

DOI: 10.5846/stxb202011263035

马晓武, 徐昔保, 李景宜. 长三角 2000—2018 年陆地生态系统完整性动态变化与驱动因素. 生态学报, 2022, 42(9): 3738-3748.

Ma X W, Xu X B, Li J Y. Changes of terrestrial ecosystem integrity index and driving factors in the Yangtze River Delta from 2000 to 2018. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(9): 3738-3748.

长三角 2000—2018 年陆地生态系统完整性动态变化与驱动因素

马晓武^{1, 2}, 徐昔保^{2, *}, 李景宜¹

1 宝鸡文理学院, 陕西省灾害监测与机理模拟重点实验室, 宝鸡 721013

2 中国科学院南京地理与湖泊研究所流域地理学重点实验室, 南京 210008

摘要: 生态系统完整性是维持生态服务功能和生态系统稳定的重要因素, 已成为生态系统管理的目标和衡量生态系统价值的重要指标。我国尚未形成统一的陆地生态系统完整性评估体系和综合指数, 基于耗散结构理论从生态系统结构、功能和弹性三方面遴选 5 个一级指标和 6 个二级指标, 构建了一套适用于景观尺度, 易于量化评估、动态监测的陆地生态系统完整性指标体系 (terrestrial ecosystem integrity index, TEII); 并以长三角区域为例, 分析了 2000—2018 年陆地生态系统完整性动态变化及驱动力因素, 结果表明: (1) 长三角 TEII 均值整体呈下降趋势, 19% 的面积显著降低, 15% 的面积显著增加; (2) TEII 显著降低区域呈两带两圈多点分布格局, 显著增加区域主要分布在长三角西北部, 在空间上聚集分布; (3) 耕地转建设用地、草地转建设用地、林地转耕地和林地转建设用地区域为 TEII 下降的主要驱动力之一; (4) TEII 与 GDP 呈显著负相关, 人口总数与完整性在 2000—2005 年无显著相关性, 2010—2018 年呈显著负相关, 且负相关紧密程度不断增加, 说明长三角区域经济发展和人口增长对完整性形成了日趋严重的胁迫。

关键词: 生态系统完整性; 生态指标; 耗散结构; 景观尺度

Changes of terrestrial ecosystem integrity index and driving factors in the Yangtze River Delta from 2000 to 2018

MA Xiaowu^{1, 2}, XU Xibao^{2, *}, LI Jingyi¹

1 Baoji University of Arts and Sciences, Shaanxi Key Laboratory of Disaster Monitoring and Mechanism Modeling, Baoji 721013, China

2 Nanjing Institute of Geography and Limnology, Key Laboratory of Watershed Geographic Sciences, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China

Abstract: Ecosystem integrity plays an important role to maintain ecosystem services and ecosystem stability. With the increasing attentions on comprehensive ecosystem management, ecosystem integrity has become the goal of ecosystem management and an important index to measure the value of ecosystem. However, there has not been a unified assessment system and comprehensive index of terrestrial ecosystem integrity in China. Therefore, a framework of terrestrial ecosystem integrity index (TEII) was established in this paper, based on the theory of dissipation structure at the landscape scale, which is easy to quantify and dynamically monitor. The framework selects five primary indicators and six secondary indicators from three aspects, including ecosystem structure, ecosystem function, and ecosystem resilience. Among them, ecosystem structure focuses on landscape heterogeneity, ecosystem function focuses on the internal ecological physical process of energy flow, material cycle and water balance, and ecosystem resilience focuses on the ability to resist external

基金项目: 中国科学院 A 类战略性先导科技专项“美丽中国生态文明建设科技工程”(XDA23020201); 国家自然科学基金面上项目(41771571)

收稿日期: 2020-11-26; **网络出版日期:** 2022-01-06

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xbxu@niglas.ac.cn

disturbance and recover after disturbance. Taking the Yangtze River Delta as a case study, the remote evaluation method and geographic information system (GIS) technology were used to evaluate the dynamic change trend of terrestrial ecosystem integrity in the Yangtze River Delta from 2000 to 2018. In addition, Pearson correlation analysis was used to analyze the impact of land use change, economic development and population growth on TEII. The results show that: (1) the mean value of TEII in the Yangtze River Delta presented a downward trend, with a significant decrease in 19% and a significant increase in 15% of total area, respectively. (2) The area with significantly reducing trend of TEII presented a two-belt, two-circle and multiple points distribution pattern. The two-belts are distributed in the coastal development belt and the development belt along the Yangtze River, the two-circles are distributed in the metropolis circle of Suzhou, Wuxi, Changzhou and Hangzhou, and the multiple points distribution in many cities around the main urban areas, such as Hefei, Xuzhou, etc. While the area with significantly increasing trend was mainly distributed in the northwest of the Yangtze River Delta. (3) Land use change (farmland to construction land, grassland to construction land, forestland to farmland and forestland to construction land) is one of the main driving forces of the TEII decline. (4) The TEII has a significantly negative correlation with GDP. Population has no significant correlation with TEII from 2000 to 2005, but has a significantly negative correlation from 2010 to 2018. It implied that the degree of correlation was increasing and current economic development and population growth have posed a threat to ecosystem integrity. The paper aims to provide scientific basis and methods for the evaluation of ecosystem integrity and the optimization of ecological protection space (ecological conservation red line, nature reserve and national park, etc.) in the Yangtze River Delta.

Key Words: ecosystem integrity; ecological index; dissipation structure; landscape scale

自然生态系统的破坏和退化导致全球生物多样性下降,其中最典型的是栖息地碎片化,引发了生态系统结构和功能的长期变化^[1-3]。因此生态系统完整性或相关概念在一些国家和国际的生物多样性保护和生态系统政策中被提及,这些政策将生态系统完整性与人类可持续发展和人类福祉联系起来^[4-7]。随着生态系统综合管理的重视,生态系统完整性已成为自然资源管理和环境保护的核心概念之一,是实施自然资源保护的基本基础^[8],1972年美国国会《清洁水法》要求保护美国水域的生态完整性^[9];1988年加拿大议会通过了《国家公园法》,将生态完整性作为公园管理的终极目标^[10-11];我国国家公园重要文件明确指出要保护自然生态和自然文化遗产的原真性与完整性^[12-13];《关于划定并严守生态保护红线的若干意见》中明确要求加强生态保护与修复,提高生态系统完整性与连通性^[14]。

生态系统完整性最早是由 Leopold 在《论土地伦理》一文中提出,但是没有解释完整性的含义^[15]。Karr 和 Dudley 定义生态完整性是一个地区能够生存的自然栖息地保持其平衡、完整和适应性^[16]。Kay 认为系统的完整性是指系统作为一个整体,如果一个系统能够在不断变化的环境条件下保持其组织,那么它就被称为完整性^[17]。我国相关学者认为随着时间的推移,在自然和人类活动的影响下,如果一个地区的生态系统能够保持其结构和功能的复杂性、自组织能力和多样性,那么该地区的生态系统就具有生态完整性^[18]。耗散结构理论认为,在无外来压力干扰时,随着自组织的发展,耗散的自然生态系统将有以下的性质:更强的能量捕获能力、呼吸和蒸腾作用、更多的能量流与物质循环、更高水平的营养结构、更高的生物多样性和更大的生物量^[19]。这些性质实质上是生态系统结构和生态系统功能完整性的具体表现,反映了生态系统完整性的内涵^[20-21]。总而言之,景观尺度的陆地生态系统完整性应该是一个区域具有生态系统组成、结构的异质性和连通性,具有维持生态系统能量平衡、物质平衡和水量平衡的功能,使得生态系统具有一定的抵抗外来干扰和恢复的弹性。

不同国家和组织研发了不同的生态系统完整性评价方法,其中水生生物完整性指数 (IBI) 最为成熟,被广泛使用,但 IBI 的应用和测试几乎完全局限于水生生态系统^[9,16]。陆地生态系统因其过于复杂,还没有统一的完整性评价的标准和方法^[9,22],目前主要是基于生态指标建立,代表性的有三级法评估框架(远程评价、快

速评价和密集评价)和生态系统完整性评估框架^[23]。但现有指标体系过于庞大、数据收集和量化复杂,例如建立在物种、种群的测量和通量指标获取费时费力等,致使其难以被管理者采用^[24]。因此本文建立在栖息地景观尺度上的指标,可能比建立在生物基础上的指标更加经济、方便、有效。

长江三角洲(简称长三角),行政区划包括安徽省、江苏省、浙江省、和上海市三省一市,区域总面积 35.8 万 km²,是全球六大城市群之一,是我国经济和城市发展最为活跃的地区之一。长三角率先打破行政边界一体化发展,推动一体化发展已上升到国家战略层面。《长三角区域一体化发展规划纲要》要求三省一市坚持生态保护优先,合力保护重要生态空间,确保其面积不减小,强化对生态保护红线区域的保护和修复。随着长三角地区的经济活动加强,区域生态环境承载力与开发的矛盾冲突加剧,严重威胁生态系统完整性与连通性、城市群宜居环境与可持续发展,成为一体化的负面效应^[25-27]。本文基于耗散结构理论,从栖息地景观尺度建立陆地生态系统完整性综合指数(terrestrial ecosystem integrity index, TEII),使用遥感数据远程评价方法和地理信息系统(GIS)技术,评估长三角区域 2000—2018 年陆地生态系统完整性动态变化趋势,利用皮尔逊相关分析方法评价土地利用变化、经济发展、人口增长对陆地生态系统完整性的影响,以期对长三角陆地生态系统完整性动态监测与评估、生态网络、生态保护空间(生态保护红线、自然保护区和国家公园等)建设与优化提供科学依据与方法借鉴。

1 研究方法 with 数据

1.1 生态系统完整性指标体系框架

长三角区域生态过程发生变化的规模与强度远超出了省、市等局部地区,因此区域景观尺度生态系统完整性评估对于生态区域的规划管理显得至关重要^[28-29]。耗散结构理论认为生态系统完整性应具有生态系统结构和生态系统功能完整性,即使当环境遭受人类干扰时,其生态系统照常能够维持自组织和稳定的状态^[19,30]。本文基于耗散结构理论,从景观尺度建立了易于动态监测、量化评估的陆地生态系统完整性指标体系,由目标层、准则层、一级指标层和二级指标层构成(图 1)。

(1) 目标层:以综合表征研究区陆地生态系统完整性程度为目的,主要反应陆地生态系统的自组织能力。

(2) 准则层:陆地生态系统是否具有生态系统结构完整性、功能完整性以及生态系统弹性为判断依据。

(3) 一级指标层:从生态系统的结构、功能和弹性三方面遴选 5 个一级指标,生态系统结构完整性侧重于异质性,选择破碎度和连通度^[31]。生态系统功能完整性侧重于生态系统的能量流通、物质循环以及水量平衡的内在生态物理过程。生态系统弹性侧重于生态系统受外界干扰的抵抗能力和干扰后恢复能力。

(4) 二级指标层:优选了 6 个二级指标,破碎度和连通度分别用密度指数(Patch Density, PD)、分离度指数(Landscape Division Index, DIVISION)和斑块结合度指数(Patch Cohesion Index, COHESION)表征^[11,23,31-32]。选择净初级生产力(NPP)和总蒸散(ET)分别表征生态系统物质-能量平衡与水量平衡^[19,21,30]。生态系统弹性侧重于生态系统受外界干扰抵抗能力和干扰后恢复能力,选择了生态系统弹性限度大小模型(ECO_{RES})来表征^[33-34]。

1.1.1 生态系统结构完整性度量

生态系统结构完整性度量指标一般有:栖息地斑块数量、斑块大小、斑块间距离、边缘密度、生物多样性、景观连通度、破碎度等^[10,23,35-36]。生境破碎度和连通度是景观生态学研究最好问题之一,其对人口、生态系统、自组织能力水平、人类可持续发展和人类福祉的影响已被记录。栖息地破碎度增加、连通度降低会使生物多样性降低,并通过减少生物量和改变营养循环破坏了关键的生态系统功能,增加了物种灭绝的风险,不利于维持生态系统的完整性^[1,22,37-39]。因此本研究选取了破碎度和连通度指标,既包括栖息地数量的减少,也包括栖息地被重新划分为更小、更独立的部分。破碎度和连通度分别用 PD、DIVISION、COHESION 表征。利用景观格局分析软件 Fragstats 4.2 (9×9 移动窗口)计算得到其栅格图层,具体公式见(1)——(3)。

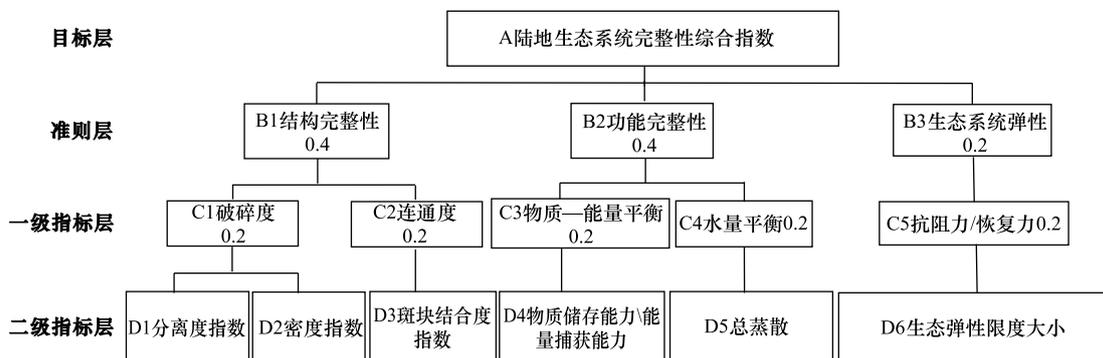


图 1 陆地生态系统完整性指标体系

Fig.1 Terrestrial ecosystem integrity index system

(1) 密度指数(Patch Density, PD)

$$PD = \frac{N}{A}(10000) (100) \tag{1}$$

式中: N 为景观中斑块的总数, A 为总景观面积(m^2)。 PD 是每 $100hm^2$ 上斑块的数量,便于在不同大小的景观之间进行比较。密度指数越大表示景观越破碎,生态系统结构完整性越低。

(2) 分离度指数(Landscape Division Index, $DIVISION$)

$$DIVISION = \left[1 - \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{a_{ij}}{A} \right)^2 \right] \tag{2}$$

式中: a_{ij} 为景观斑块 ij 的面积, A 为景观总面积。用以分析景观要素在空间分布中的破碎化程度,分离度的数值越大,斑块之间越离散,生态系统结构完整性越低。

(3) 斑块结合度指数(Patch Cohesion Index, $COHESION$)

$$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n P_{ij}^*}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n P_{ij}^* \sqrt{a_{ij}^*}} \right] \times \left[1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right]^{-1} \times (100) \tag{3}$$

式中: P_{ij}^* 为斑块 ij 的周长, Z 为斑块总数。 $COHESION$ 是对各斑块类型的物理连通性的描述,可衡量景观类型自然连接性程度。斑块结合度指数值越大,表征斑块连通性越大,生态系统结构越完整。

1.1.2 生态系统功能完整性度量

生态系统功能是生态系统完整性的关键成分,表征指标主要包括:物质平衡(储存能力、养分损失)、能量平衡(能量捕获、熵产生、代谢效率)、水量平衡(水流)^[19,40]。在未受干扰的生态系统发展过程中,生物量不断增长,维持过程和呼吸的能量、水量需求也在增加,生物营养组分、循环速率和效率不断增加。因此,在未受干扰的生态系统中,可以假设维持了物质-能量和水量的平衡,就有了更高的自组织的能力,生态系统功能越完整^[38]。

刻画物质-能量平衡指标通常有叶面积指数、光合效率、生物量、土壤固氮和 NPP 等。本研究选用 NPP 来表征物质-能量平衡, NPP 是植物活动的关键变量,是陆地生态系统中物质与能量运转研究的重要环节,其值越大能量的捕获能力和碳物质储存能力越大,自组织能力越强,保持物质-能量平衡和产生新功能的能力越大,生态系统功能越完整^[30]。在整个陆地生态系统的发展过程中,越来越多的元素需要水,特别是流经植被的水流,是陆地生态系统中所有循环活动的一个重要前提。 ET 越大,水循环过程越活跃,因此选用了 ET 作为水量平衡的表征指标。 ET 值越大,表示保持生态系统水量平衡的能力越大,生态系统功能越完整^[30,40-41]。

1.1.3 生态系统弹性度量

生态系统弹性是生态系统抵御外部干扰和在受到干扰后会恢复到稳定状态的能力^[42]。弹性的大小与生态系统在受到干扰时保持生态系统完整性的趋势或系统自组织能力的程度有关。因此高度完整的生态系统应该具有相对较强的抵抗环境变化的能力,并能在扰动后恢复其原始状态的能力,即具有弹性。生态组织在不同尺度上赋予了弹性不同的属性,在景观尺度上香农多样性指数、生物量和弹性限度大小模型通常被用作表征弹性大小的指标^[18,34,43]。本研究选用了高吉喜^[33]提出的生态弹性限度大小模型来测算长三角生态系统弹性大小,计算公式如下:

$$ECO_{RES} = D_i \sum S_i P_i = (- \sum S_i \log_2 S_i) \sum S_i P_i \quad (4)$$

式中: ECO_{RES} 为生态弹性限度大小; S_i 为地物*i*的覆盖面积; P_i 为地物*i*的弹性度分值; D_i 为多样性指数。

ECO_{RES} 越大,表示陆地生态系统的生态弹性限度越高。 D_i 本文采用 Shannon 多样性指数(SHDI)计算得到,将长三角二级土地利用数据共 17 地类作为其计算的输入数据,而计算弹性度分值 P_i 使用了一级土地利用数据,具体赋值见表 1。基于 MATLAB 做 9×9 的移动窗口计算得到每个栅格的陆地生态系统弹性值。

表 1 各土地利用类型弹性度 P_i 分值^[33]

Table 1 P_i score of each land use type

	林地 Forest	湿地 Wetland	草地 Grassland	耕地 Cropland	建设用地 Built-Up	未利用地 Unused land
分值 Score	95	90	80	50	20	10

1.2 生态系统完整性综合指数

为了便于在生态系统管理与决策中使用,本研究采用等权重法形成一个简单、易用的生态系统完整性综合指数,其时间尺度为年。给一级指标层的 5 个指标平分了权重,每个指标的权重均设为了 0.2(图 1)。因各二级指标的量纲不同,将各二级指标进行归一化处理(0—1)。其中破碎度对完整性是消极因素,因此 DIVISION 和 PD 用最小值归一化,其他指标进行最大值归一化。综合指数 TEII 计算公式如下:

$$TEII = 0.4 \times B1 + 0.4 \times B2 + 0.2 \times B3 \quad (5)$$

式中:TEII 表示陆地生态系统完整性综合指数,B1 为生态系统结构完整性,B2 为生态系统功能完整性,B3 为生态系统弹性。

将 2000—2018 年长三角 TEII 变化分为 5 个等级,TEII 增加和降低大于 0.02 设为显著增加和显著降低,增加和降低在 0.001—0.02 之间设为增加和降低,增降在 0.001 之内设为不变。

1.3 数据来源及处理

土地利用数据来源于欧空局(表 2),分辨率为 300m,根据长三角实际情况分为 7 个一级类和 17 个二级类(表 3)。一级类作为 DIVISION、PD 和 COHESION 的输入数据,二级类作为 SHDI 的输入数据。ET 数据来源于 NASA 官网 MOD16 数据,空间分辨率 500 m,产品基于 Penman-Monteith 公式计算,考虑了土壤表面蒸发、冠层截流水分蒸发和植物蒸腾。NPP 数据来源于 NASA 官网 MOD17 数据,空间分辨率 500m。国内生产总值(GDP)和总人口数据来源于长三角 41 个地级市统计年鉴。为了让不同来源、不用类型的数据保持相同的空间分辨率,将所有数据统一重采样为 300 m。

2 结果分析

2.1 总体变化趋势

由图 2 得出,TEII 均值 2000—2018 年呈先增加后降低变化,整体呈下降趋势(0.529—0.525)。2000—2018 年期间,长三角陆地生态系统的结构完整性方面破碎度均值持续增加(0.808—0.837),连通度均值持续下降(0.949—0.942),说明长三角景观不断被切割,同类斑块之间的距离变远,物种栖息地碎片化严重,从而

导致长三角陆地生态系统的结构完整性持续降低。功能完整性方面,2000—2018 年物质-能量平衡(NPP)归一化均值先增加后降低,整体呈增加趋势(0.338—0.370),在 2010 年达到了最高值,说明物质和能量在这期间维持了平衡状态。水量平衡(ET)归一化均值整呈现下降趋势(0.464—0.449),在 2010 年也达峰值(0.469)。陆地生态系统弹性方面,2000—2018 年期间波动较小,均值整体呈弱增加趋势(0.232—0.235),说明长三角在近 18 年内陆地生态系统抗外界干扰能力和恢复能力没有发生明显变化。综上可得 2000—2018 年长三角陆地生态系统完整性下降的主要原因是由结构完整性降低所导致。

表 2 基础数据来源

Table 2 Data source

数据名称 Data	时间 Time	分辨率 Resolution	来源 Data source
土地利用 Land use	2000, 2005, 2010, 2015, 2018 年	300 m	欧空局 http://maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/
总蒸散发 Total evapotranspiration	2000, 2005, 2010, 2015, 2018 年	500 m	NASA 官网 https://earthdata.nasa.gov/
净初级生产力 Net primary productivity	2000, 2005, 2010, 2015, 2018 年	500 m	NASA 官网 https://earthdata.nasa.gov/
GDP 和总人口 GDP and population	2000, 2005, 2010, 2015, 2018 年	-	长三角 41 个地级市统计年鉴

表 3 长三角土地利用分类体系

Table 3 Land use classification system of the Yangtze River Delta

一级类 Primary classification	二级类 Secondary classification
耕地 Cropland	旱地;水浇地;林木类覆盖的耕地(如:果园等);草本覆盖的耕地
林地 Forest	常绿阔叶林(植被覆盖度>15%);落叶阔叶林(植被覆盖度>15%);密闭落叶阔叶林(植被覆盖度>40%);常绿针叶林(植被覆盖度>15%);灌木林(植被覆盖度>15%);林灌草混合(林灌覆盖度>50%);稀疏植被(植被覆盖度<15%)
草地 Grassland	草地(植被覆盖度>15%);稀疏草地覆盖(植被覆盖度<15%);
湿地 Wetland	淡水+林木型湿地;淡/咸水+灌木/草本覆盖湿地
水域 Water	水域
建设用地 Built-Up land	建设用地
未利用地 Unused land	未利用地

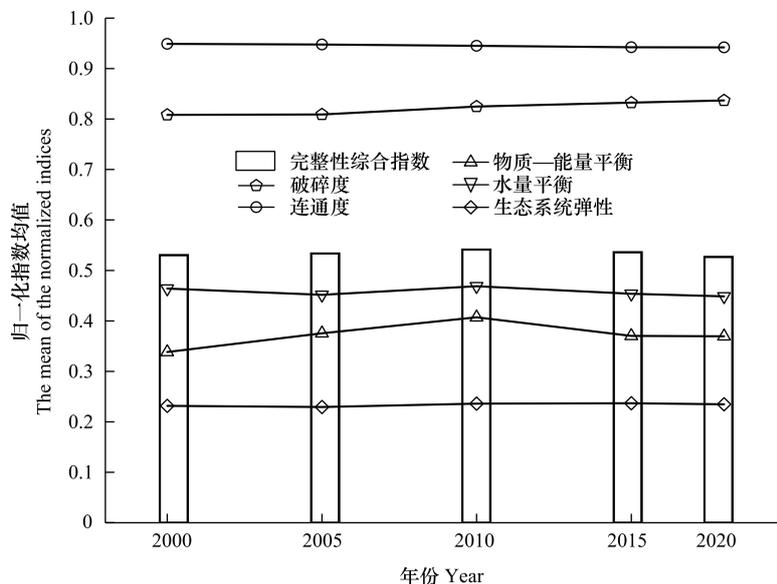


图 2 2000—2018 年长三角陆地生态系统完整性指标变化

Fig.2 Changes of terrestrial ecosystem integrity index in the Yangtze River Delta from 2000 to 2018

由图 3 可以看出 2000—2018 年长三角陆地生态系统完整性显著降低和降低等级的面积分别为 19% 和 24%, 呈显著增加和增加等级的面积分别为 15% 和 27%, 15% 面积维持不变。显著降低面积大于显著增加面积, 说明完整性降低程度要比增加程度更剧烈, 应该加强完整性显著降低区域的监测。

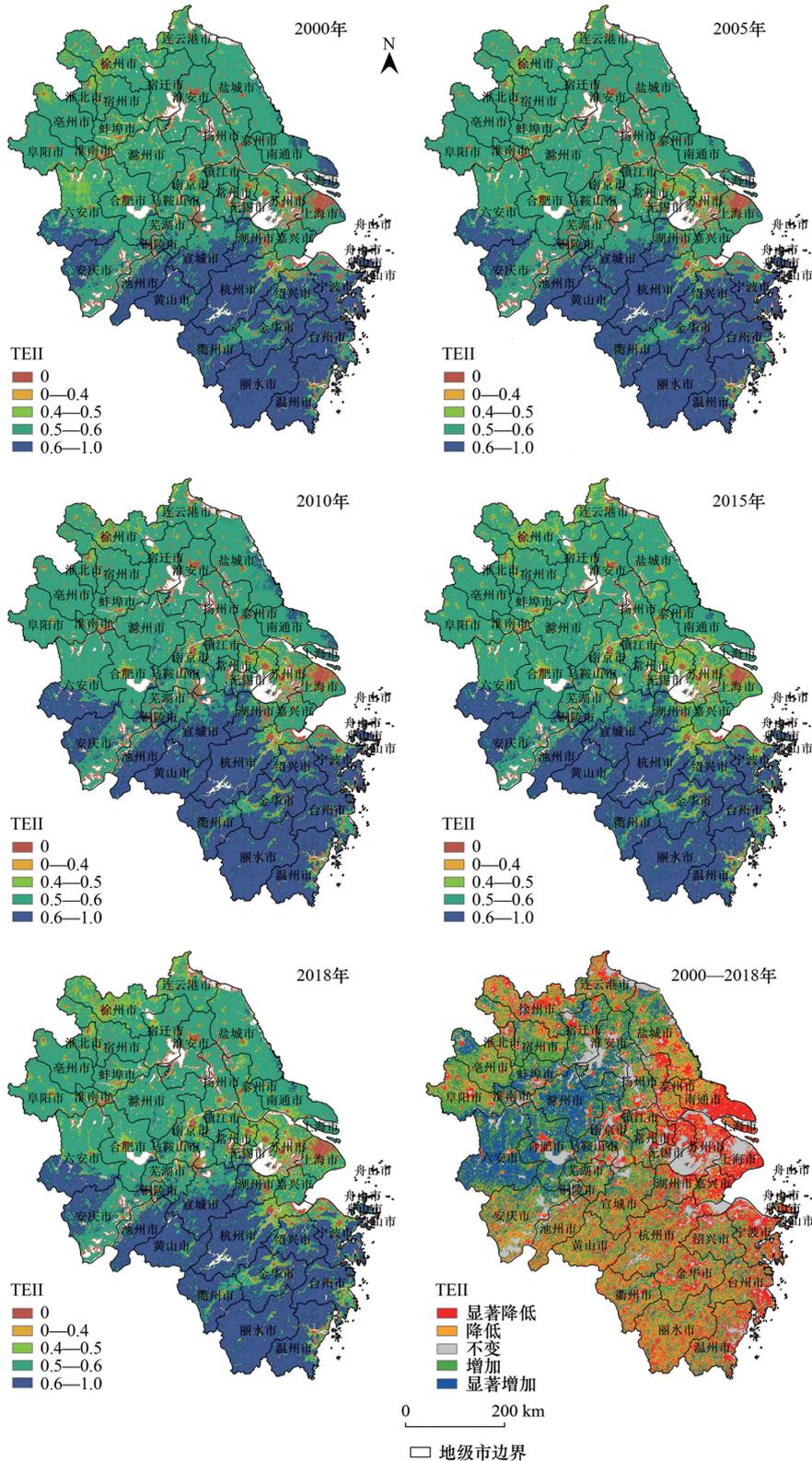


图 3 2000—2018 年长三角陆地生态系统完整性 (TEII) 变化

Fig.3 Changes of terrestrial ecosystem integrity in the Yangtze River Delta from 2000 to 2018

2.2 时空变化格局

由图 3 可得,2000—2018 年长三角 TEII 区域梯度差异鲜明,高值主要分布在皖西大别山区和皖南—浙西—浙南山区绿色生态屏障区,低值分布在城市主城区。

2000—2018 年长三角 TEII 显著降低区域呈两带两圈多点分布格局(图 3 红色区域)。两带为沿海发展带和沿江发展带,沿海地区主要分布在连云港市、盐城市、南通市、上海市、嘉兴市、舟山市、宁波市、台州市和温州市等。长江沿岸主要分布在长江下游南岸,如芜湖市、马鞍山市、南京市、镇江市、扬州市局部和泰州市全市大部分地区。两圈为苏锡常都市圈和杭州都市圈,如苏州、无锡市、常州市、杭州市、湖州市和绍兴市完整性下降明显。多点为多个城市郊区,零散分布在各大城市的主城区周边,如合肥市、阜阳市、宿迁市和淮安市等。显著降低面积最多的 10 个地级市分别为南通市(4645.53 km²)、杭州市(4493.88 km²)、宁波市(3807.54 km²)、丽水市(3728.88 km²)、上海市(3345.39 km²)、苏州市(3345.21 km²)、温州市(3168.18 km²)、台州市(2853.09 km²)、徐州市(2755.98 km²)和金华市(2726.64 km²),累计占显著降低总面积的 51.79%。综上得,长三角陆地生态系统完整性显著降低区域均分布在人类活动较强的区域,说明城市扩张对城市周边地区的生态系统完整性构成了威胁。

2000—2018 年长三角 TEII 显著增加区域主要分布在长三角西北地区(图 3 蓝色区域),在空间上聚集性分布,从西北区的六安市向东北方向的盐城市展开,依次经过合肥市、淮南市、滁州市、蚌埠市、淮南市、宿迁市。长三角 TEII 显著增加面积最大的 10 个地级市为:六安市(10994.58 km²)、滁州市(7440.03 km²)、合肥市(4957.92 km²)、淮南市(2536.74 km²)、安庆市(2064.42 km²)、蚌埠市(1976.13 km²)、宿迁市(1967.04 km²)、盐在市(1666.53 km²)、南京市(1461.33 km²)和马鞍山市(1237.86 km²),累计占显著增加总面积的 68%。完整性显著增加可能与加大生态用地的管控和生态修复力度有关,例如巢湖流域 2014 年入选首批全国生态文明先行示范区后,在皖西大别山加大了水土保持区限制陡坡垦殖、过度放牧管控措施;在淮河上游水源涵养地带,退耕还林围栏封育,推进天然林草保护;在巢湖环湖地带采取退渔还湿,建设生态景观带等工程措施治理和修复生态用地,使得生态完整性显著提高。这进一步表明长三角生态文明建设,在部分地区已经从理论认识走向了制度设计与管理实践应用。

2.3 驱动因素

2.3.1 土地利用变化

由表 4 得,2000—2018 年长三角主要土地利用变化类型是耕地转建设用地(14156.55 km²)、林地转耕地(6197.49 km²)、耕地转林地(5098.68 km²)、草地转建设用地(3092.94 km²),分别占土地利用变化总面积的 37.21%、16.29%、13.40%、8.13%。长三角建设用地增加了 3.14 倍,不断挤占重要生态空间,草地面积减少了 45.62%,林地面积减少了 2.25%,导致生态空间面积减少加剧,重要生物栖息地遭到破坏。叠加 2000—2018 年 TEII 变化与土地利用转移矩阵可得,导致 2000—2018 年长三角陆地生态系统完整性下降的主要土地利用变化类型(变化面积从大到小)为:耕地转建设用地、草地转建设用地、林地转耕地、林地转建设用地和草地转耕地。主要原因是随着快速城镇化,人类活动干扰不断加强,建设用地由主城区向四周扩张,侵蚀了周边稀疏草地和耕地,造成地类破碎化,生态系统完整性下降。

2.3.2 社会经济发展

Pearson 相关分析法分析长三角 41 个地级市 2000—2018 年 GDP、总人口与 TEII 均值的相关性,表明 2000—2018 年长三角 GDP 与 TEII 均呈显著负相关,即 GDP 越高区域陆地生态系统完整性越低,说明长三角经济发展对陆地生态系统完整性产生负面影响(表 5)。从相关紧密程度来看,长三角 GDP 与 TEII 的相关紧密程度呈先增加后下降趋势,2000—2005 年 GDP 与 TEII 相关紧密程度低($P < 0.05$),相关系数分别为-0.317 和-0.390;2010—2015 年 GDP 与 TEII 呈显著负相关($P < 0.01$),相关紧密程度增加,相关系数分别为-0.476 和-0.509;从 2015 年以后相关紧密程度有所下降,相关系数从-0.509 下降到-0.484,即 2015 年以后经济增长对完整性的负面影响有减缓征兆,这可能与经济转型有关,但经济发展与生态环境保护的权衡协调仍然是重

大难题。

表 4 2000—2018 年土地利用转移矩阵/km²

Table 4 Land use transfer matrix from 2000 to 2018

土地利用类型 Land use types	耕地 Cropland	林地 Forest	草地 Grassland	湿地 Wetland	水域 Water	建设用地 Built-up land	未利用地 Unused land
耕地 Cropland	199739.88	5098.68	844.47	342.45	1410.84	14156.55	1.44
林地 Forest	6197.49	91633.86	252.18	73.80	363.51	985.23	0.27
草地 Grassland	1064.70	136.44	1843.20	25.65	180.00	3092.94	2.07
湿地 Wetland	284.85	54.63	21.15	883.53	244.17	46.80	0.09
水域 Water	1308.24	296.55	449.46	363.06	14381.37	240.48	13.14
建设用地 Built-Up land	366.75	44.73	38.07	2.07	36.09	5252.04	0.27
未利用地 Unused land	1.80	0.00	1.71	0.00	1.53	5.58	8.37

由表 5 得,2000—2005 年总人口数与 TEII 无显著相关性,相关系数为-0.217 和-0.216。2010 到 2018 年总人口数与 TEII 均呈显著负相关,相关系数为-0.348、-0.335 和-0.337。从 2000 年到 2018 年,长三角总人口数与 TEII 相关性由不显著变为显著负相关,表明长三角人口增长对 TEII 的负影响由弱到强,即人口数量的增加可能在未来会对陆地生态系统完整性降低存在较大的威胁。

表 5 TEII 与 GDP、总人口数的相关性

Table 5 TEII's correlation with GDP and total Population

	2000 年 TEII	2005 年 TEII	2010 年 TEII	2015 年 TEII	2018 年 TEII
2000 年 GDP	-0.317 *	-0.356 *	-0.413 **	-0.440 **	-0.422 **
2005 年 GDP	-0.347 *	-0.390 *	-0.448 **	-0.473 **	-0.457 **
2010 年 GDP	-0.373 *	-0.420 **	-0.476 **	-0.503 **	-0.486 **
2015 年 GDP	-0.378 *	-0.426 **	-0.479 **	-0.509 **	-0.491 **
2018 年 GDP	-0.372 *	-0.421 **	-0.473 **	-0.501 **	-0.484 **
2000 年人口 Population	-0.217	-0.223	-0.250	-0.301	-0.268
2005 年人口 Population	-0.214	-0.216	-0.243	-0.291	-0.259
2010 年人口 Population	-0.302	-0.315 *	-0.348 *	-0.387 *	-0.362 *
2015 年人口 Population	-0.258	-0.263	-0.294	-0.335 *	-0.308
2018 年人口 Population	-0.286	-0.290	-0.324 *	-0.365 *	-0.337 *

* * 表示在 0.01 水平显著相关; * 表示在 0.05 水平显著关

3 结论与讨论

本文从生态系统的结构、功能和弹性三方面遴选 5 个一级指标和 6 个二级指标构建了 TEII。研究表明:(1)2000—2018 年长三角陆地生态系统完整性均值整体呈下降趋势,尤其景观破碎度不断增加,连通度不断降低,导致结构完整性持续下降;(2)完整性在不同区域梯度变化明显,完整性显著降低区域呈两带两圈多点分布格局,显著增加区域主要分布在长三角西北部;(3)建设用地增加是完整性下降的主要驱动之一,GDP 与完整性呈显著负相关,人口增加对完整性负面影响程度由弱到强,说明人口增加的压力对完整性的影响越来越大。

本研究构建的生态系统结构完整性侧重于异质性,生态系统功能完整性侧重于生态系统的能量流通、物质循环以及水量平衡的内在生态物理过程,生态系统弹性侧重于生态系统受外界干扰的抵抗能力和干扰后恢复的能力。优选的各类指标已被广泛应用到生态系统表征的各个方面,数据容易获取、操作简单方便,综合指数权重分配使用了简单平均。但是同时也存在一些问题:(1)复杂难获取的野外调查数据(如病原体、外来物

种、指示物种等),可能更好地表征生态系统的物种多样性和生态系统功能,未来的研究中应该考虑如何建立用简单的指标和模型代表复杂的生态指标;(2)综合指数虽然容易被管理部门理解和接受,但是使用综合指数表征生态系统的科学性存在一些不确定性,例如当各指标赋予不同权重时,综合指数会有不同的结果。因此各指标赋权重分值应该考虑到管理部门的需求和区域实际内在联系,未来研究应该探究各指标对完整性的贡献率;(3)功能指标只使用了两个指标来表征物质—能量平衡和水量平衡避免了数据冗余,但是不够全面,未来研究中应该再扩展选取具有代表性的其他功能指标;(4)本文在景观尺度构建的综合指数,主要表征景观内部不同空间单元生态系统完整状态的空间差异。但在进行类型尺度(水平)的生态系统完整性比较时显得不足和不准确,比如利用了相同的指标表征和归一化处理了不同生态系统类型,会高估了部分人工生态系统(耕地、人工林地)的完整性,而低估了部分自然生态系统(草地和湿地)的完整性。因此在未来研究中,应该从多个尺度构建指标体系,例如构建生态系统类型尺度的完整性指标体系,使得评估指标体系更加丰富、用途更加广泛。

长三角景观逐渐支离破碎、完整性降低,体现了建设人与自然和谐共生的重要性和加快推进生态文明建设的紧迫性,如果不采取有效的景观格局优化措施,栖息地将继续遭受破坏,生物多样性保护将受到严重威胁。因此亟需加大完整性显著降低区域生态修复力度,合理布局生态、生活、生产用地,加快推动经济结构绿色转型与高质量发展。

参考文献 (References):

- [1] Haddad N M, Brudvig L A, Clobert J, Clobert J, Davies K F, Gonzalez A, Holt R D, Lovejoy T E, Sexton J O, Austin M P, Collins C D, Cook W M, Damschen E I, Ewers R M, Foster B L, Jenkins C N, King A J, Laurance W F, Levey D J, Margules C R, Melbourne B A, Nicholls A O, Orrock J L, Song D X, Townshend J R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 2015, 1 (2): e1500052.
- [2] 于丹丹, 吕楠, 傅伯杰. 生物多样性与生态系统服务评估指标与方法. *生态学报*, 2017, 37(2): 349-357.
- [3] 陈利顶, 刘雪花, 傅伯杰. 卧龙自然保护区大熊猫生境破碎化研究. *生态学报*, 1999, 19(3): 291-297.
- [4] Roche P K, Campagne C S. From ecosystem integrity to ecosystem condition: a continuity of concepts supporting different aspects of ecosystem sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2017, 29: 63-68.
- [5] Wurtzebach Z, Schultz C. Measuring ecological integrity: history, practical applications, and research opportunities. *BioScience*, 2016, 66(6): 447-457.
- [6] Xu X B, Tan Y, Yang G S, Barnett J. China's ambitious ecological red lines. *Land Use Policy*, 2018, 79: 447-451.
- [7] Gao J X. How China will protect one-quarter of its land. *Nature*, 2019, 569(7757): 457-457.
- [8] Reza M I H, Abdullah S A. Regional Index of Ecological Integrity: a need for sustainable management of natural resources. *Ecological Indicators*, 2011, 11(2): 220-229.
- [9] Andreasen J K, O'Neill R V, Noss R, Slosser N C. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators*, 2001, 1(1): 21-35.
- [10] Woodley S. Ecological integrity and Canada's national parks. *The George Wright Forum*, 2010, 27(2): 151-160.
- [11] Woodley S J, Kay J, Francis G R. *Ecological Integrity and the Management of Ecosystems*. Florida: CRC Press, 1993.
- [12] 何思源, 苏杨. 原真性、完整性、连通性、协调性概念在中国国家公园建设中的体现. *环境保护*, 2019, 47(S1): 28-34.
- [13] 陈叙图, 魏钰. 中国国家公园生态系统完整性的问题与改进对策. *环境保护*, 2019, 47(5): 55-58.
- [14] 莫张勤. 生态保护红线修复机制法治化: 定位、困境及其出路. *生物多样性*, 2019, 27(3): 347-352.
- [15] Leopold A. *A Sand County Almanac: and Sketches Here and There*. New York: Oxford University Press, 1949.
- [16] Karr J R, Dudley D R. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 1981, 5(1): 55-68.
- [17] Kay J J. A nonequilibrium thermodynamic framework for discussing ecosystem integrity. *Environmental Management*, 1991, 15(4): 483-495.
- [18] 李鑫, 田卫. 基于景观格局指数的生态完整性动态评价. *中国科学院研究生院学报*, 2012, 29(6): 780-785.
- [19] Müller F, Hoffmann-Kroll R, Wiggering H. Indicating ecosystem integrity — theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling*, 2000, 130(1/3): 13-23.
- [20] 黄宝荣, 欧阳志云, 郑华, 王效科, 苗鸿. 生态系统完整性内涵及评价方法研究综述. *应用生态学报*, 2006, 17(11): 2196-2202.
- [21] Kandziora M, Burkhard B, Müller F. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—a theoretical matrix

- exercise. *Ecological Indicators*, 2013, 28: 54-78.
- [22] Tucker M A, Böhning-Gaese K, Fagan W F, Fryxell J M, Van Moorter B, Alberts S C, Ali A H, Allen A M, Attias N, Avgar T, Bartlam-Brooks H, Bayarbaatar B, Belant J L, Bertassoni A, Beyer D, Bidner L, Van Beest F M, Blake S, Blaum N, Bracis C, Brown D, De Bruyn P J N, Cagnacci F, Calabrese J M, Camilo-Alves C, Chamaillé-Jammes S, Chiaradia A, Davidson S C, Dennis T, Destefano S, Diefenbach D, Douglas-Hamilton I, Fennessy J, Fichtel C, Fiedler W, Fischer C, Fischhoff I, Fleming C H, Ford A T, Fritz S A, Gehr B, Goheen J R, Gurarie E, Hebblewhite M, Heurich M, Hewison A J M, Hof C, Hurme E, Isbell L A, Janssen R, Jeltsch F, Kaczensky P, Kane A, Kappeler P M, Kauffman M, Kays R, Kimuyu D, Koch F, Kranstauber B, Lapoint S, Leimgruber P, Linnell J D C, López-López P, Markham A C, Mattisson J, Medici E P, Mellone U, Merrill E, De Miranda Mourão G, Morato R G, Morellet N, Morrison T A, Díaz-Muñoz S L, Mysterud A, Nandintsetseg D, Nathan R, Niamir A, Odden J, O'hara R B, Oliveira-Santos L G R, Olson K A, Patterson B D, De Paula R C, Pedrotti L, Reineking B, Rimmler M, Rogers T L, Rolandsen C M, Rosenberry C S, Rubenstein D I, Safi K, Saïd S, Sapir N, Sawyer H, Schmidt N M, Selva N, Sergiel A, Shiilegdamba E, Silva J P, Singh N, Solberg E J, Spiegel O, Strand O, Sundaresan S, Ullmann W, Voigt U, Wall J, Wattles D, Wikelski M, Wilmers C C, Wilson J W, Wittemyer G, Zięba F, Zwijacz-Kozica T, Mueller T. Moving in the Anthropocene: global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science*, 2018, 359(6374): 466-469.
- [23] 代云川, 薛亚东, 张云毅, 李迪强. 国家公园生态系统完整性评价研究进展. *生物多样性*, 2019, 27(1): 104-113.
- [24] 魏钰, 雷光春. 从生物群落到生态系统综合保护: 国家公园生态系统完整性保护的理論演变. *自然资源学报*, 2019, 34(9): 1820-1832.
- [25] 陈雯, 孙伟. 长江三角洲区域一体化空间分工. *城市规划学刊*, 2020, (1): 37-40.
- [26] 杨桂山, 徐昔保, 李平星. 长江经济带绿色生态廊道建设研究. *地理科学进展*, 2015, 34(11): 1356-1367.
- [27] 徐昔保, 陈爽, 杨桂山. 长三角地区 1995-2007 年生态资产时空变化. *生态学报*, 2012, 32(24): 7667-7675.
- [28] Vickerman S, Kagan J S. Assessing Ecological Integrity Across Jurisdictions and Scales. *Defenders of Wildlife*, [2014]. <https://www.defenders.org/sites/default/files/publications/assessing-ecological-integrity-across-jurisdictions-and-scales.pdf>.
- [29] 李智琦, 欧阳志云, 曾慧卿. 基于物种的大尺度生物多样性热点研究方法. *生态学报*, 2010, 30(6): 1586-1593.
- [30] Müller F. Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecological Indicators*, 2005, 5(4): 280-294.
- [31] 徐昔保, 马晓武, 杨桂山. 基于生态系统完整性与连通性的生态保护红线优化探讨——以长三角为例. *中国土地科学*, 2020, 34(5): 94-103.
- [32] 张明阳, 王克林, 何萍. 生态系统完整性评价研究进展. *热带地理*, 2005, 25(1): 10-13, 18-18.
- [33] 高吉喜. 可持续发展理论探索: 生态承载力理论、方法与应用. 北京: 中国环境科学出版社, 2001.
- [34] Jiang M Z, Chen H Y, Chen Q H, Wu H Y, Chen P. Wetland ecosystem integrity and its variation in an estuary using the EBLE index. *Ecological Indicators*, 2015, 48: 252-262.
- [35] Reza M I H. Importance and Considerations for the development of a composite Index of Ecological Integrity for ecological management. *International Journal of Ecology & Development*, 2014, 28(2): 32-48.
- [36] Harwell M A, Myers V, Young T, Bartuska A, Gassman N, Gentile J H, Harwell C C, Appelbaum S, Barko J, Causey B, Johnson C, Mclean A, Smola R, Templet P, Tosini S. A framework for an ecosystem integrity report card; examples from South Florida show how an ecosystem report card links societal values and scientific information. *BioScience*, 1999, 49(7): 543-556.
- [37] Noss R F. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, 1983, 33(11): 700-706.
- [38] Stoll S, Frenzel M, Burkhard B, Adamescu M, Augustaitis A, Baebler C, Bonet F J, Carranza M L, Cazacu C, Cosor G L, Díaz-Delgado R, Grandin U, Haase P, Hämäläinen H, Loke R, Müller J, Stanisci A, Staszewski T, Müller F. Assessment of ecosystem integrity and service gradients across Europe using the LTER Europe network. *Ecological Modelling*, 2015, 295: 75-87.
- [39] Ward M, Saura S, Williams B, Ramírez-Delgado J P, Arafeh-Dalmau N, Allan J R, Venter O, Dubois G, Watson J G E. Just ten percent of the global terrestrial protected area network is structurally connected via intact land. *Nature Communications*, 2020, 11(1): 4563.
- [40] Barkmann J, Baumann R, Meyer U, Müller F, Windhorst W. Ökologische integrität: risikoversorge im nachhaltigen landschaftsmanagement. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 2001, 10(2): 97-108.
- [41] Müller F, Bergmann M, Dannowski R, Dippner J W, Gnauck A, Haase P, Jochimsen M C, Kasprzak P, Kröncke I, Kümmerlin R, Küster M, Lischeid G, Meesenburg H, Merz C, Millat G, Müller J, Padiśák J, Schimming C G, Schubert H, Schult M, Selmečzy G, Shatwell T, Stoll S, Schwabe M, Soltwedel T, Straile D, Theuerkauf M. Assessing resilience in long-term ecological data sets. *Ecological Indicators*, 2016, 65: 10-43.
- [42] Holling C S. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1973, 4: 1-23.
- [43] 刘琼玉, 程全国, 魏建兵, 顾广贺. 大兴安岭地区生态系统完整性动态评价. *应用生态学报*, 2019, 30(9): 3119-3125.