

杉木与固氮和非固氮树种混交对林地土壤质量和土壤水化学的影响

黄宇^{1,2}, 冯宗炜¹, 汪思龙², 于小军², 高红², 王清奎²

(1. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 2. 中国科学院会同森林生态实验站, 湖南会同 418307)

摘要:第 1 代人工杉木林皆伐后, 3 种不同的经营模式, 即连栽杉木纯林、杉木与固 N 阔叶树混交林和杉木与非固 N 阔叶树混交林, 对林地土壤质量和土壤水化学的影响进行了比较。结果表明, 在杉树与阔叶树混交经营模式下, 土壤养分含量增加, 物理性状改善, 土壤生物活性提高, 微生物商 ($C_{mic}: C_{org}$) 上升, 代谢商 (qCO_2) 稍有下降, 但杉木与固 N 树种的混交对土壤质量的改善效果比杉木与非固 N 树种混交好; 相反, 杉木连栽只能导致林地土壤质量的逐渐恶化; 土壤溶液中, 主要来自于大气中的一些离子浓度, 如 SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ 和 Mg^{2+} , 在杉木纯林中显著高于混交林, 而主要受系统内影响较大的一些离子, 如 K^+ 和 NH_4^+ , NO_3^- , 在经营模式间变异较小; H^+ 和 Al^{3+} 浓度也是杉木纯林比混交林高。另外, 研究结果还表明, 总有机 C、CEC 和微生物 C 与其它土壤理化性质与生物学性质之间存在着较好的相关性, 所以可以将总有机 C、CEC 和微生物 C 作为红黄壤地区亚热带人工林土壤质量的指示指标。

关键词:杉木; 固 N 树种; 非固 N 树种; 土壤质量; 土壤水化学

Effects of Chinese-fir mixing with N-fixing and non-N fixing tree species on forestland quality and forest-floor solution chemistry

HUANG Yu^{1, 2}, FENG Zong-Wei¹, WANG Si-Long², YU Xiao-Jun², GAO Hong², WANG Qing-Kui² (1. Department of Systems Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. Huitong Experimental Station of Forest Ecology, Chinese Academy of Sciences, Huitong Hu'nan Province 418307, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(10): 2192~2199.

Abstract: Chinese fir (*Cunningharnia lanceolata*), a type of subtropical fast-growing conifer tree, widely distributed in South China, and its plantation area in China is more than 7×10^6 hm², accounting for 24% of total area of planted forest in China. In recent decades, the system of successive plantation of Chinese fir is widely used in the southern china for an anticipated high economic return. However, recent studies have documented that the practice of this system led to dramatic decreases in soil fertility and forest environment as well as in productivity. Compared with the first plantation generation of Chinese-fir, soil organic C, N, P, K and forest productivity, respectively, decrease 12.0%, 18.8%, 16.7%, 10.2% and 12.5% for the second rotation, 18.5%, 31.2%, 27.5%, 25.4% and 45.5% for the third rotation. Therefore, in recent years, increasing concern about the sustainable productivity of Chinese fir plantation forest has emphasized the need to seek a way to control the forestland degradation effectively and maintain soil quality.

Some forest ecologists and managers recognize the ecological role performed by broadleaf trees growing in mixtures with conifers, and a great deal of studies on mixtures effects have been conducted, particularly on mixture species of temperate and boreal forest, but these research results were not completely consistent each other. Maybe the mixtures effects depend in large

基金项目: 中国科学院知识创新工程资助项目 (No. KZCX2-406, KZCX3-SW-418)

收稿日期: 2004-01-05; 修订日期: 2004-03-22

作者简介: 黄宇 (1974~), 男, 湖南益阳人, 博士, 主要从事区域研究与开发以及环境生态学与污染生态学研究。E-mail: huangcosmos@163.com
致谢: 本研究实施过程中, 还得到了怀化市环保局环境监测站以及中国科学院会同站张秀永、胡亚林、颜绍馥、申正其、张优礼、伍洪波、伍建平、龚连喜等人的协助和支持, 在此一并致谢

Foundation item: The Knowledge Innovation Project of Chinese Academy of Sciences (No. KZCX2-406, KZCX3-SW-418)

Received date: 2004-01-05; Accepted date: 2004-03-22

Biography: HUANG Yu, Ph. D., mainly engaged in regional research and exploitation, environment ecology and pollution ecology.

part on specific site conditions, the interactions among species in mixtures and biological characteristics of species, etc.. Although some researchers also studied the effects of mixtures of Chinese fir and broadleaf tree species on soil fertility, forest environment and tree growth status, little information is available about systematic studies in mid-subtropical region on different forest management models such as mixtures of Chinese-fir and broadleaf trees (including N-fixing and non-N-fixing tree species), effects on soil quality, in particular on soil microbiological and biological properties. Similarly, reports about effects of different forest management models on forest-floor solution chemistry are also very scarce.

The experimental site was situated at Huitong Experimental Station of Forest Ecology, Chinese Academy of Sciences, Hunan Province (N 26°40′~27°09′ latitude and E 109°26′~110°08′ longitude). It locates at the transition zone from the Yunnan-Guizhou plateau to the low mountains and hills of southern bank of Yangtz River at an altitude of 300~1100 m above mean sea level and at the same time, it is also a member of the Chinese Ecosystem Research Network (CERN), sponsored by the Chinese Academy of Sciences (CAS). This region has a humid mid-subtropical monsoon climate with a mean annual precipitation of 1200~1400 mm, most of the rain falling between April and August, and a mean temperature of 16.5 °C with a mean minimum of 4.9 °C in January and a mean maximum of 26.6 °C in July. The soil of the experimental field is red-yellow soil.

After a clear-cutting of the first generation Chinese-fir planted forest (*Cunninghamia lanceolata*) in autumn of 1989, three different forest management models, viz. mixture of Chinese-fir and N-fixing alder (*Alnus cremastogyne*) (MCA), mixture of Chinese-fir and non-N-fixing *Kalopanax septemlobus* (MCK) and pure Chinese-fir stand (PCS), were established in spring of 1990. The effects of these three planted forest stands on soil characteristics were evaluated by measuring physico-chemical, microbiological, biochemical parameters and soil solution chemistry. Both MCA and MCK exerted a favourable effect on soil fertility maintenance, the improvement being greater under MCA. The concentrations of the mainly atmospherically derived ions in soil solutions, including SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ and Mg^{2+} , were significantly higher under the conifer (PCS) than under the mixtures (MCA and MCK). Whereas the concentrations of ions that mainly controlled by within system processes such as K^+ , NO_3^- and NH_4^+ varied small among the management models. The concentrations of H^+ and Al^{3+} were highest under PCS. SO_4^{2-} was the dominant anion and Ca^{2+} the main cation in soil solutions. In addition, the observed evidence from this study also suggests that, total organic C (TOC), cation exchange capacity (CEC) and microbial biomass-C (C_{mic}) can be used as indicators of soil quality in planted forest ecosystem under subtropical region.

Key words: Chinese fir; N-fixing tree species; non-N-fixing tree species; soil quality; soil solution chemistry

文章编号:1000-0933(2004)010-2192-08 中图分类号:S158.2,S718 文献标识码:A

杉木(*Cunninghamia lanceolata*)是我国亚热带常绿阔叶林区特有的重要速生用材树种,分布在我国南方的16个省(区),约占南方人工林面积的1/2,在我国森林蓄积量和木材生产中占有重要的地位^[1]。但由于杉木人工林的针叶化、纯林化以及多代连栽现象的加剧,杉木人工林生态系统固有的生态弱点日益显现出来,水土流失增加,生物多样性下降,地力衰退,病虫害增加等等^[2~6]。据冯宗炜等人的研究,杉木林地土壤肥力和土壤微生物随杉木年龄增加而下降,造林后19a,土壤N、P、K含量分别为造林前的43.6%、24.3%和43.2%;土壤微生物为造林前的91.6%^[2]。另据报道,杉木连栽土壤肥力和生产力下降非常明显,2耕土和3耕土有机质的含量分别为头耕土的83.8%和66.3%、全N为80.0%和65.0%、全P为83.3%和33.3%、全K为96.6%和89.1%、林分蓄积量为68.5%和45.35%^[7]。

针对杉木人工林地力衰退现状及其机理,冯宗炜等人首先提出了营造杉木混交林的解决途径并在广西对杉木与火力楠13年生混交林作了大量的研究工作^[8]。研究结果表明,选择适当的阔叶树种与杉木混交,可增加林地凋落物量,加速其分解速率,提高养分的归还量,从而维持甚至提高土壤肥力,防止杉木人工林连栽生产力下降^[8]。

但在中亚热带区域,从土地生产力的角度对杉木与固N树种和非固N树种混交两种模式对林地土壤质量与土壤水化学影响的系统性研究到目前鲜有报道。本研究就是在前人研究的基础上进一步论证与探讨杉木与阔叶树种混交林对土壤性质的影响,以为建立亚热带杉木混交林持续高效的经营模式提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

本研究在中国科学院会同森林生态试验站(CERN)进行,该站位于湖南省西部地区——会同县,属典型的亚热带湿润气候,年平均气温16.5℃,1月平均气温4.5℃,7月平均气温27.5℃,年降水量1200~1400 mm,年蒸发量1100~1300 mm,相对湿度在

80%以上,林地土壤为山地红黄壤。

1989 秋第 1 代人工杉木林皆伐后,1990 年春设置了 3 种植模式,即杉木纯林(PCS)、杉木与桫木(*Alnus cremastogyne*)针阔混交林(MCA);杉木与刺楸(*Kalopanax septemlobus*)针阔混交林(MCK)。3 种人工林树种种植密度均为 2000 株/hm²,杉木与阔叶树的比例为 8:2。

1.2 土样采集与测定

2003 年 6 月分别在 3 种林型取 10 个分析土样,每个土样采用多点法取 0~10 cm 表层土壤,混合制样供室内分析。用于某些土壤生物学性状的土壤同期采取,放置于 4 ℃ 的冰箱中备分析。土壤溶液采用土壤溶液取样器,每年分春、夏、秋、冬四个季节抽取,土壤溶液中各离子浓度采用体积加权平均获得。

全氮含量采用凯氏法;全磷含量采用氢氧化钠碱熔——钼锑抗比色法;全钾含量采用火焰光度法;有机质含量采用重铬酸钾法;水解 N 含量测定采用扩散法;速效 P 含量测定采用碳酸氢钠法;速效 K 含量测定采用醋酸铵提取——火焰光度法;阳离子交换量(CEC)采用醋酸铵法;土壤颗粒组成采用比重计法;土壤容重、土壤毛管水含量、毛管孔隙度测定采用环刀法^[9]。土壤脲酶(UR)采用扩散法;土壤蛋白酶(PR)、酸性磷酸酶(AP)和脱氢酶(DH)采用比色法;土壤过氧化氢酶(CA)采用滴定法;土壤微生物 C(C_{mic})测定采用熏蒸法;土壤呼吸强度采用碱石灰吸收法^[10]。土壤溶液中 F⁻, Cl⁻, NO₃⁻, NO₂⁻ 和 SO₄²⁻ 测定采用离子色谱法;K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺测定采用原子吸收法;NH₄⁺ 测定采用比色法;H⁺ 浓度在土壤溶液抽取后采用酸度计立即测定^[9]。凋落物每个月收集 1 次,年凋落量由每月凋落量之和所得。

代谢商或呼吸商(*q*CO₂)是土壤呼吸强度与微生物 C 的比值(mg CO₂-C/(h·g 微生物-C);微生物商(C_{mic}: C_{org})是微生物-C与总有机-C 的比值。

2 结果与讨论

2.1 土壤物理性状

不同的经营模式对土壤颗粒组成有一定的影响(表 1),混交林土壤砂砾含量比杉木纯林稍高,而粘粒含量有所降低,但其差异并不显著(*P*>0.05)。土壤容重是土壤紧实度的一个敏感性指标,也是表征土壤质量的一个重要参数^[11,12]。从表 2 可以看出,与杉木纯林相比,杉木-桫木与杉木-刺楸混交模式其土壤容重分别降低 9.52%和 3.17%。土壤容重的降低可能主要是由砂砾和粘粒含量的改变而导致的,有研究表明土壤容重与土壤颗粒组成之间有着密切的相关性^[13]。土壤孔隙是土壤通气和水分渗透的一个重要指数,它能影响土壤与大气之间水和气体的交换以及植物体对土壤中水分和养分的吸收^[14,15]。在本研究中,土壤总孔隙度和非毛管孔隙度都是杉木-桫木混交林和杉木-刺楸混交林稍高于杉木纯林,但无显著差异(*P*>0.05)。随着混交林土壤孔隙状况的改善,其土壤贮水量和自然含水量也都有不同程度的提高,这对植株的生长以及土壤中微生物活性等都有极大的促进作用。

表 1 土壤机械组成(%)
Table 1 Soil particle size distribution(%)

林分组成* Stand composition	土壤颗粒组成 Soil particle size						
	2.0~1.0 mm	1.0~0.5 mm	0.5~0.25 mm	0.25~0.05 mm	0.05~0.02 mm	0.02~0.002 mm	< 0.002 mm
杉木纯林 PCS	0.68 b	0.95 a	0.74 b	2.80 b	5.40 a	42.60 a	46.83 a
杉木+桫木 MCA	0.80 a	0.83 a	0.79 b	3.69 a	5.32 a	42.95 a	45.62 a
杉木+刺楸 MCK	0.90 a	0.92 a	1.05 a	3.48 a	5.90 a	41.54 a	46.21 a

表中同一栏数据带不同字母的表示达到了 5%的显著水平 Values in the same columns that do not contain the same letters are significantly different at the 5% level;* 下同 the same below

表 2 土壤容重、孔隙度与水文性状
Table 2 Soil bulk density, porosity and hydrological properties

林分组成 Stand composition	容重 Bulk density (g/cm ³)	总孔隙度 Total porosity (%)	非毛管孔隙度 Non-capillary porosity (%)	毛管孔隙度 Capillary porosity (%)	孔隙比 Porosity ratio	毛管水含量 capillary moisture content (%)	自然含水量 Natural moisture content (%)	土层厚度 Soil thickness (cm)
PCS	1.26 a	52.82 a	4.06 b	48.76 a	0.083 b	51.74 a	29.38 a	77 a
MCA	1.14 a	56.51 a	7.33 a	49.18 a	0.15 a	55.26 a	32.80 a	92 a
MCK	1.22 a	54.13 a	6.37 a	47.76 a	0.13 a	53.54 a	30.76 a	86 a

表中同一栏数据带不同字母的表示达到了 5%的显著水平 Values in the same columns that do not contain the same letters are significantly different at the 5% level

2.2 土壤化学性状

2.2.1 土壤养分含量和土壤 pH 与交换性酸 土壤有机质被认为是土壤质量的一个重要的指示指标,它是土壤养分的源与库,并能改善土壤的物理和化学性状,促进土壤生物活动^[16,17]。森林生态系统中有机的积累在很大程度上受到凋落物和细根的影响^[18]。混交林土壤总有机 C(TOC)含量同杉木纯林比较有所增加($P>0.05$)(表 3),其原因可能主要是混交林凋落物量大于杉木纯林,特别是杉木-桉木混交林总凋落量比杉木纯林高出 60.4%(表 4)。凋落物量增加,其相应的营养元素的积累量也增加。由于桉木是固 N 树种,其林地土壤全 N 含量与杉木纯林相比提高了 23.39%($P<0.05$),比杉木-刺楸混交林土壤也高出 10.87%($P>0.05$)。土壤的 C/N 比在 3 种植模式之间没有明显差异。土壤 CEC 是土壤保肥性能的一个重要指标,杉木-桉木与杉木-刺楸混交林土壤 CEC 同杉木纯林相比分别提高了 19.12%($P>0.05$)和 11.44%($P>0.05$),表明混交林能提高林地土壤的保肥性能。从表 5 可以看出,杉木纯林的土壤 pH 和交换性酸总量都要稍高于混交林($P>0.05$),说明杉木连栽可能会导致土壤的酸化。

表 3 土壤养分含量
Table 3 Soil nutrient content

林分组成 Stand composition	TOC (g/kg)	全 N Total N (g/kg)	C/N	全 P Total P (g/kg)	有效 P Available P (mg/kg)	全 K Total K (g/kg)	速效 K Available K (mg/kg)	水解 N Hydrolyzable N (mg/kg)	CEC (cmol/kg)
PCS	13.21 a	1.24 b	10.65 a	0.075 a	1.08 b	13.31 a	56.13 b	64.95 c	11.19 a
MCA	16.17 a	1.53 a	10.57 a	0.12 a	1.55 a	15.54 a	84.62 a	122.34 a	13.33 a
MCK	14.66 a	1.38 ab	10.62 a	0.086 a	1.23 a	13.87 a	103.07 a	87.89 b	12.47 a

表中同一栏数据带不同字母的表示达到了 5%的显著水平 Values in the same columns that do not contain the same letters are significantly different at the 5% level

2.2.2 土壤腐殖质组成及其特性 土壤腐殖质是土壤有机质的一个重要组成部分,它的组成和特性是土壤肥力状况的一个指示指标^[15]。在 3 种植模式中,杉木-桉木混交林土壤腐殖质 C 含量最高,其次为杉木-刺楸混交林,杉木纯林土壤腐殖质 C 含量最低,但三者之间差异不显著($P>0.05$)(表 6)。胡敏酸是土壤腐殖质最活跃的部分,它提高土壤的吸收性能,增加土壤中养分和水分的贮量,同时也能促进土壤结构的形成^[15]。杉木-桉木混交林胡敏酸 C 含量显著高于杉木纯林,同杉木-刺楸混交林相比也有所提高。土壤腐殖化度即胡敏酸占土壤总有机 C 的百分比,则是衡量腐殖质品质有劣的主要标志之一^[15]。混交林土壤腐殖化度比杉木纯林高,因而有利于土壤腐殖质品质的改善。另外,混交林土壤 HAC/FAC 值亦比杉木纯林有所增加($P>0.05$),表明土壤的腐殖质聚合程度较高。

2.3 土壤生物学性状

2.3.1 土壤微生物 C(C_{mic})与呼吸强度 不同的经营模式对土壤微生物量的影响是非常明显的(表 7)。与杉木纯林比较,微生物 C 含量在杉木-桉木与杉木-刺楸混交林下分别提高 61.51%($P<0.01$)和 28.17%($P<0.05$),这可能主要与有机质和矿质养分含量有关。经相关分析表明,林地土壤微生物 C 与总有机 C($P<0.01$)、全 N($P<0.01$)、全 P($P<0.01$)和全 K($P<0.05$)存在着密切的正相关。土壤呼吸强度是衡量土壤微生物活性的一个常用的参数^[19]。在本研究中,混交林土壤呼吸强度要高于杉木纯林,其中杉木-桉木混交林与杉木纯林之间的差异达到了显著差异水平($P<0.05$)。微生物商($C_{mic}:C_{org}$)是土壤有机质变化的一个指示指标,有的研究工作者甚至将它识为土壤质量的一个参数,如果土壤退化,微生物 C 库下降的速度大于有机 C 的下降,因而微生物商随之降低^[19]。从表 7 看出,微生物商($C_{mic}:C_{org}$)在杉木-桉木(2.52)与杉木-刺

表 4 年凋落量以及叶凋落物中营养元素的积累量
Table 4 Annual litterfall mass and nutrient accumulation from leaf litterfall

项目 Item	PCS	MCA	MCK
凋落量 Litterfall mass (kg/(hm ² ·a))			
叶 Leaf	1970.8	3591.7	2559.7
其它 Non-leaf	1140.2	1398.5	1030.0
总计 Total	3111.0	4990.2	3589.7
叶凋落物中营养元素的积累量 Nutrient accumulation from leaf litterfall (kg/(hm ² ·a))			
C	928.90	1716.19	1175.88
N	23.85	68.11	31.18
P	1.79	4.15	3.67
K	7.69	15.75	13.29

表 5 土壤 pH 与交换性酸

林分组成 Stand composition	pH		交换性酸总量	交换性 H	交换性 Al
			Exchangeable	Exchangeable	Exchangeable
	KCl	H ₂ O	acid (mmol/kg)	H (mmol/kg)	Al (mmol/kg)
PCS	3.6 a	4.2 a	54.21 a	46.08 a	8.13 a
MCA	3.8 a	4.4 a	34.08 b	28.40 b	5.68 b
MCK	3.8 a	4.5 a	40.79 b	34.37 b	6.42 b

表中同一栏数据带不同字母的表示达到了 5%的显著水平
Values in the same columns that do not contain the same letters are significantly different at the 5% level

微生物商($C_{mic}:C_{org}$)是土壤有机质变化的一个指示指标,有的研究工作者甚至将它识为土壤质量的一个参数,如果土壤退化,微生物 C 库下降的速度大于有机 C 的下降,因而微生物商随之降低^[19]。从表 7 看出,微生物商($C_{mic}:C_{org}$)在杉木-桉木(2.52)与杉木-刺

楸混交林 (2.20) 下高于连栽杉木林 (1.91), 这表明混交林土壤含有较多的易为生物降解的有机质。代谢商 ($q\text{CO}_2$) 是微生物生物活性的一个较敏感的指标, 在一个较稳定和成熟的系统内往往表现出一个较低的值。代谢商 ($q\text{CO}_2$) 在 3 个处理中以杉木纯林最高, 混交林稍低, 这可能与杉木纯林一个低水平的有机 C 含量有关。

2.3.2 土壤酶活性 土壤酶活性是维持土壤肥力的一个潜在性指标^[20]。脱氢酶活性被认为能够较全面反映土壤微生物的氧化特性, 是土壤微生物生物活性的一个极好指标^[20]; 脲酶、蛋白酶(都是水解酶)直接参与土壤中含 N 有机化合物的转化, 其活性强度常用来表征土壤 N 素供应程度^[19]; 酸性磷酸酶(水解酶)能加速土壤有机林的脱磷速度, 从而提高磷的有效性^[15]; 过氧化氢酶(氧化还原酶), 是细胞内的一种氧化还原酶, 在微生物细胞体外仍然能保持其活性^[21]。在此研究中, 混交林土壤 5 种酶活性都高于连栽杉木林(表 8), 它们之间的差异基本都达到了显著水平 ($P<0.01$ 或 $P<0.05$), 这表明混交模式土壤中 C、N 和 P 营养物质循环强度比杉木纯林的大, 有机残体分解速度亦比杉木纯林的快。特别是混交林土壤酸性磷酸酶活性的提高, 这对缺 P 的红黄壤作用尤为明显。混交林土壤酶活性的增强与其矿质养分含量的提高有着紧密的联系, 例如, 总有机 C 几乎与测定的 5 种酶活性都存在显著的相关性 ($P<0.01$ 或 $P<0.05$), 酸性磷酸酶活性与有效 P 之间也存在着密切的正相关 ($P<0.01$)。

表 6 土壤腐殖质组成及其特性

Table 6 Soil humus properties					
林分组成 Stand composition	腐殖质 C		胡敏酸 C	富里酸 C	HAC/FAC
	TOC	Humified organic C	Humic acids C	Fulvic acids C	
PCS	13.21 a	6.21 a	1.59 b	4.62 b	0.34 a
MCA	16.17 a	8.84 a	2.55 a	6.29 a	0.41 a
MCK	14.66 a	7.12 a	1.91 b	5.21 ab	0.37 a

表中同一栏数据带不同字母的表示达到了 5% 的显著水平
Values in the same columns that do not contain the same letters are significantly different at the 5% level

表 7 土壤微生物 C 与呼吸强度

Table 7 Microbial biomass-C and basal respiration					
林分组成 Stand composition	微生物 C (C_{mic})	TOC	微生物商 ($C_{mic} : C_{org}$)	呼吸强度	代谢商 ($q\text{CO}_2$)
	Microbial biomass C (mg/kg DWS*)		Microbial quotient	basal respiration (mg $\text{CO}_2\text{C}/(\text{g DWS} \cdot \text{d})$)	Metabolic quotient
PCS	252 b	13.21 a	1.91 b	9.5 b	1.57 a
MCA	407 a	16.17 a	2.52 a	13.9 a	1.42 a
MCK	323 a	14.66 a	2.20 ab	11.4 ab	1.47 a

表中同一栏数据带不同字母的表示达到了 5% 的显著水平
Values in the same columns that do not contain the same letters are significantly different at the 5% level; * DWS Dry weight soil,下同 the same below

表 8 土壤酶活性

Table 8 Enzyme activities of soils					
林分组成 Stand composition	脱氢酶 DH	脲酶 UR	蛋白酶 PR	过氧化氢酶 CA	酸性磷酸酶 AP
	($\mu\text{g TPF}/(\text{g DWS} \cdot 24\text{h})$)	($\mu\text{mol NH}_3/(\text{g DWS} \cdot \text{h})$)	($\mu\text{mol NH}_3/(\text{g DWS} \cdot \text{h})$)	($\mu\text{mol KMnO}_4/(\text{g DWS} \cdot \text{h})$)	($\mu\text{g P-nitrophenol}/(\text{g DWS} \cdot \text{h})$)
PCS	111.4 b	0.37 b	0.87 b	3.17 b	57.7 b
MCA	186.9 a	0.61 a	1.36 a	7.60 a	101.6 a
MCK	134.3 b	0.49 a	1.18 a	5.79 a	86.2 a

表中同一栏数据带不同字母的表示达到了 5% 的显著水平
Values in the same columns that do not contain the same letters are significantly different at the 5% level

2.4 土壤有机 C、CEC、微生物 C 与其它理化性状和生物学性状之间的相关性

从表 9 和表 10 可以看出, 除全 K 外, 总有机 C、CEC 与所有其它测定的酶活性和理化性质之间都存在显著的相关性 ($P<0.01$ 或 $P<0.05$); 微生物 C 与总孔隙度 ($r=0.0279$, $P>0.05$) 和容重 ($r=-0.0117$, $P>0.05$) 相关性不是很明显, 但与其它理化性质、生化特性之间都有着密切的相关性 ($P<0.01$ 或 $P<0.05$)。因此, 可以把这三者作为亚热带红黄壤地区人工林地土壤质量的指示指标。

2.5 土壤水化学

从表 11 可以看出, 主要来自于大气中的一些离子浓度, 如 SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ 和 Mg^{2+} , 在杉木纯林中显著地高于混交林 ($P<0.01$ 或 $P<0.05$), 其主要原因可能是这些离子沉降到针叶树冠的量要比阔叶多; 而主要受系统内影响较大的一些离子, 如 K^+ 和 NH_4^+ , NO_3^- , 在经营模式间变异较小 ($P>0.05$), 此研究结果与有关科研工作者所作的研究基本一致^[22,23]。 NO_3^- 浓度在不同经营模式之间的差异可能主要是由不同硝化速率造成的。较高的凋落物分解速率和较快的养分元素释放以及自身的固 N

表 9 有机 C、CEC、微生物 C 与酶活性之间的相关性

Table 9 Correlation coefficients between TOC, CEC, C _{mic} and Enzyme activities								
项目 Item	TOC	CEC	C _{mic}	DH	UR	PR	CA	AP
TOC	1							
CEC	0.641**	1						
C _{mic}	0.685**	0.676**	1					
DH	0.561**	0.581**	0.571**	1				
UR	0.492**	0.590**	0.580**	0.468**	1			
PR	0.429*	0.558**	0.581**	0.437*	0.479**	1		
CA	0.350*	0.440*	0.478**	0.359*	0.374*	0.436*	1	
AP	0.379*	0.399*	0.408*	0.375*	0.274	0.368*	0.384*	1

* $P<0.05$, ** $P<0.01$, $n=28$

表 10 有机 C、CEC 与理化性质之间的相关性

Table 10 Correlation coefficients between TOC, CEC, C _{mic} and physico-chemical properties								
项目 Item	TOC	CEC	C _{mic}	总孔隙度 Total porosity	全 K Total K	全 N Total N	全 P Total P	容重 Bulk density
TOC	1							
CEC	0.642**	1						
C _{mic}	0.685**	0.676**	1					
Total porosity	0.686**	0.662**	0.0279	1				
Total K	0.0130	0.116	0.441*	0.103	1			
Total N	0.697**	0.661**	0.616**	0.147	0.0864	1		
Total P	0.578**	0.564**	0.673**	0.126	0.119	0.488**	1	
Bulk density	-0.492**	-0.458*	-0.0117	-0.589**	-0.0921	-0.395*	-0.384*	1

* $P<0.05$, ** $P<0.01$, $n=30$

作用可能是杉木-桉木混交林 NO₃⁻ 浓度增加的主要原因。H⁺ 和 Al³⁺ 浓度也是针叶林比混交林高,H⁺ 和 Al³⁺ 浓度的提高可能会导致林地土壤的逐渐酸化。将表 11 与表 12 数据分析比较可以看出,欧洲森林生态系统下土壤溶液中 SO₄²⁻ 与 Al³⁺ 浓度显著高于本研究地相应离子浓度,其原因之一可能与土壤结构和特性有关,红壤吸附 SO₄²⁻ 与 Al³⁺ 的能力较强,据有人研究,红壤对 SO₄²⁻ 的最大吸附量可达 1380 mg/kg^[24];另外一个方面因整个欧洲,特别是西欧工业化革命较早,硫化物或 SO₂ 排放量远比中国高,经穿透雨作用沉降到的系统内部的量也相应增加,因而林地土壤溶液中 SO₄²⁻ 浓度提高。由表 11 亦可看出,土壤溶液中主要的阴离子是 SO₄²⁻,而 Ca²⁺ 是主要的阳离子。另外,土壤溶液中各离子之间有着密切的相关性(表 13),这与众多研究工作者结果基本一致^[22,23]。H⁺ 与 Al³⁺ 之间存在密切的正相关($r=0.558$, $P<0.01$),这说明酸性环境有利于活性铝的释放,同时 H⁺ 也是铝活化的一个必要因素(Al(OH)₃+3H⁺→Al³⁺+3H₂O)。因 Al³⁺ 对植物根系和土壤生物有着潜在的毒害作用,在欧洲(Ca²⁺+Mg²⁺+K⁺)/Al³⁺ 比值常用作森林土壤酸化的一个指示指标^[25]。但本研究结果表明,因土壤结构和性质的差异,此比值不适用于红壤或红黄壤地区的森林生态系统。杉木纯林下土壤 Al³⁺ 浓度的增加对植株生长不利。

表 11 不同人工林生态系统下土壤溶液的化学组成(μmol/L)
Table 11 Element concentration (μmol/L) of soil solution under three forest ecosystems

项目 Item	PCS	MCA	MCK
SO ₄ ²⁻	182.88 a	118.76 b	134.83 b
NO ₃ ⁻	44.71 a	51.35 a	39.37 a
NO ₂ ⁻	2.60 a	3.12 a	2.83 a
F ⁻	35.76 a	29.94 a	32.82 a
Cl ⁻	86.52 a	51.17 b	57.92 b
H ⁺	11.50 a	9.26 a	9.77 a
NH ₄ ⁺	3.27 a	2.60 a	2.74 a
K ⁺	27.24 a	21.06 a	23.73 a
Na ⁺	213.64 a	120.21 b	133.92 b
Ca ²⁺	395.07 a	357.48 a	369.16 a
Mg ²⁺	94.07 a	56.16 b	59.22 b
Al ³⁺	4.93 a	3.94 a	4.17 a

表中同一栏数据带不同字母的表示达到了 5% 的显著水平
Values in the same columns that do not contain the same letters are significantly different at the 5% level

表 12 欧洲森林生态系统下土壤溶液组成(μmol/L.)^[26]

Table 12 Element concentration (μmol/L) of soil solution under forest ecosystems in Europe ^[26]										
地点 Site	H ⁺	Al ³⁺	NH ₄ ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
Kootwijk	295	995	123	150	160	48	513	771	778	711
Solling	66	797	14	81	63	32	186	302	665	212
Hoglwald	71	971	26	266	518	23	155	1751	1316	134

表 13 土壤溶液中各离子之间的相关性
Table 13 Correlation coefficient between ions

项目 Item	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	F ⁻	Cl ⁻	H ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺
SO ₄ ²⁻	1.000											
NO ₃ ⁻	0.375 *	1.000										
NO ₂ ⁻	0.232	0.381 *	1.000									
F ⁻	0.317	0.295	0.175	1.000								
Cl ⁻	0.614 * *	0.362 *	0.204	0.436 * *	1.000							
H ⁺	0.175	0.414 *	0.213	0.079	0.283	1.000						
NH ₄ ⁺	0.144	0.131	0.129	0.107	0.109	-0.257	1.000					
K ⁺	0.596 * *	0.447 *	0.087	0.105	0.569 * *	0.024	0.071	1.000				
Na ⁺	0.332 *	0.209	0.046	0.074	0.577 * *	0.019	0.026	0.362 *	1.000			
Ca ²⁺	0.647 * *	0.516 * *	0.102	0.082	0.308	0.033	0.108	0.587 * *	0.543 * *	1.000		
Mg ²⁺	0.571 * *	0.391 *	0.061	0.050	0.281	0.153	0.225	0.491 * *	0.376 *	0.613 * *	1.000	
Al ³⁺	0.114	0.087	0.035	0.044	0.143	0.558 * *	0.071	0.026	0.035	0.079	0.169	1.000

* $P < 0.05$, * * $P < 0.01$, $n = 35$

3 结论

- (1)以杉木与阔叶树混交这种经营模式能增加土壤养分含量,改善土壤物理性状,提高土壤生物活性,从而维持或提高林地土壤质量,达到杉木人工林生态系统可持续经营的目的。相反,杉木连栽只能导致林地土壤质量的逐渐恶化。
- (2)杉木连栽能导致土壤退化,土壤质量下降,而且还有酸化的趋势,这势必对杉木林地的持续经营产生不利的影响。
- (3)在构建杉木与阔叶树混交模式时,须把阔叶树种的选择作为一个重要的方面来考虑。
- (4)土壤有机 C、CEC 和微生物 C 与土壤其它理化性质和生物学性质之间都有着较好的相关性,因此可作为此研究地区林地土壤质量的指示指标。
- (5)土壤生物学性状对由不同森林经营模式而导致的土壤肥力变化的反应比土壤理化性状更敏感,因此,土壤生物学性状是土壤质量评价的一个重要组成部分。
- (6) $(Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+})/Al^{3+}$ 比值用作森林土壤酸化的一个指示指标在亚热带红黄壤地区人工林生态系统条件下是不太适合的。

References:

[1] Zhao K, Tian D L. Study of the biomass and productivity of mature Chinese fir stand in Huitong County. *Journal of Central South Forestry University*, 2000, **20**(1): 7~13.

[2] Feng Z W, Chen C Y, Zhang J W. Localized studies on growth and development and its relationship with environment in Chinese-fir planted forest ecosystem. *Proceedings in studies on Chinese fir planted forest*. Institute of Forest Soil, Chinese Academy of Sciences, 1980.

[3] Yu Y C, Deng X H, Sheng W D, *et al.* Effects of continuous plantation of Chinese fir on soil physical properties. *Journal of Nanjing Forestry University*, 2000, **24**(6): 36~40.

[4] Liu F, Luo R Y, Jiang J P. Soil nutritive conditions and tree growth of Chinese fir. *Journal of Nanjing Forestry University*, 1991, **15**(2): 41~46.

[5] Zhou X J, Luo R Y, Ye J Z. Effect of continuous cropping with Chinese fir upon soil nutrients and its feedback. *Journal of Nanjing Forestry University*, 1991, **15**(3): 44~49.

[6] Ding Y X, Chen J L. Effect of continuous plantation of Chinese fir on soil fertility. *Pedosphere*, 1995, **5**(1): 57~66.

[7] Feng Z W, Chen C Y, Wang K P, *et al.* Studies on the accumulation, distribution and cycling of nutrient elements in the ecosystem of the pure stand of subtropical *Cunningharnia lanceolata* forests. *Acta Phytocogica Et Geobotanica Sinica*, 1985, **9**(4): 245~256.

[8] Feng Z W, Chen C Y, Zhang J W, *et al.* A coniferous broad-leaved mixed forest with higher productivity and ecological harmony in subtropics—study on mixed forest of *Cunningharnia lanceolata* and *Michelia macclurei*. *Acta Phytocogica Et Geobotanica Sinica*, 1988, **12**(3): 165~180.

[9] ACSC, CSS. *General analysis method of soil agricultural chemistry*. Beijing: Science Press, 1983. 55~169.

[10] Guan 万方数据 *ryme and its analysis method*. Beijing: Agriculture Press, 1986.

[11] Whalley W R, Dumitru E, Dexter A R. Biological effects of soil compaction. *Soil and Tillage Research*, 1995, **35**: 53~68.

[12] Acosta-Martinez V, Reicher Z, Bischoff M, *et al.* The role of tree leaf mulch and nitrogen fertilizer on turfgrass soil quality. *Biology and Fertility of Soils*, 1999, **29**: 55~61.

[13] Guerrero C, Gomez I, Mataix S J, *et al.* Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, **32**: 410~414.

[14] Zheng Y S, Ding Y X. Effect of mixed forests of Chinese-fir and Tsoong's tree on soil properties. *Pedosphere*, 1998, **8**(2): 161~168.

[15] Yang Y S, Yu X T, Qiu R H. Study on stand productivity and soil fertility under the management pattern of planting Chinese-fir with keeping broad-leaved trees. *Scientia Silvae Sinicae*, 1999, **35**(4): 9~13.

[16] Campbell C A, Mcconkey B G, Zentner R P, *et al.* Tillage and crop rotation effects on soil organic C and N in a coarse-textured Typic Haploboroll in southwestern Saskatchewan. *Soil and Tillage Research*, 1996, **37**: 3~14.

[17] Moria de la Paz J. Soil quality: a new index based on microbiological and biochemical parameters. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, **35**: 302~306.

[18] Morrison I K, Foster N W. Fifteen-year change in forest floor organic and element content and cycling at the Turkey Lakes Watershed. *Ecosystems*, 2001, **4**: 545~554.

[19] Hernandez T, Garcia C, Reinhardt I. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 1997, **25**: 109~116.

[20] Moscatelli M C, Fonck M, Angelis P D, *et al.* Mediterranean natural forest living at elevated carbon dioxide: soil biological properties and plant biomass growth. *Soil Use & Management*, 2001, **17**: 195~202.

[21] Perucci P, Bonciarelli U, Bianchi AA, *et al.* Effect of rotation, nitrogen fertility and management of crop residues on some chemical, microbiological and biochemical activity of soils under cultivation. *Biology and Fertility of Soils*, 1997, **13**: 242~247.

[22] Feng Z W, Cao H F, Zhou X P, *et al.* *Effect of acid deposition on ecological environment and ecological rehabilitation*. Beijing: Environmental Science Press, 1999.

[23] Feng Z W, Huang Y Z, Feng Y W, *et al.* Chemical composition of precipitation in Beijing area, northern China. *Water, Air and Soil Pollution*, 2001, **125**: 345~356.

[24] Xu Y G, Zhou G Y, Luo T S, *et al.* Soil solution chemistry and element budget in the forest ecosystem in Guangzhou. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(10): 1670~1681.

[25] Robertson S M C, Hornung M, Kennedy V H. Water chemistry of throughfall and soil water under four tree species at Gisburn, northwest England, before and after felling. *Forest Ecology and Management*, 2000, **129**: 101~117.

[26] Kreutzer K, Beier C, Bredemeier M, *et al.* Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: a comparison of the control plots of the EXMAN sites. *Forest Ecology and Management*, 1998, **101**: 125~142.

参考文献:

[1] 赵坤, 田大伦. 会同杉木人工林成熟阶段生物量的研究. 中南林学院学报, 2000, **20**(1): 7~13.

[2] 冯宗炜, 陈楚莹, 张家武. 杉木人工林生长发育与环境相互关系的定位研究. 杉木人工林生态研究论文集. 中国科学院林业土壤研究所, 1980.

[3] 俞元春, 邓西海, 盛炜彤, 等. 杉木连栽对土壤物理性质的影响. 南京林业大学学报, 2000, **24**(6): 36~40.

[4] 刘方, 罗汝英, 蒋建屏. 土壤养分状况与杉木生长. 南京林业大学学报, 1991, **15**(2): 41~46.

[5] 周学金, 罗汝英, 叶镜中. 杉木连栽对土壤养分的影响及其反馈. 南京林业大学学报, 1991, **15**(3): 44~49.

[7] 冯宗炜, 陈楚莹, 王开平, 等. 亚热带杉木纯林生态系统中营养元素的积累、分配和循环的研究. 植物生态学与地植物学丛刊, 1985, **9**(4): 245~256.

[8] 冯宗炜, 陈楚莹, 张家武, 等. 一种高生产力和生态协调的亚热带针阔混交林——杉木火力楠混交林的研究. 植物生态学与地植物学学报, 1988, **12**(3): 165~180.

[9] 中国土壤学会农业化学专业委员会编. 土壤农业化学常规分析方法. 北京: 科学出版社, 1983. 55~169.

[10] 关松荫. 土壤酶及其研究法. 北京: 农业出版社, 1986.

[15] 杨玉盛, 俞新妥, 邱仁辉. 栽杉留阔模式生产力和土壤肥力的研究. 林业科学, 1999, **35**(4): 9~13.

[22] 冯宗炜, 曹洪法, 周修萍, 等. 酸沉降对生态系统的影响及其生态恢复. 北京: 中国科学出版社, 1999.

[24] 徐义刚, 周光益, 骆士寿, 等. 广州市森林土壤水化学和元素收支平衡研究. 生态学报, 2001, **21**(10): 1670~1681.