

汉江流域生态系统服务权衡与协同关系演变

高艳丽 李红波 侯蕊¹

(华中农业大学 公共管理学院, 湖北 武汉 430070)

【摘要】: 汉江流域是我国南水北调工程的水源地,也是国家重要的生态功能区,定量分析其生态系统服务关系对协调区域发展与保护环境有重要意义。综合利用 RS 与 GIS 技术对该区域 2000~2015 年的土壤保持、碳储量与食物供给服务进行空间制图,并基于空间采样法对 3 种生态系统服务间的权衡与协同关系进行研究。结果表明:(1)在 2000~2015 年,汉江流域土壤保持量在波动中下降,高值区位于汉江上游林地、草地交叉分布区域,低值区位于汉江中下游林地、耕地等单一聚集地类区;碳储量年际变化较小,其高低值分布与土壤保持量基本相同;食物供给量增长迅速,高值区位于中下游的平原区,低值区位于上游的山地和盆地区。(2)在权衡与协同分析中,碳储量与食物供给、土壤保持与食物供给之间以权衡关系为主,而碳储量与土壤保持以协同关系为主,各生态系统间权衡与协同关系存在空间异质性。(3)空间热点制图显示,2000~2015 年 0 类服务热点区占比减少,主要地类为草地;1 类服务热点区占比最大且呈增加趋势,主要地类为耕地,生态服务类型以食物供给为主;2 类服务热点区有所减少,多分布在上游林地区域,服务类型为碳储存和土壤保持;3 类服务热点区占比很少。该研究结果对揭示生态系统服务之间的区域差异有重要作用。

【关键词】: 汉江流域 碳储量 食物供给 土壤保持 权衡与协同 RS 与 GIS 技术

【中图分类号】: X37 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2020)07-1619-12

自千年生态系统评估项目实施以来,生态系统服务与人类福祉的相互关系研究已成为生态学的研究热点和前沿^[1,2]。生态系统服务是指自然生态系统为人类提供的直接或间接的各种益处^[3],包括水源涵养、土壤保持、水质净化、食物供给等。各生态系统之间存在着复杂的相互关系^[4],一般表现为此消彼长的权衡关系和相互增益的协同关系^[5]。厘清生态系统服务间权衡与协同关系的空间异质性,对提高区域可持续发展和推进生态文明建设具有重要意义。

近年来,国内外学者运用多种方法对不同区域不同尺度的生态系统服务权衡与协同关系进行研究。其中 Braun 等^[6]对瑞士 2004~2014 的碳排放监管、土壤保持、空气质量等生态系统服务进行评估,发现所有生态系统组合间都存在由弱到强的协同作用。Howe 等^[7]通过对 2000~2013 年研究生态系统服务关系的文献进行梳理,发现研究结果中生态系统服务关系的权衡效应几乎是协同效应的 3 倍。武文欢等^[8]和钱彩云等^[9]分别探究了鄂尔多斯市和甘肃白龙江流域的食物供给、碳储存、产水量及土壤保持 4 种生态系统之间的关系,发现相同生态系统服务在不同区域的权衡协同关系存在差异。戴尔阜等^[10]认为,这种差异是由于区域景观类型与社会经济条件的不同造成的。区域资源禀赋及社会经济水平的不同,造成生态系统服务的供给需求能力与相互作用关系不同^[11]。还有学者对陕西关中盆地^[12]、石羊河流域^[13]、关中-天水经济区^[14]、干旱内陆河流域^[15]等区域生态系统服务关系进行研究,但研究区域多位于西部干旱半干旱区,研究结果不具有普适性。在研究方法方面,包蕊等^[16]基于多目标线性规划对甲积河流域的生态系统服务权衡进行优化。陈登帅等^[17]利用 CA-Markov 模型预测未来情境下的土地利用变化,并基于此情景引入生产可能性边界方法,对生态系统服务进行权衡与协同分析。李晶等^[18]运用相关系数与空间制图的方法对关中-天水经济区的生态系统服务权

作者简介: 高艳丽(1992-),女,博士研究生,研究方向为土地资源经济与可持续发展.E-mail:993644408@qq.com;李红波.E-mail:lih20132013@163.com。

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(41871179;71774064);中央高校基本科研业务费专项资金资助项目(2662018YJ006)。

衡协同关系进行了分析。

目前国内学者对生态系统服务权衡与协同关系的研究尚处于起步阶段, 现有研究多为生态系统服务权衡与协同关系的定量分析研究。在研究尺度上, 虽然已经涵盖国家、地区和流域尺度, 但不同尺度上获得的权衡协同关系往往存在较大差异。在研究方法上, 多用情景模拟与相关关系方法进行研究。在研究区域中, 大多学者都是针对我国干旱和半干旱地区, 而对湿润与半湿润地区的关注度还不够, 干旱区中的研究成果是否适用于湿润区还有待检验。因此, 本文选取湿润半湿润区的典型代表——汉江流域为研究对象, 以此来补充湿润区生态系统服务关系的研究案例。

汉江流域为长江第一大支流, 其自身经济总量在长江流域中举足轻重。随着长江经济带城镇化进程推进和南水北调工程实施, 汉江流域生态环境遭到严重威胁, 汉江上游植被退化, 中下游地下水位下降, 整个流域水土保持能力受损。这一系列生态问题又反过来制约当地的经济的发展。目前研究汉江流域生态系统服务的文章都只是针对单一生态系统服务的时空特征进行分析^[19~22], 而对各系统之间关系的研究很少。因此, 本文结合汉江地域特征, 选取食物供给服务、土壤保持服务以及更具代表性的碳储量服务来综合探究整个汉江流域 2000~2015 年生态系统服务时空特征及权衡与协同关系。通过建设汉江生态经济带, 优化资源开发利用, 发挥流域内资源优势, 为长江经济带的发展提供强有力的支撑。

1 研究区概况与数据来源

1.1 研究区概况

汉江起源于陕西省汉中市宁强县、干流流经陕西、河南、湖北三省, 于湖北省武汉市注入长江, 全长约 1577km, 流域面积 $15.9 \times 10^4 \text{ km}^2$, 约占长江流域总面积的 9.2%, 是长江第一大支流。流域地势西高东低, 属于亚热带季风性气候。整个流域分为 3 部分, 从宁强县到丹江口为上游段, 地形峡谷盆地相间, 地类以林地和草地相间分布为主, 有少量耕地穿插其中, 上游是南水北调中线工程的水源区、紧邻中国南北分界线“秦岭-淮河线”, 是国家一级水源保护区; 丹江口至钟祥市为中游段, 地形为丘陵盆地, 地类以林地和耕地为主; 钟祥市到武汉市为下游段, 属于江汉平原的一部分, 土地利用类型以耕地为主, 也是长江流域的粮食主产区。粮食供给服务在中下游的生态系统服务中占据重要地位。汉江流域也是长江经济带的重要组成部分, 起着连南接北、承东启西的纽带作用。随着经济发展、工程实施及人类活动的持续干扰, 汉江流域水质退化, 山地灾害频发, 人与自然矛盾加深, 区域可持续发展面临威胁。

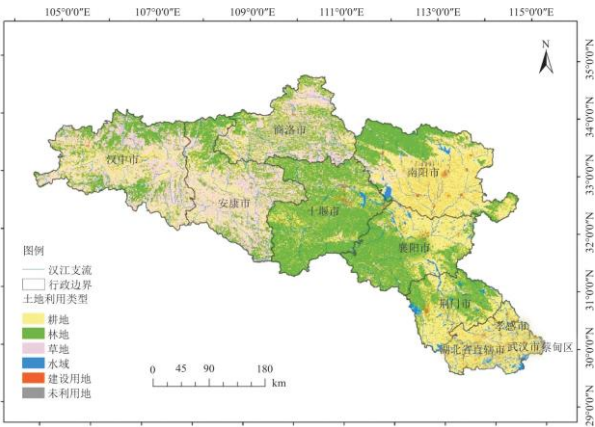


图 1 汉江流域位置图

1.2 数据来源

本文数据主要包括：(1)土地利用分类数据：来源于地理空间数据云 (<http://www.giscloud.cn/>) Landsat 5 TM(2000、2005、2010 年)和 Landsat 8 OLI(2015 年)四期影像，之后用 ENVI5.1 进行人工解译，得到满足制图需要且空间分辨率为 30m 的土地利用分类图。(2)气象观测数据，选取 2000、2005、2010 和 2015 年汉江流域 63 个气象站点的日降雨量数据，来自中国气象数据网 (<http://data.cma.cn/>)。(3)土壤数据：来自世界土壤数据库 (HWSD) 的中国土壤数据集 (v1.1)，分辨率为 1km(<http://westdc.westgis.ac.cn/>)。(4)NDVI 数据：来自中国科学院资源环境科学数据中心，分辨率为 1km(<http://www.resdc.cn/>)。(5)DEM 数据：采用 ASTER Global Digital Elevation Model (ASTERGDEM) 数据，来自地理空间数据云，分辨率为 30m(<http://www.giscloud.cn/>)。(6)食物总产值来源于《湖北省统计年鉴》、《陕西省统计年鉴》和《河南省统计年鉴》。将所有数据统一到 WGS_1984_UTM_Zone_49N 投影坐标系下再进行计算。

2 研究方法

2.1 土壤保持服务

本文采用通用土壤流失方程 (RUSLE) 对汉江流域的土壤保持量 (Soil conservation, SC) 进行测算，计算公式如下：

$$SC = R \cdot K \cdot LS \cdot (1 - P \cdot C) \quad (1)$$

式中：SC 为土壤保持量，t/(hm²·a)；R 为降雨侵蚀力因子，MJ·mm/(hm²·h·a)，根据 Wischmeier^[23] 等提出的月尺度公式计算汉江流域的多年平均降雨侵蚀力；K 为土壤可蚀性因子，t·hm²·h/(hm²·MJ·mm)，采用 Williams 等^[24] 提出的方法，根据土壤有机碳数据和土壤颗粒组成数据计算 K 因子；C 为植被覆盖和管理因子，根据蔡崇法等^[25] 建立的植被覆盖度与 C 值的关系来计算 C 因子；P 为工程措施因子，参考已有研究^[15, 26]，建设用地和水域取 0，耕地取 0.4，其余用地类型为 1；LS 为坡度坡长因子利用汉江流域 DEM(Digital Elevation Model) 数据和 Arcgis 软件提取坡度坡长因子。

2.2 碳储量测算

碳储量一般包含两部分，即植被碳储量(地上生物量、地下生物量和死亡有机质)与土壤碳储量，由于数据获取的限制性，本文计算不考虑死亡有机质碳库。碳储量计算原理为：

$$C = C_{above} + C_{below} + C_{dead} + C_{soil} \quad (2)$$

式中：C 为碳储量，t/(hm²·a)；C_{above} 为地上碳储量，t/(hm²·a)；C_{below} 为地下碳储量，t/(hm²·a)；C_{dead} 为死亡有机质碳储量，t/(hm²·a)；C_{soil} 为土壤碳储量，t/(hm²·a)。

模型中的碳库表是根据张优^[27]、杨晓菲^[28]、Alam 等^[29] 的研究，通过利用研究区年均温数据和年均降雨量数据对全国^[27, 30] 碳密度表进行修正得到汉江流域碳密度表，具体修正公式如下：

$$C_{SP} = 3.3968 \cdot MAP + 3.3996.1 \quad (R^2 = 0.11) \quad (3)$$

$$C_{BP} = 6.798 \cdot e^{0.0054 \cdot MAP} \quad (R^2 = 0.70) \quad (4)$$

$$C_{BT} = 28 \cdot MAT + 398 \quad (R^2 = 0.47, P < 0.01) \quad (5)$$

式中: C_{SP} 表示根据年降水量得到的土壤碳密度 (kg/m^2); C_{BP} 、 C_{BT} 分别表示根据年降水量和年均温得到的生物量碳密度 (kg/m^2); MAP 表示年均降水量 (mm); MAT 表示年均气温 ($^{\circ}C$)。

分别将汉江流域和全国的年降水量和年均温带入 (3)~(5) 式, 两者之比求得碳密度修正系数, 全国的碳密度数据与修正系数的乘积即汉江流域碳密度数据。通过查阅文献和计算得到全国和汉江流域的年均降水量分别为 628mm/861.55mm, 年均温分别取值 $9^{\circ}C/14.28^{\circ}C$ 。通过上述计算得到汉江流域的碳密度表如下, 利用汉江流域碳密度表通过 InVEST 模型完成碳储量的计算。

2.3 食物供给服务

食物供给是生态系统中最基础的供给服务, 它对人类发展有至关重要的作用。然而, 食物不仅仅指粮食作物, 还包括肉、奶、蛋、水产品等一系列为人类生存提供能量的物品。为全面的评估汉江流域的食物供给能力, 本文以单位面积上的食物总产值来表征食物供给能力^[31~33]计算公式如下:

表 1 汉江流域碳密度表(单位: kg/m^3)

土地利用类型	地上生物量碳密度	地下生物量碳密度	土壤碳密度
耕地	13.65	34.96	12.24
林地	18.37	50.21	13.93
草地	14.99	37.47	11.29
水域	0	0	0
建设用地	0	0	8.81
未利用地	5.20	0	8.02

$$N_i = \sum N_{ij} = \sum \frac{F_{ij}}{S_{ij}} \tag{6}$$

式中: i 表示不同行政区; j 表示不同土地利用类型; N 表示不同行政区中不同土地利用类型单位面积上的食物总产值; F 表示不同行政区中不同土地利用类型上的食物总产值; S 表示不同行政区中不同土地利用类型的面积。食物供给数据来源于各省市统计年鉴, 其中农业总产值对应耕地面积, 林业总产值对应林地面积, 牧业总产值对应草地面积, 渔业总产值对应水域面积。

2.4 权衡与协同关系的分析方法

2.4.1 相关系数法

为了揭示汉江流域生态系统服务之间的权衡协同关系, 本文以汉江流域 3 种生态系统服务栅格图为基础, 基于像元测算生态系统服务间的相关关系。对 2000~2015 年各生态系统服务值进行分区采样, 设置采样点距离为 10km, 再将采样点导出到 Stata 软件中进行相关性分析。若两种生态系统服务的相关系数在 5% 的显著水平上为正, 则认为两者之间存在显著的协同关系。若相关系数为负, 则存在显著的权衡关系^[34]。

2.4.2 权衡协同度法

为更好的评估生态系统间权衡与协同关系, 本文采用能够反应各生态系统服务间相互作用方向和程度的权衡协同度模型进行量化计算^[35]。

式中: $ESTD_{ij}$ 表示第 i, j 生态系统服务权衡协同度; ESC_{ib}, ESC_{ia} 分别为第 i 种生态系统在时刻 b 和时刻 a 得变化量; ESC_{jb}, ESC_{ja} 分别为第 j 种生态系统在时刻 b 和时刻 a 的变化量; 当 $ESTD$ 为正值时, 表明两种生态系统为权衡关系, 当 $ESTD$ 为负值时, 表明两种生态系统为协同关系; $ESTD$ 的绝对值为第 i 种生态系统服务相较于第 j 种生态系统服务的变化程度。

3 结果分析

3.1 生态系统服务时空格局变化特征

本文通过运用前文所述模型, 对汉江流域 2000~2015 年的土壤保持量、碳储量和食物供给量进行计算, 结果如下(图 2~5)所示。

汉江流域土壤保持总量多年平均值为 $1.63 \times 10^{13} \text{ t}$ 。从时间变化来看, 土壤保持量出现先增加后减少的波动状态, 2000~2010 年持续增加, 在 2015 年明显下降, 且高值区出现由中游向上游移动的现象, 这是由于南水北调中线工程在 2014 年完工后, 汉江流域中下游水量减少, 水质退化, 植被生长受到影响, 导致土壤保持量降低; 从空间特征来看, 在上中游林地、草地交叉分布的地类中土壤保持能力较强, 而中下游的耕地、水域等单一地类聚集区域的土壤保持能力低, 这说明生物多样性能提高区域的土壤保持量。土壤保持能力较高的为汉江上游的安康市、十堰市, 其次是汉中市和商洛市, 这些区域地处汉江上游, 地势高, 多为林地和草地相间分布, 植被覆盖率高, 水土保持能力强。而汉江中下游地区的襄阳市、荆门市和仙桃市等区域, 下游地区地势低平, 多为耕地、水域和建设用地, 土壤易受到侵蚀, 土壤保持能力较低。

汉江流域碳储量在逐年下降, 单位面积年平均值由 2000 年的 666.65 t/hm^2 下降到 2015 年的 660.91 t/hm^2 , 总碳储量多年平均值为 664.01 t/hm^2 , 年际变化差异较小。碳储量高值区和低值区在空间上的分布与土壤保持量基本相同, 高值区位于上游的汉中市、安康市、商洛市和十堰市, 这类区域土地类型以林地和草地为主, 有机物积累较多, 因此碳储量高。低值区主要分布在汉江流域的中下游, 如南阳市、襄阳市东北部、荆门市、孝感市等, 这类区域是平原地区、土地类型主要为耕地、水域以及建设用地, 土地发展受人为因素影响较大, 有机物积累少, 所以碳储量较低。

汉江流域食物供给价值从 2000 年的 $478971.22 (10^4 \text{ 元/km}^2)$ 增长到 2015 年的 $1572406.04 (10^4 \text{ 元/km}^2)$, 共增长了 2.28 倍。从时空变化上看, 食物供给高值区位于中下游的平原区, 主要分布在南阳市、荆门市和湖北省直辖市(包括仙桃市、天门市、潜江市, 以下统称为“湖北省直辖市”), 这些区域地势平坦、水分充足, 是汉江流域的粮棉油生产基地; 粮食低值区则位于汉江上游的山地和盆地区、该区域水土基础薄弱, 各地类生产总值较小。但随着经济发展, 农业生产技术水平提高, 汉江上游地区的粮食产值逐年增长。此外, 国家在 2003 年实施退耕还林还草政策, 也使得上游区域食物总产值增加。食物供给的高值区分布在南阳市、十堰市和商洛市三市相交的牧区, 以及湖北省的各大水域。耕地的食物供给值普遍高于其他用地类型(图 5)。

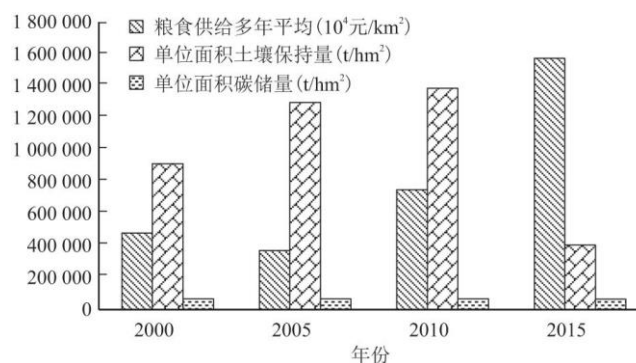


图2 三种生态系统单位面积值

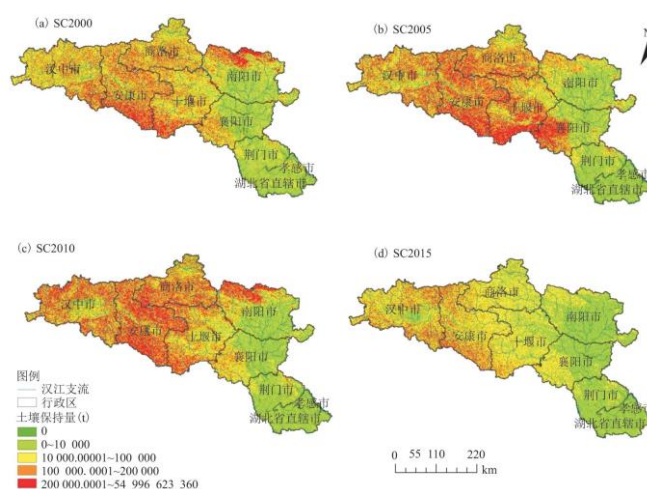


图3 汉江流域土壤保持量

3.2 生态系统服务权衡与协同关系

3.2.1 相关性分析

运用 Stata 软件,对整个汉江流域碳储量、土壤保持与食物供给 3 个生态系统服务两两之间的相关关系进行分析,结果如表 2 所示。碳储量与食物供给、食物供给与土壤保持之间的相关系数显著为负,说明这两对生态系统服务间存在显著的权衡关系,但两对生态系统服务间的权衡系数都在降低;碳储量与土壤保持之间相关系数显著为正,说明两者之间存在显著的协同关系,其协同系数也呈现减少趋势,这说明各生态系统服务之间存在相互影响作用。从 3.1 节中生态系统服务的时空特征分布可知,碳储量高的区域,其土地利用类型为林地和草地、碳储量低的用地类型为耕地、水域和建设用地,这与食物供给高低值分布区刚好相反,与土壤保持的高低值分布区基本相同,所以碳储量与食物供给和土壤保持分别为权衡关系和协同关系,与上述结果相符。而食物供给的高低值分布区与土壤保持的相反,两者之间为权衡关系。

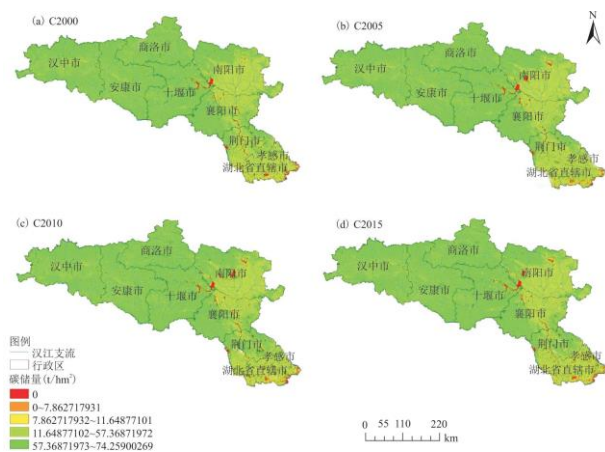


图 4 汉江流域碳储量

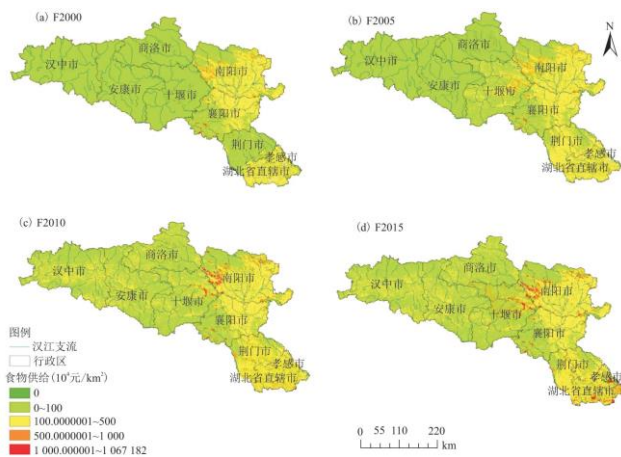


图 5 汉江流域食物供给量

表 2 汉江流域生态系统间的相关系数

相关系数	碳储量-食物供给	碳储量-土壤保持	食物供给-土壤保持
2000	-0.70*	0.35*	-0.30*
2005	-0.69*	0.36*	-0.31*
2010	-0.72*	0.32*	-0.25*
2015	-0.36*	0.31*	-0.18*

3.2.2 不同地类的权衡协同度分析

为了进一步测度生态系统服务间的权衡与协同关系, 基于 GIS 技术对两两生态系统间的权衡协同度进行空间分析, 并对像元进行统计, 结果如图 6 所示。

土壤保持与食物供给在空间上存在权衡关系的像元占比 81.11%,说明整个汉江流域的土壤保持与食物供给呈权衡关系,但这种关系存在显著的地域差异。其中以协同关系为主的地区分布在南阳市东北部、湖北省直辖市及武汉市蔡甸区,并零星分布在汉江中游的十堰市,其余区域均以权衡关系为主;汉江上中游地区林地和草地相间分布,耕地穿插其中,这种地类组合的土壤保持量高,但食物供给能力弱。相反,汉江下游地区地势平坦,多为耕地,土壤容易受到侵蚀,保持量不高,但食物供给能力强。汉江中游的十堰市为林地和耕地的组合类型,耕地被林地包围其中,不易受到侵蚀,这种地类组合下的耕地土壤保持量与食物供给量均较高,所以十堰市的耕地中土壤保持与食物供给两者存在协同关系。

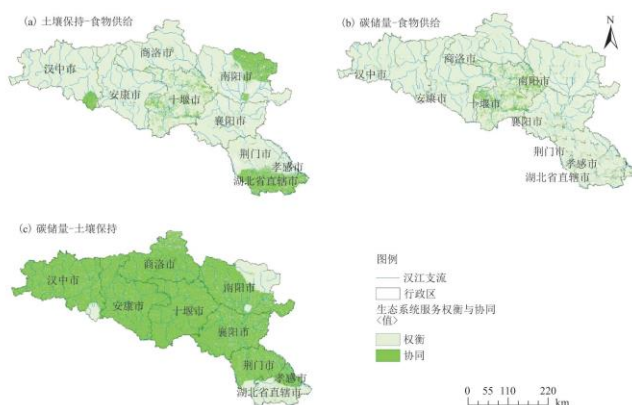


图 6 汉江流域生态系统服务的权衡与协同关系图

碳储量与食物供给在空间上存在权衡关系的像元占比 96.44%,权衡关系的分布范围更广,说明汉江流域碳储量与食物供给两种生态系统服务间存在着权衡关系。碳储量值高的区域多为林地和草地相间分布区域,位于汉江流域中上游,这两种地类的食物供给能力较弱,而碳储量值低的区域多为耕地,位于汉江下游,其食物供给能力最强。十堰市耕地碳储量与食物供给存在协同关系,这是由于耕地被林地保护在中间,土壤不易受到侵蚀,且水源涵养好、有机质积累丰富,所以碳储量与食物供给值都很高,两者存在协同关系。这说明生态系统的权衡与协同关系存在空间异质性。

碳储量与土壤保持中存在协同关系的像元占比 71.65%,表明全区土壤保持量与碳储量呈现协同关系。权衡区域主要分布在南阳市东北部、湖北省直辖市、武汉蔡甸区及各水系支流。碳储量高值地区其土壤保持量也高,低值地区土壤保持量亦低,这两种生态系统之间存在互为增益的协同关系。汉江中上游的林地与草地区域土壤保持量高,土壤有机物含量丰富,碳储量也高,而汉江下游的耕地和水域,每年都会发生耕种劳作,受人为因素干扰强烈,且下游为侵蚀敏感区,其碳储量与土壤保持量都较低。

3.3 生态系统服务热点制图分析

同一种生态系统可以提供不同的生态服务,例如林地和草地既可以提供土壤保持能力,又可以提供碳储存的能力。因此,本文在各生态系统权衡与协同分析的基础上,对汉江流域土壤保持、碳储量与食物供给 3 种生态系统进行热点制图分析。以 3 种生态系统服务值大于其平均值的区域作为该生态系统的热点区,将 3 种服务热点区叠加得到汉江流域多生态系统服务热点区,如图 7。在叠加后的图中将某一栅格单元中有一种生态系统服务值超过其平均值的区域定义为 1 类服务热点区,两类超过各自平均值的定义为 2 类服务热点区,3 类超过其平均值的为 3 类服务热点区,否则为 0 类服务热点区。

对图 7 中各类服务热点区进行像元统计,发现 1 类服务热点区所占比例最大并且出现增加的现象,2000 和 2015 年 1 类服务热点区所占比例分别为 65.35%和 71.03%,主要分布在汉江中下游地区,以食物供给为主要生态服务;其次占比较多的为 0 类服务热点区,从 2000 年的 27.33%减少到 2015 年的 22.55%,该类型的主要地类为草地,可见草地的总体生态系统服务功能较弱。引起上述变化的原因可能是汉江上游汉中市耕地的食物供给服务增强,使得汉中市 2000~2015 年有大面积的 0 类服务热点区转变为 1 类

服务热点区;2 类服务热点区主要分布在汉江上中游的林地区域,两种生态系统服务类型为碳储存与土壤保持,从时空变化来说,2 类服务区有所减少;汉江流域的 3 类服务区占比很少,主要分布在南阳、商洛和十堰 3 市交界的位置,属于盆地边缘山地区,包含草地、林地、耕地 3 种地类,植被覆盖程度高、水土保持量高且食物供给能力强。

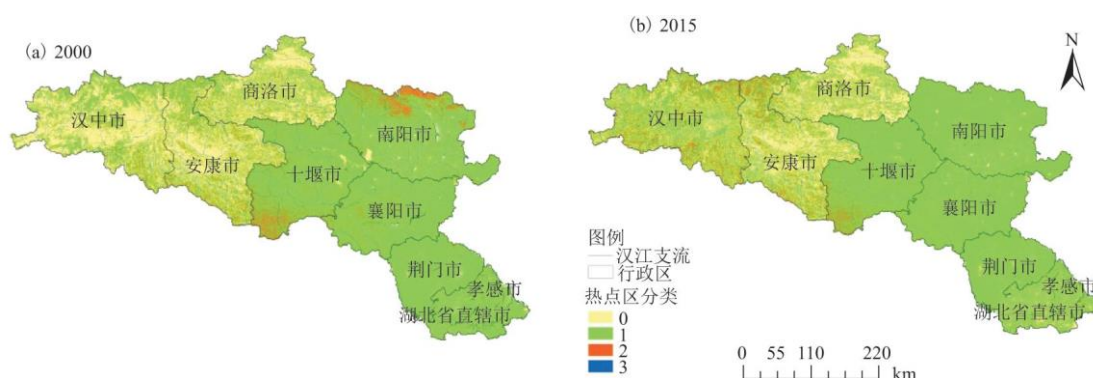


图 7 汉江流域多重生态系统服务热点区

4 讨论与结论

4.1 讨论

本文基于 RS 和 GIS 技术,以整个流域为研究对象,分析区域尺度与市域尺度上生态系统服务关系之间的差异,探究整个汉江流域多种生态系统服务间的权衡与协同关系。在生态系统服务功能选取上,结合汉江流域主体功能特征,选取粮食供给、土壤保持与碳储存 3 种具有代表性的生态系统服务类型,揭示其主要生态服务的时空变化特征;在测度权衡与协同的方法中,运用适用性广泛的相关系数与权衡协同度方法进行计算,经过两种方法互相验证,使文章结果更具说服力。

在生态系统服务权衡与协同关系的分析中,不同生态系统服务间的关系存在差异性,主要原因是不同生态系统服务中起主要作用的用地类型不同,如碳储量和土壤保持服务中起主要作用的用地类型为林地和草地,而食物供给服务中起主要作用的用地类型为耕地;另外,在 2000~2015 年间,生态系统服务的权衡/协同关系都出现下降趋势,探究其原因发现人类活动干扰是影响生态系统服务变化的重要因素。随着南水北调工程的实施,国家针对汉江流域的环境与水土保持问题,提出了一系列针对性措施。例如国家在 2003 年实施退耕还林还草政策,将山地坡度大的耕地改为林地和草地。在 2005 年实施丹江口大坝加高工程,使水域面积增加,同时造成部分地区河道下切,地下水位下降,使中下游的粮食生产与水土保持受到影响。此外,国家对汉江流域还开展了“长治”工程、丹江口库区及淤地坝试点等工程措施。这些工程的实施改变了汉江流域的植被覆盖,植被覆盖变化使得土壤保持量、碳储量与食物供给价值发生变化,进而影响了生态系统服务之间的权衡与协同关系。

研究发现生态系统服务的权衡与协同关系存在尺度效应,整个汉江流域的权衡/协同关系与市域范围内的是不同的。在流域尺度上,汉江流域土壤保持与食物供给以权衡关系为主,但在市域范围,如南阳市东北部、湖北省直辖市及武汉市蔡甸区却以协同关系为主,可能是区域自然资源禀赋与人类活动干扰程度的差异造成的,同时也说明生态系统服务的权衡与协同关系存在尺度依赖性。李双城等认为生态系统的外部形态与内部结构是不断变化的,这种动态变化使得不同尺度具有不同的研究结果^[36]。此外,研究发现林地与草地相间分布的地类土壤保持量和碳储量都较高,而林地或耕地单一地类聚集的区域土壤保持量与碳储量都较低,这说明不同地类之间的组合效应对生态系统服务有不同的影响,此现象在碳储量与食物供给的权衡关系中也得到了体现,但目前针对这方面的文献研究很少。综上,从不同尺度对生态系统服务间权衡与协同的内在机理和驱动机制进行研究,并揭示不同地类组合下生态系统服务关系的差异性可能是下一步研究的重要方面。

4.2 结论

本文以汉江流域为研究区,利用 Arcgis 软件及 Stata 软件对该区域 2000、2005、2010 和 2015 年的土壤保持量、碳储量和食物供给量 3 种生态系统的时空分布格局进行分析,并利用相关系数法和权衡协同度对 3 种生态系统服务间的权衡与协同关系进行测度,最后识别出汉江流域生态系统服务热点区,为制定区域发展与生态保护政策提供科学依据。

(1)2000~2015 年汉江流域土壤保持量出现先增加后减少的波动状态。土壤保持能力较高的区域分布在汉江上游的林地,草地交叉区。土壤保持能力低值区位于汉江中下游耕地、水域等单一地类聚集区域,可见生物多样性能提高区域的土壤保持量;汉江区域碳储量虽逐年下降,但年际变化较小。高值区位于上游的林地和草地,低值区主要分布在中下游的平原区,其空间分布特征与土壤保持量相似;汉江流域食物供给价值增长了 2.28 倍,高值区位于中下游的粮棉油生产基地,低值区位于汉江上游的山地和盆地、该区域水土基础薄弱,各地类生产总值较小。

(2)根据对碳储量、食物供给、土壤保持 3 种生态系统服务的相关系数与权衡协调度测算,发现汉江流域中碳储量与食物供给、土壤保持与食物供给之间存在显著的权衡关系,碳储量与土壤保持之间存在显著的协同关系。3 种生态系统服务之间的两两相关系数都出现波动下降的现象,说明各生态系统服务之间存在相互影响。此外,不同区域两两生态系统之间的权衡与协同关系不同,存在显著的地域差异。土壤保持与食物供给关系中,以协同关系为主的地区分布在南阳市东北部、湖北省直辖市及武汉蔡甸区,并零星分布在汉江中游的十堰市,其余区域均以权衡关系为主;碳储量与食物供给关系中,权衡关系的分布范围更广泛,仅十堰市及中下游耕地中零星的存在协同关系;碳储量与土壤保持关系中,权衡区域主要分布在南阳市东北部、湖北省直辖市、武汉市蔡甸区及各水系支流,其余均为协同关系。

(3)汉江流域空间热点制图显示,1 类服务热点区所占比例最大并呈现出增加趋势,主要分布在汉江中下游地区的耕地上,以食物供给为主要生态服务;其次占比较多的为 0 类服务热点区,2000~2015 年间占比有所减少,该类型的主要地类为草地,可见草地的总体生态系统服务功能较弱。2 类服务热点区有所减少,主要分布在汉江上中游的林地区域,两种生态系统服务类型为碳储存与土壤保持;汉江流域的 3 类服务区占比很少,主要位于盆地边缘山地区。

参考文献:

- [1]ASSESSMENT M E.Ecosystems and human well-being[M].Washington,DC:Island Press,2005.
- [2]傅伯杰,周国逸,白永飞,等.中国主要陆地生态系统服务功能与生态安全[J].地理科学进展,2009,24(6):571-576.
- [3]RAYMOND C M, SINGH G G, BENESSAIAH K, BERNHARDT J R, et al. Ecosystem services and beyond:Using multiple metaphors to understand human-environment relationships[J].Bioscience,2013,63(7):536-546.
- [4]LEH M D K, MATLOCK M D, CUMMINGS E C, et al. Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2013, 165:6-18.
- [5]李双成,张才玉,刘金龙,等.生态系统服务权衡与协同研究进展及地理学研究议题[J].地理研究,2013,32(8):1379-1390.
- [6]BRAUN D, DAMM A, HEIN L, et al. Spatio-temporal trends and trade-offs in ecosystem services:An Earth observation based assessment for Switzerland between 2004 and 2014[J].Ecological Indicators,2018:S1470160X17306404.

-
- [7]HOWE C, SUICH H, VIRA B, et al. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world[J]. *Global Environmental Change*, 2014, 28(1):263-275.
- [8]武文欢, 彭建, 刘焱序, 等. 鄂尔多斯市生态系统服务权衡与协同分析[J]. *地理科学进展*, 2017, 36(12):1571-1581.
- [9]钱彩云, 巩杰, 张金茜, 等. 甘肃白龙江流域生态系统服务变化及权衡与协同关系[J]. *地理学报*, 2018, 73(5):868-879.
- [10]戴尔阜, 王晓莉, 朱建佳, 等. 生态系统服务权衡/协同研究进展与趋势展望[J]. *地球科学进展*, 2015, 30(11):1250-1259.
- [11]戴尔阜, 王晓莉, 朱建佳, 等. 生态系统服务权衡:方法、模型与研究框架[J]. *地理研究*, 2016, 35(6):1005-1016.
- [12]孙艺杰, 任志远, 赵胜男, 等. 陕西河谷盆地生态系统服务协同与权衡时空差异分析[J]. *地理学报*, 2017, 72(3):521-532.
- [13]王蓓, 赵军, 胡秀芳. 石羊河流域生态系统服务权衡与协同关系研究[J]. *生态学报*, 2018, 38(21):7582-7595.
- [14]杨晓楠, 李晶, 秦克玉, 等. 关中一天水经济区生态系统服务的权衡关系[J]. *地理学报*, 2015, 70(11):1762-1773.
- [15]潘竟虎, 李真. 干旱内陆河流域生态系统服务空间权衡与协同作用分析[J]. *农业工程学报*, 2017, 33(17):280-289.
- [16]包蕊, 刘峰, 张建平, 等. 基于多目标线性规划的甲积峪小流域生态系统服务权衡优化[J]. *生态学报*, 2018, 38(3):812-828.
- [17]陈登帅, 李晶, 杨晓楠, 等. 渭河流域生态系统服务权衡优化研究[J]. *生态学报*, 2018, 38(9):3260-3271.
- [18]李晶, 李红艳, 张良. 关中-天水经济区生态系统服务权衡与协同关系[J]. *生态学报*, 2016, 36(10):3053-3062.
- [19]吴丹, 邹长新, 徐德琳, 等. 汉江上游流域生态系统水源供给服务变化[J]. *水土保持通报*, 2017, 37(6):232-235, 255, 351.
- [20]张静, 任志远. 基于 MOD16 的汉江流域地表蒸散发时空特征[J]. *地理科学*, 2017, 37(2):274-282.
- [21]张静, 任志远. 汉江流域植被净初级生产力时空格局及成因[J]. *生态学报*, 2016, 36(23):7667-7677.
- [22]李小燕, 任志远, 张翀. 汉江流域 NDVI 与水热指数时空变化及相关性分析[J]. *地理研究*, 2013, 32(9):1623-1633.
- [23]WISCHMEIER W H, SMITH D D. Predicting rainfall erosion losses- a guide to conservation planning[M]. *Agriculture Handbook*, Vol. 537. Washington DC:US Department of Agriculture (USDA), 1978:5-8.
- [24]WILLIAMS J R, ARNOLD J G. A system of erosion:Sediment yield models[J]. *Soil Technology*, 1997, 11(1):43-55.
- [25]蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究[J]. *水土保持学报*, 2000, 14(2):19-24.

-
- [26] XU L F, XU X G, MENG X W. Risk assessment of soil erosion in different rainfall scenarios by RUSLE model coupled with Information Diffusion Model: A case study of Bohai Rim, China[J]. Catena, 2013, 100(2): 74-82.
- [27] 张优. 基于 LUCC 的成都平原地区碳排放效应研究[D]. 四川师范大学, 2018.
- [28] 杨晓菲. 河南西平县杨树人工林碳储量及其与环境响应研究[D]. 北京林业大学, 2011.
- [29] ALAM S A, M STARR, B J F. Clark. Tree biomass and soil organic carbon densities across the Sudanese woodland savannah: A regional carbon sequestration study[J]. Journal of Arid Environments, 2013: 67-76.
- [30] 黄卉. 基于 InVEST 模型的土地利用变化与碳储量研究[D]. 中国地质大学(北京), 2015.
- [31] 孙艺杰, 任志远, 赵胜男. 关中盆地生态服务权衡与协同时空差异[J]. 资源科学, 2016, 38(11): 2127-2136.
- [32] 赵胜男. 西北河谷盆地土地生态系统服务协同与权衡时空差异分析[D]. 陕西师范大学, 2016.
- [33] 郝梦雅, 任志远, 孙艺杰, 等. 关中盆地生态系统服务的权衡与协同关系动态分析[J]. 地理研究, 2017, 36(3): 592-602.
- [34] ZHENG Z M, FU B J, HU H T, et al. A method to identify the variable ecosystem services relationship across time: A case study on Yanhe Basin, China[J]. Landscape Ecology, 2014, 29(10): 1689-1696.
- [35] 刘海, 武靖, 陈晓玲. 丹江口水源区生态系统服务时空变化及权衡协同关系[J]. 生态学报, 2018, 38(13): 4609-4624.
- [36] 李双成, 刘金龙, 张才玉, 等. 生态系统服务研究动态及地理学研究范式[J]. 地理学报, 2011, 66(12): 1618-1630.