行带式固沙林带间植被恢复及土壤养分变化研究

姜丽娜[1]，杨文斌[1]，姚云峰[2]，卢 琦[1]

(1. 中国林业科学研究院 荒漠化研究所，北京 100091；2. 内蒙古农业大学 生态环境学院 010019，内蒙古 呼和浩特)

摘 要：通过植被和土壤调查，研究了赤峰市敖汉旗不同带间距离的行带式人工林带间植被恢复及不同恢复年限土壤养分变化的差异，从而阐明行带式固沙林对带间植被自然恢复和土壤发育的促进作用。结果表明：(1) 行带式杨树人工林带能够明显地促进带间植被恢复与土壤发育；(2) 带间距离的宽窄影响植被恢复及土壤发育效果为：带间距 24 m＞带间距 18 m＞带间距 12 m；(3) 不同带间距对物种的生态位宽度有重要影响；(4) 林带间的植被恢复效果符合高斯模型，根据高斯模型推算出当带间距介于 28～40 m 时，林带将最大程度地发挥对带间植被恢复的促进作用。

关键词：行带式固沙林；带间植被；自然修复；高斯模型

文献标识码：A **文章编号**：1000-288X(2012)01-0098-05 **中图分类号**：S775

Changes of Inter-belt Vegetation Recovery and Soil Nutrients in Belt-type Sand Fixation Forest

JIANG Li-na[1], YANG Wen-bin[1], YAO Yun-feng[2], LU Qi[1]

(1. *Institute of Desertification, Chinese Academy of Forestry, Beijing* 100091, *China*;
2. *College of Ecology and Environment, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot, Inner Mongolia* 010019, *China*)

Abstract: Based on the investigations of vegetation and soils, changes of vegetation recovery at different inter-belt distances and soil nutrients after different recovery years in a belt-type artificial forest of Aohan Banner, Chifeng City, Inner Mongolia are studied to reveal the promotion effects of belt-type sand fixation forest in the inter-belt vegetation recovery and soil development. Results show that (1) belt-type poplar plantation can significantly improve in inter-belt vegetation recovery and soil development. (2) Inter-belt distance can affect the effects of vegetation recovery and soil development. The recovery effect is in the order of 24 m inter-belt distance > 18 m inter-belt distance > 12 m inter-belt distance. (3) Difference of inter-belt distance has an important influence on niche breadth of species. (4) Gaussian model can be used to describe the effect of inter-belt vegetation recovery. According to the model, sand fixation forest belts can best promote inter-belt vegetation recovery if inter-belt distance is between 28 and 40 m.

Keywords: belt-type sand fixation forest; inter-belt vegetation; natural recovery; Gaussian model

在世界各地存在着一种带状植被分布格局，这种带状分布特征首次发现于尼日尔[1]和苏丹[2]的空中拍摄照片中，后被称作虎斑植被(tiger bush)。这种带状植被通常是由茂密的草丛[3]，乔木[2]，灌木[4]，或者是乔灌草共同形成一系列植被断带，垂直于主风向，并与带间贫瘠土壤交替分布[5]，是在干旱、半干旱地区经过漫长的自然演替过程逐步发育形成了广泛分布的低覆盖度植被类型，一般在 10%～30%[6-8]。这些低覆盖度植被是在完全雨养条件下形成的，虽然可以存活但因天然形成的密度格局并不能完全固定流沙和阻止风沙流的形成[9-11]，因此土壤依旧贫瘠，植被仍然稀疏。在大量的实践研究中发现，由于水分制约，在干旱、半干旱地区，只能营造接近自然分布密度的稀疏防风固沙林，其合理的水分利用结构为行带式水平配置结构[12-14]。行带式格局是一种特殊的集群分布，能显著地提高低覆盖度固沙林的防风效果[15]，特别是“两行一带”的行带式固沙林，组成的林带不仅增加了林木的特征，也能发挥林木的边行优

收稿日期：2011-01-26 修回日期：2011-04-19
资助项目：国家自然科学基金项目“半干旱区低覆盖度行带式固沙林促进带间植被修复的机理研究”(40971283)；“半干旱区低覆盖度固沙林的水分动态及其应对极旱年的调节机理”(31170667)
作者简介：姜丽娜(1983—)，女(蒙古族)，内蒙古自治区呼伦贝尔市人，博士，主要从事荒漠化防治研究。E-mail：jln_nd@163.com。
通信作者：杨文斌(1959—)，男(汉族)，内蒙古自治区呼和浩特市人，研究员，博士生导师，主要从事沙漠(化)治理方面的研究工作。E-mail：nmlkyywb@163.com。

势,生物生产力较高[16],同时显著地减少林带的断带现象,提高行列式配置林分的防风固沙效益[17-19]。然而,流沙固定并不是林带唯一功能,在流沙固定后拦截植物种子,为植被恢复积累土壤和繁殖体,使草本植被获得更多生长机会,当树木死亡后,沙漠变绿洲才是林带的最终结果。因此,如何控制促进植被恢复的林带栽植密度与配置格局显得至关重要。

本文重点针对多年来营造的不同带宽的行带式固沙林,在研究其水量平衡和防风固沙机制后,调查不同带间宽度内水平空间上的植被恢复与土壤发育过程,为进一步推动低覆盖度行带式治沙模式提供理论基础,为实现长效沙障与保护促进天然修复的植被的有机衔接,合理规划和配置行带式造林密度最大限度提高生态恢复效益提供科学依据。

1　研究区概况

研究区位于科尔沁沙地南部,其地理坐标为 42°15′—42°50′N,119°32′—120°54′E,海拔 400～600 m,是典型的半干旱地区。气候属温带半干旱大陆性季风气候区,年降水量 350 mm 左右,年蒸发量 2 400～2 600 mm,是降水量的 6～8 倍,年均温 4.9～7.5 ℃,年积温 2 700～3 200 ℃,无霜期 130～140 d,风沙、干旱是主要气候特点。该区行政区划属内蒙古赤峰市敖汉旗,东邻通辽奈曼旗,北、西北各与老哈河和翁牛特旗相望,西南和东南与辽宁省建平县、朝阳市和北票县接壤。

该区地势起伏不大,土壤为淡栗钙土或沙壤土,土层较厚,有机质含量较低,pH 值为 8 左右,地下水位在 10～15 m,无灌溉条件。由于此项目利用林地均为采伐迹地或荒坡、荒沙地,地表植被稀疏,盖度不足 15%,植被只有低矮灌木及杂草,主要为甘草(*Glycyrrhiza uralensis*)、达乌里胡枝子(*Lespedeza davurica*)、针茅(*Stipa capillata*)及其他 1 年生禾本科杂草。人工植被以水保林和防风固沙林为主,主要造林树种为杨树、山杏、沙棘和柠条等。

2　研究方法

2.1　样地的设置

选择立地条件相似,具有代表性的“两行一带式”杨树防风固沙林地,按照不同带间宽度设置标准地进行调查,调查造林地立地类型、造林年限、林分密度、树高、胸径;在标准地内的林带间,垂直于林带走向每间隔 10 m 设置 1 条平行的样线,共设 3 条,从林带的一端林下(2 m 处)开始,每隔 2 m 设一个 1 m×1 m 的样方进行植被调查。杨树林地基本群落特征见表 1。由于样地选取的局限性,没有足够宽的带间距离样地,另外选择一块天然林林缘样地,并在距林缘 20 m 的地方向林缘每隔 10 m 设 3 条样线,从林缘(2 m 处)开始,每隔 2 m 设一个 1 m×1 m 的样方进行植被调查。不同带间距的林带间土壤取样与带间植被调查同步进行,同时选取农田和无扰动的原生植被分别作为大田和原初植被进行对照。

表 1　杨树林地群落基本特征

样地	树种	年份	株行距/m	带间距/m	平均高度/m	平均胸径/cm	未开垦年限/a	郁闭度
1	杨树	1997	2×5	12	10.5	11.5	10	0.4
2	杨树	1997	2×4	18	11.5	12.5	6	0.2
3	杨树	1998	2×4	24	13.5	13.0	7	0.3
4	天然林	—	—	—	17.5	10	—	0.6

2.2　调查内容及生态位的计算

调查时记录每个小样方中草本植物的种类、多度、盖度。对于带间距为 12 m 的情形,从距东侧林带 2 m 处开始调查,每隔 2 m 为一个梯度,直到距两侧林带距离相等出处,共 3 个梯度。对于带间距为 18 m 的情形,从距东侧林带 2 m 处开始调查,每隔 2 m 为一个梯度,直到距两侧林带距离相等出处,共 4 个梯度。

对于带间距为 24 m 的情形,从距东侧林带 2 m 处开始,每隔 2 m 为一个梯度,直到距两侧林带距离相等出处,共 6 个梯度。在每个梯度设置 3 个重复样方,天然林林缘样地从距林缘 2 m 处开始调查,每隔 2 m 作为一个梯度,直到距林缘 20 m 处,共 10 个梯度。共采集 69 个样方。

采用 Levins 生态位宽度(W)反映一个物种在特定带间距条件下的广泛或普遍程度:

$$W=1/\sum_{j=1}^{r}(p_j)^2 \qquad (1)$$

式中:W——Levins 生态位宽度;p_j——特定物种在第 j 个资源状态或样方中的盖度与该物种在所有样方中盖度总和的比值;r——表示资源状态或样方的数目。

2.3 数据拟合及预测

分别以线性模型和单峰模型拟合样方到林带的距离同样方的植物盖度或物种数目的关系[20]。因为林带间隙所受影响来自两侧林带，对于每一样方都有 2 个距离参数，不适合建立一元模型，所以用式(2)对每个样方的距离进行转化，将转化后的距离称之为折合距离：

$$z=\frac{1}{(1/x)+(1/y)} \tag{2}$$

式中：z——折合距离，相当于当一侧有林带而另一侧没林带时样方到林带的距离；x，y——样方到东西两侧林带的距离。

根据公式(2)，距某侧林带为 x(m)，距另一侧林带为 y(m)的样方，相当于距一侧林带为 z(m)而另一侧没有林带的情况。随后，以折合距离 z 为自变量，以植物盖度和物种数目为因变量分别进行线性拟合和单峰曲线拟合。单峰曲线采用最常用的高斯模型进行拟合。拟合过程在数学软件 Origin Pro 8.0 中完成。

2.4 土壤测定内容及方法

除了与植被同步调查的样方外，在大田和原初植被样地分别随机选取 5 个重复样方。在每个样方中选对角线及中心 5 个样点混合成一个土样，土样分 0—5，5—20 cm 两层取样，将土样带回实验室分析。土壤养分测定指标选硝态氮、铵态氮、速磷及有机质，室内土壤样品分析依据《土壤农化分析》[21]的操作步骤进行：有机质的测定采用重铬酸钾外加热氧化法；速效磷采用 $NaHCO_3$ 浸提钼锑抗比色法测定；硝态氮与铵态氮采用 FIAstar 5000 分析仪测定。

3 结果与分析

3.1 带间植被特征分析

由图 1 可以看出，随着带间距离的增大带间植被的盖度和物种数目呈明显的增加趋势；同样也由于造林密度和树木的生长状况对带间植被生长特征影响，导致带间距为 12 m 宽的固沙林带间植被的盖度和物种数目最小；当带间距为 18 m 宽时林带间的植被生物量和盖度较高，但仍低于比其造林密度小、树木生长高大带间距为 24 m 宽的带间植被生物量和盖度；这说明当带间距适宜或是造林密度合理，林带将促进带间植被生长。带间距和造林密度对带间植物种类的影响较大，虽然带间距为 12 m 宽的林带间植被恢复年限最长，但其恢复效果却最差，这是由于当林带间距窄，造林密度大，并不利于外来物种的侵入，导致植物种类较少。

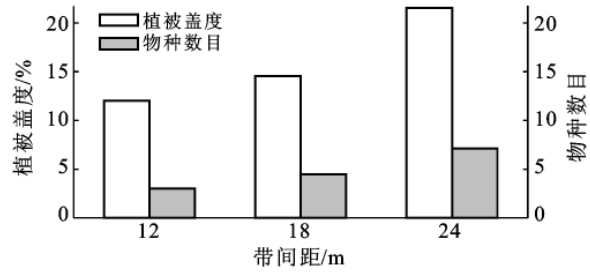


图 1 不同带间距离的林带植物盖度和物种数目

3.2 生态位宽度分析

生态位宽度或广度是指一个种群在一个群落中所利用的各种不同资源的总和。一个植物种的生态位越宽，该物种的特化程度就越小，具有较强的竞争能力，尤其是在可利用资源量非常有限的情况下，特化种生态位窄，在资源竞争中处于劣势[22]。因此，生态位的研究在理解不同群落结构和功能、群落内物种间的关系、生物多样性、不同种群动态演替等方面有重要作用，更是不同群落植被恢复研究的重要基础。由表 2 可见，不同带间距林带间的物种组成和生态位宽度有着显著差异。

表 2 不同带间距下的物种生态位宽度

物种名	物种学名	带间距离		
		12 m	18 m	24 m
狗尾草	*Setaria viridis*	4.50	4.43*	3.35
刺 藜	*Chenopodium asiatatum*	1.47	1.85*	0.00
猪毛菜	*Salsola collina*	2.00*	1.00	1.80
山苦荬	*Ixeris chinensis*	1.00	0.00	1.00
赖 草	*Leymus secalinus*	1.69*	0.00	0.00
蒺 藜	*Tribulus terrester*	1.00	0.00	3.81*
达乌里胡枝子	*Lespedeza davurica*	1.00	4.00	8.73*
虫 实	*Corispermum patelliforme*	1.00	0.00	0.00
野亚麻	*Linum stellarioides*	0.00	1.00	4.60*
灰绿藜	*Chenopodium glaucum*	0.00	5.40*	0.00
画 眉	*Eragrostis pilosa*	0.00	1.00	2.00*
鹤 虱	*Lappula myosotis*	0.00	1.00	1.00
扁蓿豆	*Medicago ruthenica*	0.00	1.00	0.00
斜进黄芪	*Astragalus adsurgens*	0.00	0.00	3.50*
地烧瓜	*Cynanchum thesioides*	0.00	0.00	3.24*
地 锦	*Euphorbia humifusa*	0.00	0.00	1.92*
田旋花	*Convolvulus arvensis*	0.00	0.00	4.80*
碱 蒿	*Artemisia anethifolia*	0.00	0.00	2.50*
甘 草	*Glycyrrhiza uralensis*	0.00	0.00	1.00*
狭叶砂引草	*Messerschmidia sibirica*	0.00	0.00	1.96*

注：* 表示相应的生态位宽度值为 3 种带间距条件下的最大值。

在 3 种群落中都有的植物种为狗尾草、猪毛菜和达乌里胡枝子，其中原生植被达乌里胡枝子占有最大的生态位宽度，生态位变化在 1.00～8.73，这说明达乌里胡枝子对环境的适应性较强，更趋向于泛化种，在 3 种林带间都能够很好地生长。而狗尾草生态位变化在 3.45～4.50，猪毛菜在 1.00～2.00，是达乌里

胡枝子主要的伴生种。蒺藜、野亚麻、斜进黄芪、地烧瓜、田旋花等在它们出现的群落中生态位宽度也较大,均出现在带间距为 24 m 样地,说明该样地与另外 2 个样地比较,能更好地提供物种生存的环境。达乌里胡枝子在 3 个群落中均为建群种,但其生态位宽度是不同的,这说明不同带间距的群落环境对种群生态位有重要影响。

3.3　拟合模型及最适带间距离的预测

由图 2—3 中的拟合效果可以看出,在植被盖度和物种数目与样方到林带的距离的拟合关系中高斯模型拟合优于线性拟合,高斯模型达到显著水平($p=0.01$),线性模型未达到显著水平($p>0.05$)。这是由于林带对带间植被的恢复不仅有积极的促进作用,也有消极作用,只有林带距离适当时,植被恢复才能得到积极的促进作用。从高斯模型中可以看出植被盖度最大值出现在折合距离 7 m 处,物种数目最大值出现在折合距离为 7.2 m 处,因此可以判断出,当折合距离为 7 m 时植被恢复的促进作用最为明显,而当折合距离小于 7 m 或是大于 10 m 时都不利于带间植被恢复,促进作用会减弱甚至消失。依据折合距离的计算式(2)可以算出,当 x 和 y 同时取 $d/2$ 时,折合距离 z 取得最大值 $d/4$,即此处最难防护。只有让 d 在 28～40 m 取值,折合距离 z 的最大值才会在 7～10 m 变动。所以,在建设行带式杨树人工林时,最好让林带间距 d 介于 28～40 m,林带对带间植被的促进作用可达到最佳效果,当林带间距离适宜时不仅可以促进植被恢复,并且可以大大加速植被恢复的进程。

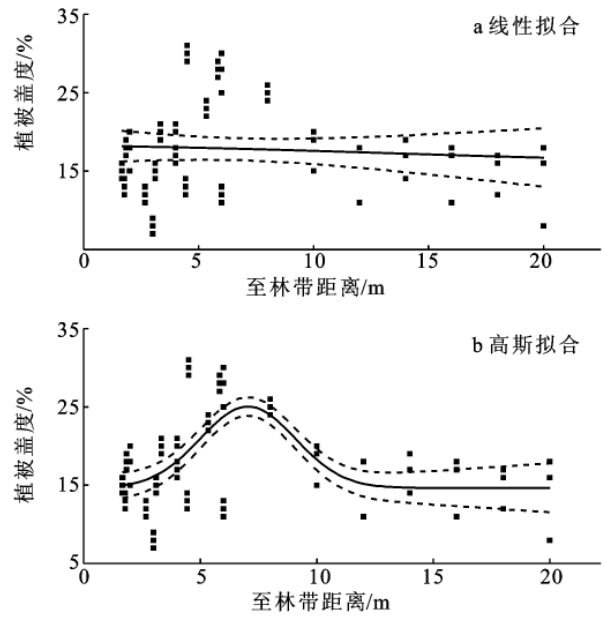


图 2　植被盖度与样方到林带的折合距离的关系

线性模型:$v=18.31-0.79z$〔$F=0.35<F_{0.05}(1.67)=3.98$ $p=0.55$〕　(3)

高斯模型:$v=14.76+\dfrac{10.37}{2.06\sqrt{\pi/2}}\times e^{-2\times(\frac{z-7.05}{2.04})^2}$〔$F=234.33>F_{0.01}(4.65)=3.62$ $p<0.01$〕　(4)

式中:v——植物的盖度; z——距单一林带的折合距离。

线性模型:$v=6.05-0.09z$〔$F=2.69<F_{0.05}(1.67)=3.98$ $p=0.10$〕　(5)

高斯模型:$v=5.37+\dfrac{6.13}{1.52\sqrt{\pi/2}}\times e^{2\times(\frac{z-6.98}{1.52})^2}$〔$F=278.32>F_{0.01}(4.65)=3.62$ $p<0.01$〕　(6)

式中:s——物种的数目; z——距单一林带的折合距离。

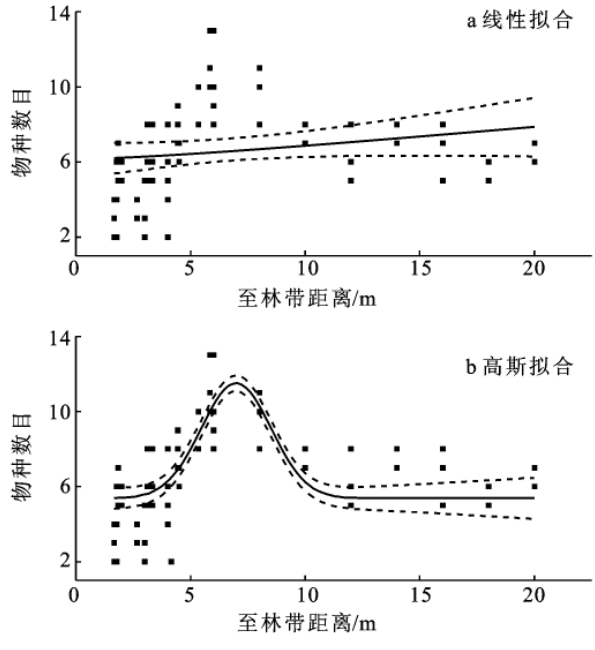


图 3　物种数目与样方到林带的折合距离的关系

3.4　土壤养分变化

从不同样地的土壤养分指标变化过程中可以看出(图 4),土壤表层养分含量均大于下层,硝态氮和铵态氮含量变化表现出带间距 18 m 与 24 m 和大田都大于带间距 12 m 小于原初样地,这可能是由于带间均为弃耕地,北方施肥主要施氮肥的缘故,在恢复初期,氮的含量相对较高,而带间距 12 m 带间土壤恢复 10 a 之后氮含量趋于稳定;速效磷并没有明显的变化规律,这与磷本身就为土壤里很不稳定的元素有关;有机质的变化表现为,带宽 24 m 的带间土壤有机质含量最大,大于带间距 18 m 林带,更大于带间距 12 m 林带,虽然恢复年限不同,但足以说明行带式人工林的造林密度在一定程度上影响土壤质量的改善,当造林密度适宜时,可以明显地加快土壤质量改善的进程,而林分密度过大时会延长土壤质量改善的时间。从土壤养分的总趋势还可以看出行带式

人工林带内养分含量明显高于大田小于原初样地，这就说明行带式造林可以明显地改善带间立地条件，能够更有效地改善土壤质量，尽管小于原初样地，表明行带式人工林样地的土壤正处于土壤发育阶段。

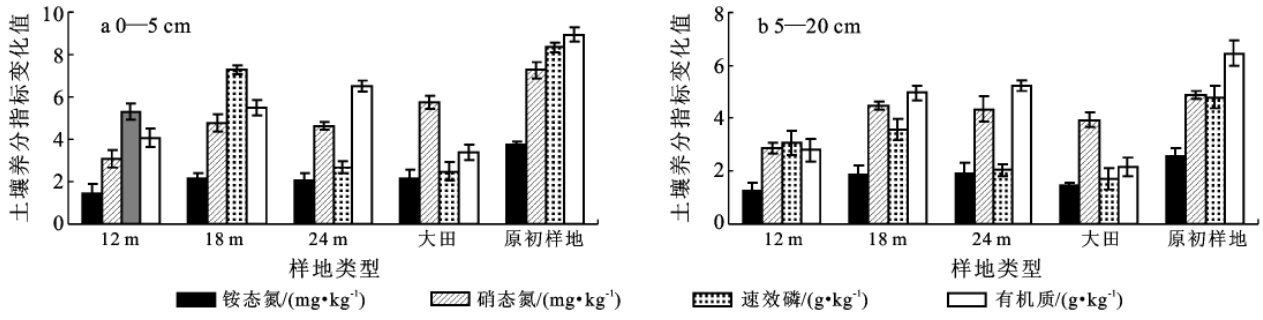


图 4 不同样地不同土层的土壤养分指标变化

4 结 论

(1) 行带式人工林的配置格局对带间植被盖度及物种数目有着重要影响，在相同的立地条件下，带间距离的宽窄决定了带间植被恢复的效果，宽带间距带间植被恢复效果优于窄带间距离，虽然恢复年限短于窄带间距样地，但其盖度和物种数目都明显高于窄带间距样地，因此，只要带间距适宜是完全可以缩短植被恢复年限的。

(2) 不同带间距的林带间物种生态位表现不同，同一物种在不同林带间的生态位宽度也不同，宽带间距林带间的物种不仅丰富而且生态位宽度较大，竞争能力较强，也就是说宽带间距的林带为更多物种提供了更好的栖息地，从而使得物种更丰富，带间群落物种多元化更加趋于稳定。达乌里胡枝子对环境的适应性较强，还有一些窄带间距林带间没有的植被，如斜进黄芪、地烧瓜、田旋花等在宽带间距林带间得到了恢复，这些都可以为今后的植被恢复及固沙事业提供必要的参考价值。

(3) 植被盖度和物种数目与距林带的折合距离的拟合结果表明，高斯模型优于线性模型，这与其他学者得到研究结果一致[20]。从预测结果中发现，当林带间距 d 介于 28～40 m，林带对带间植被恢复的促进作用达到最佳效果。虽然研究中发现宽带间距林带促进带间植被恢复效果优于窄带间距，带间距 24 m 的恢复效果＞带间距 18 m＞带间距 12 m，但是因为该研究样地选取的局限性，没有在 28～40 m 选取带间距，这就表明所研究的林带对植被自我恢复的促进作用并没有发挥最大限度。林带对带间植被的影响是复杂的，那么，究竟当带间距介于 28～40 m 时，林带将会如何更好地促进带间植被恢复，其中的作用机理需要更深入的研究。

(4) 土壤恢复始于植被恢复，但是土壤恢复是维持植被稳定性的重要保证。本项研究结果表明，不同带间距行带式人工林带在不同时间上的植被恢复过程中，土壤有机质显著增加，土壤养分的总趋势为行带式人工林带内养分含量明显高于大田但小于原初样地，这说明行带式造林可以明显地改善带间立地条件，能够更有效地改善土壤质量，促进土壤发育。

[参 考 文 献]

[1] Valentin C, d′Herbe`s J M, Poesen J. Soil and water components of banded vegetation patterns[J]. Catena, 1999,37(1/2):1-24.

[2] Worral G A. Patchiness in vegetation in the Northern Sudan[J]. Journal of Ecology, 1960, 48(1):107-117.

[3] Worral G A. The Butana grass patterns[J]. Journal of Soil Science, 1959,10(1):34-53.

[4] MacDonald B C T, Melville M D, White I. The distribution of soluble cations within a patterned ground gilgai complex, western New South Wales, Australia[J]. Catena, 1999,37(1/2):89-105.

[5] Chappel A, Valentin C, Warren A, Noon P, Charlton M, d′Herbe`s J M. Testing the validity of upslope migration in banded vegetation from southwest Niger[J]. Catena, 1999,37(1/2):217-229.

[6] 吴征镒. 中国植被[M]. 北京：科学出版社，1980：956-979.

[7] 丘明新. 我国沙漠中部地区植被[M]. 兰州：甘肃文化出版社，2000：20-62.

[8] 韩德如，杨文斌，杨茂仁，等. 干旱半干旱区沙地灌(乔)木种水分动态关系及其应用[M]. 北京：中国科学技术出版社，1994：34-56.

[9] 朱震达，刘恕. 中国北方地区的沙漠化过程及其治理区划[M]. 北京：中国林业出版社，1981：3-7.

[10] 朱震达，陈广庭. 中国土地沙质荒漠化[M]. 北京：科学出版社，1994：14-67.

[11] 高尚武. 治沙造林学[M]. 北京：中国林业出版社，1984：34-46.

(下转第 138 页)

3 结 论

(1) 各个金银花品种在研究区的适应性存在差别,渝蕾 1 号枝叶生长状况、花蕾发育状况、产量在几个品种里面最好,但药物成分相对差些;湘蕾 1 号各个指标都不是很突出;道地品种蒙金 1 号、金丰 1 号整体表现较好,虽说枝叶生长状况和花蕾发育状况相对较差,但关键指标产量和质量都表现非常好,特别是蒙金 1 号,主要药物成分绿原酸和总黄酮含量最高,分别达到 7.39,3.04;本地野生品种华南忍冬是所有品种里面最差的一个品种,除了药物成分较好,其他指标表现非常差。

(2) 品种适应性的差异原因有两点。一是研究区与原产区的地质背景系统(GBS)[10]的差异性,渝蕾 1 号就是典型,来自重庆秀山,与研究区相距较近,GBS 差异较小,故在本区生长很好,除了质量较好外,其他指标均最好。二是种质的优劣也影响生态适应性。蒙金 1 号、金丰 1 号是来自于道地产区的品种,种质较非道地产区优良,故虽然枝条生长、花蕾发育指标不是很好,但在关键指标产量和质量方面表现非常好,特别是药物成分;华南忍冬虽说是当地品种,但长期的野外生存,没有得到人工的选育培养,故种质较差,适应性较弱,各个指标除了药物成分外均较差。

(3) 通过各个品种金银花的生长状况及药物成分分析,各品种金银花总体生长较好,药物成分含量虽存在差异性,但总体上均较好,且符合国家药材质量要求,故从这一点来看本区还是适合金银花的推广种植的。

(4) 根据各个品种的生态适应性表现,渝蕾 1 号和蒙金 1 号是值得在重庆岩溶石漠化地区推广的 2 个品种,渝蕾 1 号虽质量不是最好,但枝叶生长、花蕾发育、产量均最好,特别是产量远高于其他品种;蒙金 1 号虽然枝叶生长状况、花蕾发育状况不很好,但关键指标质量和产量却较好,特别质量是最好的。

(5) 本研究是在重庆南川南平的试验田里进行的一年一点的试验,无法测定各品种的产量和质量的稳定性,所以有待进行多年的观测分析。本文对推广品种的选择偏重经济效益对比,缺乏生态效益的详细对比,对此有待进一步研究。

[参 考 文 献]

[1] 武雪芬,李玉贤,侯怀恩,等. 金银花修剪枝中绿原酸含量测定[J]. 中药材,1996,19(2):69-70.

[2] 包卫华,不同产地加工的金银花中绿原酸含量的研究比较[J]. 时珍国医国药,2007,18(7):1705-1706.

[3] 黄少军,周晓舟,欧善生,等,金银花的特征特性及优质高产栽培技术[J]. 安徽农学通报,2007,13(14):137-138.

[4] 揭国民,邵学栋. 西南岩溶地区主要的生态环境问题及其防治对策[J]. 2005(9):374-376.

[5] 官冬杰,苏维祠. 基于 GIS 重庆岩溶地区生态环境脆弱度评价[J]. 中国岩溶,2006(9):211-217.

[6] 张重义,李萍,王丰青,等. 不同树龄忍冬的生长与药材质量关系研究[J]. 中草药,2004,35(2):195-197.

[7] 邢俊波,李会军,李萍,等. 中药金银花质量标准研究:总黄酮含量的测定[J]. 中国现代应用药学杂志,2002,19(3):169.

[8] Li H J, Li P, Wang M C, et al. A new secoiridoid glucosides from *Lonicera japonica* [J]. Chinese Journal of Natural Medicines, 2003,1(3):132-135.

[9] Li H J, Li P, Ye W C. Determination of five major iridoid glucosides in *Flos lonicerae* by high-performance liquid chromatography coupled with evaporative light scattering detection[J]. J. Chromatog A., 2003,10(8):167-169.

[10] 范俊安,易尚平,张爱军,等. 川产道地药材受 GBS 制约效应[J]. 中国中药杂志,1996,21(1):12-15.

(上接第 102 页)

[12] 杨文斌,赵爱国,王晶莹,等. 低覆盖度油蒿群丛的水平配置结构与防风固沙效果研究[J]. 中国沙漠,2006,26(1):108-112.

[13] 杨文斌,王晶莹. 干旱半干旱区人工林水分利用特征与优化配置结构研究[J]. 林业科学,2004,40(5):3-9.

[14] 杨文斌,丁国栋. 行带式柠条固沙林防风效果的研究[J]. 生态学报,2006,26(12):4106-4112.

[15] 屈建军,张伟民,吴丹. 金字塔型沙波纹的风洞实验研究[J]. 科学通报,1992,37(20):1870-1870.

[16] 姜丽娜,杨文斌,卢琦,等. 低覆盖度柠条锦鸡儿固沙林不同配置对植被修复的影响[J]. 干旱区资源与环境,2009,23(2):180-185.

[17] van de Ven T A M, Fryrear D W, Spaan W P. Vegetation characteristics and soil loss by wind[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1989,44(4):347-349.

[18] Wolfe S A, Nickling W G. The protective role of sparse vegetation in wind erosion[J]. Progress in Physical Geography, 1993,17(1):50-68.

[19] 凌裕泉,屈建军,金炯. 稀疏天然植被对输沙量的影响[J]. 中国沙漠,2003,23(1):12-17.

[20] 杨洪晓,王学全,卢琦,等. 行带式柠条锦鸡儿林在内蒙古四子王旗退耕还草工程中的应用[J]. 林业科学,2010,46(11):36-46.

[21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社,2000:30-81.

[22] 张金屯. 数量生态学[M]. 北京:科学出版社,2005:111-117.