

DOI: 10.5846/stxb201212041741

李银坤, 陈敏鹏, 梅旭荣, 夏旭, 郭文忠, 李昊儒, 郝卫平. 土壤水分和氮添加对华北平原高产农田有机碳矿化的影响. 生态学报, 2014, 34(14): 4037-4046.

Li Y K, Chen M P, Mei X R, Xia X, Guo W Z, Li H R, Hao W P. Effects of soil moisture and nitrogen addition on organic carbon mineralization in a high-yield cropland soil of the North China Plain. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(14): 4037-4046.

土壤水分和氮添加对华北平原高产 农田有机碳矿化的影响

李银坤^{1,2}, 陈敏鹏¹, 梅旭荣^{1,*}, 夏旭¹, 郭文忠², 李昊儒¹, 郝卫平¹

(1. 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 农业部旱作节水农业重点开放实验室, 北京 100081;

2. 北京农业智能装备技术研究中心, 北京 100097)

摘要:通过 105 d 的恒温 (25 °C) 控湿室内培养方法, 探讨了华北平原高产粮田土壤有机碳矿化特征以及水分和有机、无机氮输入对其影响。试验设 4 个肥料添加水平和 4 个水分梯度, 分别为对照 (S0)、仅添加无机氮 (尿素) (S1)、无机氮和有机氮 (鸡粪) 配施 (S2) 以及仅添加有机氮 (S3) 和 25% (田间持水量; M0)、50% (M1)、75% (M2) 和 100% (M3) 共 16 个处理, 每处理 3 次重复。结果表明, 各处理有机碳矿化速率均在培养后 1 d 达第 1 高峰, 之后直线下降, 培养 7 d 时下降幅度达 57.2%—75.0%, 培养 20—30 d 时出现第 2 高峰。有机碳累积矿化量有 208.8—1161 mg/kg, 主要集中在前 30 d, 可占整个培养期的 59.1%—69.9%, 105 d 的净矿化率为 0.07%—2.01%。根据双指数方程模拟结果, 研究了土壤潜在矿化碳库 ($C_1 + C_2$), 其中活性碳库 (C_1) 和惰性碳库 (C_2) 分别为 53.0—135.1 mg/kg 和 156.9—1069 mg/kg, 潜在矿化率为 1.75%—9.66%。土壤含水量显著影响有机碳矿化, 且与潜在矿化碳库呈二次函数关系 ($P < 0.05$)。田间持水量 25%—100% 范围内, 随着土壤含水量的升高, 有机碳矿化速率呈增加趋势, 但增幅降低, 其中 M2 (田间持水量 75%) 的有机碳净矿化率最高。有机碳矿化量与土壤微生物碳和矿质氮含量呈线性正相关 ($P < 0.05$), 保持氮水平 (200 kg N/hm²) 相同, 有机氮 (鸡粪) 和无机氮 (尿素) 均显著促进土壤有机碳矿化, 但两者间差异不显著 ($P > 0.05$), 且有机氮和无机氮对有机碳矿化的影响均与土壤含水量有显著交互作用 ($P < 0.05$)。

关键词: 有机氮; 无机氮; 土壤含水量; 微生物碳氮; 有机碳矿化速率

Effects of soil moisture and nitrogen addition on organic carbon mineralization in a high-yield cropland soil of the North China Plain

LI Yinkun^{1,2}, CHEN Minpeng¹, MEI Xurong^{1,*}, XIA Xu¹, GUO Wenzhong², LI Haoru¹, HAO Weiping¹

1 Key Laboratory of Dryland Agriculture, Ministry of Agriculture, Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agriculture Sciences, Beijing 100081, China

2 Beijing Research Center of Intelligent Equipment for Agriculture, Beijing 100097, China

Abstract: A highly productive soil from the North China Plain was used for a homoeothermic incubation study at 25 °C for 105 d to identify the characteristics of soil organic C mineralization and investigate the impacts on that mineralization of soil moisture, and addition of inorganic and organic nitrogen. Four fertilizer input levels and four moisture gradient treatments were used in the experiment, including a control (S0), inorganic nitrogen (urea, S1), inorganic and organic nitrogen (50% urea+50% chicken manure, S2) and organic nitrogen (chicken manure, S3). The N application rate of the S1, S2 and S3 treatments was 200 kg N/hm², with 20% field capacity (M0), 50% field capacity (M1), 75% field capacity

基金项目: 国家科技支撑计划 (2013BAD11B03); 国家重点基础研究发展计划 (2012CB955904); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项基金 (BSRF201311, 1610122012003); 国家自然科学基金 (31171489)

收稿日期: 2012-12-04; 网络出版日期: 2014-02-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: meixr@ieda.org.cn

(M2) and 100% field capacity (M3) used with each soil treatment, giving a total of sixteen treatments with three replicates. The soil organic C mineralization rate of all treatments sharply declined at the first day of incubation, decreased by 57.2%—75.0% over the first 7 d, and appeared as secondary peaks at the 20th day of incubation. Soil organic C mineralization ranged from 208.8 to 1161 mg/kg and mainly happened in the first 50 days, especially in the first 30 days (accounting for 59.1%—69.9% of the total mineralized soil C). The net mineralization rate of all treatments ranged from 0.07% to 2.01%. According to simulation using a double exponential model, the potential organic C mineralization flux and rate were 219.1—1204 mg/kg and 1.75%—9.66%, respectively. The active and resistant pools were 53.0—135.1 mg/kg and 156.9—1069 mg/kg, respectively. Organic C mineralization of soil with fertilizer was significantly affected by the soil water content ($P<0.05$). The higher the soil water content (from 25% to 100% of field capacity), the more organic C accumulated in the soil under the same fertilizer addition conditions. The relationship between organic C mineralization and soil water content was well fitted by a quadratic function equation ($P<0.05$). When the soil water content increased from M0 to M3, the average organic C mineralization rate significantly increased to $18.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, $20.9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, $22.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ and $23.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ from $4.47 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, $4.64 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, $4.61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ and $4.88 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, respectively. However, the increasing rate gradually reduced to 30.0%—43.9% and -3.08%—12.4% from 66.9%—261%. The amount of C mineralized in the soils amended with fertilizer was significantly higher than that in the control treatment. The average mineralization rates of the S1, S2 and S3 treatments increased above that in the S0 treatment by 3.86%—27.9%, 3.28%—39.5% and 9.27%—31.5%, respectively. However, there were no significant differences among the S1, S2 and S3 treatments at the same soil water content conditions. Thus there were no significant differences between the forms of added nitrogen, i.e. organic nitrogen (chicken manure) or inorganic nitrogen (urea). The amounts of soil organic C mineralization were linearly related to the microbial biomass carbon ($P<0.01$) and mineral nitrogen ($P<0.05$), indicating that the contents of microbial biomass carbon and mineral nitrogen were the key factors affecting the mineralization of C. It can be concluded that soil organic C mineralization was significantly affected by soil moisture and nitrogen addition, and that there was a significant interaction with soil moisture and nitrogen addition ($P<0.05$).

Key Words: organic nitrogen; inorganic nitrogen; soil moisture; microbial biomass carbon and nitrogen; organic C mineralization rate

全球土壤碳库大约 2500 Gt, 是大气碳库的 3 倍, 生物碳库的 4.5 倍; 其中土壤有机碳库高达 1550 Gt, 约为大气碳库的 2 倍, 其分解和固定给大气温室气体浓度变化带来深刻影响, 因此成为全球碳循环研究的热点^[1]。土壤有机碳矿化主要是指土壤固有有机质和外源有机质(如植物凋落物、根茬以及人为有机物料的投入等)在微生物作用下分解, 并向大气释放二氧化碳(CO_2)的过程^[2], 是陆地生态系统土壤碳循环的关键步骤和重要环节。土壤微生物是有机碳矿化的主要驱动者^[3-4], 土壤理化性质^[5]、田间管理措施^[6-7]以及环境因子^[8-9]等因素也直接或间接地影响有机碳矿化。已有研究表明, 施用有机肥显著促进土壤有机碳矿化^[10-11], 添加无机氮对有机碳矿化的影响因土壤环境的差异而有所不同^[4], 水分可改变土壤环境的氧气条件并对微生物活性产生影

响, 进而影响到土壤有机碳矿化^[9,12]。目前, 国内外相关研究更多探讨肥料或者土壤水分条件对土壤有机碳矿化的影响, 研究对象多为林地^[13]、沼泽湿地^[4,14]和水稻土^[15-16], 对中国华北平原高产粮田的研究相对较少, 综合考虑水分和有机、无机氮(鸡粪和尿素)输入对土壤有机碳矿化的影响研究更是鲜见报道。

山东省桓台县是我国江北首个“吨粮县”, 是华北平原高产粮区的典型代表。该地区粮食高产是在氮肥大量投入的基础上实现的。据报道, 桓台地区麦—玉两熟种植体系中化学氮肥的施用量达 549 kg/hm^2 , 远高于推荐施氮量 (300 kg/hm^2), 而有机肥却很少被用于农田, 导致了农田生态系统可用有机能大幅减少, 同时也为高产付出了高昂的资源与环境代价^[17-18]。因此, 本研究以桓台县高产粮田土壤

为研究对象,探讨了水分、有机和无机氮(鸡粪和尿素)对土壤有机碳矿化的影响,以明确该区域土壤的有机碳矿化潜力及其对水分和不同形式外源氮输入的响应规律,为该地区水肥优化管理提供科学的数据支持。

1 材料与方法

1.1 供试土样及有机肥

供试培养土样采自山东省桓台县华北集约化农业生态系统试验站(东经 117°58', 北纬 36°57'), 轮作制为传统的冬小麦和夏玉米轮作。2011 年 10 月夏玉米收获之后(秸秆还田量 10747 kg/hm²), 在面积为 952 m²的试验地中随机选 30 个样点取 0—20 cm 土样, 土样采回后自然风干并检出根系等杂物, 一部分用于测定理化指标^[19], 另一部分过 2 mm 筛作为培养土。供试土壤为潮褐土, 有机碳 12.5 g/kg, 全氮 1.16 g/kg, pH 值 8.19, 田间最大持水量 25.3% (重量含水量)。供试有机肥为鸡粪, 风干后一部分用于测定理化指标^[19], 其余过 2 mm 筛备用。有机肥基本理化性状为: 有机碳 126.1 g/kg, 全氮 11.5 g/kg, 全磷 12.0 g/kg, 全钾 19.1 g/kg, pH 值 8.79。

1.2 试验处理

培养土设 4 个肥料添加水平, 分别为不添加肥料(对照, S0)、仅添加无机氮(尿素, S1)、50%无机氮+50%有机氮(尿素+鸡粪, S2)以及仅添加有机氮(鸡粪, S3)。每个土样处理均设 4 个水分梯度, 分别为田间持水量的 25%(M0)、50%(M1)、75%(M2)和 100%(M3)。共 16 个处理组合, 每个处理 3 次重复。每份培养土为 150 g(干重), 尿素(N 46.2%)和鸡粪添加量按 200 kg N/hm²的标准进行折算。S1、S2 和 S3 处理的尿素和鸡粪具体添加量如表 1 所示。

1.3 土壤有机碳矿化过程

采用室内密闭培养碱液吸收法测定土壤有机碳的矿化量^[20]。根据试验要求将培养样品放入容积为 800 mL 具有密封性能的广口玻璃瓶中, 其中尿素以溶液的形式加入, 而鸡粪先与培养土混合均匀再装瓶。然后加水调节土壤含水量至田间持水量的 25%、50%、75%和 100%。同时放入盛有 15 mL 浓度为 1 mol/L NaOH 溶液的小烧杯, 塑料薄膜密封后在 25℃恒温培养箱内进行培养。对照样品 3 个, 即密封瓶中没有培养土只有 NaOH 溶液。培养的第 1

周, 每天开启瓶盖换气, 随后换气间隔时间逐渐加长至 2—7 d, 期间用称重法保持土壤含水量的恒定^[11]。培养 1、3、7、12、20、30、40、50、75、105 d 时取出小烧杯, 并重新放入 15 mL 浓度为 1 mol/L 的 NaOH 溶液小烧杯, 进入下一个培养时期。取出的 NaOH 溶液(包括 3 个空白)用 1 mol/L 的 HCl 标准溶液进行滴定, 根据消耗的 HCl 体积计算 CO₂-C 释放量。土壤碳矿化量用 CO₂-C mg/kg 干土表示。培养结束后, 测定土壤微生物碳氮和矿质氮(NO₃⁻-N+NH₄⁺-N)。其中微生物碳氮采用氯仿熏蒸浸提法, 过滤液由 Multi N/C 2100/2100S TOC 测定; 土壤矿质氮由 2 mol/L KCl 浸提, 连续流动分析仪测定。

表 1 试验处理

Table 1 Experimental treatment

土样编号 Soil treatment	水分编号 Water treatment	田间持水量/% Field capacity	土样及添加肥量 Soil sampling and fertilizer application rate
S0	M0	25	150 g 土
	M1	50	150 g 土
	M2	75	150 g 土
	M3	100	150 g 土
S1	M0	25	150 g 土+28.9 mg 尿素
	M1	50	150 g 土+28.9 mg 尿素
	M2	75	150 g 土+28.9 mg 尿素
	M3	100	150 g 土+28.9 mg 尿素
S2	M0	25	150 g 土+14.4 mg 尿素+ 606.7 mg 鸡粪
	M1	50	150 g 土 + 14.4 mg 尿素+ 606.7 mg 鸡粪
	M2	75	150 g 土 + 14.4 mg 尿素+ 606.7 mg 鸡粪
	M3	100	150 g 土 + 14.4 mg 尿素+ 606.7 mg 鸡粪
S3	M0	25	150 g 土+1213 mg 鸡粪
	M1	50	150 g 土+1213 mg 鸡粪
	M2	75	150 g 土+1213 mg 鸡粪
	M3	100	150 g 土+1213 mg 鸡粪

1.4 动力学模型及参数计算

本研究选用文献中模拟效果较好的单指数和双指数模型模拟有机碳矿化过程^[11,21-22]。

$$\text{单指数模型 } C_t = C_0(1 - e^{-kt})$$

式中, C_t 为培养时间 t (d) 时的累积矿化量 (mg/kg), C_0 为潜在矿化碳库 (mg/kg), k 为土壤有机碳的矿化速率常数 (d⁻¹), t 为培养时间 (d)。

$$\text{双指数模型 } C_t = C_1(1 - e^{-k_1t}) + C_2(1 - e^{-k_2t})$$

式中, C_t 与前式相同。 C_1 和 k_1 表示土壤易矿化碳(活性碳库)和矿化速率, C_2 和 k_2 表示难分解碳(惰性碳库)和分解速率, 其中 $C_1 + C_2$ 为潜在矿化碳库。

根据模拟结果计算参数^[23]:

潜在矿化率 = 潜在矿化碳库 / 土壤有机碳含量
 $\times 100\%$

添加肥料对土壤有机碳矿化的激发效应, 利用土壤碳矿化率和净矿化率来表示:

有机碳矿化率 = 土壤碳累积矿化量 / (土壤有机碳含量 + 有机肥碳含量) $\times 100\%$

土壤碳净矿化率 = (添加肥料土壤碳累积矿化量 - 空白土壤碳累积矿化量) / 土壤有机碳含量 $\times 100\%$

1.5 统计分析

试验数据采用 SAS 9.1 进行分析, 不同处理间的

差异显著性采用双因素方差分析, 多重比较采用 Duncan 法 ($P < 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 土壤有机碳矿化速率动态

各处理土壤有机碳矿化动态相似(图1), 即均在培养后 1 d 出现矿化速率高峰, 之后迅速下降, 至 7 d 时下降了 57.2%—75.0%, 20—30 d 出现第 2 高峰。土壤水分对有机碳矿化动态的影响较大 ($P < 0.05$), 其中 M0 的有机碳矿化速率在 40 d 时趋于稳定, 而 M1、M2 和 M3 则在培养 50 d 后趋于稳定。从 105 d 平均矿化速率看(图2), 当土壤含水量由 M0 升高至 M3 时, 土壤有机碳矿化速率则由 4.47—4.88 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 增加到 18.4—23.5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ($P < 0.05$)。

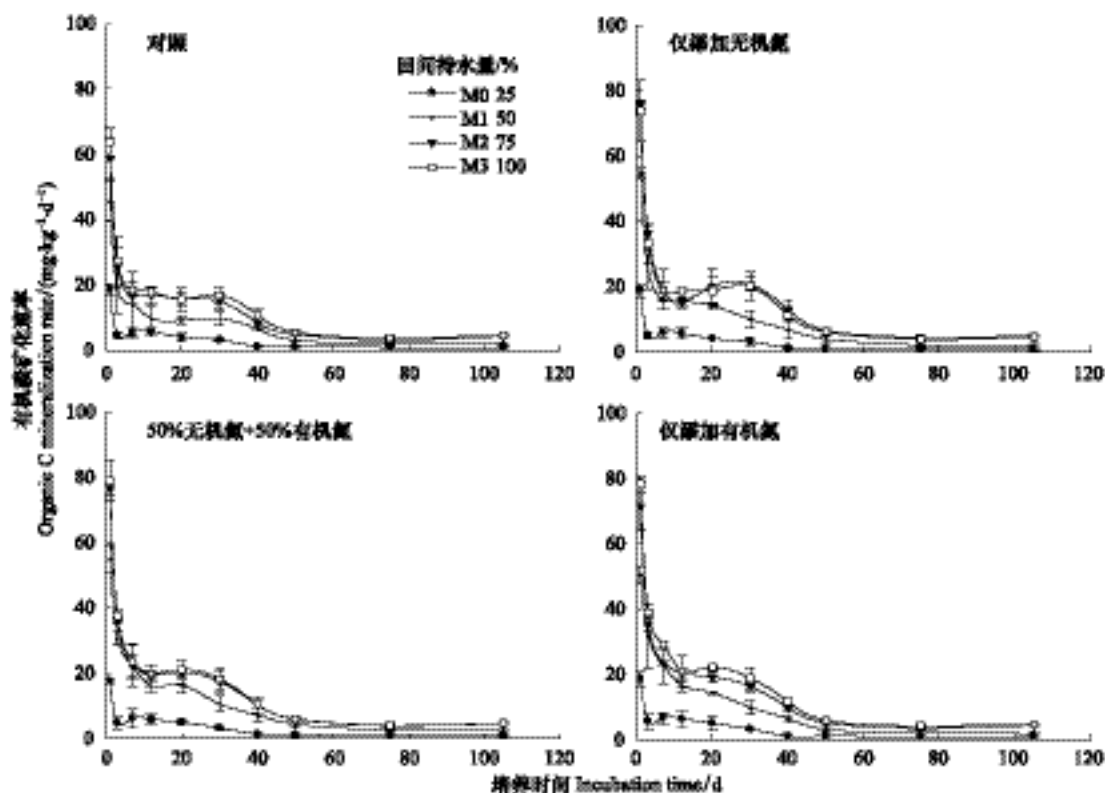


图1 土壤有机碳矿化速率动态变化

Fig.1 Dynamics changes of soil organic C mineralization rate

氮添加大幅度提高了土壤有机碳矿化, 但有机氮和无机氮之间的差异不明显 ($P > 0.05$)。与 S0 相比, S1、S2 和 S3 的平均矿化速率分别增加了 3.9%—27.9%、3.3%—39.5% 和 9.3%—31.5%, 但 S1、S2 和 S3 间无显著差异。土壤水分和氮添加之间存在明显

的交互作用, 当土壤含水量很低时 (M0), 氮添加对有机碳矿化速率的影响很小 ($P > 0.05$)。而在土壤含水量等于或高于 50% (M1) 时, 氮添加可显著提高土壤有机碳矿化速率(图2)。

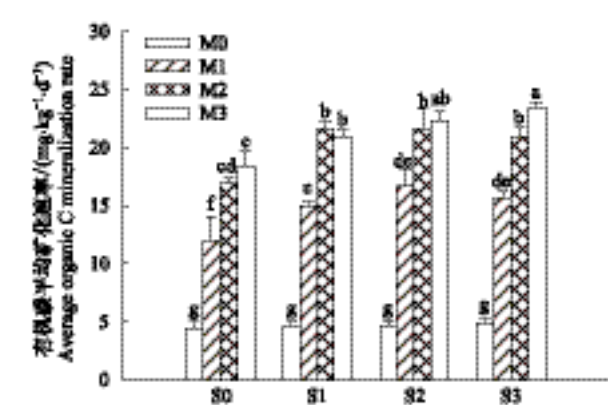


图2 土壤水分对有机碳平均矿化速率的影响

Fig.2 Effects of soil moisture on average organic C mineralization rate

不同小写字母表示差异达 0.05 显著水平

2.2 土壤有机碳累积矿化量及净矿化率

105 d 培养周期内,土壤有机碳累积矿化量为 208.8—1161 mg/kg (表 2), 其中有机碳矿化率为 1.67%—8.95%, 而净矿化率仅为 0.07%—2.01%。矿化主要发生在培养前期,S0、S1、S2 和 S3 前 30 d 的累积矿化量分别占整个培养期的 59.1%—68.5%、59.4%—68.1%、62.4%—66.9%和 63.3%—69.9%, 而前 50 d 的累积矿化量则分别占 78.7%—83.7%、79.4%—85.2%、80.2%—84.4%和 80.9%—86.6%。土壤添加有机氮和无机氮后,累积矿化量显著增加,但有机氮和无机氮间差异不明显 ($P>0.05$) (表 2)。土壤有机碳累积矿化量随着含水量的升高呈增加趋势,其中 M2 和 M3 间差异不显著,但均高于 M0 和 M1($P<0.05$)。添加有机氮或无机氮均可提高有机碳矿化率($P<0.05$),而有机氮和无机氮之间的净矿化率并无明显差异($P>0.05$)。水分条件也影响到有机碳的矿化率和净矿化率,其中 M2 的净矿化率高于 M0 和 M3($P<0.05$),但与 M1 相比差异不显著。

2.3 土壤有机碳矿化相关性分析

有机碳矿化量与培养后土样的微生物碳、氮 (MBC 和 MBN) 以及矿质氮 (Min-N) 均呈线性正相关关系(图 3)。其中有机碳矿化量与 MBC 的相关性最高 ($P<0.01$), 其次是 Min-N ($P<0.05$), 而与 MBN 的相关性最弱 ($P>0.05$)。

2.4 土壤有机碳矿化动力学模拟

利用动力学模型对土壤有机碳矿化数据进行拟合发现,单指数和双指数方程均能很好地描述有机碳矿化动态(表 3),但双指数方程的模拟效果更好。

根据双指数方程的模拟结果,土壤潜在矿化碳库 ($C_1 + C_2$) 达 219.1—1204 mg/kg,潜在矿化率为 1.75%—9.66%。与 S0 相比,S1、S2 和 S3 的潜在矿化碳库分别增加了 4.09%—33.3%、11.0%—38.2%和 16.4%—23.4%。与 M0 相比,M1、M2 和 M3 的潜在矿化碳库也分别增加 165%—215%、299%—430%和 347%—392%。活性碳库 (C_1) 的变化幅度为 53.0—135.1 mg/kg,可占潜在矿化碳库的 9.18%—40.6%。从矿

表 2 土壤有机碳累积矿化量及矿化率多重比较

Table 2 Multiple comparison to soil organic C mineralization amount and mineralization rate

		有机碳累积矿化量 Accumulation of Organic C mineralization /(mg/kg)	有机碳矿化率 Mineralization rate of organic C/%	有机碳净矿化率 Net mineralization rate of organic C/%
肥效应 Effect of fertilizer				
S0		648.5 b	5.19 c	—
S1		774.1 a	5.78 b	1.01 a
S2		793.5 a	6.11 ab	1.16 a
S3		779.4 a	6.19 a	1.05 a
水效应 Effect of moisture				
M0		219.2 c	1.70 c	0.11 c
M1		684.0 b	5.31 b	1.36 ab
M2		1021 a	7.94 a	1.63 a
M3		1071 a	8.32 a	1.17 b
耦合效应 Coupling effect of fertilizer-moisture				
S0	M0	208.8 h	1.67 g	—
	M1	556.3 g	4.45 f	—
	M2	867.8 de	6.94 d	—
	M3	960.9 cd	7.69 bcd	—
S1	M0	217.0 h	1.74 g	0.07 e
	M1	696.5 f	5.57 e	1.12 cd
	M2	1119 ab	8.95 ab	2.01 a
	M3	1064 ab	8.51 a	0.83 d
S2	M0	223.6 h	1.72 g	0.12 e
	M1	776.8 ef	5.98 e	1.76 ab
	M2	1076 ab	8.28 abc	1.66 abc
	M3	1098 ab	8.46 ab	1.10 cd
S3	M0	227.7 h	1.69 g	0.15 e
	M1	706.2 f	5.24 e	1.20 bcd
	M2	1022 bc	7.59 cd	1.23 bcd
	M3	1161 a	8.62 a	1.60 abc

同一纵栏内,不同小写字母表示差异达 0.05 显著水平

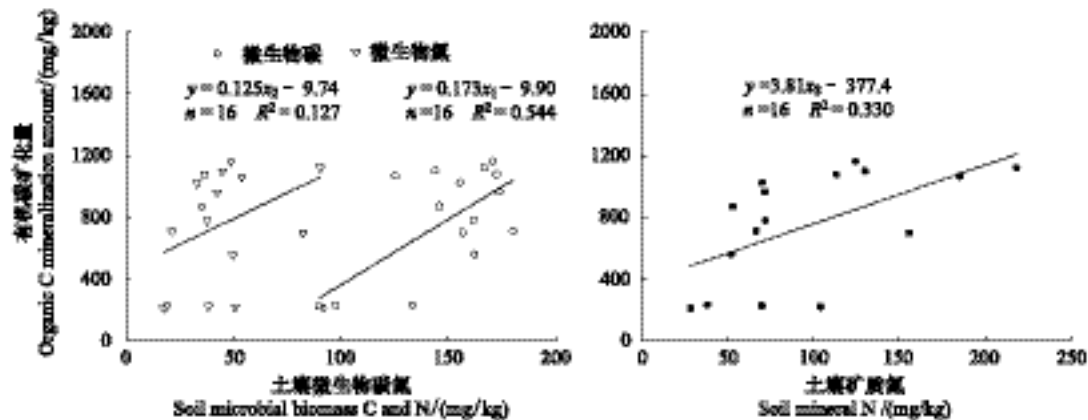


图3 土壤有机碳矿化量与微生物碳氮、矿质氮的关系

Fig.3 Correlation analysis between the mineralization amount of organic C and MBC, MBN and mineral N

表 3 土壤有机碳矿化的动力学参数

Table 3 Kinetic parameters for the soil organic C mineralization

		$C_t = C_0(1 - e^{-kt})$			$C_t = C_1(1 - e^{-k_1t}) + C_2(1 - e^{-k_2t})$					
		C_0	k	R^2	$C_1 + C_2$	C_1	k_1	C_2	k_2	R^2
S0	M0	195.0	0.0482	0.968	219.1	53.0	0.233	166.1	0.0245	0.994
	M1	539.1	0.0414	0.970	581.6	76.3	0.906	505.3	0.0280	0.999
	M2	845.6	0.0353	0.981	906.4	88.1	1.019	818.3	0.0258	0.998
	M3	951.5	0.0328	0.984	1025	95.8	1.055	929.6	0.0239	0.999
S1	M0	202.3	0.0481	0.969	228.1	56.4	0.225	171.7	0.0240	0.995
	M1	670.9	0.0449	0.979	710.5	84.5	0.880	626.0	0.0324	0.999
	M2	1121	0.0320	0.980	1208	110.9	1.385	1097	0.0235	0.998
	M3	1051	0.0347	0.982	1123	104.5	1.367	1018	0.0258	0.999
S2	M0	210.9	0.0450	0.977	254.9	90.4	0.118	164.5	0.0155	0.996
	M1	746.5	0.0449	0.982	803.5	118.8	0.443	684.7	0.0309	0.999
	M2	1042	0.0376	0.978	1124	128.6	0.799	995.6	0.0262	0.999
	M3	1061	0.0388	0.978	1139	129.5	0.832	1009	0.0248	0.999
S3	M0	212.6	0.0498	0.975	264.1	107.2	0.114	156.9	0.0138	0.995
	M1	677.3	0.0493	0.984	717.9	111.4	0.366	606.5	0.0338	0.999
	M2	981.2	0.0399	0.980	1054	126.5	0.638	927.1	0.0279	0.998
	M3	1125	0.0386	0.982	1204	135.1	0.650	1069	0.0276	0.999

模型均达极显著水平($P<0.01$)

化速率常数 k_1 看,当含水量由 M0 升高至 M3 时, k_1 的增加幅度分别为 220%—290%、12.5%—80.4% 和 -1.30%—4.13%,说明随着含水量的上升, k_1 的增加幅度逐渐减少。回归分析表明,土壤潜在矿化碳库与水分含量呈二次函数关系(表 4),方程决定系数(R^2)均达显著水平。

3 讨论

本试验条件下,105 d 的土壤有机碳矿化规律表现为:培养初期矿化作用强,日均矿化速率大,累积

矿化量增加迅速。其中前 30 d 的矿化量可占培养期间(105 d)的 59.1%—69.9%,前 50 d 的矿化量占 78.7%—86.6%。土壤中存在易分解糖类和蛋白质等有机物质,微生物酶活性强,是培养前期有机碳矿化速率较高的主要原因^[4-5,16]。而土壤中不同种类化合物降解性的不一致,导致矿化速率出现第 2 高峰^[24]。随着培养时间的延长,土壤有机碳矿化反应的基质数量逐渐减少,难分解的纤维素、木质素等有机碳占据主导地位,微生物活动相对缓和,矿化速率逐渐降低并趋于稳定^[5,24](图 1)。

表 4 土壤潜在可矿化碳库与土壤水分的拟合方程

Table 4 Fitted equation parameters of soil potentially mineralizable C with soil moisture

处理 Treatment	拟合方程 Fitted equation	R^2	P
S0	$y = -307.1 + 2315x - 937.8x^2$	0.996	<0.01
S1	$y = -687.7 + 4111x - 2271x^2$	0.970	<0.05
S2	$y = -508.5 + 3860x - 2137x^2$	0.999	<0.01
S3	$y = -358.1 + 2779x - 1213x^2$	0.999	<0.01

y 为土壤潜在矿化碳库 (mg/kg); x 为土壤含水量 (田间持水量的%)

指数模型可很好地描述土壤有机碳矿化,尤其是双指数模型利用参数 k_1 和 k_2 分别表示易矿化和难分解碳的不同生物降解过程,模拟效果优于单指数模型^[22,25] (表 3)。模拟结果表明,山东省桓台县高产农田土壤的潜在矿化率为 1.75%—9.66%,其中 50%—75% 田间持水量下,潜在矿化率为 4.65%—8.99%,与河北省集约高产农田 5.64% 的矿化率相似^[26]。水分和氮输入增加了土壤中潜在矿化碳库和活性碳库,其中 75% 田间持水量 (M2) 和添加有机氮 (S3) 条件下,潜在矿化碳库的增加幅度分别达 299%—430% 和 16.4%—23.4% ($P < 0.05$),活性碳库的增加幅度分别为 18.0%—96.7% 和 40.1%—102% ($P < 0.05$)。可见,土壤环境条件显著影响到土壤潜在矿化碳库 ($C_1 + C_2$) 的变化以及活性碳库 (C_1) 和惰性碳库 (C_2) 之间的转化。而土壤可矿化碳的定量化在评价高产粮田的土壤质量、有效控制全球气候变化以及提高土壤管理水平方面具有重要的现实意义^[27]。

土壤微生物是影响有机碳矿化的主导因子^[11,15,28],本试验也表明,有机碳矿化与土壤微生物碳含量呈显著正相关 (图 3)。水分条件也是影响土壤微生物活性的重要因素^[29],本试验中 M0 的含水量与风干土相当,105 d 内的平均矿化速率低,为 4.47—4.88 mg·kg⁻¹·d⁻¹,累积矿化量也仅有 208.8—960.9 mg/kg。与 M0 相比,M1 的平均矿化速率较高 ($P < 0.05$),增加幅度达 167%—261%,提高含水量至 M2 和 M3,矿化速率仍呈增加趋势,但增加幅度分别减少至 30.0%—43.9% 和 -3.08%—12.4% (图 1,图 2),矿化速率常数 (k_1) 表现出同样的规律 (表 3)。由此可见,有机碳矿化速率随着土壤含水量的升高并不成等比例增加,其中 M0 至 M1 的增加幅度最大,而 M2 至 M3 的增加幅度很小,甚至会降低。由

表 2 知,无论以何种形式添加外源氮,均受土壤含水量的影响 ($P < 0.05$),有机碳累积矿化量在 M3 时最高,但净矿化率则以 M2 的最大,并显著高于 M0 和 M3 (表 2)。相关研究表明,水分含量过低或过高均不利于土壤有机碳矿化^[2,9]。低水分条件下 (田间持水量 45%),土壤水分的有效性是微生物活性的限制因子^[30],且可溶性有机碳溶出少,不能为驱动有机碳矿化的微生物提供足够的能源,矿化速率低;高水分条件 (田间持水量 105%) 有利于可溶性有机碳溶出,但微生物群落生长却受到厌氧条件的限制,微生物活性弱,土壤呼吸强度也较低^[31-33]。适宜的水分范围 (水田为田间持水量的 45%—90% 和旱地为 45%—75%) 内,提高含水量有利于养分的释放,并可促进土壤有机碳矿化^[34]。本试验中的潜在矿化碳库与土壤含水量的二次函数关系也表明 (表 4),田间持水量 25%—100% 范围内,土壤潜在矿化碳库随着含水量的升高而增加,但增加幅度逐渐减少,其中 M2 (田间持水量 75%) 的有机碳净矿化率最高。

已有研究表明,施用有机肥或氮肥配施有机肥均可显著提高土壤有机碳矿化量^[16,35]。本试验结果与上述结论一致,相同水分条件下 (M0 除外),S1、S2 和 S3 的累积矿化量分别比 S0 提高了 10.7%—28.9%、14.3%—39.6% 和 17.8%—26.9% ($P < 0.05$) (表 2)。有机氮促进土壤碳矿化与直接增加有机碳含量,以及有机氮具有良好的保水透气性等因素有关^[11,36-37]。而无机氮促进土壤碳矿化可能与耗能高的微生物占优势,代谢商提高等因素相关^[15]。杨莉琳等^[38]对华北平原农田土壤碳矿化的研究表明,施用尿素显著增加了土壤净碳矿化量,其中每克尿素可水解释放 CO₂ 0.3—0.7 g/kg。但长期施用氮肥,易导致土壤 pH 值降低,微生物群落结构发生变化,有机碳矿化受到抑制^[39-40]。本试验中,土壤有机碳矿化率为 1.67%—8.95%,净矿化率仅为 0.07%—2.01%,说明添加有机氮和无机氮对有机碳矿化具有正的激发作用,但二者间并无显著差异 (表 2)。Khalil 等^[10]研究认为,土壤中初始碳氮含量对有机碳矿化的影响甚至要大于添加有机物料的作用。试验土样采集点在作物收获后秸秆全部还田,土壤有机碳的本底值较高,可能掩蔽了添加外源氮土壤之间的有机碳矿化。另外,培养土偏碱性,会降低氮添加后土壤 pH 值变化,也是有机氮和无机氮间无显著

差异的原因之一^[4]。微生物分解秸秆残体还与土壤中氮浓度的变化密切相关^[41-42]。有机物质分解初期,易氧化组分受氮素限制,添加外源氮后,使原本受氮素限制的土壤微生物酶活性增强,加快了有机碳分解速率;后期随着纤维素和其他易氧化碳源的消失,碳源转成了微生物活性的主要限制因子,这时添加氮素则会降低碳矿化^[41-43]。本研究中有有机碳矿化量与矿质氮含量间为正相关关系($P<0.05$) (图3),说明氮素仍是限制微生物活性的重要因子。由此可见,碳源和氮源等养分的协调供应,使土壤 C/N 接近于微生物生长的适宜条件,才更有利于维持较高的微生物活性和数量,进而促进有机碳分解^[44-45]。但无论以何种形式添加外源氮均与水分有交互作用($P<0.05$)。对本试验来说,土壤含水量等于或高于 50% 田间持水量(M1)时,添加外源氮才表现出促进作用($P<0.05$)。也说明土壤水分条件不再是微生物活性的制约因素时,其他因素(如无机氮和有机氮等)的作用则会更加突出。

4 结论

供试土壤有机碳矿化速率在培养后 1 d 出现高峰,随后直线下降,第 7 天下降了 57.2%—75.0%,培养 20—30 d 出现第 2 高峰。累积矿化量主要在培养后 30 d 内,占整个培养期的 59.1%—69.9%。水分和氮添加提高了有机碳矿化速率并加快了第 2 高峰的出现。

根据双指数模型模拟结果,土壤潜在矿化碳库($C_1 + C_2$)和潜在矿化率分别为 219.1—1204 mg/kg 和 1.75%—9.66%。活性碳库(C_1)为 53.0—135.1 mg/kg,占潜在矿化碳库的 9.18%—40.6%。水分和氮输入增加了土壤潜在矿化碳库和活性碳库,并提高了潜在矿化率。

土壤含水量与潜在矿化碳库呈二次函数关系($P<0.05$),田间持水量 25%—100% 范围内,有机碳矿化速率随土壤含水量的增加而增加,但增加幅度降低,其中有机碳净矿化率在 M2(田间持水量 75%)时达最大。

供试土壤有机碳矿化量与微生物碳和矿质氮含量显著正相关。保持氮水平(200 kg N/hm²)相同,有机氮(鸡粪)或者无机氮(尿素)添加均提高了高产粮田土壤碳矿化($P<0.05$),但两者间无显著差异。

References:

- [1] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 2004, 304(5677): 1623-1627.
- [2] Huang Y, Liu S L, Shen Q R, Zong L G. Influence of environmental factors on the decomposition of organic carbon in agricultural soils. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(6): 709-714.
- [3] Abaye D A, Brookes P C. Relative importance of substrate type and previous soil management in synthesis of microbial biomass and substrate mineralization. *European Journal of Soil Science*, 2006, 57(2): 179-189.
- [4] Min K, Kang H, Lee D. Effects of ammonium and nitrate additions on carbon mineralization in wetland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(12): 2461-2469.
- [5] Jha P, Garg N, Lakaria B L, Biswas A K, Rao A S. Soil and residue carbon mineralization as affected by soil aggregate size. *Soil and Tillage Research*, 2012, 121: 57-62.
- [6] Oorts K, Nicolardot B, Merckx R, Richard G, Boizard H. C and N mineralization of undisturbed and disturbed soil from different structural zones of conventional tillage and no-tillage systems in northern France. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(9): 2576-2586.
- [7] Tian Y Q, Liu J, Wang X H, Gao L H. Carbon mineralization in the soils under different cover crops and residue management in an intensive protected vegetable cultivation. *Scientia Horticulturae*, 2011, 127(3): 198-206.
- [8] Wang X W, Li X Z, Hu Y M, Lü J J, Sun J, Li Z M, Wu Z F. Effect of temperature and moisture on soil organic carbon mineralization of predominantly permafrost peatland in the Great Hing'an Mountains, Northeastern China. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(7): 1057-1066.
- [9] Rey A, Petsikos C, Jarvis P G, Grace J. Effect of temperature and moisture on rates of carbon mineralization in a Mediterranean oak forest soil under controlled and field conditions. *European Journal of Soil Science*, 2005, 56(5): 589-599.
- [10] Khalil M I, Hossain M B, Schmidhalter U. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(8): 1507-1518.
- [11] Cooper J M, Burton D, Daniell T J, Griffiths B S, Zebarth B J. Carbon mineralization kinetics and soil biological characteristics as influenced by manure addition in soil incubated at a range of temperatures. *European Journal of Soil Biology*, 2011, 47(6): 392-399.
- [12] Fierer N, Schimel J P, Holden P A. Influence of drying-rewetting frequency on soil bacterial community structure. *Microbial Ecology*, 2003, 45(1): 63-71.

- [13] Ouyang X J, Zhou G Y, Huang Z L, Zhou C Y, Li J, Shi J H, Zhang D Q. Effect of N and P addition on soil organic C potential mineralization in forest soils in South China. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(9): 1082-1089.
- [14] Liu D Y, Song C C, Wang L, Wang L L, Li Y C. Exogenous nitrogen enrichment impact on the carbon mineralization and DOC of the freshwater marsh soil. *Environmental Science*, 2008, 29(12): 3525-3530.
- [15] Zheng J F, Zhang X H, Li L Q, Zhang P J, Pan G X. Effect of long-term fertilization on C mineralization and production of CH_4 and CO_2 under anaerobic incubation from bulk samples and particle size fractions of a typical paddy soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2007, 120(2/4): 129-138.
- [16] Chen T, Hao X H, Du L J, Lin S, Feng M L, Hu R G, Gao J Y. Effects of long-term fertilization on paddy soil organic carbon mineralization. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(7): 1494-1500.
- [17] Zhao G S, Jiang H R, Wu W L. Sustainability of farmland ecosystem with high yield based on emergy analysis method. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2011, 27(8): 318-323.
- [18] Liu G D, Wu W L, Liu Z L, Wang L P. Characteristics and environmental impact of non-point pollution of groundwater under the high-yield farmlands of North China-A case study from Huantai County, Shandong Province. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2005, 13(2): 125-129.
- [19] Lu R K. *Method of Soil Agricultural Chemistry Analysis*. Beijing: Chinese Agricultural Science and Technology Press, 2000: 125-428.
- [20] Hopkins D W. Carbon Mineralization // Carter M R, Gregorich E G, eds. *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Part VI-Soil Physical Analyses. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science, 2007: 589-598.
- [21] Murwira H K, Kirchmann H, Swift M J. The effect of moisture on the decomposition rate of cattle manure. *Plant and Soil*, 1990, 122(2): 197-199.
- [22] Fernández J M, Plaza C, Hernández D, Polo A. Carbon mineralization in an arid soil amended with thermally-dried and composted sewage sludges. *Geoderma*, 2007, 137(3/4): 497-503.
- [23] Marinari S, Lagomarsino A, Moscatelli M C, Tizio A D, Campiglia E. Soil carbon and nitrogen mineralization kinetics in organic and conventional three-year cropping systems. *Soil and Tillage Research*, 2010, 109(2): 161-168.
- [24] Bernal M P, Sanchez-Monedero M A, Paredes C, Roig A. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1998, 69(3): 175-189.
- [25] Berndt W L. Double exponential model describes decay of hybrid bermudagrass thatch. *Crop Science*, 2008, 48(6): 2437-2446.
- [26] Cui Y T, Han C R, Lu J D. Dynamics of organic material decomposition and soil respiration in intensive and high yield agroecosystem. *The Journal of Applied Ecology*, 1997, 8(1): 59-64.
- [27] Zhang S J, Xiang W H. Research progress in effects of land use mode on soil active organic carbon. *Journal of Central South University of Forestry & Technology*, 2012, 32(5): 134-143.
- [28] Cookson W R, Abaye D A, Marschner P, Murphy D V, Stockdale E A, Goulding K W T. The contribution of soil organic matter fractions to carbon and nitrogen mineralization and microbial community size and structure. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(9): 1726-1737.
- [29] Liang C, Das K C, McClendon R W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology*, 2003, 86(2): 131-137.
- [30] Linn D M, Doran J W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. *Soil Science Society of America Journal*, 1984, 48(6): 1267-1272.
- [31] Tiquia S M, Tam N F Y, Hodgkiss I J. Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents. *Bioresource Technology*, 1996, 55(3): 201-206.
- [32] Hao R J, Li Z P, Che Y P. Characteristics of organic C mineralization under aerobic and submerged conditions in paddy soils of Southern Jiangsu province. *Scientia Agricultura Sinica*, 2010, 43(6): 1164-1172.
- [33] Sun Z L, Wu J S, Ge T D, Tang G Y, Tong C L. Effects of soil texture and water content on the mineralization of soil organic carbon in paddy soils. *Environmental Science*, 2009, 3(1): 214-220.
- [34] Wang A H, Su Y R, Li Y, Hu L N, Wu J S. Response of the turnover of soil organic carbon to the soil moisture in paddy and upland soil. *Scientia Agricultura Sinica*, 2012, 45(2): 266-274.
- [35] Ma L, Yang L Z, Ci E, Cheng Y Q, Wang Y, Shen M X, Yin S X. Effects of long-term fertilization on distribution and mineralization of organic carbon in paddy soil. *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46(6): 1049-1058.
- [36] Zhai L M, Liu H B, Zhang J Z, Huang J, Wang B R. Long-term application of organic manure and mineral fertilizer on N_2O and CO_2 emissions in a red soil from cultivated maize-wheat rotation in China. *Agricultural Sciences in China*, 2011, 10(11): 1748-1757.
- [37] Biau A, Santiveri F, Mijangos I, Lloveras J. The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. *European Journal of Soil Biology*, 2012, 53: 56-61.
- [38] Yang L L, Zhang F S, Mao R Z, Gao Q, Ju X T. Soil net N and

- C mineralization and urea transformation in agroecosystems across North China Plain. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2007, 13(5): 824-830.
- [39] Shen F F, Yuan Y H, Fan H B, Liu W F, Liu Y Q. Effects of elevated nitrogen deposition on soil organic carbon mineralization and soil enzyme activities in a Chinese fir plantation. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(2): 517-527.
- [40] Aerts R, Toet S. Nutritional controls on carbon dioxide and methane emission from *Carex*-dominated peat soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1997, 29(11/12): 1683-1690.
- [41] Henriksen T M, Breland T A. Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities during decomposition of wheat straw in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(8): 1121-1134.
- [42] Berg B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 2000, 133(1/2): 13-22.
- [43] Carreiro M M, Sinsabaugh R L, Repert D A, Parkhurst D F. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. *Ecology*, 2000, 81(9): 2359-2365.
- [44] Ding X L, He H B, Li X B, Bai Z, Xie H T, Zhang X D. Effect of nitrogen level on carbon mineralization and microbial biomass during initial decomposition of maize straw. *Chinese Journal of Soil Science*, 2008, 39(4): 784-788.
- [45] Dou J X, Liu J S, Wang Y, Zhao G Y. Effects of amendment C/N ratio on soil organic carbon mineralization of meadow marshes in Sanjiang Plain. *Scientia Geographica Sinica*, 2009, 29(5): 773-778.
- 参考文献:
- [2] 黄耀, 刘世梁, 沈其荣, 宗良纲. 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.
- [14] 刘德燕, 宋长春, 王丽, 王丽丽, 李英臣. 外源氮输入对湿地土壤有机碳矿化及可溶性有机碳的影响. *环境科学*, 2008, 29(12): 3525-3530.
- [16] 陈涛, 郝晓晖, 杜丽君, 林杉, 冯明磊, 胡荣桂, 高璟贇. 长期施肥对水稻土土壤有机碳矿化的影响. *应用生态学报*, 2008, 19(7): 1494-1500.
- [17] 赵桂慎, 姜浩如, 吴文良. 高产粮区农田生态系统可持续性的能值分析. *农业工程学报*, 2011, 27(8): 318-323.
- [18] 刘光栋, 吴文良, 刘仲兰, 王立平. 华北农业高产粮区地下水面源污染特征及环境影响研究——以山东省桓台县为例. *中国生态农业学报*, 2005, 13(2): 125-129.
- [19] 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: 125-428.
- [26] 崔玉亭, 韩纯儒, 卢进登. 集约高产农业生态系统有机物分解及土壤呼吸动态研究. *应用生态学报*, 1997, 8(1): 59-64.
- [27] 张仕吉, 项文化. 土地利用方式对土壤活性有机碳影响的研究进展. *中南林业科技大学学报*, 2012, 32(5): 134-143.
- [32] 郝瑞军, 李忠佩, 车玉萍. 好气和淹水处理间苏南水稻土有机碳矿化量差异的变化特征. *中国农业科学*, 2010, 43(6): 1164-1172.
- [33] 孙中林, 吴金水, 葛体达, 唐国勇, 童成立. 土壤质地和水分对水稻土有机碳矿化的影响. *环境科学*, 2009, 30(1): 214-220.
- [34] 王媛华, 苏以荣, 李杨, 胡乐宁, 吴金水. 水田和旱地土壤有机碳周转对水分的响应. *中国农业科学*, 2012, 45(2): 266-274.
- [35] 马力, 杨林章, 慈恩, 程月琴, 王岩, 沈明星, 殷士学. 长期不同施肥处理对水稻土有机碳分布变异及其矿化动态的影响. *土壤学报*, 2009, 46(6): 1050-1058.
- [38] 杨莉琳, 张福锁, 毛仁钊, 高强, 巨晓棠. 华北平原农田生态系统土壤 C、N 净矿化及尿素转化研究. *植物营养与肥料学报*, 2007, 13(5): 824-830.
- [39] 沈芳芳, 袁颖红, 樊后保, 刘文飞, 刘苑秋. 氮沉降对杉木人工林土壤有机碳矿化和土壤酶活性的影响. *生态学报*, 2012, 32(2): 517-527.
- [44] 丁雪丽, 何红波, 李小波, 白震, 解宏图, 张旭东. 不同供氮水平对玉米秸秆降解初期碳素矿化及微生物量的影响. *土壤通报*, 2008, 39(4): 784-788.
- [45] 窦晶鑫, 刘景双, 王洋, 赵光影. 三江平原草甸湿地土壤有机碳矿化对 C/N 的响应. *地理科学*, 2009, 29(5): 773-778.