试验设置好气、淹水和干湿交替三个不同水分状况处理:(1)好气处理为每两天补一次水,使土壤水分保持 $65\%\ \text{WHC}$ 。(2)淹水处理为按水土比 $5:1$ 加入纯净水,并定期补水使水层保持在 $1\sim 3\ \text{cm}$ 。(3)干湿交替,采用底部有孔的容器并在试验开始时用橡皮塞塞住,按水土比 $5:1$ 加入水分,培养第一周土面有水,符合淹水条件;第一周结束时拔出塞子,接住流出的水分,使土壤自然落干,第二周培养期间,土面无水,水分含量基本符合好气条件;至第二周结束时,将接住的水分倒回,并加水至水土比 $5:1$;如此循环。室温条件下培养,分别在培养的第 30 天和 180 天取样(每处理均 3 次重复),样品经风干磨细后,供分析用。

1.2.2 腐殖质分组和团聚体分级 称取 $1\ \text{kg}$ 风干土样若干份,与干重 $40\ \text{g}$ 的有机物料(即 4% 添加量)混合均匀,并以未加物料作为对照,置于 $2\ \text{L}$ 的容器中,在室温条件下设置淹水、好气和干湿交替三种水分状况的培养实验,水分设置和保持与前述相同。经 $180\ \text{d}$ 培养后取样(每处理均 3 次重复),样品经风干后,供腐殖质分组和团聚体分级用。

1.3 土壤腐殖质提取

由于本实验中有有机物料添加量较高,取样时尚存较多的半腐解有机物料。因此提取腐殖酸前应对供试土壤进行轻重组分离处理,并以重组组分进行腐殖酸提取。土壤轻重组分离参照傅积平等^[14]的方法,重液采用密度为 $2\ \text{g}\ \text{cm}^{-3}$ 的溴化锌溶液。采用 $0.1\ \text{mol}\ \text{L}^{-1}$ 氢氧化钠和 $0.1\ \text{mol}\ \text{L}^{-1}$ 焦磷酸钠的混合液作为提取剂进行土壤腐殖质的提取^[15]。将重组土壤和提取剂按照土液比 $1:10$ 混合,震荡 $30\ \text{min}$ 后,置于 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 恒温培养箱中静置过夜。加 $20\ \text{ml}$ 饱和 Na_2SO_4 ,摇匀后离心,上清液过巴氏抽滤棒,测定含碳量后,用 $4\ \text{mol}\ \text{L}^{-1}\ \text{H}_2\text{SO}_4$ 调节 pH 至 1.5 ,静置过夜。过滤后分成沉淀和上清液;沉淀加 $0.1\ \text{mol}\ \text{L}^{-1}\ \text{HCl} + 0.3\ \text{mol}\ \text{L}^{-1}\ \text{HF}$ 混匀,恒温震荡 $5\ \text{h}$ 后离心分离,溶于 $0.05\ \text{mol}\ \text{L}^{-1}\ \text{Na}_2\text{CO}_3$ 中,经过电析和阳离子交换树脂后, $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ 低温烘干,得到胡敏酸干样;上清液经树脂吸附(X-AD8 , PVP , Al_2O_3 , 活性炭等),吸附部分用 $0.05\ \text{mol}\ \text{L}^{-1}\ \text{Na}_2\text{CO}_3$ 洗脱,经过电析和阳离子交换树脂后, $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ 低温烘干,得到富里酸(Fulvic acid, FA)干样。

1.4 分析方法

土壤有机碳含量采用丘林法测定^[16]。提取液中的总腐殖物质、胡敏酸、富里酸含碳量采用费恩法测定^[17]。胡敏酸的色调系数($\Delta\log K$)以及 E_4 、 E_6 值采用可见光比色法测定,分别为胡敏酸在 $400\ \text{nm}$ 和 $600\ \text{nm}$ 处吸光值对数的差值和胡敏酸在波长 $465\ \text{nm}$ 与 $665\ \text{nm}$ 的吸光度值^[15]。土壤团聚体采用湿筛法,分为 $>0.053\ \text{mm}$ 和 $<0.053\ \text{mm}$ 两级^[18], $>0.053\ \text{mm}$ 为砂粒组分, $<0.053\ \text{mm}$ 为粉砂和黏粒组分。土壤、玉米叶有机碳和腐殖酸组分的 $\delta^{13}\text{C}$ 值采用同位素质谱仪(Flash 2000 Delta V Advantage, Thermo Fisher)测定。

1.5 数据计算与统计分析

不同培养时间有机物料的分解速率以培养期间有机物料碳的损失量($\%$)表示。

培养过程中,某一时间 t 时土壤有机碳或腐殖

质组分中碳来源于有机物料的比例($f, %$)用式(1)计算:

$$\frac{C_{4t}}{C} = f = \frac{\delta - \delta C_3}{\delta C_4 - \delta C_3} \times 100 \quad (1)$$

式中, δ 为培养结束时添加物料处理的土壤有机碳或腐殖质组分中碳的 $\delta^{13}C$ 值($‰$); δC_3 为未添加物料处理的土壤有机碳或腐殖质组分中碳的 $\delta^{13}C$ 值($‰$); δC_4 为 C_4 植物物料(玉米叶)的 $\delta^{13}C$ 值($‰$)。若土壤有机碳或腐殖质碳总量已知,那么来自 C_4 植物(新加入的碳)和 C_3 植物(原有的土壤有机碳)的有机碳量($g\ kg^{-1}$)分别为:

$$C_{4t} = f \cdot C \quad (2)$$

$$C_{3t} = (1 - f) \cdot C \quad (3)$$

加入外源有机物后土壤有机碳矿化短期的强烈变化定义为对土壤有机碳矿化的激发效应。根据添加和不添加物料处理土壤原有有机碳的矿化量变化,定量估计外源有机物料对土壤原有有机碳矿化的激发效应,用激发效应指数(priming effect index, PE)来表示。

$$PE = \frac{C_1}{C_2} \times 100 \quad (4)$$

式中, C_1 表示添加物料后土壤原有有机碳的矿化量; C_2 表示没有添加物料的土壤有机碳矿化量。当 $PE > 100$,说明外源有机物的加入促进了土壤原有有机碳的矿化,产生正激发效应;如果 $PE < 100$,说明外源有机物的加入抑制了土壤原有有机碳的矿化,产生负激发效应;如果 $PE = 100$,说明外源有机物料的加入不影响土壤原有有机碳的矿化^[19]。

可提取的腐殖物质(extractable humus, HE)、胡敏酸和富里酸相对含量指可提取腐殖物质、胡敏酸、富里酸碳占土壤总有机碳(SOC)的比例,用腐殖物质的碳量和土壤总有机碳量的比值来表示。PQ值(HA/HE)与胡富比(HA/FA)是描述土壤腐殖物质组成状况的指标,分别用胡敏酸与总腐殖物质的碳量的比值和胡敏酸与富里酸碳量的比值表示。胡敏酸的光学性质是判断土壤腐殖质特性和复杂程度的重要依据,采用色调系数($\Delta\log K$)和 E_4/E_6 比来表示^[15]。

各处理之间的差异显著性采用 SPSS15.0 软件进行统计分析。

2 结 果

2.1 外源有机物料碳的分解及其对土壤原有有机碳矿化的影响

与对照相比,不同水分处理下添加有机物料均显著提高了土壤有机碳含量和 ^{13}C 丰度值($p < 0.01$)。水分状况对土壤有机物料的分解速率有显著影响(表1)。整个培养期内,不同处理的有机物料分解速率均表现为干湿交替 > 好气 > 淹水。培养 30 d 和 180 d 时,不同水分状况处理的有机物料分解速率为 23.7% ~ 41.6% 和 47.7% ~ 65.3%;好气、干湿交替处理的有机物料分解速率较淹水处理分别高 15.6%、75.5% 和 16.8%、36.9%。作为田间常见的水分管理方式,干湿交替显著促进了有机物料的分解,培养时间较短时效果尤为明显。

水分状况对土壤原有有机碳的矿化也有明显影响(表1)。不同水分状况下培养 30 d 时,未添加物料(对照)处理的土壤原有有机碳矿化量大小表现为干湿交替 > 好气 > 淹水,添加物料处理表现为好气 > 淹水 > 干湿交替;培养 180 d 时,对照和添加物料处理的土壤原有有机碳矿化量均表现为干湿交替 > 淹水 > 好气。未添加物料处理,干湿交替条件下土壤原有有机碳矿化量较淹水和好气条件下高 59.3% 和 68.4%;添加物料处理,则高 3.26% 和 7.25%。此外,添加物料还改变了土壤原有有机碳矿化在不同培养时间段内的分配。好气和淹水条件下,对照处理培养 30 d 土壤原有有机碳矿化量占培养 180 d 矿化总量的 40% ~ 50%,而添加物料后的相应数值为 70% 以上。但干湿交替条件下,较短培养期内(30 d)添加物料处理却显著抑制了土壤原有有机碳的矿化。可见,水分状况变化和添加有机物料改变了土壤原有有机碳的矿化进程。

不同水分状况下添加有机物料对红壤水稻土原有有机碳矿化的激发效应有明显差异(表1)。培养 30 d 和 180 d 时,好气条件下添加玉米叶片处理的土壤原有有机碳矿化量较未添加物料处理分别增加了 163.2% 和 31.0%;淹水条件下则分别增高了 121.7% 和 28.7%。这说明在好气和淹水条件下添加有机物料对土壤原有有机碳的矿化产生正激发效应,而且好气条件下有机物料的加入较淹水条件表现出更强的正激发效应。而干湿交替条件下,有机物料对土壤原有有机碳的矿化均呈现负激发效应。培养 30 d 和 180 d 时,干湿交替条件下添加

表 1 不同水分状况下土壤中有机物料碳的分解和原有有机碳的矿化情况

Table 1 Decomposition of organic material C and mineralization of native soil organic C in soil as affected by soil moisture regime

培养时间 Incubation time(d)	处理 Treatments	SOC (g kg ⁻¹)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	<i>f</i> (%)	<i>C</i> _{4t} (g kg ⁻¹)	<i>C</i> _{3t} (g kg ⁻¹)	有机物料碳分	土壤原有有机碳	PE	
							解速率 Decomposition rates of organic material C(%)	矿化量 Mineralization amount of soil native organic C(g kg ⁻¹)		
30	好气 Aerobic	CK	12.14g	-24.61d	0	—	12.14b	—	0.76i	100
		M	13.87c	-22.02a	21.4	2.97a	10.90f	27.4d	2.00d	263
	淹水 Flooding	CK	12.21f	-25.42f	0	—	12.21a	—	0.69k	100
		M	14.49b	-22.65b	21.5	3.12a	11.37de	23.7d	1.53g	222
	干湿交替 Wet-dry alternation	CK	11.60h	-24.78de	0	—	11.60c	—	1.30h	100
		M	14.56a	-22.77b	16.4	2.39b	12.17ab	41.6c	0.73j	56
180	好气 Aerobic	CK	11.32h	-24.85e	0	—	11.32d	—	1.58f	100
		M	12.64e	-23.08c	14.3	1.81d	10.83f	55.7b	2.07c	131
	淹水 Flooding	CK	11.23i	-25.13f	0	—	11.23e	—	1.67e	100
		M	12.89d	-23.03bc	16.6	2.14c	10.75f	47.7c	2.15b	129
	干湿交替 Wet-dry alternation	CK	10.24j	-24.58d	0	—	10.24g	—	2.66a	100
		M	12.10g	-23.17c	11.7	1.42e	10.68f	65.3a	2.22b	84

注: CK 为对照处理, M 为添加有机物料处理, C_{4t} 为土壤有机碳总量中来自外源有机物料的碳量, C_{3t} 为土壤中原有有机碳的残留量, PE 为激发效应系数。同一列中不同字母表示数据间在 $p < 0.05$ 水平上差异显著, 下同 Note: CK stands for control; M for treatment amended with organic materials; C_{4t} for amount of soil carbon from exogenous organic material (corn leaf); C_{3t} for residue of soil native organic carbon, PE for priming effect index. In each column, different small letters following the data indicate significant difference at 0.05 level. The same below

物料处理土壤原有有机碳的矿化量较未添加物料处理分别降低了 43.8% 和 16.5%。添加有机物料对红壤水稻土原有有机碳矿化的激发效应还随着培养时间的延长而变化。好气和淹水条件下, 培养 180 d 时激发效应指数较培养 30 d 时分别下降了 50.2% 和 41.9%。干湿交替条件下所表现出的负激发效应亦随培养时间延长而下降, 培养 180 d 时激发效应指数较培养 30 d 时升高了 48.6%。这说明有机物料对土壤原有有机碳矿化的激发效应均随培养时间延长而减弱。

2.2 不同水分状况下红壤水稻土腐殖质组成性质变化

表 2 反映了添加有机物料对土壤中腐殖质组成和胡敏酸光学性质的影响。红壤水稻土中可提取腐殖物质相对含量 (HE/SOC) 较低, 但经培养 180 d 后显著增加 ($p < 0.05$)。不同水分状况下, 可提取腐殖物质的相对含量表现为好气 > 淹水 > 干湿交替。添加有机物料处理的可提取腐殖物质相对含量均显著低于未添加有机物料处理 ($p < 0.05$), 好气、淹水和干湿交替条件下分别低 19.6%、15.0% 和 17.9%。此外, 添加物料处理的土壤胡敏酸碳所

占可提取腐殖物质碳的比例 (即 PQ 值) 有所升高, 好气、淹水和干湿交替条件下添加物料处理的 PQ 值较未加物料处理分别增加了 10.0%、20.0% 和 26.7%。

培养后, 土壤中胡敏酸和富里酸的相对含量均较培养前有明显提高 ($p < 0.05$)。添加物料处理的胡敏酸相对含量 (HA/SOC) 与未添加有机物料的处理相比没有明显差异, 而富里酸相对含量 (FA/SOC) 明显降低。因此, 添加物料处理的土壤胡富比 (HA/FA) 有所升高, 干湿交替条件下添加物料处理的土壤胡富比较未加物料处理显著增加了 27.8%, 好气和淹水条件下分别升高了 12.0% 和 24.0%。

红壤水稻土胡敏酸的结构较简单, 因此其色调系数 ($\Delta \log K$) 和 E_4/E_6 比值较高。与培养前相比, 淹水培养后, 胡敏酸的色调系数和 E_4/E_6 比值显著升高, 但好气和干湿交替处理的色调系数变幅较小、 E_4/E_6 比值明显下降 ($p < 0.05$)。淹水和干湿交替条件下, 添加与未添加物料处理土壤胡敏酸的色调系数和 E_4/E_6 比值差异不明显。但好气条件下, 添加物料处理的色调系数和 E_4/E_6 比值显著高于对照。

表 2 添加有机物料对土壤腐殖质组成及胡敏酸光学性质的影响

Table 2 Effects of addition of organic materials on composition of extractable humus and optical properties of humic acid

处理 Treatments	HE/SOC	HA/SOC	FA/SOC	PQ HA/HE	胡富比 HA/FA	$\Delta\log K$	E_4/E_6
培养前 Before incubation	0.30d	0.04d	0.26c	0.13d	0.15d	0.84b	6.98b
好气 Aerobic	CK	0.46a	0.09a	0.36a	0.20b	0.25ab	0.80c
	M	0.37bc	0.08ab	0.29bc	0.22a	0.28a	0.91a
淹水 Flooding	CK	0.40b	0.08abc	0.32ab	0.20b	0.25b	0.92a
	M	0.34c	0.08abc	0.26abc	0.24ab	0.31ab	0.93a
干湿交替 Wet-dry alternation	CK	0.39b	0.06c	0.33ab	0.15c	0.18c	0.81bc
	M	0.32cd	0.06c	0.26c	0.19ab	0.23ab	0.80bc

2.3 外源有机物料碳在红壤水稻土腐殖质组分中的分布

比较而言,无论培养前后,土壤中胡敏酸组分的 $\delta^{13}\text{C}$ 值较富里酸要低(表 3)。不同腐殖质组分中来源于外源有机物料碳的比例有很大不同,总体上看,胡敏酸的 f 值高于富里酸,即外源有机物料碳在胡敏酸组分中的分布比例要大于富里酸。

不同水分状况对外源有机物料碳在胡敏酸和富里酸中的分布比例有一定影响(表 3)。不同水分条件下胡敏酸组分中来自外源有机物料碳量比例无显著差异,干湿交替条件下分别较好气和淹水条件下高 29.7% 和 49.8%;而富里酸组分中来自外源有机物料碳量比例,以淹水条件最多,好气条件次

之,干湿交替条件下最少,分别较好气和淹水条件少 37.8% 和 51.4%。添加物料处理,好气条件下土壤原有胡敏酸和富里酸组分量分别比未加物料处理降低 16.8% 和 15.4%,干湿交替条件分别降低 18.5% 和 7.1%;而淹水条件下土壤原有富里酸仅降低 3.5%,胡敏酸组分甚至升高 18.7%。这表明有机物料的加入对土壤原有富里酸组分的转化产生激发效应,激发效应强度为好气 > 干湿交替 > 淹水。可见,好气和干湿交替条件,不仅促进外源有机物料碳的转化和胡敏酸的形成,而且提高了土壤原有富里酸组分的转化和胡敏酸组分的分解。而淹水条件,富里酸的转化和胡敏酸分解均受到抑制。

表 3 不同腐殖质组分中不同来源的有机碳量变化

Table 3 Changes in content of organic carbon derived from different sources of organic material in different fractions of soil humus

类型 Type	处理 Treatments	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	f (%)	C (g kg^{-1})	C_{4t} (g kg^{-1})	C_{3t} (g kg^{-1})	
HA	培养前 Before incubation	-25.65h	0	0.52j	—	0.52g	
	好气 Aerobic	CK	-25.47h	0	0.95h	—	0.95e
		M	-21.31c	32.1	1.16g	0.37d	0.79f
	淹水 Flooding	CK	-24.73g	0	0.75i	—	0.75f
		M	-21.32c	27.9	1.23g	0.34d	0.89ef
	干湿交替 Wet-dry alternation	CK	-26.05i	0	0.81i	0	0.81f
M	-20.40a	41.8	1.14g	0.48d	0.66f		
FA	培养前 Before incubation	-24.37f	0	3.18e	—	3.18bc	
	好气 Aerobic	CK	-24.28ef	0	3.76c	—	3.76a
		M	-21.23c	25.9	4.29b	1.11b	3.18b
	淹水 Flooding	CK	-24.05e	0	3.72c	—	3.72a
		M	-20.78b	28.4	5.01a	1.42a	3.59a
	干湿交替 Wet-dry alternation	CK	-23.61d	0	2.83f	—	2.83cd
M	-21.30c	20.8	3.32d	0.69c	2.63d		

研究不同来源腐殖质的胡富比变化,结果表明(表4),与 C_3 -HA/ C_3 -FA 比值相比, C_4 -HA/ C_4 -FA 比值较高,说明外源有机物料转化形成的腐殖质中胡敏酸比例相对较高。不同水分状况处理下,土壤原有腐殖质的胡富比没有明显差异,但外源有机物料转化形成腐殖质的胡富比则差异显著。干湿交替

表4 不同来源腐殖质的胡/富比

Table 4 HA/FA ratios of humus from different sources

处理 Treatments	C_4 -HA/ C_4 -FA	C_3 -HA/ C_3 -FA
培养前 Before incubation	—	0.16c
好气 Aerobic	CK	0.25ab
	M	0.33b
淹水 Flooding	CK	0.20bc
	M	0.24b
干湿交替 Wet-dry alternation	CK	0.29a
	M	0.69a

注: C_4 -HA/ C_4 -FA 为外源有机物料转化形成的腐殖质胡富比, C_3 -HA/ C_3 -FA 为土壤原有腐殖质的胡富比 Note: C_4 -HA/ C_4 -FA represents HA/FA ratio of humus from exogenous organic material; C_3 -HA/ C_3 -FA means HA/FA ratio of humus native in the soil

表5 不同水分状况下有机物料碳在土壤团聚体粒度中的分布比例变化

Table 5 Distribution of C derived from organic materials in soil aggregates as affected by soil moisture regimes

团聚体粒度 Aggregate size	处理 Treatments	$\delta^{13}C$ (‰)	f (%)	$1-f$ (%)
<0.053 mm	好气 Aerobic	CK	-23.31d	0
		M	-20.26a	28.2
	淹水 Flooding	CK	-23.86e	0
		M	-20.62c	28.6
	干湿交替 Wet-dry alternation	CK	-23.51d	0
		M	-20.53bc	27.1
>0.053 mm	好气 Aerobic	CK	-23.97ef	0
		M	-20.60bc	29.4
	淹水 Flooding	CK	-24.37g	0
		M	-20.45b	33.1
	干湿交替 Wet-dry alternation	CK	-24.20fg	0.0
		M	-20.17a	34.5

注: f 表示土壤团聚体中来源于有机物料碳的比例 Note: f stands for the percentage of soil carbon from exogenous organic materials in soil aggregates

3 讨论

水分状况是影响土壤有机碳分解转化的重要

条件下 C_4 -HA/ C_4 -FA 比值较好气和淹水条件明显增高。这进一步表明,干湿交替条件下,外源有机物料碳分解和转化速率较快,相对而言有利于胡敏酸的生成和结构的复杂化。

2.4 水分状况对有机物料碳在土壤团聚体粒度中分布比例的影响

^{13}C 丰度反映了土壤团聚体粒度中 ^{13}C 和 ^{12}C 分布的差异,可以看出(表5),不加物料的对照处理中,三种水分状况下 <0.053 mm 粒度团聚体的 $\delta^{13}C$ 均显著高于 >0.053 mm 粒度,好气、淹水和干湿交替下分别高 0.66‰、0.51‰和 0.69‰,土壤原有有机碳 ^{13}C 更多地积累在 <0.053 mm 粒度中。添加物料后,好气和淹水条件下粒度间 $\delta^{13}C$ 值差别减小,干湿交替条件下 <0.053 mm 粒度 $\delta^{13}C$ 显著低于 >0.053 mm 粒度,有机物料 ^{13}C 更多地分布在 >0.053 mm 粒度中。

水分状况是影响土壤团聚体分布和有机碳转化过程的重要因素。干湿交替和淹水条件下, >0.053 mm 粒度团聚体的 f 值(来源于有机物料碳的比例)比 <0.053 mm 粒度团聚体高 27.3% 和 15.7%,但好气条件下没有明显差异。

因素。本研究表明,在 180 d 的培养期内,有机物料的分解速率和土壤原有有机碳的矿化量均表现为干湿交替处理大于好气和淹水处理。土壤间歇性排干和重新湿润造成了土壤团聚体的反复聚散,干

湿交替过程能产生大量不稳定碳源^[20],增强了土壤中氧气的渗透,从而刺激微生物活性和促进土壤原有有机质的矿化,这可能是本研究中干湿交替条件下有机物料的分解速率和土壤原有有机碳的矿化量较高的原因^[21-22]。Hamer^[23]和 Butterly^[24]等研究也证实,干湿交替能够增加土壤革兰氏阳性细菌的丰富度。但也有研究认为干湿交替情况下真菌生物量不发生变化或真菌活动减少^[25-26]。研究土壤微生物的变化有助于揭示干湿交替影响土壤有机碳分解转化的作用机制。本研究结果显示,好气条件较淹水条件更有利于有机物料的降解,这与 Sahrawat^[27]、Devevre 和 Horwath^[1]等大多数研究结果一致。真菌是物料降解最重要的贡献者,淹水环境能显著降低真菌特征脂肪酸的相对含量^[28],使真菌比例减少,从而减缓了有机物料的分解。

已有的研究结果对好气和淹水处理下土壤有机碳矿化量的高低存有争议,Hao 等^[29]认为淹水处理下土壤有机碳矿化量的升高与否取决于淹水对土壤微生物和水溶性有机碳影响的相对程度。本研究表明,水分对土壤原有有机碳分解的影响并非一成不变的,无论是否添加有机物料,短期(30 d)内好气条件下土壤有机碳矿化量大于淹水条件,而培养 180 d 时则淹水条件下更高。可见,短期内因淹水导致的微生物活性抑制是土壤有机碳矿化减弱的主导因素。随着淹水状态的持续,土壤团聚体分散,团聚体内有机碳溶出,进而增加了微生物可利用底物的量,造成土壤有机碳矿化量的增加。监测微生物活性和可溶性有机碳含量的动态变化,有助于调控水分状况对土壤有机碳矿化的影响。

激发效应的大小与外源有机物的组成和输入量以及土壤性质等有关,土壤水分状况对激发效应的影响鲜有报道。本研究结果显示,好气和淹水条件下添加有机物料对土壤原有有机碳的矿化产生正激发效应,而干湿交替条件下却产生负激发效应。有机物料的添加往往会刺激土壤中不同微生物种群的生长^[30],与不添加物料相比微生物活性提高,从而加速土壤原有有机碳的矿化,产生正激发效应;水分条件强烈变化时,与土壤有机碳相比,微生物更偏向于利用相对容易获得的有机物料碳^[31],表现为土壤原有有机碳矿化量减少。

水分状况对土壤腐殖质的组成性质也有明显影响。结果显示(表 2),不同水分处理间土壤胡敏酸碳所占可提取腐殖物质碳的比例(即 PQ 值)以及胡富比变化均表现为淹水 \approx 好气 $>$ 干湿交替。而

添加有机物料后,土壤 PQ 值以及胡富比均较对照处理明显提高,不同水分处理提高的幅度表现为干湿交替 $>$ 淹水 $>$ 好气。这表明,淹水和好气水分恒定的条件下可能有利于 HA 的积累,形成的腐殖质活性强,品质较好,而干湿交替处理更有利于有机物料碳向土壤腐殖质碳的转化。此外,不同水分状况下,添加有机物料处理的土壤胡敏酸 $\Delta\log K$ 和 E_4/E_6 比值的高低顺序为:干湿交替 $<$ 好气 $<$ 淹水(表 2)。 E_4 值反映 HA 芳构化度的高低和分子量的大小, E_4 值越低,其芳构化度越低,分子量越小,结构越简单,反之则相反^[15]。色调系数($\Delta\log K$)能反映 HA 的结构状况,HA 结构越复杂,颜色越深,其 $\Delta\log K$ 值越小,反之则越高^[15]。此外,还有研究显示,胡敏酸的 $\Delta\log K$ 值越高,则其羧基、羰基和酚羟基的含量越低,而甲氧基和醇羟基的含量越高,其氧化程度和芳构化程度越低^[32]。由此可见,淹水培养可能导致土壤胡敏酸的结构简单化,而干湿交替条件下土壤胡敏酸的分子量、氧化程度和芳构化程度均增加,结构趋向复杂化。于孝东等^[33]研究表明在秸秆腐解的过程中,胡敏酸的形成过程是一个腐殖化程度不断增加的过程。本研究中干湿交替条件下有机物料分解速率较快,腐解程度大,且有机物料碳主要分布于 HA 组分中,因此土壤 HA 芳构化和腐殖化程度较高。

水分状况的不同也造成有机物料碳向土壤腐殖质组分分配的差异。新加入的有机物料通常要先转化形成结构简单的 FA 组分^[34],但淹水条件可能抑制 FA 向 HA 的进一步转化,同时还降低了土壤原有 HA 组分的分解。而好气和干湿交替条件,则不仅促进了外源有机物料碳的转化和胡敏酸的形成,也提高了土壤原有富里酸组分的转化和胡敏酸组分的分解。于水强等^[35]研究也显示高氧气处理有利于有机碳的分解和 HA 的形成。 C_4 -HA/ C_4 -FA 比值高于 C_3 -HA/ C_3 -FA 比值(表 4),这表明:新形成 FA 较原有 FA 的分解速度快,新形成 FA 向 HA 转化的速度较原有 FA 快,纯化过程对新形成 FA 较原土 FA 的影响大。尤其干湿交替处理表现最明显。

通常认为,添加的有机物料碳进入土壤团聚体组分的同时,还会促进土壤团聚体中原有有机碳的矿化,产生激发效应。大多数结果显示粗粒级团聚体中有机碳活性较强,更容易矿化,所以激发效应可能更明显地表现在粗粒级团聚体中。本文研究结果表明(表 5),干湿交替条件下,有机物料和土壤

原有有机碳的分解转化均较快,这可能促进有机物料碳在大于 0.053 mm 土壤团聚体中的分布。

4 结 论

水分条件对土壤有机碳和外源物料碳的分解、转化和分布有显著影响。不同水分处理下有机物料分解速率表现为干湿交替 > 好气 > 淹水,干湿交替条件显著促进了有机物料的分解,较短培养期内(30 d)效果更明显。好气和淹水条件下添加物料促进土壤原有有机碳的矿化,产生正激发效应,而干湿交替条件显著抑制了土壤原有有机碳的矿化,呈负激发效应,且激发效应随培养时间延长而减弱。添加物料处理使土壤 PQ 值和胡敏比明显提高,不同水分处理提高的幅度表现为干湿交替 > 淹水 > 好气,干湿交替处有利于有机物料碳向土壤腐殖质碳的转化。添加有机物料处理的土壤胡敏酸 $\Delta \log K$ 和 E_4/E_6 比值表现为淹水 > 好气 > 干湿交替,淹水培养使土壤胡敏酸的结构简单化,而干湿交替使土壤胡敏酸芳构化和腐殖化程度增加,结构趋向复杂化。外源有机物料碳在胡敏酸和富里酸中的分布比例表明,干湿交替和好气条件促进了胡敏酸的形成,提高了土壤原有富里酸组分的转化和胡敏酸组分的分解;淹水条件抑制了富里酸的转化和土壤原有胡敏酸组分的分解。有机物料碳更多地分布在 >0.053 mm 粒级团聚体中,干湿交替条件下更为显著。

参 考 文 献

- [1] Devevre O C, Horwath W R. Decomposition of rice straw and microbial carbon use efficiency under different soil temperatures and moistures. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32 (11/12): 1773—1785
- [2] Sun Z L, Wu J S, Ge T D, et al. Effects of soil texture and water content on the mineralization of soil organic carbon in paddy soils. *Environmental Science*, 2009, 30(1) : 214—220
- [3] Stevenson F J. *Cycles of Soil: Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. New York: John Wiley & Sons, 1986: 1—44
- [4] Wang Z M, Zhu P L, Huang D M. Straw ^{14}C decomposition and distribution in humus fractions as influenced by soil moisture regimes. *Pedosphere*, 1999, 9(3) : 275—280
- [5] 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. *土壤学报*, 2004, 41(4) : 544—552. Li Z P, Zhang T L, Chen B Y. Dynamics of soluble organic carbon and its relation to mineralization of soil organic carbon (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(4) : 544—552
- [6] 黄东迈, 朱培立, 王志明, 等. 旱地和水田有机碳分解速率的探讨与质疑. *土壤学报*, 1998, 35(4) : 481—491. Huang D M, Zhu P L, Wang Z M, et al. A study and question on the decomposition rate of organic carbon under upland and submerged soil conditions (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1998, 35(4) : 481—491
- [7] 唐国勇, 童成立, 苏以荣, 等. 含水量对 ^{14}C 标记秸秆和土壤原有有机碳矿化的影响. *中国农业科学*, 2006, 39(3) : 538—543. Tang G Y, Tong C L, Su Y R, et al. Effects of soil moisture content on the mineralization of added ^{14}C -labelled straw and native soil organic carbon in upland soil (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2006, 39(3) : 538—543
- [8] Pal D, Broadbent F E. Influence of moisture on rice straw decomposition in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 1975, 39(1) : 59—63
- [9] Neue H U, Scharpenseel H W. Field decomposition of ^{14}C -abelled rice straw in upland and flooded lowland soils of Philippines. *Transactions of the 13th International Congress of Soil Science*, 1986, 4: 405—406
- [10] Li Z P, Cheng L L, Lin X X. Accumulation of organic matter in infertile red soils and its ecological importance. *Pedosphere*, 2000, 10(2) : 149—158
- [11] 黄耀. 地气系统碳氮交换-从实验到模型. 北京: 气象出版社, 2003: 46—48, 182—184. Huang Y. C/N exchange between soil and atmosphere: From experiment to model (In Chinese). Beijing: Meteorology Press, 2003: 46—48, 182—184
- [12] Yang C M, Yang L Z, Zhu O Y. Organic carbon and its fractions in paddy soil as affected by different nutrient and water regimes. *Geoderma*, 2005, 124(1/2) : 133—142
- [13] Tardy Y, Schaul R, Duplay J. Thermodynamic stability fields of humus, microflora and plants. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences; Series IIA: Earth and Planetary Science*, 1997, 324: 969—976
- [14] 傅积平, 张绍德, 褚金海. 土壤有机无机复合度测定法. *土壤肥料*, 1978, (6) : 40—42. Fu J P, Zhang S D, Chu J H. Measurement method of organo-mineral complex degree in soils (In Chinese). *Soils and Fertilizers*, 1978, (6) : 40—42
- [15] 文启孝. 土壤有机质研究法. 北京: 农业出版社, 1984. Wen Q X. Research method of soil organic matter (In Chinese). Beijing: Agriculture Press, 1984
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. Lu R K. Analytical methods for soil and agro-chemistry (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000
- [17] 杜丽娟, 文启孝, 张晓华. 应用费尔恩法测定氯化钠盐土或底土中的有机碳. *土壤*, 1982, 14(4) : 149—153. Du L J, Wen Q X, Zhang X H. Determination of organic carbon in NaCl-saline soil and subsoil by Fearn method (In Chinese). *Soils*, 1982, 14(4) : 149—153
- [18] Six J, Elliott E T, Paustian K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of America Journal*, 1999, 63(5) : 1350—1358
- [19] Xie Z B, Cadisch G, Edwards G, et al. Carbon dynamics in fl tem-

- perate grassland soil after 9 years exposure to elevated CO₂ (Swiss FACE). *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37(7): 1387—1395
- [20] Borken W, Matzner E. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. *Global Change Biology*, 2009, 15(4): 808—824
- [21] Deneff I C, Six J, Bossuyt H, et al. Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter and microbial community dynamics. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33(12/13): 1599—1611
- [22] Chow A T, Tanji K K, Gao S D, et al. Temperature, water content and wet-dry cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38(3): 477—488
- [23] Hamer U, Unger M, Maieschin F. Impact of air drying and rewetting on PLFA profiles of soil microbial communities. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2007, 170(2): 259—264
- [24] Butterly C R, Bunemann E K, McNeill A M. Carbon pulses but not phosphorus pulses are related to decreases in microbial biomass during repeated drying and rewetting of soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41(7): 1406—1416
- [25] Cosentino D, Chenu C, Le Bissonnais Y. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying/wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 2006, 38(8): 2053—2062
- [26] Gordon H, Haygarth P M, Bardgett R D. Drying and rewetting effects on soil microbial community composition and nutrient leaching. *Soil Biology & Biochemistry*, 2008, 40(2): 302—311
- [27] Sahrawat K L. Organic matter accumulation in submerged soils. *Advances in Agronomy*, 2004, 81: 169—201
- [28] Yao H Y, Thornton B, Paterson E. Incorporation of ¹³C-labelled rice rhizodeposition carbon into soil microbial communities under different water status. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 53: 72—77
- [29] Hao R J, Li Z P, Che Y P. Differences in organic C mineralization between aerobic and submerged conditions in paddy soils of southern Jiangsu province, China. *Agricultural Sciences in China*, 2011, 10(9): 1410—1418
- [30] Hamer U, Marschner B. Priming effects in different soil types induced by fructose, alanine, oxalic acid and catechol additions. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37(3): 445—454
- [31] Kuzyakova Y, Friedelb J K, Stahra K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32(11/12): 1485—1498
- [32] 张晋京, 窦森. 灼烧土中玉米秸秆分解期间胡敏酸、富里酸动态变化的研究. *吉林农业大学学报*, 2002, 24(3): 60—64. Zhang J J, Dou S. Dynamic changes of humic acid and fulvic acid in ignited soil during corn stalk decomposition (In Chinese). *Journal of Jilin Agricultural University*, 2002, 24(3): 60—64
- [33] 于孝东, 唐晓红, 吕家格, 等. 稻草腐解过程中形成胡敏酸的组成和结构研究. *水土保持学报*, 2011, 25(1): 224—228. Yu X D, Tang X H, Lü J K, et al. Chemical composition and structure of humic acids from decomposed paddy straw residue (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2011, 25(1): 224—228
- [34] 窦森, 张晋京, Lichtfouse E, 等. 用 $\delta^{13}\text{C}$ 方法研究玉米秸秆分解期间土壤有机质数量动态变化. *土壤学报*, 2003, 40(3): 328—334. Dou S, Zhang J J, Lichtfouse E, et al. Study on dynamic change of soil organic matter during corn stalk decomposition by $\delta^{13}\text{C}$ method (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2003, 40(3): 328—334
- [35] 于水强, 窦森, 张晋京, 等. 不同氧气浓度对玉米秸秆分解期间腐殖物质形成的影响. *吉林农业大学学报*, 2005, 27(5): 528—533. Yu S Q, Dou S, Zhang J J, et al. Effects of different oxygen concentrations on formation of humic substances during corn stalk decomposition (In Chinese). *Journal of Jilin Agricultural University*, 2005, 27(5): 528—533

EFFECTS OF SOIL MOISTURE REGIME ON DECOMPOSITION OF ORGANIC MATERIAL AND DISTRIBUTION OF ORGANIC MATERIAL-DERIVED CARBON IN PADDY RED SOIL IN SUBTROPICAL CHINA

Jiang Chunyu¹ Li Zhongpei^{1,2†} Cui Meng^{1,2} Che Yuping¹

(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)

Abstract Decomposition and distribution of carbon derived from organic materials in paddy soils in the red soil region of subtropical China as affected by moisture regime (aerobic, flooding and wet-dry alternating) were investigated in laboratory through incubation experiments. Results indicate that organic material decomposition rate was the highest in the soil under wet-dry alternation and the lowest in the soil under flooding. Amendment of organic materials promoted mineralization of soil original carbon native in the soils under aerobic and flooding conditions, displaying a positive priming effect, but reversely in the soil under wet-dry alternation, showing a negative priming effect. The priming effects weakened with the

incubation going on. $\Delta \log K$ and E_4/E_6 ratio of humic acid was significantly lower in the soil amended with organic material under wet-dry alternation than in the soils under flooding and aerobic conditions. Flooding made humic acid in the soil simple in structure, while wet-dry alternation made it complicated, with enhanced aromatization and humification. The distribution ratio of organic material-derived carbon in soil humus fractions showed that wet-dry alternation and aerobic condition promoted formation of humic acid, conversion of fulvic acid fraction and decomposition of humic acid fraction native in the soils. In the soil under flooding, the carbon derived from organic materials accounted for a high proportion in soil fulvic acid fraction and inhibited decomposition of soil native humic acid components. A high proportion of the carbon derived from organic materials was distributed in > 0.053 mm aggregates, which was especially obvious in the soil under wet-dry alternation and flooding.

Key words Moisture regimes; Paddy red soils; Carbon derived from organic materials; Decomposition rate; Humus

(责任编辑: 卢 萍)