

退耕还林还草工程对中国北方农牧交错区 土地利用/覆被变化的影响 ——以科尔沁左翼后旗为例

周德成, 赵淑清, 朱 超

(北京大学城市与环境学院 北京大学地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京 100871)

摘要: 以北方农牧交错区-科尔沁左翼后旗为例, 利用卫星遥感技术获取 1980~2010 年土地利用/覆被信息, 通过统计模型重建土地利用/覆被及景观格局变化过程, 综合评价二者动态及退耕还林还草等生态恢复工程的影响。研究区土地整体处于准平衡态势, 各地类双向转换较频繁; 耕地与草地的变化对区域土地利用/覆被及景观格局变化起支配作用; 退耕还林还草等生态恢复工程逆转了天然植被(包括草地与林地)整体减少及耕地与未利用地增加的局面, 使各景观破碎化程度有所缓解, 这可能有利于生态环境的改善。

关键词: 农牧交错区; 退耕还林还草; 土地利用/覆被变化; 景观格局; 科尔沁左翼后旗

中图分类号: Q146 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-0690(2012)04-0442-08

由于人口压力、经济增长及长期的土地开发, 中国大量的原始森林及湿地被消耗, 大部分的草地和耕地退化^[1]。为改善环境条件, 中国采取了多种生态恢复工程, 包括天然林保护工程、退耕还林还草工程(Grain for Green Project, GGP)等; 其中 GGP 为发展中国家最大的土地休耕/再造林计划^[2]。这些生态恢复工程将导致大尺度、转换性的地表覆被变化, 并将在地区和国家尺度产生深远的环境及社会经济影响^[3]; 然而目前关于 GGP 影响的认识较为薄弱。土地利用/覆被变化(Land Use/Cover Change, LUCC)是全球环境变化研究的核心问题, 忽略 LUCC 信息可增大对生态系统环境效应评价的不确定性, 如可能极大的高估(或低估)生态系统碳吸收的能力^[4]; 因此探讨 GGP 对 LUCC 过程的影响是正确评价大规模生态恢复工程在区域及国家尺度效果的关键。

科尔沁生态环境十分脆弱。随着建国以来 4 次大规模的垦荒, 科尔沁土地利用/覆被格局产生

显著的变化, 集中体现为耕地面积的大幅度增加和草地等其它用地面积的减少^[5]。这些变化对该地区沙漠化加剧、干旱化加重等生存环境的逆向演变起着重要的加速作用。从 20 世纪 60~90 年代末, 虽然该区降雨增加有利于植被恢复, 但大面积的垦荒活动导致其沙漠化面积显著增加^[6,7]。该区于 2000 年开始实施大规模 GGP 生态恢复建设工程, 导致其土地利用/覆被及景观格局发生显著变化; 部分学者对该区 GGP 引起的 LUCC 过程进行研究, 但结果差异较大, 研究相对零散^[8-11]。本文以科尔沁左翼后期(简称科左后旗)为例, 利用卫星遥感数据, 提取土地利用/覆被信息。在地理信息系统(Geographical Information System, GIS)支持下, 定量评估研究区 1980~2010 年 LUCC 过程与景观格局动态, 旨在分析 GGP 对中国北方农牧交错区 LUCC 及景观格局动态的影响, 为正确评估中国生态恢复建设工程的生态环境效应以及进一步的规划、决策与生态环境保护提供参考。

收稿日期: 2011-04-02; **修订日期:** 2011-07-05

基金项目: 国家自然科学基金(41071050)和科技部气候变化研究国家重大科学研究计划(2010CB50600)资助。

作者简介: 周德成(1983-), 男, 湖北神农架人, 博士研究生, 主要从事土地利用变化及其对生态系统碳循环的影响研究。E-mail: zhoudc@pku.edu.cn

通讯作者: 赵淑清, 研究员。E-mail: sqzhao@urban.pku.edu.cn

1 研究地区与研究方法

1.1 研究地区概况

科左后旗地处科尔沁沙地与松辽平原交接地带(121°30' E~123°42' E, 42°40' N~43°42' N)(图1),除东、西辽河交汇处有总面积不到3%的冲积平原外,其余全部为沙坨草甸交错,以沙地沙丘为主要特征。研究区地处北温带半湿润气候区向内蒙古温带半干旱气候区过渡地带,属温带大陆性季风气候,年平均降水量为451.1 mm,由于受季风强弱影响,年际降水量变化较大,6~8月份约占全年降水量的70%以上。土壤构成以风沙土、草甸土、盐碱土为主,植被以旱生禾草和水生杂草为主。研究区于2002年开始实施大规模的GGP工程,并与此前后实施“三北”防护林、“5820”及沙源治理等一系列生态建设工程^[12]。

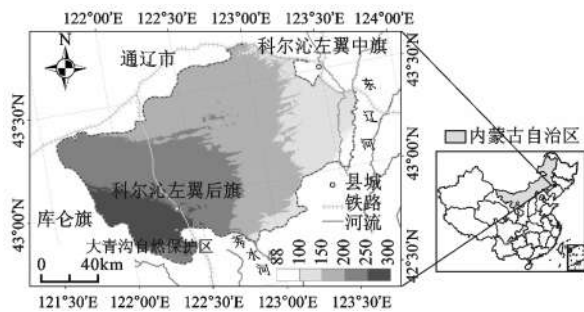


图1 研究区位置

Fig. 1 Geographical location of the study area

1.2 数据收集与土地利用/覆被分类

本文选用较高空间分辨率的Landsat系列遥感数据,包括MSS/TM/ETM+(表1),以及90 m×90 m的SRTM DEM数据(<http://glovis.usgs.gov/>)。参照《土地利用现状调查技术规程》^[13],结合研究区内的实际情况,对照影像上的地物特征,本研究将土地利用/覆被类型划分为:耕地、林地、草地、建设用地、水域和未利用地。耕地包括水田和旱地;林地包括有林地、疏林地和其它林地;水域包括河渠、湖泊、水库坑塘和沼泽;建设用地包括居民建

设用地和工矿交通用地;未利用地指目前还未利用的土地,主要包括沙地、裸岩、盐碱地和未利用的闲置地等。

为反映研究区1980~2010年LUCC过程以及GGP实施前后LUCC过程差异及对景观格局的影响,本文选择1980年、1990年、2000年、2005年和2010年5个时期为代表年份。在ERDAS Imagine 9.2支持下,对遥感影像进行投影变换、图像增强、裁剪、镶嵌、波段组合等处理。为减少坡地及阴影的影响,本文将经直方图拉伸后的NDVI数据与TM/ETM+波段组合,按照上述土地分类系统,分别选择训练区,采用最大似然法监督分类。得到研究区5期土地利用/覆被空间分布图(图2a)。

分类结果可信度的度量,一般是将航空照片、生态专题图、更高分辨率的影像和实地调查数据与分类结果进行比较^[14],本研究选用更高分辨率影像对分类结果进行精度检验。

Google Earth[®]作为一款虚拟地球仪软件把近3~5 a的卫星影像、航空相片和GIS数据叠加在一个三维模型上,地表绝大部分的分辨率在15 m以上,个别地区配有实地拍摄照片,可以有效地对土地利用/覆被分类结果进行验证^[15]。对于2010年的分类结果,根据土地利用/覆被类型所占比例在整个研究区内随机布设500个样本点,与Google Earth[®]高分辨率卫星影像叠加,进行精度检验,解译精度为88.6%,Kappa系数为0.863。对于1980年、1990年、2000年和2005年分类结果,则采用同样的方法对1980~2010年间土地利用/覆被未发生变化的区域进行验证,得到其影像分类Kappa系数分别为0.713、0.842、0.792和0.830,解译精度均满足LUCC监测的要求^[16]。

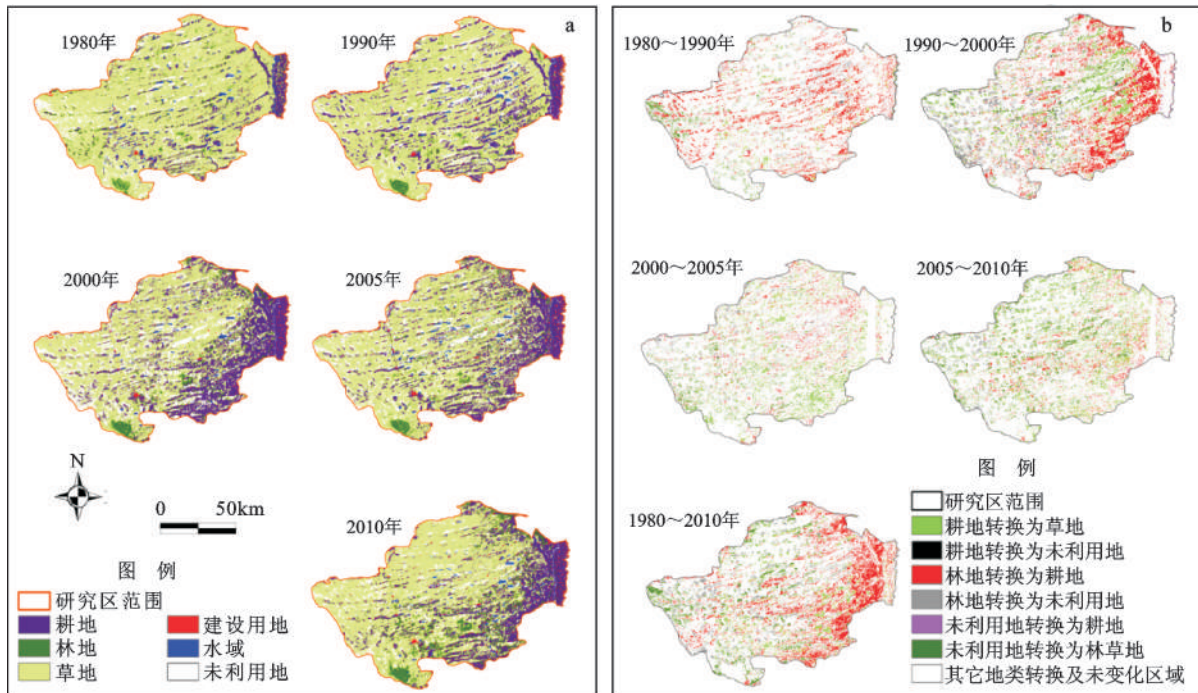
1.3 土地利用/覆被变化过程

运用ArcGIS 9.3对5期土地利用/覆被数据进行统计和叠加分析,得到各期之间的LUCC图(图2b)及土地利用/覆被类型面积转移矩阵,在此基础上计算用来表征LUCC过程的要素或值包括净变化、总变化、趋势和状态指数以及净变化速度(表2)。某一土地类型的净变化指该土地类型一定时

表1 土地利用/覆被分类数据来源

Table 1 Data sources for land use/cover classification

TM轨道号(列/行)	采集时间(年-月-日)				
119/30	1979-08-14	1991-08-24	2001-08-11	2005-09-07	2010-10-07
120/30	1980-06-26	1988-09-23	2001-09-03	2005-09-14	2010-09-12



a. 各时期土地利用/覆被分类; b. 各时段土地利用/覆被分类变化; 林草地表示林地和草地

图2 科左后旗1980~2010年土地利用/覆被空间分布

Fig. 2 Land use/ land cover pattern in Kezuohouqi resulting from the integration of supervised classification and visual interpretation (a) and the Land use/ land cover change (b) during 1980-2010

期内转入面积与转出面积之差, 相应的总变化指转入面积与转出面积之和^[17]; 状态反映的是土地变化的动态, 可分平衡(转出面积与转入面积相等)、准平衡(转出与转入之间有细微差异)、不平衡(转出与转入之间具有明显差异)和极度不平衡4种状态; 趋势描述的是某土地类型面积变化正负, 如果为涨势(增加趋势)表示该土地类型在扩张而落势(减少趋势)表示该土地类型在萎缩^[18]; 净变化速度则表征某一土地类型的面积随时间变化快慢。模型中主要指数的数学表达式:

$$N_c = [(U_b - U_a) / U_a] \times 100\% = [(\Delta U_{in} - \Delta U_{out}) / U_a] \times 100\% \quad (1)$$

$$T_c = [(\Delta U_{in} + \Delta U_{out}) / U_a] \times 100\% \quad (2)$$

$$P_s = N_c / T_c = (\Delta U_{in} - \Delta U_{out}) / (\Delta U_{in} + \Delta U_{out}) \quad (3)$$

($\Delta U_{in} + \Delta U_{out} \neq 0$ 且 $-1 \leq P_s \leq 1$)

$$S_a = \frac{\sum_{i=1}^n |U_{bi} - U_{ai}|}{2 \sum_{i=1}^n U_{ai}} \times 100\% \quad (4)$$

$$= \frac{\sum_{i=1}^n |\Delta U_{in-i} - \Delta U_{out-i}|}{2 \sum_{i=1}^n U_{ai}} \times 100\%$$

$$S_s = \frac{\sum_{i=1}^n (\Delta U_{out-i} + \Delta U_{in-i})}{2 \sum_{i=1}^n U_{ai}} \times 100\%$$

$$= \frac{\sum_{i=1}^n \Delta U_{out-i}}{\sum_{i=1}^n U_{ai}} \times 100\% = \frac{\sum_{i=1}^n \Delta U_{in-i}}{\sum_{i=1}^n U_{ai}} \times 100\% \quad (5)$$

$$P_t = \frac{S_a}{S_s} = \frac{\sum_{i=1}^n |\Delta U_{out-i} - \Delta U_{in-i}|}{\sum_{i=1}^n (\Delta U_{out-i} + \Delta U_{in-i})}$$

$$0 \leq \frac{S_a}{S_s} \leq 1 \text{ 且 } 0 \leq P_t \leq 1, \quad S_s \neq 0 \quad (6)$$

$$R_s = \left(\sqrt{\frac{U_b}{U_a}} - 1 \right) \times 100\% \quad (7)$$

$$= \left[\sqrt{\frac{U_a + (\Delta U_{in} - \Delta U_{out})}{U_a}} - 1 \right] \times 100\%$$

$$R_t = \left[\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n U_{ai} + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n (|U_{bi} - U_{ai}|)}{\sum_{i=1}^n U_{ai}}} - 1 \right] \times 100\%$$

$$= \left[\frac{\sum_{i=1}^n U_{ai} + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n (\Delta U_{in-i} - \Delta U_{out-i})}{\sum_{i=1}^n U_{ai}} - 1 \right] \times 100\% \quad (8)$$

式中, N_c 、 T_c 、 P_c 和 R_c 分别为单一LUCC类型面积的净变化、总变化、趋势与状态指数和净变化速度。 S_a 、 S_b 、 P_i 和 R_i 分别为总体LUCC的面积净变化、总变化、趋势与状态指数和净变化速度。 U_a 、 U_b 分别为研究初期和末期某一土地类型的面积; ΔU_{out} 为研究时段内某一土地类型转变为其它类型的面积之和; ΔU_{in} 为同时期其它类型转变为该类型的面积之和。 U_{ai} 、 U_{bi} 分别为研究初期和末期第*i*种土地类型的面积; ΔU_{out-i} 为研究时段内第*i*种土地类型转变为其它类型的面积之和; ΔU_{in-i} 为其它类型转变为第*i*种类型的面积之和; n 为土地利用与土地覆被类型总数; T 为研究时段。模型中各参数的意义及其详细说明可参阅文献[17, 18]。

1.4 景观格局变化

景观格局既是景观异质性的具体体现, 又是各种生态过程在不同尺度上作用的结果^[19]。依据研究目标、分析尺度和指数所表达的生态学意义选取适当景观指数可详尽刻画景观格局及动态趋势^[20]。本文选择斑块级别的斑块数目、斑块平均面积、斑块总面积和景观级别中的多样性指数、优势度和破碎度指数来分析景观结构和空间变化, 并探讨景观格局的时空变异规律(图3)。景观多样性指数是景观镶嵌体斑块丰富程度和均匀程度的综合反映, 可以表征研究区景观要素的多少和各类景观所占比例的变化, 与生态学中的物种多样性有紧密的联系; 优势度指数是测试景观多样性对最大多样性的偏离程度, 或描述一种或几种景观嵌块体支配景观格局的程度; 破碎化指数用来测度景观破碎度, 其值在0~1之间, 0表示无破碎化存在, 1则代表已完全破碎^[21]。景观级别的指数算式如下:

$$H = - \sum_{k=1}^m p_k \ln p_k \quad (9)$$

$$D = H_{\max} + \sum_{k=1}^m p_k \ln p_k \quad (10)$$

$$FN = (N_p - 1) / N_c \quad (11)$$

式中, H 为景观多样性指数, P_k 为景观类型*k*所占面积的比例; m 为景观类型的数目; H_{\max} 是多样性指数的最大值($\ln(m)$), 较大的*D*值对应于一个或

少数几个斑块占主导地位的景观; N_p 表示景观中各类斑块总数; N_c 为研究区总面积与最小斑块面积之比。模型中各参数的意义及其详细说明可参阅文献[21]。

2 结果与分析

2.1 科左后旗土地利用/覆被变化

GGP显著改变了研究区的LUCC过程。GGP实施前(1980~2000年), 耕地和未利用地大幅扩张, 且后期(1990~2000年)耕地较前期(1980~1990年)净变化速度降低, 而后期末利用地扩张速度为前期的2.1倍; 对比之下, 草地减少而林地处于先减后增趋势。除林地和耕地前期处于不平衡态势, 草地后期处于极端不平衡态势外, 其它地类均处于相对平衡态势, 双向转换较频繁(表2)。耕地前期主要转向草地和未利用地, 分别占转出总面积的71.5%和10.1%, 后期主要转向草地(65.1%)与林地(16.1%); 草地主要转向耕地和未利用地而林地主要转向耕地(图2b)。GGP实施后(2000~2010年), 耕地与未利用地增加及草地减少趋势发生逆转; 除建设用地外, 其它地类均处于平衡或准平衡状态; 2000~2005年, 耕地主要转向草地与林地, 分别占转出总面积的79.4%和15%; 草地主要转向耕地(44.3%)与未利用地(31.5%); 而未利用地主要转向草地(87.6%)。2005~2010年, 耕地面积继续减少, 草地面积增加, 且变化速度与前期差异较小; 未利用地面积显著减少, 其净变化速度为前期的2.45倍, 各地类的主要转换方向与2000~2005年相同。

就整个研究时段而言, 耕地面积显著增加, 净变化89.75%, 主要由草地与林地转入; 林地与建设用地增加, 而草地、水域和未利用地均处于减少态势。建设用地与耕地分别处于极端不平衡和不平衡的态势, 以单向转换为主; 其它地类则处于准平衡或平衡态势, 双向转换较频繁。耕地主要转向草地(64.5%)与林地(24.5%), 草地主要转向耕地(50.1%)和林地(26.8%), 林地主要转向耕地(53.3%)而未利用地主要转向草地(95.0%)。GGP等工程的实施使研究区环境得到改善, 但整体上, 仍表现为大面积天然植被覆被区域被开垦为耕地。通过计算综合变化的指数表明研究区LUCC的状态整体处于准平衡态势, 双向转换较频繁, 但LUCC的平衡程度经历“高-低-高”的变化过程,

表2 科左后旗土地利用/覆被类型面积及变化

Table 2 Area of each land use/cover category in Kezuohouqi and changes in land use/cover from 1980 to 2010

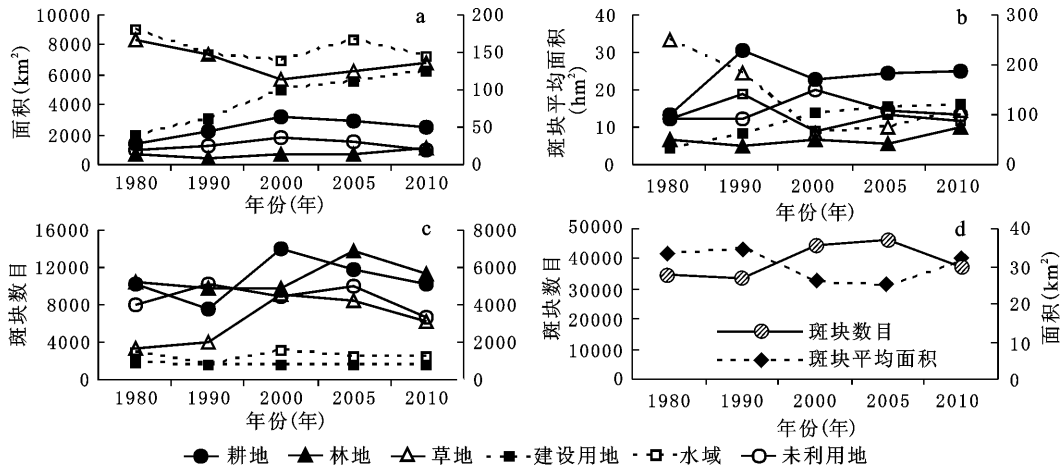
土地利用/覆被类型		耕地	林地	草地	建设用地	水体	未利用地	综合变化
面积(km ²)	1980年	1348.43	668.35	8367.80	38.97	180.70	995.07	—
	1990年	2289.93	473.11	7413.87	61.14	146.83	1214.45	—
	2000年	3192.35	645.07	5752.91	100.45	138.71	1769.82	—
	2005年	2872.13	749.02	6234.84	111.28	167.81	1464.24	—
	2010年	2558.66	1115.69	6746.05	125.60	145.66	907.66	—
1980~1990年	面积变化(km ²)	941.50	-195.25	-953.93	22.17	-33.87	219.38	—
	净变化(%)	69.82	-29.21	-11.40	56.89	-18.74	22.05	10.20
	总变化(%)	108.12	36.70	28.91	111.66	73.18	99.47	22.79
	趋势	0.65	-0.80	-0.39	0.51	-0.26	0.22	0.45
	净变化速度(%)	5.44	-3.40	-1.20	4.61	-2.05	2.01	0.98
1990~2000年	面积变化(km ²)	902.42	171.96	-1660.96	39.31	-8.12	555.37	—
	净变化(%)	39.41	36.35	-22.40	64.30	-5.53	45.73	14.39
	总变化(%)	110.90	147.86	37.11	75.33	83.38	120.36	37.16
	趋势	0.36	0.25	-0.60	0.85	-0.07	0.38	0.39
	净变化速度(%)	3.38	3.15	-2.50	5.09	-0.57	3.84	1.35
2000~2005年	面积变化(km ²)	-320.22	103.95	481.93	10.83	29.10	-305.58	—
	净变化(%)	-10.03	16.11	8.38	10.78	20.98	-17.27	5.40
	总变化(%)	31.00	85.70	28.93	11.48	66.36	48.46	19.34
	趋势	-0.33	0.19	0.29	0.94	0.32	-0.36	0.28
	净变化速度(%)	-2.09	3.03	1.62	2.07	3.88	-3.72	1.06
2005~2010年	面积变化(km ²)	-313.46	366.67	511.20	14.32	-22.15	-556.58	—
	净变化(%)	-10.91	48.95	8.20	12.87	-13.20	-38.01	7.69
	总变化(%)	25.54	89.83	22.03	13.42	58.04	76.84	17.32
	趋势	-0.43	0.54	0.37	0.96	-0.23	-0.49	0.44
	净变化速度(%)	-2.28	8.30	1.59	2.45	-2.79	-9.12	1.49
1980~2010年	面积变化(km ²)	1210.23	447.34	-1621.75	86.63	-35.04	-87.41	—
	净变化(%)	89.75	66.93	-19.38	222.31	-19.39	-8.78	15.04
	总变化(%)	172.64	214.72	50.48	241.27	87.21	133.06	41.22
	趋势	0.52	0.31	-0.38	0.92	-0.22	-0.07	0.36
	净变化速度(%)	2.16	1.72	-0.72	3.98	-0.72	-0.31	0.47

GGP工程实施前,各地类间双向转换过程日益加剧,但在工程实施后,加强了LUCC的单向转换过程。1980~2010年,综合净变化速度缓慢增加。

2.2 1980~2010年科左后旗景观格局变化

草地和耕地占研究区总面积80%左右,对区域景观格局起控制作用。从斑块数目和斑块平均面积看,GGP实施前,耕地斑块数目先减后增,相应的斑块平均面积先增后减;草地斑块数目增加,致使斑块平均面积显著降低;林地和未利用地斑块数目波动较小;表明在1980~1990年间,开垦的

耕地主要分布在在交通及灌溉水源便利、城镇周边原有耕地周围(图2b),导致耕地斑块数目减少而斑块平均面积增加,草地的破碎度显著增加。GGP实施后,耕地斑块数目与斑块平均面积均持续减少;草地斑块数目减少,斑块平均面积增加;林地与未利用地斑块数目均呈先增后减态势(图3b和c)。就整个研究区来看,总斑块数目先增后减,斑块平均面积变化趋势相反,在GGP实施后,总斑块数目仍有小幅度增加,后显著减少,斑块数目的变化与景观破碎度具有较好的正相关性,表



a. 各类景观的斑块面积; b. 各景观的斑块平均面积; c. 各类景观的斑块数目; d. 所有景观总斑块数目及斑块平均面积; 图 a、b、c 中, 建设用地和水域对应次坐标轴

图 3 科左后旗 1980~2010 年景观的总体特征

Fig. 3 Characteristics of the landscape in Kezuohouqi between 1980 and 2010

明 GGP 在初期可能加大了景观的破碎程度, 但随后将导致破碎度大幅度降低。

研究区景观多样性较高, 多样性指数先增后减, 2000 年最高为 1.24, 1980 年最低为 0.94; 表明在 GGP 实施前, 研究区各景观类型所占比例差异减小, 景观异质性程度和复杂性加大, 工程实施后, 变化趋势发生逆转(图 4)。景观优势度指数变化趋势与多样性指数相反, 表明流域处主导地位的景观类型(即草地)与其它景观类型所占比例差异先缩小后增加, 大规模的垦荒导致差异缩小而 GGP 等生态恢复工程加大了这种差异。通过计算景观破碎度指数表明研究区的破碎化程度较低, 研究区景观整体较完整; 整个研究时段内, 破碎度指数先增后减, 大面积的垦荒加剧景观的破碎程度, 而大规模 GGP 建设工程导致破碎化程度降低, 这可能有利于生态环境的改善。

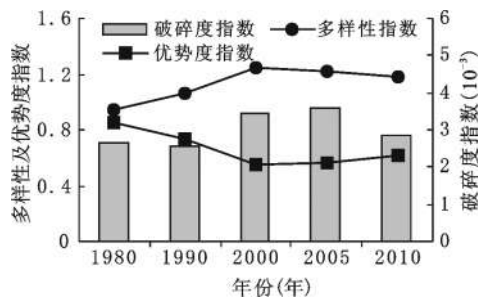


图 4 科左后旗 1980~2010 年的景观空间结构与构型特征

Fig. 4 Formational characteristic and spatial structure of the landscape in Kezuohouqi between 1980 and 2010

3 讨论

本研究表明 GGP 逆转了研究区耕地与未利用地增加以及草地递减的趋势。GGP 有利于研究区天然植被的恢复, 这与近年来中国采取的其它一系列生态恢复或保护工程的效应表征出较好的一致性^[22-24], 与在内蒙古其它 GGP 示范区研究结果一致^[25,26]。除 GGP 外, 研究区近年来还采取了其它一系列生态建设工程, 如“三北”防护林、“5820”及沙源治理工程, 但 GGP 为恢复土地面积最大、投资最多的生态恢复工程, 仅 2002~2007 年工程面积达 648 km², 累计投资 2.58 亿元, 远大于其它生态建设工程实施面积及投资的总和^[12]。因此, 尽管气候波动与植被覆盖变化具有较好的相关性^[6], 且其它生态建设工程和人为因素均可能对 LUCC 产生重要影响, GGP 为导致研究区 LUCC 趋势在短期内发生逆转的主要原因。董婷婷等^[8]探讨了科左后旗 1975~2005 年间耕地的动态变化, 表明研究区耕地一直处于增加态势, 在 2000~2005 年耕地面积变化幅度显著低于前期; 张伟科^[11]以包括科左后旗在内的西辽河流域为例, 研究表明研究区的土地变化主要表征为耕地增加、未利用地与草地面积减少; 而杨卓等^[9]选取包括科左后旗在内 4 个县为代表, 研究了典型北方农牧交错区 1987~2007 年 LUCC 过程, 结果显示其研究区内耕地与草地持续减少而未利用地持续增加, 且 2003~2007 年间的变化速度显著低于前期。上述研究表明, 不同学者

关于北方农牧交错区LUCC过程的研究结果差异较大,但均表征出研究区环境恶化趋势得到缓解或扭转。导致上述差异的原因主要有两个方面,首先,时空尺度差异是导致不同学者研究结果差异显著的主要原因,其次,由于遥感数据自身时空分辨率的局限性,使得分类精度受研究者先验知识及影像解译水平影响较大。根据统计数据,研究区1990~2000年耕地面积处于显著增加态势,在2000~2003年发生逆转,耕地面积显著降低,但在2004~2009年再次转为增加趋势^{①,②},均与上述基于遥感数据的研究成果差异较大,其原因为统计数据自身存在一定误差,且二者关于耕地定义往往不同。本文研究结果虽与部分研究结果略有差异^[8,9,11],但与于艳华等^[25]在科尔沁沙地的研究结果一致,且本文通过利用高分辨率遥感影像进行精度验证,取得了较理想的解译精度。

人口增加及政策改变是导致研究区土地变化的主要驱动力。许多研究表明人类活动是导致耕地增加的决定性因子^[27]。1980~2007年间研究区人口从34万增加到40万;人口的增加将导致对农村区域资源需求量的增长,如建设用地和耕地^[28];因此研究区人口增加是导致1985~2000年大规模垦荒的原因之一^[10],进而加剧沙漠化,致使未利用地增加。20世纪80年代末,受新一轮后备耕地资源的大规模开发政策的驱动,科尔沁土地利用/覆被格局产生了显著的变化;同时受市场经济的影响,畜牧产品价格下跌,但粮食价格受到国家保护,使得开荒种地比经营畜牧业更有利可图,进一步加剧耕地扩张幅度^[8]。2002年研究区开始实施大规模的GGP生态建设工程,成为导致研究区天然植被增加、耕地减少的主要原因。

干旱与半干旱区GGP的生态环境效应为广大学者关注的焦点^[29]。本文基于LUCC对景观格局的影响,分析了GGP对科左后旗景观格局的影响,表明在GGP实施前研究区景观多样性和异质性增加,对维持研究区稳定性可能具有负面影响;景观破碎化、斑块平均面积减小会通过降低总生境面积导致斑块内部生境损失,同时使得生境斑块之间隔离程度增加而阻碍物种扩散,致使生境质量下降^[30]。GGP致使上述变化趋势逆转,使日益恶化的环境得到控制,并呈现恢复趋势。

4 结 论

本文利用卫星遥感数据探讨了GGP对中国北方农牧交错区—科左后旗LUCC过程的影响,结果表明研究区LUCC整体处于准平衡态势,各地类双向转换较频繁;耕地与草变化对研究LUCC及景观格局动态起支配作用。人口增加及政策改变是导致研究区土地变化的主要驱动力。GGP实施前,受人口增加及后备耕地开垦政策驱动,研究区耕地大幅扩张,致使草地及林地面积减少,环境恶化加剧,进而导致未利用地增加。GGP的实施逆转了研究区耕地增加的态势,致使天然植被(林地和草地)面积增加,进而逆转了未利用地不断增加的态势。同时,GGP逆转了研究区景观多样性升高、优势度降低及破碎度增加的趋势,致使景观类型间差异、异质性程度和景观结构复杂性降低,这可能有利于生态环境的改善。GGP对研究区植被恢复及景观结构起着积极作用,进一步的研究应从更大的时空尺度对GGP等生态恢复工程所引起的生态效应/后果进行综合评估,为生态恢复工程建设提供参考。

参考文献:

- [1] Liu J G, Diamond J. China's environment in a globalizing world [J]. *Nature*, 2005, **435**: 1179-1186.
- [2] FAO. Global Forest Resources Assessment 2000 Main Report [M]. Rome: FAO Forestry Paper, 2010: 140.
- [3] Wang C. Evaluation of the economic and environmental impact of converting cropland to forest: A case study in Dunhua county, China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2007, **85**: 757-773.
- [4] Zhao S Q, Liu S, Li Z, et al. Ignoring detailed fast-changing dynamics of land use overestimates regional terrestrial carbon sequestration [J]. *Biogeosciences*, 2009, **6**: 1647-1654.
- [5] 乌兰图雅. 科尔沁沙地近50年的垦殖与土地利用变化[J]. *地理科学进展*, 2000, **16**(3): 29-37.
- [6] 赵哈林, 张铜会, 崔建垣, 等. 近40 a我国北方农牧交错区气候变化及其与土地沙漠化的关系——以科尔沁沙地为例[J]. *中国沙漠*, 2000, **20**(增刊): 1-5.
- [7] 汪爱华, 李 丽, 迟耀斌, 等. 基于北京1号小卫星的全国沙漠与沙漠化土地监测研究[J]. *地理科学*, 2010, **30**(3): 409-414.
- [8] 董婷婷, 张增祥, 钱凤魁. 中国北方农牧交错带耕地动态变化的遥感监测[J]. *农业工程学报*, 2007, **23**(6): 78-84.
- [9] 杨 卓, 李 全, 魏 斌, 等. 典型东北农牧交错区土地利用/覆被变化分析[J]. *水土保持研究*, 2010, **17**(4): 212-217.

① 哲里木盟统计局. 哲里木盟统计年鉴. 哲里木盟: 哲里木盟统计局, 1991~1999.

② 通辽市统计局. 通辽市统计年鉴. 2001~2010.

- [10] 张永民,赵士洞.近15年科尔沁沙地及其周围地区土地利用变化分析[J].自然资源学报,2003,18(2):174~182.
- [11] 张伟科,封志明,杨艳昭,等.北方农牧交错带土地利用/覆被变化分析——以西辽河流域为例[J].资源科学,2010,32(3):573~579.
- [12] 科尔沁左翼后旗县志编撰委员会.科尔沁左翼后旗县志1989~2007[M].内蒙古人民出版社,2008.
- [13] 国家土地管理局.县级土地利用总体规划编制规程(试行)[S].1997:26~30.
- [14] Altan O.Use of photogrammetry, remote sensing and spatial information technologies in disaster management,especially earthquakes[J].Geo-information for Disaster Management,2005,4:311-322.
- [15] Luedeling E,Buerkert A.Typology of oases in northern Oman based on Landsat and SRTM imagery and geological survey data[J].Remote Sensing of Environment,2008,112(3):1181-1195.
- [16] Janssen L L F,Vander Welf F J M.Accuracy assessment of satellite derived land-cover data:A review[J].Photogram metric Engineering & Remote Sensing,1994,60:419-426.
- [17] Pontius R G,Shusas E,McEachern M.Detecting important categorical land changes while accounting for persistence[J].Agriculture,Ecosystems and Environment,2004,101:251 - 268.
- [18] 周德成,罗格平,尹昌应,等.近50 a 阿克苏河流域土地利用/覆被变化过程[J].冰川冻土,2010,32(2):275~284.
- [19] 邬建国.景观生态学:格局、过程、尺度与等级(第2版)[M].北京:高等教育出版社,2007.
- [20] 李秀珍,布仁仓,常禹,等.景观格局指标对不同景观格局的反应[J].生态学报,2004,24(1):123~134.
- [21] 张金屯,邱扬,郑凤英.景观格局的数量研究方法[J].山地学报,2000,18(4):346~352.
- [22] 黄妮,刘殿伟,王宗明,等.基于GIS的三江平原退耕还湿空间决策分析[J].地理科学,2009,29(6):874~879.
- [23] 侯西勇,应兰兰,高猛,等.1998~2008年中国东部沿海植被覆盖变化特征[J].地理科学,2010,30(5):735~741.
- [24] 赵志平,刘纪远,邵全琴.三江源自然保护区土地覆被变化特征分析[J].地理科学,2010,30(3):415~420.
- [25] 于艳华,乌兰图雅,阿拉腾图雅.基于退耕还林还草的科尔沁沙地景观结构变化——以通辽市奈曼旗为例[J].内蒙古师范大学学报:自然科学版,2007,36(2):212~216.
- [26] 吴海珍,阿如早,郭田保.基于RS和GIS的内蒙古多伦县土地利用变化对生态服务价值的影响[J].地理科学,2011,31(1):110~116.
- [27] Goudie A,Viles H.The Earth Transformed—An Introduction to Human Impacts on the Environment[M].Grassland,Soil and Water Research Laboratory,Agricultural Research Service,2002.
- [28] Lambin E F,Turner II B L,Geist J S,et al.The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths[J].Global Environmental Change,2001,11:261-269.
- [29] Cao S X.Why Large-Scale Afforestation efforts in China have failed to solve the desertification problem[J].Environmental Science & Technology,2008,42(21):8165-8165.
- [30] 于兴修,杨桂山,李恒鹏.典型流域土地利用/覆被变化及其景观生态效应——以浙江省西苕溪流域为例[J].自然资源学报,2003,18(1):13~19.

The Impact of the Grain for Green Project on the Land Use/Cover Change in the Northern Farming-pastoral Ecotone, China

—A Case Study of Kezuohouqi County

ZHOU De-cheng, ZHAO Shu-qing, ZHU Chao

(College of Urban and Environmental Sciences, and Key Laboratory for Earth Surface Processes of the Ministry of Education, Peking University, Beijing 100871, China)

Abstract: Based on remote sensing techniques, the land use/cover information between 1980 and 2010 was obtained and the change processes of land use/cover and landscape pattern of Kezuohouqi County in the loess plateau, China were characterized, using the statistical models to analyze the impacts of the Grain for Green Project (GGP) on both of them. The land was generally in quasi-balanced status with a slight difference between the loss and the gain of the area for most land use types, indicating that the land conversion direction was dominated by two-way transition. Transition between cropland and grassland dominated the processes of the land use/cover change and landscape pattern dynamics. The GGP together with other eco-restoration projects reversed the decline trend of natural vegetation (i.e., the woodland and grassland) and the increase trend of cropland and unused land, and reduced the fragmentation of landscape. These changes may be beneficial to the local eco-restoration.

Key words: farming-pastoral ecotone; Grain for Green Project; land use/cover change; landscape pattern; Kezuohouqi