

基于Landsat影像的苏州市湖泊分布变化研究

张 秦

广州大学地理科学与遥感学院, 广东 广州

收稿日期: 2023年5月17日; 录用日期: 2023年6月23日; 发布日期: 2023年6月30日

摘 要

湖泊变化对保护生态环境起着重要作用, 其研究持续受到社会关注。本文基于苏州市2015年和2020年Landsat 8影像, 先根据改进的归一化差异水体指数模型提取两期的水体分布信息, 进而获取两期湖泊分布信息, 并分析苏州市2015~2020年湖泊时空分布变化特点及其驱动力。结果表明: 2015~2020年, 苏州市湖泊面积整体上扩张3.7%, 而太湖和金鸡湖两个主要湖泊面积增加7.7%、8.4%, 在中小湖泊中, 同里湖面积减少45.7%、盛泽湖面积增加14.4%, 其他湖泊面积变化较小; 湖泊分布破碎化程度增加, 多样性和空间异质性增强; 湖泊分布变化的原因主要是政策因素、降水量因素和土地利用转移因素。

关键词

改进的归一化差异水体指数, 湖泊, Landsat, 苏州市

Study on the Distribution of Lakes in Suzhou City Based on Landsat Images

Qin Zhang

School of Geography and Remote Sensing, Guangzhou University, Guangzhou Guangdong

Received: May 17th, 2023; accepted: Jun. 23rd, 2023; published: Jun. 30th, 2023

Abstract

Lake change plays an important role in protecting the ecological environment and its research continues to attract social attention. Based on the Landsat 8 images of Suzhou City in 2015 and 2020, this paper first extracted the water distribution information of the two periods according to the modified normalized difference water index model, and then obtained the lake distribution information of the two periods. Then, the characteristics and driving forces of the temporal and spatial distribution of lakes in Suzhou City during 2015~2020 were analyzed. The results show that, from 2015 to 2020, the lake area in Suzhou City increased by 3.7%. While the area of Taihu Lake and Jinji

Lake increased by 7.7% and 8.4%. Among the small and medium-sized lakes, the area of Tongli Lake decreased by 45.7% and Shengze Lake increased by 14.4%, while the area of other lakes changed little. The fragmentation degree of lake distribution increased, and the diversity and spatial heterogeneity of lake distribution increased. The main reasons for the change in lake distribution are policy factors, precipitation factors and land use transfer factors.

Keywords

Modified Normalized Difference Water Index, Lakes, Landsat, Suzhou City

Copyright © 2023 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

湖泊资源作为城市生态环境的一个组成部分,参与了大自然界的水分循环,对整个城市的生态系统都有着重要的影响,具有通过控制和调节整个城市的区域气候、记录各个城市的热岛效应、吸收和减少降解城市中的有害物质、防洪和调蓄、休闲娱乐、维持城市生态系统的平衡和生物的多样性等特殊作用[1]。

自 20 世纪 80 年代以来,国外许多学者在湖泊动态变化方法和认识上进行了大量研究和做出了巨大的贡献。Harris 等[2]利用 AVHRR 遥感资料分析了 Lough 湖泊的面积变化情况,并对影响其变化的各种可能性因子进行了分析,同时对其水位的关系进行了详细深入的思考。Mcfeeters [3]由于受到归一化差异的植被指数 NDVI 的启发,提出了一种可以有效抑制其植被信息并且能够增强其他水体信息的归一化差异的水体指数 MNDWI,从而迅速地提取其他水体。Yang 等[4]通过对近 10 年蒙古高原戈壁湖泊面积的年变化与季节变化进行研究,得出 Orog 湖泊面积对气候变化有着十分紧密的联系,并提出未来地区年降水量是湖泊面积发生变化的直接原因。Pekel 等[5]根据解译的多组 Landsat 影像集,得到 1984~2015 全球湖泊的变化规律,得出气候和人类是地表湖泊发生变化的重要影响因子。

我国学术专家在利用遥感处理湖泊动态变化上付出了许多努力。刘建国[6]通过对 MSS 影像的两个波段的比值有效地提取了水体。杜云艳等[7]通过比较研究区域周围地物和水体之间的波普曲线差异,分析两者之间的内在规律,得出相关表达公式,从而提取水体。赵书河等[8]基于南京部分典型地区的中巴资源卫星数据,使用迭代分析方法对南京一些典型的地区水体进行了提取研究。徐涵秋[9]在 Mcfeeters 的科学研究成果的基础上对于 NDWI 指数方法应用进行了深入研究和技术改进,提出了对较为广泛应用于我国城市库区水体水质提取指数方法的技术改进归一化水体提取指数(Modified Normalized Difference Water Index, 简称 MNDWI)。马定国等[10]利用 1:5 万 DEM 高程数据对鄱阳湖洪水灾情区的空间特征进行分析,并对当地的洪水脆弱性进行了定量评估。马荣华等[11]通过对大量中巴地球资源卫星影像和 Landsat 影像分析处理,收集统计了全国湖泊面积,得出全国自然湖泊多是由于气候和人类迁徙活动而发生变化。韩杏杏等[12]基于 MODIS 数据收集了鄱阳湖 2000 年之后近十年的湖泊淹没面积变化情况,得出鄱阳湖极值淹没面积均有逐渐萎缩的趋势,而其直接原因与年降水量和与长江水交换有关。冯帅龙[13]利用从 1984 年之后近二十年所有湖泊中都可以看到的 Landsat 影像获取了关于我国现存湖泊的相关资料,得出在当时人类迁移运动和气候驱动下,我国现存湖泊消失的同时,也普遍存在于新湖泊的消失中。曹国亮等[14]以艾丁湖为例,利用陆地卫星遥感影像技术,采用水体指数法,对艾丁湖 1986~2018 的湖泊面积

变化进行解译, 分析了艾丁湖湖泊总面积的变化及其区域性气候变化、河流径流量的变化之间相关性。

基于此, 本文以 2015 年和 2020 年 Landsat 8 OLI 影像, 根据改进的归一化差异水体指数模型提取苏州市水体分布, 并进而获取湖泊水体分布信息, 对其时空分布变化特点及其驱动力进行分析, 进而为揭示影响其发生变化的驱动力因子的研究提供理论基础和技术支持。

2. 研究方法与技术路线

2.1. 研究方法

本文研究方法主要有:

1) 文献资料查阅

通过查阅文献、收集和整理信息, 了解专业学科前沿的研究进展, 获取研究区域的基本信息, 为研究提供理论基础和案例研究参考。

2) 改进的归一化差异水体指数法[9]

徐涵秋发现 Mcfeeters [3]提出的归一化差异水体指数(Normalized Difference Water Index, 简称 NDWI)无法彻底抑制与水体无关的背景信息, 尝试将 NDWI 中构成该指数的各个波长段的组合都进行了调整和修改, 并提出了改进的归一化差异水体指数 MNDWI, 将其应用于从遥感影像中提取湖泊、河流、水库和坑塘等不同类型的水体, 都获得了远远优于 NDWI 的提取精度, 尤其是能较为准确地提取城镇范围内水体分布信息[9]。此外, MNDWI 可以很容易地将水体的阴影与其他水体区隔开来, 解决了水体提取中遇到的难以去除阴影的困难。MNDWI 计算公式为:

$$\text{MNDWI} = (\text{Green} - \text{MIR}) / (\text{Green} + \text{MIR}) \quad (1)$$

式中, Green 为绿光波段; MIR 为中红外波段。其水体指数的取值范围为-1 到 1。

3) 景观格局指数法[15]

景观格局指数(Landscape Shape Index, 简称 LSI)通常是指景观的结构特征, 是由自然或人为在空间中形成的一系列大小、形状、排列不同的景观在空间中的排列。景观格局的分析能反映湖泊资源的分布和组分, 为实现湖泊资源可持续发展提供理论依据。景观格局指数一般来说分为斑块水平、景观水平和地类水平上三种类型进行分析, 本文主要选取斑块水平和整体水平上的景观指数对苏州市湖泊景观格局进行定量分析。

在斑块水平上, 本文选取以下指数:

斑块密度(Patch Density, 简称 PD)指单位面积上的斑块数, 有利于不同大小景观间的比较, 其计算公式为:

$$\text{PD} = \frac{n_i}{A} (10000) (100) \quad (2)$$

式中, n_i 为第 i 类景观要素总面积; A 为所有景观的总面积。

最大斑块指数(Largest Patch Index, 简称 LPI): 指最大斑块占景观面积的比例, 反映人类活动的方向和强弱, 其计算公式为[15]:

$$\text{LPI} = \frac{\text{Max}(a_1 a_2 \cdots a_n)}{A} (100) \quad (3)$$

式中, a_n 为景观中板块类型的面积; A 为景观总面积。

景观百分比(Percent of landscape, 简称 PLAND): 指斑块所占景观面积的比例, 其计算公式为[15]:

$$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100) \quad (4)$$

式中, a_{ij} 为斑块 ij 的面积; A 为所有景观的总面积。

斑块数量(Number Patches, 简称 NP): 景观中的斑块总数。NP ≥ 1 , 无上限, 其计算公式为[16]:

$$NP = N \quad (5)$$

式中, N 为斑块数量。

斑块聚合度(Aggregation Intermittent, 简称 AI): 指同类型斑块像元间公共边界长度来计算, 其计算公式为[16]:

$$AI = \left[\frac{g_{ij}}{\max \rightarrow g_{ij}} \right] (100) \quad (6)$$

式中, g_{ij} 为相应景观类型的相似邻接斑块数量。

在整体水平上, 本文选取以下指数:

景观形状指数(Landscape Shape Index, 简称 LSI): 指计算整个景观内斑块形状特点指数, 其计算公式为[16]:

$$LSI = \frac{e_i}{\min e_i} \quad (7)$$

式中, e_i 为类型 i 的周长; $\min e_i$ 为最小斑块的周长。

蔓延度指数(Contagion Index, 简称 CONTAG): 指斑块类型的团聚程度或延展趋势。蔓延度指数越高, 其景观破碎化程度较高, 其计算公式为[17]:

$$CONTAG = 1 - \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m P_{ij} \ln(P_{ij})}{2 \ln m} \quad (8)$$

式中, m 为景观斑块类型总数目; P_{ij} 为斑块所占的面积百分比。

散布/毗邻指数(Interspersion and Juxtaposition Index, 简称 IJI): 衡量区域景观要素空间均衡度的指数。IJI 值增大, 蔓延度减小, 区域景观要素空间分布不均衡度增大, 优势斑块类型比例下降, 斑块分布更为分散, 其计算公式如下[17]:

$$IJI = - \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \cdot \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln(0.5[m(m-1)])} (100) \quad (9)$$

式中, e_{ik} 为类型 i 和类型 k 之间的斑块边界长度; E 为景观边界总长度; m 为景观中的斑块类型数。

香农多样性指数(Shannon's Diversity Index, 简称 SHDI): 反映区域景观异质性, 尤其对景观类型非均衡分布尤为敏感, SHDI 增大, 说明拼块类型增加或个拼块类型在景观中呈均衡化趋势分布, 即区域土地利用越丰富, 破碎化程度越高, SHDI 值也就越大, 其计算公式如下[15]:

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m [p_i \times \ln(p_i)] \quad (10)$$

式中, P_i 为类型 i 在区域整体所占的面积比例; m 为景观类型总数。

香农均匀度指数(Shannon-Weaver Evenness, 简称 SHEI): 指各拼块类型均等分布的最大可能多样性。

是比较不同景观或同一景观不同时期多样性变化的有力手段。 $SHEI = 0$ 表明景观仅由一种拼块组成，无多样性； $SHEI = 1$ 表明各拼块类型均匀分布，有最大多样性，其计算公式如下[15]：

$$SHEI = - \frac{\sum_{i=1}^m p_i \times \ln p_i}{\ln m} \quad (11)$$

式中， P_i 为类型 i 在区域整体所占的面积比例； m 为景观类型总数，取值范围为 0 到 1，值越低，各类型所占面积比例差异越大。

4) 最大似然法

基于遥感影像提取土地利用信息的常用方法有监督分类(Supervised Classification)和非监督分类(Unsupervised Classification)两种。监督分类指在已知样本中，通过选择相关的特征参数来建立模型获取地物的分类信息，主要分类方法有最小距离分类法、最大似然分类法等等。非监督分类指在没有先验类别样本的条件下，根据像元间相似度进行计算的自动判别方法，主要分类方法有波谱图形识别分类法、聚类分析法等等。本文获取苏州市 2015 年、2020 年土地利用分类信息使用的是监督分类中的最大似然分类法。

2.2. 技术路线

本文基于苏州市 2015 年、2020 年 Landsat 8 OLI_TIRS 遥感影像，先进行大气辐射校正获取绿光波段和中红外波段的地表反射率影像，接着结合改进的归一化水体指数模型计算获得苏州市两期水体分布信息，再对比从全国地理信息资源目录服务系统网站中下载的官方湖泊分布数据以提取出苏州市 2015 年、2020 年湖泊分布信息，然后分析 2015~2020 年苏州市湖泊面积变化特点以及湖泊景观格局变化特点，最后从政策、降水和土地利用转移等各方面分析湖泊面积变化的原因。本文技术路线如图 1 所示。

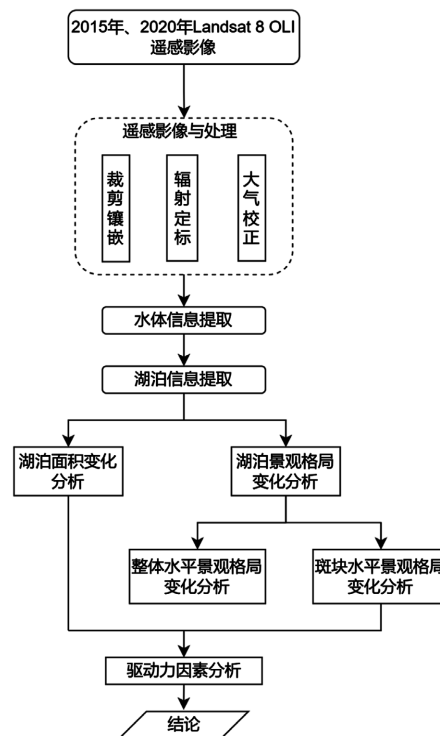


Figure 1. Process-oriented frame
图 1. 技术路线图

3. 研究区概况及数据源、数据预处理

3.1. 研究区概况

苏州市作为长江三角洲重要城市之一，位于江苏省东南部，是江苏长江经济带重要组成部分。东临上海，西抱太湖，南接嘉兴，北依长江。苏州市的地理坐标为东经 119°55'~121°20'，北纬 30°47'~32°02'。

苏州属亚热带季风海洋性气候，四季分明，雨水充沛。全市地势低平，平原占总面积的 54.8%，海拔 4 米左右，丘陵占总面积的 2.7%。平均降水量为 1072.6 mm，常年平均气温为 17.6℃。水域面积达 42.5% 以上。

3.2. 数据源及数据预处理

3.2.1. 数据源

本文数据源主要有：

1) 遥感影像数据。本文从地理空间数据云网站下载苏州市范围 2015 年、2020 年 Landsat 8 OLI_TIRS 影像，影像获取当天晴朗无云，数据质量较高。两期遥感影像主要用于提取苏州市水体和湖泊分布信息以及土地利用分类信息。

2) 苏州市行政区划边界数据。本文从全国地理信息资源目录服务系统网站(<https://www.webmap.cn>) 下载苏州市行政区划边界数据，其主要用于对苏州市两期遥感影像进行预处理。

3.2.2. 数据预处理

本文数据预处理主要有：

1) 辐射定标

辐射定标是指在需要计算地物的光谱反射率或光谱辐射亮度时，或者是对获取的图像进行比较时，将图像的亮度灰度值转换为绝对的辐射亮度。辐射定标即把图像的量化值转化为反射率或辐射亮度值等物理量。利用 ENVI 5.3 软件中的辐射定标工具完成辐射定标。

2) 大气辐射校正

大气射线辐射影像校正即是指通过校正消除大气影像失真数据中所有部分依附于大气辐射图像亮度上的各类影像失真而得以实现的一个技术过程。首先构造原始观测遥感运动图像的相关数据处理档案和原始遥测图像辅助运动信息的相关数据处理档案；然后按照遥感辐射信号传递误差方程式和演算法中得到的原始遥感运动图像信号辐射传递误差计算校正系统模型，在遥感图像信号处理控制系统硬件的共同支持下，进行系统辐射校正。利用 ENVI FLAASH 大气校正工具完成大气校正。

3) 镶嵌与裁剪

由于 2015 年和 2020 年苏州市行政范围涉及到三幅 Landsat 8 遥感影像，因此首先需要在 ENVI 5.3 软件中进行影像的镶嵌，然后根据苏州市行政区划边界来对镶嵌影像进行裁剪，获得苏州市 2015 年、2020 年遥感影像，如图 2 所示。

4. 苏州市湖泊信息提取

4.1. 水体信息提取

本文基于 2015 年和 2020 年 Landsat 8 影像，经过大气辐射校正获得绿光波段和中红外波段影像的地表反射率结果，再根据公式(1)计算两期的 MNDWI 指数分布信息并将 MNDWI 值大于 0 的区域提取为水体，获得苏州市 2015 年和 2020 年水体分布信息，结果如图 3 所示。

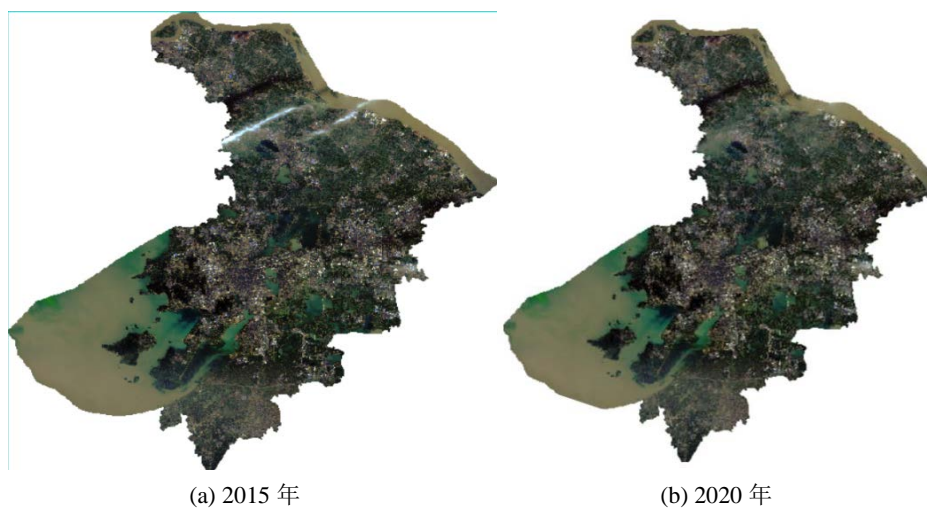


Figure 2. Remote sensing images of Suzhou City in 2015 and 2020
图 2. 苏州市 2015 年、2020 年遥感影像

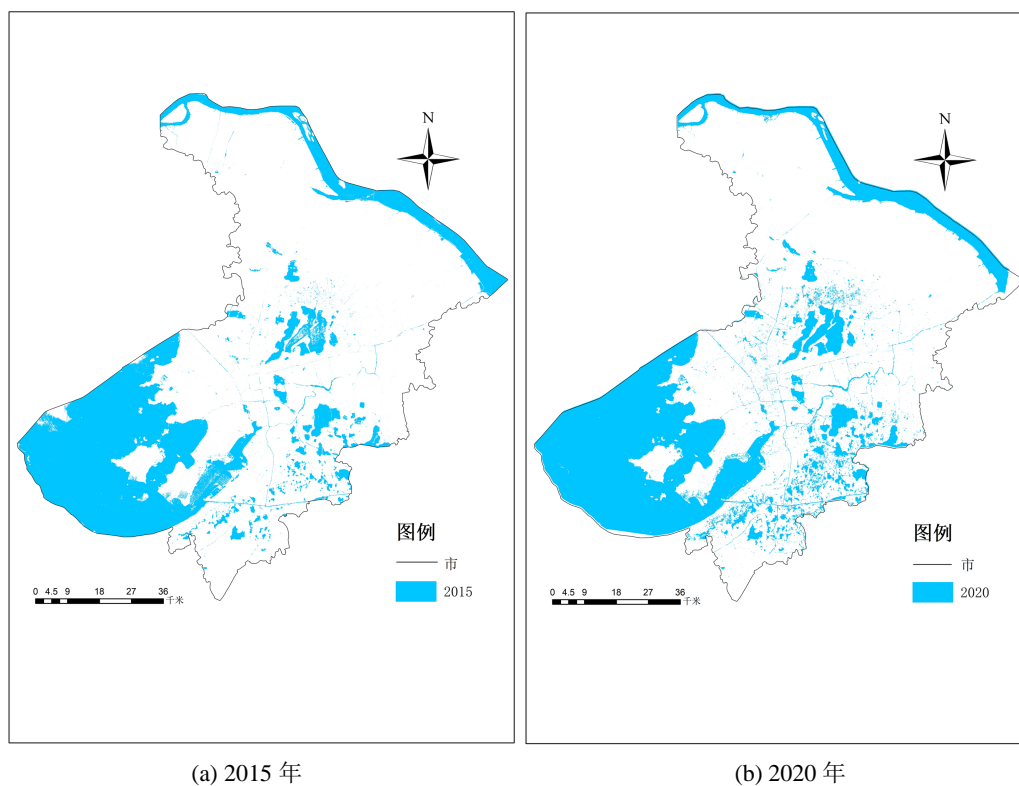


Figure 3. Water distribution information map of Suzhou City in 2015 and 2020
图 3. 苏州市 2015、2020 年水体分布图

由图 3 可知，苏州市水体主要以太湖和长江水系为主，其中，太湖水域占苏州市湖泊区域的主要部分。从整体上看，苏州水域多集中于中下部区域，除太湖整块水体外，中下部还集中分布有若干水体信息，从谷歌影像观测可知，下部多为生态景观园区，园区内设有多个水体景观。相反，苏州市上部居民区除长江水系外，基本无较大水体分布。

4.2. 湖泊信息提取

本文从全国地理信息资源目录服务系统网站下载苏州市所涉及的 1:25 万全国基础地理数据进行处理, 获得官方发布的苏州市 2015 年水系面分布信息, 从中提取出其中湖泊分布信息, 再将其与本文提取的苏州市水体分布图结果进行比对, 确定本文两期水体分布图中湖泊所在位置, 以获得苏州市 2015 年和 2020 年湖泊分布信息, 结果如图 4 所示。

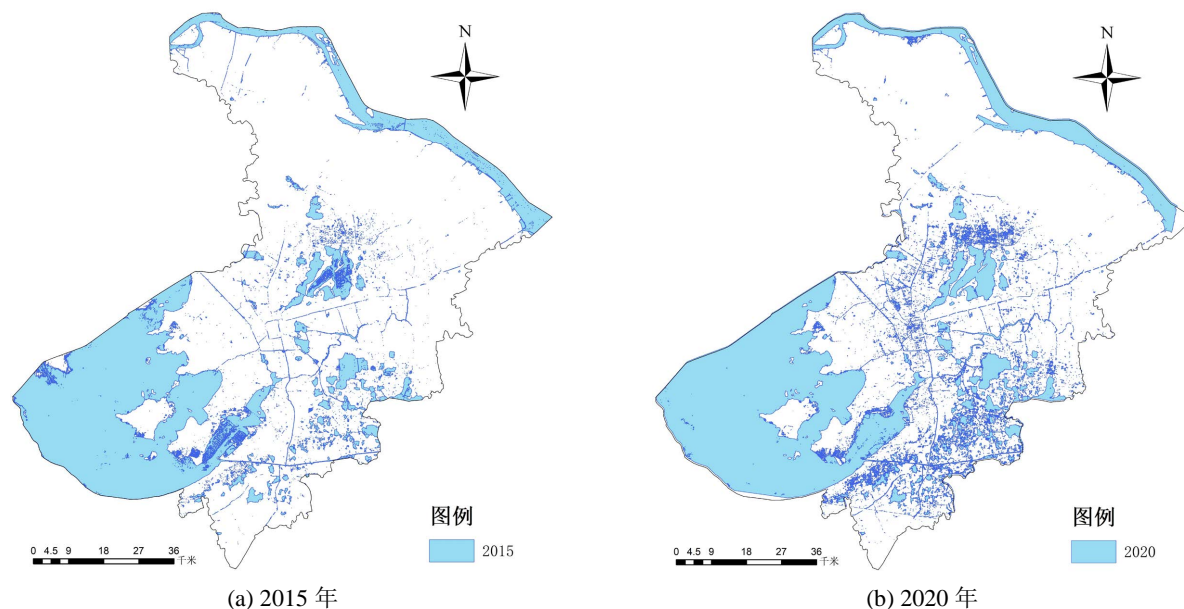


Figure 4. Spatial distribution of lakes in Suzhou City in 2015 and 2020

图 4. 苏州市 2015、2020 年湖泊分布图

根据图 3 可知, 将本文提取的湖泊水体信息与官方数据进行比对, 以确保湖泊水体信息提取的准确性, 减少因数据源处理而带来的误差。同时由图 4 可知, 苏州市近五年来的湖泊面积总体处于逐向外扩张的状态, 初步设想为是由于当地气候的变化和人类迁徙活动所导致的湖泊面积变化。

5. 苏州市湖泊分布变化及驱动力分析

5.1. 苏州市湖泊面积变化分析

本文为分析 2015~2020 年分布变化特点, 统计两期湖泊分布图中各湖泊的面积变化和面积变化比例信息, 如表 1 所示。

Table 1. Lake area statistics of Suzhou City from 2015 to 2020

表 1. 苏州市 2015~2020 年湖泊面积统计

名称	面积	2015 年(km ²)	2020 年(km ²)	面积变化(km ²)	面积变化比例(%)
太湖		2345.51	2526.70	181.19	7.7
金鸡湖		1146.30	1243.14	96.84	8.4
阳澄湖		1198.46	1204.26	5.8	0.5
独墅湖		1152.16	1146.24	-5.92	-0.5

Continued

石湖	365.23	344.14	-21.09	-5.7
汾湖	97.11	98.21	1.1	1.1
漕湖	90.70	84.32	-6.38	-7.0
尹山湖	88.43	89.26	0.83	0.9
盛泽湖	45.58	52.16	6.58	14.4
同里湖	24.23	13.16	-11.07	-45.7
九里湖	22.74	22.34	-0.4	-1.8
莺脰湖	21.14	22.48	1.34	6.3
叶泽湖	12.66	13.42	0.76	6.0
春申湖	8.76	8.72	-0.04	-0.5
青剑湖	2.14	2.34	0.2	9.3
总计	6621.15	6870.89	249.74	3.7

由表 1 可知, 2015~2020 年苏州市湖泊面积整体上扩张 3.7%。其中, 太湖和金鸡湖两个主要湖泊面积增加 7.7%、8.4%, 阳澄湖和独墅湖面积变化较小。在中小湖泊中, 同里湖面积减少 45.7%、盛泽湖面积增加 14.4%, 其他湖泊面积变化较小。总的来说, 苏州市 2015~2020 年湖泊面积处于逐向外扩张的状态。

5.2. 苏州市景观格局变化特点分析

5.2.1. 整体水平上景观格局变化特点分析

本文参考 Jimenez-Muñoz 等[18]关于整体水平景观格局指标选择的研究, 最终选取了最大斑块指数(LPI)、景观均匀度指数(SHEI)、景观多样性指数(SHDI)、毗邻指数(IJI)、蔓延度指数(CONTAG)等指标对苏州市 2015~2020 年湖泊景观格局进行研究。本文基于苏州市 2015 年、2020 年两期湖泊分布信息, 通过 Fragstats 软件计算获得苏州市 2015 年、2020 年湖泊整体景观格局指数信息, 结果如表 2 所示。

Table 2. The overall horizontal landscape pattern index of lakes in Suzhou City in 2015 and 2020

表 2. 2015 年、2020 年苏州市湖泊整体水平景观格局指数

年份	LPI	SHEI	SHDI	IJI	CONTAG
2015	37.78	0.7253	0.738	13.236	84.663
2020	40.75	0.7612	0.825	14.338	87.086

由表 2 可知, 2015 年~2020 年, 毗邻指数 IJI 由 13.236 增加到 14.3338, 说明苏州市湖泊斑块类型之间相邻类型增加, 即区域内湖泊斑块类型丰富度增加, 湖泊类型景观更加破碎; 景观均匀度指数 SHEI 由 0.7253 上升到 0.7612, 景观均匀度指数从 0.738 增加到 0.825, 湖泊优势度和多样性增加。

5.2.2. 斑块水平上景观格局变化特点分析

本文参考 Jimenez-Muñoz 等[18]关于斑块水平景观格局指标选择的研究, 最终选取了斑块数目(NP)、斑块密度(PD)、最大斑块面积比例(LPI)、景观百分比(PLAND)、斑块聚合度(AI)等指标对苏州市 2015~2020 年湖泊景观格局进行研究。本文基于苏州市 2015 年、2020 年两期湖泊分布信息, 通过 Fragstats 软件计

算获得苏州市 2015 年、2020 年湖泊斑块景观格局指数信息，结果如表 3 所示。

Table 3. The patch horizontal landscape pattern index of lakes in Suzhou City in 2015 and 2020

表 3. 2015 年、2020 年苏州市湖泊斑块水平景观格局指数

指标	NP	PD	PLAND	LPI	AI
2015 年	3078	1.43	75.1	0.24	43.21
2020 年	3236	2.25	82.6	0.29	51.34

由表 3 可知，斑块数目 NP 由 2015 年的 3078 个增加到 2020 年的 3236 个，斑块密度 PD 由 2015 年的 1.43 个/km² 增加到 2020 年的 2.25 个/km²，表明苏州市湖泊分布破碎化程度增加，空间异质性程度增加。最大斑块面积比例 LPI 由 2015 年的 0.24 增加到 2020 年的 0.29，斑块聚合度 AI 由 43.21 增加到 51.34，相邻斑块数量增多，湖泊景观区域破碎化。

5.3. 湖泊变化驱动力分析

2015~2020 年苏州市湖泊面积总体处于扩张的趋势，景观格局趋于破碎化。湖泊景观格局变化的原因一般包括自然因素和人为因素两大方面，本文从政策因素、降水因素和土地利用转移因素对苏州市 2015~2020 年湖泊分布变化原因进行分析。

5.3.1. 政策因素

随着国家环境保护政策的影响，湖泊治理受到各级政府和有关部门的关注。苏州市政府对于全面加强湖泊生态环境保护也采取了若干管控措施。

根据苏州市人民政府公报所印发的《苏州市人民政府关于进一步加强湖泊管理和保护工作的意见》，为了加强湖泊的保护和管理，规范湖泊开发利用行为，实现湖泊资源的可持续发展，自 2011 年 1 月 1 日起需提高湖泊管理和保护工作重要性的认识、完善湖泊管理机构、开展湖泊勘测调查并摸清湖泊的基本情况并明确湖泊保护范围，完成界桩埋设工作。

2014 年，为响应国家生态环境保护相关要求，由苏州市环保局牵头组织编制《苏州市“十三五”生态环境保护规划》。文件中客观分析“十二五”时期全市湖泊生态环境保护存在的主要问题是湖泊环境改善工作繁重和污染物的排放问题，并对此提出了六大解决方案。

此外，在苏州市政府为落实《中共江苏省委江苏省人民政府关于加快推进生态文明建设的实施意见》《关于加快推进生态文明建设的实施方案》的要求，对全市自然资源进行统一的确权登记。其中，对湖泊水流采取三维的登记模式，明确苏州市内水流范围、面积等自然状况，对国土空间规划整理和划定生态保护红线有着重要影响。所以，在国家 and 市政府的共同重视以及相关政策的推动之下，湖泊治理取得较为明显的进展。

5.3.2. 降水因素

气候变化导致的降水量变化是湖泊面积发生变化的重要自然因素。本文基于苏州市气候变化的现实情况，选择年降水总量和湖泊年平均温度作为衡量苏州市气候变化现状的主要因素。本文的数据来源于中国气象统计数据网苏州气象站，数据如下表 4 所示。

由表 4 可知，苏州市年降水量总体处于平稳状态，2015 年降水量为 1204.2 mm，2020 年降水量为 1438.8 mm，2015 年平均气温为 17.1℃，2020 年降水量为 16.3℃，由此看出，2015 年降水量相对较少，且随之年平均气温也相应随之有所升高。苏州市年平均气温略有降低，降水量增加，蒸发量减少，湖泊水量补

给增加，是苏州市湖泊水域面积增加的重要因素。

Table 4. Changes of annual precipitation and temperature in Suzhou City

表 4. 苏州市年降水气温变化

年份	年降水量(mm)	年平均气温(°C)
2015	1204.2	17.1
2020	1438.8	16.3

5.3.3. 土地利用转移因素

本文基于最大似然监督分类法，根据苏州市 2015 年、2020 年遥感影像提取出两期的土地利用分类信息，结果如图 5 所示。

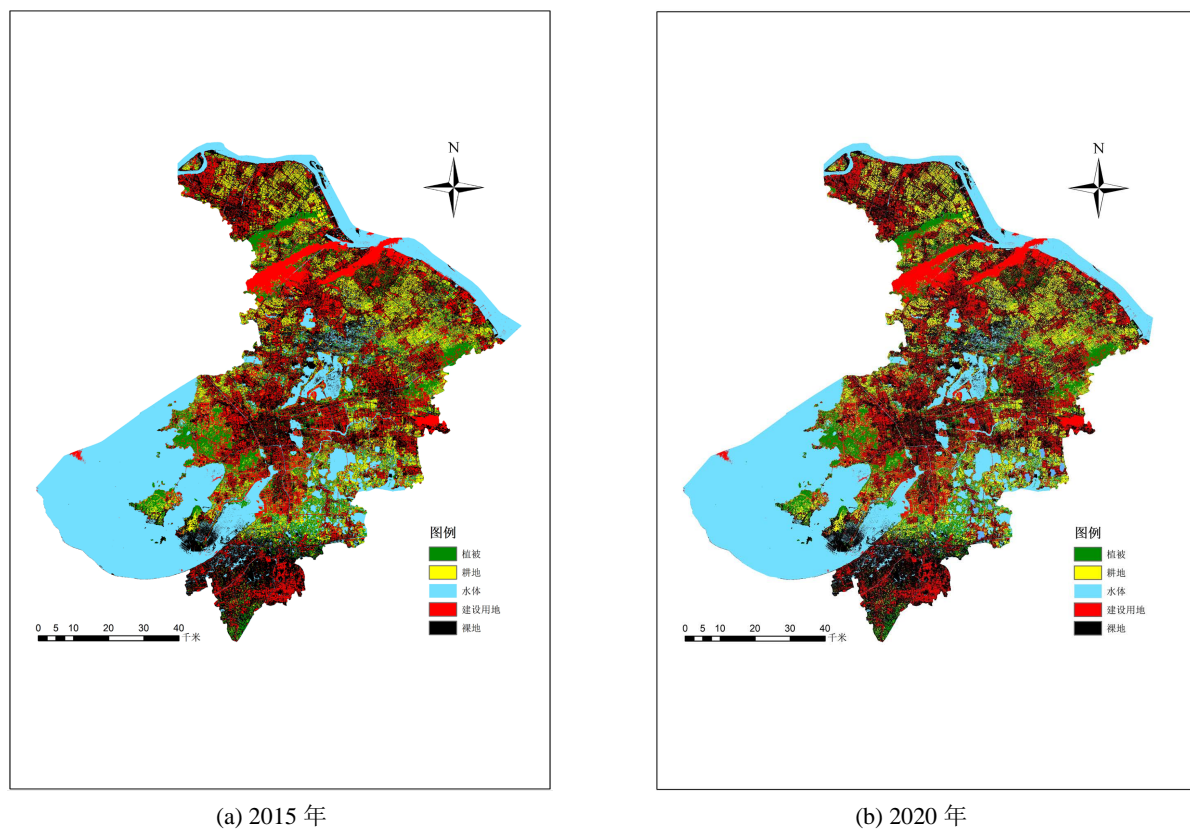


Figure 5. Land use classification and distribution map of Suzhou City in 2015 and 2020

图 5. 苏州市 2015 年、2020 年土地利用分类分布图

本文为了分析土地利用变化因素在湖泊分布变化中的影响，基于对苏州市 2015~2020 土地利用转移面积情况进行统计，结果如下表 5 所示。

由表 5 可知，2015~2020 年五年时间里，苏州市水体变化较为明显，水体转为植被耕地等其他用地占 1.12%，8.306%的其他用地转为了水体其主要是由原有水体的扩张以及裸地和耕地转变而来，其主要原因在经济力和国家政策驱使之下，退耕还湖，使得大量的裸地和耕地以及少部分的林地转化为了水体湖泊。

Table 5. Land use transfer matrix of Suzhou City from 2015 to 2020 (unit: %)**表 5.** 苏州市 2015~2020 年土地利用转移矩阵(单位: %)

2020 \ 2015	水体	植被	耕地	裸地	建设用地
水体	90.82	0.054	0.063	0.4	0.603
植被	0.077	2.334	0.021	0.091	0.038
耕地	0.757	0.008	0.349	0.68	0.851
裸地	7.037	0.022	0.357	0.172	0.053
建设用地	0.435	0.056	0.263	0.001	0.091

6. 结论与讨论

本文利用苏州市两期 Landsat 数据, 提取出苏州市内湖泊面积, 计算其景观格局指数, 动态分析苏州市 2015~2020 年湖泊变化及其驱动力因素, 得到如下结论:

1) 2015~2020 年, 苏州市主要湖泊中太湖和金鸡湖面积增加 7.7%、8.4%, 在中小湖泊中, 同里湖面积减少 45.7%、盛泽湖面积增加 14.4%, 其他湖泊面积变化较小。

2) 湖泊分布破碎化程度增加, 多样性和空间异质性增强。针对苏州市湖泊水体信息提取的结果, 借助景观格局分析的方法得出, 在苏州市区域范围内, 湖泊及自然水面在研究区中景观百分比值最大, 居民地及其建设用地分布较为破碎, 各类型面积所占比例存在一定的差异, 湖泊水体面积有所增加, 且其破碎化程度也在不断提高。

3) 湖泊分布变化的原因主要是政策因素、降水量因素和土地利用转移因素。自 2010 年以来, 苏州市政府响应国家可持续发展政策, 颁布了一系列湖泊保护管理办法法规, 有了一定的影响和作用; 湖泊面积的变化同时, 也受到年降水量和气温的影响, 气温稳定, 其蒸发量降低, 同时年降水量有所增加是导致苏州市湖泊面积增加的主要因素; 人类活动对湖泊面积影响较大, 由土地类型转移可以看出, 有部分裸地和耕地以及少部分的林地转化为了水体湖泊。

本文基于苏州市 2015 年、2020 年 Landsat 8 影像分析苏州市 2015~2020 年湖泊变化特点, 发现引起湖泊景观格局分布的原因, 但本文仍存在一些不足之处。其一, 本文在使用 MNDWI 指数法提取水体分布信息时, 直接套用徐涵秋老师的研究, 将 MNDWI 大于 0 的区域提取为水体, 该阈值的选取是参考前人研究成果, 会导致水体信息提取的误差, 进而导致湖泊信息提取的误差。其二, 本文在分析湖泊变化驱动力时, 对于气候因素只涉及到年降水量、年均气温, 未分析月均降水量、月均气温和风速的影响。

参考文献

- [1] 张强. 快速城市化背景下长沙市湖泊景观变化研究[D]. [硕士学位论文]. 长沙: 湖南师范大学, 2017.
- [2] Harris, A.R. and Mason, I.M. (1989) Lake Area Measurement Using AVHRR: A Case Study. *International Journal of Remote Sensing*, **10**, 885-895. <https://doi.org/10.1080/01431168908903928>
- [3] Mcfeeters, S.K. (1996) The Use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the Delineation of Open Water Features. *International Journal of Remote Sensing*, **17**, 1425-1432. <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>
- [4] Yang, F., Guo, J., Tan, H., et al. (2017) Automated Extraction of Urban Water Bodies from ZY-3 Multi-Spectral Imagery. *Water*, **9**, Article 144. <https://doi.org/10.3390/w9020144>
- [5] Pekel, J.F., Cottam, A., Gorelick, N., et al. (2016) High-Resolution Mapping of Global Surface Water and Its Long-Term Changes. *Nature*, **540**, 418-422. <https://doi.org/10.1038/nature20584>
- [6] 刘建国. 陆地卫星 MSS 图像地表水域信息的机助识别提取[J]. 环境遥感, 1989(1): 19-28+2.
- [7] 杜云艳, 周成虎. 水体的遥感信息自动提取方法[J]. 遥感学报, 1998, 2(4): 364-369.

-
- [8] 赵书河, 冯学智, 都金康. 中巴资源一号卫星水体信息提取方法研究[J]. 南京大学学报(自然科学版), 2003, 39(1): 106-112.
- [9] 徐涵秋. 利用改进的归一化差异水体指数(MNDWI)提取水体信息的研究[J]. 遥感学报, 2005, 9(5): 589-595.
- [10] 马定国, 陈洁, 张文江, 等. 鄱阳湖区洪灾风险与农户脆弱性分析[J]. 地理学报(英文版), 2007, 17(3): 269-284.
- [11] 马荣华, 杨桂山, 段洪涛, 等. 中国湖泊的数量、面积与空间分布[J]. 中国科学(地球科学), 2011, 41(3): 394-401.
- [12] 韩杏杏, 陈晓玲, 秦超, 等. 基于 HJ-1A/1B 卫星 TVDI 的干旱遥感监测研究——以鄱阳湖流域为例[J]. 华中师范大学学报(自然科学版), 2014, 48(2): 274-278.
- [13] 冯帅龙. 1984-2015 年中国内陆水体基本特征及变化研究——基于长期卫星遥感数据[D]: [硕士学位论文]. 长沙: 中南林业科技大学, 2020.
- [14] 曹国亮, 李天辰, 陆垂裕, 等. 干旱区季节性湖泊面积动态变化及蒸发量——以艾丁湖为例[J]. 干旱区研究, 2020, 37(5): 1095-1104.
- [15] 袁怡. 南四湖湿地遥感信息提取及景观格局动态变化研究[D]: [硕士学位论文]. 济南: 山东师范大学, 2010.
- [16] 乔伟峰, 盛业华, 方斌, 等. 基于转移矩阵的高度城市化区域土地利用演变信息挖掘——以江苏省苏州市为例[J]. 地理研究, 2013, 32(8): 1497-1507.
- [17] 何鹏, 张会儒. 常用景观指数的因子分析和筛选方法研究[J]. 林业科学研究, 2009, 22(4): 470-474.
- [18] Jimenez-Muñoz, J.C. and Sobrino, J.A. (2003) A Generalized Single-Channel Method for Retrieving Land Surface Temperature from Remote Sensing Data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **108**, Article No. 4688. <https://doi.org/10.1029/2003JD003480>