

基于最佳摄动量法反演浅水海湾 水质模型的综合扩散系数*

聂红涛, 陶建华

(天津大学 力学系, 天津 300072)

(周恒推荐)

摘要: 作为浅水海湾水质模型基本参数的综合扩散系数, 常通过试算来率定, 耗时、经验性强. 该文应用渤海湾化学需氧量(COD)的部分监测资料, 对污染物的综合扩散系数进行了反演. 由于问题的非线性, 结合正则化方法对求解过程的不适定性进行处理, 应用算子识别摄动法进行求解. 利用反演得到的综合扩散系数对渤海湾化学需氧量(COD)、无机氮(IN)、无机磷(IP)的分布进一步模拟, 并与监测数据进行对比, 结果表明反演的综合扩散系数是合理的. 该方法还可用于反演水质模型中的其他参数.

关键词: 水质模型; 综合扩散系数; 反演; 正则化; 渤海湾

中图分类号: O241.5 **文献标识码:** A

DOI: 10.3879/j.issn.1000-0887.2009/06.004

引 言

随着经济的发展, 越来越多的废水通过入海河流和污水排放口进入海湾, 海洋生态环境承受着巨大的压力. 治理海洋生态环境的关键问题, 是需要充分了解污染物在海域中的分布规律, 用水质模型来预测分析是一个重要手段. 自然界中的污染物输移扩散实质是一个三维问题, 然而对于垂向尺度远小于水平尺度的浅水海域, 常用沿水深积分的二维控制方程来描述污染物的混合输运过程^[1]. 在水体中, 污染物的运动包括随水流输移、分子扩散和湍动扩散. 而在将三维方程沿水深积分为二维方程的过程中, 导出了代表流速沿垂向分布不均对污染物的离散作用. 在二维水质方程的推导中, 常将分子扩散系数、湍动扩散系数和离散系数合称为综合扩散系数(也称综合混合系数). 研究认为从数量级上看, 分子扩散系数和湍动扩散系数相对于离散系数小得多, 可略去不计^[1-2]. 因此在用二维水质模型预测污染物在浅海中的输移分布时, 综合扩散系数可仅取离散系数, 它是二维水质模型的关键参数.

确定污染物离散系数的研究方法可分为溶剂示踪实验法, 包括瞬时点源扩散实验、连续点源扩散实验等; 解析解法, 依据物质输运扩散方程, 在给定假设下, 推导离散系数的计算公式,

* 收稿日期: 2009-04-01; 修订日期: 2009-04-10

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(10872144); 全球环境基金资助项目(TF053183)

作者简介: 聂红涛(1979-), 男, 湖北人, 博士生(Tel: + 86-22-27890726; E-mail: nh_t_sea@126.com);

陶建华(联系人, Tel: + 86-22-27404403; E-mail: jhtao@tju.edu.cn).

如常用的 Elder^[2] 以及 Fischer^[3] 等建立的离散系数估算公式; 经验关系式法, 应用因次分析确定某一函数形式, 然后根据试验资料确定函数中的待定系数, 如 Seo 和 Cheng^[4], Kashefipour 和 Falconer^[5] 根据大量资料提出的估算公式. 其中, 大多数研究成果都是针对河流进行的分析, 并且无论是解析解法, 还是经验关系式法, 受假设条件或试验资料的限制, 均有各自的局限性, 其结果并不是在全域范围内普适的. 在海域研究中, 匡国瑞等^[6-7] 进行了大量的现场实验, 根据 Lagrange 流与 Euler 流自相关系数的相似关系, 利用实测资料推算了海域的水平扩散系数. 李玉梁等^[8-9] 也做了大量研究工作, 利用二维潮汐流动中纵向流速任意分布的离散系数公式, 对流速沿垂向为对数分布的正弦式潮汐流动的负离散特性进行了理论分析和实验验证. 由于海洋中潮汐流是往复流, 具有非恒定性, 在理论分析和实验技术上尚存在一些困难. 此外, 相关文献显示不同海域综合扩散系数存在很大差异, 甚至可达 1~2 个数量级. 因此必须根据海域实测资料来率定水质模型中的综合扩散系数. 通过不断试验、逐渐减小误差来确定扩散系数的传统的试算法耗时、经验性强.

目前利用反演、数据同化思想对模型参数进行的研究, 在实践中取得较好的应用. Heemink 等^[10] 对三维浅水流动的反问题进行了研究, 利用伴随算法反演了开边界的调和常数、随空间变化的摩擦因数和涡粘系数; Dehghan 等^[11] 利用径向基函数(radial basis function, RBF) 求解源项参数控制反问题; Li 等^[12] 利用实验结果对地下水溶质运移数学模型的源项进行了反演. 数值反演已是确定模型参数的一种有效的方法, 但还未见到海洋污染反问题的相关报道. 基于此, 本文对二维水质模型中的综合扩散系数的反演进行了尝试. 应用 2004 年 5 月和 8 月渤海湾现场化学需氧量(COD) 监测资料, 通过构造最优化问题使数值模拟值和监测数据偏差最小, 基于最佳摄动量法对渤海湾水质模型的综合扩散系数进行了反演, 以期更准确地模拟污染物的输移, 有效地解决海洋环境污染问题.

1 水质模型

对于浅水大面积海域, 可采用水深积分的二维数学模型来计算污染物的输移分布:

$$\frac{\partial HC}{\partial t} + \frac{\partial UHC}{\partial x} + \frac{\partial VHC}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left[HD_{xx} \frac{\partial C}{\partial x} + HD_{xy} \frac{\partial C}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[HD_{yx} \frac{\partial C}{\partial x} + HD_{yy} \frac{\partial C}{\partial y} \right] - KHC + S_{\phi} \quad (1)$$

式中, C 为沿水深平均的污染物浓度(mg/L); x, y 为水平方向坐标(m), t 表示时间(s); U, V 分别为沿水深平均的速度在 x, y 方向的分量(m/s), H 为总水深(m), 可由水动力学模型求得; S_{ϕ} 表示已知外源(河流)输入, 由实测资料给出; K_{ϕ} 为溶质的(一级)降解系数(1/d), 与溶质性质有关, 由实验资料确定; $D = \begin{bmatrix} D_{xx} & D_{yx} \\ D_{xy} & D_{yy} \end{bmatrix}$, $D_{xx}, D_{xy}, D_{yx}, D_{yy}$ 为 x, y 方向水深平均的综合扩散系数(m^2/s). 综合扩散系数对于准确模拟、预测污染物在海域中的分布具有重要的意义. 不同海域扩散系数差别很大, 传统的做法是由实测资料通过试算进行率定, 本文通过构建扩散系数反问题实现扩散系数的自动识别.

对于大面积海域, 选取一致的扩散系数将很大程度上概化海域各处污染物的扩散规律, 不利于准确模拟污染物的输移分布. 故在数值求解过程中, 每个离散网格点上的扩散系数需要不同取值, 这样就造成需反演的未知量较多, 计算量大, 而且因为未知量较多, 所需要补充的已知条件也更多, 增加了获取实测数据的难度, 因而需要采取有效的手段对未知量进行简化.

Elder^[2]以实验资料和Taylor的理论方法为基础,假设流速的垂向分布为对数形式,最早公开发表了离散系数的经典公式: $D_1 = (0.404 1/K^3 + K/6)HU_*$, 其中 K 为Kürmün常数, U_* 为摩阻流速. 其后基于大量河、渠实测资料,运用量纲分析和回归分析等多种手段,Fischer^[3]、Seo和Cheng^[4],Kashefipour和Falconer^[5]均提出了各自的估算公式,虽然系数取值不同,但均可以写为 $D_1 = \alpha HU_*$ 的形式,其中 α 为无量纲量. 由于现场实验的困难和实测资料匮乏,海域水体的综合扩散系数常借用河渠中的这种离散系数表达形式,即

$$D = \begin{bmatrix} \alpha HU & 0 \\ 0 & \alpha HV \end{bmatrix}. \tag{2}$$

此表达形式在海域污染物模拟中得到广泛应用^[13-15],其合理性已得到验证. 但是在这些应用中,公式中的参数 α 都是按照经验选取. 本文利用这种表达形式,简化待反演的未知量,从而对扩散系数的反演转化为对参数 α 的确定.

2 率定综合扩散系数的反问题

若已知岸边河口和排污口的污染物排放强度,初、边界条件,模型参数如扩散系数等,结合水动力条件及用数值计算方法来求解方程(1)中污染物浓度 $C(x, y, t)$, 这就是正问题. 数学表述如下: 若已知方程(1)中的 U, V, H, K_ϕ, S_ϕ 以及浓度 C 的初始分布,对于每个给定的扩散系数 $D(\alpha)$, 在任一时刻都存在唯一的 $C(x, y, t)$ 与之对应,即存在非线性算子 λ 使得

$$C(D(\alpha); x, y, t) = \lambda(D(\alpha)). \tag{3}$$

若已知岸边河口和排污口的污染物排放强度,初、边界条件,并已知污染物浓度 $C(x, y, T)$, 需要结合水动力条件,应用相应方法来反演模型参数如扩散系数,这就是反问题. 反问题与正问题是相对应的,数学表述如下: 若已知方程(1)中的 U, V, H, K_ϕ 以及 S_ϕ , 需要利用污染物在海域的分布 $C(x, y, T)$ 来反演扩散参数,即求解下列非线性算子方程:

$$\lambda(D(\alpha)) = C(x, y, T), \tag{4}$$

其中, $D(\alpha)$ 为待确定的扩散系数, $C(x, y, T)$ 为实测获得. 由方程(1)可知,算子 λ 是非线性的,所求问题是不适定的,即当测量数据 $C(x, y, T)$ 有微小变化时,所求得的参数 $D(\alpha)$ 可能会有大的变化. 而在实际问题中,测量误差是无法避免的,因此直接求解方程(4)可能导致解很大的变动,甚至严重偏离问题的真实解^[16]. 对于不适定问题,Tikhonov所提出的正则化理论^[17]已得到很好的应用. 结合正则化的思想,参数识别问题(4)可转化为下列非线性泛函的极小值最优化问题:

$$J[D(\alpha)] = \|\lambda(D(\alpha)) - C(x, y, T)\|_{2+} + a\Omega(D(\alpha)), \tag{5}$$

其中, a 为正则参数($0 < a < 1$); Ω 为稳定泛函.

3 综合扩散系数反问题的求解方法

本文对综合扩散系数反问题的求解是利用最佳摄动量法来实现的,通过构建参数 α 的迭代寻优过程,实现对参数 α 的识别,具体方法如下叙述.

首先假定参数 α 的基函数形式 $\alpha(x, y) = \sum_{i=1}^{\infty} k_i \varphi_i(x, y)$, 其中, $\varphi_i(x, y)$ 为基函数. 取有限项逼近,得 $\alpha(x, y) = \sum_{i=1}^n k_i \varphi_i(x, y)$. 而对于给定的 $\alpha(x, y)$, 就可以应用数值方法^[18]求解溶质输运方程(1),即求解正问题得到 $C(\alpha; x, y, t) = \lambda(\alpha)$.

其次,利用算子识别摄动法,建立数值迭代过程:

$$\alpha_{j+1}(x, y) = \alpha_j(x, y) + \delta\alpha_j(x, y). \quad (6)$$

类似地, 扰动量可表示为

$$\delta\alpha_j(x, y) = \sum_{i=1}^n \delta k_i^j \varphi_i(x, y) = \delta \mathbf{K}_j^T \boldsymbol{\varphi}(x, y). \quad (7)$$

为了由 $\alpha_j(x, y)$ 得到 $\alpha_{j+1}(x, y)$, 扰动量 $\delta\alpha_j(x, y)$ 必须先求出, 其值可由下列目标函数的局部极小值来确定:

$$F[\delta \mathbf{K}_j] = \|C(\alpha_j + \delta\alpha_j; x, y, T) - C(x, y, T)\|^2 + a\Omega(\delta \mathbf{K}_j), \quad (8)$$

对 $C(\alpha_j + \delta\alpha_j; x, y, T)$ 进行 Taylor 展开并略去高阶小量可得

$$C(\alpha_j + \delta\alpha_j; x, y, T) = C(\alpha_j; x, y, T) + \frac{\partial}{\partial \boldsymbol{\alpha}} C(\alpha_j; x, y, T) \cdot \delta\boldsymbol{\alpha} + O(\|\delta\boldsymbol{\alpha}\|) = \\ C(\alpha_j; x, y, T) + \boldsymbol{\cdot}^T \mathbf{K}_j C(\alpha_j; x, y, T) \cdot \delta \mathbf{K}_j + O(\|\delta\boldsymbol{\alpha}\|),$$

其中 $\boldsymbol{\cdot}^T \mathbf{K}_j = (\partial/\partial k_1, \dots, \partial/\partial k_n)$. 将上式代入式(8)则有

$$F[\delta \mathbf{K}_j] = \|C(\alpha_j; x, y, T) - C(x, y, T) + \boldsymbol{\cdot}^T \mathbf{K}_j C(\alpha_j; x, y, T) \cdot \delta \mathbf{K}_j\|^2 + \\ a\Omega(\delta \mathbf{K}_j). \quad (9)$$

取 $\Omega(\delta \mathbf{K}_j) = \delta \mathbf{K}_j^T \delta \mathbf{K}_j$, 若在计算区域有 M 个确定点浓度值 $C(x_m, y_m, T)$ 已知, 则

$$F[\delta \mathbf{K}_j] = \sum_{m=1}^M [C(\alpha_j; x_m, y_m, T) - C(x_m, y_m, T) + \\ \boldsymbol{\cdot}^T \mathbf{K}_j C(\alpha_j; x_m, y_m, T) \cdot \delta \mathbf{K}_j]^2 + a\delta \mathbf{K}_j^T \delta \mathbf{K}_j. \quad (10)$$

记

$$\mathbf{G} = \begin{bmatrix} C(\alpha_j; x_1, y_1, T) \\ \vdots \\ C(\alpha_j; x_M, y_M, T) \end{bmatrix}, \quad \mathbf{G}^* = \begin{bmatrix} C(x_1, y_1, T) \\ \vdots \\ C(x_M, y_M, T) \end{bmatrix},$$

$$\mathbf{B} = (b_{m,i})_{M \times n}, \quad b_{m,i} = \frac{\partial}{\partial k_i} C(\alpha_j; x_m, y_m, T),$$

则(10)式可化简为

$$F[\delta \mathbf{K}_j] = \delta \mathbf{K}_j^T \mathbf{B}^T \mathbf{B} \delta \mathbf{K}_j + 2\delta \mathbf{K}_j^T \mathbf{B}^T (\mathbf{G} - \mathbf{G}^*) + \\ (\mathbf{G} - \mathbf{G}^*)^T (\mathbf{G} - \mathbf{G}^*) + a\delta \mathbf{K}_j^T \delta \mathbf{K}_j, \quad (11)$$

不难求得上式的局部极小值 $\delta \mathbf{K}_j$ 满足下列线性方程:

$$(\mathbf{B}^T \mathbf{B} + a\mathbf{I}) \delta \mathbf{K}_j = \mathbf{B}^T (\mathbf{G} - \mathbf{G}^*). \quad (12)$$

求解上述线性方程(12), 并将其解 $\delta \mathbf{K}_j$ 代入式(7) 便可求得扰动量 $\delta\alpha_j$, 取新的猜测值 α_{j+1} 如式(6)所示.

最后, 重复上述求解过程, 直到满足精度要求 $\|\delta \mathbf{K}_j\| \leq E$ 为止.

4 渤海湾水质模型综合扩散系数反演

渤海湾位于渤海西部, 面积为 14 700 km², 平均水深约 10 m, 为典型的淤泥质缓坡海湾. 对于渤海湾水质模型综合扩散系数的反演是利用其 5 月、8 月的水质大面监测资料进行的, 如图 1 中★所示. 模拟对象为化学需氧量(COD), 其降解系数按照文献[19]计算. 初始浓度由 5 月的大面积监测数据插值得到, 以 8 月监测数据为反演附加条件, 即方程(4)、(5)中已知的浓度分布 $C(x, y, T)$. 模拟区域为东经(117°30', 118°45') 与北纬(37°54', 39°15') 之间海域, 空间步长 $\Delta x = \Delta y = 0.005^\circ$, 时间步长 $\Delta t = 180$ s. 水动力开边界条件以实际潮位资料作为边界

输入. 渤海湾沿岸重要的入海河口和污水排放口众多, 图 1 中●所示的 E1, E2, E3 和 E4 为渤海湾沿岸主要的河口和排污口, 外源由这些河口和排污口的统计数据输入. 反演得到的扩散系数将进一步应用于渤海湾无机氮(IN)和无机磷(IP)的模拟, 以验证其反演值的有效性.

4.1 综合扩散系数的反演

水动力学条件是驱使污染物输移的主要动力, 为尽量减少对污染物输移分布可能造成的影响, 需要对潮流场的模拟结果进行严格验证. 本文水动力学模型通过对监测水位、流速以及流向的模拟分析, 数值模拟结果与实测数据吻合较好, 数值计算结果较好地再现了水动力过程, 模型对渤海湾流场模拟是成功的^[20].

由于离散作用是由流速、浓度沿深度分布不均匀引起的, 而经验公式(2)中计算扩散系数时, 只综合了沿深度平均的流速大小和总水深. 考虑到地形变化是决定流速垂向分布的一个重要因素, 结合式(2), 本文取参数 $\alpha(x, y)$ 为

$$\alpha(x, y) = k_1 + k_2\phi(x, y) + \dots + k_n[\phi(x, y)]^{n-1},$$

其中 $\phi(x, y)$ 为地形函数, 表示为海域中任一点的静水深与相邻点的差值相对它们之间距离的变化率, 由于海域中任一点 (x_i, y_i) 均与周围 8 点 $(x_i \pm 1, y_i \pm 1)$, $(x_i, y_i \pm 1)$ 和 $(x_i \pm 1, y_i)$ 相邻, 简记为 (x_b, y_b) , ($b = 1, \dots, 8$) 则

$$\phi(x_i, y_i) = \frac{1}{8} \sum \frac{|H_D(x_i, y_i) - H_D(x_b, y_b)|}{\sqrt{(x_i - x_b)^2 + (y_i - y_b)^2}}, \tag{13}$$

其中 $H_D(x_i, y_i)$ 为点 (x_i, y_i) 处已知静水深. 由式(13)中的定义可知, 地形函数 $\phi(x, y)$ 为无量纲量, 故在此定义下的 $\alpha(x, y)$ 满足式(2)中的量纲要求. 此外, 由于水平方向的空间尺度远大于地形的垂向变化, 因而 $\phi(x, y) < 1$, 一般可略去高阶小量, 可取 $\alpha(x, y) = k_1 + k_2\phi(x, y)$. 对于扩散系数的反演, 取初始迭代值 $[k_1, k_2] = [1.0, 1.0]$, 结合渤海湾 5 月和 8 月的调查资料, 应用本文前述方法对参数 $\alpha(x, y)$ 进行反演, 经过多次迭代求得 $[k_1, k_2] = [5.84, 12.63]$, 即 $\alpha_{inv}(x, y) = 5.84 + 12.63\phi(x, y)$. 文献[15]在对渤海湾 COD 的分布模拟中, 参数 $\alpha(x, y)$ 取为了常值 $\alpha_0 = 3.3$, 鉴于此, 本文又将初始迭代值取为 α_0 , 即 $[k_1, k_2] = [3.3, 0.0]$, 重复反演过程, 同样得到 $\alpha_{inv}(x, y) = 5.84 + 12.63\phi(x, y)$. 参数 $\alpha(x, y)$ 取常值 α_0 和反演值 α_{inv} 时所模拟的 8 月份浓度分布与监测浓度分布比较如图 2.

从图 2 可以看出, 扩散参数取反演值 α_{inv} 时模拟所得的对应浓度分布与监测值的一致性显然比取常值 α_0 时更好. 进一步定量分析模拟效果, 定义平均误差百分比如下:

$$E_{av} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{|C_{mi} - C_{si}|}{C_{mi}} \times 100\%, \tag{14}$$

其中, N 为站位数, C_{mi} 为第 i 个站位的浓度监测值, C_{si} 为第 i 个站位的浓度模拟值. 依照上式, 扩散系数取反演值时的平均误差百分比 5.06%, 而取常值时平均误差百分比为 9.63%, 平均误差百分比约减少 47.4%, 表明本文方法是有效的.

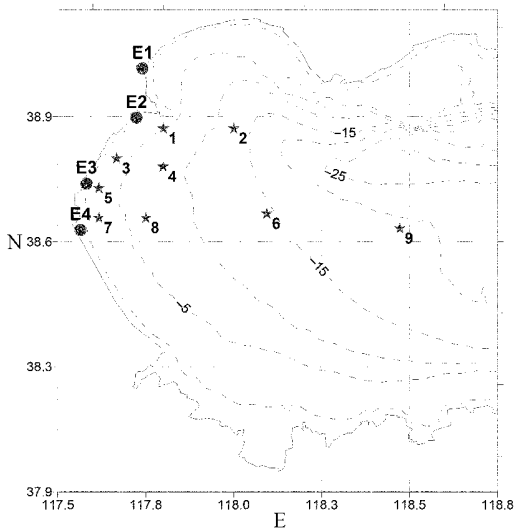


图 1 渤海湾地形及站位示意图

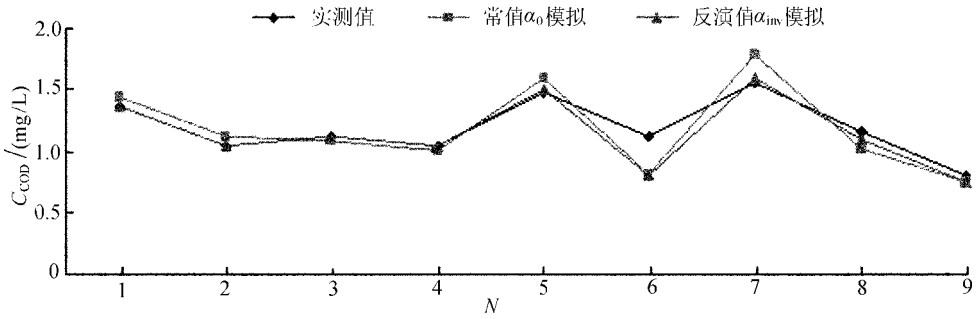


图2 扩散系数反演值 α_{inv} 及给定常值 α_0 模拟化学需氧量 C_{COD} 分布与监测数据的比较(2004年8月)

利用反演得到的扩散参数 α_{inv} 进一步模拟 10 月份的 COD 分布, 并与 10 月的监测数据进行对比, 如图 3 所示. 由图 3 可以看出, 所预测的浓度分布在大多数站点与监测数据符合较好, 平均误差百分比为 5.41%. 最大相对误差出现在 4 号站点, 其相对误差值为 13.2%, 基本在满足要求范围内, 表明本文反演出的扩散系数是合理的.

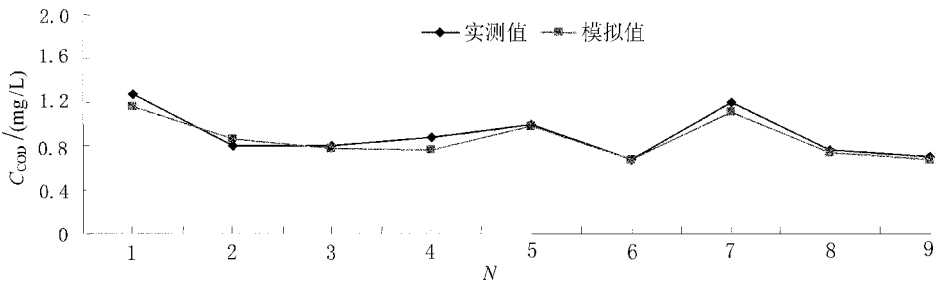
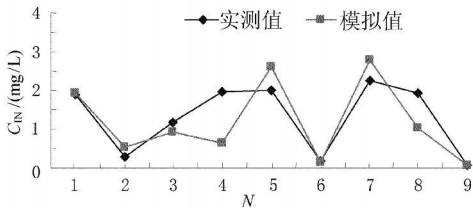
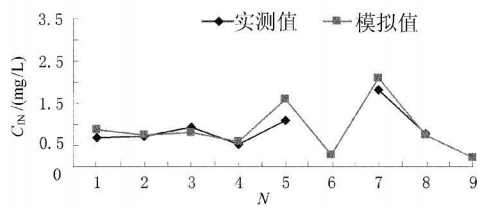


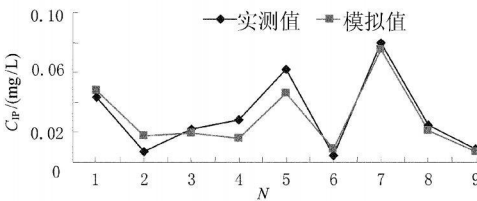
图3 2004年10月模拟化学需氧量 C_{COD} 分布与实测值的比较



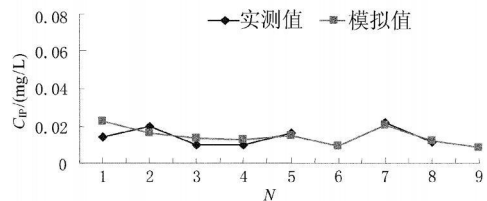
(a) 2004年8月无机氮 C_{IN} 模拟值与实测值



(b) 2004年10月无机氮 C_{IN} 模拟值与实测值



(c) 2004年8月无机磷 C_{IP} 模拟值与实测值



(d) 2004年10月无机磷 C_{IP} 模拟值与实测值

图4 无机氮 C_{IN} 、无机磷 C_{IP} 模拟值与实测值的比较

4.2 扩散系数的应用

由于影响污染物输移分布的因素众多, 水动力条件、大气沉降、污染物降解甚至污染源不

精确,其造成的误差都需要另一因素来弥补,从这个角度来说,本文方法所确定的污染物扩散系数更像一个综合多种因素的取值.为进一步检验本文扩散系数的有效性,应用本文反演得到的扩散系数对渤海湾的无机氮(IN)和无机磷(IP)进行了模拟.与COD模拟类似,无机氮(IN)和无机磷(IP)的初始场同样是分别由5月份的大面积监测数据插值得到,应用水质模型模拟8月份和10月份无机氮(IN)和无机磷(IP)的分布,并与实测资料进行对比,如图4.

由图4可以看出,无机氮和无机磷的模拟值基本上反映了其在渤海湾海域的分布规律,8月份污染物浓度较高,10月份浓度相对较低;近岸站位由于靠近排污口,污染物浓度较高,离岸较远的站位污染物浓度较低.大多数站位的模拟值与实测值基本一致,只有个别站位在个别月份模拟值与实测值有较大偏离,如无机氮8月份4号站位模拟值和实测值偏离较大.总体上看,本文反演的扩散系数应用于渤海湾无机氮、无机磷的模拟预测是合适的.

5 结 论

本文就如何利用监测数据对浅海水质模型综合扩散系数的反演作了尝试,将扩散系数的确定变成依赖于区域内部监测数据的数值迭代过程.但由于本文方法在每一次迭代过程中都要对正问题求解,如何提高计算效率值得注意.从在渤海湾的应用中可以看出,本文方法是有效的.此外,虽然影响污染物输移分布的因素众多,但只要污染物的扩散机理相同,则针对某种污染物确定的扩散系数,也可用于确定其它污染物的扩散过程.

[参 考 文 献]

- [1] Fischer H B, Imberger J, List E J, et al. *Mixing in Inland and Coastal Waters* [M]. New York: Academic Press, 1979.
- [2] Elder J W. The dispersion of a marked fluid in turbulent shear flow[J]. *J Fluid Mech*, 1959, 5(4): 544-560.
- [3] Fischer H B. Discussion of 'simple method for predicting dispersion in stream' by R S McQuivey and T N Keefler[J]. *J Environ Eng Div ASCE*, 1975, 101(3): 453-455.
- [4] Seo I W, Cheong T S. Predicting longitudinal dispersion coefficient in natural streams[J]. *J Hydraul Eng*, 1998, 124(1): 25-32.
- [5] Kashefipour S M, Falconer R A. Longitudinal dispersion coefficients in natural channels[J]. *Water Research*, 2002, 36(6): 1596-1608.
- [6] 匡国瑞,陈伯海,钱成春.浅海水域水平扩散系数的推算研究[J].*海洋湖沼通报*, 1992, (2): 1-8.
- [7] 匡国瑞,苏志清,陈伯海.埕北海域污染扩散参数的估算——潮流水平扩散系数[J].*海洋环境科学*, 1993, 12(2): 34-39.
- [8] 李玉梁,卞振举,余常昭.潮流中污染物离散的理论分析与应用[J].*力学学报*, 1993, 25(4): 394-403.
- [9] 李玉梁,卞振举,余常昭.潮汐流动平均离散的分析与计算[J].*中国环境科学*, 1994, 14(4): 252-258.
- [10] Heemink A W, Mouthaan E E A, Roest M R T, et al. Inverse 3D shallow water flow modelling of the continental shelf[J]. *Continental Shelf Research*, 2002, 22(3): 465-484.
- [11] Dehghan M, Tatari M. Determination of a control parameter in a one-dimensional parabolic equation using the method of radial basis functions[J]. *Mathematical and Computer Modelling*, 2006, 44(11/12): 1160-1168.
- [12] Li G S, Cheng J, Yao D, et al. One-dimensional equilibrium model and source parameter determina-

- tion for soil-column experiment [J]. Applied Mathematics and Computation, 2007, **190**(2): 1365-1374.
- [13] Barber R W, Volakos N P. Modelling depth-integrated pollution dispersion in the Gulf of Thermaikos using a Lagrangian particle technique [J]. WIT Transaction on Ecology and the Environment, 2005, **80**: 173-184.
- [14] 龚政, 张东生, 陈永平. 陆源污染物对连云港海域环境影响研究 [J]. 海洋工程, 2002, **20**(4): 72-77.
- [15] 张廷芳. 计算流体力学 [M]. 大连: 大连理工大学出版社, 2007, 272-276.
- [16] 苏超伟. 偏微分方程逆问题的数值方法及其应用 [M]. 西安: 西北工业大学出版社, 1995, 20-33.
- [17] Kirsch A. An Introduction to Mathematical Theory of Inverse Problems [M]. New York: Springer, 1996.
- [18] Falconer R A, Lin B, Wu Y, et al. DIVAST model: reference manual [R]. Cardiff: Environmental Water Management Research Centre, School of Fluid Mechanics, Cardiff University. 1999.
- [19] 季民, 孙志伟, 王泽良, 等. 纳污海水中 COD 生化降解过程的模拟试验研究 [J]. 海洋与湖沼, 1999, **30**(6): 731-736.
- [20] 聂红涛, 陶建华. 渤海湾海岸带开发对近海水环境影响分析 [J]. 海洋工程, 2008, **26**(3): 44-50.

Inversion of Dispersion Coefficient in Water Quality Model Using Optimal Perturbation Algorithm

NIE Hong-tao, TAO Jian-hua

(Department of Mechanics, Tianjin University, Tianjin 300072, P. R. China)

Abstract: As one of the primary parameters in the water quality model for shallow bay, the dispersion coefficient is traditionally determined by trial and error method with time consuming and more experience. Based on the measured data of chemical oxygen demand (COD), the dispersion coefficient was calculated using inversion method. In this process, the regularization method was applied to treat the ill-posedness, and the operator identification perturbation method was used to obtain the solution. By running the model with the inverted dispersion coefficient, the distribution of COD, inorganic nitrogen (IN) and inorganic phosphorus (IP) in Bohai bay were predicted respectively and compared with the measured data. The results indicate that this method is feasible and the inverted dispersion coefficient can be used to predict other pollutant distribution. Moreover, this method may also be further extended to the inversion of other parameters in water quality model.

Key words: water quality model; dispersion coefficient; inversion; regularization; Bohai bay