

1901~2010年中国森林碳收支动态: 林龄的重要性

周蕾, 王绍强*, 周涛, 迟永刚, 戴铭

中国科学院地理科学与资源研究所, 生态系统网络观测与模拟重点实验室, 北京 100101;

北京师范大学地表过程与资源生态国家重点实验室, 北京 100875;

中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093

* 联系人, E-mail: sqwang@igsnr.ac.cn

2015-11-16 收稿, 2016-02-25 修回, 2016-03-01 接受, 2016-05-26 网络版发表

国家自然科学基金(41401110, 31400393)和中国科学院战略性先导科技专项(XDA05050602, XDA05050702)资助

摘要 干扰影响森林生态系统碳储量和碳通量, 生态模型缺少干扰信息导致区域碳循环估算的不确定性. 林龄结构是分析干扰对森林碳循环影响的重要替代因子, 同时也是评估区域尺度森林生态系统碳汇潜力的重要参数. 本研究整合全国森林清查资料和卫星遥感数据获得两套林龄数据, 结合过程模型InTEC模型分析多源林龄资料对我国1901~2010年森林生态系统碳平衡的影响, 结果表明林龄5年的误差将会导致我国森林碳汇不确定性25%; 同时基于20世纪50年代以来森林未被大规模砍伐和大规模植树造林的假设, 调整各个地区不同森林类型的林龄结构, 模拟分析林龄结构变化对我国森林生态系统碳平衡时空格局的影响, 结果表明森林管理(森林砍伐和植树造林等)和自然干扰所导致我国森林生态系统过去100年内所损失的碳汇为3.80 Pg C. 林龄数据在大尺度碳模拟的应用能有效提高碳循环模拟的空间精度, 有助于阐明碳循环模型研究中的不确定性.

关键词 林龄, 碳汇, 碳源, 生态系统, 模型模拟

过去几十年森林每年大约从大气中吸收2.4 Pg C^[1], 在全球碳循环中起着重要的作用. 森林生态系统碳循环动态较大程度依赖于林龄结构^[2], 而林龄是决定森林生态系统碳储量和通量的关键因子^[3,4], 并且被认为能在大尺度碳循环模型中减少模拟的不确定性^[5-7]. 由于详细的空间林龄信息难以获取, 目前缺少足够的研究来评价现有林龄资料及其对区域碳循环模拟的不确定性. 因此深入研究林龄数据的不确定性及其对森林碳收支估算的影响将有助于提高区域碳循环模拟精度, 以及更好地评价气候与森林碳循环过程的交互作用.

林龄是决定区域碳收支强度的重要因子, 同时也可以作为主要干扰信息的替代产品^[6-12], 而森林清查和遥感是获取林龄数据的主要手段. 森林清查直

接定义样地尺度的林龄, 但是很难扩展到区域尺度^[7]. 遥感是监测区域尺度上森林变化的有效工具, 但是存在着森林生长初期光谱的敏感性以及冠层郁闭后光谱的饱和问题^[13]. 因此迫切需要融合清查和遥感资料来分析林龄的变化特征^[14], 同时结合过程模型来提高区域碳收支的模拟精度^[1,10,15].

林龄不仅涉及到森林生态系统不同生长阶段的碳源/碳汇功能, 同时也反映了森林受到自然干扰和森林管理等影响^[16]. 森林碳循环的许多组分都与林龄相关, 包括粗木质残体、土壤碳、生物量、总初级生产力(GPP)、净初级生产力(NPP)、净生态系统生产力(NEP)等^[1,17-20]. 许多研究表明幼龄林的生产力要比老龄林更大^[17], 森林NPP随着林龄增加而下降^[21-24]. 然而也有一些研究表明老龄林具有较大的

引用格式: 周蕾, 王绍强, 周涛, 等. 1901~2010年中国森林碳收支动态: 林龄的重要性. 科学通报, 2016, 61: 2064-2073

Zhou L, Wang S Q, Zhou T, et al. Carbon dynamics of China's forests during 1901-2010: The importance of forest age (in Chinese). Chin Sci Bull, 2016, 61: 2064-2073, doi: 10.1360/N972015-00811

碳汇功能^[25], 例如基于全球观测数据集的整合分析结果表明, 北方温带和热带老龄林分别占全球碳汇的10%和29%^[1,26]. 因此不同林龄的森林生态系统呈现碳源/碳汇的不确定性.

很多研究报道过去100年我国森林面积在1949年附近达到了最低值, 随后森林面积快速增加主要归因于大规模的植树造林计划^[27,28]. 但是早期的植树造林工程并不成功, 根据历史森林清查数据表明森林面积主要在1977~1981年最小, 大规模植树造林集中在20世纪80~90年代, 同时1949年的森林面积与80年代相差不大^[29]. 由此可见1950年后发生的大规模森林砍伐以及干扰(自然灾害等)导致森林面积的下降, 而大规模的植树造林又维持了森林面积. 因此, 本研究假设从1950年开始没有大规模的森林管理活动以及干扰的发生, 2001年成熟林和老龄林覆盖整个森林地区. 首先整合全国森林清查资料和卫星遥感数据获得的两套林龄数据, 结合过程模型分析多源林龄资料对我国1901~2010年森林生态系统碳平衡的影响, 定量化评价林龄的估算误差引起森林碳平衡的不确定性. 同时基于20世纪50年代以来森林未被大规模砍伐以及大规模植树造林的假设, 调整中国各个地区不同森林类型的林龄, 利用过程模型回溯过去100年我国森林碳收支, 分析林龄变化对我国森林碳平衡时空格局的影响, 估算森林管理和自然干扰所导致我国森林过去100年所损失的碳汇.

1 材料与方法

1.1 模型介绍

InTEC(integrated terrestrial ecosystem carbon budget)模型^[8]是用于模拟森林生态系统碳通量和碳库大小的生物地球化学机理模型, 考虑了干扰(直接碳释放)和非干扰因子(气候、CO₂和氮沉降). 该模型主要包括3个主模块: (1) 基于Farquhar瞬时叶片模型通过阳生叶和阴生叶分离扩展到冠层尺度模拟GPP对非干扰因子的敏感性; (2) 利用改进的Century模型模拟土壤碳氮动态; (3) 建立NPP与林龄的经验型关系来模拟干扰后森林再生格局. 该模型基于瞬时叶片尺度Farquhar模型尺度扩展的冠层光合模块来估算NPP. Farquhar模型中光合作用主要受到RUBP碳同化阶段和RUBP再生阶段的限制, 关键参数包括气孔导度(g_s)、最大羧化速率(V_{cmax})、最大电子传输速率

(J_{max})等. 气候变化(温度和水分等)主要通过调节光合作用的关键参数, 从而影响NPP^[8].

在InTEC模型中, 历史年NPP主要采用初始NPP结合气候变化对NPP的影响以及林龄的综合效应来模拟^[8]. 基于生态遥感过程模型BEPS模拟的参考年(2001年)NPP^[30]作为benchmark调整初始年(1901年)NPP, 调整结果直到2001年NPP模拟结果与参考年NPP的绝对值小于阈值(2001年NPP值的1%). 初始年份(1901年)的NPP和林龄结合平均气候状况通过Spin-up估算初始植被和土壤碳库^[31]. 模型采用每个像元参考年NPP, NPP与林龄的关系以及气候、CO₂浓度和氮沉降对NPP的影响来模拟历史(1901~2010年)NEP动态.

InTEC模型已成功用于模拟加拿大北部森林过去100年的碳收支动态^[6,32]. 同时该模型也多次应用于我国森林碳动态研究^[7,9,33,34]. 模型中的关键模块NPP和林龄的方程采用非线性函数,

$$NPP(\text{age}) = A \left[1 + \frac{b \left(\frac{\text{age}}{c} \right)^d}{\exp \left(\frac{\text{age}}{c} \right)} \right], \quad (1)$$

其中, 4个参数(A , b , c 和 d)最初和样地指数相关^[6]. 由于缺乏区域尺度的样地指数来扩展这个关系到大尺度上, 气候因子(年均温)用来代替样地指数来估算这4个参数^[6]. 由于模型最初用于北方森林, 加拿大与我国年均温差异较大, 采用原有的温度函数来反演这些参数将导致NPP和林龄的关系有较大的偏差. 因此采用第4次森林清查得到林龄和同期BEPS模型模拟的NPP来构建我国主要森林类型NPP与林龄的定量化关系, 用于提高了InTEC模型在我国的适用性^[10].

1.2 数据来源与处理

InTEC模型主要采用气象数据、土壤数据、遥感数据(土地覆盖类型)以及林龄信息驱动, 模型模拟时间尺度为年, 空间尺度为1 km, 覆盖整个中国森林地区.

模型中主要采用年平均温度、生长季温度以及年总降水量气象资料. 1901~1998年气象数据来自于英国气候研究中心(UK Climate Research Unit, <http://www.cru.uea.ac.uk/data>). 1999~2010年气象数据根据国家气象信息中心的站点数据(<http://data.cma.gov.cn/>)采用ANUSPLIN插值得到. 土壤数据是根据第二

次土壤普查的5405个剖面得到中国土壤质地数据(0~30 cm),包括黏粒、砂粒、粉粒含量^[35,36]. 土地覆盖数据由TM解译的30 m分辨率土地利用与1:250万植被图融合得到^[37,38].

模型采用了两类林龄数据(图1, 2), 目的在于评价两种数据来源的林龄信息对区域森林碳平衡的影响.

(1) 清查林龄(Forest age_FID)(图1(a)): 2001年中国林龄空间分布图是根据1989~1993年第4次全国32个省市的森林普查数据得到^[39], 同时采用统计方法栅格化^[7].

(2) 遥感林龄(Forest age_RS)(图1(b)): 根据全国森林资料详查资料和生长季AVHRR NDVI采用降尺度方法定量估算中国林龄分布图^[40].

清查和遥感得到的林龄数据不仅在龄组频数分布上存在着差异(图2), 而且在空间分布上存在着差异(图1). 基于两套林龄分布图和我国行政边界统计了各省(台湾和香港除外)的平均林龄, 分析两者的相关性可以发现除了青海、西藏自治区和重庆三个省市清查林龄和遥感林龄差异较大, 其他各省清查林龄和遥感林龄有较好的相关性($R^2=0.59, P<0.0001$). 青海、西藏自治区和重庆清查林龄和遥感林龄有较大偏差原因在于NDVI在西南和西北地区存在一定的误差.

1.3 模型模拟

模型模拟分为两个部分(图3): 首先, 在其他输

入数据不变的情况下, 分别利用两种不同来源的林龄分布图(图1)来驱动InTEC模型, 分析林龄的不确定性所导致我国过去100年森林碳平衡的差异; 其次, 利用现实林龄和假设成熟林林龄结构驱动InTEC模型来估算各种自然和人为干扰所导致我国森林过去100年所损失的碳汇.

假设我国20世纪50年代以后没有发生大规模的森林砍伐工程, 因此2001年整个中国都是覆盖着成熟林或者老龄林. 因此选用实际林龄分布图(Forest age_FID)(图4(a))来生成假设状态下的2001年成熟林和老龄林林龄图(Forest age_mature)(图4(b)).

(1) 如果某个像元实际的林龄大于或者等于51, 保留原始的林龄值.

(2) 如果某个像元实际林龄小于51, 表明该像元在20世纪50年代以后被砍伐或者干扰. 因此根据《全国森林资料统计》林分各优势树种的树种类型和《国家森林资料清查主要技术规定》优势树种(组)龄组划分表^[41]的树种类型(表S1)确定各种植被类型的成熟林龄组范围. 如果某像元实际林龄小于51, 那么确定该像元的植被类型和南北地区, 根据统计的成熟林龄组范围随机赋值.

综合人工林起源和天然林起源运用下式统计各种优势树种在南、北方成熟林龄级的林龄范围:

$$c_{i,\min} = (c_{i,\text{天然林}\min} + c_{i,\text{人工林}\min}) / 2, \quad (2)$$

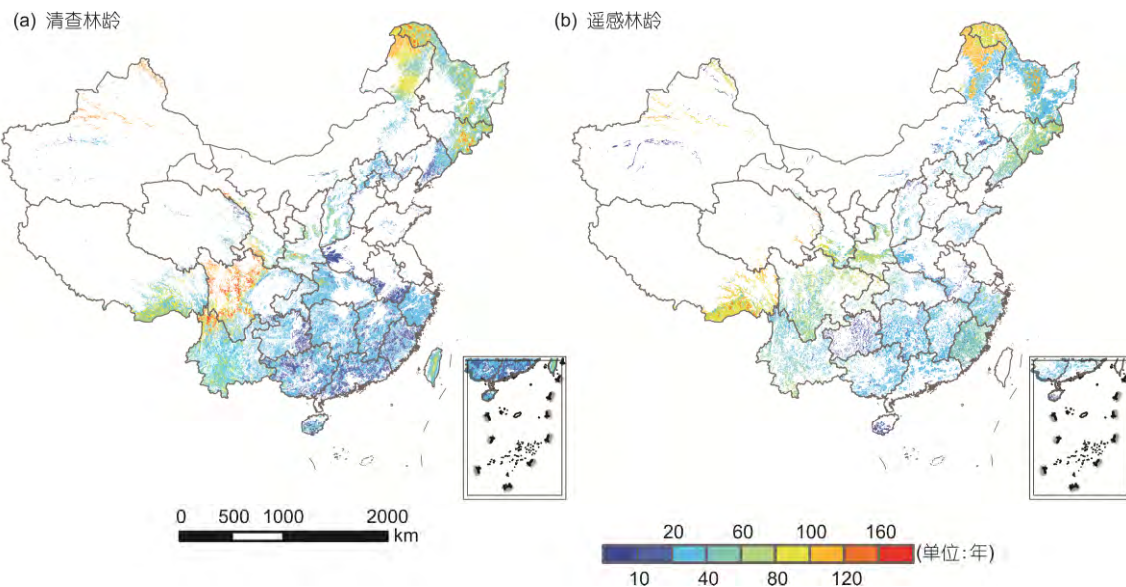


图1 两种数据来源的中国林龄空间分布

Figure 1 The spatial distribution of China's forest age derived from inventory data and remote sensing data

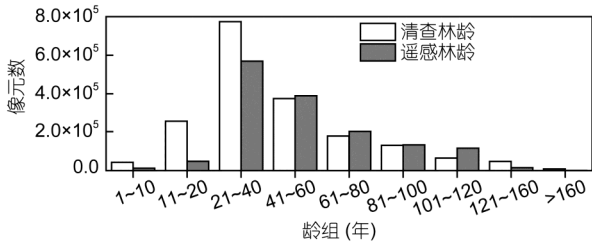


图2 清查和遥感得到中国林龄频数分布图
Figure 2 The frequency distribution of China's forest age derived from inventory data and remote sensing data

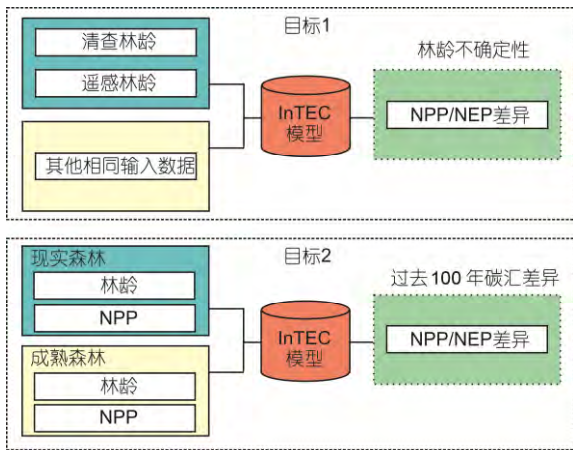


图3 研究框架
Figure 3 The framework of this study

$$c_{i,max} = (c_{i,天然林,max} + c_{i,人工林,max}) / 2, \quad (3)$$

式中, $C_{i,min}$ 是指某个树种(i)成熟林的最小林龄, $C_{i,天然林,min}$ 是指该 i 树种天然林的成熟林龄组的最小林龄, $C_{i,人工林,min}$ 是指该 i 树种人工林的成熟林龄组的最小林龄; $C_{i,max}$ 是指某个树种(i)成熟林的最大林龄, $C_{i,天然林,max}$ 是指该 i 树种天然林的成熟林龄组的最大林龄, $C_{i,人工林,max}$ 是指该 i 树种人工林的成熟林龄组的最大林龄. $C_{i,min} \sim C_{i,max}$ 就是该 i 树种成熟林龄组范围.

根据不同优势种所属的植被功能性(针叶林、阔叶林和针阔混交林), 将式(2)和(3)分别代入式(4)和(5)来统计针叶林、阔叶林和针阔混交林在北方和南方成熟林的龄组范围:

$$g(tk)_{min} = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m C_{jk,min}, \quad (4)$$

$$g(tk)_{max} = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m C_{jk,max}, \quad (5)$$

式中, $g(tk)_{min}$ 和 $g(tk)_{max}$ 表示 t 植被类型 k 地区成熟林的最小林龄和最大林龄, t 表示针叶林、阔叶林和针阔混

交林, $k=1,2$ 分别表示南方和北方, j 表示属于第 t 类植被类型第 j 种优势树种, m 是指属于第 t 类植被类型优势树种的数目.

以秦岭淮河为界确定中国南方和北方的省份.

北方: 北京市、天津市、黑龙江省、辽宁省、吉林省、内蒙古自治区、河北省、山西省、陕西省、甘肃省、宁夏回族自治区、新疆维吾尔自治区、河南省、山东省、青海省.

南方: 云南省、四川省、重庆市、贵州省、湖北省、湖南省、安徽省、江西省、江苏省、浙江省、上海市、福建省、西藏自治区、广东省、广西壮族自治区、海南省.

因为InTEC模型需要设定参考年份的NPP来回溯过去100年的森林碳平衡状况, 因此对于实际林龄和假设的成熟林林龄分布情况所达到参考年(2001年)NPP的状态有所不同. 因此需要分别设定参考年的NPP空间分布. 对于实际林龄情况, 采用BEPS模型结合MODIS数据拟合的2001年NPP为参考年NPP^[7,31]. 成熟林林龄数据所对应的参考年NPP利用NPP和林龄的量化函数重新估算^[10]. 对于成熟林林龄更新的像元, 分别采用该像元植被类型的NPP和林龄关系以及更新的林龄来估算该像元成熟林NPP(图4).

从我国现实森林林龄频数柱状图可以看出, 林龄所占面积有较大差异(图5). 其中1~50年森林面积最大, 达到 $1.29 \times 10^6 \text{ km}^2$; 而大于160年的森林面积仅占0.4%. 东南地区的森林林龄比较小, 集中在1~40年之间, 而大于120年的森林主要分布在四川地区. 东北森林地区的林龄介于两者之间, 多为40~120年. 整体趋势上看, 我国森林的林龄明显从西部过渡到东部. 成熟林林龄频数分布图(图5)呈现单峰分布, 所有的像元林龄都大于等于51. 61~80林龄组所占面积最大, 达到总森林面积的40%; 51~60和81~100林龄组所占面积相当, 分别占总森林面积的25%和23%. 从成熟林林龄空间分布可以看出, 东南森林地区集中在60~80年, 东北地区的东部地区多为60~100年的森林.

2 结果和讨论

2.1 基于清查和遥感林龄信息的中国陆地碳收支模拟及其不确定性

基于两种来源的林龄分布图模拟得到我国森林年

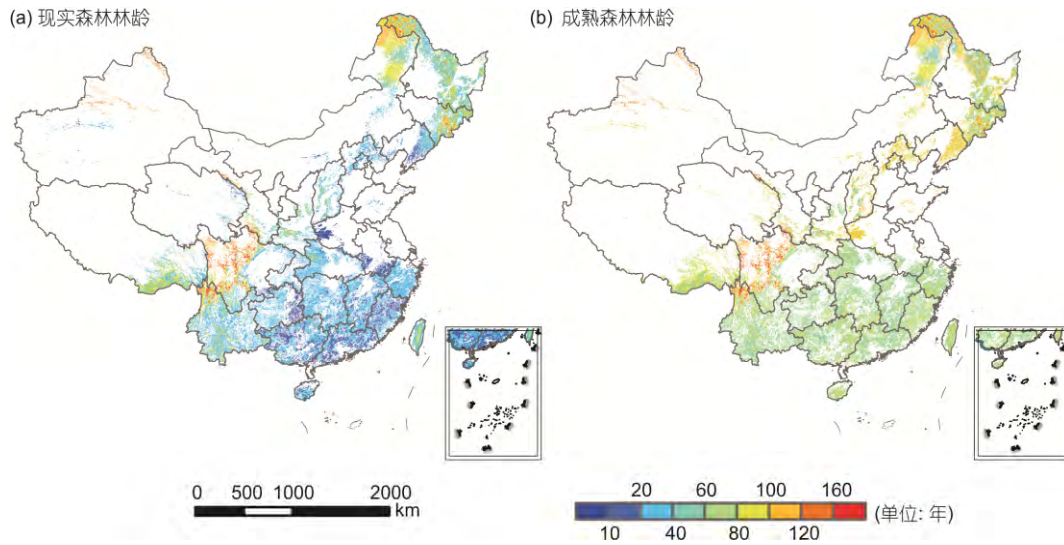


图4 中国现实林龄和假设成熟林空间分布
Figure 4 The spatial distribution of China's forest age for actual forests and mature forests

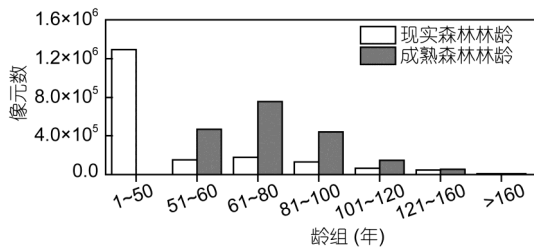


图5 中国现实林龄和假设成熟林频数分布图
Figure 5 The frequency distribution of China's forest age for actual forests and mature forests

均NPP在1901~2010年的平均值分别是 $445 \pm 4 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (清查)和 $466 \pm 5 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (遥感). 两种方法得到的年均NPP年际变异趋势一致, 从1901~1969年间两者几乎没有差异, 从1970年后基于遥感林龄模拟得到的年均NPP略大于清查资料的结果(图6). 20世纪80年代开始, 我国森林年均NPP增加速度加快, 这主要与我国20世纪80年代开始植树造林项目有关^[29]. 两种模拟结果都表明我国森林年均NPP最高值出现在1998年, 这与许多研究表明我国近20年NPP在1998年出现最高值的研究结果相一致^[42,43]. 研究预测植树造林后森林NPP在前50年增加, 然后下降, 因此我国森林NPP可能一直增加到21世纪30年代然后有所下降^[7-9].

在1901~1949年期间, 我国森林NEP基本在零附近小幅波动, 表现为中性. 在1950~1987年期间转化为碳源, 每年排放碳量分别为 $114 \pm 12 \text{ Tg C a}^{-1}$ (清查)和 $21 \pm 30 \text{ Tg C a}^{-1}$ (遥感). 而在1988~2010年, 森林呈

现出较大的碳汇, NEP增加到 $212 \pm 15 \text{ Tg C a}^{-1}$ (清查)和 $179 \pm 16 \text{ Tg C a}^{-1}$ (遥感). 基于两种方法得到的林龄数据导致森林NEP的模拟结果差异要远大于NPP的结果. 这主要由于清查和遥感得到的林龄频数分布有所差异, 遥感得到的林龄41~80龄组的比例略高, 因此基于遥感得到林龄的NEP模拟结果较早恢复到碳汇水平(图6). 原因可能是森林异养呼吸同样受到了林龄的调节. 研究表明相对老的森林积累地上凋落物和根, 可能会降低异养呼吸^[44]. 在本研究中, 由于遥感得到的林龄相对较老, 同一自然年的异养呼吸相对较低, 将导致遥感得到的森林NEP要高于清查结果.

清查和遥感得到的两类森林林龄所占面积由于森林定义不同有所差异, 因此可能会导致中国森林碳收支总量的差异^[10]. 因此为了剔除森林面积差异的影响, 提取了两个林龄空间图的重叠部分, 重新统计了重叠区域的NEP动态. 重叠区域清查资料得到的平均林龄为50年, 而遥感得到平均林龄为55年, 两者平均林龄相差5年; 但是两者林龄结构也有所不同, 遥感41~60龄组所占全部重叠面积的27%, 超过清查5% (图7). 由遥感数据得到重叠部分1983~2010年NEP多年平均值要超过清查数据得到碳汇的25%. 这与林龄的误差将导致碳汇和生产力不确定性12%~22%和5%~9%的研究结果^[6]相一致.

2.2 林龄结构改变对中国陆地碳收支的影响

假设2001年中国全部覆盖成熟林以及老龄林,

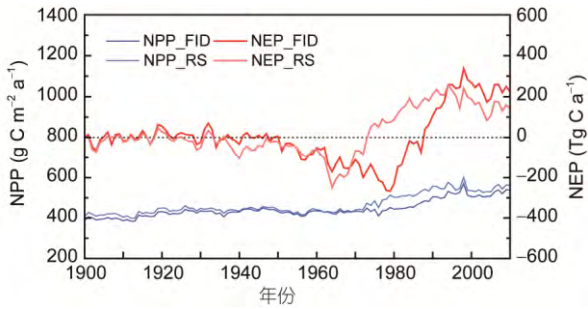


图6 基于两种不同来源林龄模拟我国 1901~2010 年森林NPP和NEP 时空动态

Figure 6 Inter-annual variability of NPP and NEP in China's forests during 1901–2010 based on process-based model coupled with inventory data and remote sensing data

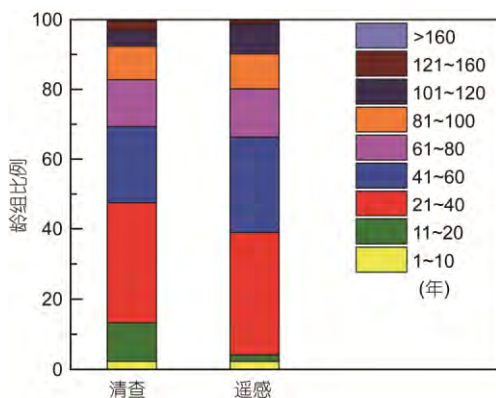


图7 遥感和清查数据林龄结构百分比

Figure 7 The age structure derived from inventory data and remote sensing data

年均NPP从1901年的 $489 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 增加到2010年的 $650 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 其中1901~1949, 1950~1987和1988~2010年期间年均NPP分别为 487 ± 2 , 562 ± 6 和 $635 \pm 4 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (图8(a)). 成熟林年均NPP年际变化趋势与现实森林相似, 但是成熟林年均NPP要大于现实森林的年均NPP, 特别是在20世纪60~90年代成熟林年均NPP要比现实森林高29%(图8(a)).

成熟林情景下, 重新估算了我国过去100年森林NEP的时空动态(图8(b)). 1901~1949年期间, 森林表现为碳源, 每年释放碳量为 $0.17 \pm 0.12 \text{ Pg C}$, 1930~1949年期间碳源最大达到 0.4 Pg C a^{-1} . 而在1950年后, 森林转化为碳汇, 其值达到 $0.21 \pm 0.08 \text{ Pg C a}^{-1}$. 与现实森林的模拟结果相比, 两者NEP的差值在20世纪70年代末达到最高值, 为 0.50 Pg C a^{-1} , 而两者的累积差异在1994年达到了最大值 4.97 Pg C . 两种模拟结果显示如果在1950年后没有发生大规模的森林砍伐事件, 我国森林碳汇在1901~2010年增加3.80

Pg C. 这主要归因于成熟林龄组61~80占了整个森林面积的40%, 增加了陆地碳汇.

目前成熟林及老龄林是否固碳是全球森林碳汇估算的热点和不确定性^[45]. 以往很多研究认为森林生产力达到最高值以后会下降, 老龄林NPP通常是其NPP最大值的一半或者三分之一^[46,47], 呈现中性碳汇^[48,49]. 但是基于森林不同生态系统的证据表明森林百年以上将会持续固碳^[25,26], 例如研究表明北方温带和热带老龄林分别吸收全球10%和29%碳汇^[1,26]. 也有研究表明老龄林NPP随林龄变化在不同生态区域有所差异, 通常生产力高的生态区老龄林持续吸收碳, 而生产力低的生态区老龄林NPP没有明显的下降^[50]. 整合遥感和清查的林龄和干扰数据模拟美国森林碳库和碳储量的研究表明幼龄林的减少将会增加美国陆地碳汇, 而老龄林的减少却产生相反的作用^[51]. 而在本研究中, 因为模拟时间段较短, 无法明确辨识老龄林的固碳能力, 但是通过同一年份的现实林和成熟林比较, 还是可以发现成熟林大大有效提高了我国陆地碳汇.

基于InTEC模型和现实林龄分布模拟表明在1982~1999年期间我国森林(包括灌丛), 每年吸收碳 0.108 Pg C . 这与基于3种方法得到20世纪80和90年代我国森林碳汇 $0.137 \pm 0.058 \text{ Pg C a}^{-1}$ 的结果相符合^[52], 而高于基于森林清查资料生物量的变化估算同时期我国碳汇结果($0.021 \text{ Pg C a}^{-1}$)^[29]. 因此我国20世纪80和90年代森林碳汇要低于美国同期 $0.30 \sim 0.58 \text{ Pg C a}^{-1}$ ^[53], 而与欧洲森林碳汇($0.14 \sim 0.21 \text{ Pg C a}^{-1}$)相接近^[54,55]. 20世纪90年代我国成熟林的比例(29%)要远低于美国(41%)^[56,57], 而在假设成熟林情景下, 1982~1999年我国森林碳汇将会达到 0.23 Pg C a^{-1} , 其结果与同时期的美国森林碳汇相接近.

3 结论

整合全国森林清查资料和卫星遥感数据获得两套森林林龄数据, 结合过程模型InTEC模型分析多源林龄资料对我国1901~2010年森林生态系统碳平衡的影响, 量化评价林龄的估算误差引起的森林碳平衡时空变异的不确定性. 同时基于20世纪50年代初森林未被大规模砍伐的假设, 调整各个地区不同森林类型的林龄结构, 利用过程模型模拟分析20世纪中期林龄变化对我国森林生态系统碳平衡时空格局的影响, 综合估算各种干扰导致我国森林生态系统

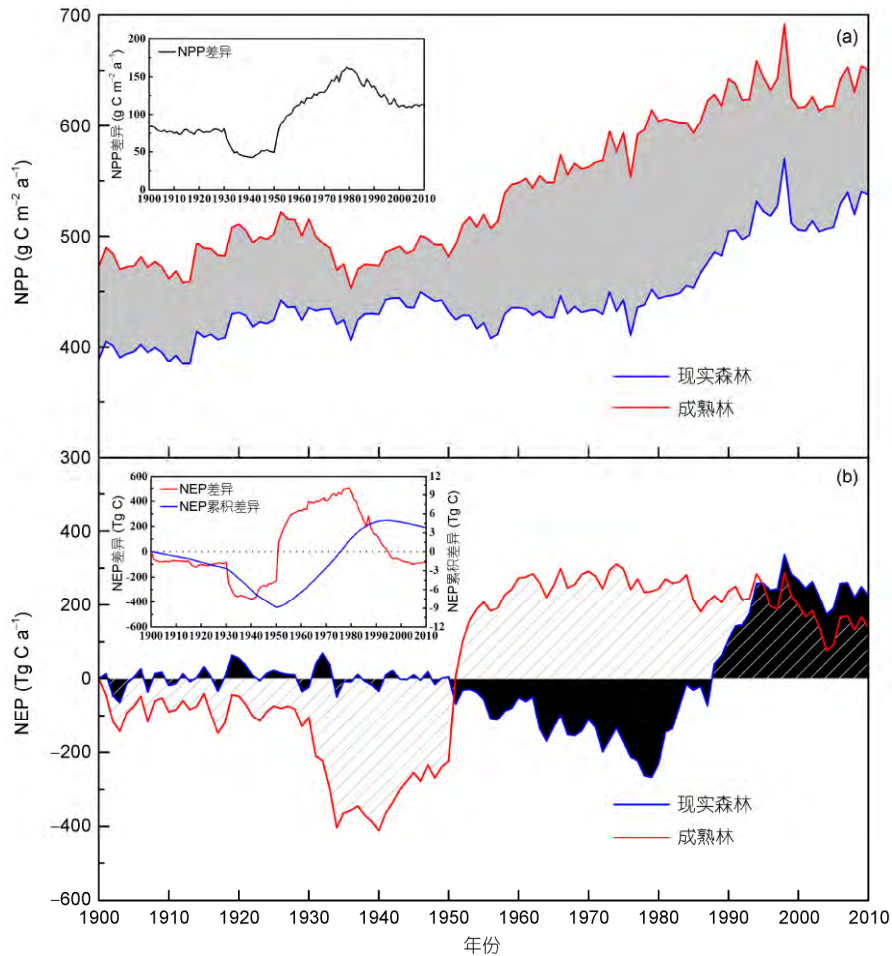


图8 现实森林和成熟林过去100年NPP(a)以及NEP(b)变化
 Figure 8 Inter-annual variabilities of NPP (a) and NEP (b) in actual forests and mature forests over the last century

过去100年内所损失的碳汇。

(1) 通过比较遥感和清查林龄数据的估算结果,发现不同林龄信息导致我国森林碳收支年际差异,遥感林龄驱动的中国森林较早恢复到碳汇水平;并且平均5年的林龄误差导致1983~1999年森林平均碳

汇25%的不确定性;

(2) 假设2001年中国森林全部是成熟林和老龄林,其过去100年的碳汇要比现有的森林结构增加3.80 Pg C,同时20世纪80和90年代碳汇结果与同期的美国森林碳汇相当。

参考文献

- 1 Pan Y D, Chen J M, Birdsey R, et al. Age structure and disturbance legacy of North American forests. *Biogeosciences*, 2011, 8: 715–732
- 2 Yu G R, Chen Z, Piao S L, et al. High carbon dioxide uptake by subtropical forest ecosystems in the East Asian monsoon region. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2014, 111: 4910–4915
- 3 Litvak M, Miller S, Wofsy S C, et al. Effect of stand age on whole ecosystem CO₂ exchange in the Canadian boreal forest. *J Geophys Res*, 2003, 108: 171–181
- 4 Kashian D M, Romme W H, Tinker D B, et al. Carbon storage on landscapes with stand-replacing fires. *BioScience*, 2006, 56: 598–606
- 5 Zaehle S, Sitch S, Prentice I C, et al. The importance of age-related decline in forest NPP for modeling regional carbon balances. *Ecol Appl*, 2006, 16: 1555–1574
- 6 Chen J M, Ju W M, Cihlar J, et al. Spatial distribution of carbon sources and sinks in Canada’s forests. *Tellus B*, 2003, 55: 622–641

- 7 Wang S Q, Chen J M, Ju W M, et al. Carbon sinks and sources in China's forests during 1901–2001. *J Environ Manage*, 2007, 85: 524–537
- 8 Chen J M, Chen W J, Liu J, et al. Annual carbon balance of Canada's forests during 1895–1996. *Glob Biogeochem Cycle*, 2000, 14: 839–849
- 9 Ju W M, Chen J M, Harvey D, et al. Future carbon balance of China's forests under climate change and increasing CO₂. *J Environ Manage*, 2007, 85: 538–562
- 10 Wang S Q, Zhou L, Chen J M, et al. Relationships between net primary productivity and stand age for several forest types and their influence on China's carbon balance. *J Environ Manage*, 2011, 92: 1651–1662
- 11 He L M, Chen J M, Zhang S L, et al. Normalized algorithm for mapping and dating forest disturbances and regrowth for the United States. *Int J Appl Earth Obs*, 2011, 13: 236–245
- 12 Zhang F M, Chen J M, Pan Y D, et al. Attributing carbon changes in conterminous U.S. forests to disturbance and non-disturbance factors from 1901 to 2010. *J Geophys Res*, 2012, 117: G02021
- 13 Zhang Q F, Pavlic G, Chen W J, et al. Deriving stand age distribution in boreal forests using SPOTVEGETATION and NOAA AVHRR imagery. *Remote Sens Environ*, 2004, 91: 405–418
- 14 Zhang C, Ju W, Chen J M, et al. Mapping forest stand age in China using remotely sensed forest height and observation data. *J Geophys Res Biogeosci*, 2014, 119: 1163–1179
- 15 Zhou T, Shi P, Jia G, et al. Age-dependent forest carbon sink: Estimation via inverse modeling. *J Geophys Res Biogeosci*, 2015, 120: 2473–2492
- 16 Pregitzer K S, Euskirchen E S. Carbon cycling and storage in world forests: Biome patterns related to forest age. *Glob Change Biol*, 2004, 10: 2052–2077
- 17 Ryan M G, Binkley D, Fownes J H. Age-related decline in forest productivity: Pattern and process. *Adv Ecol Res*, 1997, 27: 213–262
- 18 Xu B, Guo Z D, Piao S L, et al. Biomass carbon stocks in China's forests between 2000 and 2050: A prediction based on forest biomass-age relationships. *Sci China Life Sci*, 2010, 53: 776–783
- 19 Hui D, Wang J, Le X, et al. Influences of biotic and abiotic factors on the relationship between tree productivity and biomass in China. *For Ecol Manage*, 2012, 264: 72–80
- 20 Chen H Y H, Luo Y. Net aboveground biomass declines of four major forest types with forest ageing and climate change in western Canada's boreal forests. *Glob Change Biol*, 2015, 21: 3675–3684
- 21 Gower S T, McMurtrie R E, Murty D. Aboveground net primary production decline with stand age: Potential causes. *Trends Ecol Evol*, 1996, 11: 378–382
- 22 Smith F W, Long J N. Age-related decline in forest growth: An emergent property. *For Ecol Manage*, 2001, 144: 175–181
- 23 Ter-Mikaelian M T, Colombo S J, Chen J. Effect of age and disturbance on decadal changes in carbon stocks in managed forest landscapes in central Canada. *Mitig Adapt Strat Gl*, 2014, 19: 1063–1075
- 24 Tang J, Luysaert S, Richardson A D, et al. Steeper declines in forest photosynthesis than respiration explain age-driven decreases in forest growth. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2014, 111: 8856–8860
- 25 Zhou G Y, Liu S L, Li Z, et al. Old-growth forests can accumulate carbon in soils. *Science*, 2006, 314: 1417
- 26 Luysaert S, Schulze E D, Börner A, et al. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 2008, 455: 213–215
- 27 Houghton R A, Hackler J L. Sources and sinks of carbon from land-use change in China. *Glob Biogeochem Cycle*, 2003, 17: 1034
- 28 Miao L J, Zhu F, He B, et al. Synthesis of China's land use in the past 300 years. *Glob Planet Change*, 2013, 100: 224–233
- 29 Fang J Y, Chen A P, Peng C H, et al. Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science*, 2001, 292: 2320–2322
- 30 Feng X, Liu G, Chen J M, et al. Net primary productivity of China's terrestrial ecosystems from a process model driven by remote sensing. *J Environ Manage*, 2007, 85: 563–573
- 31 Ju W M, Chen J M. Distribution of soil carbon stocks in Canada's forests and wetlands simulated based on drainage class, topography and remotely sensed vegetation parameters. *Hydrol Process*, 2005, 19: 77–94
- 32 Ju W M, Chen J M. Simulation the effects of past changes in climate, atmospheric composition, and fire disturbance on soil carbon in Canada's forests and wetlands. *Glob Biogeochem Cycle*, 2008, 22: GB3010
- 33 Shao Y, Pan J, Yang L, et al. Tests of soil organic carbon density modeled by InTEC in China's forest ecosystems: carbon sequestration in China's forest ecosystems. *J Environ Manage*, 2007, 85: 696–701
- 34 Yang L X, Pan J J, Shao Y H, et al. Soil organic carbon decomposition and carbon pools in temperate and sub-tropical forests in China. *J Environ Manage*, 2007, 85: 690–695
- 35 Wang S, Tian H, Liu J, et al. Pattern and change of soil organic carbon storage in China: 1960s–1980s. *Tellus*, 2003, 55B: 416–427
- 36 Wang S, Huang M, Shao X, et al. Vertical distribution of soil organic carbon in China. *Environ Manage* 2004, 33(Suppl 1): S200–S209

- 37 Feng X, Liu G, Chen J M, et al. Net primary productivity of China's terrestrial ecosystems from a process model driven by remote sensing. *J Environ Manage*, 2007, 85: 563–573
- 38 Liu J Y, Tian H Q, Liu M L, et al. China's changing landscape during the 1990s: Large-scale land transformations estimated with satellite data. *Geophys Res Lett*, 2005, 32, doi: 10.1029/2004GL021649
- 39 The State Forestry Administration of the People's Republic of China. *Forest Resources Statistics of China 1989–1993* (in Chinese). Beijing: State Forestry Administration of China, 1994 [中华人民共和国林业部. 全国森林资源统计 1989–1993. 北京: 中华人民共和国林业部, 1994]
- 40 Dai M, Zhou T, Yang L L, et al. Spatial pattern of forest ages in China retrieved from national level inventory and remote sensing images (in Chinese). *Geogr Res*, 2011, 30: 172–184 [戴铭, 周涛, 杨玲玲, 等. 基于森林详查与遥感数据降尺度技术估算中国林龄的空间分布. *地理研究*, 2011, 30: 172–184]
- 41 Xiao X W. *National Forest Inventory of China* (in Chinese). Beijing: China Forestry Publishing House, 2005 [肖兴威. 中国森林资源清查. 北京: 中国林业出版社, 2005]
- 42 Cao M, Woodward F I. Dynamic responses of terrestrial ecosystem carbon cycling to global climate change. *Nature*, 1998, 393: 249–252
- 43 Piao S L, Fang J Y, Zhou L M, et al. Changes in vegetation net primary productivity from 1982 to 1999 in China. *Glob Biogeochem Cycle*, 2005, 19, doi: 10.1029/2004GB002274
- 44 Saiz G, Byrne K A, Butterbach-Bahl K, et al. Stand age-related effects on soil respiration in a first rotation Sitka spruce chronosequence in central Ireland. *Glob Change Biol*, 2006, 12: 1007–1020
- 45 Liu Y C, Yu G R, Wang Q F, et al. How temperature, precipitation and stand age control the biomass carbon density of global mature forests. *Glob Ecol Biogeogr*, 2014, 23: 323–333
- 46 Mund M, Kummerow E, Hein M, et al. Growth and carbon stocks of a spruce forest chronosequence in central Europe. *For Ecol Manage*, 2002, 171: 275–296
- 47 Ryan M G, Binkley D, Fownes J H, et al. An experimental test of the causes of forest growth decline with stand age. *Ecol Monogr*, 2004, 74: 393–414
- 48 Odum E P. The strategy of ecosystem development. *Science*, 1969, 164: 262–270
- 49 Dunn A L, Barford C C, Wofsy S C, et al. A long-term record of carbon exchange in a boreal black spruce forest: Means, responses to interannual variability, and decadal trends. *Glob Change Biol*, 2007, 13: 577–590
- 50 Hudiburg T, Law B, Turner D P, et al. Carbon dynamics of Oregon and northern California forests and potential land-based carbon storage. *Ecol Appl*, 2009, 19: 163–180
- 51 Williams C A, Collatz G J, Masek J, et al. Impacts of disturbance history on forest carbon stocks and fluxes: Merging satellite disturbance mapping with forest inventory data in a carbon cycle model framework. *Remote Sens Environ*, 2014, 151: 57–71
- 52 Piao S L, Fang J Y, Ciais P, et al. The carbon balance of terrestrial ecosystems in China. *Nature*, 2009, 458: 1009–1013
- 53 Pacala S W, Hurtt G C, Baker D, et al. Consistent land- and atmosphere-based U.S. carbon sink estimates. *Science*, 2001, 292: 2316–2320
- 54 Ciais P, Borges A V, Abril G, et al. The impact of lateral carbon fluxes on the European carbon balance. *Biogeosci Discuss*, 2006, 3: 1529–1559
- 55 Janssens I A, Freibauer A, Ciais P, et al. New estimates of carbon storage and sequestration in China's forests: Effects of age-class and method on inventory-based carbon estimation. *Clim Change*, 2004, 67: 211–236
- 56 Pan Y D, Luo T X, Birdsey R, et al. New estimates of carbon storage and sequestration in China's forests: Effects of age-class and method on inventory-based carbon estimation. *Clim Change*, 2004, 67: 211–236
- 57 Joyce L A, Birdsey R A. *Productivity of America's Forests and Climate Change*. General Technical Report RM-271, USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO, 1995. 56–70

补充材料

表 S1 优势树种(组)龄组划分表

本文以上补充材料见网络版 csb.scichina.com. 补充材料为作者提供的原始数据, 作者对其学术质量和内容负责.

Carbon dynamics of China's forests during 1901–2010: The importance of forest age

ZHOU Lei¹, WANG ShaoQiang¹, ZHOU Tao², CHI YongGang³ & DAI Ming²

¹ Key Lab of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographical Sciences and Natural Resource Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;

² State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, Beijing Normal University, Beijing 100875, China;

³ State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China

The forest ecosystem plays a significant role in long-term carbon sequestration. The magnitude of a forest carbon sink is determined by the combination of intrinsic biotic factors (i.e. forest age) and extrinsic environmental driving factors (i.e. temperature, precipitation, nitrogen deposition). The mechanism of how forest age affects the carbon balance is still unclear. Furthermore, forest age is a useful surrogate variable for analyses of the impact of disturbances on forest carbon and an important parameter for assessing carbon mitigation potential of forests at regional scale. Without considering forest age, large uncertainties exist in the simulating forest carbon cycle at regional scale. In this study, we analyzed the effect of forest age information on carbon uptake of China's forests based on a process-based model (Integrated Terrestrial Ecosystem Carbon budget, InTEC model) in the last century, with integration of two forest age maps at 1 km spatial resolution which were derived from inventory data and remote sensing AVHRR NDVI. Inter-annual variability of net primary productivity in China's forests during 1901–2010 based on InTEC model coupled with inventory data and remote sensing data was similar with each other. Meanwhile, the comparison approach indicated that the errors of 5 years in forest age might cause uncertainties of 25% in simulated net ecosystem productivity of China's forests. We also discussed the significance of forest age in ecosystem process-based model and the uncertainties of carbon balance of China's forest ecosystem during 1901–2010. Besides, the hypothesis assumed that no large-scale deforestation occurred since 1950s and mature forests (and older forests) were covered the whole China. We adjusted forest age structure for different forest types and regions to simulate the effect of changes in forest age on distribution of carbon balance in China. The important finding is that the loss of carbon sink in China's forests induced by disturbances (i.e. deforestation, afforestation or natural disturbances) is about 3.80 Pg C during last century. Based this hypothesis, China's forests in the last two decade manifested a large carbon sink (0.23 Pg C a^{-1}). Currently, many process-based models are not capable of reflecting the impact of land disturbances because the explicit forest age information are lacking. Our study incorporated the forest age in models successfully and explored the effect of forest age on the simulating carbon balance of forests. The application of forest age in large-scale carbon modeling can improve the accuracy of simulated carbon dynamics and explore the uncertainties in carbon cycle models.

forest age, carbon sink, carbon sources, ecosystem, modeling

doi: 10.1360/N972015-00811

表S1 优势树种(组)龄组划分表

Table S1 the classification of age class of dominant tree species

| 树种 | 地区 | 起源 | 龄组划分 | | | | | 龄级划分 |
|-----------------------------------|----|----|--------|--------|---------|---------|--------|------|
| | | | 幼龄林(年) | 中龄林(年) | 近熟林(年) | 成熟林(年) | 过熟林(年) | |
| | | | 代码1 | 代码2 | 代码3 | 代码4 | 代码5 | |
| 红松、云杉、柏木、紫杉、铁杉 | 北方 | 天然 | 60以下 | 61~100 | 101~120 | 120~160 | 161以上 | 20 |
| | 北方 | 人工 | 40以下 | 41~60 | 61~80 | 81~120 | 121以上 | 10 |
| | 南方 | 天然 | 40以下 | 41~60 | 61~80 | 81~120 | 121以上 | 20 |
| | 南方 | 人工 | 20以下 | 21~40 | 41~60 | 61~80 | 81以上 | 10 |
| 落叶松、冷杉、樟子松、赤松、黑松、银杏 | 北方 | 天然 | 40以下 | 41~80 | 81~100 | 101~140 | 141以上 | 20 |
| | 北方 | 人工 | 20以下 | 21~30 | 31~40 | 41~60 | 61以上 | 10 |
| | 南方 | 天然 | 40以下 | 41~60 | 61~80 | 81~120 | 121以上 | 20 |
| | 南方 | 人工 | 20以下 | 21~30 | 31~40 | 41~60 | 61以上 | 10 |
| 油松、马尾松、云南松、思茅松、华山松、高山松 | 北方 | 天然 | 30以下 | 31~50 | 51~60 | 61~80 | 81以上 | 10 |
| | 北方 | 人工 | 20以下 | 21~30 | 31~40 | 41~60 | 61以上 | 10 |
| | 南方 | 天然 | 20以下 | 21~30 | 31~40 | 41~60 | 61以上 | 10 |
| | 南方 | 人工 | 10以下 | 11~20 | 21~30 | 31~50 | 51以上 | 10 |
| 杨、柳、桉、檫、泡桐、木麻黄、楝、枫杨、软阔杜仲、漆树、油桐、乌桕 | 北方 | 人工 | 10以下 | 11~15 | 16~20 | 21~30 | 31以上 | 5 |
| | 南方 | 人工 | 5以下 | 6~10 | 11~15 | 16~25 | 26以上 | 5 |
| 桦、榆、木荷、枫香、珙桐乔木紫胶寄主树、橡胶、腊树、八角 | 北方 | 天然 | 30以下 | 31~50 | 51~60 | 61~80 | 81以上 | 10 |
| | 北方 | 人工 | 20以下 | 21~30 | 31~40 | 41~60 | 61以上 | 10 |
| | 南方 | 天然 | 20以下 | 21~40 | 41~50 | 51~70 | 71以上 | 10 |
| | 南方 | 人工 | 10以下 | 11~20 | 21~30 | 31~50 | 51以上 | 10 |
| 栎、柞、槭、栲、樟、楠、椴、水、胡、黄、硬阔肉桂、栎类 | 南北 | 天然 | 40以下 | 41~60 | 61~80 | 81~120 | 121以上 | 20 |
| | 南北 | 人工 | 20以下 | 21~40 | 41~50 | 51~70 | 71以上 | 10 |
| 杉木、柳杉、水杉 | 南方 | 人工 | 10以下 | 11~20 | 21~25 | 26~35 | 36以上 | 5 |
| 毛竹 | 南方 | 人工 | 1~2 | 3~4 | 5~6 | 7~10 | 11以上 | 2 |