象山港特征污染物浓度分布反演研究*

屠姗姗[1]，梁书秀[1]，孙昭晨[1]，朱志海[2]，张亦飞[3]

（1. 大连理工大学海岸及近海工程国家重点实验室　大连　116024；2. 宁波市海洋与渔业局　宁波　315010；
3. 国家海洋局第二海洋研究所　杭州　310012）

摘　　要：文章首先简述 2009 年象山港海域环境现状，总结该海域中化学需氧量（COD）、无机氮（DIN）、活性磷酸盐（DIP）3 项主要水质因子的超标情况及海水富营养化状态，并与往年数据进行对比，叙述象山港海域水质发展趋势；其次，利用 FVCOM 中的污染物输运数学模型对象山港海域中以 COD、DIN、DIP 为代表性水质指标进行现状模拟，将几组不同工况的模拟结果分别与实测数据进行对比，从而确定可用于模拟象山港海域现状水质环境的排放口浓度。

关　键　词：海洋环境；象山港；污染物输运模型

象山港海域由狭长形海湾、牛鼻水道和佛渡水道 3 部分组成，海域面积 920.87 km^2[1]，常住户籍人口 80 万。近年来，由于缺乏有效的规划和管理，加之沿岸各项产业污水和港内养殖污水不断向该狭长形海域无秩序排放，造成污染物大量滞留在水动力条件较弱的港顶部和港中部海域，根据 2009 年象山港海域水质数据[2]可知：象山港总体为污染海域，港顶部污染最严重[3]；其中，港顶部的铁港凫溪入海口、宁海颜公河入海口和港中部的西沪港内的象山墙头综合入海口等排放口排放的污染物对其邻近海域的生态环境造成了较大的影响，使象山港在现有排污条件下存在严重的爆发赤潮的威胁，且大部分海域的环境不能符合功能区划要求的海水水质标准[4]。

关于象山港海域的水质环境，前人已做过许多相关研究。罗益华[5]经过对 2003—2007 年的象山港水质综合分析后得出：象山港海域水质处于严重富营养化状态，基本属于重度污染海域；张丽旭等[6-7]经过对近 22 年来的象山港水质变化趋势的研究发现：在影响象山港海域水质的主要因子中，化学需氧量 COD 的浓度变化将由降低逆转为升高趋势，无机氮 DIN 和活性磷酸盐 DIP 的浓度逐年上升，且无机氮 DIN 的浓度上升趋势较明显。曹欣中等[8]研究得出：影响象山港海域各项水质因子浓度变化的因素很复杂，如潮汐作用、外海水系的变化、气温、降水等；冯辉强等[9]经过对象山港海域的超标因子研究得出，该海域沿岸经济发展使得陆源工业及生活污水排放已经成为象山港海域主要污染源，港内网箱养殖及休闲渔业对海域排放污染也不容忽视。

为改善象山港海域水质环境，必须合理规划象山港海域的排污口设置。对于这一点，前人的研究中提出过相关的概念，但未进行具体的计算。为此，本文研究象山港海域特征污染物的浓度分布，并反演出导致这些特征污染物浓度分布的排污口排放情况。文中使用 FVCOM 中的污染物输运数学模型对象山港海域现状水质环境进行模拟，将不同工况模拟得出的监测站点特征污染物浓度结果与实测数据进行对比，从而确定出可用于模拟象山港海域现状水质环境的排污口排放浓度，并通过与象山港公报中特征污染物浓度分布的定量情况校核进行合理性验证，为以后象山港海域排污口优化设置提供数据基础。

* **基金项目**：国家海洋局海洋公益性行业科研专项（200805086）；海洋公益性行业科研专项（201105009）.

1 数学模型

FVCOM 中的污染物输运数学模型最早使用于 1999 年 GLOBEC 区域项目[10]，用于研究 Georges 海域岸前潮混区释放污染物的演变模拟。该模型可以模拟出污染物被释放于海域之后，其在时空序列上的浓度值变化情况。该模型的控制方程为如下的污染物浓度方程：

$$\frac{\partial DC}{\partial t}+\frac{\partial DuC}{\partial x}+\frac{\partial DvC}{\partial y}+\frac{\partial D\omega C}{\partial z}-\frac{1}{D}\frac{\partial}{\partial \sigma}\left(K_h\frac{\partial C}{\partial \sigma}\right)-DF_c=DC_0(x,y,\sigma,t)$$

式中：C 为任一时空位置上的污染物浓度；D 为海域总水深；x，y，σ 分别为水平向、纵向、垂向三向坐标；u，v，ω 分别为 x，y，σ 方向的流速；K_h 为垂向扩散系数，根据 FVCOM 中所选择的湍流封闭方程式计算；F_c 为水平向扩散系数，由 Smagorinsky 涡流参数方法确定；C_0 为污染物释放处点源初始浓度项。

2 排污口浓度反演模拟

本研究旨在根据象山港海域的特征污染物在港内的现状浓度分布情况反演得到的港内主要排污口排放特征污染物的初始浓度。反演思路如下：首先进行单排污口排放污染物浓度输运分析，得到其对邻近海域及监测站点处污染物浓度的影响规律；再考虑实际情况中多排放口排放污染物的浓度输运对监测站点污染物浓度的叠加作用，将得出的结果浓度与监测站点的实测浓度相比较，得到 13 个监测站点处特征污染物浓度的偏离误差平均值，计算几组不同的排污口组合工况，取其中 3 组最接近现状浓度分布的工况作为比较工况，选取计算浓度与实测浓度在各个站点的偏离误差值的平均值最小的那组工况作为排污口现状排放浓度。

2.1 单排污口排放污染物浓度输运分析

根据象山港海洋环境监测中心提供的象山港海域内主要入海排污口与水质监测点数据，得到象山港主要排污口与监测站点分布图（图 1）。

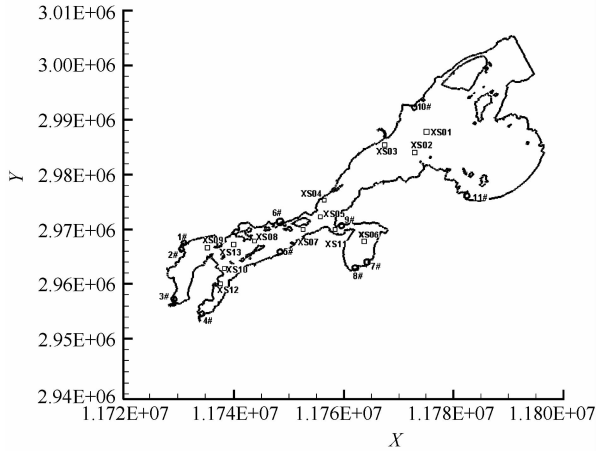

图 1 象山港主要排污口与监测站点分布

以 7＃象山墙头排放口为例，应用以上模型研究单个排放口污染物输运情况及其在附近海域的影响。以 1mg/L 的排放口浓度作为研究初始浓度，经过 15 d 的连续排放后，象山墙头排放口对周围海域的污染物浓度影响作用如图 2 所示（图中浓度单位为 mg/L）。

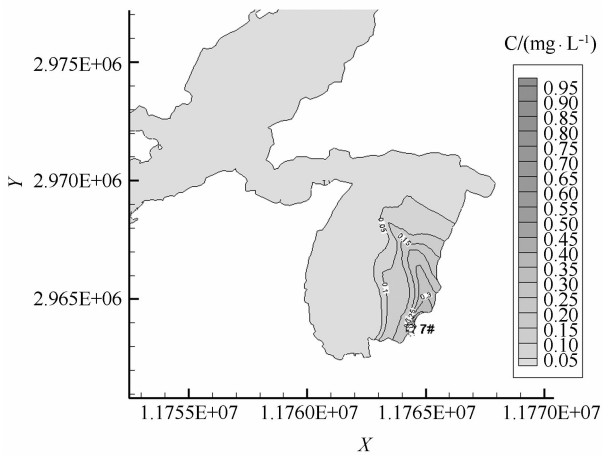

图 2 象山墙头排放口对周围海域污染物浓度影响作用示意图

从图 1 和图 2 可以看出，由象山墙头排放口排放的污染物对于其周围海域的影响强度随着与排放口距离的加大呈向外递减的规律，其影响范围可扩散至整个象山港海域，但在西沪港内的影响作用较强。由于水动力作用，该排污口排放的污染物在距离它最近的监测站点 XS06 上的浓度变化时间序列结果如图 3 所示。

由图 3 可见，随着 7＃排放口所排放单位浓度污染物的输移运动，在 XS06 监测站点测得的污染物浓度呈周期性变化，总体趋势是随着时间的增长而增大，15 d 后浓度增大不再明显，在 15 d 内的最大影响值是 0.025 mg/L，最小值

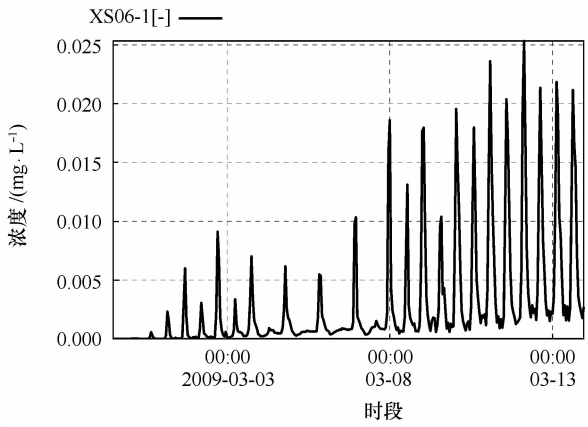

图 3　象山墙头排放口作用下 XS06 测点的浓度时间过程线

是 0 mg/L。

其他几个主要排污口排放的污染物的输运规律及其在监测站点处的浓度变化时间过程线也可以通过相同的方法得到。根据得到的结果，我们发现：港顶部及西沪港内的排放口排放的污染物影响范围较小，扩散速度较慢，在其邻近的监测站点处浓度往往较大，对距离它们较远的监测站点的浓度影响较小甚至可以忽略，如 3#、4#、7# 和 8# 排污口；而处在象山港主流区的排污口排放的污染物影响范围较广，扩散速度也较快，在各个监测点处的浓度积累较平均，距离它们由近及远的监测站点处的浓度值减小幅度较缓，如 1#、2#、5#、6#、9# 和 10# 排污口；对于邻近象山港狭湾与牛鼻水道相连处的 11# 排污口，它排放的污染物对象山港内监测站点的浓度积累作用很小，几乎可以完全忽略。

2.2　多排污口排放对监测站点污染物浓度的作用

现状情况下，某一个监测站点的污染物浓度往往不是只受到某一个排污口的单独作用，而是由多个排污口共同作用后叠加产生的结果，如对于监测站位 XS06 来说，它主要是受到 5#、6#、7#、8#、9# 排放口的共同作用。因此现状的模拟需要采用多排放口共同排放的方式。

为确定出叠加作用后最接近现状情况的多排放口初始排放浓度，本文采用了 3 组不同的多排污口组合工况进行模拟，并将模拟结果中得出的 13 个监测站点的 3 项主要水质因子浓度值与实测数据进行对比，根据 3 项水质指标浓度的计算值与实测值之间偏离误差平均值最小的原则，确定出最接近现状情况的一组工况，并与象山港公报中相关数据进行比对，验证模拟所得排污口现状浓度的合理性。

3　模拟结果分析

3.1　模拟工况选择

表 1 是进行比较的 3 组模拟工况分别得到的 3 项特征污染物计算浓度较之于实测浓度的偏离误差平均值结果数据。

表 1　现状模拟比较工况的 3 项指标浓度偏离实测误差平均值

指标	偏离误差平均值/%		
	工况 1	工况 2	工况 3
COD	52.4	24.1	49.0
DIN	59.8	25.0	43.1
DIP	45.1	23.7	52.6

从表 1 中可以看出，在工况 2 下，3 项指标的偏离误差平均值最小，且基本控制在 25% 之内，较符合现状模拟的要求，该工况的具体各排污口初始排放浓度如表 2 所示。

表 2　工况 2 中 11 个排污口模拟现状的 3 项水质指标初始排放浓度　mg/L

编号	COD	DIN	DIP
1#	24.00	20.00	0.80
2#	24.00	20.00	0.80
3#	36.00	30.00	1.20
4#	54.00	45.00	1.80
5#	21.00	17.50	0.70
6#	18.00	15.00	0.60
7#	10.50	8.75	0.35
8#	10.50	8.75	0.35
9#	13.50	11.25	0.45
10#	24.00	20.00	0.80
11#	30.00	25.00	1.00

3.2　模拟结果分析

根据以上分析，将工况 2 模拟结果得出的

13 个监测站点 3 项指标浓度计算值与监测站实测浓度值进行比较和相应的误差分析。

3.2.1 化学需氧量 COD

由工况 2 的模拟结果得出化学需氧量 COD 浓度的计算值与实测值的对比如表 3 所示。

表 3 化学需氧量 COD 现状模拟计算浓度与实测浓度的对比 mg/L

监测站点	COD 计算浓度	COD 实测浓度
XS01	0.540 738 6	1.100 0
XS02	0.675 009 3	1.017 5
XS03	1.572 276 9	1.012 5
XS04	0.891 950 7	0.957 5
XS05	1.014 985 2	1.115 0
XS06	1.244 021 4	0.850 0
XS07	0.964 647 6	1.017 5
XS08	0.884 813 1	1.177 5
XS09	0.922 698 3	0.970 0
XS10	1.613 063 1	1.032 5
XS11	1.377 283 8	1.500 0
XS12	1.691 829 6	1.662 5
XS13	0.838 613 1	0.967 5

由表 3 可以看出，化学需氧量 COD 的实测浓度与计算浓度的最大值均发生在 XS12 监测站处，且数值误差为 1.8%；实测浓度与计算浓度的全场平均值分别为 1.095 mg/L 和 1.106 mg/L，全场浓度平均值误差为 1.2%；实测浓度与计算浓度误差较大的点发生在 XS01、XS03 和 XS10 3 个监测点处，单点偏离误差值分别为 50.8%、55.1%和 55.9%；这些误差产生的非数学模型原因是在实际情况中，象山港沿岸的大大小小入海排污口总数多达 60 多个，其中一些无名排污口的实测数据缺失，现状模拟计算时选用的排放口情况是根据象山港环境监测中心监测的影响象山港海域环境的主要排污口情况进行确定的，因此有些站点的实测化学需氧量浓度会受到实际海域中一个或多个非主要排污口、网箱养殖区、生化作用等其他因素的影响而与计算浓度产生偏差；其次，模拟过程中受到数学模型的局限性，如计算时长可能未达到完整的污染物输运周期、背景浓度场数据缺失等因素也会对得到的模拟计算结果有影响。

化学需氧量 COD 浓度现状模拟结果与表 3 数据分析显示，排污口附近海域的 COD 含量普遍较高，为 1.0～1.5 mg/L 之间，全场均值在 1.0～1.2 mg/L 之间。港底部以及西沪港湾内的 COD 浓度较港中部及港口部要大得多，这是由于象山港湾内部地形狭长，且相对封闭，水交换速度较慢[11-12]。此结果与 2009 年象山港环境公报中报告的整体海域中 COD 的描述相一致，化学需氧量 COD 计算浓度在 13 个监测站点的值与 2009 年同时间段实测的浓度值较接近，偏离误差平均值为 24.1%，在允许值 25%以内，可以用来模拟现有排污口影响下 COD 的现状情况。

3.2.2 无机氮 DIN

由工况 2 的模拟结果得出无机氮 DIN 浓度的计算值与实测值的对比如表 4 所示。

表 4 无机氮 DIN 现状模拟计算浓度与实测浓度的对比 mg/L

监测站点	DIN 计算浓度	DIN 实测浓度
XS01	0.450 615 50	0.759 50
XS02	0.562 507 75	0.780 75
XS03	1.310 230 75	0.849 75
XS04	0.743 292 25	0.753 25
XS05	0.845 821 00	0.716 00
XS06	1.036 684 50	0.716 50
XS07	0.803 873 00	0.821 00
XS08	0.737 344 25	0.763 00
XS09	0.768 915 25	0.805 25
XS10	1.344 219 25	0.850 00
XS11	1.147 736 50	0.926 25
XS12	1.409 858 00	1.050 00
XS13	0.698 844 25	0.903 50

由表 4 可以看出，无机氮 DIN 的实测浓度与计算浓度的全场平均值分别为 0.912 mg/L 和 0.823 mg/L，全场浓度平均值误差为 10.8%；在 XS04、XS07、XS08、XS09 监测站点附近无机氮 DIN 计算浓度与实测浓度基本相同，偏离误差值很小；而在监测站点 XS03、XS06、XS10 处偏离误差值较大，偏离误差值均在 50%左右，其产生的主要原因与化学需氧量 COD 的分析相同，此处不赘述。

无机氮 DIN 浓度现状模拟结果与表 4 数据分析显示，整个象山港海域水体中的无机氮 DIN 含量都较高，排污口附近海域浓度普遍为 1.0～1.3 mg/L 之间，全场均值在 0.8～1.0 mg/L之间，大大超出了二类海水水质标准要求的 0.32 mg/L，与公报中描述的超标率达到 98.9%的数据较为吻合，即此结果与 2009 年象山港环境公报中报告的整体海域中无机氮的描述相一致，公报中无机氮的浓度值范围为 0.262～1.347 mg/L，计算结果数据的范围在 0.451～1.309 mg/L；且计算结果数据在 13 个监测站点的值与 2009 年同时间段实测的数据值较接近，偏离误差平均值为 25.0%，在允许误差范围内，可以用来模拟现有排污口影响下无机氮 DIN 的现状情况。

3.2.3　活性磷酸盐 DIP

由工况 2 的模拟结果得出活性磷酸盐 DIP 浓度的计算值与实测值的对比如表 5 所示。

表 5　活性磷酸盐 DIP 现状模拟计算浓度与实测浓度的对比　　mg/L

监测站点	DIP 计算浓度	DIP 实测浓度
XS01	0.018 024 62	0.018 900
XS02	0.022 500 00	0.025 025
XS03	0.052 409 23	0.030 400
XS04	0.029 731 69	0.033 525
XS05	0.033 832 84	0.031 225
XS06	0.041 467 38	0.035 675
XS07	0.032 154 92	0.032 675
XS08	0.029 493 77	0.039 175
XS09	0.030 756 61	0.046 550
XS10	0.053 768 77	0.069 750
XS11	0.045 909 46	0.064 225
XS12	0.056 394 32	0.074 325
XS13	0.027 953 77	0.054 500

从表 5 可以看出，活性磷酸盐 DIP 的实测浓度与计算浓度的全场平均值分别为 0.036 mg/L 和 0.043 mg/L，全场平均值误差为 16.3%；在除 XS13 监测站点的大多数监测站点上，活性磷酸盐 DIP 计算浓度与实测浓度偏离不大，偏离误差值最大为 28.5%，发生在 XS11 处，而在 XS01、XS02、XS05、XS07 监测站点附近其偏离误差值非常小，均与实际情况符合得较好；在监测站点 XS03 处偏离误差值异常的原因有很多可能性，与采集实测数据当时局部海域的影响活性磷酸盐浓度的影响因素最为相关，这些影响因素可以包括赤潮等生化作用、局部海域密集型大量排水冲淡作用、测量数据准确度等等；其他站点的误差产生原因包括象山港海域有一部分排污口数据缺失，养殖情况不明确等非数学模型可控因素以及与化学需氧量模拟中相同的数学模型局限性因素。

活性磷酸盐 DIP 浓度现状模拟结果与表 5 数据分析显示，象山港海域中，DIP 浓度在主水道区域较为平均，均值为 0.03～0.035 mg/L，较符合二类海水水质标准中 DIP 的最高允许浓度 0.03 mg/L。但在排污口附近海域的浓度值较高，为 0.07～0.13 mg/L 之间，相较于二类海水水质标准，超标情况严重。此结果与 2009 年象山港环境公报中报告的整体海域中 DIP 的描述相一致，全年浓度范围在 0.0078～0.130 mg/L之间，全年均值为 0.050 2 mg/L，超标率达到 68.7%；并且计算结果数据在 13 个监测站点的值与 2009 年同时间段实测的数据值较接近，偏离误差平均值为 23.7%，在允许误差范围内，可以用来模拟现有排污口影响下 DIP 的现状情况。

4　结论

（1）利用 FVCOM 数值模型中的污染物输运模型模拟象山港海域特征污染物浓度分布，得到的计算结果与实测水质因子的浓度分布接近，并且比较模拟所得的各监测站点处水质因子浓度值和实测浓度值，校核后其范围保持一致，可以用来较准确地模拟象山港主要排污口影响下的污染物现状，从而验证该反演方法得出的排放口特征污染物初始排放浓度可以用于为象山港排污口优化设置提供合理浓度参考。

（2）在象山港现状数值模拟计算浓度与实测浓度的对比过程中，发现对于每一项水质因子都存在个别监测站点的浓度偏离误差较大的现象，这个现象发生的数值原因主要是数值模型相对于实际情况存在一定的局限性，如叠加影响某个监测点及其邻近海域的水质因子浓度

的多个排放口的初始排放浓度的选取，计算时长的合理范围确定，背景浓度值的合理添加等，这些局限点在以后的模型中可以进一步改进。

（3）数值模型得出的结果与实测结果比较存在一定差异的非数学模型原因包括：排污口实际数量和排量调查不完整，港内网箱养殖排放口的具体资料缺乏，实际海域中微生物的生化作用过程较复杂，造成到海域自净周期变化等。这些非数学模型因素的改进需要对象山港海域水文情况进行进一步深入细化地调查统计，并对微生物的生化作用，海域自净周期等继续进行研究。

参考文献

[1] 宁波市海洋开发研究院，宁波市发展规划研究院．宁波市“十二五”期间海洋资源需求量预测报告[R]. 2010：68－72.

[2] 宁波市海洋与渔业局. 2009 年象山港公报[R]. 2010.

[3] 张丽旭，蒋晓山，蔡燕红．象山港海水中营养盐分布与富营养化特征分析[J]. 海洋环境科学，2008，27(5)：488－491.

[4] 国家环境保护局，国家海洋局．GB 3097－1997 中华人民共和国海水水质标准第 3 部分：各类海水水质标准[S]. 1997.

[5] 罗益华．象山港海域水质状况分析与污染防治对策[J]. 环境研究与监测，2008，21(3)：48－50.

[6] 张丽旭，赵敏，付旭强，等．近 22 年来象山港海域水环境变化趋势及 R/S 预测研究[J]. 海洋湖沼通报，2010(1)：115－120.

[7] 张丽旭，蒋晓山，蔡燕红．近 4 年来象山港赤潮监控区营养盐变化及其结构特征[J]. 海洋通报，2006，25(6)：1－9.

[8] 曹欣中，唐龙妹，张月秀．象山港水文特征及纳污能力的分析[J]. 东海海洋，1995，13(1)：10－19.

[9] 冯辉强，周晓燕．象山港海域环境超标因子探讨[J]. 海洋开发与管理，2008，25(7)：84－87.

[10] CHANG C Q, XU R, HOUGHTON R C. Beeardsley, a model－dye comparison experiment in the tidal mixing front zone on the southern flank of Georges Bank[J]. Journal of Geophysical Research－Part C－Oceans, 2008, 113(c2): co2005－1－17.

[11] 冯德军，吕华庆，傅武伟，等．象山港水交换研究概述[J]. 中国水运，2011，11(1)：23－25.

[12] 吕华庆，常抗美，石钢德．象山港氮、磷营养盐环流和分布规律的研究[J]. 海洋与湖沼，2009，40(2)：138－144.