

卫星遥感揭示江淮流域湖泊围网大幅拆除

黄林生¹, 翟金龙^{1,3}, 孙喆³, 徐颖³, 高健^{2**}, 辛逸豪³, 秦海涛³, 赵晋陵¹, 阮超¹, 徐亚田³, 罗菊花^{3**}

(1: 安徽大学农业生态大数据分析与应用技术国家地方联合工程研究中心, 合肥, 230039)

(2: 湖北工业大学河湖健康智慧感知与生态修复教育部重点实验室, 武汉 430068)

(3: 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与流域水安全全国重点实验室, 南京 211135)

摘要: 湖泊围网养殖是内陆淡水渔业的主要养殖方式之一, 为粮食安全、就业和经济增长做出了重要贡献。然而, 随着养殖规模和强度的增加, 湖泊生态平衡逐渐被破坏。因此, 明确湖泊围网的空间分布及其演变特征对湖泊生态保护具有重大意义。相比于实地调查, 卫星遥感技术具有大尺度、可追溯性和经济性等优势, 是监测湖泊围网的最佳方式。本研究基于 Sentinel-1 SAR 数据和 U-Net 模型构建了湖泊围网自动监测算法。算法对 10 个典型围网养殖湖泊的验证数据测试, 像素准确率 (OPA 指标) 均超过 80%; 同时, 基于长时序随机样点的验证结果显示, 总体分类精度 (OA 指标) 达到 95% 以上。此外, 本研究将该算法应用至江淮流域围网养殖湖泊监测, 获取了 2016-2023 年江淮流域湖泊围网养殖的时空演变特征。结果表明: 江淮流域共有 48 个湖泊 (大于 10km²) 进行养殖活动, 2016 年至 2023 年江淮流域湖泊围网养殖面积呈现大幅减少趋势, 总面积由 2118.72 km² 减少至 462.94 km², 其中 36 个 (约 77%) 湖泊已完全拆除围网。研究成果为围网拆除前后湖泊水环境和水生态的动态变化及成效评估提供了基础支撑, 也为湖泊生态环境保护修复与可持续发展措施的制定提供了科学依据。

关键词: 江淮流域; 湖泊围网养殖; Sentinel-1; 深度学习; 合成孔径雷达 (SAR)

Satellite remote sensing reveals substantial decrease of enclosure aquaculture in the Yangtze-Huaihe River Basin

Huang Linsheng¹, Zhai Jinlong^{1,3}, Sun Zhe³, Xu Ying³, Gao Jian^{2**}, Xin Yihao³, Qin Haitao³, Zhao Jinling¹, Ruan Chao¹, Xu Yatian³, Luo Juhua^{3**}

(1: National Engineering Research Center for Agro-Ecological Big Data Analysis & Application, Anhui University, Hefei 230039, P.R.China)

(2: Key Laboratory of Intelligent Health Perception and Ecological Restoration of Rivers and Lakes, Ministry of Education, Hubei University of Technology, Wuhan 430068, P.R.China)

(3: Key Laboratory of Lake and Watershed Science for Water Security, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, P.R.China.)

Abstract: Enclosure aquaculture (EA) in lakes is one of the primary types of inland freshwater aquaculture, making significant contributions to food security, employment, and economic growth. However, with the rapid escalation in EA intensity, there is an observed disruption to the ecological balance of lakes on a gradual basis. It is imperative to develop a profound understanding of the spatiotemporal dynamics of EA in order to facilitate the preservation and restoration of lake ecosystems. In comparison with field surveys, satellite remote sensing offers a number of advantages, including large-scale coverage, traceability, and cost-effectiveness, thus rendering it the optimal choice for the monitoring of lake EA. The present study developed an automatic algorithm for monitoring EA based on Sentinel-1 SAR data and the U-Net model. The efficacy of the proposed algorithm was assessed through a rigorous evaluation process involving the utilisation of validation data from ten representative EA lakes. The evaluation yielded a remarkable extraction accuracy (OPA metric) exceeding 80% across all instances, thereby substantiating the algorithm's effectiveness. Moreover, the validation results based on long-term random sampling points demonstrated an overall classification accuracy (OA metric) that exceeded 95%. In addition, the algorithm was employed for the monitoring of EA lakes in the Yangtze-Huaihe River Basin, thereby

2024-09-30 收稿; 2025-06-19 收修改稿。

河湖健康智慧感知与生态修复教育部重点实验室开放基金 (HGKFZ09) 资助。

*通讯作者: jgao13@hotmail.com; jhluo@niglas.ac.cn

providing insights into the spatiotemporal evolution of EA from 2016 to 2023. The results indicate that a total of 48 lakes (larger than 10 km²) in the Yangtze-Huaihe River Basin are engaged in aquaculture activities. From 2016 to 2023, the area of EA in these lakes underwent a substantial decrease, with the total area diminishing from 2118.72 km² to 462.94 km². Of the lakes under consideration, 36 (approximately 77%) have successfully removed their enclosure nets. The findings of the present study offer crucial support for the evaluation of the dynamics of lake water environments and the transformation of aquatic ecosystems both before and after enclosure and the removal of EA. Moreover, they proffer a scientific underpinning for the formulation of measures directed towards the restoration of lake ecosystems, environmental protection, and sustainable development.

Keywords: Yangtze-Huaihe River Basin; Enclosure aquaculture in lake; Sentinel-1; Deep learning; Synthetic Aperture Radar (SAR)

20 世纪 50-70 年代, 我国为了解决食品短缺问题, 大力推进渔业发展, 湖泊围网养殖随之兴起^[1]。江淮流域水资源丰富, 湖泊众多, 在经济利益的驱动下, 围网养殖在江淮流域迅速扩展, 养殖面积大幅增加^[2-5]。然而, 高密度的围网养殖也引发了严重的环境问题。如围网区域的投喂与废弃物排放加剧了氮、磷污染, 导致水体透明度下降, 诱发蓝藻水华等问题。同时围网的存在阻碍了湖泊水体交换, 从而削弱了湖泊生态系统的自净能力与稳定性^[6-8]。二十世纪初, 为了保护湖泊生态环境并实现可持续发展, 政府开始大规模整治和拆除湖泊围网, 围网养殖面积大幅下降^[9-11]。此外, 在“十三五”期间, 国家高度重视围网养殖的污染问题, 并出台了重点环境污染治理政策, 如《长江保护修复攻坚战行动计划》^[12]。在此期间, 江淮流域的许多湖泊完全拆除围网, 禁止围网养殖活动^[13-15]。在此背景下, 研究围网养殖的动态拆除过程, 定量掌握围网拆除的实际面积及存量分布, 对于评估政策效果及为未来湖泊生态保护措施提供支持具有重要意义。

卫星遥感具备定期重访、覆盖范围广和可追溯性等优势, 已成为监测湖泊围网养殖时空变化的有效手段^[15,17]。光学遥感因时间尺度长、光谱信息丰富、数据源多样等优势, 已广泛应用于湖泊围网监测。例如, 李尚志等^[18]基于 Landsat 数据利用分类与回归树的方法成功对 1985—2019 年间的太湖围网养殖区域进行分类提取; 钟平等^[19]采用了面向对象的方法, 基于图像分割和改进的归一化差异水体指数, 利用洪泽湖 2015 年 8 月 19 日 Landsat-8 OLI 影像提取其围网养殖区; 黄帅等^[20]基于资源 3 号卫星阳澄湖遥感影像, 在近红外波段运用梯度变换和灰度变换, 通过灰度阈值初步提取围网养殖区, 再通过孔洞标准化来优化提取结果。上述方法大多依靠阈值分割, 需要大量分工干预与修正, 拓展性和适应性有限。此外, 尽管光学遥感时间覆盖广、光谱信息全面, 但其受天气条件影响较大, 致使其高质量数据获取困难, 不适合大尺度监测。相比之下, 合成孔径雷达 (Synthetic Aperture Radar, SAR) 具有不受天气条件限制的优势, 能够提供连续数据获取能力, 适用于湖泊围网的动态监测。已有研究提出了基于 SAR 的围网监测方法, 如 Dai 等^[21]使用 European Remote Sensing SAR 影像, 通过阈值分割和形态学操作, 评估了长江流域 17 个大型湖泊的围网养殖。然而, 该算法需要大量人工干预, 且阈值难以在不同湖泊环境中灵活适应。但由于 SAR 数据源缺失, 且大部分为商业卫星, 现有研究多集中于单个或大型湖泊, 缺乏对不同湖泊的研究。随着 2016 年 Sentinel-1 星座组件完成, 提供高时空分辨率的雷达影像, 为湖泊围网的监测提供了潜力数据源。

本研究旨在以江淮流域大于 10km² 的 140 个湖泊为研究对象, 基于 Sentinel-1 SAR 影像, 利用 U-Net 模型^[22], 构建一套湖泊围网养殖区自动提取算法, 并重构 2016-2023 年江淮流域湖泊围网养殖数据集, 明确政策实施期间围网养殖动态变化。研究结果可为未来江淮流域湖泊围网拆除政策评估以及围网拆除前后湖泊水生态、水环境评估提供支撑, 助力长江大保护行动。

1 研究区与数据选择

1.1 研究区

江淮流域位于中国东部平原 (36.10°N, 111.70°-121.67°E, 图 1), 其水域面积广阔, 拥有丰富的水资源, 为人们的生活和经济发展提供了重要支持。该地区属于亚热带季风气候, 湖泊数量众多且湖泊平均深度较浅 (平均水深 0.44~8.1 m), 其中超过 40% 湖泊修建了围网进行水产养殖^[23-26]。本研究聚焦于江淮流域 140 个大于 10 km² 的湖泊, 其中包含 10 个实验湖泊 (图 1), 评估 2016-2023 年间该地区围网养殖活动的空间和时间动态。

1.2 数据源

Sentinel-1 是欧空局哥白尼全球对地观测任务研发的新一代双极化 C 波段星载 SAR 系统, 由 2014 年 4 月发射的 Sentinel-1A 和 2016 年 4 月发射的 Sentinel-1B 组成, 卫星最高重访周期为 6 天。本研究基于 Google Earth Engine (GEE) 云计算平台, 选用 Sentinel-1 IW GRD 数据 (数据 ID: COPERNICUS/S1_GRD)。该数据产品包含 VV 和 VH 两种极化波段, 经过地面距离检测 (GRD)、轨道修正、地形校正和热噪声减少等处理, 生成了 10 米分辨率的地面投影图像。结合 HydroLAKES 湖泊矢量数据集, 利用 GEE 平台获取了江淮流域中面积大于 10 km² 湖泊的 Sentinel-1 SAR 影像数据, 时间范围涵盖 2016 年至 2023 年。在 2016-2023 年期间, 共收集 19782 景, 每个湖泊平均影像数目 412, 具体影像数据统计如附图 1。

2 研究方法

深度学习的方法因其强大的模式识别能力和自动特征学习能力在遥感领域广泛应用^{错误:未找到引用源。 27, 错误:未找到引用源。}, 展现出在湖泊围网提取方面的潜力。本研究旨在通过深度学习构建高精度、泛用性强的湖泊围

网提取算法，算法流程主要分为三个基本步骤：数据预处理，模型构建与训练以及后处理（图2）。

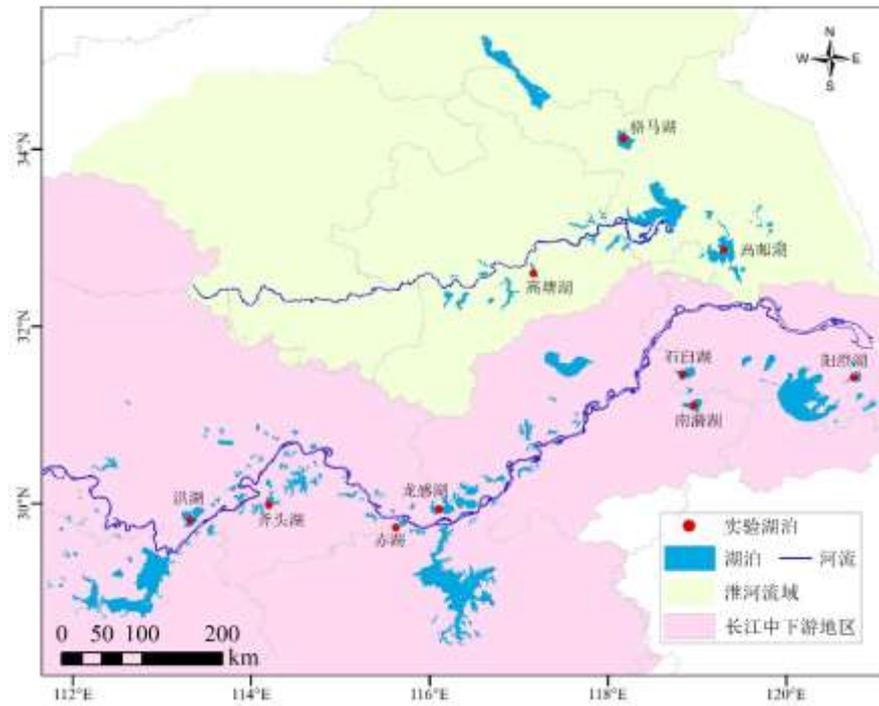


图 1. 研究区概况

Fig.1 Overview of study area

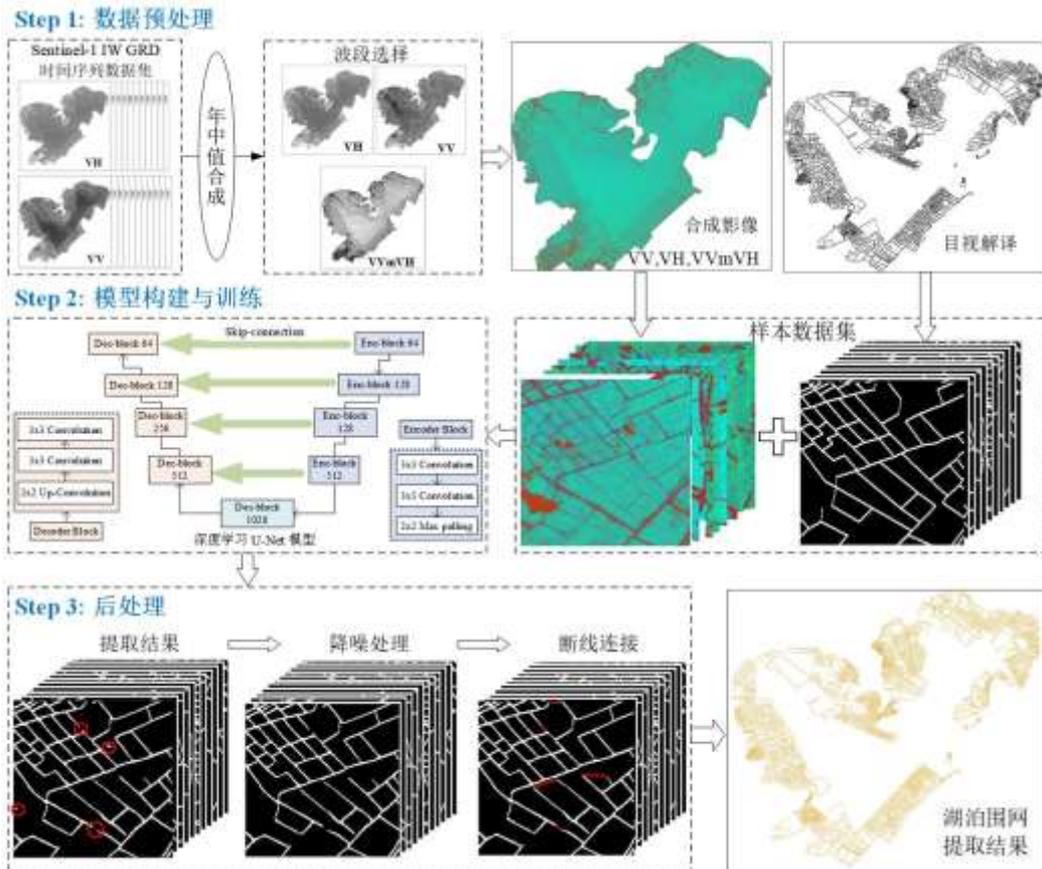


图 2. 湖泊围网提取算法技术路线图

Fig.2 Technical flowchart of the lake enclosure aquaculture extraction algorithm

2.1 数据预处理

本研究选择使用时序中值图像合成方法来进行噪声去除和图像增强，即收集整年的围网养殖湖泊影像，并从时间序列中选择中值作为新像素的值（公式 1）。时序中值合成方法能够有效去除斑点噪声，从而增强湖泊围网的效果。此外，为进一步增强湖泊围网的特征利于提取，本研究选择 $VVmVH$ （公式 2）指数来增强围网信息。 $VVmVH$ 利用偏振后向散射特性，突出了围网的特征，增强了围网与水体的差异^{错误!未找到引用源。}。

$$median\sigma_{x,y} = median\{\sigma_{(x,y),1}, \sigma_{(x,y),2}, \sigma_{(x,y),3} \dots \sigma_{(x,y),n}\} \quad (1)$$

其中， $\sigma_{(x,y),n}$ 是 (x, y) 位置处第 n 个场景的像素后向散射系数。

$$VVmVH = VV_{median} \times VH_{median} \quad (2)$$

其中， VV_{median} 和 VH_{median} 分别表示 VV 和 VH 的时间序列中位数组成。

本研究选用典型的围网养殖湖泊（图 1 实验湖泊所示）的 Sentinel-1 SAR 遥感影像作为模型的输入图像。通过目视解译标注围网，制作了像素级标签的二值图。通过水平、垂直及对角线旋转的方式进行数据增强，最终得到了 3084 对湖泊围网 SAR 图像和二值标签图构成的数据集。

2.2 模型构建与训练

2.2.1 U-Net 模型 研究采用的 U-Net 模型源自 Ronneberger 等人所提出的架构^{错误!未找到引用源。}，该模型由两个关键阶段组成：编码阶段和解码阶段（见图 2）。编码阶段由四个模块组成，每个模块包含两个卷积层和一个最大池化层，逐步增加输出特征图的通道数量，在每个模块前后，将来自编码模块的输出与当前解码模块的输入连接起来。解码阶段也由四个模块组成，每个模块包含两个卷积层，通过跳跃连接将编码阶段的输出与当前解码模块的输入连接起来，并应用转置卷积将特征图数量减半，同时将各特征图的维度加倍。

2.2.2 训练参数 通过使用深度学习 U-Net 模型训练湖泊围网数据集，训练相关参数设置见表 1。在模型的训练过程中使用 Adam 优化算法进行训练，该算法能够动态调整学习率^{错误!未找到引用源。}。本研究选择交叉熵损失函数（cross-entropy loss，公式 3）作为模型的损失函数，该函数综合考虑模型输出的概率与实际类别成员概率之间的差异，对于模型错误估计类别成员概率的程度越大，其惩罚程度也越高^{错误!未找到引用源。}。为了验证 U-Net 模型的优越性，本研究同时选择了 FCN（Fully Convolutional Network）、SegNet（Segmentation Network）和 DeepLabV3+（DeepLab Version 3+）等常见图像分割模型进行对比实验（见表 2），实验指标包括召回率、精确率、F1 Score、像素准确率和平均交并比。结果表明，U-Net 综合表现最优，尤其在像素准确率和平均交并比上分别达到 0.92 和 0.84，显著高于其他模型。

$$Loss(y, \hat{y}) = -\frac{1}{N} \sum_{i=0}^N \log(\hat{y}^i) + (1 - y^i) \log(1 - \hat{y}^i) \quad (3)$$

其中， \hat{y} 表示预测类别成员的概率， y 表示像素标签的真实值， N 表示图像块的批次大小， i 表示索引。

表 1 模型训练参数

Table.2 Model training parameters

参数	数值设置
输入图像尺寸	256 x 256 x 3
学习率	1×10^{-4}
批次大小	4
迭代轮数	100
激活函数	ReLU
分类激活	Sigmoid
损失函数	cross-entropy loss
优化器	Adam

表 2 网络模型对比实验结果

Table 3 Comparison of evaluation index models

网络模型	召回率	精确率	F1 Score	像素准确率	平均交并比
FCN	0.75	0.78	0.76	0.82	0.68
U-Net	0.89	0.87	0.88	0.92	0.84
SegNet	0.83	0.81	0.82	0.88	0.76

2.3 围网提取后处理

由于 SAR 影像的相干成像机理导致影像中存在相干斑噪声，这些噪声会影响边界的准确识别和特征的清晰度，进而降低提取结果的可靠性^{错误:未找到引用源。}。通过 U-Net 模型得到的湖泊围网提取结果仍然存在一些断线和细小的噪点。因此，为进一步优化模型提取结果，研究采用了降噪处理和断线连接的方法对提取结果中的噪点和断线进行了处理，并最终计算得到了围网的面积数据。

2.3.1 降噪处理 本研究选择滑动窗口检测的方法对围网提取结果进行降噪处理。首先，使用自适应大小的滑动窗口进行噪点检测，并将滑动步长设定为 1。然后，若窗口内有围网像素，但窗口上没有连续的像素，则判定窗口内存在孤立的断线或噪点。最后，对筛选出的孤立的断线和噪点进行去除。

2.3.2 断线连接 基于形态学操作对提取结果中的断线区域进行处理。首先，对提取到的围网像素线条进行细化处理，对于线条上的任意一点，如果其 8 邻域按顺时针或逆时针方向像素值变化次数为 2 次，则将该点标记为端点（公式 4）。在检测出围网线条的端点之后，通过设定阈值，当任意两个端点之间的距离不大于给定的阈值时，使用直线将这两个端点连接起来。

$$V = \sum_{i=0}^7 |I(P_i) - I(P_{(i+1) \bmod 8})| \quad (4)$$

其中， $I(P_i)$ 表示点 P_i 的像素值（0 或 1），其中 i 从 0 到 7 为点 P 的 8 邻域。

2.3.3 围网面积计算 为进一步完善湖泊围网提取的结果，将算法提取的围网二值化图像结果进行矢量化操作，以计算湖泊围网养殖的面积参数。模型输出的提取结果为包含地理信息的二值化图像，在 ArcGIS 10.8 软件中进行矢量化操作，得到包含围网信息的线矢量数据。通过这些线矢量数据可以计算湖泊围网的长度。进一步地，通过对围网提取结果中的闭合线框进行面积计算，从而得到湖泊围网养殖的面积数据。

2.4 评价指标

精度评价的指标是基于围网提取结果与目视解译的标注结果来进行对比分析，包括生产者精度（PA）、用户精度（UA）、F1 分数（F1）、总体精度（OA）、交并比（IoU）、频全交并比（FWIoU）和总体像素准确率（OPA）^{错误:未找到引用源。}。

$$PA = \frac{TP}{TP + FP} \quad (5)$$

$$UA = \frac{TP}{TP + FN} \quad (6)$$

$$F1 = 2 \times \frac{\text{Precision} \times \text{Recall}}{\text{Precision} + \text{Recall}} \quad (7)$$

$$OA = \frac{TP + TN}{TP + TN + FP + FN} \quad (8)$$

IoU 为一种常用的用于评估目标检测和图像分割模型性能的指标。它衡量了预测区域与真实区域之间的重叠程度，其计算公式如下：

$$IoU(M_t, M_p) = \frac{M_t \cap M_p}{M_t \cup M_p} \quad (9)$$

其中， M_t 是真实分割掩码， M_p 是预测分割掩码； $M_t \cap M_p$ 表示预测分割掩码和真实分割掩码的交集区域的面积， $M_t \cup M_p$ 表示它们的并集区域的面积。

FWIoU 为根据每个类别出现的频率对各个类的 IoU 进行加权求和，OPA 为测试正确的像素数量占总像素数量的比例，计算公式如下：

$$FWIoU = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n p_{ij}} \sum_{i=1}^n \frac{\sum_{j=1}^n p_{ij} p_{ii}}{\sum_{j=1}^n p_{ij} + \sum_{j=1}^n p_{ji} - p_{ii}} \quad (10)$$

$$OPA = \frac{\sum_{i=1}^n p_{ii}}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n p_{ij}} \quad (11)$$

式中， n 为类别数， p_{ij} 表示属于 i 类而被预测为 j 类。

3 结果与分析

3.1 围网提取与精度评定

研究基于验证数据集在 10 个围网湖泊中开展了算法精度验证（图 3）。结果表明，本研究围网提取结果与验证样本有较高的一致性，OPA 均在 80% 以上，IoU 均超过 70%。其中在围网养殖密度高，养殖规模化的大湖中国围网提取效果更好，如洪湖（OPA=0.82，IoU=0.79，FWIoU=0.64）、高邮湖（OPA=0.93，IoU=0.75，FWIoU=0.72）以及阳澄湖（OPA=0.91，IoU=0.80，FWIoU=0.71）。

为了进一步评估准确性，通过得到的围网提取算法对选取的湖泊进行长时间序列的围网提取结果随机样点验证（表 3）。结果显示 2016 年至 2023 年，OA 均在 95% 以上，EA 的 F1 分数均超过 0.94，Non-

EA 的 F1 分数均超过 0.93。其中 2021 年提取的准确率最高，OA 为 97.29%，2016 年提取的准确率最低，OA 为 95.25%。误差矩阵证实围网提取结果与验证样本高度一致。

此外，研究还基于已有研究结果进行了可靠性评估，将本研究得到的湖泊围网面积与现有的研究结果进行比较。所参考的围网面积数据来源于 Dai 等^[10]人的文章中的图表数据。Dai 等基于长时序 European Remote Sensing SAR 影像，进行了长江中下游地区湖泊围网养殖监测。其研究对象为长江中下游地区大于 50km²的围网养殖湖泊（共 17 个），通过阈值分割和形态学操作的遥感解译方法提取围网面积数据。选择本研究 2016 年的围网养殖湖泊的围网提取的数据结果与其进行比较（图 4）。结果显示本研究围网提取结果与参考的围网数据具有较高的一致性，算法提取结果可靠性高。

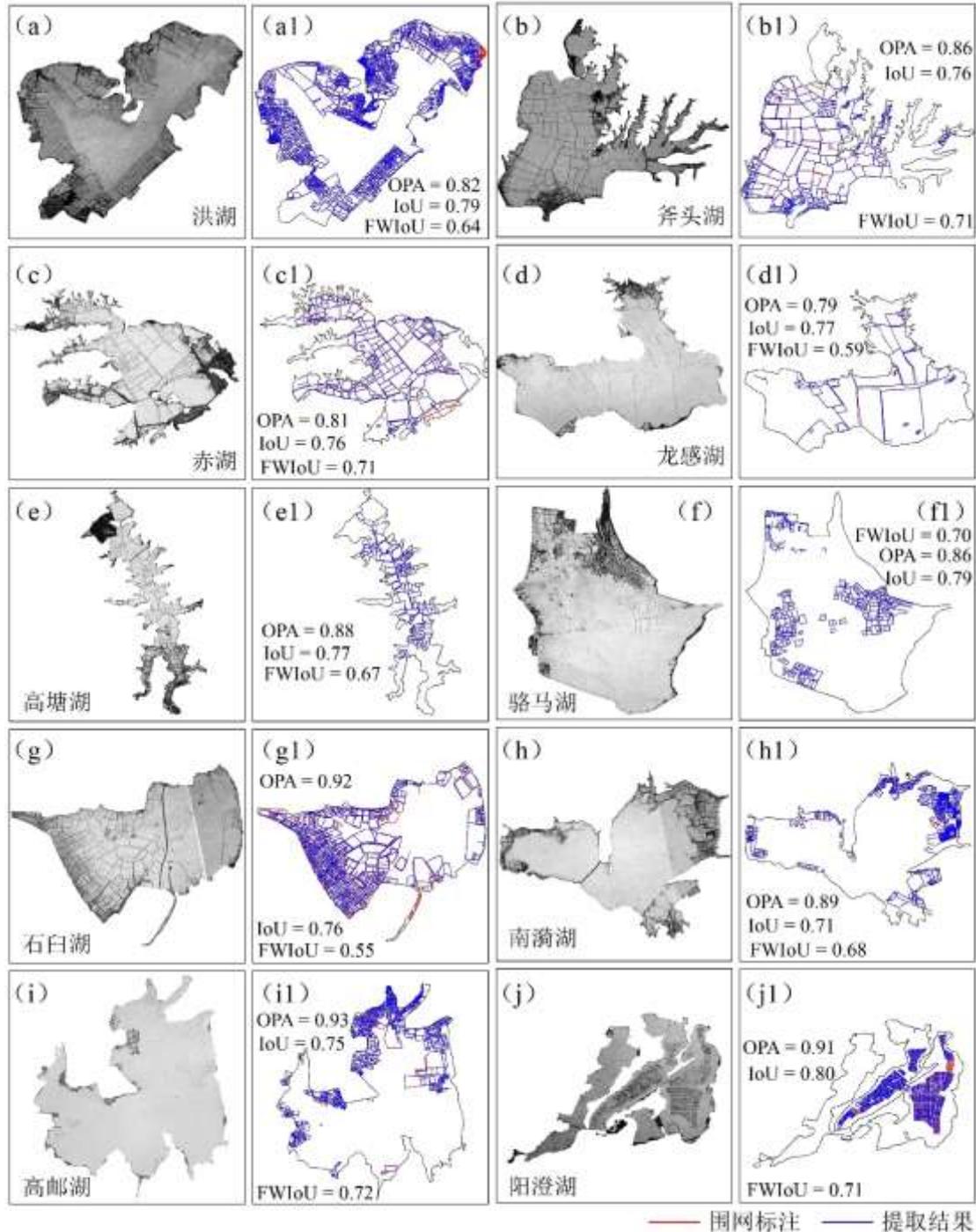


图 3. 围网提取结果验证。a~j 为湖泊对应的 VV/VH 影像，a1~j1 为提取的围网结果与标注叠加显示，其中红色线条是标注，蓝色线条是提取结果。

Fig.3 Validation of enclosure extraction results. a~j: corresponding VH/VV images of the lakes; a1~j1: extracted enclosure results overlaid with annotations, where red lines represent annotations and blue lines

represent extraction results.

表 3 湖泊围网样点验证结果

Table.4 Validation results of lake enclosure sampling points

年份	类别	EA	Non-EA	UA(%)	F1	OA(%)
2016	EA	630	18	97.22	0.96	95.25
	Non-EA	29	323	91.72	0.93	
	PA(%)	95.64	91.72			
2017	EA	514	22	95.85	0.96	96.57
	Non-EA	17	447	96.37	0.94	
	PA(%)	96.79	96.13			
2018	EA	494	17	96.67	0.96	96.12
	Non-EA	22	467	95.49	0.95	
	PA(%)	95.8	96.44			
2019	EA	357	20	94.71	0.95	95.93
	Non-EA	20	603	96.81	0.96	
	PA(%)	94.71	96.8			
2020	EA	320	19	94.37	0.95	96.99
	Non-EA	15	646	97.72	0.97	
	PA(%)	95.51	97.75			
2021	EA	266	22	92.37	0.94	97.29
	Non-EA	13	699	98.16	0.98	
	PA(%)	95.37	98.13			
2022	EA	249	13	95.08	0.96	96.69
	Non-EA	18	720	97.58	0.97	
	PA(%)	93.84	97.59			
2023	EA	219	14	93.94	0.95	96.47
	Non-EA	16	751	97.9	0.97	
	PA(%)	93.29	97.98			

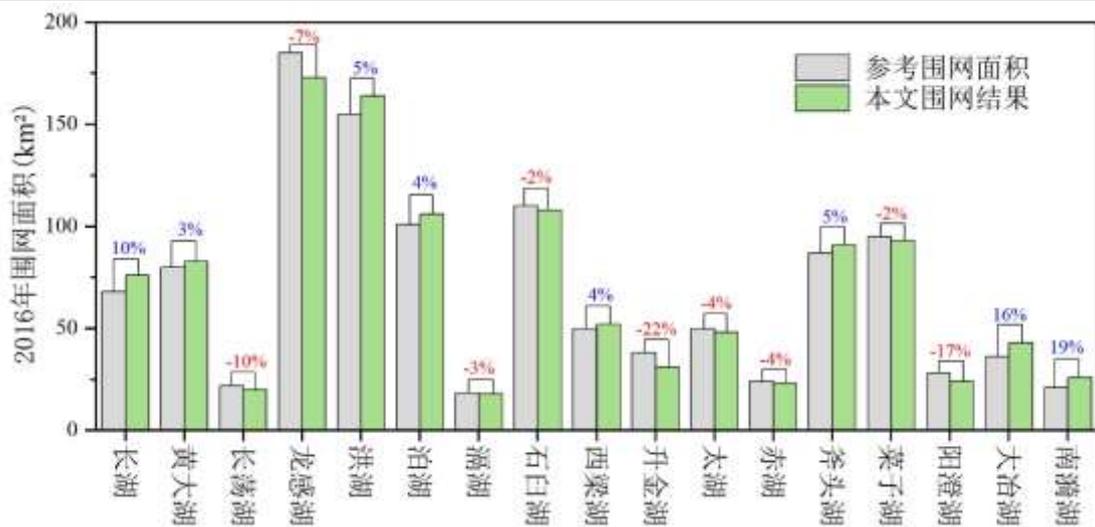


图 4. 湖泊围网提取结果比较。注：柱上数字为提取面积与参考面积的相对误差率。

Fig.4 Comparison of lake enclosure extraction results. Note: The numbers on the columns represent the relative error rates of the extracted area compared to the reference area.

3.2 江淮流域围网养殖时空变化

结果表明，江淮流域 140 个湖泊中有 48 个湖泊存在为围网养殖，占总湖泊数的 34%（如图 5 和附表 I）。其中，41 个湖泊开展了围网拆除行动（围网年面积下降超过 50%），有 36 个湖泊完全拆除围网（围网现存面积小于 5%），仍有 9 个湖泊存有围网（围网现存面积大于 10%），包括高邮湖（23 年围网面积 130.5 km²）和南四湖（23 年围网面积 124.7 km²）。2016-2023 年期间，大部分湖泊发生围网拆除现象，江淮流域湖泊的围网面积显著下降，总面积从 2118.72km²减少至 462.94km²。从具体数据来看，不同湖泊的围网拆除情况存在明显差异。拆除效果显著的湖泊如长湖（最大围网面积 76.1 km²）、洪湖（最大围网面积 164.4 km²）和龙感湖（最大围网面积 173.6 km²）等，曾拥有较大规模的围网面积，但通过围网拆除的措施的实施，目前已实现围网完全拆除。至 2023 年仍有部分湖泊存在围网养殖活动，比如南漪湖的围网面积虽有所下降，但 23 年仍存在 7.5%围网，高邮湖和南四湖围网面积则未明显变化，表明部分湖泊的围网拆除进程相对滞后。若围网年面积下降超过 35%则判定为围网拆除时间节点，江淮流域湖泊围网拆除的时间节点分布（见图 5（a））表明，在 2016-2020 年期间，超过 81%的湖泊进行了围网拆除，其中 11 个湖泊拆除节点为 2017 年，15 个湖泊拆除节点为 2018 年，8 个湖泊拆除节点为 2019 年以及 5 个湖泊拆除节点为 2020 年。

2016-2023 年湖泊围网拆除在不同流域有差异性表现（见图 5（c））。在长江中下游地区（MLY），2016 年围网面积为 1280.47 km²，到 2023 年降至 70.99 km²，减少幅度高达 94%；2016 年有 25 个湖泊检测到围网养殖活动，其中斧头湖的围网养殖面积占比最大，约为 64%。到 2023 年，长江中下游地区围网湖泊中约有 92%的湖泊完全拆除了围网。在淮河流域（HRB），2016 年围网面积为 838.25 km²，至 2023 年，该区域围网面积已降至 391.95 km²，减少幅度约为 53%；2016 年有 23 个湖泊检测到围网养殖活动，其中七里湖的围网养殖面积占比最大，约为 69%。到 2023 年，淮河流域围网湖泊中只有约 61%的湖泊完全拆除了围网，拆除进度明显滞后于长江中下游地区。

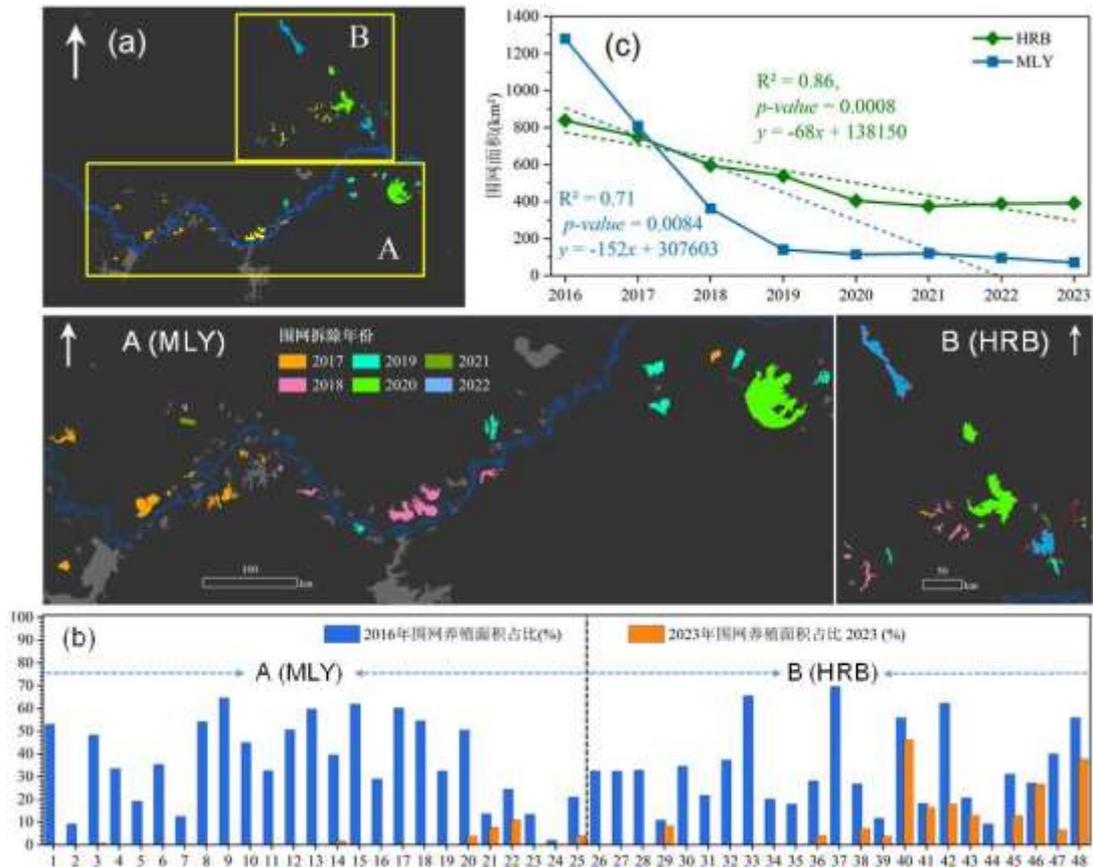


图 5. 江淮流域围网养殖湖泊时空分布。(a) 围网湖泊空间分布以及各湖泊围网拆除年份节点，(b) 湖泊围网养殖面积占比变化，(c) 淮河流域及长江中下游地区围网养殖面积变化。注：MLY 指长江中下游地区，HRB 指淮河流域，编号对应湖泊见附表 I。

Fig.5 Temporal and spatial distribution of enclosure aquaculture lakes in the Yangtze-Huaihe River Basin. (a) Spatial distribution of enclosure lakes and the year of enclosure removal for each lake; (b) Changes in the proportion of lake enclosure aquaculture area; (c) Changes in the area of enclosure aquaculture in the HRB and

MLY. Note: MLY refers to the middle and lower reaches of the Yangtze River, HRB refers to the Huaihe River Basin, and lake numbers correspond to those in Append. Tab.I.

4 讨论

本研究提出的基于 Sentinel-1 SAR 影像和 U-Net 模型的围网提取算法在典型围网养殖湖泊提取准确率高,同时与已有研究数据具有较高的一致性,算法提取结果可靠性高。与 FCN、SegNet 和 DeepLabV3+ 等常用深度学习分割模型的对比实验表明,U-Net 在整体分割精度方面更具优势。U-Net 模型利用编码器-解码器结构以及跨层跳跃连接,有效保留了图像的边缘信息,提升了复杂湖泊区域围网提取的准确性。然而,方法精度受多种因素影响,包括影像质量、空间分辨率以及深度学习模型的参数设置等。例如,SAR 影像中的噪声(如斑点噪声)可能导致水体边界的提取误差,而围网在不同影像分辨率下的形态差异也会影响识别结果。此外,训练数据的质量和数量直接关系到模型的泛化能力,不同湖泊区域围网形态的异质性也可能导致模型识别精度的区域性差异。未来研究中,通过优化影像预处理方法(如去噪算法)、增加多源遥感数据的融合,以及调整深度学习模型结构和参数,可进一步提高围网提取的精度和鲁棒性,为大尺度湖泊围网监测提供更强有力的技术支撑。

湖泊围网养殖作为人类生产活动之一,在时空演变中受自然因素(如降水、气温等)的影响较小,而受政策等人类活动的影响较大^[38]。2016年,国家发布了《全国渔业发展第十三个五年计划(2016—2020年)》^[38],提出坚持生态优先,推进绿色发展,改善水域生态环境。在“十三五”期间,国家高度重视围网养殖污染问题,并制定了重点环境污染治理政策。各地方政府积极响应政策,进行湖泊围网拆除行动。首先,政府通过给予围网拆除补贴和政策引导,减少了养殖户的经济负担,降低了拆除成本,从而加速了围网拆除进程。其次,“退渔还湖还湿”的生态修复政策实施,根据区域特点实施湿地修复、水源地保护等专项行动。最后,通过制定地方条例和法律法规,对围网养殖行为设立明确的限制条款和惩罚措施,增强了政策执行的威慑力。在“十三五”期间(2016—2020年),长江中下游地区湖泊围网养殖面积急剧下降,从2016年的约1280 km²下降到了2020年的114 km²。虽然国家发布的水域保护政策主要针对长江流域,但淮河流域的围网养殖湖泊也受到明显影响,从2016年的约838 km²下降到了2020年的520 km²(图5(c))。此后,政策对湖泊围网养殖治理趋向于保护和治理,通过加强生态补偿机制、优化水产养殖方式等影响湖泊围网养殖的生态恢复和养殖结构的调整。2021年,国家发展改革委发布了关于加强长江经济带重要湖泊保护和治理的指导意见^[39],长江中下游地区及江淮流域的围网养殖面积下降变缓随后趋于稳定。

湖泊围网大面积拆除对湖泊水环境及水生态的存在显著影响。有研究表明湖泊围网拆除后水环境明显好转,水体氮磷含量下降。比如阳澄湖围网拆除后水体的氮磷含量明显降低,按水环境质量标准湖泊总氮从IV类下降为III类,总磷从IV类下降为III类,水质得到了明显的改善^[40];洪泽湖围网拆除之后,拆围后的水体氮磷浓度分别降低0.848 mg/L和0.185 mg/L,水质由III类提升至II类,富营养化问题得到显著改善^[41]。同时,围网拆除带来了一些负面影响。由于缺乏对围网区的管护,原本的湖泊生态难以维持,其优势类群发生转变。例如东太湖的水生植被优势类群从围网拆除前的沉水植物转变为浮叶植物^[42]。此外,网围拆除、出湖水量增加和水生植被消失造成的水动力作用增强,加上原网围区底泥营养盐释放,引起东太湖南部区域营养盐浓度大幅上升^[43]。有研究则表明,洪泽湖围网拆除短期内,湖泊水质改善效果不显著,拆除区与外围区的水质及水生生物群落结构差异较小,仍存在高藻类密度和低透明度等问题^[44]。目前,在大区域尺度上,湖泊围网大面积拆除所带来的湖泊水环境及水生态的影响仍然未知。因此,开展江淮流域湖泊围网养殖活动的遥感监测研究对于湖泊生态系统的健康评估和湖泊生态环境的保护修复具有重要意义。未来的研究将聚焦于围网拆除后湖泊生态系统的长期恢复过程,探讨不同湖泊在围网拆除后的生态响应差异及其驱动机制。此外,研究将重点关注江淮流域围网拆除对水生植被变化和富营养化指数的影响,综合考虑气候变化和其他人类活动对水质改善的作用。研究可为湖泊生态保护提供科学依据,推动区域生态修复与可持续管理策略的制定。

5 结论

本研究基于 Sentinel-1 SAR 影像,利用深度学习 U-Net 模型构建了湖泊围网自动提取算法,并对2016-2023年江淮流域湖泊围网养殖活动的时空变化进行了监测和分析。结果显示,2016-2023年间,江淮流域湖泊围网养殖面积急剧减少,从2118.72 km²减少至462.94 km²,其中约77%的湖泊完全拆除了围网。长江中下游地区的湖泊围网拆除尤为明显,从2016年的1280 km²减少至2023年的71 km²,有92%的湖泊完全拆除了围网;淮河流域的湖泊围网面积也大幅减少,从2016年的838 km²降至2023年的391 km²,约61%的湖泊完全拆除了围网。在“十三五”期间,湖泊保护政策的推动下,湖泊围网拆除取得了显著成果。研究成果为湖泊围网拆除前后水环境和水生态的动态变化以及效应评价提供了数据支撑。

5 附件

附表 I 见电子版(DOI: 10.18307/2025.0645)。

6 参考文献

- [1] Tang QS. The past and future of sustainable development of Chinese-style modern fisheries. PROGRESS IN FISHERY SCIENCES, 2023. DOI:10.19663/j.issn2095-9869.20230920001. [唐启升.中国式现代渔业可持续发展的过去和未来.渔业科学进展,2023,44(06):1-6.]

- [2] Street-Perrott F A, Harrison S P. Temporal variations in lake levels since 30,000 yr BP—an index of the global hydrological cycle. *Climate processes and climate sensitivity*, 1984, 29: 118-129. DOI:10.1029/GM029p0118.
- [3] Wang J, Sheng Y, Tong T S D. Monitoring decadal lake dynamics across the Yangtze Basin downstream of Three Gorges Dam. *Remote Sensing of Environment*, 2014, 152: 251-269. DOI:10.1016/j.rse.2014.06.004.
- [4] Ma R H, Yang G S, Duan H T, et al. China's lakes at present: Number, area and spatial distribution. *Science China Earth Sciences*, 2011, 54: 283-289. DOI:10.1007/s11430-010-4052-6.
- [5] Yang X, Anderson N J, Dong X, et al. Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. *Freshwater Biology*, 2008, 53(7): 1273-1290. DOI:10.1111/j.1365-2427.2007.01921.x.
- [6] 何传高. 湖泊围网养殖的影响及其可持续发展对策. *现代农业科技*, 2011(5):328-328,332.
- [7] Fu CM. The Impact of Intensive Freshwater Aquaculture on Water Environment. *Journal of Jilin Animal Husbandry and Veterinary Medicine*, 2020(4):63,65. DOI:10.3969/j.issn.1672-2078.2020.04.049.[付翠梅. 集约化淡水养殖对水环境的影响. *吉林畜牧兽医*, 2020(4):63,65.]
- [8] Ji HT, Xie D, Zhou HJ, et al. Research progress on the ecology of submerged aquatic plant epiphyte communities. *Journal of Lake Sciences*, 2013, 25(2): 163-170. DOI:10.18307/2013.0201. [纪海婷, 谢冬, 周恒杰, 等. 沉水植物附植生物群落生态学研究进展. *湖泊科学*, 2013, 25(2):163-170.]
- [9] 莫代辉. 小规模淡水养殖发展现状及对策. *乡村科技*, 2018(10):95+97.
- [10] 王晨, 钱鑫, 谢宏全. 近40年高邮湖水体面积变化监测与时空分析. *科技与创新*, 2023(18):120-122+126.
- [11] Ji LY, Yin DY, Gong P. Spatiotemporal Changes of Enclosed Fishing Nets on the Surface of Yangcheng Lake Based on Landsat Long-Term Time Series. *Journal of Remote Sensing*, 2019, 23(4):717-729. DOI: 10.11834/jrs.20197439 [计璐艳, 尹丹艳, 宫鹏. Landsat长时间序列的阳澄湖湖面围网时空变化. *遥感学报*, 2019, 23(4):717-729.]
- [12] 生态环境部. 长江保护修复攻坚战行动计划. https://www.mee.gov.cn/xxgk/xxgk03/201901/t20190125_690887.html.
- [13] Chen Q, Luo H, Zhao YF. Developing Ecological Aquaculture Promotes the Sustainable Development of Large Waterbody Fisheries. *Science Aquaculture*, 2022(01):20-23. DOI:10.14184/j.cnki.issn1004-843x.2022.01.010. [陈倩, 罗红, 赵永锋. 发展生态养殖 促进大水面渔业可持续发展. *科学养鱼*, 2022(01):20-23.]
- [14] Huang SL, Tang Y. Review and prospects of fishery management theory and practice in China. *Journal of Fisheries*, 2019, 43(1): 211-231. DOI: 10.11964/jfc.20181011512 [黄硕琳, 唐议. 渔业管理理论与中国实践的回顾与展望. *水产学报*, 2019, 43(1): 211-231.]
- [15] Yu HL, Wang HZ, Wang HF, et al. Research on the monitoring and ecological environmental benefit estimation of lake areas in Jiangnan Plain - taking Honghu Lake as an example. *Resources and Environment of the Yangtze River Basin*, 2020, 29(12):2760-2769. [于海龙, 王宏志, 王海芳, 等. 江汉平原湖域拆围监测及其生态环境效益估算研究——以洪湖为例. *长江流域资源与环境*, 2020, 29(12):2760-2769.]
- [16] Shi Y, Su T, Lu L-R. Remote Sensing Monitoring of Spatiotemporal Changes in Enclosure Culture of Changdang Lake. *Environmental Monitoring and Forewarning*. 2021, 13(03):8-12. DOI:10.3969/j.issn.1674-6732.2021.03.002. [时燕, 苏涛, 陆莉蓉. 长荡湖围网养殖区长时序时空演变遥感监测. *环境监控与预警*, 2021, 13(03):8-12.]
- [17] Hou X, Feng L, Tang J, et al. Anthropogenic transformation of Yangtze Plain freshwater lakes: Patterns, drivers and impacts. *Remote Sensing of Environment*, 2020, 248: 111998. DOI: 10.1016/j.rse.2020.111998.
- [18] Wang J, Gao JF. Extraction of lake pen culture range based on correspondence analysis. *Journal of Remote Sensing*, 2008 (5): 716-723. [王静, 高俊峰. 基于对应分析的湖泊围网养殖范围提取. *遥感学报*, 2008, 12(5):716-723.]
- [19] 钟平, 陈川, 庄春, 等. 基于图像分割的湖泊围湖养殖区域提取. *金陵科技学院学报*, 2016, 32(04): 80-84.
- [20] Huang S, Song KH, Luo JH, et al. Remote sensing extraction algorithm for shallow lake enclosure areas based on gradient transformation. *Journal of Lake Sciences*, 2017, 29(2): 490-497. DOI:10.18307/2017.0225. [黄帅, 宋开宏, 罗菊花, 等. 基于梯度变换的浅水湖泊围网区遥感提取算法. *湖泊科学*, 2017, 29(2):490-497.]

- [21] Dai Y, Feng L, Hou X, et al. Policy-driven changes in enclosure fisheries of large lakes in the Yangtze Plain: Evidence from satellite imagery. *Science of the total environment*, 2019, 688: 1286-1297. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.06.179.
- [22] Yuan X, Shi J, Gu L. A review of deep learning methods for semantic segmentation of remote sensing imagery[J]. *Expert Systems with Applications*, 2021, 169: 114417.
- [23] Duan CB, Hou ZX, Zeng YY, et al. The Interception and Aggregation Effects of Enclosures on Fish in Aquatic Ecological Restoration. *Journal of Central South Agricultural Science and Technology*, 2023, 44(6):88-91. DOI:10.3969/j.issn.1007-273X.2023.06.022.[段昌兵,侯著霞,曾云云等. 围隔在水生态修复中对鱼类的拦截和聚集作用. 中南农业科技,2023,44(6):88-91.]
- [24] Feng L, Hou X, Zheng Y. Monitoring and understanding the water transparency changes of fifty large lakes on the Yangtze Plain based on long-term MODIS observations. *Remote Sensing of Environment*, 2019, 221: 675-686. DOI:10.1016/j.rse.2018.12.007.
- [25] 张磊,方丹丹,罗来高.湖泊围网养殖污染现状及可持续发展对策.中国环境管理干部学院学报,2017,27(02):52-55.
- [26] Zhu GW, Xu H, Zhu MY, et al. Changing characteristics and driving factors of trophic state of lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River in the past 30 years, *Journal of Lake Sciences*.2019,31(6):1510-1524. DIO: 10.18307/2019.0622. [朱广伟,许海,朱梦圆等.三十年来长江中下游湖泊富营养化状况变迁及其影响因素.湖泊科学,2019,31(6):1510-1524]
- [27] Heiselberg, Peder, Kristian Sørensen, and Henning Heiselberg. Ship Velocity Estimation in SAR Images Using Multitask Deep Learning. *Remote Sensing of Environment*, 2023, 288: 113492. DOI:10.1016/j.rse.2023.113492.
- [28] Wei, JW, Lian F, Yan T, et al. Long-Term Observation of Global Nuclear Power Plants Thermal Plumes Using Landsat Images and Deep Learning. *Remote Sensing of Environment*, 2023, 295: 113707. DOI:10.1016/j.rse.2023.113707.
- [29] Sun Z, Luo JH, et al. Coordinated Dynamics of Aquaculture Ponds and Water Eutrophication Owing to Policy: A Case of Jiangsu Province, China. *Science of The Total Environment*, 2024, 927: 172194. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.172194.
- [30] Ronneberger O, Fischer P, Brox T. U-net: Convolutional networks for biomedical image segmentation//Medical image computing and computer-assisted intervention–MICCAI 2015: 18th international conference, Munich, Germany, October 5-9, 2015, proceedings, part III 18. Springer International Publishing, 2015: 234-241. DOI: 10.1007/978-3-319-24574-4_28
- [31] Cui B, Fei D, Shao G, et al. Extracting raft aquaculture areas from remote sensing images via an improved U-net with a PSE structure. *Remote Sensing*, 2019, 11(17): 2053. DOI: 10.3390/rs11172053
- [32] Gao L, Song W, Dai J, et al. Road extraction from high-resolution remote sensing imagery using refined deep residual convolutional neural network. *Remote Sensing*, 2019, 11(5): 552. DOI: 10.3390/rs11050552.
- [33] Gu F, Zhang H, Wang C. A Two-Component Deep Learning Network for SAR Image Denoising. *IEEE Access*,2020,817792-17803. DOI:10.1109/ACCESS.2020.2965173.
- [34] Kraemer H C. Kappa coefficient. Wiley StatsRef: statistics reference online, 2014: 1-4. DOI:10.1002/9781118445112.stat00365.pub2.
- [35] Cheng B, Liang CB, Liu XA, et al. Research on a novel extraction method using Deep Learning based on GF-2 images for aquaculture areas. *International Journal of Remote Sensing*, 2020, 41(9): 3575-3591. DOI:10.1080/01431161.2019.1706009
- [36] L. Yan, D. P. Roy, A. Promkhambut, et al. Automated extraction of aquaculture ponds from Sentinel-2 seasonal imagery – A validated case study in central Thailand. *Science of Remote Sensing*, 2022, 6: 100063. DOI: 10.1016/j.srs.2022.100063
- [37] Duan Y, Li X, Zhang L, et al. Detecting spatiotemporal changes of large-scale aquaculture ponds regions over 1988–2018 in Jiangsu Province, China using Google Earth Engine. *Ocean & coastal management*, 2020, 188: 105144. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2020.105144.
- [38] 中华人民共和国农业农村部.全国渔业发展第十三个五年规划.. http://www.moa.gov.cn/nybg/2017/derq/201712/t20171227_6131208.htm.
- [39] 国家发展和改革委员会.关于加强长江经济带重要湖泊保护和治理的指导意见(发改地区〔2021〕1617号). https://www.ndrc.gov.cn/xxgk/zcfb/tz/202111/t20211124_1304885.html.
- [40] Luo J, Pu R, Ma R, et al. Mapping long-term spatiotemporal dynamics of pen aquaculture in a shallow lake: Less aquaculture coming along better water quality. *Remote Sensing*, 2020, 12(11): 1866.DOI: 10.3390/rs12111866.

- [41] Yu HL, Wang HZ, Wang HF, et al. Study on the monitoring of enclosure removal and estimation of ecological environmental benefits in lakes of the Jiangnan Plain—A case study of Honghu Lake. *J. Resources and Environment in the Yangtze Basin*. 2020, 29(12): 2760-2769. DOI:10.11870/cjlyzyyhj202012019. [于海龙, 王宏志, 王海芳等. 江汉平原湖域拆围监测及其生态环境效益估算研究——以洪湖为例. *长江流域资源与环境*, 2020, 29(12): 2760-2769.]
- [42] Yang JZC, Luo JH, Lu LR, et al. Changes in aquatic vegetation communities based on satellite images before and after pen aquaculture removal in East Lake Taihu. *J. Journal of Lake Sciences*. 2021, 33(2): 507-517. DOI:10.18307/2021.0228. [杨井志成, 罗菊花, 陆莉蓉等. 东太湖围网拆除前后水生植被群落遥感监测及变化. *湖泊科学*, 2021, 33(2): 507-517.]
- [43] Li YF, Gu XH, Zeng QF, et al. Analysis of water quality changes and their causes under the scale change of cage aquaculture in East Taihu Lake from 1990 to 2021. *J. Journal of Lake Sciences*. 2023, 35(1): 155-167. DOI:10.18307/2023.0110. [李一凡, 谷孝鸿, 曾庆飞等. 1990-2021年东太湖围网养殖规模变化下的水质变化特征及成因分析. *湖泊科学*, 2023, 35(1): 155-167.]
- [44] Duan HX, Mao ZG, Wang GX, et al. Ecological effects of aquaculture pen removal in Hongze Lake. *J. Journal of Lake Sciences*. 2021, 33(3): 706-714. DOI: 10.18307/2021.0307. [段海昕, 毛志刚, 王国祥等. 洪泽湖养殖围网拆除生态效应. *湖泊科学*, 2021, 33(3): 706-714.]

表 I 江淮流域围网养殖湖泊围网数据

Append. Tab.I EA data in the Yangtze-Huaihe River Basin

ID	名称	经度	纬度	面积(km ²)	流域	最大围网面积 (km ²)/年份	面积现状 (km ²)	最大占比	占比现状
1	长湖	112.4	30.44	143.82	MLY	76.1 (2016)	0	52.9%	0
2	大通湖	112.51	29.21	83.22	MLY	7.5 (2016)	0	9.1%	0
3	洪湖	113.34	29.86	340.06	MLY	164.4 (2016)	2.4	48.3%	0
4	东西汉湖	113.51	30.82	24.18	MLY	8.1 (2016)	0	33.5%	0
5	里湖	113.57	29.99	18.65	MLY	3.5 (2016)	0.1	19.2%	0
6	汊汉湖	113.71	30.69	88.32	MLY	31.1 (2016)	0	35.2%	0
7	武湖	113.78	30.18	25.67	MLY	3.2 (2016)	0	12.4%	0
8	西梁湖	114.08	29.95	96.21	MLY	52.1 (2016)	0	54.1%	0
9	斧头湖	114.23	30.02	141.22	MLY	91.2 (2016)	0	64.6%	0
10	汤逊湖	114.36	30.42	44.83	MLY	20.1 (2016)	0	45.0%	0
11	豹澥湖	114.58	30.38	25.32	MLY	8.2 (2016)	0	32.5%	0
12	三山湖	114.77	30.31	23.97	MLY	12.1 (2016)	0	50.6%	0
13	大冶湖	115.1	30.1	73.65	MLY	43.9 (2016)	0	59.6%	0
14	赤湖	115.69	29.78	59.43	MLY	23.5 (2017)	2.1	39.6%	3.5%
15	龙感湖	116.15	29.95	280.47	MLY	173.6 (2016)	0	61.9%	0
16	黄大湖	116.38	30.02	288.62	MLY	83.5 (2016)	0	28.9%	0
17	泊湖	116.44	30.17	176.67	MLY	106.2 (2016)	0	60.1%	0
18	菜子湖	117.07	30.8	171.59	MLY	93.5 (2016)	0	54.5%	0
19	升金湖	117.07	30.38	96.09	MLY	31.2 (2017)	0	32.5%	0
20	石臼湖	118.88	31.47	214.35	MLY	108.1 (2016)	8.1	50.4%	3.7%
21	南漪湖	118.96	31.11	197.84	MLY	26.8 (2016)	14.8	13.5%	7.5%
22	长荡湖	119.55	31.62	83.73	MLY	20.4 (2016)	9.1	24.4%	10.8%
23	溇湖	119.81	31.6	139.03	MLY	18.7 (2016)	0	13.4%	0
24	太湖	120.19	31.2	2537.16	MLY	49.7 (2016)	0	1.9%	0

25	阳澄湖	120.77	31.43	118.07	MLY	24.6 (2016)	4.5	20.4%	3.8%
26	花家湖	116.6	32.17	22.83	HRB	7.4 (2016)	0	32.3%	0
27	焦岗湖	116.6	32.59	40.8	HRB	13.2 (2016)	0	32.4%	0
28	瓦埠湖	116.89	32.4	162.78	HRB	53.3 (2016)	0	32.7%	0
29	南四湖	116.96	34.87	1118.63	HRB	133.7 (2018)	124.7	11.9%	11.1%
30	高塘湖	117.17	32.63	57.48	HRB	19.8 (2016)	0	34.5%	0
31	香涧湖	117.67	33.14	58.98	HRB	12.7 (2016)	0	21.6%	0
32	沱湖	117.81	33.2	44.45	HRB	16.5 (2016)	0	37.2%	0
33	花园湖	117.83	32.98	47.72	HRB	31.3 (2016)	0	65.6%	0
34	天岗湖	117.95	33.26	34	HRB	6.8 (2016)	0	20.1%	0
35	女山湖	118.08	32.95	107.32	HRB	19.1 (2016)	0	17.7%	0
36	骆马湖	118.19	34.11	290.94	HRB	82.7 (2017)	11.5	28.4%	3.9%
37	七里湖	118.2	32.9	41.74	HRB	29.1 (2016)	0	69.7%	0
38	斗湖	118.41	33.03	33.89	HRB	9.1 (2016)	2.4	26.7%	7.0%
39	洪泽湖	118.59	33.31	1663.31	HRB	193.2 (2016)	59.8	11.6%	3.6%
40	沂湖	119.05	32.8	18.57	HRB	10.7 (2017)	8.5	55.9%	46.0%
41	白马湖	119.14	33.27	55.04	HRB	10.1 (2016)	9.3	18.2%	16.9%
42	宝应湖	119.29	33.13	29.21	HRB	19.4 (2017)	5.2	66.3%	17.9%
43	高邮湖	119.29	32.85	639.21	HRB	133.1 (2019)	83.4	20.8%	13.0%
44	邵伯湖	119.43	32.62	103.73	HRB	9.4 (2016)	0	9.1%	0
45	淶洋荡	119.51	32.4	25.55	HRB	7.9 (2016)	3.2	31.1%	12.5%
46	里下河腹地湖	119.67	33.24	55.77	HRB	15.6 (2022)	14.8	28.1%	26.5%
47	大纵湖	119.82	33.15	30.02	HRB	11.9 (2016)	1.9	39.9%	6.3%
48	蜈蚣湖	119.83	33.08	17.94	HRB	10.1 (2016)	3.1	55.8%	17.6%