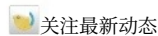


# 自1980年以来，森林扩张主导了中国的土地碳汇

收稿日期:2021年12月22日

收稿日期:2022年8月25日

在线出版:2022年9月13日

Yu<sup>1,2,3</sup>, Philippe Ciais<sup>4</sup>, 朴世龙<sup>5</sup>, Richard A. Houghton<sup>6</sup>, 吕超群<sup>7</sup>, 田汉勤<sup>8</sup>, Evgenios Agathokleous<sup>9</sup>, Giri Raj Kattel<sup>9,10,11</sup>, Stephen Sitch<sup>12</sup>, Daniel Goll<sup>4</sup>, Xu Yue<sup>13</sup>, Anthony Walker<sup>14</sup>, Pierre Friedlingstein<sup>15</sup>, Arul K. Jain<sup>16</sup>, 刘世荣<sup>2</sup>, 周国义<sup>1</sup>

碳预算核算在很大程度上依赖于各国政府报告的联合国粮农组织土地利用数据。在这里，我们为中国开发了一个新的土地利用和覆盖变化数据库，发现不同的历史调查方法对中国报告的数据有偏见，导致粮农组织数据库出现很大误差。利用新数据驱动的土地生态系统模型模拟显示，1980年至2019年，中国存在 $8.9 \pm 0.8$  Pg碳的强碳汇，但由于土地利用和覆盖变化信号存在偏差，联合国粮农组织组织基于数据的估算没有捕捉到这一碳汇。1980年至2019年，中国土地利用和覆盖变化以森林快速扩张为特征，贡献了近44%的全国地外碳汇。相比之下，气候变化(22.3%)、氮沉降增加(12.9%)和二氧化碳上升(8.1%)的贡献相对次要。这表明，以往的研究大大低估了土地利用和覆盖变化对中国陆地碳平衡的影响。本研究强调了可靠的土地利用和覆盖变化数据库在全球碳预算核算中的重要性。

人类活动导致的土地利用和覆盖变化(LUCC)在地球表面几乎无处不在，影响着生物地球化学循环以及区域和全球气候<sup>1</sup>。土地利用/土地覆盖变化引起的碳(C)排放是全球碳收支中最不确定的项之一<sup>2,3</sup>，并且被认为对历史上大气CO<sub>2</sub>浓度增加的约25%负责<sup>4</sup>。为了量化相关排放，需要进行土地利用变化重建，用于驱动簿记或全球动态植被模型，例如政府间气候变化专门委员会(IPCC)第五次和第六次评估报告或全球碳预算<sup>5</sup>的年度更新。

碳模型使用的标准网格化土地利用变化重建是土地利用协调(LUH2)数据集<sup>6</sup>。LUH2基于联合国粮农组织组织(粮农组织)按空间分列的国家级农业地区报告。它将全球环境历史数据库(History Database of Global Environment, HYDE)土地利用模型与

Miami-LU模型相结合，预测人类土地利用前的森林面积<sup>6</sup>，并模拟由收获和农业用地扩张驱动的次生林面积<sup>6</sup>。HYDE代表了全球覆盖下农田空间分布的长期变化，是通过同化盘存和卫星数据而得到的。然而，从区域来看，HYDE模型的耕地面积分布可能存在偏差，因为它没有完全受到观测到的草地和森林等主要土地覆盖类型变化的约束。具体而言，LUH2数据集是由国家农业用地面积数据构建的，但不受森林面积<sup>6</sup>的约束。次国家的耕地变化由HYDE模型确定，使用一系列规则和适宜性标准来决定一个像元是否为农业<sup>6</sup>。

从区域来源，可以在精细比例尺上收集更好的数据，用于替代数据集，例如更高分辨率的网格图和更精确的测量。例如，Yu和吕超群<sup>10</sup>以及Yu等<sup>7</sup>为美国开发了一个多源协调的LUCC数据库，并对LUH2中的土地利用变化数据进行了校正。这种修正显著地改变了土地利用/土地覆盖变化引起的强碳汇( $-30.3 \pm 2.5$  Tg C)的碳通量。

在1980-2016年期间, 美国的碳源(每年 $13.6 \pm 3.5$  Tg C)减少到一个小的碳源。

自1900年以来, 中国经历了大规模的森林砍伐和造林、耕地扩张和撂荒、草地和湿地萎缩和恢复。土地利用历史的记录相对较少, 有时也不一致<sup>11</sup>。20世纪80年代以来, 随着遥感产品的使用, 土地覆盖变化信息得到了改进, 但土地覆盖变化对中国碳收支的影响是不确定的。早期对土地覆盖变化影响的评估因区域、时间段和biomes<sup>12-14</sup>而异。例如, 根据基于类似记账模型<sup>12,14</sup>的不同研究(1700 - 2000年 $17-33$  Pg C vs  $6.18$  Pg C), 中国土地利用/土地覆盖变化引起的累积C排放量可能相差3 - 5倍。这种差异主要源于使用不同的土地覆盖变化数据<sup>14</sup>。土地覆盖变化数据库的准确性和可靠性普遍不完善, 不同数据库中主要生物群系的时空分布可能存在较大差异。例如, LUH2全球碳预算数据集<sup>15</sup>(以下简称LUH2-GCB)和中国国家林业局<sup>16</sup>的森林区域就是这种情况(补充图S9)。因此, 目前仍缺乏具有已知、校正偏差的长期综合土地覆盖变化数据库, 这表明对土地覆盖变化引起的碳通量的估计可以进一步改进。此外, 中国森林C动态的模型表示也普遍简化。早期的研究都没有考虑不同的森林类型(即人工林或天然林), 在评估土地利用/土地覆盖变化引起的碳平衡时也没有模拟森林管理。人工林(PFs)和天然林(NFs)应该被区分开来, 因为它们的碳吸收和储存能力因物种组成、林分结构、年龄和管理环境的影响而有很大差异<sup>17</sup>。

为了应对这些挑战, 我们开发了一个新的综合土地覆盖变化数据库, 通过协调多种来源的库存数据和高分辨率卫星图像来解决已知问题(见方法和补充信息1)。然后, 我们使用该数据库驱动基于过程的土地生态系统模型(动态土地生态系统模型, DLEM)来推导所得的C通量。将模拟结果与MsTMIP和trending这两个最受认可和最有影响力的多模式比对项目进行了比较。我们的目标是编制一个改进的数据集, 以评估1900 - 2019年中国陆地生态系统的碳储量动态, 特别强调1980年以来(森林集约化扩张的时期)土地覆盖变化的影响, 同时考虑气候、森林管理、氮(N)沉积和CO<sub>2</sub>施肥的贡献。

## 结果和讨论

### 历史土地利用和覆被变化

现有数据库在表征中国历史土地覆盖变化方面存在显著差异(图1)。总体而言, Liu和Tian<sup>18</sup>、Ramankutty<sup>19</sup>、Houghton<sup>20</sup>以及本研究(图1b, c)对1980年以前耕地面积变化方向的数据集一致, 但变化幅度差异很大。具体而言, 我们的新数据集与1900年以来的LUH2-GCB之间的耕地扩张总量相当( $56$  Mha vs  $60$  Mha, 图1b), 但1980年以来的耕地面积变化差异很大( $-14$  Mha vs  $41$  Mha, 图1c)。这种差异在空间上也很明显, 在1980 - 2019年期间更为明显(图2a-d), 在我们的重建数据中, 耕地覆盖率主要是下降的, 而LUH2-GCB则是增加的(图2b, d)。我们发现, 这种明显的变化源于FAO报告的中国数据中耕地的突然增加。LUH2-GCB的基础(参见补充信息3)。

向FAO报告的耕地面积扩大问题很可能是由于基础数据库的变化造成的, 其中使用的是1996年以前的《中国农业年鉴》(CAY)。1996 - 2007年的《中国国土资源统计

年鉴》和2007年以后的《国土资源公报》(补充信息3)。

由于测量方法不同, 这三个数据集之间并不一致。例如, 1982年以前CAY的耕地面积由于实地调查数据有限, 采用了外推法(即“产量-亩龄”法)<sup>11</sup>。具体来说, 早期为了方便和税收目的, 外推法被广泛采用, 例如1953年进行的第一次基准耕地调查的框架。这种方法假设低生产力农田占据预定的“标准生产力”农田<sup>21</sup>的1/3-1/8的面积, 这大大低估了低生产力农田的面积。这种方法积累的偏差一直持续到卫星时代(1980年代), 而1953年的调查数据被用作CAY每年更新耕地面积的基线。

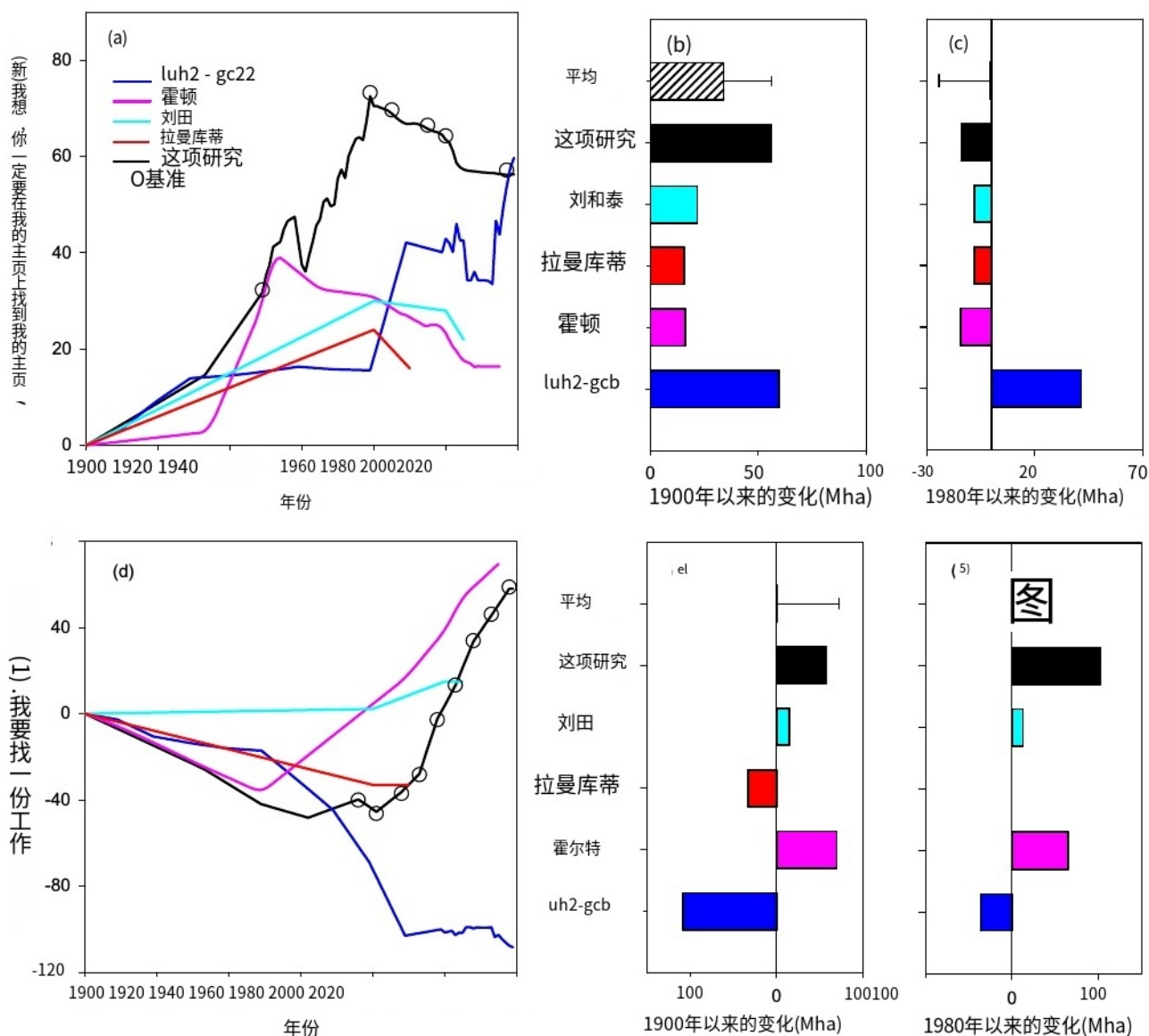
除了调查方法, 政策也导致了耕地面积报告的偏差。为了应对不断增长的粮食需求, 在20世纪80年代之前, 政府高度鼓励耕地扩张, 实施了一项激励政策, 允许新的免税耕地在最初的3-5年内无需向政府报告<sup>22,23</sup>。即使在最初的免税期之后, 由于向地方当局展示作物产量增加的政治动机, 这些新开垦的农田继续没有报告<sup>23,24</sup>。

当第一次全面和系统的调查(即在1985-1996年期间进行的第二次全国耕地调查)完成时, 发现耕地面积比以前在CAY<sup>11</sup>中报告的要大。同样, 从使用LRSY到NLRB的转变也导致了2007年至2010年耕地面积的虚假增加, 因为NLRB采用了更好的技术来识别小的、破碎的耕地, 而这些耕地以前一直没有被发现(补充图S10)。

因此, LUH2-GCB继承了20世纪80年代至2010年粮农组织耕地突然增加的伪时间信号(图1a和补充图S10)。因此, 如果其他土地覆盖类型(如森林)的面积间接受到耕地面积变化的约束, 那么耕地面积偏差就会反映在其他土地利用类型的面积变化中。LUH2-GCB和刘和田以前的土地利用网格数据集就是这种情况。我们从Yu等人<sup>11</sup>重建的新数据库通过吸收多个数据源纠正了这些时间动态中的问题(图1a)。更具体地说, 我们使用来自官方机构的表格数据(补充信息1和补充数据1), 逐年回顾性地重建了农田和森林面积的信息。为了进一步减少上述偏差, 我们使用最新和最权威的省级耕地和森林面积记录作为基准, 然后使用网格图作为辅助数据(补充信息1)对耕地和森林分布进行了空间化。使用基于清单的基准数据也验证了面积变化(图1a, d)。详情见Yu等人<sup>11</sup>和补充信息1.2)。

不同数据库中中国森林面积的变化也有很大差异。基于Ramankutty和Foley<sup>19</sup>以及LUH2-GCB, 从1900年到最后一个可用年, 森林净损失为 $33-108$  Mha, 而刘和田以及霍顿和纳西卡斯<sup>20</sup>分别报告了森林面积净增加 $15$  Mha(1900 - 2005)和 $70$  Mha(1900 - 2015)(图1d, e)。

然而, 通过吸收多种来源记录、报告和国家调查, 我们新建和密集验证的数据库(补充图)。经校正后的S4、S5和S8表明, 森林面积从1900年到2019年增加了 $58$  Mha(图1e)。特别是, 我们的数据表明, 所有其他数据库( $38-102$  Mha)在1980年之后对森林扩张的低估幅度大得惊人(图1f)。我们进行了空间分析, 结果表明, 在1980-2019年期间, 重建数据中广泛的森林扩张被表示为LUH2-GCB的森林减少。



**图1** 1900年以来耕地和森林的时间净变化(单位:Mha)。图a-c:农田;面板d-f:森林;柱状图表示1900年(b, e)和1980年(c, f)至最后一年的总累积面积;LUH2-GCB是全球碳预算评估项目中使用的LUH2数据的最新版本(MsTMIP和trending中使用的LUH2数据见补充图)。S7和S10;霍顿数据来源于霍顿和纳西卡斯<sup>20</sup>和

1900年的数据是从1850年和1950年插值而来的;Liu&Tian和Ramankutty的数据来源于刘和田<sup>16</sup>和Ramankutty的著作, Foley<sup>18</sup>;其中开圆圈表示耕地和森林面积的变化来源于基于清单的基准数据;农田基准数据和森林基准数据详见Yu等人<sup>17</sup>和本研究补充资料1.2;误差条:离均值有一个标准差。

(图2f, h).使用最近可获得的和空间明确的林产品,可以简单地消除过去40年数据集中存在的这些偏差(补充表S2)。

森林变化的偏差可以用两个原因来解释。首先,网格化数据集继承并转移了基于粮农组织的耕地数据集在开发全球土地利用数据库(如HYDE和LUH2-GCB)时所产生的误差。其次,FAO报告的森林面积是这些数据库使用的重要参考数据。FAO的森林面积是根据“土地利用”定义报告的,该定义低估了报告年份之间的“土地覆盖”总变化信号(补充信息1.3)。具体地说,FAO森林面积是指已经造林并将继续用于林业的土地(例如砍伐区、烧伐区、未建立的造林地)(补充表S5)。这种方法过高估计了森林面积,因为它包括了尚未造林的用于再造林的土地。例如,FAO统计报告1990年的森林面

积为157.2Mha(补充图S7),比官方公布的数据高出约30 Mha。

更重要的是,在这样的核算方法中,新建立的森林被低估了。FAO统计数据显示,1990年至2019年,中国森林面积扩大61 Mha,比官方公布的数据<sup>16</sup>低30 Mha。我们重建的数据集与官方发布的森林面积一致,使用了“土地覆盖”定义,该定义表征了每年建立的森林的分布。因此,在网格化数据重建中,应谨慎使用FAO统计数据(具有描述土地利用面积的特定定义的数据集),以约束森林覆盖分布的时间演变,并应提醒建模界适当处理LUCC数据。

尽管如此,FAO和相关的LUH2产品是多项研究<sup>3,25</sup>中使用的主要LUCC强迫数据,包括各种基于过程模式的相互比较项目(如MsTMIP、



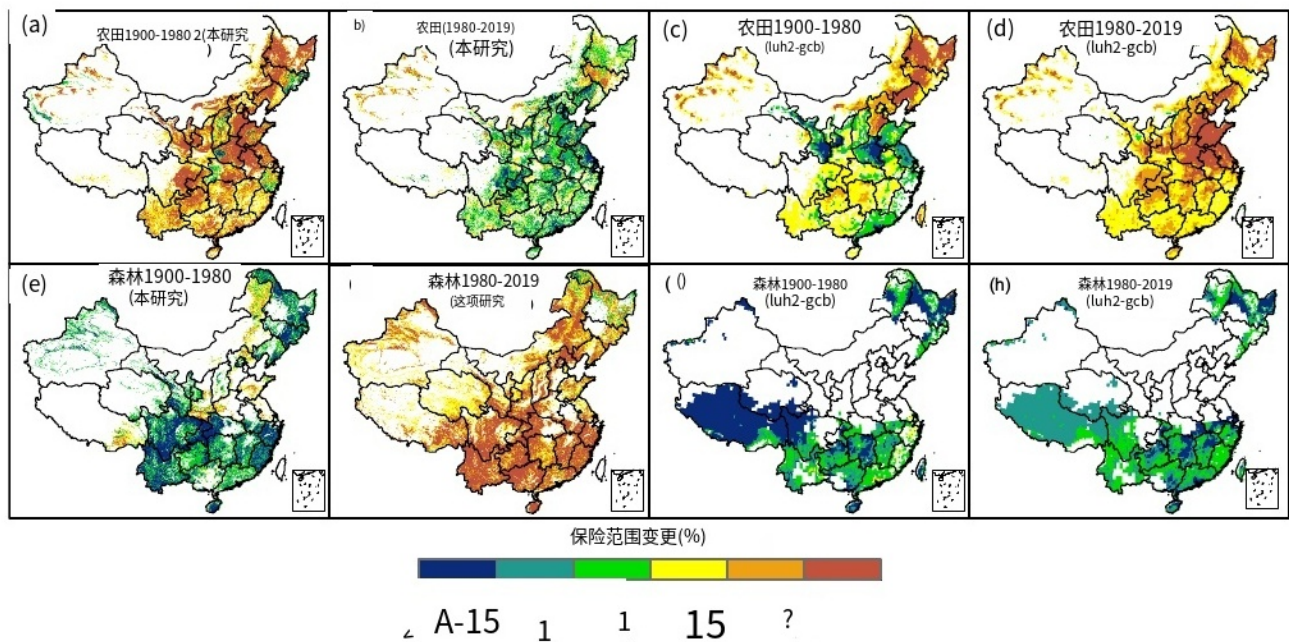


图2 | 中国耕地和森林覆盖度变化的空间分布(单位:%)。图a-d:农田;面板e-h:森林;面板

h来自LUH2-GCB;图a、c、e和g为1900年至1980年的变化,图b、d、f和h为1980年至2019年的变化;负值和正值分别表示覆盖率减少和增加。

A、b、e和f表示本研究得出的结果;图c、d、g、和h中的数据

LUMIP, NMIP, TRENDY)每年发布全球碳预算报告<sup>2,36</sup>和IPCC报告<sup>3</sup>,这意味着这些评估对中国地区可能存在偏见。相比之下,我们数据库中的森林面积变化是独立开发的(补充信息1.2),经过密集校准,并使用官方发布的国家森林清单(nfi)进行验证,见补充图。S4和S5),这有助于减少中国碳平衡评估的潜在偏差。更具体地说,我们将数据库中的森林总面积和森林保护区面积与1949年以来国家林业和草原局发布的省级历史nfi进行了比较(补充图)。S4和S5),这支持了我们重建数据的可靠性。

## 历史碳储量变化

为了说明使用以前的LUCC数据时中国的C平衡存在偏差,我们使用DLEM模型在1900-2019年期间进行了模拟,分辨率为 $0.5 \times 0.5$ 度,由我们的新LUCC数据强迫。我们利用已发表的研究和先前报道的基于库存的估算验证了碳储量的分布和变化(补充信息6和7)。该模型可以很好地捕捉中国基于库存的森林碳储量变化,在省级和国家层面作为验证数据集(补充图2)。s14)。

结果表明,从1900年到1980年,总碳储量减少了 $6.9 \pm 0.6$  Pg C,从1980年到2019年增加了 $8.9 \pm 0.8$  Pg C(图3,来自补充表S10中的实验S1)。由不同版本的LUH2数据驱动的MsTMIP和TRENDY项目没有捕捉到自20世纪80年代以来以植被生物量C积累为主的如此大的碳储量增加(图3)。这是由于森林面积的快速扩张没有被这种土地利用强迫捕捉到(图1)。

我们发现,自1980年以来,仅中国的大规模森林扩张就造成了大量的碳积累( $0.21 \pm 0.006$  Pg C/年,表1)。相比之下,TRENDY模型的森林碳汇可以忽略不计( $-0.02 \pm 0.05$  Pg C/年,表1)。MsTMIP模型甚至发现了中等的碳源( $0.10 \pm 0.08$  Pg C/年,表1)。因为这些模型是由20世纪80年

代以来持续的森林面积损失和耕地扩张驱动的(补充图S7)。

最近一项基于大气逆温的研究报告称,中国陆地生态系统是一个每年 $-1.11 \pm 0.38$  Pg C的大型CO<sub>2</sub>汇<sup>27</sup>,这似乎在生态学上是不可信的,并且对单站CO<sub>2</sub>记录的同化非常敏感<sup>28</sup>。基于库存和卫星估算、大气反演和基于过程模式的先前研究的汇编表明,中国的碳汇要小得多( $-0.18$  -  $-0.45$  Pg C/年;我们的模型模拟的陆地碳汇(每年 $-0.28 \pm 0.06$  Pg C)在这个范围内(表1)。

虽然我们模拟的不同类别或生物群落的碳平衡与以前的估计接近,但我们观察到三个主要差异(表1)。首先,由于以前全球模型中使用的LUCC数据存在如上所示的偏差,因此在这些模拟中,国家碳汇通常被低估(表1)。我们对森林碳汇的估计大约是之前1949-1998年估算的2-3倍。这主要是因为先前的研究<sup>29</sup>与国家森林清查(NFI)<sup>16</sup>相比,低估了33%以上(53 Mha)的森林面积。这种低估可能是由于排除了经济林和竹林。第三个主要差异是1980-2000年期间草地土壤在碳平衡中的作用。从20世纪80年代到21世纪初,中国的草地土壤被报道为每年 $-0.007$  -  $-0.022$  Pg C的小汇(表1),而我们的模拟表明,草地土壤是每年 $0.062$  -  $0.066$  Pg C的碳源。这种差异在于所使用的方法和研究之间的计算边界(即是否考虑了草地的过渡),其中LUCC影响的表示方式不同。例如,从1978年到2017年,中国不透水地表(城市化地区的一部分)扩大到约15 Mha的自然土地<sup>30</sup>,这进一步推动了耕地再分配到边缘土地,其中大部分由草地转化而来,造成了风蚀、栖息地丧失和更多的水肥消耗<sup>31</sup>。早期使用静态草地地图的研究排除了土地利用转型中的C库存量损失<sup>32</sup>。因此,从我们的模拟和早期研究中得出的草地土壤的不同作用(即汇与源)并不矛盾,而是由于计算边界的差异。

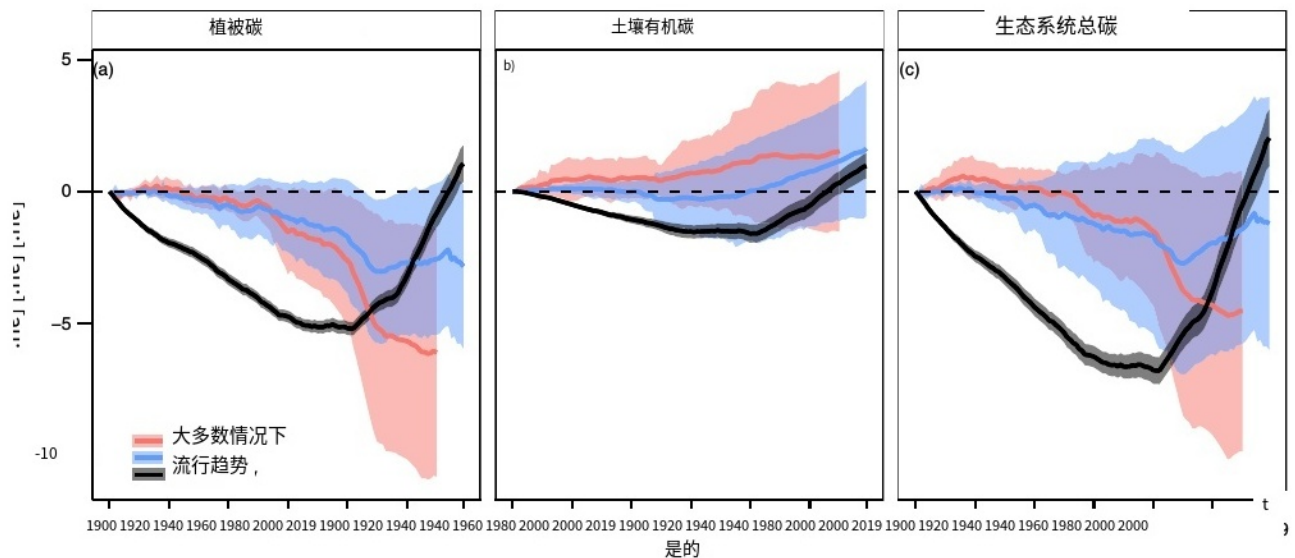


图3| 1900 - 2010年中国碳储量的时间变化。图a-c分别表示植被碳、土壤有机碳和生态系统总碳。从1900年到2010年代，所有环境因素设计的实验结果都发生了历史变化，这是模型设计的细节

研究见补充信息8;粉红色:MsTMIP (1900-2010);蓝色:TRENDY(1900-2019);深色:本研究(1900-2019);阴影区域代表1个标准差的范围;单位:Pg C。

### 土地覆盖变化对碳储量变化的影响

我们的DLEM模拟表明，从1900年到2010年，土地覆盖变化导致的碳损失为 $5.1 \pm 0.7$  Pg C(图4a)，大大低于MsTMIP( $13.8 \pm 7.7$  Pg C, 1900 - 2010)和TRENDY( $9.4 \pm 3.3$  Pg C, 1900 - 2019);图4e、f和补充图S18d、g)。自1980年以来，土地覆盖变化增加了 $4.3 \pm 0.7$  Pg C，主要贡献来自西南和东北地区植被生物量C的增加(图4d和补充图S19a)。尽管如此，MsTMIP和TRENDY模型(图4e、f和补充图S19d、g)并没有捕捉到生物量中碳的增加，它们模拟了土地覆盖变化在1980年至2010年代期间分别减少了 $7.5 \pm 1.6$ 和 $5.3 \pm 2.3$  Pg C(图4和补充图S20)。

为了证实这种差异是由土地覆盖变化数据引起的，而不是由DLEM模型引起的，我们利用LUH2-GCB数据库(补充信息8)建立了额外的DLEM模拟，在1980-2019年和1900-2019年期间，LUH2-GCB驱动DLEM时，土地覆盖变化引起的碳损失分别为 $6.5 \pm 0.4$ 和 $11.4 \pm 0.6$  Pg C。接近MsTMIP和TRENDY模拟。这些结果证实，土地覆盖变化强迫数据库是我们的模拟与MsTMIP和TRENDY项目之间差异的主要贡献者。一项较早的研究报告称，由于树木采伐和耕地转移导致的土地清理不足，全球土地覆盖变化引起的碳排放被大大低估了<sup>33</sup>。模拟结果表明，由于土地覆盖变化数据的偏差，中国区域土地覆盖变化引起的碳排放也可能被高估。

土地覆盖变化是否引起了中国自20世纪90年代以来的碳汇也存在争议(补充表S8)。通过使用更新的土地覆盖变化数据库，我们的模拟结果显示，自20世纪90年代以来，中国的土地覆盖变化是一个强大的碳汇，其规模大于以前的估计(补充表S8)。我们使用改进的土地覆盖变化强迫数据的结果有助于缩小众所周知的、区域尺度上土地覆盖变化引起的碳排放变化的巨大不确定性。

### 1980年以来不同因子对碳储量变化的归因

通过使用DLEM模型和因子模拟(详见补充信息8)，我们研究了1980-2019年期间中国陆地碳储量变化的不同驱动因素的直接和

交互贡献，包括土地覆盖变化、气候、森林管理、N沉降和CO<sub>2</sub>施肥(见方法)。图5)。注意，由于基线条件不同，历史碳存量变化不等于因子归因的总和(见补充信息8)。

总体而言，这一时期陆地碳汇的81.9% ( $6.5$  Pg C)归因于所有主要因子的直接影响，而相互作用的影响占18.1% ( $1.43$  Pg C;图5c)。在所有检测的因子中，土地覆盖变化是主导驱动力，占1980-2019年期间总碳增量的50.3% ( $3.96$  Pg C)(图5c)，这主要归因于生物量C积累(70.0%;图5a, c)。Tian等人<sup>13</sup>报道，自20世纪80年代以来，中国土地覆盖变化对碳汇的贡献为 $0.05$  Pg C/年<sup>-1</sup>，这一数字仅为我们模拟的30%左右。这一差异归因于模型模拟中森林扩张的不同表现，在我们的数据库中，1980 - 2005年森林扩张的表现 $65$  Mha，而在Tian等人的数据库中，森林扩张的表现 $\sim 14$  Mha<sup>13</sup>。同样，最近时期(1998-2012年)全球土地汇的增加也主要归因于土地覆盖变化(即热带森林面积损失减少和北温带地区造林增加)，而不是CO<sub>2</sub>或气候变化<sup>34</sup>。

自1980年以来，气候变化使生物量C储量增加了 $1.63$  Pg，但造成了 $0.30$  Pg的土壤C损失，从而使陆地碳汇增加了 $1.41$  Pg C(占有因子总量的18.0%)(图5)。其他全球变化因子，如氮肥施用、大气氮沉降和CO<sub>2</sub>上升<sup>2</sup>，对陆地碳汇的贡献相对较小( $0.1$ - $9.54$ %)。因此，与之前的studies<sup>13,35-37</sup>相反，我们发现LUCC是中国近期陆地碳汇的主要驱动因素，而其他因素包括气候变化、CO<sub>2</sub>上升<sup>2</sup>和N沉降对中国碳储量增量的贡献要小得多( $0.1$ - $18.0$ %)(图5c)。Tian等<sup>13</sup>指出中国的LUCC效应不容忽视，而Piao等人的CO<sub>2</sub>施肥效应可能被高估了<sup>38</sup>。

我们的模拟证实了这些陈述，并进一步表明，自1980年以来，LUCC实际上是中国陆地碳汇的最大贡献者(图5)。在那些没有单独考虑LUCC影响的研究中，由于包括LUCC影响，其他全球变化因子的影响可能被高估了。例如，Chen et al.<sup>39</sup>和He et al.<sup>37</sup>将中国的碳汇归结为不同的分量，包括气候变化、叶面积指数(LAI)变化、



表1 | 中国各生物群系报告的碳通量比较

类别/生物群系	方法	报告的碳通量(Pg C /年)	周期	参考文献	这项研究
中国:		-1.11 ±0.38	2010-2016	27	-0.28±0.06
中国	基于大气逆温过程的模式	0.10±0.08 0.04±0.09	1980-2010 2000-2010	大多数情况下	-0.21±0.01 -0.30±0.019
中国	基于过程的模型	-0.02±0.05 -0.03±0.11	1980-2019 2010-2019	时髦的	-0.23±0.018 -0.28±0.023
中国	大气逆温器	-0.26±0.09	2000-2005	72	-0.33±0.021
中国	基于过程的模型	-0.12±0.03 -0.26±0.11 -0.29±0.08 -0.18 -0.24	1981-2000 1996-2005 2000-2005 1961-2005	13	-0.16 ±0.015 -0.29 ±0.019 -0.33 ±0.021 -0.10±0.010
中国	库存估算+大气反演	-0.17±0.05	1980-2002	3	-0.17±0.016
中国	大气逆温	-033	2001-2005	73	-0.33±0.020
中国	大气逆温	-0.39—0.51— 0.33	2006-2009	7	-0.34±0.022
中国森林	存货估计	0.022 -0.021	1949-1980 1977-1998	29	0.042±0.001 -0.067±0.010
中国森林	存货估计	-0.055	1973-2003	75	-0.063±0.008
中国植被	库存估算+大气反演	-0.35±0.33	1996-2005	3	-0.22±0.015
中国土壤	库存估算+大气反演-0.075±0.066基于过程		1980-2002	3	-0.0205±0.015
中国社会	的模型	-0.094±0.047	1981-2000	13	-0.055±0.004
农田土壤	存货估计	-0.026±0.011	80年代, 90年代	76,7	-0.047±0.003
草地土壤	遥感+统计模式	-0.007±0.003	1982-1999	32	0.062±0.001
草地土壤	基于过程的模型	-0.022±0.01	1981-2000	7	0.066±0.001

负值和正值分别表示碳汇和碳源;total期间C汇/源;includes仅森林、灌丛、草地和农田(湿地和城市除外)。本研究中报告的数据为平均值±1标准差。

CO<sub>2</sub>上升, N沉积。由于LAI变化与土地覆盖变化密切相关, 这种分割不可避免地掩盖了LUCC的单独贡献。因此, 在未来的建模归因研究中, LUCC的准确表征应是优先考虑的问题。

### 1980年以来各土地覆盖类型的碳储量变化

建立新林和新林造林对碳汇的贡献越来越大<sup>attention<sup>3,40-42</sup></sup>。我们的模拟(实验S1, 见方法部分)显示, 在过去40年里, 陆地碳储量的增加主要是由生物量碳积累贡献的(76.3%)(图5), 其中自然森林和人工林分别占65% (2.9 Pg C)和35% (1.6 Pg C)。我们分析了LUCC变化对不同生物群落碳储量的影响(图5中碳储量增量的最大贡献者), 证实森林是1980年以来中国净碳积累的主要贡献者, 而其他生物群落, 包括农田、草地、灌丛和湿地, 则相对稳定。在同一时期从- 0.3到0.3 Pg C变化(图6)。最近的一项研究表明, 2002-2017年期间, 森林扩张对中国南方的大型碳汇至关重要, 其中新建立的和现有的森林分别贡献了该地区32%和34%的陆地碳汇<sup>43</sup>。与1980年以来大量增加的生物量C (3.0 Pg C, 图6a)相比, 同期SOC的增加要低得多(0.7 Pg C), 尽管每个生物群系的SOC变化很大(-3.4-8.6 Pg C; 图6b)由于土地转换带来的面积变化。生物群系水平分析进一步表明, LUCC导致的碳储量增加主要来自森林和面积扩张, 而草地和灌丛地的碳储量则因土地利用变化而减少(图6)。

本研究强调了LUCC在确定中国陆地碳汇中的主导作用。由于对中国土地覆盖变化的表述不准确, 以往对陆地碳汇的估计被严重低估。相比之下, 美国的森林扩张和耕地放弃被高估了, 导致1980年以来的碳排放量被低估了<sup>47</sup>。因此, 我们

强调全球LUCC数据库应该进一步改进, 这可能会缩小全球C预算会计<sup>2</sup>中报告的C失衡。与以往研究结果相比, 1980-至今, CO<sub>2</sub>上升、N沉降和气候变化等因子对中国陆地碳汇的贡献远小于LUCC。因此, 重建项目可以代表重要的气候变化减缓途径, 并为生物多样性带来协同效益<sup>33</sup>。为了实现中国政府宣布的“碳中和”目标, 未来的气候政策应着眼于改善土地管理, 尤其是森林生态系统。

### 对未来LUCC数据改进的影响

本研究提供了一种新的中国土地利用变化的重建方法, 并评估了其对于陆地碳储量动态量化的意义。改进后的数据集更准确地描述了中国LUCC的时空动态, 因为它识别了历史上相互矛盾的调查记录, 有助于纠正有偏差的时间信号。具体而言, 调查方法的改进和社会经济因素对LUCC的信号有很大的影响。我们主张在重建国家和全球LUCC数据集时应考虑这些影响, 特别是在像中国这样受到人类活动强烈干扰的地区。这些努力将是值得的, 正如这些偏差修正对1900年以来中国C动态评估的巨大影响所证明的那样。因此, 在全球模拟中, 包括碳预算核算、生物多样性评估和生态系统服务评估, 应强调对LUCC强迫的准确描述。

### 方法

为了量化和归因影响中国碳储量变化的因素, 我们研究了MsTMIP和TRENDY的模拟结果。MsTMIP和TRENDY项目都提供了因子实验, 旨在量化每个主要环境驱动因素对C种群的影响

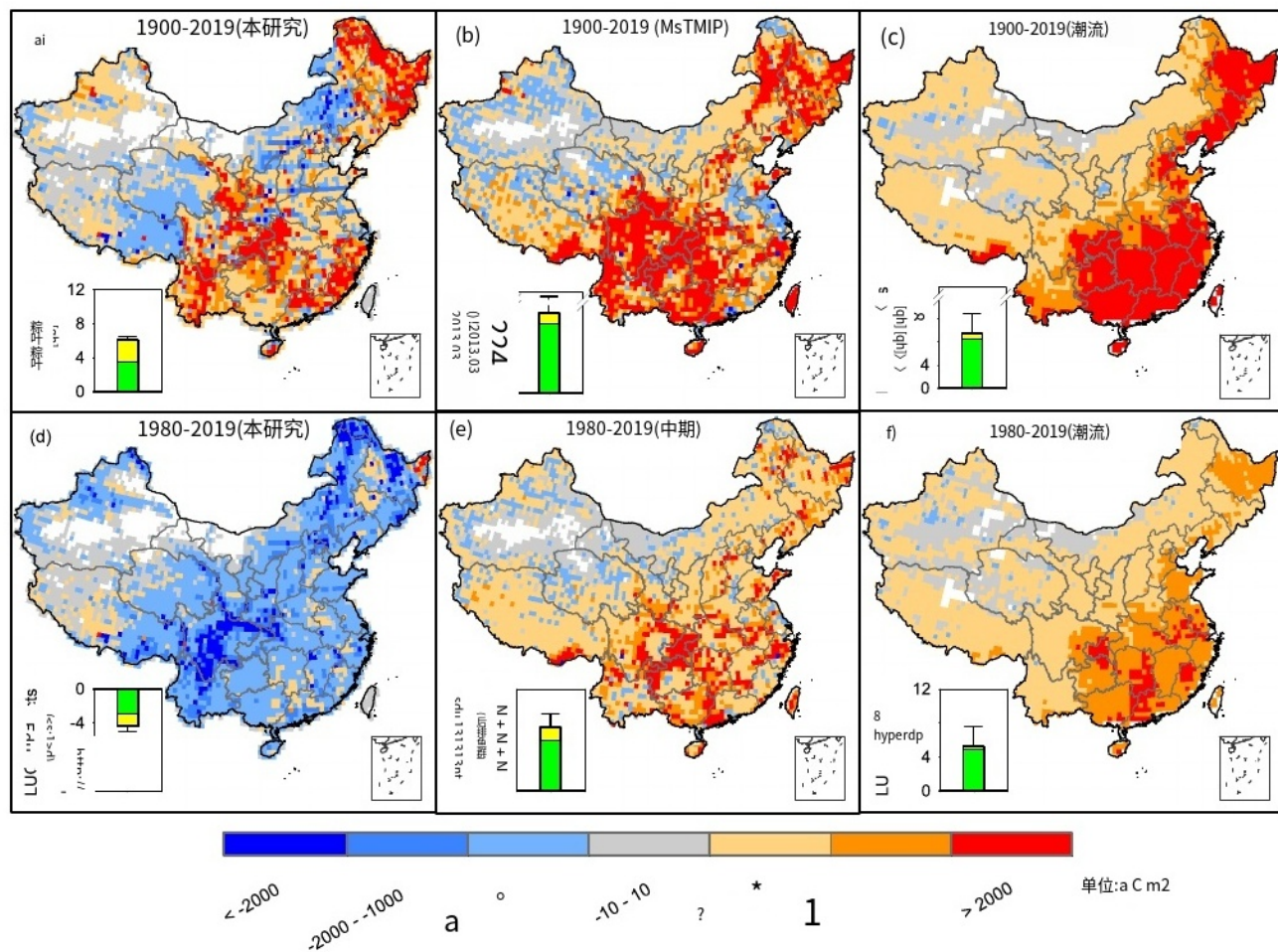


图4 |LUCC对生态系统碳储量影响的空间分布。a-c小组:1900-2019年期间LUCC的影响;图d-f: 1980-2019年期间LUCC的影响(d-f)。图a和图d来自本研究;图b和e中的数据来自MsTMIP;图c和图f中的数据来自TRENDY;Negative和positive 值分别表示汇和源;图中堆叠的绿色和黄色条表示LUCC对Pg C植被和土壤有机碳的影响;空间图单位: g C m<sup>-2</sup>;误差条:LUCC对总碳储量影响均值的一个标准差。

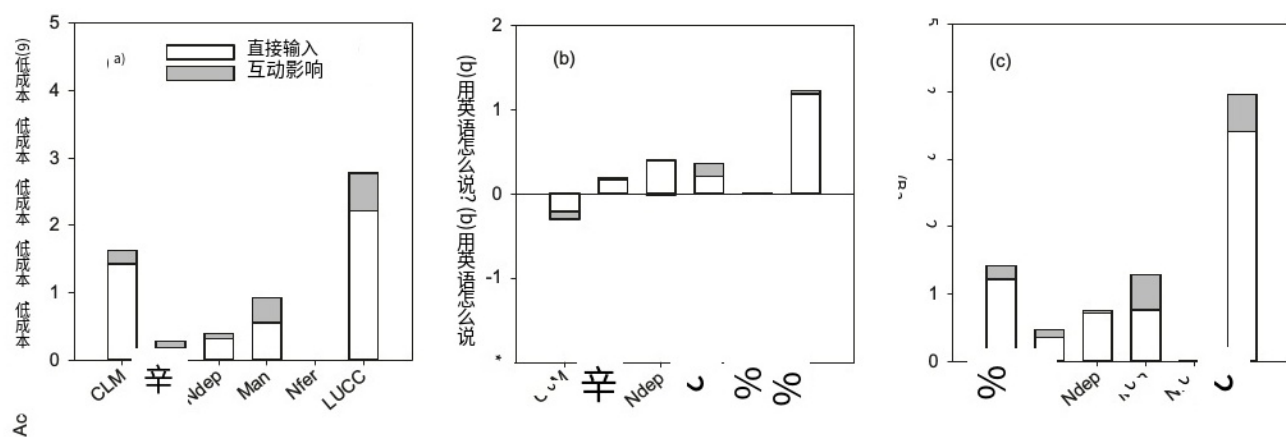


图5 1980 - 2019年不同环境因子对中国碳储量变化的归因。图a-c显示了对植被碳、土壤有机碳和生态系统总碳变化的影响归因; 分别为:CLM:气候;CO<sub>2</sub>:上升的大气CO<sub>2</sub>浓度;Ndep: N沉降;Man:森林管理;Nfer:氮肥和粪肥施用。



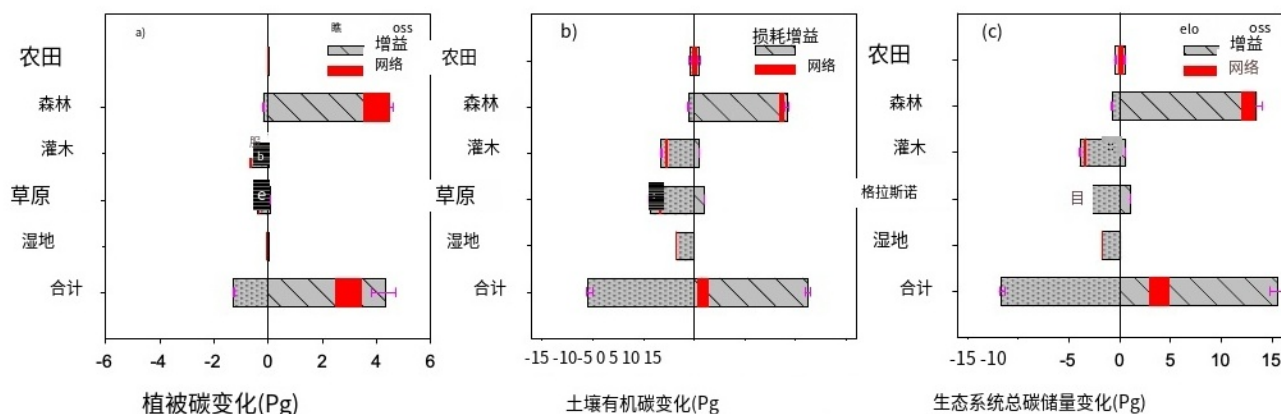


图6 1980-2019年基于模式模拟的土地覆盖类型与土地利用变化引起的碳储量变化图a-c分别表示植被碳、土壤有机碳和生态系统总碳;红色的宽度

块表示模型模拟中净变化的估计范围;紫色误差条表示多个模型运行的一个标准差;负变化和正变化分别表示碳损失和碳增加。

变化, 如气候、土地利用、大气CO<sub>2</sub>和Ndeposition<sup>44-46</sup>。

为了比较和量化不同数据库下LUCC对碳储量的影响, 我们使用DLEM——一种基于过程的生物地球化学模型, 用于MsTMIP和TRENDY (v9)的模式比对项目——来研究中国土地利用强迫数据对碳收支的影响。DLEM模型因其区域和全球碳存储estimations<sup>7,47-50</sup>而得到广泛认可, 并为2013年美国国家气候评估报告、MsTMIP、全球N<sub>2</sub>O模型比较项目(NMIP)、TRENDY项目(v9)和全球碳预算评估做出了贡献。该模型由大气化学(即CO<sub>2</sub>、N沉降)、气候、森林管理和土地利用变化在1900年至2019年的日时间步长驱动, 分辨率为0.5° × 0.5°。

### 新开发的土地利用和覆盖变化数据集

利用1887年至2019年的网格图像、20世纪80年代的矢量图和1949年至2018年的表格数据(补充表S1), 构建了土地利用网格化的历史数据集。具体而言, 湖泊、河流和贫瘠地区的分布来源于中国自然资源部制作的GlobeLand30 (<https://lcviewer.vito.be/download>), 我们假设这些土地覆盖类型自1900年以来保持不变(补充表S2)。不透水土地直接从1978年至2017年<sup>30</sup>年的公开数据中重新采样, 而1900年至1977年和2018年至2019年期间分别假设与1978年和2017年相同(补充表S2)。其他植被覆盖类型, 包括农田、森林、湿地、草地和灌丛, 都是单独重建的。为此, 我们开发了一个自上而下的模型来重建1900-2019年间中国耕地、森林和湿地的历史分布。通过将中国不同生物群系的特定、预先确定的省级区域分配到网格中, 该模型从以前的版本<sup>10</sup>进行了升级。新重建的LUCC数据库吸收了来自报告、实地调查和卫星图像的土地转换信号(补充表S1和补充数据1)。

利用省级统计数据和遥感产品在空间框架上对新构建的LUCC数据库进行了验证。具体而言, 利用历史森林和耕地面积、国家林业和草原数据中心(NFGDC)的年度年鉴和出版物(森林验证:补充图)对每个省的森林和耕地面积进行了验证。S2-S5, 耕地验证:Yu et al.<sup>11</sup>)。此外, 还将1980年、1990年和2018年的森林和耕地图与其他网格产品(如HYDE、LUH2-GCB

)进行了比较(补充图)。S8和S9)。如果以遥感影像作为参考, 我们的重建地图在描绘森林和农田分布方面更加一致。详情请参阅补充信息1。

### 开发的森林分布、类型、年龄和采伐数据集

天然林和人工林的结构、组成和动态是不同的。在本研究中, 我们将NF和PF从先前开发的森林分布数据集中分离出来, 从而促进了森林管理在模拟中的表示和实施。与LUCC数据集的构建类似, 在绘制空间分布图之前, 先确定各省的年度PF和NF区域。省级森林面积来源于中国国家林业局1949 - 2018年官方公布的NFI数据(见补充表S3);1900-1948年的数据由Yang等人线性插值<sup>51</sup>PF区域来自NFI和Liu等人<sup>52</sup>研究, 涵盖1973-2018年;然而, 1900-1972年期间是使用历史记录外推的(见补充信息1.2)。NF年际序列为森林总量与PF的差异, 利用<sup>53</sup>模型重建1900 - 2019年各基准年PF的分布(见补充信息1.2), 并对基准年之间的年际进行线性插值。NF、PF和所有森林的历史分布见补充图。S2和S3。此外, 我们还获得了NF和PF的林龄和类型图<sup>53</sup>。

森林采伐信息来自LUH2土地过渡数据集([https://daac.ornl.gov/VEGETATION/guides/LUH2\\_GCB2019.html](https://daac.ornl.gov/VEGETATION/guides/LUH2_GCB2019.html))。年度、空间明确的采伐数据覆盖了整个研究期(1900-2019), 分辨率为0.5°。然后, 我们根据年度年鉴和出版物<sup>54</sup>获得的采伐比将年采伐森林面积分为NF和PF。整个研究期的收获比可分为13个时期(见补充信息5)。由于1949年之前没有数据, 我们假设NF和PF的收获强度(比率)与最早可获得的时期(即1950-1962)相同。在2004年之后, 由于中国实施了将森林采伐转向PF<sup>55</sup>的政策, 我们假设NF采伐逐渐减少, 而PF采伐增加。补充信息5解释了森林采伐碳损失中实现的协议, 模型模拟的森林采伐碳损失见补充图S13。



## 作物轮作和肥料数据集

1980 - 2011年期间的作物轮作图获得自Liu et al.<sup>56</sup>, 而1980年之前和2011年之后期间的作物类型被设置为常数, 以最接近的年份。作物特定氮肥的历史利用率来自粮农组织网站(<http://www.fao.org/faostat/>), Li等人的研究数据来自Zhang等人的研究<sup>57</sup>农田年肥料施用数据来自<sup>58</sup>

## 气候和大气化学条件数据集

我们重建了气象站的每日气候数据, 并公布了1900年至2019年期间的可用数据集。具体而言, 最高、最低和平均气温以及降水数据来自839个气象站的观测数据和Peng等人的历史月度网格数据<sup>59</sup>。1980-2019年期间, 使用Anusplin软件(版本4.1;澳大利亚国立大学资源与环境研究中心, 堪培拉, 澳大利亚), 根据Yu等人阐述的方法<sup>60</sup>对于1900-1979年期间, 我们利用Peng等<sup>59</sup>的逐月网格数据和1980年气象站插值图像的日变化模式, 推导出了逐日气候因子。

同样, 短波辐射数据的重建也分为两个时期。第一个时期为1984 - 2019年, 从国家青藏高原数据中心<sup>61</sup>提供的3小时、10公里分辨率的全球地表太阳辐射数据集中下载并重新采样辐射数据集。1901 - 1983年第二期辐射数据来源于北美碳计划多尺度综合与陆地模式比对项目(NACP MsTMIP)<sup>62,63</sup>提供的高分辨率网格数据产品。

其他大气化学成分, 包括大气CO<sub>2</sub>浓度和氮沉降数据, 从IPCC历史CO<sub>2</sub>数据和NACP MsTMIP (<https://daac.ornl.gov/NACP/>)中检索。我们还使用Jia等人<sup>64</sup>提供的产品更新了1996 - 2015年期间的氮沉降图, 并将其作为基准, 按比例调整1996年之前的时期。所有数据集都在0.5 × 0.5°准备或重新采样以进行模拟。

## 模型验证

DLEM模型已在从几天到数百years<sup>7,50,65-67</sup>的各种时间尺度以及从站点到globe<sup>47,50,68-70</sup>的空间水平上进行了密集校准和验证。本研究还利用从中国全国范围的野外活动中收集的测量数据, 对生物量和土壤C储量进行了严格的模型校准。该野外活动于2011-2015年进行, 期间记录了地理特征、森林来源(天然林或人工林)、土壤性质、植被性质、扰动和PF管理等信息<sup>17,53</sup>(见补充信息4)。模型验证结果见补充图S11。

## 实验设计和统计分析

在本研究中, 我们建立了模拟, 以区分和量化1900年或1980年至2019年中国LUCC、气候、CO<sub>2</sub>、N沉降和森林管理对陆地碳储量变化的影响(用于量化LUCC影响的方法见补充图S21)。我们首先获得了每个网格单元中每个生物群系的初始条件(平衡状态), 其定义为20年C、N和水的净通量分别小于1 g C m<sup>-2</sup>/年、1 g N m<sup>-2</sup>/年和1 mm m<sup>-2</sup>/年的年际变化<sup>7,50</sup>。利用从平衡运行中获得的初始状态信息, 在瞬态运行之前应用了10年的自旋向上运行, 这有助于避免因模式转换而导致的突变。瞬态运行是由专门设计的各种驱动器强制的(补充表S10)。

我们设计了三组实验来量化每种主要驱动因素对陆地碳储量的影响。具体而言, 第一组包括两个实验(补充表S10中的第1组), 用于研究1900 - 2019年整个研究期间土地利用变化对陆地碳储量的历史累积影响。还设计了另外两组实验(补充表S10中的第二组和第3组), 以量化近40年来(1980-2019年)每个主要驱动因素的影响, 在此期间, 中国政府发起了森林扩张。具体而言, 两组实验模拟旨在研究1980年以来各主要驱动因素(如土地利用变化、气候、N沉降、CO<sub>2</sub>上升<sub>2</sub>和森林经营)对中国陆地碳储量变化的直接和交互贡献。例如, 第二组实验(补充表S10中的S3-S8)旨在将特定的环境因素固定在1980年的水平, 而在整个研究期间改变其他驱动因素。相反, Group-3实验(补充表S10中的S9-S15)的设计是在1980 - 2019年期间至多让一个环境因素发生变化, 而其他因素保持在1980年水平不变。在第二组实验中, 通过将某一特定环境因素保持在1980年的水平, 排除了该因素的直接影响和固定因素与其他因素的交互作用。因此, 通过比较第二组实验和S1实验, 我们能够量化特定驱动程序的总效应, 包括直接效应和交互效应。另一方面, 通过允许特定的环境因素变化, 同时将所有其他因素固定在1980年的水平, 排除了该因素的交互影响。因此, 可以通过比较S10和Group-3实验来量化单独归因于特定因素的直接影响, 并且可以从第二组和Group-3实验中得出交互影响。此外, 为了进行不确定性分析, 我们又设计了两组实验(补充表S10), 参数变化为1个标准差。所有模拟均在0.5 × 0.5°下进行。由于MsTMIP和TRENDY设计的实验有限, 土地利用变化引起的C变化不同, 因为它们的模拟包含不同的交互效应。例如, 在MsTMIP中, 土地利用变化对碳储量变化的影响由模拟“SG1”(时变气候和恒定CO<sub>2</sub>和N沉降结合无土地利用变化)和“SG2”(时变气候和恒定CO<sub>2</sub>和N沉降结合历史土地利用变化)(<https://nacp.ornl.gov/>)得出。而在TRENDY中, 土地利用变化的影响来源于模拟“S2”(时变气候和CO<sub>2</sub>结合无土地利用变化)和模拟“S3”(时变气候和CO<sub>2</sub>结合土地利用变化)(<https://sites.exeter.ac.uk/trendy/>)。

请注意, 一个时期的历史碳汇/源是从实验S1的最初和最后几年得出的, 而归因则是从析因模拟(例如S3-S8、S10-S15)和基线模拟(例如S3-S8的S1、S10-S15的S9)得出的(补充图S21)。与之前的研究<sup>7,50</sup>类似, 我们量化了模型参数(即土地利用变化引起的瞬时碳排放)和农田管理(即作物残余量)的不确定性源。我们还考虑了NF和PF管理带来的不确定性。中国的森林采用了多种森林管理方法。具体来说, NFs可以通过抚育、保护(靠近山丘以促进自然生长)和退化森林的恢复来改善。对于PFs, 可以实施诸如间伐、灌木/草清除、抚育、施肥和灌溉等管理措施<sup>53,71</sup>。然而, NFs和PFs的管理类型、强度和分布尚不清楚。我们在此设计了两组模拟类型, 分别在NFs和PFs中包含或不包含森林管理。更具体地说, 对于考虑到森林受到管理的模拟, 我们假设管理有助于提高NFs中20%的氮吸收能力。对于PF, 我们假设(1)实施灌溉;(2)在种植后的前5年和达到成熟期前的3年, 以每年15 g N m<sup>-2</sup>的速率每年施用肥料;以及

(3)由于林下采伐和抚育, 管理有助于使PF的氮素吸收能力提高20%。

## 数据可得性

本文还提供了重建的土地利用变化数据。TRENDY数据集可以从 S. Sith (s.a.sith@exeter.ac.uk) 和 P. Friedlingstein (p.friedlingstein@ex-eter.ac.uk) 获得。MsTMIPdata可从橡树岭国家实验室分布式活动档案中心 (<https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1225>) 获得。

## 代码可用性

本研究使用的代码可向通讯作者索取。

## 参考文献

- Lawrence, D. M. et al. The Land Use Model Intercomparison Project (LUMIP) contribution to CMIP6: rationale and experimental design. *Geosci. Model Dev.* 9, 2973–2998 (2016).
- Friedlingstein, P. et al. Global Carbon Budget 2020. *Earth Syst. Sci. Data* 12, 3269–3340 (2020).
- Houghton, R. A. et al. Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences* 9, 5125–5142 (2012).
- Ciais, P. et al. Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Climate Change 2013 -The Physical Science Basis* (Cambridge University Press, 2013).
- IPCC. Climate change 2014: synthesis report, IPCC Fifth Assessment Report (AR5). Contrib. Work. Groups I, II III to Fifth Assess. Rep. Intergov. Panel Clim. Chang. [Core Writing Team, R. K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)] 1–151 (2014).
- Hurt, G. C. et al. Harmonization of global land use change and management for the period 850–2100 (LUH2) for CMIP6. *Geosci. Model Dev.* 13, 5425–5464 (2020).
- Yu, Z., Lu, C., Tian, H. & Canadell, J. G. Largely underestimated carbon emission from land use and land cover change in the conterminous US. *Glob. Change Biol.* 25, 3741–3752 (2019).
- Goldewijk, K. K. Estimating global land use change over the past 300 years: The HYDE database. *Glob. Biogeochem. Cycles* 15, 417–433 (2001).
- Goldewijk, K. K., Beusen, A., Doelman, J. & Stehfest, E. Anthropogenic land use estimates for the Holocene - HYDE 3.2. *Earth Syst. Sci. Data* 9, 927–953 (2017).
- Yu, Z. & Lu, C. Historical cropland expansion and abandonment in the continental U.S. during 1850 to 2016. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 27, 322–333 (2018).
- Yu, Z., Jin, X., Miao, L. & Yang, X. A historical reconstruction of cropland in China from 1900 to 2016. *Earth Syst. Sci. Data Discuss.* 13, 3203–3218 (2021).
- Houghton, R. A. & Hackler, J. L. Sources and sinks of carbon from land-use change in China. *Glob. Biogeochem. Cycles* 17, 1034 (2003).
- Tian, H. et al. China's terrestrial carbon balance: contributions from multiple global change factors. *Global Biogeochem. Cycles* 25, GB1007 (2011).
- Ge, Q. S., Dai, J. H., He, F. N., Pan, Y. & Wang, M. M. Land use changes and their relations with carbon cycles over the past 300 a in China. *Sci. China Ser. D Earth Sci.* 51, 871–884 (2008).
- Chini, L. et al. Land-use harmonization datasets for annual global carbon budgets. *Earth Syst. Sci. Data* 13, 1–27 (2021).
- Division of Forest Resources Management, State Forestry Administration of China. *Forest Resources Statistics of China*. (China Forestry Publishing House, 2010).
- Yu, Z., Zhou, G., Liu, S., Sun, P. & Agathokleous, E. Impacts of forest management intensity on carbon accumulation of China's forest plantations. *Ecol. Manag.* 472, 118252 (2020).
- Liu, M. & Tian, H. China's land cover and land use change from 1700 to 2005: Estimations from high-resolution satellite data and historical archives. *Global Biogeochem. Cycles* <https://doi.org/10.1029/2009GB003687> (2010).
- Ramankutty, N. & Foley, J. A. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Glob. Biogeochem. Cycles* 13, 997–1027 (1999).
- Houghton, R. A. & Nassikas, A. A. Global and regional fluxes of carbon from land use and land cover change 1850–2015. *Glob. Biogeochem. Cycles* 31, 456–472 (2017).
- Perkins, D. H. Agricultural development in China 1368–1968. *Agricultural Development in China, 1368–1968* (AldineTransaction, 2017).
- Bi, Y. & Zheng, Z. The actual changes of cultivated area since the founding of new china (in Chinese). *Resour. Sci.* 22, 8–12 (2000).
- Zheng, Z. China's Cropland and its contribution to economics development (in Chinese). *Territ. Nat. Resour. Study* 1, 1–7 (1991).
- Feng, Z., Liu, B. & Yang, Y. A study of the changing trend of chinese cultivated land amount and data reconstructing:1949–2003 (in Chinese). *J. Nat. Resour.* 20, 35–43 (2005).
- Yue, C., Ciais, P., Houghton, R. A. & Nassikas, A. A. Contribution of land use to the interannual variability of the land carbon cycle. *Nat. Commun.* 11, 1–11 (2020).
- Quére, C. et al. Global carbon budget 2018. *Earth Syst. Sci. Data* 10, 2141–2194 (2018).
- Wang, J. et al. Large Chinese land carbon sink estimated from atmospheric carbon dioxide data. *Nature* 586, 720–723 (2020).
- Wang, Y. et al. MA: the size of land carbon sink in China. *Nature* 603, E7–E9 (2021).
- Fang, J., Chen, A., Peng, C., Zhao, S. & Ci, L. Changes in forest biomass carbon storage in China between 1949 and 1998. *Science* 292, 2320–2322 (2001).
- Gong, P., Li, X. & Zhang, W. 40-Year (1978–2017) human settlement changes in China reflected by impervious surfaces from satellite remote sensing. *Sci. Bull.* 64, 756–763 (2019).
- Kuang, W. et al. Cropland redistribution to marginal lands undermines environmental sustainability. *Natl Sci. Rev.* 9, nwab091 (2021).
- Piao, S., Fang, J., Zhou, L., Tan, K. & Tao, S. Changes in biomass carbon stocks in China's grasslands between 1982 and 1999. *Global Biogeochem. Cycles* 21, GB2002 (2007).
- Arneeth, A. et al. Historical carbon dioxide emissions caused by land-use changes are possibly larger than assumed. *Nat. Geosci.* 10, 79–84 (2017).
- Piao, S. et al. Lower land-use emissions responsible for increased net land carbon sink during the slow warming period. *Nat. Geosci.* 11, 739–743 (2018).
- Mu, Q., Zhao, M., Running, S. W., Liu, M. & Tian, H. Contribution of increasing CO<sub>2</sub> and climate change to the carbon cycle in China's ecosystems. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 113, G01018 (2008).
- Cao, M. et al. Response of terrestrial carbon uptake to climate interannual variability in China. *Glob. Change Biol.* 9, 536–546 (2003).
- He, H. et al. Altered trends in carbon uptake in China's terrestrial ecosystems under the enhanced summer monsoon and warming hiatus. *Natl Sci. Rev.* 6, 505–514 (2019).
- Piao, S. et al. The carbon balance of terrestrial ecosystems in China. *Nature* 458, 1009–1013 (2009).
- Chen, J. M. et al. Vegetation structural change since 1981 significantly enhanced the terrestrial carbon sink. *Nat. Commun.* 10, 1–7 (2019).
- Kondo, M. et al. Plant regrowth as a driver of recent enhancement of terrestrial CO<sub>2</sub> uptake. *Geophys. Res. Lett.* 45, 4820–4830 (2018).

41. Shevliakova, E. et al. Carbon cycling under 300 years of land use change: importance of the secondary vegetation sink. *Global Biogeochem. Cycles* 23, GB2022 (2009).
42. Houghton, R. A. The emissions of carbon from deforestation and degradation in the tropics: Past trends and future potential. *Carbon Manag.* 4, 539–546 (2013).
43. Tong, X. et al. Forest management in southern China generates short term extensive carbon sequestration. *Nat. Commun.* 11, 1–10 (2020).
44. Huntzinger, D. N. et al. NACP MsTMIP: Global 0.5-degree Terrestrial Biosphere Model Outputs (version 1) in Standard Format, ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA [https://daac.ornl.gov/cgi-bin/dsviewer.pl?ds\\_id=1225](https://daac.ornl.gov/cgi-bin/dsviewer.pl?ds_id=1225) (2016).
45. Huntzinger, D. N. et al. The North American carbon program multi-scale synthesis and terrestrial model intercomparison project - Part 1: overview and experimental design. *Geosci. Model Dev.* 6, 2121–2133 (2013).
46. Huntzinger, D. N. et al. NACP MsTMIP: Global 0.5-degree Model Outputs in Standard Format, Version 2.0, ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA [https://daac.ornl.gov/NACP/guides/NACP\\_MsTMIP\\_TBMO\\_V2.html](https://daac.ornl.gov/NACP/guides/NACP_MsTMIP_TBMO_V2.html) (2021).
47. Tao, B. et al. Terrestrial carbon balance in tropical Asia: contribution from cropland expansion and land management. *Glob. Planet. Change* 100, 85–98 (2013).
48. Ren, W. et al. Spatial and temporal patterns of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in China's croplands in response to multifactor environmental changes. *Tellus* 63, 222–240 (2011).
49. Tian, H. et al. Century-scale responses of ecosystem carbon storage and flux to multiple environmental changes in the southern United States. *Ecosystems* 15, 674–694 (2012).
50. Yu, Z., Lu, C., Cao, P. & Tian, H. Long-term terrestrial carbon dynamics in the Midwestern United States during 1850–2015: roles of land use and cover change and agricultural management. *Glob. Change Biol.* 12, 3218–3221 (2018).
51. Yang, X., Jin, X., Guo, B., Long, Y. & Zhou, Y. Research on reconstructing spatial distribution of historical cropland over 300 years in traditional cultivated regions of China. *Glob. Planet. Change* 128, 90–102 (2015).
52. Liu, S., Wu, S. & Wang, H. Managing planted forests for multiple uses under a changing environment in China. *N. Z. J. For. Sci.* 44, 1–10 (2014).
53. Yu, Z. et al. Mapping forest type and age in China's plantations. *Sci. Total Environ.* 744, 140790 (2020).
54. Zhang, Y. & Song, C. Impacts of afforestation, deforestation, and reforestation on forest cover in China from 1949 to 2003. *J. For.* 104, 383–387 (2006).
55. Liu, J., Li, S., Ouyang, Z., Tam, C. & Chen, X. Ecological and socio-economic effects of China's policies for ecosystem services. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 104, 9477–9482 (2008).
56. Liu, Z., Yang, P., Wu, W. & You, L. Spatiotemporal changes of cropping structure in China during 1980–2011. *J. Geogr. Sci.* 28, 1659–1671 (2018).
57. Li, H., Zhang, W., Zhang, F., Du, F. & Li, L. Chemical fertilizer use and efficiency change of main grain crops in China. *Plant Nutr. Fertil. Sci.* 16, 1136–1143 (2010).
58. Zhang, B. et al. Global manure nitrogen production and application in cropland during 1860–2014: A 5 arcmin gridded global dataset for Earth system modeling. *Earth Syst. Sci. Data* 9, 667–678 (2017).
59. Peng, S., Ding, Y., Liu, W. & Li, Z. 1 km monthly temperature and precipitation dataset for China from 1901 to 2017. *Earth Syst. Sci. Data* 11, 1931–1946 (2019).
60. Yu, Z. et al. Natural forests exhibit higher carbon sequestration and lower water consumption than planted forests in China. *Glob. Change Biol.* 25, 68–77 (2019).
61. Tang, W., Yang, K., Qin, J., Li, X. & Niu, X. A 16-year dataset (2000–2015) of high-resolution (3 h, 10 km) global surface solar radiation. *Earth Syst. Sci. Data* 11, 1905–1915 (2019).
62. Wei, Y. et al. The North American carbon program multi-scale synthesis and terrestrial model intercomparison project—Part 2: Environmental driver data. *Geosci. Model Dev.* 7, 2875–2893 (2014).
63. Wei, Y. et al. NACP MsTMIP: Global and North American Driver Data for Multi-Model Intercomparison. *Data Set* (2014).
64. Jia, Y. et al. A spatial and temporal dataset of atmospheric inorganic nitrogen wet deposition in China (1996–2015). *Sci. Data Bank* 4, 76–83 (2018).
65. Tian, H. et al. Global soil nitrous oxide emissions since the pre-industrial era estimated by an ensemble of terrestrial biosphere models: Magnitude, attribution, and uncertainty. *Glob. Change Biol.* 25, 640–659 (2019).
66. Tian, H. et al. A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks. *Nature* 586, 248–256 (2020).
67. Tian, H. et al. Model estimates of net primary productivity, evapotranspiration, and water use efficiency in the terrestrial ecosystems of the southern United States during 1895–2007. *Ecol. Manag.* 259, 1311–1327 (2010).
68. Ren, W. et al. Impacts of tropospheric ozone and climate change on net primary productivity and net carbon exchange of China's forest ecosystems. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20, 391–406 (2011).
69. Tian, H. et al. Climate and land use controls over terrestrial water use efficiency in monsoon. *Asia. Ecol. Manag.* 4, 322–340 (2011).
70. Tian, H. et al. Net exchanges of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O between China's terrestrial ecosystems and the atmosphere and their contributions to global climate warming. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 116, 1–13 (2011).
71. Yu, Z., You, W., Agathokleous, E., Zhou, G. & Liu, S. Forest management required for consistent carbon sink in China's forest plantations. *For. Ecosyst.* 8, 1–9 (2021).
72. Peters, W. et al. An atmospheric perspective on North American carbon dioxide exchange: CarbonTracker. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 104, 18925–18930 (2007).
73. Thompson, R. L. et al. Top-down assessment of the Asian carbon budget since the mid 1990s. *Nat. Commun.* 7, 1–10 (2016).
74. Jiang, F. et al. A comprehensive estimate of recent carbon sinks in China using both top-down and bottom-up approaches. *Sci. Rep.* 6, 1–9 (2016).
75. Xu, X., Cao, M. & Li, K. Temporal-spatial dynamics of carbon storage of forest vegetation in China. *Prog. Geogr.* 26, 1–10 (2007).
76. Huang, Y. & Sun, W. Changes in topsoil organic carbon of croplands in mainland China over the last two decades. *Sci. Bull.* 51, 1785–1803 (2006).
77. Lal, R. Offsetting China's CO<sub>2</sub> emissions by soil carbon sequestration. *Clim. Change* 65, 263–275 (2004).

## 致谢

国家重点研发计划项目(No. 2021YFD2200405)、国家自然科学基金项目(No. 32001166、No. 42130506、No. 42071031)、NUIST人才引进创业基金项目(No. 2019r059、003080)资助。江苏高等学校自然科学基金项目(20KJB170013)资助。我们感谢赫基和MsTMIP建模组提供的模型仿真数据。多尺度综合与地面模式比对项目(MsTMIP)资助<https://nacc.ornl.gov/MsTMIP.shtml>活动由NASA ROSES Grant # NNX10AG01A提供。橡树岭国家实验室(ORNL)的建模与综合主题数据中心为准备、记录和分发模型驱动和输出数据提供了数据管理支持。<https://nacc.ornl.gov>，由NASA ROSES Grant资助# NNX10AN681。最终确定的MsTMIP数据



产品在ORNL DAAC (<https://daac.ornl.gov>)存档。G.R.K.在此感谢NUIST授予龙山教授称号。根据DE-AC05-1008 00OR22725 合同, ORNL由UT-Battelle有限责任公司为DOE管理。本手稿由UT-Battelle有限责任公司共同撰写, 合同编号:DE-AC05-00OR22725与美国能源部。美国政府保留和出版商, 通过接受文章的出版, 承认美国政府保留一项非排他性的, 付费的, 不可撤销的, 全球许可, 以出版或复制该手稿的出版形式, 或允许其他人为美国政府的目的这样做。能源部将根据DOE公共访问计划(<http://energy.gov/downloads/doe-public-access-plan>)向公众提供这些由联邦政府资助的研究成果。

## 作者贡献

Z.Y, G.Y.Z和S.R.L.构思并设计了这项研究。z.y开发LUCC数据集, 进行模型模拟, 分析模型结果, 与S.R.L.共同撰写论文, r.a.h提供森林面积数据。p.c.、s.p.、c.l.、h.t.、e.a.、g.r.k.、s.s.、d.g.、X.Y.、a.w.、p.f.和A.K.J.则提供了实质性修订的建议。所有作者都对原稿进行了审阅和贡献。

## 利益竞争

作者声明没有利益竞争。

## 附加信息

补充信息在线版本包含补充资料, 可在<https://doi.org/10.1038/s41467-022-32961-2>上获得。

通信和索取材料请发至刘世荣或周国义。

同行评议信息《自然通讯》感谢David Ellison和其他匿名审稿人对本文同行评议的贡献。

转载及许可信息请访问<http://www.nature.com/reprints>

出版商施普林格《自然》杂志对已出版地图中的司法管辖主张和机构从属关系保持中立。

本文遵循知识共享署名4.0国际许可协议, 该协议允许以任何媒介或格式使用、共享、改编、分发和复制, 只要您适当地注明原作者和来源, 并提供知识共享许可协议的链接。并注明是否进行了修改。本文中的图像或其他第三方材料包含在本文的知识共享许可协议中, 除非在材料的署名中另有说明。如果材料未包含在文章的知识共享许可中, 并且您的预期用途不被法律法规允许或超过允许的用途, 您将需要直接从版权所有者处获得许可。要查看此许可协议的副本, 请访问<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>。

©作者2022

<sup>1</sup>Institute of Ecology and School of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing, China. <sup>2</sup>Key Laboratory of Forest Ecology and Environment, China's National Forestry and Grassland Administration, Ecology and Nature Conservation Institute, Chinese Academy of Forestry, Beijing, China. <sup>3</sup>Research Center for Global Changes and Ecosystem Carbon Sequestration & Mitigation, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing, China. <sup>4</sup>Laboratoire des Sciences du Climat et l'Environnement, CEA CNRS UVSQ Gif-sur-Yvette, Gif-sur-Yvette, France. <sup>5</sup>Sino-French Institute for Earth System Science, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing, China. <sup>6</sup>Woodwell Climate Research Center, Falmouth, MA, USA. <sup>7</sup>Department of Ecology, Evolution, and Organismal Biology, Iowa State University, Ames, IA, USA. <sup>8</sup>Schiller Institute for Integrated Science and Society, Department of Earth and Environmental Sciences, Boston College, Chestnut Hill, MA, USA. <sup>9</sup>School of Geographical Sciences, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing, China. <sup>10</sup>Department of Infrastructure Engineering, University of Melbourne, Parkville, Melbourne, Australia. <sup>11</sup>Department of Hydraulic Engineering, Tsinghua University, Beijing, China. <sup>12</sup>College of Life and Environmental Sciences, University of Exeter, Exeter, UK. <sup>13</sup>School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing, China. <sup>14</sup>Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, USA. <sup>15</sup>College of Engineering, Mathematics and Physical Sciences, University of Exeter, Exeter, UK. <sup>16</sup>University of Illinois, Urbana-Champaign, Urbana, IL, USA. e-mail: [liusr@caf.ac.cn](mailto:liusr@caf.ac.cn); [gyzhou@nuist.edu.cn](mailto:gyzhou@nuist.edu.cn)

