

湿地垦殖对土壤微生物量及土壤溶解有机碳、氮的影响

黄靖宇^{1,2}, 宋长春^{1*}, 宋艳宇^{1,2}, 刘德燕^{1,2}, 万忠梅^{1,2}, 廖玉静^{1,2}

(1. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130012; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:对三江平原天然沼泽湿地及湿地垦殖后的农田、弃耕还湿地、人工林地等不同土地利用方式下表层土壤(0~10 cm)的活性碳、氮组分:微生物量碳(MBC)、微生物量氮(MBN)、溶解有机碳(DOC)、溶解有机氮(DON)进行了研究.结果表明,天然小叶章沼泽湿地垦殖为农田后,表层土壤各活性碳、氮组分显著降低:MBC减少了63.8%~80.5%;MBN减少了56.3%~67.1%;DOC减少了43.1%~44.3%;DON减少了25.2%~56.1%.农田弃耕还湿和人工造林后表层土壤的活性碳、氮组分有明显恢复的趋势,各组分恢复到天然小叶章湿地土壤水平的36.1%~59.9%(MBC);46.7%~65.9%(MBN);67.0%~69.3%(DOC);81.2%~88.3%(DON).土地利用方式是影响土壤MBC、MBN、DOC、DON变化的重要因素;各土地利用方式表层土壤的DOC、DON、MBC、MBN呈显著的正相关关系,土地利用方式对表层土壤DOC的影响大于对DON的影响;各土地利用方式下土壤微生物可利用碳、氮的来源不同是影响DOC、DON与MBC、MBN相关性差别明显的主要原因.

关键词:沼泽湿地;微生物量碳;微生物量氮;溶解有机碳;溶解有机氮;土壤

中图分类号:X144 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2008)05-1380-08

Influence of Freshwater Marsh Tillage on Microbial Biomass and Dissolved Organic Carbon and Nitrogen

HUANG Jing-yu^{1,2}, SONG Chang-chun¹, SONG Yan-yu^{1,2}, LIU De-yan^{1,2}, WAN Zhong-mei^{1,2}, LIAO Yu-jing^{1,2}

(1. Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The changes in microbial biomass carbon (MBC), microbial biomass nitrogen (MBN), dissolved organic carbon (DOC) and dissolved organic nitrogen (DON) were examined in order to assess the effect of surface layer soil (0~10 cm) under different land-use types after freshwater marshes tillage in the Sanjiang Plain Northeast China. Land uses were *Deyeuxia angustifolia* freshwater marshes ((DAM), cultivated land (CL), recovery freshwater marsh (RFM), constructed woodland (CW). After DAM soil tillage, MBC, MBN, DOC and DON declined strongly in agricultural surface soil layer, decreased 63.8%-80.5% (MBC), 56.3%-67.1% (MBN), 43.1%-44.3% (DOC) and 25.2%-56.1% (DON) respectively. In contrast, these C, N fraction had significant recovered in RFM and CW surface soil, increased 36.1%-59.9% (MBC), 46.7%-65.9% (MBN), 67.0%-69.3% (DOC) and 81.2%-88.3% (DON) respectively. Cultivation and land-use affected soil MBC, MBN, DOC and DON intensely. Therefore these labile C, N fractions have the significant relative under different land-use types. However DOC was more obvious controlled than DON by the land-use types. The relative between DOC and MBC, MBN have much difference than DON, the main reason of this distinction is the diverse source in available carbon and nitrogen that taken by microbial property under different land uses.

Key words: freshwater marsh; MBC; MBN; DOC; DON; soil

陆地生态系统碳、氮循环及储量的变化与土地的自然状况、土地利用/管理方式密切相关.当前人类正在以不同的土地利用方式通过对局部生态系统的强烈影响^[1,2],改变着土壤原有的物质循环过程,使土壤各组分都发生了较大的改变,土地利用方式的转变对土壤各营养元素的总量的影响是比较显著的.但是,在土壤各组分背景值较高的情况下,用各组分总量的变化来评价土地利用方式对土壤质量的影响是不够及时的,Biederbeck^[3,4]等都提出土地利用方式影响最明显和最迅速的是土壤的活性组分.因此对土壤各组分,尤其是对土地利用变化响应迅

速的活性组分进行分组研究是十分必要的.

土壤微生物参与了多种土壤生物化学过程,在土壤有机物降解、污染物代谢、养分循环过程中占有重要的地位.土壤微生物量是反映土壤微生物活性的指标^[5,6],是土壤中比较重要的活性组分.与土壤组分的总量变化相比,微生物量的变化能够更快、更早地反映土壤营养情况的改变,是土壤演化过程的

收稿日期:2007-05-04;修订日期:2007-06-21

基金项目:中国科学院知识创新工程重大项目(KZCX1-SW-01, KZCX3-SW-332, KZCX1-SW-19)

作者简介:黄靖宇(1977~),男,博士,主要研究方向为湿地生物地球化学, E-mail: huangjingyu120120@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: songcc@neigae.ac.cn

一个重要标志^[7~9]. 土壤微生物量主要包括微生物量碳(MBC)、微生物量氮(MBN)、微生物磷(MBP)、微生物硫(MBS)等. 目前, 关于 MBC 和 MBN 的研究比较广泛^[10~12].

土壤溶液中能够通过 0.4~0.6 μm 滤膜的有机物质被定义为土壤溶解有机质(DOM). DOM 是土壤微生物的主要营养来源和代谢产物, 土壤微生物量的变化总是伴随着土壤中 DOM 的变化而变化, 微生物活性与 DOM 密切相关^[13~15]. 溶解有机碳(DOC)和溶解有机氮(DON)是 DOM 中比较重要的 2 个活性组分, 在陆地生态系统的碳、氮循环过程中, DOC 是土壤碳库中最活跃的有机碳组分之一^[16, 17], DON 则是土壤氮素循环中起到主要调控作用的有机氮组分^[18, 19].

MBC、MBN、DOC 和 DON 是对土壤利用方式转变响应最迅速的土壤活性组分指标^[20, 21], 对这几种活性组分进行分组研究, 能够及时评价土地利用变化对土壤质量的影响. 所以, 揭示活性组分对土地利用方式转变的响应规律以及它们之间的相互联系是十分必要的. 土地利用方式的转变对土壤微生物量和土壤 DOM 影响的研究多见于农田、草地、森林等生态系统, 且研究中多以 MBC 和 DOC 为主要研究对象^[22~24], 而活性氮组分变化的研究较少, 有关湿地生态系统 MBC、MBN、DOC、DON 以及这几种组分的耦合关系的研究还不多见^[25], 本研究针对三江平原天然沼泽湿地土壤及湿地垦殖后土壤 DOC、DON、MBC 和 MBN 的变化及这几种土壤活性组分间的耦合关系等问题进行了探讨, 为了解湿地垦殖后不同土地利用/管理方式下土壤活性组分的动态过程与影响机理提供了理论依据.

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

研究样点设在中国科学院三江平原湿地生态试验站, 位于我国东北边陲(133°31'E, 47°35'N). 所在地属温带大陆性季风气候, 年平均气温 1.9℃, 1 月平均气温 -21℃, 7 月平均气温 22℃, 年降水量 600 mm 左右, 降水集中于 7~9 月; 主要植被有毛果苔草(*Carex lasiocapa*)、漂筏苔草(*Carex pseudocuraica*)、乌拉苔草(*Carex meyeriana*)、小叶章(*Deyeuxia angustifolia*)等. 区内分布的不同开垦年限的农田, 主要是由沼泽化草甸垦殖而成, 种植作物为大豆和水稻. 试验站目前有自然湿地综合观测试验场、已垦湿地农田(旱田和水田)、弃耕地观测试验场等, 具有

较好的研究条件.

1.2 样品采集与分析

在试验站附近, 选择相邻且土壤类型相同的样地采样, 不同的土地利用方式分别为: 小叶章沼泽化草甸(X)、小叶章湿地垦殖后改种 20 a 的人工林地(R)、10 a 旱田(大豆)垦殖历史又弃耕还湿 10 a 的弃耕还湿地(Q10)、小叶章草甸垦殖后种植 20 a 大豆耕地(D20)、小叶章草甸垦殖后种植 15 a 大豆又改种 5 a 的玉米(Y5)和小麦(M5)耕地. 2006 年 5 月中旬采样, 每个样点采 20 个土样, 采样深度 0~10 cm. 土样采好后, 马上带回实验室, 充分混合, 过 3 mm 筛, 放入冰箱中 4℃ 保存, 待测.

1.2.1 土壤微生物量碳测定

土壤微生物量碳采用氯仿熏蒸-K₂SO₄ 浸提法^[26], 熏蒸和未熏蒸的样品分别用 0.5 mol/L 的 K₂SO₄ 浸提 30 min, 用岛津 TOC-V_{CPH} 仪测定浸提液碳浓度. 然后用以下公式计算微生物量碳.

$$MBC = E_c / 0.38$$

式中, MBC 为微生物量碳, E_c 为熏蒸和未熏蒸样品浸提液测定的有机碳差值.

1.2.2 土壤微生物氮测定

土壤微生物量氮采用氯仿熏蒸-K₂SO₄ 浸提法^[26], 熏蒸和未熏蒸的样品分别用 0.5 mol/L 的 K₂SO₄ 浸提 30 min, 用过硫酸钾消解紫外分光光度计法^[27]测的浸提液的氮浓度. 然后用以下公式计算获得微生物量氮.

$$MBN = E_n / 0.45$$

式中, MBN 为微生物量氮, E_n 为熏蒸和未熏蒸样品浸提液测定的有机氮差值.

1.2.3 土壤溶解有机碳测定

称 20 g(干土重)新鲜土壤放入盛有 100 mL 去离子水的三角瓶中, 常温下振荡浸提 30 min, 用高速离心机离心, 上清液过 0.45 μm 滤膜, 用岛津 TOC-V_{CPH} 仪测定浸提液有机碳浓度, 得到溶解有机碳^[28].

1.2.4 土壤溶解有机氮测定

DON 的测定主要是差减法, 即用总的溶解氮减去氨态氮与硝态氮之和, 如下式.

$$DON = TN - (NO_3^- - N + NH_4^+ - N)$$

取 20 g(干土重)新鲜土壤放入盛有 100 mL 去离子水的三角瓶中, 常温下振荡浸提 30 min, 用高速离心机离心, 上清液过 0.45 μm 滤膜, 用过硫酸钾消解紫外分光光度计法^[27]测定提取液的 TN, 靛酚蓝

法^[27]测定 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, 紫外分光光度计法测量 $\text{NO}_3^- \text{-N}$.

2 结果与分析

2.1 湿地垦殖后不同土地利用方式的土壤 MBC 和 MBN 变化

2.1.1 土壤微生物量碳

三江平原天然沼泽湿地及湿地垦殖后不同土地利用方式表层土壤的 MBC(图 1)表现为:小叶章湿地土壤 MBC 最高($1\,989.7\text{ mg/kg} \pm 68.7\text{ mg/kg}$),湿地垦殖后土壤 MBC 降低了 $63.8\% \sim 80.5\%$ ($p < 0.001$);玉米土壤 MBC 最低($387.93\text{ mg/kg} \pm 27.6\text{ mg/kg}$);大豆田土壤 MBC($589.6\text{ mg/kg} \pm 28.4\text{ mg/kg}$)显著高于玉米($387.9\text{ mg/kg} \pm 53.6\text{ mg/kg}$)和小麦($462.6\text{ mg/kg} \pm 12.9\text{ mg/kg}$)($p < 0.05$),玉米、小麦田土壤 MBC 值差异不显著($p > 0.05$).弃耕还湿地土壤 MBC($1\,192.2\text{ mg/kg} \pm 64.4\text{ mg/kg}$)与人工林地土壤 MBC($719.0\text{ mg/kg} \pm 62.8\text{ mg/kg}$)为天然小叶章湿地表层土壤 MBC 的 $36.1\% \sim 59.9\%$,且显著高于垦殖后农田土壤 MBC($p < 0.01$);天然沼泽湿地垦殖后各土地利用方式下表层土壤 MBC 表现为: $\text{Y5} < \text{M5} < \text{D20} < \text{R} < \text{Q10} < \text{X}$.

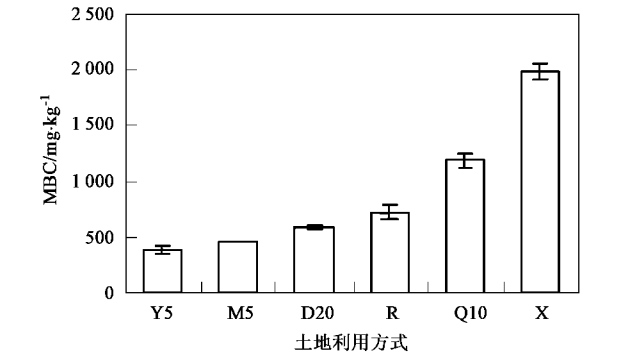


图 1 沼泽湿地及湿地垦殖后不同土地利用方式土壤 MBC 变化
Fig.1 Change of soil MBC at freshwater marsh and different tillage land use site

2.1.2 土壤微生物量氮

三江平原天然沼泽湿地及湿地垦殖后不同土地利用方式表层土壤的 MBN 表现为(图 2):小叶章湿地土壤 MBN 最高($155.8\text{ mg/kg} \pm 14.3\text{ mg/kg}$),小叶章湿地垦殖农田后土壤 MBN 减少了 $56.3\% \sim 67.1\%$;天然湿地垦殖后各种土地利用方式中玉米土壤 MBN 最小($49.8\text{ mg/kg} \pm 1.3\text{ mg/kg}$),但玉米和小麦田土壤 MBN($52.7\text{ mg/kg} \pm 2.7\text{ mg/kg}$)含量差异不显著($p > 0.05$);在农业土地利用方式中大豆田土壤 MBN($68.3\text{ mg/kg} \pm 2.0\text{ mg/kg}$)显著高于玉米与小麦土

壤 MBN($p < 0.05$).人工林地土壤 MBN($102.7\text{ mg/kg} \pm 4.0\text{ mg/kg}$)与弃耕还湿地土壤 MBN($72.8\text{ mg/kg} \pm 2.5\text{ mg/kg}$)为天然小叶章沼泽湿地表层土壤 DON 的 $46.7\% \sim 65.9\%$.湿地垦殖后各土地利用方式土壤的 MBN 表现为: $\text{Y5} < \text{M5} < \text{D20} < \text{Q10} < \text{R} < \text{X}$.

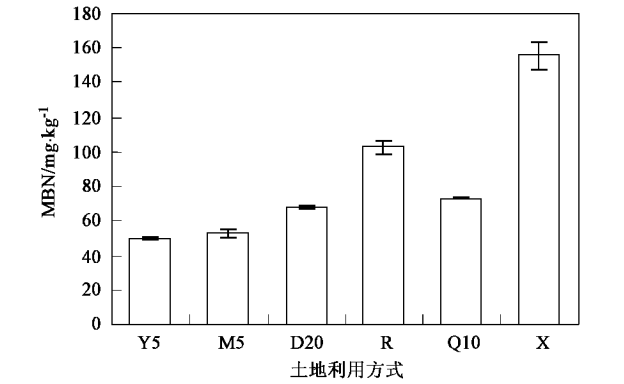


图 2 沼泽湿地及湿地垦殖后不同土地利用方式土壤的 MBN
Fig.2 Change of soil MBN at freshwater marsh and different tillage land use site

2.1.3 土壤 MBC 与 MBN 间的相互关系

三江平原天然沼泽湿地及湿地垦殖后不同土地利用方式表层土壤的 MBC、MBN 呈显著的正相关关系($R^2 = 0.758$, $p < 0.05$)(图 3),不同土地利用方式下的 MBC、MBN 变化趋势基本一致,但弃耕还湿地与人工林地土壤的 MBC、MBN 变化趋势不一致且相关性较差,弃耕还湿地土壤 MBN 小于人工林地土壤,弃耕还湿地土壤 MBC 大于人工林地土壤 MBC 值.

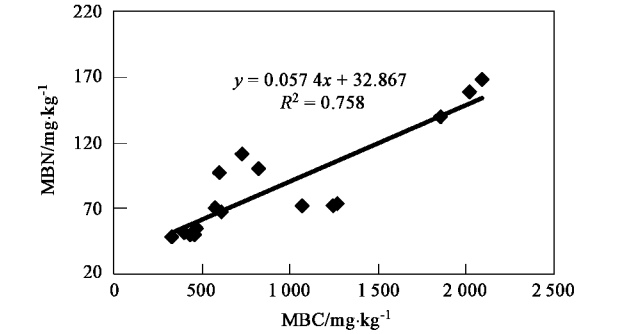


图 3 湿地垦殖后土壤 MBC、MBN 的关系
Fig.3 Relationship between soil MBC and MBN after freshwater marsh tillage

2.1.4 分析

通过对三江平原天然沼泽湿地及湿地垦殖后不同土地利用方式表层土壤的 MBC 和 MBN 研究表明,未受人为干扰的天然小叶章沼泽湿地土壤微生物活性较强,土壤微生物量碳、氮显著高于其它垦殖

后的土地利用方式,小叶章湿地垦殖为农田20 a后,土壤微生物量下降得很明显,农田弃耕还湿或弃耕后人工造林的土壤微生物量都有显著的增长趋势,但土壤微生物的活性还没有恢复到垦殖前天然沼泽湿地的水平,说明土地垦殖导致天然的沼泽湿地表层土壤微生物活性显著降低,Zhang 等^[25]对三江平原不同土地利用方式表层土壤 MBC 的研究以及 Saggar 等^[24]对天然草地垦殖为农田后 MBN 的变化研究所得出的结论与本研究基本一致.弃耕还湿地与人工林地的土壤 MBN 的变化趋势与 MBC 的变化趋势不一致,说明土壤微生物对氮素的降解与对碳的降解存在一定差异.

2.2 湿地垦殖后不同土地利用方式表层土壤溶解有机碳和溶解有机氮

2.2.1 土壤溶解有机碳

三江平原天然沼泽湿地及湿地垦殖后不同土地利用方式表层土壤的 DOC 表现为(图4):天然小叶章沼泽湿地土壤 DOC 最高(331.8 mg/kg ± 32.9 mg/kg);湿地垦殖为农田后表层土壤 DOC 减少了43.1%~44.3%,在垦殖后的各土地利用方式中,农田表层土壤 DOC 含量最低,不同农作物土地利用方式间 DOC 差异不显著($p > 0.05$),大豆、玉米、小麦土壤 DOC 含量分别为 190.1 mg/kg ± 11.4 mg/kg、186.1 mg/kg ± 12.4 mg/kg、188.6 mg/kg ± 10.8 mg/kg;与农田表层土壤 DOC 相比,人工林地和弃耕还湿地表层土壤的 DOC 含量都显著增加($p < 0.05$),人工林地 为 234.7 mg/kg ± 24.4 mg/kg,弃耕还湿地为 227.8 mg/kg ± 30.2 mg/kg,为天然小叶章沼泽湿地表层土壤 DOC 的 67.0%~69.3%;人工林地与弃耕还湿地表层土壤 DOC 含量差异不显著($p > 0.05$).湿地垦殖后各土地利用方式土壤的 DOC 表现为:Y5、M5、D20 < Q10 < R < X.

2.2.2 土壤溶解有机氮

三江平原天然沼泽湿地及湿地垦殖后不同土地利用方式表层土壤的 DON 表现为(图5):天然小叶章沼泽湿地表层土壤 DON 含量最高(48.5 mg/kg ± 2.1 mg/kg);湿地垦殖为农田后表层土壤 DON 减少了25.2%~56.1%;在垦殖后的各土地利用方式中,小麦田表层土壤 DON 含量最低(21.3 mg/kg ± 2.7 mg/kg),但小麦和玉米田表层土壤 DON (24.1 mg/kg ± 4.3 mg/kg)之间差异不显著($p > 0.05$);大豆田表层土壤 DON 含量(36.4 mg/kg ± 4.5 mg/kg)显著高于玉米和小麦田表层土壤 DON($p < 0.01$);人工林地表层土壤 DON(42.4 mg/kg ± 3.5 mg/kg)和弃耕还湿

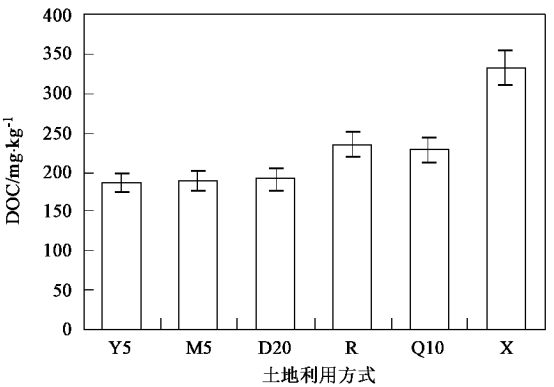


图4 沼泽湿地及湿地垦殖后不同土地利用方式土壤的 DOC 的变化

Fig.4 Change of soil DOC at freshwater marsh and different tillage land use site

地表层土壤 DON(39.3 mg/kg ± 1.7 mg/kg)显著高于玉米田和小麦田表层土壤的 DON 值($p < 0.01$),略高于大豆田表层土壤 DON 且差异不显著($p > 0.05$),人工林地和弃耕还湿地表层土壤 DON 为天然小叶章沼泽湿地表层土壤 DON 的 81.2%~88.3%.湿地垦殖后各土地利用方式土壤的 DON 表现为: M5 < Y5 < D20 < Q10 < R < X.

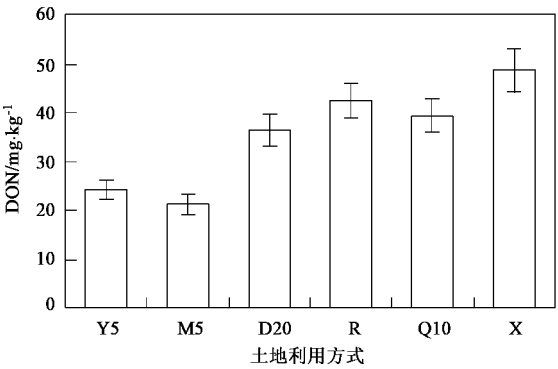


图5 沼泽湿地及湿地垦殖后不同土地利用方式土壤的 DON 的变化

Fig.5 Change of soil DON at freshwater marsh and different tillage land use site

2.2.3 土壤 DOC 与 DON 间的关系

三江平原天然沼泽湿地及湿地垦殖后不同土地利用方式表层土壤的 DOC、DON 呈显著的正相关关系($R^2 = 0.7373$, $p < 0.05$)(图6).不同土地利用方式下表层土壤的 DOC、DON 变化趋势基本一致,但在相同垦殖年限的农田表层土壤中,大豆田表层土壤 DOC、DON 与玉米、小麦田表层土壤 DOC、DON 变化趋势不一致且相关性较差,大豆田表层土壤 DOC 与玉米、小麦田表层土壤 DOC 含量基本相同且差异

不显著($p > 0.05$),但大豆田表层土壤 DON 含量明显高于玉米和小麦田的表层土壤 DON 含量($p < 0.01$).

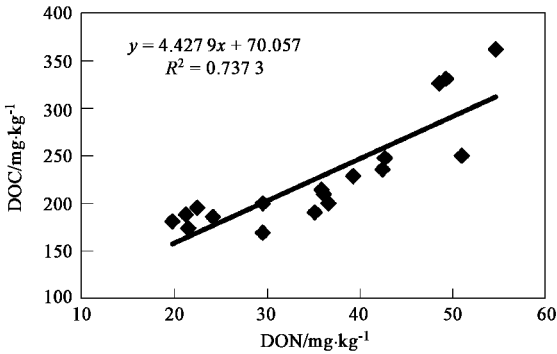


图 6 沼泽湿地垦殖后土壤 DOC、DON 的关系
Fig.6 Relationship between soil DOC and DON after freshwater marsh tillage

2.2.4 分析

三江平原天然小叶章沼泽湿地垦殖后不同土地利用方式土壤 DOC、DON 表现为显著下降的趋势.未受人为干扰的天然小叶章沼泽湿地土壤 DOC、DON 显著高于其它湿地垦殖后的土地利用方式,湿地垦殖为农田后,土壤 DOC、DON 都有所下降,农田

弃耕还湿或弃耕后人工造林的土壤 DOC、DON 有显著的增长趋势,说明土地利用方式对土壤 DOC、DON 的降解动态产生了巨大的影响.但大豆田的土壤 DON 值很高,可见豆科植物的固氮作用为农田表层土壤的 DON 贡献了部分氮源.由 DOC 与 DON 的关系来看,除大豆田 DOC 与 DON 的关系不显著外,其它土地利用方式下土壤的 DOC、DON 呈显著正相关的关系,DOC 的动态变化和 DON 的动态变化存在一定的耦合关系.

2.3 湿地垦殖后不同土地利用方式下 MBC、MBN 与 DOC、DON 间的关系

图 7 为湿地垦殖后不同土地利用方式下土壤 MBC、MBN 与 DOC、DON 的相关性分析,相关性分析表明各组分间都存在着显著的正相关关系($p < 0.05$).在垦殖后的各土地利用方式中,表层土壤 DON 与 MBC 的相关系数最小($R^2 = 0.6738$),DON 与 MBN 的相关系数为 $R^2 = 0.7438$;表层土壤 DOC 与 MBC 的相关系数最大($R^2 = 0.8838$),DOC 与 MBN 的相关系数为 $R^2 = 0.8805$.土壤微生物量与 DOC 的相关性明显大于土壤微生物量与 DON 的相关性,说明土壤微生物对 DOC 动态变化的影响要大于对 DON 的影响.

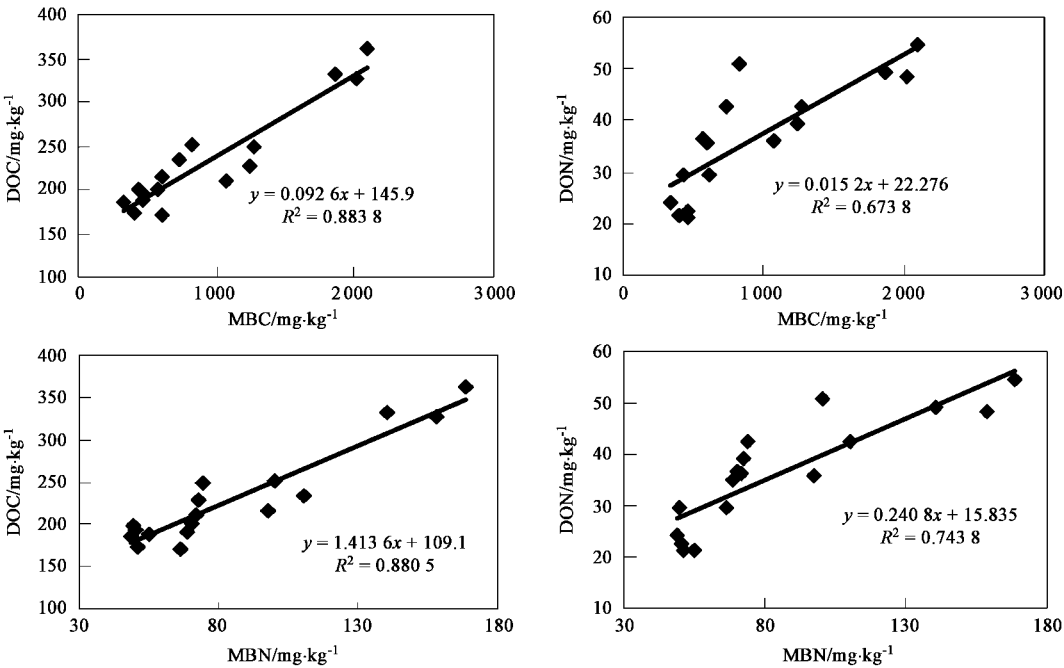


图 7 沼泽湿地垦殖后土壤 DOC、DON 与 MBC、MBN 间的关系
Fig.7 Relationship between soil DOC, DON and MBC, MBN after freshwater marsh tillage

3 讨论

3.1 湿地垦殖后的土壤微生物量变化

天然沼泽湿地垦殖后土壤水热条件、营养条件、土壤结构、凋落物输入等都发生了变化,这些改变对微生物的活性都有较大影响,很多研究表明土壤微

生物活性与土壤有机质及凋落物的生物量存在正相关的关系^[21,29],小叶章湿地的地上、地下植物生物量大,输入到土壤表层的有机质多,土壤的环境因子有利于土壤微生物的生长;湿地垦殖为农田后,人类活动对土壤环境因子扰动激烈,由于农田耕作、收割等原因,农业作物的归还到田间土壤的植物凋落物的量远远小于小叶章湿地的生物归还量,植物凋落物少,输入到土壤中的新鲜有机质显著减少,微生物的可利用能量大大降低,农田表层土壤的 MBC 和 MBN 下降明显.可见,土地利用方式的转变对表层土壤的微生物量的影响很大,是影响表层土壤微生物活性的重要因素.但也有研究表明湿地垦殖初期(1~2月),土壤的 MBC 有增大的趋势^[30],这可能是因为土壤垦殖初期,由于环境条件的转变,土壤中的溶解物质大量释放出来,微生物呼吸加剧,大量地消耗了土壤有机质从而导致微生物量在短时期内迅速增大.该结论与本研究不矛盾,本研究的目标是湿地垦殖后有 10~20 a 历史的不同土地利用方式的表层土壤微生物量,各土地利用方式的土壤微生物种群稳定,所反映的问题接近土地利用的实际情况. Vanlalhrui 等^[31]对森林转变为农田后土壤 MBC 和土壤 MBN 的研究也表明,当森林被垦殖为农田 5 a 后,土壤 MBC、MBN 变化趋于稳定.

农田弃耕还湿、人工造林后,土壤 MBC 有显著的恢复趋势,说明减少了人为因素的干扰,土壤表层的植物凋落物、根等有机质残体输入量增多,土壤 MBC 显著增大.在本研究中,弃耕还湿地土壤 MBC 大于人工林地土壤 MBC,这是因为农田弃耕还湿后主要植被为多年生的小叶章群落,小叶章地上部分每年在生长季后都枯萎、凋落并输入到表层土壤中;人工林地植被主要为杨树,主要凋落物为落叶,弃耕还湿地的植物凋落物的总量大于人工林地的植物凋落物的总量.所以,凋落物、根等有机质输入的量的不同是决定土地利用方式 MBC 差异的重要因素.但弃耕还湿地与人工林地的土壤 MBN 的恢复则不明显,与 MBC 的恢复趋势相反,弃耕地 MBN 小于人工林地 MBN,这是因为土壤中微生物的氮素来源不仅是植物的残体、土壤有机质、氮沉降等,还有很大一部分来源于固氮微生物直接从大气中固持而来^[32~34],当农田弃耕还湿后,土壤季节性淹水,土壤的水热条件、植被种类都发生了变化,土壤的微生物种群也发生了变化,弃耕还湿地的土壤水分含量大,有季节性淹水特征,在淹水的条件下,土壤中固氮微生物的固氮能力减弱;人工林地的土壤土质疏松,适

宜土壤固氮微生物的生长,固氮微生物活性大于弃耕还湿地土壤.另外,土壤 MBN 的变化与土壤中植物对氮素的吸收同样关系密切^[35,36],植物在生长旺季,根系对土壤中氮素的吸收与微生物对氮素的需求是一种竞争的关系,植物对土壤中氮素的需求越大,土壤中的固氮微生物的活性越低,MBN 的值就越小.本研究中,弃耕还湿地经过多年的自然恢复,以小叶章为主的湿地植物的地上、地下的植物生物量大且根系发达,植物对氮素的吸收大于人工林地对氮素的吸收,湿地植物对氮源的竞争使弃耕地表层土壤微生物可利用氮源减少,所以土壤 MBN 值变小.另外,农田中豆科植物根系的根瘤菌也是是土壤中固氮菌类的典型代表^[37,38],这能够解释为何相同垦殖时间序列的大豆田表层土壤 DON 显著大于玉米和小麦田表层土壤 DON,豆科植物根瘤菌在土壤中起到了固持空气中氮素的作用,增加了土壤中微生物利用的氮源,使大豆田表层土壤 MBN 高于玉米和小麦田表层土壤.

3.2 湿地垦殖后的土壤溶解有机碳和溶解有机氮变化

土壤中溶解有机质主要来源于近期光和产物(落叶、根系分泌物、腐烂的根)、表层有机物质的淋溶或分解和土壤有机质的微生物过程^[39].小叶章湿地垦殖后,人类农业活动的干扰使湿地生物量减少,密集的草根层消失,土壤有机质输入量和根系分泌物减少,直接导致溶解有机质来源的减少,使土壤中溶解有机质的含量降低.另外,天然沼泽湿地的垦殖改变了土壤的植被类型和环境条件,使输入土壤的有机质类型、生物降解、淋溶过程等都发生了较大的改变,对土壤 DOC 和 DON 的生成和降解都产生了很大的影响,土地利用方式的转变首先改变了土壤的植被条件、理化性质等,从而影响土壤微生物活性的变化,引起土壤各组分一系列的连锁变化.因此,本研究认为天然沼泽湿地垦殖后,土地利用方式是影响溶解有机质生成和降解的首要原因.研究中发现相同垦殖时间序列中大豆田表层土壤的 DON 大于玉米和小麦田表层土壤 DON.由 3.1 关于土壤 MBN 的讨论中知道,在特定的生理、生化(淹水、不同固氮微生物种群等)条件下,土地利用方式使土壤的微生物在数量和种群上都发生了很大的改变,土壤微生物群落的变化对土壤 DOC/DON 产生了很大的影响,DON 的产生不仅与土壤中的有机质的输入量密切相关,而且与土壤中 MBN 呈显著的正相关的关系,由于豆科植物根瘤菌的固氮作用,大豆田表层

土壤的 MBN 显著高于玉米和小麦田表层土壤的 MBN,而 DON 是土壤中的固氮微生物主要降解产物,所以大豆田表层土壤微生物分解产生的 DON 较多。

3.3 土壤 DOC、DON、MBC、MBN 等各组分的关系

通过对几种组分的相关性分析表明,湿地垦殖后土地利用方式的转变,虽然改变了表层土壤中 MBC、MBN、DOC 和 DON 总量,但各组分间的联系没有发生大的变化,相互间始终存在着耦合的关系。湿地的垦殖使土壤环境条件发生很大的改变,造成土壤有机质的大量损失,在湿地土地垦殖初期,植被对土壤养分的消耗减弱,土壤不再处于淹水状态,土壤好氧微生物活性增强,土壤微生物对土壤养分的可利用性增强,土壤微生物呼吸增强,土壤中的 C 以微生物呼吸产生 CO_2 的形式大量释放到空气中, N 在微生物作用下以 N_2O^- 或氨盐、硝酸盐的形式释放到空气中或随降水淋溶到地下水中^[40~42]。可见, C 循环与 N 循环都是在微生物的作用下同步进行的,两者以微生物为主要纽带存在着相互耦合关系。MBC 和 MBN 是表征土壤微生物活性的重要指标,天然沼泽湿地垦殖后土壤 MBC 和 MBN 呈显著的正相关关系,在本研究中湿地垦殖后,虽然土壤提供给微生物的能量变小,但土壤 MBC 和 MBN 也表现为变小的趋势, MBC 与 MBN 的仍然表现为正相关的关系,说明外部环境没有改变土壤微生物对土壤碳、氮的生物降解功能,微生物的种群对土壤碳、氮代谢的形式变化不大^[42]。不过,研究中发现 DOC 与其它组分的相关系数高于 DON 与其它组分的相关系数,这说明土壤微生物对 DOC 的影响要大于对 DON 的影响。这可能是因为 DOC 是微生物在 C 循环过程中的一个重要影响因子,不管环境如何变化, C 的来源相对单一(植物凋落物、根等),是土壤 C 循环生物代谢过程中的重要能量来源和代谢产物。DON 与微生物量的相关性稍差则可能是因为固氮微生物不仅与 DON 的关系密切,而且与其它氮源(农业氮肥、氮沉积、固氮菌等)的关系密切, DON 与微生物的关系受其它外源氮素的影响较大。所以,土壤微生物可利用碳、氮的来源不同是 DOC、DON 与 MBC、MBN 相关性差异的主要原因。然而湿地垦殖后,究竟 DON 与 DOC 有怎样的耦合关系以及他们的微生物降解行为还需要进一步的研究和论证。

4 结论

(1) 三江平原天然沼泽湿地垦殖为农田后,土

壤 MBC、MBN、DOC、DON 显著降低,农田土壤弃耕还湿和人工造林后表层土壤 MBC、MBN、DOC、DON 呈显著增加的趋势,土地利用方式是影响土壤 MBC、MBN、DOC、DON 变化的主要因素。

(2) 三江平原天然沼泽湿地及湿地垦殖后不同土地利用方式表层土壤 DOC、DON、MBC、MBN 呈显著的正相关关系,土地利用方式对表层土壤 DOC 的影响大于对表层土壤 DON 的影响。土壤微生物可利用碳、氮的来源不同是 DOC、DON 与 MBC、MBN 相关性差异的主要原因。

参考文献:

- [1] 宋长春,王毅勇,闫百兴,等. 沼泽湿地垦殖前后土壤温度变化及其对土壤热状况的影响[J]. 应用生态学报, 2005, **16** (1): 88-92.
- [2] 张金波,宋长春,杨文燕. 三江平原不同土地利用方式对土壤理化性质的影响[J]. 土壤通报, 2004, **35**(3): 371-373.
- [3] Biederbeck V O, Janzen H H, Campbell C A. Labile soil organic matter as influenced by cropping practices in an arid environment [J]. Soil Biology & Biochemistry, 1977, **9**(5): 319-325.
- [4] Haynes R J. Size and activity of the soil microbial biomass under grass and arable management [J]. Biol Fert Soil, 1999, **30**: 210-216.
- [5] Mendham D S, Sankaran K V, O'Connell A M, et al. Grove. Eucalyptus globules harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2002, **34**: 1903-1912.
- [6] 徐阳春,沈其荣,冉炜. 长期免耕与施用有机肥对土壤微生物生物量碳、氮、磷的影响[J]. 土壤学报, 2002, **39**(1): 89-96.
- [7] 张成娥,梁银丽,贺秀斌. 地膜覆盖玉米对土壤微生物量的影响[J]. 生态学报, 2002, **22**(4): 508-512.
- [8] Kalbitz K, David S, Juliane S. Changes in properties of soil-derived dissolved organic matter induced by Biodegradation [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2003, **35**: 1129-1142.
- [9] Martens R. Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations [J]. Biology Fertilizer Soil, 1995, **19**: 87-99.
- [10] Ralte V, Pandey H N, Barik S K, et al. Changes in microbial biomass and activity in relation to shifting cultivation and horticultural practices in subtropical evergreen forest ecosystem of north-east India [J]. Acta Oecologica, 2005, **28**(2): 163-172.
- [11] Agbenin J O, Adeniyi T. The microbial biomass properties of a savanna soil under improved grass and legume pastures in northern Nigeria [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2005, **109** (4): 245-254.
- [12] Wright A L, Hons F M, Matoch Jr J E. Tillage impacts on microbial biomass and soil carbon and nitrogen dynamics of corn and cotton rotations [J]. Applied Soil Ecology, 2005, **29**(1): 85-92.
- [13] Graham P S. Rate of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator changes in soil organic matter [J]. Aust J Soil Res, 1992, **30**: 195-210.

- [14] Guggenberger G, Kaiser K. Dissolved organic matter in soils: challenging the paradigm of sorptive preservation [J]. *Geoderma*, 2003, **113**: 293-310.
- [15] Hagedorn F, Peter B P, Rolf S R. Elevated atmospheric CO₂ and increased N deposition effects on dissolved organic carbon-clues from $\delta^{13}\text{C}$ signature [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, **34**: 355-366.
- [16] Ghani A, Dexter M, Perrott K W. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation [J]. *Soil Biol and Biochem*, 2003, **35**: 1231-1243.
- [17] Kalbitz K, Geyerb S. Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen [J]. *Organic geochemistry*, 2002, **33**: 319-326.
- [18] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, *et al.* Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review [J] *Soil Science*, 2000, **165**: 277-304.
- [19] Temmingho E J M, van der Zee. Copper mobility in a copper-contaminated sandy soil as affected by pH and solid and dissolved organic matter [J]. *Environmental Science and Technology*, 2000, **31**: 1109-1115.
- [20] Magill A H, Aber J D. Dissolved organic carbon and nitrogen relationships in forest litter as affected by nitrogen deposition [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, **32**: 603-613.
- [21] Lajthai K, Yano S E C Y, Kaushal S S, *et al.* Detrital controls on soil solution N and dissolved organic matter in soil [J]. *Biogeochemistry*, 2005, **76**: 261-281.
- [22] Carpenter-Boggs L, Stahl P D, Lindstrom M J, *et al.* Soil microbial properties under permanent grass, conventional tillage, and no-till management in South Dakota [J]. *Soil and Tillage Research*, 2003, **71**: 15-23.
- [23] Mendham D S, Sankaran K V, O'Connell A M, *et al.* Eucalyptus globules harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, **34**: 1903-1912.
- [24] Saggat S, Yeates G W, Shepherd T G. Cultivation effects on soil biological properties, micro fauna and organic matter dynamics in Eutric Gleysol and Gleyic Luvisol soils in New Zealand [J]. *Soil & Tillage Research*, 2001, **58**: 55-68.
- [25] Zhang J B, Song C C, Yang W Y. Effects of cultivation on soil microbiological properties in a freshwater marsh soil in Northeast China [J]. *Soil & Tillage Research* 2006, **26**(3): 340-344.
- [26] 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. 228-233.
- [27] 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. 125-132.
- [28] Chantigny M H. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices [J]. *Geoderma*, 2003, **113**: 357-380.
- [29] Sainju U M, Lenssen A, Caesar-Thonthat T, *et al.* plant biomass and soil carbon and nitrogen fractions on transient land as influenced by tillage and crop rotation [J]. *Soil & Tillage Research*, 2007, **93**: 452-461.
- [30] Jackson L E, Calderon F J, Steenwerth K L, *et al.* Responses of soil microbial processes and community structure to tillage events and implications for soil quality [J]. *Geoderma*, 2003, **114**: 305-317.
- [31] Ralte V, Pandey H N, Barik S K, *et al.* Changes in microbial biomass and activity in relation to shifting cultivation and horticultural practices in subtropical evergreen forest ecosystem of north-east India [J]. *Acta Oecologica*, 2005, **28**: 163-172.
- [32] 陈华癸. 土壤微生物学 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1981. 1-9.
- [33] Zhou Q I, Chen H K. The Activity of Nitrifying and Denitrifying Bacteria in Paddy [J]. *Soil Sci*, 1983, **136**(1): 31-34.
- [34] Colebatch G, Trevaskis B, Urdvardi M. Symbiotic nitrogen fixation research in the post-genomic era [J]. *New Phytol*, 2002, **153**: 37-42.
- [35] Schimel J P, Bennett J. Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm [J]. *Ecology*, 2004, **85**: 591-602.
- [36] Cooksona W R, Marschner M O P, Abayed D A, *et al.* Watson Controls on soil nitrogen cycling and microbial community composition across land use and incubation temperature [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2007, **39**: 744-756.
- [37] 江木兰, 张学江, 徐巧珍, 等. 大豆-根瘤菌的固氮作用 [J]. *中国油料作物学报*, 2003, **25**(1): 50-53, 58.
- [38] Chen W X. Numerical taxonomy Study on Fast Growing Soybean Rhizobia and a Proposal that Rhizobiumfrdii Be Assigned to Si2 norhizobium [J]. *Bacterial*, 1988, **38**(4): 391-397.
- [39] McDowell W H, Currie W S, Aber J D, *et al.* Effects of chronic nitrogen amendment on production of dissolved organic carbon and nitrogen in forest soils [J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 1998, **105**: 175-182.
- [40] Aslam T, Choudhary M A, Saggat S. Tillage impacts on soil microbial biomass C, N and P, earthworms and agronomy after two years of cropping following permanent pasture in New Zealand [J]. *Soil Till Res*, 1999, **51**: 103-111.
- [41] Hart P B S, August J A, Ross C W. Some chemical and physical properties of Tokomaru silt loam under pasture after 10 year cereal cropping [J]. *NZ J Agric Res*, 1988, **31**: 77-86.
- [42] Zhang J B, Song C C, Yang W Y. Effects of cultivation on soil microbiological properties in a freshwater marsh soil in Northeast China [J]. *Soil Till Res*, 2007, **93**: 231-235.