DOI: 10.5846/stxb201501290229
徐瑶,陈涛.藏北草地退化与生态服务功能价值损失评估——以申扎县为例.生态学报,2016,36(16): - .
Xu Y, Chen T.Dynamic monitoring of grassland degradation on the Northern Tibetan Plateau and loss assessment of its ecological service value, by using Shenza County as a case study.Acta Ecologica Sinica,2016,36(16): - .

藏北草地退化与生态服务功能价值损失评估
——以申扎县为例

徐　瑶[1,*],陈　涛[2]
1 西华师范大学国土资源学院, 南充　637000
2 四川科技职工大学, 成都　601101

摘要:藏北草地是我国重要的畜牧业生产基地和生态安全屏障。本文基于遥感和 GIS 技术,利用 1990、2000、2010 年 3 期不同时相的 TM、ETM+和 CEBERS 遥感影像,对申扎县草地资源退化状况进行了遥感监测,并采用生态经济学评估模型对草地生态系统 8 个方面的服务功能价值损失进行了评估测算。结果表明: 1990—2010 年,申扎县草地退化面积增加了 $47.40\times10^4 hm^2$,生态系统服务功能价值损失高达 5.18×10^8元;其中 1990—2000 年,草地退化较严重,该时段也是生态系统服务功能价值损失较多的时期;2000—2010 年,草地退化趋势变缓。藏北草地提供生物量价值仅约占生态系统服务功能总价值的 7.0%,草地生态服务功能远大于其提供的生物量价值,因此必须从生态服务功能的的理念出发去经营草地,从而实现草地的可持续发展。

关键词:藏北草地;生态系统;遥感影像;服务功能;损失评估

Dynamic monitoring of grassland degradation on the Northern Tibetan Plateau and loss assessment of its ecological service value, by using Shenza County as a case study

XU Yao[1,*], CHEN Tao[2]
1 *Land and Resources College, China West Normal University, Nanchong* 637000, *China*
2 *Sichuan Staff University of Science and Technology, Chengdu* 610101, *China*

Abstract: The grassland on the Northern Tibetan Plateau is an important livestock production base and ecological safety barrier in China. This paper uses the grassland ecosystem in Shenza County in a case study to establish an evaluation index system in order to monitor grassland degradation using remote sensing images (TM, ETM+, and CBERS in 1990, 2000, 2010) based on the landscape ecology, natural geography, and social economy of this region. The degradation of Shenza County grassland has been investigated over the past two decades through the interpretation of grass coverage information. The value loss of eight grassland ecosystem services was evaluated using models of ecological economics. The results show that the vegetation coverage of Shenza County changed significantly from 1990 to 2010. Grassland degradation has increasingly expanded, with moderate to severe degradation accounting for the largest proportion of the degradation. In 1990, the total area of degraded grassland was 62.07×10^4 hm^2, with light degradation accounting for 18.71%, and moderate and severe degradation accounting for 10.97% and 7.45%, respectively. In 2000, the total area of grassland degradation covered $126.86 \times 10^4 hm^2$, of which light degradation accounted for 34.46%, and moderate and severe degradation accounted for 33.02% and 12.20%, respectively. In 2010, the total area of grassland degradation was 109.47 ×

基金项目:国家自然科学基金(40972225)
收稿日期:2015-01-29;　　**网络出版日期**:2015-00-00
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: 648633501@ qq.com

$10^4 hm^2$, with light degradation accounting for 40.02%, and moderate and severe degradation accounting for 22.19% and 8.08%, respectively. Grassland degradation was intensified in the period from 1990 to 2000, with the total degradation increasing by 64.79×10^4 hm^2, of which light degradation accounted for 23.58×10^4 hm^2, and moderately and severely degraded grassland accounted for 34.23×10^4 hm^2 and 6.98×10^4 hm^2, respectively, compared to the areas recorded in 1990. From 2000 to 2010, grassland degradation decreased by 17.39×10^4 hm^2. Within this, lightly degraded grassland increased by 7.46×10^4 hm^2, while moderately degraded and heavily degraded areas decreased by 18.01×10^4 hm^2 and 6.84×10^4 hm^2, respectively. The above analyses indicate that the grassland in Shenza County degraded between 1990 and 2000, and underwent gradual recovery from 2000 to 2010. The value of ecosystem services declined gradually during the period from 1990 to 2010, by 59.02×10^8 Yuan in 1990, 52.14×10^8 Yuan in 2000, and 53.84×10^8 Yuan in 2010. The total value of the ecological services of the Shenza County grassland decreased by 5.18×10^8 Yuan from 1990 to 2010, which included the values of the grass biomass services decreasing by 0.27×10^8 Yuan, carbon storage and oxygen release decreasing by 0.36×10^8 Yuan, nutrient cycle decreasing by 0.33×10^8 Yuan, wind-breaking and sand fixation decreasing by 3.32×10^8 Yuan, and biodiversity decreasing by 0.70×10^8 Yuan. The value of water conservation, wind-breaking and sand fixation, and the biodiversity conservation account for the largest proportion, about 78% of the total value. The functional value of the ecosystem services decreased by 6.88×10^8 Yuan from 1990 to 2000, and increased by 1.70×10^8 Yuan from 2000 to 2010. Grassland degradation was significant, and the loss of ecosystem services peaked during the period from 1990 to 2000. The value of ecosystem services increased gradually from 2000 to 2010 because of the implementation of measures for environmental protection. However, the biomass value of the Northern Tibetan grassland accounts for only 7.00% of the ecosystem services the area provides. It is expected that grassland management carried out with attention paid to the functioning of ecosystem services will allow for sustainable development.

Key Words: grassland on Northern Tibetan Plateau; ecosystem; remote sensing image; ecological service function; assessment of value loss

草地生态系统是维持自然生态系统格局、保护生态安全、发展畜牧业生产和传承草原文化的基础[1]。草地生态系统服务功能划分为提供产品功能、调节功能、文化功能和生命支持功能 4 大类[2-6]。随着人类对草地生态系统服务功能不可替代性的深入认识[7],通过定量评估生态系统服务功能及其价值[8-16],特别是潜在的调节功能和生命支持功能价值[17],对于有效地发挥草地资源的经济效益,制定科学合理的区域生态保护和经济开发决策,保护和恢复草地资源效用具有重要意义。

藏北草地是我国重要的畜牧业生产基地和生态安全屏障[18]。由于长期以来对草地资源存在粗放经营、不合理利用以及管理混乱等问题,使得草地资源过度放牧、乱开滥垦等现象普遍,草地退化、沙化、盐碱化面积日益扩大,草地植被破坏严重,水土流失加剧,草原鼠虫害严重,草地、草原自然灾害频繁、生产力不断下降等日益突出的环境问题,不仅直接威胁到当地的畜牧业生产和我国的生态屏障安全,而且严重影响着藏北草地生态系统的可持续发展[18]。开展保护藏北草地生态环境的研究与实践工作,加强草地生态系统服务功能的研究,对草地生态系统的恢复与重建、改善生态环境具有重要意义。

由于西藏高原区域大都道路稀少、交通不便,且环境、气候恶劣,若按照常规的野外实地采样调查方法对草地退化进行监测及研究很难开展,且成本昂贵,耗时耗力,时效性差,不能满足现势调查研究。遥感技术以其快速、宏观、丰富的信息,成本低廉等特点已被引入青藏高原草地生态系统研究中[19-21]。20 世纪 80 年代兴起的生态经济学,是通过分析人类经济社会与资源、生态环境之间的矛盾运动,来揭示生态经济系统持续发展的内在规律性的学科。可持续发展的定量化评估模型,如能值分析法[22-24]、生态足迹法[25-27]、生态系统服务价值评估[1,28-30]等方法已被广泛用于草地生态系统的生态经济研究中。本文以生态学、经济学理论为基础,以遥感和 GIS 为技术支撑,以藏北高原草地生态系统为研究对象,利用 1990、2000、2010 年 3 期不同时相的

TM、ETM+和 CEBERS 遥感影像,以人口密度较高、经济相对发达的具有较强代表性的申扎县为例,对研究区草地覆盖信息进行解译,监测藏北高原草地退化状况,并结合多种生态经济学评估模型测算申扎县草地生态系统服务功能价值损失,研究结果对藏北申扎县草地退化的综合治理和草地生态系统的可持续发展具有重要的参考意义。

1　研究区概况

申扎县地处西藏中部,那曲地区西南部,属南羌塘大湖盆地带,位于冈底斯山和色林错之间。该地区山势平缓,草原开阔,南部和北部偏高,中部偏低,西部高,东部低,以山地为主,大部分山峰较平缓,相对高差在300—500m 之间,平均海拔 4750 m,最高海拔 6444 m(甲岗山),终年积雪,最低海拔 4561 m(鄂错);总体属大湖盆地带及中高山地貌,部分为高山地貌。申扎县属高原亚寒带半干旱季风气候区,空气稀薄,气候寒冷干燥,年平均八级以上大风超过 104.3 天,年平均气温在 0℃以下,每年 7—8 月份最高气温为 10℃,1 月最低气温为-40℃,年日照时数为 2915.3 小时,年霜期为 279.1 天,年降水量 298.6mm,年均降雪日数 37.8 天。

申扎县紫花针茅(*StiPa PurPurea*)为主的草地发育良好,它广泛分布在海拔 4900m 以下排水良好的山坡、丘陵、河湖阶地和湖成平原,组成大面积的草原群落。在改则—色林错宽谷以及南部构造湖盆 4600m 以下的覆沙地上,则分布有较大面积的固沙草及百草。在山坡坡麓和湖滨石砾质较强的地段,还分布有藏沙蒿(*Artemisiawellby Hemsl et Pears*)和羽柱针茅。在海拔较高的山地阴坡,由小蒿草(*Kobresia pygmaea*)、羊茅(*Festuca ovina Linn.*)等组成的高山草甸或高山草原化草甸植被比较发育。海拔 5300m 以上的高山,已是由风毛菊 (*Saussurea*)、红景天(*Rhodiola*)、繁缕(*Stellaria*)等属植物组成的高山冰缘植被。区内隐域性植被发育较好,除河滩湖滨湿地发育有一定面积的藏北蒿草(*Kobresia littledalei C. B. Clarke*)、扁穗草(*Brylkinia Schmidt*)等组成的沼泽草甸和沼泽外,在改则-色林错宽谷覆沙地上,有三角草(*Chlorophytum laxum R. Br*)、鹅观草(*Roegneria kamoji Ohwi*)、赖草(*Leymus secalinus* (*Georgi*) *Tzvel*)等组成的河漫滩草甸群落也占相当大的面积。本区域草原广阔,水源较充足,是西藏传统的牧区之一。由于长期过度放牧,有些较好的草场已经明显退化,如色林错北部的紫花针茅草场开始出现较多的狼毒(*Stellera chamaejasme Linn*)、有毒黄芪(*Astragalus membranaceus* (*Fisch.*) *Bunge*)、青海刺参(*Morina kokonorica Hao*)等毒害草类。

2　草地退化信息获取方法

2.1　数据来源

本文选取经济密度大,人口活动频繁的申扎县作为典型样区。由于部分遥感数据获取困难,工作区采用不同时相不同分辨率的遥感影像数据。其中:1990 年的遥感数据由 1989、1990、1991 年和 1992 年的 TM 影像组成,2000 年的遥感数据由 1999 年和 2000 年的 ETM+影像组成,2010 年的遥感数据由 CBERS 数据组成。从政府相关部门获取申扎县 1:10 万地形图、申扎县行政区划图、申扎县土地利用图和申扎县 1:400 万土壤分类图等数据来辅助研究。

2.2　遥感影像预处理

对不同时期的遥感影像预处理主要包括图像几何精校正、图像拼接与裁剪、最佳波段选择与组合三个方面。以 1:25 万基础地理数据为参照地图对 1990 年 TM 影像进行几何精校正,然后以 1990 年 TM 校正影像为参考影像,对其他年份的各景影像进行几何精校正,图像配准的空间误差要求小于 1 个像元。由于工作区涉及多景遥感影像或一景遥感图像的一部分,因此要对遥感图像进行镶嵌拼接和裁剪处理。根据波段的“相关性最小,所含信息量最大”的原则,通过反复实验获取本文中遥感图像的最优波段组合,ETM^+、TM 和 CBERS 数据均采用 4、3、2 波段进行 RGB 彩色合成。在这种合成影像上,植被由于在近红外波段的光谱反射远高于它在可见光波段的光谱反射,呈现出不同程度的品红到深红,易于识别。

2.3　植被覆盖度提取

根据混合像元法模型,一个像元的 *NDVI* 值可以表达为由绿色植被所贡献的信息 $NDVI_{veg}$,与由无植被覆

盖部分所贡献的信息 $NDVI_{non}$ 这两部分组成,植被覆盖度 f_c 的计算公式为:

$$f_c = (NDVI - NDVI_{non}) / (NDVI_{veg} - NDVI_{non}) \quad (1)$$

式中,$NDVI_{veg}$为完全被植被所覆盖像元的 NDVI 值,$NDVI_{non}$则代表完全裸土或无植被覆盖区域的 NDVI 值。本文对 $NDVI_{veg}$和 $NDVI_{non}$进行取值时,参考区域内的土地利用图和土壤图,给定研究区域内 NDVI 的最大值和最小值。

2.4 草地退化等级划分

依据《天然草地退化、沙化、盐泽化的分级指标》(GB19377),并根据遥感影像判读原理和特点所制定的草地退化遥感分类系统和分级标准,以草地覆盖度为主因子将草地退化等级分为 4 个等级:无明显退化(覆盖度>85%),轻度退化(覆盖度为 60%—84%),中度退化(覆盖度为 26%—59%),重度退化(覆盖度<25%)。

3 草地生态系统服务功能价值评估模型

3.1 生物量价值估算模型

草地产品是指植物性产品和动物性产品等,本文主要计算牧草价值,采用市场价值法来评估其价值:

$$F_i = S_i \times Y_i \times P \quad (2)$$

式中,F_i 为草地生物量价值(元);S_i 为第 i 类草地的面积;Y_i 为第 i 类草地的单产;P 为牧草的价值(元/kg),本文取市场价格为 400 元/t。

3.2 碳蓄积和氧释放价值估算模型

草地生态系统 CO_2固定价值可用市场价值法(碳税法)和生产成本法(造林成本)两种方法计算。前者使用瑞典碳税率,即 150 美元/tC,折为 1245 元/tC,后者使用中国造林成本 240.03 元/m^3,折合 260.9 元/tC(1990 年不变价)[31]。本文依据前述两种计算方法分别计算,取两个结果的平均值作为申扎县草地固定 CO_2 的价值。根据市场价值法,其估算公式为:

$$F(CO_2) = \sum S_i(CO_2) \times P(CO_2) \quad (3)$$

式中:$F(co_2)$ 为草地固碳总价值(元);$S_i(co_2)$为各类草地固碳量(t);$P_i(co_2)$为单位固碳量价值(元/t)。

草地释氧总价值采用工业制氧影子价格法计算,用等量的工业氧的生产价格代替森林释放氧气的功能价值,本文采用中国造林成本 352.93 元/tO_2和氧气工业成本 0.4 元/kgO_2两种标准平均值来评价草地生态系统释放 O_2的经济价值,计算公式为:

$$F(o_2) = \sum S_i(O_2) \times P(O_2) \quad (4)$$

式中,$F(O_2)$ 为草地释氧总价值(元);$S_i(O_2)$ 为各类草地释氧量(t);$P(O_2)$ 为单位释氧量价值(元/t),采用造林成本法和工业制氧影子价格法的平均值。

3.3 营养物质循环价值估算模型

根据各草地主要营养成分含量计算各类草地固定的营养物质实物量,再根据欧阳志云的计算方法估算草地在营养物质循环中含有的经济价值总量。其计算公式为:

$$F_{yi} = \sum (S_i \times Y_i \times V_i \times C) \quad (5)$$

式中,F_{yi} 为不同类型的草地滞留营养物质的总价值(元);S_i 为第 i 类草地的面积(hm^2);Y_i 为第 i 类草地的单产(t/hm^2);V_i 为单位重量牧草的第 i 种营养元素含量(t);C 为我国化肥的平均价格(元/t)。在估算草地营养物质循环价值时仍以生产力为基础,根据欧阳志云(2000)计算的中国生态系统营养物质循环的间接价值可推算生态系统每固定 1g 碳,可积累 0.025426g 氮,0.0020 g 磷和 0.01012g 钾,按 1990 年不变价,我国化肥(折纯量)平均价格为 2549 元/t[32]。

3.4 环境污染的净化价值估算模型

草地对 SO_2具有净化作用,运用替代市场法,计算其对环境净化作用的价值。据测定每千克干草叶每天

可吸收 SO_2为 1×10^{-3} kg,每年牧草生长期以 150 天计算,每削减 1t SO_2的投资为 600 元,据此可以计算草地吸收 SO_2的价值。据有关测定,草地每年的滞降尘量为 1.2kg/ hm^2,削减粉尘的成本为 0.17 元/kg,滞尘功能价值的计算公式如下:

$$F_s = Q_i \times S_i \times W \tag{6}$$

式中, F_s 为草地降尘功能价值(元); Q_i 为单位面积吸纳粉尘的量, S_i 为草地面积, W 为削减粉尘的费用。

3.5　土壤保持功能价值估算模型

本文采用 USLE 模型进行土壤侵蚀量的计算,包括潜在土壤侵蚀量和现实土壤侵蚀量,两者之差即为土壤保持量。根据计算得到的土壤保持量,分别计算草地生态系统保持土壤肥力、减少土地废弃和减少泥沙淤积的经济价值。

3.5.1　土壤保持量

采用通用的土壤侵蚀方程(USLE)来估算土壤保持量:

$$A_c = A_p - A_r = R \times K \times LS \times (1 - CP) \tag{7}$$

式中, A_c 为土壤保持量(吨/年), A_p 为潜在土壤侵蚀量, A_r 为现实土壤侵蚀量, R 为降水侵蚀指标, K 为土壤可蚀性因子, LS 为坡度坡长因子, C 为地表植被覆盖因子, P 为土壤保持措施因子。

①降雨侵蚀力的计算。由于申扎县降雨主要发生在 5—9 月,根据实际情况采用多年 5—9 月平均降雨资料,由周伏建建立的年 R 值修正方程计算[33]。

$$R = \sum 0.024\, \bar{P}_i^{-1.5527} \tag{8}$$

式中, R 为年降雨侵蚀力(MJ · mm/(hm^2 · h · a)); $\overline{P_i}$ 为 5—9 月多年月平均降雨量(mm)。

② K 值的估算。土壤可蚀性指土壤对侵蚀剥蚀和搬运的易损性和敏感性。其计算过程相当繁琐。本文在申扎县不同生态系统土壤质地和有机质含量基础上,根据相关学者提供的 K 值表,可以得到该区不同生态系统的 K 值。

③坡度坡长因子的计算。在 USLE 中,地形因子(LS)是在相同条件下,每单位面积坡面流失与标准小区(坡长 22.lm,坡度 9%)流失之比值。其计算方法是在地形图上分别提取等高线和高程点,通过 GIS 软件生成数字高程模型(DEM),利用 ArcGIS Spatial Analysis 模块对 DEM 提取坡长、坡度等信息,并根据周建勤等的公式计算坡长、坡度因子:

$$LS = 100 \times \sqrt{L} \times (1.36 + 0.97S + 0.138S^2) \tag{9}$$

式中, L 为坡长; S 为百分比坡度。

④植被覆盖因子(C)与土壤保持措施因子(P)的计算。地面植被覆盖状况反映植被对土壤侵蚀的影响,根据蔡崇法等(2001)的研究成果,植被覆盖因子(C)和植被覆盖度(V_c)的对数呈线性关系:

$$C = 0.6508 - 0.3436 \times \log V_c \tag{10}$$

式中, V_c 为植被覆盖度, $V_c \geqslant 78.3\%$ 时,不产生土壤流失, $C = 0$;当 $V_c = 0$ 时, $C = 1$。申扎县草地生态系统大部分没有采取水土保持措施,其 P 值取 1.00。

3.5.2　保持土壤肥力价值估算模型

水土流失造成土壤肥力损失、破坏可耕地面积、淤塞河道、水库等。草地保土功能价值可以由市场价值法、恢复费用法、机会成本法和影子工程法等方法来估算。首先根据土壤保持量计算所保持 N、P、K 的数量,再运用影子价格法,由硫酸氨、过磷酸钙和氯化钾的市场价格估算保持土壤肥力的价值,计算公式为:

$$M = \sum Q \times C_i \times D_i \times P_i \tag{11}$$

式中, M 为保持土壤养分经济价值(RMB/a); Q 为土壤保持总量(t/a); C_i 为土壤中养分(N、P、K)平均含量; D_i 为土壤中碱解氮、速效磷和速效钾折算为硫酸铵、过磷酸钙和氯化钾的系数; P_i 为硫酸铵、过磷酸钙和氯化钾的的价格(RMB/t)。

3.5.3 减少土地废弃价值估算模型

草地退化造成土地废弃的价值可以用土地废弃的机会成本替代。本文根据土壤保持量和土壤表土平均厚度来推算因土壤侵蚀而造成的废弃土地面积,再运用土地的机会成本法,估算减少土地废弃的价值:

$$E_f = \frac{A_a}{\rho \times h} \times P_s \tag{12}$$

式中, E_f 为减少土地废弃的价值(元/a); A_a 为土壤保持量(t/a); ρ 为土壤容重; h 为土层厚度;西藏草地土壤的土层厚度平均为 40cm,土壤容重为 1.32g/cm^2[34]; P_s 为申扎县牧业生产的年均收益。

3.5.4 泥沙淤积价值估算模型

欧阳志云等(2000)按照我国泥沙运动规律,估计每年全国土壤侵蚀流失的泥沙有 24%淤积在水库、江河和湖泊中,造成了水库、江河、湖泊蓄水量减少。因而可以用建设水库的成本来替代减轻泥沙淤积的经济价值:

$$E_y = \frac{A_c \times 0.24}{\rho} \times P_K \tag{13}$$

式中, E_y 为减轻泥沙淤积的价值(元/a); A_c 为土壤保持量(t/a); ρ 为土壤容重; P_K 为单位库容水库的工程费用。

3.6 涵养水源价值估算模型

草地具有截留降水的生态功能,而且比空旷裸地有较高的渗透性和保水能力。草地涵养水源价值为年涵养水量乘以水价,水价可用中国水库建设的影子工程价格替代。茂密的植被 1 年中截流的水流为年降水量的 25%— 30%,本文中截流系数按最低值 25%计算,中国水库建设成本为 0.167 元/m^3,计算公式为:

$$F(h) = \sum T_i \times S_i \times P \times 0.25 \tag{14}$$

式中, $F(h)$ 为草地涵养水源价值; T_i 为 i 种类型草地单位面积降雨量; S_i 为第 i 类草地的面积, P 为水库建设成本。

3.7 防风固沙效益价值估算模型

高寒地区的草地生态系统具有十分脆弱、难以恢复的特点,一旦破坏将直接面临着沙漠化的危险,所以在草地生态服务功能评价时应重点考虑它的固沙作用。草地一旦破坏,再进行沙漠化治理将付出昂贵的代价,据资料报道我国沙化治理的费用为 2624.67 元/hm^2。所以采用机会成本法,用治理沙化草地的费用来替代草原固沙的生态效益较为合理。

3.8 维持生物多样性价值估算模型

申扎县草地生态系统是生物多样性的宝库,是大量高寒野生动植物和微生物的栖息地,是生物多样性的重要载体之一。草地维持生物多样性价值的估算至今仍然是个难题。本文采用已有成果参照法来估算草地维持生物多样性的价值。根据谢高地等人的研究成果[11],青藏高原草地维持生物多样性价值为 528.9044 元/hm^2。据此可计算出申扎县草地维持生物多样性的价值。

4 研究结果与分析

4.1 草地退化趋势分析

1990—2010 年 20 年间,申扎县草地植被覆盖发生了很大变化,草地退化面积增加了 47.40m^2,较 1990 年增加了 76.37%,其中以轻度退化和中度退化增加为主,分别增加了 31.04、16.22hm^2,部分地区草地已经变成了裸地。1990 年退化面积占所有草地面积的 37.14%,2010 年该比例提高到 70.29%。无明显退化的比例由 1990 年的 62.86%下降为 2010 年的 29.71%,轻度退化的比例由 18.71%增至 40.02%,中度退化的比例由 10.97%增至 22.19%,重度退化比例变化不大(见表 1)。

表 1　1990—2010 年申扎县草地退化统计表

Table1　The degradation statistics of Shenza County grassland from 1990 to 2010

退化等级 Degradation degree	1990 年		2000 年		2010 年	
	面积 Area/ ($\times10^4$ hm^2)	比例/% Proportion	面积 Area/ ($\times10^4$hm^2)	比例/% Proportion	面积 Area/ ($\times10^4$hm^2)	比例/% Proportion
无明显退化 No obvious degradation	105.07	62.86	32.35	20.32	46.26	29.71
轻度退化 Light degradation	31.28	18.71	54.86	34.46	62.32	40.02
中度退化 Moderate degradation	18.34	10.97	52.57	33.02	34.56	22.19
重度退化 Severe degradation	12.45	7.45	19.43	12.20	12.59	8.08

1990—2000 年,申扎县草地退化面积在不断增加,退化程度在逐渐加重。这期间草地退化面积达到 126.86×10^4 hm^2,增加了 64.79×10^4 hm^2,其中轻度退化面积增加了 23.59×10^4 hm^2,增加量主要来源于未退化草地;中度退化草地增加量达到 34.23×10^4 hm^2;重度退化草地增加了 6.98×10^4 hm^2。需要特别指出的是:从 2000—2010 年的遥感图像分析,各地植被覆盖率明显提高,草地退化程度有所减轻,生态环境向良性方向发展,这与 2000 年后藏北地区气候变暖,降水量约有增加有关。更重要的因素是:受国家休牧轮牧制度和退耕退牧还林还草政策的影响,这说明人类正以一种积极的方式影响西藏的自然地理环境。2000—2010 年,草地退化面积减少了 17.39×10^4 hm^2,其中轻度退化面积增加了 7.46×10^4 hm^2,中度和重度退化面积分别减少了 18.01×10^4 hm^2、6.84×10^4 hm^2。申扎县 2010 年轻度退化占草地总面积的 40.02%,中度和重度退化的比例分别占 22.19% 和 8.08%(见图 1)。

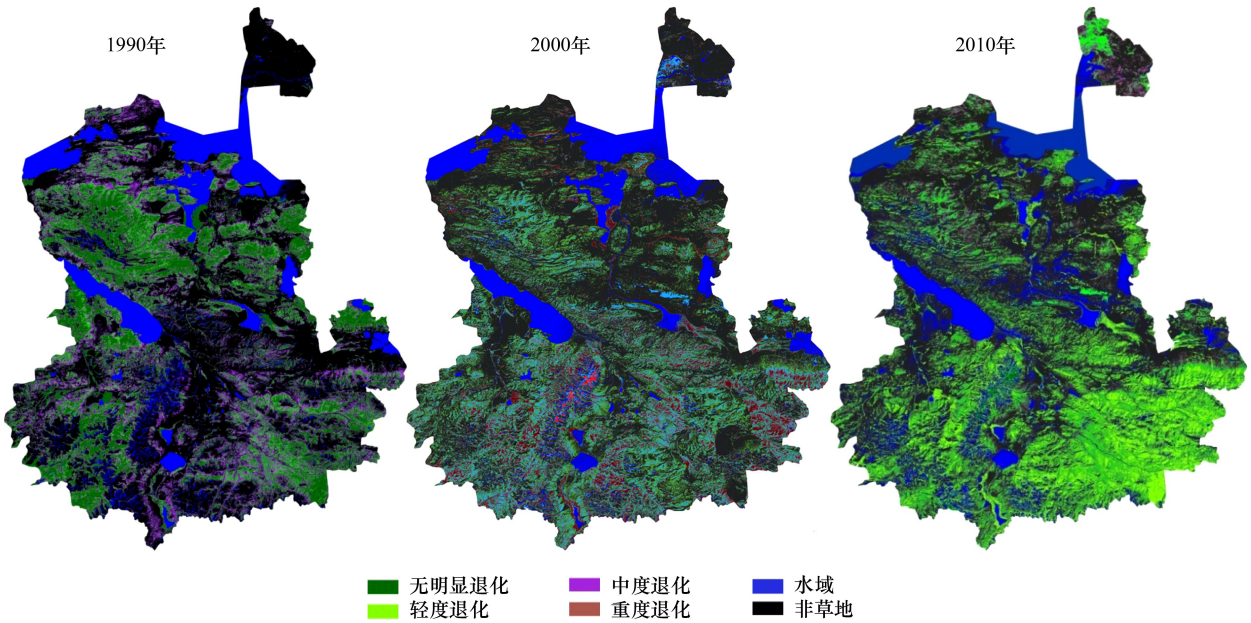

图 1　1990、2000 和 2010 年申扎县草地退化图

Fig.1　Degradation of Shenza County grassland in 1990,2000 and 2010

4.2　草地生态系统服务功能价值损失动态评价

申扎县草地生态系统服务功能主要包括提供生物量、调节大气、营养物质循环、环境净化、水土保持、涵养水源、防风固沙、维持生物多样性等八项服务功能。各年份草地生态服务功能价值构成见表 2。其中提供生物量价值属于直接利用价值,而调节大气、营养物质循环、环境净化、水土保持、涵养水源、防风固沙、维持生物多样性等服务功能价值属于间接利用价值。

表 2 申扎县草地生态系统服务功能价值动态变化($\times10^8$元)

Table 2 Dynamic change of service function value of grassland ecosystem of Shenza County($\times10^8$yuan)

服务功能类型 Services function type	年份 Year		
	1990	2000	2010
提供生物量 Biomass supply	4.24	3.95	3.97
碳蓄积和氧释放 Carbon storage and oxygen release	5.93	5.53	5.57
营养物质循环 Nutrient cycle	1.64	1.32	1.31
环境净化 Environmental purification	0.32	0.28	0.28
土壤保持 Erosion control	0.06	0.06	0.06
涵养水源 Water conservation	18.45	17.15	18.27
防风固沙 Wind-breaking and sand fixation	19.54	15.43	16.22
维持生物多样性 Biodiversity conservation	8.84	8.42	8.14
总计 Total	59.02	52.14	53.84

从表 2 可以看出,1990 年、2000 年、2010 年申扎县生态系统服务功能价值变化状况:生态系统服务价值总体呈下降趋势,1990 年为 59.02×10^8元,2000 年为 52.14×10^8元, 2010 年为 53.84×10^8元。从 1990 年到 2010 年 20 年间,申扎县草地生态服务功能损失了 5.18×10^8元,损失率为 8.78%。从生态系统服务功能价值时间序列变化看, 1990—2000 年和 2000—2010 年两个时间段, 生态系统服务功能价值减少量明显不同。1990—2000 年间申扎县生态系统服务功能价值减了 6.88×10^8元, 这 10 年是草地退化严重的时期,也是生态系统服务功能价值损失较多的时期。2000—2010 年生态系统服务功能价值增加了 1.70×10^8元,可见后一阶段生态系统服务功能价值在逐渐增加。这跟近年来藏北地区实施的一系列草地生态保护措施有关。

申扎县草地生态系统中涵养水源、防风固沙、维持生物多样性服务功能价值较大,3 个年份中这三项服务功能价值比例之和均在总价值的 78%以上;维持生物多样性价值比例占总价值的 14%以上,环境净化和土壤保持的服务功能价值较小;提供生物量服务功能价值占总服务功能价值不大:1990 年为 4.24×10^8元,占总价值的 7.18%;2000 年为 3.95×10^8元,占总价值的 7.56%;2010 年为 3.97×10^8元,占总价值的 7.37%,说明申扎县草地生态服务性功能价值远远大于生产性功能价值。

1990—2010 年各单项服务功能价值变化程度大小不同。草地退化变化导致了申扎县草地生态服务功能下降,单项服务功能价值差异显著。1990—2010 年草地提供生物量的服务功能价值从 4.24×10^8元下降到 3.97×10^8元,20 年时间损失了 0.27×10^8元;碳蓄积和氧释放服务功能价值损失了 0.38×10^8元;营养物质循环服务功能价值损失了 0.33×10^8元;环境净化服务功能价值损失了 0.04×10^8元;涵养水源服务功能价值损失了 0.18×10^8元;防风固沙服务功能价值损失了 3.32×10^8元,维持生物多样性服务功能价值损失了 0.70×10^8元。其中损失最大的是防风固沙服务功能价值,占总损失量的 64.09%。

5 讨论

本文在 RS 和 GIS 技术支持下获取了草地数据,结合地面监测和统计资料,建立了草地生态系统动态监测模型,构建碳蓄积和氧释放、营养物质循环、净化环境、土壤侵蚀控制、涵养水源、防风固沙、维持生物多样性等服务功能为主的评估指标体系,并综合运用市场价值法、影子价格法、机会成本法等生态经济评估模型,对藏北申扎县高寒草地生态系统服务功能价值进行估算,较好地反映藏北高寒草地生态系统服务功能价值及其动态变化。

本文对申扎县 1990 年单位面积草地生态系统服务功能价值的评估结果为 3532 元 · hm^{-2},2000 年的评估结果为 2899 元 · hm^{-2},2010 年评估结果为 3457 元 · hm^{-2};刘兴元利用遥感数据对 2008 年藏北那曲地区高寒草地单位面积生态系统服务功能价值的评估结果为 3550 元 · hm^{-2}[35];李忠魁等(2009) 利用间接市场价值评价方法对 2004 年西藏草地生态系统服务功能价值的估算结果为 1482 元 · hm^{-2}[34];谢高地等(2004) 基于 Costanza 等(1997) 的基准单价,用生物量校正方法对青藏高原草地生态系统服务功能价值的估算结果

为 6833 元 · hm^{-2}[11]; 刘会军等利用遥感数据和生态经济模型对 1985 年青藏高原草地生态服务功能价值的估算结果为 7300 元 · hm^{-2};2000 年为 7800 元 · hm^{-2}[36]。这些评估结果存在差异的主要原因是使用的数据来源、评估年份、选择的指标、评价方法不同造成的。

目前,有关草地生态系统服务及其价值定量测算方面的研究尚处于初级阶段,评估指标体系和方法模型尚需进一步研究[37-39]。本文仅对申扎县草地生态系统 8 项服务功能价值进行了初步估算,还有很多服务功能如藏北草原生态屏障作用以及对周边地区的生态辐射效应,都难以定量测算,对生态系统服务功能的定量化研究仍然需要探索。

6　结论

本文运用遥感(RS)和地理信息系统(GIS)技术,以 1990、2000、2010 年陆地卫星遥感影像为信息源,通过提取植被指数和改进的遥感二分像元估算模型估算了研究区不同时期的植被覆盖度,以此监测了申扎县草地退化状况。结果表明:在整个研究时段内,草地退化面积在增加,其中 1990—2010 年,草地退化面积增加了 47.40 万 hm^2。从退化面积动态变化看,1990—2000 年草地退化较为严重,2000—2010 年,草地退化趋势变缓。

综合运用市场价值法、影子价格法、机会成本法等生态经济评估模型,对藏北申扎县 1990—2010 年草地生态系统 8 个方面的服务功能价值变化进行了估算。经过对比分析,从 1990 年到 2010 年期间,申扎县草地生态系统总体呈现退化趋势,生态系统服务功能价值损失高达 5.18×10^8元。特别是 1990 年到 2000 年,是草地退化较严重的时期,也是生态系统服务功能价值损失较多的时期。

由于受遥感数据源、估算方法和相关数据获取困难的影响,本文对藏北地区申扎县草地的各项生态服务功能及其价值估算是相对保守的,草地所具有的部分生命支持功能和生态辐射功能价值并未计算在内。但即使是这样一个对藏北申扎县草地生态服务功能的不完全估计,仍然使我们认识到藏北地区草地生态系统服务功能的重要性,估算结果说明藏北草地最重要的功能是水源涵养功能和防风固沙功能。因此,必须改变只看到草地的实物型服务功能理念,从生态服务功能的的理念出发去经营草地,从而实现草地的可持续发展。

参考文献(References):

[1] 刘兴元, 龙瑞军, 尚占环. 草地生态系统服务功能及其价值评估方法研究. 草业学报, 2011, 20(1): 167-174.

[2] 赵同谦, 欧阳志云, 贾良清, 郑华. 中国草地生态系统服务功能间接价值评价. 生态学报, 2004, 24(6): 1101-1110.

[3] 李文华. 生态系统服务功能价值评估的理论、方法与应用. 北京: 中国人民大学出版社, 2008.

[4] 赵同谦, 欧阳志云, 郑华, 王效科, 苗鸿. 草地生态系统服务功能分析及其评价指标体系. 生态学杂志, 2004, 23(6): 155-160.

[5] 欧阳志云, 郑华. 生态系统服务的生态学机制研究进展. 生态学报, 2009, 29(11): 6183-6188.

[6] 傅伯杰, 周国逸, 白永飞, 宋长春, 刘纪远, 张惠远, 吕一河, 郑华, 谢高地. 中国主要陆地生态系统服务功能与生态安全. 地球科学进展, 2009, 24(6): 571-576

[7] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.

[8] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究. 生态学报, 1999, 19(5): 607-613.

[9] 石垚, 王如松, 黄锦楼, 阳文锐. 中国陆地生态系统服务功能的时空变化分析. 科学通报, 2012, 57(9): 720-731.

[10] 赵军, 杨凯. 生态系统服务价值评估研究进展. 生态学报, 2007, 27(1): 346-356.

[11] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196.

[12] Hein L, van Koppen K, de Groot R S, van Ierland E C. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. Ecological Economics, 2006, 57(2): 209-228.

[13] Sutton P C, Constanza R. Global. Estimates of market and non-market values derived from nighttime satellite imagery, land cover, and ecosystem service valuation. Ecological Economics, 2002, 41(3): 509-527.

[14] Laterra P, Orúe M E, Booman G C. Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2012, 154: 56-67.

[15] Egoh B, Reyers B, Rouget M, Richardson D M, Le Maitre D C, van Jaarsveld A S. Mapping ecosystem services for planning and management.

Agriculture, Ecosystems & Environment, 2008, 127(1/2): 135-140.

[16] Raudsepp-Hearne C, Peterson G D, Bennett E M. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2010, 107(11): 5242-5247.

[17] Sala O E, Paruelo J M. Ecosystem services in grasslands// Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington D C: Island Press, 1997: 237-251.

[18] 杨凯, 高清竹, 李玉娥, 林而达, 盛文萍, 江村旺扎, 王宝山, 李文福. 藏北地区草地退化空间特征及其趋势分析. 地球科学进展, 2007, 22(4): 410-416.

[19] 毛飞, 侯英雨, 唐世浩, 张佳华, 卢志光. 基于近 20 年遥感数据的藏北草地分类及其动态变化. 应用生态学报, 2007, 18(8): 1745-1750.

[20] 除多, 德吉央宗, 普布次仁, 姬秋梅, 唐红. 藏北草地地上生物量及遥感监测模型研究. 自然资源学报, 2013, 28(11): 2000-2011.

[21] 高清竹, 李玉娥, 林而达, 江村旺扎, 万运帆, 熊伟, 王宝山, 李文福. 藏北地区草地退化的时空分布特征. 地理学报, 2005, 60(6): 965-973.

[22] Odum H T. The emergy of natural capital//Jansson A M, ed. Investing in Natural Capital: The Ecological Economics Approach to Sustainability. Washington, D. C: Island Press, 1994.

[23] 于遵波, 洪绂曾, 韩建国. 草地生态资产及功能价值的能值评估—以锡林郭勒羊草草地为例. 中国草地学报, 2006, 28(2): 1-6.

[24] Rees W, Wackernagel M. Urban ecological footprints: Why cities cannot be sustainable-And why they are a key to sustainability. Environmental Impact Assessment Review, 1996, 16(4/6): 223-248.

[25] 张志强, 徐中民, 程国栋, 陈东景. 中国西部 12 省(区市)的生态足迹. 地理学报, 2001, 56(5): 599-610.

[26] 杨艳, 牛建明, 张庆, 张艳楠. 基于生态足迹的半干旱草原区生态承载力与可持续发展研究—以内蒙古锡林郭勒盟为例. 生态学报, 2011, 31(17): 5096-5104.

[27] 安宝晟, 程国栋. 西藏生态足迹与承载力动态分析. 生态学报, 2014, 34(4): 1002-1009.

[28] 谢高地, 鲁春霞, 肖玉, 郑度. 青藏高原高寒草地生态系统服务价值评估. 山地学报, 2003, 21(1): 50-55.

[29] 于格, 鲁春霞, 谢高地. 青藏高原草地生态系统服务功能的季节动态变化. 应用生态学报, 2007, 18(1): 47-51.

[30] 高雅, 林慧龙. 草地生态系统服务价值估算前瞻. 草业学报, 2014, 23(3): 290-301.

[31] 肖寒, 欧阳志云, 赵景柱, 王效科. 森林生态系统服务功能及其生态经济价值评估初探——以海南岛尖峰岭热带森林为例. 应用生态学报, 2000, 11(4): 481-484.

[32] 欧阳志云, 王如松. 生态系统服务功能、生态价值与可持续发展. 世界科技研究与发展, 2000, 22(5): 45-50.

[33] 周伏建, 陈明华, 林福兴, 黄炎和, 卢程隆. 福建省降雨侵蚀力指标 R 值. 水土保持学报, 1995, 9(1): 13-18.

[34] 李忠魁, 拉西. 西藏草地资源价值及退化损失评估. 中国草地学报, 2008, 31(2): 14-21.

[35] 刘兴元, 冯琦胜. 藏北高寒草地生态系统服务价值评估. 环境科学学报, 2012, 32(12): 3152-3160.

[36] 刘军会, 高吉喜, 聂亿黄. 青藏高原生态系统服务价值的遥感测算及其动态变化. 地理与地理信息科学, 2009, 25(3): 81-84.

[37] Li X W, Li M D, Dong S K, Shi J B. Temporal-spatial changes in ecosystem services and implications for the conservation of alpine rangelands on the Qinghai-Tibetan Plateau. The Rangeland Journal, 2015, 37(1): 31-43.

[38] Wang X X, Dong S K, Sherman S, Liu Q R, Liu S L, Li Y Y, Wu Y. A comparison of biodiversity-ecosystem function relationships in alpine grasslands across a degradation gradient on the Qinghai-Tibetan Plateau. The Rangeland Journal, 37(1): 45-55.

[39] Lautenbach S, Kugel C, Lausch A, Seppelt R. Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. Ecological Indicators, 2011, 11(2): 676-687.