

# 农村居民点整理影响下的景观格局及其生态效应研究

邓 静<sup>1</sup>, 张 贞<sup>1</sup>, 陈 晨<sup>2</sup>, 高金权<sup>3</sup>

(1. 天津城建大学 地质与测绘学院, 天津 300384;

2. 辽宁省发展和改革委员会农业资源区划研究所, 沈阳 110034; 3. 天津市农业技术推广站, 天津 300061)

**摘 要:**以天津市武清区下朱庄街农村居民点整理工程为例,采用 ArcGIS 9.3 和 Fragstats 3.3 数据分析平台研究工程影响下景观格局指标的变化规律;并进一步将生态系统服务价值计算同敏感度分析结合,探讨工程影响下的生态效应。结果表明:项目实施后,斑块破碎化程度增强,连接性以及斑块聚集性增强;生态服务价值提高 22.12%,且生态价值敏感度变化在合理范围之内;景观生态风险值由 0.76 变为 1.12,研究区生态风险从较高风险区转变为高风险区,表现出增加的趋势。该研究有效评价农村居民点整理的实施效果,为后期农村居民点整理决策制度提供科学依据。

**关键词:**农村居民点整理;景观格局;生态风险;生态服务价值;天津市武清区下朱庄街

中图分类号:F301.2

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2014)05-0157-06

## Research for Landscape Pattern and Ecological Effects under the Influence of Rural Residential Land Consolidation

DENG Jing<sup>1</sup>, ZHANG Zhen<sup>1</sup>, CHEN Chen<sup>2</sup>, GAO Jin-quan<sup>3</sup>

(1. School of Geology and Geomatics, Tianjin Chengjian University, Tianjin 300384, China;

2. Liaoning Provincial Agricultural Division Research Institute, Shenyang 110034, China;

3. Center for Popularization of Agricultural of Tianjin, Tianjin 300061, China)

**Abstract:** Rural residential land consolidation in Xiazhuozhuang of Tianjin was taken as a case, this paper analyzed change in landscape pattern index under the rural residential land consolidation by using ArcGIS 9.3, Fragstats 3.3. Based on the ecosystem service value and ecological sensitivity analysis, the ecological effects of the project were also studied. The results indicated that the patch shape tended to be regularized, connectivity and aggregation enhanced; ecosystem service value improved 22.12%, the value of ecological sensitivity was in a reasonable range. And it showed that ecological risk value was enhanced from 0.76 to 1.12, ecological risk showed an increasing trend. This research effectively evaluated the effect of rural residential land consolidation, also provided a scientific basis for decision-making system.

**Key words:** rural residential land consolidation; landscape pattern; ecological risk; ecosystem service value; Xiazhuozhuang in Wuqing district of Tianjin City

面对我国当前城镇化进程加快,城市建设用地不断扩张,农村居民点分布零散、大量闲置,耕地利用效率低等问题,农村居民点统一规划的要求不断被提出,农村居民点整理项目的重要意义日益突显。推进农村居民点整理是实现耕地总量动态平衡、改善农民生活和生产环境的重要途径,也是新农村建设的重要手段之一<sup>[1]</sup>。农村居民点整理主要是运用工程技

术以及调整土地产权,通过村庄改造、归并和再利用,使农村建设逐步集中、集约,提高农村居民点土地利用强度,促进土地利用有序化、合理化、科学化,并改善农民生产、生活条件和农村生态环境<sup>[2]</sup>。该项目不仅有利于推动我国城镇化进程,统筹城乡发展,更加有利于减少农村建设用地浪费,拓宽城市发展空间,从而达到土地资源集约利用的目标<sup>[3]</sup>。目前,国内学

者对农村居民点整理的研究主要集中于其整理潜力分析<sup>[4-6]</sup>,也有不少学者对其整理模式进行了探讨<sup>[7-8]</sup>,而较少研究该工程对区域景观格局及其生态环境的影响。

因此,本文以天津市武清区农村居民点整理规划工程为例,在研究该工程实施前后景观格局变化、生态服务价值变化的过程中,结合对研究区生态风险的研究分析,综合评价该研究区农村居民点整理的实施效果。对农村居民点整理后的研究区进行动态监测与科学评价,使农村居民点整理能够真正成为实现统筹城乡发展、实现城乡一体化的重要决策。

## 1 研究区概况及项目整理情况

### 1.1 研究区概况

武清区位于天津市西北部,海河水系下游,东经 116°46′43″—117°19′59″,北纬 39°07′05″—39°42′40″。下朱庄街位于武清区南侧,气候介于大陆性气候和海洋性气温的过渡带上,属于暖温带半湿润大陆季风气候,年均气温 11.6℃,年降水量为 578 mm,年际间降水量变化较大,是造成干旱和洪涝的主要原因。其地形为轻微起伏的冲击平原。

### 1.2 项目整理情况

下朱庄街农村居民点整理自 2006 年起,通过在镇区新建居住小区,将居民宅基地复耕为耕地,使分散的村庄向镇区集中发展,从而增加耕地面积。整理范围主要为下朱庄街西部,将北运河沿岸的下朱庄、高楼、高王院、白疙瘩、太平庄 5 个村庄迁入南北辛庄后整理成耕地,南北辛庄仍整理为建设用地,整理内容包括田块、水利设施、防护林、道路以及电力设施 5 部分。

## 2 研究方法

### 2.1 数据来源

以研究区农村居民点整理前土地利用现状图和规划图(1:2 000)作为基础数据,使用 ArcGIS 9.3 作为数据处理平台,利用景观格局计算软件 Fragstats 3.3 对本文所选取的景观格局指数进行计算。

### 2.2 景观格局指数的选取

景观格局指数能够很好地反映景观格局变化,通过景观格局分析软件 Fragstates 3.3 可计算多项景观指标,但不同指标之间具有高度相关性。本文主要研究居民点整理前后,其景观破碎化、规则度、分离度、聚集性等变化。因此,在类型水平上,选取斑块密度(PD)、最大斑块指数(LPI)、平均斑块形状指数(SHAPE\_MN)、面积加权平均斑块分维数(FRAC\_

AM)、斑块结合度指数(COHESION)、聚集度(AI)6 个指标;在景观水平上,选取斑块密度(PD)、最大斑块指数(LPI)、平均斑块形状指数(SHAPE-MN)、面积加权平均斑块分维数(FRAC-AM)、斑块结合度指数(COHESION)、分离度(SPLIT)、聚集度(AI)、香农多样性指数(SHDI)、香农均匀度指数(SHEI)9 个指标<sup>[9-10]</sup>。具体指标计算方法以及含义如表 1 所示。

### 2.3 生态效应研究

本文从生态服务价值和景观生态风险两方面反映农村居民点整理工程影响下的生态效应。其中生态服务价值主要反映生态系统服务在经济上的功能和效益<sup>[13]</sup>;景观生态风险主要用于描述一个样地内综合生态损失的相对大小<sup>[14]</sup>,以便对研究区的景观风险值变化进行监测。

2.3.1 生态服务价值变化分析 生态服务价值理论阐述了生态系统的各种服务功能及其价值的量化方法<sup>[15]</sup>。为了方便对区域不同土地利用类型的生态服务价值进行量化,认为生态系统服务的功能与效益能够通过货币量化来体现。根据 Costanza 等人研究并提出的生态服务价值系数,对武清区下朱庄街所涉及的土地利用类型进行赋值,具体赋值情况<sup>[16-17]</sup>:水浇地、菜地、设施农用地属于农田/耕地类(cropland),其生态服务价值系数为 92 \$/(hm<sup>2</sup>·a);坑塘水面、沟渠属于湖泊/河流类(Lakes/rivers),其生态服务价值系数为 8 498 \$/(hm<sup>2</sup>·a);果园属于林地/园地类(Temperate/boreal),其生态服务价值系数为 302 \$/(hm<sup>2</sup>·a);道路以及居民点属于城镇用地,因此,其生态服务价值系数为 0。

运用 Costanza 等人研究得出的生态服务价值的估测方法(公式 1)来计算研究区居民点整理前后生态服务价值。其计算公式为:

$$ESV = \sum_{k=1}^n (A_k \times VC_k) \quad (1)$$

式中:ESV——研究区总的生态服务价值量(\$);  
A<sub>k</sub>——研究区第 k 类土地利用类型的分布面积(hm<sup>2</sup>);VC<sub>k</sub>——生态价值系数,即单位面积上第 k 类土地利用类型的生态服务价值[\$/(hm<sup>2</sup>·a)]。

在对单位面积上某种生态系统中某单一的生态服务功能价值进行估测时难免会出现偏差,不同尺度下生态系统的生态服务价值有所不同。因此,本文就研究区的生态服务价值进行敏感度检测,用于表征某地类生态价值系数变化后所引起的总生态系统服务价值的变化<sup>[18]</sup>。在原有 Costanza 模型的基础上对各土地利用类型的生态服务价值系数上下各调整 50%<sup>[19]</sup>,计算并对其波动状况进行研究分析,其计算

公式如下：

$$CS=\frac{(ESV_j-ESV_i)/ESV_i}{(VC_{jk}-VC_{ik})/VC_{ik}} \tag{2}$$

式中：ESV——研究区总的生态服务价值量（\$）；VC——生态价值系数； $i,j$ ——最初的生态价值系数和调整后的生态价值系数； $k$ ——土地利用类型；CS——敏感度。

2.3.2 景观生态风险分析 本文通过构建景观干扰度指数<sup>[20]</sup>和脆弱度指数<sup>[21]</sup>来构建生态风险指数,建立景观格局与区域生态风险之间的联系,从而对该区域景观动态变化下的生态风险进行计算分析<sup>[22]</sup>。其中,干扰度指数由景观破碎度、分离度和优势度等指

标构建<sup>[23]</sup>,具体计算公式在此不做描述;脆弱度指数根据前人研究并结合本文实际得出,研究区内 8 种景观类型所代表的生态系统脆弱度从高到低依次为:沟渠 8、坑塘 7、水浇地 6、果园 5、菜地 4、设施农地 3、居民点 2、道路 1,并对其做归一化处理<sup>[24]</sup>。

通过上述景观格局指数,计算景观生态风险指数,其计算公式为：

$$ERI=\sum_{i=1}^n\frac{A_i}{A}R_i \tag{3}$$

式中： $A_i$ ——研究区景观类型  $i$  的面积； $A$ ——研究区景观总面积； $R_i$ ——景观损失度指数,其值为景观干扰度指数  $S_i$  与景观破碎度指数  $F_i$  之积<sup>[20]</sup>。

表 1 景观格局指数计算公式及含义说明

景观格局指数	计算公式	含义说明
斑块密度	$PD=n_i/A_i$	反映景观破碎化程度,其值越大,则破碎化程度越高。式中, $n_i$ 表示斑块数量, $A_i$ 表示 $i$ 类斑块的面积
最大斑块指数	$LPI=\frac{\max(a_{ij})}{A}\times 100$	指某一景观要素的最大斑块占整个景观面积的比例,反映最大斑块对整个景观类型或景观的影响程度。取值范围为( $0<LPI<100$ )。其值大小决定景观中的优势种、内部种的丰度等生态特征;其值变化可以改变干扰的强度和频率,反映人类活动的方向和强弱。
平均斑块形状指数	$SHAPE\_MN=\frac{\sum_{i=1}^m\sum_{j=1}^n\left(\frac{0.25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}\right)}{N}$	反映斑块形状的指数,其值为 1 时,说明景观中斑块形状为正方形或圆形;其值越高,斑块形状越复杂
面积加权平均斑块分维数	$FRAC\_AM=\sum_{i=1}^m\sum_{j=1}^n\left[\frac{2\ln(0.25p_{ij})}{\ln a_{ij}}\right]\left(\frac{a_{ij}}{A}\right)$	表示景观中单个斑块的分维数以面积为基准的加权平均值;反映景观面积比重与斑块边缘复杂性结合的景观分形性。其值范围: $1\leq FRAC\_AM\leq 2$
分离度	$SPLIT=\frac{A^2}{\sum_{j=1}^na_{ij}^2}$	描述斑块在空间分布上的离散程度,值越大表明该类型元素越分散 <sup>[11]</sup>
斑块结合度指数	$COHESION=\left(1-\frac{\sum_{j=1}^np_{ij}}{\sum_{j=1}^np_{ij}\sqrt{a_{ij}}}\right)\left(1-\frac{1}{\sqrt{A}}\right)^{-1}\times 100$	衡量相应景观类型自然连接性程度。式中, $p_{ij}$ 为斑块 $ij$ 的周长; $a_{ij}$ 为斑块 $ij$ 的面积; $A$ 为景观的总面积
聚集度	$AI=\frac{g_{\ddot{u}}}{\max\rightarrow g_{\ddot{u}}}\times 100$	衡量斑块的聚集程度,值越大则斑块越聚集
香农多样性指数	$SHDI=-\sum_{i=1}^m[Pln_i(P_i)]$	反映景观异质性,对景观中各斑块类型非均匀分布状况较为敏感,即强调稀有斑块类型对信息的贡献。式中, $m$ 是景观中斑块类型的总数; $p_i$ 是斑块类型在景观中出现的概率。当各类景观要素面积相等时,其多样性指数最高 <sup>[12]</sup>
香农均度指数	$SHEI=-\sum_{i=1}^m[Pln_i(P_i)]/\ln(m)$	描述景观镶嵌体中不同景观类型在其数目或面积方面的均匀程度。其值较小时优势度一般较高,可以反映出景观被一种或少数几种优势斑块类型所支配;其值趋近 1 时优势度较低,说明景观中没有明显的优势类型且各斑块类型在景观中均匀分布

### 3 结果与分析

#### 3.1 景观格局变化分析

3.1.1 类型水平上景观格局动态变化分析 下朱庄街景观格局在类型水平上的变化如表 2 所示,由于其果园、菜地、设施农用地面积所占比重小,居民点经整理后面积减小,景观格局总体表现出规则化增强,分散性减小趋势,且各项景观指数变化不大,因此本文

不对这 4 种地类再做分析。以下为水浇地、沟渠、道路以及坑塘水面的景观格局指数所表征的农村居民点整理过后的变化情况:水浇地斑块密度增大,最大斑块面积指数减小,说明农村居民点整理将大块水浇地进行分割;平均斑块形状指数减小、面积加权平均斑块分维数略微减少,说明水浇地受人为影响程度加大,斑块形状趋近于规则化;斑块结合度指数几乎不变、聚集度指数有所增加,说明水浇地经整理后聚集

性略微增强。水浇地的变化情况与居民点整理的目的密切相关,其聚集度指数增加与水浇地面积增加有一定联系。

道路和沟渠景观格局变化形式大致相似,其斑块密度增加,最大斑块面积指数减小,说明通过重新规划新建道路和沟渠,使得农村道路增加,沟渠体系更

加完善,布局更加合理;其平均斑块形状指数和面积加权平均斑块分维数减少,说明人类干扰程度的增加使得斑块自我相似性增强,几何形状趋近于简单化<sup>[25]</sup>;斑块结合度指数以及聚集度指数增加,说明农村居民点整理加大了道路之间以及沟渠之间的连接性,大大提高交通便捷性,方便农业生产。

表 2 下朱庄街类型水平景观格局变化

整理时间	用地类型	PD	LPI	SHAPE_MN	FRAC_AM	COHESION	AI
整理前	水浇地	16.27	34.53	1.80	1.29	98.80	86.99
	沟渠	15.10	8.27	1.31	1.18	32.28	23.88
	道路	2.33	2.18	1.50	1.10	43.84	30.13
	坑塘	10.50	0.84	1.83	1.14	85.78	73.82
整理后	水浇地	45.50	25.44	1.36	1.20	98.02	91.13
	沟渠	124.83	0.08	1.03	1.04	95.87	88.66
	道路	66.23	0.14	1.06	1.07	92.78	91.88
	坑塘	17.43	0.80	1.44	1.13	84.99	73.01

坑塘水面的斑块密度增加,但最大斑块指数变化不大,说明在对沟渠进行整理的过程当中,可能存在部分废弃或面积较大的沟渠转化为坑塘,使得其斑块密度增加;平均斑块形状指数减小,说明农村居民点整理使坑塘更加规则化;斑块结合度指数和聚集度几乎没有变化,说明坑塘的连接性没有发生变化。由坑塘景观格局指数变化情况可得,坑塘除斑块密度外,其他指数并没有发生较大变化,说明坑塘不是该研究区整理的重点内容。

3.1.2 景观水平上景观格局动态变化分析 从表 3 可以看出,在农村居民点整理后,研究区景观格局有所变化。斑块密度(PD)增加、最大斑块指数(LPI)降低,说明通过新建沟渠、道路以及对水浇地进行分割,使得研究区整体斑块密度增加。由表 2 下朱庄街类型水平上的景观格局变化可得,除水浇地外,其他类型的斑块密度均呈现增加的趋势,水浇地变化对整体景观格局变化影响最大,这也与水浇地在研究区所占面积最大有关。平均斑块形状指数(SHAPE\_MN)略

微减小,说明从整体上来说,斑块形状更加规则,由表 2 了解到,各土地类型平均斑块形状指数均有一定减小,斑块形状表现出受人为干扰作用增强,最终使得景观水平上研究区斑块形状趋近于规则化。斑块结合度指数(COHESION)略微增加,说明其斑块空间连接性增强,而讨论其原因,主要由于沟渠和道路的系统性规划,加强了其连接性。聚集度(AI)有所增加,分离度指数(SPLIT)大大降低,说明土地整理通过将细碎斑块进行合并以及新建沟渠、道路,增加斑块聚集程度,使得斑块间分离程度降低。香农多样性指数(SHDI)取决于斑块类型的多少,其值增加而研究区内土地类型没有发生变化,说明各土地类型所占比例差异增大<sup>[25-26]</sup>。从表 4 居民点整理前后土地利用类型面积变化可以看出,水浇地、道路以及沟渠的面积有较为明显的增加,且所增加的面积主要来源于居民点面积的减少。香农均匀度指数(SHEI)增加,且值更加趋近于 1,说明各斑块类型在景观中的分布更加均匀。

表 3 下朱庄街景观水平景观格局变化

景观指数	PD	LPI	SHAPE_MN	COHESION	SPLIT	SHDI	SHEI	AI
整理前	276.52	34.53	1.21	95.59	8.90	1.29	0.62	79.54
整理后	475.97	25.44	1.17	96.39	5.28	1.34	0.64	85.89
变化率/%	72.13	-26.31	-3.11	0.83	-40.59	4.00	4.01	7.98

3.2 生态效应分析

3.2.1 生态服务价值估算 引用上文所述公式(1),结合生态服务价值系数对研究区的土地利用类型进行赋值并计算。下朱庄街总面积为 85.85 hm<sup>2</sup>,由于土地利用类型的相互转移,导致整理前后生态服务价值共增加了 11 426.96 \$,说明生态服务功能总体上得到提高,区域生态环境得到提升。在整理过程中水

浇地生态服务价值共增加了 240.12 \$;整理前后坑塘水面的面积呈减少趋势,相比土地整理前减少了 0.02 hm<sup>2</sup>,其生态服务价值减少了 169.96 \$;土地整理后,渠系生态服务价值增加了 11 727.24 \$,果园生态服务价值减少了 199.32 \$;道路以及居民点,由于其生态服务价值系数为 0,因此,此类用地的变化对生态服务价值没有影响;最后,农村居民点整理使菜

地以及设施用地减少,由于其生态服务价值系数相同,因此,其生态服务价值共减少 171.12\$。最终,通过整理,下朱庄街的生态服务价值共增加 11 426.96\$,增加率为 22.12%。

表 4 下朱庄街生态服务价值估算

土地利用类型	面积/hm <sup>2</sup>		生态服务价值/\$		生态服务价值的增减	
	整理前	整理后	整理前	整理后	价值/\$	比例/%
水浇地	55.15	57.76	5073.8	5313.92	240.12	4.73
坑塘水面	3.27	3.25	27788.46	27618.50	−169.96	−0.61
沟渠/渠系	1.92	3.30	16316.16	28043.40	11727.24	71.88
道路/生产路	2.56	3.26	0	0	0	—
居民点	9.56	7.41	0	0	0	—
果园	5.95	5.29	1796.9	1597.58	−199.32	−11.09%
菜地	5.83	4.36	536.36	401.12	−135.24	−25.21
设施农用地	1.61	1.22	148.12	112.24	−35.88	−24.22

由表 4 可以看出,生态服务价值增长最多的为沟渠,其增长价值为 11 727.24\$,变化率为 71.88%,说明整理后规划新建了大量沟渠,不仅方便农业生产,还起到了改善生态环境的作用;水浇地虽面积增加最多,但由于其生态服务价值系数较小,因此,其对生态服务价值提升作用不大;果园、菜地、坑塘水面以及设施用地都有一定减少,由于减少面积或生态服务价值系数较小,最终,对生态服务价值变化影响不大。

整理后的下朱庄街生态服务价值平均每 1 hm<sup>2</sup>增加了 133.10\$,说明对研究区进行土地整理活动有利于该区的生态发展。该地经农村居民点整理过后,水浇地仍占最大比重,由此可见,农户对土地的依赖性很强,经济的发展主要以农业为主。对土地进行总体规划时,不仅要考虑农用地的配置与管理,还应保障生态服务功能发挥作用,该研究区农村居民点整理完成了生态效益和经济效益的双重任务,建立了一种平衡合理的土地利用空间格局。

3.2.2 生态服务敏感度分析 将下朱庄街的水浇地、坑塘、沟渠、果园、菜地以及设施农地的生态服务价值系数上下各调整 50%,运用上述公式(2),计算其生态服务价值的敏感度变化范围为 0.002~0.538(表 5)。水浇地、菜地、设施农地中生态服务价值变化最大的为水浇地,其变化率为 4.91%,接近于区域耕地生物量价值总和的生态价值系数真实值;同样,

由果园敏感度分析可得,其生态服务价值系数接近研究区生态系统价值系数的真实值。敏感度变化较大的主要为坑塘以及沟渠,范围为 0.316~0.538,这是由于其生态服务价值系数较大所引起,说明水域面积的变化对生态服务价值的变化起到关键的作用,在生态环境保护和城市建设时应予以特别关注<sup>[27]</sup>。

3.2.3 景观生态风险分析 根据所构建的景观生态风险评价指标,运用公式(3)计算下朱庄街景观生态风险值,结果如表 6 所示。

表 5 下朱庄街生态服务价值敏感度

土地 利用类型	生态 价值系数	整理前		整理后	
		增长 比例/%	敏感度	增长 比例/%	敏感度
水浇地	138(VC+50%)	4.91	0.098	4.21	0.084
	46(VC−50%)	−4.91	—	−4.21	—
坑塘水面	12747(VC+50%)	26.90	0.538	21.89	0.438
	4249(VC−50%)	−26.90	—	−21.89	—
沟渠	12747(VC+50%)	15.79	0.316	22.23	0.445
	4249(VC−50%)	−15.79	—	−22.23	—
果园	453(VC+50%)	1.74	0.035	1.27	0.025
	151(VC−50%)	−1.74	—	−1.27	—
菜地	138(VC+50%)	0.52	0.010	0.32	0.006
	46(VC−50%)	−0.52	—	−0.32	—
设施农用地	138(VC+50%)	0.14	0.003	0.09	0.002
	46(VC−50%)	−0.14	—	−0.09	—

表 6 下朱庄街景观生态风险值

用地类型	水浇地	居民点	沟渠	园地	菜地	设施农地	坑塘	道路	合计
整理前	0.40	0.14	0.11	0.02	0.02	0.01	0.04	0.01	0.76
整理后	0.70	0.09	0.22	0.02	0.02	0.01	0.04	0.02	1.12

由表 6 可得出,景观生态风险值由整理前的 0.76 变化为 1.12。通过对风险划分的研究,为使划分的风险区更加趋近于客观实际,本文决定按照高宾等人对区域风险指数的分类法,分类标准为:高风险风险区(ERI≥0.85)、较高生态风险区(0.75≤ERI≤

0.85)、中等生态风险区(0.55≤ERI≤0.75)、较低生态风险区(0.45≤ERI≤0.55)、低生态风险区(ERI≤0.45)<sup>[22]</sup>。景观生态风险与那些衡量干扰的指标相关联,它能够清晰地评价和定量化描绘各种景观类型所代表的生态系统在受到危害性和不确定性因素后

产生风险的概率<sup>[22]</sup>。农村居民点整理前,该研究区景观生态风险值为 0.76,属于较高生态风险区,这可能与研究区的生态环境有密切的关系。天津是一个典型的人均占有耕地面积较少的城市,在土地利用方面存在结构不合理以及利用率较低等问题,该地工业企业较多,生态环境质量较低。农村居民点整理在该地的实施,使该地景观生态风险值增加为 1.12,属于高生态风险区。

由上文景观生态风险指数的构建方式可以了解到,景观生态风险与景观破碎化程度、景观分离度、景观优势度、景观脆弱度以及类型面积等有关。景观生态风险值的增加可能包含以上多方面的原因,也可能与某一主要方面有关。

景观生态风险值的增加主要来源于水浇地、沟渠以及道路生态风险值的增加。因此,本文认为研究区生态风险增加原因可能是由于景观结构的变化。一般来说,某地类面积增加且其斑块密度增加,破碎度指数也相应增加。农村居民点整理通过新建大量沟渠、道路,使得面积较大的水浇地分割为规则形状,使土地利用布局更加合理,更加方便生产。水浇地、沟渠、道路的斑块密度以及面积都相应增加,且水浇地和沟渠受人为干扰作用较弱,脆弱度指数较高,因此,其生态风险值增加,由于这三类地类所占比重较大,导致区域生态风险增大。

## 4 结论

(1) 景观格局变化的总体趋势为:水浇地、沟渠以及道路面积增加。居民点、坑塘、果园、菜地以及设施用地的面积相应减少。下朱庄街在居民点整理项目实施过后,表现出斑块破碎化程度增强,连接性以及斑块聚集性增强等特点。实现了将零散分布的居民点合理规划,从而增加耕地面积等数量方面的目的。

(2) 生态服务价值变化上,研究区生态服务价值提高 22.12%,且生态价值敏感度变化在合理范围之内,该研究区居民点整理规划工程考虑了该地生态功能,在考虑经济发展需求,增加耕地面积的过程中建立了一种生态平衡合理的土地利用空间格局。

(3) 农村居民点整理工程实施后,景观生态风险值由 0.76 变为 1.12,研究区生态风险从较高风险区转变为高风险区,表现出增加的趋势。其原因可能与沟渠、道路的系统性规划,水浇地斑块被分割有关,在方便生产的同时,由于其面积所占比重较大,使得区域景观生态风险增加。

## 参考文献:

- [1] 林常春,张俊梅,许峰,等.农村居民点用地整理时序研究以河北省卢龙县为例[J].水土保持研究,2010,17(3):115-119,125.
- [2] 杨庆媛,张占录.大城市郊区农村居民点整理的目标和模式研究:以北京市顺义区为例[J].中国软科学,2003(6):115-119.
- [3] 李应刚.城乡统筹背景下的农村居民点整理研究[J].河北农业科学,2010,14(4):106-108,124.
- [4] 宋伟,张凤荣,孔祥斌,等.自然经济限制性下天津市农村居民点整理潜力估算[J].自然资源学报,2006,21(6):888-899.
- [5] 周伟,曹银贵,王静,等.彭州市熙玉村农村居民点整理潜力的景观特征[J].农业工程学报,2011,27(10):316-321.
- [6] 曲衍波,张凤荣,宋伟,等.农村居民点整理潜力综合修正与测算:以北京市平谷区为例[J].地理学报,2012,67(4):490-503.
- [7] 刘艳芳,孔雪松,邹亚锋,等.不同农村居民点整理模式下的耕地潜力评价模型[J].武汉大学学报:信息科学版,2011,36(9):1124-1128.
- [8] 谷晓坤,周小萍,卢新海,等.大都市郊区农村居民点整理模式及效果评价:以上海市金山区为例[J].经济地理,2009,29(5):832-835,839.
- [9] 张贞,魏朝福.丘陵山区多尺度土地质量评价[M].北京:中国农业出版社,2010:102-103.
- [10] 谢花林.区域生态用地的演变机制与调控研究[M].北京:中国环境科学出版社,2011:93-96.
- [11] 王海梅,李政海,韩国栋,等.黄河三角洲土地利用及景观格局的动态分析[J].水土保持通报,2007,27(1):81-85.
- [12] 张静,钱瑜,张玉超.基于GIS的景观生态功能指标分析[J].长江流域资源与环境,2010,19(3):299-304.
- [13] 梁欣,臧淑英,张思冲,等.基于土地利用变化的生态服务价值损益估算:以大庆市为例[J].自然灾害学报,2006,15(2):68-72.
- [14] 李谢辉,李景宜.基于GIS的区域景观生态风险分析:以渭河下游河流沿线区域为例[J].干旱区研究,2008,25(6):899-902.
- [15] 李艳峰,雷国平.基于生态系统服务功能价值方法的土地利用总体规划环境影响评价研究:以大庆市为例[J].水土保持研究,2013,20(5):305-310.
- [16] Chen Zhongxin, Zhang Xinshi. Value of ecosystem services in China[J]. Papers,2000,24(10):870-876.
- [17] Costanza R, d'Arge R, de Groat R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature,1998,387(15):253-260.

来,林地面积进一步增加,农林牧土地利用结构、流域农业产业链与资源相关度、人均纯收入等均达到现有认识与技术水平下的最优值。经计算,此时  $\beta_1 = 0.1468, \beta_2 = 0.0725$ 。农业经济系统与农业生态系统演变速度变为:

$$V_{En(t)} = 0.1663En(t) - 0.075El(t) \quad (17)$$

$$V_{El(t)} = -0.054En(t) + 0.0568El(t) \quad (18)$$

此时,当农业生态系统达到自我调节临界点时,农业经济系统演变速度为  $V_{En(t)} = 0.0999El(t)$ ,单位生态系统功能达到了商品型生态农业系统发展的最高值。

由以上可知,在商品型生态农业发展的三个不同阶段,当系统达到自我调节临界值时,农业经济系统演变速度与农业生态系统综合指数的数量关系发生改变,分别为:  $V_{En(t)} = 0.0673El(t), V_{En(t)} = 0.0913El(t)$  和  $V_{En(t)} = 0.0999El(t)$ 。可见,随着商品型生态系统结构的完善与功能提高,农业生态系统综合值对农业经济系统演变速度的贡献度不断提高,意味着消耗等量农业资源时经济产出提高幅度加大,农业资源利用效率增加,表明优化后商品型生态农业系统功能得到提高。

## 4 结论与讨论

自1999年退耕还林工程实施以来,县南沟流域商品型生态农业系统一直处于协调化发展阶段,并依次经历了该阶段的经济低速发展期、商品型生态农业系统均衡发展期和商品型生态农业系统危机潜伏期。目前,县南沟流域商品型生态农业产业的发展并未建立在农业资源的合理高效利用上,导致商品型生态产业链网结构断裂、农业产业与农业资源相悖,商品型生态农业系统内部矛盾日益尖锐,农林牧产业结构亟待调整。

按照商品型生态农业不同情境下的优化结果,在商品型生态农业系统链网构建阶段和农业经济系统

与农业生态系统优化耦合阶段,通过合理高效地利用资源,可以完善“种植业、林草资源→养殖业→农家肥→果业、设施农业”的系统链网结构,此时当农业生态系统达到均衡发展时,商品型生态农业系统链网构建情境下经济系统演变速度为  $0.0913El(t)$ ,农业经济系统与农业生态系统优化耦合情境下经济系统演变速度为  $0.0999El(t)$ 。这两种情境下农业生态系统对农业经济系统演变速度的贡献度均较现状发展态势  $[0.0673El(t)]$  大。说明通过商品型生态农业系统链网构建和农业经济系统与农业生态系统优化耦合,农业产业的发展依赖农业资源的程度加大,提高了商品型生态农业系统耦合效果。

### 参考文献:

- [1] 王继军,姜志德,连坡,等. 70年来陕西省纸坊沟流域农业生态经济系统耦合态势[J]. 生态学报,2009,29(9): 5130-5137.
- [2] 马彩虹,兰叶霞,赵先贵,等. 江西省生态经济系统耦合态势分析[J]. 水土保持研究,2009,16(3):221-224.
- [3] 李奇睿,王继军. 退耕背景下安塞县商品型生态农业系统耦合关系[J]. 农业工程学报,2011,27(9):293-298.
- [4] 王继军. 黄土高原商品型生态农业研究[J]. 生态经济,1999(4):41-43.
- [5] 李惠茹,张文辉,范红霞,等. 黄土丘陵沟壑区县南沟流域景观的功能类型构成[J]. 林业科学,2011,47(4):76-85.
- [6] 胡永宏,贺思辉. 综合评价方法[M]. 北京:科学出版社,2000.
- [7] 李崇明,丁烈云. 小城镇资源环境与社会经济协调发展评价模型及应用研究[J]. 系统工程理论与实践,2004,24(11):134-139.
- [8] 王继军,郭满才,姜志德,等. 农业生态经济系统耦合过程模型的建立及应用[J]. 生态学报,2010,30(9):2371-2378.
- [9] 王继军,郑科,郑世清,等. 中尺度生态农业建设效益评价指标体系研究[J]. 水土保持研究,2000,7(3):243-247.
- [10] 经济开发区生态风险分析[J]. 生态学报,2011,31(12): 3441-3450.
- [23] 谢花林. 基于景观结构和空间统计学的区域生态风险分析[J]. 生态学报,2008,28(10):5020-5026.
- [24] 许学工,林辉平,付在毅,等. 黄河三角洲湿地区域生态风险评价[J]. 北京大学学报:自然科学版,2001,37(1): 121-127.
- [25] 王永丽,于君宝,董洪芳,等. 黄河三角洲滨海湿地的景观格局空间演变分析[J]. 地理科学,2012,32(6):717-724.
- [26] 王军,邱扬,杨磊,等. 基于GIS的土地整理景观效应分析[J]. 地理研究,2007,26(2):258-264.
- [27] 胡喜生,洪伟,吴承祯,等. 福州市土地生态系统服务功能价值的评估[J]. 东北林业大学学报,2011,39(12): 90-94.

(上接第162页)

- [18] 王亚娟,刘小鹏,赵大磊,等. 基于生态系统服务价值的固原市市辖区土地利用规划环境影响评价[J]. 水土保持研究,2010,17(3):222-226.
- [19] 王成,赵万民,谭少华,等. 基于生态服务价值评价的局地土地利用格局厘定[J]. 农业工程学报,2009,25(4): 222-229.
- [20] 张莹,雷国平,林佳,等. 扎龙自然保护区不同空间尺度景观格局时空变化及其生态风险[J]. 生态学杂志,2012,31(5):1250-1256.
- [21] 艾建超,赵力,程龙飞,等. 土地整理进程中镇赉项目区景观格局变化及生态风险[J]. 东北师大学报:自然科学版,2013,45(2):146-152.
- [22] 高宾,李小明,李志刚,等. 基于景观格局的锦州湾沿海