中国生态农业学报 2018 年 8 月 第 26 卷 第 8 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Aug. 2018, 26(8): 1217−1226

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170991

刘建华, 许皞, 王耀, 李航, 沈文东. 基于土地利用格局变化的生态风险与固碳功能评价——以河北省黄骅市为例[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(8): 1217−1226
LIU J H, XU H, WANG Y, LI H, SHEN W D. Evaluation of ecological risk and carbon fixation from land use change: A case study of Huanghua City, Hebei Province[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2018, 26(8): 1217−1226

基于土地利用格局变化的生态风险与固碳功能评价*

——以河北省黄骅市为例

刘建华[1], 许 皞[1,2**], 王 耀[3], 李 航[2], 沈文东[2]

(1. 河北农业大学国土资源学院 保定 071000; 2. 河北农业大学资源与环境科学学院 保定 071000; 3. 河北农业大学商学院 保定 071000)

摘 要: 土地利用格局的变化会引起区域生态风险和固碳功能的变化。本文以河北省黄骅市为例, 以 1995 年、2005 年和 2015 年遥感影像为基础数据, 基于土地利用格局变化构建生态风险指数, 利用 InVEST 模型分析碳储量服务变化, 并对二者进行相关性分析, 以期为土地资源的合理利用提供科学依据。结果表明: 1)1995—2015 年, 黄骅市主要土地利用类型为耕地、盐碱地和建设用地, 对比 2015 年和 1995 年的结果发现, 耕地、草地和建设用地破碎度和分离度增加, 园地和盐碱地分离度和破碎度降低; 园地和盐碱地损失度指数降低, 而其他土地利用类型损失度指数增加。2)1995 年、2005 年和 2015 年黄骅市生态风险总和分别为 12.58、10.32 和 11.10, 生态风险区以较低风险区和高风险区为主, 较低风险区面积逐渐增加且向南部集中, 高风险区面积逐渐减少且向中部和东部海岸带集中。3)InVEST 模拟结果表明, 研究期间黄骅市碳储量呈现先上升后下降的趋势, 1995 年、2005 年和 2015 年黄骅市的碳储量分别为 2 387.05 万 t、2 491.51 万 t 和 2 028.86 万 t, 3 年的碳密度分别为 107.63 $t\cdot hm^{-2}$、112.34 $t\cdot hm^{-2}$ 和 93.16 $t\cdot hm^{-2}$, 各土地利用类型碳储量的变化情况与各自面积的变化情况有较高的一致性。4)生态风险变化与碳储量服务变化的相关性分析结果表明, 1995—2005 年和 2005—2015 年二者相关性的决定系数分别为 0.69 和 0.72(P<0.01), 呈显著负相关关系, 表明生态系统服务变化在生态风险评价中应用的可能。基于土地利用格局变化对黄骅市生态风险和碳储量进行评价, 对于其实现土地资源可持续利用和区域生态环境改善具有重要意义。

关键词: 土地利用格局; 生态风险; 碳储量; 生态系统服务; InVEST 模型
中图分类号: S156.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2018)08-1217-10

Evaluation of ecological risk and carbon fixation from land use change: A case study of Huanghua City, Hebei Province*

LIU Jianhua[1], XU Hao[1,2**], WANG Yao[3], LI Hang[2], SHEN Wendong[2]

(1. College of Land and Resources, Hebei Agricultural University, Baoding 071000, China; 2. College of Resources and Environmental Science, Hebei Agricultural University, Baoding 071000, China; 3. College of Business Studies, Hebei Agricultural University, Baoding 071000, China)

Abstract: The rapid development of social economy has had a profound impact on the change of land use pattern. Ecological risk

* 河北省社会科学基金(HB16YJ060)和河北省社会科学发展研究课题(201603120411)资助
** 通信作者: 许皞, 研究方向为土壤学与土地资源可持续利用。E-mail: xuhao22003@126.com
刘建华, 研究方向为土地资源利用与规划。E-mail: liu_jianhua1@163.com
收稿日期: 2017-10-31 接受日期: 2018-04-12
* This study was founded by the Social Science Fund of Hebei Province, China (HB16YJ060) and the Hebei Province Social Development Research Project (201603120411).
** Corresponding author, E-mail: xuhao22003@126.com
Received Oct. 31, 2017; accepted Apr. 12, 2018

assessment had played an important role in controlling ecological risk and realizing sustainable development. Changes in land use pattern will exert an effect on regional ecological risk and carbon sequestration. Combined evaluation of ecological service value and ecological risk assessment has become the new mode of studying ecological problems. This paper used Huanghua City in Hebei Province, China as a case study and remote sensing images for 1995, 2005 and 2015 as the basic data to analyze this pattern change. While ecological risk index was constructed based on the pattern of change in land use, InVEST was used to analyze the change in carbon storage. Finally, we analyzed the correlation between changes in ecological risk and carbon stock. The purpose of the study was to determine rational utilization of land resources for healthy development of ecological environment. The results showed that: 1) cultivated land, saline land and construction land were the main land use patterns in Huanghua during 1995–2015. Compared 2015 with 1995, the degrees of fragmentation and separation in cultivated land, grassland and construction land increased, while the separation and fragmentation of garden plot and saline land decreased. While the loss index of garden plot and the saline land reduced, that of other land use types increased. 2) Total ecological risks of Huanghua City in 1995, 2005 and 2015 were 12.58, 10.32 and 11.10, respectively. During the study period, low risk and high risk area constituted the main risk areas. The area of the low risk gradually increased and was concentrated in the south. Then the area of high risk gradually decreased and was concentrated in the central and eastern coastal zones. 3) According to InVEST simulation results, the carbon storage in Huanghua City increased and then decreased eventually. In 1995, 2005 and 2015, total carbon storages in Huanghua were 23.870 5 million tons, 24.915 1 million tons and 20.288 6 million tons, with respective carbon densities of 107.63 $t \cdot hm^{-2}$, 112.34 $t \cdot hm^{-2}$ and 93.16 $t \cdot hm^{-2}$. Change in carbon storage under each land use pattern was more consistent with change in the corresponding land area. 4) Correlation between changes in ecological risk and carbon stock was significant. The determinants of the correlation between changes in ecological risk and carbon stock in 1995–2005 and 2005–2015 were 0.69 and 0.72 ($P<0.01$), showing a significant negative correlation. It suggested that ecological risk assessment and ecosystem services valuation were concurrently assessable. This was one of the innovative points of the research. The assessment of ecological risk and carbon storage in Huanghua using change in land use pattern was important for the realization of sustainable utilization of land resources and improvements in regional ecological environment.

Keywords: Land use pattern; Ecological risk; Carbon storage; Ecological system services; InVEST model

生态风险评价是对生态系统结构和功能正在受到或将来可能受到的危害或胁迫进行表征的一种评估方法[1]。土地利用是人类对土地资源付出劳动以获取报酬的一种行为方式，它不仅会对土地本身产生影响，还会改变大气、水文和植被等要素，对与土地有关的整个生态环境产生影响[2]，因此，如何管控土地利用所带来的生态风险与合理利用土地资源已成为研究热点[3]。人类的社会经济活动对土地生态系统的影响愈来愈大，生态风险评价为土地格局变化引起的生态效应的定量化评估带来了新思路，成为当今管控区域环境风险的一种重要科学手段。目前，主要有两种评价土地利用引起的生态风险的思路：一是基于风险源汇理论的传统评价方法，即“源分析—受体评价—暴露及危害评价—风险表征”的模式。二是基于景观生态学理论进行生态风险评估。因为大多数评价指标难以获取或不易量化，所以现在的土地生态风险评价大多停留在地类的尺度，即基于土地利用类型进行土地利用的生态风险评价[4-5]。虽难以落实到地块尺度，但与第 1 种模式相比，第 2 种模式既可对区域生态状况进行定量评价，也可从时间和空间上描述生态风险变化[6]。

傅伯杰等[7]指出生态系统服务受土地利用类型的影响，并对不同的土地利用类型、土地利用格局变化和不同利用强度 3 个方面引起的生态系统服务变化进行分析。当前主要从能值、价值量和物质量等角度测算生态系统服务价值[8-9]，评价土地利用格局变化带来的生态风险[10]。在生态风险评价中引入生态系统服务这一方面的研究还相对较少，现有的研究也只进行理论的探讨，只是将生态系统服务作为评价过程的一个阶段。康鹏等[11]提出可在生态风险评价中引入生态系统服务的思考，以对传统生态风险评价进行补充。土地利用格局变化后会引起生态风险，同时也会对生态系统服务产生影响，基于此可考虑对二者的相关性进行分析，彭建等[12]提出可将生态系统服务价值引入景观生态风险评价中，作为评判生态系统效益的重要依据。

利用 InVEST(Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs)模型测算生态系统服务价值已较为成熟[13-14]，可对生态系统服务价值进行空间化评估是该模型的特点之一。现阶段，通过该模型对生态服务功能的研究主要包括水源涵养、物种丰富度和固碳功能等几个方面[15-16]。社会经济的发展对一个区域的土地利用格局产生巨大影响，利用 InVEST 模型对不同土地利用类型下的碳储量进行模拟，以此来说明对生态系统服务功能的影响。

近年来，河北省黄骅市社会经济的快速发展、人口增长迅速以及城镇化水平的不断提高使得黄骅市土地利用格局发生了较大变化。本文以黄骅市为例，

利用 ENVI4.7 软件获得黄骅市 1995 年、2005 年和 2015 年遥感影像图，通过网格法划分生态风险小区，基于景观格局指数构建生态风险评价体系，实现生态风险的定量、空间化评价，分析土地利用格局变化对生态风险的影响；选取土地利用格局的改变对碳储量的扰动为生态系统服务的评价指标，利用 InVEST 模型分析基于土地利用格局变化的碳储量服务的变化，并对生态风险变化和碳储量服务变化进行相关性分析，探讨生态系统服务变化应用于生态风险评价的可能，对黄骅市土地利用格局的调整与管控土地利用格局变化带来的生态风险意义重大。

1　研究区概况与研究方法

1.1　研究区概况

黄骅市隶属河北省沧州市，位于 117.08°~117.82°E 和 38.15°~38.65°N。黄骅市具有地理位置优势，东面沿渤海，西面与沧县、孟村回族自治县接壤，南接海兴县，北接天津，位于“环渤海”和“环京津”的枢纽地带，我国重点工程项目驻地在黄骅港，区域总面积为 2 177.83 km^2。黄骅市位于华北冲击平原东部，地势平坦，平均海拔 3~5 m，自西南向东北倾斜，主要地貌类型为平原和海岸带。气候类型为暖温带半湿润大陆性季风型气候，年均蒸发量和年均降水量分别约为 1 908.7 mm 和 627 mm，降水集中在 6—8 月份，占到全年降水量 70%以上，历年平均气温为 12 ℃，无霜期约 210 d，光热情况良好。土壤类别有潮土、盐土、沼泽土，潮土分布最广，土壤质地为壤土。

1.2　研究方法

1.2.1　数据来源

本研究所采用的遥感数据，选择由美国陆地卫星 LandSat 获取的遥感影像作为基本信息源，基本数据下载于美国地质调查局网站和我国地理空间数据云。本研究利用软件 ENVI4.7 对获取的基础遥感影像数据进行处理，主要是对其几何粗校正和影像的裁剪，以消除其他因素的影响，裁定所选研究区域，使其与标准图像相符合，最终获取了黄骅市 1995 年、2005 年和 2015 年 3 期遥感影像数据(图 1)，行列号为 P122R033，空间分辨率均为 30 m，Tiff 栅格格式，影像数据受天气等自然影响因素较小。通过混淆矩阵对解译的结果进行评价，确定分类的精度，1995 年、2005 年和 2015 年 3 期遥感解译精度 82.36%、88.39%和 90.13%。

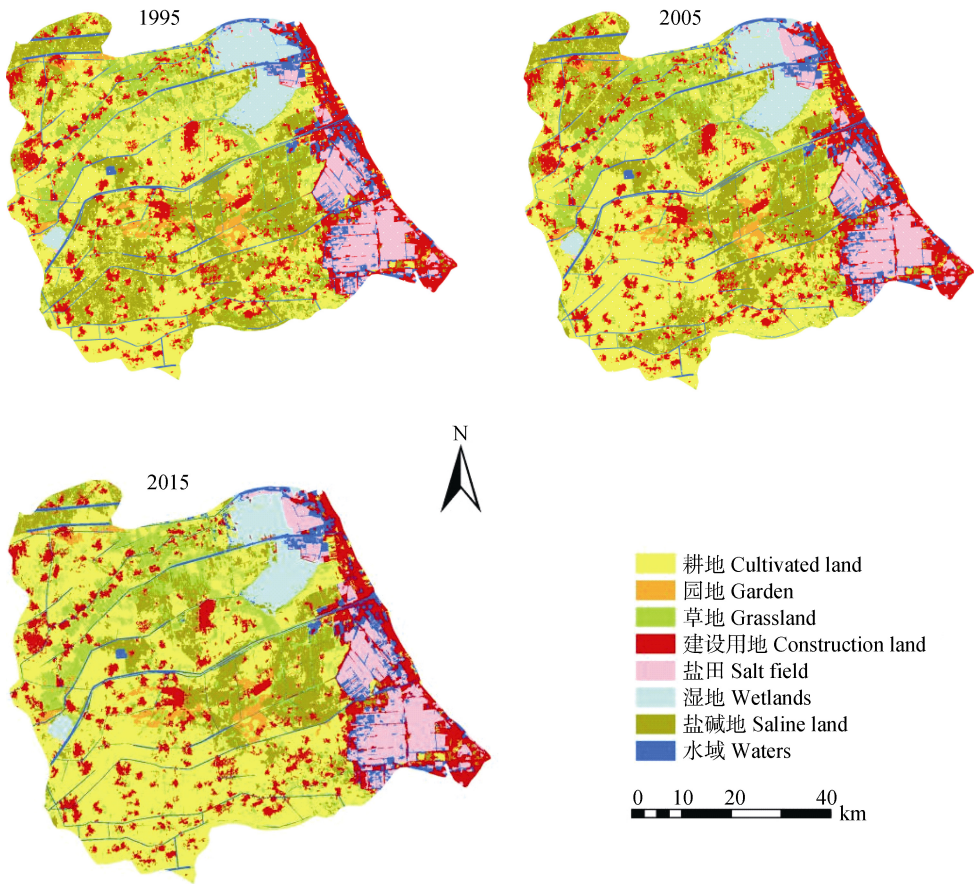

图 1　1995—2015 年黄骅市土地利用类型空间分布图

Fig. 1　Spatial distribution maps of land use types of Huanghua City in 1995, 2005 and 2015

非遥感数据采用的是 2015 年黄骅市土地利用现状调查图以及野外实地调查采集的数据。在 2015 年 7—8 月份，对黄骅市土地利用情况进行实地调查，按照各乡镇面积，平均布设样点，野外实地调查样点 69 个。依据全国土地利用现状分类，将黄骅市景观类型划分为 8 类，包括耕地、园地、草地、建设用地、盐田、湿地、盐碱地和水域。

1.2.2 风险小区划分

为了从空间上分析黄骅市生态风险值的变化情况，将研究区按 4 km × 4 km 的网格进行划分并得到 245 个生态风险小区，以生态风险小区为基本单位计算生态风险指数，分析 1995—2015 年间黄骅市基于土地利用格局变化的生态风险变化情况。

1.2.3 景观生态风险指数构建

统计每个生态风险小区内各景观类型的面积和斑块数，计算得到研究区内各个景观类型的破碎度、分离度、优势度，通过分别赋以权重值，得到景观干扰度指数；通过专家打分法得到各景观类型的脆弱度指数，并以此计算损失度指数；最后通过统计每个风险小区内各景观类型的面积比例，构建生态风险指数模型，得到各生态风险小区的生态风险指数(ecological risk index, ERI)。

1)景观干扰度指数

景观干扰度指数(S_i)反映的是外部因素对生态系统的干扰程度，统计研究区内各景观类型的面积和斑块数，通过对破碎度指数、分离度指数和优势度指数赋以权重，加权平均得到景观干扰度指数。其表达式为：

$$S_i = aC_i + bN_i + cD_i \tag{1}$$

$$C_i = \frac{n_i}{A_i} \tag{2}$$

$$N_i = \frac{A}{2A_i}\sqrt{\frac{n_i}{A}} \tag{3}$$

$$D_i = 0.4L_i + 0.6P_i \tag{4}$$

式中：C_i 为景观破碎度指数；N_i 为景观分离度指数；D_i 为景观优势度指数；n_i 为景观类型 i 的斑块数；A_i 为景观类型 i 的总面积，hm^2；A 为景观总面积，hm^2；L_i 为景观 i 的斑块数/斑块总数；P_i 为景观 i 的斑块面积/总面积；a、b 和 c 的值分别反映了景观破碎度指数、景观分离度指数和景观优势度指数对景观所表征的生态环境的影响程度，$a+b+c=1$，借鉴前人研究成果[17]，分析各指数对生态环境的贡献，a、b 和 c 分别赋以 0.5、0.3、0.2 的权重值。但对于本研究区而言，分布有大面积的盐碱地，干扰度越大，其脆弱性越强，因而优势度更能代表其干扰状况，对 a、b 和 c 分别赋以 0.3、0.2、0.5 的权重值。

2)景观脆弱度指数

景观脆弱度指数(F_i)反映的是不同土地利用类型所代表的生态系统受到外部影响因素干扰时的易损程度。生态系统对外部干扰因素的抵御能力越强，表示生态系统的脆弱度越小，说明该系统的生态风险值较小。不同土地利用类型所代表的生态系统对外界干扰能力的大小与其自身结构的复杂程度有关，当一个生态系统处于演替的初级阶段，其结构较为简单，功能较少，物种丰富度较低，因此抵抗外界干扰的能力较小，较为脆弱。根据所选研究区生态环境状况，并参考其他相关研究，采用专家打分法，将研究区各土地利用类型的脆弱性由低到高排列：建设用地、草地、园地、耕地、水域、湿地、盐碱地、盐田，各景观类型的脆弱度指数 F_i 归一化处理后分别为 0.02、0.08、0.10、0.12、0.14、0.15、0.18 和 0.21。

3)景观损失度指数

每一景观类型的景观损失度指数 R_i，可以表示为以下公式：

$$R_i = S_i \times F_i \tag{5}$$

式中：S_i 是景观干扰指数，F_i 是景观脆弱度指数。

4)生态风险指数

根据所选研究区范围，按 4 km×4 km 的矩形对研究区进行划分，共形成 245 个生态风险小区，利用以下公式对每个生态风险小区的生态风险指数进行计算：

$$\mathrm{ERI}_i = \sum_{i=1}^{n} \frac{A_i}{A} \times R_i \tag{6}$$

式中：ERI_i 为景观生态风险指数，n 为生态风险小区内景观类型数量，A_i 为生态风险小区 i 类景观类型的面积，A 为生态风险小区的总面积。

1.2.4 基于 **InVEST** 模型的碳储量服务模拟

通过分析 1995—2015 年黄骅市土地利用格局变化，利用 InVEST 模型中的碳储量模块分析黄骅市 20 年间固碳功能变化。InVEST 模型碳储量模块根据土地利用现状图分地类汇总不同碳库的固碳量，从而得到研究区的总固碳量。

模型中相关参数处理与计算：基础数据为研究区土地利用现状图以及土地利用现状图中每种地类的地上部分碳密度、地下部分碳密度、土壤碳密度和死亡有机碳密度；1995 年、2005 年和 2015 年黄骅市的土地利用类型图通过遥感解译获得，并

根据模型需要将土地利用现状图处理成对应地类代码的 GIS 栅格数据集, 不同土地利用类型的地上部分碳密度、地下部分碳密度、土壤碳密度和死亡有机碳的碳密度数据通过查阅相关文献[18-20]获得(表 1)。通过模型模拟获得黄骅市 3 年的总碳储量和碳密度, 分析黄骅市 1995—2015 年间固碳功能的变化。

表 1　黄骅市不同土地利用类型碳密度参数

Table 1　Carbon density parameters of different land use types in Huanghua City　　$t \cdot hm^{-2}$

土地利用类型 Land use type	地上部分碳 Aboveground carbon	地下部分碳 Underground partial carbon	土壤碳 Soil carbon	死亡有机碳 Death organic carbon
耕地 Cultivated land	3.59	0.68	90.56	0.72
园地 Garden plot	2.00	0.10	112.80	0.18
草地 Grassland	2.25	11.70	101.27	0.45
建设用地 Construction land	0.83	0.08	43.71	0.00
盐田 Salt field	0.00	0.00	13.50	0.00
湿地 Wetland	4.50	0.67	87.47	0.00
盐碱地 Saline land	0.00	0.00	25.30	0.00
水域 Waters	0.00	0.00	0.00	0.00

地上部分碳密度、地下部分碳密度和土壤碳密度参考李克让等[18]的研究; 死亡有机碳密度参考汤洁等[20]研究。Aboveground carbon density, underground carbon density and soil carbon density refer to the study of LI Kerang, et al[18]; Death organic carbon refers to the study of TANG Jie, et al[20].

2　结果与分析

2.1　景观格局指数变化

黄骅市土地利用类型多样, 1995—2015 年不同类型面积发生了不同程度的变化(表 2)。1995—2015 年, 耕地、草地、湿地和盐碱地面积明显减少, 其中, 耕地和湿地减少较多, 耕地和湿地占行政区的面积分别由 1995 年的 36.84%和 5.32%降为 2015 年的 35.85%和 4.20%, 分别下降 0.99%和 1.12%; 建设用地和盐田的面积显著增加, 两者分别从 1995 年的 388.19 km^2 和 131.12 km^2 增加到 2015 年的 418.61 km^2 和 170.03 km^2; 园地和水域面积略有增加。

表 2　1995—2015 年黄骅市不同土地类型面积统计

Table 2　Areas of different land use types in Huanghua City in 1995, 2005 and 2015

土地利用类型 Land use type	1995		2005		2015	
	面积 Area (km^2)	比例 Proportion (%)	面积 Area (km^2)	比例 Proportion (%)	面积 Area (km^2)	比例 Proportion (%)
耕地 Cultivated land	802.24	36.84	793.11	36.42	780.82	35.85
园地 Garden plot	52.08	2.43	53.74	2.47	54.26	2.49
草地 Grassland	56.71	2.60	54.39	2.50	50.68	2.33
建设用地 Construction land	388.19	17.82	394.46	18.11	418.61	19.22
盐田 Salt field	131.12	6.02	155.2	7.13	170.03	7.81
湿地 Wetland	115.81	5.32	103.08	4.73	91.51	4.20
盐碱地 Saline land	492.17	22.60	481.38	22.10	470.16	21.59
水域 Waters	138.77	6.37	142.48	6.54	141.76	6.51
总计 Total	2 177.83	100.00	2 177.83	100.00	2 177.83	100.00

利用公式(1)和公式(2)计算出黄骅市景观格局指数(表 3)。由表 3 可以得出, 1995—2015 年耕地和建设用地的斑块数呈增加的趋势, 分别从 1995 年的 1 653 个斑块和 252 个斑块增加到 2015 年的 2 319 个斑块和 703 个斑块, 二者的破碎度和分离度增加, 说明人类活动对两种土地利用类型的影响较为明显; 盐碱地的斑块数量显著减少, 从 1995 年的 1 206 个减少到 2015 年的 635 个, 破碎度和分离度均降低, 反映出黄骅市在盐碱地治理上取得了一定成效; 其他用地类型的斑块数量变化不大。

黄骅市各个土地利用类型的干扰度指数和损失度指数如表 3 所示。从整体上看, 1995—2015 年, 干扰度指数较高的是耕地、园地、草地和盐碱地; 其中, 园地和草地干扰度指数较高的原因是两者的面积最少, 与其他类型相比分离度较高, 耕地和盐碱地干扰度指数较高的原因是两者的斑块数最多, 破

碎度较高。研究期间的变化趋势是，建设用地干扰度指数呈增加的趋势，盐碱地的干扰度指数呈降低的趋势，主要是近年来黄骅市对盐碱地的治理卓有成效，使盐碱地面积大幅减少且分布趋于集中。1995—2015 年各景观类型损失度指数的变化趋势相同。

表 3 1995—2015 年黄骅市不同土地利用类型的景观格局指数的变化

Table 3 Changes of landscape pattern indexes of different land use types of Huanghua City in 1995, 2005 and 2015

景观格局指数 Landscape pattern index	年份 Year	耕地 Cultivated land	园地 Garden plot	草地 Grassland	建设用地 Land used for building	盐田 Salt field	湿地 Wetland	盐碱地 Saline land	水域 Waters
斑块数 Patch number	1995	1 653	67	219	252	26	3	1 206	100
	2005	1 975	67	71	434	29	6	698	98
	2015	2 319	14	228	703	37	6	635	157
破碎度 Fragmentation	1995	2.06	1.29	3.86	0.65	0.20	0.03	2.45	0.72
	2005	2.49	1.24	1.31	1.10	0.19	0.06	1.45	0.69
	2015	2.97	0.25	4.49	1.68	0.22	0.07	1.35	1.11
分离度 Separation	1995	1.18	3.67	6.09	0.95	0.91	0.37	1.64	1.68
	2005	1.29	3.66	3.47	1.25	0.97	0.50	1.25	1.67
	2015	1.40	1.65	6.21	1.59	1.08	0.51	1.19	2.11
优势度 Dominance	1995	0.71	0.03	0.09	0.11	0.01	0.001	0.52	0.04
	2005	0.45	0.02	0.02	0.16	0.05	0.03	0.22	0.05
	2015	0.44	0.02	0.04	0.18	0.05	0.03	0.19	0.05
干扰度 Interference	1995	1.21	1.14	2.42	0.44	0.28	0.08	1.32	1.32
	2005	1.23	1.11	1.10	0.66	0.28	0.13	0.80	0.80
	2015	1.39	0.42	2.61	0.91	0.31	0.14	0.74	0.78
损失度 Loss	1995	0.15	0.11	0.19	0.01	0.06	0.01	0.23	0.08
	2005	0.15	0.11	0.08	0.01	0.06	0.02	0.14	0.08
	2015	0.17	0.04	0.21	0.02	0.07	0.02	0.13	0.11

2.2 生态风险评价

利用公式(3)，计算各个生态风险小区的生态风险值(图 2)。1995 年、2005 年和 2015 年，黄骅市生态风险值综合分别为 12.58、10.32 和 11.10，各生态风险小区内生态风险值范围分别为 0.01~0.09、0.01~0.08 和 0.01~0.09。研究期间，黄骅市综合生态风险先降低后略有增高，各生态风险小区的生态风险变化在–0.06~0.05。1995—2005 年间，黄骅市综合生态风险值降低的主要原因是盐碱地面积减少且斑块数量减少；2005—2015 年间，黄骅市综合生态风险值略有增高，主要原因是建设用地面积增加，城镇化步伐加快，人类的社会经济活动对各种景观类型的生态系统扰动较大。

从图 2 可以看出，黄骅市生态风险等级分布与土地利用格局有较大关系。低风险区的土地利用类型以草地和园地为主，这是因为草地和园地生态系统结构较为稳定，抵抗外界干扰能力较强，受人类活动影响较小；较低风险区主要土地利用类型为耕地，耕地虽受人类活动影响比较强烈，但分布面积广，生态系统较为稳定，总体上生态风险较低；风险高的区域集中分布于建设用地和盐碱地，建设用地风险较高主要是受人类活动的影响，外部因素干扰较为强烈，盐碱地生态风险较高主要是与其自身生态脆弱性有关。研究期初，高风险区和较高风险区分布较为广泛，随着对盐碱地的治理，后集中分布于中部和东部海岸带。较低生态风险区在研究期初分布较为分散，期末主要分布于南部。

为了便于比较 1995—2015 年黄骅市生态风险的空间差异，参考其他相关研究[20-21]，采用等间距法的划分方法对黄骅市生态风险值进行划分：低生态风险(ERI≤0.02)，较低生态风险(0.02<ERI≤0.03)，中生态风险(0.03<ERI≤0.04)，较高生态风险(0.04<ERI≤0.05)和高生态风险(>0.05)共 5 个生态风险等级，并对研究区内各生态风险等级的分布面积进行统计(图 3)。

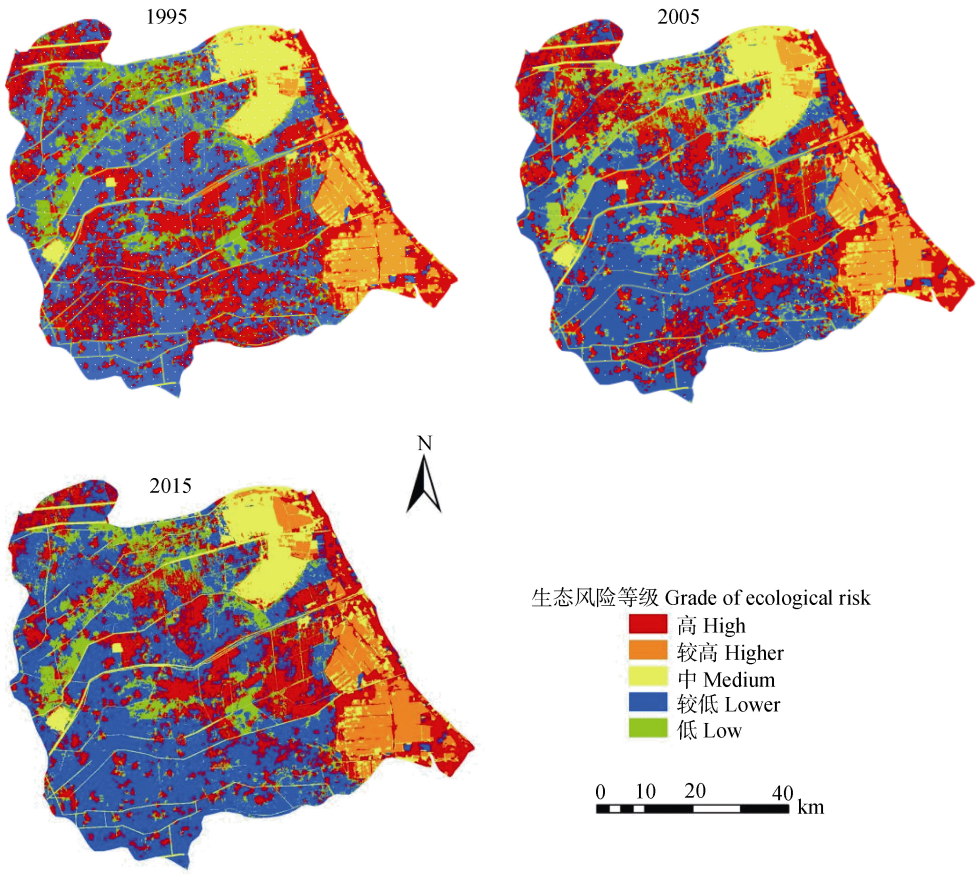

图 2　1995—2015 年黄骅市生态风险等级的空间分布特征

Fig. 2　Spatial distribution maps of ecological risk grades of Huanghua City in 1995, 2005 and 2015

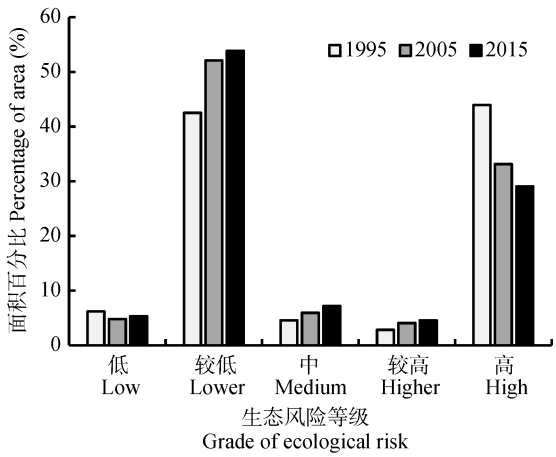

图 3　1995—2015 年黄骅市生态风险等级面积比例

Fig. 3　Area proportions of different ecological risk grades of Huanghua City in 1995, 2005 and 2015

统计结果表明，1995—2015 年间，黄骅市各生态风险等级有了较大变化：1995 年，黄骅市生态风险等级以较低和高生态风险为主，两者分别占研究区面积的 42.5%和 43.9%；1995—2005 年，较低风险区的面积增加了 9.6%，高风险区的面积减少了 10.8%，变化较为剧烈；2005—2015 年，较低风险区面积继续增加，高风险区的面积继续减少，最终两者占研究区的面积分别为 53.8%和 29.0%。研究期间总的变化趋势是，较低风险区面积持续增多而高风险面积呈减少的趋势，主要原因是与耕地和盐碱地的面积变化有关。研究期间低生态风险、中生态风险和较高生态风险等级的面积变化不大。

2.3　基于土地利用格局变化的碳储量评价

利用 InVEST 模型的碳储量模块计算黄骅市 1995—2015 年的的碳储量，分析其总碳储量和碳密度。结果表明，1995 年、2005 年和 2015 年黄骅市总碳储量分别为 2 387.05 万 t、2 491.51 万 t 和 2 028.86 万 t，碳密度分别为 107.63 $t \cdot hm^{-2}$、112.34 $t \cdot hm^{-2}$ 和 93.16 $t \cdot hm^{-2}$。随着土地利用格局的变化，1995—2005 年，黄骅市碳储量有所增加，主要原因是盐碱地面积大量减少，且主要转化为耕地；2005—2015 年，黄骅市碳储量呈减少趋势，主要原因是建设用地大量增加，且主要来源是耕地和园地，且有大量湿地转化为盐田。土地利用类型的变化引起生态系统碳储量的变化，不同地类之间的相互转化导致生态系统的固碳功能发生变化。

如表 4 所示，1995—2015 年，黄骅市各土地利用

类型中，碳储量较高的是耕地、盐碱地和园地，其中，耕地的碳储量最高，研究期间的碳储量分别为 889.41 万 t、947.02 万 t 和 715.58 万 t；碳密度较高的是园地、草地和耕地，其中，园地的碳密度最高，研究期间的碳密度分别为 58 573.98 $t·km^{-2}$、56 979.27 $t·km^{-2}$和 45 879.31 $t·km^{-2}$。结合表 2，研究期间各土地利用类型的碳储量与其各自面积的大小有关，且与面积变化的趋势保持较高的一致性。

表 4 1995—2015 年黄骅市不同土地利用类型碳储量和碳密度

Table 4 Carbon storages and carbon densities of different land use types of Huanghua City in 1995, 2005 and 2015

土地利用类型 Land use type	碳储量 Carbon storage ($\times10^4$ t)			碳密度 Carbon density ($t·km^{-2}$)		
	1995	2005	2015	1995	2005	2015
耕地 Cultivated land	889.41	947.02	715.58	11 086.64	11 940.63	9 164.45
园地 Garden plot	305.06	306.21	248.94	58 573.98	56 979.27	45 879.31
草地 Grassland	150.38	127.07	101.85	26 518.10	23 362.20	20 096.44
建设用地 Construction land	309.36	355.29	311.63	7 969.34	9 006.98	7 444.47
盐田 Salt field	133.20	162.70	147.30	10 158.43	10 482.96	8 662.90
湿地 Wetland	100.73	80.97	97.39	8 698.17	7 855.46	10 642.04
盐碱地 Saline land	498.89	512.25	406.18	10 136.61	10 641.37	8 639.14
水域 Waters	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
总计 Total	2 387.05	2 491.51	2 028.86			

2.4 生态风险和碳储量变化的关系

将黄骅市 1995—2015 年各风险小区的生态风险变化与碳储量变化进行相关性分析，得到 1995—2005 年和 2005—2015 年二者相关性的决定系数分别为 0.69 和 0.72(P<0.01)，表明二者具有显著的相关关系。利用 Excel 的数据分析功能对生态风险变化和碳储量变化做线性拟合(图 4)，根据拟合结果可以看出生态风险变化与碳储量变化呈现明显负相关。除少部分风险小区内碳储量服务随着生态风险的增高而增高，随着生态风险的降低而降低外，大部分风险小区内随着生态风险的升高，碳储量服务降低。且大部分点集中分布于坐标原点附近，说明 1995—2015 年间大多数风险小区内生态风险和碳储量服务变化不大。

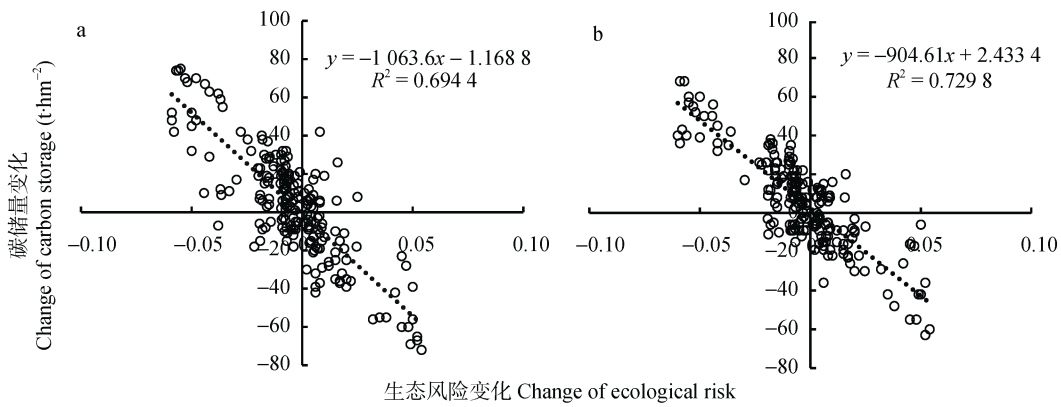

图 4 1995—2005 年(a)和 2005—2015 年(b)生态风险变化与碳储量变化关系

Fig. 4 Relationship between ecological risk change and carbon storage change in 1995–2005 (a) and 2005–2015 (b)

图 4 的线性拟合结果表明，土地利用格局变化引起的生态风险降低可直接表现为碳储量服务的增加，而生态风险的升高则表现为碳储量服务的减少。生态系统的固碳功能是衡量气候调节功能的一个重要指标，是生态系统重要的服务功能之一，因此，土地利用格局变化引起的生态风险变化可以通过生态系统服务的变化来体现，可考虑在生态风险评价中引入生态系统服务评价。

3 讨论与结论

3.1 讨论

本文基于景观生态学的理论进行生态风险评估，实现了对研究区生态风险的定量化和空间化评价，利用 InVEST 模型测算了研究区 3 期的碳储量，在此

基础上, 进行了生态风险变化与生态服务变化的相关性分析。目前, 利用损失度指数和景观类型的面积比例构建生态风险指数进行生态风险评价的研究较为常见[22-23], 相关方面的研究也已较为成熟, 表明可基于景观格局理论来进行生态风险评价。碳储量是目前研究气候变化的热点之一, 碳储量变化与人类活动及土地利用变化之间有密切的关系[24], 土地利用格局变化影响四大碳库(地上生物量、地下生物量、土壤和死亡有机质)的碳密度。黄卉[25]利用 InVEST 模型实现了武安市碳储量的测算, 利用 InVEST 模型进行生态系统服务价值评估较为行之有效。

生态风险评价和生态服务价值测算是目前关于生态问题研究的两个热点问题, 但较为常见的是对这两个问题单独进行研究, 将两者结合起来进行考虑还较为少见。康鹏等[11]从理论上提出了将生态系统服务引入生态风险评价, 但目前针对该方面的实证研究还较少。本文基于土地利用格局变化进行了生态风险变化和碳储量变化的相关性分析, 并取得了较为理想的结果。受获取数据限制, 本研究利用 InVEST 模型对碳储量变化进行模拟, 并初步探究生态风险变化和生态服务变化之间的关系, 没有对水源涵养、土壤保持等其他生态系统服务功能进行分析, 这是本文的不足之处, 今后应增加其他生态系统服务功能的分析, 以期更好地服务于生态风险评价。

3.2　结论

社会经济的快速发展引起土地利用格局的变化, 本文以黄骅市为研究对象, 以黄骅市 1995 年、2005 年和 2015 年遥感影像为基础数据, 基于土地利用格局变化进行生态风险评价, 并利用 InVEST 模型对黄骅市的固碳功能进行分析, 得出以下结论:

1)1995—2015 年, 耕地、盐碱地和建设用地为黄骅市的主要用地类型。研究期间, 耕地和建设用地斑块数量逐渐增多, 导致耕地和建设用地的破碎度和分离度增大; 较其他地类相比, 盐碱地破碎度降低, 且斑块数量减少最多, 说明近些年黄骅市盐碱地的治理效果显著。

2)基于土地利用格局变化的区域生态风险变化: 1995—2015 年, 黄骅市生态风险总和分别为 12.58、10.32 和 11.10。随着盐碱地的治理, 黄骅市生态风险降低, 但近年来建设用地和盐田增加、湿地的大量减少又使研究区生态风险增加; 生态风险等级以较低风险区和高风险区为主, 且较低风险区面积逐渐增加且向南部集中, 高风险区面积逐渐减少且向中部和东部海岸带集中。

3)基于土地利用格局变化的碳储量变化: 研究期间黄骅市碳储量分别为 2 387.05 万 t、2 491.51 万 t 和 2 028.86 万 t, 呈先上升后下降的趋势, 碳密度分别为 107.63 $t\cdot hm^{-2}$、112.34 $t\cdot hm^{-2}$ 和 93.16 $t\cdot hm^{-2}$。1995—2005 年, 大量盐碱地转化为耕地, 致使碳储量增加; 2005—1995 年, 耕地和园地大量转化为建设用地, 且盐田面积增加, 导致黄骅市碳储量呈减少趋势。各土地利用类型碳储量的变化情况与各自面积的变化情况有较高的一致性。

4)黄骅市碳储量服务变化与生态风险变化有显著相关性, 二者呈负相关, 土地利用格局变化引起的生态风险降低可直接表现为碳储量服务的升高, 而生态风险的升高可体现为碳储量服务的降低, 生态系统的固碳功能能是生态系统重要的服务功能之一, 基于此可考虑将生态系统服务评价引入生态风险评价之中。

参考文献 References

[1] HUNSAKER C T, GRAHAM R L, SUTER Ⅱ G W, et al. Assessing ecological risk on a regional scale[J]. Environmental Management, 1990, 14(3): 325–332

[2] 傅伯杰, 陈利顶, 王军, 等. 土地利用结构与生态过程[J]. 第四纪研究, 2003, 23(3): 247–255
FU B J, CHEN L D, WANG J, et al. Land use structure and ecological process[J]. Quaternary Sciences, 2003, 23(3): 247–255

[3] 刘纪远, 匡文慧, 张增祥, 等. 20 世纪 80 年代末以来中国土地利用变化的基本特征与空间格局[J]. 地理学报, 2014, 69(1): 3–14
LIU J Y, KUANG W H, ZHANG Z X, et al. Spatiotemporal characteristics, patterns and causes of land use changes in China since the late 1980s[J]. Acta Geographica Sinica, 2014, 69(1): 3–14

[4] 肖杨, 毛显强. 区域景观生态风险空间分析[J]. 中国环境科学, 2006, 26(5): 623–626
XIAO Y, MAO X Q. Spatial analysis of regional landscape ecological risk[J]. China Environmental Science, 2006, 26(5): 623–626

[5] 曾辉, 刘国军. 基于景观结构的区域生态风险分析[J]. 中国环境科学, 1999, 19(5): 454–457
ZENG H, LIU G J. Analysis of regional ecological risk based on landscape structure[J]. China Environmental Science, 1999, 19(5): 454–457

[6] 巫丽芸. 区域景观生态风险评价及生态风险管理研究[D]. 福州: 福建师范大学, 2004
WU L Y. The study of regional landscape ecological risk assessment and the environmental risk management countermeasure[D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2004

[7] 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[J]. 地理科学进展, 2014, 33(4): 441–446
FU B J, ZHANG L W. Land-use change and ecosystem

services: Concepts, methods and progress[J]. Progress in Geography, 2014, 33(4): 441–446

[8] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究[J]. 生态学报, 1999, 19(5): 607–613
OUYANG Z Y, WANG X K, MIAO H. Preliminary study on terrestrial ecosystem services and its ecological economic value in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 1999, 19(5): 607–613

[9] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 等. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J]. 自然资源学报, 2015, 30(8): 1243–1254
XIE G D, ZHANG C X, ZHANG L M, et al. Improvement of the evaluation method for ecosystem service value based on per unit area[J]. Journal of Natural Resources, 2015, 30(8): 1243–1254

[10] CAO S J, LI C, CAO S H, et al. Change in ecosystem service value arising from land consolidation planning in Anhui Province[J]. Asian Agricultural Research, 2013, 5(1): 13–16

[11] 康鹏, 陈卫平, 王美娥. 基于生态系统服务的生态风险评价研究进展[J]. 生态学报, 2016, 36(5): 1192–1203
KANG P, CHEN W P, WANG M E. Advances in ecosystem service-based ecological risk assessment[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(5): 1192–1203

[12] 彭建, 党威雄, 刘焱序, 等. 景观生态风险评价研究进展与展望[J]. 地理学报, 2015, 70(4): 664–677
PENG J, DANG W X, LIU Y X, et al. Review on landscape ecological risk assessment[J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(4): 664–677

[13] 贾芳芳. 基于 InVEST 模型的赣江流域生态系统服务功能评估[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2014
JIA F F. InVEST model based ecosystem services evaluation with case study on Ganjiang River Basin[D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2014

[14] 韩晋榕. 基于 InVEST 模型的城市扩张对碳储量的影响分析[D]. 长春: 东北师范大学, 2013
HAN J R. The impact of urban sprawl on carbon stocks based on the InVEST model[D]. Changchun: Northeast Normal University, 2013

[15] LI X W, LI M D, DONG S K, et al. Temporal-spatial changes in ecosystem services and implications for the conservation of alpine rangelands on the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. The Rangeland Journal, 2015, 37(1): 31–43

[16] LEH M D K, MATOCK 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

[17] 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
AI J C, ZHAO L, CHENG L F, et al. A study on landscape pattern change and ecological risk of Zhenlai land consolidation project[J]. Journal of Northeast Normal University: Natural Science Edition, 2013, 45(2): 146–152

[18] 李克让, 王绍强, 曹明奎. 中国植被和土壤碳贮量[J]. 中国科学(D 辑), 2003, 33(1): 72–80
LI K R, WANG S Q, CAO M K. Vegetation and soil carbon storage in China[J]. Science in China (Series D), 2003, 33(1): 72–80

[19] 黄玫, 季劲钧, 曹明奎, 等. 中国区域植被地上与地下生物量模拟[J]. 生态学报, 2006, 26(12): 4156–4163
HUANG M, JI J J, CAO M Q, et al. Modeling study of vegetation shoot and root biomass in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(12): 4156–4163

[20] 汤洁, 张楠, 李昭阳, 等. 吉林西部不同土地利用类型的土壤有机碳垂向分布和碳密度[J]. 吉林大学学报: 地球科学版, 2011, 41(4): 1151–1156
TANG J, ZHANG N, LI Z Y, et al. Vertical distribution of soil organic carbon and carbon density under different land use types in western Jilin Province[J]. Journal of Jilin University: Earth Science Edition, 2011, 41(4): 1151–1156

[21] 宋珂, 宋喧, 韩涛. 基于景观结构的经济发达地区生态风险评价——以昆山市为例[J]. 江西农业学报, 2015, 27(1): 104–109
SONG K, SONG X, HAN T. Evaluation of ecological risk in developed regions based on landscape structure: A case study of Kunshan City[J]. Acta Agriculturae Jiangxi, 2015, 27(1): 104–109

[22] 胡和兵, 刘红玉, 郝敬锋, 等. 流域景观结构的城市化影响与生态风险评价[J]. 生态学报, 2011, 31(12): 3432–3440
HU H B, LIU H Y, HAO J F, et al. The urbanization effects on watershed landscape structure and their ecological risk assessment[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(12): 3432–3440

[23] 高宾, 李小玉, 李志刚, 等. 基于景观格局的锦州湾沿海经济开发区生态风险分析[J]. 生态学报, 2011, 31(12): 3441–3450
GAO B, LI X Y, LI Z G, et al. Assessment of ecological risk of coastal economic developing zone in Jinzhou Bay based on landscape pattern[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(12): 3441–3450

[24] 卿凤婷, 彭羽. 基于景观结构的北京市顺义区生态风险时空特征[J]. 应用生态学报, 2016, 27(5): 1585–1593
QING F T, PENG Y. Temporal and spatial characteristics of ecological risk in Shunyi, Beijing, China based on landscape structure[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(5): 1585–1593

[25] 黄卉. 基于 InVEST 模型的土地利用变化与碳储量研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2015
HUANG H. Research on land use/land cover change and carbon storage based on InVEST model[D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2015