

基于半分析方法的黄河口悬浮物浓度遥感反演

顺布日¹, 青松¹, 郝艳玲²

(1. 内蒙古师范大学地理科学学院, 内蒙古 呼和浩特 010022; 2. 内蒙古大学生态与环境学院, 内蒙古 呼和浩特 010021)

摘要: 河口区的悬浮物浓度受陆源输入和水动力等其他因素的影响严重, 具有重要研究意义。本文利用黄河口及其邻近区域采集的 145 个站位光谱数据和悬浮物(Suspended Particulate Matter, SPM)浓度数据, 检验了 Nechad 模型、多波段准分析算法(Quasi-Analytical Algorithm, QAA)、最优化模型和半经验辐射传输模型(Semi-Empirical Radiative Transfer, SERT)在黄河口水域的适用性。结果表明, QAA561 模型和 Nechad561 模型在低浓度水域反演结果较好, QAA655 模型反演结果较差, Nechad665 模型适合于低浓度水域, 但反演精度低。QAA865 模型和 Nechad865 模型在中高浓度水域的反演结果较好。SERT655 模型反演精度较低。最优化模型和 SERT 滑动模型的反演精度较高。由于黄河口水域悬浮物浓度变化范围较大, 因此, 本文建立了分段 QAA 模型和 Nechad 模型。分段模型的反演结果均优于单一模型。根据误差敏感性分析可知, Nechad 分段模型和 QAA 分段模型对于遥感反射率的 50% 以内的误差并不敏感, 稳定可靠。将分段模型应用于 Landsat-8 OLI 数据, 获取了悬浮物浓度时空分布图。结果表明, 反演结果与已有研究具有相似分布特征。两种模型得到的悬浮物浓度在数值上存在差异, 然而分布趋势在中高浓度季节有非常好的一致性。

关键词: 悬浮物浓度; 半分析方法; 遥感反演; 黄河口; Landsat-8 OLI

中图分类号: X87 文献标识码: A 文章编号: 1000-3096(2019)12-0017-11

DOI: 10.11759/hyxx20190414002

悬浮物(Suspended Particulate Matter, SPM)与海洋中许多物理、生物地球化学过程密切相关。悬浮物浓度在不同水域中的变化很大, 不仅受水动力的影响, 还控制着浮游植物的初级生产力。河口是河流和沿海水域之间的重要纽带, 受径流影响, 悬浮物浓度的时空分布特征复杂。因此, 对河口水域的悬浮物浓度动态监测具有重要意义^[1-5]。传统的悬浮物浓度调查方式, 不仅费时费力, 而且时空分辨率低。遥感技术具有大面积同步、速度快、成本低等优势, 已在悬浮物调查方面得到了广泛应用^[6-8]。

目前, 悬浮物浓度的遥感算法主要以经验统计算法和半分析算法为主。经验算法数学公式简单且容易实现, 很多学者已建立了反射率(或浑浊度)与悬浮物浓度之间的经验关系。Islam 等^[9]利用单波段经验算法($R^2=0.98$), 反演了恒河和布拉马普特拉河区域悬沙浓度(SSC)。Novoa 等^[5]针对吉伦德河口、卢瓦尔河口和法国大西洋沿岸的布尔涅夫湾建立了三种单波段模型。模型中使用的波段为绿、红、近红外波段。结果表明, 绿、红波段适合于低浓度水域, 近红外波段适合于高浓度水域。相似的算法还出现

在 Sławomir 等^[10]的研究中。D'Sa 等^[11]将利用水面之上遥感反射率(Above-surface remote-sensing reflectance, R_{rs})之比, 即 $R_{rs}(670)/R_{rs}(555)$ 波段比算法应用于 SeaWiFS 数据, 分析了墨西哥湾北部沿海区域悬浮物浓度空间分布特征。Gokul 等^[3]发现印度东南海岸水体中碎屑吸收系数 $ad(443)$ 和悬浮物浓度之间存在幂函数关系($R^2=0.9$), 而 $ad(443)$ 可以通过波段比 $R_{rs}(620)/R_{rs}(490)$ 反演得到。Sławomir 等^[10]利用波罗的海南部沿海区域的 73 个站位实测数据, 建立了悬浮物浓度波段比模型, 发现最适合的波段比为 $R_{rs}(490)/R_{rs}(589)$ 或 $R_{rs}(490)/R_{rs}(625)$ 。波段组合与悬浮物浓度之间的经验关

收稿日期: 2019-04-14; 修回日期: 2019-07-18

基金项目: 国家自然科学基金项目(61265008, 61461034); 内蒙古自治区高等学校青年科技英才支持计划项目(NJYT-17-B04)

[Foundation: National Natural Science Foundation of China, No. 61265008, No. 61461034; Program for Young Talents of Science and Technology in Universities of Inner Mongolia Autonomous Region, No. NJYT-17-B04]

作者简介: 顺布日(1994-), 男, 蒙古族, 内蒙古锡盟人, 硕士研究生, 研究方向为 GIS&RS 应用, E-mail: 853195275@qq.com; 青松, 通信作者, 副教授, 主要从事遥感教学和科研, 电话: 18347160950, E-mail: chrisqs27@126.com

系也能得到较好的反演结果^[4,6]。此外,还有一些学者建立了浑浊度与悬浮物浓度之间的经验关系^[12-14]。

然而,经验算法区域依赖性强,通用性有限,悬浮物浓度变化大的水域中期反演误差较大^[5]。半分析算法是基于辐射传输方程建立遥感反射率与水体固有光学特性之间的关系模型,适用范围较广。目前,悬浮物浓度半分析方法主要有如下四种:(1)Nechad模型^[15];(2)多波段准-分析算法^[16-18](Quasi-Analytical Algorithm, QAA);(3)最优化方法^[19];(4)半经验辐射传输模型^[20](semi-empirical radiative transfer, SERT)。

Nechad 等^[15]基于南北海地区的实测数据,建立了一种悬浮物浓度反演的单波段半分析算法,此算法适合于多种卫星传感器。Constantin 等^[21]等将 Nechad 算法应用于 MODIS 和 SEVIRI 卫星数据,分析了吉伦德河口羽状锋时空分布特征。QAA 算法于 2002 年由 Lee 等^[16]开发。Alcântara 等^[17]和 Sun 等^[18]将此算法应用于悬浮物浓度反演研究中。此外, Eleveld 等^[22]将最优化算法应用于 MERIS 数据,反演得到了悬浮物浓度,并分析了潮汐和气象因素对河口悬浮颗粒物浓度的影响。Lee 等通过最优化的生物光学模型算法,计算得到悬浮物浓度^[23-24]。Shen 等^[20]

利用 SERT 模型,采用多波段滑动策略的估算方法,反演了杭州湾海域大范围悬浮物浓度。半分析算法的优点是具有较高的反演精度,无需训练样本,并且适用于不同悬浮物浓度的水体中。

因此,本文利用黄河口的现场实测数据,检验了上述四个半分析算法在黄河口水体中的适用性,并将算法应用于 Landsat-8 OLI 遥感数据,分析黄河口悬浮物浓度时空分布特征。

1 数据

1.1 研究区

黄河口位于东营市垦利区境内,北靠渤海湾,南靠莱州湾。黄河是世界上含沙量最高的河流,每年向黄河口区域输入大量的泥沙。进入渤海的悬浮物总量之中黄河的贡献占绝大多数^[25-26]。

本文采用了 2005 年 8 月和 9 月,2011 年 7 月,2011 年 12 月和 2015 年 6 月,在黄河口区域以及渤海湾、莱州湾区域采集的 145 个站位的光谱数据(其中 16 个站位无匹配的悬浮物浓度数据)和 129 个站位的悬浮物浓度数据,详见表 1。站位分布如图 1 所示。

表 1 实测数据信息表

Tab. 1 In-situ data information

站位	时间	测量数据	应用
129	2015 年 8 月、2011 年 7 月和 12 月	SPM、 R_{rs}	半分析模型检验
16	2015 年 6 月	R_{rs}	大气校正验证

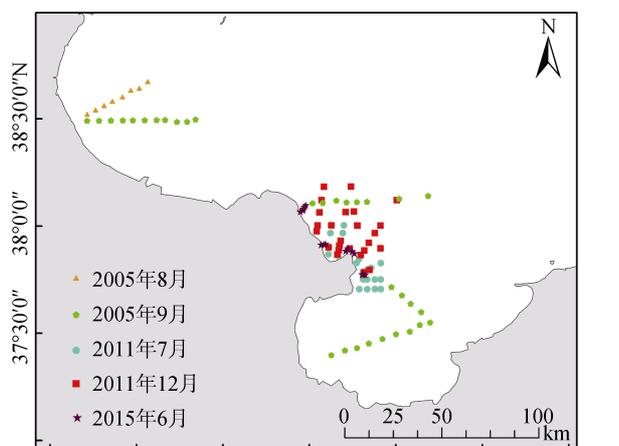


图 1 黄河口区域实测数据站位图

Fig. 1 Location of in-situ data in the Yellow River estuary

1.2 实测数据

利用 ASD 光谱分析仪(350~1 050 nm)采集了遥

感反射率数据。现场水体光谱数据采用水面之上测量法^[27],在晴天,平静海面上进行,方位角为 135°,观测角为 40°。遥感反射率(R_{rs})由如下公式 1 计算得到:

$$R_{rs} = [L_{sw}(\lambda) - rL_{sk}(\lambda)]\rho_p(\lambda) / \pi L_p(\lambda), \quad (1)$$

其中, $L_{sw}(\lambda)$, $L_{sk}(\lambda)$, $L_p(\lambda)$ 分别为测量的水体,天空和标准板辐亮度; r 为海气界面反射率,对于平静海面取值 0.022; $\rho_p(\lambda)$ 为标准板的反射率。

遥感反射率光谱曲线如图 2 所示。由于悬浮物浓度的变化,水体反射率的光谱形状和大小出现很大波动,尤其 600~900 nm 波段处的反射率随着悬浮物浓度的增加而增加。

采用重量法测量悬浮物浓度。首先使用采样瓶采集海表水,再将水样用先称好的 45 mm 聚碳酸酯膜式过滤器过滤,薄膜的孔径为 0.45 μm 。过滤后,将滤膜上留下的盐分用超纯水清洗三次,放

回培养皿中冷冻。之后将滤纸放到 60℃ 烤箱中烘干 4 小时, 再次称重。两次重量的差除以水样体积可得到悬浮物浓度。研究区的悬浮物浓度范围为 3.8~2 301 mg/L, 平均值和标准差分别为 119.44 mg/L 和 323.9 mg/L。

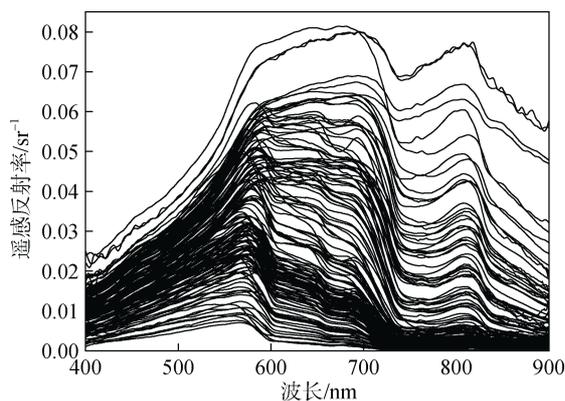


图 2 黄河口实测遥感反射率光谱曲线

Fig. 2 Measured remote sensing reflectance of the Yellow River estuary

1.3 遥感数据

本文所用的遥感数据为黄河口海域 2017 年 4 景 Landsat-8 OLI 影像。OLI 数据包括 9 个波段, 空间分辨率为 30 m, 其中包括一个 15 m 分辨率的全色波段。利用 Vanhellemont 和 Ruddick 等^[28-29]的算法对黄河口区域 Landsat-8 OLI 影像进行大气校正。

2 方法

2.1 半分析算法

本文利用实测的 129 组数据检验了悬浮物浓度半分析算法 Nechad 模型, QAA 模型、最优化模型和 SERT 模型。然后将算法应用于 Landsat-8 OLI 数据, 得到黄河口悬浮物浓度图。

2.1.1 Nechad 模型

Nechad 反演模型如下:

$$SPM = \frac{A^p \rho_w}{1 - \rho_w / C^p} + B^p \quad (2)$$

$$\rho_w = \pi R_{rs} \quad (3)$$

A^p (g/m³)、 B^p (g/m³)、 C^p (g/m³)为系数; ρ_w (sr⁻¹)为离水辐亮度; R_{rs} (sr⁻¹)为遥感反射率。

针对 Landsat-8 OLI 数据的波段设置, 本文检验了 Nechad561, Nechad655 和 Nechad865 三种算法(见表 2)。

表 2 Nechad561, Nechad655 和 Nechad865 三种算法的模型参数

Tab. 2 Model parameters of Nechad561, Nechad655 and Nechad865 algorithms

λ /nm	A^p /(g/m ³)	B^p /(g/m ³)	C^p /(g/m ³)
561	104.2	3.47	14.49
655	289.29	2.1	16.86
865	2 971.9	2.3	21.15

2.1.2 QAA 模型

QAA 模型如下:

$$r_{rs}(\lambda) = \frac{R_{rs}(\lambda)}{0.52 + 1.7R_{rs}(\lambda)} \quad (4)$$

$$u(\lambda) = \frac{-g_0 + \sqrt{(g_0)^2 + 4g_1 r_{rs}(\lambda)}}{2g_1};$$

$$g_0 = 0.089, \quad g_1 = 0.125, \quad (5)$$

$$a(865) = a_w(865) = 4.6052, \quad (6)$$

$$b_{bw}(865) = 0.000283, \quad (7)$$

$$b_{bp}(865) = \frac{u(865)a(865)}{1 - u(865)} - b_{bw}(865), \quad (8)$$

$$y = 2.0 \left[1 - 1.2 \exp \left[-0.9 \frac{r_{rs}(443)}{r_{rs}(555)} \right] \right], \quad (9)$$

$$b_{bp}(550) = b_{bp}(865) \left(\frac{865}{550} \right)^y, \quad (10)$$

$$SPM = 72.082b_{bp}(550) + 7.2792^{[18]}, \quad (11)$$

$R_{rs}(\lambda)$ (sr⁻¹)为总遥感反射率; $r_{rs}(\lambda)$ (sr⁻¹)为水下遥感反射率; $a(\lambda)$ (m⁻¹)为总吸收系数; $a_w(\lambda)$ (m⁻¹)纯水吸收系数; $b_{bw}(\lambda)$ (m⁻¹)纯水后向散射系数; $b_{bp}(\lambda)$ (m⁻¹)颗粒物后向散射系数; y 为颗粒物后向散射系数光谱斜率。SPM(mg/L)为悬浮物浓度

2.1.3 最优化模型

本文提出了如下非线性最优化问题:

$$\text{Min } F, \text{ s.t. } a_{ph}(440) > 0, a_{dg}(440) > 0, b_{bp}(400) > 0$$

目标函数为

$$F = \left[\sum_{400}^{900} (\hat{R}_{rs} - R_{rs})^2 \right]^{0.5} / \sum_{400}^{900} \hat{R}_{rs}, \quad (12)$$

\hat{R}_{rs} (sr⁻¹)和 R_{rs} (sr⁻¹)分别为模拟和实测得到的海表面遥感反射率。

由如下方式给出了非线性最小化问题的初始值

$$a_{ph}(440)^0 = 0.072 \left[R_{rs}(440)^0 / R_{rs}(550)^0 \right]^{-1.62}, \quad (13)$$

$$a_{dg}(440)^0 = a_{ph}(440)^0, \quad (14)$$

$b_{bp}(440)^0 = 30a_w(640)R_{rs}(640)^0$, (15)
模型参数化由如下公式 15~23 给出。

$$\hat{R}_{rs} = \frac{R_{rs}(\lambda)}{0.52 + 1.7R_{rs}(\lambda)}, \quad (16)$$

$$\hat{R}_{rs} = g_0u(\lambda) + g_1u(\lambda)^2; g_0 = 0.089, g_1 = 0.125, \quad (17)$$

$$u(\lambda) = b_b(\lambda) / [a(\lambda) + b_b(\lambda)], \quad (18)$$

$$a(\lambda) = a_w(\lambda) + a_{ph}(\lambda) + a_{dg}(\lambda), \quad (19)$$

$$b_b(\lambda) = b_{bw}(\lambda) + b_{bp}(\lambda), \quad (20)$$

$$a_{ph}(\lambda) = [a_0(\lambda) + a_1(\lambda)\ln(a_{ph}(440))]a_{ph}(440), \quad (21)$$

$$a_{dg}(\lambda) = a_{dg}(440)\exp[-S(\lambda - 440)], \quad (22)$$

$$b_{bp}(\lambda) = b_{bp}(400)(400/\lambda)^y, \quad (23)$$

$$y = 2.0 \left[1 - 1.2 \exp \left[-0.9 \frac{r_{rs}(443)^0}{r_{rs}(555)^0} \right] \right], \quad (24)$$

其中 $b_b(\lambda)$ (m^{-1}) 为总后向散射系数; $a_{ph}(\lambda)$ (m^{-1}) 为浮游植物吸收系数; $a_{dg}(\lambda)$ (m^{-1}) 为碎屑与溶解有机物吸收系数; S 为溶解有机物(CDOM)的光谱斜率, 其值范围为(0.013~0.017 nm^{-1})^[16]。利用最优化算法得到的 $b_{bp}(550)$ 和公式 10, 便可以计算出 SPM 浓度。

2.1.4 SERT 模型

SERT 反演模型如下:

$$R_{rs} = \frac{\alpha\beta C_{SS}}{1 + \beta C_{SS} + \sqrt{1 + 2\beta C_{SS}}} \quad [20], \quad (25)$$

其中 R_{rs} (sr^{-1}) 为遥感反射率, C_{SS} (g/L) 为悬浮物浓度, α 、 β 为经验参数, 其中 655 波段的参数来自 Tang 等^[30]的研究。模型参数见表 3。

表 3 SERT 模型参数

Tab. 3 Parameters of the SERT Model

λ/nm	α	β
561	0.049 3	35.335 2
620	0.065 2	20.471 1
655	0.076 3	11.530 6
709	0.076	10.61
779	0.094	3.502 7

本文采用了多波段滑动策略的估算方法^[20]和第 655 波段反演了悬浮物浓度, 具体步骤如下:

若 $R_{rs}(620) < 0.010$, 选用 561 nm 波段的 SERT 模型

若 $R_{rs}(708) < 0.018$, 选用 620 nm 波段的 SERT 模型

若 $R_{rs}(778) < 0.023$, 选用 708 nm 波段的 SERT 模型

否则, 选用 778 nm 波段的 SERT 模型。

黄河口处的悬浮物基本以悬浮泥沙为主, 因此 SERT 模型可用于黄河口悬浮物浓度反演。

2.2 算法验证和遥感应用

利用如下方式检验四个半分析模型的反演精度: 决定系数(R^2)、平均百分比误差(Mean Absolute Percentage Error, MAPE)、均方根误差(root mean square error, RMSE)和平均比值(RATIO)。

$$MPAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{x_i - y_i}{x_i} \right| (100\%), \quad (26)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}, \quad (27)$$

$$RATIO = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{x_i}{y_i} \right), \quad (28)$$

其中 n 为样本个数; x_i 为实测 SPM 浓度; y_i 为反演的 SPM 浓度。

将 SPM 算法应用于 2017 年 4 景大气校正之后的 Landsat-8OLI 影像, 反演得到研究区悬浮物浓度时空分布图。

3 结果

3.1 模型检验

3.1.1 单个模型

利用 129 组实测 SPM 和 R_{rs} 数据检验了上述四种半分析模型。图 3 为模型反演的 SPM 与实测值散点图。Nechad561 模型在低浓度区域(<30 mg/L)的散点集中分布于在 1:2 线和 2:1 线以内, 反演结果较好, 然而在中高浓度区域(>30 mg/L)存在偏离, R^2 为 0.23、RMSE 为 338.7 mg/L。Nechad665 模型在低浓度区域和中高浓度区域的散点存在偏离, 均出现超过 1:2 线和 2:1 线的散点, R^2 为 0.39、RMSE 为 326.3 mg/L。Nechad865 模型在中高浓度区域的散点分布于 1:2 线和 2:1 线以内, 低浓度区域存在偏离, R^2 为 0.82、RMSE 为 232.6 mg/L。QAA561 模型在低浓度区域反演精度较好, 在中高浓度区域散点出现分散, R^2 为 0.63, RMSE 为 266.04 mg/L。QAA561 模型反演精度较低, R^2 只有 0.49, 散点偏离 1:2 线程度较大, 反演值大于实测值。QAA865 模型反演精度较高, 散点较好地分布于 1:1 线周围, 但在中高浓度区域和低浓度区域均存在误差, R^2 为 0.87, RMSE 为 229.7 mg/L。最优化模型在中高浓度区域和低浓度区域也存在散点的偏离, R^2 为 0.79, RMSE 为 207.5 mg/L, 无法应用于 OLI 图像。SERT665 模型反演精度较低,

R^2 为 0.44, RMSE 达到了 42 467.14。SERT 滑动模型反演精度较高 R^2 为 0.76, RMSE 较高, 为 1 317.13 mg/L。

低浓度区散点出现分散, 在中高浓度区偏离了实测值。但无法将该模型应用在本文遥感影像中。

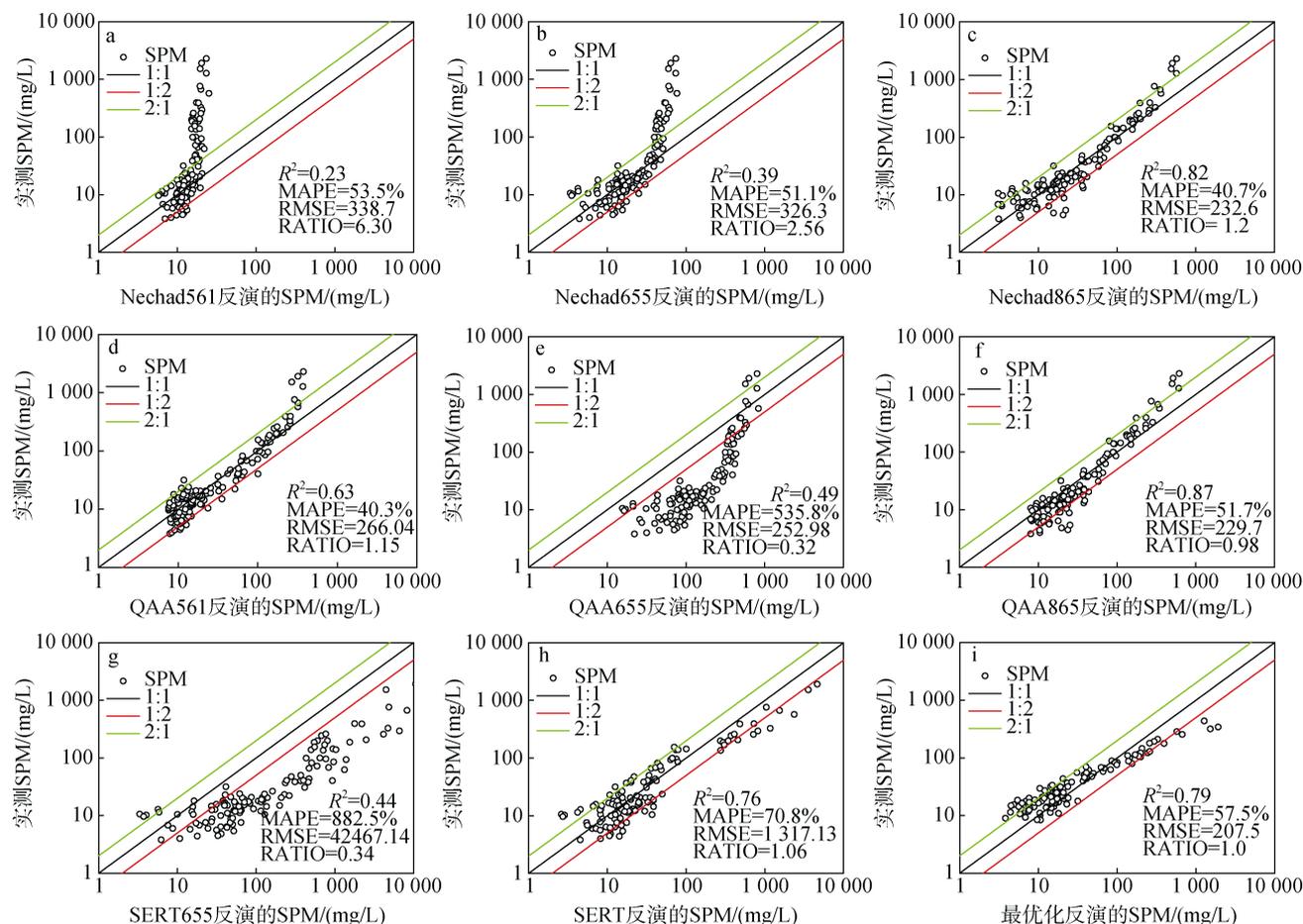


图 3 模型反演的 SPM 和实测 SPM 散点图

Fig. 3 Scatter plot of model-retrieved SPM and in-situ SPM, (a) Nechad561, (b) Nechad655, (c) Nechad865, (d) QAA 561model, (e) QAA655 model, (f) QAA 865model, (g) SERT655 model, (h) SERT model, and (i) optimization model

注: a: Nechad561, b: Nechad655, c: Nechad865, d: QAA561 模型, e: QAA655 模型, f: QAA865 模型, g: SERT655 模型, h: SERT 滑动模型, i: 最优化模型

这些结果表明, 可以把两个 Nechad 模型结合起来, 在低浓度区域采用 Nechad561 型, 在中高浓度区域采用 Nechad865 模型, 建立新的 Nechad 分段模型反演大范围悬浮物浓度水域。用相同的方法, 把 QAA561 和 QAA865 模型相结合, 建立 QAA 分段模型。

3.1.2 分段模型

由 3.1.1 节的结果可知, 由于黄河口水域悬浮物浓度变化范围较大(3.8~2 301mg/L), 单一算法不适合于此区域的 SPM 反演。因此, 根据实测 SPM 和遥感反射率建立了基于 QAA 算法和 Nechad 算法的分段模型。见图 4(a)为分段模型建立, (b1)为 QAA 分段模型检验, (b2)为 Nechad 分段模型检验。

利用 $\rho_w(865)$ 值可以将研究区水域划分为低浓度

和中高浓度水体。从图 4(a)中看出 $\rho_w(865)$ 和 SPM 变化趋势一致, $\rho_w(865)$ 随 SPM 浓度的增加而上升, 在 SPM=30mg/L 处出现拐点, 对应的 $\rho_w(865)$ 值为 0.009 55。因此, 以 $\rho_w(865)=0.009 55$ 点作为分界值, 将研究区水域分为低浓度和中高浓度的水体, 在低浓度区域(图 4(a)中红线左侧区域)采用 QAA561 模型或 Nechad561 模型, 在中高浓度区域(图 4(a)中红线右侧区域)采用 QAA865 模型或 Nechad865 模型。从图 4(b1, b2)中可以看出, 分段模型得到的 SPM 与实测值有很好的—致性, 散点基本分布于 1: 2 线和 2: 1 线以内, SPM 浓度大于 1 000 mg/L 的四个散点处于悬浮物饱和状态, 无法用分段模型反演。QAA 模型 R^2 为 0.86, MAPE 为 38.5%, RMSE 和 RATIO 分别为

229.64 mg/L 和 1.12。Nechad 分段模型 R^2 为 0.82, MAPE 为 34.3%, RMSE 和 RATIO 分别为 232.5 mg/L 和 1.18。分段模型得到的 SPM 反演结果优于单一

Nechad 模型、QAA 模型、最优化模型和 SERT 模型。因此, 本文将 QAA 分段模型和 Nechad 分段模型应用于遥感图像。

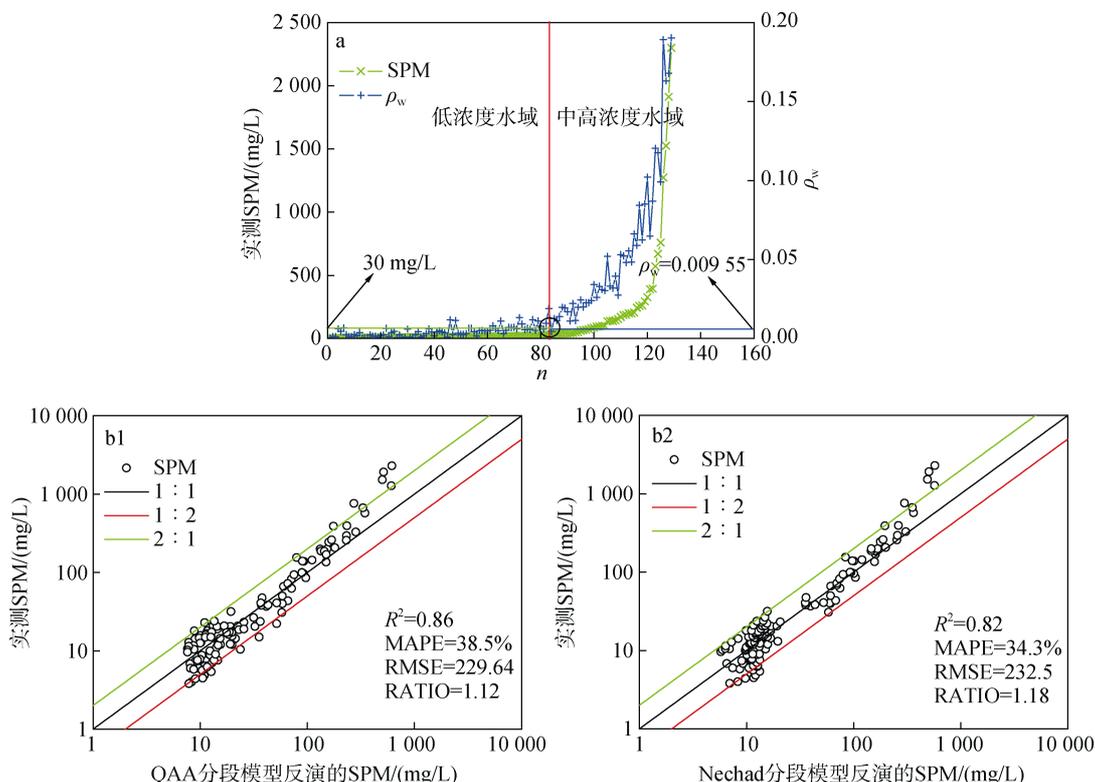


图 4 分段模型(a)模型建立(界限); 模型检验(b)

Fig. 4 Segmented model(a) model construction: QAA561 or Nechad561 when $\rho_w < 0.00955$, QAA865 or Nechad 865 when $\rho_w \geq 0.00955$ and (b) model validation

注: a: 当 $\rho_w < 0.00955$ 时, 用 QAA561 或 Nechad561; 当 $\rho_w \geq 0.00955$ 时, 用 QAA865 或 Nechad865

3.2 模型遥感应用

3.2.1 大气校正结果验证

利用 2015 年 6 月 5 日的 R_{rs} 数据, 检验了时空匹配的 OLI 数据大气校正结果。图 5 为实测与 Landsat-8 OLI 数据遥感反射率对比图。结果表明, 可见光波段处的校正精度较好, 近红外波段存在较大的不确定性, 然而低 SPM 浓度水域的 ρ_w (865) 值均较小。因此本文建立的分段模型可应用于 OLI 数据进行 SPM 反演。

3.2.2 黄河口悬浮物时空分布特征

图 6 为 QAA 分段模型(上面 4 个)和 Nechad 分段模型(下面 4 个)得到的黄河口悬浮物浓度四季分布图。在河口区域出现了 4 个站位的 SPM 高浓度值 (>1000 mg/L), 大部分站点浓度值都低于 300 mg/L, 为了 8 个图像的表现效果(8 个图的图例范围一致起

来, 使得能够在同一水平上对比分析), SPM 取值为 0~300 mg/L。

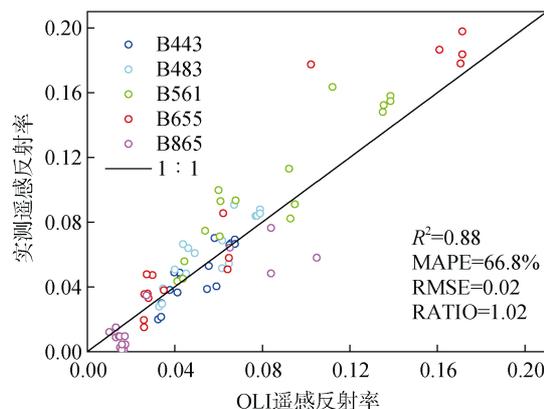


图 5 实测数据与 Landsat-8 OLI 数据遥感反射率对比
Fig. 5 Comparison of remote sensing reflectances of measured and OLI data

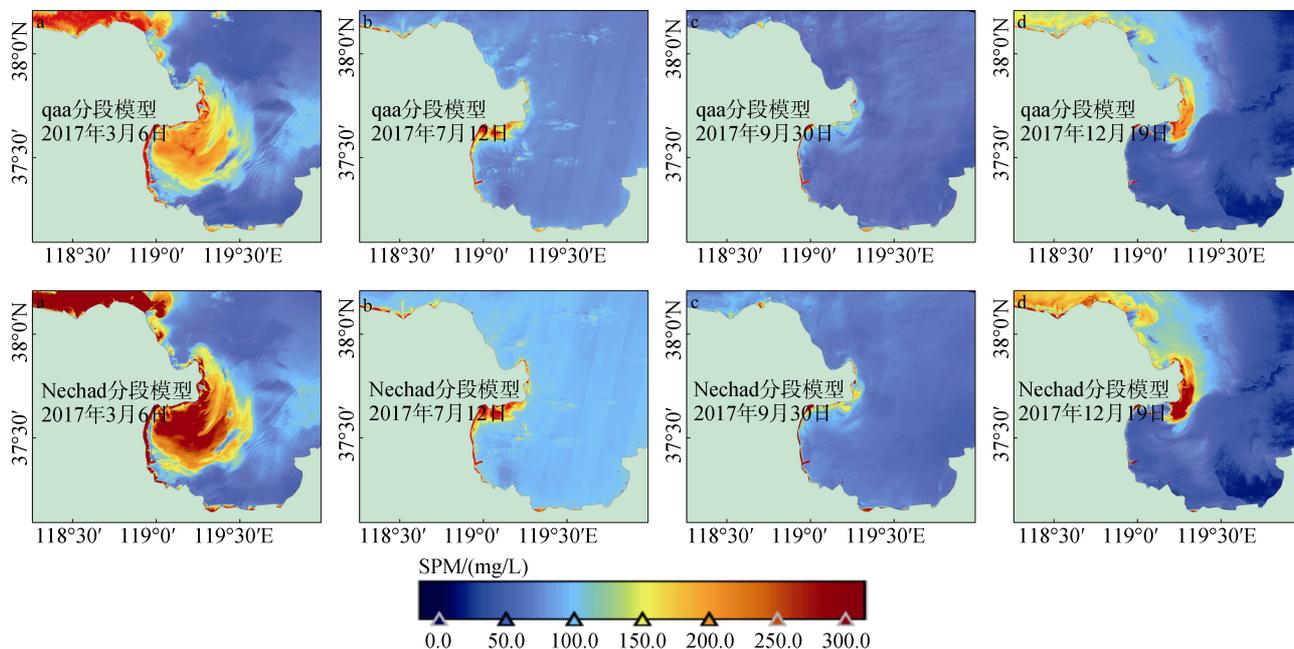


图 6 黄河口悬浮物浓度时空分布图

Fig. 6 SPM distribution maps of the Yellow River estuary

悬浮物浓度季节性分布的总体态势是冬(2017年12月19日)、春(2017年3月6日)高,夏(2017年7月12日)、秋(2017年9月30日)低,悬浮物浓度高值区域主要集中在黄河口附近。这种变化特征与 Zhang 等^[31]和 Qiao 等^[32]的研究结果一致。更重要的是,同一影像的分段模型和 QAA 分段模型反演结果在数量集上存在差别,但空间分布趋势一致。因此,图 7 中定量对比了分段模型与 QAA 模型的 SPM 值。从图 7 中可以看出,两种模型得到的 SPM 浓度呈较好的相关性,斜率和截距在四个季度基本一致。这种结果间接表明了 Nechad 和 QAA 模型的适用性和通用性较高。

4 讨论

4.1 误差敏感性分析

为了验证遥感反射率变化对分段模型的影响,进行了分段模型的误差敏感性分析。在遥感反射率光谱数据中引入随机误差,随机误差服从均值为 0,标准差为 10%、20%、30%、40%、50%、100%、200% 和 300% 的正态分布。每种误差引入 5 000 次,取平均结果。图 8a 为 Nechad 分段模型敏感性分析图,图 8b 为 QAA 分段模型敏感性分析图,表 4 为分段模型敏感性分析统计量。可以看出 Nechad 分段模型散点的变动非常小,散点基本分布在 1:2 和 2:1 线之内。随机误差从 0%到 50%, R^2 只减少了 0.19,平均

百分比误差增加只有 13.3%,误差控制在 50%以内,说明该模型是稳定可靠的。QAA 分段模型散点的变动非常大,随机误差从 0%到 50%, R^2 减少了 0.28,平均百分比误差增加了 27.1%,随机误差增加到 50%以后,散点开始偏离 1:1 线,误差越大散点的分布越广。这可能 QAA 模型的经验参数较多有关。

4.2 不同算法对比分析

通过上述结果发现, SERT655 模型, SERT 滑动模型,最优化模型, QAA 模型和 Nechad 模型整体上均可得到较好的 SPM 反演结果。然而,四种模型在低、中高浓度 SPM 水域中的表现均不同。

SERT655 模型反演精度较低,算法类似于 Nechad 算法, SERT 滑动模型反演精度较高,在中高浓度和低浓度水体的反演精度较好,适合反演大范围悬浮物水体。最优化模型能够同时获取多种参数,然而只适合于高光谱遥感影像,无法应用于少波段的光学数据,如 OLI 影像。QAA 模型也可以同时获取多种生物光学参量,且应用于多种传感器,然而模型的经验参数较多,可能导致模型的稳定性降低。Nechad 模型简单且易于实现,相比其他三个模型可应用于多种光学传感器。虽然单个模型在不同 SPM 浓度水体中的表现不同,但是通过水体的光学分类,可将不同波段的 QAA 模型和 Nechad 模型结合起来。如: QAA561 模型和 Nechad561 模型对反演低浓度水体

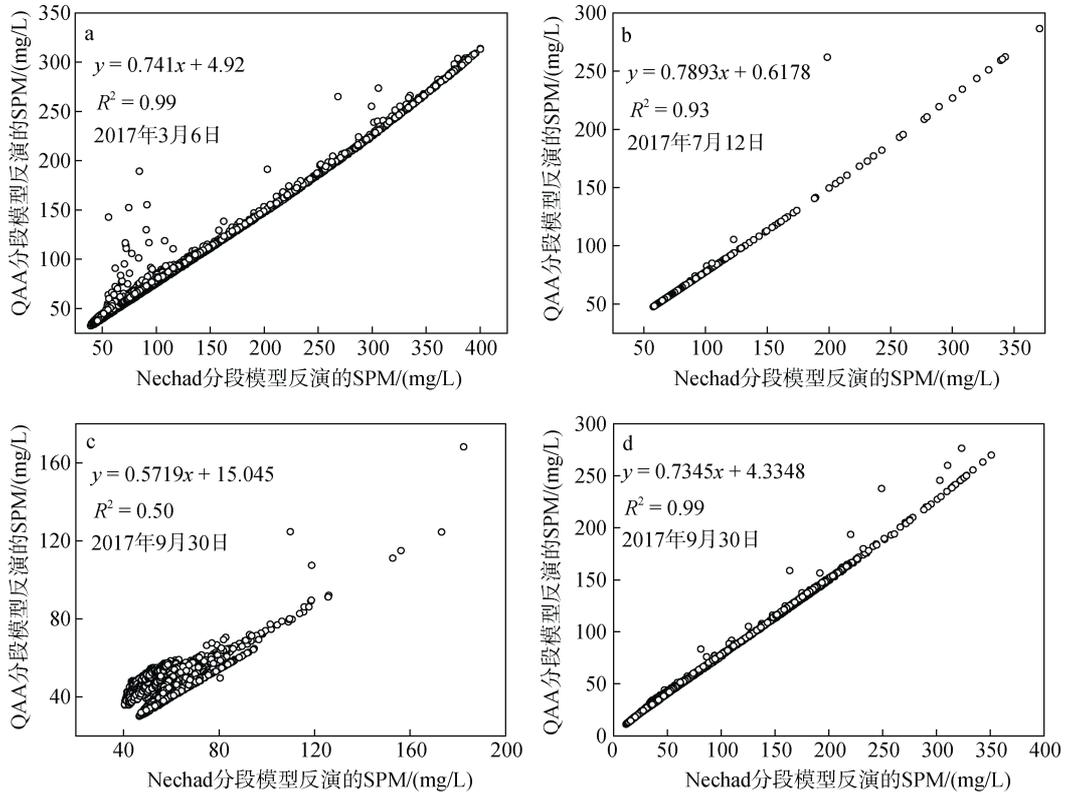


图 7 Nechad 分段模型与 QAA 分段模型在 OLI 影像上的 SPM 浓度对比

Fig. 7 SPM concentrations of Nechad and QAA segmented models in OLI images: (a) March 6, 2017, (b) July 12, 2017, (c) September 30, 2017, and (d) December 19, 2017

注: a: 2017 年 3 月 6 日, b: 2017 年 7 月 12 日, c: 2017 年 9 月 30 日, d: 2017 年 12 月 19 日

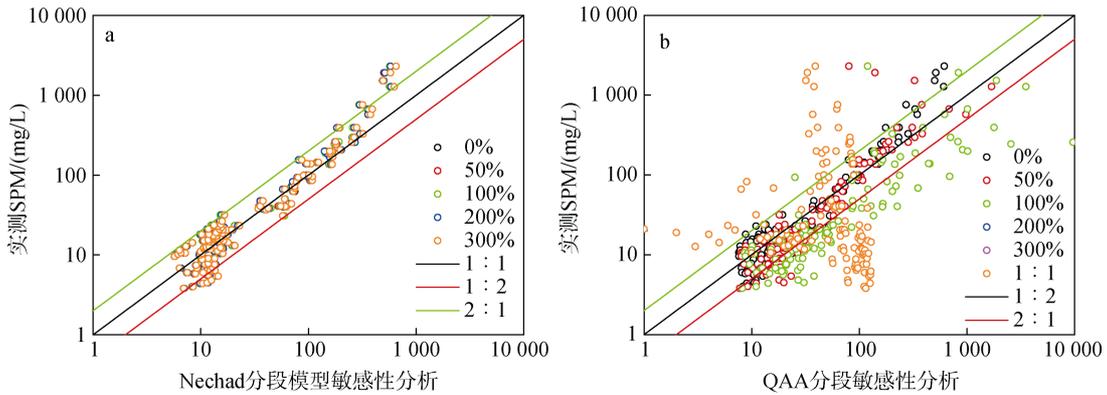


图 8 模型敏感性分析

Fig. 8 Model sensitivity analysis: (a) Nechad segmented model and (b) QAA segmented model

注: a: Nechad 分段模型; b: QAA 分段模型

上有优势, 但是不适合反演中高浓度浑浊水; QAA865 模型和 Nechad865 模型在中高浓度水域的反演结果很好。因此, 结合 561 nm 和 865 nm 波段的分段模型的反演结果非常好。

5 结论

本文利用黄河口 129 组现场实测数据对比分析了

表 4 大气校正精度验证统计量

Tab. 4 Statistical analysis of atmosphere-corrected OLI data

波段/nm	MAPE	RMSE/(mg/L)	RATIO	R ²
443	18.9%	0.01	0.94	0.73
483	16.4%	0.01	1.11	0.75
561	17.6%	0.02	1.22	0.85
655	25.2%	0.02	1.18	0.92
865	77.3%	0.02	0.75	0.82

表 5 模型敏感精度参数

Tab. 5 Sensitive precision parameters of the model

模型	误差	MAPE	RMSE	RATIO	R ²	模型	误差	MAPE	RMSE	RATIO	R ²
Nechad 分段模型	0%	34.3%	232.51	1.18	0.82	QAA 分段模型	0%	38.4%	229.64	1.12	0.86
	10%	35.0%	232.92	1.19	0.81		10%	40.8%	228.67	1.10	0.86
	20%	36.8%	233.94	1.22	0.78		20%	54.0%	228.47	1.00	0.80
	30%	39.7%	234.78	1.26	0.74		30%	57.1%	227.66	1.06	0.74
	40%	43.4%	237.63	1.42	0.68		40%	61.4%	229.30	1.22	0.66
	50%	47.6%	240.05	1.78	0.63		50%	65.5%	249.04	1.51	0.58
	100%	73.3%	264.02	1.18	0.38		100%	82.4%	850.99	2.54	0.36
	200%	132.9%	343.24	1.68	0.20		200%	149.2%	3 077.70	2.58	0.14
	300%	195.5%	443.44	1.31	0.16		300%	326.7%	12 912.21	2.44	0.08

四种半分析模型。对 SERT 模型采用了多波段滑动策略的估算方法，反演结果较好，R² 为 0.76，适合大范围浓度水域，但不适合应用于本文 OLI 遥感影像。SERT655 模型反演精度较低，R² 为 0.44，因此，不应用于遥感影像。最优化模型的反演精度也较高，R² 为 0.78。QAA 模型在 561 nm 波段处的反演精度较高，R² 为 0.63，在低浓度区域反演精度高，QAA 模型在 655 nm 波段处的反演精度最低，R² 只有 0.49，反演值被高估，QAA 模型在 865 nm 波段处的反演精度高，R² 达到了 0.87，在中高浓度区域反演结果好。Nechad 模型在不同水域中的 SPM 反演精度不同。561 nm 波段处的 Nechad 模型在低浓度水域反演结果较好，665 nm 波段处的模型虽然适合于低浓度 SPM 水域，但是在低浓度和中高浓度水域误差较大，865 nm 波段处的 Nechad 模型在中高浓度水域的反演结果很好。然而模型的区域性特征也很明显。

因此，本文采用 QAA 分段模型和 Nechad 分段模型反演黄河口悬浮物浓度。以 $\rho_w(865)=0.00955$ 值划分低浓度和中高浓度水体，在低浓度区域采用 QAA561 模型或 Nechad561 模型，中高浓度区域采用 QAA865 模型或 Nechad865 模型。分段模型的反演结果均优于单一模型。根据误差敏感性分析可知，Nechad 分段模型对遥感反射率误差不敏感，稳定可靠，QAA 分段模型稳定性较高。QAA 分段模型和 Nechad 分段模型应用于 Landsat-8OLI 遥感数据，获取了黄河口悬浮物浓度时空分布图。结果表明黄河口悬浮物浓度冬季和春季高，夏季和秋季低。高值区域主要集中在黄河口附近。两种模型得到的 SPM 值在数量集上存在差异。然而，空间分布趋势基本一致，相关性较高。除了秋季节，R² 接近 1，斜率和截距都很相似。在秋季节 R² 较高，斜率和截距出现波动。

结果表明两种算法具有较好的通用性。

参考文献:

- [1] Doxaran D, Froidefond J M, Castaing P, et al. Dynamics of the turbidity maximum zone in a macrotidal estuary (the Gironde, France): observations from field and MODIS satellite data[J]. Estuarine Coastal & Shelf Science, 2009, 81(3): 321-332.
- [2] 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[J]. Remote Sensing of Environment, 2014, 150(2): 218-230.
- [3] Gokul E A, Shanmugam P, Sundarabalan B, et al. Modeling the inherent optical properties and estimating the constituents' concentrations in turbid and eutrophic waters[J]. Continental Shelf Research, 2014, 84: 120-138.
- [4] Cheng Z, Wang X, Paull D, et al. Application of the geostationary ocean color imager to mapping the diurnal and seasonal variability of surface suspended matter in a macro-tidal estuary[J]. Remote Sensing, 2016, 8(244).
- [5] Novoa S, Doxaran D, Ody A, et al. Atmospheric corrections and multi-conditional algorithm for multi-sensor remote sensing of suspended particulate matter in low-to-high turbidity levels coastal waters[J]. Remote Sensing, 2017, 9(1).
- [6] Tassan S. Local algorithms using SeaWiFS data for the retrieval of phytoplankton, pigments, suspended sediment, and yellow substance in coastal waters[J]. Applied Optics, 1994, 33(12): 2369-2378.
- [7] Ostlund C, Flink P, Strömbeck N, et al. Mapping of the water quality of Lake Erken, Sweden, from imaging spectrometry and Landsat Thematic Mapper[J]. Science of the Total Environment, 2001, 268(1-3): 139.
- [8] Doxaran D, Froidefond J M, Castaing P. Remote-sensing reflectance of turbid sediment-dominated waters. Re-

- duction of sediment type variations and changing illumination conditions effects by use of reflectance ratios[J]. *Applied Optics*, 2003, 42(15): 2623-2634.
- [9] Islam M R, Begum S F, Yamaguchi Y, et al. The Ganges and Brahmaputra rivers in Bangladesh: basin denudation and sedimentation[J]. *Hydrological Processes*, 2015, 13(17): 2907-2923.
- [10] Sławomir B Woźniak, Mirosław Darecki, Monika Zabłocka, et al. New simple statistical formulas for estimating surface concentrations of suspended particulate matter (SPM) and particulate organic carbon (POC) from remote-sensing reflectance in the southern Baltic Sea[J]. *Oceanologia*, 2016, 58(3): 161-175.
- [11] D'Sa E J, Miller R L, Mckee B A. Suspended particulate matter dynamics in coastal waters from ocean color: Application to the northern Gulf of Mexico[J]. *Geophysical Research Letters*, 2007, 34(23): 5423-5427.
- [12] Dogliotti A I, Ruddick K G, Nechad B, et al. A single algorithm to retrieve turbidity from remotely-sensed data in all coastal and estuarine waters[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 156: 157-168.
- [13] Kari E, Kratzer S, Harvey E T. Retrieval of suspended particulate matter from turbidity – model development, validation, and application to MERIS data over the Baltic Sea[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2017, 38(7): 1983-2003.
- [14] Sidik M B J, Gohin F, Bowers D, et al. The relationship between suspended particulate matter and turbidity at a mooring station in a coastal environment: consequences for satellite-derived products[J]. *Oceanologia*, 2017, 59(3): 365-378.
- [15] Nechad B, Ruddick K G, Park Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2010, 114(4): 854-866.
- [16] Lee Z, Carder K L, Arnone R A. Deriving inherent optical properties from water color: a multiband quasi-analytical algorithm for optically deep waters[J]. *Appl Opt*, 2002, 41(27): 5755-5772.
- [17] Alcântara E, Curtarelli M, Ogashawara I, et al. Developing QAA-based retrieval model of total suspended matter concentration in Itumbiara reservoir, Brazil[C]// *Geoscience and Remote Sensing Symposium*. IEEE, 2015: 711-714.
- [18] Sun D, Qiu Z, Hu C, et al. A hybrid method to estimate suspended particle sizes from satellite measurements over Bohai Sea and Yellow Sea[J]. *Journal of Geophysical Research Oceans*, 2016, 121.
- [19] Giardino C, Candiani G, Bresciani M, et al. BOMBER: A tool for estimating water quality and bottom properties from remote sensing images[J]. *Computers & Geosciences*, 2012, 45(6): 313-318.
- [20] Shen Fang, Verhoef Wouter, Zhou Yunxuan, Salama Mhd. Suhyb, Liu Xiaoli. Satellite estimates of wide-range suspended sediment concentrations in Changjiang (Yangtze) estuary using MERIS data[J]. *Estuaries and Coasts*, 2010, 33(6), 1420-1429, DOI: 10.1007/s12237-010-9313-2, 2010
- [21] Constantin S, Doxaran D, Derkacheva A, et al. Multi-temporal dynamics of suspended particulate matter in a macro-tidal river Plume (the Gironde) as observed by satellite data[J]. *Estuarine Coastal & Shelf Science*, 2018, 202C: 172-184.
- [22] Eleveld M A, Wal D V D, Kessel T V. Estuarine suspended particulate matter concentrations from sun-synchronous satellite remote sensing: Tidal and meteorological effects and biases[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2014, 143(3): 204-215.
- [23] Lee Z, Carder K L, Mobley C D, et al. Hyperspectral remote sensing for shallow waters. I. A semianalytical model[J]. *Appl Opt*, 1998, 37(27): 6329-6338.
- [24] Lee Z, Carder K L, Mobley C D, et al. Hyperspectral remote sensing for shallow waters. 2. Deriving bottom depths and water properties by optimization.[J]. *Applied Optics*, 1999, 38(18): 3831-3843.
- [25] 崔廷伟, 张杰, 马毅, 等. 渤海悬浮物分布的遥感研究[J]. *海洋学报*, 2009, 31(5): 10-18.
Cui Tingwei, Zhang Jie, Ma Yi, et al. The study on the distribution of suspended particulate matter in the Bohai Sea by remote sensing[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2009, 31(5): 10-18.
- [26] Qing S, Zhang J, Cui T, et al. Remote sensing retrieval of inorganic suspended particle size in the Bohai Sea[J]. *Continental Shelf Research*, 2014, 73: 64-71.
- [27] 唐军武, 田国良, 汪小勇, 等. 水体光谱测量与分析 I: 水面以上测量法[J]. *遥感学报*, 2004, 8(1): 37-44.
Tang Junwu, Tian Guoliang, Wang Xiaoyong, et al. The methods of water spectra measurement and analysis I: Above-water method[J]. *Journal of Remote Sensing*, 2004, 8(1): 37-44.
- [28] Vanhellemont Q, Ruddick K. Turbid wakes associated with offshore wind turbines observed with Landsat 8[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2014, 145(8): 105-115.
- [29] Vanhellemont Q, Ruddick K. Advantages of high quality SWIR bands for ocean colour processing: examples from Landsat-8[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 161: 89-106.
- [30] Tang Rugang, Shen Fang, Pan Yanqun, Kevin Ruddick, Shang Pei, 2019 Multi-source high-resolution satellite products in Yangtze Estuary: cross-comparisons and impacts of signal-to-noise ratio and spatial resolution[J]. *Optics Express*, 27(5), 6426-6440.

[31] Zhang M, Dong Q, Cui T, et al. Suspended sediment monitoring and assessment for Yellow River estuary from Landsat TM and ETM+ imagery[J]. Remote Sensing of Environment, 2014, 146: 136-147.

[32] Qiao S, Shi X, Zhu A, et al. Distribution and transport of suspended sediments off the Yellow River (Huanghe) mouth and the nearby Bohai Sea[J]. Estuarine Coastal and Shelf Science, 2010, 86(3): 337-344.

Remote sensing retrieval of suspended-particulate-matter concentrations in Yellow River estuary based on semi-analytical method

SHUN Bu-ri¹, QING Song¹, HAO Yan-ling²

(1. College of geographical sciences, Inner Mongolia Normal University, Hohhot 010022, China; 2. The School of Ecology and Environment of Inner Mongolia University, Hohhot 010021, China)

Received: Apr. 14, 2019

Key words: suspended particulate matter; semi-analytical method; remote sensing retrieval; Yellow River estuary; Landsat-8 OLI

Abstract: The concentration of suspended particulate matter (SPM) in estuarine areas is seriously affected by land source input, hydrodynamics and other factors, which is of significant concern. In this study, we used 145 groups of remotely sensed reflectance and SPM concentration data collected from the Yellow River estuary and its adjacent waters to evaluate the applicability of various models, including the Nechad model, quasi-analytical algorithm (QAA) model, optimization model, and semi-empirical radiative transfer (SERT) model, to the Yellow River estuary. The QAA561 and Nechad561 models exhibited higher retrieval accuracy in low-concentration waters. The QAA655 model retrieved a poor result. In low-concentration waters, the Nechad655 model also retrieved a bad result, whereas the results retrieved by both the QAA865 and Nechad865 models were suitable for middle-high-concentration waters. The SERT and optimization models also demonstrated high inversion accuracy. The use of an individual algorithm was not suitable for SPM inversion in the Yellow river estuary due to the wide range of SPM concentrations in this area (3.8~2 301 mg/L). Therefore, in this study, we established a segmented model, which according to the validation results obtained, performed better than an individual model. According to the error sensitivity analysis, the Nechad and QAA segmentation models are not sensitive to error within 50% of the remote sensing reflectivity and are robust and reliable, and the QAA segmentation model is less error sensitive. We applied the proposed segmented model to atmospheric-corrected Landsat-8 OLI data to obtain a spatio-temporal SPM map of the Yellow river estuary, and the inversion results showed similar distribution characteristics to those reported in previous studies. There are some differences in the magnitudes of the SPMs obtained by the two models, which implies that the Nechad and QAA models have high applicability and transferability.

(本文编辑: 丛培秀)