

可溶性有机碳的含量动态及其与土壤有机碳矿化的关系*

李忠佩 张桃林 陈碧云

(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要 采用我国东部地区的黑土、潮土、黄泥土和红壤水稻土, 通过室内分析和培育试验, 研究了不同水分条件下可溶性有机碳含量及土壤有机碳矿化量的动态变化, 分析了淹水导致可溶性有机碳含量的变化程度及其对土壤有机碳矿化量的可能影响。结果表明, 可溶性有机碳含量与水土比呈直线相关关系, 累计提取量随浸提时间增加, 单次提取量随提取次数降低。在 8 周的培养期内, 淹水处理的土壤有机碳含量均显著高于好气处理, 黄泥土一号高 46% ~ 117% ($p < 0.05$), 黄泥土二号高 112% ~ 285% ($p < 0.001$), 潜育黄泥田高 21% ~ 73% ($p < 0.05$)。在培养的前 3 周(黄泥土一号)或前 4 周(黄泥土二号), 不同水分处理的日均土壤有机碳矿化量有极显著差异($p < 0.01$), 其后, 差异不显著; 但在整个培养过程中, 淹水处理的累计土壤有机碳矿化量均极显著高于好气处理($p < 0.01$)。培养过程中, 土壤有机碳的矿化速率动态与可溶性有机碳含量的变化趋势相一致, 特别是黄泥土二号, 可溶性有机碳含量与土壤有机碳日均矿化量达到极显著的相关关系(好气相关系数 0.942, 淹水相关系数 0.975)。结果还表明, 两种黄泥土有机碳矿化量(包括日均矿化量和累计矿化量)的差异并不与全土有机碳含量相关, 而主要是其可溶性有机碳含量明显不同所致。因此, 对于原土可溶性有机碳含量较高的土壤, 淹水显著提高可溶性有机碳量是导致其土壤有机碳矿化量高于好气处理的主要原因。

关键词 可溶性有机碳; 土壤有机碳; 矿化; 动态

中图分类号 S153.6 文献标识码 A

有机碳的矿化是土壤中重要的生物化学过程, 直接关系到土壤中养分元素的释放与供应、温室气体的形成、以及土壤质量的保持等。揭示土壤中有有机碳矿化的规律对于养分的科学管理和全球气候暖化的有效控制等都有十分重要的实践意义。

土壤中有有机碳的矿化过程是在微生物的参与下进行的, 受诸多因素包括温度条件、水分状况、土壤性质等的影响。长期以来, 大部分报道的实验数据都显示, 与好气条件下相比, 嫌气条件下土壤有机碳的矿化速率较低。但是, 近年来的许多研究结果表明事实并非完全如此, 在部分研究者的试验中, 土壤有机碳的矿化量在淹水条件下高于好气条件(田间持水量的 70%)^[1~3], 有的试验即使进行的时间长达一年, 仍然保持这种变化趋势^[2]。然而, 迄今为止, 对这种现象出现的原因尚无令人信服的解释^[2]。

土壤有机碳由生物有效性不同的各组分组成, 水溶性的有机碳较易为微生物利用, 而固相中的有机碳较难分解^[4]。一般认为, 有机碳的解聚和溶解是其矿化的先决条件, 有机碳在转化为 CO_2 、 CH_4 前必须先进入溶液中^[4]。因此, 可溶性有机碳的含量动态和周转应与土壤有机碳的矿化有密切关系。然而, 目前关于可溶性有机碳含量变化的结果较少, 尽管有结果表明淹水可提高土壤有机碳的溶出和导致团聚体的分散进而增加可溶性有机碳量^[1], 但可溶性有机碳含量动态与土壤有机碳矿化量变化的关系尚不明确^[5,6]。本文试图通过研究不同水分处理条件下可溶性有机碳的含量动态, 明确淹水对可溶性有机碳含量的可能提高程度, 并初步分析可溶性有机碳含量变化与土壤有机碳矿化的关系, 结果将有助于揭示出现淹水条件下有机碳矿化速率较高的可能原因和机理。

* 中国科学院知识创新工程重大方向项目(KZCX1-SW-04-05)和重要方向项目(KZCX3-SW-417)资助

作者简介: 李忠佩(1962~), 男, 汉族, 广西临桂县, 硕士, 副研究员。主要从事土壤生物化学及土壤生态学研究

Tel: 025-86881323, E-mail: zhpli@mail.issas.ac.cn

收稿日期: 2003-08-11; 收到修改稿日期: 2003-11-10

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤样品为采自黑龙江海伦的黑土(Udic Isohumisols), 河南封丘的潮土(Udic Cambosols), 江苏常熟的黄泥土(Hapli-Stagnic Anthrosols, 包括在同一地区采集的、有机碳总量相近、可溶性有机碳含量有

明显差异的两种黄泥土), 江西鹰潭的潯育红砂泥田(Fe-leach-Stagnic Anthrosols, 发育于第三纪红砂岩风化物) 和潯育黄泥田(Fe-accumul-Stagnic Anthrosols, 发育于第四纪红色粘土), 均为我国东部地区主要的代表性农田土壤类型。所有样品均为在作物收获后采集的表层 0~20 cm 土壤, 样品风干并挑去肉眼可见的植物根系, 磨细过 2 mm 筛备用。供试土壤的基本理化性质见表 1 和表 2。

表 1 供试土壤的基本理化性质

Table 1 Some physical and chemical properties of tested soil samples

土壤名称 Soil type	pH	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	颗粒组成 Composition of particle sizes (g kg ⁻¹)			
				2~0.2 mm	0.2~0.02 mm	0.02~0.002 mm	<0.002 mm
黑土 ^①	8.0	16.1	1.30	2.0	443.0	273.0	282.0
潮土 ^②	8.5	8.4	0.88	3.0	364.0	397.0	236.0
潯育红砂泥田 ^③	5.0	6.6	0.66	82.0	558.0	167.0	193.0
潯育黄泥田 ^④	4.8	17.5	1.70	87.0	298.0	379.0	236.0

①Udic Isohumisols; ②Udic Cambosols; ③Fe-leach-Stagnic Anthrosols; ④Fe-accumul-Stagnic Anthrosols

表 2 两种供试黄泥土的基本理化性质

Table 2 Some physical and chemical properties of two samples of Hapli-Stagnic Anthrosols tested

土壤 Soil	pH	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	P ₂ O ₅ (g kg ⁻¹)	Fe ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	Al ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)
黄泥土一号 ^①	5.8	16.1	1.71	1.30	43.8	128.5
黄泥土二号 ^②	5.6	13.2	1.62	1.54	46.9	130.0

土壤 Soil	CaO (g kg ⁻¹)	SiO ₂ (g kg ⁻¹)	颗粒组成 Composition of particle sizes (g kg ⁻¹)			
			2~0.2 mm	0.2~0.02 mm	0.02~0.002 mm	<0.002 mm
黄泥土一号	18.7	700.9	9.0	247.0	413.0	331.0
黄泥土二号	15.7	697.1	8.0	303.0	416.0	273.0

①Hapli-Stagnic Anthrosols No. 1; ②Hapli-Stagnic Anthrosols No. 2

1.2 不同提取条件试验

水土比(体积/质量, 下同): 称取过 2 mm 筛的风干样品若干份(每份 50 g, 每处理均 2 次重复), 按 0.5:1, 1:1, 2:5:1, 5:1, 7.5:1, 10:1 的水土比加入 0.5 mol L⁻¹ K₂SO₄ 溶液, 振荡 1 h, 用定量滤纸过滤, 收集滤液并加入 1 滴浓硫酸, 测定其中的有机碳含量。

浸提时间: 称取过 2 mm 筛的风干样品若干份(每份 50 g), 按 1:1 和 5:1 的水土比加入 0.5 mol L⁻¹ K₂SO₄ 溶液, 分别在振荡提取 0.5、1、2、5、10、24、48 h 时, 每处理取两个重复, 用定量滤纸过滤, 收集滤液并加入 1 滴浓硫酸, 测定其中的有机碳含量。

浸提次数: 称取过 2 mm 筛的风干样品若干份(每份 50 g, 每处理均 2 次重复), 按 2:5:1 的水土比加入 0.5 mol L⁻¹ K₂SO₄ 溶液, 振荡 1 h, 在每分钟

3 000~4 000 转下离心 10 min, 尽量倾出上清液(收集并加入 1 滴浓硫酸作为第一次提取溶液); 按原水土比重新加入 0.5 mol L⁻¹ K₂SO₄ 溶液, 搅拌土壤, 振荡 1 h, 离心, 倾出上清液(收集并加入 1 滴浓硫酸作为第二次提取溶液); 重复上述操作, 进行第三次、第四次提取。每一次的提取液单独分析其中的有机碳含量。

1.3 不同水分条件培育试验

设置好气、淹水、淹水好气交替三个处理。称取过 2 mm 筛的风干土样 50 g 若干份于 150 ml 塑料瓶中, 加水至饱和持水量的 60%, 作为好气处理。淹水处理, 则按水土比 1:1 加入水分, 此时土面水层约 1 cm。培育过程中定期补充水分以保证试验设定的水分条件。淹水好气交替处理, 则在试验开始时, 按水土比 1:1 加入水分, 自然落干, 第 1 周土面有水,

符合淹水条件,第2周土面无水,水分含量基本符合好气条件;至第2周结束时加水至水土比1:1;如此循环。塑料瓶不加盖,于28(±1)℃的恒温箱中培养。在培养的7d、14d、21d、28d、35d、42d、49d、56d,取出塑料瓶(每处理均3次重复),所有处理均加水至水土比1:1,并按0.5 mol L⁻¹ K₂SO₄的浓度需要加入结晶K₂SO₄,振荡1h,用定量滤纸过滤,收集滤液并加入1滴浓硫酸,测定其中的有机碳含量。

1.4 有机碳矿化培育试验

采用室内恒温培养、碱液吸收法测定土壤有机碳的矿化量^[7]。称取过2mm筛的风干土样100g若干份,于500ml培养瓶底部平铺,根据土壤含水量及土壤最大持水量计算出最大持水量的60%时的需水量,均匀地加入铺于瓶底的土壤中,作为好气处理;淹水处理则按1:1水土比加入水分,此时土面水层约1cm。然后,将盛有5ml 0.1 mol L⁻¹ NaOH溶液的10ml特制容量瓶小心地置于培养瓶内,将培养瓶加盖密封好,于28(±1)℃的恒温箱中培养。在培养的7d、14d、21d、28d、35d、42d、49d、56d及其他需要的时间间隔,取出容量瓶定容(每处理均3次重复),从中吸取5ml于小烧瓶中,加入1 mol L⁻¹ BaCl溶液1ml,加2滴酚酞指示剂,用标准酸(约0.027 mol L⁻¹ HCl)滴定至红色消失。根据CO₂的释放量计算培养期内土壤有机碳矿化量。该试验与不同水分条件可溶性有机碳含量动态变化的培育试验同时进行。

1.5 分析方法

提取液中有有机碳含量用改进的Feam方法测定^[8]。吸取10ml滤液,顺序加入1ml 0.67 mol L⁻¹ HgSO₄, 4ml 0.3 mol L⁻¹ K₂Cr₂O₇, 13ml浓H₂SO₄, 2ml 0.48 mol L⁻¹ Ag₂SO₄,轻轻摇动后,在有回流装置的消煮炉上,保持微沸状态消煮2h,用0.05 mol L⁻¹ Fe₂SO₄滴定。其他项目中,土壤有机碳用重铬酸钾容量法,全氮用开氏法,土壤pH采用电位计法,全磷采用氢氧化钠碱熔—钼锑抗比色法,全铁采用碳酸氢钠熔融—邻啡罗琳比色法测定,全铝采用碳酸氢钠熔融—EDTA容量法,全钙采用碳酸氢钠熔融—原子吸收光谱法,全硅采用碳酸氢钠熔融—质量法^[9]。土壤的机械组成采用吸管法测定^[9]。各处理之间的差异显著性检验采用统计软件STATISTIC 5.0进行。

2 结果与分析

2.1 不同提取条件下土壤中可溶性有机碳的含量变化

2.1.1 水土比 不同水土比条件下,溶解进入

溶液的可溶性有机碳量有明显差异。结果表明(图1),随着水土比增大,提取出的可溶性有机碳量呈直线增加,尽管不同的土壤其线性关系有差异;其中,黑土 $Y = 6.881X + 25.98$ ($R^2 = 0.908^{**}$, $n = 6$),潮土 $Y = 8.568X + 133.2$ ($R^2 = 0.973^{**}$, $n = 6$),黄泥土二号 $Y = 18.62X + 201.3$ ($R^2 = 0.933^{**}$, $n = 6$),潯育红砂泥田 $Y = 9.561X + 175.6$ ($R^2 = 0.901^{**}$, $n = 6$),潯育黄泥田 $Y = 16.96X + 337.5$ ($R^2 = 0.865^{**}$, $n = 6$),式中Y为可溶性有机碳量(mg kg⁻¹),X为水土比。从不同土壤线性回归方程的斜率比较可知,增大水土比提高可溶性有机碳提取量的程度,黄泥土二号 > 潯育黄泥田 > 潯育红砂泥田 > 潮土 > 黑土。结果还表明,不同土壤之间可溶性有机碳含量的大小顺序是:潯育黄泥田 > 潯育红砂泥田 > 黄泥土二号 > 潮土 > 黑土;供试的潯育红砂泥田有机碳含量较低,而一般潯育红砂泥田的有机碳含量应能达到13~15 g kg⁻¹^[10],因此预计其一般情况下可溶性有机碳含量较高。

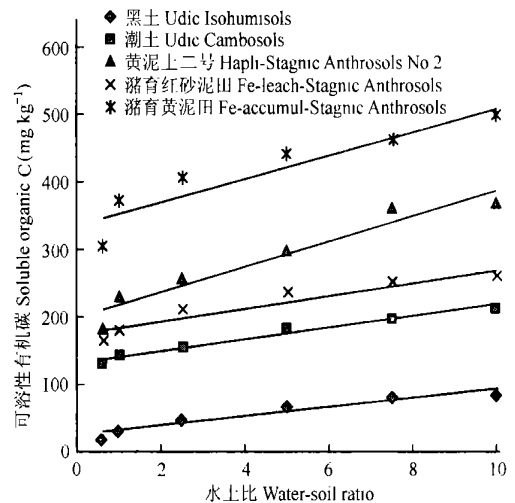


图1 不同水土比条件下土壤可溶性有机碳含量变化

Fig. 1 Change in contents of soluble organic carbon in soils under different water-soil ratios

不同土壤之间可溶性有机碳含量及其随水土比增加而提高的提取量的差异顺序与原土有机碳含量的高低无关,而主要与土壤类型所处的气候带有关系。这可能是长期处于不同气候带的土壤,其腐殖质组成结构的复杂性有明显差异^[11],进而影响其溶解特性。东北黑土尽管全土有机碳含量高,但由于气候寒冷,有机质的更新较慢,腐殖质的结构复杂,可溶解度可能较低;而南方红壤水稻土,则水热条件

较好, 有机质较快更新而致腐殖质的结构简单, 可溶性较高。

考虑到水稻生长期间的灌水量(田面经常保持 3~5 cm 的水层, 应能使上表层土壤的水土比达到 1:1~2.5:1 甚至更高)^[12], 可以大致认为, 与旱作条件相比, 淹水可以提高可溶性有机碳量 10%~40%; 其中潮土 10%~20%, 潯育红砂泥田 10%~30%, 潯育黄泥田 25%~35%, 黄泥土二号 25%~40%。黑土由于可溶性有机碳含量本底较低, 淹水提高可溶性有机碳量的效果更明显, 达 70%~150%。

2.1.2 浸提时间 结果表明(表 3), 除黑土随振荡时间延长, 提取出的可溶性有机碳量增加外, 黄泥土二号和潮土则随振荡时间, 先略升, 然后下降。黑土振荡 48 h 提取出的可溶性有机碳量比振荡 0.5 h 高 10%(水土比 1:1) 和 31%(水土比 5:1); 黄泥土振

荡 5 h, 提取出的可溶性有机碳量比振荡 0.5 h 高 15%(水土比 1:1), 但延长振荡时间至 48 h, 提取出的可溶性有机碳量与振荡 0.5 h 并无明显差异; 潮土振荡 2 h 内, 提取出的可溶性有机碳量并无明显差异, 但延长振荡时间至 48 h, 提取出的可溶性有机碳量却比振荡 0.5 h 低 12%(水土比 5:1) 和 28%(水土比 1:1)。一般而言, 延长浸提时间, 可以增加对可溶性组分的提取量; 但在较长时间的提取过程中, 可溶性组分可能出现再吸附; 同时, 较长时间浸提, 其间可溶性有机碳的分解量不容忽视。因此, 不同浸提时间可溶性有机碳含量差异可能受上述诸因素的综合作用。Gregorich 的研究结果表明^[13], 培养 2 d, 可溶性有机碳的矿化率为 25%~30%。因此, 如果考虑浸提过程中可溶性有机碳的矿化损失, 可以大致认为, 长时间浸提可以提高进入溶液的可溶性有机碳量 5%~30%。

表 3 不同浸提时间土壤可溶性有机碳含量变化

Table 3 Change in content of soluble organic carbon with extracting time (mg kg^{-1})

浸提时间 Extracted time (h)	黄泥土二号 Hapli-Stagnic Anthrosols No. 2		潮土 Udic Cambosols		黑土 Udic Isohumisols	
	水土比 ^① 1:1	水土比 ^① 5:1	水土比 ^① 1:1	水土比 ^① 5:1	水土比 ^① 1:1	水土比 ^① 5:1
0.5	244	352	141	201	58.1	118
1	252	364	144	200	58.5	122
2	264	378	145	212	54.9	113
5	282	363	130	205	54.4	131
10	261	364	125	192	56.7	135
24	229	362	128	190	63.9	139
48	232	347	102	178	63.8	154

① 水土比 Water-soil ratio (V/W)

2.1.3 浸提次数 随着提取次数的增加, 提取液中可溶性有机碳量明显下降, 以第一次提取为 100%, 则第二次提取仅为 40%~60%, 其中黄泥土二号为 49.5%, 潮土 52.7%, 黑土 59.5%, 潯育红砂泥田 47.2%, 潯育黄泥田 40.1%; 第三次提取后, 每次提取的可溶性有机碳量基本保持稳定, 为第一次提取的 25%~30%(图 2A)。回归分析还表明, 累计提取的可溶性有机碳量与提取次数达到极显著的直线相关(图 2B)。这些结果表明, 尽管随着浸提次数的增加, 每次浸提出来的可溶性有机碳量减少, 但累计的可溶性有机碳量则随浸提次数的增加而呈直线增加; 四次浸提累计的可溶性有机碳量比一次浸提, 黄泥土二号增加 106%, 潮土增加 113%, 黑土增加 181%, 潯育红砂泥田增加 103%, 潯育黄泥田增加

91%; 每增加一次浸提, 则进入溶液的可溶性有机碳量提高 25%~30%。

2.2 不同水分处理条件下培养过程中土壤可溶性有机碳含量的动态变化

恒温培养过程中, 可溶性有机碳的含量变化因不同土壤和水分处理而异(图 3)。总体来看, 培养 3~4 周, 土壤可溶性有机碳含量下降到原土的 25%~75%; 其后则基本保持稳定或略有波动, 至第 8 周结束培养, 可溶性有机碳含量仍为原土含量的 19%~67%。而不同水分处理间, 培养 1 周末, 淹水处理的黄泥土二号和淹水、好气淹水交替处理的潯育黄泥田, 可溶性有机碳含量均比原土高, 其后则不断下降; 其他处理, 可溶性有机碳含量在整个培养过程中均呈下降趋势。

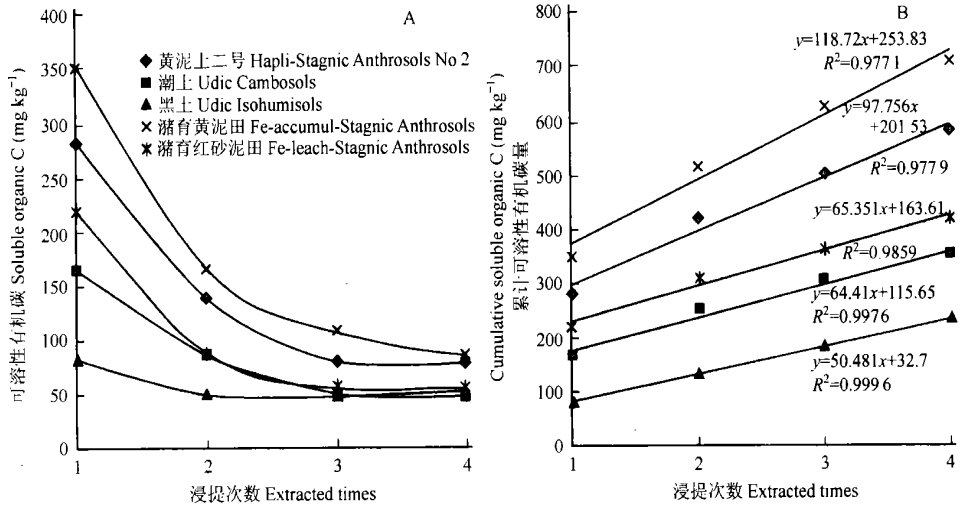


图2 不同浸提次数下的单次(A)和累计(B)土壤可溶性有机碳量变化

Fig.2 Changes in the content of soluble organic carbon of a single event (A) and cumulative content(B) of the consecutive extractions in soils

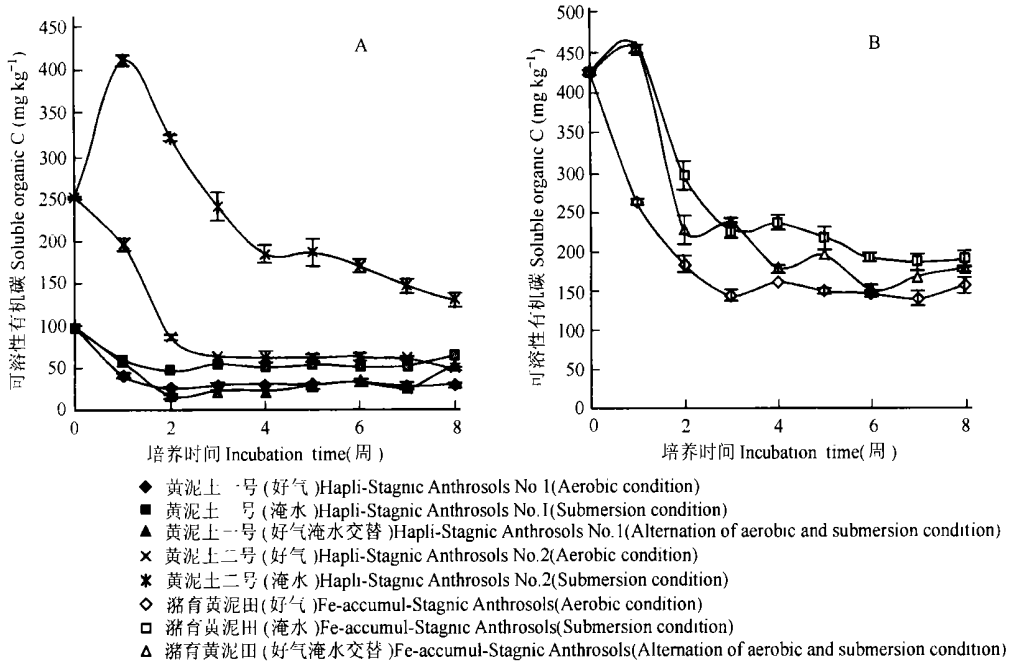


图3 不同水分处理条件下培育过程中黄泥土(A)和潜育黄泥田(B)可溶性有机碳含量变化

Fig.3 Changes in contents of soluble organic carbon in Hapli-Stagnic Anthrosols (A) and Fe-accumul-Stagnic Anthrosols (B) during incubation under different moisture treatments

不同的水分状况处理,在整个培养期中可溶性有机碳含量都有明显差别。在整个培养期中,淹水处理的可溶性有机碳含量均高于好气处理 ($p < 0.05$),黄泥土一号高 46% ~ 117% (绝对值高 18~ 35 mg kg^{-1}),平均高 78% (22 mg kg^{-1});黄泥土二号高 112% ~ 285% (绝对值高 81% ~ 234 mg kg^{-1}),平均

高 193% (143 mg kg^{-1});潜育黄泥田高 21% ~ 73% (绝对值高 33~ 190 mg kg^{-1}),平均高 47% (81 mg kg^{-1})。而好气淹水交替则介于两者之间,黄泥土一号接近好气处理,潜育黄泥田接近淹水处理;且在淹水培养阶段,可溶性有机碳含量升高,而落干培养阶段则可溶性有机碳含量下降。

黄泥土一号的全碳含量比黄泥土二号高 2.9 g kg^{-1} (相对值高 22%), 但后者的原土可溶性有机碳含量却比前者高 149.8 mg kg^{-1} (相对值高 150%), 并且这种差异在整个培养过程中始终保持; 特别是淹水处理, 培养过程中, 黄泥土二号的溶解性有机碳量比黄泥土一号高 $78 \sim 348 \text{ mg kg}^{-1}$ (150%~570%), 平均高 174 mg kg^{-1} (360%), 达到差异极显著水平 ($p < 0.001$)。

2.3 不同水分处理条件下培养过程中黄泥土有机碳矿化量的动态变化

采用全土有机碳含量相近而可溶性有机碳含量有明显差异的两种黄泥土, 在恒温条件下进行培育试验, 测定土壤有机碳矿化的动态变化。结果表明 (图 4), 随着培养时间的延长, 有机碳的矿化速率下

降; 好气条件下, 第 2 周的日均矿化量仅为第 1 周的 40%, 第 3 周以后, 日均矿化量趋于稳定, 保持在第 1 周的 20% 左右; 淹水条件下, 第 3 周 (黄泥土一号) 或第 4 周 (黄泥土二号) 的日均矿化量为第 1 周的 39%、36%, 第 5 周以后趋于稳定, 保持在第 1 周的 20% 左右。总体来说, 培养期间各周日均矿化量变化符合对数函数, 相关方程式为: 黄泥土一号 (好气) $Y = -22.46 \ln(X) + 52.38 (R^2 = 0.737^{**}, n = 8)$, 黄泥土一号 (淹水) $Y = -31.72 \ln(X) + 73.25 (R^2 = 0.920^{**}, n = 8)$, 黄泥土二号 (好气) $Y = -43.28 \ln(X) + 100.1 (R^2 = 0.836^{**}, n = 8)$, 黄泥土二号 (淹水) $Y = -48.21 \ln(X) + 112.3 (R^2 = 0.944^{**}, n = 8)$, 式中, Y 为有机碳日均矿化量 ($\text{CO}_2, \text{ml kg}^{-1} \text{d}^{-1}$), X 为培养时间 (周)。

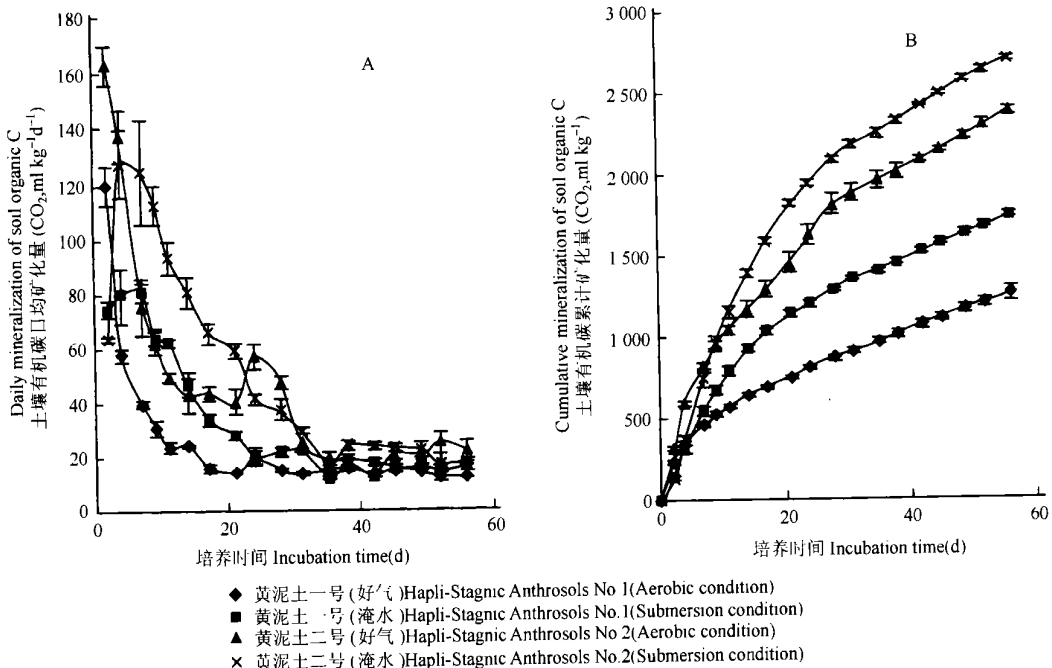


图 4 不同水分处理条件下培育过程中黄泥土有机碳日均矿化量(A)和累计矿化量(B)变化

Fig. 4 Daily (A) and cumulative (B) mineralization of organic carbon in Hapli-Stagnic Anthrosols during incubation under different moisture treatments

黄泥土一号在整个培养过程中, 淹水处理的各周日均矿化量和累计矿化量均高于好气处理, 分别高 9%~117% (平均值 40%) 和 16%~52% (平均值 41%)。黄泥土二号在培养的第 1、4、8 周, 淹水处理的日均矿化量低于好气处理 9%~23% (平均值 18%), 其他时间则高于好气处理 3%~87% (平均值 38%); 但累计矿化量除第 1 周低于好气处理 9% 外, 其他各周均高于好气处理 13%~25% (平均值

17%)。差异显著性检验结果表明, 在培养的前 3 周 (黄泥土一号) 或前 4 周 (黄泥土二号), 不同水分处理的日均矿化量有极显著差异 ($p < 0.01$), 其后, 差异不显著; 但在整个培养过程中, 淹水处理的累计矿化量均极显著高于好气处理 ($p < 0.01$)。

整个培养过程中, 黄泥土二号的日均矿化量和累计矿化量均高于黄泥土一号, 好气处理分别高 23%~204% (平均 92%) 和 76%~109% (平均

92%), 淹水处理分别高 13% ~ 104% (平均 53%) 和 37% ~ 63% (平均 55%); 日均矿化量前 4 周达到极显著差异 ($p < 0.01$), 后 4 周达到显著差异 ($p < 0.05$), 累计矿化量在整个培养过程均达到极显著差异 ($p < 0.01$), 4 周后差异更明显 ($p < 0.001$)。

3 讨论

淹水提高了土壤有机碳的溶出和导致团聚体的分散, 进而增加可溶性有机碳量。提高的程度要视不同土壤的本底情况而定。Wang 和 Bettany 采用有机碳含量为 65.4 g kg^{-1} 的土壤进行的研究结果表明^[1], 不同的水分状况处理, 从一开始提取的可溶性有机碳量就有明显差异, 在培养期内, 不同时间浸提的淹水处理的土壤可溶性有机碳量一直高于好气处理; 12 周培育结束后, 淹水处理的土壤可溶性有机碳量是好气处理的 4.4 倍。本项研究采用不同类型土壤进行的试验结果进一步证实, 水分含量高低和淹水时间长短均能造成可溶性有机碳量的明显差异, 即使原土有机碳总量和可溶性有机碳量较低, 这种差异也很显著; 但原土可溶性有机碳含量较高的土壤, 淹水处理提高可溶性有机碳量的效果更明显。

一般来说, 可溶性有机碳的生物有效性是比较高的^[14]。有理由认为, 淹水可以提高土壤有效碳库量, 进而影响土壤有机碳的矿化速率。图 3 结果显示, 对于原土可溶性有机碳含量较高的土壤, 培养初期淹水提高进入溶液的可溶性有机碳量甚至于超过矿化损失的碳量, 这对整个培养期间的矿化过程都有显著影响。图 3A 和图 4A 结果的比较表明, 两种黄泥土有机碳矿化量 (包括日均矿化量和累计矿化量) 的差异并不与全土有机碳含量相关, 而主要是其可溶性有机碳含量明显不同所致。培养过程中, 土壤有机碳的矿化速率动态与可溶性有机碳含量的变化趋势相一致, 特别是黄泥土二号, 可溶性有机碳含量与土壤有机碳日均矿化量达到极显著的相关关系 (相关系数: 好气处理 0.942^{*}, 淹水处理 0.975^{**}); 并且, 淹水处理的土壤有机碳矿化量 (特别是累计矿化量) 高于好气处理。由于试验是在严格控制的室内条件下进行, 水分状况差异是唯一的影响因素, 因此, 可以大致肯定, 对于原土可溶性有机碳含量较高的土壤, 淹水显著提高可溶性有机碳量是导致其土壤有机碳矿化量高于好气处理的主要原因。

从理论上推断, 可以进一步证实以上结论。土

壤有效碳库包括可溶性和非可溶性两部分, 水分状况导致的土壤有效碳库的差异可能来自两方面: 一是对土壤有效碳库总量的影响, 二是对土壤微生物活性的影响。能否导致淹水条件下土壤有效碳库总量大于好气条件, 要视可溶性有效碳占有有效碳库总量的比例。假设可溶性有效碳库为 A , 非可溶性有效碳库为 B , 好气条件下土壤有效碳库总量 $C_1 = A_1 + B_1$, 淹水条件下土壤有效碳库总量 $C_2 = A_2 + B_2$, 淹水好气处理之间土壤有效碳库的差异 $D = C_2 - C_1 = (A_2 - A_1) - (B_1 - B_2)$, D 如果是正值, 也就是说, 如果淹水造成的可溶性有效碳库的增加量 ($A_2 - A_1$) 大于好气淹水处理之间非可溶性有效碳库的差异 ($B_1 - B_2$, 一般认为好气条件下微生物的代谢活性高于淹水条件下), 则淹水条件下土壤有效碳库总量将高于好气条件, 直接结果是土壤有机碳矿化量较高。因此, 尽管由于目前对可溶性有机碳的含量动态、生物有效性、影响因素等尚所知甚少, 而可溶性有机碳含量与土壤有机碳矿化之间的关系可能非常复杂^[4, 6, 15, 16], 要正确判定以上 D 值出现正值的土壤和环境条件, 还需要进一步的工作, 但对于可溶性有机碳量丰富的南方高肥力水稻土, D 值出现正值应有客观存在的可能。

图 3A 和图 4 的结果也显示, 可溶性有机碳含量较低的黄泥土一号, 淹水处理的土壤可溶性有机碳含量和土壤有机碳矿化量也显著高于好气处理, 但是培养过程中可溶性有机碳含量与土壤有机碳日均矿化量并无明显的相关关系 (相关系数: 好气 0.391, 淹水 0.479)。这表明, 可溶性有机碳与土壤有机碳矿化量的关系可能还受供试土壤本身可溶性有机碳量水平以及其他理化性质如质地、养分、 CaCO_3 含量的影响^[17]。

综上所述, 由于淹水增加可溶性有机碳含量, 提高土壤的有效碳库, 确实可能导致土壤有机碳矿化速率高于好气条件, 但田间条件下影响土壤有机碳矿化的因素非常复杂, 具体情况还需要更深入的研究证实。我国南方大面积的水稻土, 经过常年的耕作培肥形成了较大比例的高肥力土壤, 以上现象如果是现实情况, 则将会带来好气和淹水条件下土壤有机碳分解速率和分解量概念的根本转变, 影响到水田和旱地土壤肥力和植物营养领域中一些基本概念的确立以及水田和旱地土壤中有机氮、有机磷、硫及微量元素的矿化供应和温室气体释放的正确评价, 其理论和实际意义十分重要。

参考文献

- [1] Wang F L, Bettany J R. Influence of Freeze-thaw and flooding on the loss of soluble organic carbon and carbon dioxide from soil. *J. Environ. Qual.*, 1993, 22: 709~ 714
- [2] 黄东迈, 朱培立, 王志明, 等. 旱地和水田有机碳分解速率的探讨和质疑. *土壤学报*, 1998, 35(4): 481~ 491. Huang D M, Zhu P L, Wang Z M, *et al.* A study and question on the decomposition rate of organic carbon under upland and submerged soil conditions (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1998, 35(4): 481~ 491
- [3] 蔡祖聪. 水分类型对土壤排放的温室气体组成和综合温室效应的影响. *土壤学报*, 1999, 36(4): 484~ 491. Cai Z C. Effects of water regime on CO₂, CH₄ and N₂O emissions and overall potential for greenhouse effect caused by emitted gases (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1999, 36(4): 484~ 491
- [4] Ellert B H, Gregorich E G. Management-induced changes in the actively cycling fractions of soil organic matter. *In: Mcfee W W, Kelly J M.* eds. *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. Wisconsin, Madison, USA: Soil Science Society of America, Inc., 1995. 119~ 138
- [5] Cook B D, Allan D L. Dissolved organic carbon in old field soils: Total amounts as a measure of available resources for soil mineralization. *Soil Biol. Biochem.*, 1992, 24: 585~ 594
- [6] Gregorich E G, Rochette P, McGuire S, *et al.* Soluble organic carbon and carbon dioxide fluxes in maize fields receiving spring-applied manure. *J. Environ. Qual.*, 1998, 27: 209~ 214
- [7] 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. *Biol. Fertil. Soils*, 1999, 29: 196~ 200
- [8] 杜丽娟, 文启孝, 张晓华. 应用费尔恩法测定氯化钠盐土或底土中的有机碳. *土壤*, 1982, 14(4): 149~ 153. Du L J, Wen Q X, Zhang X H. Determination of organic carbon in NaCl-saline soil and subsoil by Fearn method (In Chinese). *Soils*, 1982, 14(4): 149~ 153
- [9] 鲁如坤主编. *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. ed. *Analytical Methods for Soil and Agricultural Chemistry (In Chinese)*. Beijing: China Agricultural Science and Technology Publishing House, 1999
- [10] 江西省土地利用管理局, 江西省土壤普查办公室编. *江西土壤*. 北京: 中国农业科技出版社, 1991. Administration Bureau of Land, Soil Survey Staff Office of Jiangxi Province. eds. *Soils of Jiangxi Province (In Chinese)*. Beijing: China Agricultural Science and Technology Publishing House, 1991
- [11] 文启孝, 彭福泉, 林心雄. 土壤有机质. 见: 熊毅, 李庆逵主编. *中国土壤(第二版)*. 北京: 科学出版社, 1987. 390~ 404. Wen Q X, Peng F Q, Lin X X. Soil organic matter. *In: Xiong Y, Li Q K.* eds. *Soils of China (In Chinese)*. 2nd Ed. Beijing: Science Press, 1987. 390~ 404
- [12] 徐琪, 陆彦椿, 刘元昌, 等. *中国太湖地区水稻土*. 上海: 上海科学技术出版社, 1980. Xu Q, Lu Y C, Liu Y C, *et al.* *The Paddy Soil of Taihu Region in China (In Chinese)*. Shanghai: Shanghai Science and Technology Publishing House, 1980
- [13] Gregorich E G, Beare M H, Stoklas U, *et al.* Biodegradability of soluble organic matter in maize cropped soils. *Geoderma*, 2003, 113(3/4): 237~ 252
- [14] Nelson P N, Dector M C, Soulas G. Availability of organic carbon in soluble and particle size fractions from a soil profile. *Soil Biol. Biochem.*, 1994, 26: 1 549~ 1 555
- [15] Davidson E A, Galloway L F, Strand M K. Assessing available carbon: Comparison of techniques across selected forest soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 1987, 18: 45~ 64
- [16] Wolters V, Joergensen R G. Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification. *Soil Biol. Biochem.*, 1991, 23: 897~ 902
- [17] Sun B, Lin X X. Effects of soil texture and CaCO₃ on turnover of organic materials in Chao soil. *Pedosphere*, 1993, 3(2): 133~ 144

DYNAMICS OF SOLUBLE ORGANIC CARBON AND ITS RELATION TO MINERALIZATION OF SOIL ORGANIC CARBON

Li Zhongpei Zhang Taolin Chen Biyun

(Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract Mineralization of soil organic carbon is an important biochemical process closely related to release and supply of nutrients, formation of greenhouse gases, and maintenance of soil quality. In incubation experiments and chemical analysis of soil samples of Udic Isohumisols, Udic Cambosols, Hapl-Stagnic Anthrosols No. 1 and No. 2, Fe-leach-Stagnic Anthrosols, Fe-accumul-Stagnic Anthrosols gathered in East China, dynamics of soluble organic carbon content and soil organic carbon mineralization under different moisture treatments were investigated to determine difference in soluble organic carbon content between aerobic and submersion conditions as related to change in mineralization of soil organic carbon. Soluble organic C (SOC) was linearly and significantly related to water-soil ratios ranging from 1: 1 to 10: 1, with different correlation coefficients (R^2) in the soils (Udic Isohumisols 0.908^{*}, Udic Cambosols 0.973^{*}, Hapl-Stagnic Anthrosols No. 2 0.933^{*}, Fe-leach-Stagnic Anthrosols No. 1 0.908^{*}, Fe-accumul-Stagnic Anthrosols 0.973^{*}). The results indicate that the mineralization of soil organic carbon is closely related to the water-soil ratio, and the mineralization of soil organic carbon is significantly related to the water-soil ratio.

throsols 0.901^{**}, Fe-accumul-Stagnic Anthrosols 0.865^{**}). Cumulative SOC increased with the extracting time and SOC from a single event decreased with the frequency of the extraction. During the 8 weeks' incubation, soluble organic C in the submergence treatments was 46%~117% ($p < 0.05$) for Hapli-Stagnic Anthrosols No. 1, 112%~285% ($p < 0.001$) for Hapli-Stagnic Anthrosols No. 2, and 21%~73% ($p < 0.05$) for Fe-accumul-Stagnic Anthrosols, higher than those in the aerobic treatments. In the first 3 weeks (for Hapli-Stagnic Anthrosols No. 1) or 4 weeks (for Hapli-Stagnic Anthrosols No. 2) of incubation, the daily mineralization of soil organic C was significantly different between moisture treatments ($p < 0.01$), and tended to be similar thereafter; and the cumulative mineralization of soil organic C was significantly higher in the submergence treatment than in the aerobic treatment for the whole incubation period ($p < 0.01$). Dynamics of the mineralization of soil organic C and trend of the change in content of soluble organic C tended to be similar, especially for Hapli-Stagnic Anthrosols No. 2, which showed significant correlation coefficients (r) between soil organic C mineralization and soluble organic C content (0.942 in the aerobic treatment and 0.975 in the submergence treatment). Results also showed that difference in soil organic C mineralization (including daily and cumulative mineralization) between Hapli-Stagnic Anthrosols No. 1 and No. 2 was mainly related to their significant difference in content of soluble organic C, not the total soil organic C content. Significant increase in soluble organic C content as a result of submergence might be the main cause for a higher mineralization of soil organic C under the submersion condition than under the aerobic condition.

Key words Soluble organic carbon; Soil organic carbon; Mineralization; Dynamics