

旱地和水田有机碳分解速率的 探讨与质疑*

黄东迈 朱培立 王志明 余晓鹤

(江苏省农科院土壤肥料研究所, 南京 210014)

摘要 ^{14}C 标记的羊粪、杂交狼尾草(象草)及其根部分别施于淋溶土中, 在 30°C 培养 365 天。土壤保持旱地(70%WHC)和淹水两种状态, 进行有机碳在土壤中分解的对比试验。另一组试验采用 ^{14}C 标记的水稻秸和玉米秸, 分别施于老成土和变性土中, 在上述相同的水分条件下于 30°C 培养 112 天进行对比。

所有加入的不同有机物料。不论是在何种土壤, 其在淹水土壤中的有机碳分解速率均快于旱地土壤, 而前者的残留率却明显低于后者。淹水处理中各种不同有机物料的分解半衰期约为旱地相应处理的 1.4—2.0 倍。这和有关有机质在旱地和水田土壤中分解速率的传统概念相反。作者认为如果旱地和水田的土壤条件均适宜于微生物的代谢作用, 水田土壤中不论是有机碳的分解速率还是分解量实质上均大于旱地土壤。

关键词 有机碳分解, 旱地, 水田, ^{14}C 标记

中图分类号 S141

长期以来, 对于旱地和水田土壤中有机物质的分解持有的见解都比较一致。Stevenson(1986)认为淹水土壤中, 由于嫌气分解, 土壤有机质的分解速率下降, 从而形成土壤中大量有机碳的积累^[1]。Ponnamperuma(1984)认为旱地施用有机肥对土壤有机质含量无明显增长, 但施入稻田, 由于土壤处于淹水嫌气状态, 阻碍了有机肥的分解, 从而使土壤有机质和氮素增加^[2], 这些观点几乎在许多有关的文献和教材中提出。国内有的研究认为, 湿润地区当旱地土壤水分基本适当时, 有机质在渍水条件下的腐殖化系数常较在旱地条件下的为大, 如旱地土壤水分不足, 往往看不出这种差异^[3]。也有一些田间砂滤管法测定结果指出, 有机物料经一年腐解后, 在水田中平均腐解残留率均较早地为高^[4]。Neue(1988)应用 ^{14}C 标记水稻秸秆, 在国际水稻研究所(IRRI)和泰国孔钦府两地进行了历时 3 年旱地和水田的田间微区试验。结果指出, 和旱地比较, 由于稻田淹水而阻碍水稻秸秆初期分解的影响仅是微弱的, 其后的分解模式(Decomposition pattern)水田和旱地相似。虽然, 在探讨这一结果时, 作者附加了一些假设条件^[5]。朱培立等(1992)用培养法在 30°C 比较了 ^{14}C 标记的杂交狼尾草、草根和 ^{14}C 标记羊粪在旱地和淹水土壤中一年内的分解模式, 发现淹水土壤中的秸秆碳和厩肥碳的矿化速率和年矿化量显著高于旱地^[6], 这无

* 国家自然科学基金资助重点项目(批准号: 39430090)

收稿日期: 1997-12-06; 收到修改稿日期: 1998-04-16

疑与传统的概念有异。因此,有关有机碳在旱地和水田中的分解状况需要进一步研究。

1 材料与方 法

1.1 材 料

供试土壤均属长期水旱轮作的水稻土,其理化性状见表1。

表1 供试土壤及其理化性状

Table 1 Physical and chemical properties of the tested soils

土壤类型 Soil type	采样地点 Sampling location	pH (H ₂ O)	总碳 Total C (g/kg)	总氮 Total N (g/kg)	C/N	粘粒含量 Clay content <0.002mm	主要粘土矿物 Main clay minerals (g/kg)
淋溶土	江苏句容	6.78	16.8	1.51	11	282	水云母
老成土	江西鹰潭	5.16	12.0	1.09	11	436	高岭石
变性土	江苏东海	7.22	13.2	1.34	9.8	473	蒙脱石

供试秸秆、厩肥均为¹⁴C 均匀标记。秸秆在植物生长室中标记,羊粪为喂饲山羊¹⁴C 标记杂交狼尾草后取得。不同秸秆收割后经杀青、60℃ 烘干后用高速粉碎机粉碎备用(以下所用水稻秸、玉米秸、杂交狼尾草、根茬和羊粪均为¹⁴C 标记样)。供试有机物料性质见表2。

表2 供试有机物料及其性质

Table 2 Properties of the organic materials used

有机物料 Organic materials	C (g/kg)	N (g/kg)	C/N	¹⁴ C比强 Specific activity (kBq/g)
杂交狼尾草	421	18.22	23.1	725.20
根茬	346	19.01	18.2	230.44
羊粪	404	18.40	22.0	231.62
水稻秸	371	20.91	17.8	442.45
玉米秸	384	14.91	25.7	570.28

1.2 研究方 法

整个试验均采用密闭培养法。土壤用量相当于 100 克烘干土,秸秆用量为 0.25g(相当于亩施秸秆 375kg),根茬和羊粪用量为 1.0g。试验分两期培养,第一期用料为杂交狼尾草、根茬、羊粪,供试土壤为淋溶土,共设八个处理,即空白(不施肥)、杂交狼尾草、根茬、羊粪 4 个处理,各处理又分设旱地和淹水 2 个处理。旱地处理中水分调节至田间持水量的 70%,以后定期称重并补充水分。由于采用密闭培养,土壤水分的保持比较恒定。淹水处理加水使水面高出土面约 0.5cm。4 次重复。土壤置于 950ml 棕色试剂瓶,内装有 20ml 1mol/L 的 NaOH 碱管于支架上,置入 30℃ 恒温箱内进行培养,分期取样测定总碳、用液闪仪测定¹⁴C 比强,同时更换 1 支新碱管继续进行培养,直至 365 天时试验完成。

第二期培养用土为老成土和变性土,用料为水稻秸秆和玉米秸,共设 10 个处理,即老成土、老成土 + 水稻秸、变性土、变性土 + 水稻秸、变性土 + 玉米秸共 5 个处理,其中各处理又分设旱地和淹水 2 个处理。重复 4 次。培养期为 112 天,其它方法同上。

培养结束后,取出瓶中土壤风干,磨碎过 100 目筛,分析土壤中碳和¹⁴C 残留量。土壤生物量测定用熏蒸直接提取法,并用液闪仪测定生物量中的¹⁴C 比强。

2 结果

迄今为止,我国对有机肥和土壤有机质中碳素的分解速率的研究仍然很少。国外在这方面的研究大多集中于旱地,而对其在淹水土壤中的分解状况研究很少。应用¹⁴C示踪法,跟踪研究土壤中有机碳的分解动态,可以得知一些比较精确的真实结果,而且可以把加入土中的有机肥料碳和土壤原有碳区别开来,是常规差减法所不及的。常规法的研究仍有一定价值,但方法本身具有严重的局限性。由于田间条件难于控制,为了探明在最适土壤水分和温度条件下,旱地和水田中不同秸秆和厩肥的分解状况,作者将近年来采用¹⁴C示踪法进行的培养试验结果探讨如下。

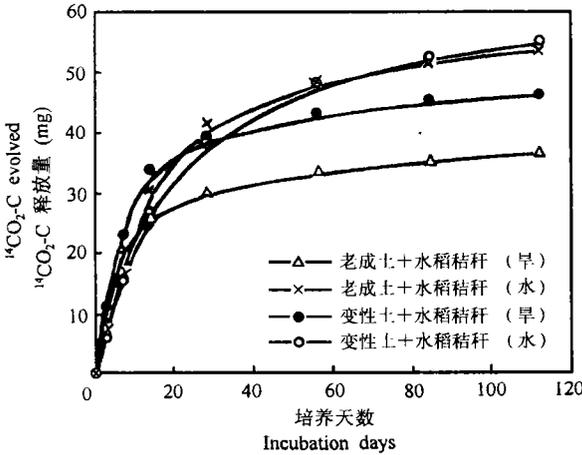


图1 ¹⁴C 标记水稻秸碳在老成土和变性土中的累积矿化量

Fig.1 Cumulative mineralized amount of carbon in ¹⁴C-labelled rice straw in ultisol and vertisol

试验比较研究了旱地和水田条件下同一秸秆在不同土壤和不同秸秆在同一土壤中的分解状况,所得结果见图 1、图 2。

图 1 和图 2 说明旱地条件下秸秆最大分解速率出现在头 3 天,而淹水土壤则略滞后,出现在 3—7 天。分解初期,秸秆碳在旱地土壤中的分解较淹水处理快。在 14 天时,旱地各处理中¹⁴CO₂-C 的释放量已达培养期间¹⁴C 矿化总量的 70% 以上,而淹水处理只占总矿化量的 46—57%。14 天后,尽管不同土壤和不同秸秆间的分解各有差异,但淹水处理中秸秆分解量和分解速率都超过了旱地处理。在 112 天时,在淹水条件下释放¹⁴CO₂-C 的量分别为其在旱地条件下释放量的 1.46、1.18 和 1.17 倍。图 1 和图 2 中可以看出,在 112 天时各旱地处理分解曲线已趋

这方面的研究大多集中于旱地,而对其在淹水土壤中的分解状况研究很少。应用¹⁴C示踪法,跟踪研究土壤中有机碳的分解动态,可以得知一些比较精确的真实结果,而且可以把加入土中的有机肥料碳和土壤原有碳区别开来,是常规差减法所不及的。常规法的研究仍有一定价值,但方法本身具有严重的局限性。由于田间条件难于控制,为了探明在最适土壤水分和温度条件下,旱地和水田中不同秸秆和厩肥的分解状况,作者将近年来采用¹⁴C示踪法进行的培养试验结果探讨如下。

2.1 秸秆、厩肥在旱地和水田中的分解模式

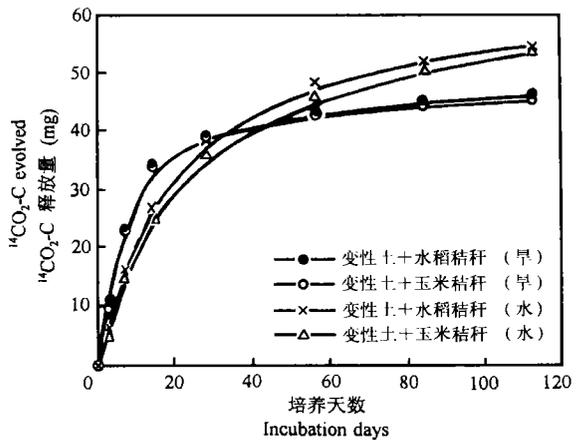


图2 ¹⁴C 标记水稻秸碳和玉米秸碳在变性土中的累积矿化量

Fig.2 Cumulative mineralized amount of carbon in ¹⁴C-labelled rice and maize straws in vertisol

平稳,分解率增量明显减少,而淹水处理仍以较早地为高的速率分解。可以预见,随着培养期延长,淹水处理比旱地处理中放出的 $^{14}\text{CO}_2\text{-C}$ 量还要增多。这一结果说明虽然土壤类型和性质不同,秸秆种类不同,但淹水处理秸秆碳的分解总量均大于旱地处理。

表3显示 ^{14}C 标记杂交狼尾草及其根茬和羊粪在旱地和淹水条件下的年分解动态。和上述秸秆分解趋势相同,狼尾草在培养14天时,旱地处理的 $^{14}\text{CO}_2\text{-C}$ 释放量即占加入 ^{14}C 量的20%,而淹水处理的只占16%。根茬和羊粪的分解量较低,培养14天时,旱地处理的 $^{14}\text{CO}_2\text{-C}$ 释放量分别占加入 ^{14}C 量的1.28%和1.60%,而淹水处理的分别占1.01%和0.77%。各处理在培养7天以后,淹水土壤 $^{14}\text{CO}_2\text{-C}$ 释放率增量均大于旱地处理,这一趋势保持到365天培养结束。可以看出,除了培养初始期,各淹水处理在其余培养时间内的分解速率均大于相应的各旱地处理,最终的分解量也是淹水处理高于旱地处理。

表3 淋溶土中秸秆和厩肥分解期间 $^{14}\text{CO}_2\text{-C}$ 的释放率(占加入 ^{14}C)

Table 3 Evolution rate of $^{14}\text{CO}_2\text{-C}$ during the decomposition of straw and manure in alfisol (% of added ^{14}C)

处理	Treatment	培养天数									
		Incubation days									
		3	7	14	28	42	56	119	245	301	365
杂交狼尾草	水田	0.79	6.67	16.1	27.1	33.7	38.8	54.7	72.1	78.8	85.0
	旱地	7.00	15.2	19.9	25.3	28.7	31.1	39.9	51.5	56.9	62.5
根茬	水田	0.03	0.34	1.01	2.09	3.23	4.19	6.29	9.21	10.30	11.20
	旱地	0.15	0.80	1.28	1.69	1.98	2.19	3.20	5.31	6.14	7.08
羊粪	水田	0.02	0.25	0.77	1.75	2.62	3.43	5.25	7.70	8.59	9.57
	旱地	0.21	0.94	1.60	2.22	2.68	3.04	4.37	6.20	6.84	7.42

以上结果说明,和旱地条件相比,淹水土壤中植物残体和厩肥的分解,是以快速和高分解量为特征的。与长期以来淹水嫌气条件下有机肥料的分解速率慢于旱地,分解量低于旱地的传统概念大相径庭。

2.2 土壤中 ^{14}C 的残留量及回收率

从表4可以看出,土壤中 ^{14}C 残留情况与分解情况正好相反,即分解多者残留较少,分解少者残留较多。表中各处理 ^{14}C 回收率达99%以上,足以说明这种方法的可靠性和准确性。有机碳在淹水条件下分解时,除释放 CO_2 外,还有少量 CH_4 、 C_2H_4 气体,所以只按分解出的 CO_2 来估算水田秸秆和土壤有机质的分解量可能要小于实际分解量。但由于试验秸秆施量只占土重0.25%,即使有少量 CH_4 产生也可能被近水面的氧化层中的甲烷氧化菌氧化成 CO_2 放出。 C_2H_4 数量甚微,可忽略不计。以上结果说明:尽管土壤类型、加入秸秆种类不同,但淹水土壤中 ^{14}C 的残留量和残留率均显著低于旱地,和过去传统的认为淹水土壤有机质积累多的概念相反,说明有机物质在水田土壤中是以低残留为特征的。

2.3 有机肥料碳的分解模型

对植物残体、根茬和厩肥等有机肥料分解速率的了解,是认识农业生态系统中有机物料能量转化、物质再循环的一项基础工作。尽管土壤中有有机碳的分解过程较为复杂,但总的分解速率仍可用简明的动力学加以说明,一般用指数衰减模型($X = X_0 e^{-kt}$)进行拟合,模型中 X 为任一时间 t 时土壤中 ^{14}C 的残留率, X_0 为土壤中初始时 ^{14}C 残留率, k 为分解速率常数,以 天^{-1} 表示。将本试验中有关不同有机肥料碳—— ^{14}C 在旱地和淹水土壤条件下

分解模型的主要参数列于表 5。

表 4 培养 112 天的旱地和淹水土壤中 ^{14}C 的残留与回收情况

Table 4 Remaining and recovery of organic ^{14}C added in soils under 70% WHC and submerged conditions after an incubation of 112 days

处理		^{14}C 残留量	^{14}C 残留率 (占加入 $^{14}\text{C}\%$)	^{14}C 分解率 (占加入 $^{14}\text{C}\%$)	^{14}C 回收率
Treatment		^{14}C remained (mg)	^{14}C remained (% of added)	^{14}C decomposed (% of added)	Recovery (%)
老成土+水稻秸	旱地	57.40±0.94	61.87	37.33	99.20
	水田	41.73±0.64	44.98	54.34	99.32
变性土+水稻秸	旱地	48.43±0.73	52.20	46.80	99.00
	水田	40.93±0.98	44.12	55.40	99.52
变性土+玉米秸	旱地	51.02±0.96	53.17	46.23	99.40
	水田	43.16±1.01	44.98	54.20	99.18

表 5 不同有机肥料碳—— ^{14}C 在旱地和淹水土壤中分解模型参数

Table 5 Model parameters for decomposition of organic ^{14}C in different manures under 70% WHC and submerged conditions

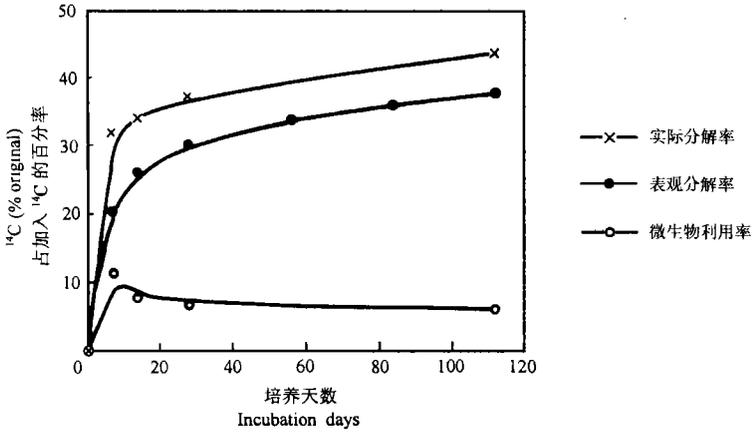
处理	培养天数	分解速率常数				半衰期	
		Decay rate constant				Half life	
		$k(\text{d}^{-1})$				$T_{1/2}(\text{d})$	
Treatment	Incubation days	淹水	旱地	淹水	旱地	旱/水	
	(d)	Submerged	Upland	Submerged	Upland	U/S	
淋溶土 杂交狼尾草	365	—	2.3×10^{-3}	—	301	—	
		根茬	3.3×10^{-4}	1.9×10^{-4}	2100	3647	1.7
		羊粪	2.8×10^{-4}	2.0×10^{-4}	2475	3465	1.4
变性土 水稻秸	112	7.1×10^{-3}	4.7×10^{-3}	98	147	1.5	
		玉米秸	6.5×10^{-3}	4.7×10^{-3}	102	147	1.4
老成土 水稻秸		6.7×10^{-3}	3.3×10^{-3}	103	210	2.0	

表 5 所示旱地和淹水条件下不同有机肥料在不同土壤中的分解速率常数(k)和半衰期,均说明淹水条件下的分解速率大于旱地,而半衰期则均小于旱地,不同有机肥在不同土壤中的半衰期旱地条件下大体上为淹水条件下的 1.4—2.0 倍,差异十分显著。狼尾草根茬和羊粪的半衰期远大于秸秆。

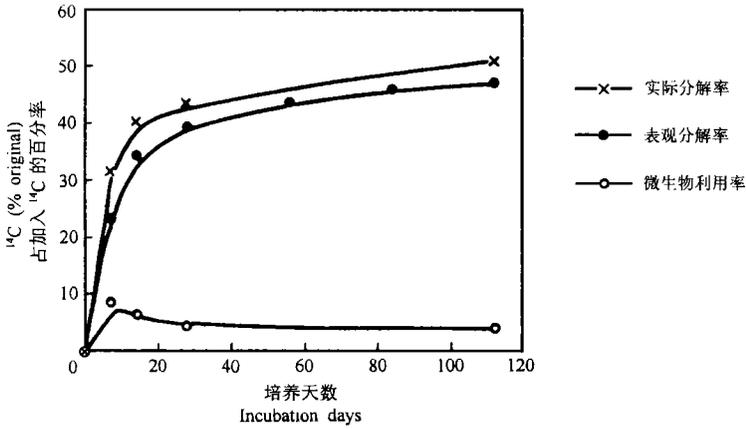
2.4 土壤原有有机碳的分解模型

探讨土壤中有机碳的分解过程,较好的办法是对示踪物和非示踪物的数据进行数学分析。即对 ^{14}C 动态测定的同时,也测定相应的土壤原有有机碳(^{12}C)的动态。在土壤碳素平衡中,土壤原有有机碳的分解速率是一个十分重要的数值,迄今为止,我国似乎还限于用氮素质量平衡法间接估计田间土壤有机质的年分解量^[3]。

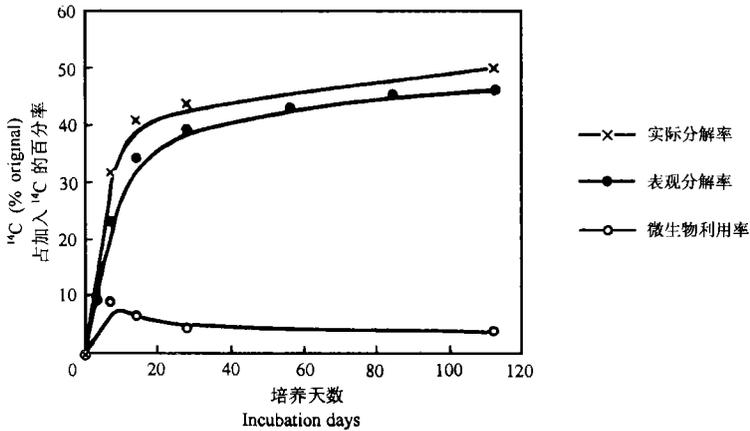
表 6 所示,不论加秸秆与否,土壤原有碳(^{12}C)的分解速率常数均有淹水处理大于旱地处理,而半衰期则旱地处理较淹水处理大约 1.4—1.7 倍,这一趋势和表 5 中 ^{14}C 的变化是一致的。因此,可以确认淹水条件下土壤有机碳包括施入的有机肥料以及土壤原有有机质的分解速率均明显高于旱地。



(1)



(2)



(3)

(1) 老成土 + 水稻秸 (2) 变性土 + 水稻秸 (3) 变性土 + 玉米秸

图3 旱地土壤中 ^{14}C 的表观分解率和校正后的实际分解率

Fig.3 Rates of apparent mineralization and actual mineralization after correction of ^{14}C -labelled straw in upland soils

表6 土壤原有有机碳分解模型参数

Table 6 Model parameters for decomposition of native soil organic ^{13}C

处理 Treatment	分解速率常数 Decay rate constant		半衰期 Half life			F检验 F test	
	$k(\times 10^{-4} \text{d}^{-1})$		$T_{1/2}(\text{a})$				
	旱地 Upland	淹水 Submerged	旱地 Upland	淹水 Submerged	旱/水 U/S	旱地 Upland	淹水 Submerged
老成土	3.50	6.00	5.42	3.16	1.7	106.99**	77.40**
老成土+水稻秸	3.89	5.88	4.88	3.23	1.5	60.21**	55.37**
变性土	4.68	7.07	4.06	2.68	1.5	22.85**	61.25**
变性土+水稻秸	5.08	7.37	3.74	2.58	1.4	22.03**	62.04**
变性土+玉米秸	5.18	7.22	3.66	2.63	1.4	25.46**	63.01**

注: 培养期112天

2.5 表观分解值的校正

Paul 等曾指出, 不论测定土壤中放出的 $^{14}\text{CO}_2$ 的量, 还是测定土壤中残留 ^{14}C 的量, 都不能得出有机物料的实际分解速率, 而需要把微生物对总碳的利用率(Y)考虑在内。在非细胞代谢产物不计的情况下, 提出了有机物料实际分解量的公式: $X[1 + Y / (100 - Y)]$, 其中 X 为有机物料分解放出的 $\text{CO}_2\text{-C}$ 的量, 并以此式求出相应的实际分解速率^[7]。Paul 假设对有机物料和碳水化合物的利用率为 20% 或 60%, 作者认为此值可能偏高, 且微生物对有机碳的利用率随分解期而变化, 首先需要测定有机物料分解各期的生物利用率才能得出物料的实际分解情况和速率。我们初步研究了秸秆分解期间生物利用率的动态变化^[8], 并以此对秸秆的分解情况进行了校正, 举例见图 3。

图 3 显示实际分解率大于表观分解率, 不同有机物料的实际分解速率常数比其表观值增大, 半衰期趋小。

3 讨 论

3.1 有关论述的回顾

前已述及, 水田嫌气条件下植物残体和土壤有机质的分解速率低于旱地好气分解的概念确立已久, 而本项研究结果却与之大相径庭。作者曾试图追溯过去这些传统概念的最早出处, 及其最早的水旱对比实验依据, 可能限于信息不足, 未得要领。这可能是因为有机质分解的许多概念是从排水良好的土壤上发展起来的, 以往对淹水土壤上的研究很少, 而水旱对比的试验则更少。

用 ^{14}C 标记稻草, 在水田和旱地上进行植物残体的田间分解模式对比, 以 Neue 及 Scharpenseel(1987)和 Snitwongse 等(1989)的报道较为完整, 他们报道了在 IRRI 和泰国孔钦府进行的三年田间对比试验^[5,9], 结果前已述及。国内林心雄等用砂滤管法在不同地区进行了水田和旱地稻草腐殖化系数测定, 结果似无一定规律, 广州与无锡两地无甚差异。天津的旱地大于水田, 公主岭的水田大于旱地, 并指出旱地土壤水分状况也可影响和水田的对比结果^[10]。车玉萍等在封丘的水田和旱地的腐解试验, 从第一年不同物料在水田和旱地的残留量看, 差异似并不显著^[11]。尽管田间测定影响因子较多, 但是, 在以往的水旱

田对比研究中,似乎都没有呈现较为一致的淹水嫌气条件下,植物残体的分解速率低于旱地的显著差别。Isirimah 及 Keeney (1972) 曾以不同有机土样 (Histosols) 进行好气 (50%WHC) 和淹水条件下 30℃, 6 个月的培养试验, 结果指出在两种水分条件下, 各有机土样中有机氮、碳的分解速率是相似的^[12]。用室内培养法进行¹⁴C 标记植物残体或化合物的水田和旱地条件下的直接对比, 似乎很少。DeLaune (1981) 研究了不同的 pH 和 Eh 的土壤悬液中¹⁴C 标记玉米秸的分解, 指出低电位 (Eh50—150mV) 对秸秆碳的分解显著低于高电位 (Eh500mV), 在 pH 为 6.5 时差别最大^[13]。这一研究的培养期太短, 仅 20 天, 可能仅反映了秸秆中易分解碳的分解状况。

在水田有机质分解探讨方面, 过去似乎存在着一种倾向, 一些学者应用沼泽地、泥炭土中有机质的分解累积状况, 延伸于淹水的土壤^[1,2]。众所周知, 农业耕作土壤如水稻土, 虽属淹水土壤, 但种植以后的土壤性质和有机质状况已发生质的变化^[14], 是不能和沼泽土、泥炭土等同的。Neue 也提出过类似的观点^[5]。因此, 如果用水域生态中有关泥炭积累等论点, 相互引证, 以解释淹水耕作土壤中的碳素分解和积累, 可能会产生一定的误导。

3.2 好气分解与嫌气分解的影响

旱地和淹水土壤中有有机物质分解的主要区别在于前者为好气分解, 后者为嫌气分解。好气分解和嫌气分解, 包括发酵分解, 除了生物转化过程、代谢产物等不同以外, 最突出的差别在于代谢过程中能量释放的大小。好气呼吸由于释放能量高, 因此分解土壤有机物质快, 合成的微生物生物量高, 这一过程中, 氧是外部电子受体。而嫌气分解, 发酵分解所释放的能量远低于好气分解, 因此, 分解有机质慢, 合成微生物生物量低, 土壤中的氧化物甚而有机质本身是电子受体。所以, 嫌气微生物必须分解更多的有机质才能释放相当于好气微生物所需的能量^[15]。Yashida (1975) 曾指出淹水土壤中的生化过程, 是从高能量释放向低能量释放变化。但不论是好气、兼嫌气和嫌气异养细菌, 它们合成自身细胞所需的能量并无大的差异, 平均值为 10.5g / mole ATP^[16]。因此, 虽然嫌气、好气环境不同, 能量释放不同, 微生物代谢过程中, 其所需的能量并不因环境或微生物群落不同而有很大差别。如果环境条件没有受到障碍, 水田嫌气分解所需能量, 必须通过分解比旱地好气条件下所需的更多的有机质取得。从这一假设出发, 好气分解和嫌气分解间能量释放的差别, 似既可作为嫌气条件下有机质分解慢残留多的理论依据, 也可作为水田嫌气条件下有机质分解快、残留少的理论依据。这主要决定于土壤或田间的环境条件及其对微生物代谢的影响程度, 对于耕作土壤, 如果环境适宜, 比诸旱地, 淹水土壤由于嫌气微生物代谢的能量需要, 有机质分解速率快, 残留少, 可能更具有实质性。

有机质的分解一般都具有前期快速和后期缓慢两个阶段。Takai 等把稻田土壤的还原过程划分为两个主要阶段, 即铁还原完成前和后的两个阶段。第一阶段在淹水几日后出现好气细菌的最高量, 其后第二阶段则出现兼嫌气和嫌气细菌的最高量^[17]。Allison 指出在泥炭形成的起始阶段, 易分解物质如糖类、淀粉、脂肪和一些蛋白质的氧化主要是好气微生物的作用, 而嫌气细菌的增加主要作用于纤维素的转化^[18]。如果以亚铁的出现为指标, 一般在水稻移栽后土壤中即出现亚铁, 其后的田间水份管理虽有干干湿湿, 但一般情况下, 整个水稻生长期土壤中几乎都处于还原状态^[19]。这一阶段如表 2 所示, 有机碳分解的增量逐渐变大。似可认为不同嫌气细菌群落对土壤中较难分解的有机物质进行

着接力棒式的分解,水田的生物代谢和养分供应才能和水稻生长的需要相适应。

3.3 对其它有机养分的影响

植物残茬、绿肥及土壤有机质中碳素的分解状况必然和其它营养元素的释放相联系,特别是氮素。在氮素研究中事实上早已出现过水田有机氮的分解快于旱地的一些研究报道,早在1964年 Waring 和 Bremner 在研究氮素有效性指标时,用39种土壤样品,进行好气与淹水培养比较,结果指出淹水密闭培养氮的矿化比好气培养更快^[20]。朱培立等以16个不同处理的土壤样品,采用淹水密闭培养测得的土壤N的矿化速率常数K值比G. Stanford 和白志坚等好气培养的K值约高3—5倍^[21]。作者用¹⁵N示踪法研究肥料N在水田和旱地残留效应时,曾指出在淹水条件下土壤残留氮对水稻的有效性是旱作小麦的3倍左右^[22]。此外,在另一研究中曾指出淹水条件下水稻对肥料氮的吸收利用率高于旱植陆稻,而氮素固定在旱地条件下作用加强^[23]。程励励、文启孝曾报道植物物质在旱地分解的最初3年,除绿萍外,其氮素矿化速率均较在水田中低^[24]。这些结果,均说明在淹水条件下土壤中有有机氮的矿化速率均高于旱地,和本文有机碳的转化趋势是一致的。由于旱地和水田有机碳分解速率和分解量概念的转变,对于土壤中有有机氮、有机磷、硫及微量元素等在水田和旱地中的矿化特征究属如何,看来都值得进一步探讨和研究。这可能将涉及水田和旱地土壤肥力和植物营养领域中的一些基本概念的重重新确立。

4 结 论

不同土壤在淹水和旱地条件下,加入¹⁴C均匀标记的不同有机物料,进行分解培养试验。结果指出:不同有机肥在不同旱地土壤中的半衰期约为同等淹水条件下的1.4—2.0倍;不同旱地土壤原有碳(¹³C)的半衰期约为同等淹水条件下的1.4—1.7倍;尽管土壤类型、加入秸秆种类不同,淹水土壤中¹⁴C的残留量和残留率均显著低于旱地;在不同土壤类型上呈现的有机物料的分解速率,在培养初始的半个月,旱地土壤显著高于淹水土壤,但其后的分解过程,显示淹水土壤有机碳分解的增量逐渐大于旱地,分解速率和分解总量均高于淹水土壤。根据这些结果,作者认为:如果土壤环境适宜于微生物代谢作用的进行,从好气分解和嫌气分解能量释放和利用各自的特征着眼,淹水土壤有机碳的分解速率高于旱地,可能更具有实质性。

本文对过去有关淹水土壤由于嫌气分解,土壤有机质分解慢于旱地、残留碳高于旱地的传统概念提出了质疑。认为和旱地相比,水田土壤有机碳的分解是以快速、高分解量和低残留为特征的。

参 考 文 献

1. Stevenson F J. Cycles of Soil Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients. John Wiley & Sons, 1986, 1—44
2. Ponnamperna F N. Straw as source of nutrients for wetland rice. In: Organic Matter and Rice. IRRRI publication. 1984, 117—136
3. 李庆远主编. 中国水稻土. 北京: 科学出版社, 1990. 175—189
4. 须湘成, 张继宏, 佟国良, 廖耀先. 有机物料在不同土壤中腐解残留率研究. 土壤通报, 1985, 16(1): 21—26

5. Neue H U. A holistic view of the chemistry of flooded soils in soil management for sustainable rice production in the tropics. IBSRAM Monograph, 1988,(2):5—32
6. Zhu P L, Huang D M, Yu X H, Li Q K, Yu J. Mineralization of ^{14}C -labelled straw and goat manure in submerged and upland soils. Proc. of Intern. Symposium on Paddy Soils. Nanjing, China, 1992. 315—317
7. Paul E A, Van Veen A. The use of tracers to determine the dynamic nature of organic matter. Trans. of 11th Intern. Cong. of SSSS, 1978, 61—102
8. Wang Z M, Huang D M, Zhu P L, Yan S H. Transformation of straw ^{14}C in ultisol and vertisol. Pedosphere, 1998, (2):181—186
9. Snitwongse P, Pongpan S, Neue H U. Decomposition of ^{14}C -labelled rice straw in submerged and aerated rice soil in northeastern Thailand. Paper presented at the Intern. Symp. on Paddy Soil Fertility, 6—13 Dec. Chiang Mai, Thailand 1988. 461—480
10. 林心雄, 文启孝. 秸秆利用对土壤肥力影响. 见: 中国土壤科学的现状与展望. 南京: 江苏科技出版社, 1991. 122—131
11. 车玉萍, 林心雄. 潮土中有机物质的分解与腐殖质积累. 核农学报, 1995, 9(2):95—101
12. Isinmah N O, Keeney D R. Nitrogen transformations in aerobic and waterlogged Histosols. Soil Science, 1972, 115(2):123—129
13. Delaune, R D, Reddy C N, Patrick Jr W H. Organic matter decomposition in soil as influenced by pH and redox conditions. Soil Biol. Biochem., 1981, 13:533—534
14. 陈华癸, 李阜棣, 陈文新, 曹燕珍. 土壤微生物学. 上海科技出版社, 1979. 281—300
15. Neue H U, Scharpenseel H W. Gaseous products of the decomposition of organic matter in submerged soils. In: Organic Matter and Rice. IRRI publication, 1982, 311—328
16. Yoshida T. Microbial metabolism of flooded soils. In: Paul E A, Melaren A D. eds. Soil Biochemistry. New York, 1975. 3:83—115
17. Takai Y, Koyama T, Kamura T. Microbial metabolism in reduction of paddy soils. Part I. Soil Plant Food, 1956, 2(2):63—66
18. Allison F E. Soil Organic Matter and Its Role in Crop Production. Amsterdam, 1973. 585—602
19. 黄东迈, 李锡铨. 水稻生长期间土壤中铵态氮及亚铁的变化. 土壤学报, 1955, 3(2): 83—89
20. Waring S A, Bremner J M. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. Nature, 1964, 201:951
21. 朱培立, 黄东迈. 土壤中残留氮矿化势研究. 江苏农业科学, 1983, (11):1—7
22. 黄东迈, 朱培立, 高家骅. 有机、无机肥料氮在水田和旱地的残留效应. 中国科学(B辑), 1982, (10):907—912
23. 朱培立, 黄东迈. 土壤水湿状况和肥料碳氮比对稻田肥料氮素转化的影响. 土壤学报, 1986, 23(3):251—261
24. 程励励, 文启孝. 渍水条件下有机氮的矿化和形态转化. 土壤, 1993, 25(6):333

A STUDY AND QUESTION ON THE DECOMPOSITION RATE OF ORGANIC CARBON UNDER UPLAND AND SUBMERGED SOIL CONDITIONS

Huang Dong-mai Zhu Pei-li Wang Zhi-ming Yu Xiao-he

(Institute of Soil and Fertilizer, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014)

Summary

^{14}C -labelled goat manure, elephant grass and its root were incubated with alfisol at 30°C for 365 days, under 70%WHC (upland) and submerged conditions. Another set of incubation experiments using ^{14}C -labelled rice straw and maize straw with ultisol and vertisol were conducted at 30°C for 112 days under the same water regimes.

The rate of decomposition of ^{14}C -labelled goat manure and all the related plant materials or residues obviously revealed faster in submerged soils than those in 70% WHC soils irrespective of soil types, consequently the amount of residual ^{14}C remained in soils showed the opposite trend. The half life of added organic substrates was 1.4 to 2.0-fold greater in 70% WHC condition than that in submerged condition. Contrary to the traditional concepts of decomposition rates of organic matter in upland soil and submerged soil, it is considered that either the rate or the amount of organic carbon decomposition in submerged soil is substantially greater than that in upland soil if both soil conditions are adequate to microbial metabolism.

Key words Organic carbon decomposition, ^{14}C -labelled, Upland, Submerged soil