

DOI:10.3969/j.issn.1004-6933.2014.01.012

平原河网水体石油类浓度达标及总量控制

胡琦玉¹, 逢 勇^{1,2}, 鲁祖宝³

(1. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098; 2. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏 南京 210098; 3. 台州市环境保护局, 浙江 台州 318001)

摘要:选取台州市区水体为平原河网水体代表,根据石油类污染物垂向分布规律,得到台州市区水体石油类污染物垂向分布系数为 2.33 m^{-1} ,修订各断面垂向平均浓度为水深 0.5 m 处浓度,简化三维问题;建立台州市中心片区一维河网水量水质模型,对各项参数进行率定验证。分别利用水环境容量数学模型和一维河网模型获得研究区域石油类水环境容量和断面达标时各排污口的削减量。结果表明:研究区域内石油类水环境容量为 2.68 t/a ,容量总量达标情况下,石油类污染物削减率为 75% ;主要控制断面达标情况下,各排污口的削减率在 $33\%\sim 100\%$ 之间。
关键词:水环境容量;石油类污染物;总量控制;垂向分布;参数率定;削减量;平原河网;台州市
中图分类号:X32 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2014)01-0057-07

Standard-reaching analysis of petroleum pollutant concentrations and total quantity control in plain river network

HU Qiyu¹, PANG Yong^{1,2}, LU Zubao³

(1. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China;
2. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resources Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing, 210098, China;
3. Taizhou Environmental Protection, Taizhou 318001, China)

Abstract: We selected water bodies in the urban area of Taizhou City as representative of plain river networks. According to the regularity of vertical distribution of petroleum pollutants, we obtained the vertical distribution coefficient of the petroleum pollutants in the urban area, which was $\alpha = 2.33\text{ m}$, and simplified the three-dimensional problem by revising the vertical average concentration for each section into the concentration at a depth of 0.5 m . We also constructed a one-dimensional river network water quantity and water quality model for the Taizhou downtown area and calibrated and verified the parameters of the model. Using the mathematical model of water environmental capacity and the one-dimensional river network model, respectively, we obtained the study area's petroleum water environmental capacity and the reduction for each generalized drainage outlet when the water quality reached the standards. The results show that the study area's petroleum water environmental capacity was $2.68\text{ tons per year}$. The reduction rate of petroleum pollutants should be 75% in order to ensure that the total capacity can reach the standards, and the reduction rate of petroleum pollutants at each generalized drainage outlet should be reduced by 33% to 100% to ensure that the water quality of the main control sections can reach the standards.

Key words: water environmental capacity; petroleum pollutants; total quantity control; vertical distribution; parameter calibration; reduction; plain river network; Taizhou City

基金项目:国家自然科学基金(51179053);国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07506-006-05,2012ZX07506-007-01)
作者简介:胡琦玉(1990—),女,硕士研究生,研究方向为环境规划与影响评价。E-mail:huqiyv@163.com

平原河网水体具有河道纵横交错、水体流动性小、水利闸坝工程密布、人工调度性强、自净能力差的特点,而其周围往往又是人类生产、生活聚集的主要场所。石油类污染物是平原河网地区机械制造业、重金属加工等行业产生的污染物之一。随工业产污水进入天然水体的石油类污染物不仅会对水体中生物、底泥造成一定的危害,也会间接对人类健康产生威胁。研究平原河网水体石油类污染物迁移转化扩散规律,选取科学的研究方法,进而制定并实施污染物控制方法,对于改善水体水质、维护用水安全具有重要的意义。

国内外对于水体中石油类污染物的研究也有很多,早在1969年Fay^[1]就研究并创立油膜扩展4阶段理论。海洋及河口处石油类污染物研究多数基于三维及二维潮流(波)模型,国外的Kim等^[2]、以及Leendertse等^[3]分别建立了海湾三维和二维潮流模型,在此类数学模型及计算方法的基础上,于海亮^[4]开展了海上溢漏化学品的三维污染扩散预测研究,陈新永等^[5]通过二维潮波运动数值模拟渤海湾码头溢油油膜扩散的4个阶段,俞琨^[6]开展了江苏近海二维潮流及石油类污染物的数值模拟。在内河石油类污染物研究中,以机理性研究较为常见;国内的Huang等^[7]分析了石油类污染物的特性和环境行为;赵东风等^[8]进行了石油类污染物在各种水体中的扩散、挥发、溶解、分解、乳化、氧化、生物降解、沉降、吸附与吸收、分配与富集的定性分析;黄廷林等^[9-11]则建立了多沙河流中石油类污染物迁移的一维吸附和解吸模型和黄土地区非点源石油类污染物浓度预测模型。研究者对实际油类污染事件仍多采用二维及三维数学模型进行河口及海域中溢油现象的模拟,建模较为复杂,并且不适用于平原河网区宽浅型河道,因而,建立更为简便适用的数学模型,对开展平原河网区石油类污染物的研究具有一定的科学性与实用性。

笔者以位于浙江省温黄平原的台州市区为例,对台州市区的中心片区(黄岩区的西城街道、江口街道、南城街道及椒江区的白云街道、葭沚街道、海门街道)河网水体石油类污染物迁移转化及污染物削减控制进行研究。鉴于石油类污染物在水体中具有区别于其他类污染物的分布特性——垂向分层分布,基于2012年1月8—13日的水文水质同步监测资料,根据石油类污染物垂向紊动扩散机理获得石油类污染物浓度垂向分布参数,修订水质监测数据为水深0.5 m处石油类浓度;建立一维河网模型,率定石油类污染物降解参数;构建河网入河污染物总量与石油类浓度响应关系,制定水体石油类污染物达标总量

控制方案,为台州市区开展污染物减排提供科技支撑,并为平原河网地区污染物限排提供借鉴。

1 研究区域概况

台州市地处浙江东南沿海,介于东经120°17′~121°56′,北纬28°01′~29°21′之间。市区分椒江、路桥和黄岩3个区,行政区面积约为1536 km²;地貌类型以山地为主,且有江、河、水库、海岛等交错穿插,人工调度闸门分布广泛,调度方式复杂,市区内河网密布,水系发达,分为椒江、金清河网两大水系,属于典型的平原河网区,研究区域区位图见图1。

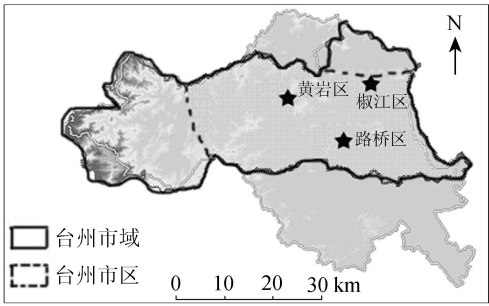


图1 研究区域区位

台州市经济发展迅速,工业多以制造业为主,目前已形成了汽车摩托车及配件、医药化工、家用电器等“5+1”主导产业。此类行业在生产发展过程中不可避免地产生大量含石油类的废水,市区水体水质因此受到严重威胁,基于石油类污染物在水体中的迁移转化机理,根据同步监测水文水质资料,利用一维河网模型进行计算,采用总量控制的方法对入河石油类污染物进行及时控制,预计会对城区水体水质产生一定的缓解和改善作用,研究区域内河网分布及同步监测断面分布图见图2。

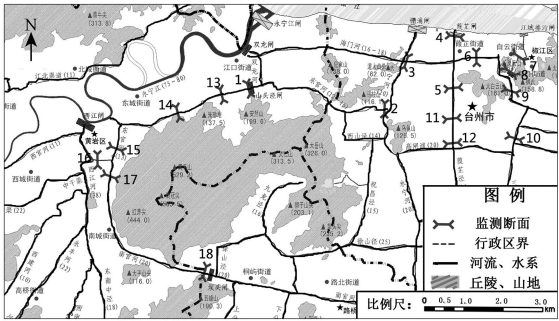


图2 研究区域河网及同步监测断面分布

2 水环境数学模型的建立

2.1 石油类污染物迁移转化机理模型的建立

2.1.1 石油类污染物浓度垂向分布数学模型

a. 石油类污染物浓度垂向分布。油滴进入水体后,受水流紊动作用扩散并在一定条件下与上游作用处于动态平衡状态,利用扩散方程求解后可得

油浓度沿垂线的分布公式为

$$\rho_z = \rho_0 \exp[-\alpha(Z - Z_0)] \quad (1)$$

式中: ρ_z 为水深 Z 处油浓度; Z_0 为水面处深度; ρ_0 为对应于 Z_0 处的油浓度; α 为垂向分布系数。

b. 水深 0.5 m 处油浓度确定。为确定油类平均浓度所处水深,对式(1)在水深上积分,即: $\rho(d) = \rho_0 \int_{Z_0}^Z \exp[-\alpha(Z - Z_0)] dz$ 。假设水域水深为 $(0, H)$,即 $Z_0=0$,对式(1)在 (Z_0, H) 上积分得

$$\rho(d) = \frac{\rho_0}{\alpha} (1 - e^{-\alpha H}) \quad (2)$$

则垂直方向平均浓度 ρ' 为

$$\rho' = \frac{\rho_0}{\alpha H} (1 - e^{-\alpha H}) \quad (3)$$

将式(3)代入式(1)得平均浓度所处的水深 Z' :

$$Z' = \frac{1}{\alpha} \ln \alpha H - \frac{1}{\alpha} \ln (1 - e^{-\alpha H}) \quad (4)$$

由式(4)可知,对于不规则河道,其沿水流方向各个点所在的垂线上对应的 $Z'(i)$ 值是不同的,且 $Z'(i)$ 为一与河道水深 H 有关的曲线函数。为使计算更加简便,采用化曲线坐标为直线坐标的方法,将 $Z'(i)$ 归一化,即令 $Z'(i) = 0.5 \text{ m}$,并有水深 0.5 m 处对应于式(1)的计算浓度为 $\rho_{0.5}(i)$,获得将平均浓度修订为 0.5 m 处浓度的修正系数 $\beta(i)$:

$$\beta(i) = \frac{\rho'(i)}{\rho_{0.5}(i)} = \frac{(1 - e^{-\alpha H(i)})}{\alpha H(i) e^{-0.5\alpha}} \quad (i = 1, 2, \dots, n)$$

对于河道上实际的 n 个监测断面, 0.5 m 处石油类污染物监测值写成行列式: $\rho_{0.5J} = [\rho_{0.5J}(1), \rho_{0.5J}(2), \dots, \rho_{0.5J}(n)]$;将各断面平均浓度修订为水深 0.5 m 处浓度有: $\bar{\rho}_{0.5} = [\bar{\rho}_{0.5}(1), \bar{\rho}_{0.5}(2), \dots, \bar{\rho}_{0.5}(n)]$;并有修正矩阵:

$$T_{n \times n} = \begin{bmatrix} \beta(1) & & & & \\ & \beta(2) & & & \\ & & \ddots & & 0 \\ & & & \beta(i) & \\ & 0 & & & \ddots \\ & & & & & \beta(n) \end{bmatrix}$$

从而将各断面平均浓度转化为 0.5 m 处的情况:

$$\bar{\rho}_{0.5} = \rho_{0.5J} T_{n \times n} \quad (5)$$

2.1.2 石油类污染物挥发降解数学模型

石油类污染物进入水域后,挥发是初期发生的主要降解过程。定量研究一般应用威廉姆斯等(Williams and Hann)^[12]给出的计算公式:

$$\rho_e = \rho_e^* \exp(-k_e t) \quad (6)$$

式中: ρ_e 为油溢出后经过 t 时间原油中挥发部分的浓度; ρ_e^* 为 $t=0$ 时原油挥发部分的初始浓度; k_e 为挥发系数,决定于油的性质、风、波浪破碎程度、油膜面积和温度等。

2.1.3 石油类污染物吸附沉淀数学模型

比重大于水的重油在水中发生沉降作用,水中颗粒物则对石油类污染物产生吸附作用;目前,定量地描述石油在水中的沉降过程尚有困难,这方面的研究尚待开拓。参照现有文献对石油类污染物沉降规律的定性描述,有以下公式^[13]:

$$\rho_q = k_q \rho_q^* \quad (7)$$

式中: ρ_q 为单位重量颗粒物的吸附量; k_q 为吸附常数; ρ_q^* 为吸附质在水相的平衡浓度。

2.1.4 石油类污染物生物降解数学模型

石油类污染物在水中的生物化学变化,一方面是细菌对石油的降解,另一方面是化学氧化和海洋生物摄取石油烃后的代谢作用。关于定量计算石油类污染物的生物降解作用,参考李春荣等^[14]在关于石油污染物的生物降解研究中的观点,认为其降解符合一级动力反应方程: $-d\rho/dt = k\rho$ 。由此得出定量计算的经验公式:

$$\rho_b = \rho_b^* \exp(-k_b t) \quad (8)$$

式中: ρ_b 为油溢出后经过 t 时间原油中生物降解损耗部分的浓度; ρ_b^* 为 $t=0$ 时原油生物降解损耗部分的初始浓度; k_b 为生物降解系数。

2.2 一维河网水量水质数学模型

由于内河的宽度较小,忽略石油类污染物的横向输移,在考虑垂向分布的基础上,采用一维河网水质水量模型进行石油类污染物浓度预测,模型基本方程为

a. 水动力方程:

$$\begin{cases} \frac{\partial Q}{\partial x} + B_w \frac{\partial Z}{\partial t} = q \\ \frac{\partial Q}{\partial t} + 2u \frac{\partial Q}{\partial x} + (gA - Bu^2) \frac{\partial A}{\partial x} + g \frac{n^2 |u| Q}{R^{4/3}} = 0 \end{cases} \quad (9)$$

式中: Q 为流量; x 为沿水流方向空间坐标; B_w 为调蓄宽度,指包括滩地在内的全部河宽; Z 为水位; t 为时间坐标; q 为旁侧入流流量,入流为正,出流为负; u 为断面平均流速; g 为重力加速度; A 为主槽过水断面面积; B 为主流断面宽度; n 为糙率; R 为水力半径。

b. 污染物输移方程:

$$\frac{\partial(A\rho)}{\partial t} + \frac{\partial(Q\rho)}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(AE_x \frac{\partial \rho}{\partial x} \right) + S_c - S = 0 \quad (10)$$

其中

$$S_c = K_d A \rho$$

$$\sum_{i=1}^M (Q\rho)_{i,j} = (\rho\Omega)_j \left(\frac{dZ}{dt} \right)_j \quad (11)$$

式中: Z 为水位; E_x 为纵向分散系数; ρ 是水流输送的物质浓度; Ω 为河道叉点—节点的水面面积; j 为节点编号; I 为与节点 j 相连接的河道编号, $I=1,2,\dots,NI$; S_e 为与输送物质浓度有关的衰减项; K_d 为衰减因子; S 为外部的源或汇项。

对时间项采用向前差分,对流项采用上风格式,扩散项采用中心差分格式。

2.3 水环境容量数学模型

采用完全混合模型进行水环境容量计算(水文保证率为 90%),河网区环境容量具体计算公式如下:

$$W = \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^m \alpha_{ij} W_{ij} \tag{12}$$

其中 $W_{ij} = Q_{0ij}(\rho_{sij} - \rho_{0ij}) + KV_{ij}\rho_{sij}$
式中: W 为河网区环境容量; α_{ij} 为不均匀系数, $\alpha_{ij} \in (0,1]$,河道越宽、水面越大,则 α_{ij} 越小; W_{ij} 为计算中的最小空间计算单元和最小时间计算单元; Q_{0ij} 、 ρ_{0ij} 分别代表进口断面的入流流量和水质浓度; ρ_{sij} 为水体的水质目标; K 为降解系数; V_{ij} 为水体的体积。

计算中最小空间计算单元为河段(河段为两节点之间的河道);最小时间计算单元为天。

3 模型建立及参数率定

3.1 水深 0.5 m 处油浓度的确定

利用 6 号断面石油类污染物分层监测数据得出台州市区水体石油类垂向分布系数 α 为 2.33/m。

由于其他监测数据多为水深 0.5 m 处水体表层的油浓度值,根据式(1)~(5)提供的计算方法计算出各断面垂向平均浓度之后,将其修订为水深 0.5 m 处油浓度,为下文的计算和率定提供依据。

3.2 河网及排污口概化

将内部河道进行概化,形成一个有河道、有节点的概化河网,河道的断面形状采用同时期实测大断面数据,被概化的河道包括研究区域内的南官河、东官河、永宁河、海门河等。同时,根据台州市环保局提供的工业污染源相关资料,将研究区域内 104 家直接排放石油类污染物入河的工业企业污染源概化为 19 个排污口。具体见图 3。

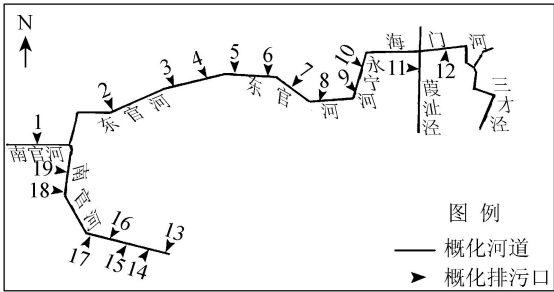


图 3 研究区域内河网及排污口概化

排污口编号 1~8 以及 13~19 中,主要包含黄岩区 98 家直接排放污水(含有石油类污染物的污水)入河的工业企业,其中橡胶和塑料制品业 38 家,铁路、船舶、航空航天和其他运输设备制造业 16 家,金属制品业 10 家,通用设备制造业 7 家,其余包括化工原料和化学制品制造业,黑色金属冶炼和压延加工业、专用设备制造业等在内的一共有 27 家。石油类污染物排放量达 9.22 t/a,平均石油类污染物排放浓度达 29.35 mg/L。

排污口编号 9~12 中主要包含椒江区 6 家直接排放污水(含有石油类污染物的污水)入河的工业企业,其中橡胶和塑料制品业 3 家,铁路、船舶、航空航天和其他运输设备制造业 3 家。石油类污染物排放量达 1.49 t/a,平均石油类污染物排放质量浓度达 15.88 mg/L。

3.3 边界条件

根据河网模型的概化结果,计算时选取 6 个边界断面,与同步监测的区域对应即为图 1 中的 4、7、10、12、16、18 号断面。模型的边界条件即为此 6 个断面各时段的流量、水位和水质实测值。水动力计算边界中,4 号断面的边界条件为水位条件,其他各断面的边界条件均为流量条件。水质边界即为各时段 6 个边界断面石油类污染物同步监测值经修订后的平均浓度值。

3.4 初始条件

根据河网模型概化结果以及选取的边界条件,水量的初始条件即为各边界断面首次监测的水位、流量值;水质的初始条件则为各边界断面首次监测的经修订的石油类平均浓度值。

3.5 参数选取

河道糙率系数取 0.03,扩散系数取 10 m²/s;参照式(5)~(7)及文献[15],石油类污染物挥发系数 k_e 取 0.1 d⁻¹, k_q 取 0.01~0.1, k_b 取 0.007~0.020 d⁻¹ 进行计算。

3.6 参数率定

根据 2012 年 1 月 8—13 日的野外同步监测数据垂向修订结果,利用建立的河网模型和设定的边界条件、污染源条件进行计算,调整各项参数之后分别对水量和水质模型进行率定。

3.6.1 水量模型参数率定

研究区域内选取 2、3、6、9 断面流量计算值与实测值进行对比,结果见图 4。

结合图 4 和已有的计算结果得出,各断面流量计算值与实测值相对误差依次为:2 号断面 0.7%、3 号断面 1.57%、6 号断面 9.83%、9 号断面 3.28%;各断面流量模型计算值和实测值吻合程度较高,平均相对误差小于 10%,说明模型及参数适用于对当地河流水量运动进行模拟。

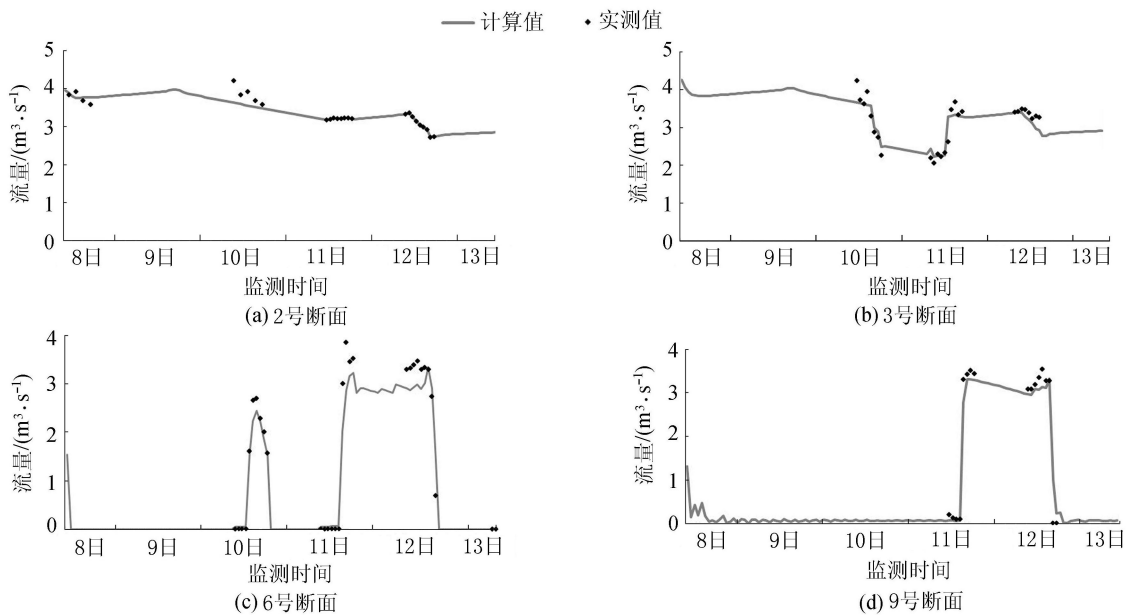


图4 2012年1月8—13日研究区域内部分断面流量模型计算值与实测值对比

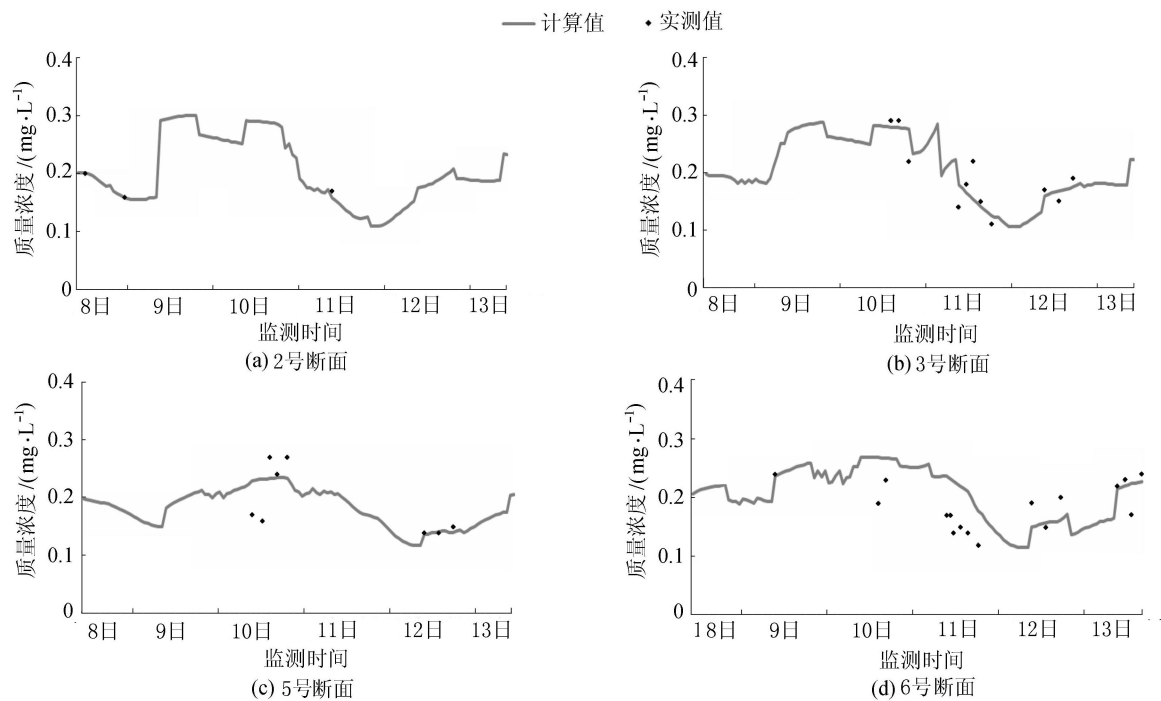


图5 2012年1月8—13日研究区域内部分断面石油类污染物质量浓度模型计算值与实测值对比

3.6.2 水质模型参数率定

在研究区域内选取2、3、5、6号断面石油类浓度模型计算值与实测值进行对比,具体见图5(注:此处出现的实测值为修订之后的同步监测水质数据)。

结合图5和已有的计算结果得出,各断面石油类污染物浓度计算值与实测值相对误差依次为:2号断面10.7%、3号断面13.24%、5号断面6.45%、6号断面13.98%;各断面石油类污染物浓度模型计算值和实测值吻合程度较高,平均相对误差为11.1%。说明模型及参数适用于对当地的石油类污染物浓度进行模拟。

3.6.3 参数率定结果

经过模型计算对比之后,确定适用于当地河网模型的主要计算参数如下:河道糙率 n 的取值为0.02~0.04,扩散系数 D 取值为 $10\text{m}^2/\text{s}$,水中石油类挥发系数 k_e 为 0.1d^{-1} ,水中石油类污染物吸附常数 k_q 为0.01,水中石油类污染物生物降解系数为 0.01d^{-1} 。

4 模型应用与分析——石油类污染物达标总量控制方案

4.1 方案制定

选取位于椒江区中心的3、5号断面,位于黄岩区

中心的 17 号断面和位于两区交界处的 1 号断面作为主要控制断面,根据《浙江省地表水(环境)功能区划》的要求,1、3、5 和 17 号断面近期达Ⅲ类水标准。

根据台州市区 2010 年污染源普查资料及 2012 年 1 月 8—13 日水质实测资料,制定研究区域水体石油类达标方案如下:

方案一:根据上文建立的水环境数学模型计算研究区域石油类水环境容量(最大允许排放量),从总量达标控制的角度对石油类污染物进行削减与控制,并得出各主要控制断面的石油类浓度改善情况。

方案二:在方案一的基础上,根据上文建立的一维河网数学模型,将最大允许排放量分配到各排污口,从主要控制断面石油类浓度达标的角度对石油类污染物进行削减与控制。

4.2 方案一计算结果

根据一维河网模型计算 90% 保证率下研究区域各河段的水文情势;降解系数则选取上文率定结果,对于石油类污染物,此处的降解系数为综合降解系数;结合《浙江省地表水(环境)功能区划》,利用上文建立的水环境容量数学模型计算得到研究区域石油类污染物的环境容量为 2.68 t/a。根据“3.2 节河网及排污口概化”进行计算,石油类污染物排放量为 10.71 t/a。

利用排放量减去环境容量再除以排放量,得出污染物的削减率为 75%。将污染物削减量平均分配到各个概化排污口,利用一维河网模型计算得出 1、3、5、17 号断面的石油类质量浓度分别为 0.054 mg/L、0.051 mg/L、0.090 mg/L、0.050 mg/L,除 5 号断面之外,其他断面石油类浓度都基本达标。

4.3 方案二计算结果

在方案一的基础上,根据《台州市区水环境整治规划(2012—2020)》(以下简称《规划》)中工业企业控污潜力分析,以控制断面水质(石油类)达标为前提,根据上游来水水质变化和各污染源污染物排放量的变化,将环境容量(最大允许排放量)分配到各个排污口,得到控制断面达标方案。各概化排污口按对控制断面水体污染物质量浓度贡献率并考虑《规划》可实施性进行削减。各概化排污口排污量 $P_i(i=1,2,\cdots,n)$ 对控制断面水体污染物质量浓度的贡献率计算公式为

$$\beta_i = \frac{\rho_i}{\sum_{i=1}^n \rho_i} \tag{13}$$

式中: β_i 为概化排污口 i 对水质的贡献率; ρ_i 为概化排污口 i 与入河断面完全混合后的水体污染物浓度。

按照各概化排污口对控制断面水体污染物质量浓度贡献比例进行分配,将超出允许排放量的部分

采取减量控制措施。经计算,在现状边界水质条件下,各概化排污口石油类排放量需要削减的比例在 33% ~ 100% 之间(表 1)。

表 1 方案二下研究区域内
各概化排污口石油类污染物削减比例 %

排污口 编号	石油类污染物 削减比例	排污口 编号	石油类污染物 削减比例
1	33	11	96
2	97	12	40
3	56	13	90
4	97	14	82
5	100	15	50
6	98	16	80
7	94	17	90
8	94	18	60
9	75	19	87
10	80		

方案二下,上游黄岩区的工业企业污染物削减比例为 88%,下游椒江区的工业企业石油类污染物削减率为 43%,实现污染物削减之后最终实现几个控制断面石油类浓度的达标。

4.4 结果分析

结合上文的计算结果可以看出,方案二的计算结果是对方案一的优化,将污染物削减量具体到每一个排污口,可操作性更强,实施起来更加合理,因此笔者认为方案二对于台州市区石油类污染物控制更具有指导意义。

对于研究区内石油类污染物的污染现状,地方部门应尽快有计划地对相关企业采取关停搬迁等措施,加快对排污企业进行纳管,严格监管企业整治提升,深化产业结构调整,提高企业清洁生产水平,实现入河石油类污染物总量的有效控制,才能早日实现平原河网水体石油类的达标,有效改善水环境现状。

5 结 论

a. 选取典型平原河网区——台州市区作为研究区域,将石油类分层浓度修订为平均浓度在 0.5 m 处的浓度之后,建立一维河网水量水质模型,结合实地野外水量水质同步监测结果,发现该模型对于研究区域内的水量水质模拟较好,表明可以用于平原河网水体石油类污染物的浓度变化模拟。

b. 为了研究平原河网地区水体石油类污染物总量控制方案,利用水环境容量零维模型计算了研究区域所能容纳石油类的容量,制定了容量总量控制方案;在此基础上,确定各排污口对于控制断面水质浓度的贡献,利用一维河网模型进一步得出了控制断面达标时各排污口的污染物削减及控制情况。

c. 研究区域中黄岩区水体水质功能区目标较高,工业企业分布较多,总体削减率也较高,达88%,椒江区相应的整体削减率只有43%。本文建立的计算体系及数学模型为台州市区石油类污染物减排提供了技术支撑,对于解决平原河网水体石油类污染物达标限排具有一定的指导与借鉴意义。

参考文献:

[1] FAY J A. The spread of oil slicks on a calm Sea[R]. New York:Oil on the Sea Plenum,1969:53-63.

[2] KIM C, LEE J. A three-dimensional PC-based hydrodynamic model using ADI scheme [J]. Coastal Engineering,1994,23:271-287.

[3] LEENDERTSE J J,ALEXANDER R C,LIU S K. A three-dimensional model for estuaries and coastal seas [M]. Santa Monica: The Rand Corporation,1973:20-35.

[4] 于海亮. 基于 POM 模型的海上液体化学品溢漏的三维污染扩散预测[D]. 大连:大连海事大学,2007.

[5] 陈新永,朱静,张民建. 渤海湾码头溢油扩散规律分析[J]. 水科学与工程技术,2009(5):4-6. (CHEN Xinyong,ZHU Jing,ZHANG Minjian. Analysing the oil spill extended rule of Bohai estuary wharf [J]. Water Sciences and Engineering Technology,2009(5):4-6. (in Chinese))

[6] 俞琨. 江苏近海二维潮流及石油类污染物的数值模拟[D]. 南京:河海大学,2007.

[7] HUANG Miaofen,TANG Junwu,SONG Qingjun. Analysis of petroleum-polluted water absorption spectral properties [J]. Journal of Remote Sensing,2010,14(1):131-147.

[8] 赵东风,崔积山. 石油类污染物在水环境中的归宿[J]. 油气田环境保护,2000,10(2):22-23. (ZHAO Dongfeng,CUI Jishan. The inclination of petroleum pollutant in water environment [J]. Environmental Protection of Oil & Gas Fields,2000,10(2):22-23. (in Chinese))

(上接第33页)

[12] 熊波,陈学华,宋孟强,等. 基于 RS 和 GIS 的沙漠湖泊动态变化研究:以巴丹吉林沙漠为例[J]. 干旱区资源与环境,2009,23(8):91-98. (XIONG Bo, CHEN Xuehua,SONG Mengqiang,et al. Study on dynamic change of desert lakes in Badan Jaran Desert based on RS and GIS [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment,2009,23(8):91-98. (in Chinese)) [13] 燕华云,贾绍凤. 近 50a 来青海水文要素变化特征分析[J]. 冰川冻土,2003,25(2):193-198. (YAN Huayun,

[9] 黄廷林,任磊. 黄土地区石油类污染物的径流污染模拟及模型预测[J]. 中国环境科学,2000,20(4):345-348. (HUANG Tinglin,REN Lei. Simulating and modeling of the runoff pollution of petroleum in loess plateau [J]. China Environment Science,2000,20(4):345-348. (in Chinese))

[10] 黄廷林,任磊. 多沙河流中石油类污染物迁移的一维数学模型 I :吸附模型[J]. 水利学报,2004(9):105-110. (HUANG Tinglin,REN Lei. One-dimension mathematical model for oil pollution transport in silt-laden stream(I):absorption model [J]. Journal of Hydraulic Engineering,2004(9):105-110. (in Chinese))

[11] 黄廷林,任磊. 多沙河流中石油类污染物迁移的一维数学模型 II :解吸模型[J]. 水利学报,2004(10):125-128. (HUANG Tinglin,REN Lei. One-dimension mathematical model for oil pollution transport in siltladen stream(II):desorption model [J]. Journal of Hydraulic Engineering,2004(10):125-128. (in Chinese))

[12] WILLIAMS G N,HANN R,JAMES W P. Predicting the fate of oil in the marine environment [C]//American Petroleum Institute, Environmental Protection Agency, Coast Guard. Proceedings of conference on prevention and control of oil pollution. Atlanta Georgia: American Petroleum Institute,1975:320-400.

[13] 张珞平,吴瑜端. 石油的海洋地球化学行为[J]. 海洋环境科学,1986,5(2):53-61. (ZHANG Luoping,WU Yudian. Marine geochemical behaviors of oil [J]. Marine Environmental Science,1986,5(2):53-61. (in Chinese))

[14] 李春荣,王文科,曹玉清,等. 石油污染物的微生物降解研究[J]. 生态环境,2008,17(1):113-116. (LI Chunrong,WANG Wenke,CAO Yuqing,et al. Petroleum pollutants degradation by microorganisms [J]. Ecology and Environment,2008,17(1):113-116. (in Chinese))

[15] 张永良,刘培哲. 水环境容量综合手册[M]. 北京:清华大学出版社,1991:430-480.

(收稿日期:2013-11-07 编辑:徐娟)

JIA Shaofeng. Hydrological elements change of Qinghai Province in past 50 years [J]. Journal of Glaciology and Geocryology,2003,25(2):193-198. (in Chinese))

[14] 苏宏超,魏文寿,韩萍. 新疆近 50a 来的气温和蒸发变化[J]. 冰川冻土,2003,25(2):174-178. (SU Hongchao,WEI Wenshou,HAN Ping. Changes in air temperature and evaporation in Xinjiang during recent 50 years [J]. Journal of Glaciology and Geocryology,2003,25(2):174-178. (in Chinese))

(收稿日期:2013-05-17 编辑:高渭文)