

近 20 年渭干河流域土地利用与生态系统 服务价值时空变化

黄 凤^{1,2}, 乔旭宁³, 唐 宏¹

(1. 中国科学院新疆生态与地理研究所, 新疆 乌鲁木齐 830011; 2. 四川省宜宾市城乡规划建设地理信息中心, 四川 宜宾 644000;
3. 河南理工大学测绘与国土信息工程学院, 河南 焦作 454003)

摘 要: 基于遥感与 GIS 技术, 选择地处天山山脉中段南麓塔里木盆地北部的渭干河流域为研究区, 以新疆 1990、2000、2008 年遥感影像和地面实测数据为主要数据源, 利用 GIS 空间分析、数学统计分析方法提取渭干河流域近 20 年各种土地利用类型的面积变化、净变化速度等动态变化信息; 在总结生态系统服务价值国内外研究进展的基础上, 参照谢高地等人的中国陆地生态系统单位面积服务价值系数和 Costanza 等的生态系统服务价值计算公式, 结合当地粮食产量和粮食平均收购价格, 分析渭干河流域生态服务价值的时空变化特征, 揭示渭干河流域生态系统服务价值和时空分布的不平衡状态。结果如下: (1) 草地和未利用地所占比重超过 70%, 其他土地利用类型所占比重不到 20%, 各种土地利用类型分布和面积变化存在时空差异。 (2) 1990—2008 年研究区的生态系统服务价值总量减少了 59 633 万元, 其主要原因是草地、林地和沼泽面积的减少。流域生态系统服务价值结构变化较大, 其提供的支持服务功能最强, 供给服务功能相对较弱。 (3) 下游的单位面积生态系统服务价值大于中上游地区, 研究期内流域中、下游生态系统服务价值减少较大, 上游地区的生态系统服务价值略有增加。

关键词: 生态系统服务价值; 土地利用; 时空变化; 绿洲; 渭干河流域

中图分类号: F301.24; X171.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-7601(2013)02-0214-11

Temporal and spatial dynamic changes of land use and ecosystem service value in the Weigan River Basin in recent 20 years

HUANG Feng^{1,2}, QIAO Xu-ning³, TANG Hong¹

(1. Xinjiang Institute of Ecology and Geography, CAS, Urumqi, Xinjiang 830011, China;

2. Geographic Information Center of Urban-rural Planning Construction, Yibin, Sichuan 644000, China;

3. School of Surveying and Land Information Engineering, Henan Polytechnic University, Jiaozuo, Henan 454003 China)

Abstract: Based on GIS - RS techniques, by using the data of land use in Xinjiang during 1990 to 2008 which were extracted from remote sensing images by means of spatial analyst, and taking the Weigan River Basin located at the south foothill of middle Tianshan Mountains and the northern part of Tarim Basin as the study region, the area change and net change rate of various land use types in recent 20a were analyzed. By adopting the service value coefficients of Chinese terrestrial ecosystems proposed by Xie Gao-di, and the calculation formula of ecosystem service value proposed by Costanza, in combination with the local grain yield and grain purchasing price, the temporal and spatial dynamic changes of ecosystem service value in Weigan River Basin were studied, so as to reveal the imbalance situation in the spatial and temporal distribution of ecosystem service value in Weigan River Basin, and to provide scientific basis for land use planning and decision making. The results show that: (1) The grassland and unused land covered more than 70%, and the other land use types covered less than 20% in Weigan River Basin. There were spatial and temporal differences in the area distribution and change of various land use types. (2) During 1990 to 2008, the total value of ecosystem services in the study region was reduced by 596.33 million yuan. The main reason for the reduction was the area decrease of forest,

收稿日期: 2012-09-16

基金项目: 国家自然科学基金项目(40901296); 中国博士后科学基金(2012M521392); 河南理工大学青年基金(Q2010-59, Q2010-15a); 中国煤炭工业协会科学技术研究指导性计划项目(MTKJ2011-385)

作者简介: 黄 凤(1986—), 女, 四川西昌人, 硕士, 主要从事土地利用变化遥感与地理信息相关研究。E-mail: huangfeng821205@163.com。

通讯作者: 乔旭宁(1977—), 男, 河南偃师人, 博士, 主要从事 GIS 与生态经济研究。E-mail: qiaoxuning@126.com。

marsh and grassland. The structure of ecosystem service values changed greatly and its function of supporting services was the strongest, while its function of supplying services was relatively low. (3) The value of ecosystem services per unit area in the downstream was more than that in the upstream and midstream. During 1990 to 2008, the value of ecosystem services in the midstream and downstream reduced remarkably, while that of the upstream increased slightly.

Keywords: ecosystem service value; land use; temporal and spatial change; oasis; Weigan River Basin

近年来土地利用方式的改变以及由此导致的土地覆盖变化影响着生态系统的结构和功能,对区域气候、水文、生物地球化学循环及生物多样性等产生重大影响,土地利用方式的改变是全球环境变化的重要组成部分和造成全球环境变化的重要原因。生态系统服务功能的价值评估、形成机制、维持与保育等研究已成为生态学、生态经济学等学科研究的前沿和热点^[1]。目前,国内外关于生态系统服务价值定量评价的方法主要有能值分析法、物质质量评价法和价值量评价法三类^[2],其中价值量评价方法因不受量纲等的限制,使用较为广泛^[3],该方法又以 Costanza 等人提出的估算方法最为常用^[4]。国内学者对生态系统服务价值评估的研究也有较大贡献^[5-7]。谢高地等在 Costanza 等提出的评价模型基础上,制定了“中国生态系统服务价值当量因子表”^[8],利用生态系统服务功能之间的相互贡献大小和农田食物生产服务经济价值对区域生态系统服务功能的经济价值进行评估,这使得生态系统服务价值的估算更具操作性。大量学者采用该方法对不同区域的生态系统服务价值进行了估算,取得了丰富的研究成果^[2,3,9,10],但是研究尺度以大尺度为主,对流域尺度生态系统服务价值变化的研究还不够深入,尤其针对流域上中下游对比分析的案例尚不多见。

渭干河流域是新疆重要的粮棉主产区^[11],随着社会经济的快速发展,流域的土地利用开发强度开始加大,土地利用变化较为显著,能改变生态系统的结构、过程和功能,进而影响了流域生态系统服务。目前,对渭干河流域生态系统服务价值在土地利用方面的应用研究较多关注土地利用变化如何影响生态系统服务价值的空间变化和生态系统服务总价值结构变化^[12-13],但对渭干河流域分区进行探讨的研究较少。本文借鉴前人的研究方法与成果,选择渭干河流域为研究案例,基于流域的三期遥感影像数据,按流域的上中下游进行研究,分析了流域土地利用变化过程,并估算其生态系统服务价值,利用生态系统服务价值、生态系统单项功能的服务价值和敏感性指数,分析了流域生态系统服务价值的特征及其变化,以探讨流域土地利用变化对生态系统服

务价值的影响,为流域土地资源合理利用与区域生态环境保护提供科学依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区概况

渭干河流域地处天山山脉中段南麓、塔里木盆地北部,行政区属阿克苏地区,辖拜城县、新和县、库车县大部分、沙雅县大部分及温宿县部分区域,介于 $80^{\circ}10' \sim 83^{\circ}50'E$, $40^{\circ}50' \sim 42^{\circ}45'N$ 之间,流域总面积 $27\,849\text{ km}^2$ 。流域地域广阔,按地形地貌可分为北部山区、中部山间盆地和南部冲洪积平原三大地貌单元,北部山区为渭干河支流木扎提河、卡普斯浪河、台勒维丘克河、卡拉苏河和克孜尔河的发源地,在克孜尔水库汇集后流经拜城盆地横切却勒塔格出山,形成辐射状散流,经库车、新和、沙雅,最后消失于塔里木河北岸附近。根据渭干河流域水资源利用分区,克孜尔水库以上拜城、温宿两县范围为流域上游,库车、新和两县范围为中游,沙雅县范围为流域的下游(图1)。流域冬冷夏凉,昼夜温差大,气温年内变化也大,多年平均气温 7.5°C ,年均气温随高程增加而降低。多年平均降水量 $89.47 \times 10^8\text{ m}^3$,但降水时空分布不均,山区大于平原,降水量自北向南、自西向东递减,拜城县多年平均降水量达 $58.87 \times 10^8\text{ m}^3$,新和县仅 $4.10 \times 10^8\text{ m}^3$,除高山区外基本属干旱少雨的大陆性气候。流域水资源丰沛,多年平均水资源总量为 $38.29 \times 10^8\text{ m}^3$,主要分布在上游地区,且年内季节分配极不均匀,夏季水量多变化大,冬季水量小但较为稳定。近年随着人口增长与城镇化进程的加快,退耕还林等政策的实施,及气候和河川径流的变化,导致流域土地利用类型产生很大时空变化。

1.2 数据来源与预处理

本文利用 DEM 数据(分辨率为 $90\text{ m} \times 90\text{ m}$),基于分布式水文模型生成渭干河流域边界,并划分上中下游。所需的土地利用分类数据为地形图、地面实测数据、MSS、TM 和 ETM 影像。首先利用 Erdas 软件以地形图为参考对新疆 1990、2000 和 2008 年三期遥感影像进行几何纠正,重投影系统选用 Albers 投影。然后借助新疆县界矢量图、渭干河流域分区

图等辅助数据,在 Erdas、Photoshop、ArcGIS 等软件的支持下,对上述遥感影像进行裁剪、镶嵌、融合等处理,建立解译标志进行遥感影像的人机交互解译,精

度达到 96%,最后结合统计年鉴等相关资料,校对修正后得到三期可靠的渭干河流域土地利用类型数据。

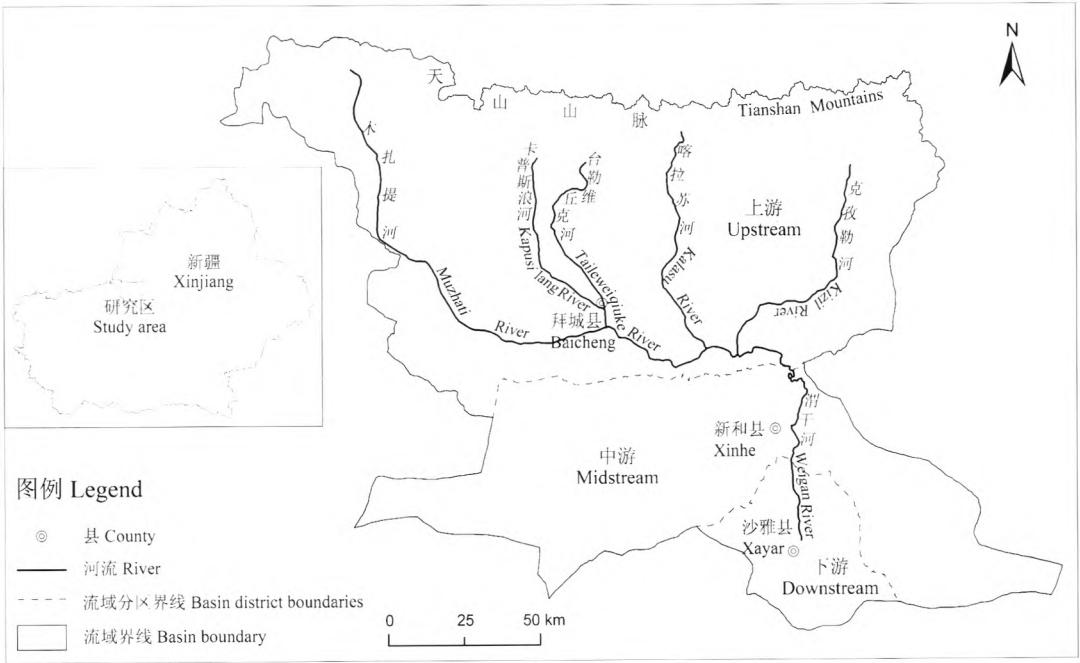


图 1 渭干河流域示意图

Fig.1 Sketch map of the Weigan River Basin

根据研究区土地资源特征与景观变化差异,参照中国《土地利用现状调查技术规程》和 Costanza、谢高地等人采用的土地分类系统^[4-5,14],将研究区土地利用类型划分为 7 个类别:耕地(水田、水浇地和旱地等)、林地(有林地、灌木林、疏林地和其他林地)、草地、建设用地(城乡居民用地与工矿交通用地等)、水域(河湖沟渠、水库坑塘、滩涂苇地等)、沼泽和未利用地(荒草地、盐碱地、沙地、裸土地、裸岩石砾地和永久性冰川积雪等)。

1.3 研究方法

1.3.1 土地利用变化动态指标 引入单一土地利用类型的净变化速度来描述渭干河流域各土地利用类型的动态变化。净变化速度反映研究期间某土地利用类型面积的年均变化速度,计算公式如下^[10]:

$$k = \left[T \sqrt{\frac{U_b}{U_a}} - 1 \right] \times 100\% \tag{1}$$

式中, k 为某一土地利用类型的净变化速度; U_a 、 U_b 分别为研究初期和末期某土地利用类型的面积; T 为研究时段。本文涉及的土地利用类型变化面积,均为净变化面积,不考虑土地类型的相互转入与转出。

1.3.2 生态系统服务价值计算方法 本文采用

Costanza 等提出的生态系统服务价值评估方法^[4]和谢高地等 2007 年基于 500 份调查问卷修订后的中国生态系统服务价值当量因子表^[8],估算流域的生态系统服务价值。根据历年阿克苏地区统计年鉴,渭干河流域 1990—2008 年平均粮食单产为 $5\,431.14\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,2008 年全国粮食平均收购价格为 $1.69\text{ 元}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[10],考虑到没有人力投入的自然生态系统提供的经济价值是现有单位面积农田提供的食物生产服务经济价值的 $1/7$ ^[8-9],得出渭干河流域一个当量因子的价格为 $1\,311.23\text{ 元}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。由当量因子价格和当量因子表,得出流域不同生态系统类型的生态价值系数(表 1)。

得出每种土地利用类型的单位面积生态服务价值系数后,运用 Costanza 等的计算方法分析各种土地利用类型的生态系统服务价值和单项功能的服务价值,计算公式为^[4,10,15]:

$$ESV = \sum A_k \times VC_k \tag{2}$$

$$ESV_k = A_k \times VC_k \tag{3}$$

$$ESV_f = \sum A_k \times VC_{fk} \tag{4}$$

式中: ESV (Ecosystem Service Value) 为生态系统服务总价值(元); ESV_k 为第 k 种土地利用类型的生态服务价值(元); A_k 为第 k 种土地利用类型的面积

(hm^2); VC_k (Value Coefficient) 为第 k 种土地利用类型的单位面积生态系统服务价值系数 ($\text{元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$); ESV_f 为生态系统第 f 项功能的服务价值 (元); VC_{fk} 为第 k 种土地利用类型所对应的生态系统第 f 项功能的服务价值系数 ($\text{元} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)。

表 1 渭干河流域不同土地利用类型的生态系统服务价值系数/(元·hm⁻²·a⁻¹)
Table 1 The value coefficient of different land-use types in the Weigan River Basin

土地利用类型 Land use type	林地 Forest	草地 Grassland	耕地 Farmland	沼泽 Marsh	水域 Water	未利用地 Unused	建设用地 Construction
食物生产 Food production	432.71	563.83	1311.23	472.04	694.95	26.22	0.00
原材料生产 Raw materials	3907.47	472.04	511.38	314.70	458.93	52.45	0.00
气体调节 Air conditioning	5664.52	1966.85	944.09	3160.07	668.73	78.67	0.00
气候调节 Climate conditioning	5336.71	2045.52	1271.89	17767.18	2701.14	170.46	0.00
水源涵养 Water source conservation	5362.94	1993.07	1009.65	17622.95	24611.81	91.79	0.00
废物处理 Waste disposal	2255.32	1730.83	1822.61	18881.73	19471.78	340.92	0.00
保持土壤 Soil conservation	5271.15	2937.16	1927.51	2609.35	537.60	222.91	0.00
维持生物多样性 Biodiversity protection	5913.65	2452.00	1337.46	4838.44	4497.52	524.49	0.00
提供美学景观 Aesthetic landscape	2727.36	1140.77	222.91	6149.67	5821.87	314.70	0.00
合计 Total	36871.82	15302.07	10358.73	71816.13	59464.33	1822.61	0.00

利用生态系统服务价值的动态度来描述一定时期内某种土地利用类型或区域生态系统服务价值的变化速度,用于比较各土地利用类型间或区域间生态系统服务价值变化的差异。计算公式如下^[15]:

$$d = \frac{ESV_b - ESV_a}{ESV_a} \times \frac{1}{T} \times 100\%$$

(5)

式中, d 为生态系统服务价值动态度; ESV_a 和 ESV_b 分别为研究初期和末期某一土地利用类型或区域的生态系统服务价值; T 为研究时段。 $d > 0$,生态系统服务价值有增加趋势, $d < 0$,生态系统服务价值有减少趋势, $d = 0$,生态系统服务价值不变。

1.3.3 敏感性分析方法 为了验证生态系统类型对各种土地类型的代表性和价值的准确性,也为了检验谢高地的生态系统服务价值系数是否适合本研究区,本文借用敏感性指数 CS (Sensitivity Coefficient)^[16-17] 来确定生态系统服务价值随时间的变化对于生态服务功能价值系数的依赖程度。本文将各类土地利用类型的价值系数分别调整 50%,来估算总生态系统服务价值的变化。如果 $CS > 1$,表明 ESV 相对于 VC 是富有弹性的;如果 $CS < 1$, ESV 则被认为是缺乏弹性。敏感性系数越大,表明生态系统服务价值系数的准确性越关键,过高或过低赋值的生态系统服务价值系数也很可能在很大程度上影响生态系统服务价值随时间变化的真实性。敏感性指数的计算公式如下:

$$CS = \left| \frac{(ESV_j - ESV_i)/ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik})/VC_{ik}} \right|$$

(6)

式中, ESV 、 VC 、 k 的含义同前; i 、 j 分别表示初始的

生态系统服务价值和生态价值指数调整后的价值。

2 渭干河流域土地利用时空变化分析

2.1 土地利用类型的时间演变

渭干河流域土地利用类型以草地和未利用地为主,研究期间二者所占比重分别在 34% 和 45% 以上,在流域总面积中占有绝对优势。沼泽、水域和建设用地所占比重均不到一个百分点,其中沼泽地面积最小(表 2)。整个研究期内,耕地、水域和建设用地面积逐渐增加,林地、草地和未利用地面积不断减少,沼泽面积先增后减,整体处于减少趋势。考察 1990—2008 年流域各土地利用类型的面积变化差异,耕地面积增加最多,达 88 185 hm^2 ,净变化速度也最大,为 1.40%;草地面积减少最多,达 60 652 hm^2 ,沼泽地由于所占比例小,虽然面积减少幅度较小,但其净变化速度较大,为 -1.01%。与 1990—2000 年相比,2000—2008 年林地、草地、耕地、水域和未利用地的面积变化方向保持不变,且变化速率大幅提高,净变化速度分别为前期的 3.5、5.6、4.6、12.3 和 4.9 倍;建设用地变化趋势一致,但净变化速度略有降低;沼泽地由增加变为减少,且净减少速度远大于前期的净增加速度。

2.2 土地利用变化的空间差异

分析流域不同分区的土地利用变化差异。1990—2008 年上、中、下游的耕地和建设用地面积均有所增加,草地和沼泽地面积均有所减少,其中中游的耕地面积增加最多,达 48 867 hm^2 ,净变化速度为 1.81%,下游地区次之,为 1.60%,上游仅为 0.67%;

建设用地则以上游地区增加最多,净变化速度为 1.15%,远大于中游和下游的 0.13% 和 0.09%;草地减少面积以中游地区为最大,达 31 915 hm²,下游地区次之,因下游的草地面积在研究初期相对较小,其净变化速度为流域最大,为 -1.56%;沼泽面积的变化中游最大,下游最小,上、中、下游的净变化速度分别为 -0.82%、-1.14% 和 -0.03%。林地、水域

和未利用地的变化趋势具有空间差异,上游地区的林地面积略有增加,中游、下游的林地面积则大幅减少,净变化速度分别为 0.01%、-1.65% 和 -3.74%;上、中游的水域面积增加,未利用地面积减少,下游地区则水域面积减少,未利用地面积增加,上、中游二者的面积变化均大于下游,但由于下游地区总面积较小,其净变化速度反而较大(表 3)。

表 2 1990—2008 年渭干河流域土地利用类型面积变化
Table 2 Changes of land use area in the Weigan River Basin during 1990—2008

土地利用类型 Land use type		林地 Forest	草地 Grassland	耕地 Farmland	沼泽 Marsh	水域 Water	未利用地 Unused	建设用地 Construction
面积 Area /hm ²	1990	117063	1029052	310756	8224	17172	1279017	23575
	2000	112417	1017750	328076	8572	17405	1276282	24356
	2008	100300	968400	398941	6849	19857	1265523	24987
面积变化 Area change /hm ²	1990—2000	- 4646	- 11301	17320	348	233	- 2735	781
	2000—2008	- 12116	- 49351	70865	- 1723	2452	- 10758	631
	1990—2008	- 16763	- 60652	88185	- 1375	2685	- 13493	1412
净变化速度 Net change speed /%	1990—2000	- 0.40	- 0.11	0.54	0.42	0.13	- 0.02	0.33
	2000—2008	- 1.42	- 0.62	2.47	- 2.77	1.66	- 0.11	0.32
	1990—2008	- 0.85	- 0.34	1.40	- 1.01	0.81	- 0.06	0.32

表 3 渭干河流域不同分区土地利用变化
Table 3 Changes of land use area in different zones of the Weigan River Basin

土地利用类型 Land use type		林地 Forest	草地 Grassland	耕地 Farmland	沼泽 Marsh	水域 Water	未利用地 Unused	建设用地 Construction
面积变化 Area change /hm ²	上游 Upstream	102	- 7491	13188	- 418	1960	- 8338	998
	中游 Midstream	- 9025	- 31915	48867	- 956	1249	- 8563	344
	下游 Downstream	- 7840	- 21245	26130	0	- 523	3408	71
净变化速度 Net change speed/%	上游 Upstream	0.01	- 0.06	0.67	- 0.82	1.14	- 0.05	1.15
	中游 Midstream	- 1.65	- 0.72	1.81	- 1.14	1.00	- 0.12	0.13
	下游 Downstream	- 3.74	- 1.56	1.60	- 0.03	- 1.54	3.78	0.09

3 渭干河流域生态系统服务价值特征分析

土地利用类型变化,尤其是生态价值系数较高的沼泽、水域、林地等土地类型的变化,将极大影响流域生态系统服务价值的变化。根据土地利用类型面积与不同土地类型的生态系统服务价值系数,计算不同年份渭干河流域的生态系统服务价值及其变化(图 2,表 4)。

3.1 生态系统服务价值的动态变化

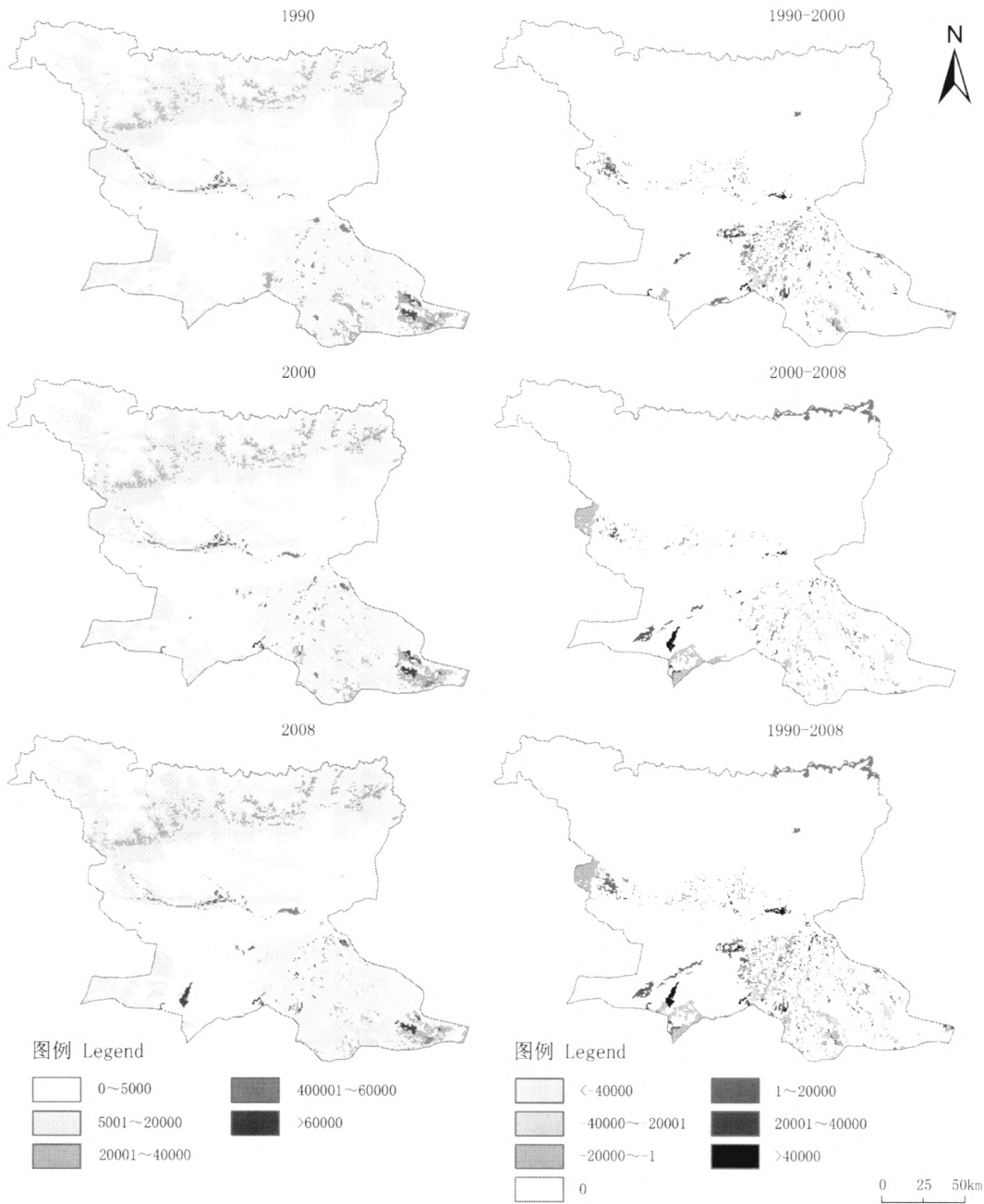
草地、林地和耕地是流域生态系统服务价值的主要构成部分,其中草地因面积比重较大,生态系统服务价值系数较高,在总生态系统服务价值中占绝对比重,1990、2000 和 2008 年所占比例分别为

57.84%、57.48% 和 55.65%。沼泽、水域和林地的生态系统服务价值系数远大于未利用地,三种土地类型的生态系统服务价值占流域总价值的比例远大于其面积所占比例,研究期间未利用地面积比例均大于 45%,但其生态系统服务价值比例均小于 9%(图 3)。

1990、2000 和 2008 年,流域总生态系统服务价值分别为 2 722 484 万元、2 709 389 万元和 2 662 851 万元,总体呈现下降趋势,18 年间减少了 59 633 万元,年均下降 0.12%。林地、草地、沼泽面积的减少,是流域生态系统服务价值损失的主要原因,耕地和水域面积的增加则在一定程度上补偿了生态系统服务价值的部分损失。不同时段流域的生态系统服务价值变化速度不同。1990—2000 年,流域生态系

统服务价值减幅最大的是林地,其次是草地,这一时期耕地、沼泽和水域面积均有所增加,削弱了流域总的生态系统服务价值的减少幅度,年均降幅为 0.05%。2000—2008 年,耕地、水域面积增加幅度大于前期,但林地、草地面积减少幅度也较大,且沼泽面积由前期的增加变为减少,流域总的生态系统服

务价值有较大幅度的减少,年均降幅 0.21% 是前期的 4 倍。整个研究期间,流域生态系统服务价值减幅最大的是沼泽,其次为林地,增幅较大的是耕地和水域,这说明流域整体的土地利用类型变化趋势是其他类型土地向耕地转变。



注:左图为不同年份流域生态系统服务价值的空间分布,右图为不同时段流域的生态系统服务价值变化的空间分布。
Note: The left maps show the spatial distribution of ecosystem service values in different years, and the right ones show the spatial distribution of changes of ecosystem service values during different periods.

图 2 1990—2008 年渭干河流域生态系统服务价值及其变化的空间分布
Fig.2 Spatial distribution of ecosystem service values and their changes in the Weigan River Basin during 1990—2008

表 4 1990—2008 年渭干河流域生态系统服务价值及其变化
Table 4 The ecosystem services value and their variations in the Weigan River Basin during 1990—2008

地类 Type	区域 Region	ESV/(10 ⁴ 元·a ⁻¹) Ecosystem service value			比例/% Proportion			动态度/% Dynamic degree		
		1990	2000	2008	1990	2000	2008	1990— 2000	2000— 2008	1990— 2008
林地 Forest	上游 Upstream	244561	245233	244938	15.02	14.99	14.96	0.03	-0.02	0.01
	中游 Midstream	128881	123734	95605	15.93	15.37	12.31	-0.40	-2.84	-1.43
	下游 Downstream	58191	45534	29282	20.36	16.97	11.76	-2.17	-4.46	-2.76
	合计 Total	431632	414501	369825	15.85	15.30	13.89	-0.40	-1.35	-0.80
草地 Grassland	上游 Upstream	1040552	1038205	1029089	63.92	63.45	62.84	-0.02	-0.11	-0.06
	中游 Midstream	401858	391204	353021	49.68	48.61	45.47	-0.27	-1.22	-0.68
	下游 Downstream	132252	127960	99742	46.27	47.68	40.06	-0.32	-2.76	-1.37
	合计 Total	1574662	1557369	1481852	57.84	57.48	55.65	-0.11	-0.61	-0.33
耕地 Farmland	上游 Upstream	107810	113220	121471	6.62	6.92	7.42	0.50	0.91	0.70
	中游 Midstream	132492	142649	183111	16.38	17.72	23.59	0.77	3.55	2.12
	下游 Downstream	81602	83976	108669	28.55	31.29	43.65	0.29	3.68	1.84
	合计 Total	321903	339845	413252	11.82	12.54	15.52	0.56	2.70	1.58
沼泽 Marsh	上游 Upstream	21772	22298	18770	1.34	1.36	1.15	0.24	-1.98	-0.77
	中游 Midstream	36947	39134	30079	4.57	4.86	3.87	0.59	-2.89	-1.03
	下游 Downstream	342	129	340	0.12	0.05	0.14	-6.22	20.38	-0.03
	合计 Total	59061	61561	49189	2.17	2.27	1.85	0.42	-2.51	-0.93
水域 Water	上游 Upstream	51450	56495	63104	3.16	3.45	3.85	0.98	1.46	1.26
	中游 Midstream	37888	37687	45312	4.68	4.68	5.84	-0.05	2.53	1.09
	下游 Downstream	12773	9315	9661	4.47	3.47	3.88	-2.71	0.47	-1.35
	合计 Total	102111	103497	118077	3.75	3.82	4.43	0.14	1.76	0.87
未利用地 Unused	上游 Upstream	161658	160685	160138	9.93	9.82	9.78	-0.06	-0.04	-0.05
	中游 Midstream	70804	70451	69243	8.75	8.75	8.92	-0.05	-0.21	-0.12
	下游 Downstream	653	1481	1274	0.23	0.55	0.51	12.67	-1.74	5.28
	合计 Total	233115	232616	230656	8.56	8.59	8.66	-0.02	-0.11	-0.06
建设用地 Construction	合计 Total	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
各地类合计 Total types	上游 Upstream	1627804	1636135	1637510	59.79	60.39	61.49	0.05	0.01	0.03
	中游 Midstream	808868	804858	776371	29.71	29.71	29.16	-0.05	-0.44	-0.22
	下游 Downstream	285812	268395	248969	10.50	9.91	9.35	-0.61	-0.90	-0.72
	合计 Total	2722484	2709389	2662851	100.00	100.00	100.00	-0.05	-0.21	-0.12

从单项生态系统服务价值看(表 5),流域提供的支持服务功能最大,调节服务功能次之,供给服务功能最小。对计算的 3 期单项生态系统服务价值取平均值,根据每种功能的服务价值对总生态系统服务价值的贡献程度进行排序,从高到低依次为保持土壤、维持生物多样性、水文调节、废物处理、气候调节、气体调节、提供美学景观、原材料生产和食物生产,其中食物生产和废物处理功能不断增加,其他功能则有所减少。流域耕地面积的快速增加,导致食物生产功能增长较快,年均增长率达 0.69%,到 2008 年食物生产功能超过了原材料生产功能。草

地和未利用地面积较大,而草地具有较高的保持土壤和维持生物多样性的功能,未利用地维持生物多样性的功能也较强,使得流域保持土壤和维持多样性的功能对总生态系统服务价值的贡献最大,分别达 16.72%和 16.17%。

3.2 生态系统服务价值的空间差异

流域上游的土地面积远大于中下游地区,其生态系统服务价值也在流域占有绝对比重,三个时期均占 60%左右,且呈现增长趋势。中游地区所占比重约 30%,略有下降,下游比例最小,且有较大幅度下降。上、中、下游林地、草地的生态系统服务价值

均呈下降趋势,且下游的降幅均为最大。草地的生态系统服务价值最大,上、中、下游均在各区域总生态系统服务价值中占有最大比重,其中上游所占比例最大,中游次之,林地的生态系统服务价值也占有较大比例。中下游地区耕地的生态系统服务价值具有较大比例,其中下游最大,且增加幅度也远大于中上游。下游地区的林地、草地面积大幅减少,是流域总生态系统服务价值下降的主要原因。

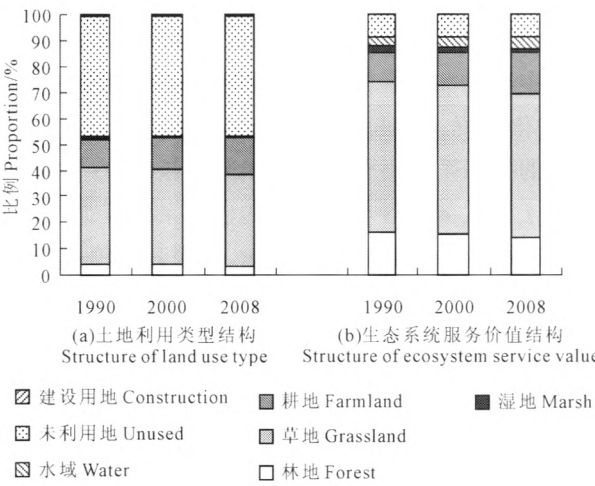


图 3 渭干河流域土地利用类型面积结构与生态系统服务价值结构

Fig.3 Structure of different land use types and ecosystem service values

表 5 渭干河流域 1990—2008 年单项生态系统服务价值/(10⁴ 元·a⁻¹)

Table 5 The individual ecosystem service values of the Weigan River Basin during 1990—2008

区域 Region	指标 Index	食物生产 Food production	原材料 生产 Raw materials	气体调节 Air conditioning	气候调节 Climate conditioning	水源涵养 Water source conservation	废物处理 Waste disposal	保持土壤 Soil conservation	维持生物 多样性 Biodiversity protection	提供美学 景观 Aesthetic landscape
上游 Upstream	ESV _t 1990	57928	68483	189659	210574	216388	204436	275780	271760	132797
	ESV _t 2008	59334	68877	189422	210418	220292	208308	275986	271989	132886
	ESV _t 变化 Change of ESV _t	1406	394	- 237	- 156	3903	3873	206	229	89
	动态度/% Dynamic rate	0.24	0.06	- 0.01	- 0.01	0.18	0.19	0.01	0.01	0.01
中游 Midstream	ESV _t 1990	34795	35087	88636	106124	112314	112014	130557	127900	61441
	ESV _t 2008	39032	32536	81574	99487	107356	113694	125472	120923	56298
	ESV _t 变化 Change of ESV _t	4237	- 2552	- 7062	- 6637	- 4958	1681	- 5085	- 6977	- 5144
	动态度/% Dynamic rate	1.22	- 0.73	- 0.80	- 0.63	- 0.44	0.15	- 0.39	- 0.55	- 0.84
下游 Downstream	ESV _t 1990	16046	14394	33563	36847	39046	37271	49096	42238	17312
	ESV _t 2008	17908	11657	27402	31556	31989	35685	43807	35830	13135
	ESV _t 变化 Change of ESV _t	1862	- 2736	- 6161	- 5290	- 7058	- 1586	- 5288	- 6408	- 4177
	动态度/% Dynamic rate	1.16	- 1.90	- 1.84	- 1.44	- 1.81	- 0.43	- 1.08	- 1.52	- 2.41
全流域 Total basin	ESV _t 1990	108769	117964	311857	353544	367749	353720	455433	441898	211551
	ESV _t 2008	116273	113070	298397	341461	359636	357687	445265	428742	202319
	ESV _t 变化 Change of ESV _t	7504	- 4894	- 13460	- 12083	- 8112	3967	- 10168	- 13156	- 9232
	动态度/% Dynamic rate	0.69	- 0.41	- 0.43	- 0.34	- 0.22	0.11	- 0.22	- 0.30	- 0.44

为分析不同区域的生态系统服务价值差异,分别计算上中下游的单位面积生态系统服务价值(表 6)。结果显示,下游的单位面积生态系统服务价值远大于中上游地区,中、上游的单位面积生态系统服务价值相差不大。这是因为下游的未利用地面积比重远小于中上游,而生态系统服务价值系数较高的林地面积比重则大于中上游。考察研究期间各区域单位面积生态系统服务价值的变化情况,由图 2 可知,1990—2008 年间,流域中下游的生态系统服务价值的变化较大,且均以减少为主,上游大部分区域因土地利用类型不变,其生态系统服务价值也没有变化,少数区域略有增加。1990 与 2000 年,中游地区的单位面积生态系统服务价值大于上游,到 2008 年则小于上游地区。因中上游的土地面积比重较大,对流域整体生态系统服务价值影响较大,流域三期的单位面积生态系统服务价值分别为 9776.03、9729.00 元·hm² 和 9561.89 元·hm⁻²,呈现减少趋势。

表 6 渭干河流域单位面积生态系统服务价值(元·hm⁻²)
Table 6 The ecosystem service values per unit area in the Weigan River Basin

区域 Region	1990	2000	2008
上游 Upstream	9283.66	9331.17	9339.01
中游 Midstream	9624.06	9576.35	9237.40
下游 Downstream	14965.20	14053.24	13036.09
渭干河流域 Weigan River Basin	9776.03	9729.00	9561.89

上游地区土地面积较大,各单项生态系统服务价值也最高。上、中、下游提供的食物生产功能均有所增加,其中中游和下游增长较快。与流域整体情况不同,上游地区提供的气候调节价值大于废物处理价值,下游的食物生产功能比原材料生产功能大。考察各单项服务价值的变化情况,上游的气体调节与气候调节价值略有下降,其他功能均有所增加,中游地区则除了食物生产和废物处理功能增加外,其他功能均有所减少,水域面积增加是中游废物处理功能增加的原因。下游仅食物生产功能增加,其他功能减少的速度远大于中上游地区。下游提供的美学景观价值与食物生产、原材料生产价值之间的差距小于流域平均,林地和水域面积的减小导致美学景观价值降幅最大,到 2008 年甚至远小于食物生产功能,林地面积的大幅减少也导致其原材料生产功能减少速率较大。

3.3 敏感性分析

根据敏感性指数的计算公式(6),估算出敏感性

指数(表 7)。结果表明,流域所有土地利用类型生态系统服务价值系数的敏感性指数(CS)均小于 1,这说明生态系统服务价值对生态价值系数缺乏弹性,即使价值系数具有不确定性,但流域生态系统服务价值的估算仍是稳健的。沼泽的 CS 值最小,为 0.02,即当沼泽的生态价值系数增加 1%时,流域总的生态系统服务价值仅增加 0.02%。草地因面积较大,其在流域总生态系统服务价值中的贡献最大,敏感性指数 CS 也最大,为 0.56—0.58;林地和耕地的价值系数较大,CS 值次之;未利用地面积大于草地,但因其价值系数较低,导致 CS 值较小。研究期间各类型土地的 CS 值变化趋势与各自面积的变化趋势基本一致,年际变化不明显,由于耕地面积增加较大,其 CS 值变化较为明显。

进一步分析生态价值系数的变化对生态系统服务价值变化的影响。不同土地类型的生态价值系数增减 50%,1990—2008 年流域生态系统服务价值的变化率从 0.48%到 4.11%,均与生态价值系数调整前的变化率 2.19%相差不大,这说明生态价值系数对生态系统服务价值的变化影响较小,也反映生态系统服务价值相对于价值系数是稳健的。

4 结论与讨论

本文将地理数学方法与遥感、GIS 相结合,对渭干河流域近 20 年来的土地利用变化情况和生态系统服务价值进行分析,不仅有利于评价环境变化问题,而且有助于土地利用规划与决策。通过研究主要得出以下结论:

- 1) 草地和未利用地是渭干河流域的主要土地类型,研究期内各种土地利用类型变化显著,中、下游土地利用变化比上游剧烈;耕地、水域和建设用地逐渐增加,林地、草地和未利用地不断减少,沼泽面积先增后减;其中耕地面积增加最多、净变化速度最大,林地、水域和未利用地的变化趋势极具空间差异性。
- 2) 1990—2008 年流域生态服务价值总体呈下降趋势,单位面积生态系统服务价值也呈现减少趋势,林地、草地、沼泽面积减少是生态系统服务价值损失的主要原因,生态系统服务价值对土地利用变化表现出了较强的敏感性;流域提供的支持服务功能最大,其中草地面积较大且具有较高的保持土壤和维持生物多样性功能,耕地面积增加导致其生态系统服务价值增幅较大,食物生产功能也有较快增长。

表 7 调整价值系数后总生态系统服务价值变化及敏感性指数

Table 7 Changes of total ecosystem service values (ESV) and coefficients of sensitivity (CS)
after adjusting value coefficients.

地类 Type		ESV 变化百分比 Percentage of ESV change/ %			敏感性指数 Sensitivity coefficients			1990—2008 年 ESV 变化 Change of ESV during 1990—2008	
		1990	2000	2008	1990	2000	2008	变化量 /(10 ⁴ 元·a ⁻¹) Amount of change	变化率 Rate of change / %
林地 Forest	VC + 50%							- 90537	- 3.08
	VC - 50%	7.93	7.65	6.94	0.1585	0.1530	0.1389	- 28729	- 1.15
草地 Grassland	VC + 50%							- 106038	- 3.02
	VC - 50%	28.92	28.74	27.82	0.5784	0.5748	0.5565	- 13228	- 0.68
耕地 Farmland	VC + 50%							- 13959	- 0.48
	VC - 50%	5.91	6.27	7.76	0.1182	0.1254	0.1552	- 105307	- 4.11
沼泽 Marsh	VC + 50%							- 64569	- 2.35
	VC - 50%	1.08	1.14	0.92	0.0217	0.0227	0.0185	- 54697	- 2.03
水域 Water	VC + 50%							- 51650	- 1.86
	VC - 50%	1.88	1.91	2.22	0.0375	0.0382	0.0443	- 67616	- 2.53
未利用地 Unused	VC + 50%							- 60863	- 2.14
	VC - 50%	4.28	4.29	4.33	0.0856	0.0859	0.0866	- 58403	- 2.24
建设用地 Construction	VC ± 50%	0	0	0	0	0	0	- 59633	- 2.19

3) 渭干河流域的生态系统服务价值变化在空间上表现出较大差异性,中、下游生态系统服务价值的变化较大,均以减少为主,上游则变化较小;各区域草地和林地的生态价值均有所下降,下游降幅最大。

4) 经敏感性分析,流域各土地利用类型生态系统服务价值系数的敏感性均小于 1,说明本文所选用的生态系统服务价值系数比较合理,估算结果是可信的。

从确定技术路线到最后得出的结论,整个研究过程尽量体现科学、客观的原则,但是由于知识水平和客观条件的局限性,本次研究存在一些不足和有待进一步深入研究:

- 1) 在类型划分中,将园地都划分在耕地以内,而实际上果园与林地的生态服务功能相近,不够合理;耕地大量使用农药化肥等,没考虑对土壤的负面影响;建设用地的价值系数被定为 0,忽略了其空气污染、水污染、固体废弃物污染等的负面效应;这些因素均导致生态系统服务价值系数具有不确定性。
- 2) 本文将流域划分为上、中、下游,但实际上上游地区不同支流的径流量差异、距离县城的远近均影响区域的生态系统服务价值,文中没有考虑这些因素,需进一步探讨。

- 3) 中下游地区经济快速发展,但生态系统服务价值持续下降,社会经济发展与生态环境保护之间的矛盾如何协调,值得进行深入研究。
- 4) 在未来的研究中,应尝试细化流域分区,探讨径流量、城市化进程和经济发展水平与生态系统服务价值之间的关系。

参 考 文 献:

[1] Daily GC ed. Nature's Service: Societal Dependence on Natural Ecosystems[M]. Washington DC:Island Press.

[2] 赵景柱,徐亚骏,肖 寒,等.基于可持续发展综合国力的生态系统服务评价研究:13 个国家生态系统服务价值的测算[J].系统工程理论与实践,2003,(1):121-127.

[3] 岳书平,张树文,闫业超.东北样带土地利用变化对生态服务价值的影响[J].地理学报,2007,62(8):879-886.

[4] Costanza R, d' Arge R, De Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and nature capital[J]. Nature, 1997, 387:253-260.

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

[6] 欧阳志云,王如松,赵景柱.生态系统服务功能及其生态经济价值评价[J].应用生态学报,1999,10(5):635-640.

[7] 宗跃光,陈红春,郭瑞华,等.地域生态系统服务功能的价值结构分析——以宁夏灵武市为例[J].地理研究,2000,19(2):148-155.

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

[9] 肖 玉,谢高地,安 凯.莽措湖流域生态系统服务功能经济价值变化研究[J].应用生态学报,2003,14(5):676-680.

[10] 周德成,罗格平,许文强,等.1960—2008 年阿克苏河流域生态系统服务价值动态[J].应用生态学报,2010,21(2):399-408.

[11] 满苏尔·沙比提,阿布拉江·苏莱曼.渭干河—库车河三角洲绿洲农业气象灾害及减灾对策分析[J].自然灾害学报,2002,11(4):90-95.

[12] 张 飞,塔西甫拉提·特依拜,丁建丽,等.塔里木盆地北缘绿洲土地利用与生态系统服务价值的时空变化研究——以渭干河—库车河三角洲绿洲为例[J].中国沙漠,2009,29(5):933-941.

[13] 满苏尔·沙比提,楚新正.新疆渭干河—库车河三角洲绿洲土地利用时空变化特征分析[J].干旱地区农业研究,2007,25(4):12-18.

[14] 刘纪远.中国资源环境遥感宏观调查与动态研究[M].北京:中国科学技术出版社,1996:171-188.

[15] 胡和兵,刘红玉,郝敬锋,等.城市化对流域生态系统服务价值空间异质性的影响——以南京市九乡河流域为例[J].自然资源学报,2011,26(10):1715-1725.

[16] Kreuter U P, Harris H G, Matlock M D, et al. Change in ecosystem service values in the San Antonio area[J]. Ecological Economics, 2001,39:333-346.

[17] 王宗明,张 柏,张树清.吉林省生态系统服务价值变化研究[J].自然资源学报,2004,19(1):55-61.

(上接第 213 页)

3 小结与讨论

本文提出了地下水脆弱性评价的新方法——基于 W-F 拓广定律的概率神经网络法,利用 W-F 拓广定律确定地下水脆弱性评价的标准,根据概率神经网络法进行地下水脆弱性评价结果分类。前者基于心理物理学原理,能科学地反映各类别的突变,避免了确定地下水脆弱性评价标准过程中的主观性,且评价范围更广,可适用于地下水水质及水量脆弱性评价;后者避免了以往地下水脆弱性评价分类过程中的主观性。本文将二者结合用于西安市潜水水质和水量的脆弱性评价,结果表明基于 W-F 拓广定律的概率神经网络法的地下水脆弱性评价结果合理、可靠,符合实际情况。本文只对潜水水质和水量脆弱性进行了评价,该方法还可进行承压水水量和水质脆弱性评价,只是在评价指标的选取上要选择与承压水相关性强的指标,其他步骤与本文潜水脆弱性评价的步骤相同。综上所述,基于 W-F 拓广定律的概率神经网络法能避免以往的地下水脆弱性评价过程中的主观性和局限性,评价结果可靠,评价范围广,极具推广价值。

参 考 文 献:

[1] 张 强,林玉石.青木关岩溶槽谷地下水含水层固有脆弱性评

价[J].地球与环境,2011,39(4):523-530.

[2] 周维博,马 艳,董艳慧,等.西安市水资源可持续开发利用程度模糊综合评价[C]//变化环境下的水资源响应与可持续利用——中国水利学会水资源专业委员会 2009 学术年会论文集.大连:大连理工大学出版社,2009:441-447.

[3] 李砚阁,雷志栋.地下水系统保护研究[M].北京:中国环境科学出版社,2008:81-82.

[4] 郑西来,吴新利,荆 静.西安市潜水的潜在性分析与评价[J].工程勘察,1997,4(7):22-24.

[5] 范 琦,王贵玲,蔺文静,等.地下水脆弱性评价方法的探讨及实例[J].水利学报,2007,38(5):601-605.

[6] 孟宪明,束龙仓,卢耀如.基于熵权的改进 DRASTIC 模型在地下水脆弱性评价中的应用[J].水利学报,2001,38(1):94-99.

[7] 王国利,周惠成,杨 庆.基于 DRASTIC 的地下水易污染性多目标模糊模式识别模型[J].水科学进展,2000,11(2):173-179.

[8] Antonakos A K, Lambrakis N J. Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model, an example from NE Korinthia, Greece [J]. Journal of Hydrology, 2007,333:288-304.

[9] 姜桂华,王文科,乔小英,等.关中盆地地下水特殊脆弱性及其评价[J].吉林大学学报(地球科学版),2009,39(6):1106-1116.

[10] 董艳慧,周维博,赖坤容,等.基于概率神经网络的西安地区地下水水质评价[J].自然资源学报,2009,24(4):737-742.

[11] 李柞泳,彭荔红.基于韦伯-费希纳拓广定律的环境空气质量标准[J].中国环境监测,2003,19(4):17-19.

[12] 陈永灿,陈 燕,郑敬云,等.概率神经网络水质评价模型及其对三峡近坝水域的水质评价分析[J].水力发电学报,2004,23(3):7-12.