稻草还田条件下水田和旱地土壤有机碳矿化特征与差异*

王媛华[1,2] 苏以荣[1,3†] 李 杨[1,2,3] 吴金水[1]
郑 华[1,2,3] 朱捍华[1,2] 胡乐宁[1,2,3]

（1 中国科学院亚热带农业生态研究所亚热带农业生态重点实验室，长沙 410125）

（2 中国科学院研究生院，北京 100049）

（3 中国科学院环江喀斯特农业生态试验站，广西环江 547100）

摘 要 采用 ^{14}C 示踪技术，通过 100 d 的原状土柱室内模拟试验，得出以下研究结果：培养 100 d 后，有 34.74%（水田覆盖）、17.85%（水田翻埋）、35.68%（旱地覆盖）和 36.06%（旱地翻埋）的稻草碳被矿化，水田和旱地土壤分别有 0.99%~1.17%和 2.25%~2.53%的原有有机碳被矿化。土地利用和稻草还田方式及两因素的交互作用，对添加稻草碳的矿化速率和累积矿化率均有显著影响（$p<0.01$），但对于土壤原有有机碳的矿化速率和累积矿化量，只有土地利用方式对其有显著影响（$p<0.01$）；添加稻草后，土壤总累积矿化量没有发生显著变化（旱地翻埋除外），因为稻草还田抑制了土壤原有有机碳的降解，使 100 d 的累积矿化量相对于各自对照减少了 13.95%（水田覆盖）、15.68%（水田翻埋）、11.04%（旱地覆盖）和 3.34%（旱地翻埋）。水田翻埋和旱地覆盖是稻草资源合理利用的较好方式，更有利于土壤有机碳的积累；添加的稻草碳和土壤原有有机碳在水田的矿化速率均显著低于旱地，是水田有机碳含量通常高于同一景观单元旱地的主要原因之一。

关键词 水田；旱地；原状土柱；有机碳矿化；^{14}C 示踪技术

中图分类号 S124^{+}2; S153.6^{+}21 **文献标识码** A

水田和旱地作为农田土壤的主要利用方式，其有机质积累状况及循环机理一直是研究者关注的问题。田间调查数据表明，水田有机质平均含量高出同一景观的旱地 11.5 %~57.5 % [1-2]。通常，研究者认为这一现象是由淹水条件下土壤中新鲜有机质的矿化速率较低、腐殖化系数较高造成的[3-5]。但一些 ^{14}C 示踪试验结果，得出了淹水条件比好气条件更有利于有机质矿化的结论，对这一解释提出了质疑[6-7]。由于 ^{14}C 示踪试验多在室内进行，土样经过了一系列人工处理，所得结果是否与田间一致还有待探讨。

尽管水田有机质含量高于旱地，若仅依靠系统内根系、根系分泌物和凋落物的自然归还，其有机质含量也会逐渐降低[8]，因此，水田和旱地均需补充有机物料以维持土壤肥力。稻田生态系统稻草就地还田是补充有机质最直接、最方便的方式，但水田稻草适宜还田量仅为全量的 1/2（约为 3000~4500 kg hm^{-2}）[9]，稻田生态系统内稻草会有 1/2 盈余，若将水田的稻草剩余部分易地还土，不仅可以补充旱地土壤有机质，还可以缓解水田稻草过量还田带来的负面效应。稻草还田后，稻草在水田和旱地土壤上矿化的差异以及添加稻草对土壤原有有机碳降解的影响还缺乏确切的数据来说

*国家自然科学基金面上项目（40671104）、中国科学院知识创新重要方向项目（KSCX2-YW-436）、中国科学院战略性先导科技专项(XDA05070403)共同资助

†通讯作者，E-mail: yrsu@isa.ac.cn
作者简介：王媛华(1986－)，女，硕士研究生，主要从事农田土壤有机碳循环机理研究。E-mail: ahwang010@yahoo.com.cn

收稿日期:2010-11-03；收到修改稿日期：2011-04-06

明，尽管在这方面已有一些研究[10-11]。在全球碳减排的大背景下，为了探明农田管理措施对农田土壤碳排放的影响，也迫切需要明确稻草还田（还土）对土壤有机碳矿化的影响。

本研究旨在通过原状土柱(0~20 cm)培养试验来模拟田间状况，探讨水田和旱地土壤有机碳积累的差异，以及水田和旱地土壤原有有机碳降解受稻草还田的影响，为确定秸秆等有机物资源的还田方式和制定减少农田土壤碳排放的措施提供数据支撑。

1 材料与方法

1.1 原状土柱采集与预处理

于 2009 年 1 月在湖南省桃源县盘塘镇王家珰村，选取土壤母质一致（第四纪红土）、熟化程度基本相近的典型旱地和稻田各一块（土壤属性见表 1），所选旱地种有花生，稻田未淹水但土壤松软潮湿，处于休闲状态。取样时，用内径为 5.7 cm，长度约 40 cm 的 PVC 管分两次套取 22 cm 长的土柱，表层 5 cm 土壤先用 PVC 管取出装在编号的自封袋里，下层 5~22 cm 土壤直接套在有对应编号的 PVC 管内。用特制的固定装置使 PVC 管保持垂直稳定，以使套取的土柱保持原状，所取土柱长度与田间实际深度的误差为≦±0.5 cm。土柱带回实验室后，去除管内 20~22 cm 层土壤，塞上橡皮塞。0~5 cm 层土壤在除去可见根系和土壤动物后置于塑料杯中。其中水田土柱 PVC 管内加水 100 ml，0~5cm 层土壤加水 50 ml，使土壤保持在淹水状态。土柱和塑料杯均用薄膜封口，置于 25℃恒温培养室中预培养一周。在试验开始前水旱土柱各取 20 根，按 5cm 一层分层混匀，风干过筛，用于测定土柱的基本理化性质。

表 1　土壤样品的基本理化性状

Table 1 Basic properties of the test soils

土地利用方式 Land use	土壤深度 Soil depth (cm)	pH	总有机碳 Total organic Carbon (g kg^{-1})	总氮 Total nitrogen (g kg^{-1})	碳氮比 C/N	黏粒含量 Clay content (%)	微生物生物量碳 MBC (mg kg^{-1})	可溶性有机碳 DOC (mg kg^{-1})
旱地	0~5	5.44	11.52	2.03	5.66	19.05	220.98	65.84
Upland	0~20	5.75	8.86	1.82	4.87	18.90	162.73	60.53
水田	0~5	5.02	16.25	1.46	11.13	38.42	462.34	44.53
Paddy	0~20	5.33	14.42	1.14	12.59	36.05	422.98	51.05

注 Note: MBC, microbial biomass carbon; DOC, dissolved organic carbon

1.2 ^{14}C 标记稻草的制备

水稻在连续供应 $^{14}CO_2$ 的标记箱中生长 40 d 后收获。除去根系，将稻草秸秆置于烘箱中，先在 105°C 下杀青 30 min，再在 60°C 下烘干至恒重。取部分稻草粉碎过 100 目筛，用于测定基本性质（稻草含 C 39.67%，N 2.18%，C/N 为 18.23，放射性强度为 870 kBq g^{-1}）。将剩余稻草剪成 0.5~1 cm 长，添加到土壤中，添加稻草碳量为 300 mg kg^{-1}（根据土柱 0~5cm 土壤干重计算稻草添加量）。

1.3 试验处理及实施

1.3.1 试验处理　水田、旱地土柱分别设 3 个处理，为：① 对照（CK）；②稻草覆盖（SM）；③稻草翻埋（SI，即稻草与 0~5 cm 的表土混合均匀）。另设有 5 个空白（PVC 管内仅装有 20 cm 深的双重蒸馏水。

1.3.2 试验实施　挑选合适的水田、旱地土柱各 75 根，置于底部有孔的箱中，土柱管间用干土填充以固定土柱。在水田土柱底部安装橡皮管和玻璃瓶以收集土壤渗滤液。按处理添加稻草，并将 0~5 cm 层土壤回填到对应土柱中，略微压实使 PVC 管内土柱长度为 20±0.5 cm。在 PVC 管内悬挂一盛有 10

ml 3 molL^{-1} NaOH 溶液的吸收瓶，以吸收土壤和稻草释放的 CO_2。将 PVC 管口用薄膜封严，以确保密封性。旱地土壤水分保持在 45%~ 60%WHC，水田则保持在淹水状态。土柱在 25℃恒温培养室中培养 100 d。每 5 d 揭开一次薄膜换气，同时将水田土柱的渗滤液回灌到土壤中，保证每个水田土柱水分平衡一致。在培养的第 2、5、10、20、40、60、80、100 天需更换 NaOH 吸收液，撤下的吸收液用于测定碱液所吸收固持的 CO_2-C，同时在培养的第 5、10、20、60、100 天每个处理取走 5 根土柱用于其他指标分析。

1.4 分析方法

NaOH 吸收的 CO_2-C 用 TOC 自动分析仪（Phoenix 8000）测定，测定前将吸收液用去 CO_2 蒸馏水稀释至含碳量 20~200 μg ml^{-1}。$^{14}CO_2$-C 用 LS6500 液体闪烁仪测定[12]，测定前先将 NaOH 吸收液稀释 3 倍。添加的稻草其放射性强度用特定的装置测定[12]。土壤微生物生物量碳利用熏蒸-浸提法测定[13]。其余指标（土壤有机碳、全氮、pH、黏粒含量，稻草碳氮含量）采用常规方法测定[14]。

1.5 计算方法及数据处理

稻草碳矿化的计算原理：理论上假设稻草被均匀标记，^{14}C 与 ^{12}C 在矿化过程中无行为差别，稻草碳的矿化与稻草的放射性强度满足如下关系：稻草碳的矿化量 / 添加的稻草碳总量 = NaOH 溶液吸收的 CO_2 的放射性强度 / 添加的稻草的总放射性强度。放射性强度的测定单位为 DPM，换算成国际单位为 Bq，1DPM=1.66×10^{-2} Bq。稻草碳的矿化量（mg） = [(稀释液的 ^{14}C 放射强度 - 本底值) × 稀释倍数 × 吸收液体积] / 添加的 ^{14} C 标记稻草每克碳的放射强度，这里计算的矿化量是两次取样间隔期间的矿化量；

稻草碳的累积矿化量为每个土柱 100 d 内稻草矿化释放的 CO_2-C 总量（单位，mg）。

土壤原有有机碳的累积矿化量为单位面积的土壤原有有机碳在 100 d 内矿化释放的 CO_2-C 总量（单位，mg m^{-2}）。

稻草碳或土壤原有有机碳的矿化速率为：矿化速率（mg d m^{-2}） = 矿化量 / 时间 / 土柱底面积；

累积矿化率（%） = 累积矿化量 / 总碳量 ×100%，其中稻草碳的总碳量为土壤中添加的稻草的碳总量（单位，mg），土壤的总碳量为单位面积表层土壤（0~20 cm）的有机碳总量（根据土柱的有机碳含量和土柱底面积计算得来，单位，mg m^{-2}）；

稻草矿化的半衰期根据 $y = y_0 e^{-kt}$， $t_{0.5}$= ln(2) / k [15]模拟计算所得，其中 y 为添加的稻草碳的残留量，t 为培养时间（单位，d），k 为降解速率常数， y_0 为初始添加的稻草碳总量，$t_{0.5}$ 为半衰期（单位，d），其计算公式根据 $y = y_0 e^{-kt}$ 推导而来。

矿化速率净增加率 =（SM 或 SI - CK）/ CK× 100%，其中 SM、SI 和 CK 表示各处理的矿化速率。

数据采用 Excel 2003 和 SPSS 16.0 软件进行统计分析，时间上的变化采用单因素方差分析，处理间的比较用单因素和双因素两种方差分析方法，多重比较用 Duncan 法（p<0.05）。

2 结 果

2.1 稻草矿化

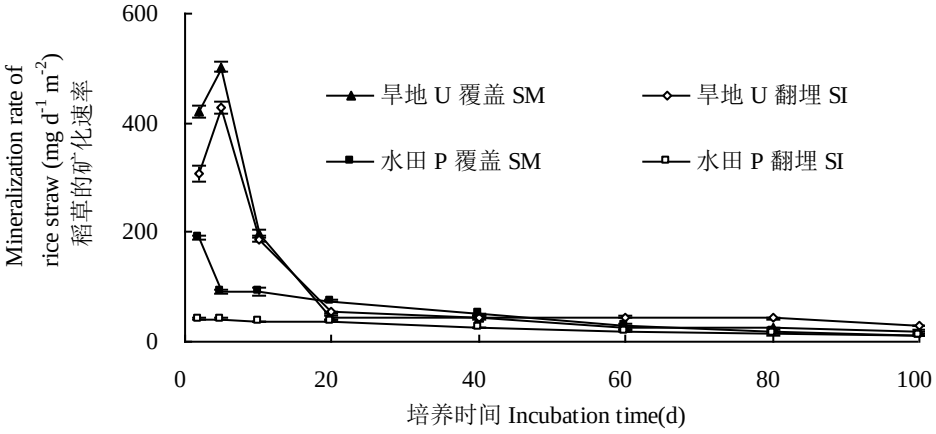
根据原状土柱的 ^{14}C 示踪结果（图 1），稻草碳在水田土壤中的矿化速率随时间延长缓慢下降，60 d 后达到稳定状态；而在旱地土壤中的矿化可分为两个阶段：0~20 d 快速分解阶段，矿化速率变化显著；20~100 d 缓慢分解阶段，矿化速率保持稳定。

覆盖条件下，水田与旱地的稻草碳矿化速率始终存在显著差异，且表现出水田低于旱地（20~60 d 除外）；翻埋条件下，整个培养期间，水田稻草碳的矿化速率都显著低于旱地（图 1）。

水田条件下，0~60 d 覆盖处理的稻草碳矿化速率显著高于翻埋，60 d 后两者无差异；旱地条件下，除第 10 d 外，覆盖与翻埋处理的稻草碳矿化速率一直存在显著差异，10 d 前覆盖高于翻埋，10

d 后翻埋高于覆盖（图 1）。

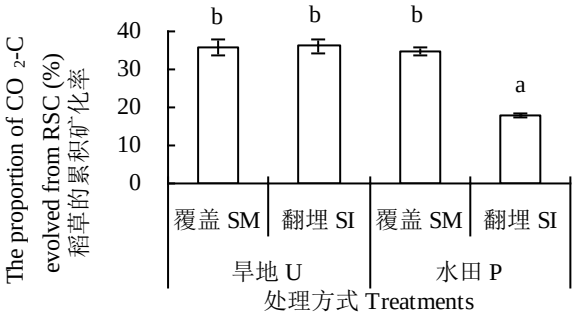
培养结束时，除水田稻草翻埋处理的累积矿化率（17.85%）显著低于其他各处理（34.74%~36.06%）外，余下三个处理间无显著差异（图 2）。



注 Note: SM, straw mulch; SI, straw incorporated into soil; U, upland; P, paddy

图 1　稻草碳在土壤中的矿化速率

Fig. 1 Mineralization rate of rice straw carbon in soils



注 Note: SM, straw mulch; SI, straw incorporated into soil; U, upland; P, paddy; RSC, rice straw carbon; 不同的字母表示不同处理存在显著性差异，different letters indicate significant differences among the treatments ($p<0.05$)

图 2　培养 100 d 后的稻草累积矿化率

Fig. 2 Accumulative mineralization rate of rice straw after 100 d incubation

表 2　稻草在土壤中的分解常数和半衰期及培养结束时的残留率

Table 2 Decomposition constant and half-life of rice straw in soil and its residue rate after incubation

稻草还田方式	k		$t_{0.5}$ (d)		残留率 Residual ^{14}C-C / Total^{14}C-C (%)	
AMRS	旱地 U	水田 P	旱地 U	水田 P	旱地 U	水田 P
覆盖 SM	0.0024	0.0033	289	210	64.32	63.94
翻埋 SI	0.0030	0.0016	231	433	65.26	82.15

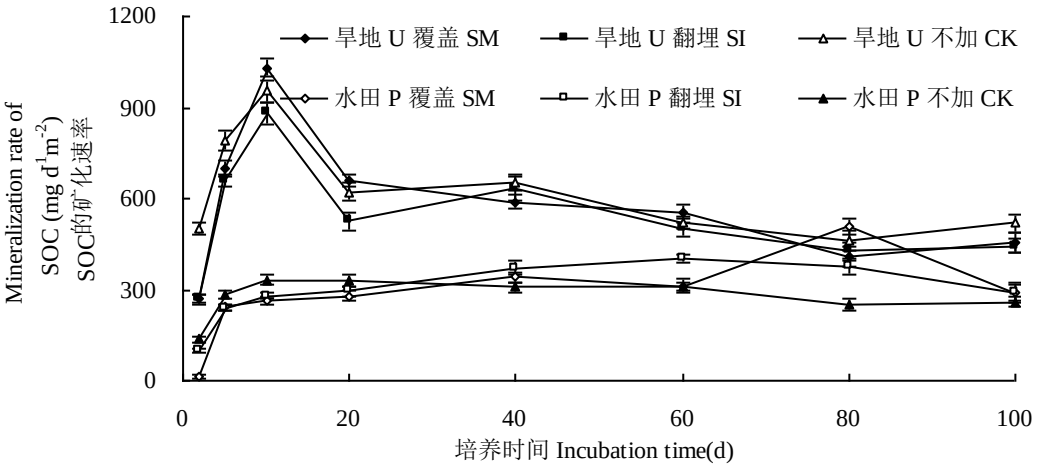
注 Note: AMRS, application models of rice straw into soil; SM, straw mulch; SI, straw incorporated into soil; U, upland; P, paddy

20 d 后稻草碳的矿化达到稳定状态，对 20 d 后稻草碳的降解曲线用一级热力学方程进行拟合[15]，

拟合效果达到显著水平（水田和旱地的覆盖与翻埋处理的 R^2 依次为 0.93**、0.96**、0.98**和 1.00**，**表示达到极显著，p<0.01）。稻草碳在土壤中矿化的半衰期为：水田覆盖 < 旱地翻埋 < 旱地覆盖 < 水田翻埋（表 2），即水田稻草翻埋和旱地稻草覆盖更有利于稻草碳的保留，且水田只有在稻草翻埋情况下其稻草碳的积累才高于旱地，这与 100 d 累积矿化率所呈现的结果一致（图 2）。

2.2 土壤原有有机碳矿化

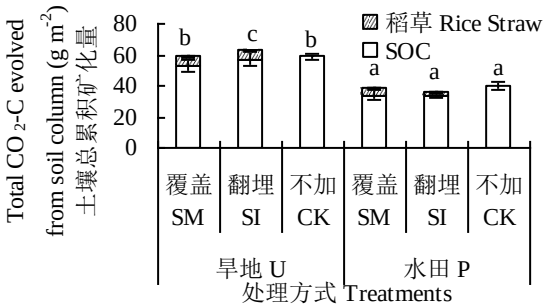
添加稻草后，除添加初期（水田：0~2 d；旱地：0~20 d）外，土壤原有有机碳（SOC）的矿化速率、累积矿化量与对照相比差异不显著（图 3、4），即添加稻草及稻草还田方式对土壤原有有机碳的矿化无显著影响。同一稻草还田方式下，水田的土壤原有有机碳的矿化速率和累积矿化量一直显著低于旱地。培养 100 d，水田和旱地土壤原有有机碳分别有 0.99%~1.17%和 2.25%~2.53%被矿化。



注 Note: SM, straw mulch; SI, straw incorporated into soil; U, upland; P, paddy

图 3　土壤有机碳的矿化速率

Fig. 3 Mineralization rate of soil organic carbon



注 Note: SM, straw mulch; SI, straw incorporated into soil; U, upland; P, paddy; 不同的字母表示不同处理存在显著性差异，different letters indicate significant differences among the treatments (p<0.05)

图 4　100 d 的土壤总累积矿化量

Fig. 4 Cumulative amount of CO_2-C evolved from soil organic carbon (SOC) and rice straw in the soil after 100 d incubation

土壤总累积矿化量是土壤原有有机碳累积矿化量与稻草累积矿化量之和。培养结束时，水田添加稻草对其土壤总累积矿化量无影响，旱地以翻埋方式添加稻草使土壤总累积矿化量显著增加（图

4）。

添加稻草对土壤原有有机碳矿化的激发效应用矿化速率净增加率表示。水田条件下，添加稻草后的土壤原有有机碳矿化速率与对照相比，在 20 d 前表现出负增长，20 d 后表现出正增长；而旱地条件下，除覆盖处理矿化速率在 10、20、60 d 表现出正增长（5.99%~8.00%）外，添加稻草后的土壤原有有机碳矿化速率一直低于对照（表 3）。培养 100 d 后，添加稻草使水田和旱地覆盖与翻埋处理的 SOC 累积矿化量与 CK 相比，分别减少了 13.95%、15.68%、11.04%和 3.34%。

表 3　添加稻草后土壤有机碳矿化速率的净增加率

Table 3 Net growth rate of mineralization rate of soil organic carbon after the addition of rice straw

土地利用 Land use	稻草还田方式 AMRS	不同培养时间的矿化速率净增加率 Net growth rate of mineralization rate (%)							
		2d	5d	10d	20d	40d	60d	80d	100d
旱地 U	覆盖 SM	-46.42	-11.98	8.00	6.33	-9.90	5.99	-11.02	-12.21
	翻埋 SI	-45.73	-16.48	-7.54	-15.17	-3.24	-3.06	-7.61	-14.31
水田 P	覆盖 SM	-91.33	-14.50	-20.38	-14.76	10.64	-1.12	102.98	11.84
	翻埋 SI	-26.26	-15.74	-15.56	-10.26	20.62	28.17	49.45	12.53

注 Note: AMRS, application models of rice straw into soil；SM, straw mulch; SI, straw incorporated into soil; U, upland; P, paddy

2.3 土地利用方式和稻草还田方式及其交互作用对矿化的影响

将水田和旱地归为土地利用方式，将覆盖与翻埋归为稻草还田方式，对培养 100d 后的试验结果进行了双因素方差分析，结果显示（表 4）：土地利用方式和稻草还田方式及两者间的交互作用，均对稻草碳的矿化速率和累积矿化率有显著影响。而对于土壤原有有机碳的矿化速率和累积矿化量，只有土地利用方式对其有显著影响。

表 4 培养 100 d 后不同因素对有机碳矿化影响的方差分析结果

Table 4　ANOVA of effects of different factors on the mineralization of organic carbon after 100 d incubation

指标 Item	*F* 值 *F* Value		
	土地利用 Land use	稻草还田方式 AMRS	土地利用×稻草还田方式 Land use× AMRS
稻草矿化速率 Mineralization rate of RS	86.728**	7.723*	15.374**
稻草累积矿化率 Accumulative mineralization ration of RS	45.883**	34.058**	37.302**
SOC 矿化速率 Mineralization rate of SOC	60.052**	0.260	1.819
SOC 累积矿化量 Accumulative mineralization amount of SOC	62.845**	1.767	0.407

注 Note: *，达到显著 p<0.05; **，达到极显著 p<0.01; AMRS, application models of rice straw into soil; SOC, soil organic carbon; RS, rice straw

3 讨 论

3.1 稻草在水田和旱地土壤环境条件下的分解特征

外源有机碳在土壤中的分解可分成两个阶段：前期快速分解阶段和后期缓慢分解阶段。矿化速

率在水田和旱地上的变化趋势相同，即分解模式一样，但水田达到稳定状态的时间总要比旱地滞后[7,10]，本研究也得到了相似的结果（图 1）。其原因是前期分解的主要是易分解态物质，如糖类、淀粉、脂肪等[6,16]，分解较快。水田条件下，前期部分易分解态物质一经产生就直接进入土壤水中，在矿化前有一个缓冲过程，所以矿化速率变化较慢；旱地条件下前期产生的易分解物质耗尽后，矿化速率将趋于稳定，而同一时间内水田条件下因保存有一定量的易分解态物质，仍保持较高的矿化速率，本研究结果中水田覆盖处理稻草碳的矿化速率在 20~60 d 超过旱地可以证明这一点（图 1）。后期分解的主要是难分解态物质，如木质素、多酚等[6,16]，分解较慢，矿化速率较稳定。

前人在研究有机碳分解状况时，多将外源添加物与土壤混匀培养[10,16]，所以本试验中水田覆盖的结果与前人研究结果不具可比性。试验结果表明，水田覆盖稻草的残留时间比旱地覆盖、翻埋稻草的短（表 2）。由于田间条件下水田稻草还田以翻埋为主，而水田表水层氧气并不缺乏[6]，且浸水条件下有利于养分的释放[11]，所以稻草在水田表层残留时间比旱地短，无法用来证明水田比旱地更有利于有机物降解。而水田稻草翻埋的半衰期约为旱地覆盖和翻埋的 2 倍（表 2），可用来证明水田比旱地更有利于外源有机碳的积累。并且，水田土壤原有有机碳的矿化速率显著低于旱地（图 3），培养 100 d，未添加稻草处理（即 CK）的水田和旱地分别有 1.17%和 2.53%的土壤原有有机碳参与了矿化，可见水田更有利于土壤有机碳的积累。本文的研究结果虽与前人的部分研究结果[17-18]不一致，但与田间调查结果相吻合[1-2]。本研究认为产生这一结果的原因可能有四个方面：首先，水田土柱一直处于淹水状态，稻草和土壤原有有机碳处于厌氧环境中，分解较慢[19-20]；第二，水田土壤 C/N 比旱地土壤高（表 1），不利于有机碳的矿化[21]；第三，水田土壤黏粒含量较高（表 1），而有机质与黏粒结合可增强其物理稳定性和抵抗微生物分解的能力[22]；第四，水田土壤在淹水条件下游离的铁、锰易与有机质结合，而与铁锰结合的有机质稳定性会大大增加，从而保护有机质不被降解[23]。本试验所用土壤为原状土柱，相对于风干、过筛土壤的培养结果[8,10]，可能更接近田间实际。

在同种土壤中，秸秆还田方式也影响着秸秆的降解。旱地条件下，秸秆翻埋通常比覆盖腐解速度快[11,24-25]，即覆盖更有利于秸秆碳的保留，本试验结果再次证明了这一点（图 1，表 2）。这主要是因为秸秆尤其是其中的难分解态有机碳（纤维素、半纤维素等），需要适宜的环境以及多种特殊种类的微生物（如真菌）对其进行降解[26-27]；而翻埋条件下，秸秆与微生物有更多的接触机会，且水分、温度条件更适宜微生物生长[24-25]。关于水田条件下，秸秆还田方式对秸秆降解的影响还缺乏有力的数据。本研究结果表明，水田稻草翻埋比稻草覆盖更难矿化、更有利于有机碳的积累。这可能是因为稻草翻埋入土后，稻草与土壤的充分接触使部分稻草被黏粒包裹、封闭起来，进而抑制其降解；在持续淹水的情况下，还可能形成极端厌氧环境，促进甲烷的产生，从而使检测到的 CO_2 减少[28-29]。由于本试验中稻草碳添加量较少，即使有少量 CH_4 产生也可能被表水层中的甲烷氧化菌氧化成 CO_2 放出[6]，可以忽略不计。虽然田间情况下稻草翻埋会促进甲烷的排放[28-29]，但在仅考虑有机碳积累的情况下，稻草翻埋仍比覆盖更有利于有机碳的积累，是较好的还田方式。

3.2 稻草还田对土壤原有有机碳矿化的影响

稻草添加入土后，会在稻草颗粒表面、或周围暂时形成依赖于添加残体提供碳源的高微生物活性的“热点”[26, 30]，热点以内微生物群落组成的变化会加速或抑制土壤原有有机碳的分解，进而产生正或负的激发效应[31]。关于激发效应的产生机制现在还没有一致的结论，现有的研究结果[32-33]也存在很多不一致。本研究结果表明，稻草还田后 0~ 5 d 内，土壤原有有机碳的矿化明显受到抑制，此后抑制作用减弱，并且 20 d 后，稻草对水田条件下土壤原有有机碳的矿化产生了促进作用（表 3），这可能是因为前期稻草的分解产物为易分解态有机碳，而微生物会优先分解利用率最高的有机质，因而抑制了土壤原有有机碳的分解，表现出负激发效应。当易分解态物质耗尽或不够新形成的微生物利用时，这一部分微生物不得不转而利用土壤有机质，且添加稻草后微生物迅速繁殖，其为分解复杂的有机化合物而分泌大量的胞外酶，当微生物因能源、养分缺乏而数量减少后，这一部分酶仍存在于土壤中，有助于土壤有机质的降解，进而产生正激发效应[34]。

稻草还田对水田土壤原有有机碳矿化的影响相对于旱地土壤更强烈，且表现出明显的阶段性（表3），这可能与水田土壤原有有机碳含量较高以及 C/N 高有关[35]。目前关于水田土壤原有有机碳激发效应的研究较少，其激发效应的产生机理还有待进一步研究。稻草还田方式对土壤原有有机碳矿化的影响不显著（图 3），可能是本实验中稻草添加量不够大造成的，因为不同的秸秆还田方式会影响土壤的温度、水分、通气性等因子，进而影响土壤有机碳的降解[28]。

总体而言，稻草添加抑制了土壤原有有机碳的矿化，且这种抑制效应维持了 100 d。在田间一年两茬的种植制度下，两次秸秆还田的间隔约为 100 d，可以预测，连续地添加秸秆会使这种抑制效应持续下去，从而使土壤原有有机碳稳定下来。本试验中由于添加的稻草为 ^{14}C 标记稻草，添加量比大田常规还田量要少，而激发效应会随外源有机物质添加量增大而呈不等比增大[32]，所以田间情况下，稻草还田对土壤原有有机碳降解的影响可能更强烈。

4 结 论

稻草还田会抑制土壤原有有机碳的降解、水田比旱地更有利于有机碳的积累；水田和旱地土壤有机碳矿化对稻草还田的响应机制不同。稻草等有机物料在归还土壤时，要根据土地利用情况选择还田方式，旱地覆盖和水田翻埋是较好的稻草还田方式。

致 谢 何寻阳副研究员在本论文修改中提供了有益的帮助，特致感谢。

参 考 文 献

[1] Guo L P, Lin E. Carbon sink in cropland soils and the emission of greenhouse gases from paddy soils: A review of work in China. Chemosphere-Global Change Science, 2001, 3: 413-418

[2] 唐国勇，黄道友，黄敏，等. 红壤丘陵景观表层土壤有机碳空间变异特点及其影响因子. 土壤学报，2010，47(4): 753-759.Tang G Y, Huang D Y, Huang M, et al. Spatial variations of organic carbon in surface soils in a hilly landscape of the red-earth region and their affecting factors(In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2010, 47(4): 753-759

[3] Stevenson F J. Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York:John Wiley & Sons, 1986: 1-44

[4] Bird J A, Van Kessel C, Horwáth W R. Stabilization of 13C-carbon and immobilization of 15N-nitrogen from rice straw in humic fractions. Soil Sci Soc Am J, 2003, 67: 806-816

[5] Shibu M E , Leffelaar P A, Keulen H V, et al. Quantitative description of soil organic matter dynamics-A review of approaches with reference to rice-based cropping systems. Geoderma, 2006, 137: 1-18

[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): 482-491. 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): 482-491

[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 Agriculture Sinica, 2006, 39 (3): 538-543

[8] 王凯荣，刘鑫，周卫军，等.有机物料循环对红壤稻田系统有机质积累的贡献研究. 中国生态农业学报, 2005, 13 (2): 106-109. Wang K R, Liu X, Zhou W J, et al. Contribution of organic residue cycling to the soil organic matter in red paddy system(In Chinese). Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2005, 13 (2): 106-109

[9] 周江明，徐大连，薛才余. 稻草还田综合效应研究. 中国农学通报, 2002, 18 (4): 7-10. Zhou J M, Xu D L, Xue C Y. Study of comprehensive utilization efficiency of returning rice straw to field(In Chinese). Chinese Agricultural Science

Bulletin, 2002, 18 (4): 7-10

[10] 李玲，肖和艾，吴金水．红壤旱地和稻田土壤中有机底物的分解与转化研究．土壤学报, 2007, 44 (4): 669-674. Li L, Xiao H A, Wu J S. Decomposition and transformations of organic substrates in upland and paddy soils in red earth region(In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2007, 44 (4): 669-674

[11] 王允青，郭熙盛．不同还田方式作物秸秆腐解特征研究．中国生态农业学报, 2008, 16 (3): 607-610. Wang Y Q, Guo X S. Decomposition characteristics of crop-stalk under different incorporation methods(In Chinese). Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2008, 16 (3): 607-610

[12] Wu J, O'Donnell A G. Procedure for the simultaneous analysis of total and radioactive carbon in soil and plant materials. Soil Biology and Biochemistry, 1997, 29 (2): 199-202

[13] Wu J, Joergensen R G, Birgit Pommerening, et al. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction-an automated procedure. Soil Biology and Biochemistry, 1990, 22 (8): 1167-1169

[14] 中国科学院南京土壤研究所．土壤理化分析．上海：上海科学技术出版社, 1978. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Physical and chemical analysis methods of soils(In Chinese). Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 1978

[15] Van Veen J A, Ladd J N, Amato M. Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay soil incubated with [^{14}C(U)]glucose and [^{15}N]$(NH_4)_2SO_4$ under different moisture regimes. Soil Biology and Biochemistry, 1985, 17 (6): 747 -756

[16] 史学军，潘剑君，陈锦盈，等．不同类型凋落物对土壤有机碳矿化的影响．环境科学, 2009, 30 (6): 1832-1837. Shi X J, Pan J J, Chen J Y, et al. Effects of different types of litters on soil organic carbon mineralization(In Chinese). Environmental Science, 2009, 30 (6): 1832-1837

[17] 黄耀，刘世梁，沈其荣，等．环境因子对农业土壤有机碳分解的影响．应用生态学报, 2002, 13 (6): 709-714. Huang Y, Liu S L, Shen Q R, et al. Influence of environmental factors on the decomposition of organic carbon in agricultural soils(In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2002, 13 (6): 709-714

[18] 林心雄，文启孝，程励励，等．土壤有机物质分解的控制因素研究．土壤学报，1995，32(增刊)：41-48. Lin X X, Wen Q X, Cheng L L, et al. The factors controlling the decomposition of organic matter in soil(In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 1995, 32(Suppl): 41-48

[19] Devêvre O C , Horwáth W R. Decomposition of rice straw and microbial carbon use efficiency under different soil temperatures and moistures(In Chinese). Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32 (12): 1773-1785

[20] 郝瑞军，李忠佩，车玉萍．水分状况对水稻土有机碳矿化动态的影响．土壤, 2006 , 38 (6): 750-754. Hao R J, Li Z P, Che Y P. Effect of moisture regime on dynamics of soil organic carbon mineralization(In Chinese). Soils, 2006 , 38 (6): 750-754

[21] 张夫道，Fokin A D. 作物秸秆碳在土壤中分解和转化规律的研究．植物营养与肥料学报，1994，试刊 (1): 27-38. Zhang F D, Fokin A D. Decomposition and transformation of 14C-traced straw in soils(In Chinese). Plant Nutrition and Fertilizer Science, 1994, trial issue (1): 27-38

[22] 李忠佩，林心雄．瘠薄红壤中有机物质的分解特征．生态学报，2002，22 (8): 1224-1230. Li Z P, Lin X X. Characteristics of organic materials decomposition in infertile red soils(In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2002, 22 (8): 1224-1230

[23] 周萍，宋国菡，潘根兴，等．三种南方典型水稻土长期试验下有机碳积累机制研究Ⅱ．团聚体内有机碳的化学结合机制．土壤学报, 2009, 46 (2): 263-273. Zhou P, Song G H, Pan G X, et al. SOC enhancement in three major types of paddy soils in a long-term agro-ecosystem experiment in south China Ⅱ.Chemical binding and protection in micro-aggregate size fractions. (In Chinese) Acta Pedologica Sinica, 2009, 46 (2): 263-273

[24] 李新举，张志国，李贻学．土壤深度对还田秸秆腐解速度的影响．土壤学报, 2001, 38 (1): 135-138. Li X J, Zhang Z G, Li Y X. Effects of soil depth on decay speed of straw(In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2001, 38 (1): 135-138

[25] 郑立臣，解宏图，张威，等．秸秆不同还田方式对土壤中溶解性有机碳的影响．生态环境，2006，15 (1)：80-83. Zheng L C, Xie H T, Zhang W, et al. Effects of different ways of returning straw to the soils on soluble organic carbon(In Chinese). Ecology and Environment, 2006, 15 (1): 80-83

[26] Kuzyakov, Y., Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. Soil Biology and Biochemistry, 2010, 42 (9): 1363-1371

[27] Fontaine S, Mariotti A, Abbadie L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? Soil Biology and Biochemistry, 2003, 35 (6): 837-843

[28] 马静，徐华，蔡祖聪，等．秸秆条带状覆盖对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响．土壤学报, 2010, 47(1): 84-89. Ma J, Xu H, Cai Z C, et al. CH_4 and N_2O emissions from rice fields as affected by mulching of strips of wheat straws(In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2010, 47(1): 84-89

[29] Liu J, Han Y, Cai Z C. Decomposition and products of wheat and rice straw from a FACE experiment under flooded conditions. Pedosphere, 2009, 19(3): 389-397

[30] Potthoff M, Dyckmansj , Flessa H, et al. Dynamics of maize (Zea mays L.) leaf straw mineralization as affected by the presence of soil and the availability of nitrogen. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37 (7): 1259-1266

[31] 陈春梅，谢祖彬，朱建国．土壤有机碳激发效应研究进展．土壤, 2006, 38 (4): 359-365. Chen C M, Xie Z B, Zhu J G. Advances in research on priming effect of soil organic carbon(In Chinese). Soils, 2006, 38 (4): 359-365

[32] 黄文昭，赵秀兰，朱建国，等．土壤碳库激发效应研究．土壤通报, 2007, 38 (1): 149-154. Huang W Z, Zhao X L, Zhu J G, et al. Priming effect of soil carbon pools(In Chinese). Chinese Journal of Soil Science, 2007, 38 (1): 149-154

[33] Kuzyakov Y, Friedel J K, Stahr K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32 (11): 1485-1498

[34] Kuzyakov Y, Roland B. Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and Sugar. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38 (4): 747-758

[35] Hamer U, Marschner B. Priming effects in different soil types induced by fructose, alanine, oxalic acid and catechol additions. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37 (3): 445-454

CHARACTERISTICS OF MINERALIZATION OF SOIL ORGANIC CARBON IN PADDY AND UPLAND WITH RICE STRAW INCORPORATED AND DIFFERENCES BETWEEN THE TWO

Wang Aihua[1,2] Su Yirong[1,3†] Li Yang[1,2,3] Wu Jinshui[1]

Zheng Hua[1,2,3] Zhu Hanhua[1,2] Hu Lening[1,2,3]

(*1 The key Laboratory of Subtropical Agro-Ecology, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China*)

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

(*3 Huangjiang Experimental Station of Karst Ecosystem, Chinese Academy of Sciences, Huanjiang, Guangxi 547100, China*)

Abstract To improve the farmland soil fertility and provide suggestions for better field management for more carbon sequestration, effects of land use and rice straw incorporation models on mineralization of soil organic carbon were quantitatively investigated. The CO_2-C evolved from the soil was measured during incubation of the undisturbed soil column mulched or incorporated with ^{14}C labeled rice straw over a 100-day period. Results show that straw carbon participated in carbon mineralization, contributing 34.74% in paddy mulched with straw (SM), 17.85% in paddy incorporated with straw (SI), 35.68% in upland (SM) and 36.06% in upland (SI) of the ^{14}C-labelled rice straw carbon applied in either way after 100 d incubation. Meanwhile, 0.99%~1.17% and 2.25%~2.53% of the native soil organic carbon (SOC) in the paddy and upland soil was mineralized, respectively. Rice straw application model and land use and their interaction all showed significant effects on mineralization rate and accumulative mineralization rate of applied rice straw carbon ($p<0.01$). However, only land use ($p<0.01$) did on mineralization rate of SOC and accumulative mineralization rate of SOC. Application of rice straw did not affect much the total soil accumulative carbon mineralization rate except in upland (SI) because straw in the soil inhibited decomposition of native SOC, thus reducing the 100d cumulative mineralization rate by 13.95% in paddy (SM), 15.68% in paddy (SI), 11.04% in upland (SM) and 3.34% in upland (SI). Comparatively, Straw incorporation in paddy fields and straw mulch in upland fields are better straw application models and more favorable to accumulation of SOC. The mineralization rate of either applied rice straw carbon or native SOC in paddy soil is obviously lower in paddy soil than in upland soil, which is one of the main reasons why the content of soil organic carbon is generally higher in paddy soil than in upland soil within the same landscape.

Key words Paddy; Upland; Undisturbed soil column; Mineralization of organic carbon; ^{14}C radioactive tracer technique