

基于 Landsat 8 OLI 影像反演的湖北大冶湖水体光学衰减特性^{*}

任伟祥^{1,2,3}, 吴晓东^{4**}, 聂洪峰¹, 肖春蕾¹, 葛绪广⁴, 杨久芸⁴, 罗璐⁴

(1:中国自然资源航空物探遥感中心,北京 100083)

(2:中国地质大学(北京),北京 100083)

(3:中国地质科学院,北京 100037)

(4:湖北师范大学城市与环境学院,黄石 435002)

摘要: 水体光学衰减特性直接影响湖泊的清澈程度和沉水植被的生存,利用遥感技术获取湖泊光学衰减分布特性能极大提高效率。基于 2017—2019 年的原位调查数据,利用 Landsat 8 OLI 影像开发了大冶湖水体光学衰减系数(K_d)的遥感反演模型,并分析大冶湖水体 K_d 的多年时空分布特性与驱动机制,以期为大冶湖流域的修复与管理提供参考。结果表明:波段比二次模型 $K_d = 9.61(B1/B4)^2 - 2.41(B1/B4) - 6.40$ 效果最好,精度达到 $R^2 = 0.79$, $MAPE = 23.9\%$, $RMSE = 0.89 \text{ m}^{-1}$ 。大冶湖水体 K_d 值的主要影响因素为悬浮物和浊度等,其次为有色溶解性有机物和叶绿素 a 。大冶湖 K_d 值分布在空间上由西向东逐渐递减,但局部也受到风速、陆源输入、人为活动和微生物活动等的影响,季节上平均以夏季最高、冬季最低。2013 年以来大冶湖水体 K_d 值整体呈现下降趋势。

关键词: 大冶湖;光合有效辐射;光学衰减系数;遥感;Landsat 8

Optical attenuation characteristics of Lake Daye, Hubei Province based on remote sensing inversion of Landsat 8 OLI^{*}

Ren Weixiang^{1,2,3}, Wu Xiaodong^{4**}, Nie Hongfeng¹, Xiao Chunlei¹, Ge Xuguang⁴, Yang Jiuyun⁴ & Luo Lu⁴

(1: China Aero Geophysical Survey & Remote Sensing Center for Natural Resources, Beijing 100083, P.R.China)

(2: China University of Geosciences, Beijing 100083, P.R.China)

(3: Chinese Academy of Geological Sciences, Beijing 100037, P.R.China)

(4: College of Urban and Environmental Sciences, Hubei Normal University, Huangshi 435002, P.R.China)

Abstract: The optical attenuation characteristics of water directly affect the clarity of lake and the survival of submerged macrophytes. Using the way of remote sensing to obtain the optical attenuation distribution characteristics of lakes can greatly improve the efficiency. Lake Daye, located in Huangshi City, Hubei Province, is a typical shallow lake in the middle reaches of the Changjiang (Yangtze) River. Based on the *in-situ* survey data from 2017 to 2019, the remote sensing inversion model of Lake Daye water optical attenuation coefficient (K_d) is developed by using Landsat 8 OLI images, and the multi-year temporal and spatial distribution characteristics and driving mechanism of K_d in Lake Daye are analyzed, so as to provide reference for the restoration and management of Lake Daye basin. The results show that: the band ratio quadratic model was the best model ($K_d = 9.61(B1/B4)^2 - 2.41(B1/B4) - 6.40$), and its accuracy was $R^2 = 0.79$, $MAPE = 23.9\%$, $RMSE = 0.89 \text{ m}^{-1}$. The main influencing factors of K_d of Lake Daye were suspended solids and turbidity, followed by chromophoric dissolved organic matter and chlorophyll- a . Moreover, the K_d value of Lake Daye decreased gradually from west to east in space, but it was also affected by wind speed, land-based input, human activities and microbial activities in some parts. The average of K_d is highest in summer and lowest in winter. Since 2013, the K_d value of Lake Daye has shown an overall downward trend.

* 2021-08-11 收稿;2021-09-22 收修改稿。

全国地球关键带遥感地质调查项目(DD20190536)和湖北省大学生创新训练计划项目(S202010513027, S202010513064)联合资助。

** 通信作者;E-mail:wuxd03@163.com.

Keywords: Lake Daye; photosynthetically active radiation; optical attenuation coefficient; remote sensing; Landsat 8

水体中可见光波段的可用光辐射被称为光合有效辐射(PAR),它是能被水生植物直接利用的有效光成分,在水环境中扮演着重要角色^[1-2]。光在射入水体之后由于受到水中颗粒物质、有色溶解性有机物(CDOM)及水体本身的吸收、散射、折射等进而发生衰减^[3-4]。在湖泊中,当PAR衰减到一定水平时便很难满足沉水植被的生存,因此开展湖泊水体光学衰减特性的研究对水环境的管理与修复有重要意义^[5]。光学衰减系数(K_d)是衡量水体PAR衰减特性的有效指标,也有研究称之为漫射衰减系数^[6]。传统的湖泊水体 K_d 研究是使用水下照度计等原位测量仪器测定特定位置处的 K_d 值并分析其影响因素^[7]。如徐德瑞等对东太湖夏季的光学衰减特性展开研究,得出有机悬浮物(OSS)和无机悬浮物(ISS)是影响 K_d 值的主要原因^[8]。李凯迪等发现浮游植物生物量和悬浮物(SS)是影响程海水体光学特性的主要因素,而CDOM的影响较弱^[9]。这一方法的优点在于测定的结果准确,但由于测定繁琐,不利于开展大范围、长时序的监测^[10]。

利用遥感对湖泊水环境进行高时空分辨率的动态监测能够极大地节约成本和提高效率,已经有许多研究开展了对水体光学衰减特性的遥感反演探索^[11-12]。TM/ETM+/OLI系列、MODIS、OLCI和MERIS等卫星传感器数据类型都被证实可以建立起较好的反演模型^[13-15]。如Lei等基于MODIS数据建立洪泽湖的 K_d 值反演模型,决定系数 R^2 达到了0.82,模型精度较高^[16]。目前建立的 K_d 值反演模型有分析模型、半分析模型和经验模型等多种类型。分析模型和半分析模型从固有光学物理特性出发来计算水体的 K_d 值,这一类模型在大洋水体中有很好的效果,原因在于海洋往往深度大,水体清澈,控制水体光学特性的SS等外界因素较少^[17-19]。与之相对应,内陆浅水湖泊水环境状况复杂多样,易受干扰性强,区域之间差异性大,分析模型往往不能取得理想的效果,因此更多的是利用原位数据建立经验模型,当然,经验模型也在大洋水体中有着很好的应用^[16,18]。简单经验模型主要是利用单波段与 K_d 值之间的相关性建立起来,包括线性、指数、对数、高次多项式等。除单波段外,波段比和波段经简单运算后的值也被广泛用于反演模型构建,并取得了不错的效果^[20-21]。Shen等利用Sentinel-3A OLCI数据在太湖建立了反演 K_d 值的多元波段比经验模型($R^2=0.81$),同时又与以往研究的线性模型、波段比指数模型以及半分析QAA模型进行比较,效果均不如其研究中建立的模型^[21]。Majoz等利用MERIS数据在肯尼亚Naivasha湖建立遥感反演经验模型,模型精度最高时平均绝对百分比误差仅为18%^[22]。王珊珊等针对太湖开发了基于GOCI影像的多元线性反演模型,并分析太湖光学衰减特性的分布状况^[23]。Song等通过Landsat TM/ETM+/OLI和MODIS数据对我国东北地区20余个湖库构建 K_d 值反演模型,利用多元逐步回归分析,选定红/蓝、近红外/红的波段比参数^[15]。

大冶湖位于湖北省黄石市,属长江中游典型浅水湖泊。不同于太湖、巢湖这一类大型湖泊,大冶湖是中型浅水湖泊的代表,它拥有和长江中下游许多湖泊类似的水量和流域范围,同时也是典型的受污染湖泊。选择大冶湖为研究对象能为在长江流域所占比例更多的中型湖泊提供参考。历史上的黄石是著名的矿业城市,尤以大冶为最。但正是由于工矿业的长期发展造成了大冶湖水环境恶化,加之大冶湖西北大冶市的城市化发展,湖泊富营养化趋势加快^[24]。近年来随着黄石市战略发展规划的布局调整,发展模式逐渐由“环磁湖发展”转变为“环大冶湖发展”,大冶湖面临的环境压力将会更大。因此,针对大冶湖开发快速有效的监测方法十分必要。光学特性直接关系到水体的清澈与否和沉水植被的生存,是富营养化湖泊生态修复的重要基础参数,以往已经有研究利用原位数据探索大冶湖的水体光学特性,初步厘清了大冶湖水体光学特性的主要影响因素,但由于时间尺度短,获取数据量有限,不能十分全面地反映大冶湖的光学特性分布状况^[25]。本文以大冶湖为研究对象,基于多年原位调查数据和Landsat 8 OLI影像数据开发大冶湖 K_d 的遥感反演经验模型,并分析大冶湖水体光学衰减特性的分布状况、时间变化特征与影响因素,以期为大冶湖的生态修复与管理提供参考,同时为长江中下游浅水湖泊的水体光学特性遥感研究提供借鉴。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况与样点分布

大冶湖流域地处长江流域中游,属亚热带季风气候,气候湿润。常年平均水域面积约为63.4 km²,平均水深2.7 m,湖体呈东西走向,湖岸线长139.8 km^[24]。沿湖有大大小小40余条入湖河流,最大的一条为西侧

的大港,湖水由东侧汇入长江^[26]. 大冶湖的湖泊形态受到了人类活动的影响,西侧红星湖、三里七湖、尹家湖已经演化为深入大冶市内部的城市子湖(图 1). 根据大冶湖湖盆形态和水文特征,在湖内开敞水域均匀布设了 15 个样点(图 1),其中部分年份由于冬季的水位降低,西侧部分点位没有采集样品.

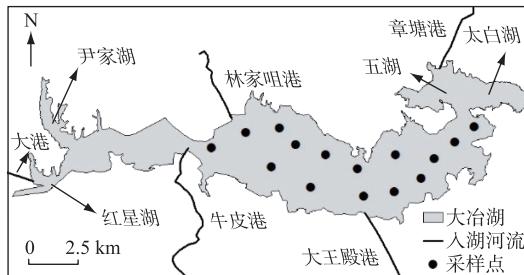


图 1 研究区域位置与采样点分布
Fig.1 Location of study area and sampling sites

1.2 样品的采集与测定

于 2017—2019 年逐季度在大冶湖开展野外调查并采集水样,时间均选在晴朗无风的上午. 采样时原位测定 K_d 值. 方法为使用上海嘉定学联仪表厂的 ZDS-10W 型水下照度计,在每个点位由水面起始逐层向下记录 PAR 值,每向下 10 cm 设一个层,每层记录 3 个有效数据,最终以 3 个数据的平均值代表本层 PAR 值. 在每个点位处由各层的 PAR 值计算 K_d 值.

透明度(SD)和水深也在采样现场测定,其中 SD 使用 30 cm 黑白塞氏盘测定,水深使用便携式水深仪(SM-5A, Speedtech)测定. 使用有机玻璃采水器采集水面表层以下 50 cm 处的混合水样并盛装于经酸洗的聚乙烯瓶中,低温避光保存并迅速带回实验室测定分析,所有指标在采样次日完成测定. 测定的指标包括浊度(Turb)、总氮(TN)、总磷(TP)、SS、叶绿素 a(Chl.a)浓度和 CDOM. Turb 使用便携式水质监测仪(EXO₂, YSI)测定,TN 浓度使用过硫酸钾消解法测定,TP 浓度使用钼锑抗分光光度法测定,SS 浓度使用烘干差值法测定,Chl.a 浓度使用 90% 丙酮法测定,实验方法参照《水和废水监测分析方法》^[27].

使用 350 nm 处的吸收系数($a(350)$)来间接代表 CDOM 浓度. 水样通过 0.22 μm 孔径的滤膜过滤,滤液的前 20 mL 弃置不用. 之后在紫外—可见分光光度计(UV2700, Shimadzu)下扫描 200~800 nm 范围内的吸光度,扫描间隔为 1 nm. 扫描光谱用来计算 $a(350)$,具体方法参考文献^[28].

1.3 影像数据的获取与处理

Landsat 8 OLI 影像数据共有 9 个波段,分别为:海岸波段 B1(Coastal, 0.433~0.453 μm)、蓝色波段 B2(Blue, 0.450~0.515 μm)、绿色波段 B3(Green, 0.525~0.600 μm)、红色波段 B4(Red, 0.630~0.680 μm)、近红外波段 B5(NIR, 0.845~0.885 μm)、短波红外波段 B6(SWIR1, 1.560~1.660 μm)、短波红外波段 B7(SWIR2, 2.100~2.300 μm)、全色波段 B8(Pan, 0.500~0.680 μm)和卷云波段 B9(Cirrus, 1.360~1.390 μm). 参与到本研究敏感波段分析中的为前 7 个波段.

从美国地质调查局网站(<https://earthexplorer.usgs.gov/>)下载 Landsat 8 OLI 影像,影像在研究区内无云. 共下载了 13 景影像,其中在 2017—2019 年期间与原位数据匹配了 8 景影像、100 对数据,影像与对应野外调查时间差值不超过一周. 其中 70 对用于构建经验模型,30 对用于模型的精度检验. 影像在 2017—2019 年间各年份和各季度之间的分布情况见表 1,其余年份均在夏季匹配了 1 景影像.

下载的影像经过辐射定标和大气校正处理后,各像元值除以 10000 以得到地表反射率值. 由于本研究中并未建立实测遥感反射率与卫星计算遥感反射率之间的关系,故直接使用地表反射率值建立反演模型. 大气校正使用波谱科学研究所(Spectral Sciences Inc.)开发的 FLAASH 大气校正模型,已有研究证实这一模型的校正精度可以很好地适用于定量遥感反演研究^[29-31].

1.4 数据处理

K_d 值的拟合计算公式为:

表 1 下载的影像在各年份各季度之间的分布情况(2017—2019 年)
Tab.1 Distribution of downloaded images between years and quarters from 2017 to 2019

时间	春季	夏季	秋季	冬季
2017 年	1 景	1 景	—	—
2018 年	—	1 景	1 景	2 景
2019 年	1 景	1 景	—	—

$$K_d = -\frac{1}{z} \ln \frac{E(z)}{E(0)} \quad (1)$$

式中, z 表示 PAR 测量位置距水面的深度; $E(z)$ 和 $E(0)$ 分别表示表示深度为 z m 和 0 m 时的 PAR 强度值. 拟合的数据个数需大于 3 个, 决定系数 R^2 需大于 0.95^[32].

Pearson 相关系数用以衡量各指标之间的相关性大小; 使用 Excel 2016 和 OriginPro 2020 实现回归分析, 决定系数 R^2 代表拟合精度的高低. 显著性报表中, 有 $P < 0.05$ (显著) 和 $P < 0.01$ (极显著) 两级显著水平, $P > 0.05$ 表示不显著.

除决定系数外, 使用测量值与预测值之间的相对误差 (RE)、平均绝对百分比误差 ($MAPE$) 和均方根误差 ($RMSE$) 来衡量模型反演的精度. 计算公式为^[14]:

$$RE = \frac{|K_{d\text{测}} - K_{d\text{估}}|}{K_{d\text{测}}} \quad (2)$$

$$MAPE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{|K_{d\text{测}i} - K_{d\text{估}i}|}{K_{d\text{测}i}} \quad (3)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (K_{d\text{测}i} - K_{d\text{估}i})^2} \quad (4)$$

式中, $K_{d\text{测}}$ 与 $K_{d\text{估}}$ 分别为原位实测得到的 K_d 值和反演计算得到的 K_d 值, N 为参与检验的样本数.

2 结果与分析

2.1 大冶湖实测水体基本性质

大冶湖水体基本理化参数和光学特性指标情况如表 2. 总体上大冶湖的富营养化状况处于中等水平, TN 平均浓度为 (2.06 ± 1.94) mg/L, TP 平均浓度为 (0.206 ± 0.159) mg/L, 它们在年际之间的变化较年内之间变化要大, 在年内往往夏季的浓度要高于冬季.

K_d 的历年平均值为 (2.86 ± 1.01) m⁻¹, 最高时达到 6.75 m⁻¹, 其中 2018 年夏、秋季水平较高, 平均为 (3.60 ± 0.57) m⁻¹, 在空间上西部湖区的 K_d 值要高于东部湖区. SD 的跨度较大, 最低时仅 24 cm, 出现在 2018 年冬, 可能与冬季水位下降以及采样时较大风浪的扰动有关, 最高可达 95 cm, 平均为 (44 ± 12) cm.

Turb、SS、Chl.a 和吸收系数 $a(350)$ 的波动范围均比较大(表 2). Turb 最高时为 55.13 FNU, 平均为 (23.92 ± 11.45) FNU, SS 的波动范围为 3.50~75.00 mg/L, 平均为 (27.15 ± 18.24) mg/L, 部分批次的样品值普遍偏高, 往往是浅水湖泊在风浪下搅动沉积物造成的. Chl.a 浓度平均为 (19.86 ± 23.43) μg/L, 波动范围为 1.74~94.57 μg/L, 其中 2018、2019 年夏季的藻华暴发较为严重, 测定的 Chl.a 值显著高于其他年份($P < 0.01$), 平均值分别为 (57.69 ± 15.52) μg/L 和 (47.91 ± 20.18) μg/L. $a(350)$ 平均为 (4.92 ± 3.08) m⁻¹, 2018 年夏季水平最高, 平均为 (10.35 ± 0.30) m⁻¹, 且出现了最高值 10.94 m⁻¹, 这一批次样品 $a(350)$ 值要显著高于其他批次($P < 0.01$).

2.2 大冶湖光学衰减的主要影响因素

K_d 与各类影响光学特性的指标之间的 Pearson 相关系数如表 3 所示. 结果显示, SS、Turb、 $a(350)$ 和 Chl.a 均是影响大冶湖水体光学衰减特性的重要因素, 这与大冶湖前期的研究结果类似^[25]. 以 SS、Turb 为代表的水体固体颗粒物对大冶湖水体光学衰减特性影响最大, 其次为 CDOM 吸收系数 $a(350)$. 在前期的研究中, Chl.a 与 K_d 的相关系数最大, 是最重要的影响因素, 而在本次的结果中相关性不及 SS, 这可能是由于前期研究在 2018 年开展, 当年湖体藻类生物量较大, 导致 Chl.a 贡献较高.

表 2 大冶湖理化与光学特性指标的均值、标准差、最大值与最小值
 Tab.2 Mean, standard deviation, maximum and minimum values of physical, chemical and optical characteristic indexes of Lake Daye

指标	平均值	标准差	最大值	最小值
TN/(mg/L)	2.06	1.94	4.28	0.15
TP/(mg/L)	0.206	0.159	0.835	0.050
K_d/m^{-1}	2.86	1.01	6.75	0.70
SD/cm	44	12	95	24
Turb/FNU	23.92	11.45	55.13	3.51
SS/(mg/L)	27.15	18.24	75.00	3.50
Chl. <i>a</i> /($\mu\text{g}/\text{L}$)	19.86	23.43	94.57	1.74
$a(350)/m^{-1}$	4.92	3.08	10.94	1.84

表 3 K_d 与各光学影响指标之间的 Pearson 相关系数
 Tab.3 Pearson correlation coefficient between K_d and each optical influence index

	SD	Turb	SS	Chl. <i>a</i>	$a(350)$
K_d	-0.467 **	0.505 **	0.644 **	0.243 *	0.360 **

* 表示在 $P<0.05$ 水平上(双侧)显著, ** 表示在 $P<0.01$ 水平上(双侧)显著.

2.3 遥感反演估算模型的构建

计算 K_d 值与各波段之间的相关关系以确定大冶湖水体光学衰减特性的敏感反演波段,有的研究对 K_d 值取自然对数以增加数据的稳定性,减弱方差,本研究中也一并计算^[33]. 结果显示,单波段中 B3 和 B4 与 K_d 值的相关性最强,分别达到了 -0.873 和 -0.876 ($P<0.01$),原始 K_d 的计算效果普遍优于取自然对数处理后的数据效果(图 2). 图 2 中也展示了波段比和其他简单运算得出的值中与 K_d 保持较好相关关系的组合,包括(B1/B3)、(B1/B4)、(B1/B5) 和(B1-B2),相关系数分别为 0.870、0.893、-0.885 和 0.821 ($P<0.01$).

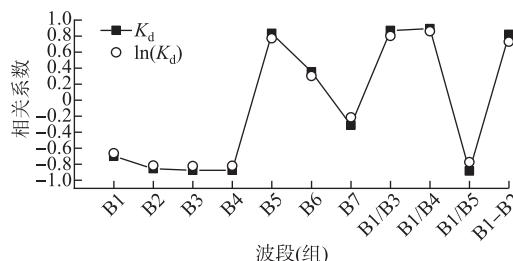


图 2 Landsat 8 OLI 影像各波段值及部分波段组合与 K_d 之间的 Pearson 相关系数

Fig.2 Pearson correlation between band values and some band combinations of Landsat 8 OLI images and K_d

基于以上敏感波段,分别构建线性模型、指数模型、二次多项式模型三类—元一般模型和多元逐步回归模型. 用于构建模型的数据集范围为 $0.89\sim6.75\text{ m}^{-1}$, 平均为 $(3.08\pm0.97)\text{ m}^{-1}$, 用于检验的数据集范围为 $0.70\sim4.29\text{ m}^{-1}$, 平均为 $(2.33\pm0.90)\text{ m}^{-1}$. 结果如表 4 所示, 二次多项式模型的效果要普遍优于线性模型和指数模型, 利用多元逐步回归方法构建的模型虽然精度优良, 但也并没有十分出众. 整体上效果最好的模型是波段比(B1/B4)的二次多项式模型, 其 $R^2=0.79$, $MAPE=23.90\%$, $RMSE=0.89\text{ m}^{-1}$, 将这一模型下的预测值与实测值进行对比发现, 各点均匀分布在 1:1 线的周围, 线性拟合的决定系数达到 $R^2=0.79$ (图 3a), 且大部分估计误差值 RE 在 0.15 以下(图 3b), 说明该模型可以很好地反演大冶湖的水体光学衰减特性.

表 4 基于各波段或波段组合构建的最优模型^{*}
Tab.4 Optimal model based on each band or band combinations

波段类型	最优模型类型	模型公式	R ²	MAPE	RMSE/m ⁻¹
B3	线性	$K_d = -168.11B3 + 21.57$	0.76	25.81%	0.88
B4	二次多项式	$K_d = 2236.60(B4)^2 - 624.74(B4) + 43.10$	0.78	24.23%	0.88
B1/B3	二次多项式	$K_d = 11.94(B1/B3)^2 - 3.71(B1/B3) - 5.61$	0.76	26.73%	0.91
B1/B4	二次多项式	$K_d = 9.61(B1/B4)^2 - 2.41(B1/B4) - 6.40$	0.79	23.90%	0.89
B1/B5	线性	$K_d = -8.88(B1/B5) + 21.30$	0.78	25.06%	0.94
B1-B2	二次多项式	$K_d = 4742.00(B1-B2)^2 + 392.28(B1-B2) - 4.17$	0.67	25.78%	0.86
多波段	逐步回归	$K_d = 171.64B4 + 29.30(B1/B4) - 5.32(B1/B5) - 36.11$	0.78	22.94%	0.95

* 其中 MAPE 和 RMSE 使用验证数据集进行计算.

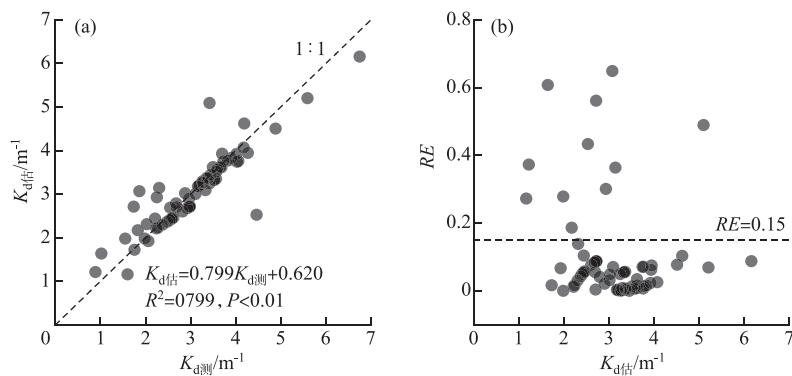


图 3 估计与实测 K_d 值对比(a)及估计值 RE 分布(b)

Fig.3 Comparison between estimated and measured K_d (a) and RE distribution of estimated value (b)

2.4 反演模型的应用

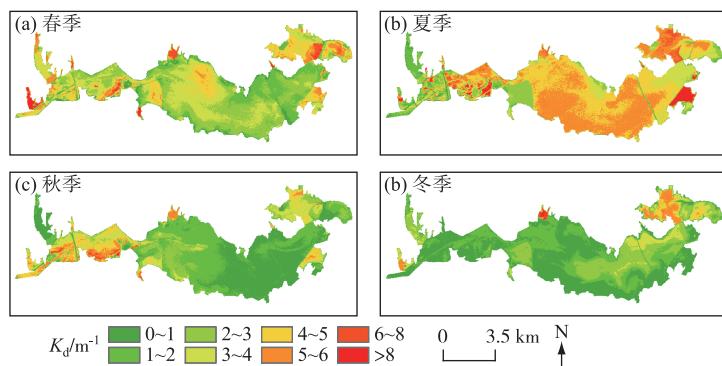
利用前文构建的波段比二次模型对 2013—2020 年大治湖的 Landsat 8 OLI 影像进行处理计算. 图 4 展示了大治湖历年各个季度 K_d 值的空间分布状况. 从各个季度之间来说, 大治湖的 K_d 值呈现出以夏季最高、春秋次之、冬季最低的趋势, 且在夏季往往显著高于冬季 ($P < 0.05$), 夏季的历年平均为 $(4.42 \pm 0.66) \text{ m}^{-1}$, 范围为 $1.45 \sim 9.12 \text{ m}^{-1}$. 在空间分布上, 西部湖区的 K_d 值整体上要高于东部湖区, 不过这一趋势在冬季表现得不明显. 西南角红星湖子湖水域, 海螺山港、牛皮港、中北部林家咀港、东南部大泉港入湖口附近水域以及东北部五湖、太白湖水域是高值分布区, 其中红星湖子湖区最高时可达 8.86 m^{-1} 左右, 中部大部分湖区属于低值区, 尤其是在冬季, 中部湖区历年平均值基本不超过 2.00 m^{-1} .

以每年夏季的 K_d 平均值为代表, 2013—2020 年大治湖 K_d 整体上表现为下降趋势(图 5), 这说明大治湖水体光环境在逐渐好转. 最高值出现在 2013 年, 平均为 $(5.53 \pm 1.68) \text{ m}^{-1}$, 最低值出现在 2020 年, 平均为 $(3.56 \pm 0.74) \text{ m}^{-1}$.

3 讨论

3.1 反演模型的性能含义与对比

SS 直接影响水体的清澈状况, 与内陆湖泊水体的光学衰减特性之间有着紧密的联系^[15, 20, 34-35]. SS 也是影响大治湖 K_d 的主要影响因素. 以往的研究显示, 造成湖泊浑浊程度增加的悬浮态颗粒物质多能由近红外波段(NIR)和红光波段(Red)的遥感反射率反演获得^[36-37], 如 Ondrusek 等利用 MODIS 的红光波段(645 nm)建立反演 Chesapeake Bay 的模型, 效果良好^[38]. 而本研究中建立起来的 K_d 反演模型也用到了红光波段(B4), 且 K_d 与 B4 的单波段相关性也较高(图 2), 这一方面证明了水体悬浮物对水下光衰减特性的重要影

图 4 大冶湖 K_d 平均值的空间分布Fig.4 Spatial distribution of average K_d of Lake Daye

响作用;另一方面也说明在内陆浅水湖泊,用于反演悬浮物特性的波段在一定程度上也可以用来估算光学衰减特性。以往针对太湖、洞庭湖、洪泽湖、珠江口、巴伦西亚 Albufera 水域等地区的研究也能得出类似的结果^[14, 16, 20, 39-40]。不过,这些研究均是针对水体悬浮物水平较高的水域展开的,如果是十分清澈的湖泊或大洋水域,效果则可能不明显^[41-42]。

基于此,有许多研究仅使用 Red 波段建立单波段反演模型并取得了不错的效果,包括线性模型^[43]和指数模型^[14],这些模型在大冶湖也表现良好,但精度上仍然不如前文构建的波段比二次模型(表 5)。NIR/Green、Blue/Green 的波段比算法在本研究中的效果不够明显(表 5; NIR/Green: $R^2 = 0.56$, MAPE = 38.4%, RMSE = 1.64 m^{-1} ; Blue/Green: $R^2 = 0.58$, MAPE = 31.6%, RMSE = 1.03 m^{-1}),这些组合可能更加适合偏清澈的内陆水体或大洋水体,它们对水体中的 Chl.a 浓度更加敏感^[44-45]。Red/Blue 波段比算法相较于前两种有所提升(表 5, $R^2 = 0.62$, MAPE = 27.5%, RMSE = 0.92 m^{-1}),不过这一波段比可能更容易受到大气中水汽和颗粒物等的干扰,在使用时需谨慎。

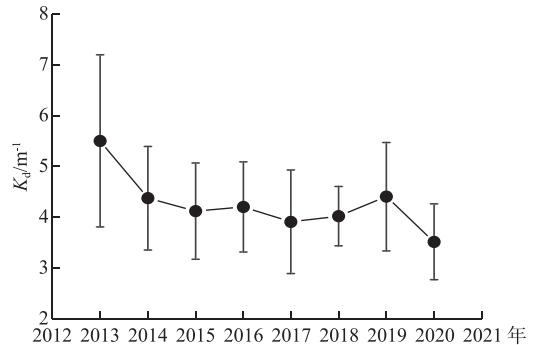
综上,本研究开发的波段比算法更适合大冶湖这一类受 SS 影响大于其他因素,但其他因素仍扮演重要角色的内陆水体。值得强调的是,用于开发大冶湖光学衰减特性反演模型的原位 K_d 值数据集范围为 0.70~6.75 m^{-1} ,超过这一范围时模型的效果可能会降低或不再适用。

表 5 已开发的 K_d 反演模型在大冶湖中的应用对比Tab.5 Application comparison of developed K_d inversion model in Lake Daye

模型类型	公式	R^2	MAPE	$RMSE/m^{-1}$	文献
Red 单波段线性模型	$K_d = -179.12B4 + 20.96$	0.77	23.9%	0.86	[43]
Red 单波段指数模型	$K_d = 1428.20e^{-62.05B4}$	0.76	24.9%	0.92	[14]
NIR/Green 对数模型	$K_d = 10.98\ln(B5/B3) + 10.73$	0.56	38.4%	1.64	[20]
Blue/Green 指数模型	$K_d = 0.0004e^{10.13(B2/B3)}$	0.58	31.6%	1.03	[21]
Red/Blue 线性模型	$K_d = -27.33(B4/B2) + 31.31$	0.62	27.5%	0.92	[44]

3.2 模型的误差分析

本研究中构建出的一系列反演模型精度均较高,效果最好的波段比二次模型 MAPE 值仅有 23.9%。造成

图 5 2013—2020 年夏季大冶湖平均 K_d 变化Fig.5 Average tendency of K_d change of Lake Daye in summer of 2013–2020

误差的原因有很多,局部的风速变化、定位的精度、水下照度计的读数等均会对数据测定和反演结果造成影响^[21]。原位 K_d 值的测定与影像获取之间的时间差也是造成预测误差的一项重要原因,本研究中选取了与野外调查时间差值在一周以内的影像进行分析,这一时间窗口仍具有较好的数据质量,并能获取相对足量的影像。大气校正也是对反演精度产生影响的因素之一^[46],但这一因素造成的误差效果仍存在争议。有研究发现未经人工神经网络校正的数据建立起的反演模型要比经过校正的数据模型效果更好、精度更高,说明在一定情况下大气校正可能不是影响浑浊水体光学特性反演误差的必要原因^[14]。

除以上原因之外,与水体 K_d 值关系密不可分的几个主要光学影响因子也有可能对反演模型的精度造成影响^[47]。通过计算各组数据在模型中的相对误差 RE 与 SS、Chl.*a* 和 CDOM 吸收系数 $a(350)$ 之间的线性关系后发现,预测值相对误差与 $(SS/Chl.a)$ 比值之间存在统计上的显著线性正相关关系,但决定系数并不高(图 6, $R^2=0.21, P<0.05$),并且与 SS 和 Chl.*a* 之间的关系也很微弱(图 6, SS: $R^2=0.17$; Chl.*a*: $R^2=0.06$),因此可以证明虽然 SS、Chl.*a* 会对反演模型的精度产生影响,但在大冶湖中表现得并不明显。结果显示,随着水体 $(SS/Chl.a)$ 比值的提高, RE 也有所升高,这与 Shi 等的研究结论相反^[14]。说明虽然 SS 与 K_d 一样和模型中的红光波段保持较好的相关度与敏感性,本身也是水下光场分布的主要影响因素,但在其浓度达到一定程度时,也容易对反演预测造成干扰,尤其是在风浪扰动等局部气象条件变化的情况下;同时这也说明由于内陆湖泊水体环境的复杂性,各地区影响遥感反演误差的因素与模式不尽相同。另外,CDOM 作为一类能够对水色造成直接影响的物质,在相当程度上影响了湖泊水体的光学衰减特性^[48-49]。正是由于其良好的光学敏感特性,在遥感反演过程中容易被识别,因此对光学衰减反演模型的相对误差没有产生显著影响(图 6)。

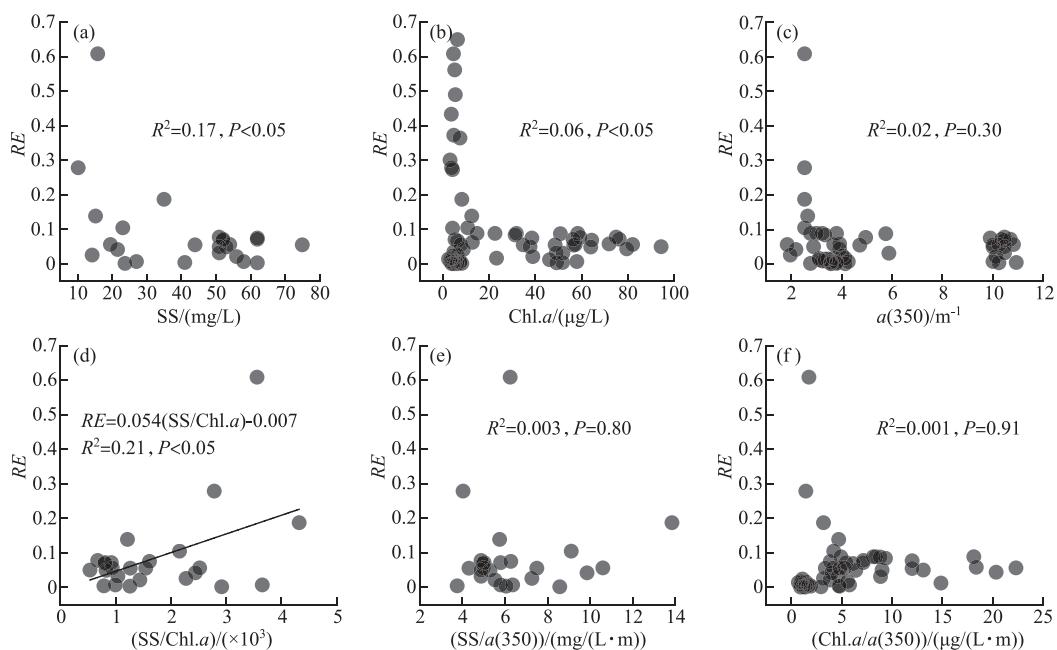


图 6 点位误差值 RE 与光学影响因子之间的关系
Fig.6 Relationship between RE and optical influence factors

3.3 大冶湖光学衰减特性的时空变化机制

作为长江中下游的中型湖泊,大冶湖具有许多长江中下游地区湖泊的典型特性,如水深较浅、水量适中、出现富营养化等。研究大冶湖的水体光学特性,能够为长江中下游地区许多湖泊的相关研究提供思路^[41,49-50]。

大冶湖水体的 K_d 值无论在季度上还是空间上都表现出很大的差异性(图 4),这可能受制于多方面的原因。前文已述,SS 是影响大冶湖水体 K_d 值的最主要因素,这与大部分内陆浅水湖泊相同。清澈的海洋水体以

及部分河口区水体 K_d 值分布往往只受浮游生物的影响,而内陆浅水湖泊的 K_d 值由于较浅的水深和较复杂的自然地理条件而受制于多方面因素影响,最主要并且是最直接的因素就是 SS^[15-16]. 尤其是浑浊程度较高的湖泊,有研究计算得出 SS 能够控制太湖 95% 以上的 K_d 值分布的结论^[14].

造成水体 SS 水平提高的重要因素之一就是底层沉积物的再悬浮,这一规律在浅水湖泊中尤其^[25,50-51]. 太湖和滆湖都是相对浑浊的浅水湖泊,它们水下光场的分布也都以 SS 影响为主,以往针对它们的研究都得出了沉积物再悬浮强烈影响水体 SS 浓度与 K_d 值分布的结论^[31,52]. 湖泊表面风速的大小是引起湖水搅动的主要原因,计算动态比率指数可以客观衡量湖泊沉积物的再悬浮特性受风驱动影响的敏感性,计算方法为湖泊水域表面积的平方根除以平均水深,以 0.8 km/m 为阈值,超过这一值就表明风驱动容易造成沉积物悬浮^[53-54]. Zhang 等利用这一指标计算太湖风驱动对湖水扰动的影响,得出的值为 25.6 km/m,远超限定阈值,证明太湖极易受风力影响而发生沉积物悬浮^[52]. 粗略计算大冶湖动态比率指数,值约为 2.95 km/m,也超出了阈值,因此风的干扰是提高大冶湖 K_d 水平并驱动其空间分布的一项重要外界因素. 这也是冬季湖心区域的 K_d 值高于湖岸区域的原因,冬季大冶湖地区的风速往往较大,中心开敞水域的风速会高于湖岸地区,且湖底本就稀疏的沉水植被也基本消亡,综合造成湖心 K_d 值略高的现象.

除了风速以外,入湖河流携带悬浮态颗粒物质的汇入并引起局部地区的水体搅动也是造成 SS 升高的主要原因^[8,55-56]. 在程海的研究中,雨季陆源性输入是抬升局部水域 SS 浓度的重要因素之一^[9]. 大冶湖的入湖河流众多,发源于两侧山地的河港在径流量增大时会携带大量泥沙和陆源腐殖质汇入湖中,如北部的林家咀港、西南的牛皮港入湖口附近水域的 K_d 值高值均可能是由入湖河流的汇入造成的.

$\text{Chl.}a$ 是影响大冶湖 K_d 值分布的又一重要因素,它的产生主要是由于水体中的蓝藻等大量繁殖造成的^[57-58]. $\text{Chl.}a$ 的贡献在夏季比较突出. 夏季大冶湖大部分湖区均有不同程度的藻类繁殖,部分湖区甚至出现蓝藻暴发的现象,从而直接抬高了夏季大冶湖的 K_d 值水平(图 4b). 同时,蓝藻水华的暴发也会抬升湖泊的 SS 水平,这也从另一方面加剧了 SS 对湖泊 K_d 的贡献.

人类活动可以直接改变大冶湖的 K_d 值分布^[59]. 西南角的红星湖是大冶湖深入大冶市的小子湖,已经演化为了相对独立的城市湖泊,受到周围城市建设与生产活动的深度影响,人为排放污染物等人类活动大幅提升了红星湖的 K_d 值(图 4a)^[60]. 由于大冶湖东南角的大泉港水域被人为隔开成为民垸,也造成了该水域的 K_d 值与其他水域产生明显差异(图 4a~c). 另外,东北部的五湖、太白湖湖区相较于中部开敞大湖区来说更加封闭,且周围村庄环绕,更容易造成陆源物质的向心集聚并抬高 K_d 值水平^[55,61].

近年来,随着大冶湖周边一系列诸如水生植被恢复等治理政策的实施,大冶湖的水体光环境正在逐步改善(图 5). 不过,2019 年出现了异常的高值,查询气象数据后发现影像获取当日大冶市风速较高,造成沉积物的悬浮,且 2019 年夏季大冶湖藻类活动较为活跃,进而提升了 K_d 值.

4 结论

本研究利用 2017—2019 年大冶湖实测 K_d 值与对应 Landsat 8 OLI 影像,建立了大冶湖水体光学衰减特性的经验反演模型,并分析 K_d 的时空变化特性与影响、响应机制,获得主要结论如下:

- 1) 利用(B1/B4)构建的波段比二次模型($K_d = 9.61(B1/B4)^2 - 2.41(B1/B4) - 6.40$)是最优模型, $R^2 = 0.79$, $MAPE = 23.9\%$, $RMSE = 0.89 \text{ m}^{-1}$;
- 2) 大冶湖 K_d 值的主要影响因素为 SS 和 Turb,其次为 CDOM 和 $\text{Chl.}a$;
- 3) 大冶湖 K_d 值夏季最高,冬季最低,空间上有西部高于东部的趋势,具体分布模式与形成机制受风速、陆源汇入、人为活动和区域微生物活动等的控制;
- 4) 将模型应用于多年影像数据,发现大冶湖 K_d 值近年来逐渐减小.

5 参考文献

- [1] Kirk JT ed. Light and Photosynthesis in aquatic ecosystems: 3rd edition. New York: Cambridge University Press, 2011.
- [2] Roddewig MR, Churnside JH, Shaw JA. Lidar measurements of the diffuse attenuation coefficient in Yellowstone Lake. *Applied Optics*, 2020, 59(10): 3097. DOI: 10.1364/ao.389169.

- [3] Zhang YL, Liu XH, Yin Y *et al.* A simple optical model to estimate diffuse attenuation coefficient of photosynthetically active radiation in an extremely turbid lake from surface reflectance. *Optics Express*, 2012, **20**(18) : 20482-20493. DOI: 10.1364/OE.20.020482.
- [4] Zhang YL, Shi K, Zhou QC *et al.* Decreasing underwater ultraviolet radiation exposure strongly driven by increasing ultraviolet attenuation in lakes in eastern and southwest China. *Science of the Total Environment*, 2020, **720** : 137694. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137694.
- [5] Zhang YL. Progress and prospect in lake optics: A review. *J Lake Sci*, 2011, **23**(4) : 483-497. DOI: 10.18307/2011.0401. [张运林. 湖泊光学研究进展及其展望. 湖泊科学, 2011, **23**(4) : 483-497.]
- [6] Saulquin B, Hamdi A, Gohin F *et al.* Estimation of the diffuse attenuation coefficient $K_{d\text{PAR}}$ using MERIS and application to seabed habitat mapping. *Remote Sensing of Environment*, 2013, **128** : 224-233. DOI: 10.1016/j.rse.2012.10.002.
- [7] Wang LC, Hu B, Kisi O *et al.* Prediction of diffuse photosynthetically active radiation using different soft computing techniques. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 2017, **143**(706) : 2235-2244. DOI: 10.1002/qj.3081.
- [8] Xu DR, Zhou J, Wu SQ *et al.* Attenuation characteristics of photosynthetically active radiation in summer eastern Lake Taihu and implications for submerged plants restoration. *J Lake Sci*, 2021, **33**(1) : 111-122. DOI: 10.18307/2021.0125. [徐德瑞, 周杰, 吴时强等. 夏季东太湖光合有效辐射衰减特征及其对沉水植物恢复的指示. 湖泊科学, 2021, **33**(1) : 111-122.]
- [9] Li KD, Zhou YY, Zhou QC *et al.* Temporal-spatial distribution of euphotic depth and its influencing factors in Lake Chenghai, Yunnan Province, China. *J Lake Sci*, 2019, **31**(1) : 256-267. DOI: 10.18307/2019.0124. [李凯迪, 周远洋, 周超等. 云南程海真光层深度的时空分布及其影响因子. 湖泊科学, 2019, **31**(1) : 256-267.]
- [10] Li Y, Shi K, Zhang YL *et al.* Analysis of water clarity decrease in Xin'anjiang Reservoir, China, from 30-year Landsat TM, ETM+, and OLI observations. *Journal of Hydrology*, 2020, **590** : 125476. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125476.
- [11] Liu XH, Lee Z, Zhang YL *et al.* Remote sensing of secchi depth in highly turbid lake waters and its application with MERIS data. *Remote Sensing*, 2019, **11**(19) : 2226. DOI: 10.3390/rs11192226.
- [12] Niu ZG, Wang LC, Niu Y *et al.* Spatiotemporal variations of photosynthetically active radiation and the influencing factors in China from 1961 to 2016. *Theoretical and Applied Climatology*, 2019, **137**(3/4) : 2049-2067. DOI: 10.1007/s00704-018-2727-7.
- [13] Shen M, Duan HT, Cao ZG *et al.* Remote sensing estimation algorithm of diffuse attenuation coefficient applicable to different satellite data in Lake Taihu, China. *J Lake Sci*, 2017, **29**(6) : 1473-1484. DOI: 10.18307/2017.0619. [沈明, 段洪涛, 曹志刚等. 适用于多种卫星数据的太湖水体漫衰减系数估算算法. 湖泊科学, 2017, **29**(6) : 1473-1484.]
- [14] Shi K, Zhang YL, Liu XH *et al.* Remote sensing of diffuse attenuation coefficient of photosynthetically active radiation in Lake Taihu using MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, 2014, **140** : 365-377. DOI: 10.1016/j.rse.2013.09.013.
- [15] Song KS, Ma JH, Wen ZD *et al.* Remote estimation of K_d (PAR) using MODIS and Landsat imagery for turbid inland waters in Northeast China. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2017, **123** : 159-172. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2016.11.010.
- [16] Lei SH, Xu J, Li YM *et al.* Temporal and spatial distribution of K_d (490) and its response to precipitation and wind in lake Hongze based on MODIS data. *Ecological Indicators*, 2020, **108** : 105684. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105684.
- [17] Huang CC, Yao L. Semi-analytical retrieval of the diffuse attenuation coefficient in large and shallow lakes from GOCCI, a high temporal-resolution satellite. *Remote Sensing*, 2017, **9**(8) : 825. DOI: 10.3390/rs9080825.
- [18] Huang CC, Yao L, Huang T *et al.* Wind and rainfall regulation of the diffuse attenuation coefficient in large, shallow lakes from long-term MODIS observations using a semianalytical model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2017, **122**(13) : 6748-6763. DOI: 10.1002/2017JD026955.
- [19] Xing S, Liu CB, Wang DD *et al.* Assessment and analysis of quasi-analytical algorithm applied to remote sensing images. *Journal of Geomatics Science and Technology*, 2020, **37**(2) : 149-154. [邢帅, 刘宸博, 王丹菂等. QAA 在遥感影像反演中的性能评估与分析. 测绘科学技术学报, 2020, **37**(2) : 149-154.]
- [20] Zheng ZB, Ren JL, Li YM *et al.* Remote sensing of diffuse attenuation coefficient patterns from Landsat 8 OLI imagery of turbid inland waters: A case study of Dongting Lake. *Science of the Total Environment*, 2016, **573** : 39-54. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.08.019.
- [21] Shen M, Duan HT, Cao ZG *et al.* Determination of the downwelling diffuse attenuation coefficient of lake water with the

- sentinel-3A OLCI. *Remote Sensing*, 2017, **9**(12) : 1246. DOI: 10.3390/rs9121246.
- [22] Majoz NP, Salama MS, Bernard S et al. Remote sensing of euphotic depth in shallow tropical inland waters of Lake Naivasha using MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, 2014, **148** : 178-189. DOI: 10.1016/j.rse.2014.03.025.
- [23] Wang SS, Li YM, Wang Q et al. Remote sensing inversion of diffuse attenuation coefficient in Lake Taihu based on the GOCCI images. *Environmental Science*, 2015, **36**(10) : 3620-3632. DOI: 10.13227/j.hjkx.2015.10.010. [王珊珊, 李云梅, 王桥等. 基于 GOCCI 影像的太湖水体漫衰减系数遥感反演. 环境科学, 2015, **36**(10) : 3620-3632.]
- [24] Compilation Committee for the Records of Lakes in Hubei Province ed. The records of lakes in Hubei Province. Vol. I. Wuhan: Hubei Science & Technology Press, 2015. [《湖北省湖泊志》编纂委员会. 湖北省湖泊志(上册). 武汉: 湖北科学技术出版社, 2015.]
- [25] Ren WX, Wu XD, Ge XG et al. Seasonal variation in Daye Lake optical properties and influencing factors. *Journal of Hydroecology*, 2021, **42**(3) : 79-85. DOI: 10.15928/j.1674-3075.201907010163. [任伟祥, 吴晓东, 葛绪广等. 大冶湖水体光学特性的季节变化及其影响因子. 水生态学杂志, 2021, **42**(3) : 79-85.]
- [26] Li ZH, Zhang YD eds. Study on the water pollution control of Dayehu Lake. Beijing: Science Press, 2010. [李兆华, 张亚东. 大冶湖水污染防治研究. 北京: 科学出版社, 2010.]
- [27] Editorial board of "Water and wastewater monitoring and analysis methods", Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China ed. Water and wastewater monitoring and analysis methods: 4th edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. [国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.]
- [28] Ren WX, Wu XD, Ge XG et al. Characteristics of dissolved organic matter in lakes with different eutrophic levels in south-eastern Hubei Province, China. *Journal of Oceanology and Limnology*, 2021, **39**(4) : 1256-1276. DOI: 10.1007/s00343-020-0102-x.
- [29] Zeng Q, Zhao Y, Tian LQ et al. Evaluation on the atmospheric correction methods for water color remote sensing by using HJ-1A/1B CCD image—Taking Poyang Lake in China as a case. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 2013, **33**(5) : 1320-1326. [曾群, 赵越, 田礼乔等. HJ-1A/1B 卫星 CCD 影像水环境遥感大气校正方法评价研究——以鄱阳湖为例. 光谱学与光谱分析, 2013, **33**(5) : 1320-1326.]
- [30] Ma C. Inversion on concentrations of chlorophyll-a and suspended substance in waters in Songnen plain. *Wetland Science*, 2017, **15**(2) : 173-178. [马驰. 松嫩平原水体中的叶绿素 a 和悬浮物含量反演研究. 湿地科学, 2017, **15**(2) : 173-178.]
- [31] Zhu WN, Pang SN, Chen J et al. Spatiotemporal variations of total suspended matter in complex archipelagic regions using a sigmoid model and Landsat-8 imagery. *Regional Studies in Marine Science*, 2020, **36** : 101308. DOI: 10.1016/j.rsma.2020.101308.
- [32] He SW, Li Y, Zhao HG et al. Preliminary study on the optical properties of Lake Gehu. *J Lake Sci*, 2014, **26**(5) : 707-712. DOI: 10.18307/2014.0508. [何尚卫, 李勇, 赵海光等. 漏湖水体光学性质初步研究. 湖泊科学, 2014, **26**(5) : 707-712.]
- [33] Diao RX, Qing S, Yue YL et al. A typical lake in the semi-arid area of northern China—The remote sensing retrieved of the transparency of the Lake Daihai (2013–2020). *J Lake Sci*, 2021, **33**(4) : 1072-1087. DOI: 10.18307/2021.0410. [刁瑞翔, 青松, 越亚螺等. 北方半干旱区典型湖泊——岱海透明度遥感反演(2013—2020 年). 湖泊科学, 2021, **33**(4) : 1072-1087.]
- [34] Wu XD, Wang L, Chao JY et al. Characteristics and its influencing factors of suspended solids distribution in Lake Gehu, Taihu Basin. *J Lake Sci*, 2020, **32**(6) : 1848-1857. DOI: 10.18307/2020.0624. [吴晓东, 王露, 魏建颖等. 太湖流域漏湖水体悬浮物分布特征及其影响因素. 湖泊科学, 2020, **32**(6) : 1848-1857.]
- [35] Alikas K, Kratzer S, Reinart A et al. Robust remote sensing algorithms to derive the diffuse attenuation coefficient for lakes and coastal waters. *Limnology and Oceanography: Methods*, 2015, **13**(8) : 402-415. DOI: 10.1002/lom3.10033.
- [36] Loisel H, Mangin A, Vantrepotte V et al. Variability of suspended particulate matter concentration in coastal waters under the Mekong's influence from ocean color (MERIS) remote sensing over the last decade. *Remote Sensing of Environment*, 2014, **150** : 218-230. DOI: 10.1016/j.rse.2014.05.006.
- [37] Wirabumi P, Kamal M, Wicaksono P. Determining effective water depth for total suspended solids (TSS) mapping using Planet Scope imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 2021, **42**(15) : 5784-5810. DOI: 10.1080/01431161.

2021.1931538.

- [38] Ondrusek M, Stengel E, Kinkade CS *et al.* The development of a new optical total suspended matter algorithm for the Chesapeake Bay. *Remote Sensing of Environment*, 2012, **119**: 243-254. DOI: 10.1016/j.rse.2011.12.018.
- [39] Soria J, Jover M, Domínguez-Gómez JA. Influence of wind on suspended matter in the water of the Albufera of Valencia (Spain). *Journal of Marine Science and Engineering*, 2021, **9**(3) : 343. DOI: 10.3390/jmse9030343.
- [40] Yang CY, Ye HB, Tang SL. Seasonal variability of diffuse attenuation coefficient in the Pearl River estuary from long-term remote sensing imagery. *Remote Sensing*, 2020, **12**(14) : 2269. DOI: 10.3390/rs12142269.
- [41] Doxaran D, Lamquin N, Park YJ *et al.* Retrieval of the seawater reflectance for suspended solids monitoring in the East China Sea using MODIS, MERIS and GOCI satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 2014, **146**: 36-48. DOI: 10.1016/j.rse.2013.06.020.
- [42] Hou XJ, Feng L, Duan HT *et al.* Fifteen-year monitoring of the turbidity dynamics in large lakes and reservoirs in the middle and lower basin of the Yangtze River, China. *Remote Sensing of Environment*, 2017, **190**: 107-121. DOI: 10.1016/j.rse.2016.12.006.
- [43] Rodrigues G, Potes M, Costa MJ *et al.* Temporal and spatial variations of Secchia depth and diffuse attenuation coefficient from Sentinel-2 MSI over a large reservoir. *Remote Sensing*, 2020, **12**(5) : 768. DOI: 10.3390/rs12050768.
- [44] Wang MH, Son S, Harding LW Jr. Retrieval of diffuse attenuation coefficient in the Chesapeake Bay and turbid ocean regions for satellite ocean color applications. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 2009, **114**(C10) : C10011. DOI: 10.1029/2009jc005286.
- [45] Kratzer S, Brockmann C, Moore G. Using MERIS full resolution data to monitor coastal waters—A case study from Himmerfjärden, a fjord-like bay in the northwestern Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment*, 2008, **112**(5) : 2284-2300. DOI: 10.1016/j.rse.2007.10.006.
- [46] Jiang SH, Jiang H, Chen H. Vegetation FPAR retrieval based on SEVI in rugged terrain and terrain effects assessment. *Journal of Geo-Information Science*, 2020, **22**(8) : 1725-1734. [蒋世豪, 江洪, 陈慧. 基于SEVI的复杂地形山区植被FPAR遥感反演与地形效应评估. 地球信息科学学报, 2020, 22(8) : 1725-1734.]
- [47] Zheng ZB, Li YM, Guo YL *et al.* Landsat-based long-term monitoring of total suspended matter concentration pattern change in the wet season for Dongting Lake, China. *Remote Sensing*, 2015, **7**(10) : 13975-13999. DOI: 10.3390/rs71013975.
- [48] V -Balogh K, Nemeth B, Voros L. Specific attenuation coefficients of optically active substances and their contribution to the underwater ultraviolet and visible light climate in shallow lakes and ponds. *Hydrobiologia*, 2009, **632**(1) : 91-105. DOI: 10.1007/s10750-009-9830-9.
- [49] Chen J, Zhu WN, Tian YQ *et al.* Monitoring dissolved organic carbon by combining Landsat-8 and Sentinel-2 satellites: Case study in Saginaw River estuary, Lake Huron. *Science of the Total Environment*, 2020, **718**: 137374. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137374.
- [50] Qin BQ, Zhang YL, Gao G *et al.* Key factors affecting lake ecological restoration. *Progress in Geography*, 2014, **33**(7) : 918-924. DOI: 10.11820/dlkxjz.2014.07.006. [秦伯强, 张运林, 高光等. 湖泊生态恢复的关键因子分析. 地理科学进展, 2014, 33(7) : 918-924.]
- [51] Zhao QH, Ren Y, Wang JXL. Temporal and spatial characteristics of potential energy anomaly in Lake Taihu. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, **25**(24) : 24316-24325. DOI: 10.1007/s11356-018-2204-y.
- [52] Zhang YL, Zhang B, Ma RH *et al.* Optically active substances and their contributions to the underwater light climate in Lake Taihu, a large shallow lake in China. *Fundamental and Applied Limnology*, 2007, **170**(1) : 11-19. DOI: 10.1127/1863-9135/2007/0170-0011.
- [53] Wang MH, Nim CJ, Son S *et al.* Characterization of turbidity in Florida's Lake Okeechobee and Caloosahatchee and St. Lucie estuaries using MODIS-aqua measurements. *Water Research*, 2012, **46**(16) : 5410-5422. DOI: 10.1016/j.watres.2012.07.024.
- [54] Bachmann RW, Hoyer MV, Canfield DE. The potential for wave disturbance in shallow Florida lakes. *Lake and Reservoir Management*, 2000, **16**(4) : 281-291. DOI: 10.1080/07438140009354236.
- [55] Wu XD, Ma XC, Jiang BH *et al.* Temporal and spatial distribution characteristics of dissolved organic matter in Cihu Lake of Huangshi City. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, **36**(10) : 1276-1284. [吴晓东, 马晓婵, 蒋北寒等.

- 黄石市磁湖水体溶解性有机物的时空分布特征. 生态与农村环境学报, 2020, **36**(10) : 1276-1284.]
- [56] Ganju NK, Defne Z, Elsey-Quirk T et al. Role of tidal wetland stability in lateral fluxes of particulate organic matter and carbon. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2019, **124**(5) : 1265-1277. DOI: 10.1029/2018JG004920.
- [57] Tian LQ, Yan ZS, Wang CH et al. Habitat heterogeneity induces regional differences in sediment nitrogen fixation in eutrophic freshwater lake. *Science of the Total Environment*, 2021, **772** : 145594. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145594.
- [58] Yang Z, Shi XL, Chen KN et al. Spatial-temporal variations of the *in-situ* growth rate of bloom-forming cyanobacteria and their environmental factors in Lake Chaohu, China. *J Lake Sci*, 2021, **33**(4) : 1043-1050. DOI: 10.18307/2021.0407.
[阳振, 史小丽, 陈开宁等. 巢湖水华蓝藻原位生长率的时空变化及其环境影响因子. 湖泊科学, 2021, **33**(4) : 1043-1050.]
- [59] Xiao QT, Hu ZH, Hu C et al. A highly agricultural river network in Jurong Reservoir watershed as significant CO₂ and CH₄ sources. *Science of the Total Environment*, 2021, **769** : 144558. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144558.
- [60] Wu C, Wu XD, Ge XG et al. Study on the optical properties of water in Yinjia Lake in summer. *Pearl River*, 2020, **41**(12) : 83-90. [吴超, 吴晓东, 葛绪广等. 尹家湖夏季水体光学特性研究. 人民珠江, 2020, **41**(12) : 83-90.]
- [61] Bichsel D, de Marco P Jr, Bispo AÂ et al. Water quality of rural ponds in the extensive agricultural landscape of the Cerrado (Brazil). *Limnology*, 2016, **17**(3) : 239-246. DOI: 10.1007/s10201-016-0478-7.