

秸秆碳的田间原位分解和微生物量 碳的周转特征*

王志明 朱培立 黄东迈 刘海琴

(江苏省农业科学院土壤肥料研究所, 南京 210014)

摘 要 应用 ^{14}C 示踪技术研究了杂交狼尾草秸秆在稻麦轮作田中为期 1 年的原位分解。结果表明: 秸秆用量对其分解率影响甚微, 1 年后秸秆 C 分解了 72% 左右, 分解速率常数为 $2.7 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$, 但秸秆用量的多少与土壤原有碳的分解和土壤有机碳平衡密切相关。黄棕壤原有 C 年分解率为 5.45% ~ 6.07%, 分解速率常数在 $1.04 \times 10^{-4} \sim 1.18 \times 10^{-4} \text{ d}^{-1}$ 之间。随秸秆用量增加, 黄棕壤原有 C 分解率和分解量均增加, 土壤有机碳的亏缺减少。微生物量 ^{14}C 占加入秸秆 ^{14}C 的 3.79% ~ 10.63%, 占土壤残留 ^{14}C 的 12.27% ~ 17.43%, 其大小变化及减少程度均较微生物量 ^{12}C 显著。微生物量 ^{12}C 约为微生物量 ^{14}C 的 0.74 ~ 3.85 倍, 说明大多数情况下, 土壤原有 C 仍是土壤微生物活动所需能量和养分的主要来源。微生物量 ^{14}C 的周转率在 $1.10 \sim 1.18 \text{ a}^{-1}$ 之间, 微生物量 ^{12}C 的周转率在 $0.97 \sim 1.06 \text{ a}^{-1}$ 之间。增加秸秆用量可加快土壤微生物量 C 的周转速度, 反过来微生物量 C 周转速度的加快又加速了秸秆 C 和土壤原有 C 的分解。

土壤原有 C 和秸秆 C 的分解进程与微生物量 ^{12}C 和微生物量 ^{14}C 的动态变化趋势一致, 说明有机碳分解的快慢是土壤微生物活动强弱的外在表现。

关键词 秸秆 ^{14}C , 原位分解, 微生物量 ^{14}C , 周转

中图分类号 S158.3

化肥工业的兴起以及对作物高产的片面追求, 使得我国农田中有机肥施用量占肥料施用总量的比例不断下降^[1]。尽管有些研究指出, NPK 合理的平衡施用不致引起土壤性质的变化, 并可提高土壤有机质、全氮的含量^[2], 但目前生产实践中真正做到平衡施肥的耕地面积十分有限。作物高产品种的引进以及复种指数的提高等, 使土壤中养分的损失日趋严重, 因此土壤肥力亟待提高。实践证明, 有机肥在提高土壤肥力、供给作物养分方面起着很大作用, 因此结合我国国情, 重视农田有机肥的施用是促使我国农业可持续发展的一项重要措施。

近年来, 对于土壤微生物量的研究成为国际上土壤与植物营养学科的一个研究热点。尽管土壤微生物量中的养分占土壤中相应元素的比例很小, 但在评价其对作物营养的作用时意义很大, 因为它非常活跃并可迅速参与养分循环。它既是养分循环过程的动力和进入土壤的有机物质的“转化者”, 又是土壤能量和养分特别是 C、N、P、S 等元素内部供应机制的“源”和“库”^[3]。因此, 知道了微生物量的大小及其周转率, 就能知道流经微生物量的养分通量; 了解了微生物量的周转规律, 将有助于增强对微生物活动的调控, 使其在作物需求养分少时增加对养分的固持, 而在作物需求养分时释放出养分供作物吸收, 从而达到提高肥料利用率和农业可持续发展的目的。

国内外对有机肥中碳素在土壤中的分解状况及其通过微生物量的周转均作过较多的研究, 总的来说以非标记材料和常规差减法在单纯的旱地或水田中开展的研究居多, 也有部分采用了精确的同位素示踪技术^[4-6]。本文应用 ^{14}C 示踪技术研究了稻麦轮作条件下有机肥的田间原位分解状况及其通过微生物量的周转特征, 为研究土壤 C 素循环和合理施肥提供理论依据。

* 国家自然科学基金重点项目(编号: 39830220)资助

收稿日期: 2001-07-27; 收到修改稿日期: 2002-03-15

1 材料与与方法

1.1 供试土壤和物料

供试黄棕壤采自江苏省镇江丘陵地区农科所, 含有机 C 12.1 g kg^{-1} , 全 N 1.19 g kg^{-1} , pH 为 6.68, 采样深度为 0~15 cm, 土壤过 20 目筛备用。供试秸秆为 ^{14}C 全生长期均匀标记杂交狼尾草, 含 C 348.2 g kg^{-1} , N 18.8 g kg^{-1} , C/N 为 18.52, ^{14}C 比强为 $702.01 (\pm 0.12) \text{ kBq g}^{-1}$ 。收获后 50°C 烘干, 粉碎过 60 目筛后备用。

1.2 秸秆 C 原位分解试验

秸秆 C 分解试验从 1998 年 11 月麦季开始, 为期 1 年。试验借鉴砂滤管法^[7], 设在镇江农科所稻麦轮作长期定位试验田的水泥池小区内进行。试验共设 3 个处理, 即对照、加 0.25 g 秸秆和加 0.5 g 秸秆, 每管用土 70 g (烘干基)。土样和秸秆充分混匀并调节土壤水分至田间持水量的 70% 后装样, 砂滤管上端用尼龙网和粘胶带密封, 作物根系可以进入, 下端用砂滤板和粘胶带加以密封, 然后把砂滤管埋入土中并使其上端距土表 5 cm。每处理设 36 次重复, 定期取样, 每次各取 3 个重复。取出的样品拣去可见根系后, 部分鲜样用于测定微生物量总 C 及微生物量 ^{14}C , 土壤微生物量 C 按下式计算: $Bc = 2.64Ec$, 其中 Ec 为熏蒸土壤中可提取性 C 和未熏蒸土壤中可提取性 C 的差值。其余土样风干后过 100 目筛并测定土壤中残留 ^{14}C 量及土壤总 C。小麦于 1998 年 11 月播种, 水稻于 1999 年 6 月移栽, 10 月收获。

1.3 分析方法

土壤和秸秆中的总 C 和 ^{14}C 用湿烧法^[8], 全 N 用开氏法, 微生物量总 C 及微生物量 ^{14}C 用氯仿熏蒸 K_2SO_4 提取法^[9, 10], 所有 ^{14}C 样品均用 Beckman LS-9800 型液体闪烁仪测定。

2 结果与讨论

2.1 秸秆 ^{14}C 的原位分解动态及分解模型的建立

有机物料在土壤中的分解受到诸多因素的影响。对于有机物料的加入量与其在土壤中的分解率间的关系, 许多文献报道的结论并不一致。Nyhan^[4]用 ^{14}C 标记鹰嘴豆进行的田间试验表明, 增加秸秆和根茬用量并不影响其碳的损失速度; Amato 等^[5]在田间和室内条件下均发现 $^{14}\text{C}^{15}\text{N}$ 标记的高粱在土壤中的矿化速率随物料加入量增加而加快; Hallam 和 Bartholomew^[11]的结果则表明 ^{14}C 标记玉米和大豆秸秆加入量越多, 其在土壤中的残留比例就越大。图 1 表明尽管 ^{14}C 杂交狼尾草秸秆加入量不同, 但各处理中秸秆 C 在土壤中的分解进程趋势是一致的, 即秸秆 C 前期分解较快, 后期趋于缓慢。

在分解各个时期, 秸秆 C 的分解量随其加入量的倍增亦明显增大, 基本上也呈倍数关系, 因此取样各期两个处理中秸秆 C 的分解率差异不大。分解 1 年后加 0.25 g 秸秆处理秸秆 C 的分解率 $71.57 (\pm 2.05) \%$ 略小于加 0.5 g 秸秆处理 $72.06 (\pm 1.41) \%$, 差异并不显著。可见, 杂交狼尾草秸秆 C 的加入量对其分解率影响甚微。在本研究中, 麦季 (219 d) 秸秆 C 分解了 $61.44\% \sim 62.44\%$, 淹水种稻后秸秆 C 又有一个小的分解高峰, 稻季 (146 d) 秸秆 C 分解了 $9.62\% \sim 10.13\%$ 。因此, 杂交狼尾草秸秆的腐殖化系数在 0.28 左右。淹水种稻后秸秆 C 的分解高峰可能与干土效应以及种稻期间气温和土壤温度较高有关。

虽然秸秆 C 的分解是一个十分复杂的生物学过程, 但仍可用简单的一级动力学方程 ($X = X_0 e^{-kt}$) 来拟合。考虑到土壤淹水后秸秆 C 有一个小的分解高峰, 因此拟对麦季和稻季杂交狼尾草秸秆 C 的分解分别进行拟合以建立分段模型, 结果 F 检验并未达到显著水平。用采样各期土壤中秸秆 ^{14}C 的残留量拟合一级动力学方程后所得参数列于表 1。

可以看出, 两个处理 F 检验均达极显著水平。黄棕壤中杂交狼尾草秸秆 ^{14}C 的分解速率常数为

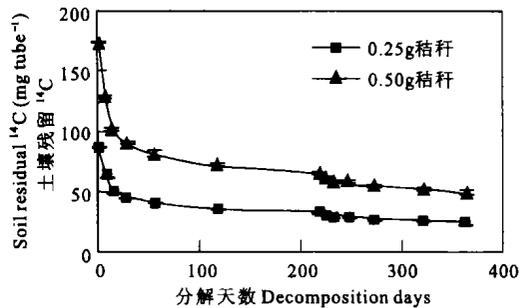


图 1 黄棕壤中秸秆 ^{14}C 的原位分解进程
Fig. 1 In situ decomposition process of straw ^{14}C in yellow-brown earth

$2.66 \times 10^{-3} \sim 2.67 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$, 平均残留时间(X 变为 X_0/e 所需时间, 等于分解速率常数的倒数)为374~376 d, 半减期为260~261 d。可见, 本研究中秸秆不同加入量对其分解速率常数、平均残留时间和半减期等分解模型参数影响甚微, 但也不能据此就淡化不同用量的秸秆对土壤的培肥作用, 因为随着秸秆加入量的增加, 秸秆C的残留量亦增加, 因此其对土壤培肥的贡献也就越大。

表1 黄棕壤中秸秆 ^{14}C 分解模型的几个参数

Table 1 Parameters of the model for straw ^{14}C decomposition in yellow-brown earth

处理 Treatment	分解速率常数 Decay rate constant $k (\times 10^{-3} \text{ d}^{-1})$	平均残留时间 Mean residence time $\tau (\text{d})$	半减期 Half-life $T_{1/2} (\text{d})$	F 检验 F test
0.25g 秸秆	2.66 ± 0.05	376	261	52.59^{**}
0.50g 秸秆	2.67 ± 0.05	374	260	52.02^{**}

注: $F_{0.05} = 4.84$, $F_{0.01} = 9.65$, $F_{0.001} = 19.69$

2.2 黄棕壤原有有机C(^{12}C)的分解动态与分解模型的建立

土壤总C的分解进程与杂交狼尾草秸秆 ^{14}C 的分解进程趋势相似。以分解各期土壤中总C量减去相应时期秸秆 ^{14}C 的残留量, 即为该期土壤原有有机 ^{12}C 含量。

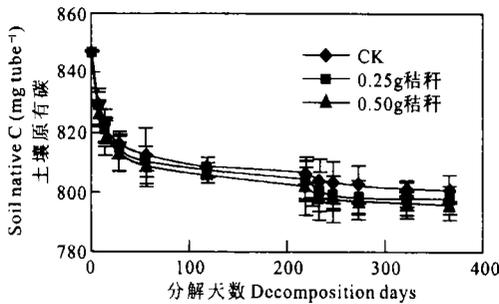


图2 黄棕壤原有有机 ^{12}C 的分解进程

Fig. 2 Decomposition process of native organic carbon in yellow-brown earth

本研究中土壤原有有机 ^{12}C 的分解进程与杂交狼尾草秸秆 ^{14}C 的分解进程趋势基本相同。土壤原有C前期分解较快, 一方面由于外源基质的加入刺激了微生物的加速繁殖所引起, 另一方面由于干土效应(试验开始时风干土壤水分被调节至持水量的70%)引起。淹水种稻后土壤原有 ^{12}C 也出现一个小的分解高峰(图2)。

土壤原有有机 ^{12}C 在麦季分解了 $57.63 \sim 64.21 \text{ mg} (100 \text{ g 土})^{-1}$, 在稻季分解了 $8.36 \sim 9.38 \text{ mg} (100 \text{ g 土})^{-1}$ 。因此, 土壤原有有机 ^{12}C 的年分解量在 $65.98 \sim 73.47 \text{ mg} (100 \text{ g 土})^{-1}$ 之间, 年分解率在 $5.45\% \sim 6.07\%$ 之间。随着秸秆的用量的增加, 土壤原有有机 ^{12}C 的分解率和分解量均增加, 说明秸秆 ^{14}C 的加入加

速了土壤原有有机 ^{12}C 的分解, 出现了正激发效应。

以分解各期土壤原有 ^{12}C 含量拟合一级动力学方程后所得参数列于表2。

表2 黄棕壤原有有机 ^{12}C 分解模型的几个参数

Table 2 Parameters of the model for decomposition of native organic C in yellow-brown earth

处理 Treatment	初始量 Initial amount $X_0 (\text{mg})$	分解速率常数 Decay rate constant $k (\times 10^{-4} \text{ d}^{-1})$	平均残留时间 Mean residence time $\tau (\text{a})$	半减期 Half-life $T_{1/2} (\text{a})$	F 检验 F test
CK	825.74 ± 5.37	1.04 ± 0.04	26.34	18.26	23.67^{**}
0.25 g 秸秆	825.12 ± 2.41	1.17 ± 0.13	23.42	16.20	27.08^{**}
0.50 g 秸秆	823.50 ± 4.31	1.18 ± 0.09	23.22	16.07	25.01^{**}

注: $F_{0.05} = 4.84$, $F_{0.01} = 9.65$, $F_{0.001} = 19.69$

可以看出, 各处理F检验都达到了极显著水平。各处理分解速率常数在 $1.04 \times 10^{-4} \sim 1.18 \times 10^{-4} \text{ d}^{-1}$ 间。因为试验开始时风干土壤的水分被调节至田间持水量的70%, 这一水分变化会显著地改变(加

快) 土壤有机碳的分解。可以设想, 如果在添加外源有机碳之前土壤水分一直保持在田间持水量的 70%, 土壤原有 C 的分解就会一直处于稳定状态, 其分解速率常数将会低于本研究所得结果。另外, 土壤原有 C 的平均残留时间在 23.22~26.34 a 之间, 半减期在 16.07~18.26 a 之间。可见, 随秸秆加入量的增加, 土壤原有碳的分解速率常数增加, 而平均残留时间和半减期减小, 即土壤原有碳的分解随秸秆加入量增加而加快。

2.3 黄棕壤中有机碳的平衡账

许多长期定位试验的结果都表明, 当没有肥料加入时, 土壤有机质的损失量是非常大的^[12]。因此, 生产实践中人们通常连续施用有机肥来维持或提高土壤的有机质含量, 保持土壤有机 C 的平衡从而达到土壤培肥的目的。

众所周知, 土壤有机碳的盈亏最终取决于秸秆碳的残留量和土壤原有碳的矿化量的代数和。由表 3 可以看出, 在不施秸秆的情况下, 对照处理的土壤原有碳的损失量是很高的; 而在施加秸秆的处理中, 由于杂交狼尾草秸秆的 C/N 较低, 因此秸秆¹⁴C 分解快, 残留量低, 而土壤原有¹²C 的分解量又高, 因此即使在秸秆加入量为 8.04 t hm⁻² (加 0.25 g 秸秆处理) 和 16.07 t hm⁻² (加 0.5 g 秸秆处理) 的情况下, 土壤有机碳最终仍表现为亏损。尽管如此, 我们还是可以看出, 秸秆¹⁴C 的加入量对黄棕壤有机碳的平衡作用是十分显著的。随着秸秆用量的增加, 黄棕壤有机碳的损失量逐渐减少, 加 0.5 g 秸秆处理碳素亏损仅为 2.80 mg tube⁻¹, 已基本上接近平衡。因此, 就维持土壤有机碳平衡和培肥土壤的作用而言, 加入秸秆量越大时效果越明显。在田间实际情况下, 如果排除试验开始时干土效应对土壤原有 C 分解速率的干扰, 土壤原有 C 的分解量肯定会比现在的结果要小, 土壤原有 C 的亏损也肯定会小于本研究的结果。

表 3 黄棕壤有机 C 的平衡账

Table 3 Balance sheet of organic carbon in yellow-brown earth

处理 Treatment	土壤原有 ¹² C 分解量 Soil ¹² C decomposed	秸秆 ¹⁴ C 残留量 Straw ¹⁴ C remained mg tube ⁻¹	土壤 C 素亏损 Net loss of soil C
CK	46.19 ± 4.66	—	- 46.19
0.25 g 秸秆	49.52 ± 4.75	24.75 ± 1.78	- 24.77
0.50 g 秸秆	51.45 ± 4.75	48.65 ± 2.45	- 2.80

2.4 黄棕壤中微生物量¹⁴C 的动态变化及周转

微生物量的大小可以表明微生物新陈代谢活动的强弱, 而微生物的生长与死亡的交替过程也就是能量和养分的固定与释放过程。黄棕壤中微生物量¹⁴C 的动态变化趋势与杂交狼尾草秸秆¹⁴C 的分解趋势相似(图 3)。

试验开始时, 由于加入的秸秆为土壤微生物提供了丰富的能源与养分, 使得微生物的新陈代谢加快, 所以微生物数量激增, 7 天后加 0.25 g 和 0.5 g 杂交狼尾草秸秆处理微生物量¹⁴C 分别达 127.81 mg kg⁻¹ 和 264.33 mg kg⁻¹。以后随着秸秆的不断分解, 易溶性养分耗竭, 而稳定性成分分解较慢, 供给微生物的能量和养分逐渐减少, 因此微生物活动也就日趋减弱, 微生物数量减少, 最后趋于平稳, 1 年后加 0.25 g 和 0.5 g 杂交狼尾草秸秆处理微生物量¹⁴C 只有 50.78 mg kg⁻¹ 和 94.37 mg kg⁻¹。也就是说, 与 7 天时结果相比, 1 年后有 77.03 mg kg⁻¹ (加 0.25 g 秸秆) 和 169.96 mg kg⁻¹

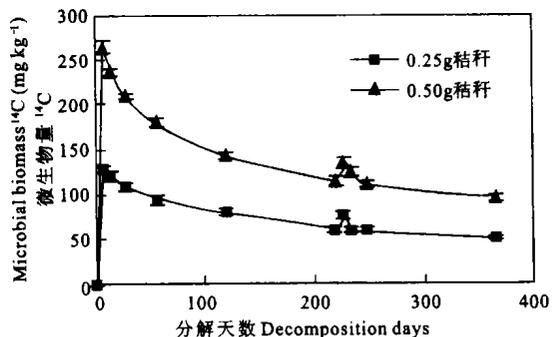


图 3 黄棕壤中微生物量¹⁴C 的动态变化

Fig 3 Dynamics of microbial biomass ¹⁴C in yellow-brown earth

(加 0.5 g 秸秆) 被微生物固持的杂交狼尾草秸秆¹⁴C 得以重新释放, 微生物量¹⁴C 分别减少了 60.27% 和 64.30%。可见, 随秸秆用量的增加, 土壤微生物量¹⁴C 减少的程度也增大。

在土壤生态系统中, 微生物量的周转率(r) 等于微生物量的转移量与其库容量之比。微生物量的转移量(A) 为其周年内的动态减量(或增量) 之和; 微生物量的库容量(S) 为其年动态变化的数学期望, 可用算术平均值代替。因此, 土壤微生物量的周转率 r 为: $r = A/S$ 。微生物量的周转时间为: $T = 1/r$, 微生物量的半减期可由一级动力学方程推导而出: $T_{1/2} = \ln 2/r = T \ln 2$ 。应用上述公式进行估算后所得土壤微生物量¹⁴C 的各项周转参数列于表 4。

表 4 黄棕壤中微生物量¹⁴C 的周转特性

Table 4 Characteristics of microbial biomass ¹⁴C turnover in yellow-brown earth

处理 Treatment	转移量 Transferred amount A (mg kg ⁻¹)	库容量 Storage capacity S (mg kg ⁻¹)	周转率 Turnover rate r (a ⁻¹)	周转期 Turnover time T (a)	半减期 Half life T _{1/2} (a)
0.25 g 秸秆	92.37 ± 3.43	83.87 ± 0.48	1.10	0.91	0.63
0.50 g 秸秆	189.55 ± 9.95	160.85 ± 1.54	1.18	0.85	0.59

本研究中土壤微生物量¹⁴C 的周转率在 1.10~1.18 a⁻¹ 之间, 即土壤微生物量¹⁴C 在 1 年之内可周转 1.10~1.18 次。微生物量¹⁴C 的周转期在 0.85~0.91 a 之间, 半减期在 0.59~0.63 a 之间。随着杂交狼尾草秸秆用量的增加, 土壤微生物量¹⁴C 的周转率增加, 周转期和半减期缩短, 即土壤中微生物量¹⁴C 的周转速度随秸秆增加而加快。土壤微生物量¹⁴C 周转速度的加快有利于秸秆中养分的矿化, 作物也就可以从秸秆中获取更多的养分。表 1 中秸秆¹⁴C 的半减期要大于表 4 中微生物量¹⁴C 的半减期, 这说明了死亡的土壤微生物的分解速率要大于秸秆的分解速率。这主要是由于两者的 C/N 不同造成的, 一般来说 C/N 小的物料易分解。Alexander^[13] 指出 5:1、10:1 和 5:1 的 C/N 可以分别是细菌、真菌和放线菌的细胞组成成分, 而本研究所用秸秆的 C/N 为 18.52。

微生物量¹⁴C 占加入秸秆¹⁴C (或土壤残留¹⁴C) 的比例可以大致反映微生物对秸秆¹⁴C 的利用率。本研究中在秸秆整个分解过程中, 微生物量¹⁴C 约占加入杂交狼尾草秸秆¹⁴C 的 3.79%~10.63%, 并随时间延长而变小, 说明分解后期秸秆中稳定性成分的微生物利用率较低。这一比值较 Gregorich 等^[14] 用¹⁴C-葡萄糖进行研究时获得的微生物对 C 的利用率 (1.25 天时为 59%~73%, 90 天后为 16%~20%) 要低, 这主要是因为两者采用的 C 源及试验条件不同所致。后者采用较为简单的葡萄糖为 C 源, 且为试验室短期高温下的培养试验结果, 而本研究是以组成、结构复杂的杂交狼尾草秸秆为 C 源在田间原位条件下为期 1 年的结果。本研究中微生物量¹⁴C 占土壤中秸秆残留¹⁴C 的 12.27%~17.43%, 这一比例随秸秆用量增加也呈减少趋势, 而土壤微生物量 C 一般只占土壤有机 C 的 1%~4%^[15], 远低于本研究中微生物量¹⁴C 占土壤中秸秆残留¹⁴C 的比例。可见, 微生物对秸秆¹⁴C 的利用率远较其对土壤原有 C 的利用率为高, 这一点也

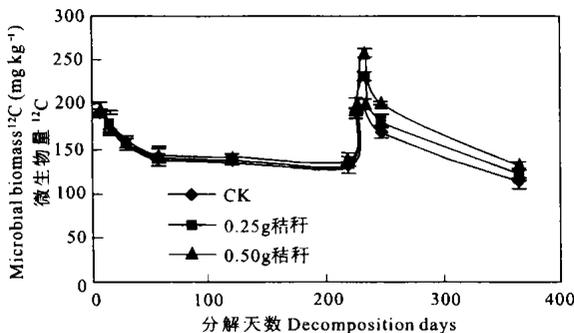


图 4 黄棕壤中微生物量¹²C 的动态变化

Fig. 4 Dynamics of microbial biomass ¹²C in yellow-brown earth

可从秸秆 C 和土壤原有 C 的组成、结构和稳定性等方面得以解释。

2.5 黄棕壤中微生物量¹²C 的动态变化及周转

黄棕壤中微生物量总 C (微生物量¹⁴C + 微生物量¹²C) 的动态变化与黄棕壤中微生物量¹⁴C 的动态变化趋势相似。以取样各期土壤中微生物量总 C 减去相应时期微生物量¹⁴C, 即为该期土壤中微生物量¹²C 含量。黄棕壤中微生物量¹²C 的动态变化趋势亦与微生物量¹⁴C 的动态变化趋势基本相似(图 4)。

7 天后对照和加杂交狼尾草秸秆处理中

微生物量¹²C 在 190.37~196.06 mg kg⁻¹ 之间。1 年后三个处理的微生物量¹²C 只有 110.23~130.52 mg kg⁻¹。可以看出, 添加杂交狼尾草秸秆对麦季土壤微生物量¹²C 的影响不大, 稻季时淹水土壤微生物量¹²C 随秸秆加入量增加而略微增大。与 7 天时结果相比, 1 年后土壤中微生物量¹²C 减少了 33.43%~42.95%, 减少程度较微生物量¹⁴C 为小。Alexander 指出土壤中的微生物群体可划分为快速生长型和慢速生长型两类。前者为了快速生长需从外部供给能源和营养, 但这种供给是易于耗竭的, 因此它们对施入土壤中的物质反应迅速, 只要有能源和养分可以利用, 它们就会大量出现, 直到能源和食物来源耗尽时数量才下降; 而後者的生长特性是利用土壤有机组分难分解的植物残体组织或其它微生物细胞中难分解的成分作为营养, 因这些养分较不易利用而使这类群体存在时间较长, 这些微生物生长缓慢, 数量不发生显著波动^[13]。因此可以认为, 本研究中参与杂交狼尾草秸秆¹⁴C 分解的微生物多为快速生长型, 而参与土壤原有有机 C 分解的微生物多为慢速生长型, 因此土壤微生物量¹⁴C 大小的变化及减少程度均较微生物量¹²C 显著。

由图 3、4 可以看出, 在淹水种稻时土壤微生物量¹⁴C 和微生物量¹²C 分别有一个小的峰值, 并且这一峰值分别与图 1 和图 2 中淹水种稻时秸秆¹⁴C 和土壤原有¹²C 的分解峰值时间上相对应, 说明了土壤生态系统演替引起的微生物活动加强, 是秸秆¹⁴C 和土壤原有¹²C 加速分解的内在原因。

加 0.25 g 杂交狼尾草秸秆的处理中土壤微生物量¹²C 约为微生物量¹⁴C 的 1.49~3.85 倍, 加 0.5 g 秸秆处理中 119 天前土壤微生物量¹²C 约为微生物量¹⁴C 的 0.74~0.99 倍, 以后土壤微生物量¹²C 约为微生物量¹⁴C 的 1.19~2.07 倍。说明只有在大量秸秆施入土壤的前期, 充足的能源和养分使快速生长型微生物繁殖加快, 在数量上会超过慢速生长型微生物; 而在绝大多数情况下, 尽管有外源基质的加入, 土壤本身所含有机质仍是微生物活动的主要能源与养分供给者, 此时土壤中快速生长型微生物数量要小于慢速生长型微生物的数量。因为土壤中 C 的矿化是其它养分转化的源动力, 所以可以推断, 即使有外源基质的加入, 土壤本身的养分仍是微生物活动的主要养分来源, 这可能是许多报道中认为作物吸收的养分绝大多数来自土壤^[6]和肥料的当季利用率不高^[11]的主要原因, 而这些现象只不过是土壤微生物参与养分转化的外在表现。

估算微生物量¹²C 的各项周转参数的结果表明: 土壤微生物量¹²C 的周转率在 0.97~1.14 a⁻¹ 之间, 即土壤微生物量¹²C 在 1 年之内可周转 0.97~1.14 次。微生物量¹²C 的周转期在 0.88~1.03 a 之间, 半减期在 0.61~0.72 a 之间(表 5)。随着杂交狼尾草秸秆用量的增加, 土壤微生物量¹²C 的周转率增加, 周转期和半减期缩短, 即土壤中微生物量¹²C 的周转速度随秸秆增加而加快。微生物量¹²C 周转速度的加快加速了土壤原有有机 C 的矿化, 这和前面土壤原有 C 的矿化随秸秆加入量增加而增加的结论相一致。

表 5 黄棕壤中微生物量总 C 和微生物量¹²C 的周转特性

Table 5 Characteristics of turnover of microbial biomass C and ¹²C in yellow-brown earth

处 理 Treatment	转移量 Transferred amount A (mg kg ⁻¹)	库容量 Storage capacity S (mg kg ⁻¹)	周转率 Turnover rate r (a ⁻¹)	周转期 Turnover time T (a)	半减期 Half life T _{1/2} (a)
微生物量 ¹² C					
CK	154.38±9.37	159.40±1.38	0.97	1.03	0.72
0.25 g 秸秆	171.16±1.74	166.03±2.46	1.03	0.97	0.67
0.50 g 秸秆	186.12±7.19	174.87±3.08	1.06	0.94	0.65
微生物量总 C					
CK	154.38±9.37	159.40±0.51	0.97	1.03	0.72
0.25 g 秸秆	247.50±3.72	238.42±1.82	1.04	0.96	0.67
0.50 g 秸秆	365.69±8.01	323.36±0.78	1.13	0.88	0.61

黄棕壤中微生物量¹⁴C 比微生物量¹²C 的周转率要小, 而周转期和半减期则较后者长。这可能与土壤中的快速生长型和慢速生长型微生物对不同基质(外源加入或本身固有)的反应程度强弱有关。微生物量总 C 为微生物量¹⁴C 与微生物量¹²C 之和, 所以其周转率、周转期和半减期等各项周转参数的大小分

别介于微生物量¹⁴C和微生物量¹²C的相应周转参数之间。

参考文献

1. 李庆远, 朱兆良, 于天仁主编. 中国农业持续发展中的肥料问题. 南昌: 江西科学技术出版社, 1998
2. 林葆, 林继雄, 李家康. 从肥料长期试验看平衡施肥的重要性. 中国平衡施肥计划会议II, 加拿大钾肥公司, 1996. 41~ 56
3. Jenkinson D S, Ladd J N. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. *In*: Paul E A, Ladd J N. eds. *Soil Biochemistry*. New York: Marcel Dekker, 1981. 5: 415~ 471
4. Nyhan J W. Decomposition of carbon-14 labelled plant materials in a grassland soil under field conditions. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 1975, 39: 643~ 648
5. Amato M, Jackson R B, Butler J H, Ladd J N. Decomposition of plant material in Australian soils: II. Residual organic ¹⁴C and ¹⁵N from legume plant parts decomposing under field and laboratory conditions. *Aust. J. Soil Res.*, 1983, 21: 563~ 570
6. 朱培立, 黄东迈, 余晓鹤, 等. ¹⁴C 秸秆在石灰性和非石灰性土壤中的矿化特征. *土壤通报*, 1994, 25(7): 71~ 73
7. 林心雄, 程励励, 徐宁, 文启孝. 田间测定植物残体分解速率的砂滤管法. *土壤学报*, 1981, 18(1): 97~ 102
8. 车玉萍, 程励励, 林心雄, 沈光裕. 测定土壤和植物物质中¹²C和¹⁴C的简易湿烧法. *土壤*, 1992, 24: 110~ 112
9. Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil biomass C. *Soil Biol. Biochem.*, 1987, 19: 703~ 707
10. Inubushi K, Brookes P C, Jenkinson D S. Soil microbial biomass C, N and ninhydrin-N in aerobic and anaerobic soils measured by the fumigation-extraction method. *Soil Biol. Biochem.*, 1991, 23: 737~ 741
11. Halkin M J, Bartholomew W V. Influence of rate of plant residue addition in accelerating the decomposition of soil organic matter. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 1953, 17: 365~ 368
12. Perepelitsa V M. Role of organic and mineral fertilizers in humus accumulation. *Soviet Soil Science*, 1974, 6: 151~ 159
13. Alexander M. *Introduction to Soil Microbiology*. New York: Wiley, 1961
14. Gregorich E G, Veroney R P, Kachanoski R G. Turnover of carbon through the microbial biomass in soils with different textures. *Soil Biol. Biochem.*, 1991, 23: 799~ 805
15. Brookes P C, Landman A, Pruden G, Jenkinson D S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method for measuring microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 1985, 17: 837~ 842
16. 黄东迈, 高家骅, 朱培立. 有机、无机肥料氮在水稻-土壤系统中的转化与分配. *土壤学报*, 1981, 18(2): 107~ 121

STRAW CARBON DECOMPOSITION *IN SITU* IN FIELD AND CHARACTERISTICS OF SOIL BIOMASS CARBON TURNOVER

Wang Zhiming Zhu Peili Huang Dongmai Liu Haiqin

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

Summary

Decomposition of hybrid elephant straw ^{14}C *in situ* in the field was studied using the ^{14}C -tracer technique in yellow-brown earth under a wheat-rice rotation system for one year. Results indicated that the amount of straw added had little effect on its decaying rate. After one year, straw ^{14}C decomposed by about 72% with a decaying rate constant of $2.7 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$. However, straw addition was closely related to decomposition of native soil C and balance of soil carbon. Soil native carbon decomposed by 5.45% ~ 6.07% annually with a decaying rate constant from $1.04 \times 10^{-4} \text{ d}^{-1}$ to $1.18 \times 10^{-4} \text{ d}^{-1}$. With straw addition, decomposition of straw ^{14}C increased in both amount and rate, while the net loss of soil organic C decreased. Biomass ^{14}C accounted for 3.79% ~ 10.63% of input ^{14}C and 12.27% ~ 17.43% of soil residual ^{14}C . Its variation was much significant than that of biomass ^{12}C . The ratio of biomass ^{12}C to biomass ^{14}C varied from 0.74 to 3.85, which indicated that under most situations, native soil C was still the major source of energy and nutrients for microorganisms. Turnover rates of soil biomass ^{14}C and ^{12}C were $1.10 \sim 1.18 \text{ a}^{-1}$ and $0.97 \sim 1.06 \text{ a}^{-1}$ respectively. Straw addition could accelerate turnover of soil organisms, and in turn increase in the turnover rate of soil organisms accelerate the decaying rate of straw C and soil native C.

Decomposition processes of soil native C and straw C showed similar trends to dynamics of soil biomass ^{12}C and soil biomass ^{14}C , which indicated that decomposition rates of organic C were the apparent indication of activity of soil organisms.

Key words Straw ^{14}C , *In situ* decomposition, Soil biomass ^{14}C , Turnover