

主旨

聚焦

以生态系统类型构成和服务功能为内容主线,基于多维度时空尺度拓展定量评估生态保护红线对保障区域生态安全贡献度的思路,提出了生态保护成效评估框架和指标方法。

生态保护红线成效评估框架与指标方法

侯 鹏,王 桥,杨 旻,李 静,翟 俊,蔡明勇

(环境保护部卫星环境应用中心,北京 100094)

摘要: 生态保护红线是在自然保护区、重点生态功能区、风景名胜区、森林公园等诸多区域生态管理制度不断实践基础上,面对中国国土开发和生态保护的复杂关系,继承和创新提出的一种新型区域生态管控制度,已经成为推动国家生态文明建设的重大战略。如何科学评估生态保护红线保护成效,服务于生态保护红线综合管理和保障区域生态安全,成为普遍关注的热点问题之一。针对已有的区域生态保护成效评估案例的不足,基于划定生态保护红线是为保障国家和区域生态安全的基本认知,围绕着生态保护红线“生态功能不降低、面积不减少、性质不改变”的管控目标,以生态保护红线对区域生态系统保护作用为主要出发点,提出生态保护成效评估框架和指标方法。生态保护成效评估以生态系统类型构成和生态系统服务功能为内容主线,通过多维度时空尺度拓展,耦合分析生态保护红线内外、实施前后的生态状况变化,综合评估生态保护红线对保障区域生态安全的贡献和改善区域生态状况的作用。进而,可以关联分析可能引起生态保护红线生态状况变化的管控政策、制度和其他间接驱动因素,评估政策实施成效评估。实证上选择海南省生态保护红线和广东省严格控制区为案例进行了讨论。

关键词: 生态保护红线;自然保护区;成效评估;生态安全;生态系统服务

DOI: 10.11821/dljy201810004

1 引言

中国自1956年建立鼎湖山自然保护区以来,历经60年的实践和发展,逐步形成了以自然保护区为核心,以风景名胜区、森林公园、地质公园、文化自然遗产为主要组成,重点生态功能区、生物多样性保护优先区为重要补充的自然保护地体系,成为国家生态安全基本骨架和重要节点^[1]。但是,中国利用自然和保护自然的矛盾依然十分突出,以生态保护管理最为严格的国家级自然保护区为例,截至2015年全国已经建立的446个国家级自然保护区中人类活动总面积约2.86万km²,占国家级自然保护区总面积的2.95%,人类活动包括了采石场、工矿用地、能源设施、交通设施、旅游设施、养殖场、居民点、农业用地、道路等多种类型。为进一步加强生态保护,国家提出了划定并严守生态保护红线的重大战略,并提出了“生态功能不降低、面积不减少、性质不改变”的管控目标。应该说,生态保护红线是在自然保护区、重点生态功能区、风景名胜区、森林公园

收稿日期: 2018-04-14; 修订日期: 2018-07-27

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0500206, 2017YFC0506506)

作者简介: 侯鹏(1978-),男,山东泰安人,正高级工程师,研究方向为生态评估与环境遥感。

E-mail: houpey@163.com

作者简介: 王桥(1957-),男,重庆人,研究员,研究方向为环境遥感理论和应用。E-mail: wangqiao@sepa.gov.cn

1927-1937 页

等诸多区域生态管理制度不断实践基础上,面对中国国土开发和生态保护的复杂关系,在继承和创新基础上提出的一种新型区域生态管控制度。特别是,随着一系列国家战略性文件和相关法律法规的出台,生态保护红线已经成为一种新型的区域生态管控制度体系,既包括管控空间划定、管护能力建设、生态状况监测、绩效考核评估等相关的监测评估技术方法体系,也包括综合利用法律、行政、财政、经济、科技等多种手段形成的综合管理制度体系。截至2017年底,京津冀地区和长江经济带有关省份以及宁夏回族自治区已经完成生态保护红线划定,海南省等省市结合“多规合一”也完成了生态保护红线的划定。如何开展生态保护红线业务化监管^[2,3]和科学评估生态保护红线保护成效,服务于生态保护红线综合管理和保障区域生态安全,已经成为普遍关注的热点问题和国家生态保护红线综合管理的重大需求之一。

近年,生态系统状况综合评估^[4]和生态保护成效评估受到广泛关注。在国内,侯鹏等分析了不同类型自然保护地空间关系及其植被长势的变化^[5]。张立伟等利用NPP与环境变量因子建立的因果关系法评估模型评估了全国4种生态系统服务功能的变化和保护效果^[6]。张镱锂等基于NPP数据探讨了青藏高原自然保护区的保护成效^[7]。杨道德等基于生态有效性和管理有效性两大类指标建立候鸟类自然保护区评估方法^[8]。郑姚闽等建立了针对不同类型湿地自然保护区的指标体系对国家级湿地自然保护区保护成效进行了初步评估^[9]并引起了部分学者的关注、讨论和质疑^[10]。邵全琴等从生态系统宏观结构、质量和服务等方面探讨了生态保护与建设工程在青海三江源地区的实施成效^[11]。侯鹏等评估分析了自然保护地对保障生态空间和生态服务功能安全的贡献^[1]。侯鹏等通过时空尺度拓展和多维时空对比分析探讨了国家重点生态功能区生态系统变化和保护成效^[12,13]。在国外,保护成效评估主要是基于1945年Greenwood提出的匹配法展开^[14]。近年来,Rodrigues等基于全球物种和保护区分布数据集开展空缺分析,发现全球自然保护地体系还是十分不健全^[15]。Liira等评估分析了不同措施下爱沙尼亚Soomaa国家公园洪泛湿地草地的保护恢复成效^[16]。Joppa等评估了全球359个自然保护地对全部物种多样性的保护成效,发现近半数的自然保护地能够实现物种丰富度和多度的有效保护^[17]。Jenkins等评估分析发现美国保护地体系大部分位于西部与亟需保护的物种大多位于东南部的空间关系不一致,致使保护地未能很好地保护这些物种^[18]。Willcock等对非洲生物多样性热点区域评估分析了保护区建立前后森林面积及固碳速率的变化^[19]。

可以看出,现有的生态保护成效评估案例大多数聚焦在保护区域范围内的生态状况变化,而没有将保护区域和他所在的区域关联分析。究其原因,是因为忽略了建立保护区域的根本目的,即为了保障区域生态安全、改善区域生态状况和提升区域生态系统自我调节能力,进而支撑人类社会的可持续发展。因此,本文基于划定生态保护红线是为保障国家和区域生态安全的基本认知,以区域生态安全和改善区域生态状况为主要内容,耦合分析生态保护红线及其所在区域的相互关系,建立生态保护红线保护成效评估框架,提出具体的评估指标方法,选择海南省生态保护红线和广东省严格控制区为实证案例进行研究讨论。

2 生态保护红线成效评估框架、指标和方法

基于划定生态保护红线是为保障国家和区域生态安全的基本认知,围绕着生态保护红线“生态功能不降低、面积不减少、性质不改变”的管控目标,以生态保护红线对区域生态系统保护作用为主要出发点,研究生态保护成效评估框架和指标方法。评估以生

态系统类型构成和生态系统服务功能为内容主线,通过多维度的时空尺度拓展,耦合分析生态保护红线内外、实施前后的生态状况变化,开展生态系统构成和服务功能变化的对比分析,综合评估生态保护红线对保障区域生态安全的贡献和改善区域生态状况的作用。进而,可以关联分析可能引起生态保护红线生态状况变化的管控政策、制度和其他间接驱动因素,评估政策实施成效评估。评估框架和总体思路如图1所示。

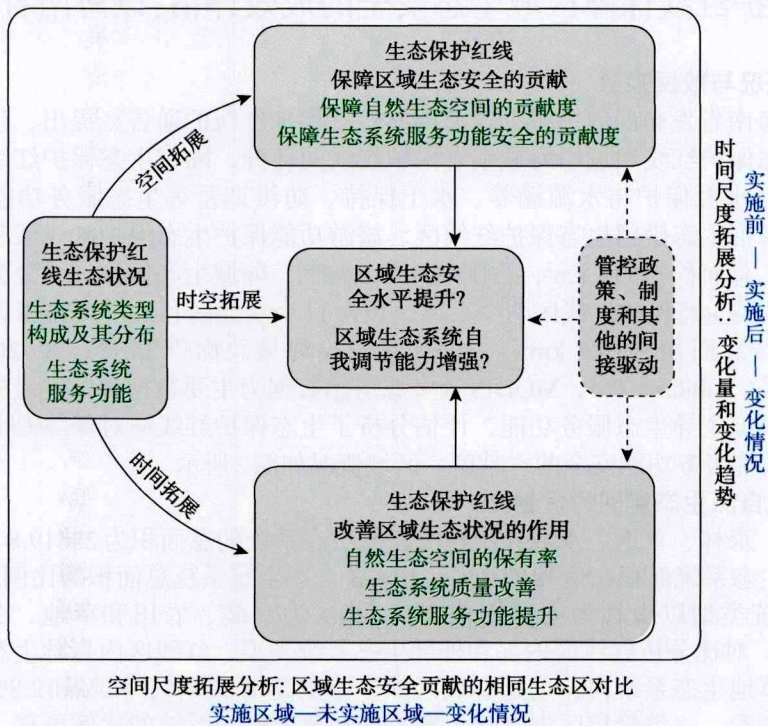


图1 生态保护红线成效评估框架与总体思路

Fig. 1 Evaluation framework of the effect of ecology protection redlines

通过空间尺度拓展,将生态保护红线融入到所在的生态区域考虑,开展生态保护红线对于保障区域生态安全贡献的评估,重点考虑两个指标:保障自然生态安全空间的贡献度和保障生态系统服务功能安全的贡献度。①保障自然生态安全空间贡献度的评估,重点考虑森林、草地、湿地等类型的自然生态系统,具体指标可以选择为:生态保护红线内的森林、草地、湿地等自然生态系统总面积占区域自然生态系统总面积的比例。②保障生态系统服务功能安全贡献度的评估,重点考虑水源涵养、水土保持、生物多样性维持等生态系统调节服务功能,具体指标可以选择为:生态保护红线水源涵养量占区域水源涵养总量的比例、生态保护红线水土保持量占区域水土保持总量的比例、生态保护红线自然生境比例和人为干扰指数与区域总体情况的比较。

通过时间和空间尺度拓展,将生态保护红线划定前后的生态系统变化比较,以及生态保护红线内外生态系统变化情况的比较,开展生态保护红线改善区域生态状况的成效评估,重点考虑三个指标:自然生态空间保有率、生态系统质量改善、生态系统服务功能提升。①自然生态空间保有率的评估,主要考虑森林、草地、湿地等类型的自然生态系统,具体指标可以选择为:生态保护红线内的森林、草地、湿地等自然生态系统总面积的比例。②生态系统质量改善的评估,主要考虑陆地植被生态系统的长势,具体指标

可以选择为：植被覆盖度或者相对生物量密度。③ 生态系统服务功能的提升，重点考虑水源涵养、水土保持、生物多样性维持等生态系统调节服务功能，具体指标可以选择为：生态保护红线水源涵养量的变化、生态保护红线水土保持量变化、生态保护红线自然生境比例和人为干扰指数变化。

3 生态保护红线保障区域生态安全的成效评估：以海南省为例

3.1 研究区概况与数据来源

2016年海南省发布的《关于划定海南省生态保护红线的通告》提出，生态保护红线包括陆域生态保护红线和近岸海域生态保护红线两部分。陆域生态保护红线具体有生物多样性保护、水源保护与水源涵养、水土保持、防洪调蓄等生态服务功能类保护红线区，以及海岸带生态敏感生态保护红线区、旅游功能保护生态保护红线区和其他生态保护红线区等，总面积11535 km²，占陆域面积33.5%。陆域生态保护红线分为Ⅰ类生态保护红线区和Ⅱ类生态保护红线区两个大类，包含11个功能区和23个功能亚区。近岸海域生态保护红线总面积8316.6 km²，占海南岛近岸海域总面积35.1%。以2013年环境一号、高分一号、Landsat TM、MODIS等多源遥感数据为主要数据源，定量提取生态系统类型数据和模拟主导生态服务功能，评估分析了生态保护红线域对保障海南岛自然生态空间和生态系统服务功能安全的贡献度。区域概况如图2所示。

3.2 保障区域自然生态空间的贡献度

2013年，森林、草地、水域和湿地等自然生态系统的总面积为23819.8 km²。生态保护红线自然生态系统面积比例为93.2%，占全岛自然生态系统总面积的比例为44.8%。其中，生态系统类型以森林为主，占81.9%，其次为水域、农田和草地，分别占6.2%、6.0%和5.1%。对比分析红线区内部和外部生态系统类型，红线区内森林生态系统、水域生态系统和草地生态系统占比远超红线区外，分别高出27.7%、4.0%和2.8%。从一、二类管控区域来看，一类管控区中森林生态系统和草地生态系统的比例更高，两者共占总面积的94.3%，比二类管控区高14.0%；由于重要湖泊和河流属于二类管控区，因此二类管控区中水体和湿地面积比例大于一类管控区。从不同类型生态红线区来看，生物多样性维护区和土壤保持区森林、草地所占比例大，均超过红线区面积的95.0%；其次为防

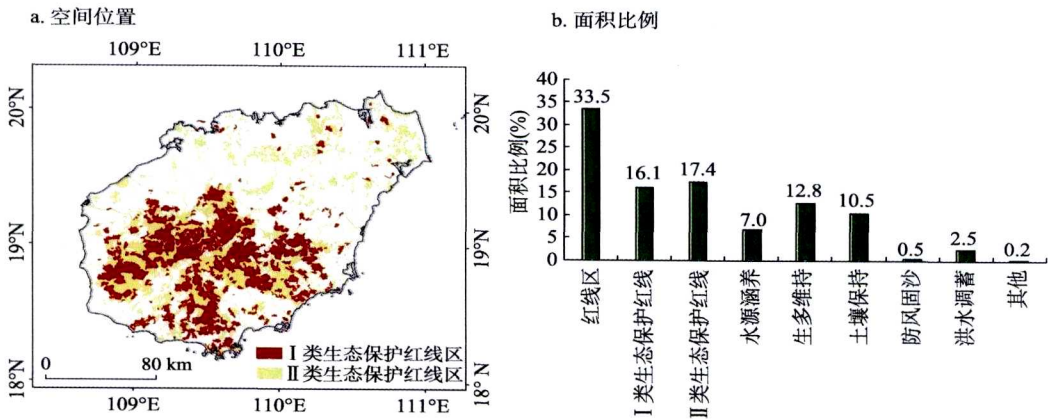


图2 海南岛生态保护红线空间位置及面积比例

Fig. 2 Spatial distribution and construction of ecology protection redlines in Hainan Island

风固沙区和水源涵养区,森林和草地生态系统占比分别为82.0%和75.3%;洪水调蓄区森林和草地生态系统占比为45.4%,但水域生态系统占比高,为33.0%;其他区森林和草地比例低,为23.2%,农田和建设用地比例相对较高,分别为65.0%和5.5%。生态保护红线生态系统类型构成如图3所示。

3.3 保障区域生态系统服务功能安全的贡献度

3.3.1 水源涵养服务功能状况 基于降水贮存量法模拟生态系统水源涵养量,红线区内植被生态系统水源涵养量为521.2亿 m^3 ,占全岛水源涵养量的46.1%。红线区水源涵养量均值为47.4万 m^3/km^2 (其中一类管控区为51.7万 m^3/km^2 ,二类管控区为43.4万 m^3/km^2),红线区外均值为31.6万 m^3/km^2 。与二类管控区相比,一类管控区水源涵养能力更高,水源涵养总量占红线区水源涵养量的53.0%。海南岛水源涵养生态保护红线面积2420.7 km^2 ,占总面积的7.0%,主要分布在海南岛中部的黎母岭、五指山、吊罗山、霸王岭、尖峰岭等高山、中山地区,是海南岛重要水源地和南渡江、万泉河、昌化江等三大河流发源地。海南岛水源涵养红线区水源涵养量均值比整个红线区低5.9 m^3/km^2 ,水源涵养量占红线区的18.0%,占全省的8.4%。水源涵养生态保护红线水源涵养均量与整个红线区比相对较低,其主要原因为与占红线区面积69.5%的生物多样性维护红线区和土壤保持红线区相

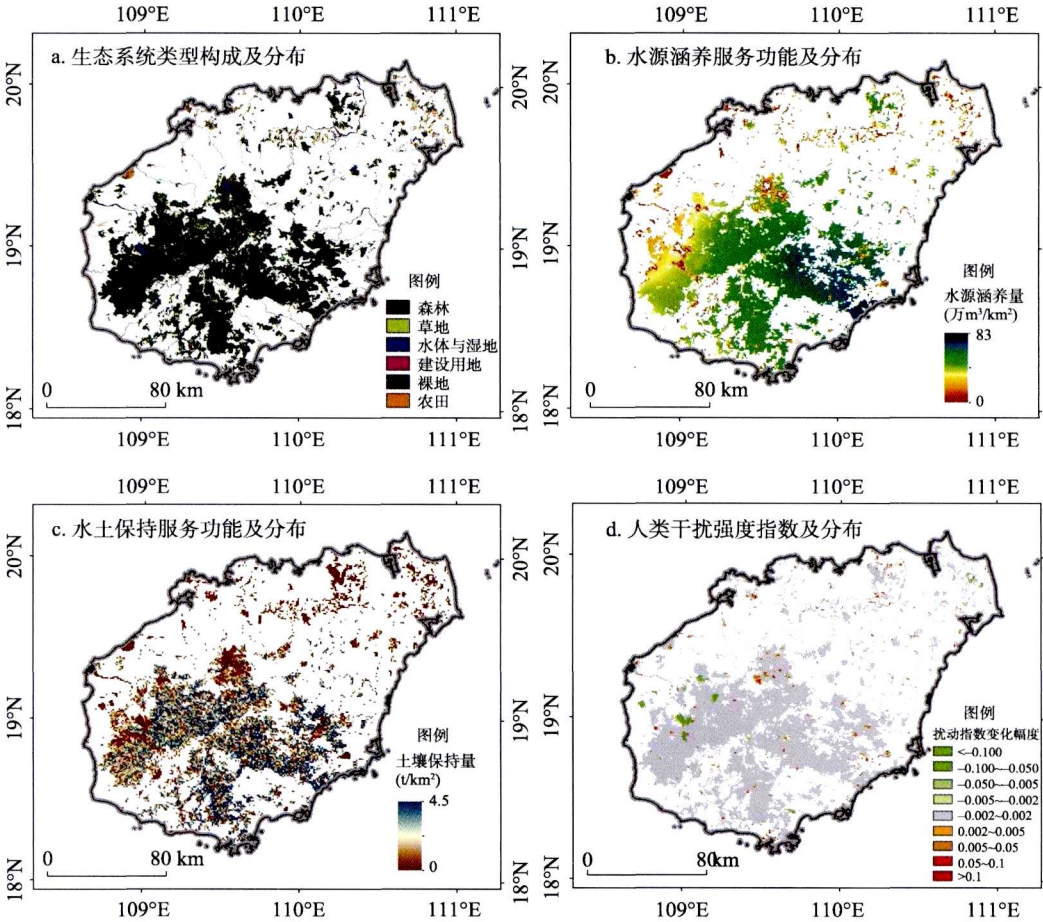


图3 海南岛生态保护红线生态系统构成及其服务功能空间分布

Fig. 3 Ecosystem construction and services of ecology protection redlines in Hainan Island

比,水源涵养生态保护红线森林覆盖率不高,且农田和水域面积较大(图3)。

3.3.2 土壤保持服务功能状况 基于修正的通用水土流失方程(RUSLE)计算模拟海南岛生态系统土壤保持量。海南岛生态保护红线土壤保持量为2.2亿t,占全岛土壤保持量的69.8%。红线区内土壤保持量均值为19540 t/km²(一类管控区为24798 t/km²,二类管控区为15408 t/km²),红线区外均值为4436 t/km²。生态保护红线内土壤保持量均值远远高于红线区外,是红线区外的4.5倍,并且一类管控区土壤保持量均值高于二类管控区9390 t/km²,一类管控区土壤保持能力更高。全省共划定土壤保持生态保护红线469个,面积3616.5 km²,占海南岛国土面积的10.5%,主要分布在海南岛中南部五指山、黎母岭、霸王岭、马咀岭、吊罗山、尖峰岭等高山、中山和部分坡度较陡的低山、丘陵地区。土壤保持红线区土壤保持均值为24 899万 t/km²,高于全岛生态保护红线土壤保持量均值,也高于一类管控区土壤保持量均值,土壤保持总量占生态保护红线的40.2%,占全省的28.0%(图3)。

3.3.3 生物多样性维持功能状况 利用生态系统构成和生态系统景观破碎化程度来间接反映区域生物多样性维护功能。通过对生态系统构成的分析,可以得到生物多样性维护红线区森林和草地生态系统覆盖率高,达到95.8%,农田和聚落的面积仅占2.4%和0.2%。海南岛共有生物多样性维护生态保护红线428个,面积4403.1 km²,占海南岛国土面积的12.8%,主要分布在海南岛中部山区的热带雨林、季雨林和山地常绿阔叶林等生物多样性丰富地区、沿海红树林集中分布区以及北部海口羊山地区的湿地分布区。从景观指数来看,生态保护红线一类管控区内生态系统斑块密度为1.48个/km²,二类管控区内密度为3.45个/km²,说明生态保护红线一类管控区生态系统完整性优于二类管控区。生物多样性维护红线区自然生态系统的景观破碎化程度为0.93个/km²,显著小于其他类型红线区。与其他类型红线区相比,生物多样性维护功能区自然生态系统完整性好。海南岛2013年整体人类干扰指数为0.46,各县市中心、沿海等地区人工建设用地面积广布,人类扰动程度明显高于其他地区。生态保护红线内人类干扰指数均值为0.36(其中一类管控区为0.34,二类管控区为0.38),一类管控区人类干扰指数低于二类管控区。相比红线区内的人类扰动程度,红线区外平均人类扰动指数为0.49,比红线区内高0.13(图3)。

4 生态保护红线改善区域生态状况的成效评估:以广东省为例

4.1 研究区概况与数据来源

2006年《广东省环境保护规划(2006-2020)》设定了严格控制区。其中,陆域严格控制区总面积32320 km²,占全省陆地面积的18.0%,主要包括两类区域:一是自然保护区、典型原生生态系统、珍稀物种栖息地、集中式饮用水源地及后备水源地等具有重大生态服务功能价值的区域;二是水土流失极敏感区、重要湿地区、生物迁徙洄游通道与产卵索饵繁殖区等生态环境极敏感区域。近岸海域严格控制区总面积约959.9 km²,占全省近岸海域面积的13.7%,包括海洋自然保护区、珍稀濒危海洋生物保护区和红树林保护区等区域。以2000-2013年的环境一号、Landsat TM、MODIS等多源遥感数据为主要数据源,定量提取生态系统类型数据和模拟主导生态服务功能,利用全国生态环境十年变化(2000-2010年)遥感调查与评估项目关于生态系统质量的成果数据,综合评估分析了陆域严格控制区对自然生态空间保有率、生态系统质量改善、生态系统服务功能提升的保障作用。研究区域见图4。

4.2 区域自然生态空间保护作用

2013年,森林、草地、湿地等自然生态系统组成的广东省自然生态空间总面积为12.50万km²,占广东省域总面积的72.0%。陆域严格控制区内,森林、草地和湿地等自然生态系统总面积为2.76万km²,占陆域严格控制区总面积的92.9%,即自然生态空间保有率为92.9%,保护了广东省22.1%的自然生态空间,对保护广东省自然生态空间发挥着重要作用(图4)。其中,森林生态系统的比例最高,占陆域严格控制区总面积的85.5%,保护了广东省24.3%的森林生态空间。2000-2013年,广东省严控区内森林、灌丛、草地和湿地等构成的自然生态空间由2.75万km²增加为2.76万km²。自2005年陆域严格控制区划定实施之后,自然生态空间增加了126.48 km²,对2000-2013年自然生态空间保有率增加的贡献度达到95%。可以看出,陆域严格控制区的划定与实施,对于区域自然生态空间保护和增长发挥着重要的作用,保护成效显著。

4.3 区域生态系统质量改善作用

2000-2013年,陆域严格控制区的陆表植被总体长势表现为有所改善,即生态系统质量呈现出改善的趋势特征(图5)。2000-2005年,陆域严格控制区陆表植被长势和质量改善特征与2000-2013年的总体改善特征相似,且改善幅度也基本相同。但是,在2005年陆域严格控制区划定之后,陆表植被长势和质量总体改善的趋势特征明显增强,即陆表植被长势和质量总体改善的幅度明显增强,线性变化趋势系数由0.0008增加为0.0014,增长幅度达到75%。可以看出,陆域严格控制区的划定与实施,对于区域生态系统质量的改善发挥着重要的作用,保护成效显著(图5)。

4.4 区域生态系统服务功能提升作用

4.4.1 水源涵养服务功能状况 2013年,广东省陆域严格控制区内的生态系统水源涵养总量为 1.24×10^{10} m³,生态系统单位面积的水源涵养量为 4.2×10^5 m³/km²,森林和草地等自然生态系统为水源涵养主体(图6)。2000-2013年期间,生态系统单位面积水源涵养量显著增加,净增加量为 0.68×10^5 m³/km²。自2005年陆域严格

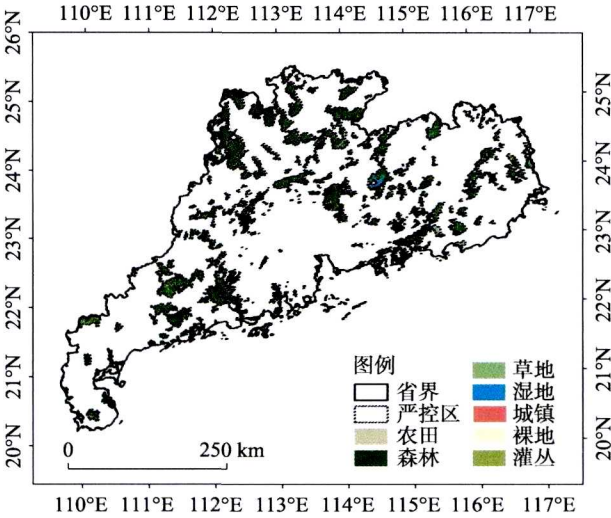
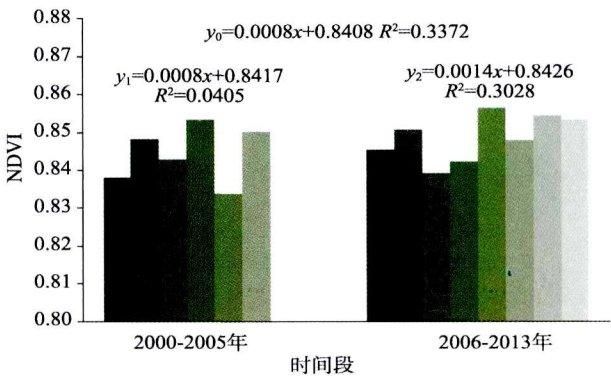


图4 广东省陆域严格控制区分布及其生态系统类型构成
Fig. 4 Spatial distribution and ecosystem construction of strict control region in Guangdong province



y₀方程、y₁方程、y₂方程分别为2000-2013年、2000-2005年、2006-2013年的线性变化趋势线

图5 2000-2013年广东省陆域严格控制区陆表植被长势变化统计特征

Fig. 5 Characteristics of vegetation growth in strict control region of Guangdong province from 2000 to 2013

控制区划定实施后,生态系统单位面积水源涵养量增加了 $0.55\times 10^5\text{ m}^3/\text{km}^2$,对2000-2013年生态系统单位面积水源涵养服务能力提升的贡献度达到80.1%。与2005年相比,单位面积水源涵养量增加了15.0%,水源涵养服务功能显著提升。而在严控区外部,2000-2013年间,生态系统单位面积水源涵养量净增加量为 $0.37\times 10^5\text{ m}^3/\text{km}^2$,明显低于严控区内部净增加量。自2005年陆域严格控制区划定实施之后,生态系统单位面积水源涵养量增加了 $0.38\times 10^5\text{ m}^3/\text{km}^2$,远不如严控区内部提升明显。可以看出,陆域严格控制区的划定与实施,对于区域生态系统水源涵养服务功能的提升发挥着重要的作用,保护成效显著。

4.4.2 土壤保持功能状况 2013年,广东省严格控制区生态系统土壤保持总量为0.76亿t,单位面积土壤保持量为 $2.582\text{ t}/\text{km}^2$,森林和草地生态系统是土壤保持的主体(图6)。2000-2013年期间,生态系统单位面积土壤保持量显著增加,净增加量为 $0.507\text{ t}/\text{km}^2$ 。自2005年陆域严格控制区划定实施之后,生态系统单位面积土壤保持量增加 $0.285\text{ t}/\text{km}^2$,对2000-2013年生态系统单位面积土壤保持服务能力提升的贡献度达到56.2%。与2005年相比,单位面积土壤保持量增加12.4%,土壤保持服务功能显著提升。而在严控区外部,2000-2013年间,生态系统单位面积土壤保持量净增加量为 $0.321\text{ t}/\text{km}^2$,明显低于严控区内部净增加量。自2005年陆域严格控制区划定实施之后,生态系统单位面积土壤保持量增加了 $0.224\text{ t}/\text{km}^2$,不如严控区内部提升明显。可以看出,陆域严格控制区的划定与实施,对于区域生态系统土壤保持服务功能的提升发挥着重要的作用,保护成效显著。

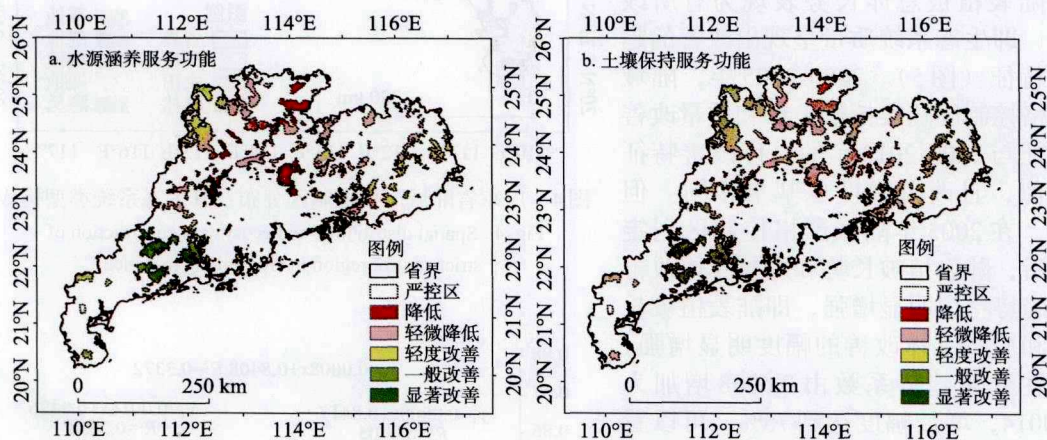


图6 广东省严格控制区水源涵养和土壤保持服务功能变化

Fig. 6 Change of water conservation service and soil and water conservation service of strict control region in Guangdong province

5 结论与讨论

基于生态保护红线是国家和区域生态安全底线和生命线的认知,提出了生态保护成效评估框架和指标方法,以海南省生态保护红线和广东省严格控制区为应用案例进行了应用分析。可以看出生态保护红线划定和实施对保障区域自然生态空间、改善区域生态系统质量和提升区域生态系统服务功能,均发挥着重要的作用。以海南省生态保护红线为例的成效评估可以看出,生态保护红线对保障自然生态安全空间的贡献度为44.8%,对保障水源涵养和土壤保持服务功能安全的贡献度分别为46.1%和69.8%。以广东省严控区为例的成效评估可以看出,自然生态空间保有率增加的贡献度达到95%,生

态系统质量改善的增长幅度贡献达到75%，对水源涵养和土壤保持服务能力提升的贡献度分别达到82.4%和54.6%。

本文提出的生态保护红线评估框架是以生态系统管控目标为导向，一是从生态系统自身属性角度提出了以改善区域生态状况和提高区域生态系统自我调节能力为生态保护和恢复的最终目标，二是从支撑社会可持续发展角度提出了保障区域生态安全为生态保护与管理的最终目标。评估框架与方法通过多维度时空尺度外延，将生态保护红线生态状况放在大的区域空间和长的时间尺度去考虑，耦合分析生态保护红线内外、实施前后的生态状况变化，以生态系统类型构成和生态系统服务功能为内容主线，通过海南省生态保护红线和广东省严格控制区的案例分析证明，该框架可以较好地应用于生态保护红线的成效评估。由于生态保护红线是区域生态系统综合管理的新尝试，评估框架中提到的可能引起生态保护红线生态状况变化的管控政策、制度和其他间接驱动因素等方面的关联分析，需要进一步实例验证。同时，仍然有科学问题需要进一步探索和研究：① 如何做到精细化的生态保护红线保护成效评估，即定量解析不同原因对区域生态变化的驱动效应，进而识别生态保护管理对区域生态变化的驱动效应，是一个将人与自然综合在一起的复杂科学命题。这是因为，区域生态系统变化是多重人为因素和自然因素共同驱动的结果，包括但不局限于社会、人口、经济、教育等多重生态保护政策实施，自然保育与生态修复工程实施，以及气象、水文等自然条件的变化驱动。② 如何做到精细化的生态保护红线生态状况评估，也是一个极具有挑战性的科学命题。这是因为，生态保护红线将会分布在全国各个自然地理区域并具有显著地理地带性差异，这种显著的地理地带性差异和不同类型生态系统类型使得生态过程异常复杂，甚至难以用简单的生态过程模型描述。因此，迫切需要基于生态保护红线位于的地理地带性规律，结合不同生态系统类型及主要构成，建立基于生态过程的生态评估模型集以及模型参数集；耦合人与自然互动过程，构建自然和人类活动双驱动的生态变化模拟模型，实现驱动过程模拟、原因解析和管控政策评估分析。

致谢：感谢海南省环境科学研究院高级工程师穆晓东、广东省环境科学研究院教授级高级工程师肖荣波和庄长伟博士、中国科学院地理科学与资源研究所副研究员曹巍在此次研究过程中给予的帮助和支持。

参考文献(References)

[1] 侯鹏, 杨旻, 翟俊, 等. 论自然保护地与国家生态安全格局构建. 地理研究, 2017, 36(3): 420-428. [Hou Peng, Yang Min, Zhai Jun, et al. Discussion about natural reserve and construction of national ecological security pattern. Geographical Research, 2017, 36(3): 420-428.]

[2] 刘玉平, 侯鹏. 关于建立生态保护红线管理制度的思考. 环境保护, 2017, 45(23): 40-42. [Liu Yuping, Hou Peng. Thoughts of establishing the ecological protection redlines system. Environmental Protection, 2017, 45(23): 40-42.]

[3] 王桥, 侯鹏, 蔡明勇, 等. 国家生态保护红线监管业务体系的构建思路. 环境保护, 2017, 45(23): 22-25. [Wang Qiao, Hou Peng, Cai Mingyong, et al. Construction ideas of monitoring and evaluation system for national ecological protection redlines. Environmental Protection, 2017, 45(23): 22-25.]

[4] 侯鹏, 王桥, 申文明, 等. 生态系统综合评估研究进展: 内涵、框架与挑战. 地理研究, 2015, 34(10): 1809-1823. [Hou Peng, Wang Qiao, Shen Wenming, et al. Progress of integrated ecosystem assessment: Concept, framework and challenges. Geographical Research, 2015, 34(10): 1809-1823.]

[5] 侯鹏, 王桥, 房志, 等. 国家生态保护重要区域植被长势遥感监测评估. 生态学报, 2013, 33(3): 780-788. [Hou Peng, Wang Qiao, Fang Zhi, et al. Satellite-based monitoring and appraising vegetation growth in national key regions of ecological protection. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(3): 780-788.]

[6] 张立伟, 傅伯杰, 吕一河, 等. 基于综合指标法的中国生态系统服务保护有效性评价研究. 地理学报, 2016, 71(5):

- 768-780. [Zhang Liwei, Fu Bojie, Lv Yihe, et al. The using of composite indicators to assess the conservational effectiveness of ecosystem services in China. *Acta Geographica Sinica*, 2016, 71(5): 768-780.]
- [7] 张德铨, 胡忠俊, 祁威, 等. 基于NPP数据和样区对比法的青藏高原自然保护区保护成效分析. *地理学报*, 2015, 70(7): 1027-1040. [Zhang Yili, Hu Zhongjun, Qi Wei, et al. Assessment of protection effectiveness of nature reserves on the Tibetan Plateau based on net primary production and the large-sample-comparison method. *Acta Geographica Sinica*, 2015, 70(7): 1027-1040.]
- [8] 杨道德, 邓娇, 周先雁, 等. 候鸟类型国家级自然保护区保护成效评估指标体系构建与案例研究. *生态学报*, 2015, 35(6): 1891-1898. [Yang Daode, Deng Jiao, Zhou Xianyan, et al. Construction of an indicator system and a case study of protection efficacy evaluation of China's national nature reserves for migratory birds. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(6): 1891-1898.]
- [9] 郑姚闽, 张海英, 牛振国, 等. 中国国家级湿地自然保护区保护成效初步评估. *科学通报*, 2012, 57(1): 1-24. [Zheng Yaomin, Zhang Haiying, Niu Zhenguo, et al. Protection efficacy of national wetland reserves in China. *China Science Bulletin*, 2012, 57(1): 1-24.]
- [10] 杨军, 张明祥, 雷光春. 《中国国家级湿地自然保护区保护成效初步评估》中的偏差. *科学通报*, 2012, 57(15): 1367-1370. [Yang Jun, Zhang Mingxiang, Lei Guangchun. Biases in "Protection Efficacy of National Wetland Reserves in China". *Chinese Science Bulletin*, 2012, 57(15): 1367-1370.]
- [11] 邵全琴, 樊江文, 刘纪远, 等. 三江源生态保护和建设一期工程生态成效评估. *地理学报*, 2016, 71(1): 3-20. [Shao Quanqin, Fan Jiangwen, Liu Jiyuan, et al. Assessment on the effects of the first-stage ecological conservation and restoration project in Sanjiangyuan region. *Acta Geographica Sinica*, 2016, 71(1): 3-20.]
- [12] 侯鹏, 翟俊, 曹巍, 等. 国家重点生态功能区生态状况变化与保护成效评估: 以海南岛中部山区国家重点生态功能区为例. *地理学报*, 2018, 73(3): 429-441. [Hou Peng, Zhai Jun, Cao Wei, et al. Ecosystem changes and implementation effect evaluation in the national key ecological function zones: Central mountainous area of Hainan Island. *Acta Geographica Sinica*, 2018, 73(3): 429-441.]
- [13] Zhai Jun, Hou Peng, Cao Wei, et al. Ecosystem assessment and protection effectiveness of a tropical rainforest region in Hainan Island, China. *Journal of Geographical Sciences*, 2018, 28(4): 415-428.
- [14] Greenwood E. *Experimental Sociology: A Study in Method*. New York: King's Crown Press, 1945.
- [15] Rodrigues A S, Andelman S J, Bakarr M I, et al. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 2004, 428(6983): 637-640.
- [16] Liira J, Issak M, Jõgar Ü, et al. Restoration management of a floodplain meadow and its cost-effectiveness: The results of a 6-year experiment. *Annales Botanici Fennici*, 2009, 46: 397-408.
- [17] Joppa L N, Pfaff A. Global protected area impacts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2011, 278: 1633-1638.
- [18] Jenkins C N, Van Houtan K S, Pimm S L, et al. US protected lands mismatch biodiversity priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 2015, 122: 5081-5086.
- [19] Willcock S, Phillips O L, Platts P J, et al. Land cover change and carbon emissions over 100 years in an African biodiversity hotspot. *Global Change Biology*, 2016, 22: 2787-2800.

China's ecological protection redlines: Evaluation framework and method of protection effect

HOU Peng, WANG Qiao, YANG Min, LI Jing, ZHAI Jun, CAI Mingyong
(Satellite Environment Center, MEP, Beijing 100094, China)

Abstract: Ecological protection redline is one of innovation regional ecological management systems, and a major strategy of construction of ecological civilization of China. This management system is established on the basis of a series of practice and development of regional ecological protection management, such as national reserves, key ecosystem service zones and forest parks. How to scientifically evaluate the effectiveness of ecological protection redline, to serve the comprehensive management of ecological protection redline and protect regional ecological security, has become one of the popular issues. According to the protective objectives and management policies issued, purpose of redline management is to protect regional ecological security and improve ecosystem service ability. The core of this task is to stabilize and gradually improve the regional ecosystem, such as natural ecological space and ecosystem services. Then, an evaluation framework, including indexes and methods, is put forward. In the framework, ecosystem structure and ecosystem services are taken as the main content of ecological protection effect assessment. By multi- dimensional space- time scale expansion, comprehensive evaluation is done by analysis of ecological changes before and after the implementation of ecological protection redline measures, by inside and outside of the red- line protection zone. Moreover, comprehensive ecological protection effect is reflected by the regional ecological security contribution and regional ecosystem self-regulation ability. That is to say, the higher the contribution and self-regulation ability, the better the protection effects are. Furthermore, the management policies, measures and other indirect drivers that may cause ecological changes can be linked and analyzed to evaluate the implementation effectiveness of redline. This paper, taking Hainan and Guangdong provinces as the study region, applies the framework and methods. In Hainan, the contribution rate of ecological protection redline to natural ecological security space is 44.8% , and that of water conservation and soil conservation services is respectively 46.1% and 69.8%. In Guangdong, the contribution rate for increasing natural ecological space reaches 95%, that for improving the quality of ecosystem growth is up to 75%, and that for enhancing water and soil conservation services is 82.4% and 54.6%, respectively.

Keywords: ecological protection; nature reserve; protection effect; ecological security; ecosystem service