

有机物料对红壤几种形态碳氮及酸度的影响

练成燕^{1,2}, 张桃林^{1,2}, 王兴祥^{1,2}

(¹中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; ²中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要:【目的】为合理施用有机物料调节土壤碳、氮以阻控土壤酸化, 对有机物料施入红壤后土壤几种形态碳、氮及酸度变化进行了研究, 并分析了相关关系。【方法】通过室内恒温培养试验研究了添加3种有机物料(稻草、紫云英和猪粪)后红壤中铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、可溶性有机氮(WSON)、可溶性有机碳(WSOC)、微生物量碳(SMBC)、微生物量氮(SMBN)和土壤pH动态变化。【结果】与对照相比, 添加有机物料均提高了土壤WSOC、SMBC和pH, 且有机物料添加量越大, 增幅越大。猪粪处理中土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和WSON含量显著增加; 而稻草和紫云英处理中土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和WSON含量下降, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量没有显著变化。施用稻草和紫云英7~14 d左右, 土壤pH达到最大值, 随后逐渐下降趋于平衡; 而施用猪粪后土壤pH立即升高, 随后逐渐下降趋于平衡。84 d培养试验结束时, 与对照相比, 猪粪、稻草和紫云英处理的土壤pH分别平均增加了0.26、0.23和0.09。几种有机物料处理中, 土壤pH与SMBC和WSOC均存在显著的正相关关系。稻草和紫云英处理中, 土壤pH与WSON和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 之间存在显著负相关性, 而猪粪处理中pH与WSON和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 相关性不显著。【结论】施用有机物料能够显著提高红壤WSOC、SMBC和pH, 其中酸度改良效果猪粪>稻草>紫云英; 土壤碳、氮动态与土壤pH变化紧密相关, 且相关性有机物料的性质有关。

关键词: 红壤; 有机物料; pH; 碳; 氮

Effects of Organic Materials on Several Forms of Soil Carbon and Nitrogen and Soil Acidity

LIAN Cheng-yan^{1,2}, ZHANG Tao-lin^{1,2}, WANG Xing-xiang^{1,2}

(¹Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008; ²Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039)

Abstract: 【Objective】 In order to prevent soil acidification by regulating soil carbon and nitrogen, the change of several forms of soil carbon, nitrogen and soil pH, and the correlations among them were studied after the application of several organic materials. 【Method】 Incubation experiments were conducted at the temperature of (25±1)°C. The dynamics of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, water-extracted soluble organic carbon (WSOC), water-extracted soluble organic nitrogen (WSON), soil microbial biomass carbon (SMBC), soil microbial biomass nitrogen (SMBN) and pH after application of several organic materials (rice straw, Chinese milk vetch and pig manure) were measured. 【Result】 Compared with the control treatment, soil pH, SMBC and WSOC increased after application of organic materials, and increased with the application rates. After application of pig manure, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and WSON in soil increased significantly. WSON and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in soil decreased after application of rice straw and Chinese milk vetch, and decreased with the application rates, while application of rice straw and Chinese milk vetch had no significant effect on $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Soil pH reached its maximum between the 7th and 14th day of incubation after application of rice straw and Chinese milk vetch, while increased immediately after application of pig manure, decreased thereafter, and tended to be stable. Compared with the control treatment, soil pH increased by 0.26, 0.23 and 0.09 on average in the treatments of pig manure, rice straw and Chinese milk vetch at the end of incubation for 84 d. Soil pH was positively correlated with SMBC and WSOC in the treatments of organic materials, while soil pH was negatively correlated with WSON and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ after application of rice straw and Chinese milk vetch, and insignificantly

收稿日期: 2009-01-06; 接受日期: 2009-05-05

基金项目: 中国科学院知识创新工程重大项目(KSCX1-YW-09)、国家科技支撑计划课题(2006BAD05B09)

作者简介: 练成燕(1984-), 女, 江苏江都人, 硕士研究生, 研究方向为红壤退化机制与生态恢复。E-mail: monica.lian@163.com。通信作者王兴祥(1967-), 男, 安徽无为, 博士, 研究员, 研究方向为红壤退化机制与防治。Tel: 025-86881200; E-mail: xxwang@issas.ac.cn

correlated with WSON and $\text{NO}_3^- \text{-N}$ in the treatments of pig manure. 【Conclusion】 Application of several organic materials could significantly increase WSOC, SMBC and pH of the soil, with the pH increasing is in the order of pig manure > rice straw > Chinese milk vetch. Dynamics of soil carbon and nitrogen are important in relation to the change of soil acidity after application of organic materials, and the relativity is related to the properties of organic materials.

Key words: red soil; organic materials; pH; carbon; nitrogen

0 引言

【研究意义】红壤酸化控制与改良，一直是红壤高效利用的核心问题。以往对土壤酸化控制与改良，多着重于改良剂的筛选及酸度改良效果的研究。某些农艺措施如种植豆科作物、施用石灰和有机物料等也可改变土壤物理、化学和生物性质，影响土壤 pH^[1-3]，在实际农业生产中的应用尤以有机物料的施用最为普遍。因此，利用已有的有机物料影响土壤酸度的研究实际，比较研究几种有机物料施入红壤后土壤碳、氮转化过程及酸度变化，对于合理利用有机物料阻控红壤快速酸化具有重要指导意义。【前人研究进展】土壤 pH 是调节土壤养分利用率、植被群落结构、作物生产力以及一系列土壤过程包括土壤微生物群落结构和活性的重要因子^[4]。已有研究表明，某些有机物料可以提高土壤 pH、降低土壤中铝的有效性，从而达到减轻土壤酸化的作用；而另一些有机物料的施用则加剧土壤酸化^[5-7]。这可能与有机物料的种类、施用量、土壤类型及试验条件等因素有关^[1,7-8]。有机物料的施用显著影响土壤可溶性有机碳（WSOC）和可溶性有机氮（WSON）的固定与释放及其在土壤中的含量^[9-11]，影响土壤微生物量碳（SMBC）和微生物量氮（SMBN）的含量^[12]。WSOC 和 WSON 在微生物生化循环过程中起着关键作用^[13-14]，其含量主要由土壤微生物的种类决定^[15]，且 WSON、WSOC 含量与土壤 pH 之间存在一定的相关关系^[16]。但是 SMBC、SMBN 与土壤 pH 之间相关性目前研究较少。【本研究切入点】土壤碳、氮含量及其循环过程与土壤 pH 密切相关^[17]，因此，施用有机物料后土壤多种形态碳、氮与

土壤 pH 变化，及其相互关系值得深入研究。【拟解决的关键问题】本文通过室内培养试验研究添加有机物料后土壤不同形态碳、氮及土壤 pH 的变化过程，并分析了碳、氮动态变化与土壤 pH 之间的相互关系，旨在为合理施用有机物料调控土壤碳、氮进而改善土壤酸度提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤为典型的第四纪红黏土发育的红壤，采集于中国科学院红壤生态实验站（江西鹰潭）花生实验地。土壤 pH（H₂O）为 4.82，全氮含量 0.6 g·kg⁻¹，有机质含量 10.1 g·kg⁻¹，交换性铝含量 2.5 cmol·kg⁻¹，交换性氢含量 0.28 cmol·kg⁻¹，有效磷（Olsen 法）含量 15.9 mg·kg⁻¹，速效钾含量 195 mg·kg⁻¹。试验选用了稻草、紫云英和猪粪 3 种常见的有机物料，稻草和紫云英烘干，猪粪风干后均粉碎过 0.42 mm 筛备用。各有机物料的基本理化性质见表 1。

1.2 试验设计

试验设置对照（CK）即不添加有机物料，和 9 个添加有机物料处理。有机物料为稻草、紫云英和猪粪。设各有机物料添加量分别为土壤重量的 0.75%（用量 1）、1.5%（用量 2）和 3%（用量 3）3 个水平，每个处理设 3 次重复。称取风干过 2 mm 筛的土壤 50 g 于 100 ml 塑料瓶中，分别按用量 1、用量 2 和用量 3 加入相应的物料，充分拌匀并将含水量控制在田间持水量的 60% 左右。在中国科学院南京土壤所恒温室内（25±1）℃培养，预培养 3 d 后开始正式培养，并在培养 3 h、3 d、7 d、14 d、28 d、56 d 和 84 d 分别进

表 1 有机物料的基本理化性质

Table 1 Physico-chemical properties of organic materials

物料种类	pH ¹⁾	有机碳含量	全氮含量	C/N	NH ₄ ⁺ -H	NO ₃ ⁻ -N
Organic materials		Organic carbon (g·kg ⁻¹)	Total nitrogen (g·kg ⁻¹)		(mg·kg ⁻¹)	(mg·kg ⁻¹)
稻草 Rice straw	8.41	432.4	10.89	39.7	-	-
紫云英 Chinese milk vetch	5.93	440.7	28.22	15.6	-	-
猪粪 Pig manure	8.77	368.4	24.36	15.1	1.121	0.539

¹⁾去离子水测定，固液比为 1 : 10 ^[3] ¹⁾ 1 g organic material in 10 ml deionized water^[3]

行取样分析（取样方法：破坏性取样，即每个处理不同取样时间均设 3 次重复，每一瓶只取样一次）。测定土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、WSOC、WSON、SMBC、SMBN 含量以及土壤 pH。

1.3 测定方法

土壤 pH 采用电位法按水土比 2.5 : 1 测定^[18]。SMBC 和 SMBN 的测定采用氯仿熏蒸， $0.5 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ K_2SO_4 直接提取法^[19]，熏蒸浸提液中的碳、氮与不熏蒸浸提液中的碳、氮之差 (E_C , E_N) 分别除以一个转换系数 (K_{EC} , K_{EN})，即为 SMBC、SMBN ($\text{SMBC} = E_C/K_{EC}$, $K_{EC}=0.38$; $\text{SMBN} = E_N/K_{EN}$, $K_{EN}=0.45$)。WSOC 和 WSON 的测定采用去离子水浸提，水土比为 10 : 1，振荡 1 h，4 000 r/min 离心 10 min，一部分上清液过 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜后利用 TOC Multi N/C 3100 仪（德国耶拿公司）直接测定 WSOC 和 WSON^[20]；另一部分上清液直接过滤，用 San++system 全自动流动分析仪（德国 BRAN+LUEBBE 公司）测定 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 。

1.4 数据处理与统计分析

文中所有数据分析均采用 SPSS 13.0 和 EXCEL 软件，不同处理间的差异显著性采用 Duncan 法检验。

2 结果与分析

2.1 土壤铵态氮、硝态氮的动态变化

2.1.1 土壤铵态氮 从表 2 可以看出，与对照相比，猪粪处理显著增加了土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量，且添加量越大 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量越高。猪粪 1 (0.75% 添加量)、猪粪 2 (1.5% 添加量) 和猪粪 3 (3% 添加量) 处理中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量与对照相比分别增加了 6.29、18.4 和 30.6 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，且处理间差异极显著 ($P < 0.01$)。而添加稻草和紫云英处理中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量始终处于较低水平，平均比对照降低了 8.04% 和 2.82%，且处理间差异不显著。猪粪处理中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量在培养前 3 d 最高，随后缓慢下降并趋于平衡，稻草和紫云英处理中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量没有显著变化趋势。

2.1.2 土壤硝态氮 与对照相比，添加稻草和紫云英处理中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量平均分别降低了 96.48% 和 67.78%，且添加量越高，土壤中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量越低；添加猪粪处理中，土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量显著高于对照 ($P < 0.05$)，且随添加量的增加而增加，不同施入量水平之间呈现显著差异 ($P < 0.05$)。猪粪处理中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量前期增加较为缓慢，14 d 后 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量快速上升，到培养结束时，猪粪 1、猪粪 2 和猪粪 3 处理中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 分别比对照增加了 56.1、143.7 和 325.9 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (表 3)。

2.2 土壤可溶性有机碳、氮的动态变化

2.2.1 土壤可溶性有机碳 由图 1 可知，添加有机物

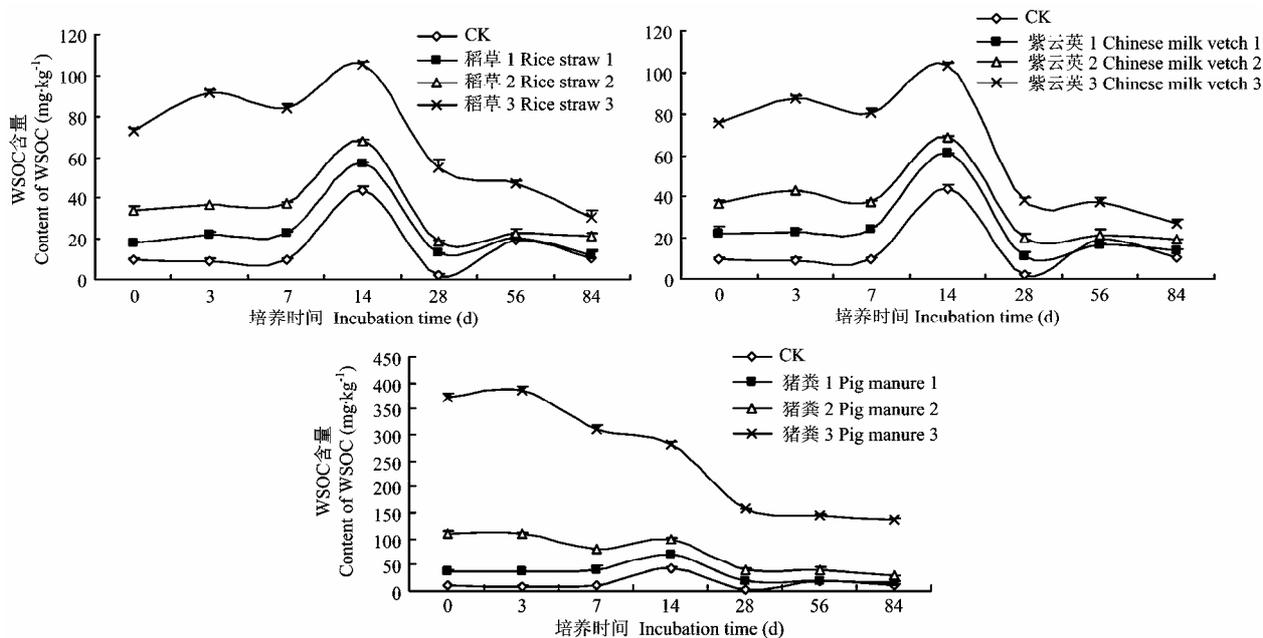


图 1 添加几种有机物料后土壤可溶性有机碳含量的动态变化

Fig. 1 Dynamics of soluble organic carbon in the soil after application of several organic materials

表 2 添加几种有机物料后土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量的动态变化Table 2 Dynamics of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in the soil after application of several organic materials ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

培养时间 Incubation time	CK	稻草 Rice straw			紫云英 Chinese milk vetch			猪粪 Pig manure		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3
3 h	13.1aC	11.8aD	10.4aBC	8.1aA	13.8aC	9.7aAB	11.6aB	21.3bC	40.8cB	75.7dC
3 d	11.7aBC	8.9aBCD	10.9aC	11.1aAB	10.9aB	11.2aB	11.6aB	14.0aB	41.6bB	78.4cBC
7 d	10.1abB	8.3abBC	6.2aA	7.5aA	7.9abA	11.9abB	6.9aA	18.7bBC	35.9cB	47.6dB
14 d	7.5aA	8.5aBC	7.1aA	11.4aAB	9.7aB	8.1aAB	9.6aAB	19.9bBC	34.3cB	48.9dB
28 d	7.3aA	5.1aA	5.9aA	7.4aA	6.3aA	6.5aA	7.7aAB	14.6bB	15.0bA	35.4dA
56 d	7.2aA	7.5aAB	8.0abAB	7.3aA	6.8aA	6.7aA	8.3abAB	7.7aA	10.0bA	12.1cA
84 d	11.8abBC	11.1abCD	13.5abD	13.5abB	13.1abC	10.5aAB	11.1abAB	16.5bcBC	19.7cA	25.0dA

小写字母表示同一时间不同处理之间的比较, 大写字母表示同一处理不同时间的比较, 不同字母表示差异显著 ($P<0.05$)。下同

Small letter and capital letter stand for the comparison among different treatments at the same time and in different times of the same treatment, respectively. The different letter means significant difference ($P<0.05$) between different treatments or times. The same as below

表 3 添加几种有机物料后土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的动态变化Table 3 Dynamics of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in the soil after application of several organic materials ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

培养时间 Incubation time	CK	稻草 Rice straw			紫云英 Chinese milk vetch			猪粪 Pig manure		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3
3 h	2.1bcA	0.4abA	0.3aA	0.2aA	2.9bcA	2.3bcA	1.9bcA	3.1bcdA	5.0cdA	4.7dA
3 d	4.2aAB	0.3aA	0.3aA	0.2aA	2.5aA	1.3aAB	0.5aA	6.8bB	5.1bcA	7.6bcA
7 d	6.7abAB	0.5aA	0.3aA	0.5aA	4.1abAB	4.0abAB	0.9aA	10.4bcA	15.9cA	8.9bcA
14 d	11.1bB	0.2aA	0.2aA	0.4abA	5.6abB	4.6abA	2.1abA	19.5cAB	31.4dB	23.1cdA
28 d	14.4aC	0.4aA	0.3aA	0.2aA	8.0abC	3.2aAB	1.5aA	38.3bB	87.9cC	118.1dB
56 d	16.7cC	0.6aA	0.5aA	0.4aA	10.9bcD	4.1abAB	0.6aA	65.4dC	150.4eD	276.6fC
84 d	17.6abC	0.6aA	0.5aA	0.5aA	11.4abD	6.2abB	0.5aA	73.7bD	161.2cD	343.5dD

料均能增加土壤中 WSOC, 不同有机物料对 WSOC 的影响顺序为: 猪粪 3>猪粪 2>稻草 3、紫云英 3>紫云英 2、稻草 2 和猪粪 1>紫云英 1、稻草 1。与对照相比, 有机物料对 WSOC 的影响均达到显著 ($P<0.05$); 同一物料不同用量间也呈显著差异 ($P<0.05$), 且 WSOC 含量随着物料添加量而增加。猪粪处理中, 猪粪 1、猪粪 2 和猪粪 3 处理达到峰值的时间分别为 14 d, 3 h 和 3 d; 而稻草和紫云英处理中, 前 7 d 变化并不明显, 第 7 天时 WSOC 迅速升高, 并在 14 d 达

到峰值, 随后又迅速降低, 并趋于缓慢平衡的状态。

2.2.2 土壤可溶性有机氮 添加有机物料后 WSON 含量的变化与 WSOC 有所不同 (图 2)。与对照相比, 添加猪粪处理中 WSON 含量显著增加 ($P<0.05$), 且不同施用量之间也呈显著差异 ($P<0.05$)。猪粪 1、猪粪 2 和猪粪 3 处理的 WSON 含量平均增加了 36.5、102.8 和 195.7 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 且含量随着培养时间而增加; 而稻草和紫云英处理中 WSON 分别平均降低了 90.37% 和 62.29%, 不同处理间差异不显著。

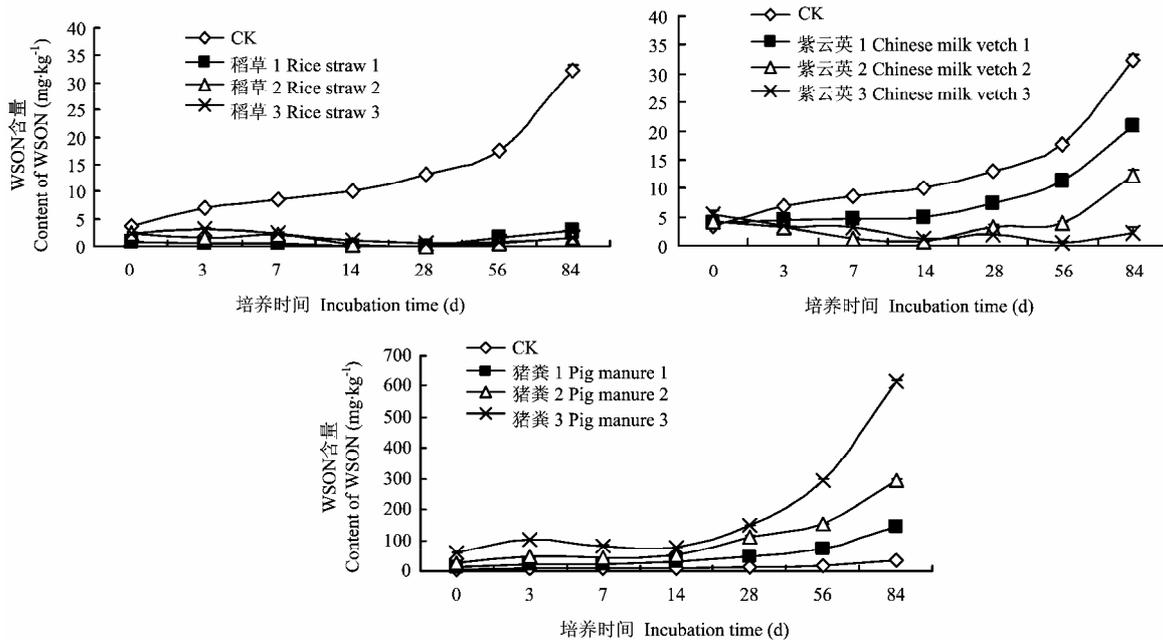


图 2 添加几种有机物料后土壤可溶性有机氮含量的动态变化

Fig. 2 Dynamics of soluble organic nitrogen in the soil after application of several organic materials

2.3 土壤微生物生物量碳、氮的动态变化

2.3.1 土壤微生物量碳 由图 3 可见, 有机物料的添加均增加了土壤 SMBC 含量, 不同有机物料处理间对 SMBC 的影响顺序为: 猪粪 3>稻草 3、猪粪 2>紫云英 3、稻草 2>猪粪 1、紫云英 2 和稻草 1。整个培养阶段, SMBC 最大值出现在猪粪 3 处理的第 7 天, 是对照的 18 倍; 而稻草和紫云英处理的 SMBC 最大值分别出现在稻草 3 处理的 3 h 和紫云英 3 处理的 84 d, 分别为对照的 3.4 和 3.5 倍。各有机物料处理与对照之间差异显著 ($P<0.05$); 同一物料不同添加量对 SMBC 含量的影响也呈显著差异 ($P<0.05$), 且添加量越大, SMBC 含量也越高。猪粪处理中 SMBC 含量随培养的

进行呈现一个先增加再降低的变化的过程, 而稻草和紫云英处理中, SMBC 并没有稳定的变化趋势。

2.3.2 土壤微生物量氮 与 SMBC 相似, 添加有机物料增加了土壤 SMBN 含量。不同有机物料处理对 SMBN 的影响顺序为: 猪粪 3>猪粪 2>紫云英 3、猪粪 1 和稻草 2>紫云英 1、紫云英 2。整个培养阶段 SMBN 含量均呈现动态不稳定的变化趋势, 其中 SMBN 最大值出现在猪粪 3 处理的第 3 天, 含量高达 147.31 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 是对照处理的 17 倍; 而紫云英和稻草处理中, 最大值出现在稻草 3 的 84 d 和紫云英 1 的 56 d, 分别为 53.9 和 51.6 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 是对照的 5.02 和 5.42 倍 (图 4)。方差分析显示, 除稻草 1 处理外,

其余有机物料处理均显著增加了 SMBN 的含量 ($P < 0.05$)。

2.4 土壤 pH 的动态变化

3 种有机物料的添加均不同程度地提高了土壤

pH，不同有机物料处理间土壤 pH 的大小顺序为：猪粪 > 稻草 > 紫云英。同一物料处理中，添加量越大土壤 pH 提高越明显 (图 5)。与对照相比，猪粪处理土壤 pH 最大增幅达 1.9 个单位，稻草和紫云英处理的最

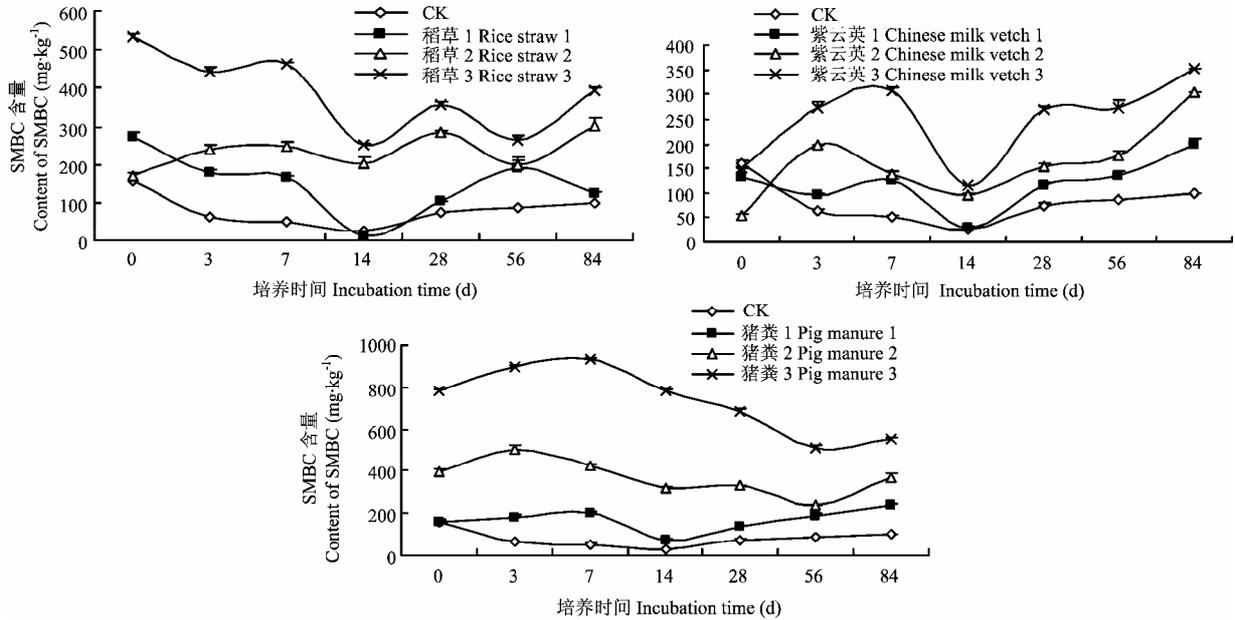


图 3 添加几种有机物料后土壤微生物量碳的动态变化

Fig. 3 Dynamics of microbial biomass carbon in the soil after application of several organic materials

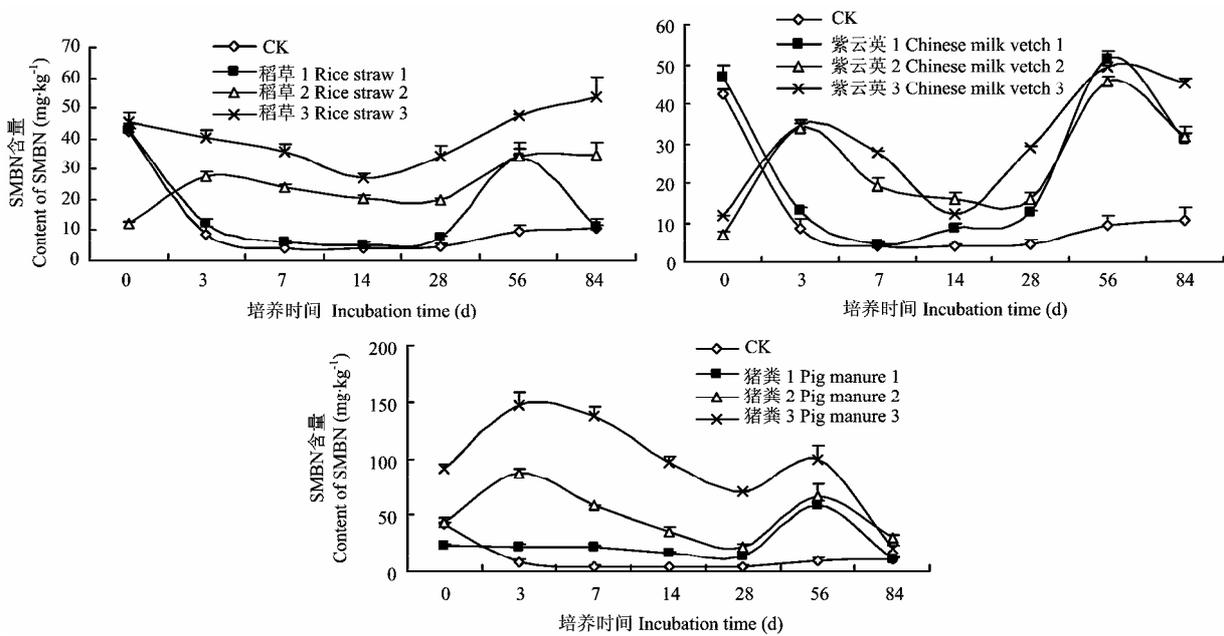


图 4 添加几种有机物料后土壤微生物量氮动态变化

Fig. 4 Dynamics of microbial biomass nitrogen in the soil after application of several organic materials

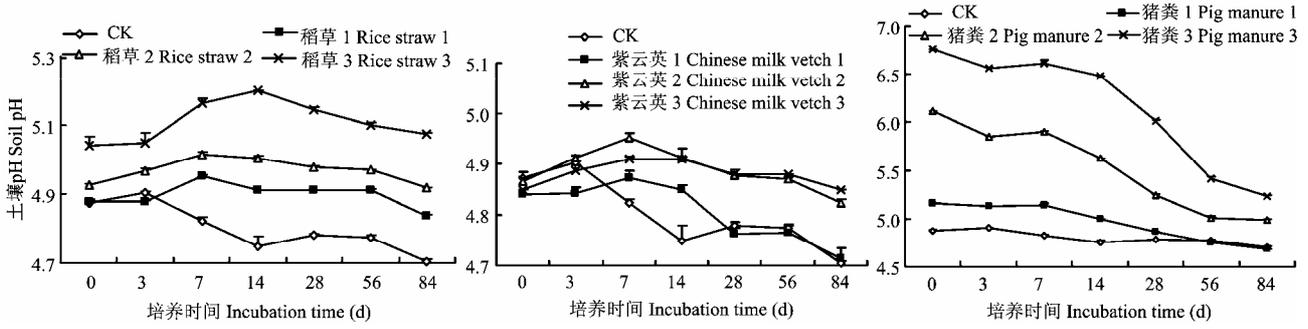


图 5 添加几种有机物料后土壤 pH 的动态变化

Fig. 5 Dynamics of pH in the soil after application of several organic materials

大增幅也分别达 0.45 和 0.15 个单位。稻草和紫云英处理中土壤 pH 在培养初期快速升高,在 7~14 d 内达到最大值后逐渐降低。而猪粪处理中土壤 pH 在培养之初就达到最大值,随后逐渐降低直至趋于平衡。培养结束后与对照相比,猪粪 3 处理土壤 pH 增幅最大,达 0.53 个单位;其次是稻草 3 处理,增幅为 0.37 个单位。84 d 培养试验结束时,与对照相比,猪粪、稻草和紫云英处理的土壤 pH 分别平均增加了 0.26、0.23 和 0.09。

2.5 土壤碳、氮与 pH 的相关性分析

相关性分析结果表明(表 4~6),添加稻草和紫云英处理中,WSOC、SMBC 与土壤 pH 之间均存在显著的正相关;而 WSON 和 NO₃⁻-N 与土壤 pH 之间存在显著的负相关;NH₄⁺-N 和 SMBC/SMBN 与土壤 pH 之间没有显著的相关性。此外,紫云英处理中,WSOC/WSON 与土壤 pH 之间也存在着极显著正相关。添加猪粪处理的土壤中,WSOC、SMBC、SMBN、NH₄⁺-N 和 WSOC/WSON 与土壤 pH 之间存在显著的正相关,而 WSON、NO₃⁻-N 和 SMBC/SMBN 与土壤 pH 之间没有显著的相关性。

表 4 施用稻草后土壤 pH、微生物量碳氮、可溶性有机碳氮、铵态氮、硝态氮之间的相关性分析

Table 4 The correlations among pH, SMBC, SMBN, WSOC, WSON, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N in the soil after application of rice straw

	pH	WSOC	WSON	SMBC	SMBN	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	WSOC/WSON	SMBC/SMBN
pH	1	0.700**	-0.639**	0.726**	0.508**	-0.663**	NS	NS	NS
WSOC		1	-0.304**	0.560**	0.285**	-0.337**	NS	0.217*	NS
WSON			1	-0.379**	NS	0.907**	NS	-0.341**	NS
SMBC				1	0.757**	-0.451**	NS	NS	NS
SMBN					1	-0.315**	0.292**	NS	-0.334**
NO ₃ ⁻ -N						1	NS	-0.293**	NS
NH ₄ ⁺ -N							1	NS	NS
WSOC/WSON								1	NS
SMBC/SMBN									1

**表示极显著水平, P<0.01; *表示显著水平, P<0.05; NS 表示不显著。下同

** Means extremely significant correlation at the 0.01 level (2-tailed). * Means significant correlation at the 0.05 level (2-tailed). NS means not significant. The same as below

3 讨论

3.1 土壤碳、氮

土壤微生物是土壤有机质转化的驱动力,与土壤碳氮循环紧密相关^[19]。添加有机物料能提高 SMBC、SMBN,但不同的有机物料的有效碳源和 C/N 比不同,

对微生物所造成的影响也不同^[21]。猪粪处理中 SMBC、SMBN 含量在培养前期达最大值,这是因为猪粪中含有较多的可溶性有机质,能够很快被微生物同化,当其消耗到不能满足微生物需求时,SMBC、SMBN 便开始降低,最后达到一个动态的平衡^[14]。稻草和紫云英处理的土壤,虽然微生物有了足够的碳源,但可利

表 5 施用紫云英后土壤 pH、微生物量碳氮、可溶性有机碳氮、铵态氮、硝态氮之间的相关性分析

Table 5 The correlations among pH, SMBC, SMBN, WSOC, WSON, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in the soil after application of Chinese milk vetch

	pH	WSOC	WSON	SMBC	SMBN	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	WSOC/WSON	SMBC/SMBN
pH	1	0.466**	-0.805**	0.246*	NS	-0.765**	NS	0.439**	NS
WSOC		1	-0.455**	NS	NS	-0.472**	NS	0.571**	NS
WSON			1	-0.220*	NS	0.853**	NS	-0.431**	NS
SMBC				1	0.648**	-0.357**	NS	NS	NS
SMBN					1	NS	NS	NS	-0.367**
$\text{NO}_3^-\text{-N}$						1	NS	-0.388**	NS
$\text{NH}_4^+\text{-N}$							1	NS	NS
WSOC/WSON								1	NS
SMBC/SMBN									1

表 6 施用猪粪后土壤 pH、微生物量碳氮、可溶性有机碳氮、铵态氮、硝态氮之间的相关性分析

Table 6 The correlations among pH, SMBC, SMBN, WSOC, WSON, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in the soil after application of pig manure

	pH	WSOC	WSON	SMBC	SMBN	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	WSOC/ WSON	SMBC/ SMBN
pH	1	0.904**	NS	0.879**	0.568**	NS	0.876**	0.665**	NS
WSOC		1	NS	0.906**	0.608**	NS	0.855**	0.666**	NS
WSON			1	0.303**	0.240*	0.878**	NS	-0.364**	NS
SMBC				1	0.653**	NS	0.802**	0.438**	NS
SMBN					1	0.286**	0.411**	NS	-0.322**
$\text{NO}_3^-\text{-N}$						1	NS	-0.490**	NS
$\text{NH}_4^+\text{-N}$							1	0.691**	NS
WSOC/WSON								1	NS
SMBC/SMBN									1

用的氮源相对不足, 且短期内 pH 变化较为迅速可能导致微生物群落的变化, SMBC 和 SMBN 并没有平稳地增长, 而是在第 14 天出现了一个低谷。14 d 后由于微生物同化作用增强, 土壤中 WSOC, SMBC 开始上升; 由于土壤矿化作用的加强使得 WSON 含量增加, 土壤中可供微生物直接利用的氮源增加, 从而使 SMBN 含量也增加。

施用稻草和紫云英处理中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量始终处于较低水平, 这可能由于施用有机物料促进了土壤微生物的快速繁殖, 土壤中矿化作用产生的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 被微生物固定, 从而使得 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量较低; 而猪粪由于其本身含有较高的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 从而使得培养初期 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 很高。有机物料中的氮素主要以有机态存在, 因此培养初期土壤中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量很低。猪粪处理在 14 d 后 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量快速上升, 这与此时土壤中硝化

作用增强有关; 而稻草处理中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化不显著, 这可能与有机物料的 C/N 比有关。因为 C/N 比较高的有机物料施入土壤后增加了土壤微生物繁殖所需的能源物质, 使之活性提高, 生物固定作用显著增强^[22-23], 此时不仅不能释放出 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 而且固定了土壤有机质矿化释放的氮素, 使施肥土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量低于对照土壤。

有机物料分解过程中 WSOC 和 WSON 的变化也与微生物的活性有关^[24], 不同有机物料处理中 SMBC、SMBN 与 WSOC、WSON 之间均有一定的相关性(表 4~6)。WSOC 可作为碳源来促进微生物的周转, 而在周转过程中微生物又通过分解有机物料及本身的新陈代谢、死亡来增加可溶性有机质的含量^[25]。微生物分解有机物料的过程还必须有足够的氮源才能维持其正常的生命活动, 当添加的有机物料具有较高的 C/N

比(如稻草)时,氮素的缺乏成了制约其分解的重要限制因子,随着添加量的增加其对可溶性有机质的固定越明显^[25];而猪粪由于其本身所含有的 WSON 含量较高,为微生物提供的充足的氮源,因此有利于土壤 WSON 的转化。与初始值相比,培养结束后 WSOC 降幅较大,而 WSON 反而升高了。这可能是因为培养前土壤经风干,死亡的微生物转化为可溶性有机质,提高了 WSOC 和 WSON 的含量;培养试验过程时,微生物不断同化土壤中 WSOC 和 WSON,以满足自身需要,并通过微生物作用与周围环境发生交换,因此 WSOC 含量逐渐减少,而土壤中氮的矿化作用可以使得 WSON 增加^[19]。

3.2 土壤 pH

几种有机物料的施用均增加了土壤 pH,且土壤 pH 增幅最大时段都集中在培养初期。已有的研究表明只要物料中的碱基离子溶解进入溶液中,溶液将呈碱性反应^[26]。从物料本身的 pH 可以推断出有机物料中含有较多的碱基离子,在培养初期微生物分解作用较弱的情况下,这些碱基离子很可能是土壤 pH 上升的主要原因。同一物料施用量越高,土壤 pH 增幅越明显,猪粪中可溶性碱性物质含量最高,猪粪处理中土壤 pH 的增幅效果也最明显,这些均符合超量碱理论对于有机物料引起土壤 pH 升高的机理假说,即有机物料中的超量碱是导致土壤 pH 上升的原因^[7]。但是超量碱理论并不能解释培养后期土壤 pH 开始回落,甚至接近原来水平这一现象。

稻草和紫云英加入土壤后,可使土壤 pH 快速上升,不久即开始下降。通常认为氨化作用是前期 pH 上升的一个重要原因,后期的 pH 下降则是硝化作用所致。相关性分析结果显示稻草和紫云英处理中,NO₃⁻-N 和土壤 pH 之间存在着显著的负相关性;猪粪处理中 NH₄⁺-N 与土壤 pH 之间呈显著正相关,这与猪粪本身含有较高的 NH₄⁺-N 有关(表 4~6)。关于硝化作用引起土壤 pH 下降已有大量证据,如 Yan 等在土壤中加入(NH₄)₂SO₄后,土壤 pH 不久即随着硝态氮的迅速上升而下降,两者几乎是同步的^[20]。

虽然 SMBC/SMBN 与土壤 pH 没有显著相关性($P > 0.05$),但 SMBC 和 SMBN 却分别与土壤 pH 显著相关。Kemmitt 等^[16]研究也发现,土壤 pH 与 SMBC 之间存在显著的线性关系。有机物料对土壤 pH 的影响与土壤微生物群落的变化有关^[26],但群落潜在变化对于土壤碳、氮循环的影响,取决于土壤微生物群落中的功能冗余度^[16]。目前对于有机物料影响土壤微生物

群落结构方面的研究还不够,未来可以加强这方面的研究,并结合田间实际情况,探究其变化影响土壤 pH 的机理。

本研究中土壤 pH 与 WSOC 存在显著的正相关,这与 Kemmitt 等^[16]通过长期对土壤添加石灰控制其 pH 的研究结果相异。这可能是因为长期添加石灰处理会使得土壤中可溶性有机物质含量激增,但 WSOC 并不能长久保留在土壤中。此外施用有机物料与石灰处理存在本质区别,有机物料的施用给土壤添加了外源碳,在较短的培养期内 WSOC 与土壤 pH 之间存在显著正相关是完全可能的。根据去羧化作用理论,有机阴离子的去羧化将导致土壤 pH 的上升^[28],而 WSOC 是有机阴离子的组分之一。去羧化作用机理能解释培养过程过程中 pH 的变化,却不能解释土壤添加有机物料后 pH 立即升高的现象,因为此时微生物作用的去羧化作用很弱甚至尚未发生。

有机物料对土壤 pH 变化的影响有多个方面:物料降解过程中向土壤中释放的碱基以及氮素的氨化作用会增加土壤的 pH^[2];物料体内的有机阴离子如苹果酸、水杨酸和草酸等的去羧化作用会消耗土壤质子,从而提高土壤 pH^[26];土壤氮的硝化作用则会降低土壤 pH;物料降解过程中有机复合物的缔合与解离,也会影响土壤 pH^[2];土壤初始 pH 也是影响物料添加后土壤 pH 变化的重要因子^[2,26]。但总体而言,添加有机物料对土壤 pH 的影响取决于特定的环境下这些过程所进行的程度,这也是培养过程中土壤 pH 动态变化的可能原因。相关性分析表明,土壤 pH 与土壤几种形态碳、氮之间紧密关联。施用有机物料可以调控土壤 pH,进而影响土壤微生物活性以及土壤可溶性有机碳、氮转化,土壤微生物活性及土壤碳、氮转化过程对土壤 pH 变化也有重要影响。因此实际生产中可以通过合理施用有机物料调控土壤碳、氮转化,以达到控制土壤酸度的目的。

4 结论

室内培养条件下,添加有机物料提高了土壤 WSOC、SMBC、SMBN 和土壤 pH,但不同处理之间存在着差异,其中猪粪对酸化阻控效果最好,稻草次之,紫云英效果较差。土壤 pH 与土壤中碳、氮动态变化紧密相关,相关性与施用的有机物料性质有关。对于猪粪来说,土壤 pH 与 WSOC、SMBC、SMBN、NH₄⁺-N 和 WSOC/WSON 比之间存在显著正相关;对稻草和紫云英来说,土壤 pH 与 WSOC、SMBC 之间

存在显著正相关, 与 WSON 和 NO_3^- -N 之间存在显著负相关。

References

- [1] Xu R K, Coventry D R. Soil pH changes associated with lupin and wheat plant materials incorporated in a red-brown earth soil. *Plant and Soil*, 2003, 250: 113-119.
- [2] Xu J M, Tang C, Chen Z L. The role of plant residues in pH change of acid soils differing in initial pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38: 709-719.
- [3] Currie W S, Aber J D, McDowell W H, Boone R D, Magill A H. Vertical transport of dissolved organic C and N under long-term N amendments in pine and hardwood forests. *Biogeochemistry*, 1996, 35: 471-505.
- [4] Robson A D. *Soil Acidity and Plant Growth*. Sydney: Academic Press, 1989.
- [5] 徐仁扣, Coventry D R. 某些农业措施对土壤酸化的影响. 农业环境保护, 2002, 21 (5): 385-388.
- Xu R K, Coventry D R. Soil acidification as influenced by some agricultural practices. *Agro-Environmental Protection*, 2002, 21(5): 385-388. (in Chinese)
- [6] Yan F, Schubert S, Mengel K. Soil pH changes during legume growth and application of plant material. *Biology and Fertility of Soils*, 1996, 23: 236-242.
- [7] Pocknee S, Sumner M E. Cation and nitrogen contents of organic matter determine its soil liming potential. *Soil Science Society of America Journal*, 1997, 61: 86-92.
- [8] Tang C, Yu Q. Impact of chemical composition of legume residues and initial soil pH on pH change of a soil after residue incorporation. *Plant and Soil*, 1999, 215: 29-38.
- [9] Park J H, Kalbitz K, Matzner E. Resource control on the production of dissolved organic carbon and nitrogen in a deciduous forest floor. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34: 813-822.
- [10] Hedin L O, Armesto J J, Johnson A H. Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: Evaluation of biogeochemical theory. *Ecology*, 1995, 76(2): 493-509.
- [11] Qualls R G, Haines B L, Swank W T. Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest. *Ecology*, 1991, 72(1): 254-266.
- [12] 李贵桐, 张宝贵, 李保国. 秸秆预处理对土壤微生物量及呼吸活性的影响. 应用生态学报, 2003, 14 (12): 2225-2228.
- Li G T, Zhang B G, Li B G. Effect of straw pretreatment on soil microbial biomass and respiration activity. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14 (12): 2225-2228. (in Chinese)
- [13] 赵满兴, 周建斌, 陈竹君, 杨 绒. 有机肥中可溶性有机碳、氮含量及其特性. 生态学报, 2007, 27 (1): 397-403.
- Zhao M X, Zhou J B, Chen Z J, Yang R. Concentration and characteristics of soluble organic nitrogen (SON) and carbon (SOC) in different types of organic manures. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27 (1): 397-403. (in Chinese)
- [14] 赵劲松, 张旭东, 袁 星, 王 晶. 土壤溶解性有机质的特性与环境意义. 应用生态学报, 2003, 14 (1): 126-130.
- Zhao J S, Zhang X D, Yuan X, Wang J. Characteristics and environmental significance of soil dissolved organic matter. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(1): 126-130. (in Chinese)
- [15] Dai K O H, David M B, Vance G F. Characterization of solid and dissolved carbon in a spruce-fir Spodosol. *Biogeochemistry*, 1996, 35: 339-365.
- [16] Kemmitt S J, Wright D, Goulding K W T, Jones D L. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38: 898-911.
- [17] 赵其国. 中国东部红壤地区土壤退化的时空变化、机理及调控. 北京: 科学出版社, 2002: 147-151.
- Zhao Q G. *Mechanism, Temporal-Spatial Changes and Controlling Countermeasures of Soil Degradation in Hilly Red Soil Region of Southeastern China*. Beijing: Science Press, 2002: 147-151. (in Chinese)
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 1999.
- Lu R K. *Analytical Methods for Soil and Agricultural Chemistry*. Beijing: China Agricultural Sciencetech Press, 1999. (in Chinese).
- [19] 仇少君, 彭佩钦, 荣湘民, 刘 强, 唐 麒. 淹水培养条件下土壤微生物量碳、氮和可溶性有机碳、氮的动态. 应用生态学报, 2006, 17(11): 2052-2058.
- Qiu S J, Peng P Q, Rong X M, Liu Q, Tang Q. Dynamics of soil microbial biomass and dissolved organic carbon and nitrogen under flooded condition. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(11): 2052-2058. (in Chinese)
- [20] Yan F, Schubert S, Mengel K. Soil pH increase due to biological decarboxylation of organic anions. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28(4/5): 617-624.
- [21] 李世清, 李生秀. 有机物料和氮肥相互作用对微生物体氮的影响. 微生物学通报, 2000, 27 (3): 157-162.
- Li S Q, Li S X. Interaction between organic material and nitrogen fertilizer on microbial biomass nitrogen. *Microbiology*, 2000, 27(3): 157-162. (in Chinese)

- [22] 张亚丽, 张 娟, 沈其荣, 王金川. 秸秆生物有机肥的施用对土壤供氮能力的影响. *应用生态学报*, 2002, 13(12): 1575-1578.
- Zhang Y L, Zhang J, Shen Q R, Wang J C. Effect of combined application of bioorganic manure and inorganic nitrogen fertilizer on soil nitrogen supplying characteristics. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(12): 1575-1578. (in Chinese)
- [23] 韩晓日, 郭鹏程, 陈恩凤, 邹德乙. 土壤微生物对施入肥料氮的固持及其动态研究. *土壤学报*, 1998, 35(3): 412-418.
- Han X R, Guo P C, Chen E F, Zou D Y. Immobilization of fertilizer nitrogen by soil microbes and its changes. *Acta Pedologica Sinica*, 1998, 35(3): 412-418. (in Chinese)
- [24] Liang B C, Mackenzie A F, Schnitzer M, Monreal C M, Voroney P R, Beyaert R P. Management-induced change in labile soil organic matter under continuous corn in eastern Canadian soils. *Biology and Fertility of Soils*, 1998, 26: 88-94.
- [25] 代静玉, 周江敏, 秦淑平. 几种有机物料分解过程中溶解性有机物质化学成分的变化. *土壤通报*, 2004, 35(6): 724-727.
- Dai J Y, Zhou J M, Qin S P. Dynamic changes of chemical composition of dissolved organic matter during decomposition of organic materials. *Chinese Journal of Soil Science*, 2004, 35(6): 724-727. (in Chinese)
- [26] 李志安, 邹 碧, 丁永祯, 谭万能, 夏汉平, 沈承德, 孙彦敏. 植物残茬对土壤酸度的影响及其作用机理. *生态学报*, 2005, 25(9): 2382-2388.
- Li Z A, Zou B, Ding Y Z, Tan W N, Xia H P, Shen C D, Sun Y M. Effect of plant residues on soil acidity and its mechanisms. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(9): 2382-2388. (in Chinese)
- [27] Bääh E, Anderson T H. Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35: 955-963.
- [28] Marschner B, Noble A D. Chemical and biological processes leading to the neutralization of acidity in soil incubated with litter materials. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32: 805-813.

(责任编辑 李云霞)