

· 环境评价 ·

基于环境风险后果评价的危险化学品码头选址

Application of Environmental Risk Consequence Assessment in Site Selection of Hazardous Chemical Wharfs

周 薇, 钱 瑜*, 李林子, 张玉超

(南京大学环境学院 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 江苏 南京 210046)

摘 要: 在危险化学品码头选址期间开展环境风险后果评价, 有助于减轻码头运营期间突发水污染事故对周围环境可能造成的不利影响。通过将环境风险后果具体化为风险受体脆弱性与暴露的乘积, 把风险的受体分为人群、经济和生态 3 大类别, 对每一类受体分别选取指标计算脆弱性指数。并以长江南京段沿岸危化品码头的选址为例, 在评价区域建立二维水质模型模拟苯胺泄漏后污染物的时空分布, 并根据不同的浓度阈值确定每类受体对应的暴露系数, 最后给出定量的评价结果为选址提供建议。

关键词: 环境风险后果评价; 危险化学品码头选址; 脆弱性评价; 暴露评价

中图分类号: X323

文献标识码: A

Abstract : Applying environmental risk consequence assessment to hazardous chemical wharfs during their site selection stage would help to reduce the accidental contamination hazard in the operation period. In this article, risk consequence is quantified as vulnerability multiplies exposure. Risk receptors are classified into three categories: human, economic receptor and ecological receptor. Relevant indicators are selected to calculate the vulnerability index for each receptor category. Taking the hazardous wharfs on the bank of Yangtze River in Nanjing as example, a two dimensional water quality model is built to simulate the space-time distribution of contamination from aniline leakage. Different concentration thresholds are set to calculate the exposure indexes. The quantitative assessment result can give managers a proposal for site selection.

Key words : Environmental Risk Consequence Assessment; Site Selection of Hazardous Chemical Wharfs; Vulnerability Assessment; Exposure Assessment

CLC number : X323

近年来, 化工行业的不断壮大促进了化工产品物流业的发展。其中, 水路运输的成本低廉、运量又大, 因而通过水路运输的化学品规模不断增加。运输过程中涉及的许多危险化学品, 一旦由于装卸失误、爆炸事故等原因泄漏到水体中, 会对码头周围环境造成巨大危害。大量的运输需求促使各地不断进行新建或者扩建码头项目, 江河两岸、城市周围往往坐落着许多个化学品码头, 给周边环境带来很大的隐患。如何既能保证

化学品运输工作的正常进行, 又能将泄漏时造成的危害尽量减小, 是一个发展和保护之间的矛盾问题。

目前危险化学品码头的设立, 往往是在已经规划好的港口岸线上新建, 扩建, 改建码头, 或者是选择某已有的码头来运输新的化学品, 无论哪一种情况, 都涉及到危化品码头的选址问题。选择的位置不同, 码头自身条件和周边的环境状况都会发生变化, 泄漏事故带来的影响大小也就

收稿日期: 2012-03-06

基金项目: 国家863计划(2012AA063304); 江苏省科技支撑计划(BE2011694)

作者简介: 周 薇(1985-), 女, 硕士研究生。研究方向: 环境规划与管理。

*通讯作者: E-mail: yqian@nju.edu.cn

不同。因此在选址过程中,合理的评价环境风险事故的后果,挑选出能将事故带来的环境损失降低到最小的选址方案,为决策者提供参考依据,有助于解决上述的矛盾。

水路运输的危险化学品,根据运输装卸工艺和货物本身特点,可以分为石油类、液化石油气和其他散装化学品3种类型。其中散装化学品的泄漏事故是典型的环境污染事故,且现有研究相对较少,因此本文选择散装化学品作为研究对象。

1 环境风险后果评价方法

一般意义上的环境风险后果是指事故发生以后,对其影响区域内造成的危害,或者损失。环境风险后果评价即对这一危害或者损失的大小进行估计,是环境风险评价的一个重要组成部分。在评价风险后果(Consequence, C)时,需要根据研究的需要,选用适当的函数关系式将其具体化^[1]。Grifoll et al^[2]评价水污染风险时将后果计算为暴露(Exposure, E)和脆弱性(Vulnerability, V)的乘积,其所指暴露即污染的强度,脆弱性体现了受体面对污染时容易受害的程度和受体的自身价值^[2],这一定义与其他学者的观点相吻合,因此本文采用暴露与脆弱性的乘积计算风险的后果,即 $C=EV$ 。

码头周边复杂的岸线决定事故的受体有多多样化的特点。这种情况下,采用传统的基于毒性的剂量效应评价,单独的对人体或是生物进行风险估计,结果虽然精确,但是无法全面的评估事故的后果。目前,许多学者在对复杂受体和保护目标进行有效的风险评价这个问题方面进行了研究和尝试。其中,相对风险模型(Relative risk model, RRM)是美国学者Landis与Wieggers^[3]于1997年,在评价原油运输船的压仓水对某港口周边的11个次级区域内8类生境的生态风险时,建立的用于区域生态风险评价的方法。RRM方法分别对风险评价环节中的风险源、暴露、评价区域和评价终点等进行分类,分别评分,再按照对应关系进行综合计算,从而实现了对多风险源,多压力和多终点的综合评价。该方法在综合风险评

价中应用广泛,除了Landis et al^[4]将其不断应用和改进,国内学者王小龙^[5]和付光辉^[6]等也进行了研究和应用^[4,5]。

借鉴RRM方法的思路,建立本次评价的概念模型,见图1。

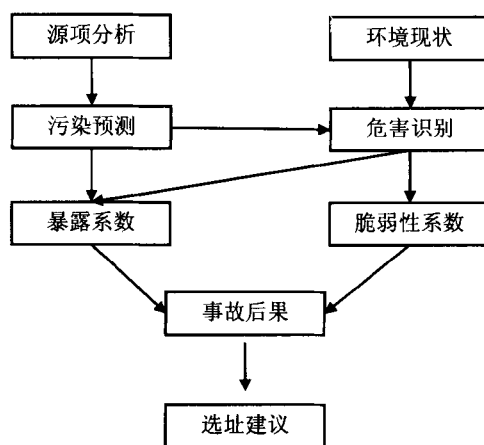


图1 环境风险后果评价概念模型

通过源项分析估计风险源的类型和大小,并模拟该源强下污染物的迁移扩散情况;结合评价的化学品种类和周边环境特点,识别危害类型,确定各类需要评价的受体,并选择合适指标,计算出不同种类的受体脆弱性指数和暴露系数。最后将对应的脆弱性指数和暴露系数代入公式 $C=E \cdot V$ 计算后果值,并就此给出选址建议。由于方法使用中涉及到大量的空间数据,因此采用地理信息系统软件ArcGIS管理相关空间数据,并借此将计算的结果直观的显示,方便决策者的理解和比较。

2 研究区危害识别

某化学工业园区位于长江岸边,许多化工原料和产品通过水路运输送达。园区附近有两处码头A和B。由于生产需要,园区企业目前增加了苯胺的运输需求,已初步决定采用载重1 000 t的船舶运输,该船设有8个液货舱,每个液货舱容量100 t,两处码头均具备为其提供泊位和装卸服务的能力。现通过对两码头进行的环境风险后果评价,识别在泄漏发生时,对周围环境影响较小的码头,为决策者提供选址依据,见图2。

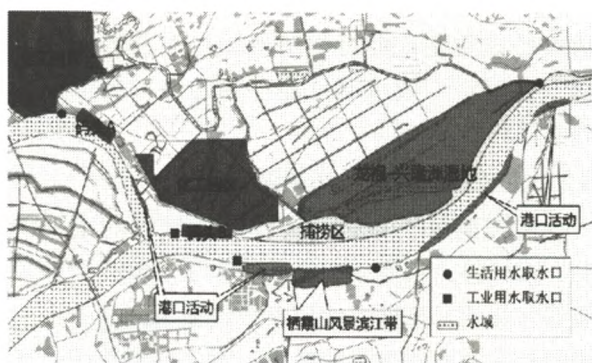


图2 研究区范围及主要敏感对象

为了突出比较两码头发生突发污染事故时对下游水域的影响,假设两码头装卸工艺相似:苯胺由化工品船运至码头后,通过管径150 mm的软管输送至码头区3 000 m³的拱顶罐内储存待转运,管道设计流速4 m/s。码头配备有较好的安全和环保设施:管道设置有紧急切断阀,发生泄漏后能在10 s内启动,防止继续泄漏;按照规定建设了具备足够有效容积的消防废水收集池和围堰,码头周边也设有凸边以防止溢出的消防水进入水体。除以上假设数据以外,所用数据来自调研,调查报告和企业环评文件。

根据文献[7]的方法估算知,管道泄漏的苯胺量为 $Q=uSt/P \approx 0.69$ t;由于建设了有足够容积的消防废水收集池和围堰等,储罐泄漏出的苯胺基本不会进入水体;船舱泄漏的最坏情况此处根据文献[8]假设其中的某货舱破裂致60%的化学品泄漏到了水中,即60 t。因此,将最大可信事故确定为船舱泄漏。

苯胺不易挥发,性质也相对稳定,密度为1.0217 g/mL,与水相近,因此进入水体以后不会漂浮或者下沉。由于事故排放源是非连续性的,泄漏的苯胺进入长江后,会形成有限长度的污染带随水流向下游迁移,并不断的稀释扩散,同时污染带覆盖面积逐渐变大,浓度逐渐变小。污染带对某一位置的影响时长约为数小时,在此情况下,泄漏造成的危害以急性中毒事故为主,并对相关经济活动带来困扰。

由图2可以看出,泄漏点下游江段包含有工业和生活用水的取水口,渔业捕捞区,湿地等敏

感对象,沿岸的浅水区是多数水生生物的栖息场所,龙袍和兴隆洲湿地一带还是多种水鸟的活动场所;深水区是中华鲟、白鲟等国家一级保护动物的洄游通道。因此在简单估计化学品泄漏范围后,考虑到尽量多的纳入重要的敏感目标,将评价区域定为事故发生位置至滁河入江口下游约2 km处。

3 脆弱性评价

3.1 人群脆弱性指数 V_p 的建立

该段长江上没有游泳场,但是设有两个集中式饮用水取水口,污染事故将对沿江居民的用水安全造成威胁,其程度的大小受到居民对水源的依赖性,脆弱人口的数量等因素的影响。参考前人的研究结果^[9],采用以下公式计算人群脆弱性指数 V_p :

$$V_p = R_{1p} \times \sqrt[3]{R_{2p}} \times R_{3p} \times D_p$$

R_{1p} : 供水类型,取值规则为:以地表水为唯一水源的取1,若为补充水源取0.5,以地表水为备用水源的取0.2;

R_{2p} : 脆弱人口(65岁以上与15岁以下人群)占总人口的比例;

R_{3p} : 暴露于饮用水的居民数量归一化值, $R_{3p} = N_i/N$; N_i 为第*i*个水源地的用水居民, $N = \sum N_i$;

D_p : 距离参数,取水口半径100 m范围内的水域会直接受到影响,赋值为1,取水口上游500 m至下游500 m,向对岸500 m至本岸背水坡之间的水域范围为该地区的水源地一级保护区,赋值为0.8,一级保护区以外上溯1 500 m、下延500 m的水域范围为二级保护区,赋值为0.4。

3.2 经济活动脆弱性指数 V_e 的建立

经济活动的脆弱性主要体现在污染带来的经济损失上。由于不同行业面对水污染时受到的干扰程度,即敏感性不同,因此,经济活动脆弱性指数计算公式为^[10]:

$$V_e = \sum (L_{1j} \times L_{2j} + L_{3j})$$

L_{1j} : 受污染影响区域第*j*类经济活动受影响期间涉及的生产周期的收入,通过估算或者调研获得;

L_{2j} : 第*j*类经济活动的敏感性系数;

L_{3j} : 与第 j 类经济活动相关的修复成本, 主要是清污费用, 通过估算或者调研获得。

参考相关研究^[1], 不同类型经济活动的敏感性系数见表1。

表1 不同类型经济活动的敏感性系数

经济活动类型	敏感性系数 L_{2j}	经济活动类型	敏感性系数 L_{2j}
游泳	1.00	灌溉(非耕地)	0.75
养殖业	0.90	工业取水	0.60
捕捞	0.85	旅游观光	0.40
灌溉(耕地)	0.80	港口活动	0.20

虽然本次研究的区域并不能覆盖以下提到的所有行业类型, 但是为了形成更完善的分级层次, 这里将一般水域可能存在的各种类型进行列举。

3.3 生态脆弱性指数 V_e 的建立

生态脆弱性系数需要体现本地区的重要物种, 多样性, 重要生态区域等因子。同时考虑到数据收集的可行性, 评价参数设置更倾向于采用相对易于获取或测量的数据。本次评价选用的具体指标及其取值见表2。

表2 生态脆弱性指数的计算指标及取值

重要物种因子 B_1			
计算方法	指 标	分级依据	取值
B_1 为该区域 m 种物种指 标值的和: $B_1 = \sum_m (b_1 \times b_2)$	物种重要性 b_1	国家一级	1.00
		国家二级	0.80
		国家三有动物*	0.60
		国家重点保护水生动植物*	
		省级	0.50
		其他	0.30
	分布特点 b_2	产卵和长期定居水生动物，留鸟，水生植物	1.00
		洄游（长期栖息），半洄游性鱼类，候鸟	0.60
		过江段洄游性鱼类，旅鸟和迷鸟	0.30
浮游和底栖生物因子 B_2			
计算方法	指 标	分级依据	取值
$B_2 = \sqrt{b_3 \times b_4}$	（代表性）浮游生物的多样性指数 b_3 ; （代表性）底栖生物的多样性指数 b_4	多样性指数>3	1.00
		2<多样性指数≤3	0.80
		1<多样性指数≤2	0.60
		0<多样性指数≤1	0.40
		多样性指数=0	0.20
生态区域重要性因子 B_3			
指 标	分级依据	取值	
生态区域重要性 B_3	国家级保护区	1.00	
	省级保护区	0.80	
	地市级保护区	0.60	
	县级保护区，公园，风景区等	0.40	
	其他	0.20	

注: *三有动物指出现在《国家保护的有益的或者具有重要经济、科学研究价值的陆生野生动物名录》中的动物; 国家重点保护水生动植物指出现在《国家重点保护经济水生动植物资源名录》中的生物

其中,浮游生物和底栖生物的分布不仅反映了该段水体的生态环境状况,也影响到水域内其他生物的分布,较具有代表性;二者的香农-威纳指数由于应用广泛,资料丰富,易于获取,因此在此选用。计算 B_1 和 B_3 时涉及的生物,在多个保护名录里同时出现时,取其较高值。生态脆弱性指数 V_B 的计算公式为 $V_B=B_1 \cdot B_2 \cdot B_3$ 。

4 暴露评价

由于长江江面宽阔,研究江段的水深远小于河宽,水平方向的运动相对垂直方向更为显著,可以建立二维水质模型进行模拟。为了将模拟数据与GIS方便的结合,该处选用美国环保署推荐的EFDC-hydro(Environmental fluid dynamics computer code-hydro)进行水动力模拟,将输出的*.HYD水动力模拟结果文件导入WASP模型(Water quality analysis simulation program)进行水质模拟,通过二者耦合建立研究区域的水质预测模型,模型的率定和验证工作已经完成,可以参考李林子的相关论文^[12]。

通过分析模拟结果数据可以确定事故污染持续的时间和事故期间的预测最大浓度(PEC)。用于确定暴露系数的阈值应是一个无效应浓度的预测值(PNEC),该值可以从健康或环境标准,以及毒理学研究结果中得到。其中用于计算生态暴露系数 E_B 和经济暴露系数 E_E 阈值的确定根据对应的暴露时间来选取相应的参数,选择的优先顺序为(1)LC₅₀的10%;(2)EC₅₀;(3)LOEC^[13,14]。其中,对应于 E_B 的为所有物种中的最低值,对应于 E_E 的为水产类生物的最低值。用于计算人群暴露系数 E_P 的阈值确定依据(1)《地表水环境质量标准》中对于集中式生活饮用水地表水源地限值;(2)由毒性数据推算。数据通过查询美国EPA汇总的ECOTOX数据库^[15]得到。表3列举了本次评价选用的阈值。当PEC小于阈值时,暴露系数记为零,当PEC大于阈值时,暴露系数计算公式为:

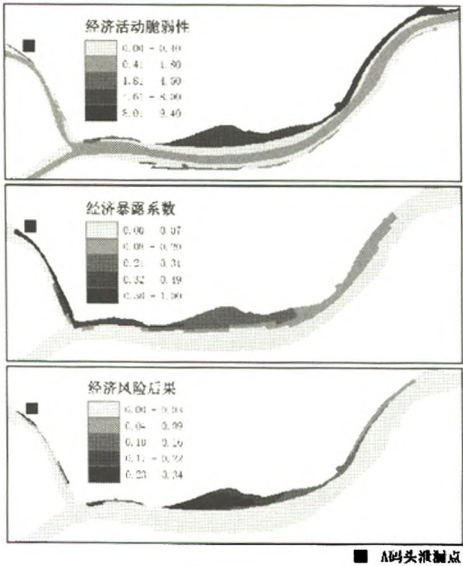
$$E = \frac{\ln \frac{PEC}{PNEC}}{\ln \frac{PEC_{max}}{PNEC}}$$

表3 暴露系数阈值取值

暴露系数	取值依据	$\mu g \cdot L^{-1}$ 阈值
E_P	地表水环境质量标准	100
E_E		500
E_B		16.8

5 环境风险后果计算结果

将各子区域的脆弱性指数 V_P , V_E , V_B , 和两码头事故后的暴露系数 E_{PA} , E_{PB} , E_{EA} , E_{EB} , E_{BA} , E_{BB} 的矢量图层,转化为相应的30 m · 30 m的栅格数据,并对 V_P , V_E , V_B 相对于最大值归一化之后,依据后果公式进行栅格计算,得到相应的后果图层。对各后果图层执行栅格的区域统计功能,计算评价区内所有栅格的和值,得到环境风险后果C的绝对值。以暴露系数为1计算,可以得到各项的最坏后果 C_w 。将各单项后果 C_k 与各自的最坏后果 C_{kw} 作比值,即 C_k/C_{kw} ,由该比值可以看出事故对该区域人群健康,经济和生态造成的影响程度。图3以计算A码头经济后果为例,展示了计算过程中用到的主要图层。对 C_k/C_{kw} 求和得到总后果,据此估计总的影响程度。决策者根据保护工作的侧重点,斟酌各后果,进行选址决策。



上:经济活动脆弱性指数图层;中:经济暴露系数图层;下:经济风险后果计算结果图层(分级采用自然段点法)

图3 A码头经济风险后果计算过程的主要GIS图层

表4则汇总了人群,经济和生态的风险后果及总后果。

表4 两码头环境风险后果比较

码头	人群风险后果		经济风险后果		生态风险后果		总后果
	C_P	C_P/C_{PW}	C_E	C_E/C_{EW}	C_B	C_B/C_{BW}	$\Sigma (C_k/C_{kw})$
A	76.0	0.070	1968.2	0.174	3489.1	0.500	0.744
B	81.8	0.076	2482.6	0.219	3563.4	0.511	0.805

根据评价结果来看,由于两码头都处在北岸,事故发生后苯胺形成的污染带集中在北侧水域,对南侧水域造成的影响可以忽略。另外,两码头距离饮用水取水口均较远,对人群造成的影响也较小。由于B码头更靠近捕捞区和沿岸湿地,对经济和生态影响略大,导致其总的后果值较大。因此在其他条件相似的情况下,从环保的角度考虑,推荐选择A码头。

6 结论

(1) 为了能综合评估突发事件的危害,本文参考其他学者观点,建立起环境风险后果评价的概念模型,并结合案例进行了实际应用。结果表明,该方法能够将风险后果进行综合的量化和比较。另外,计算过程中采用了EFDC和WASP耦合的二维水质模型,并利用GIS对空间数据进行管理,提高了精度和效率。

(2) 脆弱性评价和暴露评价过程中指数的选取对评价结果的影响较大。为了避免赋值过程中的主观性影响,本文通过参考了多位学者的研究结果,尽量多的采用连续型的因子,并对离散型的因子详细分级,以减少赋值过程中的主观性影响。整个评价过程的指数指标做了通用性的设计,因此应用于其他水域和化学品时,根据具体情况稍作调整即可。

(3) 目前针对化学品码头事故风险的研究大多集中于溢油类事故,针对其他危险化学品的研究较少。但由于二者之间在归趋行为、毒性影

响等方面的种种差异,许多溢油事故的研究成果不能直接用于危险化学品。因此无论是在模拟方法上还是参数确定上,危险化学品事故评估方面都还需要进一步的研究。

参考文献

- [1]付在毅,许学工.区域生态风险评价[J].地球科学进展, 2001, 16(2): 267-270.
- [2]GRIFOLL M, JORDÀ G, BORJAÀ, et al. A new risk assessment method for water quality degradation in harbor domains, using hydrodynamic models[J].Marine Pollution Bulletin, 2010, 60 (1):69-78.
- [3]LANDIS W G, WIEGERS J A. Design considerations and suggested approach for regional and comparative ecological risk assessment[J].Human Ecology and Risk Assessment, 1997, 3:287-297.
- [4]LANDIS W G, WIEGERS, J A. Ten years of the relative risk model and regional scale ecological risk assessment[J].Human and Ecological Risk Assessment, 2007, 13:25-38.
- [5]王小龙.海岛生态系统风险评价方法及应用研究[D].北京:中国科学院海洋研究所,2006.
- [6]付光辉.土地整理生态风险评价研究[D].南京:南京农业大学, 2007.
- [7]甄 亮,狄建华.码头油品泄漏扩散事故危险危害评价[J].工业安全与环保, 2005, 31(10):35-37.
- [8]江 欣,殷佩海.溢油应急理论探讨[J].交通环保.1993,1:6-15.
- [9]PERLES ROSELLO M J, VIAS MARTINEZ J M, ANDREO NAVARRO B. Vulnerability of human environment to risk: Case of groundwater contamination risk[J].Environmental International, 2009, 38: 325-335
- [10]CASTANEDO S, JUANES J A, MEDINA R, et al. Oil spill vulnerability assessment integrating physical, biological and socio-economical aspects: application to the Cantabria coast (bay of Biscay, Spain) [J].Journal of Environmental Management, 2009, 91(1):149-159.
- [11]ZABEO A, PIZZOL L, AGOSTINI P, et al. Regional risk assessment for contaminated sites Part 1: Vulnerability assessment by multicriteria decision analysis[J].Environment International, 2011, 37(8):1295-1306.
- [12]李林子, 钱 瑜, 张玉超. 基于EFDC和WASP模型的突发水污染事故影响的预测预警[J].长江流域资源与环境, 2011, 20(8):1010-1016.
- [13]FRENCH MCCAY D P, WHITTIER N, WARD M, et al. Spill hazard evaluation for chemicals shipped in bulk using modeling[J]. Environmental Modeling and Software, 2006, 21 (2):156-169.
- [14]GEISY JP, GRANEY R. Recent developments in and intercomparisons of acute and chronic bioassays and bioindicators[J].Hydrobiologia, 1989, 188/189:21-60.
- [15]U S EPA, U S OFFICE OF RESEARCH AND DEVELOPMENT, U.S. NATIONAL HEALTH AND ENVIRONMENTAL EFFECTS RESEARCH LABORATORY'S MID-CONTINENT ECOLOGY DIVISION. The ECOTOXicology database[DB/OL]. <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>: 2011.