DOI: 10.5846/stxb201901280207
夏鑫鑫,朱磊,杨爱民,靳含,张青青.基于山地-绿洲-荒漠系统的生态系统服务正负价值测算——以新疆玛纳斯河流域为例.生态学报,2020,40(12):3921-3934.
Xia X X, Zhu L, Yang A M, Jin H, Zhang Q Q. Evaluate the positive and negative value of ecosystem services based on Mountain-Desert-Oasis system (MODS): a case study of Manas River Basin in Xinjiang. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(12): 3921-3934.

基于山地-绿洲-荒漠系统的生态系统服务正负价值测算
——以新疆玛纳斯河流域为例

夏鑫鑫[1,2],朱 磊[1,2,*],杨爱民[1,2],靳 含[1,2],张青青[1,2]
1 新疆农业大学草业与环境科学学院, 乌鲁木齐 830052
2 新疆土壤与植物生态过程实验室, 乌鲁木齐 830052

摘要:基于不同生态单元分析生态系统服务正负价值有助于全面客观地了解生态系统服务的异质性。选择典型山地-绿洲-荒漠系统(Mountain-Oasis-Desert System,MODS)下的玛纳斯河流域作为研究区,以 1990 年、1995 年、2000 年、2005 年、2010 年及 2015 年 Landsat 系列遥感影像为数据源,采用修正后的生态系统服务价值系数对不同生态单元下的生态系统服务正负价值进行估算。结果表明:(1)1990—2015 年玛纳斯河流域土地利用/覆被变化较为显著,耕地、水域及建设用地面积呈现增加趋势,林地、草地及未利用地面积呈减少趋势,其中耕地和未利用地面积变化最为剧烈,建设用地增幅最大,林地减幅最大。(2)研究时段内,研究区正向价值远高于负向价值,且净价值小幅度增加。正向价值在经历“增加-减少-减少-增加-增加”的变化过程后呈现增加趋势,并呈现山地区>绿洲区>荒漠区的特征;各负向价值均表现为不同程度的增大趋势,其中温室气体排放、化肥流失及水资源消耗是流域内最为突出的负向生态系统服务,三者价值之和占比在不同时间段上均达 90%以上;净价值由研究初期的 8947.89×10^6 元增加至末期的 10409.99×10^6 元,年均增加 0.65%。(3)人均生态系统服务净价值呈现下降趋势,流域环境压力增大。

关键词:玛纳斯河流域;MODS;土地利用/覆被变化;生态系统服务正负价值

Evaluate the positive and negative value of ecosystem services based on Mountain-Desert-Oasis system (MODS): a case study of Manas River Basin in Xinjiang

XIA Xinxin[1,2], ZHU Lei[1,2,*], YANG Aimin[1,2], JIN Han[1,2], ZHANG Qingqing[1,2]
1 *College of Grassland and Environmental Sciences, Xinjiang Agricultural University, Urumqi* 830052, *China*
2 *Xinjiang Key Laboratory of Soil and Plant Ecological Proceses, Urumqi* 830052, *China*

Abstract: Evaluating the positive and negative values of ecosystem services based on different ecological units is helpful for understanding the heterogeneity of ecosystem services comprehensively and objectively. In this study, we chose Manas River Basin, a typical Mountain-Desert-Oasis system (MODS), as the study area, collected 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 and 2015 series of Landsat remote sensing images as data sources, and used the adjusted ecosystem service value coefficient of ecosystem services to estimate the positive and negative values for different ecological units. Results revealed that: (1) From 1990 to 2015, the land use/cover of Manas River Basin changed significantly. The cultivated land, water area, and construction land showed increasing trends, whereas woodland, grassland and unused land showed decreasing trends. The

基金项目:国家自然科学基金项目(41561019,41561103,41101178)
收稿日期:2019-01-28; **网络出版日期**:2020-04-09
* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: smartzhulei04@163.com

cultivated land and unused land changed dramatically. The construction land increased the most while the woodland decreased the most. (2) During 1990—2015, the positive value of ecosystem services in the study area was much higher than the negative value, and the net value increased slightly. The positive value showed an increasing trend after the change of "increase-decrease-decrease-increase-increase" and the characteristic of mountain area > oasis area > desert area. Each negative value showed the increasing trend in different degrees. Of which greenhouse gases emission, fertilizer loss and water resource consumption were the most prominent negative values of ecosystem services in the basin. The sum of three negative values accounted for more than 90% of the total value of different periods. The net value of ecosystem services increased from 8947.89×10^6 yuan at the initial stage of the study to 10409.99×10^6 yuan at the end of the study, with an average annual increase of 0.65%. (3) The net value of ecosystem services per capita showed a declining trend, indicating more environmental pressures for the Manas River Basin.

Key Words: Manas River Basin; Mountain-Oasis-Desert System (MODS); land use and cover change; positive and negative value of ecosystem services

生态系统服务是指通过生态系统的结构、过程和功能直接或间接得到生命支持产品和服务[1]。土地利用/覆被变化(Land Use and Cover Change, LUCC)是人类社会经济活动与自然环境相互作用的产物,驱动着生态系统服务提供能力的变化[2-3]。生态系统服务作为沟通自然与社会的桥梁和纽带,紧密地将土地利用/覆被变化与人类福祉联系起来,被视为区域生态安全保障和社会经济发展的关键环节[4-7]。然而伴随着人口数量的急剧增加及社会经济的快速发展,一些不合理的土地利用方式使得生态系统遭受严重破坏,并对区域生态系统服务价值(Ecosystem Service Value, ESV)产生了显著影响,导致生态系统服务能力也随之降低和退化[8-9]。因此,定量研究土地利用变化对生态系统服务价值的影响,对协调区域可持续发展具有重要意义。

目前,已有诸多国内外学者采用 Costanza 和谢高地等[1,10]提出并修正的生态系统服务价值估算方法,针对不同生态单元、不同时空尺度开展生态系统服务价值的影响评估[11-16],取得了丰富的成果,推动了生态系统服务价值研究的进程[17]。然而,大多数研究仅关注单一生态单元下生态系统服务价值影响研究,忽视了不同的生态单元对生态系统服务提供能力是有所差异的,且这些差异会直接或间接的影响生态系统服务的形成与供给,因而结合不同生态单元评价生态系统服务价值对于深入认知生态系统服务具有重要的科学意义。另外,生态系统在向人类提供好处的同时,也不可避免地产生负向生态系统服务,即自然生态系统或因生态系统退化对人类生产、生活造成的负面影响[18]。负向生态系统服务不仅产生于自然景观,还源自人类活动,如空气污染、水资源过度消耗等[18-19]。尽管当前学术界对于负向生态系统服务的定义存在争论,但对其真实存在是普遍认同的[20]。生态系统服务负向价值纳入 ESV 评估鲜有报道,故而难以全面地了解生态系统服务的异质性。

玛纳斯河流域位于我国西北干旱区生态脆弱带,具有典型"山地-绿洲-荒漠系统"(Mountain-Oasis-Desert System, MODS)的特征[21]。流域属于天山北坡经济带的核心区,是我国最大的人工绿洲区和第四大灌溉农业区[22]。近年来,玛纳斯河流域开发加剧,土地利用发生显著变化,草场退化、冰川萎缩、水源涵养功能减弱和湖泊干涸等一系列生态问题随之突显,使得流域生态环境更加脆弱[23]。因此,玛纳斯河流域生态系统服务功能对土地利用/覆被变化的响应研究已成为众多学者所关注的焦点问题[12,21,24-25]。鉴于此,本文以玛纳斯河流域 1990—2015 年 6 期土地利用数据为基础,运用生态价值估算模型,定量研究玛纳斯河流域不同生态单元下生态系统服务正负价值,并进行空间显式表达,以期为干旱区土地资源可持续利用和区域生态资源的规划管理提供科学依据。

1 研究区概况

玛纳斯河流域(图 1)地处天山北坡、准噶尔盆地南缘,位于 84°42′—86°33′E, 43°5′—45°58′N, 海拔在

250—5252 m 之间。由南至北依次为山地、绿洲、荒漠,垂直景观带谱完整,南部山地区植被茂盛,是重要的水源涵养区,中部绿洲区分布着大面积农田,北部为古尔班通古特沙漠,沙丘类型以纵向沙陇和梁窝状沙丘为主,多为固定和半固定沙丘,主要生长着以梭梭为主的灌木[24]。东西方向依次分布着塔西河、玛纳斯河、宁家河、金沟河、八音沟河等水系,其中玛纳斯河全长 400 km,是准噶尔盆地水量最大、流程最长的内陆河,注入准噶尔盆地西北部的玛纳斯湖。流域属典型的温带大陆性气候,年均气温在 4.7—5.7℃,年平均降水量 115—200 mm,由南向北递减,且夏季多冬季少,年平均蒸发量 1500—2100 mm[4]。该区域的绿洲热量资源丰富,光热条件组合优势明显,适宜种植棉花、玉米和小麦[26]。流域辖石河子市、玛纳斯县、沙湾县以及和布克赛尔蒙古自治县、和静县、克拉玛依市、奎屯市和乌苏市的部分地区。截止 2015 年末,流域内人口约为 1.3×10^6 人[27]。

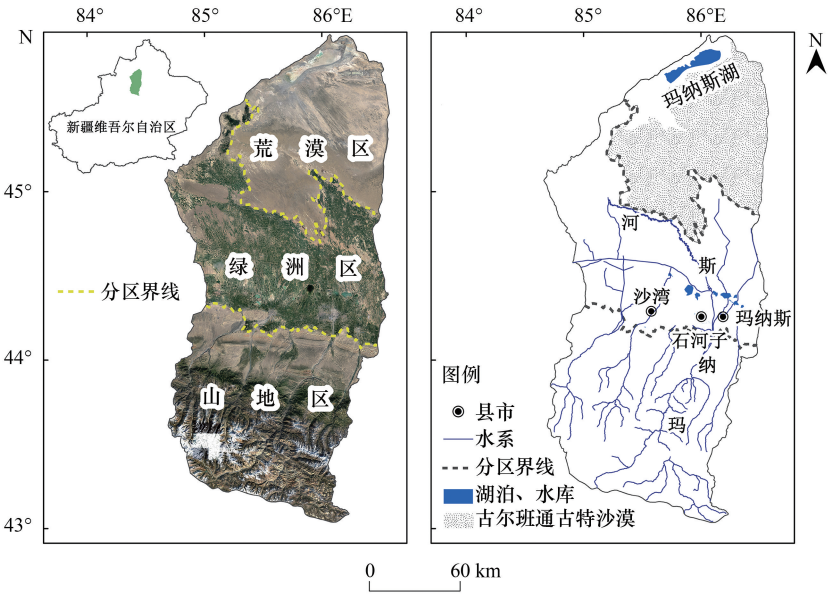

图 1　玛纳斯河流域示意图

Fig.1　Location map of the Manas River Basin

2　材料与方法

2.1　数据来源与处理

本研究采用的数据来源于美国地质调查局(USGS, https://glovis.usgs.gov/),包括 1990 年、1995 年 Landsat—TM 影像,2000 年、2005 年、2010 年 Landsat—ETM 影像及 2015 年 Landsat—8 OLI 影像,成像时间在 7—8 月之间,云量均在 5%以下,影像质量较高。结合该地区的地形图和土地利用类型特点,参考刘纪远等提出的土地利用分类体系[28],将土地利用类型划分为:耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地。通过人机交互解译得到玛纳斯河流域 6 期土地利用数据,解译结果通过野外实地考察和谷歌地球历史影像验证,并选取分层随机抽样方法,在研究区内随机选取 300 个样本点进行验证,结果表明,六期影像分类数据精度均高于 85%,满足研究所需要求。

社会经济数据及人口数据来源于 1990—2016 年《新疆统计年鉴》、《新疆生产建设兵团统计年鉴》及新疆维吾尔自治区统计局网站(http://www.xjtj.gov.cn/)等。

2.2　土地利用类型变化特征

单一土地利用动态度可直观反映不同土地利用类型在一定时段内的变化速度。其公式为:

$$K=\frac{S_2-S_1}{S_1}\times\frac{1}{T}\times100\% \tag{1}$$

式中，S_2，S_1分别表示研究末期和研究初期某一土地利用类型的面积；T 为研究时段，当设定为年时，公式结果表示该区此类土地利用类型的年变化率。其中，K 值越大，则该土地利用类型在一定时间段内变化速率越快。

2.3 生态系统服务正向价值估算

本研究基于谢高地等[29]提出的中国不同陆地生态系统单位面积生态服务价值计算生态系统服务价值量，并将生态系统服务价值系数进行修正。其中，耕地与未利用地分别对应农田与难利用地，建设用地仅以文化娱乐生态服务功能价值来计[30]，进而得到玛纳斯河流域生态系统单位面积服务价值系数表(表 1)。生态系统服务价值(ESV)计算公式如下：

$$ESV = \sum (A_k \times VC_k) \quad (2)$$

式中，A_k为第 k 种土地利用类型面积(hm^2)；VC_k为该类型土地单位面积的生态服务价值系数(元 $hm^{-2}a^{-1}$)。

表 1 玛纳斯河流域各地类生态系统单位面积服务价值系数/(元 hm^{-2} a^{-1})

Table 1 Ecosystem service value coefficients per unit area of land use categories in Manas River Basin

生态系统服务功能 Ecosystem services function	土地利用类型 Land use type					
	耕地 Cultivated land	林地 Wood land	草地 Grass land	水域 Water area	建设用地 Construction land	未利用地 Unused land
气体调节 Gas regulation	256.59	1796.26	410.58	0.00	0.00	0.00
气候调节 Climate regulation	456.75	1385.68	461.91	236.06	0.00	0.00
水源涵养 Water conservation	307.30	1642.27	410.58	10549.26	0.00	15.37
土壤形成与保护 Soil formation and protection	749.30	2001.52	1000.79	5.10	0.00	10.27
废物处理 Waste treatment	841.70	672.34	672.34	9330.23	0.00	5.10
生物多样性保护 Biodiversity protection	364.59	1673.07	559.24	1277.91	0.00	174.46
食物生产 Food production	513.24	51.33	153.99	51.33	0.00	5.10
原材料生产 Raw materials	51.33	1334.35	25.64	5.10	0.00	0.00
娱乐文化 Recreational culture	5.10	656.91	20.53	2227.32	82.60	5.10
合计 Sum	3545.90	11213.73	3715.60	23682.31	82.60	215.40

为了定量分析研究区生态服务价值的空间分布特征，将研究区划分为 1 km×1 km 大小网格单元[31]，并对生态系统服务价值进行空间显式表达。

2.4 生态系统服务负向价值估算

2.4.1 负向价值评价指标选取

生物多样性降低(如玛纳斯湖的干涸导致湖周及廊道周围低地沼生植被等因缺水而逐渐干枯死亡，湖中鲤、鲫鱼等水生生物消失)[32]、冰川退化[15]、融雪性洪水[33]等是流域内常见的由自然景观引起的负向生态系统服务，鉴于上述负向生态系统服务较少有人为活动影响，且数据难以获取并量化表达，因此本文尚不考虑计算荒漠区及山地区生态系统服务负向价值。以受人类活动干扰的绿洲区为例，表征其产生的生态系统服务负向价值。以绿洲区耕地、建设用地为研究对象选取负向价值指标，其中耕地选取化肥流失、农药污染、地膜污染、水资源消耗及温室气体排放作为负向价值评价指标，建设用地选取化石燃料燃烧所产生的温室气体作为负向价值评价指标，通过上述指标对绿洲区生态系统服务负向价值进行估算。

2.4.2　化肥流失

为了保持土壤肥力,保证农作物的产出,在农业生产过程中会使用大量化肥维持农业生产。化肥在作物增产的同时,也会带来如水体富营养化等生态环境问题[16]。因化肥流失导致的水体富营养化的价值难以计算与量化,本文仅考虑化肥流失的价值,由此计算化肥施用所产生的负向价值。

$$V_1 = U \times (1 - r) \times S \tag{3}$$

式中,V_1表示化肥流失负价值(元);U 为化肥使用量(t);r 为化肥利用率(%),文中取 36.04%[34];S 为化肥价格(元/t),文中取 2015 年尿素及复合肥均值 2935 元/t。

2.4.3　农药污染

在农药使用过程中,有 40%—60%的农药降落到地面上,不能被有效利用,本文取均值 50%作为农药利用率[35],农药价格通过实地调查取 29800 元/t,通过上述数据估算农药所产生的负向价值。

$$V_2 = V_p \times (1 - n) \times P_p \tag{4}$$

式中,V_2表示农药污染负价值;V_p表示农药使用量(t);n 为农药利用率;P_p为农药价格(元/t)。

2.4.4　地膜污染

农用地膜残留不仅阻隔水肥的运输,而且影响作物对于养分的吸收。据调查,新疆农田地膜残留率在 24%左右[36],地膜使用量按 60 kg/hm^2 计算[37],以此计算处理废弃薄膜所产生的负向价值。

$$V_3 = P \times I \times A \tag{5}$$

式中,V_3表示地膜污染负价值;P 表示处理单位地膜所需价格(元/hm^2),文中取 143 元[38];I 表示地膜残留率(%);A 表示地膜覆盖面积(hm^2)。

2.4.5　水资源消耗

水资源消耗价值可用水库蓄水成本法计算[39]:

$$V_4 = W \times R \times C_w \tag{6}$$

式中,V_4表示水资源消耗负价值;W 为农业灌溉用水量(m^3);R 为农业耗水率(%);C_w 为水库蓄水成本(取 1.17 元/m^3);农业耗水率取 35%[40]。

2.4.6　温室气体排放

记 V_{51}为耕地温室气体排放价值,V_{52}为建设用地温室气体排放价值,则温室气体排放负价值 V_5为:

$$V_5 = V_{51} + V_{52} \tag{7}$$

(1)耕地温室气体排放计算:N_2O 和 CO_2是北方旱地排放温室气体的主要成分,1 kg N_2O 的增温效应是 1 kg CO_2的 298 倍[41]。根据已有研究,新疆农田 N_2O 排放量为 1.955 t hm^{-2}a^{-1},CO_2排放量为 0.088 t hm^{-2}a^{-1}[42],本文采用全球增温趋势(GWP)估算两种温室气体排放价值,其中 CO_2排放成本取造林成本法(中国标准)260.9 元/t[41]。由下列公式计算农田温室气体排放价值。

$$\mathrm{GWP} = f_{N_2O} \times 298 \tag{8}$$

$$V_{p\text{-}N_2O} = CL \times P_{CO_2} \times \mathrm{GWP} \tag{9}$$

$$V_{p\text{-}CO_2} = CL \times P_{CO_2} \tag{10}$$

$$V_{51} = V_{p\text{-}N_2O} + V_{p\text{-}CO_2} \tag{11}$$

式中,GWP 为温室气体的综合增温趋势,f_{N_2O} 为N_2O 的排放量,$V_{p\text{-}N_2O}$ 为N_2O 的排放价值,CL 为农田面积,P_{CO_2} 为二氧化碳交易成本,$V_{p\text{-}CO_2}$ 是CO_2的排放价值。

(2)建设用地温室气体排放计算:表 2 是玛纳斯河流域 1990—2015 年建设用地 CO_2排放现状,据下述公式对建设用地温室气体排放价值进行估算:

$$D_g = a_{hj} \times (1 - L_g) \times M_g \tag{12}$$

$$V_{52} = D_g \times Y_g \tag{13}$$

式中,D_g 表示 g 种物质产生 CO_2量;a_{hj} 表示 CO_2排放系数;L_g 表示化石燃料用作生产原料的比例系数;M_g 表

示产生(排放)CO_2物质生产(消费)量;V_{52}表示建设用地温室气体排放价值;Y_g治理单位煤炭、石油、天然气排放 CO_2的价值。其中,煤炭、石油、天然气的 CO_2排放系数按照国家计委能源所测定的排放系数计算,分别取0.651、0.543 和 0.404;比例系数依次取 3%、22%和 36%[43]。

表 2 玛纳斯河流域 1990—2015 年 CO_2排放估算/$\times 10^6$ t

Table 2 Estimation of CO_2 emissions in Manas River Basin from 1990 to 2015

项目 Item	化石燃料 Fossil fuels	1990 年	1995 年	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年
产生 CO_2的物质量	煤炭	0.09	1.14	1.13	1.56	3.83	5.81
The mass of the substance producing CO_2	石油	0.56	0.99	1.36	1.73	1.94	2.20
	天然气	0.08*	0.19*	0.67*	9.68*	24.4*	58.6*
CO_2排放量	煤炭	0.06	0.78	0.78	1.06	2.61	3.96
CO_2 Emissions	石油	0.24	0.42	0.58	0.73	0.82	0.93
	天然气	0.02*	0.05*	0.18*	2.61*	6.57*	15.79*

“*”表示 10^6 m^3

2.5 敏感性指数

本研究采用敏感性指数(CS)表示 ESV 对 VC 的依赖程度,其计算公式为:

$$CS = \left| \frac{(\mathrm{ESV}_j - \mathrm{ESV}_i)/\mathrm{ESV}_i}{(VC_{jk} - VC_{ik})/VC_{ik}} \right| \tag{14}$$

式中,CS 为生态系统价值系数的敏感性系数;i 和 j 分别表示初始生态系统服务价值和生态价值系数调整后的价值。若 $CS>1$,表明 ESV 对 VC 富有弹性,其准确度差、可信度较低;反之,若 $CS<1$,则表明 ESV 对 VC 缺乏弹性,研究结果可信。

2.6 人均生态系统服务净价值估算

将人口数量与生态系统服务净价值有机结合,可以更加直观有效地反映区域的环境压力情况[44],其计算公式如下:

$$Y_i = \frac{\mathrm{ESV}_i}{R_i} \tag{15}$$

$$\Delta Y = Y_e - Y_b \tag{16}$$

式中,Y_i 指某区域 i 年的人均生态系统服务净价值量,ESV_i 指该地区 i 年生态系统服务净价值量,R_i 指该地区 i 年的人口总数;ΔY 为人均生态系统服务净变化量,Y_b 和 Y_e 分别指研究时段内始末的人均生态系统服务净价值量。若 $\Delta Y > 0$,说明该地区的人均生态系统服务净价值量在增加,即研究区的环境压力在逐渐减低,环境在朝着健康方向发展,反之则朝着恶化方向发展。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化及动态度分析

1990—2015 年玛纳斯河流域土地利用构成(表 3)及土地利用/覆被(图 2)表明,研究时段内,未利用地是研究区占地面积最大,分布最广的土地利用类型,其面积约占总面积的 46.69%—57.72%;其次为耕地和草地,分别占 13.47%—24.19%和 16.94%—19.22%;建设用地占比最小,约占总面积的 0.44%—1.00%,在整体变化中反应较不明显。

流域土地利用/覆被变化在各时期均呈现不同的变化特征,主要表现为耕地、建设用地及水域的增加和林地、草地、未利用地的减少。研究时段内耕地和建设用地面积持续增加,耕地由 1990 年的 4.51×10^5 hm^2 增加至 2015 年的 8.10×10^5 hm^2,增加了 3.59×10^5 hm^2,其中 2010—2015 年变化速度快,动态度达到 3.71(图 3);建设用地 25 年累计增加 0.19×10^5 hm^2,其在 2000—2005 年变化速度较快,动态度达 5.42;这一变化的原因主要

是流域内不断增长的人口对耕地和建设用地的需求加大所致。林地面积整体呈现减少趋势,至研究期末,林地面积共计减少 0.13×10^5 hm^2,其中 1995—2000 年动态度达-1.88,在整体变化中,变化不明显;水域面积在研究时段内波动增加 0.78×10^5 hm^2,2005—2010 年水域动态度达到 14.84,远高于其他土地利用类型,变化速度最快。草地面积由研究初期的 6.43×10^5 hm^2 减少至研究期末的 5.68×10^5 hm^2,在研究期内,1990—1995 年动态度最低。未利用地由 1990 年 19.32×10^5 hm^2 减少至 2015 年的 15.64×10^5 hm^2,在所有土地利用类型中变化量最大,总计减少 3.68×10^5 hm^2,这是由于随着人类活动强度增大及灌溉技术进步致使未利用地被大量开垦所致,其面积急剧下降。

表 3　玛纳斯河流域 1990—2015 年土地利用结构/%

Table 3　Land use change in Manas River Basin from 1990 to 2015

土地利用类型 Land use type	1990 年	1995 年	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年
耕地 Cultivated land	13.47	14.46	16.04	18.43	20.40	24.19
林地 Wood land	4.89	4.99	4.52	4.76	4.56	4.52
草地 Grass land	19.22	16.71	18.16	17.69	18.20	16.94
水域 Water area	4.32	5.67	4.59	3.99	6.95	6.66
建设用地 Construction land	0.44	0.45	0.52	0.66	0.80	1.00
未利用地 Unused land	57.67	57.72	56.17	54.47	49.08	46.69

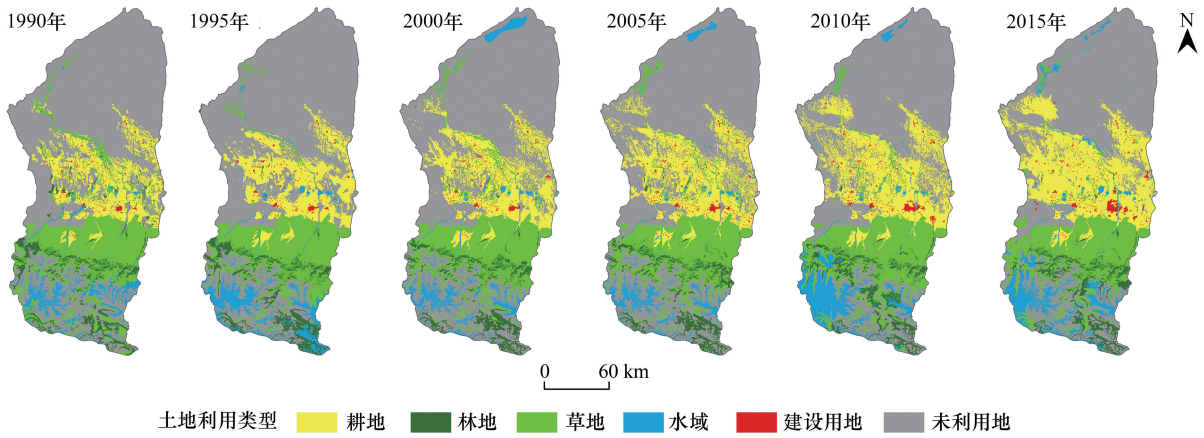

图 2　玛纳斯河流域 1990—2015 年土地利用/覆被

Fig.2　Land use and cover change in Manas River Basin from 1990 to 2015

3.2　生态系统服务正向价值变化

1990—2015 年,玛纳斯河流域山地区生态系统服务正向价值最大,绿洲区次之,荒漠区正向价值最小(表 4、图 4)。山地区生态系统服务正向价值总体表现为上升趋势,并于 2010 年达到最高。其原因是 2009—2011 年天山北麓出现了近 60 年少有的暴雪天气,引起大面积雪灾、雪崩和灾害性融雪洪水[45],冰雪覆盖面积增加,导致山地区水域面积的增加,进而引起山地区生态系统服务正向价值的升高。

随着绿洲内部水资源紧缺,维护绿洲稳定的大片农田防护林因缺水而枯死,加之大量林地遭受砍伐及绿洲内部广阔的天然草地被开垦[46],导致绿洲区生态系统服务正向价值在 1990—1995 年出现下降趋势。在 1995 年至 2015 年生态系统服务正向价值则保持持续增加的趋势,并在研究末期达到最高的 3807.17×10^6元。

荒漠区生态系统服务正向价值在 1990—2000 年期间持续增加,且增幅较大,并于 2000 年达到峰值,2000—2015 年表现为持续减少。这是由于自 20 世纪 70 年代至 1999 年,玛纳斯湖迅速萎缩并干涸,1999 年 9 月玛纳斯河上游水库因洪水溃坝导致大量洪水重新注入玛纳斯湖,湖泊面积达到最大,但从 2000 年以后,湖水面积又呈现递减趋势[47-48],荒漠区生态系统服务正向价值也因此随之下降,但总体来看,荒漠区生态系统

服务正向价值有所增加。

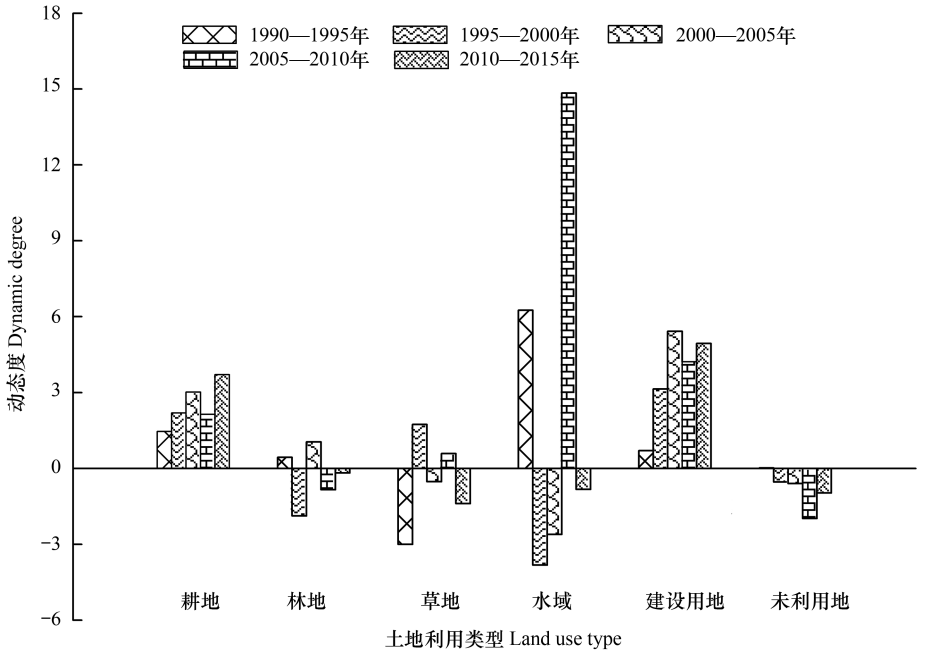

图 3 玛纳斯河流域 1990—2015 年土地利用动态度

Fig.3 Dynamic degree of land use in Manas River Basin from 1990 to 2015

表 4 玛纳斯河流域 1990—2015 年不同生态单元下生态系统服务正向价值/×10⁶元

Table 4 The positive value of ecosystem services of different ecological units in Manas River Basin during 1990—2015

生态单元 Ecological unit	土地利用类型 Land use type	1990 年	1995 年	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年
山地区	耕地	61.51	75.99	93.90	98.92	103.17	98.04
Mountain area	林地	1587.78	1848.88	1677.90	1736.33	1688.68	1669.71
	草地	2042.39	1958.45	1964.22	1928.10	2068.34	1964.84
	水域	3075.52	3994.91	2577.77	2514.27	4907.21	4278.20
	建设用地	0.04	0.01	0.04	0.04	0.02	0.14
	未利用地	93.50	84.18	98.85	100.10	70.89	83.00
	小计	6860.75	7962.42	6412.68	6377.75	8838.33	8093.93
绿洲区	耕地	1539.15	1641.20	1811.25	2090.14	2316.71	2770.19
Oasis area	林地	247.84	27.40	21.78	52.74	25.17	28.26
	草地	348.27	114.49	291.55	271.46	196.78	135.21
	水域	352.45	503.01	379.32	312.53	360.68	812.12
	建设用地	1.17	1.24	1.40	1.80	2.20	2.64
	未利用地	124.99	135.01	115.22	98.45	88.04	58.76
	小计	2613.87	2422.35	2620.53	2827.12	2989.59	3807.17
荒漠区	耕地	0.03	0.11	0.20	0.65	3.77	5.16
Desert area	林地	0.17	—	—	—	—	0.48
	草地	1.45	6.84	4.98	2.04	1.04	9.07
	水域	0.52	1.37	683.91	338.54	245.95	206.29
	建设用地	—	—	—	—	—	—
	未利用地	197.68	197.36	191.26	194.54	195.25	195.17
	小计	199.85	205.68	880.35	535.77	446.01	416.17
总计 Total		9674.46	10590.45	9913.55	9740.64	12273.93	12317.27

“—”表示该土地利用类型无生态系统服务正向价值

整体而言,流域生态系统服务正向价值呈现上升趋势,空间分布上呈现山地区>绿洲区>荒漠区的特征,

这是由于生态系统服务价值系数较高的林地及水域多分布于山地区。截止研究期末,流域生态系统服务总正向价值共增加 2642.81×10^{6}元,年均增加 105.71×10^{6}元。结合土地利用变化类型中水域面积的动态变化可以看出,研究区生态系统服务总正向价值的变化与水域面积的变化是线性相关的,这使得研究区生态系统服务总正向价值随着水域面积的波动而上下浮动。

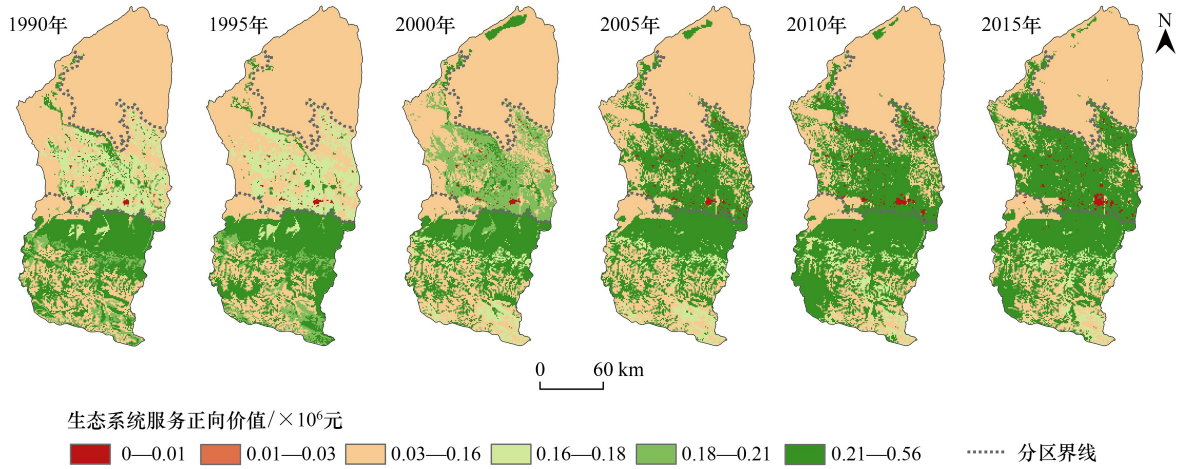

图 4　玛纳斯河流域 1990—2015 年生态系统服务正向价值分布

Fig.4　Positive value of ecosystem services in Manas River Basin from 1990 to 2015

3.3　生态系统服务负向价值变化

研究区生态系统服务总负向价值呈现持续增长趋势(表 5、图 5),至研究末期已增至 1907.28×10^{6}元,25 a 间共计增加 1180.71×10^{6}元,年均增加 47.23×10^{6}元。各类负效应所产生的负向价值均逐年增加。空间上主要分布于玛纳斯县、石河子市和沙湾县及周围耕地,并逐渐呈现连片连绵趋势。在构成上,温室气体排放、化肥流失及水资源消耗三者之和占比最大,各时期均达到 90%以上,其中,温室气体排放是总负服务中最大的提供者,结合土地利用变化可以看出随着耕地及建设用地的不断扩张,化肥、农药、地膜、水资源的投入及温室气体排放量也随之增加。

表 5　玛纳斯河流域 1990—2015 年生态系统服务负向价值/×10^{6}元

Table 5　Negative value of ecosystem services in Manas River Basin from 1990 to 2015

负效益 Negative benefit	1990 年	1995 年	2000 年	2005 年	2010 年	2015 年
化肥流失 Fertilizer loss	171.12	187.67	223.42	319.79	431.72	632.09
农药污染 Pesticide pollution	12.94	27.59	45.67	70.26	116.82	186.25
地膜污染 Mulch pollution	0.56	0.66	0.88	1.18	1.59	2.01
水资源消耗 Water resource consumption	61.45	69.86	82.47	101.38	123.07	222.11
温室气体排放 Greenhouse gases emission	480.51	512.37	565.46	652.52	723.26	864.83
合计 Total	726.57	798.15	917.90	1145.14	1396.45	1907.28

3.4　生态系统服务净价值变化

研究时段内,生态系统服务净价值存在一定的空间差异性(图 6)。研究区生态系统价值以正值区为主,并呈现山地区>绿洲区>荒漠区的特征;生态系统服务净价值总体增加,由 1990 年的 8947.91×10^{6}元增加至 2015 年的 10409.99×10^{6}元,空间上主要分布在山地区、绿洲区玛纳斯河中游及水库周围、荒漠区玛纳斯湖附近;负值区主要集中在建设用地,这是由于人口数量的增加导致建设用地不断扩张,温室气体排放量也随之增加。

3.5　敏感性分析

据式(14),将各地类 *VC* 分别上下调整 50%,计算玛纳斯河流域各地类敏感性指数(图 7)。结果表明,6

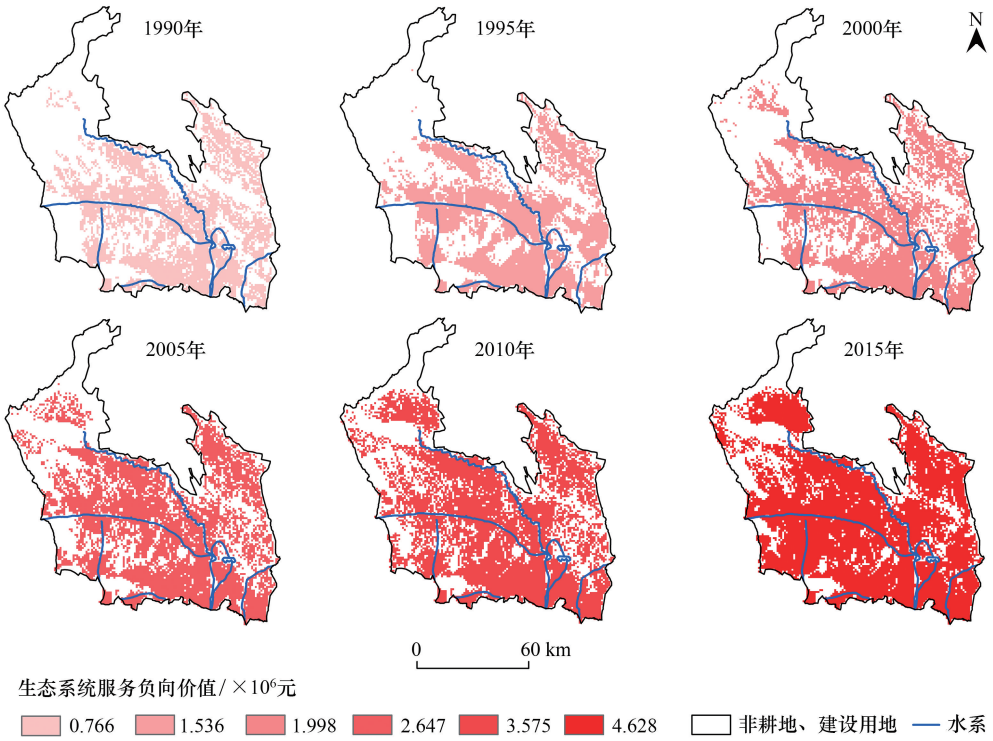

图 5 玛纳斯河流域 1990—2015 年生态系统服务负向价值分布

Fig.5 Negative value of ecosystem services in Manas River Basin from 1990 to 2015

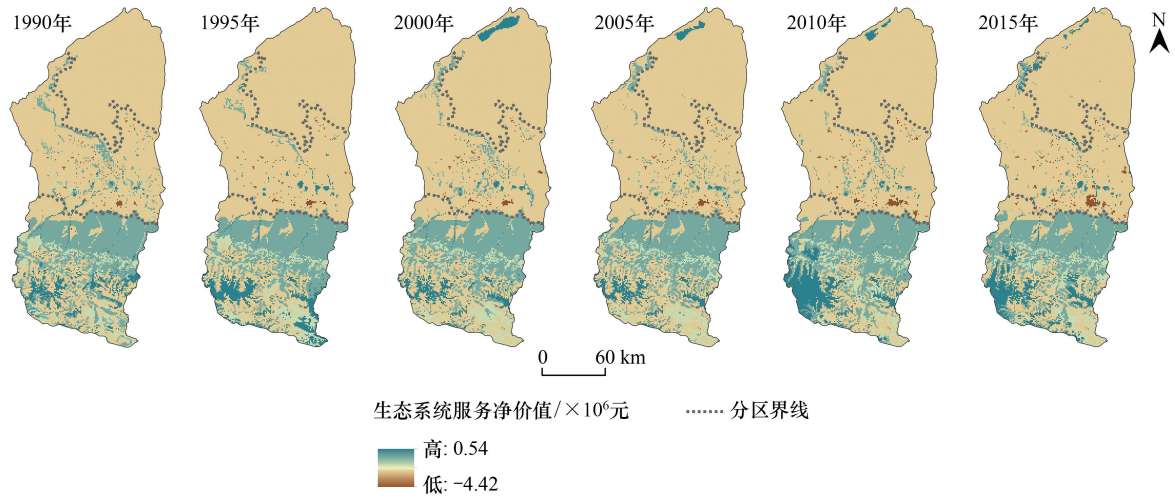

图 6 玛纳斯河流域 1990—2015 年生态系统服务净价值分布

Fig.6 Composite value of ecosystem services in Manas River Basin from 1990 to 2015

个时期不同土地利用类型的 *CS* 均小于 1,最高值为水域,*CS* 值为 0.1123,即当水体的 *VC* 增加 1%,总价值增加 0.1123%;最低值为建设用地,其 *CS* 值为 0.0000。研究时段内,耕地 *CS* 呈现增加趋势,林地、草地及未利用地 *CS* 值均呈现下降趋势,这是由于流域研究期内高强度采伐林地、毁草开荒、开荒造田,导致耕地面积不断增加,林地、草地及未利用地面积锐减,因此耕地 *CS* 呈现上升趋势,林地及草地 *CS* 值表现为下降。水体 *CS* 值于 2010 年达到最高,这与 2009—2011 年天山北麓出现的暴雪天气有关。*CS* 敏感性分析表明,ESV 对 *VC* 是缺乏弹性的,研究结果可信。

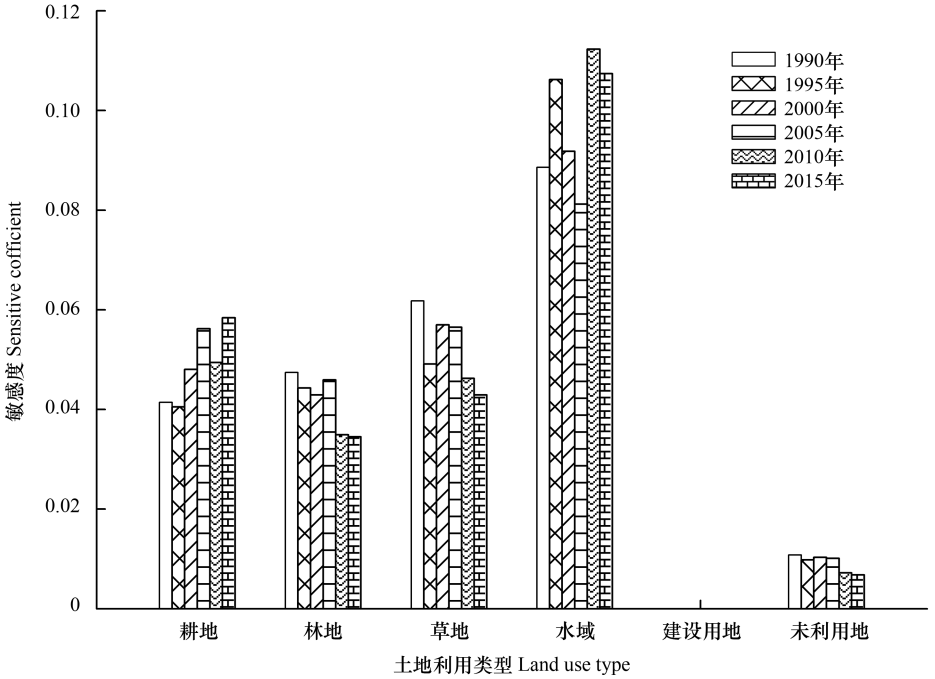

图 7　玛纳斯河流域生态服务价值敏感性分析

Fig.7　Sensitive cofficients of ecosystem service values of land use types in Manas River Basin from 1990 to 2015

3.6　人均生态系统服务净价值估算分析

研究时段内,玛纳斯河流域生态系统服务净价值总量增加,但人均生态系统服务净价值却从 1990 年的 10622 元减少至 2015 年的 8008 元,并整体呈现下降趋势(图 8)。其中在 1990—1995 年及 2005—2010 年有两个增长期,这是由于两个时段生态系统服务净价值增加量分别为 844×10^6 元、2281×10^6 元,人口增加量分别为 4.1×10^5 人、1.4×10^5 人,从而引起两个子时段内人均生态系统服务价值小幅上涨。整体而言,玛纳斯河流域生态系统服务净价值总量增长,环境质量提高;但随着人口数量的增加,人均生态系统服务净价值减少,玛纳斯河流域的环境压力逐渐加大。

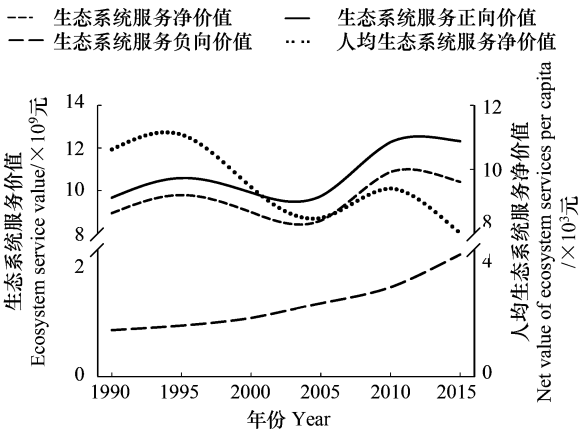

图 8　玛纳斯河流域 1990—2015 年生态系统服务价值趋势图

Fig.8　The value trend chart of ecosystem services in Manas River Basin from 1990 to 2015

4　讨论

在山地-绿洲-荒漠系统(MODS)中,各子系统通过物质交换和能量流动紧密关联。山地区是干旱区绿洲和荒漠的水源和物源,是 MODS 下生态耦合的“物流高地”;绿洲区作为“信息流高地”,是三大子系统能量、物质、信息高效集中和集约交换的节点与核心,同时也是人类赖以生存和发展的中心,受人类活动影响最为显著;荒漠区是生态耦合的“能流高地”,它是绿洲形成发育的背景环境和基质,虽环境相对恶劣,但由于其增温效应造就了绿洲区独有的热量资源,并因此创造了独具特色的棉花等优势产业[49-50]。

研究区生态系统价值增加的趋势与新疆其他区域生态系统服务价值变化不尽相同。如北疆伊犁河流域生态系统服务价值在 1985—2005 年表现为持续增加的趋势[51];1964—2007 年南疆焉耆盆地的生态服务价值

在波动中呈现下降趋势[52];就全疆尺度而言,生态系统服务价值整体在 1996—2008 年呈现上升趋势[53]。景观组成异质性、地形分异及研究区尺度的选取是导致生态系统服务价值存在差异的原因[54]。此外,近些年学者对于玛纳斯河流域生态系统服务价值的估算结果也存在一定的差异。凌红波等采用修正后的当量因子对 1958—2006 年玛纳斯河流域生态系统服务价值进行评估,得出流域生态系统服务价值呈现下降的趋势[24];Wang 等分别计算玛纳斯河流域 2003 年和 2013 年生态系统单位面积服务价值系数,结果表明流域生态系统服务价值总量呈现升高趋势[4];黄湘等基于流域内消费指数以及不变价格订正的基础上,采用谢高地等提出的中国生态系统服务价值当量因子表对玛纳斯河流域进行生态系统服务价值估算,研究表明 2005 年玛纳斯河流域农田、林地、草地及水域生态系统服务价值均高于 1994 年[25]。当量因子修正与否及单位面积生态系统服务价值系数的不同是估算结果产生差异的主要原因。此外,研究时段的不同及土地利用/覆被变化导致的生态服务价值损失未被纳入总价值的评估也是导致生态系统服务价值存在差异性的原因。

在研究区负向价值的构成中,温室气体排放的负向价值占据总负向价值的半数以上。已有的研究多针对农田温室气体排放进行估算,其中城市在温室气体排放量中也占据一定的比重[55]。由于耕地及建设用地集中分布于绿洲区,温室气体主要产生于绿洲区,因此如何在保证社会经济发展的前提下减少温室气体排放量是基于 LUCC 的生态系统服务价值研究的重点和难点问题。另外,研究时段内,新疆地区化肥、农药使用量表现为双增的现象[56],如若不采取措施加以管控,则化肥流失及农药污染的负向价值将会逐年加大,进而对绿洲区生态环境的发展进程造成一定的制约。值得关注的是,水是干旱区的生命线,贯穿于山地—绿洲—荒漠复合生态系统中。绿洲区处于 MODS 中的核心区域,是水资源的主要消耗区。绿洲区水资源的高消耗迫使下游来水减少、河流萎缩、尾闾湖干涸、地表径流对地下水的补给减弱,造成大量生态用水被挤占,下游生态和环境恶化问题日趋严重[57]。因此,为了流域生态系统的可持续发展,应注重加强对水资源的管控,以水定地,依靠绿洲繁荣的物质及经济促进山地生态系统和荒漠生态系统的改善与发展,实现社会、经济和生态的可持续发展。

荒漠区产生的增温效应一定程度上促进了绿洲区农业资源的发展[50],如何将其量化并纳入生态系统服务价值进行估算仍有待深入讨论。此外,玛纳斯湖的干涸虽导致荒漠区生物多样性的减少,但其干涸湖盆已成为新疆最大的盐湖,盐储量达 15.8×10^8 t,被正式列为新疆三大盐业基地之一,80 年代已大规模开发、生产食盐及其他化工产品[32],这在一定程度上提升了建设用地供给服务中原材料生产的功能。谢高地将原材料生产定义为“将太阳能转化为生物能,给人类作建筑物或其他用途[10]”,因此不能简单将建设用地的生态系统服务功能以零计算,如何正确认知建设用地生态系统服务功能的价值将是今后研究的热点所在。

5 结论

本文基于玛纳斯河流域 6 期土地利用数据,采用修正后的生态系统服务价值系数,对玛纳斯河流域 1990—2015 年不同生态单元下生态系统服务正负价值进行定量估算,结论如下:

(1)未利用地、耕地和草地始终是研究区所占比例最大的土地利用/覆被类型,各时期三者之和占比均在 85%以上。研究时段内耕地和建设用地面积持续增加,水域经历了增加—减少—减少—增加—减少的波动过程,未利用地先小幅度增加后持续减少,林地和草地总体表现为减少趋势。其中,建设用地增幅最大,达到 230%,耕地次之,水域增幅最小;减幅由大到小依次为林地、草地及未利用地。

(2)近 25 年玛纳斯河流域生态系统服务总正向价值呈现上升趋势,且呈现山地区>绿洲区>荒漠区的特征。其中,山地区正向价值在波动中呈现增加趋势;绿洲区正向价值在 1990—1995 年经历小幅下降后表现为持续上升的趋势;荒漠区正向价值在 1990—2000 年呈现上升趋势,在 2000—2015 年表现为持续下降,于 2000 年达到峰值。绿洲区总负向价值增加显著,研究末期达到初期的 2.63 倍。

(3)研究时段内研究区的生态系统服务净价值增加,但人均生态系统服务净价值却总体呈现下降趋势,年均减幅为 0.98%,流域环境压力呈逐年增大的趋势。

参考文献(References):

[1] 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.

[2] Chang Y, Hou K, Li X X, Zhang Y W, Chen P. Review of land use and land cover change research progress. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2018, 113(1): 012087.

[3] 傅伯杰, 张立伟. 土地利用变化与生态系统服务: 概念、方法与进展. 地理科学进展, 2014, 33(4): 441-446.

[4] Wang X C, Dong X B, Liu H M, Wei H J, Fan W G, Lu N C, Xu Z H, Ren J H, Xing K X. Linking land use change, ecosystem services and human well-being: a case study of the Manas River Basin of Xinjiang, China. Ecosystem Services, 2017, 27: 113-123.

[5] Xue L Q, Zhu B L, Wu Y P, Wei G H, Liao S M, Yang C B, Wang J, Zhang H, Ren L, Han Q. Dynamic projection of ecological risk in the Manas River Basin based on terrain gradients. Science of the Total Environment, 2019, 653: 283-293.

[6] 杨清可, 段学军, 王磊, 金志丰. 基于"三生空间"的土地利用转型与生态环境效应——以长江三角洲核心区为例. 地理科学, 2018, 38(1): 97-106.

[7] 柳冬青, 张金茜, 巩杰, 钱彩云. 陇中黄土丘陵区土地利用强度-生态系统服务-人类福祉时空关系研究——以安定区为例. 生态学报, 2019, 39(2): 637-648.

[8] 赵文武, 刘月, 冯强, 王亚萍, 杨思琪. 人地系统耦合框架下的生态系统服务. 地理科学进展, 2018, 37(1): 139-151.

[9] 张天海, 田野, 徐舒, 唐立娜, 郭蔚. 滨海城市土地利用格局演变及对生态系统服务价值的影响. 生态学报, 2018, 38(21): 7572-7581.

[10] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 肖玉, 陈操. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法. 自然资源学报, 2008, 23(5): 911-919.

[11] Li F, Zhang S W, Yang J C, Chang L P, Yang H J, Bu K. Effects of land use change on ecosystem services value in West Jilin since the reform and opening of China. Ecosystem Services, 2018, 31: 12-20.

[12] Wei H J, Liu H M, Xu Z H, Ren J H, Lu N C, Fan W G, Zhang P, Dong X B. Linking ecosystem services supply, social demand and human well-being in a typical mountain-oasis-desert area, Xinjiang, China. Ecosystem Services, 2018, 31: 44-57.

[13] 马依拉·热合曼, 买买提·沙吾提, 尼格拉·塔什甫拉提, 依克丽曼·阿布都米提, 马春玥, 依尔夏提·阿不来提. 基于遥感与 GIS 的渭库绿洲生态系统服务价值时空变化研究. 生态学报, 2018, 38(16): 5938-5951.

[14] Gashaw T, Tulu T, Argaw M, Worqlul A W, Tolessa T, Kindu M. Estimating the impacts of land use/land cover changes on Ecosystem Service Values: the case of the Andassa watershed in the Upper Blue Nile basin of Ethiopia. Ecosystem Services, 2018, 31: 219-228.

[15] 张正勇, 何新林, 刘琳, 李忠勤, 王璞玉. 中国天山冰川生态服务功能及价值评估. 地理学报, 2018, 73(5): 856-867.

[16] 叶延琼, 章家恩, 秦钟, 李逸勉, 李韵. 佛山市农田生态系统的生态损益. 生态学报, 2012, 32(14): 4593-4604.

[17] 戴培超, 张绍良, 刘润, 杨永均. 生态系统文化服务研究进展——基于 Web of Science 分析. 生态学报, 2019, 39(5): 1863-1875.

[18] Lyytimaki J, Sipila M. Hopping on one leg-the challenge of ecosystem disservices for urban green management. Urban Forestry & Urban Greening, 2009, 8: 309-315.

[19] 李梦桃, 周忠学. 西安市城市景观的正负生态系统服务测算及空间格局. 地理学报, 2016, 71(7): 1215-1230.

[20] Von Döhren P, Haase D. Ecosystem disservices research: a review of the state of the art with a focus on cities. Ecological Indicators, 2015, 52: 490-497.

[21] Ling H B, Yan J J, Xu H L, Guo B, Zhang Q Q. Estimates of shifts in ecosystem service values due to changes in key factors in the Manas River basin, northwest China. Science of the Total Environment, 2019, 659: 177-187.

[22] 樊晓兵, 彦立利, 徐京华, 郝晓华, 李弘毅, 王建, 刘大峰. 基于多源数据的近 50 a 玛纳斯河流域冰川变化分析. 冰川冻土, 2015, 37(5): 1188-1198.

[23] 王永静, 程广斌. 玛纳斯河流域生态环境建设问题分析. 生态经济, 2013, (5): 171-174.

[24] 凌红波, 徐海量, 樊自立, 张青青. 基于生态经济功能区划的玛纳斯河流域生态服务价值评价. 冰川冻土, 2012, 34(6): 1535-1543.

[25] 黄湘, 陈亚宁, 马建新. 西北干旱区典型流域生态系统服务价值变化. 自然资源学报, 2011, 26(8): 1364-1376.

[26] 张丽, 盛建东, 蒋平安. 玛纳斯河流域耕地利用潜力评价. 农业资源与环境学报, 2015, 32(4): 338-342.

[27] 韩蓉, 唐湘玲. 玛纳斯河流域近 14 年多尺度粒度变化对土地利用景观格局的影响. 水土保持研究, 2017, 24(2): 194-201.

[28] 刘纪远. 国家资源环境遥感宏观调查与动态监测研究. 遥感学报, 1997, 1(3): 225-230.

[29] 谢高地, 肖玉, 甄霖, 鲁春霞. 我国粮食生产的生态服务价值研究. 中国生态农业学报, 2005, 13(3): 10-13.

[30] 祖皮艳木·买买提, 海米提·依米提, 安尼瓦尔·艾则孜, 阿吉古丽·阿比力米提. 焉耆盆地生态系统服务价值对土地利用/覆被变化的响应. 中国沙漠, 2014, 34(1): 275-283.

[31] 乔陆印, 刘彦随, 杨忍. 中国农村居民点用地变化类型及调控策略. 农业工程学报, 2015, 31(7): 1-8.

[32] 程维明, 周成虎, 李建新. 新疆玛纳斯湖景观演化及其生态环境效应. 第四纪研究, 2001, 21(6): 560-565.
[33] 邹全, 王国亚, 贺斌, 沈永平. 1957-2010 年天山玛纳斯河流域夏季径流及洪水过程对极端气候事件的响应. 冰川冻土, 2013, 35(3): 733-740.
[34] 陈同斌, 曾希柏, 胡清秀. 中国化肥利用率的区域分异. 地理学报, 2002, 57(5): 531-538.
[35] 刘鹏举, 马云倩, 郭燕枝. 中国农产品农药残留现状及其对出口贸易的影响. 中国农业科技导报, 2017, 19(11): 8-14.
[36] 严昌荣, 王序俭, 何文清, 马辉, 曹肆林, 祝光福. 新疆石河子地区棉田土壤中地膜残留研究. 生态学报, 2008, 28(7): 3470-3474.
[37] 宋春霞, 曹静. 新疆农村地区地膜残留污染现状及治理措施探究. 中国农业信息, 2017, (18): 45-46.
[38] 米热古丽·艾尼. 乌苏市废旧地膜回收利用的主要做法. 新疆农机化, 2018, (4): 35-37.
[39] 孙新章, 周海林, 谢高地. 中国农田生态系统的服务功能及其经济价值. 中国人口·资源与环境, 2007, 17(4): 55-60.
[40] 丁宏伟, 王贵玲, 黄晓辉. 红崖山水库径流量减少与民勤绿洲水资源危机分析. 中国沙漠, 2003, 23(1): 84-89.
[41] 李梦桃. 农业生态系统复合服务的权衡关系及管理对策研究——以西安都市圈为例[D]. 西安: 陕西师范大学, 2017.
[42] 郭树芳, 齐玉春, 罗小玲, 刘长勇, 彭琴, 闫钟清, 董云社. 滴灌对干旱区春小麦田土壤 CO_2、N_2O 排放及综合增温潜势的影响. 农业环境科学学报, 2016, 35(4): 792-800.
[43] 高树婷, 张慧琴, 杨礼荣, 王秋玲. 我国温室气体排放量估测初探. 环境科学研究, 1994, 7(6): 56-59.
[44] 李小燕. 区域生态系统服务价值量与环境压力分析——以渭南市为例. 干旱区研究, 2008, 25(5): 729-734.
[45] 韩蓉. 气候变化对玛纳斯河流域积雪消融的影响研究[D]. 石河子: 石河子大学, 2017.
[46] 张青青, 徐海量, 樊自立, 禹朴家, 凌红波. 玛纳斯河流域人工绿洲扩张对社会经济和生态环境的影响分析. 中国沙漠, 2012, 32(3): 863-871.
[47] 娄凤飞. 新疆水资源开发利用中的生态环境问题及对策研究[D]. 乌鲁木齐: 新疆师范大学, 2011.
[48] 胡尔西别克·孜依纳力, 毋兆鹏, 哈孜亚·包浪提将. 新疆玛纳斯湖近 40 年间时空变化图谱及其驱动机制. 国土资源遥感, 2018, 30(1): 217-223.
[49] 张军民, 张建龙, 马玉香. 玛纳斯河流域-绿洲生态耦合的理论、方法及机制研究. 干旱区资源与环境, 2007, 21(6): 7-11.
[50] 张凤华. 干旱区绿洲、山地、荒漠系统耦合效应及其功能定位——以玛纳斯河流域为例. 干旱区资源与环境, 2011, 25(5): 52-56.
[51] 孙慧兰, 李卫红, 陈亚鹏, 徐长春. 新疆伊犁河流域生态服务价值对土地利用变化的响应. 生态学报, 2010, 30(4): 887-894.
[52] 王水献, 吴彬, 郭玉川. 焉耆盆地绿洲区土地利用变化对生态系统服务价值影响研究. 干旱区资源与环境, 2012, 26(10): 138-143.
[53] 姚远, 丁建丽, 张芳, 雷磊, 江红南. 土地利用变化的人文驱动因子对新疆生态系统服务价值的影响. 水土保持通报, 2013, 33(5): 298-304.
[54] 刘绿怡, 卞子亓, 丁圣彦. 景观空间异质性对生态系统服务形成与供给的影响. 生态学报, 2018, 38(18): 6412-6421.
[55] 阳文锐. 北京城市土地复合生态服务功效演变特征. 生态学报, 2017, 37(12): 4169-4181.
[56] 金书秦, 张惠, 吴娜伟. 2016 年化肥、农药零增长行动实施结果评估. 环境保护, 2018, 46(1): 45-49.
[57] 朱磊, 刘雅轩. 基于 GIS 和元胞自动机的玛纳斯河流域典型绿洲景观格局优化. 干旱区地理, 2013, 36(5): 946-954.