

中国典型自然保护区生境状况时空变化特征

祝 萍^{1,2}, 黄 麟¹, 肖 桐³, 王军邦^{1,4}

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所 中国科学院陆地表层格局与模拟重点实验室, 北京 100101;
2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 环境保护部卫星环境应用中心, 北京 100094;
4. 中国科学院生态系统网络观测与模拟重点实验室, 北京 100101)

摘要: 中国已建立各类自然保护区2740个, 占全国陆地面积的14.8%。本文以典型国家级自然保护区为例, 基于遥感反演、模型模拟、空间分析等方法, 获得植被覆盖度、净初级生产力(NPP)和土地覆被时空数据集, 分析2000-2015年中国不同区域、不同类型自然保护区生境状况时空变化及人类扰动的影响, 进而评估自然保护区在栖息地及生物多样性保护方面的效果。结果表明: 2000-2015年, 国家级自然保护区植被覆盖度从36.3%提高到37.1%, 各类型自然保护区均有不同程度提高, 其中森林类保护区年增速0.11%, 草原草甸类0.84%, 内陆湿地类0.21%, 荒漠生态类0.09%, 野生动物类和野生植物类则分别为0.11%和0.08%。草原草甸类、内陆湿地类、荒漠生态类、野生动物类自然保护区植被NPP年增速分别为 $2.06 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $1.23 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $0.28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 、 $0.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, 而森林类和野生植物类则分别以 $3.45 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $2.35 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 的年速率减少。近15年, 国家级自然保护区内人类扰动呈现微弱变化, 除青藏高原区和南亚热带湿润区内保护区人类扰动略微下降以外, 其他区域均有所增强, 特别是北亚热带和温带湿润区, 其保护区人类扰动由4.70%明显增至5.35%。

关键词: 自然保护区; 植被覆盖度; NPP; 人类扰动; 中国

DOI: 10.11821/dlxb201801008

1 引言

自然保护区是指对有代表性的自然生态系统、珍稀濒危野生动植物物种的天然集中分布、有特殊意义的自然遗迹等保护对象所在的陆地、水域或海域, 依法划出一定面积予以特殊保护和管理的区域。建立自然保护区是保护生物多样性及其生境的重要途径之一^[1-4], 是人类对已感知到对自然的威胁的一种文化反应^[5], 是最有效可行的就地保护手段^[6]。保护区及其保护对象的价值随着社会不断发展而不断变化^[7]。世界自然保护联盟(IUCN)将保护区分为自然保护区、国家公园、自然纪念物保护区、生境和物种管理保护区、陆地和海洋景观保护区、资源管理保护区^[8-9], 不同类型的保护区提供不同程度的保护。中国自然保护区划分基于主要保护对象, 在一定程度上也考虑到管理目标, 分为自然生态系统(森林生态、草原与草甸、荒漠生态、内陆湿地和水域、海洋和海岸)、野生生物(动物、植物)、自然遗迹(地质遗迹、古生物遗迹)^[10]。

收稿日期: 2017-01-09; 修订日期: 2017-08-13

基金项目: 国家重点研发计划课题(2017YFC0506404); 中国科学院前沿科学重点研究项目(QYZDB-SSW-DQC005); 国家“十二五”科技支撑计划课题(2013BAC03B00) [Foundation: The National Key Research and Development Program, No.2017YFC0506404; The Key Programs for Frontier Science of the Chinese Academy of Sciences, No.QYZDB-SSW-DQC005; Key Projects in the National Science & Technology Pillar Program during the Twelfth Five-year Plan Period, No.2013BAC03B00]

作者简介: 祝萍(1992-), 女, 硕士生, 主要从事生态环境遥感与信息系统研究。E-mail: zhup.15s@igsrr.ac.cn

通讯作者: 黄麟(1981-), 女, 副研究员, 主要从事土地利用变化及其生态效应研究。E-mail: huanglin@igsrr.ac.cn

随着人类对地球资源不断增加的需求和压力,有效的保护区系统是保护物种及其栖息地自然生态系统的有效手段,也已经作为衡量生物多样性保护的一个有效指标^[7]。1982年巴黎召开的世界公园会议上首次提出各国的保护区占比至少应达到国土面积的10%^[11]。截至2014年,全球范围内有20多万处自然保护区,约占地球陆地表面面积的15.4%^[12]。根据2015年《中国环境状况公报》公布的数据,截至2014年底,中国共建立各种类型、不同级别的自然保护区2740个,总面积约147.03万km²,占全国陆地面积的14.8%。其中,国家级自然保护区428个,面积96.49万km²。随着保护区面积的不断增加,对保护区的研究变得越来越重要^[13],但是关于保护区有效性及其重要性仍存在争议^[14-16],特别是在全球气候变化等导致物种改变及其分布的背景下^[14]。

由于生境与物种基础数据的质量、保护区边界的分辨率、相关性分析的精度等因素,人们对于需要优先保护区域的相对重要性的认知有所偏差,从而使得部分保护区的设置并不符合保护需求。在气候变化背景下,由于保护区是静态的而物种分布是动态的,保护区能否保护生物多样性备受质疑^[16]。保护区的有效性依赖于政治、经济等许多局地因素,对其有效性的评价方法很多^[6, 17],然而至今未形成统一标准^[7]。一方面,保护区有效性日益受到气候变化和人类活动的威胁,特别是城市化、森林砍伐等土地利用变化,然而,这种威胁的程度是未知的。城市化或房地产开发及道路建设等严重影响了保护区作为“诺亚方舟”的保护作用并减少了保护区的有效规模,使得原生栖息地破碎化越来越严重,增加了未来生物入侵几率,导致生物多样性下降和生物同质化^[18-19]。全球生态区、稀有物种、保护区的生物多样性退化与当前和未来的城市化关系密切^[19]。另一方面,保护区还对区域产生其他影响,比如维持传统生计、保持水热平衡、调节局地气候、防止森林火灾等^[20]。

多数研究认为保护区多处于贫困地区,因此建立保护区需要担心的一个根本性问题,是由于限制资源开发导致的生态系统保护目标可能与提高收入、减少或消除贫困相矛盾^[11]。在发展中国家,限制了自然资源的获取,保护区可能产生新的贫困陷阱,或使已有贫困加剧。也有研究发现,贫困地区因为保护区的建立而出现脱贫现象,贫困和减少森林砍伐并没有相关关系^[21]。部分研究通过对比保护区内、外的指标差异来评价保护区的保护有效性^[11, 22-23],特别是具有丰富生物多样性的亚马逊和刚果等热带雨林地区^[20, 24]。比如,结合不同分辨率的遥感图像和实地调查,通过分析森林减少速率或减少森林砍伐量的变化评价保护区有效性^[2, 21],当然,研究也发现保护区外邻近地带成为人类活动热点区域,即保护区具有溢出效应,从而使得保护区被孤立^[18, 25-26]。针对保护区溢出效应,巴西亚马逊地区在生物多样性热点区域周边留出大量的森林作为“绿色壁垒”^[27]。

虽然保护区数量不断增加,但是对于中国建立的可能是一些“纸上公园”的质疑也越来越多^[14-15]。中国过去关于保护区的研究主要集中在单个保护区或局部区域的单项指标或综合指数上^[28-30],研究保护区设置的合理性、保护区管理有效性、影响保护区的因素、保护区对区域经济社会的影响等,至今还没有在国家整体水平上评估自然保护区对生态系统宏观状况的影响。由于生物多样性及栖息地方面数据不完善、自然保护区边界不明确、生态系统本底不清晰等,无法对现有保护区及保护区网络的有效性进行评估,难以了解保护区是否有效地实现生物多样性保护目标。考虑到指标数据的可获得性、典型性以及直观性,本文以中国国家级自然保护区作为研究对象,选择植被覆盖度和NPP来分析生境状况,通过人类扰动来表现人类活动强度,在时间和空间上分析保护区内植被覆盖度、植被初级生产力和人类扰动的变化趋势,评估不同区域、不同类型保护区内生态系统宏观状况变化,为自然保护区的有效建设和管理提供科学依据。

2 数据与方法

2.1 研究区概况

本文从中国428个国家级自然保护区中,选择除自然遗迹类、海洋海岸类和水生动物类以外,建立时间在2000年之前的299个国家级自然保护区作为研究区。其中,森林生态类自然保护区167个、草原与草甸类4个、湿地类36个、野生动物类67个、野生植物类12个、荒漠类13个(暂缺台湾、香港、澳门数据)。根据环境保护部网站(<http://www.zhb.gov.cn/stbh/zrbhq/gijzrbhqps/>)公示的自然

保护区功能区划图,结合地形与高分辨率遥感影像数据,将299个国家级自然保护区边界进行矢量化。同时,基于郑景云等^[31]的中国气候区划新方案,结合地理区域差异以及保护区空间分布,将中国划分为7个气候区(图1),其中,南亚热带湿润区有22个保护区,中亚热带湿润区102个,北亚热带—温带湿润区41个,青藏高原区38个,中温带湿润区42个,中温带半干旱区35个,中温带干旱区19个。

2.2 植被覆盖度的遥感估算

基于2000-2015年典型国家级自然保护区1 km空间分辨率、16天时间分辨率的MODIS NDVI数据,经S-G滤波处理后,根据像元二分模型理论计算植被覆盖度。该理论认为一个像元的NDVI值是由绿色植被贡献的信息与无植被覆盖贡献的信息组合而成,根据以下公式计算得到近15年自然保护区1 km空间分辨率的最大植被覆盖度数据:

$$FVC = \frac{NDVI - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}} \quad (1)$$

式中: FVC 是植被覆盖度; $NDVI_{\max}$ 是纯植被像元的NDVI值,此处用95%处的NDVI值; $NDVI_{\min}$ 是完全无植被覆盖像元的NDVI值,此处用5%处的NDVI值。

采用最小二乘法分析植被覆盖度的年际变化趋势,计算公式为:

$$slo = \frac{n \times \sum_{i=1}^n (i \times VFC) - \sum_{i=1}^n i \sum_{i=1}^n VFC}{n \times \sum_{i=1}^n i^2 - \left(\sum_{i=1}^n i \right)^2} \quad (2)$$

式中: i 为2000年到2015年的年序号; slo 即这条趋势线的斜率,如果为正,说明此像元植被覆盖度在该时间段的变化趋势是增加,反之则是减少。

2.3 植被净初级生产力的模型模拟

应用于植被净初级生产力模拟的生态模型可归类为统计模型、过程模型、机理模型、遥感模型等,在中国广泛使用的模型比如CASA模型、GLOPEM模型、PSN模型、VPM模型等,具有输入参数少、驱动变量可由遥感数据直接或反演获得等优势。目前对NPP的模拟存在不确定性,准确的模拟需要应用通量观测数据在生态系统尺度上对各类

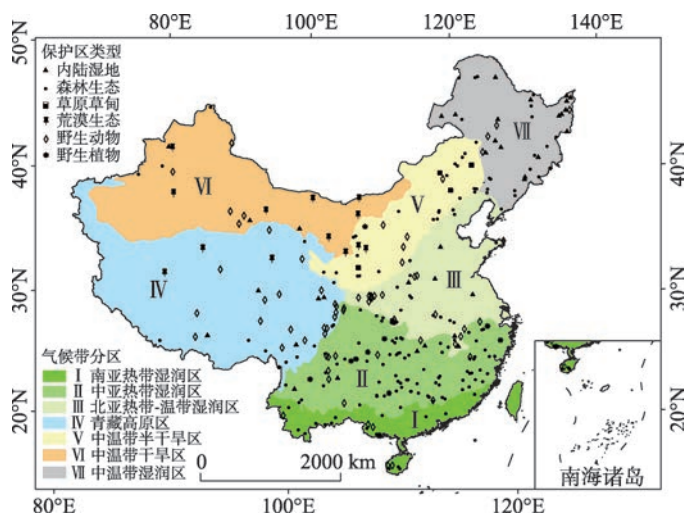


图1 中国299个典型国家级自然保护区空间分布

Fig. 1 Spatial distribution of 299 typical national nature reserves in China

生态系统进行充分的验证。GLOPEM模型建立在生理生态学理论上,该模型经过参数本地化校正后,在不同森林生态系统和草原草甸生态系统的验证上取得了理想的效果^[32]。本文选用GLOPEM模型模拟典型国家级自然保护区的植被净初级生产力,通过模拟光能利用率,以卫星遥感反演的植被吸收光合有效辐射比例(FPAR)模拟植被吸收的光合有效辐射(APAR),获得植被总初级生产力(GPP);以植被生物量和气温及不同植被群落的维持性呼吸系数及温度关系模拟植被维持性呼吸(R_m)和生长性呼吸(R_g),获得典型国家级自然保护区2000-2015年1 km空间分辨率的NPP数据。模型模拟的主要过程如下:

$$NPP = GPP - R_a \quad (3)$$

式中: NPP 表示植被初级生产力; GPP 表示总初级生产力; R_a 表示自养呼吸; NPP 为 GPP 和 R_a 的差。

$$GPP = APAR \times \varepsilon_g \quad (4)$$

$$APAR = PAR \times FPAR \quad (5)$$

式中: GPP 表示总初级生产力; PAR 为光合有效辐射,根据气候学辐射计算方法估算; $FPAR$ 为植被呼吸光合有效辐射比率,采用基于冠层辐射传输算法的卫星遥感反演数据; $APAR$ 是植被吸收的光合有效辐射量,为 PAR 与 $FPAR$ 的乘积; ε_g 为是 GPP 概念上的植被光能利用率,根据气孔导度类比模型得到。

$$R_a = f(R_m) + R_g \quad (6)$$

式中: R_a 表示自养呼吸; R_m 为维持性呼吸; R_g 为生长性呼吸。

2.4 人类扰动及其量化方法

基于刘纪远等^[33]完成的2000年、2005年、2010年和2015年中国土地利用/覆被变化数据库,生成4期全国100 m空间分辨率的土地利用/覆被栅格数据集,包括6个一级类型和25个二级类型。该数据集利用野外调查资料进行统一质量检查^[34],按10%县数比例开展精度验证,土地利用一级类型综合评价精度达到94.3%,二级类型达到91.2%^[33]。基于土地利用与土地覆被的概念,陆地表层人类活动强度可被定义为一定地域人类对陆地表层自然覆被利用、改造和开发的程度,这种利用、改造和开发的程度可通过土地利用/覆被类型得到反映^[35]。本文首先分析自然保护区中人工地类(耕地、建设用地)面积变化,然后将对陆地表层自然覆被利用、改造和开发强度作为人类扰动指数,并基于100 m的LUCC数据计算的每个保护区的人类扰动来量化人类活动强度。陆地表层人类活动强度通过如下公式计算:

$$HA = \frac{S_{CLE}}{S} \times 100\% \quad (7)$$

$$S_{CLE} = \sum_{i=1}^n SL_i \times CI_i \quad (8)$$

式中: HA 为陆地表层人类活动强度; S_{CLE} 为建设用地当量面积; S 为区域总面积; SL_i 为第*i*种土地利用/覆被类型的面积; CI_i 为第*i*种土地利用/覆被类型的建设用地当量折算系数; n 为区域内土地利用/覆被类型数。 S_{CLE} 是用于比较不同人类活动方式对陆地表层作用程度的、且通过土地利用/覆被类型得到反映的度量单位; CI_i 是不同土地利用/覆被类型按照人类活动对陆地表层作用的强弱换算成建设用地当量的系数。不同的土地利用/覆被类型,其表层自然属性变化特征可作为确定不同 CI_i 的依据,本文参考徐勇等^[35]的研究结果,结合不同区域、不同类型自然保护区的保护目标,确定折算系数如表1所示。

表 1 不同土地利用/覆被类型的建设用地当量折算系数

土地利用/覆被类型	耕地	园地及其它林地	水库、坑塘	城乡、工矿、居民用地	其他
折算系数	0.2	0.133	0.6	1	0

3 结果与分析

3.1 植被覆盖度变化分析

2000-2015 年，中国典型国家级自然保护区植被覆盖度总体呈上升趋势，平均植被覆盖度从 36.3% 提高到 37.1%，提高了 0.8%，近 15 年的年际变化呈现平均年增速 0.13%。其中，森林生态类由 69.4% 提高到 69.9%，提高了 0.5%，年增速 0.11%；草原与草甸类由 59.8% 提高到 65.4%，提高了 5.6%，年增速 0.84%；内陆湿地类由 58.9% 提高到 60.4%，提高了 1.5%，年增速 0.21%；荒漠生态类由 12.8% 提高到 13.3%，提高了 0.5%，年增速 0.09%；野生动物类由 32.6% 提高到 33.3%，提高了 0.7%，年增速 0.11%；而野生植物类略有下降，由 47.2% 下降到 47%，下降了 0.2%（图 2a）。

按气候带分区来看，不同气候带自然保护区平均植被覆盖度变化较小。其中，中温带湿润区的植被覆盖度由 83.9% 提高到 86%，提高了 2.1%，年增速 0.27%；中温带半干旱区由 57% 提高到 60.2%，提高了 3.2%，年增速 0.51%；中温带干旱区由 7.3% 提高到 7.8%，提高了 0.5%，年增速 0.07%；青藏高原区从 31.5% 提高到 32.1%，提高了 0.6%，年增速 0.12%；南亚热带湿润区从 97.4% 提高到 97.5%，仅提高了 0.1%，年增速 0.02%。然而，中亚热带湿润区自然保护区平均植被覆盖度从 95.9% 到 95.8%，略有下降。此外，北亚热带—温带湿润区内的自然保护区平均植被覆盖度维持在 94.9% 不变（图 2b）。

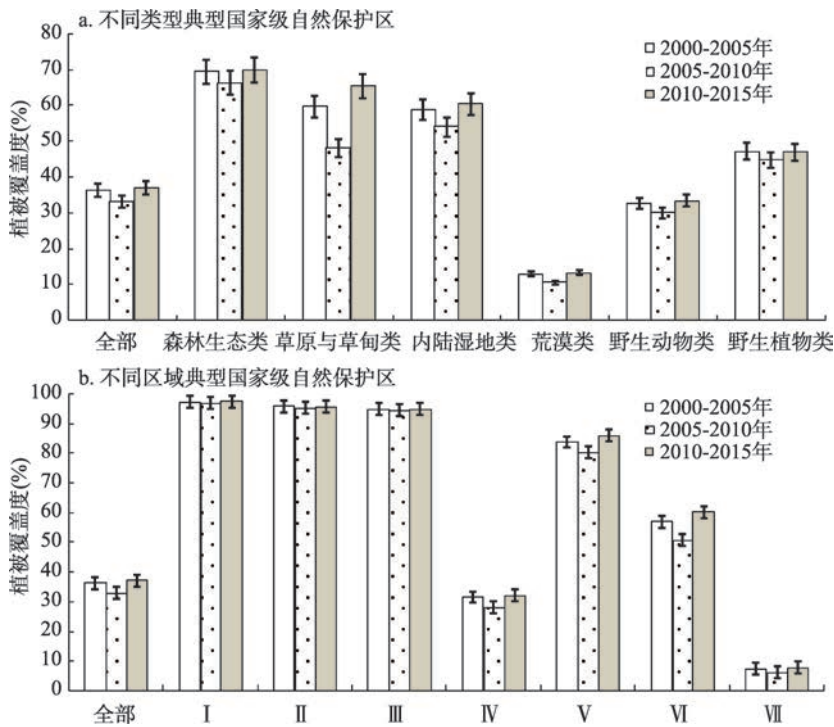


图 2 中国不同类型与不同区域典型国家级自然保护区植被覆盖度统计

Fig. 2 The average vegetation coverage in typical national nature reserves with different types and located in different zones

从植被覆盖度年际变化的空间格局可以看出(图3),2000-2015年植被覆盖度呈现增加趋势的国家级自然保护区主要分布在青藏高原北部、中温带干旱区、中温带半干旱区以及部分中温带湿润区,特别是三江源、羌塘、珠穆朗玛峰、可可西里、阿尔金山、祁连山、罗布泊、内蒙古大青山、西鄂尔多斯、锡林郭勒草原、科尔沁地区、太行山、高黎贡山、苍山洱海、洪泽湖湿地等保护区增加明显,大兴安岭、敦煌西湖、若尔盖湿地、海子山、亚丁、大巴山、五峰后河、雷公山、金寨天马等保护区略有增加,而色林错、雅鲁藏布江中游、白马雪山、卧龙、太白山、东洞庭湖、南岭、江西武夷山、吉林长白山等保护区显著减少。

3.2 植被净初级生产力变化分析

2000-2015年,国家级自然保护区的5年平均植被NPP从2000-2005年的 $140.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 下降到2010-2015年的 $139.8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,年减少速率 $0.04 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。森林生态类和野生植物类自然保护区的植被NPP呈下降趋势,森林生态类的植被NPP由 $398.2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 下降到 $362.3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,减少了 $35.9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,年减少速率 $3.45 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$;野生植物类由 $277.2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 下降到 $248.9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,减少了 $28.3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,年减少速率 $2.35 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。相反地,草原与草甸类、内陆湿地类、荒漠生态类、野生动物类NPP皆呈增加趋势,其中,草原与草甸类从 $291.2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 提高到 $306.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,增加了 $15.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,年增速 $2.06 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$;内陆湿地类由 $179.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 提高到 $193.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,增加了 $14.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,年增速 $1.23 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$;荒漠生态类由 $30.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 提高到 $32.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,增加了 $1.9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,年增速 $0.28 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$;野生动物类由 $118.6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 提高到 $122 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,增加了 $1.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,年增速 $0.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (图4a)。

从气候带分区来看(图4b),除南亚热带湿润区自然保护区的5年平均植被NPP年际变化较大,由 $1425.2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 下降到 $1045 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 以外,其他气候带自然保护区的变化较小。中亚热带湿润区自然保护区的植被NPP从 $734.2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 下降到 $646.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,减少了 $88.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$;北亚热带—温带湿润区NPP由 $567.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 下降到 $561.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,减少了 $6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。相反地,青藏高原区NPP从 $85.9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 提高到 $91.3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,增加了 $5.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$;中温带湿润区NPP由 $437.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 提高到 $450.2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,增加了 $12.8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$;中温带半干旱区NPP由 $295.9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 提高到 $307.9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,增加了 $12 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$;中温带干旱区NPP由 $16.7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 提高到 $17.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,增加了 $0.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。

从植被NPP年际变化的空间格局可以看出,2000-2015年,植被NPP呈现增加趋势的国家级自然保护区主要分布在青藏高原区、中温带半干旱区和部分中温带湿润区,特别是长沙贡马、若尔盖湿地、芒康滇金丝猴、亚丁、海子山、小寨子沟、周至、太白山、内蒙古大青山、锡林郭勒草原、大黑山、小五台山等保护区显著增加,羌塘、三江源、可可西里、珠穆朗玛峰、阿尔金山、祁连山、色林错、贡嘎山、西鄂尔多斯、内蒙

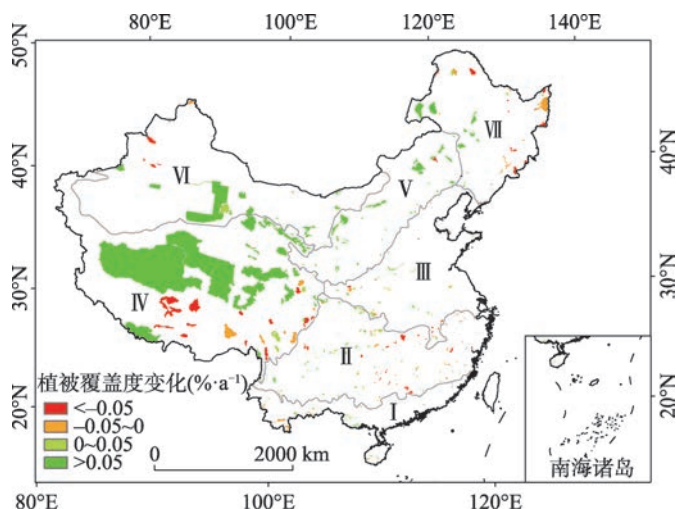


图3 2000-2015年中国典型国家级自然保护区植被覆盖度变化空间的分布

Fig. 3 Spatial variations of vegetation coverage in typical national nature reserves in China from 2000 to 2015

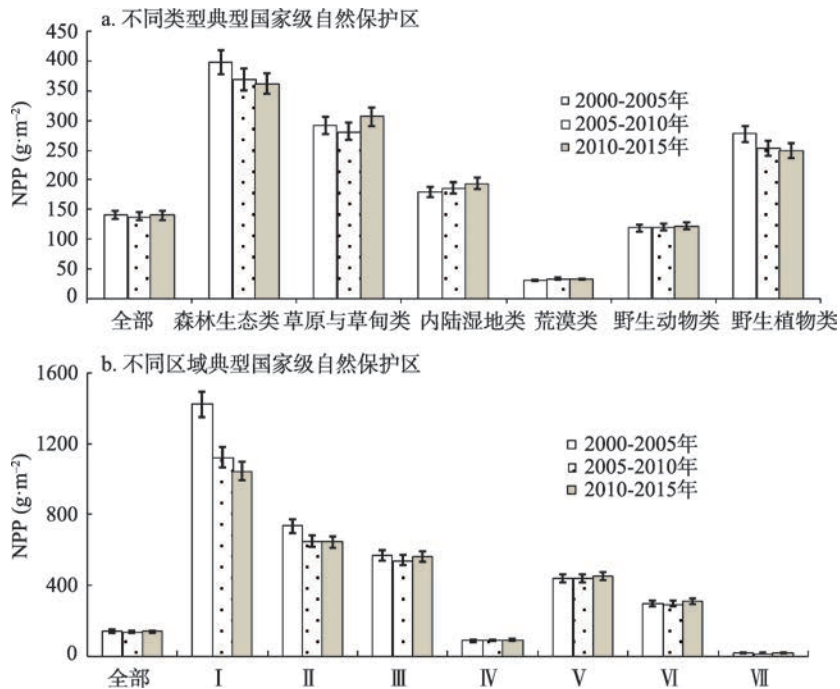


图4 中国不同类型与不同区域典型国家级自然保护区植被净初级生产力统计
Fig. 4 The average NPP in typical national nature reserves with different types and located in different zones

古贺兰山、阿鲁科尔沁、大兴安岭汗马等保护区略有增加，而雅鲁藏布大峡谷、察隅慈巴沟、西双版纳、雷公山、十万大山、恩城、南岭、七姊妹山、福建武夷山、吉林长白山、松花江三湖等保护区显著减少（图5）。

3.3 人类扰动变化分析

2000-2015年，虽然典型国家级自然保护区耕地面积呈现增加趋势，但是只有44个自然保护区耕地面积增加，有125个耕地面积减少。建设用地面积呈现增加趋势，111个自然保护区建设用地面积增加，15个建设用地面积减少。典型国家级自然保护区分类统计得出（图6），内陆湿地类的耕地面积增加最多，说明农业活动对该类保护区扰动最大；森林生态类的耕地面积减少最多，说明该类保护区减少农业活动干扰的成效较好，中温带半干旱区保护区的建设用地面积增加最多，中温带湿润区保护区的建设用地面积增加最少，近15年基本没变。

2000-2015年，典型国家级自然保护区的人类扰动由5.72%下降到4.83%。其中，荒

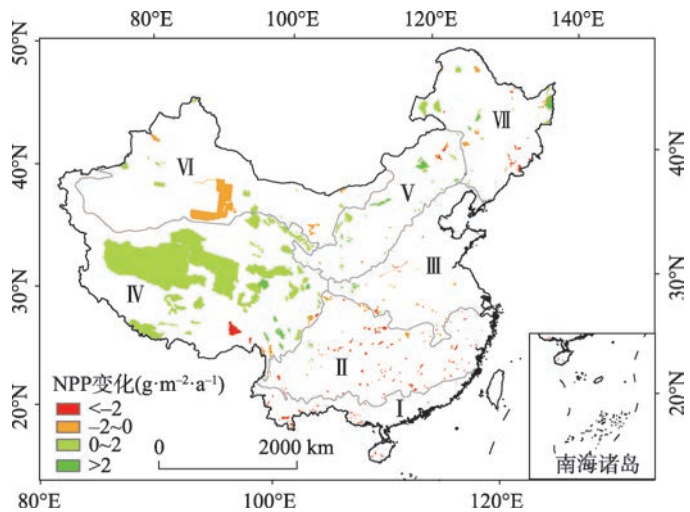


图5 2000-2015年典型国家级自然保护区植被NPP变化空间分布
Fig. 5 Spatial variations of NPP in typical national nature reserves in China from 2000 to 2015

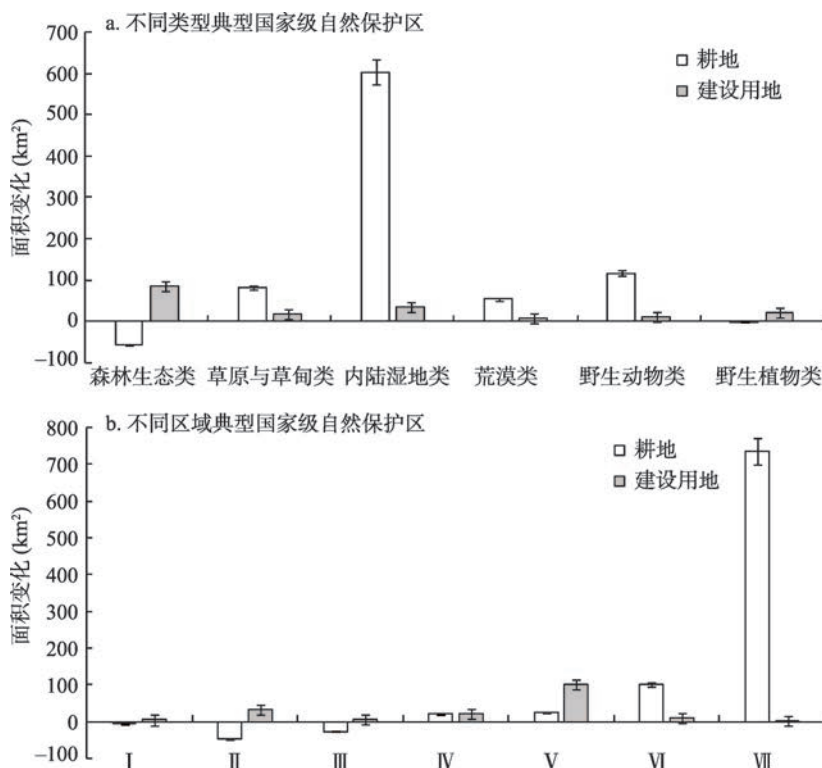


图6 中国不同类型与不同区域典型国家级自然保护区耕地与建设用地面积变化

Fig. 6 The area changes of cropland and built-up areas in typical national nature reserves with different types and located in different zones

漠生态类自然保护区的人类扰动由 6.93% 下降到 4.49%，野生动物类由 4.04% 下降到 3.47%。但是，森林生态类的人类扰动由 3.61% 上升到 3.93%，草原与草甸类由 7.22% 上升到 7.44%，内陆湿地类由 6.69% 上升到 7.37%，野生植物类由 5.53% 提高到 6.02%。从气候带分区来看，青藏高原区自然保护区的人类扰动明显减弱，由 6.46% 下降到 5.32%，特别是羌塘、阿尔金山、色林错、海子山等保护区，与此同时整个青藏高原区的人类扰动呈略微增加趋势^[35-36]。中温带干旱气候区受退耕还林还草工程的影响，人类扰动下降^[33, 35-36]，保护区内部下降明显，由 2.16% 到 1.44%，比如塔里木胡杨等保护区。相反地，亚热带湿润区自然保护区的人类扰动由 1.54% 增强到 2.06%，中亚热带湿润区由 2.99% 增强到 3.24%，亚热带湿润区由 4.7% 增强到 5.35%，中温带湿润区由 4.61% 增强到 4.93%，中温带半干旱区由 6.31% 增强到 6.63%。中国东部区域包括华东、华北、华南地区由于人口密度大，人类扰动处于较高水平，近些年由于城市扩张等原因，人类扰动增加明显^[35-36]。与之相比，保护区内部人类扰动处于较低水平且增加较少（图 7）。

4 结论与讨论

4.1 结论

2000-2015 年，中国典型国家级自然保护区的植被覆盖度总体呈不断增加趋势，不同类型、不同区域自然保护区的植被覆盖度亦有不同程度地增加。2000-2015 年，除森林类和野生植物类以外，其他类型国家级自然保护区的植被 NPP 均有所提高，森林类和野生

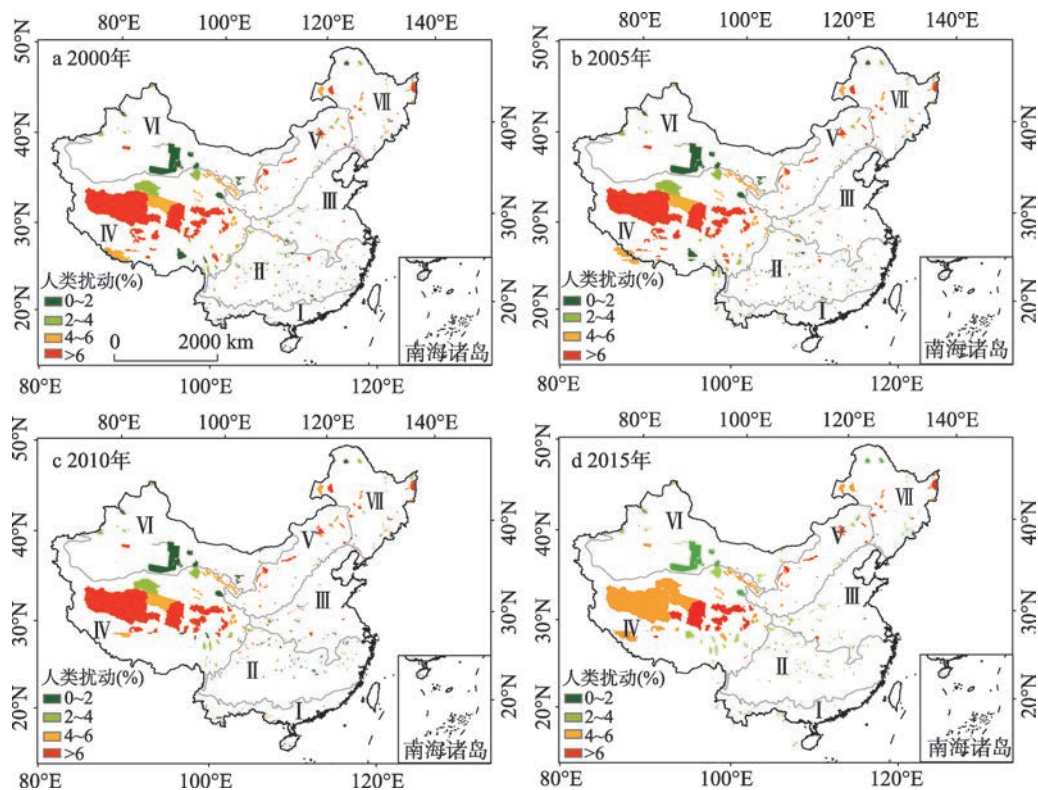


图7 2000-2015年中国典型国家级自然保护区人类扰动空间分布

Fig. 7 Spatial distribution of human disturbances in typical national nature reserves from 2000 to 2015

植物类自然保护区植被NPP下降的主要原因是森林砍伐。人类活动对自然保护区的扰动呈减弱趋势，说明建立保护区对限制人类活动的扰动是有效的，特别是在青藏高原区、中温带干旱区和部分中温带湿润区。然而，在华北平原黄土高原区、华东平原丘陵区等经济较发达区域，由于城市扩张、人口增加等原因，人类活动对自然保护区的扰动增强。

4.2 讨论

全球气候正在发生有史以来从未有过的变化，中国位于东亚季风区，对全球气候变化的响应极为敏感。气候变化对自然生态系统产生巨大影响，预计将是21世纪物种灭绝的主要因素^[37-38]。近年来，在气候变化对自然生态系统的影响方面开展了较多的工作，研究表明气候变化对生物系统的影响主要表现在种群的构成和交互、物种的范围和分布形态、净初级生产力和生态系统的结构和动态变化等方面^[39]。气候变化和人类活动是影响生物多样性和生态系统服务的重要因素^[40-42]。很多关于气候变化对生物多样性的影响的研究^[43-45]表明未来气候变化将改变重要物种在纬度和高度上的分布范围^[46-47]，减小保护区的有效范围^[48]，增加物种灭绝风险^[38, 49]。气候变化对生境影响的潜在后果是巨大的。在青藏高原，气候变化使植被生长期提前开始，延长植物生长季的长度，增加净初级生产总值，增强陆地生态系统的碳汇能力^[50-51]。生物多样性下降和生态系统退化同时受人类活动影响。研究结果表明，部分保护区内部仍然受到人类活动的影响，特别是在人口密度不断增长、城市不断扩张的东部沿海地区。自然保护区内部的人类活动主要包括道路及其他保护设施的建设和不合理的生产生活行为（采石、开矿、采沙等）。自然保护区作为最严格的保护手段，应该严格控制保护区内部的人类活动。

虽然人类的保护活动不断增加, 但自然保护区内的生境同时受气候变化和人类活动的双重影响, 无法判断保护区的建设对保护区内生境变化的贡献率。区分气候变化和人类活动的贡献率将是判断保护区是否有效的关键步骤, 也将成为本文的后续研究重点。本文用植被覆盖度、植被初级生产力和人类扰动三个指标评价自然保护区的生境状况变化是不完整的, 不同类型自然保护区都有不同保护目的, 用同样的指标来评价是不全面的。鉴于本文存在的不足之处, 下一步应该对不同类型自然保护区建立相应指标体系来评价保护区生境变化, 辨识气候变化背景下保护区建立与管理的作用, 评估不同情景下保护区生境变化及生态系统脆弱性。也应该继续探讨, 在城市不断扩张, 人口不断增加的区域, 如何降低人类活动的影响, 保障自然保护区的保护成效。此外, 还需对保护区内和保护区外一定范围进行对比, 但是由于保护区面积差异极大, 如何确定范围, 如何开展对比, 进而评价保护区有效性, 在后续研究中将考虑对此开展深入分析。

参考文献(References)

- [1] Howard P C, Davenport T R B, Kigenyi F W, et al. Protected area planning in the tropics: Uganda's national system of forest nature reserves. *Conservation Biology*, 2000, 14(3): 858-875.
- [2] Radeloff V C, Stewart S I, Hawbaker T J, et al. Housing growth in and near United States protected areas limits their conservation value. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 2010, 107(2): 940-945.
- [3] Stein BA, Scott C, Benton N. Federal lands and endangered species: The role of military and other federal lands in sustaining biodiversity. *Bioscience*, 2008, 58: 339-347.
- [4] Millennium Ecosystem Assessment Board. *Ecosystems and Human Well-being*. Washington DC: Island Press, 2003.
- [5] McNeely J A, 1994. Protected areas for the 21st century: Working to provide benefits to society. *Biodiversity & Conservation*, 3(5): 390-405.
- [6] Maiorano L, Falcucci A, Boitani L. Size-dependent resistance of protected areas to land-use change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2008, 275(1640): 1297-1304.
- [7] Chape S, Harrison J, Spalding M, et al. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2005, 360 (1454): 443-455.
- [8] Wang Zhi, Jiang Mingkan, Zhu Guangqing, et al. Comparison of Chinese nature reserve classification with IUCN protected area categories. *Rural Eco-Environment*, 2004(2): 72-76. [王智, 蒋明康, 朱广庆, 等. IUCN 保护区分类系统与中国自然保护区分类标准的比较. *农村生态环境*, 2004(2): 72-76.]
- [9] Anon A. Guidelines for protected area management categories. UK: IUCN Publications Services Unit, 1999. 284-286.
- [10] Xue Dayuan, Jiang Mingkan. A study on categoring standard of nature reserves in China. *China Environmental Science*, 1994(4): 246-251. [薛达元, 蒋明康. 中国自然保护区类型划分标准的研究. *中国环境科学*, 1994(4): 246-251.]
- [11] Naughton-Treves L, Holland M, Brandon K. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources*, 2005, 30: 219-252.
- [12] UNEP-WCMC. Protected planet report 2014. UK: Cambridge, 2014. [www.unep-wcmc.org]
- [13] Soutullo A. Extent of the global network of terrestrial protected areas. *Conservation Biology*, 2010, 24: 362-363.
- [14] Liu J G, Ouyang Z Y, Pimm S L, et al. Protecting China's biodiversity. *Science*, 2003, 300(5623): 1240-1241.
- [15] Quan Jia, Ouyang Zhiyun, Xu Weihua, et al. Comparison and applications of methodologies for management effectiveness assessment of protected areas. *Biodiversity Science*, 2010, 18(1): 90-99. [权佳, 欧阳志云, 徐卫华, 等. 自然保护区管理有效性评价方法的比较与应用. *生物多样性*, 2010, 18(1): 90-99.]
- [16] Thomas C D, Gillingham P K, Bradbury R B, et al. Protected areas facilitate species' range expansions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, 109(35): 14063-14068.
- [17] Hockings M. Systems for assessing the effectiveness of management in protected areas. *BioScience*, 2003, 53(9): 823-832.
- [18] Foley J A, DeFries R, Asner G P, et al. Global consequences of land use. *Science*, 2005, 309(5734): 570-574.
- [19] McDonald R I, Kareiva P, Forman R T. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 2008, 141(6): 1695-1703.
- [20] Walker R, Moore N J, Arima E, et al. Protecting the amazon with protected areas. *Proceedings of the National Academy*

- of Sciences of the United States of America, 2009, 106(26): 10582-10586.
- [21] Ferraro P J, Hanauer M M, Sims K R. Conditions associated with protected area success in conservation and poverty reduction. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(34): 13913-13918.
- [22] Oliveira P J C, Asner G P, Knapp D E, et al. Land-use allocation protects the Peruvian amazon. *Science*, 2007, 317 (5842): 1233-1236.
- [23] Bruner A G, Gullison R E, Rice R E, et al. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 2001, 291 (5501): 125-128.
- [24] Joppa L N, Loarie S R, Pimm S L. On the protection of "protected areas". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(18): 6673-6678.
- [25] Barbier E B, Burgess J C. The economics of tropical deforestation. *Journal of Economic Surveys*, 2001, 15: 413-433.
- [26] Andam K S, Ferraro P J, Pfaff A, et al. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(42): 16089-16094.
- [27] Soares-Filho B, Moutinho P, Nepstad D, et al. Role of Brazilian amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2010, 107(24): 10821-10826.
- [28] Fan Zemeng, Zhang Xuan, Li Jing, et al. Transition trends of land-cover in national nature reserves of China. *Acta Geographica Sinica*, 2012, 67(12): 1623-1633. [范泽孟, 张轩, 李婧, 等. 国家级自然保护区土地覆盖类型转换趋势. *地理学报*, 2012, 67(12): 1623-1633.]
- [29] Zhang Y L, Hu Z J, Qi W, et al. Assessment of effectiveness of nature reserves on the Tibetan Plateau based on net primary production and the large sample comparison method. *Journal of Geographical Sciences*, 2016, 26(1): 27-44.
- [30] Zheng Y M, Zhang H Y, Niu Z G, et al. Protection efficacy of national wetland reserves in China. *Chinese Science Bulletin*, 2012, 57(10): 1116-1134.
- [31] Zheng Jingyun, Yin Yunhe, Li Bingyuan. A new scheme for climate regionalization in China. *Acta Geographica Sinica*. 2010, 65(1): 3-12. [郑景云, 尹云鹤, 李炳元. 中国气候区划新方案. *地理学报*, 2010, 65(1): 3-12.]
- [32] Wang Junbang, Liu Jiyan, Shao Quanqin, et al. Spatial-temporal patterns of net primary productivity for 1988-2004 based on GLOPEM-CEVSA model in the "Three-River Headwaters" region of Qinghai Province, China. *Journal of Plant Ecology*, 2009, 33(2): 254-269. [王军邦, 刘纪远, 邵全琴, 等. 基于遥感—过程耦合模型的1988-2004年青海三江源区净初级生产力模拟. *植物生态学报*, 2009, 33(2): 254-269.]
- [33] Liu J Y, Kuang W H, Zhang Z X, et al. Spatiotemporal characteristics, patterns, and causes of land-use changes in China since the late 1980s. *Journal of Geographical Sciences*, 2014, 24(2): 195-210.
- [34] Zhang Zengxiang, Zhao Xiaoli, Wang Xiao, et al. *Land Use Remote Sensing Monitoring in China*. Beijing: Star Map Press, 2012: 62-80. [张增祥, 赵晓丽, 汪潇, 等. *中国土地利用遥感监测*. 北京: 星球地图出版社, 2012: 62-80.]
- [35] Xu Y, Xu X R, Tang Q. Human activity intensity of land surface: Concept, methods and application in China. *Journal of Geographical Sciences*, 2016, 26(9): 1349-1361.
- [36] Zhao G S, Liu J Y, Kuang W H, et al. Disturbance impacts of land use change on biodiversity conservation priority areas across China: 1990-2010. *Journal of Geographical Sciences*, 2015, 25(5): 515-529.
- [37] Thomas C D, Cameron A, Green R E, et al. Extinction risk from climate change. *Nature*, 2004, 427: 145-148.
- [38] Pereira H M, Leadley P W, Proença V, et al. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 2010, 330: 1496-1501.
- [39] Beaumont L J, Pitman A, Perkins S, et al. Impacts of climate change on the world's most exceptional ecoregions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(6): 2306-2311.
- [40] Pereira H M, Navarro L M, Martins I S. Global biodiversity change: The bad, the good, and the unknown. *Annual Review of Environment and Resources*, 2012, 37(1): 25-50.
- [41] Titeux N, Henle K, Mihoub J B, et al. Biodiversity scenarios neglect future land-use changes. *Global Change Biology*, 2016, 22(7): 2505-2515.
- [42] Struebig M J, Fischer M, Gaveau D L A, et al. Anticipated climate and land-cover changes reveal refuge areas for Borneo's orang-utans. *Global Change Biology*, 2015, 21(8): 2891-2904.
- [43] Bellard C, Bertelsmeier C, Leadley P, et al. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 2012, 15(4): 365-377.
- [44] Staudinger M D, Carter S L, Cross M S, et al. Biodiversity in a changing climate: A synthesis of current and projected trends in the us. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2013, 11(9): 465-473.
- [45] Pacifici M, Foden W B, Visconti P, et al. Assessing species vulnerability to climate change. *Nature Climate Change*,

- 2015, 5(3): 215-224.
- [46] Maes D, Titeux N, Hortal J, et al. Predicted insect diversity declines under climate change in an already impoverished region. *Journal of Insect Conservation*, 2010, 14(5): 485-498.
- [47] Barbet-Massin M, Jetz W. The effect of range changes on the functional turnover, structure and diversity of bird assemblages under future climate scenarios. *Global Change Biology*, 2015, 21(8): 2917-2928.
- [48] Araújo M B, Alagador D, Cabeza M, et al. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters*, 2011, 14(5): 484-492.
- [49] Urban M C. Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 2015, 348(6234): 571-573.
- [50] Zhang G L, Zhang Y J, Dong J W, et al. Green-up dates in the Tibetan Plateau have continuously advanced from 1982 to 2011. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(11): 4309-4314.
- [51] Shen M G, Piao S L, Cong N, et al. Precipitation impacts on vegetation spring phenology on the Tibetan Plateau. *Global Change Biology*, 2015, 21(10): 3647-3656.

Dynamic changes of habitats in China's typical nature reserves on spatial and temporal scales

ZHU Ping^{1,2}, HUANG Lin¹, XIAO Tong³, WANG Junbang^{1,4}

(1. Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Satellite Environment Center, Ministry of Environmental Protection, Beijing 100094, China; 4. Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, CAS, Beijing 100101, China)

Abstract: Establishment of protected areas is one of the most important approaches for biodiversity conservation. Until 2015, China had established 2740 sites for nature reserves with a total area of 1.47 million km², which covering 14.8% of Chinese land surface. Based on remote sensing inversion, model simulation and spatial analysis methods, this study analyzed spatial and temporal variations of habitat from vegetation coverage, net primary production (NPP) and their driving forces in different types and climate zones on the typical nature reserves of China, in the first 15 years of the 21st Century. Results showed that from 2000 to 2015, the vegetation coverage of national nature reserves increased from 36.3% to 37.1%, with all types of nature reserves improved to some extent. The forest ecological nature reserves observed annual growth of 0.1%, grassland meadow type 0.8%, inland wetlands classes 0.2%, desert ecological class 0.1%, wild animal 0.1% and wild plants 0.1%. The NPP of grassland meadow, inland wetlands, desert ecology, wild animal nature reserve had a growth of 2.0 g·m⁻², 1.2 g·m⁻², 0.3 g·m⁻² and 0.4 g·m⁻² respectively. However, the NPP of forest ecological and wild plants nature reserves reduced by a rate of 3.5 g·m⁻² and 2.5 g·m⁻² respectively. In the 15 years, national nature reserves had a weak change from human disturbance, in addition to nature reserves which located in the Qinghai-Tibet Plateau and the south subtropical humid area with a slightly fall, others are increased, especially in the north subtropical and temperate humid zone, the human disturbance increased significantly from 4.7% to 5.4%.

Keywords: nature reserves; habitat; vegetation coverage; NPP; China