



面向可持续发展目标的中国红树林近50年变化分析

贾明明¹, 王宗明^{1*}, 毛德华¹, 黄春林², 路春燕^{3,4}

1. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 中国科学院湿地生态与环境重点实验室, 长春 130102;

2. 中国科学院西北生态环境资源研究院, 甘肃省遥感重点实验室, 兰州 710000;

3. 福建农林大学计算机与信息学院, 福州 350002;

4. 福建农林大学福建省资源环境空间信息统计研究中心, 福州 350002

* 联系人, E-mail: zongmingwang@iga.ac.cn

2020-11-01 收稿, 2021-03-20 修回, 2021-03-31 接受, 2021-04-22 网络版发表

中国科学院A类战略性先导科技专项(XDA19040500)、科技基础资源调查专项(2019FY100607, 2017FY100706)和中国科学院青年创新促进会(2021227)资助

摘要 红树林作为独特的海陆过渡湿地, 具有极高的生态系统服务价值. 红树林的保护、管理和恢复与多项联合国可持续发展目标(Sustainable Development Goals, SDGs)密切相关. 然而, 迄今还没有面向SDGs的中国红树林时空变化分析. 本研究利用Landsat系列卫星数据和面向对象分析方法解译1973~2020年中国红树林生长区的土地覆被, 得出近50年红树林及其与周边土地覆被类型的时空变化和相互转化. 结合红树林的保护和恢复等政策, 探讨SDGs在中国红树林方面的实施进展. 结果表明: 由于农田和养殖池扩张等因素, 1973~2000年中国红树林面积减少30199 ha($1\text{ ha}=1\times 10^4\text{ m}^2$)(约占1973年的62%); 2000~2020年, 由于中国政府的大力保护和造林, 全国新增红树林9408 ha, 红树林总面积基本恢复到1980年的水平; 1973~2020年, 中国滨海一直生长有红树林的陆表面积为8657 ha, 仅占1973年红树林总面积的18%. 从SDGs元年(2015年)到目标完成年(2020年), 中国沿海新增25%的红树林; 截至2020年9月, 中国红树林保护区面积占生长区的16%, 77%的红树林得到良好的保护, 国家级经济特区中实施基于生态系统管理措施的比例达80%. 近年来, 中国政府颁布了一系列的法律、法规和行动计划以达到停止毁林、恢复红树林的目的, 中国红树林的保护和恢复已基本达到了相关SDGs的规定. 本工作的研究方法、数据集和结论可为监测和评估中国乃至全球落实可持续发展议程提供方法借鉴和数据基础.

关键词 联合国可持续发展目标(SDGs), 红树林生态系统, Landsat影像, 中国东南沿海, 生态保护, 生态恢复

红树林是生长在热带、亚热带海岸潮间带或河流入海口的湿地木本植物群落, 是全球生产力最高的生态系统之一^[1,2]. 由于其独特的海陆过渡特征, 红树林在维持滨海生态稳定、促进海陆能量循环中起着重要作用^[3,4]. 同时, 红树林沉积过程中能够封存大量有机碳, 在减缓全球变暖等气候变化中扮演着重要角色^[5,6]. 此外, 红树林因具有防风消浪, 促淤造陆, 净化水质, 为人类供给社会经济产品, 为水禽提供栖息地, 为鱼、

虾、蟹、贝类营造生长繁殖环境等重要生态功能和价值, 被列为国际湿地生态保护和生物多样性保护的重要对象^[1,7,8]. 然而, 在过去的一个世纪, 全球67%的红树林遭到不可逆破坏, 其受威胁程度高于热带雨林和其他内陆森林^[9,10]. 按照这种趋势继续发展, 全球红树林将在100年内全部消失, 其独特的经济、社会、生态价值将荡然无存, 沿海居民将直接暴露于台风、海啸等自然灾害面前, 大量动物将无处繁殖和栖息^[11,12]. 因此,

引用格式: 贾明明, 王宗明, 毛德华, 等. 面向可持续发展目标的中国红树林近50年变化分析. 科学通报, 2021, 66: 3886–3901

Jia M M, Wang Z M, Mao D H, et al. Spatial-temporal changes of China's mangrove forests over the past 50 years: An analysis towards the Sustainable Development Goals (SDGs) (in Chinese). Chin Sci Bull, 2021, 66: 3886–3901, doi: [10.1360/TB-2020-1412](https://doi.org/10.1360/TB-2020-1412)

保障红树林生态系统的可持续发展关乎人类福祉。

2015年9月,联合国可持续发展峰会正式通过了《2030年可持续发展议程》(Sustainable Development Goals, SDGs)。该议程涵盖了17个全球可持续发展目标(SDGs)和169个具体目标(Targets),是包括社会、经济、环境三大方面的综合目标体系^[13~15]。2016年3月,联合国统计委员会又确定了包含230个指标(Indicators)的全球指标框架,作为具有实际意义的起点,以监测并跟踪SDGs进展情况。根据Cherrington等人^[16]和Friess等人^[17]的总结,SDG 6、SDG 14和SDG 15中的Target 6.6、Target 14.2、Target 14.5和Target 15.2与红树林的保护、管理和恢复工作密切相关(表1)。事实上,在SDGs的制定过程中红树林生态系统得到了联合国的极大关注。Amezaga等人^[18]指出,虽然Target 6.6包含了山地、森林、湿地、河流、地下含水层和湖泊,但是在制定Indicator 6.6.1森林生态系统中,联合国只考虑了红树林生态系统。

目前,国际上已有一系列关于红树林与SDGs的研究。联合国经济和社会事务部(United Nations Department of Economic and Social Affairs, UN-DESA)^[10]提出红树林的保护、恢复和可持续管理是实现SDG 14的关键,并全面总结了全球红树林管理和保护的相关组织、政策、会议和行动。其中,全球红树林联盟(Global Mangrove Alliance, GMA)在2018年提出“到2030年,恢复20%的红树林”的目标,得到了众多国家和国际环保组织的认可。Friess等人^[17]系统梳理了保护红树林对实现SDG 14的贡献,认为应进一步加强红树林的保护和开发规划。Cherrington等人^[16]利用遥感数据对中美洲

伯利兹国1996~2017年红树林的空间范围变化进行分析,得出结论:伯利兹红树林保护状态已达到Target 14.5(表1)的要求;虽然伯利兹全国13%的沿海地区得到了保护,但是红树林仍然呈现逐年退化的趋势,需要加强管理和保护政策以期达到Target 15.2和Target 6.6(表1)的要求。近年来,中国红树林的保护和恢复工作卓有成效,关于红树林面积增加的研究结论屡见不鲜^[19~21]。然而,这些研究只分析了红树林面积变化情况,没有针对红树林与SDGs进行探讨。目前,国内面向SDGs的红树林变化研究有两例:(1)2019年中国科学院发布的《地球大数据支撑可持续发展目标报告》中的“东南亚红树林动态监测”章节;(2)2020年中国科学院发布的《地球大数据支撑可持续发展目标报告》中的“中国沼泽湿地时空动态”章节。然而,这两个章节作为Target 6.6的案例,仅列出红树林面积、分布及变化,并没有面向SDGs进行中国红树林的保护、管理和恢复情况的系统分析。

综合已有研究结果以及红树林相关指标框架(表1)可得知,面向SDGs的红树林保护、管理和恢复研究,最根本的指标是摸清红树林空间范围随时间的变化^[22]。遥感技术为定量分析和评价红树林SDGs提供了重要的定量手段,已在红树林与SDG 6^[23]和SDG 15^[24,25]等目标的评估中成功应用^[26]。另外,非洲的加纳和贝宁政府也在利用遥感技术监测和管理红树林生态系统,以期兑现关于SDG 15的承诺^[27]。

当前,国际和国内已发表的红树林监测结果众多,仅全球尺度的红树林空间分布数据集就有7套^[4,28~32]。然而,Thomas等人^[33]指出,已有的红树林空间分布数据

表 1 与红树林保护、管理和恢复工作密切相关的可持续发展目标、具体目标和指标

Table 1 Sustainable Development Goals (SDGs), targets, and indicators related to mangrove protection, management, and restoration

目标(Goal)	具体目标(Target)	指标(Indicator)
SDG 6: 为所有人提供水和环境卫生并对其进行可持续管理	Target 6.6: 到2020年,保护和恢复与水有关的生态系统,包括山地、森林、湿地、河流、地下含水层和湖泊	Indicator 6.6.1: 与水有关的生态系统范围随时间的变化
SDG 14: 保护和可持续利用海洋和海洋资源以促进可持续发展	Target 14.2: 到2020年,通过加强抵御灾害能力等方式,可持续管理和保护海洋与沿海生态系统,以免产生重大负面影响,并采取行动帮助它们恢复原状,使海洋保持健康,物产丰富	Indicator 14.2.1: 国家级经济特区当中实施基于生态系统管理措施的比例
	Target 14.5: 到2020年,根据国内和国际法,并基于现有的最佳科学资料,保护至少10%的沿海和海洋区域	Indicator 14.5.1: 保护区面积占海洋区域的比例
SDG 15: 保护、恢复和促进可持续利用陆地生态系统,可持续管理森林,防治荒漠化,制止和扭转土地退化,遏制生物多样性的丧失	Target 15.2: 到2020年,推动对所有类型森林进行可持续管理,停止毁林,恢复退化的森林,大幅增加全球植树造林和重新造林	Indicator 15.2.1: 实施可持续森林管理的进展

集的数据源、数据生产时间和方法十分杂乱,不适用于跟踪SDGs的长期进展情况。此外,绝大部分大尺度红树林研究仅关注红树林单一生态系统的时空动态变化,缺乏红树林与其他生态系统的转化分析,不能全面、深入地支持面向SDGs的红树林保护、管理和恢复研究。另一方面,红树林相关SDGs均为“到2020年,实现……”(表1),然而,截至2020年11月,尚缺乏以2020年为目标完成年的SDGs进展研究。

基于以上分析,本研究首先利用一致的遥感数据源和图像解译方法生产1973(可获取大尺度遥感影像的最早年份)、1980、1990、2000、2010、2015(SDGs元年)和2020年(红树林相关SDGs完成时间)中国红树林及其周边土地覆被类型变化数据集,分析近50年中国红树林的空间范围变化及其转入转出情况;然后,结合相关政策,探讨SDGs在中国红树林生态系统保护与管理方面的实施和完成情况,以期评估中国乃至全球落实联合国可持续发展议程提供方法借鉴和数据基础。

1 研究区与数据源

1.1 中国红树林分布区

中国红树林分布的南界是海南省三亚市($18^{\circ}12'N$),自然分布的北界是福建省福鼎市($27^{\circ}20'N$)^[34],人工引种的最北界为浙江省舟山市($29^{\circ}32'N$)^[35]。舟山市至三亚市之间的中国东南沿海地区($18^{\circ}12' \sim 29^{\circ}32'N$, $108^{\circ}03' \sim 122^{\circ}00'E$; 图1)包含约14700 km海岸线,横跨8个省区(广西、海南、广东、香港、澳门、福建、台湾和浙江)。本研究将1973、1980、1990、2000、2010、2015和2020年有红树林生长的所有区域及其周边1 km缓冲区定义为中国红树林分布区。中国红树林分布区属于热带、亚热带海洋性季风气候,夏季炎热多雨,冬季温暖潮湿,气温高,日照充足,年均温 $21 \sim 25^{\circ}C$,最冷月均温 $7.4 \sim 21^{\circ}C$ ^[12]。该区降雨丰富,相对湿度大,年均降水量为1200~2200 mm。东南沿海地势低洼,地质条件复杂,海岸线类型多样,主要包括淤泥质海岸、砂质海岸和基岩海岸。滨海潮汐类型多样,福建和浙江沿海多为规则半日潮,广东和台湾东部沿海主要是不规则半日潮,北部湾沿海是规则全日潮,海南东部和台湾西部沿海为不规则全日潮(图1)。

根据生态环境部2015年发布的《全国自然保护区名录》,并对2015~2020年东南沿海新建的自然保护区

进行文献分析和网站调研,统计出目前东南沿海共有48个湿地保护区的保护对象包含红树林(图1):包括7个国家级自然保护区(其中5个为国际重要湿地)、10个省级自然保护区(其中2个为国际重要湿地)和31个市级自然保护区。另外,根据湿地中国官方网站(<http://www.shidi.org/>)上的信息,截至2020年9月,中国沿海共有16个国家级湿地公园内包含红树林湿地。

1.2 遥感与地面参考数据集

本研究的遥感数据源为美国陆地资源卫星Landsat系列,由美国地质调查局的地球资源观测与科学中心(USGS/EROS)下载获得。Landsat系列卫星自1972年发射以来,已连续服务于全球环境监测近50年,是目前可提供最长时序数据的遥感数据源。为避免潮汐淹没红树林带来的不确定性,在遥感影像选取时,尽量选择低潮时期影像(潮高低于0.5 m)。经过筛选,本研究共下载1973年Landsat-1影像14景、1980年Landsat-2/3影像16景、1990年Landsat-5影像26景、2000年Landsat-5/7影像26景、2010年Landsat-5影像30景、2015年Landsat-8影像40景、2020年Landsat-8影像40景。其中Landsat-1/2/3影像的空间分辨率为60 m, Landsat-5/7/8影像的空间分辨率为30 m。利用ENVI工具对所有影像进行辐射定标和大气校正,得到地物的真实光谱特征。由于沿海地区云雨天气较多,少部分红树林分布区在特定年份缺少可用影像,缺少的影像包括:台湾西部和浙江沿岸1973和1980年影像,海南北部、广东雷州半岛南部、香港1980年影像。为使时间序列研究结果具有可比性,本研究利用同一区域相邻最近年份的无云影像对缺失影像区进行填补。

地面调查分别开展于2011年6~11月、2015年10月至2016年1月、2019年11月至2020年1月。调查过程中,研究人员利用手持GPS对红树林及其周边的土地覆被类型进行定位并记录,无法进入的林区采用无人机低空航拍收集地面数据。本研究采用2011、2015和2020年的地面调查样点分别代表2010、2015和2020年的地表真实状况。这3个时期的地面调查样点分别有2579个(包括红树林样点1241个、其他土地覆被样点1338个)、4892个(包括红树林样点2686个、其他土地覆被样点2206个)和17246个(包括红树林样点7742个、其他土地覆被样点9504个),另有无人机航拍图片29873张。为了收集1973、1980和1990年的地面参考数据,本研究获取已发表文献、历史地图、历史航拍和高分辨率

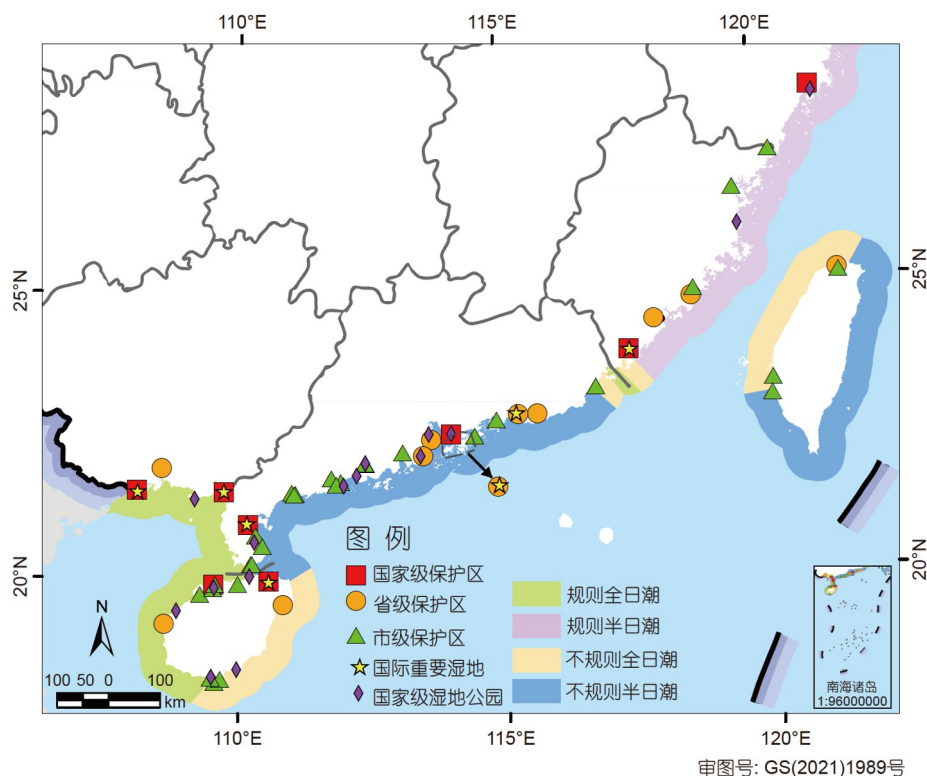


图1 研究区概况及红树林保护区和国家湿地公园分布

Figure 1 Overview of the study area, distribution of mangrove reserves and national wetland parks

卫星影像中的东南沿海地面参考数据, 并与当地红树林研究专家沟通, 获得更多的历史地面数据。1973、1980和1990年的地面参考样点分别有873个(其中红树林样点498个、其他土地覆被样点375个)、990个(其中红树林样点533个、其他土地覆被样点457个)和967个(其中红树林样点469个、其他土地覆被样点498个)。

2 中国红树林分布区土地覆被解译

2.1 面向对象分类及最优图像分割方法

面向对象分类法是指通过对影像的分割, 将相邻的同质像元组成对象^[36], 突破了传统遥感影像分类方法以像元为基本分类和处理单元的局限性, 以含有更多语义信息的对象为处理单元, 可实现较高层次的遥感图像分类^[37]。面向对象的遥感图像分类方法不仅基于光谱特征, 还利用影像的质地、纹理对影像进行分割和分类, 分类结果避免了斑点噪声, 具有良好的整体性^[38]。

图像分割是面向对象分类方法最基础也是最关键的一步, 直接决定分类结果的精度和分类过程的工作

量^[39]。为提高分割精度和效率, 本研究采用模糊逻辑分析方法(fuzzy-based segmentation parameter, FbSP)自动确定多尺度分割的最佳参数。FbSP通过一种监督训练过程及模糊逻辑分析方法, 以不一致性评价为思想去控制子对象的合并过程, 以至于最终子对象合并为目标对象从而获取最佳分割参数。本研究面向对象分类在eCognition 9.3.2软件中完成。

2.2 红树林空间范围提取

不同潮汐状态下, 红树林的光谱和纹理信息不尽相同。为尽量降低潮汐淹没带来的不确定性, 本研究首先判断影像的潮汐状态, 低潮影像和高潮影像中的红树林采用不同的分类方法。根据实地考察和遥感图像解译经验, 最简单的判断原则是低潮影像中红树林的向海一侧有大面积滩涂裸地, 高潮影像中红树林植物紧邻水面; 另外, 对于年代较近的影像, 可以采取查找潮汐表的方式确定卫星过境时的潮汐状态, 全球潮汐预报平台(<http://global-tide.nmdis.org.cn/>)和中国海事服务网(<https://www.cnss.com.cn/html/tide.html>)均能查询相关信息。在低潮影像中, 红树林完全裸露于潮滩之上,

光谱特征突出,与其他绿色植被相比,红树林在近红外和短波近红外波段反射率较低并且紧邻水边线^[40]。因此,本研究采用决策树分类方法,通过建立规则进行低潮影像中红树林空间范围的提取。在高潮影像中,部分红树林没有完全露出水面,本研究采用目视解译方法提取红树林对象。为了增强遥感图像中的红树林信息,对Landsat影像进行假彩色合成,红、绿、蓝通道分别显示Landsat的短波近红外、近红外、红波段。先前的研究指出,这种假彩色合成方案非常适合红树林的目视解译,在合成的影像中,红树林呈现深绿色、纹理光滑容易区分^[41]。本研究提取面积大于0.6 ha(1 ha=1×10⁴ m²)、郁闭度大于20%的红树林斑块。

采用上述方法可以最大程度地消除潮汐影响带来的不确定性,但是仍有部分生长于边缘的低矮红树林和海水混分,影响最终的分类精度。

另外,1973和1980年的卫星数据分辨率较低。为尽量保证遥感解译结果的一致性,本研究先对1990年的遥感图像进行解译,然后以1990年的红树林分布结果为底图,提取1980年的红树林空间分布信息,形成1980年中国红树林空间分布数据;同理,以1980年的分布结果为参考底图,完成1973年的红树林空间分布数据。

2.3 红树林周边土地覆被类型提取

针对东南沿海的景观特点,从研究目的和遥感制图角度出发,将研究区除红树林之外其他的土地覆被类型分为:其他林地、农田、草地、养殖池/水库、互花米草、人工表面和其他(包括河海水域和滩涂等自然土地覆被类型)。本研究采用集成面向对象与多层次决策树(hybrid object-based and hierarchical classification, HOHC)的方法对红树林周边土地覆被进行解译。HOHC分类方法先将影像分割为对象,然后根据不同影像对象的光谱、纹理和形状等特征,依据由易到难的原则进行逐层分类^[39,42]。

2.4 精度验证

本研究基于误差矩阵计算总体分类精度、Kappa系数和F1分数,来衡量红树林分布区土地覆被分类结果与地表真实情况的一致性。误差矩阵(也称混淆矩阵)是通过将每个地表真实像元的位置与分类图像中的相应位置相比较计算的。总体分类精度=被正确分类的像元总和/总像元数。Kappa系数采用一种多元技术,考虑误差矩阵的所有因素,测定两幅图之间吻合度或精度。

通常Kappa系数值在0.61~0.80表示高度一致性、0.81~1.00表示几乎完全一致。F1分数(F1 score)是统计学中用来衡量二分类模型精确度的一种指标。在衡量遥感解译精度时,表现为某一类型的制图精度和用户精度的调和平均数,即二倍的制图精度与用户精度之积除以制图精度与用户精度之和。F1分数越接近1,表明该土地覆被类型的遥感分类精度越高。

3 结果与分析

3.1 红树林及其周边景观分类精度

表2是根据实地采样点生成的2020年遥感解译结果的误差矩阵。2020年红树林生长区的土地覆被总体分类精度为90%, Kappa系数为0.89, 遥感分类结果与地表真实情况具有高度的一致性。其中红树林的用户精度和制图精度分别为95%和96%, F1分数为0.95, 表明红树林类型的解译精度很高。1973、1980、1990、2000、2010和2015年研究区其他土地覆被的总体分类精度分别为73%、75%、80%、85%、90%和92%, Kappa系数分别为0.68、0.74、0.78、0.81、0.86和0.88, 红树林类型的F1分数分别为0.76、0.81、0.85、0.90、0.92和0.94。如表2所示,各年份分类精度基本符合进一步分析的要求。

3.2 1973~2020年中国红树林时空特征

近50年中国红树林面积变化如图2(a)所示。1973~2020年中国红树林的面积先减少后增加,其中1973~2000年全国红树林减少了30199 ha,约62%的红树林消失;2000~2020年红树林面积增加9408 ha,增长51%。2020年中国红树林的总面积基本恢复到1980年水平。如图2(b)所示,不同省份红树林面积变化的情况不尽相同。广东、香港和澳门红树林面积变化最为剧烈,1973~1980年红树林急剧减少(2936 ha/a),1980~2000年红树林面积继续降低(482 ha/a),2000~2020年面积稳步增长(378 ha/a),截至2020年广东、香港和澳门红树林面积已恢复到1990年水平。广西红树林面积增加最为显著,截至2020年广西沿海的红树林面积超过了1973年的水平。

近50年不同时期中国红树林空间分布情况如图3(a)~(h)所示。中国95%的红树林生长于广东、广西和海南沿岸,其中广西海岸带红树林分布密度最大。虽然2020年全国红树林的面积基本恢复到1980年水平,但

表 2 2020年红树林分布区土地覆被分类结果的误差矩阵

Table 2 Confusion matrix of land cover classification of China's mangrove distribution area in 2020

类型	红树林	互花米草	其他林地	草地	农田	养殖池/水库	人工表面	其他
红树林	3584	19	96	6	1	3	3	44
互花米草	60	785	23	15	6	57	1	15
其他林地	29	18	2438	8	68	26	21	83
草地	9	22	34	760	41	19	0	1
农田	2	0	25	17	2431	4	55	9
养殖池/水库	0	11	8	28	97	1720	37	4
人工表面	0	2	32	0	22	5	1585	0
其他	58	10	98	15	83	152	145	2296
用户精度	95%	82%	91%	86%	96%	90%	96%	80%
制图精度	96%	91%	89%	90%	88%	87%	86%	94%
F1分数	0.95	0.86	0.90	0.88	0.92	0.89	0.91	0.87
总体分类精度	90%			Kappa系数			0.89	

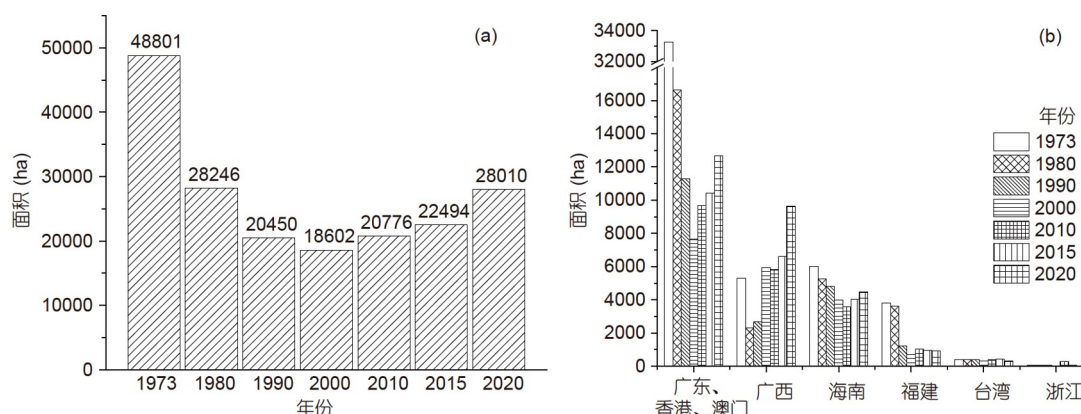


图 2 1973~2020年全国(a)及各省(b)红树林的面积变化

Figure 2 Areal extent changes of China's mangrove forests in national scale (a) and province scale (b) during 1973–2020

是红树林分布的地理空间发生了很大的变化。1973~2020年间,中国滨海一直生长有红树林的陆表面积为8657 ha,仅占1973年红树林总面积的18%。广西的珍珠港、北海、山口,广东的湛江、阳西、后海湾和海南的东寨港、清澜港等地存在面积较大的未变化斑块(图3(h))。

3.3 省级以上保护区内红树林时空变化

目前,中国沿海共有17个省级以上红树林自然保护区,近50年保护区内红树林面积的变化如表3所示。大部分保护区内的红树林面积呈先减少后增加的变化趋势,面积开始恢复的年份与保护区建立的时间基本一致。1973~2020年间,海南东寨港红树林面积持续增

加,清澜港红树林面积先增加后减少,广东海丰红树林面积先急剧减少,后略有回升。2020年红树林面积最大的保护区是广东湛江(2586 ha),其次为广西茅尾海(2287 ha),红树林面积最小的保护区是广东海丰。

2020年深圳福田、广西山口、海南东寨港和香港米埔保护区内的红树林面积明显大于各自1973年的红树林面积。根据野外调查和文献调研,造成红树林面积大幅增加的主要原因分别为:(1)深圳福田红树林保护区成立于1984年,深圳市政府一直非常重视红树林的保护和恢复工作,大面积栽植红树林^[43];(2)广西山口是中国最早进行人工栽植红树林实验的地区,也是栽植成活率最高的区域^[12];(3)海南东寨港红树林自然保护区自1980年成立以来,红树林得到了良好的保护,自

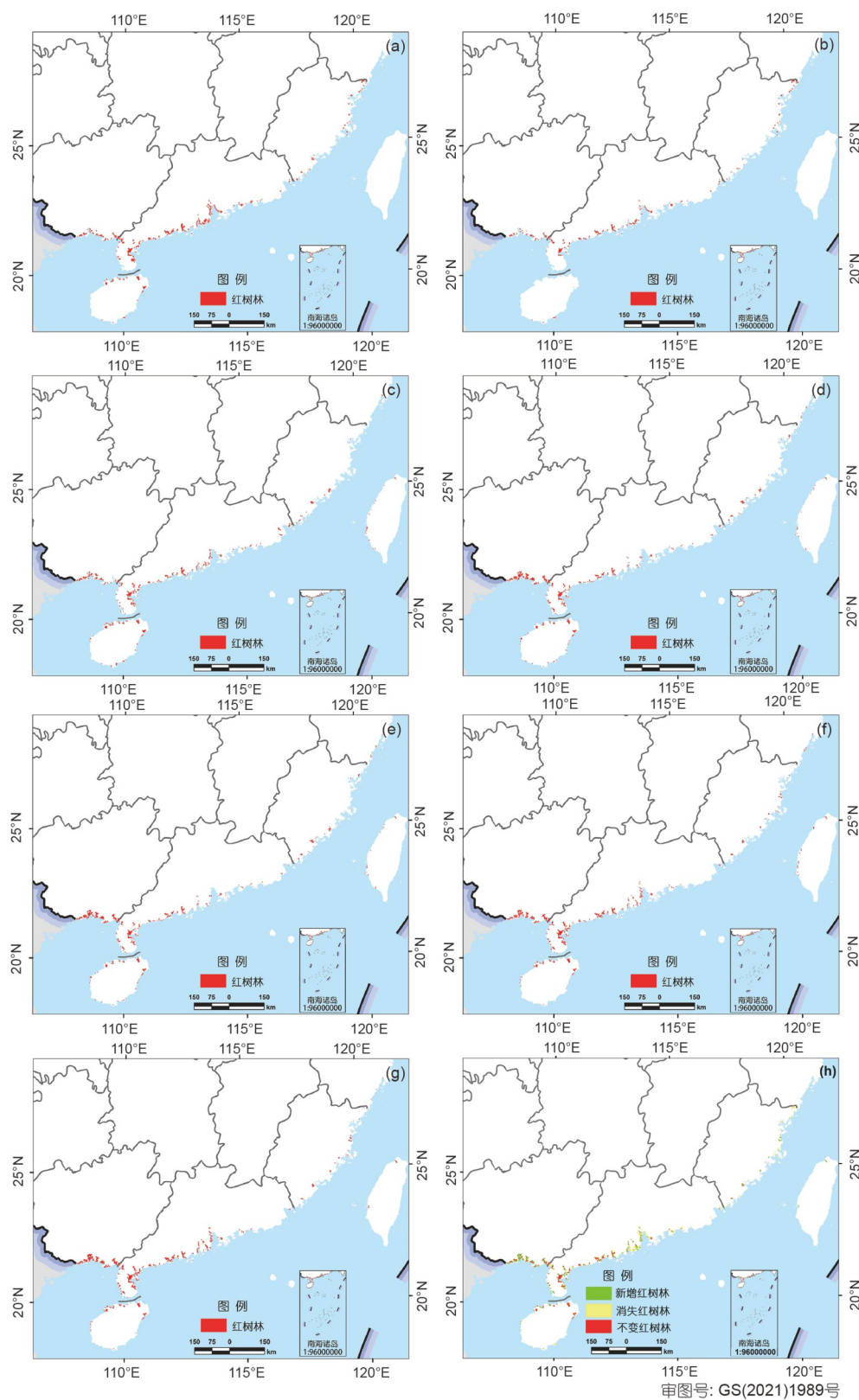


图 3 1973~2020年中国红树林空间分布及各省红树林的面积比例

Figure 3 Distribution of China's mangrove forests and the proportion of mangrove forest area in each province during 1973–2020

表 3 1973~2020年全国省级以上红树林自然保护区内红树林面积变化^{a)}

Table 3 Areal extent changes of mangrove forests in national and provincial nature reserves during 1973–2020

名称	级别	始建时间 (年)	面积(ha)						
			1973年	1980年	1990年	2000年	2010年	2015年	2020年
漳江口	国家级	1992	122	64	35	90	101	108	103
福田	国家级	1984	42	28	63	69	113	132	154
湛江	国家级	1990	3864	—	1935	1979	2254	1935	2586
山口	国家级	1990	744	584	193	598	702	800	922
北仑河口	国家级	1985	1039	747	440	720	873	838	1094
东寨港	国家级	1980	1069	—	1227	1220	1234	1426	1686
乐清西门岛	国家级	2005	—	—	10	8	10	11	13
九龙江口	省级	1988	252	242	241	234	311	277	276
泉州湾	省级	2001	210	198	178	158	130	153	185
淡水河	省级	1986	—	—	89	112	131	148	189
海丰	省级	1998	398	151	105	29	29	2.8	7.02
米埔	省级	1976	331	273	231	347	454	560	549
路氹城	省级	2003	20	—	—	2	4	14	19
淇澳岛	省级	2000	87	59	38	81	133	512	500
茅尾海	省级	2005	331	156	270	1764	1782	1134	2287
清澜港	省级	1981	1588	—	2175	1594	1713	778	975
东方	省级	2004	—	—	4	30	49	51	68

a) “—”代表缺少当年的影像

然扩张和人工栽植红树林同时起作用^[20]; (4) 香港米埔红树林自然保护区成立于1976年, 政府部门严格管控进入保护区的人员, 由于环境适宜, 区内红树林迅速自然扩张^[43].

3.4 红树林与周边土地覆被的相互转化

1973~2020年红树林与周边土地覆被的相互转化如图4所示. 1973~2000年红树林景观呈净流失状态, 主要变为人工土地覆被类型(农田、养殖池/水库、人工表面)和其他(滩涂). 表4统计了1973~2000年各种人工土地覆被类型直接占用红树林的面积: 1973~1980年农田占用红树林面积最大(6314 ha), 其次是养殖池/水库(4757 ha); 1980~1990年养殖池/水库侵占红树林的面积最大(5359 ha), 其次是农田(3328 ha); 1990~2000年红树林转化为养殖池/水库池的面积依然较大(5139 ha), 转化为农田的面积明显减少(1824 ha). 2000~2020年红树林呈净增加状态, 主要由其他(主要为滩涂)和养殖池/水库转化而来. 另外, 近50年, 红树林周边的养殖池/水库急剧扩张, 大面积农田和滩涂被改造为养殖池/水库; 人工表面扩张十分明显, 主要占用的是农田, 直接占用

红树林的面积较小. 1980~2020年, 红树林周边互花米草面积由348 ha增长至8601 ha, 主要侵占红树林周边滩涂, 直接侵占红树林的面积为1198 ha.

4 讨论

4.1 Target 6.6在中国红树林方面的实施和完成情况

Target 6.6: 到2020年, 保护和恢复与水有关的生态系统, 包括山地、森林、湿地、河流、地下含水层和湖泊.

根据联合国统计委员会发布的全球指标框架“Indicator 6.6.1: 与水有关的生态系统范围随时间的变化”是监测并跟踪Target 6.6进展情况的指标. 本研究用红树林面积随时间的变化来评估Target 6.6在中国红树林生态系统的实施进展和完成情况.

如图2和3所示, 中国红树林的面积变化可以分为两个阶段. 第一个阶段: 1973~2000年由于围海造田(20世纪50~70年代)、围塘养殖(20世纪80年代以来)以及城市化和海岸带工业交通设施建设(20世纪90年代以来), 大面积红树林被改造为农田、养殖池/水库和人工

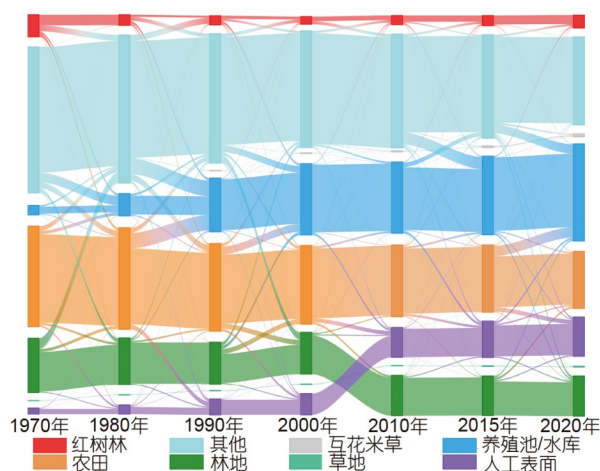


图 4 1973~2020年红树林与周边景观相互转化

Figure 4 Conversion between mangrove forest and other land cover types during 1973–2020

表 4 1973~2000年红树林转化为人工土地覆被类型的面积(ha)

Table 4 Area of mangrove forest converted to man-made land cover types during 1973–2020 (ha)

土地覆被变化	1973~1980年	1980~1990年	1990~2000年
红树林-农田	6314	3328	1824
红树林-养殖池/水库	4757	5359	5139
红树林-人工表面	178	556	405

表面。如图5(a)~(c)所示, 1973~2000年间海南东寨港三江农场沿岸670 ha的红树林被围垦。这些红树林生首先被开垦为农田, 后因产量低, 被改造为椰林, 再后为了创造更高的经济利益, 被进一步改造为养殖池^[44]。如图5(d)~(f)所示, 1973~2000年广东湛江通明海地区2322 ha红树林被开垦为养殖池。第二个阶段: 2000~2020年政府大力保护红树林生态系统, 并在有条件的地区开展恢复和造林, 红树林面积快速增加。图5(g)~(i)分别是广西北海、广东电白和海南东寨港栽植的红树林, 从遥感影像中可以清晰地看到红树林排列整齐, 具有明显的人工栽植痕迹。

SDGs实施至今(2015~2020年), 中国红树林面积净增长25%, 保护和恢复的效果非常显著。不仅完成了Target 6.6设定的目标, 还提前10年完成了全球红树林联盟提出的“到2030年, 恢复20%的红树林”的目标。目前, 中国红树林面积基本恢复到1980年水平。

4.2 Target 14.2在中国红树林方面的实施和完成情况

Target 14.2: 到2020年, 通过加强抵御灾害能力等

方式, 可持续管理和保护海洋和沿海生态系统, 以免产生重大负面影响, 并采取行动帮助它们恢复原状, 使海洋保持健康, 物产丰富。

根据联合国统计委员会发布的全球指标框架, “Indicator 14.2.1: 国家级经济特区当中实施基于生态系统管理措施的比例”是衡量Target 14.2的指标。由于“实施基于生态系统管理措施的比例”这一描述比较模糊, 本研究采用“国家级经济特区当中颁布有生态系统管理和保护措施的法律法规的比例”作为衡量指标。

当前, 中国共有7个国家级经济特区。这些经济特区享有全国人大赋予的地方立法权, 其中沿海特区共有5个(深圳、珠海、汕头、厦门和海南), 均有红树林分布。深圳市是我国第一个经济特区, 深圳福田红树林自然保护区自1984建立以来, 红树林面积持续增加(表4)。1994年深圳市人民代表大会通过了《深圳经济特区环境保护条例》, 2005年深圳市人民政府颁布了《深圳市基本生态控制线管理规定》, 确定了深圳市实施基于生态系统保护的管理措施。珠海市是我国著名的花园城市。2008年, 珠海市第七届人民代表大会常务委员会第十五次会议通过《珠海市环境保护条例》对生态系统保护的管理措施进行立法。珠海市的淇澳岛红树林自然保护区是红树林造林的典型区, 自2010年以来, 保护区内红树林面积急速增加(表4)。汕头市是我国东南沿海重要港口城市、海上丝绸之路重要门户。根据文献和网站调研, 汕头市没有颁布生态环境保护的综合法律法规, 依据《广东省环境保护条例》和《广东省湿地保护条例》管理自然生态系统。厦门市是我国东南沿海重要的中心城市、港口及风景旅游城市。2004年福建省人民代表大会常务委员会通过了《厦门市环境保护条例》, 确定了厦门市生态系统保护的管理措施。1988年成立的海南经济特区是我国唯一的省级经济特区, 1990年经海南省人民代表大会常务委员会通过, 《海南省环境保护条例》开始实施, 确立了海南省生态系统保护和管理的的基础。自2000年开始, 海南省红树林面积持续增加(图2)。

在沿海的5个国家级经济特区中, 有4个特区明确颁布了关于生态系统保护和管理的法律条例, 比例高达80%。汕头市虽然没有特区级别的相关法律法规, 但是明确指出按照广东省的相关政策执行生态系统管理。

4.3 Target 14.5在中国红树林方面的实施和完成情况

Target 14.5: 到2020年, 根据国内和国际法, 并基于

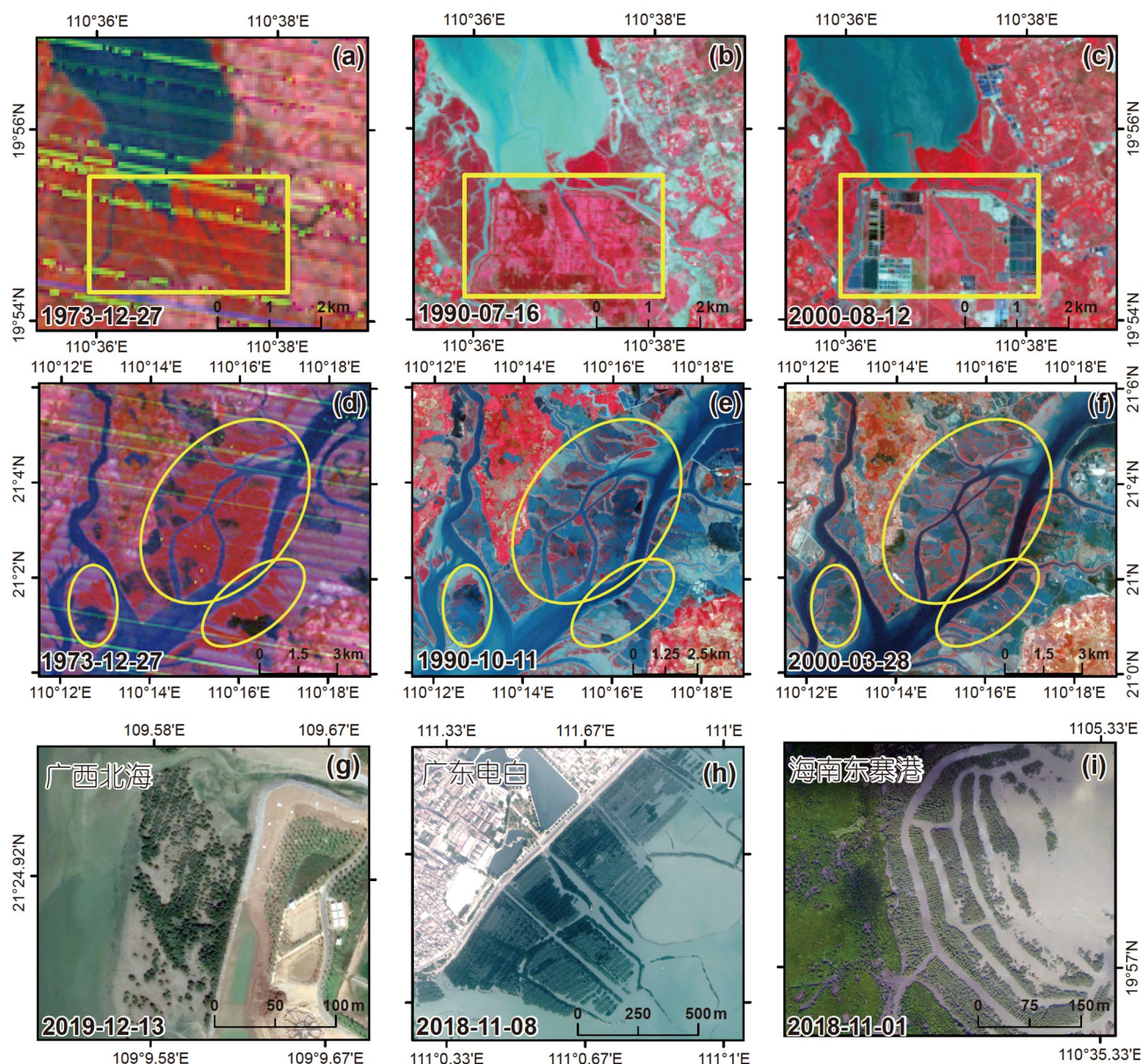


图5 1973~2000年红树林转化为人造土地覆被类型。(a)~(c) 海南东寨港三江农场;(d)~(f) 广东湛江通明海;(g)~(i) 人工栽植红树林。(g),(h) Google Earth影像;(i) 无人机航拍影像

Figure 5 Mangrove forests converted to manmade land covers during 1973–2000. (a)–(c) Sanjiang Farm, Dongzhai Harbor, Hainan; (d)–(f) Tongming Sea, Zhanjiang, Guangdong; (g)–(i) mangrove forest restoration. (g), (h) Google Earth images; (i) unmanned aerial vehical image

现有的最佳科学资料，保护至少10%的沿海和海洋区域。

根据联合国统计委员会发布的全球指标框架，“Indicator 14.5.1: 保护区面积占海洋区域的比例”是监测并跟踪Target 14.5进展情况的指标。由于本研究只关注红树林生态系统，并且“海洋区域”这一概念没有定量的空间范围，因而将“红树林保护区面积占红树林分

布区的比例”作为定量衡量与红树林相关的Target 14.5的指标。

红树林生态系统具有开放性和脆弱性的特点，因其位于人为干扰强度大的沿海地区，人为活动对其分布产生直接影响，建立保护区是保护和管理红树林的有效措施^[45]。中国是最早从行政法律法规上明令保护红树林的国家^[34]。从“禁砍茄椏十条”到“奉官立

禁”石碑,无不体现了古代人民对红树林的重视^[46].新中国成立以来,通过建立自然保护区,中国政府大力加强了红树林的保护与管理.特别是自1995年中国政府颁布《中国生物多样性保护行动计划》后,政府部门和公众保护红树林的意识空前高涨^[47].全国48个红树林保护区中,有30个是在1995年之后成立的.如表4所示,保护区建立后,区内的红树林均得到了良好的管理和保护.

根据2015年发布的《全国自然保护区名录》和本研究调研的2015~2020年新建自然保护区,目前,中国红树林保护区的总面积为117569 ha,约占红树林生长区(740661 ha)的16%,高于Target 14.5的要求.2020年保护区内的红树林面积为21319 ha,占中国红树林总面积的77%.另外,中国沿海有16个国家级湿地公园内也包含红树林,受到《国家湿地公园管理办法》的保护,同时也得到了当地政府和公众的广泛关注.

4.4 Target 15.2在中国红树林方面的实施和完成情况

Target 15.2: 到2020年,推动对所有类型森林进行可持续管理,停止毁林,恢复退化的森林,大幅增加全球植树造林和重新造林.

Target 15.2的具体衡量指标是“Indicator 15.2.1: 实施可持续森林管理的进展”.针对红树林生态系统,本研究采用“实施可持续红树林管理的进展”作为衡量指标.

图6系统地梳理了新中国成立以来中国红树林的破坏、保护和管理的发展历程.1982年全国人民代表大会常务委员会通过了《中华人民共和国海洋环境保护法》,明确指出“禁止毁坏海岸防护林、风景林、风景石和红树林、珊瑚礁”.随后经过几次修订,红树林的保护力度不断加强.自2002年起,国家林业局启动了一系列的红树林保护和修复工程,包括《全国湿地保护工程规划(2002–2030)》、《全国湿地保护“十三五”实施规划》、《湿地保护修复制度方案》.在努力保护好原有红树林的同时,东南沿海地区掀起了一股红树林造林热潮^[3].2015年以来,中国政府不断加强滨海生态环境的保护,严禁围填海活动.2017年,国家林业局和国家发展和改革委员会联合印发了《全国沿海防护林体系建设工程规划(2016–2025年)》,规划红树林人工造林面积48650 ha.2020年,中国政府启动了《红树林保护修复专项行动计划(2020–2025年)》,计划逐步完成自然保护区内的养殖池、农田等清退工作,恢

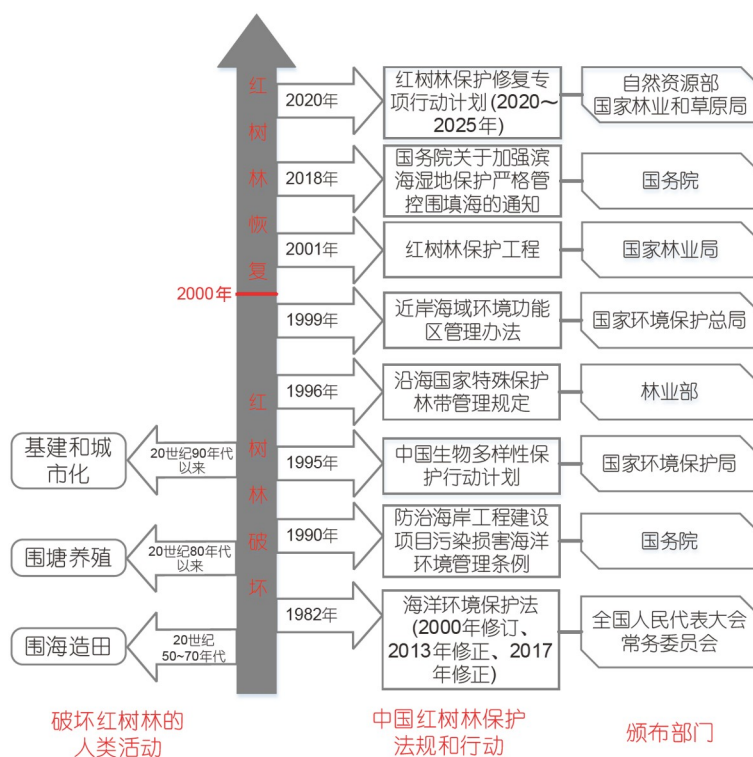


图6 (网络版彩色)中国红树林的破坏、保护和管理发展历程

Figure 6 (Color online) Development of China's mangrove forest destruction, protection and management

复红树林自然保护地生态功能。截至2025年,营造和修复红树林面积18800 ha。依据此计划和本研究得出的2020年红树林面积,预计2025年中国东南沿海将有大于46000 ha的红树林,基本恢复至1970年的水平。

根据上述分析,中国政府大力推进可持续红树林管理的相关行动,停止毁林,全面恢复退化的红树林,大幅增加红树林植树造林的面积,已经完成了Target 15.2的要求。

4.5 中国红树林面临的威胁

2000年以后,中国红树林的管理和保护得到了空前的关注和重视。大面积侵占红树林的活动基本停止,但仍有零散的红树林斑块遭到破坏。如2001年广东汕头市澳头西塭的10 ha天然次生红树林被开发为养殖池,2015年海南澄迈的8 ha红树林遭填埋并被开发为楼盘等。另外,红树林周边的基建活动、过度捕捞和采集活动,严重污染和破坏红树林生境,导致红树林死亡^[8]。特别是在红树林陆缘修建的堤坝,破坏了红树林最繁茂的地段,剩下的坝前区域是红树林的先锋种类,林分质量低下^[34]。因此,红树林面积虽然得到恢复,但是红树林斑块的破碎化程度增加^[12],红树林生境质量、生物多样性和生态系统稳定性面临严重威胁。

除人为因素外,自然因素如极端低温、病虫害、台风、外来物种入侵、海平面上升等也威胁着中国红树林的生长^[48]。2008年1~2月,持续低温雨雪冰冻天气造成广西沿岸红海榄、白骨壤幼苗全部死亡,广东淇澳岛逾200 ha的红树林严重受灾^[49],海南文昌红树林区的本地种海桑、卵叶海桑、海南海桑大量落叶^[50]。中国红树林病虫害频发,近几年最严重的一次虫灾发生在广西沿海。据广西林业厅发布的《北部湾红树林虫灾预警通报》,2016年1~5月,北部湾红树林虫灾发生面积为484 ha^[51]。台风等热带气旋通过风折、风倒和风蚀的方式破坏红树林植物。2014年7月18日,一场自1973年以来登录华南沿海的最强台风“威马逊”袭击了海南东寨港红树林,造成大片红树林倒伏死亡^[52]。

外来物种入侵红树林的主要方式为侵占生态位,抑制红树林植物正常生长。互花米草是最常见的滨海湿地外来入侵物种。根据相关文献和报道,自1979年互花米草引种以来,已入侵浙江、福建、广东和广西的大面积红树林^[47,53]。根据本研究结果,从全国尺度看,虽然有一定面积的互花米草直接侵占了红树林,但是

目前互花米草侵占面积最多的还是红树林内部林窗和周边裸滩^[53],未来很可能会进一步侵占红树林的生态位,抑制红树林植物正常生长^[54]。早期研究认为,海平面上升在短期之内不会直接威胁中国红树林^[55]。然而,近年来的研究表明,中国沿海海平面的上升速率远高于预期^[56,57],且潮间带的面积越来越小^[58],坝前红树林由于没有“后路”可退,受到海平面上升的威胁最为严重。

5 结论

本研究利用Landsat系列卫星数据和面向对象的图像分析方法对1973~2020年中国红树林及其周边的土地覆被进行解译,得出近50年中国红树林的时空分布动态及其与周边土地覆被类型的相互转化结果,进而探讨联合国可持续发展议程在中国红树林的实施情况,得出以下结论。

在中国,95%以上的红树林分布在广东、广西和海南沿岸。1973~2000年,受人类活动的直接侵占,大面积红树林被开垦为农田、养殖池/水库等人工土地覆被,面积由48801 ha减少至18602 ha,损失率高达62%。2000年后,政府部门大力加强红树林的保护和恢复工作,在条件适宜的开展造林活动,成效显著。截至2020年,全国红树林面积为28010 ha,较2000年净增长51%。

SDGs的Target 6.6、14.2、15.2和15.4中都包含关于红树林的可持续发展目标,这些目标分别针对红树林面积的恢复,沿海生态环境的管理、沿海区域的保护区和森林生态系统的可持续管理。根据本研究结果和文献及网站调研得出:(1)从SDG元年(2015年)到目标完成年(2020年),中国沿海新增25%的红树林,面积明显恢复,已经完成Target 6.6;(2)中国沿海的5个经济特区中,有4个颁布了特区级的生态环境管理法规,比例高达80%,基本完成Target 14.2;(3)截至2020年9月,中国沿海共有红树林保护区48个,总面积占本研究中红树林生长区的16%,保护区内的红树林占全国红树林总面积的77%,已完成Target 15.2;(4)自2002年,中国政府大力加强红树林的修复和造林工作,人工造林成效显著(图5),但是停止毁林方面,还需继续观察,因此Target 15.4的完成情况还有待进一步评价。

中国是国际上少数几个红树林面积净增加的国家之一。近年来,虽然中国政府对红树林的保护和管理工作成效突出,但中国红树林生态系统依然面临着生物多样性降低、生境紧邻人类活动地、外来物种入侵和

自然灾害频发等问题。未来需要进一步加强红树林保护和管理工作, 制定科学的、可持续的红树林造林工程, 有计划地恢复红树林生态系统功能及其生态系统服务能力。

致谢 感谢中国科学院东北地理与农业生态研究所张蓉、程丽娜、闻馨、谭月, 以及厦门大学郭先仙等在遥感图像解译过程中认真、细致、高效的工作。图1,3涉及的地图经自然资源部地图技术审查中心审查, 审图号为GS(2021)1989号。

参考文献

- Lin P. Study of China's Mangrove Ecosystem (in Chinese). Beijing: Science Press, 1997 [林鹏. 中国红树林生态系统研究. 北京: 科学出版社, 1997]
- Zhang Q M, Yu H B, Chen X S, et al. The relationship between mangrove zone on tidal flats and tidal levels (in Chinese). *Acta Ecol Sin*, 1997, 17: 258–265 [张乔民, 于红兵, 陈欣树, 等. 红树林生长带与潮汐水位关系的研究. *生态学报*, 1997, 17: 258–265]
- Lin P, Zhang Y H, Yang Z W. Protection and restoration of mangroves along the coast of Xiamen (in Chinese). *J Xiamen Univ (Nat Sci)*, 2005, 44: 1–6 [林鹏, 张宜辉, 杨志伟. 厦门海岸红树林的保护与生态恢复. *厦门大学学报(自然科学版)*, 2005, 44: 1–6]
- Spalding M, Kainuma M, Collins L. *World Atlas of Mangroves*. London: Earthscan, 2010
- Bouillon S, Borges A V, Castañeda-Moya E, et al. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Glob Biogeochem Cycle*, 2008, 22: 1–12
- Xue H P, Liu T, Zhang J B. Response of carbon sequestration in mangroves to sea level rise, climate change and human activities (in Chinese). *Guangxi Sci*, 2020, 27: 84–90 [徐慧鹏, 刘涛, 张建兵. 红树林碳埋藏过程对海平面上升、气候变化和人类活动的响应. *广西科学*, 2020, 27: 84–90]
- Deng G F. Application of remote sensing in mangrove resource investigation (in Chinese). *Central South Forest Inventory Plann*, 2002, 21: 27–28 [邓国芳. 遥感技术在红树林资源调查中的应用. *中南林业调查规划*, 2002, 21: 27–28]
- Dan X Q, Liao B W, Wu Z B, et al. Resources, conservation status and main threats of mangrove wetlands in China (in Chinese). *Ecol Environ Sci*, 2016, 25: 1237–1243 [但新球, 廖宝文, 吴照柏, 等. 中国红树林湿地资源、保护现状和主要威胁. *生态环境学报*, 2016, 25: 1237–1243]
- Valiela I, Bowen J L, York J K. Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments. *BioScience*, 2001, 51: 806–815
- United Nations Department of Economic and Social Affairs (UN-DESA). *The Community of Ocean Action for Mangroves—Towards the Implementation of SDG14*. UN-DESA, 2019
- Duke N C, Meynecke J O, Dittmann S, et al. A world without mangroves? *Science*, 2007, 317: 41–42
- Jia M M. Remote sensing analysis of China's mangrove forests dynamics during 1973 to 2013 (in Chinese). Doctor Dissertation. Changchun: Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, 2014 [贾明明. 1973–2013年中国红树林动态变化遥感分析. 博士学位论文. 长春: 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 2014]
- Gupta J, Vegelin C. Sustainable development goals and inclusive development. *Int Environ Agreem-Polit Law Econom*, 2016, 16: 433–448
- Aitsi-Selmi A, Murray V, Wannous C, et al. Reflections on a science and technology agenda for 21st century disaster risk reduction. *Int J Disaster Risk Sci*, 2016, 7: 1–29
- Gusmão Caiado R G, Leal Filho W, Quelhas O L G, et al. A literature-based review on potentials and constraints in the implementation of the sustainable development goals. *J Clean Prod*, 2018, 198: 1276–1288
- Cherrington E A, Griffin R E, Anderson E R, et al. Use of public Earth observation data for tracking progress in sustainable management of coastal forest ecosystems in Belize, Central America. *Remote Sens Environ*, 2020, 245: 111798
- Friess D A, Aung T T, Huxham M, et al. SDG 14: Life below Water—Impacts on Mangroves. *Sustainable Development Goals*. Cambridge: Cambridge University Press, 2019. 445
- Amezaga J, Bathurst J, Iroumé A, et al. SDG 6: Clean Water and Sanitation—Forest-Related Targets and Their Impacts on Forests and People. *Sustainable Development Goals*. Cambridge: Cambridge University Press, 2019. 178
- Wang M. Comparison of mangrove nature reserve management between China and Australia (in Chinese). *Wetl Sci Manag*, 2013, 9: 45–48 [王珺. 中澳红树林自然保护区管理之比较. *湿地科学与管理*, 2013, 9: 45–48]
- Jia M, Wang Z, Zhang Y, et al. Monitoring loss and recovery of mangrove forests during 42 years: The achievements of mangrove conservation in China. *Int J Appl Earth Obs Geoinf*, 2018, 73: 535–545
- Li X Y, Zhang D S, Ma Y, et al. Mangrove dynamic monitoring and driving force analysis in four provinces from 1990 to 2015 (in Chinese). *Geos Inf*, 2020, 18: 76–80 [李晓翥, 张东水, 马宇, 等. 1990–2015年间四省红树林变化监测及其驱动力分析. *地理空间信息*, 2020, 18: 76–80]
- Friess D A, Rogers K, Lovelock C E, et al. The state of the world's mangrove forests: Past, present, and future. *Annu Rev Environ Resour*, 2019,

44: 89–115

- 23 Mulligan M, van Soesbergen A, Hole D G, et al. Mapping nature's contribution to SDG 6 and implications for other SDGs at policy relevant scales. *Remote Sens Environ*, 2020, 239: 111671
- 24 Mondal P, McDermid S S, Qadir A. A reporting framework for Sustainable Development Goal 15: Multi-scale monitoring of forest degradation using MODIS, Landsat and Sentinel data. *Remote Sens Environ*, 2020, 237: 111592
- 25 Ishtiaque A, Masrur A, Rabby Y W, et al. Remote sensing-based research for monitoring progress towards SDG 15 in Bangladesh: A review. *Remote Sens*, 2020, 12: 691
- 26 Tziolas N, Tsakiridis N, Ogen Y, et al. An integrated methodology using open soil spectral libraries and Earth Observation data for soil organic carbon estimations in support of soil-related SDGs. *Remote Sens Environ*, 2020, 244: 111793
- 27 Wood D, Fatoyinbo T, Lagomasino D, et al. Earth observation systems to promote public sector monitoring of mangroves and terrestrial forests in Benin and Ghana in support of SDG15. In: American Geophysical Union Fall Meeting 2019. Washington: American Geophysical Union, 2019. B21A-05
- 28 Spalding M, Blasco F, Field C. World Mangrove Atlas. London: Earthscan, 1997
- 29 Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). The World's Mangroves 1980–2005. Rome: FAO, 2007
- 30 Giri C, Ochieng E, Tieszen L L, et al. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Glob Ecol Biogeogr*, 2011, 20: 154–159
- 31 Hamilton S E, Casey D. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Glob Ecol Biogeogr*, 2016, 25: 729–738
- 32 Bunting P, Rosenqvist A, Lucas R, et al. The global mangrove watch—A new 2010 global baseline of mangrove extent. *Remote Sens*, 2018, 10: 1669
- 33 Thomas N M, Fatoyinbo T, Lagomasino D, et al. All of our mangrove maps are wrong: A framework for harmonizing mangrove maps for SDG reporting. In: American Geophysical Union Fall Meeting 2019. Washington: American Geophysical Union, 2019. IN41A-04
- 34 Wang W Q, Wang M. Mangroves in China (in Chinese). Beijing: Science Press, 2007 [王文卿, 王珺. 中国红树林. 北京: 科学出版社, 2007]
- 35 Chen Q X, Yang S, Wang J W, et al. The development of Zhejiang Mangrove forest and its discussion (in Chinese). *J Zhejiang Agric Sci*, 2019, 60: 1177–1181 [陈秋夏, 杨升, 王金旺, 等. 浙江红树林发展历程及探讨. 浙江农业科学, 2019, 60: 1177–1181]
- 36 Chen Y H, Feng T, Shi P J, et al. Classification of remote sensing image based on object oriented and class rules (in Chinese). *Geom Inf Sci Wuhan Univ*, 2006, 31: 316–320 [陈云浩, 冯通, 史培军, 等. 基于面向对象和规则的遥感影像分类研究. 武汉大学学报·信息科学版, 2006, 31: 316–320]
- 37 Cao B, Qin Q M, Ma H J, et al. Application of object-oriented approach to SPOT5 image classification: A case study in Haidian district, Beijing city (in Chinese). *Geo Geo-Inf Sci*, 2006, 22: 46–49 [曹宝, 秦其明, 马海建, 等. 面向对象方法在SPOT5遥感图像分类中的应用——以北京市海淀区为例. 地理与地理信息科学, 2006, 22: 46–49]
- 38 Walter V. Object-based classification of remote sensing data for change detection. *ISPRS-J Photogramm Remote Sens*, 2004, 58: 225–238
- 39 Mao D, Wang Z, Du B, et al. National wetland mapping in China: A new product resulting from object-based and hierarchical classification of Landsat 8 OLI images. *ISPRS-J Photogramm Remote Sens*, 2020, 164: 11–25
- 40 Jia M M, Wang Z M, Wang C, et al. A new vegetation index to detect periodically submerged mangrove forest using single-tide sentinel-2 imagery. *Remote Sens*, 2019, 11: 2043
- 41 Jia M, Wang Z, Li L, et al. Mapping China's mangroves based on an object-oriented classification of Landsat imagery. *Wetlands*, 2014, 34: 277–283
- 42 Jia M, Mao D, Wang Z, et al. Tracking long-term floodplain wetland changes: A case study in the China side of the Amur River Basin. *Int J Appl Earth Obs Geoinf*, 2020, 92: 102185
- 43 Jia M, Liu M, Wang Z, et al. Evaluating the effectiveness of conservation on mangroves: A remote sensing-based comparison for two adjacent protected areas in Shenzhen and Hong Kong, China. *Remote Sens*, 2016, 8: 627
- 44 Wang Y, Zuo P, Huang Z Q, et al. Study of the change of the mangrove wetland ecosystem and driving forces in Dongzhaigang (in Chinese). *Sichuan Environ*, 2006, 25: 44–49 [王胤, 左平, 黄仲琪, 等. 海南东寨港红树林湿地面积变化及其驱动力分析. 四川环境, 2006, 25: 44–49]
- 45 Yang S C, Lu W X, Zou Z, et al. Mangrove wetlands: Distribution, species composition and protection in China (in Chinese). *Subtropical Plant Sci*, 2017, 46: 301–310 [杨盛昌, 陆文勋, 邹祯, 等. 中国红树林湿地: 分布、种类组成及其保护. 亚热带植物科学, 2017, 46: 301–310]
- 46 Fan H Q, Liang S C. Research and Management of Mangroves in China (in Chinese). Beijing: Science Press, 1995 [范航清, 梁士楚. 中国红树林研究与管理. 北京: 科学出版社, 1995]
- 47 Chen L, Wang W, Zhang Y, et al. Recent progresses in mangrove conservation, restoration and research in China. *J Plant Ecol*, 2009, 2: 45–54
- 48 Sha C, Wang M L, Jiang Y L, et al. Interactions between pH and other physicochemical properties of mangrove sediments: A review (in Chinese). *Chin Sci Bull*, 2018, 63: 2745–2756 [沙聪, 王木兰, 姜玥璐, 等. 红树林土壤pH和其他土壤理化性质之间的相互作用. 科学通报, 2018, 63:

2745–2756]

- 49 Zhang L E, Lao B W. Research progress of mangrove wetlands on Qi'ao Island, Zhuhai (in Chinese). *Ecol Sci*, 2011, 30: 81–87 [张留恩, 廖宝文. 珠海市淇澳岛红树林湿地的研究进展与展望. *生态科学*, 2011, 30: 81–87]
- 50 Chen L Z, Wang W Q, Zhang Y H, et al. Damage to mangroves from extreme cold in early 2008 in southern China (in Chinese). *Chin J Plant Ecol*, 2010, 34: 186–194 [陈鹭真, 王文卿, 张宜辉, 等. 2008年南方低温对我国红树植物的破坏作用. *植物生态学报*, 2010, 34: 186–194]
- 51 Qin Y L. Seven thousand mu of mangroves were infested in Beibu Gulf (in Chinese). *For Guangxi*, 2016, 34: 28 [秦玉莲. 北部湾红树林发生虫灾七千亩. *广西林业*, 2016, 34: 28]
- 52 Qiu M H, Wang R L, Ding D J, et al. Impact of “Rammasun” on mangrove communities in Dongzhaigang, Hainan (in Chinese). *Ecol Sci*, 2016, 35: 118–122 [邱明红, 王荣丽, 丁冬静, 等. 台风“威马逊”对东寨港红树林灾害程度影响因子分析. *生态科学*, 2016, 35: 118–122]
- 53 Mao D, Liu M, Wang Z, et al. Rapid invasion of *spartina alterniflora* in the coastal zone of mainland China: Spatiotemporal patterns and human prevention. *Sensors*, 2019, 19: 2308
- 54 Liu M Y. Remote sensing analysis of *Spartina alterniflora* in the coastal areas of China during 1990 to 2015 (in Chinese). Doctor Dissertation. Changchun: Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, 2018 [刘明月. 中国滨海湿地互花米草入侵遥感监测及变化分析. 博士学位论文. 长春: 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 2018]
- 55 Tan X L, Zhang Q M. Mangrove beaches' accretion rate and effects of relative sea-level rise on mangroves in China (in Chinese). *Mar Sci Bull*, 1997, 16: 29–35 [谭晓林, 张乔民. 红树林潮滩沉积速率及海平面上升对我国红树林的影响. *海洋通报*, 1997, 16: 29–35]
- 56 Yan X H, Cai Y S, Guo H X, et al. Vulnerability of Hainan Dongzhaigang mangrove ecosystem to the climate change (in Chinese). *J Appl Oceanogr*, 2019, 38: 338–349 [颜秀花, 蔡榕硕, 郭海峡, 等. 气候变化背景下海南东寨港红树林生态系统的脆弱性评估. *应用海洋学学报*, 2019, 38: 338–349]
- 57 Pan S, Wang H, Li H, et al. Study on impact of sea level rise on mangrove in Guangxi of China based on SLAMM model (in Chinese). *Mar Sci Bull*, 2020, 39: 325–334 [潘嵩, 王慧, 李欢, 等. 基于SLAMM模型的海平面上升对广西沿海红树林影响研究. *海洋通报*, 2020, 39: 325–334]
- 58 Han Q Q, Niu Z G, Wu M Q, et al. Remote-sensing monitoring and analysis of China intertidal zone changes based on tidal correction (in Chinese). *Chin Sci Bull*, 2019, 64: 456–473 [韩倩倩, 牛振国, 吴孟泉, 等. 基于潮位校正的中国潮间带遥感监测及变化. *科学通报*, 2019, 64: 456–473]

Summary for “面向可持续发展目标的中国红树林近50年变化分析”

Spatial-temporal changes of China's mangrove forests over the past 50 years: An analysis towards the Sustainable Development Goals (SDGs)

Mingming Jia¹, Zongming Wang^{1*}, Dehua Mao¹, Chunlin Huang² & Chunyan Lu^{3,4}

¹ Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, China;

² Key Laboratory of Remote Sensing of Gansu Province, Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 710000, China;

³ College of Computer and Information Sciences, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China;

⁴ Research Centre of Resource and Environment Spatial Information Statistics of Fujian Province, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China

* Corresponding author, E-mail: zongmingwang@iga.ac.cn

Mangrove forests are tropical trees and shrubs that grow in sheltered coastlines, mudflats, and river banks in many parts of the world. These forests are rated amidst the most productive natural ecosystems on the earth, and are ecologically and socioeconomically important because of their crucial roles in coastal ecosystem protection. However, these forests are declining at an alarming rate, which is possibly more rapid than that of inland tropical forests. This serious loss has prompted a worldwide movement to protect and promote the sustainable use of mangrove forests. Recently, many governments adopted the United Nations' Sustainable Development Goals (SDGs). The SDGs present an opportunity for nations to set realistic targets for achieving sustainable use of natural resources and environmental capital. Relevant to mangrove conservation, a range of targets were established for implementation by the year 2020, including Targets 6.6, 14.2, 14.5, and 15.2. To date, mangrove forests have been protected and restored for decades in China. However, little is known about achievements of China's SDGs implementation on mangrove forests. The issue highlighted the need for a long-term holistic view of China's mangrove forests dynamics. Although there have been multiple national datasets of China's mangrove forests, few studies focused specifically on mangrove forests and their surrounding land covers. Thus, the objectives of this study are: (1) to apply a systematic remote sensing method across the entire coast of China, and build a new dataset of long-term China's mangrove forests and surrounding land covers in 1973, 1980, 1990, 2000, 2010, 2015 (the first year of SDGs), and 2020 (the complete year of mangrove related SDGs); (2) to quantify the spatial-temporal changes of mangrove forests and conversion between mangrove forests and other coastal land covers; and (3) to discuss the achievements of China's SDGs implementation on mangrove forests. In this study, we applied a hybrid object-based and hierarchical classification method to Landsat series imagery and achieved a high accuracy dataset of China's mangrove forests and surrounding land covers. Results showed that: (1) on national scale, area of mangrove forests declined from 48801 to 18602 ha between 1973 and 2000, then partially recovered to 28010 ha in 2020; (2) the lost mangrove forests were mainly changed to croplands and aquaculture ponds, while the restored mangrove forests were mainly converted from tidal flats; and (3) during 2015–2020, China government restored 25% of national mangrove forests. To Sep. 2020, the area of mangrove nature reserves accounted for 16% of mangrove growth zone, and 77% of China's mangrove forests grew inside these nature reserves. A batch of relevant laws and regulations has been formulated to prohibit mangrove forests destruction. The protection and restoration of mangrove forests in China have already met Targets 6.6, 14.2, 14.5, and 15.2. However, since illegal logging is strictly prohibited and the awareness of protecting mangrove ecosystem has been increased continuously, losses of mangrove forests in some areas were mainly caused by natural disasters, such as extremely low temperature, hurricane, biological invasions, and insect outbreaks. For example, according to the Guangxi Mangrove Research Center, in March 2008 numbers of *Avicennia* plants along the coasts of Guangxi were killed by extremely low temperature, and in Guangxi Shankou Mangrove Nature Reserve, more than 167 ha of *Spartina alterniflora* (an invasive species) were discovered in 2005. The classification method and datasets of this study can support the evaluation of SDG 6.6 implementation, and provide important information for SDGs 13, 14, and 15 evaluation. In addition, the results of this study can serve as an important scientific basis and fundamental data for formulating China's mangrove protection and restoration strategies.

Sustainable Development Goals (SDGs), mangrove forests, Landsat imagery, southeast coasts of China, ecological protection, ecological restoration

doi: [10.1360/TB-2020-1412](https://doi.org/10.1360/TB-2020-1412)