

汉石桥湿地水质参数光谱分析与遥感反演

杜为静^{1,2}, 李淑敏¹, 李红^{1*}, 孙丹峰², 周连第¹

1. 北京市农林科学院农业综合发展研究所, 北京 100097

2. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100094

摘要 水质可见光近红外遥感监测是通过研究水体反射光谱特征与水质参数之间的关系, 建立水质参数反演算法进行的。与传统水质监测方法相比, 遥感技术监测水质可以快速反映区域水质在空间和时间上的分布情况和变化。文章以汉石桥湿地水体水质为研究对象, 通过在可见光近红外波段分析光谱仪和 ASTER 遥感影像的水质参数特征光谱, 建立了水质参数与最佳波段及其组合的多元线性回归方程。研究结果表明, 基于地面光谱仪的光谱特征分析可为航天遥感特征波段的选择提供依据, 但估算模型不能通用。基于 ASTER 遥感的水质参数特征光谱其波段比值相对向长波方向移动, 研究最终在分析 ASTER 遥感特征波段基础上, 构建水质参数估算模型, 并通过该模型得到目标水质参数空间分布图, 实现了对湿地水质时空变异的遥感监测。

关键词 遥感监测; 湿地水质; 特征光谱; 估算模型

中图分类号: TP722.4; S127 **文献标识码**: A **DOI**: 10.3964/j.issn.1000-0593(2010)03-0757-05

引言

湿地是重要的国土和自然资源, 如同森林、耕地、海洋一样具有多种功能, 享有“地球之肾”的美誉。湿地水环境包括水量和水质两方面^[1]。湿地水量对湿地形成、发育、演替甚至消亡全过程起重要作用。湿地水质则是对水体物理、化学、热量和生物特性的描述, 包括水温、pH 值、浊度、溶解氧、总氮、总磷、金属、有机污染物、叶绿素等^[2]。随着社会经济发展和资源日益短缺, 工农业强度的加剧, 近年来, 湿地水体面积急剧下降, 水体污染严重, 显示出水体老化加剧、湿地退化的严峻形势^[1]。因此, 准确、快捷的水质监测对湿地水体保护显得极为重要。

传统的水质监测是人工实地监测, 在水域内定点剖面, 只能监测局部范围内水质情况, 不能反映整体水质状况, 难以反映污染源、污染物的迁移特征。水质遥感监测是通过研究水体反射光谱特征与水质参数浓度之间的关系, 建立水质参数反演算法进行的, 具有监测范围广、速度快和便于进行长期动态监测的优势。遥感监测水质从定性发展到定量, 可通过遥感监测水质参数的种类也在增加^[3], 如叶绿素 a、悬浮物(SS)、可溶性有机物(黄色物质 DOM)、水体透明度(SD)、混浊度、表面水温等^[4,5]。

北京汉石桥湿地自然保护区是北京重要的湿地之一, 本文利用地面实测水体可见光近红外反射光谱曲线, 确立了湿地水体中的几个主要水质参数特征光谱, 并利用 ASTER 遥感数据建立反演模式, 得到该湿地大面积水体目标水质参数值空间分布图, 分析了其空间变异规律及原因, 以寻找污染源分析及污染原因, 旨在为汉石桥湿地保护提供参考信息。

1 研究区

北京汉石桥湿地自然保护区位于北京东北部顺义区杨镇和李遂镇交界处, 占地约 1.5 万亩, 其核心区芦苇荡面积有 1 615 hm² (图 1)。湿地位于潮白河冲积扇叶中部平原区, 属于温带半湿润大陆季风气候, 湿地所在地区的降水量适中, 降水集中在 6~8 月, 易形成地表径流, 成为形成湿地的良好条件。该湿地属于潮白河水系, 蔡家河是箭杆河的支流, 流经汉石桥湿地, 正常年份都有基流流入湿地, 是汉石桥水域的主要来源。但是, 汉石桥湿地地处京郊平原人口密度较大地区, 人类活动与湿地之间几乎直接衔接, 没有缓冲余地, 最近住宅距离湿地边缘只有 115 m, 附近生活区排放污水, 造成湿地水质恶化, 使湿地生态功能和效益不断下降, 所以恢复保护汉石桥湿地刻不容缓^[6,7]。

收稿日期: 2008-12-12, 修订日期: 2009-03-16

基金项目: 国家“十五”科技攻关计划项目(2004BA617B04)和国家“十一五”科技支撑项目(2006BAD10A06-03, 2006BAB15B05)资助

作者简介: 杜为静, 1984 年生, 中国农业大学资源与环境学院硕士研究生 *通讯联系人 e-mail: edelweiss-bloom@163.com



Fig 1 Sample distribution at Han Shiqiao

2 样点布设与数据采集

本研究使用的数据包括实验室测得水质参数数据、遥感数据以及其他辅助数据。水质参数数据为 2007 年 4 月 19 日 18 个水体采样点的叶绿素 a、悬浮物、总氮、总磷浓度值；遥感数据为 2007 年 4 月 19 日水体采样点光谱测量曲线，2004 年 5 月 4 日的 ASTER 遥感数据；辅助数据包括北京市土地利用现状图，汉石桥湿地规划现状图。

2.1 实地采样及室内水质测量

为了获取水质资料及光谱信息，2007 年 4 月 19 日在汉石桥湿地进行实地调查并采样。野外调查主要内容有确定采样点 GPS 坐标，水体样品采集，样点光谱测量。

汉石桥湿地经过近两年综合治理，水体较稳定，在相当长时间内变化不会很大，可以采集瞬时水样。根据汉石桥湿地水系分布、湿地形状及受污染情况，分别在湿地进水区、出水区、深水区、浅水区、岸边区布置采样点，如图 1。其中，样点 2 为荷花塘；样点 3 为一排污口，污水主要是来自周围居民的生活用水和农田排水；样点 4 设在观鸟岛附近；样点 5 设在湿地上游水源补给区；因整个湿地水域限制有人进入，西侧长堤为游人观赏路线，所以西侧水域受人为因素影响较大，水质较东侧差，采样中在西侧布置了采样点 6、7、8；样点 13 和 14 设在鸟岛两侧。南侧水域因湿地治理，无法进入，未能进行采样，其他采样点沿水系均匀布置。湿地核心区陆地为芦苇荡，冬季管理人员将芦苇秸秆焚烧，以便来年新芦苇生长，这对周围水域水质也造成一定影响。

湿地水深较浅，一般为 1~2 m，采样过程中不必分层设置采样点，在上层（水面下 0.5 m 处；如果水深不到 0.5 m，选择在水深 1/2 处）水体中采集水样即可。采样过程中利用便携式 GPS 定位仪确定采样点坐标。本文所使用的 GPS 坐标定位设备，精度为 5~20 m，对于试验所用分辨率为 15, 30, 90 m 的 ASTER 遥感影像，该定位精度符合研究要求。

考虑汉石桥湿地污染情况，主要为农田排水及周围村庄生活污水污染，选取叶绿素 a、悬浮物、总 N、总 P 四个研究较多的水质参数。水样采集过程遵循国家环保总局颁发《水和废水监测分析方法》有关标准进行。用样品容器直接采样

时，先用水样冲洗 3 次后再行采样；采样时注意除去水面杂物、垃圾等漂浮物。水样采集后，应尽快送到实验室分析测定。样品久放，受到化学、物理因素影响，某些组分的浓度可能发生变化，而且不同的水质参数保存方法也不同^[8-11]。各水质参数测定所用方法参考相关国家标准。

2.2 光谱仪测量水样光谱

光谱测量采用美国 ASD 公司生产的 Field+spec Pro FR 便携式分光辐射光谱仪测量水样光谱。测量 325~1 075 nm 波长范围可见光近红外波段，采样间隔 1.6 nm，光谱分辨率 3.5 nm，视场角 25°，共 512 个采样值^[12, 13]。光谱测量最佳时间为 10:00~14:00，天空基本无云，风力 1~2 级，水面平静，无大面积蓝藻爆发。测量在船上进行，标准光纤探头距离水面 1.2 m 左右，测量时垂直水面，光谱仪采集水样光谱半径大约 0.56 m，采样范围约 1 m²。每个点位都要进行至少 5 次反射光谱测量（本次光谱采样每个样点进行 10 次测量），取其平均值作为该点光谱反射率，每个样点测定前均进行白板定标。实验室内对每条反射光谱曲线利用其在 350~1 000 nm 范围内的波段反射率对所有数据进行归一化及合并处理。光谱测量结果需及时保存在计算机内^[13]。

2.3 遥感影像及预处理

考虑汉石桥湿地实地采样时间，选取与水质采样季相对一致的 5 月 4 日 ASTER 卫星数据进行水质遥感反演，年份为 2004 年（受数据源限制）。本次实验使用的 ASTER L1B 数据，已经过了辐射校正和几何粗校正，仍需进行的预处理有几何精校正、大气校正和水体提取。

根据 1:1 万数字地形图对目标遥感图像进行几何精校正，大气校正方法采用了黑暗像元法^[10, 14]；从遥感影像中提取水体范围用阈值分割法^[15, 16]。提取水体时，通过对比利用近红外单波段阈值法提取水体和利用 NDVI 值提取水体的结果（图 2），利用近红外单波段提取水体效果更佳^[17]。



Fig 2 Extraction of water body from Han Shiqiao wetland

3 数据处理与分析

3.1 光谱曲线的水质参数特征波段及组合分析

图 3 是 2007 年 4 月 19 日采集的部分样点光谱曲线。整体看来，光谱曲线中 400~900 nm 区间特征明显，且分别对应 ASTER 遥感数据的 B1（蓝绿光 520~600 nm）、B2（红光 630~690 nm）、B3（近红外 780~860 nm）波段，因此只对 400~900 nm 区间光谱曲线进行分析。为了与 ASTER 遥感数据的三波段波谱区间对应，将实地采集的 18 个样点光谱

曲线按对应波段区间平均值离散化,得到对应波段反射率。其次,进行单波段与波段组合分析,选用 B1, B2, B3, B3/B1, B3/B2, B2/B1, (B3-B2)/(B3+B2) 等光谱及其组合与各样点水质参数(叶绿素 a、悬浮物、总氮、总磷浓度)进行相关性分析^[18, 19]。

表 1 可以看出单波段与水质参数值相关性低,波段组合与水质参数值相关性较高,其中 B3/B1 (近红外与蓝绿光波段比值)与 4 个水质参数相关性最高,悬浮物、总氮、总磷浓度同时与 B2/B1 (红光与蓝绿光比值)表现出较高相关性,此外叶绿素 a 浓度与 B3/B2 (近红外与红光波段比值), (B3-B2)/(B3+B2) 相关性也较高。通过地面光谱仪与水质参数光谱特征分析表明,在 400~900 nm 波谱区间水质参数有明显的光谱响应,尤其以绿光波段反射率为基准,近红外波段,红光波段反射率与其比值增强了水质参数与它们的相关

性。悬浮物浓度与叶绿素、总氮和总磷浓度的光谱响应相反。

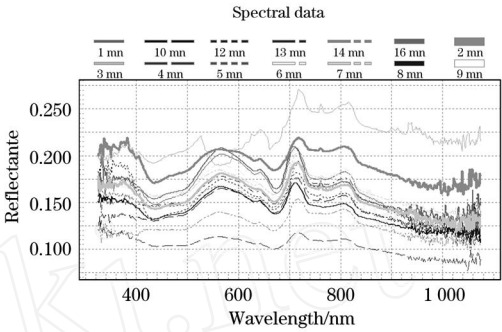


Fig 3 Spectral curves of part of samples

Table 1 Analysis of characteristic single band and assembly of parameters about spectrometer

水质参数	B1	B2	B3	B3/ B1	B3/ B2	B2/ B1	(B3-B2)/ (B3 + B2)
C_chla (叶绿素 a)	- 0. 089	0. 155	0. 436	0. 844	0. 812	0. 575	0. 796
ss(悬浮物)	- 0. 078	- 0. 292	- 0. 421	- 0. 601	- 0. 427	- 0. 581	- 0. 414
TN(总氮)	0. 187	0. 382	0. 523	0. 646	0. 508	0. 572	0. 503
TP(总磷)	0. 415	0. 536	0. 63	0. 54	0. 435	0. 467	0. 428

注:表中值为水质参数浓度值与波段及其组合的相关系数 r, r 为正表示正相关,为负表示负相关

3. 2 ASTER 遥感数据对水质参数响应分析

根据实测光谱曲线水质参数特征波段的分析结果,对 ASTER 遥感光谱数据与各水质参数进行相关性分析,水质参数值与 ASTER 波段组合 B3/ B2 和 (B3-B2)/(B3+B2) 相关性较高(表 2)。与地面实测光谱特征结果相比,正负相关

情况刚好相反,悬浮物浓度与波段间比值成正相关,而悬浮物、总氮、总磷浓度与波段间比值大小成负相关。究其原因,一是航天 ASTER 数据成像受大气层天空光散射影响,二是 ASTER 数据成像年份与水质测量年份的差异影响。

Table 2 Analysis of characteristic single band and assembly of parameters about ASTER

水质参数	B1	B2	B3	B3/ B1	B3/ B2	B2/ B1	(B3-B2)/ (B3 + B2)
C_chla	- 0. 318	- 0. 323	- 0. 540	- 0. 591	- 0. 671	- 0. 207	- 0. 668
Ss	0. 202	0. 401	0. 549	0. 603	0. 594	0. 389	0. 638
TN	- 0. 245	- 0. 241	- 0. 566	- 0. 626	- 0. 755	- 0. 118	- 0. 787
TP	- 0. 108	- 0. 180	- 0. 363	- 0. 413	- 0. 462	- 0. 189	- 0. 423

根据相关性分析结果,待估测的水质指标为因变量,最佳相关波段与波段组合为自变量,采用多元线性回归方程建立了叶绿素 a、悬浮物、总氮、总磷的遥感水质监测模型(表 3)。

Table 3 Parameters monitoring model based on ASTER

叶绿素 a	$C_{chl-a} = 0. 314 + 0. 034(B3/ B1) - 0. 717(B3 - B2)/(B3 + B2)$
悬浮物	$C_{ss} = 23. 332 - 299. 329B3 + 38. 829B3/ B1$
总氮	$C_{TN} = 2. 574 + 0. 745B3/ B1 - 8. 194(B3 - B2)/(B3 + B2)$
总磷	$C_{TP} = 0. 067 - 0. 004B3/ B1 - 0. 054(B3 - B2)/(B3 + B2)$

利用 2004 年 5 月 4 日的遥感数据,建立回归方程估测目标水质参数值,与 2007 年 4 月 19 日目标水质参数值进行对比。从图 4 可以发现:悬浮物浓度与总氮反演结果中,样

点 2、3、4 与 2007 年 4 月 19 日实测值差异较大(样点 2 和 3 的残差偏离出图示区域,未能标出),其他样点悬浮物浓度空间分布规律基本一致,其原因除时间不同外,3 个样点叶绿素含量高,悬浮物含量低,光谱曲线叶绿素影响较大,掩盖了悬浮物光谱特征,也使得利用遥感数据估算悬浮物存在误差;叶绿素 a 浓度反演结果除样点 3 外,空间分布规律基本与 2007 年 4 月 19 日一致,样点 3 距离排污口最近,近几年水质变化很大,另外,虽然叶绿素 a 含量较高,但是水中 COD 和 BOD 等其他水质参数值也可能较高,影响水体光谱曲线特征,导致估算结果不准确;总磷浓度估算结果,其中样点 18 实验室测量值存在实验误差。

3. 4 遥感水质监测模型应用

利用 2004 年 5 月 4 日遥感数据,应用表 4 中相应模型,得到悬浮物、叶绿素 a、总氮、总磷浓度分布图(图 5)。

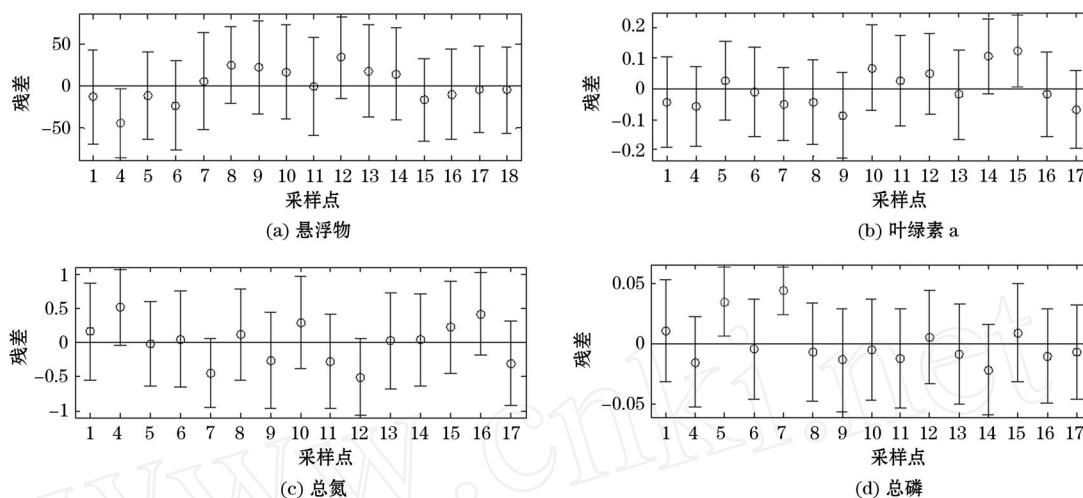


Fig 4 Comparison of parameters concentration of estimated (using model based on ASTER) from ASTER and measured

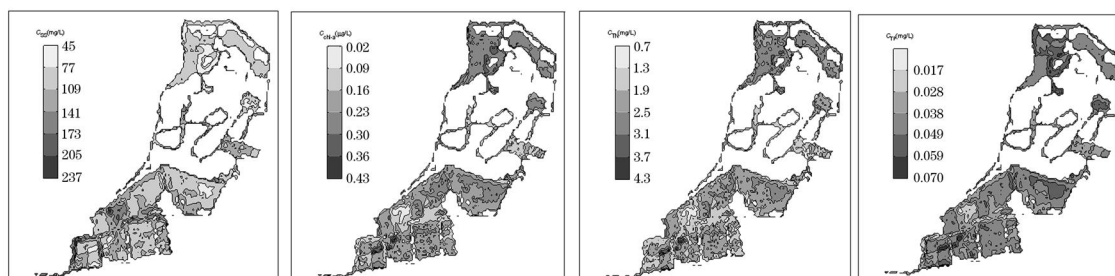


Fig 5 Maps of concentration of parameters estimated by remote sensing inversion

悬浮物浓度北部区域低;“龙”字河道水域悬浮物浓度较高,主要是受河道两侧芦苇秸秆焚烧影响,使浓度增高;另外从图中可以看出,水域边缘与芦苇荡交汇处悬浮物含量比水域中央含量高,也是由于芦苇秸秆焚烧造成。

汉石桥湿地北部水域距离生活区较近,受附近居民生活污染物影响,叶绿素含量较高,大部分水域叶绿素 a 浓度为 $0.30 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上;中部“龙”字型河道水域受人为因素影响较小,叶绿素 a 含量也相对较低;南部区域为藕塘和鱼池,水域中央叶绿素 a 含量较高达到 $0.30 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上,西南部水域叶绿素 a 含量最高达到 $0.43 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。氮、磷含量很高的生活污水、农田排水,会造成藻类大量繁殖,叶绿素 a 含量增高,所以总氮、总磷空间分布规律与叶绿素 a 表现出很大的一致性。

汉石桥湿地北部水域距离生活农田区较近,且存在污水排放口,农田排水使湿地水中有机氮和各种无机氮化物含量增加,生活污水中的合成洗涤剂含有大量磷。因此,湿地北部水域氮、磷含量较高;中部“龙”字型河道水域氮、磷含量也相对较低;南部区域为藕塘和鱼池,总氮含量明显低于其他水域,总磷含量稍高。

4 结 论

以汉石桥湿地水域为研究区,以叶绿素 a、悬浮物、总氮、总磷 4 个水质参数为研究对象,研究了利用地面光谱仪实测和航天 ASTER 遥感数据反演水质参数的方法。通过地面光谱仪与水质参数光谱特征分析表明,在可见光-近红外光谱区间,水中污染物(悬浮物和各类低等植物)改变了水体反射规律,相对长波长的反射率与短波长反射率间的比值大小,反映了水中污染物改变水体反射规律的程度,因此表现与 4 个水质参数具有较高相关性。在航天 ASTER 遥感光谱响应上,因航天 ASTER 数据成像受大气层天空光(主要集中在短波长区间)散射影响,应选择波段比值相对向长波方向移动的波段组合。研究结果也证实了地面光谱仪的光谱特征分析,可为航天遥感特征波段的选择提供依据。

最后在分析光谱特征波段基础上,构建了使用航天遥感特征光谱估算水质参数的模型,应用水质遥感监测模型得到目标水质参数空间分布图,可对湿地水质时空变异进行分析。

参 考 文 献

- [1] GUO Yue-dong, HE Yan, DENG Wei, et al(郭跃东, 何 岩, 邓 伟, 等). Wetland Science(湿地科学), 2004, 2(1): 47.
- [2] HE Chi-quan, ZHAO Kui-yi(何池全, 赵魁义). Advances in Earth Science(地球科学进展), 2000, 15(2): 165.
- [3] Cairns S H, Dickson K L, Atkinson S F. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 1997, 63(3): 263.
- [4] Thiemann S, Kaufmann H. Remote Sensing of Environment, 2000, 73(2): 227.
- [5] Rundquist D C, Han L, Schalles J F, et al. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 1996, 62(2): 195.
- [6] ZHU Li(朱 利). Journal of Chinese Urban Forestry(中国城市林业), 2007, 5(1): 37.
- [7] XIE Huan, TONG Xiao-hua(谢 欢, 童小华). Remote Sensing Information(遥感信息), 2006, (2): 67.
- [8] WEI Fu-sheng, et al(魏复盛, 等). Guide to Analytical Method on Water and Waste Water(水和废水监测分析方法指南). Beijing: China Environmental Science Press(北京: 中国环境科学出版社), 2002.
- [9] SHU Xiao-zhou, YIN Qiu, KUANG Ding-bo(疏小舟, 尹 球, 匡定波). Journal of Remote Sensing(遥感学报), 2000, 4(1): 41.
- [10] Peter F, Tommy L, Catherine O. The Science of the Total Environment, 2001, 268(1-3): 155.
- [11] L Ü Heng, JIANG Nan, LUO Lian-cong(吕 恒, 江 南, 罗瀚葱). Scientia Geographica Sinica(地理科学), 2006, 26(4): 473.
- [12] DUAN Hong-tao, WEN Yu, ZHANG Bai, et al(段洪涛, 闻 钰, 张 柏, 等). Journal of Arid Land Researches and Environment(干旱区资源与环境), 2006, 20(6): 104.
- [13] Kopelevich O V, Mezhericher E M. Oceanology, 1979, 19: 621.
- [14] ZHENG Wei, ZENG Zhi-yuan(郑 伟, 曾志远). Remote Sensing for Land & Resources(国土资源遥感), 2005, 3(1): 8.
- [15] QIAO Ping-lin, ZHANG Ji-xian, LIN Zong-jian(乔平林, 张继贤, 林宗坚). Remote Sensing for Land & Resources(国土资源遥感), 2003, (4): 39.
- [16] Dekker A G, Hoogenboom H J. Proceedings of the Sixth International Colloquium on Physical Measurement and Signatures in Remote Sensing, 1994. 245.
- [17] LI Jing(李 京). Acta Scientiae Circumstantiae(环境科学学报), 1986, 6(2): 166.
- [18] Gordon H R. Applied Optics, 1990, 29(22): 3228.
- [19] Goldman C R, Richards R C, et al. Remote Sensing of Environment, 1974, (3): 49.

Spectral Characteristics Analysis and Remote Sensing Inversion of Water Quality Parameters in Han Shiqiao Wetland

DU Wei-jing^{1,2}, LI Shu-min¹, LI Hong^{1*}, SUN Dan-feng², ZHOU Lian-di¹

1. Institute of Agricultural Integrated Development, Beijing Academy of Agricultural and Forestry Sciences, Beijing 100097, China
2. Resources and Environment College, China Agricultural University, Beijing 100094, China

Abstract The research object of the present paper is the water quality of *Han Shiqiao* wetland water. Water spectrum and quality parameters were measured on the site and in the lab. The authors simulated the relationships between water quality parameters and the best bands or combination, and built the multiple linear regression equation to obtain characteristic spectrum of the key water quality parameters. Besides, several key issues involved in applying ASTER satellite imagery to water quality include atmospheric correction, discussing methods for ASTER data bands analysis, and choosing the best bands and band combination. Results indicated that although the simulation model is not universal, the analysis of spectral characteristics based on ground spectrometer could provide foundations for the choice of remote sensing characteristics bands. The band ratio of water quality parameters simulated from ASTER spectral characteristics moves to relatively long-wave band. Finally, based on the analysis of ASTER remote sensing characteristics bands, the authors built water quality parameters regression model. The models for water quality parameters were recommended, and the accuracies of these models were analyzed. Making use of regression model, we executed spatial distribution map of water quality parameters to achieve wetland water monitoring with remote sensing in terms of variation in space and with time.

Keywords Remote sensing monitoring; Water quality; Spectral characteristics; Semi-empirical algorithms

* Corresponding author

(Received Dec. 12, 2008; accepted Mar. 16, 2009)