

添加无定形铝氧化物对雷竹林土壤有机质矿化的影响^①

刘国群¹, 庄舜尧¹, 桂仁意², 李国栋², 方 伟²

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008;

2 浙江林学院浙江省现代森林培育技术重点实验室, 浙江临安 311300)

摘 要: 土壤中无定形铝氧化物对有机质的存在有很大的影响, 由于雷竹特殊的经营方式导致土壤中有有机质快速积累, 为了解无定形铝氧化物对土壤中快速积累的有机质分解产生的影响, 本文通过往不同种植年限的雷竹林土壤中增加不同量的无定形铝氧化物(0、2、10、20、40 g/kg)以及室内密闭培养法测定CO₂的释放量来反映有机质的分解状况, 以便了解无定形铝氧化物对快速增加的雷竹林土壤有机质分解的影响, 了解集约经营下的雷竹林土壤有机质的变化趋势及稳定性。结果表明, 无定形铝氧化物的加入可显著抑制土壤有机质的分解, 当无定形铝氧化物的加入量为 40 g/kg时, 对 0 年(水稻)、1 年、5 年、15 年雷竹林土壤有机质分解的抑制率分别为 56.97%、60.75%、58.87%、44.25%; 0 年(水稻)土壤加入无定形铝氧化物 0、2、10、20、40 g/kg, 对有机质分解的抑制效率分别为 7.49%、38.04%、50.79%、56.98%。无定形铝氧化物对有机质分解的抑制效率随其加入量的增加而提高, 但随土壤有机质含量的增加而下降。

关键词: 雷竹土壤; 无定形铝氧化物; 有机质分解

中图分类号: S153.2

雷竹(*Phyllostachy spraeocox. Preveynalis*)是一种优良的笋用竹种, 具有出笋早、出笋期长、产量高、笋味鲜美等特点。雷竹主要分布在浙江省德清、余杭、临安等地。从 20 世纪 90 年代以来, 雷竹种植区实施了以覆盖酿热增温为主的保护栽培措施, 生产反季节竹笋, 取得了显著的经济效益。在雷竹的经营过程中使用有机物覆盖土壤来提高土壤温度以促进早出笋, 在这过程中土壤有机质在短期内大量增加^[1]。土壤有机质是土壤生产力高低的一个重要的因子, 因为土壤有机质是植物营养元素(N、P、S)的重要来源; 同时还会影响土壤pH、阳离子交换量、阴离子交换量、土壤质地等^[2]。

土壤有机质是全球 C 循环中一个重要的 C 库, 土壤中有相当大的一部分有机质由于土壤矿物的吸附作用而免受微生物的分解^[3]。土壤中铁铝氧化物及水合物对土壤有机质的稳定性有着重要作用, 相关方面已有大量的文献, 主要结论包括以下几个方面: ①大多数土壤中有有机质的含量与土壤中 Fe、Al 含量呈正相关关系^[4-9]; ②土壤中有有机质的转化速率与土壤中 Fe、Al 含量呈负相关关系^[10-12]; ③铁铝化合物具有很大的比表面积及吸附能力^[13]; ④铁铝氧化物及水合物能

抑制土壤微生物、土壤酶对土壤有机质的分解^[14-15]。

同时, 南方红壤富含 Fe、Al 矿物, 大量 Al 的存在必然深刻地影响着有机质的转化。然而, 由于人为因素, 雷竹林土壤的有机质增加极为快速, 那么快速增加的有机质在土壤中会有怎样的转化过程, 受到土壤中 Al 的影响又是如何, 尤其是土壤中的无定形铝氧化物对雷竹林土壤有机质的分解起到怎样的影响作用? 土壤有机质的分解转化是土壤保存有机质的关键步骤^[16], 而 Al 在其中应该起着重要的作用。因此, 为了更深入了解 Al 对快速增加的有机质的影响, 本文将通过室内培养的方法来研究无定形铝氧化物对不同种植年限雷竹林土壤有机质分解的影响。

1 材料与方法

1.1 实验地概况

采样地位于浙江省临安市, 该区属亚热带季风气候, 丘陵地区, 年平均气温 15.9℃, 最高气温 41.3℃, 最低气温 -13.3℃, 年降水量 1550 mm, 无霜期 236 天。采样点为水稻田和由水稻田改种的雷竹林, 雷竹林每年 11 月下旬至 12 月上旬地表覆盖有机物以增温避冷保湿, 日增地温达 4~5℃^[17-18]。通常是在雷竹

①基金项目: 国家自然科学基金项目(40671109)和浙江省森林培育重中之重学科开放基金项目(2007)资助。

作者简介: 刘国群(1980—), 男, 江西新余人, 硕士研究生, 主要从事土壤化学研究。E-mail: gqliu@issas.ac.cn

林地地表先覆盖 10 ~ 15 cm 稻草, 然后上面再覆盖 10 ~ 15 cm 的砻糠, 稻草用量 40 t/hm², 砻糠用量 55 t/hm², 次年三四月份揭去未腐烂的砻糠 (一般与新砻糠换和合并使用 3 次, 逐年新加 1/3); 下层的稻草经过一个冬春的发酵和雨雪水的淋泡已基本腐烂入土。每年施肥 3 次, 时间分别为 5 月中旬, 9 月中旬和覆盖有机物之前。施肥量为无机复合肥 (N:P:K = 16:16:16) 2.25 t/hm² 和尿素 (含 N 460 g/kg) 1.125 t/hm², 或施等量养分的有机肥。

1.2 采样方法

在地理位置、地形、土壤肥力、土壤理化性质相近的地区采集不同种植年限、由水稻田改种的雷竹林土壤, 即 0、1、5、15 年, 0 年为水稻田。因雷竹林土壤有机质的迅速积累主要在 0 ~ 20 cm 土层, 所以本实验采样深度为 0 ~ 20 cm, 采样时去除土壤表层的枯枝落叶和覆盖物。每个不同种植年限的雷竹林采 3 个土壤样品。

1.3 无定形铝氧化物的制备

将 0.1 mol/L NaOH 溶液缓慢加入到 0.1 mol/L AlCl₃ 溶液中, 加入时快速搅拌, 使 OH/Al = 3, 然后再快速搅拌 1 h。之后将混合物老化 1 h, 调节 pH 至 7.1。然后通过离心分离沉淀物, 用乙醇洗 3 遍后再用甲醇洗 1 遍沉淀物。最后将沉淀物冷冻干燥, 即得到无定形铝氧化物^[19]。

1.4 分析方法

样品经风干、研磨、过筛后, 测定项目为 pH 值、有机质、阳离子交换量、无定形 Al。测定方法均参照

《土壤农业化学分析法》^[20]。无定形铝氧化物的鉴定采用 Philips PW1050 X-Ray 衍射仪。无定形铝氧化物比表面积测定方法为 BET/N₂。

1.5 CO₂ 释放量测定

称取 50 g 土壤分别加入 0、0.1、0.5、1.0、2.0 g (相当于每千克土加入无定形铝氧化物 0、2、10、20、40 g) 无定形铝氧化物, 然后放入 1 L 的培养瓶中, 将土壤均匀平铺于瓶底部, 调节土壤含水量为田间持水量的 60%。轻轻将一只 25 ml 的小烧杯放在培养内的土壤上, 然后加入 0.1 mol/L NaOH 10 ml, 再将培养瓶加盖密封, 于 28℃ 恒温培养, 定期取出小烧杯, 把 NaOH 转入三角瓶中, 加入 1 mol/L BaCl₂ 溶液 5 ml, 加入酚酞试剂 2 滴, 用标准 HCl 滴定至红色消失, 根据 HCl 的用量计算出 CO₂ 释放量。试验同时做不加土壤的空白对照, 所有处理均做 3 次重复。

2 结果与分析

2.1 无定形铝氧化物的基本性质

从图 1 可以看出, 无定形铝氧化物和晶体 Al(OH)₃ 的 X 衍射结构截然不同, 无定形铝氧化物为无定形态 (无清晰 X 衍射峰, 且强度计数小), 而晶体 Al(OH)₃ 为结晶性很好的晶体 (有一特征 X 衍射峰)。无定形铝氧化物有很大的比表面积和表面活性^[21]。已有报道, 用 BET/N₂ 方法对无定形氧化铝的比表面积进行分析, 其表面积为 264 m²/g^[22]。本实验合成的无定形氧化铝的比表面积测定结果为 225 m²/g。

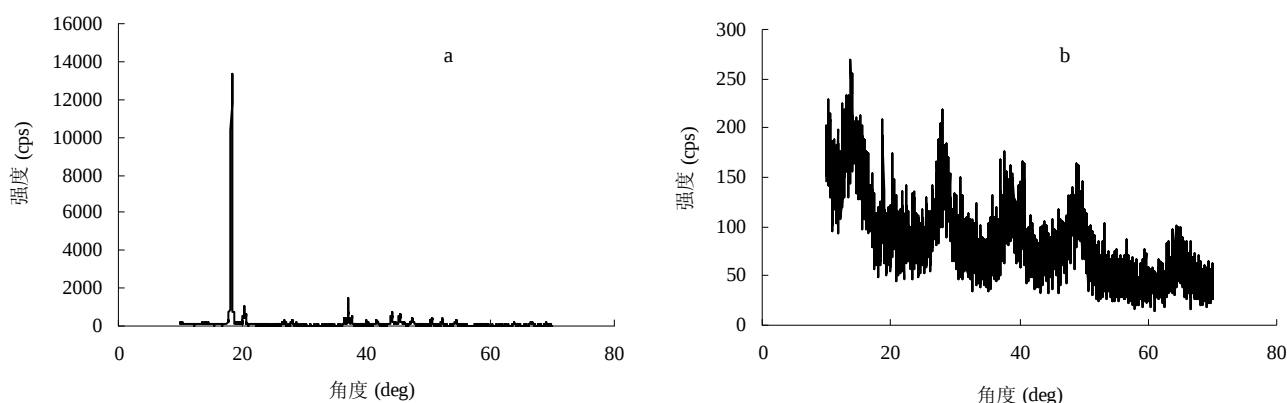


图 1 晶体 Al(OH)₃ (a) 和无定形铝氧化物 (b) X 衍射图

Fig. 1 X-ray diffraction spectra of crystalline Al hydroxide (a) and amorphous Al hydroxide (b)

2.2 不同种植年限雷竹林土壤的基本性质

供试土壤的几项基本性质如表 1 所示。由表 1

可见, 随着雷竹种植年限增加, 土壤 pH 显著下降。土壤有机质含量由对照水稻田的 31.0 g/kg 增加到种

植雷竹 15 年时的 79.2 g/kg，而在稻田改种雷竹 1 年和 5 年后土壤有机质含量为 25.5 g/kg 和 27.8 g/kg，比对照水稻田均有一定的降低。这是由于水稻田改种雷竹后，由水田变为旱地，土壤含水量降低，通气状况良好，微生物活动增强，有机质分解速率加快；而 5 年时土壤有机质含量又有增高是因为第 5 年时雷竹林开始进行覆盖，所以土壤有机质含量开始增加。通常情况下雷竹在种植 5 年后开始大量产笋，此时才开始覆盖有机物料，而有机物料覆盖直接导致了雷竹林土壤表层中有机质的急剧增加。土壤中全 N、C/N 的变化规律与有机质的变化规律相

同，由于大量施肥土壤有效 P、速效 K 的含量显著增加。

一般来说，南方土壤中 Fe、Al 含量较高。本试验中雷竹表层土壤全 Al (Al_T) 的含量约为 54 g/kg，而当雷竹种植 15 年后，表层土壤中 Al 含量显著下降，这种下降应与土壤 pH 下降密切相关。无定形铝 (Al_o) 含量均为 2 g/kg 左右，但不同种植年限的土壤之间不存在显著性差异。而 Al_o/Al_T 的比值在雷竹种植 15 年时 (4.47%) 要明显高于对照 (3.84%)，说明随种植年限增加土壤活性 Al 的比例也在增加，活性 Al 的增加也将显著影响土壤有机质的转化。

表 1 供试土壤样品的基本性质
Table 1 Basic properties of studied soil

种植年限 (年)	pH (H_2O)	有机质 (g/kg)	全 N (g/kg)	C/N	有效 P (mg/kg)	速效 K (mg/kg)	Al_o (g/kg)	Al_T (g/kg)
0	5.47 ± 0.32	31.0 ± 0.45	2.02 ± 0.12	15.34 ± 0.95	7.14 ± 0.62	40.5 ± 2.21	2.08 ± 0.14	54.1 ± 0.62
1	5.37 ± 0.16	25.5 ± 0.71	1.86 ± 0.09	13.71 ± 0.64	38.32 ± 2.11	62.3 ± 3.69	2.07 ± 0.16	54.0 ± 0.15
5	4.76 ± 0.46	27.8 ± 1.61	1.93 ± 0.11	14.40 ± 0.86	54.06 ± 3.25	75.9 ± 5.21	2.21 ± 0.19	54.3 ± 0.55
15	3.32 ± 0.39	79.2 ± 0.44	4.61 ± 0.21	17.18 ± 1.01	457.6 ± 13.54	131.9 ± 9.38	2.21 ± 0.16	49.4 ± 0.89

2.3 不同种植年限雷竹林土壤的有机质分解

土壤有机质分解受到土壤温度、水分条件、pH、可利用营养元素等外在因素以及有机质本身的性质所控制^[23]。本试验不同种植年限雷竹林土壤有机质分解状况如图 2、图 3 所示。图 2 反映了土壤有机质分解速率的变化，从图 2 可以看到 0、1、5 年雷竹林土壤有机质分解速率的差异不大，培养开始时 0 年（水稻田）土壤 CO_2 释放速率较 1 年和 5 年的高，但在培养到第 43 天时 3 种土壤 CO_2 的释放速率已不存在显著差异。15 年土壤培养时 CO_2 速率最高，培养初期 CO_2 释放量为 263.6 mg/(kg·d)，分别为 0、1、5 年的 1.32、2.24、2.28 倍。分解速率也在第 43 天时达到稳定，此时 CO_2 释放量为 160 mg/(kg·d) 左右，是其他 3 种土壤的 4 倍左右。同时，图 2 也反映出水稻土与旱地土有机质分解的显著差异。

图 3 反映了 CO_2 累积释放量随时间的变化过程， CO_2 总的释放量为 15 年 > 0 年 > 5 年 > 1 年，其释放量分别为 11644、4392、3632、3418 mg/kg 土。从图 2、图 3 可以看出雷竹土壤 CO_2 的释放速率和释放量与土壤有机质含量密切相关，土壤有机质含量高 CO_2 释放速率和释放量也就高。同时，从图 4 我们可以得出在本试验中 CO_2 -C 的累积释放量所占土壤中总有机 C 的比例与土壤有机质的含量不存在正相关性。在培养到第 3 天时，0、1、5、15 年

土壤 CO_2 -C 的累积释放量占土壤中有机 C 的比例分别为 0.91%、0.65%、0.59%、0.47%，但到培养后期 (67 天) 所占的比例分别为 6.66%、6.30%、6.14%、6.90%。

2.4 无定形铝氧化物对有机质分解的影响

在铁铝氧化物含量高的土壤中，铁铝氧化物在土壤有机质的移动转化过程中起着重要的作用。从图 5 可以看出，当加入无定形铝氧化物之后，土壤 CO_2 释放量减少，并且土壤 CO_2 的释放量随无定形铝氧化物加入量的增加而显著降低。在 67 天的培养中，0 年土壤（水稻田）在不加无定形铝氧化物时 CO_2 的释放量为 4392 mg/kg 土，当无定形铝氧化物的加入量为 0、2、10、20、40 g/kg 后 CO_2 的释放量分别为 4062、2632、2160、1890 mg/kg 土，其对有机质分解的抑制率分别为 7.49%、38.04%、50.79%、56.98%（图 5）。1 年、5 年雷竹林土壤在加入无定形铝氧化物后 CO_2 的释放量显著减少、抑制作用明显，其规律与水稻田土壤相同。从图 5 可以看出，15 年土壤在加入 2 g/kg 无定形铝氧化物后土壤有机质的分解速度加快， CO_2 的释放量增加，释放量由 11644 mg/kg 土增加到 12331 mg/kg 土，低浓度无定形铝氧化物的加入并没有抑制土壤有机质的分解，反而起促进作用，可见 Al 对土壤有机质的影响并不仅是简单的抑制作用，其作用过程及机制还有待于更进一步深入研究。

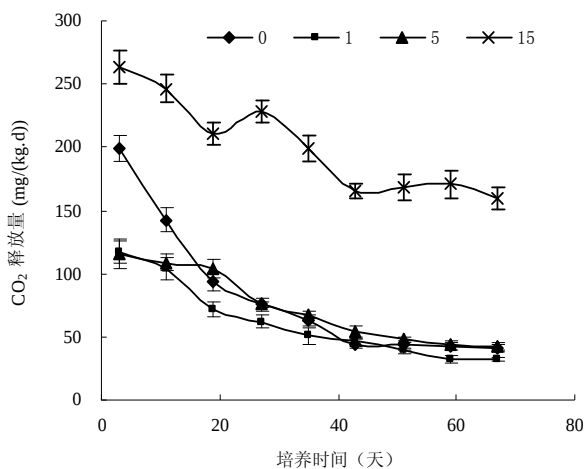


图 2 不同种植年限雷竹林土壤的有机质分解动态
Fig. 2 Dynamics of SOM decomposition in bamboo soils with various planting years

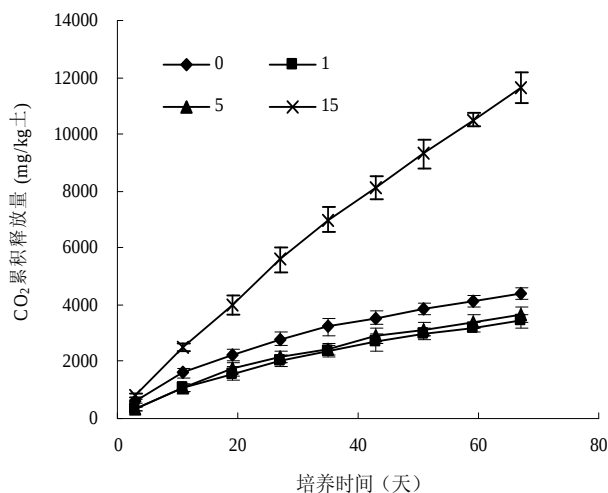


图 3 不同种植年限雷竹林土壤的有机质分解释放CO₂的累积量
Fig. 3 Cumulative CO₂ released from bamboo soils with various planting years

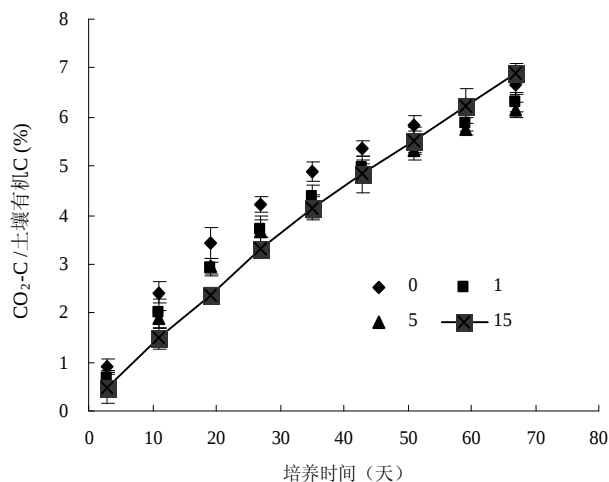


图 4 不同种植年限雷竹林土壤CO₂-C的累积释放量占土壤有机C总量的比率
Fig. 4 Ratios of cumulative released CO₂ to soil total C with various incubation days

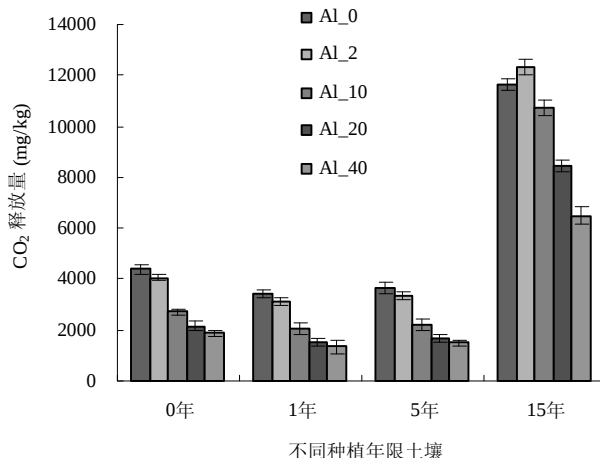


图 5 添加无定形铝氧化物对雷竹林土壤有机质分解的影响
Fig. 5 Effects of amorphous Al hydroxide addition on organic matter decomposition

2.5 无定形铝氧化物与有机质分解的影响因素

从上面的结果可以看出, 无定形铝氧化物对有机质的分解主要起抑制作用, 但对不同的土壤抑制效果并不相同。通过图 6 可以看出, 无定形铝氧化物对 1 年雷竹林土壤的抑制作用最明显。在对产生这种差异的原因进行分析时发现土壤有机质含量不同会影响无定形铝氧化物的抑制效率。如图 7 所示, 土壤有机质含量与抑制效率之间呈显著的对数性负相关, 即有机质含量越高抑制效果越差。土壤中加入

无定形铝氧化物的量为 2、10、20、40 g/kg 时, 其与有机质含量之间相关性的决定系数分别为 0.9967、0.9906、0.9870、0.9625。虽然无定形铝氧化物对有机质含量高土壤的有机质分解抑制效果不如有机质含量低的土壤, 但在减少有机质分解的绝对量上有机质含量越高所减少的量越多。从图 5 可以得出, 当土壤中加入 40 g/kg 无定形铝氧化物后, 0、1、5、15 年土壤 CO₂ 的释放量相对于对照 (不加无定形铝氧化物) 分别减少 2502、2276、2238、5136

mg/kg土。土壤黏土矿物对土壤有机质的保护作用的大小取决于被黏土矿物所吸附有机质的多少^[2],所以在有机质含量不同的土壤中加入相同量的无定形铝氧化物时,对有机质吸附的量应该是相当的。有机质含量低的土壤,被吸附的有机质所占的比例高,保护作用就更明显,抑制率就高,反之有机质含量高时抑制作用就低。Martin 和 Haider^[24]在研究黏土矿物对蛋白质的保护做用时发现,当蛋白质/黏土高时,保护蛋白质不受微生物分解的作用就弱。这是因为黏土矿物对吸附在其表面的蛋白质吸附作用非常强,而对第二层的吸附就比较弱,离黏土矿物距离越远吸附作

用就越弱。黏土矿物对有机质的稳定作用还在于能影响微生物的活性,其影响微生物所处的微环境如pH、离子强度、可利用底物以及酶的活性与数量。在有机质分解的初始阶段,黏土矿物能增加土壤的微生物数量和活性,这时O₂的消耗增加,CO₂的释放量减少。在黏土矿物存在的条件下微生物能够更有效地将底物C转化为微生物量和腐殖酸类大分子类物质^[24]。所以在无定形Al含量相同的情况下,有机质含量高的土壤加入无定形铝氧化物后CO₂释放量与对照(不加无定形铝氧化物)的差值大于有机质含量低的土壤。

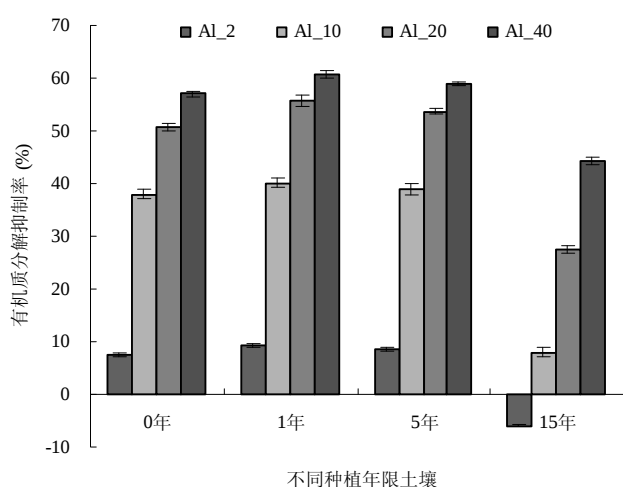


图6 无定铝氧化物对雷竹林土壤有机质分解的抑制
(与对照相比较 %)

Fig. 6 Inhibition rate of amorphous Al hydroxide on organic matter decomposition

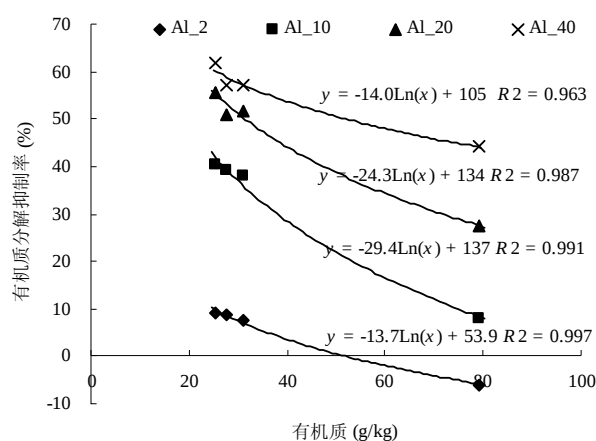


图7 土壤有机质与有机质分解抑制率之间关系

Fig. 7 Relationship between SOM content and SOM decomposition rate with various Al additions

3 结论

不同种植年限的雷竹土壤的全Al含量有一定的下降,但活性Al的比例却有所提高。土壤有机质的分解速率随着培养时间而下降,高有机质含量土壤,有机质分解速率大,CO₂累计释放量也高。无定铝氧化物对土壤有机质分解起显著的抑制作用,抑制效率随无定形铝氧化物加入量的增加而提高,随土壤有机质含量的增加而降低,无定形铝氧化物对土壤有机质分解的影响取决于土壤有机质本身的特性。

参考文献:

- [1] 蔡荣荣, 黄芳, 孙达, 秦华, 杨芳, 庄舜尧, 周国模, 曹志洪. 集约经营雷竹林土壤有机质的时空变化. 浙江林学院学报, 2007, 24(4): 450-455
- [2] Wolfgang Z, Nicola S, Georg G, Klaus K, Johannes L, Teodoro

MM, Anja M, Gijtz S. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. Geoderma, 1997, 79: 117-161

- [3] Baldock JA, Skjemstad JO. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. Org. Geochem., 2000, 31: 697-710
- [4] Hughes JC. High gradient magnetic separation of some soil clays from Nigeria, Brazil and Colombia. I. The interrelationships of iron and aluminum extracted by acid ammonium oxalate and carbon. J. Soil Sci., 1982, 33: 509-519
- [5] Johnson DW, Todd DE. Relationship among iron aluminum carbon and sulphate in a variety of forest soils. Soil Sci. Soc., 1983, 47: 792-800
- [6] Adams WA, Kassim JK. Iron oxyhydroxides in soils developed from Lower Palaeozoic sedimentary rocks in mid-Wales and

- implications for some pedogenic processes. *J. Soil Sci.*, 1984, 35: 117–126
- [7] Evans LJ, Wilson WG. Extractable Fe, Al, Si, and C in B horizons of podzolic and brunisolic soils from Ontario. *Can. J. Soil Sci.*, 1985, 65: 489–496
- [8] Skjemstad JO, Bushby HVA, Hansen RW. Extractable Fe in the surface horizons of a range of soils from Queensland. *Aust. J. Soil Res.*, 1989, 28: 259–266
- [9] Kaiser K, Guggenberger G. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Org. Geochem.*, 2000, 31: 711–725
- [10] Veldkemp E. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. *Soil Sci. Soc. J.*, 1994, 58:175–180
- [11] Torn MS, Trumbore SE, Chadwick OA, Vitousek PM, Hendricks DM. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature*, 1997, 389: 170–173
- [12] Masiello CA, Chadwick OA, Southon J, Torn MS, Harden JW. Weathering controls on mechanisms of carbon storage in grassland soils. *Global Geochem. Cycles*, 2004, 18: 153–162
- [13] Tipping E. The adsorption of aquatic humic substances by iron oxides. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1981, 45: 191–199
- [14] Boudot JP, Bel Hadj BA, Steiman R, Seigle-Murandi F. Biodegradation of synthetic organo-metallic complexes of iron and aluminum with selected metal to carbon ratios. *Soil Biol. Biochem.*, 1989, 21: 961–966
- [15] Jones DL, Edwards AC. Influence of sorption on the biological utilization of two simple carbon substrates. *Soil Bio. Biochem.*, 1998, 30: 1895–1902
- [16] Ares J, Ziechmann W. Interaction of organic matter and aluminum ions in acid forest solutions: metal complexation, flocculation, and precipitation. *Soil Sci.*, 1988, 145:437–447
- [17] 方伟, 何均潮, 卢学可. 雷竹早产高效栽培技术. *浙江林学院学报*, 1994, 11(2): 121–128
- [18] 俞樟福, 何绍峰, 孙建国. 早园竹覆盖的负面作用及其对策. *浙江林业科技*, 2001, 21(2): 42–46
- [19] Ahn MY, Zimmerman AR, Martinez CE, Archibald DD, Bol-lag JM, Dec J. Characteristics of *Trametes villosa* laccase adsorbed on aluminum hydroxide. *Enzyme and Microbial Technology*, 2007, 41: 141–148
- [20] 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, 2000
- [21] Morterra C, Magnacca G. A case study: surface chemistry and surface structure of catalytic aluminum as studied by vibrational spectroscopy of adsorbed species. *Catal. Today*, 1996, 27: 497–532
- [22] Borggaard OK, Raben-Lange B, Gimsing AL, Strobel BW. Influence of humic substances on phosphate adsorption by aluminum and iron oxides. *Geoderma*, 2004, 127: 270–279
- [23] Swift MJ, Heal OW, Anderson JM. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Berkeley: University of California Press, 1979
- [24] Martin JP, Haider K. Influence of mineral colloids on the turnover rates of soil organic carbon // Huang PM, Schnitzer M. *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes*. *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ.*, 1986, 17: 283–304

Effects of Amorphous Aluminum Hydroxide Addition on Soil Organic Matter Decomposition in *Phyllostachy spraeox. Preveynalis* with Intensive Management

LIU Guo-qun¹, ZHUANG Shun-yao¹, GUI Ren-yi², LI Guo-dong², FANG Wei²

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China;

2 Zhejiang Provincially Key Lab for Modern Silvicultural Technology, Zhejiang Forestry University, Lin'an, Zhejiang 311300, China)

Abstract: Soil organic matter (SOM) accumulates rapidly in the *Phyllostachy spraeox. Preveynalis* soil due to its special intensive management. Enriched soil Al may exert a great effect on SOM decomposition. In this paper, an in-vitro incubation experiment was conducted to investigate the influence of amorphous aluminum hydroxide (AAH) additions (0, 2, 10, 20 and 40 g/kg respectively) on SOM of *Phyllostachy spraeox. Preveynalis*. Results showed that the addition of AAH significantly inhibited SOM decomposition. The inhibition rates were 56.97%, 60.75%, 58.87% and 44.25% respectively on the soils with 0, 1, 5, 15 planting years when 40 g/kg Al addition, while the inhibition rates on the control soil (paddy soil) were 7.49%, 38.04%, 50.79% and 56.98% respectively when Al addition rate were 0, 2, 10, 20, and 40 g/kg. Overall, the inhibition rate on SOM decomposition increased with increasing Al addition amount but decreased with increasing SOM content.

Key words: Bamboo soil, Amorphous aluminum hydroxide, Organic matter decomposition