第 50 卷 第 1 期
2014 年 1 月

林 业 科 学
SCIENTIA SILVAE SINICAE

Vol. 50，No. 1
Jan.，2014

doi:10.11707/j.1001-7488.20140103

集约经营对雷竹林土壤与植株铝含量的影响*

季海宝[1,2] 孙 晓[2] 桂仁意[1] 庄舜尧[2]

（1. 浙江农林大学 亚热带森林培育国家重点实验室培育基地 临安 311300；
2. 中国科学院南京土壤研究所 土壤与农业可持续发展国家重点实验室 南京 210008）

摘 要： 选择不同种植年限的雷竹林及对照水稻田，分析土壤酸度、土壤提取态铝及植株铝含量。结果表明：在水稻田改种雷竹后，雷竹林地表层土壤酸化严重；集约经营增加了土壤有机质含量，最高为 64.2 g·kg^{-1}，较对照提高 50%；土壤中提取态铝含量随着种植年限增加而显著增加，8 - 羟基喹啉提取态铝的含量最高为 108.0 mg·kg^{-1}，是对照的 10 倍，乙酸提取态铝含量最高为 235.4 mg·kg^{-1}，是对照的 4 倍多；竹根中铝的含量随着种植年限增加而显著增加，而竹鞭、竹秆及竹叶则相反。可见，在覆盖栽培的集约经营模式下，雷竹林土壤酸化显著，生物毒性铝和生物可利用铝含量剧增，雷竹根部铝大量积聚，养分转运受阻，从而危害雷竹正常生长。

关键词： 集约经营；雷竹；土壤酸化；生物毒性铝；生物可利用铝

中图分类号：S713 **文献标识码**：A **文章编号**：1001 - 7488(2014)01 - 0015 - 06

Influence of Intensive Management on Soil Extractable Al and *Phyllostachys praecox* Al Content

Ji Haibao[1,2] Sun Xiao[2] Gui Renyi[1] Zhuang Shunyao[2]

（1. *Nurturing Station of State Key Laboratory of Sub-Tropical Silviculture Zhejiang A & F University Lin' an* 311300；
2. *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture Institute of Soil Science，Chinese Academy of Science Nanjing* 210008）

Abstract: *Phyllostachys praecox* plantations with various ages and the neighboring paddy field (served as control) were selected for analysis of soil acidity，the soil extractable Al content and the bamboo Al content. Results showed that the soil was severely acidified in *P. praecox* stands after shifted from the paddy field. The intensive management increased soil organic matter content up to 64.2 g·kg^{-1} that was 50% higher than in the control. Soil extractable Al content increased significantly with the cultivation duration of bamboo. The highest content of 8 - hydroxyquinoline extractable Al was 108.0 mg·kg^{-1} that was 10 times as the control and acetic acid extractable Al content was 235.4 mg·kg^{-1} that was 4 times as the control. The Al content in the bamboo roots increased with the cultivation duration. However，Al contents in the bamboo rhizomes，stems and leaves were the opposite，suggesting there was a damage of nutrient transport in bamboo due to the Al toxicity. Accordingly，the increased soil phytotoxic and bioavailable Al content along with the severe soil acidification did harm to the bamboo growth under the intensive management.

Key words: intensive management；*Phyllostachys praecox*；soil acidification；phytotoxic Al；bioavailable Al

雷竹(*Phyllostachys praecox*)因其出笋早、笋期长、笋味美、产量高、经济效益好等特点而被广泛集约栽培。然而，随着集约种植年限增加，一些雷竹林地出现笋产量下降、竹子开花严重及根鞭上浮等退化现象。目前，在浙江临安 2.67 万 hm^2 雷竹林中，退化竹林有 4 717.26 hm^2(黄美珍等，2007)。竹林衰败和林地退化已成为雷竹林地持续丰产、高效的最大障碍。

对雷竹林地初步调查发现，雷竹林地土壤 pH 值随着覆盖栽培时间的增加而有酸化的趋势(黄芳等，2007；刘国群等，2008；孙晓等，2009)。在覆盖栽培超过 15 年后，雷竹林地土壤 pH(H_2O)值由种植初期的 5.57 下降到 3.20(刘国群等，2008)。土壤酸化会引起活性铝溶出并产生铝毒胁迫。适量的铝对植物生长有一定的促进作用，如茶树(阮建云等，2003)，但土壤中过多的活性铝会对大多数植

收稿日期：2012 - 11 - 04；修回日期：2013 - 11 - 23。

基金项目：中国科学院战略性先导科技专项(XDA05070303)。

* 庄舜尧为通讯作者。

物产生毒害。

一般认为，各类形态铝对植物体产生毒害胁迫的强度依次为：Al_{13}聚合物（不以磷酸盐或硅酸盐的形式存在）> Al^{3+} > $Al(OH)^{2+}$ > $Al(OH)_2^+$ > $Al(OH)_4^-$ > $AlSO_4^+$，但尚未发现 Al-F，Al_{org} 和 $Al(OH)_3$的毒害作用（Boudot *et al.*，1994）。土壤中的生物毒性铝主要包括水溶态铝、羟基态铝，甚至还包括 $AlSO_4^+$和一些聚合态铝（Al_{13}）（Matus，2007），这类形态铝被称为土壤活性铝（labile Al 或 reactive Al），并常被用来评估土壤铝毒胁迫的强度。试验上一般用离子交换 SPE 固相萃取法分离土壤水提取液中的活性铝，但由于固相萃取法工作量大、效率低，而使用浓度为 1% 的 8-羟基喹啉溶液（其由 2% 乙酸溶液溶解）一次就可以提取土壤水提取液中的活性铝（水溶态铝，羟基态铝和 $AlSO_4^+$），简单快速（Matus，2007）。此外，使用 0.11 mol·L^{-1}乙酸水溶液提取土壤中的生物可利用铝（优化的 BCR 连续提取三步法中的第 1 步），包括土壤中水溶态铝、交换态铝和络合态铝。

当前，集约经营下雷竹林土壤酸化的研究还较少（孙晓等，2010），尚没有关于 8-羟基喹啉提取态铝和乙酸提取态铝的详细研究，同时缺乏与酸化背景相关的雷竹植株体内铝含量的同步研究。本研究选择不同种植年限的雷竹林及对照水稻（*Oryza sativa*）田，分析土壤酸度、土壤提取态铝及植株铝含量，为评估酸化雷竹林地的铝毒胁迫提供依据，对雷竹生产林的可持续经营也具有指导意义。

1 研究区概况

研究区位于浙江省临安市太湖源镇光辉村（119°32′44″E，30°17′17″N），属中纬度北亚热带季风气候，低山丘陵地貌。年均降雨量 1 460 mm，年均气温 15.8 ℃。光辉村样地土壤类型为黄棕壤。

2 研究方法

2.1 集约经营雷竹林栽培模式

为使雷竹提早出笋，提高产量和经济收益，当地笋农发展了以大量施肥和冬季覆盖为主的集约经营模式。该模式为每年施 3 次肥，时间为 5 月中旬、9 月中旬和覆盖前，施肥量为无机复合肥（N∶P∶K = 16∶16∶16）2.25 t·hm^{-2}和尿素（含 N 46%）1.13 t·hm^{-2}。每年 11 月下旬至 12 月上旬给雷竹林地表覆盖有机物以增温保湿（林海萍等，2002；周国模等，1999），地温增幅达 4 ~ 5 ℃。地表先覆盖 10 ~ 15 cm 的稻草，再覆盖 10 ~ 15 cm 的砻糠，稻草用量 40 t·hm^{-2}，砻糠用量 55 t·hm^{-2}，次年3—4月份揭去未腐烂的砻糠（蔡荣荣等，2007；黄芳等，2007）。

2.2 采样方法

采样时间为 2010 年 6 月。选择种植年限分别为 2，6，8，11 和 16 年（种植 5 年雷竹林成林并开始覆盖，种植 6 年雷竹林已覆盖 1 年，种植 11 年的雷竹林开始退化，种植 16 年的雷竹林已退化）的雷竹林地共 5 个，水稻田作为对照，不同年限竹林地和对照各设 3 个重复样地，每块样地面积为 10 m × 10 m。样地中土壤采样利用分层采样法，土壤层次分别为 0 ~ 10，10 ~ 20 和 20 ~ 40 cm，3 个重复。在各年限竹林地的 3 块样地中，选择大小中等的生长势正常的新竹共 5 株，并对 5 个标准株进行全株采伐，包括竹叶、竹秆、竹鞭（新鞭）、竹根，带回实验室分析。竹叶取冠层中部枝条上的叶片；竹秆取竹子中部；竹鞭取含有箨片且颜色为黄色的新鞭；竹根取竹子的主根。用自来水洗去样品灰尘和泥土，再用蒸馏水冲洗干净；105 ℃杀青 30 min，后在 60 ~ 70 ℃下烘干至恒质量，磨碎过筛（0.25 mm）后保存在干燥皿中，以供元素分析。

2.3 样品分析

土壤样品经风干、除杂后，研磨过 2 mm 筛。土壤 pH 值、有机质含量和阳离子交换量的测定参见《土壤农化分析方法》（鲁如坤，2000）。每个样品重复 2 次。

通常使用的螯合试剂 8-羟基喹啉带有一个酚羟基团和羧胺基团，能够通过铝取代酚羟基团上的质子 H^+，与氮原子形成一个五元螯合环结构（Yokel，2002）。活性铝的分离方法主要是利用 8-羟基喹啉功能基团，对样品进行分离提取（如一次提取法、螯合固相提取法和 8-羟基喹啉间歇反应法）。这类方法能够分离绝大部分的生物毒性铝（Matus，2007）。本研究采用简单的一次提取法对土壤样品进行分离提取。8-羟基喹啉提取态铝（Al_{HQN}）含量测定方法为：1% 8-羟基喹啉溶于 2% 乙酸溶液中，土液比 1∶10，震荡提取 1 h，5 000 r·min^{-1}离心 20 min，0.45 μm 滤膜过滤，稀释后 ICP-MS 测定溶液中铝浓度（Matus，2007）。

乙酸提取态铝（Al_{AA}）含量测定方法为：0.11 mol·L^{-1}乙酸溶液，土液比 1∶40，震荡提取 16 h，5 000 r·min^{-1}离心 20 min，0.45 μm 滤膜过滤，稀释后 ICP-MS 测定溶液中铝浓度（Matus，2007）。

植株样品经微波消解后，采用电感耦合等离子体质谱仪（ICP-MS，热电 X-Series 2）测定铝含量。

2.4 数据处理

统计分析采用 One-way ANOVA 方差分析、LSD 多重比较方法、Bivariate 两变量的相关分析 (SPSS13.0 for Windows 软件) 以及 Excel 处理。

3 结果与分析

3.1 土壤基本性质

集约经营雷竹林地土壤 pH 值在不同土壤剖面呈现明显的变化（表 1），随土层加深，土壤 pH 值逐渐升高（$P < 0.05$）。集约经营雷竹林地 pH 值显著低于对照田，经营 16 年林地上层土壤（0 ~ 10 cm）pH 值最低，为 3.60；中、上层土壤（0 ~ 20 cm）pH 值总体上随着栽培时间的增加呈降低的趋势。可见，雷竹种植可以导致土壤表层明显酸化。另外，集约栽培雷竹林土壤 pH 值随栽培时间下降的速率与土壤缓冲能力的大小和雷竹种植初期土壤的起始 pH 值相关。从表 1 中的 ΔpH 数据（与底层土壤相比）可以看出，相较于下层（20 ~ 40 cm）土壤，上、中层土壤 pH 值的下降幅度随种植年限增加而增加。

有机质含量和阳离子交换量在所有林地土壤中都是随土壤剖面深度的增加呈下降的趋势（$P < 0.05$）。与水稻田对照相比，雷竹林地中、上层土壤（0 ~ 20 cm）有机质含量在经营前期下降，在经营 6 年覆盖后土壤有机质含量开始上升，11 年时最高达到 64.2 g•kg^{-1}，较对照提高 50%。各栽培年限雷竹林下层土壤有机质含量显著低于其上层土壤有机质含量（$P < 0.05$），这与覆盖过程及林地浅层垦复有关。随栽培年限增加各土层土壤阳离子交换量变化情况同土壤有机质含量变化情况相同，随竹林经营年限的增加，上、中、下各层土壤阳离子交换量间的差异不断扩大。

表 1　不同剖面深度土壤基本性质随雷竹林栽培时间的变化①

Tab. 1　Soil basic properties in *Phyllostachys praecox* fields with various planting time

种植年限 Planting time/a	土层 Soil layer/cm	pH	ΔpH	有机质含量 Organic matter content/(g•kg^{-1})	阳离子交换量 Cation exchange capacity/(cmol•kg^{-1})
0	0 ~ 10	6.53 ± 0.24 a	0	44.13 ± 1.80 a	17.62 ± 0.19 efg
	10 ~ 20	6.52 ± 0.31 a	0.01	42.87 ± 0.32 a	17.04 ± 0.04 fgh
	20 ~ 40	6.63 ± 0.05 a	—	40.13 ± 3.27 bc	16.10 ± 0.60 ghi
2	0 ~ 10	4.19 ± 0.11 cd	1.60	30.67 ± 1.10 def	15.43 ± 0.26 hi
	10 ~ 20	4.40 ± 0.19 c	1.39	28.43 ± 1.36 efg	14.67 ± 0.21 i
	20 ~ 40	5.79 ± 0.27 b	—	19.40 ± 2.19 hi	12.90 ± 0.30 j
6	0 ~ 10	3.85 ± 0.11 de	1.75	31.13 ± 4.17 def	18.35 ± 1.13 def
	10 ~ 20	3.90 ± 0.40 cde	1.70	28.93 ± 2.35 efg	17.03 ± 0.49 fgh
	20 ~ 40	5.36 ± 0.62 b	—	25.00 ± 1.47 fgh	15.53 ± 0.38 hi
8	0 ~ 10	4.30 ± 0.14 cd	1.34	64.17 ± 9.57 a	22.86 ± 2.76 bc
	10 ~ 20	4.21 ± 0.23 cd	1.43	37.53 ± 2.03 bcd	18.91 ± 1.23 de
	20 ~ 40	5.64 ± 0.11 b	—	26.07 ± 4.86 fgh	16.89 ± 1.01 fgh
11	0 ~ 10	4.02 ± 0.19 cde	1.52	62.73 ± 0.60 a	26.58 ± 0.73 a
	10 ~ 20	4.11 ± 0.11 cd	1.43	41.10 ± 0.82 b	21.48 ± 0.46 c
	20 ~ 40	5.54 ± 0.77 b	—	23.30 ± 1.91 gh	15.55 ± 0.87 hi
16	0 ~ 10	3.60 ± 0.06 e	2.96	44.20 ± 7.99 b	23.42 ± 2.03 b
	10 ~ 20	4.11 ± 0.20 cd	2.45	34.07 ± 7.61 cde	19.47 ± 1.03 d
	20 ~ 40	6.56 ± 0.27 a	—	15.27 ± 4.33 i	16.47 ± 0.27 gh

①水稻田以种植 0 年的雷竹林表示。同列相同小写字母表示差异不显著（$P > 0.05$），同列不同小写字母表示差异显著（$P < 0.05$）。下同。The 0 year represents paddy field. The same lowercase letters on the same column indicate that the numbers are not significantly different ($P > 0.05$), and the different lowercase letters on the same column indicate that the numbers are significantly different ($P < 0.05$). The same below.

3.2 土壤铝含量

3.2.1　8 - 羟基喹啉提取态铝　图 1 表明，随着雷竹林地经营时间的增加和竹林地的不断酸化，中、上层土壤中的 8 - 羟基喹啉提取态铝（Al_{HQN}）含量不断增加，而下层土壤中的 8 - 羟基喹啉提取态铝含量总体低于 20 mg•kg^{-1}。种植 16 年雷竹林上层土壤中的 8 - 羟基喹啉提取态铝的含量为 108.0 mg•kg^{-1}，是水稻田的 10 倍，且与其他种植年限的雷竹林相比，差异达到显著水平（$P < 0.05$）；种植 16 年雷竹林中层土壤中的 8 - 羟基喹啉提取态铝的含量与水稻田的差异也达到显著水平（$P < 0.05$），这说明土壤中的 8 - 羟基喹啉提取态铝的含量随土壤酸化的加剧逐渐增加。

3.2.2　乙酸提取态铝　如图 2 所示，随着雷竹林地经营时间的增加和竹林地的持续酸化，16 年林地中、上层土壤的乙酸提取态铝（Al_{AA}）含量显著高于

其他种植年限($P<0.05$),且16年林地上层土壤最高为235.4 $mg \cdot kg^{-1}$,是水稻田的4倍多;虽然上层土壤2~11年之间差异不明显($P>0.05$),但与对照差异显著($P<0.05$)。下层土壤乙酸提取态铝含量总体不高,约为50 $mg \cdot kg^{-1}$。这表明随着雷竹林经营时间的增加和林地土壤的持续酸化,植株可利用性铝含量在增加,雷竹林地遭受铝毒胁迫的风险也逐渐增加。

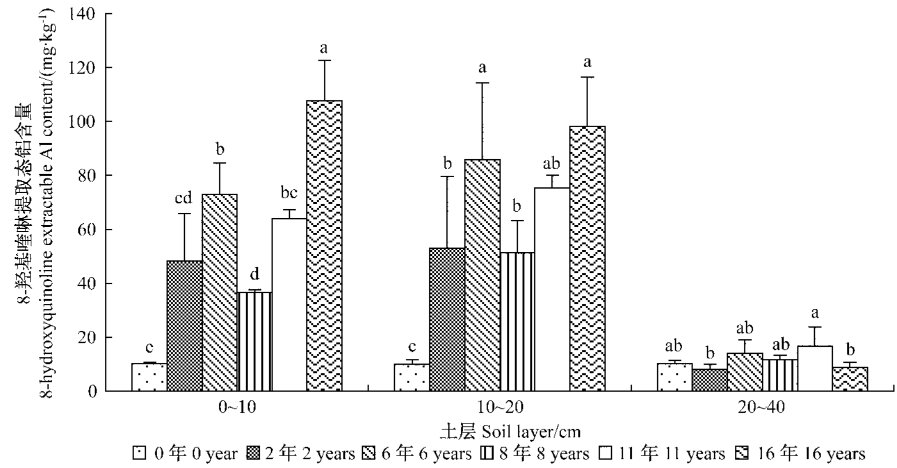

图1 各土层土壤8-羟基喹啉提取态铝含量随雷竹林种植时间的变化

Fig. 1 Soil 8-hydroxyquinoline extractable Al content in *phyllostachys praecox* stands with various planting time

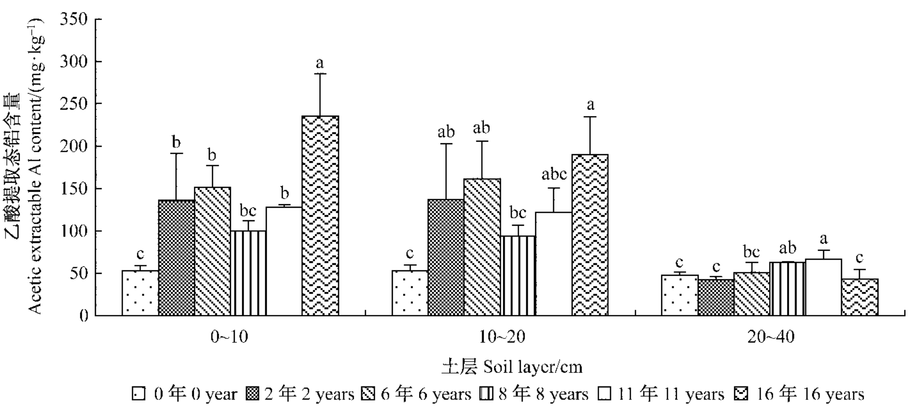

图2 不同剖面深度土壤乙酸提取态铝含量随雷竹林种植时间的变化

Fig. 2 Soil acetic extractable Al content in *phyllostachys praecox* stands with various planting time

3.3 雷竹林植株铝含量

由表2可知,竹根中铝含量最高,平均为914.8 $mg \cdot kg^{-1}$,其次是竹鞭,平均为108.4 $mg \cdot kg^{-1}$,竹叶和竹秆中铝含量最低,分别平均为23.68和11.73 $mg \cdot kg^{-1}$。竹根中铝含量分别是竹鞭、竹叶和竹秆中的8.4,38.6和78.0倍,说明铝主要富集在根部,没有向上转运。竹叶中铝含量平均为23.68 $mg \cdot kg^{-1}$,低于姚曦等(2009)对20个竹种叶片中测得的铝的平均含量,这可能与竹种和采样地点有关。

从雷竹植株中铝的含量随种植年限增加的变化趋势来看,叶片中铝的含量随种植年限增加呈下降趋势,种植2年雷竹林中最高,与种植6,8,11和16年相比差异显著($P<0.05$);各种植年限竹秆中铝含量差异不明显($P>0.05$),表现为在种植初期随种植年限增加而增加,在种植11年后表现为随种植年限增加而减少;竹鞭中铝含量也在雷竹林种植初期随种植年限增加而增加,种植11年后与种植初期相比开始降低;而竹根中铝含量随种植年限增加基本呈增加趋势,种植8,11和16年与种植2和6年相比,达到显著水平($P<0.05$)。

3.4 表层土壤性质与植株体内铝含量的相关性

0~10 cm表层土壤性质与2种提取态铝及植株体内铝含量的相关分析(表3)表明,pH值与8-羟基喹啉提取态铝含量显著负相关($P<0.05$),显然土壤酸化会引起土壤活性铝含量的增加;pH值与竹根中的铝含量显著负相关($P<0.05$),这说明土壤酸化会促进雷竹根系对铝的吸收;而pH值与雷竹竹叶与竹秆中的铝含量正相关,这说明土壤酸化可能会抑制铝向地上部的运输;阳离子交换量与雷竹竹鞭中铝的含量显著正相关

($P<0.05$)，土壤阳离子交换量的增加促进了竹鞭对铝的吸收。由相关性分析结果可以看出，pH 值是影响土壤中活性铝及雷竹体内铝含量的主要因子，pH 降低，则土壤中活性铝含量增加，植株地上部铝含量下降，地下部铝含量积聚。

4　结论与讨论

长期集约经营对雷竹林土壤的酸度、有机质含量和阳离子交换量有着很大影响。本研究中，随栽培时间延长，雷竹林地中、上层（0～20cm）土壤明

表 2　不同种植年限雷竹各组织铝含量

Tab. 2　Al contents in different organs with various planting time of *phyllostachys praecox* fields　　$mg \cdot kg^{-1}$

种植年限 Planting time/a	叶 Leaf	秆 Stem	鞭 Rhizome	根 Root
2	32.98 ±6.94 a	11.94 ±3.53 a	107.0 ±31.25 bc	594.2 ±58.6 c
6	22.99 ±8.57 b	13.06 ±2.55 a	116.1 ±29.97 b	805.4 ±103.3 b
8	21.26 ±5.04 b	12.65 ±3.80 a	146.1 ±62.66 a	1 040.5 ±135.3 a
11	21.88 ±3.62 b	10.76 ±2.84 a	86.10 ±21.54 c	1 061.5 ±189.5 a
16	19.29 ±6.95 b	10.25 ±2.86 a	86.76 ±30.20 c	1 072.6 ±140.5 a

表 3　0～10 cm 表层土壤性质与铝含量的相关性①

Tab. 3　Correlation between soil properties in 0－10 cm layer and Al contents

项目 Item	土壤 pH 值 Soil pH	有机质含量 Organic matter content	阳离子交换量 Cation exchange capacity
8－羟基喹啉提取态铝含量 8-hydroxyquinoline extractable Al content	－0.989*	－0.268	0.239
乙酸提取态铝含量 Acetic acid extractable Al content	0.480	－0.562	－0.792
竹叶铝含量 Al content of bamboo leaf	0.515	－0.256	－0.564
竹秆铝含量 Al content of bamboo stem	0.658	0.158	－0.273
竹鞭铝含量 Al content of bamboo rhizome	－0.287	0.798	0.945*
竹根铝含量 Al content of bamboo root	－0.922*	－0.370	0.071

①* ：$\alpha=0.05$.

显酸化，这与徐祖祥等(2010)的研究结果一致。由于竹农每年施用大量的化学肥料，特别是施用碳酸氢铵和尿素，这类化肥都是酸性肥料，连续施用会使土壤 pH 值下降，土壤酸度加大。而雷竹林地中、上层土壤有机质含量和阳离子交换量在经营前期下降，这是由于水稻土壤改种植旱地后，部分有机质含量因为土壤氧化过程而有所下降；在经营 6 年后开始明显上升，因为覆盖带入了大量的稻草和砻糠，提高了有机质含量。

8－羟基喹啉所提取的铝形态包括水溶态铝、羟基态铝和 $AlSO_4^+$，具有生物毒性。本研究中，上层土壤中的 8－羟基喹啉提取态铝含量随种植年限不断增加，16 年与其他种植年限相比达到显著性差异($P<0.05$)，说明雷竹林随着集约经营年限的增加，生物毒性铝的含量在增加，对雷竹根系有潜在的危害性。乙酸提取态铝是生物可利用铝，包括水溶态铝、交换态铝和络合态铝。本研究中，中、上层土壤的乙酸提取态铝含量总体上随栽培年限增加而增加，尤其是种植 16 年的雷竹林显著增高，这与前人的一些研究结果相似。刘国群等(2008)研究发现雷竹林土壤中交换性铝含量随土壤 pH 值的降低而显著增加，种植 15 年后的雷竹林土壤中交换性铝含量约为对照水稻田的 51 倍。徐仁扣等(1998)也研究发现在酸性土壤中，铝的溶出量随 pH 值的降低而增加。这表明随着雷竹林经营时间的增加和林地土壤的持续酸化，生物可利用铝含量也在增加，雷竹林地遭受铝毒胁迫的风险也逐渐增加。

宣家祥等(1995)研究发现，铝在植物体内的分布是极不均匀的，植物所吸收的大多数铝主要集中在根系中，只有极少量的铝被转移至地上部分，茎叶中的铝含量均较少。本研究也表明竹根中铝含量最高，其次是竹鞭，竹叶和竹秆中最少。由于铝毒对根系生长影响极大，铝毒会抑制主根的伸长，扰乱植物对养分和水分的吸收和利用，影响 DNA 合成，抑制细胞分裂。在长期覆盖栽培经营条件下，竹林地下根鞭系统生长更新会受到影响，导致立竹更新困难，

立竹生长势衰退，竹林出现退化，竹笋产量下降（刘丽等，2010）。竹根中铝的含量随着种植年限的增加而显著增加；竹鞭、竹秆及竹叶中的铝含量则随着种植年限的增加而有所下降。显然，雷竹根系中铝含量与土壤中铝含量变化趋势一致，但雷竹地上部铝含量却并非如此，有相反的趋势，说明铝在雷竹体内由根转运至地上部是在下降，极大可能意味着铝毒影响了根系活性，降低了养分的转运能力。类似的，沈宏等(2001)研究发现铝胁迫会影响植物根系对 Ca，Mg，P 和 K 的吸收。因此，雷竹地上部铝含量的下降恰恰可能是铝毒害的重要表征。

相关性分析表明，土壤 pH 值与 8－羟基喹啉提取态铝含量显著负相关，与竹根中的铝含量显著负相关，而与雷竹竹叶与竹秆中的铝含量正相关。进一步说明，覆盖栽培经营的雷竹林地土壤酸化严重，导致土壤中生物毒性铝增加，雷竹根部铝含量积聚，危害雷竹正常生长，从而增加了雷竹林的退化风险。

由于植物对土壤铝毒的响应较为复杂，本研究仅针对雷竹不同部位的铝含量进行了表观分析，未能给出雷竹生长对土壤毒性铝含量的响应曲线，这些还有待今后深入研究。

参 考 文 献

蔡荣荣，黄 芳，孙 达，等. 2007. 集约经营雷竹林土壤有机质的时空变化. 浙江林学院学报，24(4)：450－455.

黄 芳，蔡荣荣，孙 达，等. 2007. 集约经营雷竹林土壤氮素状况及氮平衡的估算. 植物营养与肥料学报，13(6)：1193－1196.

黄美珍，陈继红，王丽臻，等. 2007. 雷竹退化林分改造技术. 林业实用技术，(11)：12－13.

林海萍，吴家森，付顺华，等. 2002. 雷竹笋采后贮藏生理的研究. 江苏林业科技，19(4)：16－17.

刘国群，庄舜尧，李国栋，等. 2008. 不同种植年限下雷竹林土壤中铝的形态变化. 土壤，40(6)：1013－1016.

刘 丽，陈双林，李艳红. 2010. 基于林分结构和竹笋产量的有机材料覆盖雷竹林退化程度评价. 浙江林学院学报，27(1)：15－21.

鲁如坤. 2000. 土壤农业化学分析方法. 北京：中国农业科技出版社，13－108.

阮建云，王国庆，石元值，等. 2003. 茶园土壤铝动态及茶树铝吸收特性. 茶叶科学，23(增1)：16－20.

沈 宏，严小龙. 2001. 铝对植物的毒害和植物抗铝毒机理及其影响因素. 土壤通报，32(6)：281－285.

孙 晓，庄舜尧，刘国群，等. 2009. 集约经营下雷竹种植对土壤基本性质的影响. 土壤，41(5)：784－789.

孙 晓，庄舜尧，刘国群，等. 2010. 集约经营下雷竹林土壤酸化的初步研究. 土壤通报，41(6)：1339－1343.

徐仁扣，季国亮. 1998. pH 对酸性土壤中铝的溶出和铝离子形态分布的影响. 土壤学报，35(1)：162－171.

徐祖祥，陈丁红，李良华，等. 2010. 临安雷竹种植条件下土壤养分的变化. 中国农学通报，26(13)：247－250.

宣家祥，张自立. 1995. 根际土壤溶液中铝离子的形态分布及其对大麦的毒性. 土壤学报，32(增2)：27－35.

姚 曦，岳永德，汤 锋. 2009. 竹叶中多种无机元素 ICP-MS 测定. 林业科学，45(11)：26－31.

周国模，金爱武，何钧潮，等. 1999. 覆盖保护地栽培措施对雷竹笋用林丰产性能的影响. 中南林学院学报，19(2)：52－54.

Boudot J P，Becquer T，Merlet D，*et al*. 1994. Aluminium toxicity in declining forests：a general overview with a seasonal assessment in a silver fir forest in the Vosges Mountains (France). Annals of Forest Science，51(1)：27－51.

Matus P. 2007. Evaluation of separation and determination of phytoavailable and phytotoxic aluminium species fractions in soil，sediment and water samples by five different methods. Journal of Inorganic Biochemistry，101(9)：1214－1223.

Yokel R A. 2002. Aluminum chelation principles and recent advances. Coordination Chemistry Reviews，228(2)：97－113.

（责任编辑 于静娴）