

李婉晖, 徐涵秋. 2009. 基于生物光学模型的晋江悬浮物遥感估算 [J]. 环境科学学报, 29(5): 1113-1120

Li W H, Xu H Q. 2009 Estimation of suspended solids in the Jin River through bio-optical model-based remote sensing technology [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 29(5): 1113-1120

基于生物光学模型的晋江悬浮物遥感估算

李婉晖, 徐涵秋*

福州大学环境与资源学院, 福州 350108

收稿日期: 2008-07-02 修回日期: 2008-11-28 录用日期: 2009-03-26

摘要: 为了建立以生物光学模型为基础的河流悬浮物遥感估算方法, 以福建晋江为例, 对福建晋江下游河段的光学特性和悬浮物浓度进行了测定, 探讨了水面下反射率 $R(0^-)$ 与悬浮物浓度之间的响应关系. 结果表明, 绿光波长的反射率与悬浮物浓度的相关性最强, 因此, 用 $R(0^-)_{TM2}$ 与悬浮物浓度建立了遥感估算模型, 并将其应用于 2008 年 2 月 28 日的 Landsat TM 影像, 反演出晋江的悬浮物浓度分布. 精度分析说明, 平均相对误差 RE 为 11.93%, 该模型可以有效地应用于 Landsat TM 反演悬浮物浓度.

关键词: 悬浮物; 吸收系数; 后向散射系数; 水面下反射率

文章编号: 0253-2468(2009)05-1113-08 中图分类号: X32 文献标识码: A

Estimation of suspended solids in the Jin River through bio-optical model-based remote sensing technology

LI Wanhui, XU Hanchou*

College of Environment and Resources, Fuzhou University, Fuzhou 350108

Received 2 July 2008; received in revised form 28 November 2008; accepted 26 March 2009

Abstract Water's Inherent Optical Properties (IOPs), including the absorption and scattering coefficients of the water components are essential parameters for a bio-optical model. It is also important for the retrieval of water quality using the semi-analytical method. Nevertheless, the application of bio-optical models in river water studies is still very rare. Therefore, taking the lower Jin River of Fujian, SE China as an example, we measured and computed the bio-optical properties and the suspended solids concentrations of the river water based on *in situ* water samples collected from the river on March 5, 2008. This revealed that $R(0^-)_{TM2}$ was most strongly correlated with suspended solids concentrations. Accordingly, a retrieval model for estimating SS was developed using $R(0^-)_{TM2}$. Application of this bio-optical model to the Landsat TM image dated on Feb. 28, 2008 yielded a SS model for the TM data of the Jin River. The Relative Error (RE) of the model is 11.93%. This result indicates that the model can effectively retrieve the SS of the Jin River.

Keywords suspended solids; absorption coefficient; back scattering coefficient; sub-surface irradiance reflectance

1 引言 (Introduction)

水色是反映水体污染的一个直观特征, 而悬浮物是影响沿海近岸水体水色的主要因素, 悬浮物浓度是了解水质特征的一个重要因子. 传统的悬浮物监测方法一般采用水样实验室分析的手段, 是一种“以点代面”的方法, 无法全面地获知水体悬浮物的时空分布情况, 且这种方法非常耗时耗资 (徐涵秋, 2006a); 而遥感对地观测技术可以实现对水质的宏观、实时监测, 具有不可替代的优势.

水体中含有 4 种光学活性物质, 即纯水、非色素颗粒物 (或称为非藻类颗粒物)、浮游植物色素和有色可溶性有机物等 (Coloured Dissolved Organic Matter, CDOM) (张运林, 2006a). 不同的水体由于光学活性物质的组成种类和浓度的差异, 对光的吸收和散射特性不同, 从而表现出不同的光谱反射特征. 利用这个原理, 水质遥感得到了日益广泛的应用. 国内水质遥感研究经历了定性-半定量-量化的过程, 虽然已经发展到量化的阶段, 但所建立的水质遥感模型目前仍然是以半经验模型为主, 它利

基金项目: 福建省重大专项前期研究项目 (No. 2005YZ1011)

Supported by the Preliminary Study for Key Project of Fujian Province (No. 2005YZ1011)

作者简介: 李婉晖 (1979-), 女, 博士生, E-mail: lhw@fzu.edu.cn; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: hxt@fzu.edu.cn

Biography: LI Wanhui (1979-), female, Ph.D. candidate, E-mail: lhw@fzu.edu.cn; * Corresponding author, E-mail: hxt@fzu.edu.cn

用同步的水质监测数据和卫星影像数据或者实测光谱数据建立基于统计关系的模型(李洪灵等, 2006; 许珺等, 1999; 王艳红等, 2007)。但是, 该方法未从遥感的机理着手, 对水中的光学活性物质如何影响水下光场分布, 如何影响水体遥感反射率进行深入透彻的探究, 其模型在时空上的应用范围仍受到较大的限制。因此, 近年来水质遥感关注的焦点逐步转向基于水体生物光学特性的半分析模型上, 它既能摆脱同步数据建模的客观限制, 又可以提高模型的精度, 具有可靠的物理基础和更强的适用性。但是, 国内外在该方面的研究对象主要是内陆湖泊, 针对内陆河流的研究还十分少见。

晋江位于福建省东南沿海, 是福建省的主要河

流之一, 也是泉州市第一大江, 流域面积 5629km^2 , 自西北流向东南, 全河总长 182km , 河道平均坡降 1.9% 。晋江上游有东溪和西溪 2 大支流, 2 条支流于南安市丰州镇井兜村双溪口汇合始称晋江, 并于丰泽浔浦处入海。沿程流经的地区主要有永春、安溪、南安, 下游流经福建省著名侨乡泉州、晋江和石狮, 是福建省经济最发达的地区, 也是全国经济最发达的地区之一, 地理位置示意图见图 1。因此, 查明晋江的水质分布特征对于泉州地区水资源的可持续发展意义重大。本文旨在对福建晋江水体的生物-光学特性进行分析, 在此基础上建立适合于晋江的悬浮物遥感估算模型, 为水质监测提供依据。

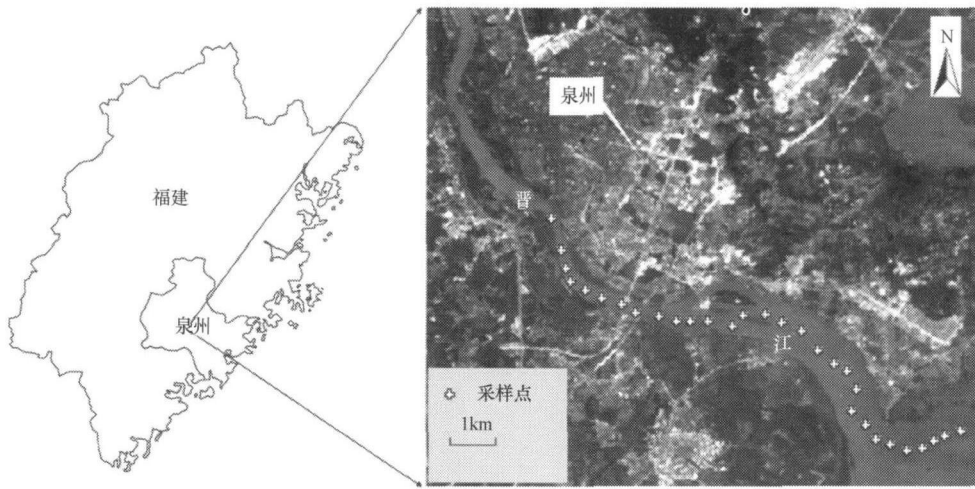


图 1 研究区位置图

Fig 1 Location of the study area

2 研究方法 (Methodology)

2.1 技术路线

本研究总体的技术路线可以分为 2 个主要部分

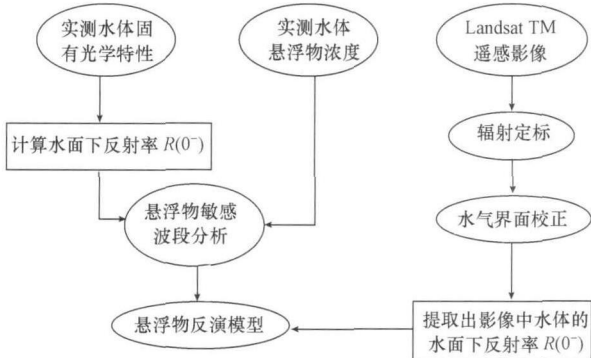


图 2 建立悬浮物遥感反演模型的技术路线

Fig 2 The technology route for modeling ss using remote sensing

(见图 2), 一是基于生物光学模型建立悬浮物遥感反演模型, 二是从影像上提取出研究水域的水面下反射率 $R(0^-)$ 。最后利用影像中获得的 $R(0^-)$ 即可反演出悬浮物浓度。

2.2 悬浮物遥感模型建立

2.2.1 基础数据获取 于 2008 年 3 月 5 日在晋江下游泉州至泉州湾河段进行水质采样, 共布设了 30 个采样点(图 1), 进行水面反射光谱实测和水样采集。反射光谱测量采用 SI921VF 野外地物光谱仪。采样当日天空晴朗无云, 水面基本平静, 测量时间为 10:00~14:00 采样点位尽量避免在河岸边上, 与河岸保持一定的距离, 以免影像上该处反射率受到陆上地物的影响, 对反演结果造成不必要的干扰。水样的实验室分析测定项目包括悬浮物浓度(即颗粒物)以及颗粒物吸收系数、CDOM 吸收系数和扣除纯水后的散射系数等。另外, 为了查明所研

究河段悬浮物浓度的空间分布特征, 需要借助卫星影像对悬浮物进行反演, 因此, 选取与采样时间准同步的 2008-02-28 的 landsat TM 数据.

悬浮物浓度的测定采用便携式悬浮物测定仪器 (Sentry M-2) 在采样点直接测定. 颗粒物吸收系数、CDOM 吸收系数和扣除纯水后的散射系数用分光光度计测定.

颗粒物吸收系数的测定: 采用 Mitchell 提出的定量滤膜技术 (Mitchell 1990), 通过计算获得吸收系数 (Cleveland et al., 1993). CDOM 光谱吸收系数的测定: 先在分光光度计下测定其光学密度, 然后经换算并进行散射效应订正得到其吸收系数 (Green et al., 1994). 纯水吸收系数已经多人测定, 其随着波长的变化而变化, 可采用 Smith 和 Baker 测定的值 (Smith et al., 1981).

根据 Lambert Beer 光吸收定律, 水体总吸收系数 $a_t(\lambda)$ 可以表示为:

$$a_t(\lambda) = a_w(\lambda) + a_{CDOM}(\lambda) + a_p(\lambda) \quad (1)$$

式中, $a_p(\lambda)$ 、 $a_{CDOM}(\lambda)$ 、 $a_w(\lambda)$ 分别代表颗粒物、CDOM 和纯水吸收系数 (m^{-1}).

根据光的传输原理, 吸收系数和散射系数之和为光束衰减系数, 而且 CDOM 对光只有吸收作用, 因此, 颗粒物的散射系数 $b_p(\lambda)$ 可由下式获得 (张运林等, 2006):

$$b_p(\lambda) = c_{t-w}(\lambda) - a_p(\lambda) - a_{CDOM}(\lambda) \quad (2)$$

式中, $c_{t-w}(\lambda)$ 是扣除纯水之外的光束衰减系数 (m^{-1}).

$c_{t-w}(\lambda)$ 的测定是首先用分光光度计直接测量原始水样的光学密度 $D(\lambda)$, 以超纯水为空白参照样, 如下式所示:

$$c_{t-w}(\lambda) = 2.303D(\lambda) / r \quad (3)$$

式中, r 是光程路径 (m).

颗粒物后向散射系数与散射系数之间存在某种直接的关系, 最常用的关于颗粒物的后向散射系

数 $b_{bp}(\lambda)$ 可用下式表示 (Dekker et al., 2002):

$$b_{bp}(\lambda) = b_p(\lambda) \times \beta \quad (4)$$

式中, β 是比散射系数, 与颗粒物粒径分布以及颗粒物中有机、无机成分的比例等有直接关系. 晋江属于典型的二类 (case II) 水体, 根据水质分析结果看, 水质较为浑浊. Petzold 根据实验结果指出, 针对浑浊的沿岸带和内陆水体推荐使用 $\beta = 0.019$. 许多学者亦采用 0.019 计算并取得了较为合理的结果 (Doxaran et al., 2002; Binding et al., 2005), 故本文采用 $\beta = 0.019$.

纯水的后向散射系数 $b_{lw}(\lambda)$ 按照式 (5) 计算:

$$b_{lw}(\lambda) = 0.5b_w(\lambda) = 0.00144 \left[\frac{\lambda}{500} \right]^{-4.32} \quad (5)$$

式中, b_w 是水体的散射系数, 一般都是采用 Smith 和 Baker 测定的值 (Smith et al., 1981).

总后向散射系数 $b_{bt}(\lambda)$:

$$b_{bt}(\lambda) = b_{bp}(\lambda) + b_{lw}(\lambda) \quad (6)$$

2.2.2 水面下反射率 $R(0^-)$ 的计算 水面下方反射率 $R(0^-)$ (sub-surface irradiance reflectance, 或译为水面下辐照度比) 是与遥感反射率密切相关的一个表观光学量, 二者都受到水中光学活性物质的影响, 主要区别在于遥感反射率是在水面上所测到的反射率, 它与 $R(0^-)$ 可通过公式进行换算 (李云梅等, 2006).

Kirk 用蒙特-卡罗模型推导出用后向散射系数和吸收系数来表示 $R(0^-)$ 的公式 (Kirk 1984):

$$R(\lambda, 0^-) = f \frac{b_{bt}(\lambda)}{a(\lambda) + b_{bt}(\lambda)} \quad (7)$$

其中, $f = 0.975 - 0.0629\mu_0$ (8)

式中, μ_0 为水面下入射太阳光的折射角余弦值; 根据各采样点的具体时间和纬度以及当天赤纬即可计算出各采样点的太阳高度角, 从而进一步算出 μ_0 . 根据式 (1) ~ (8) 可以得到晋江水体的总吸收系数、总散射系数和水面下反射率 $R(0^-)$ (图 3).

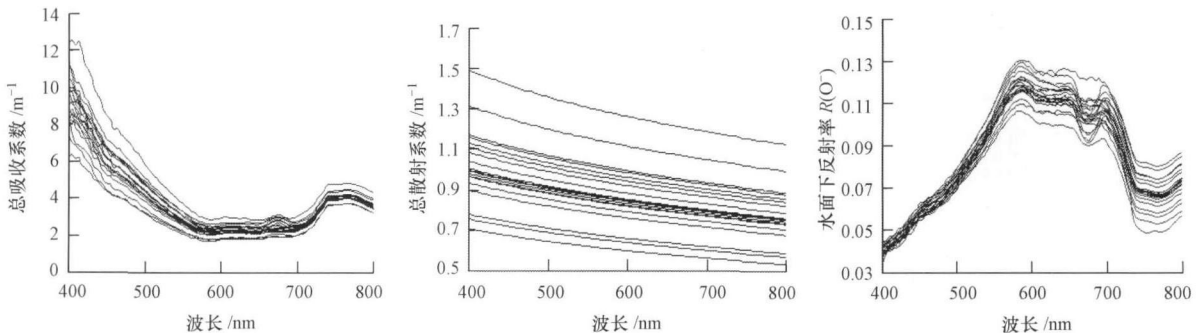


图 3 晋江总吸收系数、总后向散射系数及水面下反射率 $R(0^-)$ 光谱变化

Fig. 3 Spectral variations of the total absorption coefficient, backscattering coefficient and $R(0^-)$

2.2.3 悬浮物敏感波段分析 由于本文欲用 TM 影像反演悬浮物浓度, 因此, 对 30 个采样点的悬浮物浓度和波长 450~690nm 范围内 (对应 TM 1~TM 3) 的水面下反射率 $R(0^-)$ 进行相关分析 (图 3a), 同时对 $R(0^-)$ 进行重采样, 得到 TM 1~TM 3 所对应的 $R(0^-)$ (即: 将某采样点 450~520nm 的 $R(0^-)$ 求取其平均值即得到 TM 1 所对应的 $R(0^-)$, 依此类推) 再与悬浮物浓度进行相关分析 (图 4b)

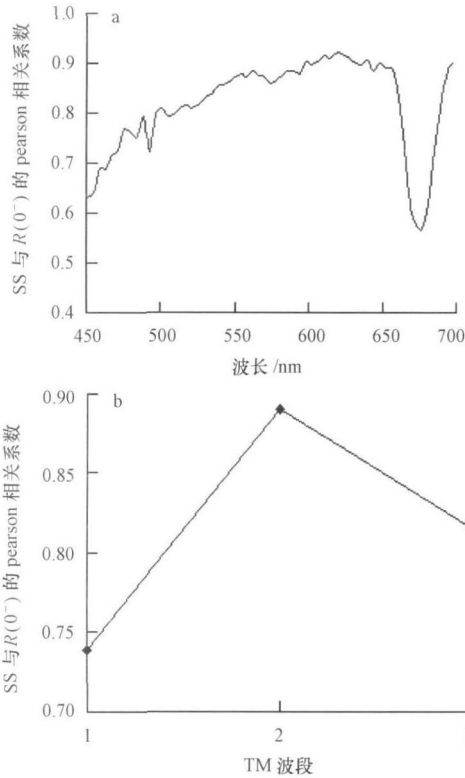


图 4 悬浮物浓度与 $R(0^-)$ 相关系数
Fig. 4. Correlation between $R(0^-)$ and SS

图 4a 表明, 悬浮物浓度与 $R(0^-)$ 成正相关系 ($p < 0.01$); 450~500nm 波段二者不相关,

表 1 悬浮物浓度遥感估算模型

Table 1 Regression analysis between $R(0^-)_{TM2}$ and SSC

物质	函数类型	反演模型公式	可决系数 R^2
悬浮物	线性函数	$SS = 2165.3 R(0^-)_{TM2} - 145.85$ ($p < 0.01$)	0.7925
	二次多项式	$SS = 60101 (R(0^-)_{TM2})^2 - 10739 R(0^-)_{TM2} + 545.29$ ($p < 0.01$)	0.8192
	幂函数	$SS = 33769 (R(0^-)_{TM2})^{2.077}$ ($p < 0.01$)	0.7791
	指数函数	$SS = 5.8225 e^{25.06 R(0^-)_{TM2}}$ ($p < 0.01$)	0.7829
	对数函数	$SS = 230.48 \ln(R(0^-)_{TM2}) + 601.19$ ($p < 0.01$)	0.7830

2.3 提取影像上水体的 $R(0^-)$

2.3.1 Landsat TM 的辐射定标 地物的反射率在遥感影像上是以亮度值 (即 DN 值) 来表示. 为了建模的需要, 应将 Landsat TM 卫星数据的 DN 值转化

为反射率. 同时, 遥感数据需经过辐射定标才能得到水体自身的遥感反射率, 因此需对影像进行辐射绝对校正. 影像的辐射绝对校正需要各种定标参数, 许多学者对此进行研究, 开发出了多种辐射校

500~650nm 处的相关系数随着波长的增大而增强; 到了 680nm 处由于叶绿素 a 的强烈吸收作用, 导致反射率出现低谷值, 这种干扰使得反射率与悬浮物的相关系数较小; 619nm 处的相关系数最大, 达到了 0.92. 图 3a 的分析结果与图 3b 十分吻合, 绿光波段 (TM 2) 的 pearson 相关系数较大, 达 0.89. 相关性最弱的波段是蓝光波段 (TM 1). 这主要是由于悬浮物浓度增大时绿光和红光波段反射率会明显的增强, 且反射峰会呈现红移现象, 而蓝光波段的反射率增大的幅度远小于绿光和红光波段; 可见, 蓝光波段反射率对悬浮物浓度的变化不如绿光和红光波段反射率敏感. 因此, TM 1 与悬浮物浓度的相关系数也会较 TM 2 和 TM 3 低. 另外, 本研究的实验数据说明, 悬浮物和 CDOM 都对蓝光有较强的吸收作用, 该波段的反射率受到这两者共同的影响, 而不仅仅是悬浮物的影响. 因此, 蓝光波段与悬浮物虽有正相关关系, 但是相关系数并不高; 而到了绿光、红光波段, CDOM 的吸收作用几乎可以忽略, 主要起作用的是悬浮物, 悬浮物与反射率的相关性自然就会较强.

2.2.4 模型建立 前人的研究结果表明, 用 TM 影像对悬浮物浓度的反演一般采用绿光、红光波段 (Dekker *et al.*, 2002; Doxaran *et al.*, 2002). 图 3 也充分说明, TM 2、TM 3 与悬浮物浓度的相关系数很高, 因此用相关性最好的 TM 2 波段来建立模型能取得最为理想的效果. 用统计分析方法将各水样点的悬浮物浓度与 $R(0^-)_{TM2}$ 进行回归分析, 分别用线性、二次多项式、幂函数、指数函数、对数函数几种建立模型, 比较它们的可决系数 R^2 , 选择 R^2 最大的二次多项式函数建模 (表 1).

为反射率. 同时, 遥感数据需经过辐射定标才能得到水体自身的遥感反射率, 因此需对影像进行辐射绝对校正. 影像的辐射绝对校正需要各种定标参数, 许多学者对此进行研究, 开发出了多种辐射校

正的算法,但这些算法往往需要众多的大气参数,而这些参数却很难获取,使得辐射绝对校正难以实施.基于影像自身的辐射校正技术通过对影像数据的正规化进行辐射校正,可以消除不同时相影像在大气条件、光照条件以及地形条件等方面的差异.这是目前美国地质调查局地球资源观测系统数据中心(USGS EROSEDC)以及美国宇航局(NASA)采用的主要辐射校正技术(徐涵秋, 2006b).本文用日照差异纠正模型(ICM)与纠正日照和大气影响的模型(IACM)分别对研究区的TM影像进行数据正规化,比较2种模型得出的反射率后发现,ICM由于没有纠正大气影响会更多地偏离实测的光谱反射率,因此,本文采用IACM模型将DN值转化反射率.

2.3.2 提取水体的 $R(0^-)$ 本文采用徐涵秋提出的归一化差异水体指数(MNDWI)提取水体信息(徐涵秋, 2005).MNDWI是在McFeeters提出的归一化差异水体指数(NDWI)的基础上进行修正的(McFeeters, 1996),能较为准确地提取出水体信息(徐涵秋, 2005; 管义国, 2007).其数学表达式为:

$$MNDWI = (\rho_{M2} - \rho_{M5}) / (\rho_{M2} + \rho_{M5}) \quad (9)$$

式中, ρ_{M2} 和 ρ_{M5} 分别代表绿光波段和中红外波段的反射率.

水体遥感反射率 R_{rs} 与水面下反射率 $R(0^-)$ 既有联系又有区别,二者都能反映水体中的物质对光的衰减作用. R_{rs} 表达式为:

$$R_{rs} = L_w / E_d(0^+) \quad (10)$$

式中, L_w 是离水辐亮度, $E_d(0^+)$ 为水面入射总辐照度.

$R(0^-)$ 可由下式计算(Doxaran et al., 2002):

$$R(0^-) = E_u(0^-) / E_d(0^-) \quad (11)$$

式中, $E_u(0^-)$ 为水面下方向上辐照度, $E_d(0^-)$ 为水面下方向下辐照度.

R_{rs} 与 $R(0^-)$ 之间的关系可由下式表示(Doxaran et al., 2002):

$$R_{rs}(\lambda) = \frac{t(1 - \rho_{sw})}{n^2 Q} \times R(0^-)(\lambda) = \frac{t(1 - \rho_{sw})}{n^2} \times \frac{f}{Q} \times \frac{b_{bl}(\lambda)}{a_t(\lambda) + b_{bl}(\lambda)} \quad (12)$$

式中, Q 表示辐射的空间分布,受到水体成分、太阳入射角、大气状况和海面粗糙度等条件的影响; n 是水体的折射系数,取值为1.34; t 是气水界面的Fresnel透射系数,取值为0.98; ρ_{sw} 是气水界面的辐照度反射率,取值为0.05(Tzortziou et al., 2007).

公式中的参数多为常数,只有 f 和 Q 会随着外界条件的改变而改变. f 的取值可用公式(8)获得. Q 的取值已有不少学者进行了研究,Morel和Gentili研究发现, Q 值的变化范围在3~6,太阳天顶角越大时 Q 值越大(Morel et al., 1993).Gons则指出,对 Q 取值为 π ,特别是对于浑浊的水体取值为 π 能取得较为合理的结果(Gons, 1999).其次,还有一些学者将 f/Q 作为一个变量来研究(李云梅等, 2006; Tzortziou et al., 2007).本研究将已知的参数代入公式(12)中, R_{rs} 用采样时实测的光谱数据算出的反射率来表示,这样就可算出每个采样点的 f/Q 值;结果显示: f/Q 的变化范围为0.113~0.132,其均值为0.129. Morel和Mueller等用该方法算出的结果是, f/Q 的取值范围在0.08~0.15(Morel et al., 2002),本文的结果也在该范围内. f 值由公式(8)计算可知, $f = 0.42$,因此 $Q = 3.256$.这与Morel和Gentili研究结果 Q 值的变化范围在3~6也吻合(Morel et al., 1993).因此, R_{rs} 与 $R(0^-)$ 的关系可以表示为下式:

$$R(0^-) = 6.289 \times R_{rs} \quad (13)$$

由上式即可以通过TM影像上的反射率 R_{rs} 来获取 $R(0^-)$,将其应用到表1中的悬浮物反演模型中即反演出悬浮物浓度.

3 悬浮物浓度反演结果 (Results)

悬浮物反演时,选择表1中可决系数最高的二次多项式模型进行反演,得到晋江水体的悬浮物浓度分布图,见图5.

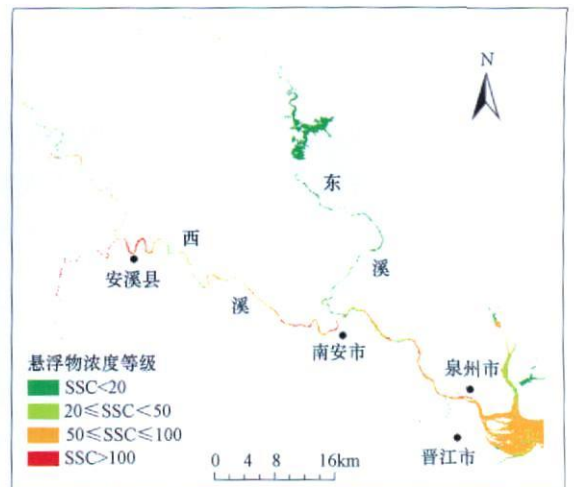


图5 晋江悬浮物浓度空间分布图

Fig. 5 Spatial distribution of retrieved SS in the Jin River

3 1 反演精度分析

图 6是实测悬浮物浓度和模拟悬浮物浓度的比较结果,并用精度评价指标相对误差 RE 来评价模型.

$$RE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{|C_{Est\ i} - C_{Obs\ i}|}{C_{Obs\ i}} \right) \times 100\% \quad (14)$$

式中, $C_{Est\ i}$, $C_{Obs\ i}$ 分别表示第 i 个点位的悬浮物浓度的反演值和实测值, n 是样本总量.

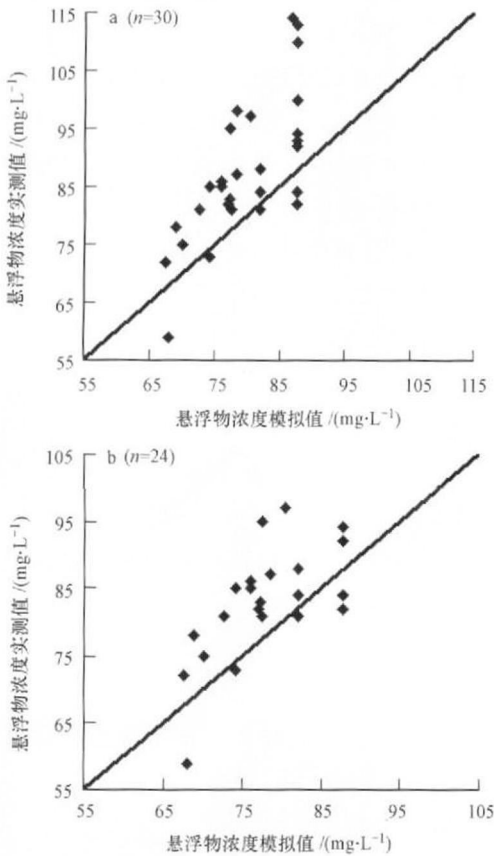


图 6 悬浮物浓度实测值与模拟值比较

Fig 6 Comparison of estimated and measured SS

图 6a是 30 个采样点的实测值与模拟值的比较,图 6b是扣除 6 个近岸水样后剩余 24 个采样点的实测值与模拟值的比较.结果表明,全部采样点反演的相对误差最大为 23.6%,最小值为 2%,其平均误差在 11.93%,95% 的点位的误差在 20% 以内.误差较大的点主要是处于近岸水体、悬浮物浓度较高的那些点位;将这些近岸水体的采样点剔除后重新计算平均误差,其 RE 值为 8.1%,有较为明显的降低,可见近岸水体的模拟精度相对较差.这可能是因为采样日期与卫星过空日期不同步引起的.卫星过空的时间比采样时间晚 6d 近岸水体由于人类活动频繁可导致悬浮物浓度在短时间内发生变化.

从而影响了反演精度.而远岸水体由于距离污染源较远,较短的时间差异不会造成悬浮物浓度的明显变化,所以模型的预测精度就比较高.因此,同一时间段内近岸水体的水质变化相对来说较为明显,模型的预测值与采样当时的实测值偏差也相对较大.

图 6 实测值与模拟值比较的结果表明,大部分点位的模拟值比实测值小,这与晋江下游处于感潮河段有直接的关系.在涨潮过程中,由于入海口来水的稀释作用,晋江水体污染物被冲稀,浓度降低;反之落潮时,污染物浓度会上升,水质将恶化.一般而言,在丰水期水量充沛,涨落潮对河流水质的影响作用最小,枯水期涨落潮影响最大;3 个水期涨落潮对水质的影响大小依次为:枯水期、平水期和丰水期.根据晋江的水文特征,按径流量的大小将全年分为 3 个水期,2~4 月为平水期,6~9 月为丰水期,10~12 月为枯水期(陈朝阳等, 2006).本研究采样时间是在 3 月 5 日,处于晋江的平水期,涨落潮对水质存在一定的影响.因此,现场实测的悬浮物浓度与模型模拟浓度出现整体性的系统偏差与涨落潮对水质的影响有直接关系.

3 2 悬浮物污染分析

为了说明晋江水体悬浮物的污染情况,按照台湾环境部门提供的淡水河悬浮物分级标准将水体悬浮物分为 4 个等级(许珺等, 2000),获得不同级别悬浮物浓度的分布面积(表 2).

表 2 各级悬浮物浓度均值与分布面积比例

Table 2 Mean, area and percentage of graded SS

悬浮物浓度级别	浓度均值 / (mg L ⁻¹)	面积 / km ²	所占百分比
A 级: 未(稍)受污染 SS < 20	10.74	18.64	24.63%
B 级: 轻度污染 20 ≤ SS < 50	38.25	11.51	15.21%
C 级: 中度污染 50 ≤ SS ≤ 100	66.44	42.59	56.28%
D 级: 严重污染 SS > 100	136.76	2.94	3.88%

从表 2 和图 4 悬浮物浓度反演结果看,晋江有 56.28% 的水体悬浮物浓度处于中度污染状态,其悬浮物浓度均值为 66.44mg·L⁻¹,未受污染的水体和轻度污染的水体相差不多,严重污染的水体仅有 3.88%.可见,当前晋江水体的悬浮物污染处于轻~中度污染水平.从悬浮物的空间分布特征看,位于晋江上游西溪支流的南安市区河段,安溪凤城镇、城乡镇附近河段,其悬浮物浓度处于严重污染水平.位于晋江东溪支流的河段,由于没有集中成片的城镇,工业污染源也相对较少,因此,该河段悬浮

物浓度级别以未(稍)受污染为主。东溪与西溪汇流于晋江干流上,水体得到了混合,西溪的水质得到了稀释,因此汇流后干流的水质一般处于中度污染水平。到了泉州市区河段上游约5km处悬浮物浓度逐渐上升,虽仍处于中度污染水平,但其悬浮物浓度明显比下游河口附近的水质要差。其原因之一是该河段属于感潮河段,受市区污染的水体因涨潮上溯而向上游传输,严重影响上游水质。

从以上分析可知,晋江水域内悬浮物的空间分布特征主要受几个方面影响:①集中成片的城镇附近一般水质较差,可见生活污染源是主要原因之一;②工业密集的区域,如南安附近河段,由于石材企业的存在使其悬浮物浓度处于较高水平,可见工业污染源为主要污染源;③近岸水域的悬浮物浓度较远岸水域的高,表明人类活动对近岸水域的影响明显比远岸水域强。

5 结论 (Conclusions)

1) 通过测定晋江水体的生物光学特性,可从机理上、本质上了解水体反射率与悬浮物浓度之间的响应关系,其所建立的悬浮物浓度遥感模型比经验一半经验模型具有更强的理论依据,将模型应用于水体悬浮物浓度反演时,其结果将更为可靠。

2) 研究结果表明,可见光波长的反射率与悬浮物浓度呈正相关关系 ($p < 0.01$),其中尤以绿光波段(TM2)的相关性最强,由其所建立的模型模拟悬浮物浓度能取得较为理想的精度。

3) 对晋江水体的悬浮物浓度反演结果表明,晋江水体悬浮物浓度处于轻度~中度污染水平,水体沿岸的生活污染源和工业污染源是影响水质的主要原因。流经城镇集中分布区和工业园区的河段的悬浮物浓度明显高于其余河段的悬浮物浓度。

责任作者简介:徐涵秋,教授,博导,获爱尔兰国立大学博士学位。主要从事环境资源遥感应应用研究,已在国内外刊物发表论文80多篇。

参考文献 (References):

Binding C E, Bowers D G, Mitchelson-Jacob E G. 2005. Estimating suspended sediment concentrations from ocean colour measurements in moderately turbid waters: the impact of variable particle scattering properties [J]. *Remote Sensing of Environment* 94(3): 373-383
陈朝阳,谢进金,卢海声,等. 2006. 福建晋江水系浮游植物调查及水质状态的评价[J]. *中国环境监测*, 22(5): 82-84

Chen C Y, Xie J J, Lu H S, *et al*. 2006. A survey of phytoplankton and evaluation of water quality in Jinjiang River [J]. *Environment Monitoring in China* 22(5): 82-84 (in Chinese)
Cleveland J S, Weidemann A D. 1993. Quantifying absorption by aquatic particles: A multiple scattering correction for glass-fiber filters [J]. *Limnol and Oceanogr* 38: 1321-1327
Dekker A G, Vos R J, Peters S W M. 2002. Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data [J]. *International Journal of Remote Sensing* 23(1): 15-35
Doxaran D, Froidefond J, Lavender S, *et al*. 2002. Spectral signature of highly turbid waters: application with SPOT data to quantify suspended particulate matter concentrations [J]. *Remote Sensing of Environment* 81(1): 149-161
D'Sa E J, Miller R L. 2003. Bio-optical properties in waters influenced by the Mississippi River during low flow conditions [J]. *Remote Sensing of Environment* 84(4): 538-549
Gons H J. 1999. Optical tele-detection of chlorophyll a in turbid inland waters [J]. *Environment Science Technology* 33(7): 1127-1132
Green S, Blough N. 1994. Optical absorption and fluorescence properties of chromophoric dissolved organic matter in natural waters [J]. *Limnol and Oceanogr* 39: 1903-1916
管义国,王心源,吉文帅. 2007. 巢湖水体悬浮物的遥感分析[J]. *遥感信息*, (5): 39-43
Guan Y G, Wang X Y, Ji W S. 2007. Studies on suspended sediments in the Chaohu Lake by remote sensing [J]. *Remote Sensing Information*, (5): 39-43 (in Chinese)
Kirk J T O. 1984. Dependence of relationships between inherent and apparent optical properties of water on solar altitude [J]. *Limnology and Oceanography*, 29(2): 350-356
李洪灵,张鹰,姜杰. 2006. 基于遥感方法反演悬浮泥沙分布[J]. *水科学进展*, 17(2): 242-245
Li H L, Zhang Y, Jiang J. 2006. Study on the inversion model for the suspended sediment concentration in remote sensing technology [J]. *Advances in Water Science* 17(2): 242-245 (in Chinese)
李云梅,黄家柱,陆皖宁,等. 2006. 基于分析模型的太湖悬浮物浓度遥感监测[J]. *海洋与湖泊*, 37(2): 171-177
Li Y M, Huang J Z, Lu W N, *et al*. 2006. Model-based remote sensing on the concentration of suspended sediment in Taihu Lake [J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica* 37(2): 171-177 (in Chinese)
Lubac B, Loisel H. 2007. Variability and classification of remote sensing reflectance spectra in the eastern English Channel and southern North Sea [J]. *Remote Sensing of Environment* 110(11): 45-58
McFeeters S K. 1996. The use of Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features [J]. *International Journal of Remote Sensing* 17(7): 1425-1432
Mitchell B G. 1990. A algorithm for determining the absorption coefficient of aquatic particulates using the quantitative filter technique (QFT) [C]. *SPE*, 1302: 137-148
Morel A, Gentili B. 1993. Diffuse reflectance of oceanic waters II. Bidirectional aspects [J]. *Applied Optics* 32: 6864-6879
Morel A, Mueller J L. 2002. Normalized water-leaving radiance and

- remote sensing reflectance, bidirectional reflectance and other factors [P]. *Ocean Optics Protocols For Satellite Ocean Color Sensor Validation 2*: 183—210
- Smith R C, Baker K S. 1981. Optical properties of the clearest natural waters (200—800nm) [J]. *Applied Optics*, 20(2): 177—184
- Tzortziou M, Subramanian A, Herman J R, *et al.* 2007. Remote sensing reflectance and inherent optical properties in the mid Chesapeake Bay [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72(1): 16—32
- 王艳红, 邓正栋, 马荣华. 2007. 基于实测光谱与 MODIS 数据的太湖悬浮物定量估测 [J]. *环境科学学报*, 27(3): 509—515
- Wang Y H, Deng Z D, Ma R H. 2007. Suspended solids concentration estimation in Lake Taihu using field spectra and MODIS data [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 27(3): 509—515 (in Chinese)
- 徐涵秋. 2005. 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*, 9(5): 589—595
- Xu H Q. 2005. A study on information extraction of water body with the Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI) [J]. *Journal of Remote Sensing*, 9(5): 589—595 (in Chinese)
- 徐涵秋. 2006a. 环厦门海域水色变化的多光谱多时相遥感分析 [J]. *环境科学学报*, 26(7): 1209—1218
- Xu H Q. 2006a. Water colour variation analysis of the coastal waters surrounding Xiamen Island of SE China by multispectral and multitemporal remote sensing measurements [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 26(7): 1209—1218 (in Chinese)
- Xu H Q. 2006b. Evaluation of Two absolute radiometric normalization algorithms for pre-processing of Landsat imagery [J]. *Journal of China University of Geosciences*, 17(2): 146—150
- 许珺, 方红亮, 傅肃性, 等. 1999. 运用 SPOT 数据进行河流水体悬浮固体浓度的研究——以台湾淡水河为例 [J]. *遥感技术与应用*, 14(4): 17—22
- Xu J, Fang H L, Fu S X, *et al.* 1999. Estimating suspended sediment concentrations from SPOT image: a case study in Dianshuhe Taiwan [J]. *Remote Sensing Technology and Application*, 14(4): 17—22 (in Chinese)
- 许珺, 傅肃性, 黄绚. 2000. 遥感与 GIS 在河流水质环境背景分析中的应用——以台湾基隆河为例 [J]. *环境科学*, 21(4): 1—5
- Xu J, Fu S X, Huang X. 2000. Application of remote sensing and GIS in environment background of water quality analysis——a case study in Jilong River Taiwan [J]. *Environment Science*, 21(4): 1—5 (in Chinese)
- 张运林, 秦伯强, 杨龙元. 2006a. 太湖梅梁湾水体悬浮颗粒物和 CDOM 的吸收特性 [J]. *生态学报*, 26(12): 3969—3979
- Zhang Y L, Qin B Q, Yang L Y. 2006a. Spectral absorption coefficients of particulate matter and chromophoric dissolved organic matter in Meiliang Bay of Lake Taihu [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 26(12): 3969—3979 (in Chinese)
- 张运林, 秦伯强. 2006b. 基于水体固有光学特性的太湖浮游植物色素的定量反演 [J]. *环境科学*, 27(12): 2439—2444
- Zhang Y L, Qin B Q. 2006b. Quantitative retrieval of phytoplankton pigment based on water inherent optical properties in Lake Taihu [J]. *Environment Science*, 27(12): 2439—2444 (in Chinese)

勘 误

因作者疏忽, 发表在本刊第 29 卷第 4 期《九龙江流域氮的源汇时空模式与机理初探》一文, 漏引了文献, 现予以勘误。由此给读者带来不便, 敬请谅解!

- 1) 835 页表 5 增加注 2): 九龙江全流域的氮收支数据参照文献 Chen *et al.*, 2008
- 2) 837 页表 6 第一行数据末列引用参考文献“本研究”改为“Chen *et al.*, 2008”
- 3) 文后参考文献补充文献 (Chen N W, Hong H S, Zhang L P, *et al.* 2008. Nitrogen sources and exports in an agricultural watershed in Southeast China [J]. *Biogeochemistry*, 87(2): 169—179)

作者: 陈能汪, 洪华生, 张珞平

2009 年 4 月 14 日