植物营养与肥料学报 2009,15(3):578-583
Plant Nutrition and Fertilizer Science

温度和植物残体对紫色母岩发育的水稻土有机碳矿化的影响

张 薇[1],高 明[2*],王 辉[3],郑杰炳[4]
(1 中国科学院西双版纳热带植物园昆明分部,云南昆明 650223;2 西南大学资源环境学院,重庆 400716;
3 云南省昆明农业气象试验站,云南昆明 650228;4 重庆地质矿产研究院,重庆 400042)

摘要:培养试验研究了 2 种温度下紫色水稻土有机碳的矿化特征以及添加不同植物残体对其矿化的影响。结果表明,62 d 的培养过程中,有机碳累积矿化量在 28℃条件下为 C 66.79 mg/g,40℃条件下为 C 86.99 mg/g,差异达到极显著水平。用一级动力学方程对植物残体的矿化速率进行拟合表明,28℃条件下,植物残体的分解速率常数(k)为蚕豆秸秆 > 玉米秸秆 > 水稻秸秆,而 40℃条件下则为水稻秸秆 > 玉米秸秆 > 蚕豆秸秆。温度状况和植物残体化学组分的差异影响了紫色水稻土中有机碳的动态变化,最终导致了碳累积矿化量的差异。

关键词:温度;碳矿化;植物残体;紫色水稻土
中图分类号:S153.6+2　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1008-505X(2009)03-0578-06

Effects of temperature and crop residues on the mineralization of organic carbon in purple paddy soil

ZHANG Wei[1], GAO Ming[2*], WANG Hui[3], ZHENG Jie-bing[4]
(*1 Kunming Devision, Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Kunming 650223, China*;
2 College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China;
3 Kunming Agrometeorological Station, Kunming 650228, China;
4 Chongqing Institute of Geology and Mineral Resources, Chongqing 400042, China)

Abstract: This study aimed toward better understanding of characteristics of the mineralization of organic carbon in purple paddy soil affected by temperature, which is one of the important determinants of organic carbon accumulation and decomposition in paddy fields. Soil samples from the Long-term Experimental Farm of Southwest University, Chongqing, China (30°26 'N, 106°26 'E, alt. 230m) were incubated for 62 days under 2 temperature treatments, 28℃ and 40℃, and mixed with 3 crop residues, faba bean (*Vicia faba*) residue, rice (*Oryza sativa*) residue and maize (*Zea mays*) residue, respectively. The results indicate that accumulative mineralized amount of CO_2-C are C 66.79 mg/g and C 86.99 mg/g at 28℃ and 40℃, respectively. The accumulative mineralized amounts of CO_2-C at 40℃ are significantly higher than those at 28℃ ($p < 0.01$). The mineralization rate of the crop residues could be quantitatively described by the first-order kinetics equation. The decomposition rate constants (k) of the crop residues are in the order of faba bean residue > maize residue > rice residue at the 28℃ treatment, and rice residue > maize residue > faba bean residue at the 40℃ treatment. In summary, the carbon dynamics is affected by significant differences in temperature and in chemical composition of crop residues.

Key words: temperature; carbon mineralization; crop residue; purple paddy soil

收稿日期:2008-04-28　　**接受日期**:2008-08-26
基金项目:国家科技支撑计划项目(2007BAD87B10-02);科技部科技支撑计划(2007BAD87B10;2008BABA7B09);重庆烟叶公司(2008YY01005)项目;重庆市自然科学基金项目(9066)资助。
作者简介:张薇(1982—),女,彝族,云南玉溪人,硕士,主要从事土壤质量与环境方面的研究。E-mail:zhangwei@xtbg.ac.cn
* 通讯作者 E-mail:GaoMing@swu.edu.cn.

土壤是地球陆地系统最主要的碳库[1]。土壤呼吸是陆地生态系统碳循环的重要环节，是陆地生态系统将碳素以 CO_2 形式归还到大气的主要途径[2]。温度是土壤有机碳分解的主要驱动因子之一，许多研究表明，温度升高会促进土壤 CO_2 的排放，是碳循环与全球变暖之间的一个正反馈效应[3-5]。通常，研究者采用经验参数 Q_{10} 值，即温度每升高 10℃土壤呼吸速率的变化比率，来表示土壤有机碳分解对温度变化的响应关系。Boden 等[6]采用实验室培养法研究了美国 Massachusetts 州 Harvard 的灰化土中有机碳分解对土壤升温的响应，结果表明，升温 10℃可提高土壤原有机碳呼吸速率达 200%。周运超等[7]对太湖地区 3 种代表性水稻土表层土壤进行了 2 个温度下的室内恒温培养，结果看出，不同类型水稻土中有机碳分解对温度的响应不同，升温促进了铁渗水耕人为土和潜育水耕人为土的分解，而铁聚水耕人为土没有显著变化。此外，外源有机质（如植物凋落物、根茬及人为的有机物质投入）的分解过程也是土壤中 CO_2 排放的主要来源之一。大气 CO_2 浓度增加将使植被的净初级生产力提高，无疑将增加外源有机物质对土壤的输入，进一步促进 CO_2 排放。因此，除研究土壤原有有机碳分解对温度的响应外，研究外源有机物质在土壤中的分解对温度变化的响应也具有重要意义。

紫色水稻土是重庆市重要的耕作土壤之一，以往的研究集中于紫色水稻土团聚作用[8]、土壤肥力[9-10]、区域碳库储量估算等[11]，环境条件改变特别是温度条件改变以及添加不同植物残体对其有机碳矿化的影响尚不清楚。近年来，受全球气候变暖影响，因所处地理环境影响而以‘火炉’著称的重庆市，夏季极端气温已达 38～40℃，部分地区甚至高达 42～43℃，且持续时间较长。为此，本研究试图探讨紫色水稻土有机碳库对于温度升高的响应，响应幅度以及这种响应在添加不同植物残体后是否存在差异，为深入认识紫色水稻土碳循环对全球变暖的响应机理提供科学依据。

1　材料与方法

1.1　供试材料

试验土壤于 2006 年 4 月采自重庆市北碚区西南大学试验农场的紫色土长期定位试验站（106°26′E，30°26′N）。该土壤是由中生代侏罗系沙溪庙组灰棕紫色沙泥岩母质发育的中性紫色水稻土。植稻 15 年以上，采用常规平作（中稻－冬水田），按传统方法每年三犁三耙翻耕种植水稻，水稻收获后灌冬水。在水稻种植前采集层 0—20 cm 土层的土壤，样品经风干、挑去植物残体后过 2 mm 筛。土壤基本理化性状为：pH 7.3，有机 C 19.11 g/kg，全 N 1.92 g/kg，全 P 0.64 g/kg，全 K 16.28 g/kg，碱解 N 147.61 mg/kg，速效 P 14.58 mg/kg，速效 K 380.24 mg/kg，田间持水量 823.1 g/kg。

供试植物残体为蚕豆（*Vicia faba*）秸秆、水稻（*Oryza sativa*）秸秆和玉米（*Zea mays*）秸秆，均采自西南大学试验农场。样品洗净后除去根部，105℃杀青，65℃烘干至恒重，粉碎过 1 mm 筛。供试植物残体的化学组分见表 1。

表 1　供试植物残体的化学组分

Table 1　Chemical composition of the three crop residues

植物残体 Crop residues	总 C Total C	全 N Total N	全 P Total P	全 K Total K	C/N	木质素 Lignin
	(g/kg)					(g/kg)
玉米秸秆 Maize stalk	459.83	6.71	0.91	5.02	68.53	153.4
蚕豆秸秆 Faba bean stalk	394.23	20.54	1.87	12.47	19.19	113.2
水稻秸秆 Rice straw	376.00	6.82	1.06	15.09	55.13	178.5

1.2　试验方法

采用室内密闭培养、碱液吸收法测定土壤有机碳的矿化量[12-13]。称取过 2 mm 筛风干土样 50 g 与过 1 mm 筛风干植物残体 0.5 g 若干份，充分混匀后平铺于 500 mL 广口瓶底部，另称取不加植物残体的土壤样品 50 g 作为对照，保持水分为田间持水量的 60%。所有样品在培养前均置于 25℃暗处过夜做预培养。次日在培养瓶内土壤表面垫一块尼龙网，将盛有 25 mL 0.5 mol/L NaOH 溶液的 60 mL 塑料小瓶小心置于广口瓶内作为 CO_2 吸收杯，将培养瓶加盖密封好，在 28（±1）℃和 40（±1）℃两个温度的恒温箱中培养。在培养的第 1、3、5、7、11、15、18、21、

25、29、34、39、44、50、56、62 d 取出塑料小瓶，同时换入另一个同样规格的盛有 25 mL 0.5 mol/L NaOH 的塑料小瓶加盖密封继续培养。将替换出来的塑料小瓶内的 NaOH 溶液无损地转移至 150 mL 三角瓶内，并用少量蒸馏水冲洗 3～4 次，然后加入 15 mL 1 mol/L $BaCl_2$ 溶液及 2 滴酚酞试剂，用标准酸滴定至微红色。根据 CO_2 的释放量计算培养期内土壤及土壤添加植物残体中有机碳的矿化量。所有处理设置空白对照(即不加土壤和植物残体)，各处理及空白对照均设 3 个重复。整个培养期间，定期将培养瓶称重并补充水分。由于采用密闭培养，土壤水分保持比较恒定。

1.3 测定项目及方法

有机碳用 $K_2Cr_2O_7-H_2SO_4$ 容量法；土壤 pH 用 1:1土水比悬液，pHS－4C 酸度计电位法；全氮用 H_2SO_4 消解，开氏法；全磷用 NaOH 熔融，钼蓝比色法；全钾用 NaOH 熔融，火焰光度法；有效氮用碱解扩散法；有效磷用 $NaHCO_3$ 浸提，钼蓝比色法；有效钾用 NH_4OAC 浸提，火焰光度法测定[14]。

田间持水量测定采用环刀法[15]；木质素测定采用植物物质化学组成分的近似系统分析法[12]。

利用 SPSS10.0 软件，对数据进行方差分析(S－N－K 法)和非线性回归分析。

2 结果分析

2.1 不同温度条件下紫色水稻土有机碳矿化量的动态变化

供试土壤在 28℃和 40℃两个恒温培养系列中有机碳总矿化量(表 2)看出，紫色水稻土有机碳的矿化量随温度升高而增大。在 62 d 的培养过程中，有机碳累积矿化量在 28℃条件下为 C 66.79 mg/g，在 40℃条件下为 C 86.99 mg/g，差异达到极显著水平(表 2)。由紫色水稻土有机碳矿化所释放的 CO_2 的动态变化(图 1)可以清楚地看到，培养土壤有机碳在两种温度下矿化量均存在明显的阶段性特征。在培养前期土壤碳矿化量大且不稳定，而后期碳矿化量逐步下降并趋于稳定。培养 0～10 d 里，土壤有机碳矿化量都比较高且在培养第 3 d 达到峰值，这可能与风干土壤回湿后土壤中微生物数量迅速增加有关[16]。此外，样品的前处理(风干和碾碎)以及风干样品重新加水可能在一定程度上破坏矿物对有机碳的物理保护，促进有机碳矿化，表现出明显的“激发效应”[17]。培养 11～21 d 有机碳矿化量逐步降低，21 d 后趋于稳定。培养结束后对两个温度下土壤有机碳含量进行测定，28℃和 40℃下其含量分别从最初的 C 19.11 mg/g 降至 C 17.92 和 17.16 mg/g。

表 2 土壤及植物残体的矿化特征

Table 2 Mineralization characteristics of the soil and the crop residues

温度 Temperature	植物残体及土壤 Plant residue and soil	累积矿化量 Accum. mineralized amount of CO_2－C (C mg/g)	矿化速率常数 k Decay rate constant (d^{-1})	R^2
28℃	玉米秸秆 Maize stalk	98.09 bB	0.0152	0.885**
	蚕豆秸秆 Faba bean stalk	89.61 cCD	0.0107	0.911**
	水稻秸秆 Rice straw	94.54 bBC	0.0140	0.952**
	土壤 Soil	66.79 dE	0.0015	0.911**
40℃	玉米秸秆 Maize stalk	95.92 bBC	0.0147	0.867**
	蚕豆秸秆 Faba bean stalk	118.25 aA	0.0219	0.872**
	水稻秸秆 Rice straw	116.82 aA	0.0194	0.938**
	土壤 Soil	86.99 cD	0.0019	0.919**

注：同列数值后不同大小写字母分别表示差异达 1%和 5%显著水平，下同。

Note: Values followed by different capital and small letters within column are significant at 1% and 5% levels, respectively. The same below.

应用一级动力学方程对不同培养温度下紫色水稻土有机碳矿化量进行拟合：

$$C = C_0[1 - \exp(-kt)] \quad (1)$$

式中：C_0 和 C 分别表示土壤有机碳的潜在矿化量(C mg/g)和培养时间 t (d)时的累积矿化量(C mg/g)，k 为一级动力学常数(d^{-1})。

结果(表 3)表明，28℃条件下土壤有机碳的矿化速率常数(1.5×10^{-3}/d)略低于 40℃(1.9×10^{-3}/d)。从不同培养时段看，每一时段 40℃条件下有机碳的累积分解量均高于 28℃，特别是在

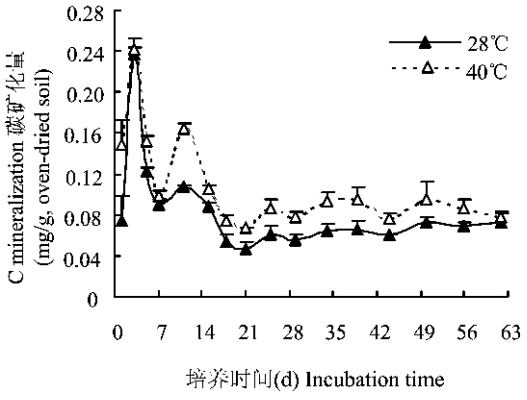

图 1　两个温度下紫色水稻土有机碳矿化量的变化

Fig.1　Changes of organic carbon mineralization in purple paddy soil during incubation under two temperature treatments

培养的 1～11 d 和 12～21 d 这两个时段，差异达到极显著水平；培养 40 d 后，两个温度条件下有机碳累积量则无明显差异，这可能是土壤微生物群落对环境条件适应性的表现。有研究认为，在长期升温培养下，微生物群落可能被驯化而导致其活性改变，故土壤有机碳矿化量随培养时间延长而逐步降低[18]。

为进一步探讨温度对有机碳分解的影响，应用范霍夫方程（Van Holf 's Law）拟合温度升高对有机碳矿化速率的影响状况：

$$Q_{10} = 10(k_2/k_1)/(t_2-t_1) \quad (2)$$

式中，Q_{10}即温度系数，表示温度每升高 10℃，反应速度增加的倍数；k_1、k_2 是相对温度 t_1、t_2 的速率常数。

表 3　不同培养时段下有机碳的累积分解量（C mg/g）

Table 3　Cumulative mineralized amount of CO_2-C in the different incubation time

处理 Treatments	温度(℃) Temperature	培养时段 Icubation time (d) 1～11	12～21	22～29	30～39	40～50	51～62
土壤 Soil	28	31.43 eE	9.39 fF	5.76 cC	6.51 cdABC	6.65 abcAB	7.06 bAB
	40	40.29 dD	12.27 eE	8.23 abcAB	9.47 aA	8.54 aA	8.19 aA
蚕豆秸秆 Faba bean stalk	28	59.34 bB	15.75 cdCD	9.19 abAB	7.09 bcdABC	3.80 dB	2.92 dC
	40	61.85 bB	14.22 dD	7.45 bcAB	5.07 dD	4.56 cdB	2.78 dC
水稻秸秆 Rice straw	28	51.55 cC	16.62 cC	8.37 abcAB	6.12 cdBC	3.85 dB	3.10 dC
	40	82.01 aA	15.79 cdCD	6.63 bcC	5.06 dD	5.03 bcdB	3.72 dC
玉米秸秆 Maize stalk	28	42.82 dD	19.43 bB	10.45 aA	8.81 abAB	7.03 abAB	6.00 bcB
	40	57.55 bB	28.27 aA	10.69 aA	7.80 abcABC	6.64 abcAB	5.68 cB

结果表明，紫色水稻土的 Q_{10}系数在 1.1～1.2 间，温度升高，有机碳的分解量也在增大。

2.2　添加植物残体对紫色水稻土有机碳矿化的影响

由表 2 可以看出，不同植物残体 CO_2 的释放量不同，同一植物残体不同温度条件下 CO_2 释放量也不同。水稻秸秆和小麦秸秆在 40℃条件下有机碳的累积矿化量均明显高于 28℃的培养条件，且差异达到极显著水平；而蚕豆秸秆在两个温度条件下有机碳累积矿化量差异并不明显，且 40℃条件下的累积矿化量略低于 28℃的培养条件。表明有利于不同植物残体有机碳矿化的温度条件不同，并非温度越高越有利于矿化。

运用常规差减法，即用紫色水稻土加植物残体培养测定的有机碳分解量减去对照土壤的碳分解量可以估计出不同植物残体有机碳的分解量。3 种植物残体在不同培养时段内有机碳的分解量（图 2）看出，在培养前期（约 0～20 d），有机碳的分解量大且不稳定，植物残体间变化不一致。在培养 20 d 后，它们分解量都逐步下降且随培养时间延长其变化幅度减小，同时 3 种植物残体分解量的差异也不甚明显。不同的温度条件对土壤中有机碳分解的影响不同，表 3 的结果进一步证实了这一点，即温度改变对土壤中有机碳分解的影响随着分解时间的延长而逐步降低。从土壤微生物营养源（Substrate sources）的角度看，在有机物料投入土壤的初期，营养供应充足，营养物不是限制微生物活动的因素，而其它环境条件（如水热等）的变化则影响微生物的活动。随着有机物料的不断降解，营养源不断减少，营养物的供应则是限制微生物活动的关键因素，因而随着培养时间的延长，温度对有机碳分解的影响越来越小。

运用一级动力学方程对不同温度下有机碳随时间变化的累积矿化量进行拟合结果表明，28℃条件下，植物残体分解速率常数（k）大小顺序为蚕豆秸秆 > 玉米秸秆 > 水稻秸秆；而 40℃条件下则为水稻秸秆 > 玉米秸秆 > 蚕豆秸秆。温度升高后，除了蚕

豆秸秆分解速率常数略有下降外，玉米秸秆和水稻秸秆分解速率常数均有所增大。不同植物残体的分解速率不尽相同，同一植物不同温度下的分解速率也不同。为进一步探讨温度对植物残体有机碳分解的影响，分别计算了不同培养时段（约 10 d 为一个间隔）各供试植物残体在同一水分含量下分解的温度系数 Q_{10}。结果表明，在整个培养期间，蚕豆秸秆分解的温度系数 Q_{10} 一直维持在 0.8 ± 0.03 左右；水稻秸秆在 62 d 的培养时段内温度系数并非一个常数，在培养初期 Q_{10} 较大，平均值约为 1.6，随培养时间的延长，Q_{10} 值逐渐减小，大约在 30 d 后，Q_{10} 逐渐稳定在 1.3 附近；玉米秸秆的温度系数在整个培养期间均在 1.1～1.2 范围内变化。

运用双因子变异数分析法（Two-way ANOVA）分析了土壤温度与植物残体在有机碳矿化率上的交互作用，表 4 可以看出，土壤温度与植物残体在有机碳矿化率上具有极显著的交互作用（F = 65.89**）。植物残体的碳矿化过程同时受到土壤温度和其本身性质的影响。

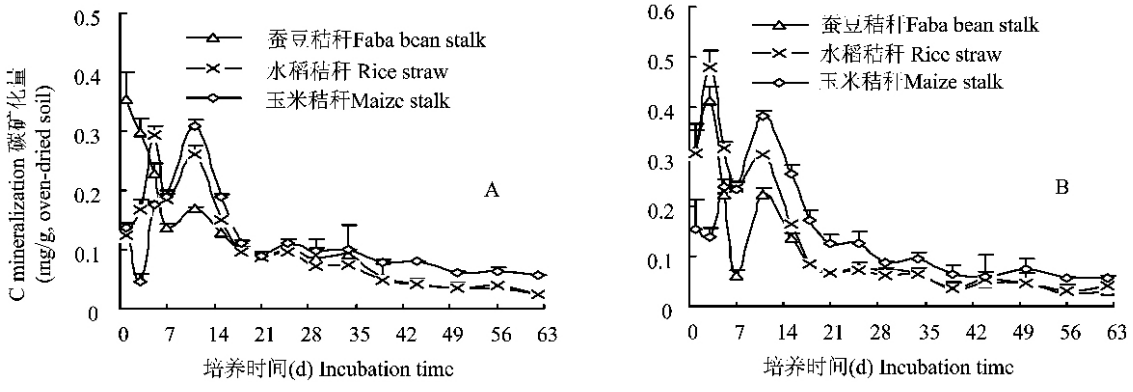

图 2 不同植物残体在 28℃（A）和 40℃（B）条件下有机碳矿化量的日变化

Fig.2 Changes of organic carbon mineralization in 28℃ (A) and 40℃ (B) conditions with the residues

表 4 温度和植物残体对有机碳矿化率的影响

Table 4 Effects of temperature and the crop residues on C mineralized rate

因子 Factors	离差平方和 Type III sum of squares	自由度 *df*	均方差 Mean square	F
温度 Temperature(T)	1188.52	1	1188.52	197.40**
植物残体 Plant residues(P)	252.46	2	126.23	20.97**
温度×植物残体 T×P	793.39	2	396.70	65.89**
误差 Error	72.25	12	6.02	

3 讨论

土壤有机碳分解对温度变化的响应过程中，各有机碳库对温度的敏感性至今还存在分歧。一些研究认为，土壤活性碳库对温度变化最敏感，土壤有机碳分解速率在温度升高后最初变化较快而后变慢的主要原因是土壤中活性有机碳在短期内消耗的结果[19]。但 Fang 等[18] 却认为，土壤中活性碳库和稳定碳库对温度变化的敏感性相同，土壤有机碳分解或者土壤呼吸速率主要随着土壤有机质组分不同而改变，导致有机质组分不同的原因是土壤深度，采样方法和培养时间的差异；不同土壤有机碳分解的温度敏感性差异可能牵涉土壤有机碳的保护机制和不同微生物群落分解作用的相互影响。绝大部分土壤微生物的最适温度为 25～37℃，而在 40℃培养箱中土壤温度几乎都略低于或接近于 40℃，所以此时微生物活性及其残体分解速率相对较低。本研究中，升温促进了培养初期土壤有机碳的矿化，但后期却不明显，这可能是由于培养时间的延长，土壤中有机质组分以及土壤中微生物数量及类型发生改变。此外，有资料表明，有机质丰富的土壤对升温更敏感[20-22]，本试验有机碳含量为 19.11 g/kg，处于中等偏下水平，这可能也是整个培养期间紫色水稻土 Q_{10} 值维持在 1.1～1.2 间的原因之一。升温对紫色

水稻土有机碳分解影响并不显著。

本试验中，不同植物残体的分解速率不尽相同；同一植物不同温度下分解速率也不相同，这可能与植物残体的化学和养分性质有关。有研究表明，植物残体的分解速率由总氮量、木质素含量以及 C/N 比值决定[23]。一般认为，总氮含量高且木质素含量低的植物残体，其矿化速率较高，反之较低。本试验所供试的植物残体，蚕豆秸秆的总氮量最高，木质素含量最低；水稻秸秆和玉米秸秆的氮含量相似，木质素含量则为水稻秸秆 > 玉米秸秆。因此，理论上分解速率常数大小顺序应为蚕豆秸秆 > 玉米秸秆 > 水稻秸秆，这与本试验在 28℃ 培养条件下结果一致；但温度升高后(40℃)其结果发生了改变，具体原因有待进一步研究。

参 考 文 献：

[1] Lal R. World soils and greenhouse effect [J]. IGBP Global Change Newsletter, 1999, 37: 4-5.

[2] 陈全胜，李凌浩，韩兴国，等. 土壤呼吸对温度升高的适应[J]. 生态学报，2004，24(11)：2649-2655.
Chen Q S, Li L H, Han X G *et al*. Acclimatization of soil respiration to warming[J]. Acta Ecol. Sin., 2004, 24(11): 2649-2655.

[3] Schlesinger W H, Andrews J A. Soil respiration and the global carbon cycle[J]. Biogeochem., 2000, 48: 7-20.

[4] 陈全胜，李凌浩，韩兴国，等. 水热条件对锡林河流域典型草原退化群落土壤呼吸的影响[J]. 植物生态学报，2003，27(2)：202-209.
Chen Q S, Li L H, Han X G *et al*. Influence of temperature and soil moisture on soil respiration of a degraded steppe community in the Xilin River basin of Inner Mongolia[J]. Acta Phytoecol. Sin., 2003, 27(2): 202-209.

[5] Fang C, Moncrieff J B. The dependence of soil CO_2 efflux on temperature[J]. Soil Biol. Biochem., 2001, 33: 1551-1565.

[6] Bowden R D, Newkirk K M, Rullo G M. Carbon dioxide and methane fluxes by a forest soil under laboratory controlled moisture and temperature conditions[J]. Soil Biol. Biochem., 1998, 30: 1591-1597.

[7] 周运超，潘根兴，李恋卿，等. 太湖地区 3 种水稻土不同温度培养中有机碳库变化及其对升温的响应[J]. 环境科学，2003，24(1)：46-51.
Zhou Y C, Pan G X, Li L Q *et al*. Change of organic carbon pools and the responses to soil warming during laboratory incubation under different temperatures of 3 kinds of paddy soil in Tai Lake Region, China[J]. Environ. Sci., 2003, 24(1): 46-51.

[8] 魏朝富，谢德体，陈世正. 紫色水稻土有机无机复合与土粒团聚的关系[J]. 土壤学报，1996，33(1)：70-77.
Wei C F, Xie D T, Chen S Z. Relationship between organic-mineral complexing developed from purple paddy soils[J]. Acta Pedol. Sin., 1996, 33(1): 70-77.

[9] 高明，周保同，魏朝富，等. 不同耕作方式对稻田土壤动物、微生物及酶活性的影响研究[J]. 应用生态学报，2004，15(7)：1177-1181.
Gao M, Zhou B T, Wei C F *et al*. Effect of tillage system on soil animal, microorganism and enzyme activity in paddy field[J]. J. Appl. Ecol., 2004, 15(7): 1177-1181.

[10] 李学平，石孝均. 长期不均衡施肥对紫色土肥力质量的影响[J]. 植物营养与肥料学报，2007，13(1)：27-32.
Li X P, Shi X J. Effect of long-term imbalanced fertilization on purple soil fertility [J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2007, 13(1): 27-32.

[11] 黄雪夏，倪九派，高明，等. 重庆市土壤有机碳库的估算及其空间分布特征[J]. 水土保持学报，2005，19(1)：54-58.
Huang X X, Ni J P, Gao M *et al*. Estimating soil organic carbon pool of Chongqing area and its spatial distribution[J]. J. Soil Water Conser., 2005, 19(1): 54-58.

[12] 文启孝. 土壤有机质研究法[M]. 北京：农业出版社，1984. 250-271.
Wen Q X. The research methods of soil organic material [M]. Beijing: Agricultural Press, 1984. 250-271.

[13] Goyal S, Chander K, Mundra M C *et al*. Influence of inorganic fertilizers and organic amendments on soil organic matter and soil microbial properties under tropical conditions[J]. Biol. Fert. Soils, 1999, 29: 196-200.

[14] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京：中国农业科技出版社，2000. 107-240.
Lu R K. Soil and agricultural chemistry analysis methods[M]. Beijing: China Agricutural and Scientech Press, 2000. 107-240.

[15] 中国科学院南京土壤研究所土壤物理研究室. 土壤物理性质测定法[M]. 北京：科学出版社，1978. 118-119.
Inst. of Soil Physics, Inst. of Soil Sci., CAS. Measuration for soil physical properties [M]. Beijing: Science Press, 1978. 118-119.

[16] 林江辉，李辉信，胡锋，等. 干土效应对土壤生物组成及矿化与硝化作用的影响[J]. 土壤学报，2004，41(6)：924-930.
Lin J H, Li H X, Hu F *et al*. Effects of rewetting on soil biota structure and nitrogen mineralization, nitrification in air-dried red soil [J]. Acta Pedol. Sin., 2004, 41(6): 924-930.

[17] 张文菊，童成立，杨钙仁，等. 水分对湿地沉积物有机碳矿化的影响[J]. 生态学报，2005，25(2)：249-253.
Zhang W J, Tong C L, Yang G R *et al*. Effects of water on mineralization of organic carbon in sediment from wetlands[J]. Acta Ecol. Sin., 2005, 25(2): 249-253.

[18] Fang C M, Smith P, Moncrieff J B *et al*. Similar response of labile and resistant soil organic matter pools to changes in temperature[J]. Nature, 2005, 433: 57-59.

[19] Rustad L E. Matter of time on the prairie [J]. Nature, 2001, 413: 578-579.

[20] Kirschbaum M F. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage[J]. Soil Biol. Biochem., 1995, 27: 753-760.

[21] MacDonald N W, Randlett D L, Donald Z R. Soil warming and carbon loss from a Lake States Spodosol [J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1999, 63: 211-218.

[22] Leirois M C, Trasar-Cepeda C, Seoane S *et al*. Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture[J]. Soil Biol. Biochem., 1999, 31: 327-335.

[23] 黄耀，沈雨，周密，等. 木质素和氮含量对植物残体分解的影响[J]. 植物生态学报，2003，27(2)：183-188.
Huang Y, Shen Y, Zhou M *et al*. Decomposition of plant residue as influenced by its lignin and N nitrogen[J]. Acta Phytoecol. Sin., 2003, 27(2): 183-188.