

DOI:10.11705/j.issn.1672-643X.2020.05.06

基于 Landsat 的淮河干流水质监测的可行性分析

文广超, 刘正疆, 谢洪波, 张毅, 张娟
(河南理工大学 资源环境学院, 河南 焦作 454000)

摘要: 流域水体污染已成为影响岸边带经济社会发展的热点问题,明确流域水质变化趋势是实施水体污染控制和综合治理的前提。针对流域水质状况及其发展趋势的监测问题,以淮河干流为研究对象,在现有的流域水质监测手段的基础上,结合实测水质数据和同步 Landsat 数据,采用多元统计分析方法,建立了 TM、OLI 水质遥感监测模型,开展了 2006-2017 年淮河干流水体污染趋势分析。结果表明:TM、OLI 水质综合污染指数遥感监测模型计算值与实测值之间绝对误差不超过 0.17,相对误差不超过 7.11%;模型计算的 2006-2017 年淮河干流各类污染水体面积占比变化情况与实际监测结果一致,模型可用于淮河干流水质动态监测中;将遥感影像数据与典型断面监测数据相结合,建立流域水质监测模型的思路是可行的。研究结果为大尺度流域水质动态监测和生态环境保护提供了一种新的思路。

关键词: Landsat; 水体污染; 流域; 水质监测; 淮河干流

中图分类号: X832 文献标识码: A 文章编号: 1672-643X(2020)05-0037-05

Feasibility analysis of water quality monitoring in the main stream of Huaihe River based on Landsat data

WEN Guangchao, LIU Zhengjiang, XIE Hongbo, ZHANG Yi, ZHANG Juan
(Institute of Resources and Environment, Henan Polytechnic University, Jiaozuo 454000, China)

Abstract: Water pollution in the river basins has become a pressing issue affecting the economic and social development of the coastal zones. Defining the variation trend of water quality in river basins is the prerequisite for the control and management of water pollution in these areas. In view of the monitoring of water quality and its development trend, taking the main stream of Huaihe River as the research object, we established the TM (thematic mapper) and OLI (operational land imager) water quality remote sensing monitoring models using multivariate statistical analysis method based on the measured water quality data obtained with the existing water quality monitoring method and the synchronization of Landsat data. According to the trend analysis results of Huaihe River water pollution from 2006 to 2017, the absolute error between the calculated values of the TM and OLI water quality remote sensing monitoring models and the measured values does not exceed 0.17, and the relative error does not exceed 7.11%. The comprehensive pollution index of the main stream of Huaihe River from 2006 to 2017 calculated by the models is consistent with the actual monitoring results, and the models can be used in the dynamic monitoring the of main stream water quality of Huaihe River. So it is feasible to establish a water quality monitoring model combining remote sensing image data with typical section monitoring data. The results can provide a new approach to the dynamic monitoring of water quality in large scale river basins and the protection of ecological environment.

Key words: Landsat; water pollution; basin; water quality monitoring; main stream of Huaihe River

收稿日期:2019-12-18; 修回日期:2020-02-19

基金项目:河南省高等学校重点科研项目计划(15A170007)

作者简介:文广超(1979-),男,河南西平人,博士,副教授,硕士生导师,主要从事流域水文过程与生态环境保护、地质灾害综合防治与协同监管、地学信息技术与“3S”集成应用等方面的教学与科研工作。

1 研究背景

我国淡水资源总量为 $2.8 \times 10^{12} \text{ m}^3/\text{a}$, 位居世界第四, 但人均淡水资源量还不到世界平均水平的 $1/4$, 是严重缺水的国家之一。随着我国城镇化和工业化进程的快速推进以及社会经济的飞速发展, 我国的水体环境正面临前所未有的污染加剧困境。近年来, 我国七大水系、主要湖泊均受到不同程度的污染^[1]。河流作为岸边带人民生产生活的纽带^[2-3], 人民生活与水环境承载力矛盾日益突出^[4-5], 流域的水体污染引起一系列生态环境问题, 从而造成流域水体生态功能严重退化。因此, 对流域水体污染趋势进行及时高效的监测是流域环境保护和生态治理的关键和基础, 同时也能为流域水体污染控制和综合治理提供参考。

淮河是新中国建国以来全方位、大规模流域治理事业的起点, 也是我国水资源保护与治理的重点和难点。近年来, 大批学者对淮河水污染问题做了大量的研究工作, 但多采用断面水质评价方法^[6], 对整个淮河流域或者区间进行水质评价和污染趋势分析, 费时费力且时效性不足, 而且结果具有局限性。将遥感技术应用到淮河干流流域地区^[7], 大尺度、即时性的水污染时空分析^[8], 对于流域水体污染防治动态遥感监测以及指导流域经济社会的可持续发展具有重要的现实意义^[9]。因此本文以淮河干流水质监测为研究主题, 拟将遥感影像数据与典型断面水质监测数据相结合, 分析将 Landsat 数据应用于流域水质监测的可行性, 以期为大尺度流域水质动态监测和水资源的保护提供技术支撑。

2 研究区概况与数据来源

2.1 研究区概况

淮河作为我国中东部的桥梁、南北方的过渡带, 流域面积约 $27 \times 10^4 \text{ km}^2$, 人口占全国的 13%, 耕地面积占全国的 11%, 水资源量占全国的 3.4%, 在国民经济中占有重要地位^[10-11]。淮河是我国跨行政区流域的典型代表, 西起于河南省桐柏山北麓, 干流由西向东流经河南、安徽、江苏 3 省, 在三江营入长江, 全长约 1 000 km, 190 余条支流汇入其中。干流位于亚热带湿润性季风与暖温带半湿润气候过渡带, 降水时空分布和年际变化差别极大, 年内 6-9 月份降水量占全年降水量的 50% 以上, 洪涝年份约为干旱年份降水量的 2~5 倍, 流域年平均降水量为 920 mm, 年平均气温为 11~16℃。淮河干流流域是

典型的人口高密度区, 上游居民分散, 中下游居民相对集中, 大面积的农作物区及众多大中型企业沿河岸分布。

自 20 世纪 70、80 年代, 由于不合理开发利用水资源^[12]、污水处理厂建设力度不够、流域产业结构调整困难、农业面源污染严重、入河排污总量管理制度不完善等问题^[13], 导致淮河流域年径流量突变年份较为复杂^[14-15], 水体污染问题日益突出^[12], 严重制约了流域岸边带经济的可持续发展。研究区地理位置以及本文采用的淮河干流 6 个重点水质监测断面分布如图 1 所示。

2.2 数据来源

本文研究采用淮河干流区域遥感影像、数字高程、地理和环境监测 4 类数据, 数据来源表述如下:

(1) Landsat 系列影像数据, 来源于美国地质勘查局网站, 分别为 2006、2009、2010、2013 和 2017 年淮河枯水期数据, 河段无冰, 无云遮挡。

(2) GDEM V2 数字高程数据, 来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台。

(3) 1:25 万比例尺国家基础地理信息 DLG 河流数据, 来源于国家基础地理信息中心。

(4) 地表水水质断面的 pH、溶解氧 (DO)、高锰酸盐指数 (COD_{Mn})、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 数据, 来源于中国环境监测总站。地表水监测数据与遥感影像同步。

3 研究方法

基于遥感数据, 采用改进的归一化水体指数 (MNDWI) 提取水体信息。同时基于水质断面污染项监测数据, 采用量化、平均加权建立综合污染指数, 将综合污染指数与水体敏感波段 (可见光、近红外) 反射率结合建立多元线性回归分析评价模型, 通过将评价结果与历史实际水质监测数据记录对比, 验证该水质遥感监测模型的精度, 再分析该模型用于流域水体污染趋势监测的可行性, 从而达到定量分析水质污染状况的目的。

3.1 水体及波谱信息提取

首先, 对 Landsat 系列影像进行几何精校正、正射校正、辐射定标、FLAASH 大气校正预处理, 消除影像的辐射失真和几何畸变问题。其次, 运用归一化水体指数 (NDWI)^[16]、改进的归一化水体指数 (MNDWI)^[17]、单波段阈值法分别对预处理过的影像进行水体信息提取。经精度评价, 三者提取精度分别为 85%、91%、81%, 故本文采用 MNDWI 阈值法对 TM、OLI 影像水体进行提取。



图 1 淮河干流地理位置及水质采样点

3.2 综合污染指数建立

国家《地表水环境质量评价办法(试行)》中水质类别划分采用单因子标准指数法,其计算式如下:

$$S_i = C_i / C_s \quad (1)$$

式中: S_i 为第 i 种污染物的标准指数; C_i 为第 i 种污染物的实测值,mg/L; C_s 为第 i 种污染物的标准值,mg/L。

pH 无量纲,考虑到 pH 值的“双序列”问题,将 pH 值“单序列化”^[18]:

$$P = 7.5 + (7.5 - Q) \quad (6.5 \leq Q < 7.5) \quad (2)$$

$$P = 8.5 + (6.5 - Q) / 2 \quad (5.5 \leq Q < 6.5) \quad (3)$$

$$P = 9 + (5.5 - Q) / 1.1 \quad (Q < 5.5) \quad (4)$$

$$P = Q \quad (Q = \text{else}) \quad (5)$$

式中: P 为“单序列化”后的 pH 值; Q 为 pH 的监测值。

《地表水环境质量标准》(GB 3838 - 2002)中规定 pH、DO、COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、挥发酚、氰化物、砷、汞、铬、总磷等 24 项为常规水质参数(因子)。中国环境监测总站选取 pH、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、DO、 COD_{Mn} 这 4 个评价因子对全国主要流域重点水质监测断面进行水质自动监测与评价。基于环境监测总站平台获取的上述 4 个水质评价因子数据,按照《地表水环境质量标准》(GB 3838 - 2002)中Ⅲ类水质为标准对淮河干流水质评价因子 pH、DO、 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 进行标准化。

由于单因子评价以最差的单项指标来确定水体综合水质类别,具有“一刀切”的局限性,因此本文将上述 4 项指数进行平均加权,建立综合污染指数 A :

$$A = \sum S_i \quad (6)$$

3.3 基于遥感影像水体污染指数模型构建

水体及其污染物质的光谱特征是利用遥感信息进行水质监测与评价的依据^[19-22]。Landsat 可见光和近红外波段是水体最敏感的波段,对水体污染特征表现突出^[23-25]。仅从单一波段监测水质变化,结

果将造成一定的差异性,本文将可见光与近红外波段一并考虑参与运算,建立由 pH、DO、 COD_{Mn} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 这 4 项水质指标组成综合污染指数 A 与影像反射率的多元线性回归模型:

$$y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_p X_p + \varepsilon \quad (7)$$

式中: $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_p$ 为 $P + 1$ 个未知参数; β_0 为回归常数; ε 为不可观测的随机误差且通常假定 $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$; y 为因变量(被解释变量); $X_i (i = 1, 2, \dots, P)$ 为自变量(解释变量)。

本文将影像反射率与断面综合污染指数进行多元线性回归分析,用拟合优度 R^2 对建立的多元线性回归模型进行优劣性评价。

以 2010、2009 年 Landsat5 可见光 (Band1、Band2、Band3)、近红外波段 (Band4)、中红外波段 (Band5、Band7) 数据与综合污染指数 A 进行多元线性回归分析,建立 TM 数据与水质的定量模型(方程式(8))。以 2017、2013 年 Landsat8 海蓝波段 (Band1)、可见光 (Band2、Band3、Band4)、近红外波段 (Band5)、短波红外波段 (Band6、Band7) 数据与综合污染指数 A 进行多元线性回归分析,建立起 OLI 数据与水质的定量模型(方程式(9))。

$$A = 0.3737\text{Band1} - 1.8470\text{Band2} + 1.1157\text{Band3} - 0.3500\text{Band4} + 0.1353\text{Band5} - 0.2924\text{Band7} + 9.0087 \quad (8)$$

$$A = 0.0042\text{Band1} - 0.0058\text{Band2} + 0.0071\text{Band3} - 0.0045\text{Band4} + 0.0009\text{Band5} - 0.0074\text{Band6} + 0.0089\text{Band7} - 22.6835 \quad (9)$$

方程式(8)的拟合优度 $R^2 = 0.9796$, 方程式(9)的拟合优度 $R^2 = 0.9316$ 。

4 结果与分析

4.1 水质遥感监测模型精度评价

将淮河干流区域遥感数据代入遥感水体污染指

数模型,得到综合污染指数的计算值,同时基于淮河干流的水质断面监测数据,通过量化、平均加权得到综合污染指数的观测值。2006、2013年计算值与观测值的对比见表1,由表1可以看出,各个断面的综合污染指数的计算值与观测值具有很好的一致性,整体绝对误差不超过0.17,相对误差不超过7.11%。

4.2 淮河干流水体污染趋势分析

水质分类以综合污染指数 A 作为水体污染度量标准,结合水质遥感监测模型所得计算值,采用密度分割对水体区域影像进行分类,将区域内水体污染程度分为清洁($A = 0 \sim 1$)、一般($A = 1 \sim 2$)、轻度污染($A = 2 \sim 3$)、中度污染($A = 3 \sim 4$)、重度污染($A > 4$)5类,达到水体污染程度的定量化和水质污染时空判读的目的。统计区域水质分类数据,得到

2006–2017年淮河干流总面积及各类水体面积占比变化情况如表2所示。

以表2中污染水体(包括轻度污染、中度污染和重度污染)面积占比的年际变化作为衡量淮河干流水质好转与否的标准,对水质面积占比数据进行处理分析,得到2006–2017年淮河干流整体的水体污染变化趋势为:2006–2009年水体污染面积占比增加15.19%,淮河干流水质恶化;2009–2010年水体污染面积占比减少4.89%,淮河干流水质好转;2010–2013年水体污染面积占比增加36.32%,淮河干流水质整体持续恶化;2013–2017年水体污染面积占比减少8.16%,淮河干流水质好转。与水利部淮河水利委员会公布的淮河流域污染河长占比的实际变化趋势(图2)对比,整体结果一致。

表1 2006、2013年各水质采样断面综合污染指数计算值与观测值的比较

断面	2006年				2013年			
	观测值	计算值	绝对误差	相对误差/%	观测值	计算值	绝对误差	相对误差/%
信阳淮滨水文站	*	*	*	*	3.44	3.35	-0.09	-2.62
阜南王家坝	4.31	4.36	0.05	1.16	2.65	2.52	-0.13	-4.91
淮南石头埠	3.49	3.34	-0.15	-4.30	2.68	2.73	0.05	1.87
蚌埠闸	4.10	4.12	0.02	0.49	2.81	2.88	0.07	2.49
滁州小柳巷	*	*	*	*	4.28	4.24	-0.04	-0.93
盱眙淮河大桥	3.11	3.08	-0.03	-0.96	2.39	2.56	0.17	7.11

注:*表示数据缺失。

表2 2006–2017年淮河干流总面积及各类污染水体面积占比变化情况

年份	总面积/ km ²	清洁 ($A = 0 \sim 1$)/%	一般 ($A = 1 \sim 2$)/%	轻度污染 ($A = 2 \sim 3$)/%	中度污染 ($A = 3 \sim 4$)/%	重度污染 ($A > 4$)/%
2006	2930.24	49.36	9.86	8.01	5.82	26.95
2009	2909.96	34.89	9.14	6.80	7.60	41.57
2010	2992.20	33.19	15.74	11.33	9.85	29.90
2013	2989.45	4.60	8.00	26.06	41.41	19.93
2017	3101.13	3.88	16.88	44.79	30.24	4.21

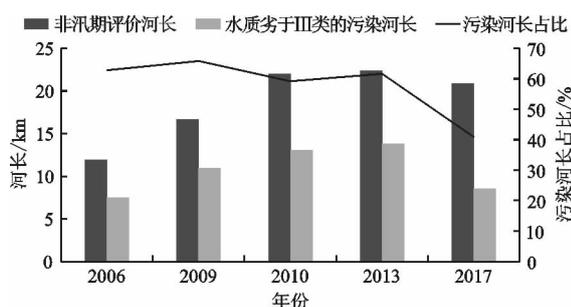


图2 2006–2017年淮河流域污染河长及污染河长占比实际变化趋势

5 结论

(1) 将 pH、DO、COD_{Mn}、NH₃-N 4 项水质环境监测指标量化,建立综合污染指数 A ,与 Landsat 系列影像反射率数据相结合,构建了 TM、OLI 水质污染遥感监测模型。

(2) 将该水质遥感监测模型运用到淮河干流水质分析,得到2006–2017年淮河干流的水体污染变化趋势,计算结果与淮河水体污染实际情况一致。

说明本文提出的遥感水质监测模型在流域水污染趋势量化评估方面具有可行性,可将其应用于大尺度流域水质监测中。

(3)虽然遥感技术可以很大程度上弥补常规性区域跨度和传统水体污染监测手段的时效性等方面的不足,但在实际监测过程中,仍需要考虑二者各自的优势,将其与监测结果相互验证和互相补充,才能更加精确和全面地分析流域水体污染状况。因此客观认识遥感技术对于水质的探测能力及其可应用范围,对于流域水质发展趋势监测的具体问题具有重要的现实意义。

参考文献:

- [1] 余闪闪,杜丹. 浅析河流污染及治理[J]. 科技致富向导,2013(29):343.
- [2] 田英,赵钟楠,黄火键,等. 国外治水理念与技术的生态化历程探析[J]. 水利规划与设计,2019(12):1-5+110.
- [3] 孟繁皓. 国际河流水电开发的水资源综合利用[J]. 云南水力发电,2019,35(3):182-185.
- [4] 刘庆珊. 淮河干流(安徽段)水质时空变化特征及评价研究[D]. 淮南:安徽理工大学,2016.
- [5] 吉婷婷,王细元,毛广雄. 淮河生态经济带水质时空变化特征[J]. 水电能源科学,2018,36(12):39-43.
- [6] 梁伟恒. 地表水污染的实时监测技术分析[J]. 环境与发展,2019,31(1):145-146.
- [7] 章克斌. 遥感技术在内陆水体水质监测中的应用[J]. 低碳世界,2018(11):9-10.
- [8] 胡瑞,左其亭. 淮河流域水资源现状分析及承载能力研究意义[J]. 水资源与水工程学报,2008,19(5):65-68.
- [9] 吴淑君,李晓英,郑浩然,等. 基于卫星遥感数据和 SPA 的淮河流域陆地水储量变化研究[J]. 水资源与水工程学报,2019,30(6):81-85.
- [10] 付小峰. 淮河流域水环境现状和防治建议[J]. 陕西水利,2019(11):83-85.
- [11] 林慧,王景才,黄金柏,等. 基于 SPI 和 SPEI 的淮河中上游流域气象干旱时空分布特征对比研究[J]. 水资源与水工程学报,2019,30(6):59-67.
- [12] 刘丽萍,胡若楠. 淮河流域及山东半岛海水利用现状与技术分析[J]. 治淮,2017(10):25-27.
- [13] 潘扎荣,郭东阳,唐世南. 淮河流域径流时空变化特征分析[J]. 水资源与水工程学报,2017,28(5):8-14.
- [14] 李志伟,丁凌峰,唐洪武,等. 淮河干流污染物分布及变化规律[J]. 淮海大学学报(自然科学版),2020,48(1):29-38.
- [15] 付小峰. 淮河流域水环境现状和防治建议[J]. 陕西水利,2019(11):83-85.
- [16] MCFEETERS S K. The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features [J]. International Journal of Remote Sensing, 1996, 17(7): 1425-1432.
- [17] 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.
- [18] 徐亚富,谢洪波. 地下水质量评价中 pH 双序列问题及解决方法[J]. 河南大学学报(自然科学版),2010,40(1):50-52.
- [19] 汪燕,贾利萍,刘乐,等. 基于光谱特征的矿山污染水体遥感监测[J]. 安徽地质,2019,29(3):207-210+214.
- [20] 陈瑶,黄长平,张立福,等. 水体 COD 光谱特性分析及遥感反演模型构建[J]. 光谱学与光谱分析,2020,40(3):824-830.
- [21] 陈文召,李光明,徐竟成,等. 水环境遥感监测技术的应用研究进展[J]. 中国环境监测,2008,24(3):6-11.
- [22] 张伟华. 遥感技术在水环境及大气环境监测中的运用探析[J]. 当代化工研究,2016(12):104-105.
- [23] 陈娅男,黄义忠,郭瑞,等. 基于 2013-2016 年 TM 影像鄱阳湖面积动态监测[J]. 软件,2019,40(5):179-184.
- [24] 聂欣然,刘荣,聂爱球,等. 基于 TM 影像的新型组合水体指数模型研究[J]. 江苏农业科学,2018,46(24):374-378.
- [25] 聂欣然. 基于 Landsat TM/OLI 影像的南昌城区湖泊面积提取与动态变化研究[D]. 南昌:东华理工大学,2018.
- [29] BLOCKSOM K A, KURTENBACH J P, KLEMM D J, et al. Development and evaluation of the lake macroinvertebrate integrity index (LMII) for new jersey lakes and reservoirs[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2002, 77: 311-333.
- [30] 张颖,胡金,万云,等. 基于底栖动物完整性指数 B-IBI 的淮河流域水系生态健康评价[J]. 生态与农村环境学报,2014,30(3):300-305.
- [31] 王建华,田景汉,吕宪国. 挠力河流域河流的 B-IBI 评价[J]. 生态学报,2009,29(12):6672-6680.
- [32] 栗晓燕,于鲁冀,吕晓燕,等. 基于 B-IBI 评价淮河流域(河南段)河流生态健康[J]. 生态学杂志,2018,37(7):2213-2220.
- [33] 周波,杜军,张志英,等. 基于底栖动物完整性指数的南广河河流健康评价[J]. 广东海洋大学学报,2014,34(6):51-57.
- [34] 李强,杨莲芳,吴璟,等. 底栖动物完整性指数评价西苕溪溪流健康[J]. 环境科学,2007,28(9):2141-2147.

(上接第36页)