

DOI: 10.5846/stxb201711302159

祁凯斌, 黄俊胜, 杨婷惠, 包维楷, 庞学勇. 亚高山森林自然与人工恢复对土壤涵水能力的影响. 生态学报, 2018, 38(22): - .

Qi K B, Huang J S, Yang T H, Bao W K, Pang X Y. Effects of natural and artificial restoration approaches on soil water-holding capacity in subalpine coniferous forests. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(22): - .

## 亚高山森林自然与人工恢复对土壤涵水能力的影响

祁凯斌<sup>1,2</sup>, 黄俊胜<sup>1,2</sup>, 杨婷惠<sup>1,2</sup>, 包维楷<sup>1</sup>, 庞学勇<sup>1,\*</sup>

1 中国科学院山地生态恢复与生物资源利用重点实验室, 生态恢复与生物多样性保育四川省重点实验室, 中国科学院成都生物所, 成都 610041

2 中国科学院大学, 北京 100049

**摘要:** 西南亚高山原始针叶林被大规模采伐后, 在皆伐迹地上营造了大量云杉林进行人工恢复。但关于这些人工林的土壤涵水能力如何, 一直没有系统深入的研究与评价。本研究选择川西米亚罗林区系列不同林龄云杉人工林(20 a, 30 a, 40 a, 70 a)为对象, 以相邻同龄自然更新恢复的针阔混交林为对照, 比较人工林土壤涵水能力随着演替进程的动态及其与自然恢复次生林之间的差异, 结合人工与自然恢复后的林地特征(如细根生物量、凋落物储量和土壤有机碳等)和土壤物理结构参数等差异, 阐释自然与人工恢复后土壤涵水能力差异的影响因素。结果显示: 随着人工林演替, 土壤 0—40 cm 层最大持水量随林龄的增加而降低, 但变化不显著, 从 20 年的 2200 t/hm<sup>2</sup> 下降到 70 年的 2138 t/hm<sup>2</sup>, 年平均下降速率为 1.24 t/hm<sup>2</sup>; 然而在自然次生林中, 土壤最大持水量随着林龄的增加呈现出波动式变化, 从 20 年的 2142 t/hm<sup>2</sup> 增加到 40 年的 2565 t/hm<sup>2</sup>, 到 70 年又下降为 2302 t/hm<sup>2</sup>。通过土壤持水特性与林地凋落物贮量、细根生物量和土壤物理结构参数的相关分析表明, 由不同恢复途径导致的林地土壤有机碳含量、凋落物特性及细根差异, 进而改变土壤物理结构是影响土壤持水性能差异的主要因素。这些结果说明, 从土壤持水量角度考虑, 在对采伐迹地进行造林恢复时, 应尽量避免营造结构单一、高密度的人工纯林, 应选择营造针阔混交林的模式进行恢复。

**关键词:** 自然恢复; 人工林; 次生林; 青藏高原东缘; 土壤结构; 持水性能

## Effects of natural and artificial restoration approaches on soil water-holding capacity in subalpine coniferous forests

QI Kaibin<sup>1,2</sup>, HUANG Junsheng<sup>1,2</sup>, YANG Tinghui<sup>1,2</sup>, BAO Weikai<sup>1</sup>, PANG Xueyong<sup>1,\*</sup>

1 Chinese Academy of Sciences Key Laboratory of Mountain Ecological Restoration and Bioresource Utilization, and Ecological Restoration and Biodiversity Conservation Key Laboratory of Sichuan Province, Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

**Abstract:** Thousands of hectares of spruce plantations were established in the eastern Tibetan Plateau of China after the deforestation of primary conifer forests. However, the water-holding capacity of soils in these plantations remains unclear. Here, we investigated how soil water-holding capacity varied across a chronosequence of spruce plantations (20 a, 30 a, 40 a, 70 a) in the western region of Sichuan Province and determined the differences between artificial forests (spruce plantations) and mixed broadleaf-conifer forests, which naturally developed on the cutovers. We further analyzed how the fine root biomass, litter stock, soil organic carbon, and soil physical structure affected soil water-holding capacity. Our results showed that across spruce plantations, the maximum water-holding capacity of 0—40 cm soil depth linearly, but not significantly, decreased with increasing stand age, from 2200 t/hm<sup>2</sup> in the 20-year-old spruce plantations to 2138 t/hm<sup>2</sup> in

**基金项目:** 国家重点研发计划项目(2017YFC0505002); 国家自然科学基金(31770658); 四川省重点研发计划项目(2017SZ0038, 18ZDYF0307, 2008SZ0150)

**收稿日期:** 2017-11-30; **网络出版日期:** 2018-00-00

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: pangxy@cib.ac.cn

the 70-year-old spruce plantations, and the average annual rate of decline was 1.24 t/hm<sup>2</sup>. In contrast, soil maximum water-holding capacity in the natural secondary forest varied nonlinearly with the increasing stand age, from 2142 t/hm<sup>2</sup> for 20 a to 2565 t/hm<sup>2</sup> for 40 a and 2302 t/hm<sup>2</sup> for 70 a. The correlation analysis revealed that differences in soil organic carbon, litter stock, and fine root biomass, which would affect soil physical structure, were the main factors leading to differences in soil water-holding capacity between spruce plantations and natural secondary forests. Overall, our results indicated that we should avoid establishing dense monoculture plantations on cutover land for restoration. Instead, afforestation of mixed broadleaf-conifer forests would be better for the improvement of soil structure and water-holding capacity.

**Key Words:** natural restoration; artificial restoration; secondary forests; the eastern Qinghai-Tibet Plateau; soil structure; water-holding capacity

森林是陆地生态系统的主体,通过林冠层、林下植被层、枯枝落叶层以及土壤的复杂结构,在水土保持和水源涵养等功能中发挥巨大的作用,其中地上部分的持水量仅占森林生态系统水源涵养能力的 15%,土壤层是森林生态系统水源涵养的主体<sup>[1]</sup>。森林土壤具有大量的土壤孔隙,降雨能够沿着孔隙下渗,成为土壤贮水和地下径流,进而减少地表径流,从而起到涵养水源和保持水土的作用<sup>[2]</sup>。对退化生态系统进行人工恢复是当前一种较为推崇的林业实践措施,特别是在采伐迹地上再造林被喻为能迅速恢复生态系统生产力<sup>[3]</sup>。但越来越多的研究表明,单一树种造林,林地结构单一,生态位高度重合,导致人工林林下物种单一、土壤肥力退化等<sup>[4-6]</sup>。与自然恢复途径相比,人工恢复可引起林地特征(物种、林木密度、根系特征等)差异,如树种本身差异导致凋落物分解的性质的不同,进而影响有机物归还速率,从而影响土壤中有机的含量与质量<sup>[7]</sup>,而有机质含量的多少决定了土壤是物理结构(如孔隙度等),土壤物理结构是土壤持水能力的基础<sup>[8]</sup>。另一方面,以单一树种造林形成的林地结构单一,缺乏林下植被,地表裸露导致表层土壤受径流冲刷而流失<sup>[9]</sup>。再者,自然与人工恢复途径也可能导致土层中根系的分布特征发生明显地变化,根系穿插决定着土壤中孔隙的分布与大小孔隙的分配,进而影响土壤的持水能力<sup>[10]</sup>。因此,随着恢复的进程,由于恢复途径不同以及林龄的差异,各林型树种生物学特性与林分结构存在不同,进而可能导致不同恢复途径下土壤水源涵养功能的差异。

川西亚高山针叶林是西南林区的主体,集中分布在岷江、金沙江、雅砻江等流域,是长江上游水源涵养的重要组成部分<sup>[11]</sup>。随着 20 世纪 40 年代川西亚高山原始森林的大规模采伐,随后在采伐的斑块上进行了以云杉(*Picea* spp.)为主要树种的人工造林<sup>[12]</sup>;同时,桦木(*Betula* spp.)等阔叶先锋树种的更新也在大规模进行<sup>[13]</sup>,直至 1998 年,天然林资源保护工程正式启动,川西森林全面禁伐封育。在经历大规模采伐、人工更新及封育后,川西亚高山森林景观与格局都发生了深刻变化,不同恢复阶段的人工林、自然恢复次生林分布其中,为我们研究不同恢复途径下土壤生态功能变化提供了天然的试验场地。截至目前,关于该区域森林植被水源涵养功能的研究内容主要涉及林冠层截留<sup>[14]</sup>、地被物持水特性<sup>[15]</sup>、森林蒸发散<sup>[16]</sup>、土壤入渗<sup>[17]</sup>等,但对于自然与人工恢复途径的差异而影响土壤水源涵养功能的研究较少有报道<sup>[18]</sup>。该区域是国家生态功能中水源涵养和生物多样性规划的主体功能区,但目前对亚高山区不同恢复途径下土壤水源涵养功能还十分不清楚,进而深远影响着区域人工林生态系统恢复实践效果与功能状况的评估。

本文选择川西米亚罗林区系列林龄的人工恢复云杉林和自然恢复以桦木为主的针阔混交林,分析两种恢复途径林地的土壤水源涵养功能,揭示不同恢复途径林型特征与土壤水源涵养功能之间的关系,提出适宜的恢复措施和改善林地水环境,为加快川西退化生态系统功能提升提供重要的科学依据。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 研究区域概况

研究区位于四川省阿坝州理县米亚罗林区(31°24′—31°55′N, 102°35′—103°4′E, 海拔 2200—5500 m),

地处青藏高原东缘的褶皱带最外缘部分,海拔高差悬殊,形成明显的高山峡谷地貌。该区属于高山气候,年平均温度 6—12℃,极端最高温度 32℃,极端最低温度 -16℃,年无霜期约 200 d,年均降雨量 700—1400 mm,年蒸发量 1000—1900 mm,土壤类型为山地暗棕壤。研究地段选择在米亚罗林区经过大规模砍伐、人工更新及实施封育后,不同恢复阶段的人工云杉林(*Picea asperata*)、次生红桦林(*Betula albo-sinensis*)聚集分布地区。林下主要灌木有箭竹(*Fargesia spathacea*)、悬钩子(*Rubus corchorifolius*)、疏花槭(*Acer laxiflorum*)、红毛五加(*Acanthopanax giraldii*)、散生栒子(*Cotoneaster daravicus*)、扁刺蔷薇(*Rosa sweginzmaii*)、紫花卫茅(*Euonymus porphyreus*)、川滇高山栎(*Quercus aguilifolioides*)等。主要草本有唐松草(*Thalictrum uncatum*)、蟹甲草(*Cacalia roborowskii*)、冷蕨(*Cystopteris fragilis*)、苔草(*Carex* sp.)、柳叶菜(*Epilobium laetum*)和禾本科多属等<sup>[6]</sup>。

## 1.2 研究方法

### 1.2.1 样地设置与样品采集

在前期研究的基础上<sup>[19]</sup>,根据恢复途径、林龄、海拔等条件选取了米亚罗林区大规模砍伐后,不同恢复途径下系列恢复年限(20 a、30 a、40 a、70 a)人工云杉林(*Picea asperata*)、和次生红桦林(*Betula albo-sinensis*),2类典型森林植被作为研究对象,林地年龄根据当地森工局的采伐历史,结合现场用生长锥钻取树芯粗略确定,再由带回实验室的树芯进行精确确定。选择立地条件大致相似的地段设置样地,尽量最小化土壤空间异质性因子,各样地主要基本特征见表 1。

表 1 研究地区不同恢复途径样地基本特征

Table 1 The basic information of artificial and secondary forest stands in this study

恢复途径 Restoration measure	林龄/a Stand age	样地数 Plots	海拔/m A lititude	坡向/(°) Aspect	坡度/(°) Slope	郁闭度 Canopy density	乔木密度/ (株/hm <sup>2</sup> ) Tree density	树高/m Height	胸径/cm DBH	凋落物储量/ (t/hm <sup>2</sup> ) Litter stock
人工恢复 Artificial restoration	20	3	3164	SW68	25	0.94	4111	7.9±0.8	9.3±1.0	(15.5±0.8)a
	30	4	3315	SW55	30	0.69	2007	10.0±0.4	12.8±0.7	(14.2±1.4)a
	40	4	3133	SW71	18	0.65	645	13.0±0.7	24.4±1.0	(9.4±0.3)b
	70	4	3115	SW55	30	0.65	935	16.2±0.7	23.2±3.2	(7.2±0.5)c
自然恢复 Natural restoration	20	4	3327	SW62	25	0.67	1356	9.7±0.8	17.6±2.7	(4.4±0.3)a
	30	3	3300	SW58	30	0.6	1233	10.4±1.5	17.6±1.9	(4.1±0.1)b
	40	4	3533	SW70	22	0.53	881	10.8±0.9	26.8±4.3	(3.7±0.1)c
	70	4	3441	SW58	30	0.58	1006	7.2±2.1	17.8±5.0	(3.4±0.1)d

小写字母不同表明其同一恢复途径不同年龄间差异达到显著水平  $P=0.05$

2015 年 10 月进行土壤样品的采集,于每个林地随机布设至少 3 个 20 m×20 m 标准样地,样地之间间隔至少 50 m,在每个样地顺坡上、中、下各设置 2 个 1 m×1 m 小样方,先收集地表凋落物,然后在各点挖掘 1 个土壤剖面,用环刀法采集 0—10、10—20 cm 及 20—40 cm 3 个层次土壤样品,带回实验室内测定土壤孔隙和水分等物理性质,凋落物带回实验室 65℃ 烘干至恒重并称重,计算凋落物储量;另在各采样点,用直径为 5 cm 的土钻分土层(0—10、10—20 cm 和 20—40 cm)采集土壤样品,同一样方的同一土层充分混合均匀后,每份取 1000 g 混合样,将野外采集的土壤样品中砾石及粗木质有机残体等捡除,并将小于 2 mm 的细根单独挑出,收集于信封内,带回实验室 65℃ 烘干至恒重并称重,计算细根生物量。处理后的土样放入塑料袋中带回,置于阴凉通风处风干,用于测定土壤有机碳(TOC),土壤 TOC 含量采用元素分析仪(Vario Macro Analyzer,德国)测定。

### 1.2.2 土壤持水特性测定

土壤持水特性使用环刀法进行测定,将装有原状土壤的环刀在水中浸泡 12 h 称重( $m_{s1}$ , g),计最大持水量( $C_{max}$ , g/cm<sup>3</sup>),然后放置于干砂上 2 h,此时环刀中土壤的非毛管水已全部流出,称重( $m_{s2}$ , g),计为毛管持水量( $C_{cap}$ , g/cm<sup>3</sup>)。该方法详见《森林土壤定位研究方法》<sup>[20]</sup>,持水量的计算公式如下:

$$C_{\max} = \frac{m_{s1} - m_{s0}}{v} \quad (1)$$

$$C_{\text{cap}} = \frac{m_{s2} - m_{s0}}{v} \quad (2)$$

$$C_{\text{non}} = C_{\max} - C_{\text{cap}} \quad (3)$$

式中,  $m_{s0}$ 、 $m_{s1}$ 、 $m_{s2}$  (g) 分别为环刀内土壤干重、浸泡 12 h 后的饱和重量、失去非毛管水后的重量。 $v$  ( $\text{cm}^3$ ) 为环刀容积;  $C_{\max}$ 、 $C_{\text{cap}}$ 、 $C_{\text{non}}$  ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) 分别为土壤的最大持水量、毛管持水量和非毛管持水量。单位换算后, 求出不同恢复途径下各林地相应土层的持水量 ( $\text{t}/\text{hm}^2$ )。

### 1.3 数据处理

对同一土层相同恢复途径林地土壤持水量(最大持水量、毛管持水量和非毛管持水量)和孔隙度等指标随年龄变化采用单因素方差分析(One-way ANOVA), 同一恢复途径不同林龄的凋落物储量差异也采用单因素方差分析(One-way ANOVA), 对于同一土层相同林龄不同恢复途径下土壤持水量和孔隙度等指标的差异性采用 t 检验, 土壤持水特性指标与土壤理化性质、凋落物储量、根系生物量等指标的相关分析采用 person 相关分析法。实验数据采用 SPSS 20.0 进行处理分析, 制图使用 Origin 9.1。

## 2 研究结果

### 2.1 林地及土壤基本性质

从表 2 可以看出, 云杉人工林各土层平均容重变化范围在 0.8—1.4  $\text{g}/\text{cm}^3$ , 平均为 1.02  $\text{g}/\text{cm}^3$ , 容重随着林龄的增加而增加。次生林各土层平均容重变化范围在 0.6—1.0  $\text{g}/\text{cm}^3$ , 平均为 0.79  $\text{g}/\text{cm}^3$ , 容重随着林龄的增加而降低。在相同林龄条件下次生林各个土层容重低于人工云杉林。同时, 随着土层的增加, 人工云杉林和次生林的容重都在显著增加。

与此对照, 土壤总孔隙度与土壤容重在两种恢复途径的多样地中呈相反趋势(表 2), 随着林龄的增加, 次生林的同层次土壤总孔隙度要大于人工云杉林(表 2)。人工云杉林土层总孔隙度在 49.2%—70.9% 之间变化, 土壤总孔隙度随着林龄的增大而减小。次生林各土层总孔隙度在 61.9%—78.9% 之间变化, 随着林龄的增加, 土壤总孔隙度增加, 同时随着土层的增加两种途径的土壤总孔隙度都在降低。人工云杉林和次生林土壤毛管孔隙度分别介于 34.5%—44.3% 和 34.2—53.3% 之间, 随着林龄的增加, 人工云杉林和次生林土壤毛管孔隙度均呈增加趋势, 但次生林增加的幅度略大于人工云杉林。而土壤非毛管孔隙在人工云杉林和次生林各土层间差异不明显, 人工恢复各层的土壤非毛管孔隙度介于 16.6%—36.2% 之间, 随着林龄的增加, 0—10 cm 土层非毛管孔隙度降低, 其余土层变化不明显。自然恢复各阶段的土壤非毛管孔隙度介于 4.2%—30.9% 之间, 各土层土壤非毛管孔隙度随林龄的变化趋势不明显。

自然含水率表征林地瞬时水分状态, 由表 2 可以看出, 自然与人工恢复途径下, 土壤的自然含水率差异明显, 随着林龄的增加自然恢复的土壤自然含水率要大于人工恢复林。人工恢复的各土层自然含水率变化范围在 27.8%—47.1%, 随着林龄的增加, 自然含水率在波动性降低。自然恢复的各土层自然含水率变化范围为 31.0%—64.5%, 随着林龄的增加, 自然含水率在波动性增加。

人工恢复云杉林的土壤有机碳变化范围为 14.7—85.5  $\text{g}/\text{kg}$ , 且随着年龄的增加而减少, 而自然恢复的有机碳变化范围为 24.0—93.1  $\text{g}/\text{kg}$ , 随林龄的变化趋势不明显, 随着林龄的增加, 自然恢复的土壤有机碳含量要大于人工恢复(表 2)。细根生物量在人工云杉林和次生林之间存在差异, 随着林龄的增加, 次生林的细根生物量大于人工恢复云杉林。人工恢复云杉林细根生物量在 0.54—1.98  $\text{t}/\text{hm}^2$  之间变化, 随着林龄的增加细根生物量在降低。自然恢复次生林细根生物量在 0.58—2.33  $\text{t}/\text{hm}^2$  之间变化, 随着林龄的增加细根生物量也在增加。同时随着土层的增加, 两种途径的细根生物量都在降低。

表 2 不同恢复途径间土壤理化性质及细根生物量

Table 2 Fine root biomass and soil physicochemical properties in artificial and secondary chronosequence of subalpine forests

恢复途径 Restoration measure	林龄 Stand age /a	土层 Soil depth /cm	容重 Bulk density /(g/cm <sup>3</sup> )	总孔隙度 Total porosity /%	毛管孔隙度 Capillary porosity /%	非毛管孔隙度 Non-capillary porosity/%	自然含水率 Natural capacity/%	有机碳 Soil organic C /(g/kg)	细根生物量 Fine root biomass /(t/hm <sup>2</sup> )
人工恢复 Artificial restoration	20	0—10	0.8(0.02)	70.9(0.6)	37.9(7.1)	26.2(4.9)	47.1	85.5	1.98(0.03)
		10—20	0.9(0.1)	66.7(3.4)	35.4(4.6)	31.3(0.1)	38.4	62.2	1.38(0.12)
		20—40	1.1(0.1)	59.8(4.0)	39.4(3.0)	22.4(2.0)	36.0	62.9	1.18(0.12)
	30	0—10	0.8(0.1)	70.9(1.8)	42.8(9.5)	26.2(7.2)	48.1	80.4	1.82(0.09)
		10—20	0.8(0.1)	69.0(3.2)	40.4(9.9)	26.3(0.1)	39.6	41.8	1.13(0.12)
		20—40	0.9(0.1)	67.2(4.6)	34.5(4.6)	23.0(6.8)	35.7	38.9	0.91(0.08)
	40	0—10	0.9(0.1)	66.0(2.6)	42.5(4.8)	22.4(4.6)	39.9	33.3	1.46(0.07)
		10—20	1.1(0.1)	57.9(5.0)	42.7(3.5)	16.7(0.03)	31.5	22.3	0.85(0.05)
		20—40	1.2(0.1)	53.8(5.1)	41.9(5.1)	16.68(4.7)	27.8	24.8	0.63(0.04)
	70	0—10	1.1(0.1)	57.5(2.5)	42.0(4.4)	16.6(2.1)	32.9	23.1	1.31(0.05)
		10—20	1.2(0.1)	53.1(0.02)	42.9(0.04)	21.9(0.1)	30.0	19.9	0.68(0.01)
		20—40	1.4(0.1)	49.2(2.9)	44.3(1.9)	21.8(10.5)	29.6	14.7	0.54(0.04)
自然恢复 Natural restoration	20	0—10	0.7(0.1)	72.6(4.1)	36.7(1.8)	26.9(6.0)	46.1	65.4	1.22(0.13)
		10—20	0.9(0.1)	64.8(3.2)	39.3(8.5)	16.8(8.0)	39.2	44.1	0.94(0.04)
		20—40	1.0(0.1)	61.9(4.9)	34.2(2.3)	21.4(8.6)	31.0	24.0	0.58(0.03)
	30	0—10	0.7(0.1)	72.7(2.9)	41.5(3.4)	29.0(7.1)	47.4	93.1	1.35(0.09)
		10—20	0.8(0.1)	69.1(3.2)	53.3(10.9)	4.2(2.2)	56.1	74.8	1.02(0.01)
		20—40	1.0(0.1)	64.2(5.4)	39.6(3.8)	19.0(4.8)	36.9	29.4	0.78(0.06)
	40	0—10	0.6(0.1)	77.7(2.6)	41.7(4.4)	30.9(4.5)	70.5	89.4	1.92(0.10)
		10—20	0.8(0.04)	70.8(1.5)	46.5(2.5)	14.8(1.0)	56.7	49.5	1.71(0.14)
		20—40	0.9(0.04)	67.0(1.6)	41.0(1.9)	18.6(7.2)	45.4	32.6	1.22(0.31)
	70	0—10	0.6(0.1)	78.9(4.2)	41.0(4.0)	28.9(16.9)	64.0	58.0	2.33(0.16)
		10—20	0.7(0.04)	73.9(1.6)	45.8(3.3)	22.1(13.3)	64.5	55.1	1.78(0.10)
		20—40	0.9(0.2)	67.6(5.6)	47.9(7.2)	14.6(10.9)	53.3	32.4	1.57(0.06)

括号内为标准差(Standard Deviation)

## 2.2 土壤持水性能

### 2.2.1 土壤最大持水量

人工恢复云杉林和次生林随着林龄的增加,土壤各层的最大持水量随深度的变化而呈现不同的趋势(图 1)。在 0—10 cm 土层,随着林龄的增加,人工恢复云杉林和次生林土壤最大持水量均没有明显地变化,人工恢复云杉林的最大持水量变化范围为 557—588 t/hm<sup>2</sup>,次生林为 534.19—621.19 t/hm<sup>2</sup>;各恢复途径间 0—10 cm 土壤最大持水量也没有明显地差异( $P>0.05$ )。同龄段人工恢复云杉林和次生林土壤最大持水量变化率在-8.32%—4.58%间呈现出波动变化,在 20—30 a 阶段上升,30—40 a 阶段下降,40—70 a 阶段又上升(图 1)。在 10—20 cm 土层,不同恢复途径间土壤最大持水量的差异显著,在林龄为 30—70 a 阶段次生林的最大持水量均显著大于人工恢复云杉林( $P<0.05$ )。随着林龄的增加人工恢复云杉林(510—543 t/hm<sup>2</sup>)最大持水量的变化不显著,自然恢复途径下最大持水量(574—668 t/hm<sup>2</sup>)显著增大。随林龄的增加,不同恢复途径间土壤最大持水量变化速率在林龄为 20—40 a 阶段由-5.37%下降至-23.65%,之后又开始上升至-14.17%(图 1)。在 20—40 cm 土层,不同恢复途径间土壤最大持水量存在差异,在林龄为 40 a、70 a 时次生林的最大持水量均显著大于人工恢复( $P<0.05$ )。随着林龄的增加人工恢复云杉林的最大持水量(1047—1084 t/hm<sup>2</sup>)变化不显著,次生林的最大持水量(984—1277 t/hm<sup>2</sup>)均有显著提高。最大持水量变化速率在 20—40 a 阶段由 10.18%迅速下降至-17.20%,之后又开始上升至-8.45%(图 1)。总体上,0—40 cm 土层最大持水量恢复途径

存在明显差异,人工恢复云杉林随着林龄的增加土壤最大持水量(2138—2200 t/hm<sup>2</sup>)没有明显变化,而次生林随着林龄的增加土壤最大持水量(2142—2565 t/hm<sup>2</sup>)也在增加,特别在林龄为40、70 a阶段次生林土壤最大持水量要显著大于人工恢复云杉林( $P<0.05$ )(图1)。

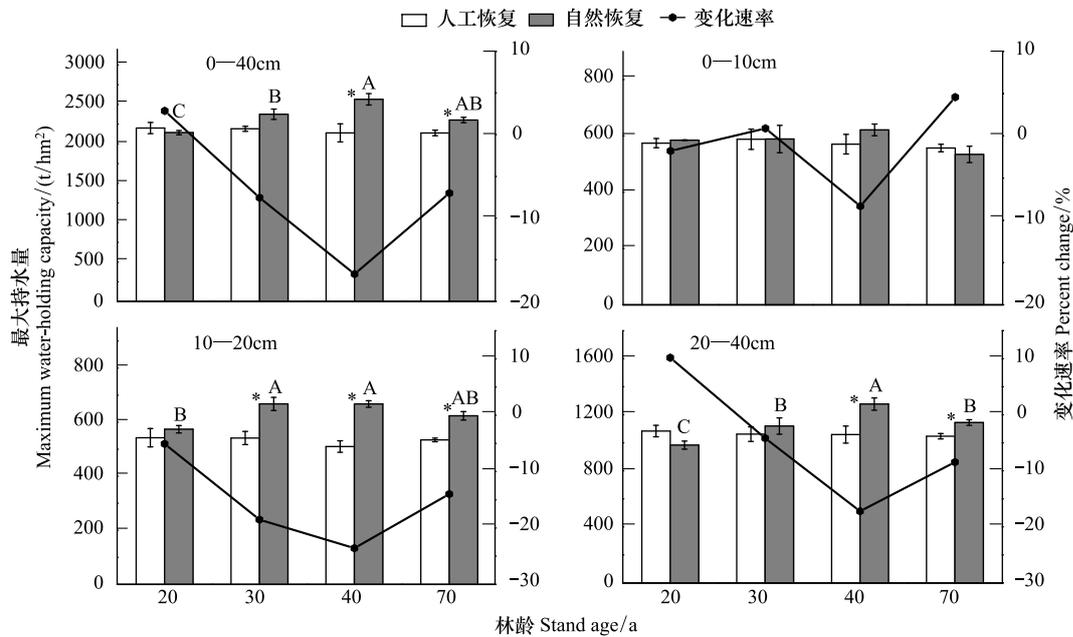


图1 不同恢复途径下各土层最大持水量变化趋势

Fig.1 The trends of the maximum water-holding capacity of different soil layers under artificial and secondary restorational chronosequence

不同大写字母代表自然恢复不同林龄间数据差异显著(LSD 检验,  $P<0.05$ ); 竖杠代表标准误; \*表示同一林龄下不同恢复途径间差异显著(LSD 检验,  $P<0.05$ ); 变化速率(Percent change) =  $\frac{C_{AR} - C_{NR}}{C_{NR}} \times 100\%$ ,  $C_{AR}$ 和  $C_{NR}$ 分别指人工林和次生林土壤最大持水量

### 2.2.2 土壤毛管持水量

人工恢复云杉林和次生林随着林龄的增加,0—10 cm 和 10—20 cm 土层毛管持水量均没有明显地变化,各恢复途径间土壤毛管持水量也没有明显地差异( $P>0.05$ )(图2)。随着林龄的增加,人工恢复云杉林土壤0—10 cm 层毛管持水量变化范围为383—443 t/hm<sup>2</sup>,次生林变化范围为367—429 t/hm<sup>2</sup>,人工林与次生林比较,0—10 cm 土层毛管持水量变化速率在-3.97%—4.05%间呈现出波动变化。随着林龄的增加,10—20 cm 土层毛管持水量变化范围为354—417 t/hm<sup>2</sup>,次生林的毛管持水量变化范围为427—533 t/hm<sup>2</sup>,人工林与次生林比较,10—20 cm 土层毛管持水量变化速率(-40.00%—-33.91%)呈现出一种平缓的上升状态。随着林龄的增加,人工恢复云杉林和次生林土壤20—40 cm 层毛管持水量均显著增大( $P<0.05$ ),人工恢复云杉林的毛管持水量变化范围为694—895 t/hm<sup>2</sup>,次生林为679—942 t/hm<sup>2</sup>,人工林与次生林比较,20—40 cm 土层毛管持水量变化速率在-14.58%—12.51%呈现出波动变化。总体上,随着林龄的增加,人工恢复云杉林和次生林0—40 cm 土层毛管持水量逐渐显著升高,人工恢复云杉林土壤毛管持水总量变化范围为1496—1755 t/hm<sup>2</sup>,次生林为1473—1835 t/hm<sup>2</sup>,次生林持水量在30林龄阶段显著高于人工云杉林。

### 2.2.3 土壤非毛管持水量

人工恢复云杉林和次生林随着林龄的增加,各土层土壤非毛管持水量呈现不同的变化趋势(图3)。在0—10 cm 和 10—20 cm 土层,人工恢复云杉林土壤非毛管持水量随着林龄的增加而减小,而自然恢复次生林在0—10 cm 土层没有明显地变化,在10—20 cm 层70林龄则明显低于其它各演替阶段( $P<0.05$ )(图3),人

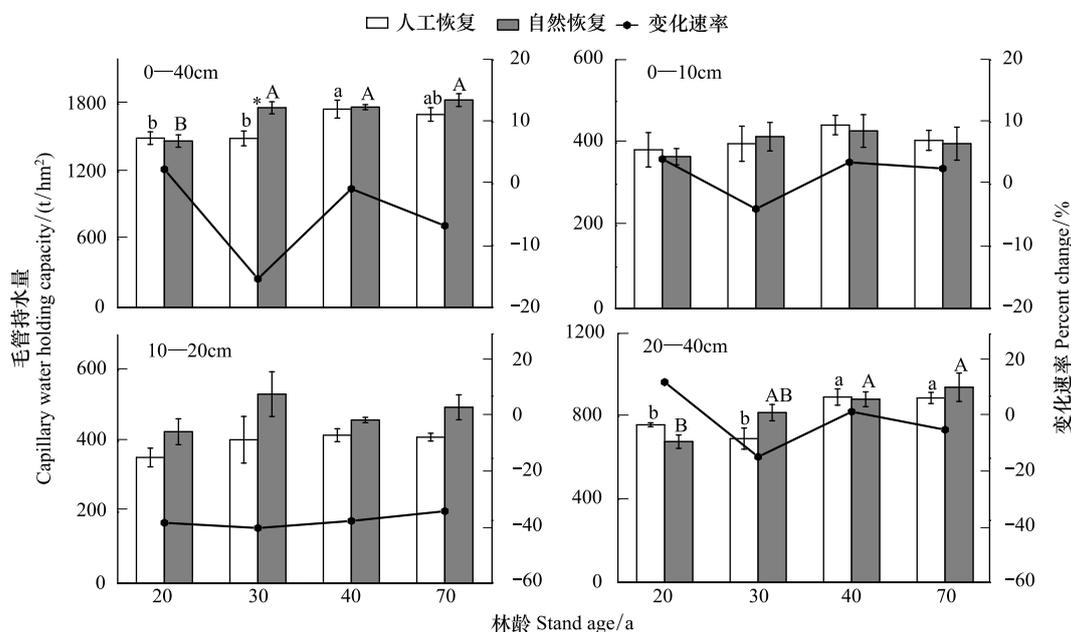


图 2 不同恢复途径下各土层毛管持水量变化趋势

**Fig.2 The trend of the capillary water-holding capacity of different soil layers under artificial and secondary restorational chronosequence**  
 不同小写字母代表人工恢复不同林龄间数据差异显著 (LSD 检验,  $P < 0.05$ ) ; 竖杠代表标准误; 不同大写字母代表自然恢复不同林龄间数据差异显著 (LSD 检验,  $P < 0.05$ ) ; 竖杠代表标准误; \* 表示同一林龄下不同恢复途径间差异显著 (LSD 检验,  $P < 0.05$ ) ; 变化速率 (Percent change)

$$change) = \frac{C_{AR} - C_{NR}}{C_{NR}} \times 100\% , C_{AR} \text{ 和 } C_{NR} \text{ 分别指人工林和次生林土壤毛管持水量}$$

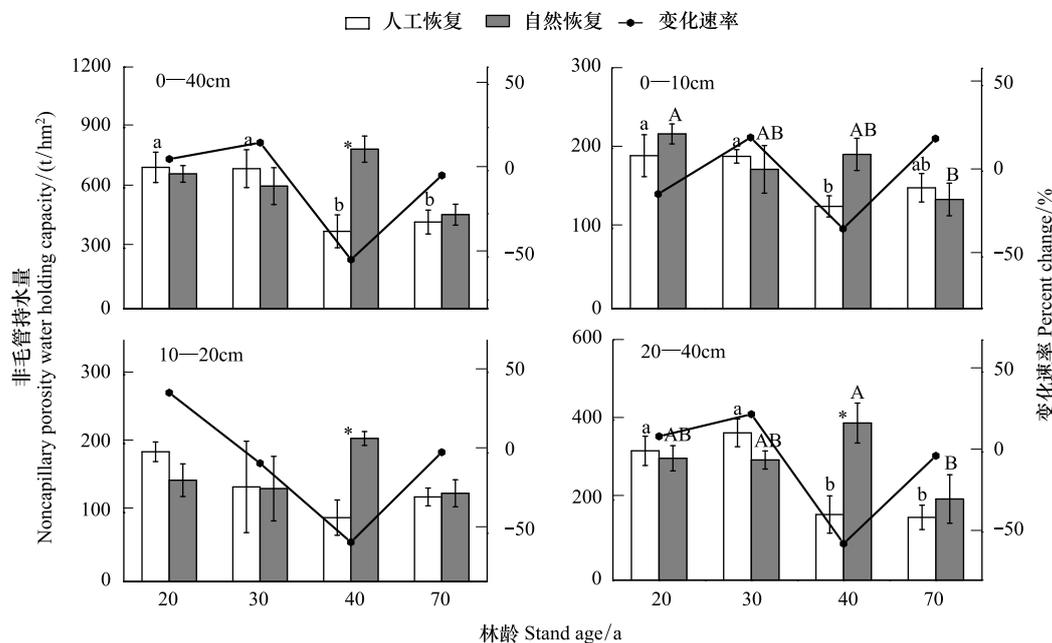


图 3 不同恢复途径下各土层非毛管持水量变化趋势

**Fig.3 The trend of the non-capillary water-holding capacity of different soil layers under artificial and secondary restorational chronosequence**

不同小写字母代表人工恢复不同林龄间数据差异显著 (LSD 检验,  $P < 0.05$ ) ; 竖杠代表标准误; 不同大写字母代表自然恢复不同林龄间数据差异显著 (LSD 检验,  $P < 0.05$ ) ; 竖杠代表标准误; \* 表示同一林龄下不同恢复途径间差异显著 (LSD 检验,  $P < 0.05$ ) ; 变化速率 (Percent change)

$$change) = \frac{C_{AR} - C_{NR}}{C_{NR}} \times 100\% , C_{AR} \text{ 和 } C_{NR} \text{ 分别指人工林和次生林土壤非毛管持水量}$$

工恢复云杉林的10—20 cm 土层非毛管持水量变化范围为128—191 t/hm<sup>2</sup>,次生林为136—218 t/hm<sup>2</sup>,与次生林比较,除40林龄人工云杉林明显较低外,其它各演替阶段变化速率差异不明显。在20—40 cm 土层,人工恢复云杉林和次生林随着林龄的增加,土壤非毛管持水量没有明显地变化趋势,与次生林比较,除40林龄人工云杉林明显较低外,其它各演替阶段变化速率差异不明显。总体上,随着林龄的增加,人工恢复云杉林的非毛管持水量(384—702 t/hm<sup>2</sup>)在显著降低,次生林土壤非毛管持水量(467—793 t/hm<sup>2</sup>)在40林龄明显大于其它各演替阶段( $P<0.05$ ),同时此阶段也是明显大于同时期人工恢复云杉林。

### 2.3 不同恢复途径土壤持水量与凋落物储量、细根生物量、土壤指标的相关性分析

由相关分析结果(表3)表明,人工恢复途径下土壤最大持水量与土壤总孔隙度、自然含水率、土壤有机碳、细根生物量和凋落物储量有显著的正相关( $P<0.01$ ),与土壤容重和土壤毛管孔隙度有显著的负相关( $P<0.01$ );而自然恢复途径下最大持水量与土壤总孔隙度、自然含水率和细根生物量呈显著正相关( $P<0.01$ ),与土壤容重( $P<0.01$ )和凋落物储量( $P<0.05$ )呈显著负相关。人工恢复途径下土壤的毛管持水量与土壤容重、土壤毛管孔隙度呈显著正相关( $P<0.05$ ),与土壤总孔隙度( $P<0.05$ )、土壤有机碳( $P<0.01$ )、细根生物量( $P<0.01$ )、乔木密度( $P<0.01$ )、凋落物储量( $P<0.01$ )呈显著负相关;而自然恢复途径下土壤毛管持水量与毛管孔隙度、自然含水率和细根生物量呈显著正相关( $P<0.01$ ),与郁闭度( $P<0.05$ )、凋落物储量( $P<0.01$ )呈显著负相关。人工恢复途径下土壤的非毛管持水量与非毛管孔隙度( $P<0.01$ )、土壤有机碳( $P<0.05$ )、细根生物量( $P<0.05$ )呈显著正相关;而自然恢复途径下的土壤非毛管持水量只与土壤非毛管孔隙度之间呈显著正相关( $P<0.01$ )。

表3 不同恢复途径凋落物储量、细根生物量与土壤指标的相关关系

Table 3 Correlation of litter stock, fine roots biomass and soil indexes in artificial and secondary restorational chronosequence

恢复途径 Restoration measure		容重 BD	总孔隙度 TP	毛管 孔隙度 CP	非毛管 孔隙度 NCP	自然 含水率 NC	土壤 有机碳 SOC	细根 生物量 FRB	郁闭度 CD	乔木密度 TD	凋落物 储量 LS
人工恢复	最大持水量	-0.97**	0.97**	-0.69**	0.19	0.81**	0.74**	0.81**	0.35	0.48	0.84**
Artificial restoration	毛管持水量	0.58*	-0.58*	0.62*	-0.45	-0.21	-0.68**	-0.72**	-0.36	-0.56*	-0.73**
	非毛管持水量	-0.49	0.49	-0.27	0.83**	0.21	0.56*	0.62*	0.36	0.46	0.47
自然恢复	最大持水量	-0.94**	0.94**	0.41	-0.02	0.82**	0.31	0.66**	-0.45	-0.23	-0.63*
Natural restoration	毛管持水量	-0.27	0.27	0.86**	-0.49	0.75**	0.32	0.66**	-0.64*	-0.48	-0.78**
	非毛管持水量	-0.12	0.12	-0.24	0.83**	0.05	-0.24	-0.07	0.22	0.45	-0.11

\*\*  $P<0.01$ , \*  $P<0.05$ ; BD: Bulk density; TP: Total porosity; CP: Capillary porosity; NCP: Non-capillary porosity; NC: Nature capacity; SOC: Soil organic carbon;

FRB: Fine roots biomass; CD: Canopy density; TD: Tree density; LS: Litter stock

## 3 结论与讨论

川西米亚罗林区,以云冷杉为优势树种的原始暗针叶林经大规模采伐以后,进行了以云杉树种为主的人工造林恢复,同时,部分区域也同步进行以乡土物种为主的自然更新,目前,该区域森林生态系统处于自然和人工恢复共同主导的格局<sup>[4]</sup>。相关研究表明,随着植物群落演替或恢复进程的推进,群落结构和物种组成发生变化,进而可能改变土壤性质<sup>[21-22]</sup>。那么在两种恢复途径进程中,林地土壤性质会发生多大程度的变化?特别是该区域强调生态功能以水源涵养为重点,因此,评估不同恢复途径下土壤涵水能力及其影响因素,对于人工林生态功能提升和调控措施制定具有实践价值和科学意义。本文从林地土壤水源涵养等方面进行了研究,得出了以下结论。

### 3.1 不同恢复途径对土壤容重及孔隙度的影响

土壤容重及孔隙度等是土壤物理结构的基本指标,能反映土壤涵水能力。在采伐迹地上,通过近70年的人工恢复和自然恢复,部分土壤物理结构和持水保水性能发生了明显改变,但改变的程度和方向由于恢复途径的差异而不同。随着林龄的增加,自然恢复途径下土壤容重及孔隙度相较于人工恢复得到明显改善(表

2),可从以下方面进行解释:首先,不同恢复途径由于优势植物组成的不同,引起凋落物分解特性差异,进而导致物质循环与周转速度不尽相同,引起地被物层凋落物蓄积量差异显著<sup>[23-25]</sup>。以针叶林为主的人工恢复系列林地的凋落物现存量远大于以阔叶树种为主的自然恢复林地(表1),说明人工恢复林地导致地上凋落物滞留难以归还,而地上凋落物归还是土壤有机质的重要来源,有机质又是改善土壤结构的重要物质基础<sup>[7]</sup>。同时,凋落物回归速率受阻,将导致以凋落物为载体的C、N、P元素的归还速率减缓<sup>[26]</sup>,进而影响有机质对土壤物理性质的改良效果<sup>[27-28]</sup>。其次,与自然恢复次生林相比,人工恢复云杉林中林下修枝等森林经营的人为动干扰增加了土壤紧实度<sup>[29]</sup>。另外,林型结构差异可能也是引起林内土壤物理性质差异的重要原因<sup>[30]</sup>。由于人工恢复云杉林的造林树种单一,种植密度大(表1),郁闭度大于自然恢复次生林,阻挡了大量的光照与降水,阻碍了林下植被的生长与更新,加之其凋落物分解速度慢,无法及时归还养分改善土壤的物理结构,随着林龄的增加,使得人工恢复相对于自然恢复样地,土壤容重增加,孔隙度降低(表2)。最后,根系生物量及分布规律也对土壤容重和孔隙度产生了影响<sup>[31]</sup>。一方面,土壤有机质的来源除了地上凋落物,地下细根根系周转和分泌物等也贡献了相当一部分<sup>[32-33]</sup>,随着林龄的增加自然恢复林地的细根生物量要大于人工云杉林地(表2)。来源于凋落物及根系的有机质分解形成腐殖质,同根系残体及其分泌物胶结联接土壤颗粒<sup>[28]</sup>,促进孔隙形成<sup>[34]</sup>。另一方面,根系的穿插可增加土壤空隙,特别是毛管孔隙<sup>[35]</sup>,由于表层土中根系分布较多,因此经过近70 a的恢复后,孔隙的改善也主要集中在表土层(表2)。林地土壤上层分布密集的根系通过在土壤中穿插、挤压,促进了土壤发育,改善了土壤结构及孔隙状况,因此表层孔隙度显著大于下层<sup>[35]</sup>。随着林龄的增加自然恢复的土壤孔隙度均大于人工恢复样地,可从各土层的根系生物量明显大于人工恢复林地来部分解释(表2)。

### 3.2 不同恢复途径对土壤持水性的影响

土壤水分特征除了受区域气候特征等外界条件影响外,植被类型也是一个重要的影响因素<sup>[36-37]</sup>。植被类型的差异通过改变林下微环境、凋落物回归、有机质含量和根系分布及数量等来影响土壤结构<sup>[38-39]</sup>。如上关于恢复途径差异对土壤物理结构的影响因素所述,自然恢复林地的树种以阔叶树种为主,相较于人工恢复的针叶树种更易于分解,使得其地表覆盖大量枯枝落叶层分解增加了土壤有机质,同时,根系的穿插也使得土壤孔隙度显著增加,而根系死亡留下的空隙和根系周围的生物的活动都增加了土壤的非毛管孔隙,促使土壤形成良好结构,使土壤孔隙度和通气状况变好,有利于水分的保持和养分的传输与运送<sup>[35]</sup>。这些因素通过改变土壤物理结构而间接影响土壤持水特性。

土壤物理结构及孔隙特性是土壤涵水能力的基础,即土壤容重和孔隙度的变化直接影响土壤持水量,进而改变土壤的通气、蓄水和持水特性<sup>[40]</sup>。本研究表明随着林龄的增加自然恢复林地的最大持水量要大于人工恢复林地(图1),通过相关性分析结果(表3)可知,两种恢复途径的最大持水量都与土壤容重呈显著负相关,与土壤总孔隙度、细根生物量呈正相关。与此对照,自然恢复林地的最大持水量与凋落物储量呈显著负相关( $-0.63, P < 0.05$ ),人工恢复则成显著正相关( $0.84, P < 0.01$ ),说明两种恢复途径凋落物归还差异可能是导致土壤最大持水量差异的主要原因,而土壤有机碳含量在人工林中与土壤最大持水量呈显著正相关( $0.74, P < 0.01$ ),而在自然恢复途径中二者没有明显相关性,说明在人工恢复途径下,有机质归还对于土壤最大持水量改善起重要作用。同时,随着林龄的增加两种恢复途径0—40cm土壤毛管持水量也显著增加,但自然恢复的土壤毛管持水量显著大于人工恢复(图2),通过相关性分析可知,两种恢复途径的毛管持水量都与毛管孔隙度呈现出显著正相关,和凋落物储量呈现出显著负相关。但细根生物量对两种恢复途径下土壤毛管持水量有不同的影响(表3),即在人工恢复途径下土壤毛管持水量与细根生物量呈明显负相关( $-0.72, P < 0.01$ ),而在自然恢复途径下土壤毛管持水量与细根生物量呈明显正相关( $0.66, P < 0.01$ ),说明细根是导致两种恢复途径下土壤毛管持水量差异的另一原因。

总体而言,通过近70 a的恢复,由于恢复途径的不同导致了土壤水源涵养能力的差异。随着恢复年限的增加,自然恢复途径下次生林土壤容重降低,孔隙度持续增加,持水能力优于人工恢复云杉林。由于人工恢复

的云杉林凋落物特性差异<sup>[41]</sup>,导致凋落物分解慢,有机质回归受阻<sup>[27-28]</sup>。自然恢复以桦木为主的混交林土壤 SOC (表 2)含量的增加得益于其凋落物的易分解性,一方面改善了土壤结构,使土壤松软多孔;另一方面,改变了土壤的胶体状况,使土壤吸附作用增强。这些土壤结构特性的改变都有利于改善土壤通气、持水性和细根的穿插与发育,反之,凋落物分解缓慢致使有机物回归土壤受阻,间接影响土壤物理结构,导致林地土壤的水土保持能力弱。通过进一步的相关性分析表明,两种恢复途径下调落物归还、有机碳含量和细根可能是影响林地土壤物理结构和持水能力的主要因素。这些结果说明,在对采伐迹地或退化生态系统进行造林恢复时,应尽量避免营造结构单一和高密度的人工纯林,同时,在对现有人工纯林进行功能提升改造时,应借助乔木结构调控的方法,改造结构单一的人工纯林为结构复杂的复层近自然林,为物质循环、土壤生态功能提升提供条件。

#### 参考文献 (References):

- [1] 张彪, 李文华, 谢高地, 肖玉. 森林生态系统的水源涵养功能及其计量方法. 生态学杂志, 2009, 28(3): 529-534.
- [2] 刘世荣, 温远光, 王兵, 周光益. 中国森林生态系统水文生态功能规律. 北京: 中国林业出版社, 1996.
- [3] 满秀玲, 于凤华, 戴伟光, 蔡体久. 森林采伐与造林对土壤水分物理性质的影响. 东北林业大学学报, 1997, 25(5): 57-60.
- [4] 刘庆. 亚高山针叶林生态学研究. 成都: 四川大学出版社, 2002.
- [5] 林波, 刘庆, 吴彦, 庞学勇, 何海. 川西亚高山针叶林凋落物对土壤理化性质的影响. 应用与环境生物学报, 2003, 9(4): 346-351.
- [6] 庞学勇, 刘庆, 刘世全, 吴彦, 林波, 何海, 张宗锦. 川西亚高山云杉人工林土壤质量性状演变. 生态学报, 2004, 24(2): 261-267.
- [7] 庞学勇, 刘世全, 刘庆, 林波, 吴彦, 何海, 包维楷. 川西亚高山人工云杉林地有机物和养分库的退化与调控. 土壤学报, 2004, 41(1): 126-133.
- [8] 赵世伟, 周印东, 吴金水. 子午岭北部不同植被类型土壤水分特征研究. 水土保持学报, 2002, 16(4): 119-122.
- [9] 黎燕琼, 龚国堂, 郑绍伟, 陈俊华, 慕长龙, 朱志芳, 吴雪仙, 牛牧. 低效柏木纯林不同改造措施对水土保持功能的影响. 生态学报, 2013, 33(3): 934-943.
- [10] 黄林, 王峰, 周立江, 黄茹, 齐代华, 魏刚. 不同森林类型根系分布与土壤性质的关系. 生态学报, 2012, 32(19): 6110-6119.
- [11] 马雪华. 四川米亚罗地区高山冷杉林水文作用的研究. 林业科学, 1987, 23(3): 253-265.
- [12] 《四川森林》编辑委员会. 四川森林. 北京: 中国林业出版社, 1992.
- [13] 周德彰, 杨玉坡. 四川西部高山林区桦木更新特性的初步研究. 林业科学, 1980, 16(2): 154-156.
- [14] 李崇巍, 刘世荣, 孙鹏森, 张远东, 葛剑平. 岷江上游植被冠层降水截留的空间模拟. 植物生态学报, 2005, 29(1): 60-67.
- [15] 张远东, 刘世荣, 罗传文, 张国斌, 马姜明. 川西亚高山林区不同土地利用与土地覆盖的地被物及土壤持水特征. 生态学报, 2009, 29(2): 627-635.
- [16] 张远东, 刘世荣, 顾峰雪. 西南亚高山森林植被变化对流域产水量的影响. 生态学报, 2011, 31(24): 7601-7608.
- [17] 霍小鹏, 李贤伟, 张健, 张兴华, 代杰, 张良辉. 川西亚高山人工针叶林枯落物持水与土壤渗透性能. 长江流域资源与环境, 2010, 19(5): 540-546.
- [18] 张远东, 赵常明, 刘世荣. 川西亚高山人工云杉林和自然恢复演替系列的林地水文效应. 自然资源学报, 2004, 19(6): 761-768.
- [19] 庞学勇. 川西亚高山针叶林不同演替阶段土壤特性比较研究[D]. 雅安: 四川农业大学, 2002.
- [20] 张万儒, 许本彤. 森林土壤定位研究方法. 北京: 中国林业出版社, 1986.
- [21] Rutigliano F A, D'Ascoli R, De Santo A V. Soil microbial metabolism and nutrient status in a Mediterranean area as affected by plant cover. Soil Biology and Biochemistry, 2004, 36(11): 1719-1729.
- [22] Singh A N, Raghubansi A S, Singh J S. Comparative performance and restoration potential of two *Albizia* species planted on mine spoil in a dry tropical region, India. Ecological Engineering, 2004, 22(2): 123-140.
- [23] 王勤, 张宗应, 徐小牛. 安徽大别山区不同林分类型的土壤特性及其水源涵养功能. 水土保持学报, 2003, 17(3): 59-62.
- [24] 秦嘉海, 金自学, 王进, 刘金荣, 谢晓蓉. 祁连山不同林地类型对土壤理化性质和水分涵养功能的影响. 水土保持学报, 2007, 21(1): 92-94, 139-139.
- [25] 陈文静, 祁凯斌, 黄俊胜, 杨婷惠, 包维楷, 庞学勇. 川西不同树种人工林对土壤涵水能力的影响. 生态学报, 2017, 37(15): 4998-5006.
- [26] 舒媛媛, 黄俊胜, 赵高卷, 包维楷, 李根前, 庞学勇. 青藏高原东缘不同树种人工林对土壤酶活性及养分的影响. 生态学报, 2016, 36(2): 394-402.
- [27] 彭明俊, 郎南军, 温绍龙, 郭永清, 江期川, 杨旭, 郑科, 郭玉红, 张立新. 金沙江流域不同林分类型的土壤特性及其水源涵养功能研究. 水土保持学报, 2005, 19(6): 106-109.

- [28] 贾秀红, 毕俊亮, 周志翔, 刘晓宇, 高大雄, 郭国志, 周欢. 鄂中低丘区主要纯林凋落物持水与土壤贮水能力研究. 华中农业大学学报, 2013, 32(3): 39-44.
- [29] Viana R M, Ferraz J B S, Neves A F Jr, Vieira G, Pereira B F F. Soil quality indicators for different restoration stages on Amazon rainforest. *Soil and Tillage Research*, 2014, 140: 1-7.
- [30] 张晓霞, 杨宗儒, 查同刚, 张志强, 王高敏, 朱聿申, 吕志远. 晋西黄土区退耕还林 22 年后林地土壤物理性质的变化. 生态学报, 2017, 37(2): 416-424.
- [31] Plante P M, Rivest D, Vézina A, Vanasse A. Root distribution of different mature tree species growing on contrasting textured soils in temperate windbreaks. *Plant and Soil*, 2014, 380(1/2): 429-439.
- [32] 张勇, 庞学勇, 包维楷, 尤琛, 汤浩茹, 胡庭兴. 土壤有机质及其研究方法综述. 世界科技研究与发展, 2005, 27(5): 72-78.
- [33] Zhang Z L, Li N, Xiao J, Zhao C Z, Zou T T, Li D D, Liu Q, Yin H J. Changes in plant nitrogen acquisition strategies during the restoration of spruce plantations on the eastern Tibetan Plateau, China. *Soil Biology and Biochemistry*, 2018, 119: 50-58.
- [34] 康冰, 刘世荣, 蔡道雄, 卢立华, 何日明, 高妍夏, 迪玮峙. 南亚热带不同植被恢复模式下土壤理化性质. 应用生态学报, 2010, 21(10): 2479-2486.
- [35] 葛晓改, 黄志霖, 程瑞梅, 曾立雄, 肖文发, 谭本旺. 三峡库区马尾松人工林凋落物和根系输入对土壤理化性质的影响. 应用生态学报, 2012, 23(12): 3301-3308.
- [36] 胡健, 吕一河, 张琨, 陶蕴之, 李婷, 任艳娇. 祁连山排露流域典型植被类型的水源涵养功能差异. 生态学报, 2016, 36(11): 3338-3349.
- [37] 徐明, 张健, 刘国彬, 董继鑫, 石露, 郑明清. 植被类型和降雨量对沟谷地土壤水分和温度空间分布的影响. 草地学报, 2017, 25(3): 499-507.
- [38] Oades J M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 1984, 76(1/3): 319-337.
- [39] Shang W, Zhao L, Wu X D, Li Y Q, Yue G Y, Zhao Y H, Qiao Y P. Soil organic matter fractions under different vegetation types in permafrost regions along the Qinghai-Tibet Highway, north of Kunlun Mountains, China. *Journal of Mountain Science*, 2015, 12(4): 1010-1024.
- [40] 苏杨, 朱健, 王平, 王冬柏, 林艳. 土壤持水能力研究进展. 中国农学通报, 2013, 29(14): 140-145.
- [41] Pang X Y, Bao W K. Effect of substituting plantation species for native shrubs on the water-holding characteristics of the forest floor on the eastern Tibetan Plateau. *Journal of Resources and Ecology*, 2011, 2(3): 217-224.