

环境系统分析教程

程声通 主编



化学工业出版社

环境·能源出版中心

· 北 京 ·

图书在版编目(CIP)数据

环境系统分析教程/程声通主编. —北京: 化学工业出版社, 2006. 2
ISBN 7-5025-7823-4

I. 环… II. 程… III. 环境系统-系统分析-教材
IV. X21

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2005) 第 126822 号

环境系统分析教程

程声通 主编

责任编辑: 刘兴春

文字编辑: 刘莉珺 曾景岩

责任校对: 周梦华

封面设计: 胡艳玮

*

化学工业出版社 出版发行
环境·能源出版中心

(北京市朝阳区惠新里 3 号 邮政编码 100029)

购书咨询: (010)64982530

(010)64918013

购书传真: (010)64982630

[http:// www. cip. com. cn](http://www.cip.com.cn)

*

新华书店北京发行所经销

北京永鑫印刷有限责任公司印刷

三河市延风装订厂装订

开本 787mm×1092mm 1/16 印张 16 字数 431 千字

2006 年 1 月第 1 版 2006 年 1 月北京第 1 次印刷

ISBN 7-5025-7823-4

定 价: 29.80 元

版权所有 违者必究

该书如有缺页、倒页、脱页者, 本社发行部负责退换

前 言

环境系统分析以模型化为手段描述环境系统的特征，模拟和揭示环境系统的发展与变化规律及其与经济系统之间相互依存、相互制约的关系，并通过最优化与科学决策方法对环境系统的结构与运行、对环境-经济的协调发展做出最佳的选择。

环境系统分析的理论基础是系统科学。系统科学认为，世间万物都是由大大小小的系统组成的，系统与系统之间存在着千丝万缕的联系，正是这种联系引导和制约事物的发展、变化。环境系统就是这样一个复杂的大系统。认识环境系统的方法就是按照环境系统自身的规律将其分解成若干个相对比较简单子系统，研究子系统的特点和规律，研究它们之间的联系，然后对子系统进行综合，找出所有子系统应有的位置和作用，使复杂的原系统具备决策者所期望的功能与目标。这个过程就是系统分析的方法学，也是本书始终努力贯彻的思路。

环境系统分析的最大特征是追求环境系统的最优化，系统最优化是通过对组成系统的各个子系统的协调进行的。每个子系统都有自己的目标，在协调过程中，这些子系统都会本能地力图实现自身的最佳性能和最佳目标。系统论告诉我们，每一个子系统达到最优并不等于总系统的最优，系统分析的最高准则是总目标的最优。对于环境系统分析，人与环境的和谐相处、环境-经济的协调发展是最高追求目标，也是本书写作的宗旨。

环境系统的复杂性怎么形容都不过分，特别是当环境问题与经济、社会问题发生纠葛时。环境系统分析所涉及的内容非常多，本书汇集了环境系统模型化、最优化和科学决策最基本的内容，共十一章。第一章至第三章属于总论篇，讲述环境系统分析的共同性问题；第四章至第八章是模型篇，主要内容是环境系统的模型化；第九章至第十一章是规划决策篇，讲述环境系统的最优化与科学决策问题。环境系统分析是一门综合性很强的学科，需要多学科的知识支持。环境系统分析的学科基础包括数学、运筹学、环境科学与环境工程学等。

本书内容丰富，通过选用其中的不同章节，可以适用于环境科学与工程专业的本科与研究生教学要求，也可以作为参与环境质量评价、规划、管理等技术人员的技术人员的参考书。

本书由下列人员编写：程声通编写第一章至第四章、第九章、第十章；徐明德编写第五章、第七章；苏保林编写第六章；贾海峰编写第八章；曾维华编写第十一章；王建平参与了第二章与第四章部分内容的写作。最后，全书由程声通统稿。

由于本学科涉及知识面广，又处在不断发展之中，内容的选编组织和写作一定会有不妥之处，恳请读者批评指正。

编 者

2005 年 7 月

目 录

第一章 环境系统分析概论	1	第二节 流域非点源的产生与特征	112
第一节 系统及其特征	1	第三节 流域非点源模型	114
第二节 系统的结构化	3	第四节 非点源污染控制措施	120
第三节 系统分析	7	第五节 流域非点源模型 SWAT 应用 实例	122
第四节 环境系统分析	12	习题与思考题	129
习题与思考题	14	第七章 大气质量模型	130
第二章 数学模型概述	15	第一节 大气污染物扩散过程	130
第一节 定义与分类	15	第二节 污染源解析	131
第二节 数学模型的建立	16	第三节 箱式大气质量模型	133
第三节 参数估计方法	19	第四节 点源扩散模型	135
第四节 模型的检验与误差分析	25	第五节 线源和面源模型	139
第五节 模型灵敏度分析	27	第六节 复杂边界层的大气质量模型	146
第六节 模型的不确定性分析	30	第七节 大气质量模型中的参数估计	153
习题与思考题	32	第八节 实用空气质量模型介绍	161
第三章 环境质量基本模型	34	习题与思考题	163
第一节 污染物在环境介质中的运动特征	34	第八章 环境质量评价方法与模型	164
第二节 基本模型的推导	36	第一节 环境质量评价概述	164
第三节 非稳定源排放的解析解	38	第二节 污染源评价和预测	164
第四节 稳定源排放的基本模型解析解	42	第三节 环境质量评价模型	169
第五节 污染物在均匀流场中的分布特征	45	第四节 环境风险评价	175
第六节 环境质量基本模型的数值解	50	习题与思考题	183
习题与思考题	54	第九章 水环境规划	185
第四章 内陆水体水质模型	55	第一节 规划的原则与依据	185
第一节 基本水质问题	55	第二节 系统的组成与分类	192
第二节 湖泊水库水质模型	59	第三节 最优规划方法	197
第三节 一维河流水质模型	67	第四节 情景分析方法	202
第四节 二维河流水质模型	74	第五节 水资源—水质系统规划	206
第五节 地下水水质模型基础	77	习题与思考题	207
第六节 实用水质模型介绍	87	第十章 大气环境规划	209
习题与思考题	92	第一节 规划原则和依据	209
第五章 河口及近岸海域水质模型	93	第二节 规划内容与方法	211
第一节 河口及近岸海域水文特征	93	第三节 情景规划方法	214
第二节 污染物在水体中的混合稀释	95	第四节 比例下降规划	216
第三节 河口水质模型	100	第五节 地面浓度控制规划	219
第四节 近岸海域水质模型基础	104	第六节 空气质量-经济-能源系统规划	220
第五节 实用模型介绍	107	第七节 实用污染物总量控制规划方法 (A-P 值法)	222
习题与思考题	109	习题与思考题	225
第六章 流域非点源模型	111		
第一节 非点源污染概述	111		

第十一章	环境决策分析	227	第四节	多目标环境决策分析技术	235
第一节	概述	227	第五节	环境决策支持系统	242
第二节	环境费用效益分析	229	习题与思考题	248	
第三节	常用的环境决策分析技术	232	参考文献	249	

第一章 环境系统分析概论

第一节 系统及其特征

一、系统的定义与分类

1. 定义

系统的概念来源于人类长期的社会实践。上古时期的治水策略，由“堵”发展到“疏”，就是系统思想发展的结果；战国时期的“田忌赛马”也是军事上应用系统思想的生动体现。但是由于受到科学技术发展水平的限制，一直没有得到应有的重视，系统思想始终没有发展成一个独立的学科和成熟的技术。直到 20 世纪 50 年代，美国才开始把系统思想明确化、具体化，并在工程技术系统的研究和管理中得到广泛应用，70 年代以后又进一步被推广到人类社会经济活动的几乎所有领域。

系统的概念最初产生于实际的工程问题和具体事物，例如人们很早就研究了灌溉系统、电力系统、人体呼吸系统、消化系统等。随着社会的发展与科学技术的进步，人们发现这些千差万别的系统之间存在着共性。抽象、概括并研究这些共性，对于研制、运行和管理具体的系统具有重要意义。于是有关系统、系统分析的研究就应运而生了。

系统是由两个或两个以上相互独立又相互制约、执行特定功能的元素组成的有机整体。系统元素又可称为子系统，而每个子系统又包含若干个更小的子系统；同样，每一个系统又是一个比它更大的系统的子系统。

从系统的定义可以归纳出系统的要点：①一个系统包含两个或两个以上的元素；②系统元素之间相互独立又相互制约；③各个元素组成一个整体，执行特定的功能。

组成系统的诸要素的集合具有一定的特性，或表现为一定的行为，这些特性和行为不是它的任何一个子系统都能具有的。一个系统不是由组成它的子系统简单叠加而成，而是按照一定规律的有机综合。

2. 分类

现实世界中的系统各种各样，为了便于研究，可以按照一定的规则将它们分类。

按系统的成因，可以分为自然系统、人工系统和复合系统。存在于自然界、不受人类活动干预的系统称为自然系统；由人工建造、独立于自然界、执行某一特定功能的系统属于人工系统；复合系统是由人工系统和自然系统综合而成的系统。环境保护系统基本上属于复合系统。

按状态的时间过程特征，可以分为动态系统和稳态系统。状态随着时间变化的系统称为动态系统，反之则称为稳态系统。从绝对意义上说，稳态系统是不存在的，人们往往将那些状态随时间的变化缓慢，或者在一个时间周期内的平均状态基本稳定的系统称为稳态系统。环境保护系统基本上属于动态系统。

按系统与周围环境的关系，可以分为开放系统和封闭系统。开放系统与其周围的环境存在物质、能量和信息的交换，而封闭系统则不存在这种交换。实际系统一般都属于开放系统，但是某些系统与外界的联系是可以识别和固化的，这些联系可以被看成系统的输入和输出，系统内部的变化在这时可以看成是相对孤立的。环境保护系统一般都属于开放系统。

同一个系统可以按照不同的方法分类，从而同一个系统可以属于不同的类别。例如环境污染控制系统既是复合系统，也是动态系统和开放系统。

在解决实际问题时，复合系统、动态系统和开放系统都是比较难以处理的复杂系统，环境保护系统就属于这种复杂的系统。在处理复杂系统时，有两种方法可以选择：采用复杂的技术，力图真实地反映系统的复杂性；或者对系统进行某种程度的简化，采用比较简便的方法反映系统的主要特征。

二、系统的特性

不同的元素组合成一个系统，这个系统具有不同于组成它的每一个元素的特征，主要表现为以下几方面。

1. 目的性

人工系统和复合系统都是“自为”系统，系统是为追求一定的目的建立的，复杂系统往往是一个多目的系统。而系统目的可以分解为多层次的目标，构成一个目标体系（图 1-1）。实现全部的系统目标，就等于实现了系统目的。

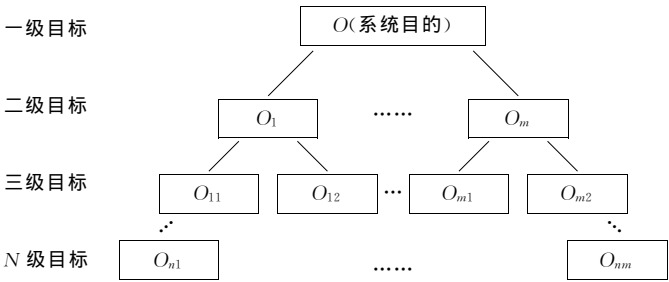


图 1-1 系统的目标体系

如果以 G 表示系统目的，以 g_i 表示系统目标，则：

$$G = \{g_i | g_i \in G; i = 1, 2, \dots, p\} \tag{1-1}$$

2. 集合性

一个系统由多个子系统或系统元素组成，如果以 X 表示系统，以 x_i 表示子系统或系统元素，它们之间的关系可以表示为：

$$X = \{x_i | x_i \in X; i = 1, 2, \dots, n; n \geq 2\} \tag{1-2}$$

3. 阶层性

子系统或者系统元素在系统中是按照一定的层次结构排列的，组成一定的递阶结构（图 1-2），每一个子系统或系统元素的位置是按照系统的功能确定的。由于子系统或系统元素在系统中的作用差别，使它们之间形成如下 3 种关系。

领属关系：表示上级子系统或元素对下级的关系。

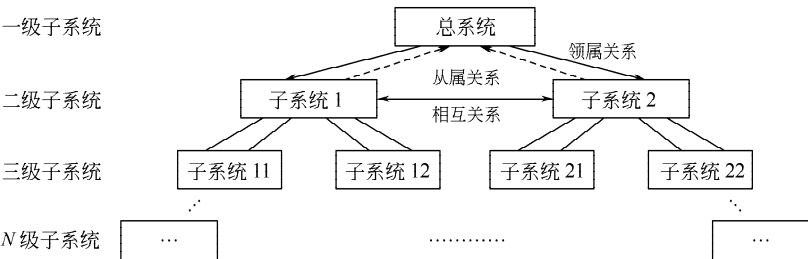


图 1-2 系统的递阶结构

从属关系：表示下级子系统或元素对上级的关系。

相互关系：表示同级子系统或元素之间的关系。

位于同一层次或不同层次的子系统或元素之间存在着物质、能量和信息的交换。

4. 相关性

系统中的各个子系统或元素之间存在着联系和相互作用，没有联系和相互作用的元素不会存在于一个系统之中，每一个元素的变化都会对其他元素产生影响。这些联系和作用有的相互促进，有的相互制约，有的相互拮抗。子系统的相关性可以表达为：

$$S = \{x|R\} \quad (1-3)$$

式中， S 表示系统的总体关系； R 表示子系统或系统元素之间的关系。系统的总体关系是各个子系统或系统元素之间关系的集合。

5. 整体性

系统的整体性体现了一个系统作为一个有机整体的特征。组成系统的各个元素虽然各自具有不同的特性，但它们都是根据逻辑统一性的要求而构成一个总体的，因此，即使每一个元素都不很完善，但也可能组合出一个具有良好功能的系统。反之，即使每一个元素都具有良好的性能，如果它的整体结合性很差，就不可能构成一个性能优良的总系统。

系统整体性要求系统中的所有子系统或系统元素要服从一定的结合方式，追求系统目标的最优：

$$E^* = \max_{P \rightarrow G} P(X, R, C) \quad (1-4)$$

式中， E^* 表示系统结合函数； P 表示整体结合效果函数； X 表示子系统或系统元素集合； R 表示关系集合； C 表示系统阶层集合； G 表示系统的整体性约束。

6. 环境适应性

系统目标的实现不仅取决于系统的整体结构，还取决于它的外部条件。系统只有在满足环境约束的条件下，才能取得满意的效果。不能适应外部环境变化的系统，是没有生命力的系统。

$$E^{**} = \max_{\substack{P \rightarrow G \\ P \rightarrow O}} P(X, R, C) \quad (1-5)$$

该式表明，系统目标的实现受到系统结构自身和系统所处环境的双重约束， O 表示系统的环境约束。

第二节 系统的结构化

一个系统是由多个元素或子系统组成的，它们在系统中的排列与位置绝非杂乱无章，而是按照一定的结构秩序有序分布。结构模型解析是确定复杂系统中大量元素之间相互联系的技术，通过各种元素之间的因果关系、大小关系和隶属关系的识别，构建复杂系统的分解和多级递阶结构形式。结构模型解析法（interpretive structural modelling, ISM）得到广泛应用，通过有向图和相邻矩阵的有关运算，可以得到可达性矩阵，然后对可达性矩阵进行分解，得到复杂系统条理分明的多级递阶结构形式。

一、有向连接图、相邻矩阵和可达性矩阵

1. 有向连接图

如果一个系统由若干个子系统（或元素）构成，每个子系统之间的关系由带有箭头的边表示，这个系统的图形就构成了有向连接图（图 1-3）。

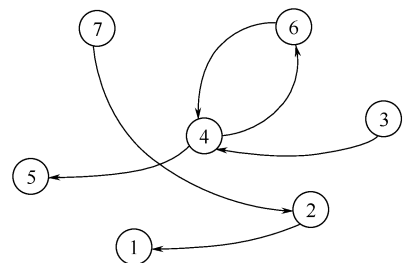


图 1-3 有向连接图

2. 相邻矩阵

用以表示有向连接图中各个元素之间连接状态的矩阵称为相邻矩阵 (A)。相邻矩阵的元素 a_{ij} 可以定义如下:

$$a_{ij} = \begin{cases} 1 & n_i R n_j \quad R \text{ 表示可以从 } n_i \text{ 到达 } n_j \\ 0 & n_i \bar{R} n_j \quad \bar{R} \text{ 表示不能从 } n_i \text{ 到达 } n_j \end{cases} \quad (1-6)$$

由此, 与图 1-3 对应的相邻矩阵为:

$$A = \begin{matrix} & \begin{matrix} 1 & 2 & 3 & 4 & 5 & 6 & 7 \end{matrix} \\ \begin{matrix} 1 \\ 2 \\ 3 \\ 4 \\ 5 \\ 6 \\ 7 \end{matrix} & \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{bmatrix} \end{matrix} \quad (1-7)$$

3. 可达性矩阵

可达性矩阵 (M) 是用矩阵形式来反映有向连接图各元素间通过一定路径可以到达的程度。可达性矩阵可以用相邻矩阵加上单位矩阵 (I) 经过一定运算后获得。令:

$$A_1 = A + I = \begin{matrix} & \begin{matrix} 1 & 2 & 3 & 4 & 5 & 6 & 7 \end{matrix} \\ \begin{matrix} 1 \\ 2 \\ 3 \\ 4 \\ 5 \\ 6 \\ 7 \end{matrix} & \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \end{matrix} \quad (1-8)$$

在式 (1-8) 中, 如果 $a_{ij} = 1$, 说明从节点 i 到节点 j 存在一条直接到达的路径。但是 A_1 还不是可达性矩阵, 尚未表达出所有可能的路径, 需要运用布尔代数法则继续运算。令:

$$(A_1)^2 = (A + I)^2 = A^2 + A + I = \begin{matrix} & \begin{matrix} 1 & 2 & 3 & 4 & 5 & 6 & 7 \end{matrix} \\ \begin{matrix} 1 \\ 2 \\ 3 \\ 4 \\ 5 \\ 6 \\ 7 \end{matrix} & \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \end{matrix} + I = \begin{matrix} & \begin{matrix} 1 & 2 & 3 & 4 & 5 & 6 & 7 \end{matrix} \\ \begin{matrix} 1 \\ 2 \\ 3 \\ 4 \\ 5 \\ 6 \\ 7 \end{matrix} & \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 0 \\ 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \end{matrix} = A_2 \quad (1-9)$$

矩阵 A_2 不同于矩阵 A_1 , 节点之间的路径可以多至两条。可以依次计算 $A_3, A_4, \dots, A_{r-1}, A_r$, 直至 $A_{r-1} = A_r$, 此时可得可达性矩阵 A_{r-1} 。在本算例中, $A_1 \neq A_2 = A_3$, 可知本算例的可达性矩阵 $M = A_2 = (A_1 + I)^2$ 。即

$$M = [m_{ij}] = A_2 = \begin{matrix} & \begin{matrix} 1 & 2 & 3 & 4 & 5 & 6 & 7 \end{matrix} \\ \begin{matrix} 1 \\ 2 \\ 3 \\ 4 \\ 5 \\ 6 \\ 7 \end{matrix} & \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 0 \\ 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \end{matrix} \quad (1-10)$$

从可达性矩阵 M 可以发现，所有节点达到的线路，包括直接到达和间接到达。例如从节点 3 可到达节点 4、5 和 6。与相邻矩阵比较可知，从节点 3 出发，可以直接到达节点 4，间接到达节点 5 和 6。

可达性矩阵反映了系统各元素之间的联系，通过对可达性矩阵的区域分解和级间分解可以求得系统的递阶结构。

二、区域分解

根据元素之间的关系，将元素分解成不同的区域，不同区域之间的元素是没有关系的。在上述可达性矩阵中，将元素分成可达性集合 $R(n_i)$ 和先行集合 $A(n_i)$ ，其定义为：

$$R(n_i) = \{n_i \in N \mid m_{ij} = 1\} \tag{1-11}$$

$$A(n_j) = \{n_j \in N \mid m_{ij} = 1\} \tag{1-12}$$

又定义共同集合 T （见表 1-1）为：

$$T = \{n_i \in N \mid R(n_i) \cap A(n_j)\} \tag{1-13}$$

表 1-1 可达性集合、先行集合和共同集合

i	$R(n_i)$	$A(n_j)$	$R(n_i) \cap A(n_j)$	i	$R(n_i)$	$A(n_j)$	$R(n_i) \cap A(n_j)$
1	1	1,2,7	1	5	5	3,4,5,6	5
2	1,2	2,7	2	6	4,5,6	3,4,6	4,6
3	3,4,5,6	3	3	7	1,2,7	7	7
4	4,5,6	3,4,6	4,6				

如果有两个属于共同集合的两个元素 T_u 、 T_v 存在如下关系： $R(T_u) \cap R(T_v) \neq \Phi$ ，则元素 T_u 、 T_v 属于同一区域，否则属于不同区域。

式中， Φ 为空集合，即不存在任何元素的集合。

经过上述运算可以对可达性矩阵进行区域分解。在上述的可达性矩阵中，3、4、5、6 之间存在联系，1、2、7 之间存在联系，这两组元素之间彼此没有联系，可以将它们集中在分块对角化矩阵中，形成对角化的可达性矩阵：

$$M = \begin{matrix} & \begin{matrix} 3 & 4 & 5 & 6 & 1 & 2 & 7 \end{matrix} \\ \begin{matrix} 3 \\ 4 \\ 5 \\ 6 \\ 1 \\ 2 \\ 7 \end{matrix} & \begin{bmatrix} 1 & 1 & 1 & 1 & & & \\ 0 & 1 & 1 & 1 & & & \\ 0 & 0 & 1 & 0 & & 0 & \\ 0 & 1 & 1 & 1 & & & \\ & & & & 1 & 0 & 0 \\ & & 0 & & 1 & 1 & 0 \\ & & & & 1 & 1 & 1 \end{bmatrix} \end{matrix} = \begin{matrix} & \begin{matrix} 5 & 4 & 6 & 3 & 1 & 2 & 7 \end{matrix} \\ \begin{matrix} 3 \\ 4 \\ 5 \\ 6 \\ 1 \\ 2 \\ 7 \end{matrix} & \begin{bmatrix} P_1 & & 0 \\ & & \\ 0 & & P_2 \end{bmatrix} \end{matrix} \tag{1-14}$$

上述区域分解的结果可以记作：

$$\Pi_1(N) = P_1, P_2, \dots, P_m \tag{1-15}$$

式中， m 为分解后的区域数目。上述例中， $m=2$ 。

三、级间分解

级间分解是对同一区域内的元素进行分级分解，也就是对各个元素排序。级间分解方法如下。

设 $L_0 = \Phi$ ， $j=1$ ， P 为某区域，按以下两个步骤反复运算：

(1)
$$L_j = \{n_i \in P - L_0 - L_1 - \dots - L_{j-1} \mid R_{j-1}(n_i) \cap A_{j-1}(n_i)\} \tag{1-16}$$

式中，

$$R_{j-1}(n_i)=\{n_j\in P-L_0-L_1-\cdots-L_{j-1}\mid m_{ij}=1\}$$
 (1-17)

$$A_{j-1}(n_i)=\{n_j\in P-L_0-L_1-\cdots-L_{j-1}\mid m_{ij}=1\}$$
 (1-18)

(2) 当 $\{P-L_0-L_1-\cdots-L_j\}=0$ ，则分解完毕；反之，则令 $j=j+1$ 返回步骤 (1)，最后结果可以写成：

$$(P)=L_1,L_2,\cdots,L_l$$

式中， l 表示级数。

对本例中可达性矩阵 M 第一区域 P_1 进行分级，得如表 1-2 所列数据。

表 1-2 第一级分解

<i>i</i>	$R(n_i)$	$A(n_i)$	$R(n_i)\cap A(n_i)$	<i>i</i>	$R(n_i)$	$A(n_i)$	$R(n_i)\cap A(n_i)$
3	3,4,5,6	3	3	5	5	3,4,5,6	5
4	4,5,6	3,4,6	4,6	6	4,5,6	3,4,6	4,6

由表 1-2 可知，

$$L_1=\{n_i\in P_1-L_0\mid R(n_i)\cap A(n_i)=R(n_i)\}=\{n_5\in (n_3,n_4,n_5,n_6)-0\mid R(n_5)\cap A(n_5)\}$$

$$=\{R(n_5)\}=\{n_5\}$$

$$\{P_1-L_0-L_1\}=\{(n_3,n_4,n_5,n_6)-0-n_5\}=\{n_3,n_4,n_6\}\neq 0$$

因此需要继续分级分解，得到表 1-3、表 1-4 的结果。

表 1-3 第二级分解

<i>i</i>	$R(n_i)$	$A(n_i)$	$R(n_i)\cap A(n_i)$
3	3,4,6	3	3
4	4,6	3,4,6	4,6
6	4,6	3,4,6	4,6

表 1-4 第三级分解

<i>i</i>	$R(n_i)$	$A(n_i)$	$R(n_i)\cap A(n_i)$
3	3	3	3

从表 1-2 可知，第一区域 P_1 的第一级为 n_5 ；从表 1-3 可知，第一区域 P_1 的第二级为 n_4 和 n_6 ；从表 1-4 可知，第一区域 P_1 的第三级为 n_3 。

同样对第二区域分级处理后可得第一级为 n_1 ，第二级为 n_2 ，第三级为 n_7 。用公式表示为：

$$\Pi(P_1)=L_1^1,L_2^1,L_3^1=\{n_5\},\{n_4,n_6\},\{n_3\}$$

$$\Pi(P_2)=L_1^2,L_2^2,L_3^2=\{n_1\},\{n_2\},\{n_7\}$$

通过级间分解，可达性矩阵可以按照级别重新排列，得：

$$M=\begin{matrix} & \begin{matrix} 5 & 4 & 6 & 3 & 1 & 2 & 7 \end{matrix} \\ \begin{matrix} 5 \\ 4 \\ 6 \\ 3 \\ 1 \\ 2 \\ 7 \end{matrix} & \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 & & & \\ 1 & 1 & 1 & 0 & & & \\ 1 & 1 & 1 & 0 & & & \\ 1 & 1 & 1 & 1 & & & \\ & & & & 1 & 0 & 0 \\ & & & & 1 & 1 & 0 \\ & & & & 1 & 1 & 1 \end{bmatrix} \end{matrix} = \begin{matrix} & \begin{matrix} 5 & 4 & 6 & 3 & 1 & 2 & 7 \end{matrix} \\ \begin{matrix} 5 \\ 4 \\ 6 \\ 3 \\ 1 \\ 2 \\ 7 \end{matrix} & \begin{bmatrix} & & & & & & \\ & P_1 & & & & & \\ & & 0 & & & & \\ & & & & & & \\ & & & & & & \\ & 0 & & & & & \\ & & & & P_2 & & \end{bmatrix} \end{matrix} \quad (1-19)$$

从式 (1-19) 可以看出, $\{n_4\}$ 和 $\{n_6\}$ 的相应行与列的元素完全一样, 可以将两者当作一个元素看待, 可以从中削减一个元素 (例如 n_6) 的相应行和列, 得到新的可达性矩阵 M' , 称为缩减矩阵:

$M' =$

	5	4	3	1	2	7
5	1	0	0			
4	1	1	1		0	
3	1	1	1			
1				1	0	0
2		0		1	1	0
7				1	1	1

(1-20)

四、系统结构模型

所谓求解结构模型, 就是建立系统的多级递阶结构矩阵 A' , 根据结构矩阵可以绘制系统多级递阶结构图。求解结构矩阵的步骤如下。

(1) 从缩减矩阵 M' 中减去单位矩阵 I 得到新的矩阵 M'' :

$M'' = M' - I =$

	5	4	3	1	2	7
5	0	0	0			
4	1	0	1		0	
3	1	1	0			
1				0	0	0
2		0		1	0	0
7				1	1	0

(1-21)

(2) 在 M'' 中寻找系统元素第一级和第二级之间的关系, 例如, $m''_{45}=1$, 说明存在 $n_4 \rightarrow n_5$ 的关系; 然后再找出第二级与第三级元素之间的关系, 例如 $m''_{34}=1$, 说明存在 $n_3 \rightarrow n_4$ 的关系。同样, 在区域 P_2 中, 有 $m''_{21}=1$ 和 $m''_{72}=1$ 。于是可以将矩阵元素 $m''_{45}=1$ 、 $m''_{34}=1$ 、 $m''_{21}=1$ 、 $m''_{72}=1$ 作为矩阵元素得到结构矩阵:

$A' =$

	5	4	3	1	2	7
5	0	0	0			
4	1	0	0		0	
3	0	1	0			
1				0	0	0
2		0		1	0	0
7				0	1	0

(1-22)

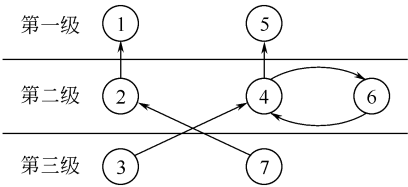


图 1-4 多级递阶结构图

根据前面的分析, 系统的递阶结构模型可以表示为图 1-4。

第三节 系统分析

一、基本概念

系统分析的研究对象是复杂的大系统。大系统的特征是在系统中存在着许多相互矛盾的和不确定因素, 如果没有一套行之有效的辅助决策分析方法, 就难以找到设计、运行和管理大系统的方案。人们从长期的工程实践中认识到, 要实现系统的优化设计和优化运行, 就需要对系统进行全面、互相关联的和动态的分析, 也就是系统分析。

系统分析可以被理解为一个对研究对象进行有目的、有步骤的探索过程，通过分解与综合的反复协调，寻求满足系统目标最佳的方案。

系统分析的最大特点是追求总体目标的最优。为了追求总体目标最优，有时有必要放弃局部目标或子系统目标的最优。一个系统的总体目标最优是通过对系统的反复分解、综合和协调实现的。图 1-5 表示的是系统分析的总体过程。

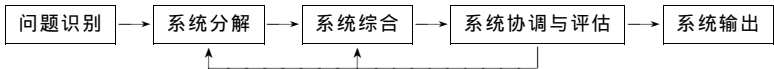


图 1-5 系统分析的总体过程

与传统的工程学科方法不同，系统分析过程除了需要研究系统中各要素的具体性质和特征，解决各元素的具体问题外，还着重研究和解决各个元素之间的有机联系，使得系统中各个元素的关系融洽、协调，力求实现系统总目标最优。

系统分析的对象主要是大系统。大系统的物质流、能量流和信息流的量都很大，关系很复杂，数学模型的建立和求解工作量也很大，利用计算机辅助系统分析是现代系统分析的主要特征之一。

二、系统分析的发展

系统分析是用于解决复杂问题的理论和方法，是对复杂问题进行全面的、互相联系的和发展的研究，系统分析的目标是追求系统的整体最优。

作为一门学科，系统分析开创于 20 世纪 40~50 年代。但是系统分析思想和方法的运用可以追溯到久远的古代，在朴素的系统思想指导下，人类曾经做出巨大的成绩。建于战国时期（公元前 250 年左右）的都江堰灌溉、防洪系统，就是运用系统分析思想的杰作。都江堰由“鱼嘴”、“飞沙堰”、“宝瓶口”等工程组成。“鱼嘴”司职岷江的分洪，确保灌溉系统的安全；“飞沙堰”用于控制水位，保证灌溉；“宝瓶口”则用于灌溉系统的引水和流量控制。“鱼嘴”、“飞沙堰”、“宝瓶口”和下游的干、支、毛渠这些子系统组成了庞大的都江堰灌溉系统，它们分工协作、巧妙配合，千百年来灌溉了万顷良田，养育了富饶的成都平原，发挥了极高的效益。它的规划、设计和施工，以及一整套管理程序，按照今天系统科学的观点分析，仍然不愧是人类发展史上一项伟大的工程。

20 世纪 30 年代，英国科学家在研究军事战略过程中逐步发展起来的“运筹学”可以说是现代系统分析学科的发端。军力的部署、战略物资的储运，借助运筹学可以达到最佳状态，发挥最佳效益。联军在二次大战期间曾经利用系统分析方法，完成了后勤战略物资和防空系统的最佳配置方案，并在此基础上促进了系统科学的发展。

20 世纪 40 年代初，美国电话电信公司（贝尔）正式启用“系统工程”一词，系统科学在规划、设计、生产和管理领域得到飞速的发展。1947 年，奥地利生物学家贝塔朗菲创立了“普通系统论”。贝塔朗菲认为，把孤立的各组成部分的活动方式简单相加，不能说明高一级水平的活动性质和生活方式。如果了解各组成部分之间存在的全部联系，那么高一级水平的活动就能够由各组成部分推导出来。为了认识事物的整体性，不仅要了解它的组成部分，更要了解它们之间的关系。而传统学科只重分解，忽视综合；重视研究孤立事物的特征，轻视各个具体事物之间的联系，影响了对事物整体性的认识。贝塔朗菲指出，普通系统论属于逻辑学和数学领域，它的任务是确立适用于各种系统的一般原则，不能局限在技术范畴，也不能当作一种数学理论看待。普通系统论的研究领域十分广阔，几乎包括一切与系统有关的学科，如管理学、运筹学、信息论、控制论、哲学、行为科学、经济学、工程学等，

给各门学科带来新的研究动力和新的方法，沟通了自然科学与社会科学、技术科学与人文科学之间的联系，促进了现代科学技术的发展。

计算机技术的发展又促进了系统科学的扩张。系统科学的应用已经远远超出传统的工程观念，进入到解决各种复杂的社会-技术系统和社会-经济系统的优化规划、优化设计、优化控制和优化管理阶段。

系统分析的主要对象是复杂的大系统。系统科学发展起来的大系统分解协调方法和技术为复杂大系统问题的解决提供了基础。

三、系统分析的特征

系统分析是一个方法学上的概念，其方法体系的基础是运用各种数学方法、计算机技术和控制学理论来实现系统的模型化和最优化。系统分析的基本特点如下。

1. 研究方法上的整体化

整体化的重要表现是将研究对象和研究过程都看作一个整体。实际生活中，任何一个系统都是由若干个子系统组成的，每个子系统都有自己的目标和标准。在系统分析过程中，这些子系统更重要的是被视为一个整体，每一个子系统都需要服从总系统的目标。每一个子系统的技术都要求首先从实现整个系统技术协调的观点来考虑，对研究过程中子系统与子系统之间或子系统与总系统之间的矛盾，都要从总体协调的需求来选择方案。简而言之，“追求总体最优”是系统分析的最高境界。

对于环境保护系统来说，这种整体性显得尤为重要，环境系统是一个开放性的大系统，环境系统的规划、设计和运行与社会系统、经济系统密切相关，环境保护的成败得失只有在一个更大的社会-经济-环境系统中才能进行有效的评价。建设一个经济-环境协调的社会是我们的最高追求，环境目标是建设和谐社会的重要内容。

2. 技术应用上的综合化

系统科学致力于综合运用各种学科和技术领域所获得的成果，它们之间的相互配合可以使系统达到整体优化。一个复杂的大系统都是一个综合的技术体系，各个学科技术的综合运用是必不可少的，这是第一层意思；为了解决大系统的优化问题，必须能够熟练掌握和灵活运用各种技术。这里所指的技术不仅包括系统分析的模型化、最优化和大系统分解协调技术，还包括解决各种工程问题的具体技术。一个系统分析人员必须具备对各种技术驾轻就熟的能力。

时代的发展导致问题的复杂性和综合性程度越来越高，为了解决一个大系统问题，不仅需要具备工程学科的知识，往往还需要经济学和社会学知识。

3. 管理上的科学化

一个复杂的大规模工程往往存在两个并行的过程，一个是工程技术过程，一个是对工程技术的控制过程。后一个过程包括规划、组织、进度控制、方案分析、比较和决策等，统称为管理。只有先进的、科学的管理，才能充分发挥技术的效能。

四、系统分析的步骤

系统分析过程除了要求解决研究对象的具体技术问题之外，着重研究和揭示各个要素之间的有机联系，协调系统中各个要素之间的关系，以达到系统总目标最优的目的。这个过程一般包含下述步骤。

1. 明确问题

主要明确研究对象的范围（包括空间和时间范围）和性质以及它们与周围环境之间的关系。为了明确问题，需要阅读和熟悉有关研究对象的资料，有必要对现场进行考察。根据具

体条件，实事求是地反映系统的内部结构及其与外界的联系是特别重要的。

2. 设立目标

一般来说，目标就是决策者希望达到的理想境界。一个研究对象有一个总的目标，这个目标可能是单一的目标，也可能是多个目标。一个目标往往又可以分解成若干个分目标，与系统的结构模型相对应，总目标和分目标一起构成系统的目标体系。

3. 收集资料

包括收集必要的历史资料和现场实际调查资料。有两个方面的资料需要着重准备：一是为了建立系统模型所需要的系统自身的资料；二是对系统的运行产生约束的系统外部环境资料。资料来源一般有两个方面：从历史或当前的文献档案中摘取收集所需要的材料；根据实际需要进行必要的补充调查、监测和试验。

4. 建立模型

利用数学模型对环境状态或决策方案进行模拟，存优舍劣，是系统分析的主要特征。在系统分析过程中，通常要用到两类模型：对环境系统进行模拟的模拟模型，对环境保护系统进行决策分析的决策模型。在第一类模型中，主要有描述水体水质变化过程的各种水质模型，描述空气质量变化的空气质量模型，以及描述环境治理过程的各种模型；在第二类模型中，有各种优化模型和决策模型。

5. 制定系统评估标准

评估标准是针对指标体系中的评价指标确定的。某些指标可以建立客观的标准，如环境质量指标等；而另外一些项目则缺少客观的标准，如经济指标和社会发展指标。对已经制定了标准的指标，通常可以直接采用，而对于那些缺乏标准的指标，则往往需要在研究过程中建立评估准则。

6. 综合分析

综合分析的核心是建立解决问题的方案和替代方案，对方案的性能特征以及环境经济效益进行全面分析、比较，确定优选的推荐方案是综合分析的主要任务。系统分析通常围绕系统模型进行。经典的系统分析方法是最优化技术，对于复杂的环境保护问题，多目标规划或多目标决策分析技术最为常用。在综合分析时，下述策略常常被采用：①若所能支付的费用已经确定，则选择在此费用下效益最大的方案；②若效益标准已定，则选择实现既定效益所需费用最低的方案；③若费用和效益都没有既定目标，可以选择效益费用比最大的方案；④对于多目标问题，要通过对各个目标的协调分析决定方案的优劣。

除了上述一些取舍策略以外，对一个多目标问题还有很多具体问题需要考虑，例如系统的可靠性问题、系统的可维护性问题、系统实现的时限问题等等，这些都需要根据具体研究对象进行具体设定和研究。

五、系统模型化

系统模型化就是用数学符号来表达研究对象的各个部分及其联系，表达系统的功能、价值及各个价值之间的关系。在系统分析中对模型有如下要求。

(1) 现实性 现实性是指模型能够以一定的精度和准确性反映系统的实际情况。

(2) 简洁性 在现实性的基础上，尽量使模型简单明了，以节省模型建立和求解的时间与费用，并且易于推广应用。

(3) 适应性 模型对于外部条件的变化应该具有一定的应变能力，可以根据应用环境进行调节。

上面这些要求在很多情况下可能是相互矛盾的。例如为了提高现实性，模型的结构可能

很复杂，它的求解就很困难，适应性就差。在选择和建立模型的时候经常需要根据实际条件在各种因素之间进行协调，那些结构上相对比较简单、精度上能够满足需求的模型经常成为首选模型。

六、系统最优化

系统最优化是系统综合最重要的方法和手段之一。系统最优化通常通过最优化模型实现。最优化方法很多，要根据问题的性质和条件选用。对于过于复杂的系统需要简化，例如，一个非线性系统可以通过线性化，利用线性方法来求解。通过突出主要因素、忽略次要因素，或改变模型的形式，使最优化方法的应用成为可能。

线性规划、动态规划、非线性规划、网络与图论等最优化技术在环境规划、污染控制过程仿真等领域得到广泛应用。

七、大系统的分解协调

所谓大系统，是指规模庞大、结构复杂的各种工程或非工程系统。大系统所关心的目标不是单个的指标。由于系统复杂，大系统一般都是多目标问题，而且约束条件繁多，直接求解存在很多困难。

解决大系统问题的“巧妙”方法是 将大系统分解成许多子系统，如图 1-6 所示，子系统与上一级父系统之间保持联系。由于分解以后的子系统大大简化，求解低层次的子系统相对较为简单。但是子系统的解是否符合总系统的要求，需要通过不断调整上下级系统之间的联系，使得子系统的求解不仅达到最优，且符合上级父系统的要求；同时子系统与子系统之间的关系通过父系统进行协调，这个过程需要反复多次。这就是大系统分解协调方法，这种方法被广泛应用于大系统的管理和控制。

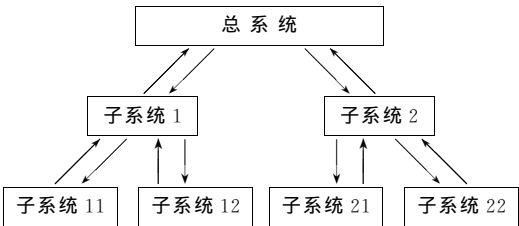


图 1-6 大系统分解

八、系统分析与系统工程

“系统工程”一词是 20 世纪 50 年代提出来的，它是合理开发、设计和运行一个系统而采用的思想和方法的总称。从方法学范畴，系统分析和系统工程属于相同的概念，它们都是力图全面地、发展地和互相联系地分析研究问题。

如果把一事物或一项工程从构思到实施完成的整个过程称为系统工程的话，系统分析可以被看作系统工程的一部分（图 1-7）。

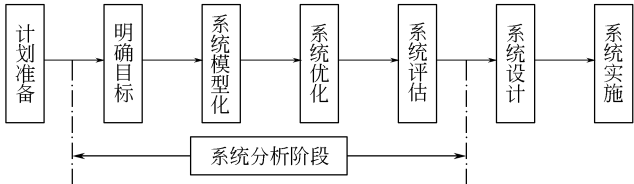


图 1-7 系统工程的程序

一事物或一项工程项目可以分成计划准备、系统分析、系统设计和系统实施等几个阶段。系统分析是其中的一个主要组成部分。系统分析是针对研究问题的整体，进行全面的、互相联系的和发展的研究，以期找到解决问题的最佳方案或替代方案，并预测这些方案实施后可能产生的后果。

系统设计是在系统分析提出推荐方案的基础上进行的，它运用各种工程方法将系统分析

的结果落实在工程措施上，以确保系统分析结果的实现。

系统实施是将系统设计的成果转变成现实的过程。在系统实施阶段，各种系统论方法被广泛应用。

在实际工程中，系统分析、系统设计和系统实施这三个阶段的内容在时间上一般是顺序执行的。只有提出一个好的系统分析方案，才能保证作出好的系统设计，继而保证最终实施的工程质量。但是从认识论的角度，这三个阶段又不是截然可分的。系统分析的成败，与前人的工作以及分析者的阅历与经验直接相关，而这些经验中很多要在系统设计和系统实施的过程中取得。同时，在一项工程中，在系统设计或系统实施阶段提出反馈信息，修改或部分修改系统分析成果的事例也屡见不鲜。

第四节 环境系统分析

一、发展概况

20 世纪 50 年代以后，随着世界各国工业化和城市化的加速，一些经济发达国家相继出现了爆炸性的公害事件。开始人们只将它们作为一般的生产事故或安全事故，但是很快人们就发现，这些事件不同于简单的中毒或工伤问题，而是在时间上和空间上都有非常广泛的综合效应，它们的解决必须调动社会各个领域的力量，协同配合才有成效。在这种形势下，美国、日本、英国等先进工业国先后建立了全国性的研究机构和管理机构，展开了全国性和区域性的污染防治规划的研究和实施。环境问题的全局性、复杂性和综合性等特点，为系统分析方法的应用提供了广阔的领域，世界上很多著名的环境污染防治工程研究和实施都应用了系统分析的方法。

1959~1962 年，美国在特拉华河口的污染控制规划研究中全面应用了水环境质量模型、决策方案的多目标分析和综合决策方法，可以说是系统分析在环境保护领域应用的开端。1972 年，美国人瑞奇首次以《环境系统工程》（英文）为名发表专著，阐述了环境工程过程及其与环境之间的关系；1977 年，日本学者高松武一郎发表同名专著（日文），应用化工过程系统工程的研究成果阐述环境系统的规划、治理等问题。这期间出现了很多应用运筹学、决策学解决环境问题的论著和文章，极大推动了环境系统分析的发展。

系统分析思想在我国很早就得到应用，但是对现代系统科学的理论和方法的研究开始于 20 世纪 80 年代以后。1980 年，北京市东南郊环境质量评价研究中，首次应用了水质数学模拟技术，其后在全国各地开展了区域环境影响评价研究，广泛应用了数学模型和决策分析技术。1985 年，清华大学出版社出版了《水污染控制系统规划》一书，运用系统分析的思想和方法，阐述了水污染控制系统的模型化和最优化问题；同年，南京大学出版社出版了《环境系统工程概论》一书，广泛讨论了系统论在环境保护领域的应用问题；1987 年，轻工业出版社出版了专著《环境系统工程概论》，探讨了环境系统的建模与优化；1990 年，高等教育出版社出版了《环境系统分析》，全面、系统地论述了环境系统的模型化和最优化以及环境决策的方法与过程。在过去几十年时间里，我国政府在几个五年计划中都安排了一定数量的区域性环境研究项目，它们的实施对环境系统分析在我国的实践与发展起到很大的促进作用。

二、环境系统的分类与组成

在研究人与环境这个矛盾统一体时，把由两个或两个以上的与环境及人类活动相关的要素组成的有机整体称为环境系统。按照不同的分类方法，可以得到不同类型的环境系统（表 1-5）。

表 1-5 环境系统的分类

分 类 方 法	系 统 名 称
环境系统尺度	全球环境系统、区域环境系统、局域环境系统等
环境系统边界	流域环境系统、城市环境系统与乡村环境系统等
环境系统组成结构	人口-资源-环境系统、环境-经济系统等
环境保护对象	自然保护区系统、生态保护区系统、空气污染控制系统、水污染控制系统、都市生态（环境）系统等
环境管理功能	环境监测系统、环境执法系统、环境规划管理系统、排污申报管理系统、环境统计管理系统与排污收费管理系统等
污染源	工业污染源系统、农业污染源系统、交通污染源系统等
污染物的发生与迁移过程	污染物发生系统、污染物输送系统、污染物处理系统、接受污染物的环境系统等
产业类型	矿山环境系统、冶金环境系统、环保产业系统等

环境系统千差万别，表 1-5 与图 1-8～图 1-10 所示的只是其中一些例子。

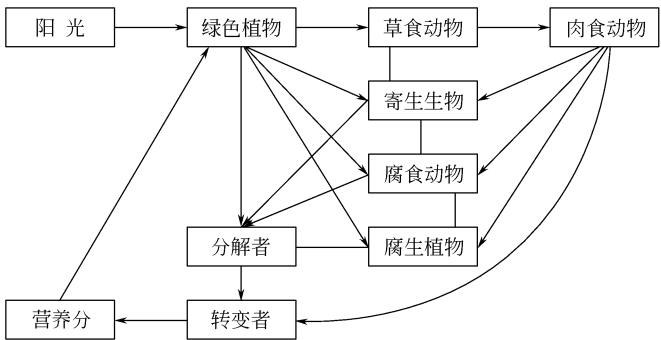


图 1-8 生态系统的组成

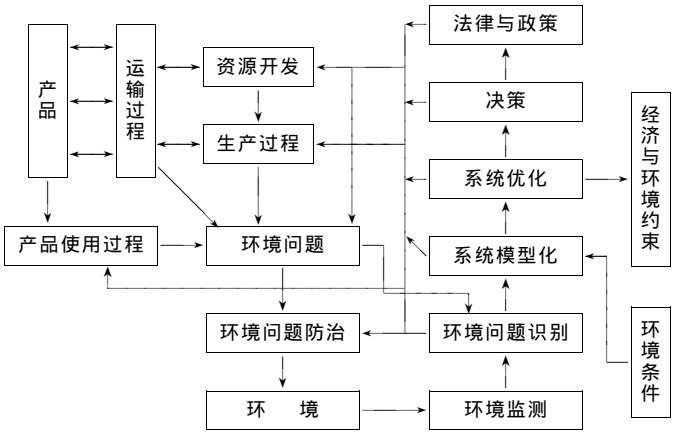


图 1-9 资源-经济-环境系统

三、环境系统分析的任务

当前，由于工业化和城市化带来的环境问题日益凸显，空气污染、水体污染、生态破坏威胁着人类社会的持续发展。现在的环境问题绝对不是局部性的、暂时性的，而是全局性的、持久性的。没有全社会的协调和努力，追求环境保护与经济发展的协调是不可能的，建设和谐社会的美好愿望也难以实现。

鉴于当代环境问题的特点，系统分析在解决这些问题时具有明显的优势。研究环境系统内部各组成部分之间的对立统一关系，寻求最佳的环境污染防治体系，建设健康协调的环境

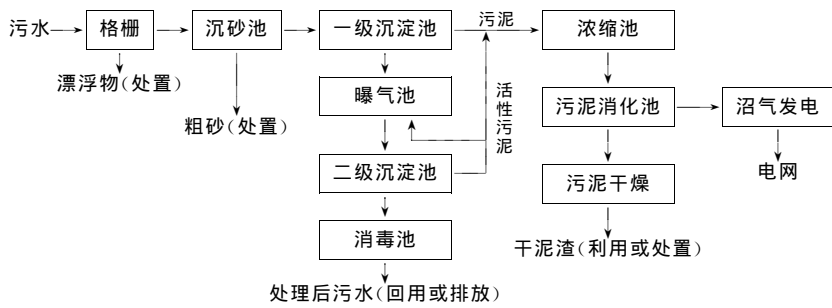


图 1-10 活性污泥法污水处理系统

生态系统；研究环境保护与经济发展之间的对立统一关系，寻求经济与环境协调发展的途径，是环境系统分析工作者所面临的两大任务。

在解决环境问题的过程中，环境系统分析工作者的最高目标是追求社会的可持续发展，追求经济效益、社会效益与环境效益的统一。最高目标的实现不会是一帆风顺的，在追求这个目标的过程中，必定会与其他目标产生矛盾，只有正确处理和解决这些矛盾，协调各方面的利益关系，才能一步一步地实现总目标。

四、环境系统分析的基础知识

环境系统分析的基础知识主要涵盖环境学科和系统学科两个方面。

环境学科是一门范围广泛的组合学科，所涉及的学科门类很多，与环境系统分析紧密相关的内容主要有：环境污染控制的原理与方法，环境质量评价和预测的理论与方法，环境区划与环境规划原理与方法，环境毒理学与环境标准，生态学原理，工程经济与环境经济学等。此外，环境法学、环境社会学等知识也很重要。上述这些内容有助于理解环境系统内部的功能结构、特征和变化规律，只有掌握这些知识，才能对系统进行概化，作出系统概化模型，进而建立系统数学模型。

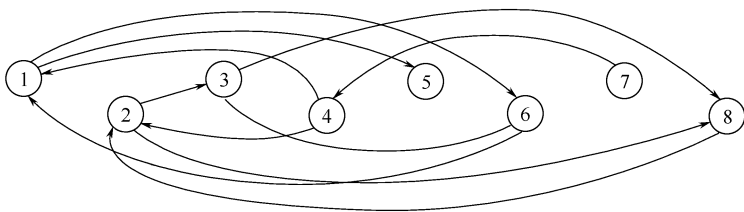
系统学的理论基础之一——运筹学是实现环境系统最优化和辅助环境问题决策的重要手段。规划论、图论、博弈论等在环境规划和管理中起着重要作用。由于大多数环境系统的多目标、多层次和多变量特征，大系统分解协调技术具有广阔的应用前景。

作为技术手段，解析数学和计算数学、计算机应用技术在系统分析中占有重要地位。

环境系统分析涉及政治、经济、法学、美学、工程等领域及现代科学技术的几乎所有领域。作为环境系统分析人员，不仅要求具备环境学科、系统学科方面的基础知识，还要求有较多的社会知识和解决实际问题的能力。作为环境系统分析工作者，必须具有较高的政治素养和科学素质。一个好的系统分析人员，既是脚踏实地的工程师，又是一位高瞻远瞩的战略家。

习题与思考题

- 1. 用生活或工作中的具体事例说明系统分析方法解决问题的思路与步骤。
- 2. 在一个多目标的系统中，如何理解系统最优化的概念？
- 3. 求系统的结构矩阵 A' 。已知各子系统之间的联系图如下：



第二章 数学模型概述

第一节 定义与分类

一、定义与特征

根据所观察到的现象，归结成一套反映其数量关系的数学关系式与算法，用以描述对象的运动规律，这套公式和算法称为数学模型。广义的数学模型既包含由数学符号组成的数学公式，也包括用框图或文字表达的计算方法和计算过程。

一旦建立起数学模型，尽管这个模型所模拟的是一个现实实体或一个实际事件的过程，但数学本身的规律和特征就反映了实际系统的规律与特征，一个形象思维问题就可以转化为抽象思维问题。

抽象性是数学模型的最重要特征。数学模型用数学符号和一整套运算规则来表述事物的实际结构和运动规律，在建立数学模型的过程中，对研究对象的本质进行了高度的抽象，应用数学规律研究实际问题，可以突破实际系统或物理模型的约束，可以反映事物更为本质的内容。运用数学模型研究复杂的实际问题，具有以下优点：

(1) 由于数学模型的抽象性，可以进行多变量的模拟，例如现代的水环境数学模型和大气环境质量模型一般都包括几个至几十个变量。这在实际系统或物理模型中是难以做到的，通常，在一个精心设计的物理模型中同时模拟 3 个变量就已经很难了，至于对化学反应过程和生态变化的模拟几乎不可能。数学模型可以突破变量数目的约束，可以同时模拟数十个，甚至更多的变量。

(2) 在进行模拟和试验时，在数学模型上可以任意改变模型参数的数值，甚至改变模型的结构，以便进行各种控制条件下的研究，更有利于发现事物的本质特征，以及对客观系统进行控制的优化条件。

(3) 与实物模型或物理模型相比，采用数学模型可以不需要太多的试验设备和空间。数学模拟的主要工具是计算机，在信息技术空前发达的今天，计算机的速度和存储量不再是数学模拟的障碍，各种类型的通用计算机为研究工作提供了快捷、经济的研究手段。由于不需要建设专用的试验设备，数学模拟的速度较快，费用较低。

(4) 除了描述目标系统的状态以外，数学模拟还可以提供更多的分析功能，例如模型中各个变量和参数的灵敏度，以及模型的不确定性分析。

数学模型是人类认识自然、改造自然的有力工具，在人类社会的发展过程中起着极为重要的作用。但是，与任何一种工具一样，数学模型也有它的局限性。数学模型的抽象性来源于人们对实际系统的抽象，因为任何抽象过程都不可能一成不变地演绎出模拟对象，特别是像环境系统这样一个极其复杂的系统。为了对实际事物进行抽象，需要对研究对象作出一系列的简化和假定，这些简化和假定可能会偏离事物原来的特征，或者只反映了事物的某些特征，这时，模拟结果与实际系统就会产生偏离和失真。

模型与实际系统的偏离与失真主要来源于三个方面。

(1) 环境系统是一个开放性的复杂系统，系统结构和参数都存在一定的不确定性，这种不确定性可能会造成严重失真。

(2) 模型的结构与实际系统的差异。例如模型中的主要变量是否反映了实际系统中的状态,如果状态抽象不正确,模型的模拟结果势必差之甚远;再如,模型中变量的变化规律与实际系统中变量的变化规律是否一致,所模拟的变量之间的关系能否反映真实系统中变量之间的关系等等。任何一次抽象过程都会产生偏差,如果抽象的内容并非事物的本质,数学模型就不能付诸应用。

(3) 存在于模型中的参数是否能够反映实际系统运动过程量的特征。如果说模型反映的是一类事物的普遍规律,放之四海皆准,那么参数反映的则是模型在某种条件下的具体规律,是模型活的灵魂。模型的参数不准确,即使一个好的模型,也不会得到好的模拟结果。

在建立和应用数学模型的过程中,要充分认识数学模型的特点,趋利避害。需要特别注意的是:①对模拟对象要有深入的认识,包括占有实际系统在各种条件下的数据资料,对现场进行实地考察,了解历史变迁等;②在有条件的情况下,利用实际系统进行观察和试验,通过精心设计的试验,掌握更多的数据;③对掌握的数据进行深入分析,通过分析发现和掌握研究对象的变化发展规律。上述这些过程在模型建立和应用过程中需要认真、细致的操作。

模拟对象的实际状态是建立数学模型的依据,尽管客观世界有时候显得不可捉摸,变化无常,与数学模型所提供的结果很不一致。这时千万不要忘记:一个最好的数学模型也不会比实际系统更真实,尊重实际是一个模型工作者的基本素质。

二、模型的分类

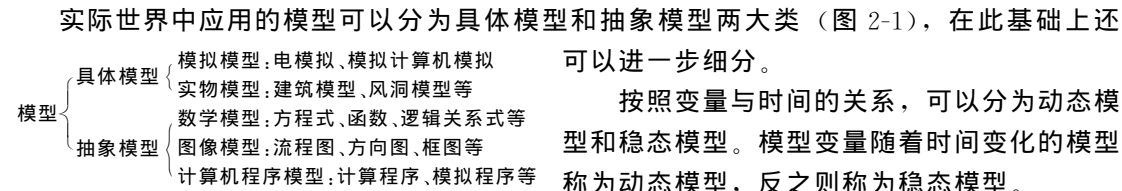


图 2-1 模型分类

按照变量的变化规律可以分为确定性模型和随机模型。变量的变化服从某种确定规律的模型称为确定性模型,变量随机变化的模型称为随机模型。

按照模型的用途可以分为模拟模型和管理模型。模拟模型用于描述研究对象的运动规律,管理模型则用于辅助方案的选择和决策。

按照模型参数的性质,可以分为集中参数模型和分布参数模型。在数学模型中存在模型变量、运算符和各种参数。参数随着时间、空间变化的模型称为分布参数模型,否则称为集中参数模型。

从不同的角度还可以有其他的分类方法。各种分类方法之间相互交叉,同一个模型按照不同的分类方法,可以归入不同的类别。由于环境系统自身的复杂性,通常的环境系统模型既是一个动态模型,又是一个非线性模型,还属于随机模型和分布参数模型。实际上,同时具有上述特点的模型几乎是不可求解的,无论采用解析方法还是数值方法。在针对一个实际系统进行模拟时,要根据对象的特点,抓住反映事物本质的主要因素和主要规律,进行适当的简化,对于简化过程中造成的偏差,可以通过灵敏度分析和不确定分析进行估计和校正。

第二节 数学模型的建立

一、对模型的基本要求

建立数学模型所需要的信息通常来自两个方面,一是对客观系统的结构和运动规律的认

识和理解，二是对系统的输入输出数据的观察。利用前一类信息建立模型的方法称为演绎法，通过演绎建立的模型称为机理模型，亦称白箱模型；利用后一类信息建立模型的方法称为归纳法，通过归纳法建立的模型称为经验模型或统计模型，也称为黑箱模型。

在实际环境系统中，经验模型被广泛应用。由于经验模型的依据只是具体的输入输出数据，其应用范围比较局限。完全的白箱模型实际上是不存在的，因为人们对于实际系统，特别是复杂的环境系统的认识受到条件的限制，不可能通过演绎建立一个既符合基本规律，又能够应用于任意条件下的机理模型。

目前应用比较广泛的模型属于“灰箱模型”，即介于机理模型和经验模型之间的模型。通过逻辑推理方法建立起模型结构，然后利用输入输出数据确定模型中的参数，这样的模型就是灰箱模型。

一个能够付诸应用的模型，不管它是用什么方法建立的，都必须满足下述基本要求：

(1) 依据充分。模型是客观实体的映射，只有充分占有研究对象的资料和数据，才可建立起能够反映对象的模型。要有比较充分的数据用以表达建模的自变量和因变量之间的相关关系，同时，模型应用的时空条件与其各种约束需要有明确的表达。

(2) 足够的精确度。精确度是指模型的计算结果与实际测量数据吻合的程度，是衡量模型质量的重要指标，也是决定一个模型是否能够应用的重要指标。影响模型精度的最重要因素是模型结构的合理性与模型参数取值的合理性。没有合理的模型结构，模型的计算结果有可能出现原则性错误，谈不上精确度；参数的数值是影响精确度的重要因素，参数估计是建模过程中的重要环节。对精度的要求取决于研究对象，一般来说，研究对象复杂、问题宏观，精度要求不可能很高，特别是对于环境保护这样的开放性系统。模型的精度通常用计算数据与实测的差值表示。

(3) 可操作、实用。可操作性和实用性是检验模型的重要指标。模型的复杂程度与其实用性呈负相关，但复杂模型往往又是表达一个复杂系统所必需的。因此，在建模过程中，需要花费一定的精力，权衡模型的精度和实用性。应该说，在相同精确度的条件下，结构较简单、参数较少的模型是首选目标。

对于一个管理模型，存在可控变量是衡量模型可操作性的指标，以便人们按照既定的目标，通过对控制变量的调整，使研究对象向着有利于系统目标的方向变化。模型的可控变量也称决策变量。

二、建模过程

一个模型要能真实地反映客观实体，必须经过实践—抽象—再实践的多次反复，需要经过数据收集与分析、模型结构选择与确定、模型参数估值、模型验证等过程。只有经过验证的模型才可以付诸应用。

1. 数据的收集与分析

在建立模型之前，需要尽可能多地收集反映研究对象特征的各种数据，这些数据可以是为了建模进行观察或现场试验所取得的数据，也可以是关于研究对象的历史数据，在某种意义上，历史数据具有更重要的价值。

对数据进行分析，找出数据中各种变量之间的关系是确立模型结构的重要环节。这些关系主要有：

变量与变量，特别是因变量与自变量之间的关系。通过绘制变量之间的关系曲线，发现变量之间的函数关系，作为描述模型中变量关系的依据（图 2-2）。

变量与时间的关系。通过绘制变量的时间过程线，发现变量随时间的变化规律。时间过

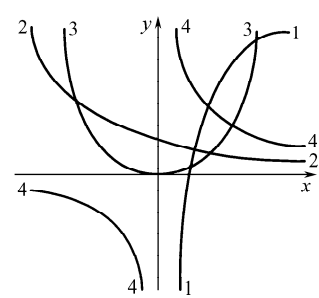


图 2-2 变量之间的关系举例

1— $y=\ln x$; 2— $y=ae^{-x}$;
3— $y=ax^b$; 4— $y=ax^{-b}$

程线是确定模型属于动态模型或稳态模型的基础，也是确定模型动态参数的基础。

变量与空间的关系。通过描述变量的空间变化特征，反映模型中变量的空间边界及其随空间的变化规律。

2. 模型结构的选择与确定

模型的结构大致可以分为白箱模型、黑箱模型和灰箱模型三类。

白箱模型又称机理模型，它是以研究对象的变化规律为基础建立起来的，可以在广泛的范围适用。如牛顿力学定律在低速运动范围内是普遍适用的。根据质量平衡和动力学过程建立各种形式的微分方程和偏微分方程是最常用的建立白箱模型的方法。建立模型所需要的物质流方向与通量、物质反应的方式和速度、各种反应物之间的量化关系，都要通过实际观察获取。

黑箱模型又称输入-输出模型、统计模型或经验模型。黑箱模型是在研究对象的输入、输出数据的基础上建立的，而不管系统内部的变化过程与机理。黑箱模型通常是针对一个具体系统的具体状态建立的，因此它的应用是有条件的。建立黑箱模型的首要条件是需要占有大量的输入、输出数据。这些数据可以是在日常观测中积累的，也可以是专门针对建模测定的。

在现实世界中，完全的白箱模型，即机理模型是很少的，黑箱模型的应用范围又受到限制，介于白箱模型和黑箱模型之间的灰箱模型就应运而生。

灰箱模型又称半机理模型。由于人们对客观世界认识的局限性，往往只知道事物内部各因素之间质的（即定性）关系，但并不确切了解其量的关系，还需要用一个或多个经验系数来加以量化。例如，摩擦力计算公式 $f=aF$ 中，摩擦力 f 与正压力成正比例关系，但它们之间量的关系还需要借助一个摩擦系数 a 确定。 a 的数值取决于材料表面的粗糙度等因素，一般不易由推理获得，只能由试验确定。因此，灰箱模型中既包含机理部分，又包含经验部分，是一个半经验、半机理模型。灰箱模型建模时，首先根据研究对象内各个变量之间的物理的、化学的或生物学过程建立起原则关系，然后根据输入、输出数据确定待定参数的数值。环境系统中用到的模型大多属于灰箱模型。

自 20 世纪 60 年代以来，各种类型的环境数学模型都得到研究和开发，可以借鉴。

【例 2-1】十二胺是一种萃取剂，在水中的降解过程可以用下述实验数据表达：

时间/h	0	1	3	5	7	9	23	27	31
浓度/(mg/L)	2.3	2.22	1.92	1.60	1.52	1.07	0.73	0.50	0.45

将十二胺的浓度随时间的变化关系作成曲线（图 2-3），寻找变量与时间的关系。由图 2-3 可以发现，十二胺的降解符合负指数规律，可以用下式表达：

$$C=C_0 e^{-kt}$$

式中， k 是表述十二胺降解速度的参数。

3. 模型参数估值

一个灰箱模型至少存在一个待定参数，这些参数的数值需要根据试验数据确定。一个结构上合理的模型，只有在获得合理的参数数值后才具有生命力。

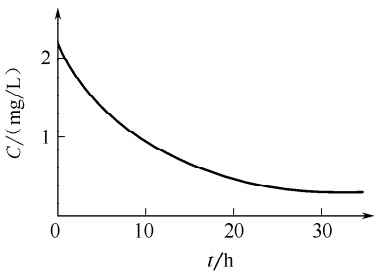


图 2-3 十二胺的降解过程

估计参数的过程在整个建模过程中需要较多的时间，参数估值的技术繁多，且处在快速发展中。对于具有确定估计范围的参数，经验公式法、最小二乘法、最优化方法等得到广泛应用；近年来，对于非线性目标的全局搜索技术得到广泛的重视与发展。具体的参数估值方法将在本章第三节叙述。

【例 2-2】 根据例 2-1 的模型结构，估计参数 k 。

在例 2-1 所导出的表达式中， C 是十二胺在不同时间的浓度， C_0 是十二胺的初始浓度， t 是试验延续时间， k 是反映十二胺降解速度的模型参数，在环境条件相对稳定时， k 可以被认为是常数。根据实验数据，通过线性回归可以求得参数： $k=0.0519\text{h}^{-1}=1.25\text{d}^{-1}$ ，相关系数 $r=0.99$ 。

4. 模型验证与修正

经过模型结构选择和参数估值，数学模型已经基本建立，但是一个能够付诸实际应用的模型还需要进行模型验证，以确认数学模型的性能稳定性。模型验证需要采用实际监测的数据，用于模型验证的数据与用于参数估计的数据应该相互独立。

5. 模型的应用和反馈

一个实际模型的建立，还需要在实际中不断校正和提高，利用实际数据提高模型精度是最好的途径。模型的使用过程也就是模型的不断完善和改进的过程。图 2-4 表示了数学模型建模的全过程。

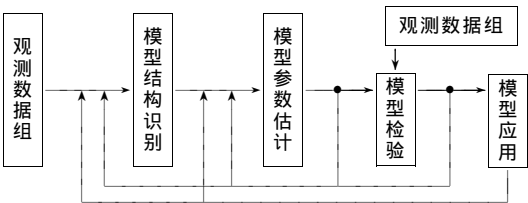


图 2-4 模型的建立过程

第三节 参数估计方法

一、基于回归拟合的方法

1. 图解法

图解法适用于估计线性模型或可以转化成线性模型的参数估计。如果给定一个线性模型：

$$y=b+mx \tag{2-1}$$

根据一组测定的表达 y 、 x 关系的数据，就可以 x 为横坐标， y 为纵坐标作图，直线的截距为 b ，斜率则为 m 。如图 2-5 所示。

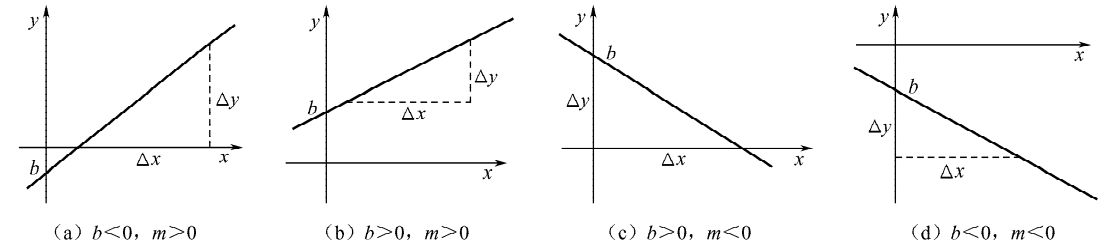


图 2-5 作图法求解参数

作图法的误差取决于点位的精度和绘制直线的精度。对于精心绘制的图形，其总体误差在 0.5% 左右。

【例 2-3】 下面是 x 与 y 的一组对应值，试用图解法求线性方程 $y=b+mx$ 中的 b 和 m 。

x	1	3	8	10	13	15	17	20
y	3.0	4.0	6.0	7.0	8.0	9.0	10.0	11.0

解：根据所给数据，在直角坐标纸上作图（图 2-6），由图上坐标可得：

$$b=2.73$$

$$m=\frac{\Delta y}{\Delta x}=\frac{11.09-2.73}{20.0-0.0}=0.418$$

于是得到线性方程：

$$y=2.73+0.418x$$

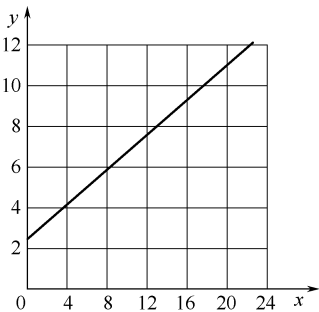


图 2-6

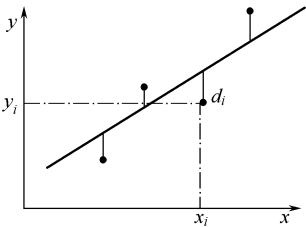


图 2-7 一元线性回归

2. 一元线性回归

一元线性回归同样适用于线性或可以转化为线性的模型。一元线性回归方法有如下假设：①自变量没有误差，因变量则存在测量误差；②与各测量点拟合最好的直线，为使各点至直线的竖向偏差（因变量偏差）之平方和最小的直线。如图 2-7 所示，测量点的偏差为：

$$d_i=y_i-y'_i=y_i-(b+mx_i) \tag{2-2}$$

令：

$$Z=\sum_{i=1}^n d_i^2=\sum_{i=1}^n [y_i-(b+mx_i)]^2 \tag{2-3}$$

为了使偏差的平方和最小，必须满足：

$$\frac{\partial z}{\partial b}=0, \quad \frac{\partial z}{\partial m}=0 \tag{2-4}$$

求解上述式子，可以得到：

$$b=\frac{\sum_{i=1}^n x_i y_i \sum_{i=1}^n x_i - \sum_{i=1}^n y_i \sum_{i=1}^n x_i^2}{\left(\sum_{i=1}^n x_i\right)^2 - n \sum_{i=1}^n x_i^2} \tag{2-5}$$

$$m=\frac{\sum_{i=1}^n x_i \sum_{i=1}^n y_i - n \sum_{i=1}^n x_i y_i}{\left(\sum_{i=1}^n x_i\right)^2 - n \sum_{i=1}^n x_i^2} \tag{2-6}$$

【例 2-4】 数据同【例 2-3】，试用一元线性回归求解线性方程 $y=b+mx$ 中的参数 b 和 m 。

解：首先计算求解参数的中间值： $\sum_{i=1}^8 x_i = 87, \sum_{i=1}^n y_i = 58.0, \sum_{i=1}^n x_i^2 = 1257, \sum_{i=1}^n x_i y_i = 762.0$ ；然后计算截距和斜率： $b=2.66, m=0.42$ ，最后得到：

$$y=2.66+0.42x$$

3. 多元线性回归

多元线性回归适用于自变量的数目 ≥ 2 的线性模型。下式为二元线性模型， x_1 和 x_2 为自变量， $a、b_1$ 和 b_2 是模型参数：

$$y=a+b_1 x_1+b_2 x_2 \tag{2-7}$$

与一元线性回归相同，根据一组观察数据，可以求得模型参数：

$$a=\bar{y}-b_1 \bar{x}_1-b_2 \bar{x}_2 \tag{2-8}$$

$$b_1=\frac{\alpha_1 \beta_2-\alpha_2 \gamma}{\beta_1 \beta_2-\gamma^2} \tag{2-9}$$

$$b_2=\frac{\alpha_2 \beta_1-\alpha_1 \gamma}{\beta_1 \beta_2-\gamma^2} \tag{2-10}$$

式中，
$$\alpha_1=\sum_{i=1}^n\left(y_i-\bar{y}_i\right)\left(x_{1 i}-\bar{x}_1\right) \tag{2-11}$$

$$\alpha_2=\sum_{i=1}^n\left(y_i-\bar{y}_i\right)\left(x_{2 i}-\bar{x}_2\right) \tag{2-12}$$

$$\beta_1=\sum_{i=1}^n\left(x_{1 i}-\bar{x}_1\right)^2 \tag{2-13}$$

$$\beta_2=\sum_{i=1}^n\left(x_{2 i}-\bar{x}_2\right)^2 \tag{2-14}$$

$$\gamma=\sum_{i=1}^n\left(x_{1 i}-\bar{x}_1\right)\left(x_{2 i}-\bar{x}_2\right) \tag{2-15}$$

【例 2-5】 已知一组数据适合方程 $y=a+b_1 x_1+b_2 x_2$ ，试估计参数 $a、b_1$ 和 b_2 。

x_1	1.0	1.2	1.4	1.6	1.8	2.0	2.2	2.4
x_2	2.5	3.6	1.8	0.9	1.3	3.4	5.2	2.1
y	0.06	-0.34	0.25	0.56	0.48	-0.12	-0.62	0.36

解：首先计算各中间参数：

$\bar{y}=0.078, \bar{x}_1=1.70, \bar{x}_2=2.60, \alpha_1=0.049, \alpha_2=-4.01, \beta_1=1.68, \beta_2=13.88, \gamma=1.04$

然后计算模型参数：

$$b_1=\frac{\alpha_1 \beta_2-\alpha_2 \gamma}{\beta_1 \beta_2-\gamma^2}=0.16, b_2=\frac{\alpha_2 \beta_1-\alpha_1 \gamma}{\beta_1 \beta_2-\gamma^2}=-0.30, a=\bar{y}-b_1 \bar{x}_1-b_2 \bar{x}_2=0.61$$

由此得到估值后的多元线性模型：

$$y=0.61+0.16 x_1-0.3 x_2$$

二、基于试验或经验的方法

1. 试验法

物理意义明确的参数可通过试验测定的方式辅助确定，比如耗氧速率、复氧系数等，测定方法参见后面章节或环境监测相关书籍。需要指出的是，对于复杂环境系统的模拟模型，

模型参数意义并不完全等同于概化过程中参数的物理意义，而是各种过程的集成反映。因此，一般不宜也很难通过试验测定来确定模型参数，通常采用率定的方式进行参数识别。

2. 经验公式法

在环境数学模型中有很多参数使用频率很高，如河流中的复氧速度常数、空气质量模型中的均方差等，人们经过长期研究提出了很多经验公式。这些公式通常都适用于一定的条件，将在以后的章节中具体介绍。

三、基于搜索的方法

根据搜索方式的不同，基于搜索的方法可分为网格法（枚举法）、最优化方法和随机采样方法等。基于搜索的方法适用于较复杂模型的参数估计以及计算机辅助下的参数自动识别（auto calibration）。

1. 网格法

网格法可以说是各种参数估计方法中最简单的一种。在预先给定待估计参数区间的情况下，可以将参数区间分成若干等份，计算所有区间顶点处的目标函数值，比较各目标值的大小，对应于目标函数值最小的参数数值，即被视为最佳的参数数值。

假定有 n 个待定参数，其中 $\theta_i (i=0, 1, \dots, n)$ 的搜索区间为 $[a_i, b_i]$ ，如果将区间分成 m_i 等分，等分点的参数数值为 $\theta_i^k (k=0, 1, \dots, m_i)$ ，其中， $\theta_i^0 = a_i$ ， $\theta_i^m = b_i$ 。于是，参数空间 $\theta = (\theta_1, \theta_2, \dots, \theta_n)$ 被分割成一个多维的空间网格系统，计算网格定点上的目标函数值，并通过比较其大小，即可确定最佳的参数组合。

2. 最优化方法

最优化方法估计参数的原理与线性回归方法类似，即假设存在这样一组参数，使得模型的计算值与实测值之差的平方和最小，这样一组参数则被称为最优化的参数。最优化方法适合于具有单峰极值的非线性模型的参数估计。

如果给定模型：

$$y = f(x, \theta)$$

式中， x 为一组自变量； θ 为一组模型参数。参数估值的条件是已知一组实际的因变量 $y_j (j=1, 2, \dots, m)$ 和自变量 x 的值，据此推算最好的一组参数 θ 的值。求解最优参数值的目标函数可以定义为：

$$\min Z = \sum_{j=1}^m [y_j - f_j(x, \theta)]^2 \quad (2-16)$$

式中， y_j 为一组实测值； f_j 为一组计算值； x 为一组自变量； θ 为需要估计的参数。在参数估计时， x_j 、 y_j 和 f_j 为已知条件。

鉴于一般的模型难以解析求解，通常采用迭代技术求解，步骤如下。

(1) 设定参数初值 $\theta_i^0 (i=1, 2, \dots, n)$ 和允许迭代误差 ϵ 。参数初值一般根据经验给定。一般情况下，由于非线性目标函数的多极值，参数估值的结果受参数初值的影响很大，给定参数初值要十分谨慎。允许迭代误差在某种程度上决定了模型的精度，同时，给定的迭代误差越小，所需的迭代次数越多，迭代时间越长。为了计算上的方便，开始时可以给定较高的允许迭代误差，然后逐步缩小，以取得精度与迭代时间的平衡。

(2) 计算目标函数的初值 在给定参数的数值 θ_i^0 以后，就可以根据自变量 x_j 的数值计算因变量 f_j 的值，与相应的实测值相比较，计算目标函数的初始值。

$$Z^0 = \sum_{j=1}^m [y_j - f_j(x_j, \theta_1^0, \theta_2^0, \dots, \theta_n^0)]^2 \quad (2-17)$$

(3) 计算目标函数对参数的梯度 在目标函数的形式比较简单时, 可以通过解析方法求解导数的数值, 一般情况下, 解析导数计算比较困难, 可以采用数值导数方法。

$$\frac{\partial Z}{\partial \theta_i} = \frac{Z(x, \theta_i^0 + \Delta \theta_i^0, \theta_k^0) - Z^0}{\Delta \theta_i^0} \quad (i=1, 2, \dots, n; k \neq i) \quad (2-18)$$

(4) 计算参数的修正步长 参数的初值是人为给定的, 需要不断修正, 以使目标函数值达到最低, 每一次修正的量可以通过参数修正的步长计算。

$$\lambda = \frac{\nabla Z(\theta^0)^T \nabla Z(\theta^0)}{\nabla Z(\theta^0)^T H(\theta^0) \nabla Z(\theta^0)} \quad (2-19)$$

式中, $\nabla Z(\theta^0)$ 是目标函数对目标向量的梯度向量; $H(\theta^0)$ 是目标函数对参数向量的二阶梯度矩阵, 亦称海森矩阵。

$$H(\theta^0) = \begin{bmatrix} \frac{\partial^2 z}{\partial (\theta_1^0)^2} & \cdots & \frac{\partial^2 z}{\partial (\theta_1^0) \partial (\theta_n^0)} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ \frac{\partial^2 z}{\partial (\theta_n^0) \partial (\theta_1^0)} & \cdots & \frac{\partial^2 z}{\partial (\theta_n^0)^2} \end{bmatrix} \quad (2-20)$$

对处于海森矩阵主对角线上的元素, 可以按下式计算:

$$\frac{\partial^2 z}{\partial \theta_i^2} = \frac{1}{(\Delta \theta_i)^2} [z(\theta_i + \Delta \theta_i, \theta_k) - 2z(\theta_i, \theta_k) + z(\theta_i - \Delta \theta_i, \theta_k)] \quad (2-21)$$

对处于非主对角线上的元素, 可以按下式计算:

$$\frac{\partial^2 z}{\partial \theta_i \partial \theta_k} = \frac{1}{\Delta \theta_i \Delta \theta_k} [z(\theta_i + \Delta \theta_i, \theta_k + \Delta \theta_k) - z(\theta_i + \Delta \theta_i, \theta_k) - z(\theta_i, \theta_k + \Delta \theta_k) + z(\theta_i, \theta_k)] \quad (2-22)$$

(5) 计算参数的修正值 对于假定的参数数值进行修正, 以改进目标函数的数值, 按照下式进行参数的修正:

$$\theta_i^1 = \theta_i^0 - \lambda \frac{\partial z}{\partial \theta_i} \quad (i=1, 2, \dots, n) \quad (2-23)$$

(6) 计算新的目标函数值 根据修正以后的参数数值计算新的目标函数数值:

$$Z^1 = \sum_{j=1}^m [y_j - f_j(x_j, \theta_1^1, \theta_2^1, \dots, \theta_n^1)]^2 \quad (2-24)$$

(7) 比较新旧目标函数值 Z^1 和 Z^0

$$\text{若 } \frac{|Z^1 - Z^0|}{Z^1} \leq \epsilon \quad (2-25)$$

则迭代结束, 输出参数 θ_i^1 ; 否则, 令 $\theta_i^1 = \theta_i^0$, 返回步骤 (3) 重新开始迭代, 直至迭代误差小于预定的数值。上述用最优化方法估计参数的过程可以用图 2-8 表达。

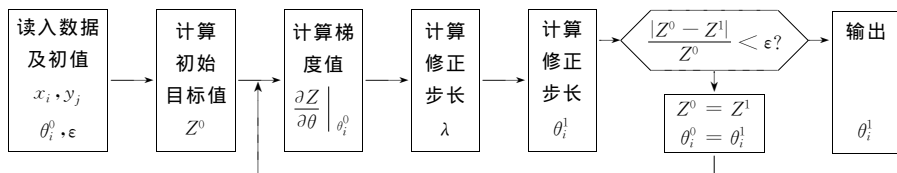


图 2-8 用最优化方法估计参数的过程

【例 2-6】 河流沿程溶解氧测定数据如下: 起点生化需氧量 (BOD) 浓度 (L_0) 为 20mg/L, 饱和溶解氧 (C_s) 浓度为 10mg/L, 河流平均流速 $u_x = 4\text{km/h}$ 。试求 BOD 降解系数 k_d 和溶解氧 (DO) 复氧系数 k_a :

<i>x</i> /km	0	8	28	36	56
DO/(mg/L)	10.0	8.5	7.0	6.1	7.2

沿程溶解氧变化的数学模型为：

$$C=C_s-(C_s-C_0)e^{-\frac{k_a x}{u_x}}+\frac{k_d L_0}{k_a-k_d}(e^{-\frac{k_d x}{u_x}}-e^{-\frac{k_a x}{u_x}})$$

解：根据例题提供的数据，可以建立目标函数：

$$\begin{aligned} Z(k_d,k_a)= & \left[10+\frac{20k_d}{k_a-k_d}(e^{-k_d(8/4)}-e^{-k_a(8/4)})-8.5\right]^2 \\ & +\left[10+\frac{20k_d}{k_a-k_d}(e^{-k_d(28/4)}-e^{-k_a(28/4)})-7.0\right]^2 \\ & +\left[10+\frac{20k_d}{k_a-k_d}(e^{-k_d(36/4)}-e^{-k_a(36/4)})-6.1\right]^2 \\ & +\left[10+\frac{20k_d}{k_a-k_d}(e^{-k_d(56/4)}-e^{-k_a(56/4)})-7.2\right]^2 \end{aligned}$$

设定参数初值 $k_d^0=1.0\text{d}^{-1}$ ， $k_a^0=2.0\text{d}^{-1}$ ， $\epsilon=10^{-6}$ ，按照上述的步骤求解，得到： $k_d=0.053/\text{h}=1.27/\text{d}$ ； $k_a=0.19/\text{h}=4.67/\text{d}$ ，此时的目标函数值 $Z=0.4681$ 。

以上所述的基于梯度的最优化方法属局部搜索算法，能较好地利用梯度信息来搜索参数，具有搜索快、计算量相对较小的优点。但是，环境模型参数优化问题通常存在大量局部极小、参数响应曲面存在很多凹谷和平坦区域，所以最优化方法搜索结果往往是局部最优解，具有很强的初值依赖性。此外，参数反演问题经常是“病态”的，梯度法很难收敛。

3. 随机采样法

针对以上的问题，研究人员做了以下几方面的可行尝试。①摒弃烦琐的梯度求解过程，采用一些直接搜索和启发性搜索机制。随机采样方法、智能搜索法，如遗传算法及其混合算法均采用了这一思想。②针对梯度法局部收敛和“病态”的缺陷，开发高效的全局收敛算法，如智能搜索法。有关智能搜索法的实现可参阅智能优化相关书籍。③放弃传统的参数最优识别思想，采用基于贝叶斯理论的参数不确定性分析方法，不再“强求”一组单一的最优参数，而是获取模型参数的后验分布。

为了克服和解决传统的参数最优识别思想中的参数不可识别问题，基于贝叶斯理论的不确定性参数识别思路应运而生。Tiwari 最早将贝叶斯理论用于生态模型的参数识别。随后 Hornberger 与 Spear 提出了区域灵敏度分析方法（regionalized sensitivity analysis, RSA），Beven 提出了 GLUE（generalized likelihood uncertainty estimation）法。基于贝叶斯理论的参数识别方法，如 RSA 法和 GLUE 法等，可充分利用先验信息，获得参数后验分布，不再是一组单一的最优参数，一定程度上避免了由于“最优”参数失真而带来的决策风险。

贝叶斯方法是一种古老的概率统计方法。在统计推断中使用先验分布的方法就是贝叶斯方法，即是否使用先验分布是区分贝叶斯统计和非贝叶斯统计的标志。非贝叶斯理论在做统计推断时只依据两类信息，即模型结构信息和数据信息，而贝叶斯统计除了依据以上两类信息，还要利用另一类信息，即未知参数的分布信息。由于这类信息是在获得实际观测数据以前就有的，因此一般称为先验信息（a prior information）。贝叶斯统计要求这类信息能以未知参数的统计分布来表示，这个概率分布就称为先验分布。根据贝叶斯理论，参数的先验分布、样本信息和后验分布具有如下的关系：

$$p(\theta|y) = \frac{p(y|\theta)p(\theta)}{p(y)} \quad (2-26)$$

式中, $p(\theta|y)$ 是参数的后验分布密度; $p(\theta)$ 是参数的先验分布密度; $p(y|\theta)$ 体现了在现有的数据条件下参数的似然度信息; $p(y)$ 为比例常数。

贝叶斯方法结构简单, 概率形式优美。然而, 它的数值解法并非总是容易的、直接的。实际应用中均需进行随机变量的离散化, 如 RSA 法和 GLUE 法。以下简要介绍一下这两种方法。

(1) RSA 方法 20 世纪 80 年代初, Hornberger 和 Spear 认识到模型参数识别的困难, 将过于强硬的优化条件弱化, 转化为一些可以用定量或定性语言描述的条件来决定参数的取舍, 在一定程度上克服了采用优化方法进行参数识别带来的不确定性问题, 这就是 RSA 方法。RSA 方法是基于行为和非行为的二元划分进行参数识别的, 即给定一组参数, 如果系统的模拟行为满足事先设定的条件, 这组参数就是可接受的, 否则是不可接受的。RSA 方法是贝叶斯方法最为简单直观的应用形式。当参数满足行为条件时, 其似然度为 1, 参数以同等概率接受; 否则似然度为 0, 参数被拒绝, 这正是 RSA 方法的基本思想。

具体步骤如下: ①确定参数的取值范围和先验分布; ②在参数空间随机产生符合先验分布的样本点; ③将参数代入模型, 获取模型预测值; ④根据行为准则决定参数的取舍; ⑤重复②~④, 直到取得足够的样本点为止。

(2) GLUE 法 GLUE 法 1992 年由 Beven 提出, 它吸收了 RSA 方法和模糊数学方法的优点。GLUE 法认为与实测值最接近的模拟值所对应的参数应具有最高的可信度, 离实测值越远, 可信度越低, 似然度越小。当模拟值与实测值的距离大于规定的指标时, 就认为这些参数的似然度为 0。可见, GLUE 方法不同于 RSA 方法对参数集“是”和“否”的二元划分, 而是采用似然度对不同的参数进行区分。

具体步骤如下: ①确定参数的取值范围和先验分布, 如果对参数的先验信息不是很了解, 可设为均匀分布; ②选取似然度函数; ③在参数空间随机产生符合先验分布的样本点; ④根据参数的模型预测值与观测值对比求出该参数的似然度; ⑤利用式 (2-26) 求出该参数的后验概率; ⑥重复③~⑤, 直到取得足够的样本点为止。

第四节 模型的检验与误差分析

一、图形表示法

这是一种最简便的模型检验方法, 在模型计算误差较大的情况下广为使用。以观察值为横坐标, 相应的计算值为纵坐标, 如果测量值与计算值的交点位于 45° 线附近一定范围内 (例如 $\pm 22.5^\circ$), 则可以认为模型模拟的结果是合格的 (图 2-9)。如果定义误差检验范围为距中心线 $\pm 22.5^\circ$ 夹角, 那么, 图形检验的最大允许误差为:

$$\epsilon_{\text{允许}} \leq \frac{|\text{观察值} - \text{计算值}|}{\text{观察值}} = \frac{|\text{观察值} - (\text{观察值} \times \tan 22.5^\circ)|}{\text{观察值}} = 1 - \tan 22.5^\circ = 58.6\% \quad (2-27)$$

或:

$$\epsilon_{\text{允许}} \leq \frac{|\text{观察值} - \text{计算值}|}{\text{观察值}} = \frac{|\text{观察值} - (\text{观察值} \times \tan 67.5^\circ)|}{\text{观察值}} = |1 - \tan 67.5^\circ| = 141.4\% \quad (2-28)$$

用图形表示模型检验的结果非常直观, 但由于不能用数字表示, 其结果不便于相互比较。

二、相关系数法

相关系数是统计学上用以衡量曲线拟合程度的量, 这里用来度量计算值和观察值的吻合

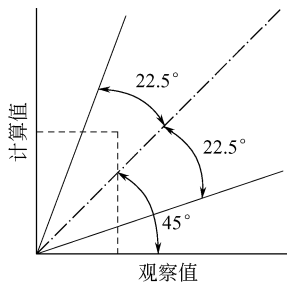


图 2-9 模型的图形检验

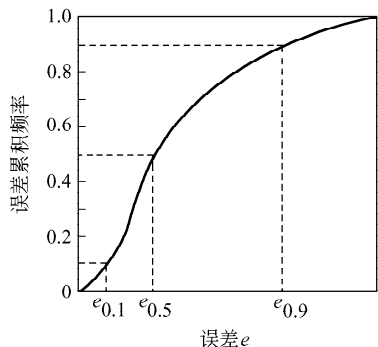


图 2-10 误差累积频率曲线

程度。如果以 y_i 和 $y'_i (i=1,2,\cdots,n)$ 分别表示一组观察值和一组计算值，相关系数可以按式 (2-29) 计算：

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})(y'_i - \bar{y}')}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y'_i - \bar{y}')^2 \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \tag{2-29}$$

式中， y_i ， \bar{y} 分别表示实测值和实测值的平均值； y'_i ， \bar{y}' 分别表示计算值和计算值的平均值。 $0 \leq r \leq 1$ ， r 值越大，计算结果越好。

相关系数法适用于线性程度较高的模型。

三、相对误差法

相对误差可以表示为：

$$e_i = \frac{|y_i - y'_i|}{y_i} \tag{2-30}$$

式中， y_i 为测量值； y'_i 为对应的计算值； e_i 为相应的相对误差。

如果存在 n 个观察值与相应条件下的计算值，可以根据式 (2-30) 计算得到 n 个相对误差。将 n 个误差从小至大排列，可以求得小于某一误差值的误差的出现频率。根据所有测量点的误差，作出误差分布曲线——累积频率曲线（图 2-10）。由于在累积误差曲线的两端误差存在很大的不确定性，可以选择中值误差（即累积分布频率为 50% 的误差）作为衡量模型的依据，如中值误差 $\leq 10\%$ ，则认为模型的精度可以满足需要。

在统计学上，中值误差就是概率误差，概率误差可以通过下式计算：

$$e_{0.5} = 0.6745 \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{y_i - y'_i}{y_i} \right)^2}{n-1}} \tag{2-31}$$

式中， $e_{0.5}$ 为中值误差（概率误差）； n 为测量数据的数目。

中值误差也可以用绝对误差表示：

$$e'_{0.5} = 0.6745 \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y'_i)^2}{n-1}} \tag{2-32}$$

R. V. Thomann 对美国 19 个有代表性的溶解氧模型作过仔细的分析，提出中值误差 10% 作为溶解氧模型的检验目标。

第五节 模型灵敏度分析

一、灵敏度分析的意义

环境保护系统是一个开放性系统，受到包括来自自然条件和人为因素的干扰。环境保护系统所受到的干扰非常复杂，难以精确量化；在利用数学模型对环境保护系统进行模拟时，模型结构、模型参数都会存在偏差。

通过对模型灵敏度的分析，可以估算模型计算结果的偏差；同时灵敏度分析还有利于根据需要探讨建立高灵敏度或低灵敏度的模型；灵敏度分析还广泛地被应用于确定合理的设计裕量。

假定研究模型的形式如下：

$$\text{目标函数为} \quad \min Z = f(x, u, \theta) \quad (2-33)$$

$$\text{约束条件为} \quad G(x, u, \theta) = 0 \quad (2-34)$$

式中， x 为状态变量组成的向量，如空气中的 SO_2 浓度、水体中的 BOD_5 浓度等； u 为决策变量组成的向量，例如排放污水中的 SS 、 BOD_5 等； θ 为模型参数组成的向量，如水体的大气复氧速度常数 k_a ，大气湍流扩散系数 D_y 、 D_z 等。

在环境保护系统中，主要研究两种灵敏度：① 状态与目标对参数的灵敏度，即研究参数的变化对状态变量和目标值产生的影响；② 目标对状态的灵敏度，即研究由于状态变量的变化对目标值的影响。

二、状态与目标对参数的灵敏度

定义：在 $\theta = \theta_0$ 附近，状态变量 x （或目标 Z ）相对于原值 x^* （或 Z^* ）的变化率和参数 θ 相对于 θ_0 的变化率的比值称为状态变量（或目标）对参数的灵敏度。

1. 单个变量时的灵敏度

为了便于讨论，首先研究单个变量时的灵敏度。假定模型中状态变量和参数的数目均为 1，同时假定决策变量保持不变，则状态变量 x 和目标 Z 都可以表示为参数 θ 的函数。

$$x^* = f(\theta_0) \quad (2-35)$$

$$Z^* = F(\theta_0) \quad (2-36)$$

根据灵敏度的定义，状态对参数的灵敏度可以表示如下：

$$S_\theta^x = \frac{\Delta x}{x^*} \bigg/ \frac{\Delta \theta}{\theta_0} = \left(\frac{\Delta x}{\Delta \theta} \right) \frac{\theta_0}{x^*} \quad (2-37)$$

目标对参数的灵敏度可以表示如下：

$$S_\theta^Z = \frac{\Delta Z}{Z^*} \bigg/ \frac{\Delta \theta}{\theta_0} = \left(\frac{\Delta Z}{\Delta \theta} \right) \frac{\theta_0}{Z^*} \quad (2-38)$$

当 $\Delta \theta \rightarrow 0$ 时，可以忽略高阶微分项，得：

$$S_\theta^x = \left(\frac{dx}{d\theta} \right)_{\theta=\theta_0} \frac{\theta_0}{x^*} \quad (2-39)$$

$$S_\theta^Z = \left(\frac{dZ}{d\theta} \right)_{\theta=\theta_0} \frac{\theta_0}{Z^*} \quad (2-40)$$

式中， $\left(\frac{dx}{d\theta} \right)_{\theta=\theta_0}$ 和 $\left(\frac{dZ}{d\theta} \right)_{\theta=\theta_0}$ 分别称为状态变量和目标函数的参数的一阶灵敏度系数。

它们反映了系统的灵敏度特征。

2. 多变量时的灵敏度

设最优化模型为：

$$\min Z = f(x, u, \theta) \quad (2-41)$$

$$G(\mathbf{x}, \mathbf{u}, \boldsymbol{\theta}) = 0 \quad (2-42)$$

如果设定 G 是 n 维向量函数, \mathbf{x} 是 n 维状态变量, \mathbf{u} 是 m 维决策变量, $\boldsymbol{\theta}$ 是 p 维参数向量, 则状态变量对参数的一阶灵敏度系数是一个 $n \times p$ 维的矩阵:

$$\frac{\partial \mathbf{x}}{\partial \boldsymbol{\theta}} = \begin{bmatrix} \frac{\partial x_1}{\partial \theta_1} & \cdots & \frac{\partial x_1}{\partial \theta_p} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ \frac{\partial x_n}{\partial \theta_1} & \cdots & \frac{\partial x_n}{\partial \theta_p} \end{bmatrix} \quad (2-43)$$

而目标对参数的灵敏度系数则是一个 p 维向量:

$$\frac{\partial Z}{\partial \boldsymbol{\theta}} = \left(\frac{\partial Z}{\partial \theta_1}, \cdots, \frac{\partial Z}{\partial \theta_p} \right)^T \quad (2-44)$$

由于参数不仅对目标产生直接影响, 还通过对状态的影响对目标产生影响:

$$\frac{\partial Z}{\partial \boldsymbol{\theta}} = \frac{\partial f}{\partial \boldsymbol{\theta}} + \left(\frac{\partial f}{\partial \mathbf{x}} \right) \left(\frac{\partial \mathbf{x}}{\partial \boldsymbol{\theta}} \right) \quad (2-45)$$

参数对状态的影响可以由约束条件推导:

$$\left(\frac{\partial G}{\partial \mathbf{x}} \right) \left(\frac{\partial \mathbf{x}}{\partial \boldsymbol{\theta}} \right) + \left(\frac{\partial G}{\partial \boldsymbol{\theta}} \right) = 0 \quad (2-46)$$

如果 $\frac{\partial G}{\partial \mathbf{x}}$ 的逆存在, 则: $\frac{\partial \mathbf{x}}{\partial \boldsymbol{\theta}} = - \left(\frac{\partial G}{\partial \mathbf{x}} \right)^{-1} \left(\frac{\partial G}{\partial \boldsymbol{\theta}} \right)$, 目标对参数的一阶灵敏度系数可以表达为:

$$\frac{\partial Z}{\partial \boldsymbol{\theta}} = \frac{\partial f}{\partial \boldsymbol{\theta}} - \left(\frac{\partial f}{\partial \mathbf{x}} \right) \left(\frac{\partial G}{\partial \mathbf{x}} \right)^{-1} \left(\frac{\partial G}{\partial \boldsymbol{\theta}} \right) \quad (2-47)$$

【例 2-7】 BOD 降解规律为: $L = L_0 e^{-k_d t}$, 若已知起点 BOD₅ 浓度 $L_0 = 15 \text{ mg/L}$, BOD 衰减速度常数 $k_d = 0.1 \text{ d}^{-1}$, k_d 的变化幅度在 $\pm 10\%$, 试求 $t = 2 \text{ d}$ 处的 BOD₅ 值及其变化幅度。

解: $t = 2 \text{ d}$ 处的 BOD₅ 为:

$$L^* = L_0 e^{-k_d t} = 15 e^{-0.1 \times 2} = 12.28 \text{ (mg/L)}$$

BOD 对 k_d 的一阶灵敏度系数为:

$$\left(\frac{dL}{dk_d} \right)_{k_d=0.1} = -L_0 t e^{-k_d t} = -15(2) e^{-0.2} = -24.56$$

BOD 对 k_d 的灵敏度为:

$$S_{k_d}^L = \left(\frac{dL}{dk_d} \right)_{k_d=0.1} \left(\frac{k_{d0}}{L^*} \right) = -24.56 \times \frac{0.1}{12.28} = -0.20$$

BOD 的变化幅度:

$$\frac{\Delta L}{L^*} = S_{k_d}^L \left(\frac{\Delta k_d}{k_{d0}} \right) = (-0.2) \times (\pm 10\%) = \mp 2\%$$

由 k_d 的不确定性引起的 BOD 变化值:

$$\Delta L = L^* (\mp 2\%) = \mp 0.25 \text{ (mg/L)}$$

由参数变化引起状态变化的速度低于参数变化的速度, 本例的 BOD 模型属于低灵敏度模型。

三、目标对约束的灵敏度

如果给定下述模型:

$$\text{目标函数为} \quad \min Z = f(\mathbf{v}, \mathbf{u}, \boldsymbol{\theta}) \quad (2-48)$$

$$\text{约束条件为} \quad G(\mathbf{v}, \mathbf{u}, \boldsymbol{\theta}) = 0 \quad (2-49)$$

式中, \mathbf{v} 是 m 维决策变量; \mathbf{u} 是 n 维状态变量; $\boldsymbol{\theta}$ 是参数向量。根据定义, 目标对约束的灵敏度可以表达为:

$$S_G^f = \left[\frac{df(\mathbf{x})}{f^*(\mathbf{x})} \right] / \left[\frac{dG(\mathbf{x})}{\mathbf{g}(\mathbf{x})} \right]_{\mathbf{x}=\mathbf{x}^0} = \left[\frac{df(\mathbf{x})}{dG(\mathbf{x})} \right] \left[\frac{\mathbf{g}(\mathbf{x})}{f^*(\mathbf{x})} \right] \quad (2-50)$$

同时, 约束条件的变化取决于状态变量和决策变量的变化:

$$dG(\mathbf{x}) = \frac{\partial G(\mathbf{x})}{\partial \mathbf{u}} d\mathbf{u} + \frac{\partial G(\mathbf{x})}{\partial \mathbf{v}} d\mathbf{v} = \mathbf{A} d\mathbf{u} + \mathbf{B} d\mathbf{v} \quad (2-51)$$

此外, 目标函数的变化也取决于状态变量和决策变量的变化:

$$df(\mathbf{x}) = \frac{\partial f(\mathbf{x})}{\partial \mathbf{u}} d\mathbf{u} - \frac{\partial f(\mathbf{x})}{\partial \mathbf{v}} d\mathbf{v} = \mathbf{C} d\mathbf{u} + \mathbf{D} d\mathbf{v} \quad (2-52)$$

式中,

$$\mathbf{A} = \begin{bmatrix} \frac{\partial g_1}{\partial u_1} & \cdots & \frac{\partial g_1}{\partial u_n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ \frac{\partial g_n}{\partial u_1} & \cdots & \frac{\partial g_n}{\partial u_n} \end{bmatrix}, \quad \mathbf{B} = \begin{bmatrix} \frac{\partial g_1}{\partial v_1} & \cdots & \frac{\partial g_1}{\partial v_m} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ \frac{\partial g_n}{\partial v_1} & \cdots & \frac{\partial g_n}{\partial v_m} \end{bmatrix} \quad (2-53)$$

$$\mathbf{C} = \left[\frac{\partial f(\mathbf{x})}{\partial u_1} \cdots \frac{\partial f(\mathbf{x})}{\partial u_n} \right], \quad \mathbf{D} = \left[\frac{\partial f(\mathbf{x})}{\partial v_1} \cdots \frac{\partial f(\mathbf{x})}{\partial v} \right] \quad (2-54)$$

如果 \mathbf{A} 存在逆矩阵, 由约束条件的变换式可以得出:

$$d\mathbf{u} = \mathbf{A}^{-1} dG(\mathbf{x}) - \mathbf{A}^{-1} \mathbf{B} d\mathbf{v} \quad (2-55)$$

将其代入目标函数的变化表达式, 得到:

$$\begin{aligned} df(\mathbf{x}) &= \mathbf{C} [\mathbf{A}^{-1} dG(\mathbf{x}) - \mathbf{A}^{-1} \mathbf{B} d\mathbf{v}] + \mathbf{D} d\mathbf{v} \\ &= \mathbf{C} \mathbf{A}^{-1} dG(\mathbf{x}) + (\mathbf{D} - \mathbf{C} \mathbf{A}^{-1} \mathbf{B}) d\mathbf{v} \end{aligned} \quad (2-56)$$

根据库恩-塔克定律, 在最优点处:

$$(\mathbf{D} - \mathbf{C} \mathbf{A}^{-1} \mathbf{B}) d\mathbf{v} = 0 \quad (2-57)$$

$$\text{所以:} \quad df(\mathbf{x}) \big|_{\mathbf{x}=\mathbf{x}^0} = \mathbf{C} \mathbf{A}^{-1} dG(\mathbf{x}) \quad (2-58)$$

由此可以得到目标对约束的灵敏度系数:

$$\left. \frac{df(\mathbf{x})}{dG(\mathbf{x})} \right|_{\mathbf{x}=\mathbf{x}^0} = \mathbf{C} \mathbf{A}^{-1} \quad (2-59)$$

【例 2-8】 给定最优化模型如下。

$$\begin{aligned} \min f(\mathbf{x}) &= -10x_1 - 4x_2 + x_1^2 + x_2^2 - x_1x_2 \\ g_1(\mathbf{x}) &= 6 - x_1 \geq 0 \\ g_2(\mathbf{x}) &= 4 - x_2 \geq 0 \end{aligned}$$

已知上述最优化模型的解为:

$$x_1^* = 6, \quad x_2^* = 4, \quad f^*(\mathbf{x}) = -48$$

计算目标对决策变量的约束系数向量:

$$\mathbf{C} = \left[\frac{\partial f(\mathbf{x})}{\partial x_1}, \frac{\partial f(\mathbf{x})}{\partial x_2} \right] = (-2, -2)$$

计算约束对决策变量的灵敏度系数矩阵:

$$\mathbf{A} = \begin{bmatrix} \frac{\partial g_1(\mathbf{x})}{\partial x_1} & \frac{\partial g_1(\mathbf{x})}{\partial x_2} \\ \frac{\partial g_2(\mathbf{x})}{\partial x_1} & \frac{\partial g_2(\mathbf{x})}{\partial x_2} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 1 \end{bmatrix}$$

计算 A 的逆矩阵：

$$A^{-1}=A=\begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 1 \end{bmatrix}$$

计算目标对约束的一阶灵敏度系数：

$$\left.\frac{df(x)}{dG(x)}\right|_{x=x^0}=CA^{-1}=(-2 \quad -2)\begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 1 \end{bmatrix}=(-2 \quad -2)$$

若约束变量变化分别为+10%和-5%时，即

$$\Delta G(x)=(0.6 \quad -0.2)^T$$

于是得到目标的增值为：

$$\Delta f(x)=(-2 \quad -2)\begin{pmatrix} 0.6 \\ -0.2 \end{pmatrix}=-0.8$$

则目标的变化幅度为：

$$\frac{-0.8}{-48}=+1.67\%$$

第六节 模型的不确定性分析

一、不确定性的概念

由于环境系统的复杂性和不可预见性、观测数据的不足和系统表观描述的局限性等原因，环境系统建模存在很大的不确定性。在模型研究中，不确定性更多地体现了人类对复杂环境系统认识能力的不足。不确定性分析通俗地讲就是误差分析，分析由于系统外部输入的不确定性和环境机理认识的不确定性导致的模型结构不确定性、参数识别不确定性和预测未来的不确定性。

事实上，不确定性更多地体现了人类对复杂环境系统认识能力的不足。1973 年，O'Neill 等人首次在生态系统研究中提出了不确定性和误差分析的概念。此后，不确定性分析逐渐受到重视。20 世纪 80 年代初，Spear 和 Hornberger 等人将 Monte Carlo 模拟与灵敏度分析结合起来，提出了区域性灵敏度分析方法（regionalized sensitivity analysis, RSA）。RSA 方法应用方便，不需要太多的假设条件，不需要对模型进行修改，在模型不确定性分析中得到了广泛的使用。与此同时，其他的不确定性分析方法也被引入了水环境分析中，例如最大似然方法（maximum likelihood, ML）、广义的卡尔曼滤波方法（extended Kalman filter, EKF）等。1987 年，Beck 发表了关于不确定性分析的专著——《水质模拟：不确定性分析》。该文对数学模型不确定性产生的原因、不确定性的传播、参数识别以及如何进行试验设计以减少不确定性进行了系统的分析和阐述。1992 年，Beven 吸收了 RSA 方法和模糊数学方法的优点，提出了 GLUE（generalized likelihood uncertainty estimation）法，GLUE 法将似然度分析引入不确定性分析领域，认为与实测值最接近的模拟值所对应的参数应具有最高的可信度，离实测值越远，可信度越低，似然度越小。如今，不确定性分析已经成为模型应用不可缺少的一部分。模型不确定分析的基本框架如图 2-11 所示。

二、不确定性分类

数学模型的不确定性可以分为三类：①环境系统的随机性和不可预见性；②数据不确定性，包括数据缺失和失真；③模型不确定性，包括模型结构和参数两个方面。对参数识别过程而言，主要的不确定性有数据不确定性、模型结构不确定性和参数估值方法带来的不确定性。

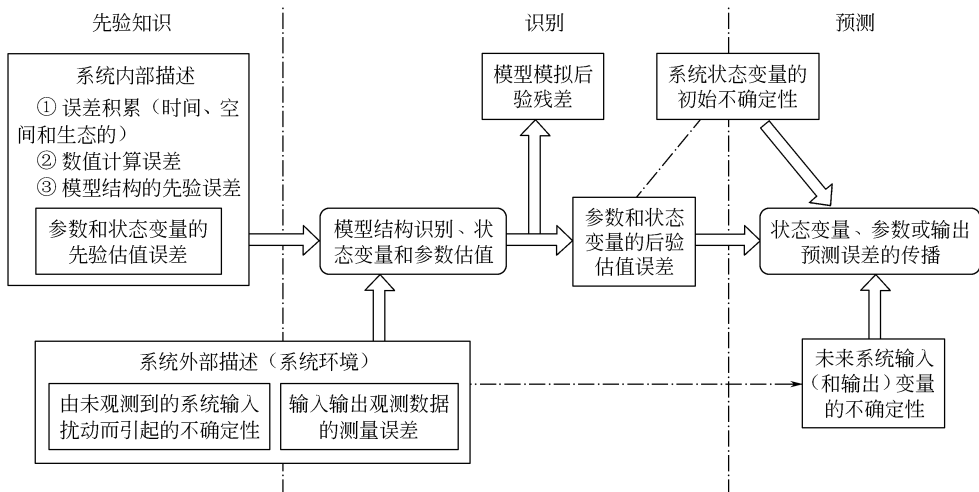


图 2-11 模型不确定分析的基本框架

不确定性的表达方式反映了人们认识不确定性的方法。目前广泛使用的方法有随机采样方法，如 RSA 法、GLUE 法、灵敏度分析、一阶和二阶误差分析、卡尔曼滤波法等。结构不确定性是模型不确定性的根本所在，并直接导致了模型参数的不确定性，由于直接研究模型结构不确定性非常困难，实际研究通常从参数不确定性开始。

三、不确定性的分析方法

参数不确定性分析方法可分为三类，即参数不确定性分析发展的三个阶段：①传统的一阶估算法；②贝叶斯推理法；③马尔科夫链蒙特卡罗法（Markov chain Monte Carlo, MCMC）。

假设模型系统为 f ，模型输入为 ξ ，输出为 y 。给定模型参数 θ 和输入 ξ ，模型输出可表示为：

$$y = f(\xi, \theta) + \epsilon \quad (2-60)$$

式中， ϵ 是均值为 0、方差为 σ^2 的独立误差。

假设残差 ϵ 相互独立，并符合高斯分布且方差恒定，在 t 时刻状态变量观测值为 $\hat{y}(t)$ 、模拟值为 $y(t)$ 的情况下，参数 θ 的似然度计算公式如下：

$$L(\theta|y) = (2\pi\sigma)^{-n/2} \prod_t \exp\left\{-\frac{[\hat{y}(t) - y(t)]^2}{2\sigma^2}\right\} \quad (2-61)$$

式中， n 为观测样本数； σ 为样本方差。

1. 传统的一阶估算法

传统的参数后验分布一阶估算法是利用公式（2-62）在全局最优解 θ_{opt} 处的一阶台劳展开来计算的，展开后的参数后验分布可表示为：

$$p(\theta|y) \propto \exp\left[-\frac{1}{2\sigma^2}(\theta - \theta_{\text{opt}})^T \mathbf{X}^T \mathbf{X}(\theta - \theta_{\text{opt}})\right] \quad (2-62)$$

式中， \mathbf{X} 为 θ_{opt} 的雅可比矩阵（Jacobian），或称灵敏矩阵。

显然，当模型为线性或接近于线性时，方程估算的参数后验分布能较好地反映参数的真实不确定性，然而，对于非线性模型（大多数环境模型），这一方法的适用性很差。

2. 贝叶斯法

贝叶斯法可充分利用先验信息，获得参数后验分布，不再是一组单一的最优参数，一定

程度上避免了由于“最优”参数失真而带来的决策风险。贝叶斯方法模式简单，概率形式优美。然而，它的数值解法并非总是容易的、直接的，实际应用中均需进行随机变量的离散化。贝叶斯方法应用的主要障碍出在计算上，即使采用高性能计算机进行模拟，也面临着计算复杂性的问题。有关贝叶斯理论和离散方法参见本章第三节中的介绍。

3. MCMC 法

自 1907 年俄国数学家 Markov 提出马尔科夫链（Markov chain）的概念以来，经过世界各国几代数学家们的相继努力，目前马尔科夫链已成为内容十分丰富、理论上相当完整的数学分支。马尔科夫链有严格的数学定义，其直观意义可理解为：随机系统中下一个将要达到的状态，仅依赖于目前所处的状态，与以往所经历过的状态无关。

用马尔科夫链的样本对不变分布、Gibbs 分布、Gibbs 场、高维分布或样本空间非常大的离散分布等作采样，并用以随机模拟的方法，统称为 Markov Chain Monte Carlo (MCMC) 方法，这是动态的 Monte Carlo 方法。由于这种方法的问世，使随机模拟在很多领域的计算中显示巨大的优越性，相比 Monte Carlo 法，MCMC 法可大大降低计算量。

MCMC 法用于模型参数不确定性分析的研究是近年来才发展起来的一种方法，一般过程如下。

- (1) 随机产生初始参数集 $\theta=\theta^0$ ，迭代变量 $i=0$ ；
- (2) 利用参数推荐分布（proposal distribution，也有文献称为 candidate generation densities，候选点产生分布；transition kernel，状态转移核） $q(\theta^*|\theta^i)$ 产生新个体 θ^* ，新个体仅与 θ^i 相关；
- (3) 计算接受概率（acceptance probability） α ， α 依赖于模型结构、推荐分布、参数先验分布、 θ^* 和 θ^i ，计算公式如下：

$$\alpha=\min\left\{1,\frac{p(y|\theta^*)p(\theta^*)q(\theta^i|\theta^*)}{p(y|\theta^i)p(\theta^i)q(\theta^*|\theta^i)}\right\}$$

(2-63)

参数物理意义同前；

- (4) 产生随机数 $u\sim U[0,1]$ ；
- (5) 若 $u<\alpha$ ，接受 $\theta^{i+1}=\theta^*$ ，否则 $\theta^{i+1}=\theta^i$ ；
- (6) 重复②~⑤直到产生足够的样本为止。

MCMC 法采集的序列 $\{\theta^1,\theta^2,\cdots,\theta^n\}$ 最终收敛到一个不变分布，即参数的后验分布。

习题与思考题

1. 已知一组数据，试用① $y=a_1(b_1^x)$ 和 ② $y=a_2(b_2^{b^x})$ 分别估计 a_1 、 b_1 、 a_2 和 b_2 ，并做出模型检验，说明哪一种模型结构更适合所列数据。

<i>x</i>	1	2	4	7	10	15	20	25	30	40
<i>y</i>	1.36	3.69	2.7×10^1	5.5×10^2	1.1×10^4	1.6×10^6	2.4×10^8	3.6×10^{10}	5.3×10^{12}	1.2×10^{14}

2. 已知一组数据适合线性方程 $y=b+mx$ 。试用图解法和线性回归估计 b 和 m ，并计算其中值误差。

<i>x</i>	1	2	3	5	7	9	10	12	18
<i>y</i>	2.9	5.0	7.1	11.5	15.7	18.9	21.9	25.7	38.65

3. 已知给水管道的价格 Z 与管径 D 成如下关系： $Z=a+bD^c$ ，以及一组数据：

D/mm	0.1	0.2	0.3	0.5	0.8	1.00	1.2	1.5
$Z/(\text{元}/\text{m})$	36.82	54.77	79.66	144.96	282.53	423.87	570.99	800.58

- ① 绘制用最优化方法求解的计算机框图，并编程运算；
- ② 若给定 a 、 b 、 c 的初值范围是 $30.0\leqslant a\leqslant 40.0$ ， $300\leqslant b\leqslant 350$ ， $2\leqslant c\leqslant 3$ ；以及估值步长 $\Delta a=\Delta b=1.0$ ， $\Delta c=0.1$ 。试用网格法估计 a 、 b 、 c ，并编程运行。
4. 某工程需要采购下述给水管道：

管径 D/m	1.5	1.2	1.0	0.8	0.5
长度 L/m	3000	4500	5500	6400	7000

- ① 根据第 3 题的结果，计算采购的总费用；
- ② 若第 3 题的参数 a 、 b 、 c 估计结果的误差分别为 15%、15%和 5%，计算总采购经费的估计误差；
- ③ 计算总费用对各参数的灵敏度。

第三章 环境质量基本模型

第一节 污染物在环境介质中的运动特征

环境介质是指在环境中能够传递物质和能量的物质，典型的环境介质是空气和水，它们都是流体。污染物在空气和水体中的运动具有相似的特征。

污染物进入环境以后，作着复杂的运动，主要包括：污染物随着介质流动的推流迁移运动，污染物在环境介质中的分散运动以及污染物的衰减转化运动。

一、推流迁移

推流迁移是指污染物在气流或水流作用下产生的转移作用。污染物由于推流作用，在单位时间内通过单位面积的推流迁移通量可以计算如下：

$$f_x = u_x C, f_y = u_y C, f_z = u_z C \quad (3-1)$$

式中， f_x 、 f_y 、 f_z 分别表示 x 、 y 、 z 三个方向上的污染物推流迁移通量； u_x 、 u_y 、 u_z 分别表示环境介质在 x 、 y 、 z 方向上的流速分量； C 表示污染物在环境介质中的浓度。

推流迁移只能改变污染物的位置，并不能改变污染物的存在形态和浓度。

二、分散作用

在讨论污染物的分散作用时，假定污染物质点的动力学特性与介质质点完全一致。这一假设对于多数溶解污染物或中性的颗粒物质是可以满足的。污染物在环境介质中的分散作用包括分子扩散、湍流扩散和弥散。

1. 分子扩散

分子扩散是由分子的随机运动引起的质点分散现象。分子扩散过程服从斐克（Fick）第一定律，即分子扩散的质量通量与扩散物质的浓度梯度成正比：

$$I_x^1 = -E_m \frac{\partial C}{\partial x}, I_y^1 = -E_m \frac{\partial C}{\partial y}, I_z^1 = -E_m \frac{\partial C}{\partial z} \quad (3-2)$$

式中， I_x^1 、 I_y^1 、 I_z^1 分别表示 x 、 y 、 z 三个方向上的污染物扩散通量； E_m 表示分子扩散系数，分子扩散系数在各个方向上相同，表示分子扩散是各向同性的；等式右边的负号表示污染物质点的运动指向浓度梯度的负方向。

2. 湍流扩散

湍流扩散是湍流流场中质点的各种状态（流速、压力、浓度等）的瞬时值相对于其时间平均值的随机脉动而导致的分散现象。湍流扩散项可以看成是对取状态的时间平均值后所形成的误差的一种补偿。可以借助分子扩散的形式表达湍流扩散：

$$I_x^2 = -E_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x}, I_y^2 = -E_y \frac{\partial \bar{C}}{\partial y}, I_z^2 = -E_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} \quad (3-3)$$

式中， I_x^2 、 I_y^2 、 I_z^2 分别表示 x 、 y 、 z 三个方向上由湍流扩散所导致的污染物质量通量； \bar{C} 表示环境介质中污染物的时间平均浓度； E_x 、 E_y 、 E_z 分别表示 x 、 y 、 z 三个方向上的湍流扩散系数；等式右边的负号表示湍流扩散的方向是污染物浓度梯度的负方向。与分子扩散不同，湍流扩散是各向异性的。

3. 弥散

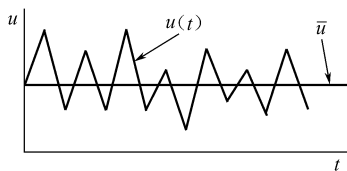
弥散作用是由于横断面上实际的状态（如流速）分布不均匀与实际计算中采用断面平均

状态（如流速）之间的差别引起的，为了弥补由于采用状态的空间平均值所形成的计算误差，必须考虑一个附加的量——弥散通量。同样借助 Fick 定律来描述弥散作用：

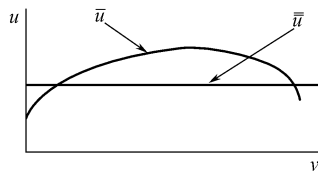
$$I_x^3 = -D_x \frac{\partial \bar{C}}{\partial x}, I_y^3 = -D_y \frac{\partial \bar{C}}{\partial y}, I_z^3 = -D_z \frac{\partial \bar{C}}{\partial z} \quad (3-4)$$

式中， I_x^3 、 I_y^3 、 I_z^3 分别表示 x 、 y 、 z 三个方向上由弥散所导致的污染物质量通量； \bar{C} 表示环境介质中污染物的时间平均浓度的空间平均值； D_x 、 D_y 、 D_z 分别表示 x 、 y 、 z 三个方向上的弥散系数；等式右边的负号表示弥散方向是污染物浓度梯度的负方向。弥散也是各向异性的。

在实际计算中，都采用时间平均值的空间平均值（图 3-1）。为了修正这一简化所造成的误差，引进了湍流扩散项和弥散扩散项，而分子扩散项在任何时候都是存在的，但就数量级来说，弥散项的影响最大，而分子扩散则往往可以忽略。分子扩散系数在大气中的量级在 $1.6 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ ，在河流中大致为 $10^{-5} \sim 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$ 左右；而湍流扩散系数的量级要大得多，在大气中约为 $2 \times 10^{-1} \sim 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ （垂直方向）和 $10 \sim 10^5 \text{ m}^2/\text{s}$ （水平方向），在海洋中的量级为 $10^{-5} \sim 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$ （垂直方向）和 $10^2 \sim 10^4 \text{ m}^2/\text{s}$ （水平方向），河流中的扩散系数量级为 $10^{-2} \sim 10^0 \text{ m}^2/\text{s}$ 。



(a) 湍流流速 $u(t)$ 与时间平均流速 \bar{u}



(b) 湍流时间平均流速 \bar{u} 与其空间平均流速 \bar{u}

图 3-1 流速分布与分散作用

弥散作用只有在取湍流时间平均值的空间平均值时才发生。弥散作用大多发生在河流或地下水的水质计算中。通常所说的弥散作用实际上包含了弥散、湍流扩散和分子扩散三者的共同作用。

为了便于书写，符号 \bar{C} 通常写作 C 。

三、污染物的衰减和转化

进入环境中的污染物可以分为守恒物质和非守恒物质两大类。

守恒物质可以长时间在环境中存在，它们随着介质的运动和分散作用而不断改变位置和初始浓度，但是不会减少在环境中的总量，可以在环境中积累。重金属、很多高分子有机化合物都属于守恒物质。对于那些对生态环境有害，或者暂时无害但可以在环境中积累，从长远来看可能有害的守恒物质，要严格控制排放，因为环境系统对它们没有净化能力。

非守恒污染物在环境中能够降解，它们进入环境以后，除了随环境介质的流动不断改变位置、不断分散降解浓度外，还会因为自身的衰减而加速浓度的下降。非守恒污染物的降解有两种方式，一种是由污染物自身的运动变化规律决定的，例如放射性物质的衰减，另一种是在环境因素的作用下，由于化学或生物反应而不断衰减，例如有机物的生物化学氧化过程。环境中非守恒物质的降解多遵循一级反应动力学规律：

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (3-5)$$

式中， k 为降解速度常数。

污染物在环境中的推流迁移、分散和衰减作用可以用图 3-2 说明。

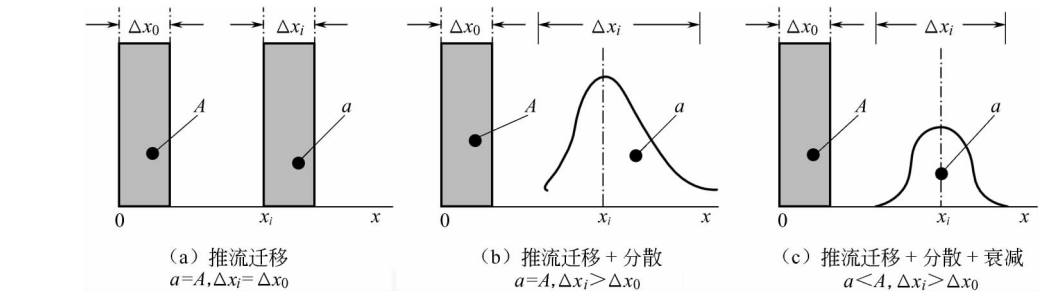


图 3-2 污染物在环境介质中的迁移、分散和衰减作用

假定在 $x=x_0$ 处，向环境中排放物质总量为 A ，其分布为直方状，全部物质通过 x_0 的时间为 Δt 。经过一段时间，该污染物的重心迁移至 x_i ，污染物的总量为 a 。如只存在推流迁移 [图 3-2 (a)]，则 $a=A$ ，且污染物在两处的分布形状相同；如果存在推流迁移和分散的双重作用 [图 3-2 (b)]，则仍然有 $a=A$ ，但污染物在 x_i 处的分布形状与初始形状不同，呈钟形曲线状分布，延长了污染物的通过时间；如果同时存在推流迁移、分散和衰减的三重作用 [图 3-2 (c)]，则不仅污染物的分布形状发生变化，且污染物的总量也发生变化，此时 $a<A$ 。

推流迁移只改变污染物的位置，而不改变其分布；分散作用不仅改变污染物的位置，还改变其分布，但不改变其总量；衰减作用则能够改变污染物的总量。

污染物进入环境以后，同时发生着上述各种过程，用以描述这些过程的模型是一组复杂的数学模型。

第二节 基本模型的推导

基本模型的定义：反映污染物质在环境介质中运动的基本规律的数学模型称为环境质量基本模型。基本模型反应了污染物在环境介质中运动的基本特征，即污染物的推流迁移、分散和降解。

基本假定：进入环境的污染物能够与环境介质相互融合，污染物质点与介质质点具有相同的流体力学特征。污染物在进入环境以后能够均匀地分散开，不产生凝聚、沉淀和挥发，可以将污染物质点当作介质质点进行研究。

实际中的污染物，在进入环境以后，除了迁移、分散和衰减外，还会发生一些其他的物理、化学或生物学过程，这些过程将通过对基本模型的修正予以研究和表达。

一、零维基本模型

所谓零维模型，是描述在研究的空間范围内不产生环境质量差异的模型。这个空間范围类似于一个完全混合反应器。零维模型是最简单的一类模型。图 3-3 所示为一个连续流完全混合反应器，进入反应器的污染物能够在瞬间分布到反应器的各个部位。

根据质量守恒原理，可以写出反应器中的平衡方程：

$$V \frac{dC}{dt} = QC_0 - QC + S + rV \tag{3-6}$$

式中， V 为反应器的容积； Q 为流入与流出反应器的物质流量； C_0 为输入反应器的污染物浓度； C 为输出反应器的污染物浓度，即反应器中的污染物浓度； r 为污染物的反应速度； S

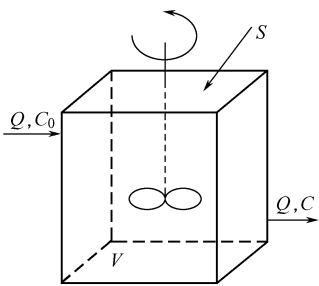


图 3-3 零维模型示意图

为污染物的源与汇。

若 $S=0$ ，则：

$$V \frac{dC}{dt} = Q(C_0 - C) + rV \quad (3-7)$$

如果污染物在反应器中的反应符合一级反应动力学降解规律，即 $r = -kC$ ，则上式可以写作：

$$V \frac{dC}{dt} = Q(C_0 - C) - kCV \quad (3-8)$$

式中， k 为污染物的降解速度常数。

式 (3-8) 就是零维环境质量模型的基本形式。零维模型广泛应用于箱式空气质量模型和湖泊、水库水质模型中。

二、一维基本模型

通过一个微小体积单元的质量平衡推导一维基本模型。一维基本模型是指描述在一个空间方向（如 x ）上存在环境质量变化，即存在污染物浓度梯度的模型。通过对一个微小体积单元的质量平衡过程的推导，可以得到一维基本模型（图 3-4）。

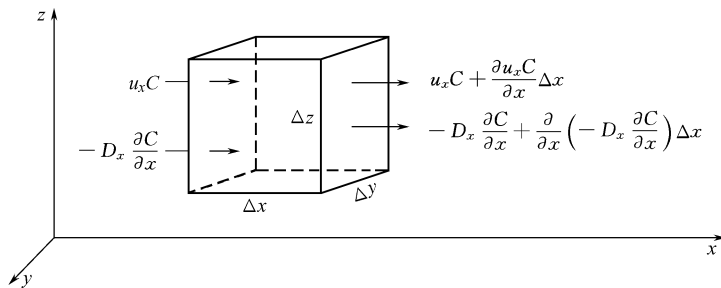


图 3-4 微小体积单元的质量平衡

图 3-4 表示一个微小体积元在 x 方向的污染物输入、输出关系。 Δx 、 Δy 、 Δz 分别代表体积元三个方向的长度。由图 3-4 可以写出以下关系。

单位时间内由推流和弥散输入该体积单元的污染物量为：

$$\left[u_x C + \left(-D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \right] \Delta y \Delta z$$

单位时间内由推流和弥散输出的污染物量为：

$$\left[u_x C + \frac{\partial u_x C}{\partial x} \Delta x + \left(-D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(-D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \Delta x \right] \Delta y \Delta z$$

单位时间内在微小体积单元中由于衰减输出的污染物量为：

$$kC \Delta x \Delta y \Delta z$$

那么，单位时间内输入输出该微小体积单元的污染物总量为：

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} \Delta x \Delta y \Delta z = & \left[u_x C + \left(-D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \right] \Delta y \Delta z \\ & - \left[u_x C + \frac{\partial u_x C}{\partial x} \Delta x + \left(-D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(-D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \Delta x \right] \Delta y \Delta z - kC \Delta x \Delta y \Delta z \end{aligned} \quad (3-9)$$

将上式简化，并令 $\Delta x \rightarrow 0$ ，得：

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial u_x C}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(-D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) - kC \quad (3-10)$$

在均匀流场中， u_x 和 D_x 都可以作为常数，则上式可以写作：

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u_x \frac{\partial C}{\partial x} - kC \quad (3-11)$$

式中, C 为污染物的浓度, 它是时间 t 和空间位置 x 的函数; D_x 为纵向弥散系数; u_x 为断面平均流速; k 为污染物的衰减速度常数。

式 (3-11) 就是均匀流场中的一维基本环境质量模型。一维模型较多地应用于比较长而狭窄的河流水质模拟。

三、二维和三维基本模型

与推导一维模型相似, 当在 x 方向和 y 方向存在浓度梯度时, 可以建立起 x 、 y 方向的二维环境质量基本模型:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - u_x \frac{\partial C}{\partial x} - u_y \frac{\partial C}{\partial y} - kC \quad (3-12)$$

二维模型较多应用于宽的河流、河口, 较浅的湖泊、水库, 也用于空气线源污染模拟。

如果在 x 、 y 、 z 三个方向上都存在污染物浓度梯度, 则可以写出三维空间的环境质量基本模型:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + E_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + E_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - u_x \frac{\partial C}{\partial x} - u_y \frac{\partial C}{\partial y} - u_z \frac{\partial C}{\partial z} - kC \quad (3-13)$$

在三维模型中, 由于不采用状态的空间平均值, 不存在弥散修正。空气点源扩散模拟、海洋水质模拟大多使用三维模型。

第三节 非稳定源排放的解析解

实际的环境质量模型大多属于复杂模型, 不易求得模型的解析解。但是由于解析解的应用简便, 人们还是努力探询解析解的方法。对于大多数环境质量模型, 只有在某些特定条件下, 有可能求得解析解。在求解环境质量模型时, 假定介质的流动状态稳定、均匀, 即空气或水体的流动状态在研究时段内不随时间变化, 这时污染物的分布只随污染源变化。

一、一维流场中的瞬时点源排放

(1) 忽略弥散, 即 $D_x = 0$, 由式 (3-11) 得:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} + kC = 0 \quad (3-14)$$

该方程可以用特征线方法求解, 将其写成两个方程:

$$\frac{dx}{dt} = u_x \quad \text{和} \quad \frac{dC}{dt} = -kC$$

前一个方程称为特征线方程, 表示污染物进入环境以后的位置 $x(t)$, 后一个方程则表示污染物在某一位置的浓度。上式的解是:

$$C(x, t) = C_0 \exp(-kt) = C_0 \left(-\frac{kx}{u_x} \right) \quad (3-15)$$

由于不考虑弥散作用, 污染物在环境中某一位置的出现时间都是一瞬间。

(2) 考虑弥散, 即 $D_x \neq 0$, 根据式 (3-11) 则有:

$$\frac{\partial C}{\partial t} - D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} + kC = 0 \quad (3-16)$$

式 (3-16) 可以通过拉普拉斯变换及其逆变换求解。首先用拉普拉斯变量 L 取代原变量 C , 同时令:

$$L = L(s, y) = \mathcal{L}[C(x, t)] = \int_0^{\infty} C(x, t) e^{-st} dt$$

通过拉普拉斯变换，得： $\mathcal{L}\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right)=sL$ ，则原式可以写作：

$$sL-D_x\frac{d^2L}{dx^2}+u_x\frac{dL}{dx}+kL=0$$

或

$$\frac{d^2L}{dx^2}-\frac{u_x}{D_x}\times\frac{dL}{dx}-\frac{1}{D_x}(k+s)=0$$

其特征多项式为：

$$\lambda^2-\frac{u_x}{D_x}\lambda-\frac{k+s}{D_x}=0$$

其特征值为：

$$\lambda_{1,2}=\frac{u_x}{2D_x}\left[1\pm\frac{2\sqrt{D_x}}{u_x}\sqrt{\frac{u_x^2}{4D_x}+k+s}\right]$$

则拉普拉斯方程的解为：

$$L=Ae^{\lambda_1x}+Be^{\lambda_2x}$$

代入初始条件 $L(0,s)=C_0$ 和 $L(\infty,s)=0$ ，得 $A=0$ 和 $B=C_0$ ，则：

$$L=C_0\exp\left[\frac{u_xx}{2D_x}\left[1-\frac{2\sqrt{D_x}}{u_x}\sqrt{\frac{u_x^2}{4D_x}+k+s}\right]\right]$$

根据拉普拉斯逆变换公式：

$$L^{-1}\left[\exp(-y\sqrt{s+Z})\right]=\frac{y\exp(-Zt)}{2\sqrt{\pi}t^{1.5}}\exp\left(-\frac{y^2}{4t}\right)$$

同时令： $y=\frac{x}{\sqrt{D_x}}$ ， $Z=\frac{u_x^2}{4D_x}+k$ ，代入上式，得：

$$C(x,t)=\frac{u_xC_0}{\sqrt{4\pi D_x t}}\exp\left[-\frac{(x-u_x t)}{4D_x t}\right]\exp(-kt) \tag{3-17}$$

式中， C_0 为起点浓度，在污染物瞬时投放时， $C_0=\frac{M}{Q}$ ，又 $Q=Au_x$ ，所以

$$C(x,t)=\frac{M}{A\sqrt{4\pi D_x t}}\exp\left[-\frac{(x-u_x t)}{4D_x t}\right]\exp(-kt) \tag{3-18}$$

式中， M 为污染物瞬时投放量； A 为河流断面面积；其余符号同前。

【例 3-1】 瞬时向河流投放示踪剂溶液，含若丹明染料 5kg，在起始断面处充分混合。假定河流平均宽度 10m，平均水深 0.5m，平均流速 0.5m/s，纵向弥散系数 $D_x=0.5\text{m}^2/\text{s}$ 。试求距投放点下游 500m 处的若丹明浓度分布的时间过程线。

解：设若丹明在试验时间内不降解，即 $k=0$ 。利用式（3-18）列表计算投放点下游 500m 处投放后 10~22min 的若丹明浓度。

t/min	10	12	14	16	18	20	22
$C/(\text{mg/L})$	5×10^{-14}	1.8×10^{-5}	0.305	10.456	5.788	0.178	6.7×10^{-4}

根据计算数据绘制若丹明时间过程线图（图 3-5）。从图 3-5 可以看出，在测量点，若丹明浓度由零逐渐增大，16min 以后达到最高值，然后又逐渐下降至无穷小。整个曲线的形状类似“钟”形。这样的分布曲线称为钟形曲线。

如果污染物不是瞬时投放，假设投放的延续时间是 Δt ，即在 $0\leq t\leq\Delta t$ 的时段内，投入质量为 M 的污染物。这时，任意地点在任意时间的污染物浓度可以用下式计算：

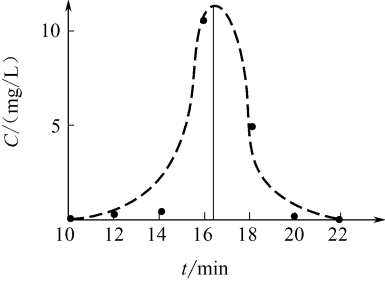


图 3-5 若丹明的时间过程线

$$C(x,t) = \int_0^{\Delta t} \frac{C_0 u_x}{\sqrt{4\pi D_x(t-t')}} \exp\left\{-\frac{[x-u_x(t-t')]^2}{4D_x(t-t')}\right\} \exp[-k(t-t')] dt' \tag{3-19}$$

式中， C_0 表示在 $0 \leq t \leq \Delta t$ 时，投放点的环境中污染物的浓度， C_0 值可以计算如下：

$$C_0 = \frac{M}{Q(\Delta t)} = \frac{M}{u_x A(\Delta t)} \tag{3-20}$$

式中， M 表示在 Δt 时段内投放的污染物总量； Q 表示河流的流量； A 表示河流的断面面积。将式 (3-20) 代入式 (3-19)，可以得：

$$C(x,t) = \int_0^{\Delta t} \frac{M}{A \Delta t \sqrt{4\pi D_x(t-t')}} \exp\left\{-\frac{[x-u_x(t-t')]^2}{4D_x t}\right\} \exp[-k(t-t')] dt' \tag{3-21}$$

式 (3-21) 的解是一组复杂的表达式：

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} [\exp(A_1) \operatorname{erfc}(A_2) + \exp(A_3) \operatorname{erfc}(A_4)] \exp\left(\frac{u_x x}{2D_x}\right) - \frac{C_0}{2} [\exp(A_1) \operatorname{erfc}(A_5) + \exp(A_3) \operatorname{erfc}(A_6)] \exp\left(\frac{u_x x}{2D_x}\right) \theta(t-\Delta t) \tag{3-22}$$

式中， $\theta(t-\Delta t) = \begin{cases} 0, & \text{当 } t \leq \Delta t \\ 1, & \text{当 } t > \Delta t \end{cases}$

$$A_1 = \frac{x}{\sqrt{D_x}} \sqrt{\frac{u_x^2}{4D_x} + k} \tag{3-23}$$

$$A_2 = \frac{x}{2\sqrt{D_x t}} + \sqrt{\frac{u_x^2 t}{4D_x} + kt} \tag{3-24}$$

$$A_3 = -A_1 \tag{3-25}$$

$$A_4 = \frac{x}{2\sqrt{D_x t}} - \sqrt{\frac{u_x^2 t}{4D_x} + kt} \tag{3-26}$$

$$A_5 = \frac{x}{2\sqrt{D_x(t-\Delta t)}} + \sqrt{\frac{u_x^2(t-\Delta t)}{4D_x} + k(t-\Delta t)} \tag{3-27}$$

$$A_6 = \frac{x}{2\sqrt{D_x(t-\Delta t)}} - \sqrt{\frac{u_x^2(t-\Delta t)}{4D_x} + k(t-\Delta t)} \tag{3-28}$$

式中， $\operatorname{erfc}(x)$ 称为余误差函数，与误差函数 $\operatorname{erf}(x)$ 有如下关系：

$$\operatorname{erfc}(x) = 1 - \operatorname{erf}(x) \tag{3-29}$$

$$\operatorname{erf}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x e^{-u^2} du \tag{3-30}$$

误差函数的数值可以由误差函数表查出，它是通过级数展开计算的：

$$\operatorname{erf}(x) = x - \frac{x^3}{(1!)3} + \frac{x^5}{(2!)5} - \frac{x^7}{(3!)7} + \dots \tag{3-31}$$

【例 3-2】 在 10min 的时间里向河流投放若丹明染料，总量 20kg，在起始点充分搅拌。已知河流宽度 20m，水深 0.8m，平均流速 0.5m/s，纵向弥散系数 500m²/s。试求距投放点下游 500m 处的浓度时间过程线。

解：根据式 (3-20) 计算 C_0 ：

$$C_0 = \frac{M}{Q \Delta t} = \frac{20 \times 1000}{20 \times 0.8 \times 0.5 \times 10 \times 60} = 4.17 \text{ (mg/L)}$$
$$\exp\left(\frac{u_x x}{2D_x}\right) = 1.28$$

列表计算排放点下游 500m 处若丹明投加后 4~20min 的浓度过程线。

t/min	4	6	8	10	12	14	16	18	20
A_1	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
A_2	0.89	0.79	0.75	0.73	0.71	0.70	0.70	0.70	0.70
A_3	-0.25	-0.25	-0.25	-0.25	-0.25	-0.25	-0.25	-0.25	-0.25
A_4	0.55	0.38	0.27	0.19	0.12	0.067	0.02	0	0
A_5					1.14	0.89	0.79	0.75	0.73
A_6					0.90	0.55	0.38	0.27	0.19
$\exp(A_1)$	1.28	1.28	1.28	1.28	1.28	1.28	1.28	1.28	1.28
$\exp(A_3)$	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78	0.78
$\operatorname{erfc}(A_2)$	0.21	0.26	0.29	0.30	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32
$\operatorname{erfc}(A_4)$	0.44	0.59	0.70	0.79	0.87	0.93	0.98	1.0	1.0
$\operatorname{erfc}(A_5)$					0.11	0.21	0.26	0.29	0.30
$\operatorname{erfc}(A_6)$					0.20	0.44	0.59	0.70	0.79
$C/(\text{mg/L})$	1.63	2.11	2.45	2.67	2.11	1.40	1.01	0.73	0.51

由计算结果和图 3-6 可以发现，若丹明在投放后 4min 以前就已经到达下游 500m 处，最大浓度值出现在示踪剂开始投放后 10min 左右。

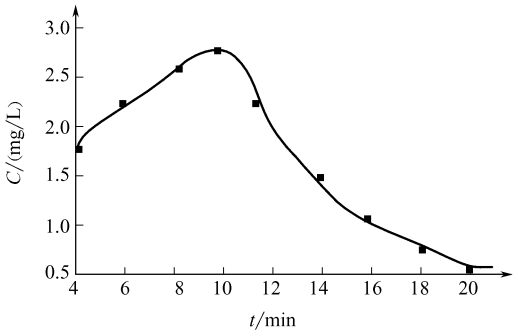


图 3-6 若丹明的时间过程线

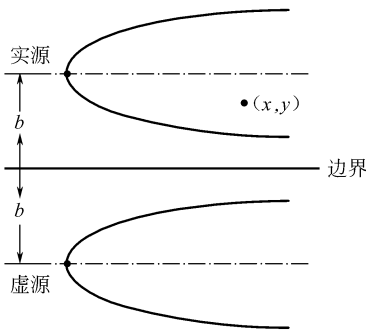


图 3-7 边界的反射

二、瞬时点源排放的二维模型

假定所研究的二维平面是 x 、 y 平面，瞬时点源二维模型的解析解为：

$$C(x,y,t)=\frac{M}{4\pi ht\sqrt{D_xD_y}}\exp\left[-\frac{(x-u_x t)^2}{4D_x t}-\frac{(y-u_y t)^2}{4D_y t}\right]\exp(-kt) \tag{3-32}$$

式中， u_y 表示 y 方向的速度分量； D_y 表示 y 方向的弥散系数； h 表示平均扩散深度；其余符号意义同前。

式 (3-32) 是在无边界约束条件下（即环境空间无限大）的解。其边界条件是：当 $y \rightarrow \infty$ 时， $\frac{\partial C}{\partial y}=0$ 。

如果污染物的扩散受到边界的影响，需要考虑边界的反射作用。边界的反射作用可以通过一个假定的虚源实现（图 3-7）。把边界作为一个反射镜面，以边界为轴，在实源的对称位置设立一个与实源具有相等源强的虚源。虚源的作用可以代表边界对实源的反射。在有边界的条件下，式 (3-32) 的解为：

$$C(x,y,t)=\frac{M\exp(-kt)}{4\pi ht\sqrt{D_xD_y}}\left\{\exp\left[-\frac{(x-u_x t)^2}{4D_x t}-\frac{(y-u_y t)^2}{4D_y t}\right]+\left[-\frac{(x-u_x t)^2}{4D_x t}-\frac{(2b+y-u_y t)^2}{4D_y t}\right]\right\} \tag{3-33}$$

式中, b 表示实源或虚源到边界的距离。式 (3-33) 中大括号中的第一项模拟实源的排放, 第二项则是模拟虚源的排放。若点源的位置逐步向边界移动, 至 $b=0$, 即污染物在边界上排放时, 虚源与实源合二为一, 这时的浓度计算如下:

$$C(x, y, t) = \frac{M \exp(-kt)}{2\pi h t \sqrt{D_x D_y}} \left\{ \exp \left[-\frac{(x-u_x t)^2}{4D_x t} - \frac{(y-u_y t)^2}{4D_y t} \right] \right\} \quad (3-34)$$

三、瞬时点源排放的三维模型

瞬时点源排放均匀稳定的三维流场中的解析解为:

$$C(x, y, z, t) = \frac{M \exp(-kt)}{8\sqrt{(\pi t)^3 E_x E_y E_z}} \exp \left\{ \frac{1}{4t} \left[\frac{(x-u_x t)^2}{E_x} + \frac{(y-u_y t)^2}{E_y} + \frac{(z-u_z t)^2}{E_z} \right] \right\} \quad (3-35)$$

式中, E_x 、 E_y 、 E_z 分别表示 x 、 y 、 z 方向上的湍流扩散系数。

第四节 稳定源排放的基本模型解析解

在环境介质处于均匀稳定的条件下, 如果污染物稳定排放, 那么, 污染物在环境中的分布也将是稳定的, 这时污染物在某一空间位置的浓度将不会随时间而变化, 这种不随时间变化的状态称为稳态 (或称动稳态)。

由于稳态问题的处理比较简便, 人们经常通过各种措施, 将一个实际问题处理成一个稳态问题。例如, 如果所研究对象的时间尺度很大, 在这样一个时间尺度内, 污染物的浓度围绕一个平均值变化, 这时可以通过取时间平均值, 将这样一个问题作为稳态问题处理。

一、零维模型的稳态解

依据零维基本模型式 (3-8), 在稳态条件下, 即在 $\frac{dC}{dt}=0$ 时,

$$C = \frac{C_0}{(Q+kV)/Q} = \frac{C_0}{1+k \frac{V}{Q}} \quad (3-36)$$

式中, V/Q 称为理论停留时间。

二、一维模型的稳态解

典型一维模型是一个二阶线性偏微分方程:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u_x \frac{\partial C}{\partial x} - kC = 0 \quad (3-37)$$

该微分方程的特征方程为:

$$D_x \lambda^2 - u_x \lambda - k = 0$$

特征方程的特征根为:

$$\lambda_{1,2} = \frac{u_x}{2D_x} (1 \pm m)$$

式中, $m = \sqrt{1 + \frac{4kD_x}{u_x^2}}$

一维稳态模型式 (3-37) 的通解是:

$$C = A e^{\lambda_1 x} + B e^{\lambda_2 x}$$

对于保守或衰减物质, λ 不应取正值; 同时若给定初始条件为 $x=0$ 时, $C=C_0$, 则一维稳态模型式 (3-37) 的解为:

$$C = C_0 \exp \left[\frac{u_x t}{2D_x} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4kD_x}{u_x^2}} \right) \right] \quad (3-38)$$

在推流存在的情况下，弥散作用在稳态条件下往往可以忽略，此时：

$$C = C_0 \exp\left(-\frac{kx}{u_x}\right) \quad (3-39)$$

式中， C_0 表示起点处的污染物浓度。对于一维模型：

$$C_0 = \frac{QC_1 + qC_2}{Q + q} \quad (3-40)$$

式中， Q 表示河流的流量； q 表示污水流量； C_1 表示河流中的污染物本底浓度； C_2 表示污水中的污染物浓度。

【例 3-3】 河流中稳定排放污水，污水量 $q = 0.15 \text{ m}^3/\text{s}$ ，污水中 $\text{BOD}_5 = 30 \text{ mg/L}$ ，河流径流量 $Q = 5.5 \text{ m}^3/\text{s}$ ，平均流速 $u_x = 0.3 \text{ m/s}$ ，河水 BOD_5 的本底浓度为 0.5 mg/L 。已知 BOD_5 的衰减速度常数 $k = 0.2 \text{ d}^{-1}$ ，弥散系数 $D_x = 10 \text{ m}^2/\text{s}$ ，试求排放点下游 10 km 处的 BOD_5 浓度。

解：计算起始点完全混合后的 BOD_5 初始浓度：

$$C_0 = \frac{0.15 \times 30 + 5.5 \times 0.5}{0.15 + 5.5} = 1.28 \text{ (mg/L)}$$

根据式 (3-38) 计算河流推流与弥散共同作用下的下游 500 m 处的 BOD_5 浓度：

$$C = 1.2832 \exp\left[\frac{0.3 \times 10000}{2 \times 10} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4 \times (0.2/86400) \times 10}{(0.3)^2}}\right)\right] = 1.18793 \text{ (mg/L)}$$

若忽略弥散作用，其浓度值为：

$$C = 1.2832 \exp\left(-\frac{0.2 \times 10000}{0.3 \times 86400}\right) = 1.18791 \text{ (mg/L)}$$

从本例可以看出，在稳态条件下，两者的计算结果十分接近，说明存在一定推流作用的时候，纵向弥散系数对污染物分布的影响很小。

三、二维模型的稳态解

假定三维空间中，在 z 方向不存在浓度梯度，即 $\frac{\partial C}{\partial z} = 0$ ，就构成了 x 、 y 平面上的二维问题。稳态条件下的二维环境质量模型的基本形式是：

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - u_x \frac{\partial C}{\partial x} - u_y \frac{\partial C}{\partial y} - kC = 0 \quad (3-41)$$

在均匀流场中，式 (3-41) 的解析解为：

$$C(x, y) = \frac{Q}{4\pi h(x/u_x) \sqrt{D_x D_y}} \exp\left[-\frac{(y - u_y x/u_x)^2}{4D_y x/u_x}\right] \exp\left(-\frac{kx}{u_x}\right) \quad (3-42)$$

式中， Q 表示源强，即单位时间内排放的污染物质；其余符号同前。

在均匀、稳定流场中， D_x 和 u_y 往往可以忽略，则式 (3-42) 的解为：

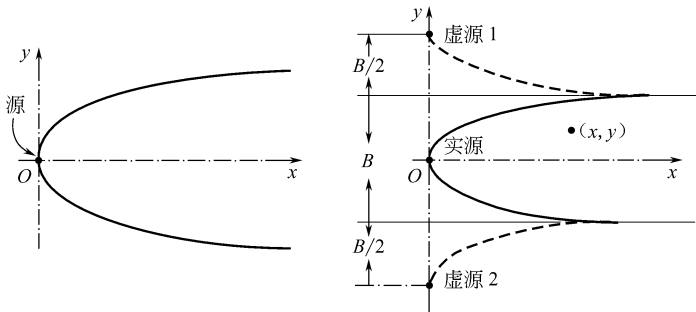
$$C(x, y) = \frac{Q}{u_x h \sqrt{4\pi D_y x/u_x}} \exp\left[-\frac{u_x y^2}{4D_y x}\right] \exp\left(-\frac{kx}{u_x}\right) \quad (3-43)$$

式 (3-42) 和式 (3-43) 适合于无边界排放的情况 [图 3-8 (a)]。如果存在边界，则需要考虑边界的反射作用。此时可以通过假设的虚源来模拟边界的反射作用。

如果存在有限边界，即有两个边界，污染源处在两个边界之间 [图 3-8 (b)]，这时的反射就是连锁式的。这时式 (3-41) 的解就是：

$$C(x, y) = \frac{Q \exp(-kx/u_x)}{u_x h \sqrt{4\pi D_y x/u_x}} \left\{ \exp\left[-\frac{u_x y^2}{4D_y x}\right] + \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left[-\frac{u_x (nB - y)^2}{4D_y x}\right] + \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left[-\frac{u_x (nB + y)^2}{4D_y x}\right] \right\} \quad (3-44)$$

式中， B 表示扩散环境的宽度。式 (3-44) 大括号中的第一项代表实源的贡献，第二项代表虚源 1 的贡献，第三项代表虚源 2 的贡献。由于边界的关系，这种贡献将无穷次地进行下去。



(a) 宽度无限的点源排放 (b) 宽度有限的中心点源排放

图 3-8 二维稳态点源的中心排放

如果污染源处在环境边界上，对于宽度无限大的环境 [图 3-8 (a)]，则有：

$$C(x,y)=\frac{2Q}{u_x h \sqrt{4\pi D_y x / u_x}} \exp\left[-\frac{u_x y^2}{4 D_y x}\right] \exp\left(-\frac{kx}{u_x}\right) \tag{3-45}$$

对于环境宽度为 B 的边界上排放，同样可以通过假设虚源来模拟边界的反射作用，此时：

$$C(x,y)=\frac{2Q \exp(-kx/u_x)}{u_x h \sqrt{4\pi D_y x / u_x}} \left\{ \exp\left[-\frac{u_x y^2}{4 D_y x}\right] + \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left[-\frac{u_x (nB - y)^2}{4 D_y x}\right] + \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left[-\frac{u_x (nB + y)^2}{4 D_y x}\right] \right\} \tag{3-46}$$

虚源的贡献随着反射次数的增加衰减很快，实际计算中，取 $n=2\sim 3$ 已经可以满足精度要求。

【例 3-4】 连续点源排放，源强为 50g/s，河流水深 $h=1.5\text{m}$ ，流速 $u_x=0.3\text{m/s}$ ，横向弥散系数 $D_y=5\text{m}^2/\text{s}$ ，污染物衰减速度常数 $k=0$ 。试求：

- (1) 在无边界的情况下， $(x,y)=(2000\text{m},10\text{m})$ 处的污染物浓度；
- (2) 在边界上排放，环境宽度无限大情况下， $(x,y)=(2000\text{m},10\text{m})$ 处的污染物浓度；
- (3) 在边界上排放，环境宽度 $B=100\text{m}$ 时， $(x,y)=(2000\text{m},10\text{m})$ 处的污染物浓度。

解：

- (1) 无边界条件下的连续点源排放，按照式 (3-43) 计算：

$$C_{(1)}(2000,10)=\frac{50}{0.3 \times 1.5 \sqrt{4\pi \times 5 \times (2000/0.3)}} \exp\left(-\frac{0.3 \times 10^2}{4 \times 5 \times 2000}\right)=0.17 \text{ (mg/L)}$$

- (2) 在边界上排放，环境宽度无限大时，按照式 (3-45) 计算：

$$C_{(2)}(2000,10)=2C_{(1)}(2000,10)=0.34 \text{ (mg/L)}$$

- (3) 在边界上排放，环境宽度 $B=100\text{m}$ 时，按照式 (3-46) 计算：

$$C_{(3)}(2000,10)=\frac{2 \times 50}{0.3 \times 1.5 \sqrt{4\pi \times 5 \times (2000/0.3)}} \left\{ \exp\left[-\frac{0.3 \times 10^2}{4 \times 5 \times 2000}\right] + \sum_{n=1}^4 \exp\left[-\frac{0.3 \times (2n \times 100 - 10)^2}{4 \times 5 \times 2000}\right] + \sum_{n=1}^4 \exp\left[-\frac{0.3 \times (2n \times 100 + 10)^2}{4 \times 5 \times 2000}\right] \right\}$$

$$\begin{aligned}
&=0.7678[0.9993+(0.7628+0.3196+0.0735+0.0093) \\
&\quad +(0.3308+0.2834+0.0614+0.0073)] \\
&=2.19 \text{ (mg/L)}
\end{aligned}$$

四、三维模型的稳态解

一个连续稳定排放的点源，在三维均匀、稳定流场中的解析解为：

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{4\pi x \sqrt{E_y E_z}} \exp\left[-\frac{u_x}{4x} \left(\frac{y^2}{E_y} + \frac{z^2}{E_z}\right)\right] \exp\left(-\frac{kx}{u_x}\right) \quad (3-47)$$

式中， E_y 、 E_z 分别表示 y 、 z 方向的湍流扩散系数。在求解式 (3-47) 时，忽略了 E_x 、 u_y 和 u_z 。

解析模型的形式比较简单，应用比较方便。一维解析模型被广泛应用于各种中小型河流的水质模拟，三维解析模型在空气环境质量预测中被普遍采用。在流场均匀稳定的条件下，二维解析模型也可以用于模拟河流的水质。

在采用解析模型时，一定要注意解析模型的定解条件。

第五节 污染物在均匀流场中的分布特征

一、浓度场的正态分布

1. 一维流场（瞬时点源）

对于一维流场中的瞬时点源排放，排放点下游某处任意时间的污染物浓度可以按式 (3-18) 计算：

$$C(x, t) = \frac{M \exp(-kt)}{\sqrt{4\pi D_x t}} \exp\left[-\frac{(x - u_x t)^2}{4D_x t}\right]$$

如果令 $\sigma_x = \sqrt{2D_x t}$ ，或 $\sigma_t = \sigma_x / u_x$ ，上式可以写成：

$$C(x, t) = \frac{M \exp(-kt)}{A \sigma_x \sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{(x - u_x t)^2}{4D_x t}\right] \quad (3-48)$$

如果在污染物排放点下游的 x 端面处观察污染物浓度随时间的变化过程，就可以得到如图 3-9 所示的浓度时间过程线。该曲线反映了浓度随时间变化的正态特征，它与式 (3-48) 所反映的规律是一致的。从式 (3-48) 可以发现如下规律。

断面 x 处出现最大浓度的时间是：

$$\bar{t} = \frac{x}{u_x} \quad (3-49)$$

相应的最大浓度值为：

$$C(x, t)_{\max} = \frac{M \exp(-kt)}{A \sigma_x \sqrt{2\pi}} \quad (3-50)$$

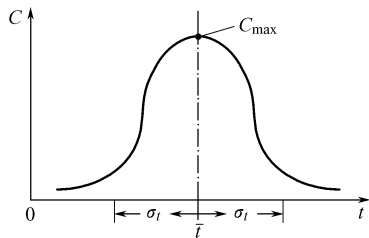


图 3-9 浓度分布的时间过程线

式 (3-48) 中的 σ_x 表示正态分布曲线的离散程度。在同一断面处，如果测得的 σ_x 越大，曲线的离散程度就越好。

根据正态分布规律，在最大浓度发生点附近 $\pm 2\sigma_x$ 的范围内，曲线下的面积占曲线下总面积的 95%，如果曲线代表污染物的浓度过程线，则在最大浓度发生点附近 $\pm 2\sigma_x$ 的范围内，包含了大约 95% 的污染物总量。

2. 二维流场中的分布（稳定源）

如果令 $\sigma_y = \sqrt{2D_y x}$ ，模拟二维流场中稳定点源排放的式 (3-43) 可以写成：

$$C(x, y) = \left[\frac{Q \exp(-kx/u_x)}{u_x h} \right] \frac{1}{\sigma_y \sqrt{2\pi}} \exp \left[-\frac{u_x y^2}{2\sigma_y^2} \right] \quad (3-51)$$

式 (3-51) 表明, 在污染物排放点下游 x 处, 污染物在横断面 y 方向上呈正态分布 (图 3-10)。断面最大浓度发生在 x 轴上 ($y=0$), 最大浓度的值为:

$$C(x, y) = \left[\frac{Q \exp(-kx/u_x)}{u_x h} \right] \frac{1}{\sigma_y \sqrt{2\pi}} \quad (3-52)$$

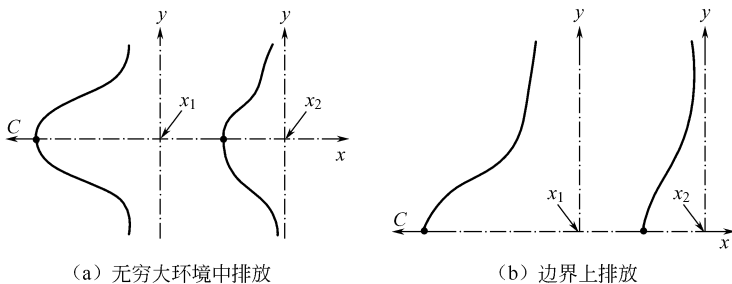


图 3-10 二维流场中污染物的横向分布

如果定义污染物扩散羽的宽度为包含断面上污染物总量 95% 的宽度, 那么这个宽度就是 $\pm 2\sigma_y$ (无穷大环境中排放或中心排放) 或 $2\sigma_y$ (边界上排放)。

在横向弥散系数 D_y 增大时, σ_y 随之增大, 断面的最大值下降, 钟形曲线变得扁平。随着流场的推流迁移, 钟形曲线逐渐扁平, 最后接近直线, 即在横断面上接近均匀分布。

二、污染物到达边界所需的距离

定义: 在有限边界二维环境中, 污染物中心排放的条件下, 当边界处的污染物浓度达到断面平均浓度的 5%, 则称污染物到达边界。由污染物排放点到污染物到达断面的边界的最小距离称为污染物到达边界所需的距离。

任意一个断面的污染物平均浓度可以表达如下:

$$\bar{C} = \frac{Q}{hu_x B} \exp \left(-\frac{kx}{u_x} \right) \quad (3-53)$$

式中, B 表示环境的宽度。根据式 (3-46) 和式 (3-53) 可以得到断面上任意一点的浓度与断面平均浓度的比值:

$$\frac{C}{\bar{C}} = \frac{1}{\sqrt{4\pi x'}} \left\{ \exp \left(-\frac{y^2}{4x'B^2} \right) + \exp \left[-\frac{(B-y)^2}{4x'B^2} \right] + \exp \left[-\frac{(B+y)^2}{4x'B^2} \right] + \dots \right\} \quad (3-54)$$

式中,

$$x' = \frac{D_y x}{u_x B^2} \quad (3-55)$$

如果污染物在两个边界中心排放, 断面最小浓度发生在 $y=B/2$ 处, 代入上式, 得:

$$\frac{C_{\max}}{\bar{C}} = \frac{1}{\sqrt{4\pi x'}} \left[2\exp \left(-\frac{1}{16x'} \right) + 2\exp \left(-\frac{9}{16x'} \right) + \dots \right] \quad (3-56)$$

根据定义, 当边界浓度达到断面平均浓度的 5% 时, 被认为污染物到达边界, 即 $\frac{C_{\min}}{\bar{C}} = 0.05$, 可以求出: $x' = 0.0137$ 。根据式 (3-55) 可以求得中心排放时, 污染物到达边界所需距离:

$$x = \frac{0.0137 u_x B^2}{D_y} \quad (3-57)$$

若污染物在边界上排放, 即 $y=B$, 那么污染物到达彼岸所需距离为:

$$x = \frac{0.055 u_x B^2}{D_y} \quad (3-58)$$

从式 (3-57) 和式 (3-58) 可以看出, 污染物到达边界的距离与介质的速度成正比, 与横向弥散系数成反比, 而与边界之间距离的平方成正比, 宽度是影响污染物到达边界所需距离的最主要影响因素。

三、完成横向混合所需的距离

定义: 当断面上任意一点的污染物浓度与断面平均浓度之比介于 0.95~1.05 之间时, 则称该断面已经完成横向混合。由污染物排放点至完全混合断面的最小距离称为完成横向混合所需的距离。

根据断面上任意一点的浓度与断面平均浓度之间的关系, 当 $C_{\min}/\bar{C}=0.95$ 时, 求得 $x'=0.1$ 。同时, 断面最大浓度发生在 $y=0$ 处, 当 $x'=0.1$ 时, 可以求得: $C_{\max}/\bar{C}=1.038\leq 1.05$ 。所以可以认为, 当 $x=0.1$ 时, 已经完成横向混合。在中心排放时, 完成横向混合所需的距离为:

$$x=\frac{0.1u_xB^2}{D_y} \tag{3-59}$$

在边界上排放时, 则有:

$$x=\frac{0.4u_xB^2}{D_y} \tag{3-60}$$

【例 3-5】 河流宽度 50m, 平均深度 2m, 平均流量 25m³/s, 横向弥散系数 $D_y=2\text{m}^2/\text{s}$, 污染物边界上排放, 试计算:

- (1) 污染物到达彼岸所需距离;
- (2) 完成横向混合所需距离。

解: 计算断面平均流速: $u_x=25/(50\times 2)=0.25\text{ (m/s)}$

- (1) 根据式 (3-58) 计算污染物到达对岸所需距离:

$$x=\frac{0.055u_xB^2}{D_y}=\frac{0.055\times 0.25\times 50^2}{2}=17.18\text{ (m)}$$

- (2) 根据式 (3-60) 计算完成横向混合所需距离:

$$x=\frac{0.4u_xB^2}{D_y}=\frac{0.4\times 0.25\times 50^2}{2}=125\text{ (m)}$$

【例 3-6】 在流场均匀的河段中, 河宽 $B=500\text{m}$, 平均水深 $h=3\text{m}$, 流速 $u_x=0.5\text{m/s}$, 横向弥散系数 $D_y=1\text{m}^2/\text{s}$ 。岸边连续排放污染物, 排放量 $Q=1000\text{kg/h}$ 。试求下游 2km 处的污染物最大浓度、污染物的横向分布、扩散羽的宽度, 以及完成横向混合所需的时间。

解: 已知污染物的源强 $Q=1000\text{kg/h}=277.78\text{g/s}$ 。首先计算下游 2km 处的污染物分布方差:

$$\sigma_y=\sqrt{2D_yx/u_x}=89.44\text{ (m)}$$

污染物的最大浓度发生在 $y=0$ 处, 可以由下式计算:

$$\begin{aligned} C(x,y) &= \frac{2Q}{u_xh\sqrt{4\pi D_yx/u_x}}\left[1+2\exp\left(-\frac{u_xB^2}{D_yx}\right)+2\exp\left(-\frac{4u_xB^2}{D_yx}\right)+2\exp\left(-\frac{9u_xB^2}{D_yx}\right)+\dots\right] \\ &= \frac{2\times 277.78}{0.5\times 3\sqrt{4\pi\times 1\times 2000/0.3}}\left[1+\exp\left(-\frac{0.5\times (500)^2}{1\times 2000}\right)+\dots\right]=1.65\text{ (mg/L)} \end{aligned}$$

污染物的横向分布可以通过计算不同的 y 值处的浓度值, 然后作图表示 (图 3-11)。

y/m	0	25	50	100	150	200	250	300	400	500
C/(mg/L)	1.652	1.528	1.208	0.478	0.092	0.011	6.6×10^{-4}	2.1×10^{-5}	3.4×10^{-9}	4.4×10^{-14}

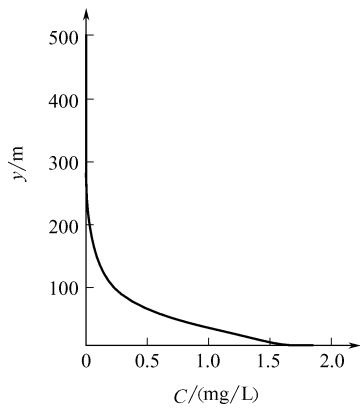


图 3-11 污染物的横向分布

扩散羽的宽度由下式确定：

$$b=2\sigma_y=178.88\text{ (m)}$$

完成横向混合所需的距离为：

$$x=\frac{0.4u_xB^2}{D_y}\approx 50\text{ (km)}$$

完成横向混合所需的时间为：

$$t=\frac{x}{u_x}=27.78\text{ (h)}$$

四、估计弥散系数

1. 作图法求 D_x 、 D_y

一维流场的污染物瞬时投放，在投放点下游某处测得一组时间 t_i 和浓度 C_i 过程数据，符合式 (3-18)。

$$C(x,t)=\frac{M}{A\sqrt{4\pi D_x t}}\exp\left[-\frac{(x-u_x t)^2}{4D_x t}\right]\exp(-kt) \tag{3-18}$$

此时可以改写作：

$$C_i(x,t)\sqrt{t_i}=\frac{M}{A\sqrt{4D_x\pi}}\exp\left[-\frac{(x-u_x t_i)^2}{4D_x t_i}\right] \tag{3-61}$$

对式 (3-61) 的等号两边取对数，得：

$$\ln[C_i(x,t_i)]=\ln\frac{M}{A\sqrt{4D_x\pi}}-\frac{1}{D_x}\left[\frac{(x-u_x t_i)^2}{4t_i}\right] \tag{3-62}$$

在直角坐标系上对 $\ln[C(x,t_i)\sqrt{t_i}]$ 和 $\frac{(x-u_x t_i)^2}{4t_i}$ 作图，得到的直线斜率即为 $\left(-\frac{1}{D_x}\right)$ 。

可以用类似的方法求横向弥散系数 D_y 。假设污染物的排放点位于河流中心线上，污染物在试验期间稳定排放。在下游某断面测得示踪剂的横向浓度分布可以用式 (3-43) 表达。

$$C(x,y)=\frac{Q}{u_x h \sqrt{4\pi D_y x/u_x}}\exp\left(-\frac{u_x y^2}{4D_y x}\right)\exp\left(-\frac{kx}{u_x}\right) \tag{3-43}$$

对式 (3-43) 等号两边取对数并加以改写，得：

$$\ln C_i(x,y)=A-\frac{1}{D_y}\left(\frac{u_x y_i^2}{4x}\right) \tag{3-63}$$

式中， $A=\ln\left[\frac{Q}{u_x h \sqrt{4\pi D_y (x/u_x)}}\right]-\frac{kx}{u_x}$

对式 (3-63) 中的 $\ln C_i(x, y_i)$ 和 $\frac{u_x y_i^2}{4x}$ 作图, 所得直线的斜率即为 $-\frac{1}{D_y}$ 。

当然, 基于上述处理方式, 可以应用第二章线性回归的方法进行弥散系数的估算。

【例 3-7】 在一河流岸边排放口下游 1.5km 处测量半江的 COD 横向浓度分布, 得到如下数据:

y_i/m	10	20	30	40	50	70	100	150	200	300
$C_i/(\text{mg/L})$	35.0	31.2	28.3	20.5	14.5	7.6	1.05	0.02	约 0	约 0

已知河流平均流速 $u_x = 1.0\text{m/s}$, 流场在观察时间内是稳定的, COD 的降解可以忽略。试用图解法求解河段的横向弥散系数。

解: 首先列表计算纵坐标的数值 $\ln[C_i(x, y_i)]$ 与横坐标的数值 $\frac{u_x y_i^2}{4x}$:

y_i/m	10	20	30	40	50	70	100	150	200	300
$\ln C_i$	3.56	3.44	3.34	3.02	2.67	2.03	0.048	-3.91	$-\infty$	$-\infty$
$\frac{u_x y_i^2}{4x}$	0.017	0.067	0.15	0.27	0.42	0.82	1.67	3.75	6.67	15.0

根据计算结果作图 (图 3-12), 由图可以计算直线的斜率:

$$m = \frac{3.6 - (-3.90)}{0 - 3.75} = -2.0$$

计算横向弥散系数:

$$D_y = -\frac{1}{m} = 0.5 \text{ (m}^2/\text{s)}$$

2. 矩法求解 D_x 、 D_y

对于函数 $y=f(x)$, 可以绘出如图 3-9 的钟形曲线, 基于 $f(x)$ 与坐标原点的关系可以计算它的零阶矩、一阶矩、二阶矩、三阶矩等。根据统计学原理可知, 零阶矩表示钟形曲线下面的总面积, 如果曲线代表污染物的浓度过程线, 则零阶矩代表整个过程的污染物总量, 一阶矩则代表了图形重心出现的位置 (距坐标原点), 二阶矩则代表了曲线偏差的平方和, 三阶矩则代表了曲线的偏倚程度。在求解弥散系数时, 主要的依据是函数的二阶矩。函数的各阶矩计算如下。

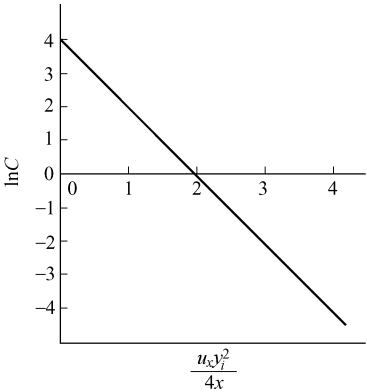


图 3-12 图解法求解横向弥散系数

零阶矩 (表示污染物的排放总量): $M_0 = \int_{-\infty}^{+\infty} f(x) dx$ (3-64)

一阶矩 (表示污染物重心的位置): $M_1 = \int_{-\infty}^{+\infty} x f(x) dx / M_0$ (3-65)

二阶矩 (表示污染物分布的方差): $M_2 = \int_{-\infty}^{+\infty} (x - M_1)^2 f(x) dx / M_0$ (3-66)

三阶矩 (表示分布曲线的对称程度): $M_3 = \int_{-\infty}^{+\infty} (x - M_1)^3 f(x) dx / M_0$ (3-67)

二阶矩 M_2 表示分布的方差, 对于一维流场的瞬时点源排放, $\sigma_t^2 = M_2$, 同时由于 $\sigma_x = \sigma_t u_x$ 和 $\sigma_x = \sqrt{2D_x t}$, 可以得到:

$$D_x = \frac{\sigma_x^2}{2t} = \frac{\sigma_t^2 u_x^2}{2t^2} = \frac{M_2^2 x^2}{2t^2} \tag{3-68}$$

对于二维稳态流场稳定点源的排放，可以得到：

$$D_y = \frac{\sigma_y^2}{2t} = \frac{M_2^2 u_x}{2x} \tag{3-69}$$

在实际问题中，求解曲线的积分往往很困难，在计算各阶矩时，可以采用离散求和的方法。

【例 3-8】 在一维河流中瞬时投放若丹明染料若干，在下游 8km 处测得若丹明的浓度过程线如下所示。试用矩法求河流的纵向弥散系数 D_x 。

t_i/h	4.0	4.1	4.2	4.3	4.4	4.5	4.6	4.7	4.8	4.9	5.0
$C_i/(\mu\text{g/L})$	0.29	29.0	810	6690	18000	17000	6100	870	53	1.4	0.018

解：首先计算染料云分布的零阶矩、一阶矩和二阶矩：

$$\begin{aligned} m_0 &= \sum_{i=1}^n C_i \Delta t_i = 4955.37 \text{ (}\mu\text{g} \cdot \text{h/L)} \\ m_1 &= \bar{t} = \sum_{i=1}^n t_i C_i \Delta t_i / m_0 = 4.4476 \text{ (h)} \\ m_2 &= \sigma_t^2 = \sum_{i=1}^n (t_i - \bar{t})^2 C_i \Delta t_i / m_0 = 0.01255 \text{ (h}^2\text{)} \end{aligned}$$

然后计算染料云的方差：

$$\sigma_x^2 = \sigma_t^2 u_x^2 = \sigma_t^2 x^2 / \bar{t}^2 = 0.04037 \text{ (km}^2\text{)}$$

最后计算纵向弥散系数：

$$D_x = \frac{\sigma_x^2}{2t} = \frac{0.04037}{2} \times 4.447 = 0.004539 \text{ (km}^2/\text{h)} = 1.26 \text{ (m}^2/\text{s)}$$

第六节 环境质量基本模型的数值解

基本模型的解析解所要求的条件非常严格，复杂的环境条件通常很难满足这些要求。因此解析解就成为环境模拟中常用的方法。有限差分 and 有限单元是常用的两种方法。

一、有限差分法

将一个空间和时间连续的系统变成一个离散系统，形成空间和时间的网格体系，然后计算各个网格节点处的系统状态值，用以代表节点附近的值，这就是有限差分法。

有限差分法的核心是用一个差分方程近似代表相应的微分方程。由偏导数的概念可知：

状态对 x 的一阶导数 $\frac{\partial u}{\partial x} \approx \frac{u(x+h,y) - u(x,y)}{h}$ (3-70)

状态对 x 的二阶导数 $\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} \approx \frac{u(x+h,y) - 2u(x,y) + u(x-h,y)}{h^2}$ (3-71)

状态对 y 的一阶导数 $\frac{\partial u}{\partial y} \approx \frac{u(x,y+h) - u(x,y)}{h}$ (3-72)

状态对 y 的二阶导数 $\frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \approx \frac{u(x,y+y) - 2u(x,y) + u(x,y-h)}{h^2}$ (3-73)

式中， h 表示 x 或 y 的微小增量。

下面介绍几种常用的差分解法。

1. 一维动态水质模型的显式差分解法

一维动态水质模型的基本形式为：

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - kC$$

用向后差分表示, 则有:

$$\frac{C_i^{j+1} - C_i^j}{\Delta t} + u_x \frac{C_i^j - C_{i-1}^j}{\Delta x} = D_x \frac{C_i^j - 2C_{i-1}^j + C_{i-2}^j}{\Delta x^2} - kC_{i-1}^j \quad (3-74)$$

由式 (3-74) 可以得到:

$$C_i^{j+1} = C_{i-2}^j \left(\frac{D_x \Delta t}{\Delta x^2} \right) + C_{i-1}^j \left(\frac{u_x \Delta t}{\Delta x} - \frac{2D_x \Delta t}{\Delta x^2} - k\Delta t \right) + C_i^j \left(1 - \frac{u_x \Delta t}{\Delta x} + \frac{D_x \Delta t}{\Delta x^2} \right) \quad (3-75)$$

式中, i 表示空间网格节点的编号; j 表示时间网格节点的编号。该式表明, 为了计算第 i 个节点处第 $j+1$ 个时间节点的水质浓度值, 必须知道本空间节点 (i) 和前 2 个空间节点 ($i-1$ 和 $i-2$) 处的前一个时间节点 (j) 处的水质浓度值 C_i^j 、 C_{i-1}^j 和 C_{i-2}^j 。因此, 采用向后差分时, 根据前两个时间层浓度的空间分布, 就可以计算当前时间层的浓度分布。对第 $j+1$ 个时间层:

$$\text{对 } i=1, C_1^{j+1} = C_0^j \beta + C_1^j \gamma$$

$$\text{对 } i=2, C_2^{j+1} = C_0^j \alpha + C_1^j \beta + C_2^j \gamma$$

⋮

$$\text{对 } i=i, C_i^{j+1} = C_{i-2}^j + C_{i-1}^j \beta + C_i^j \gamma$$

$$(i=1, 2, \dots, n)$$

在 D_x 、 k 、 u_x 、 Δx 和 Δt 均为常数时, α 、 β 和 γ 亦为常数, 即

$$\alpha = \frac{D_x \Delta t}{\Delta x}, \quad \beta = \frac{u_x \Delta t}{\Delta x} - \frac{2D_x \Delta t}{\Delta x^2} - k\Delta t, \quad \gamma = 1 - \frac{u_x \Delta t}{\Delta x} + \frac{D_x \Delta t}{\Delta x^2}$$

式中, Δx 、 Δt 分别为空间网格的步长和时间网格的步长。

显式差分是有条件稳定的, Δx 和 Δt 的选择应该满足下述稳定性条件:

$$\frac{u_x \Delta t}{\Delta x} \leq 1, \quad \frac{D_x \Delta t}{\Delta x^2} \leq \frac{1}{2}$$

根据差分格式的逐步求解过程, 可以写出:

$$\mathbf{C}^{j+1} = \mathbf{A} \mathbf{C}^j \quad (3-76)$$

$$\text{式中, } \mathbf{C}^{j+1} = (C_1^{j+1} C_2^{j+1} \dots C_n^{j+1})^T, \quad \mathbf{C}^j = (C_1^j C_2^j \dots C_n^j)^T$$

$$\mathbf{A} = \begin{bmatrix} \beta & \gamma & 0 & \cdots & 0 \\ \alpha & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ 0 & \ddots & \ddots & \ddots & 0 \\ \vdots & \ddots & \ddots & \ddots & \gamma \\ 0 & \cdots & 0 & \alpha & \beta \end{bmatrix}$$

求解式 (3-76) 的初始条件是 $C(x_i, 0) = C_i^0$, 边界条件是 $C(0, t_j) = C_0^j$ 。

2. 一维动态模型的隐式差分法

显式差分是有条件稳定的, 在某些情况下, 为了保证稳定性, 必须取很小的时间步长, 从而大大增加了计算时间。

隐式差分是无条件稳定的。隐式差分可以采用向前差分格式。

$$\text{对 } i=1, \frac{C_1^{j+1} - C_1^j}{\Delta t} + u_x \frac{C_1^j - C_0^j}{\Delta x} = D_x \frac{C_2^{j+1} - 2C_1^{j+1} + C_0^{j+1}}{\Delta x^2} - k \frac{C_1^{j+1} + C_0^j}{2}$$

$$\text{对 } i=2, \frac{C_2^{j+1} - C_2^j}{\Delta t} + u_x \frac{C_2^j - C_1^j}{\Delta x} = D_x \frac{C_3^{j+1} - 2C_2^{j+1} + C_1^{j+1}}{\Delta x^2} - k \frac{C_2^{j+1} + C_1^j}{2}$$

⋮

$$\text{对 } i=i, \frac{C_i^{j+1}-C_i^j}{\Delta t} + u_x \frac{C_i^j - C_{i-1}^j}{\Delta x} = D_x \frac{C_{i+1}^{j+1} - 2C_i^{j+1} + C_{i-1}^{j+1}}{\Delta x^2} - k \frac{C_i^{j+1} + C_{i-1}^j}{2}$$

$$(i=1, 2, \dots, n)$$

如果令：

$$\alpha = -\frac{D_x}{\Delta x^2} \quad (3-77)$$

$$\beta = \frac{1}{\Delta t} + \frac{2D_x}{\Delta x^2} + \frac{k}{2} \quad (3-78)$$

$$\gamma = -\frac{D_x}{\Delta x^2} \quad (3-79)$$

$$\delta_i = \left(\frac{1}{\Delta t} - \frac{u_x}{\Delta x} \right) C_i^j + \left(\frac{u_x}{\Delta x} - \frac{k}{2} \right) C_{i-1}^j \quad (3-80)$$

可以写出隐式差分求解的一般格式：

$$\alpha C_{i-1}^{j+1} + \beta C_i^{j+1} - \gamma C_{i+1}^{j+1} = \delta_i \quad (3-81)$$

对于第一个 ($i=1$) 和第 n 个 ($i=n$) 方程, C_0^{j+1} 和 C_{n+1}^{j+1} 是上下边界的值。若令：

$$C_{n+1}^{j+1} = C_n^{j+1} + (C_n^{j+1} - C_{n-1}^{j+1}) = 2C_n^{j+1} - C_{n-1}^{j+1}, \text{ 则有:}$$

$$\beta C_1^{j+1} - \gamma C_2^{j+1} = \delta'_1$$

\vdots

$$\alpha C_{i-1}^{j+1} + \beta C_i^{j+1} - \gamma C_{i+1}^{j+1} = \delta_i$$

\vdots

$$\alpha'_n C_{n-1}^{j+1} + \beta'_n C_n^{j+1} = \delta_n$$

由此可以写出矩阵方程：

$$BC^{j+1} = \delta \quad (3-82)$$

式中, $\delta = (\delta'_1, \delta_2, \dots, \delta_n)^t$ 。

$$B = \begin{bmatrix} \beta & \gamma & 0 & \cdots & 0 \\ \alpha & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ 0 & \ddots & \ddots & \ddots & 0 \\ \vdots & \ddots & \ddots & \ddots & \gamma \\ 0 & \cdots & 0 & \alpha'_n & \beta'_n \end{bmatrix}$$

式中, $\delta'_1 = \delta_1 - \alpha C_0^{j+1}$, $\alpha'_n = \alpha - \gamma$, $\beta'_n = \beta + 2\gamma$

对于第 $j+1$ 个时间层的浓度空间分布, 可以由下式解出：

$$C^{j+1} = B^{-1} \delta \quad (3-83)$$

采用隐式有限差分格式时, 计算 C_i^{j+1} 的表达式中, 出现了 C_{i+1}^{j+1} 的值, 因此方程组不可能递推求解, 而必须联立求解。

隐式差分虽然是无条件稳定的, 但为了防止数值弥散, 应该满足 $\frac{u_x \Delta t}{\Delta x} \leq 1$ 的条件。

3. 二维动态模型的差分格式

二维动态模型的一般形式为：

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - u_x \frac{\partial C}{\partial x} - u_y \frac{\partial C}{\partial y} = kC$$

该模型的求解可以借助 P-R (Peaceman-Rachford) 的交替方向法。P-R 方法的差分格式如下：

$$\begin{aligned} \frac{C_{i,k}^{2j+1} - C_{i,k}^{2j}}{\Delta t} = & D_x \frac{C_{i+1,k}^{2j+1} - 2C_{i,k}^{2j+1} + C_{i-1,k}^{2j+1}}{\Delta x^2} + D_y \frac{C_{i,k+1}^{2j} - 2C_{i,k}^{2j} + C_{i,k-1}^{2j}}{\Delta y^2} \\ & - u_x \frac{C_{i+1,k}^{2j+1} - C_{i,k}^{2j+1}}{\Delta x} - u_y \frac{C_{i,k+1}^{2j} - C_{i,k}^{2j}}{\Delta y} - \frac{k}{4} (C_{i,k}^{2j+1} + C_{i+1,k}^{2j+1}) \end{aligned} \quad (3-84)$$

$$\begin{aligned} \frac{C_{i,k}^{2j+2} - C_{i,k}^{2j+1}}{\Delta t} = & D_x \frac{C_{i+1,k}^{2j+1} - 2C_{i,k}^{2j+1} + C_{i-1,k}^{2j+1}}{\Delta x^2} + D_y \frac{C_{i,k+1}^{2j+2} - 2C_{i,k}^{2j+2} + C_{i,k-1}^{2j+2}}{\Delta y^2} \\ & - u_x \frac{C_{i+1,k}^{2j+1} - C_{i,k}^{2j+1}}{\Delta x} - u_y \frac{C_{i,k+1}^{2j+2} - C_{i,k}^{2j+2}}{\Delta y} - \frac{k}{4} (C_{i,k}^{2j+2} + C_{i,k+1}^{2j+2}) \end{aligned} \quad (3-85)$$

在相邻两个时间层 ($2j+1$ 和 $2j+2$) 中交替使用上面两个差分方程, 前者是在 x 方向上求解, 后者是在 y 方向上求解。

二、有限单元法

有限单元法又称有限容积法, 在一维流场问题中也称为有限段法。

有限单元法的基本思路是将一个连续的环境空间离散为若干个单元 (段), 每一个单元 (段) 都可以视为一个完全混合的子系统, 通过对每一个单元建立质量平衡方程, 从而建立起系统模型。

根据质量平衡原理, 对任何一个单元都可以写出:

$$V_j \frac{dC_j}{dt} = \sum_i (G_{ji} + H_{ji}) + S_j \quad (3-86)$$

式中, V_j 表示第 j 个有限单元的体积; S_j 表示第 j 个有限单元的污染物来源 (源) 与消减 (汇); G_{ji} 表示第 j 单元和第 i 单元之间由推流作用引起的污染物质量交换; H_{ji} 表示第 j 单元和第 i 单元之间由弥散 (或扩散) 作用引起的污染物质量交换。

推流作用引起的质量交换项可以表达如下:

$$G_{ji} = Q_{ji} [\delta_{ji} C_j + (1 - \delta_{ji}) C_i] \quad (3-87)$$

式中, Q_{ji} 表示单元 j 和单元 i 之间的介质流量; δ_{ji} 表示推流交换系数, 它反映了单元 j 和单元 i 之间的权重关系, 在单元格的空間尺度大体一致的条件下, 通常可以取 $\delta_{ji} = 1$ 。

由弥散作用导致的交换量可以计算如下:

$$H_{ji} = D'_{ji} (C_j - C_i) \quad (3-88)$$

$$D'_{ji} = D_{ji} A_{ji} / L_{ji} \quad (3-89)$$

式中, D_{ji} 表示单元 j 和 i 之间的弥散系数; A_{ji} 表示单元 j 和 i 之间的界面面积; L_{ji} 表示特征长度, 可以取为单元 j 和单元 i 的重心距。

综合以上各式, 得:

$$V_j \frac{dC_j}{dt} = \sum_i \{ Q_{ji} [\delta_{ji} C_j + (1 - \delta_{ji}) C_i] + D'_{ji} (C_j - C_i) \} + S_j \quad (3-90)$$

对于稳态问题, 上式可以写作:

$$\left\{ \sum_i [D'_{ji} - (1 - \delta_{ji}) Q_{ji}] \right\} C_i - \sum_i [(\delta_{ji} Q_{ji} + D'_{ji}) C_j] = S_j \quad (3-91)$$

上面两个方程是表达第 j 个单元的污染物平衡方程。方程左边第二项表示第 j 个单元的污染物浓度 C_j 及其相关的系数; 左边第一项为与第 j 个单元存在污染物交换的所有单元的污染物浓度 C_i 及其相关的系数; 方程右边表示系统外部与第 j 个单元的污染物交换量。如果这个系统被划分为 n 个单元, 则可以写出 n 个与上式相似的方程, 由这 n 个方程可以写出系统的矩阵方程:

$$AC=S$$

(3-92)

式中， C 表示由系统各单元的污染物浓度组成的 n 维向量； S 表示由各单元与系统外交换的污染量组成的 n 维向量； A 表示污染物浓度系数矩阵（ n 阶），根据单元特征、弥散系数等计算。

系统各单元的污染物浓度可以由下式求出：

$$C=A^{-1}S$$

(3-93)

习题与思考题

1. 一维稳态河流，初始断面污染物浓度 $C_0=50\text{mg/L}$ ，纵向弥散系数 $D_x=2.5\text{mg/L}$ ，衰减系数 $k=0.2\text{d}^{-1}$ ，断面平均流速 $u_x=0.5\text{m/s}$ 。试求下游 500m 处在下述各种条件下的污染物浓度，并讨论各种方法的计算结果的异同：①一般解析解；②忽略弥散作用时的解；③忽略推流作用时的解；④忽略衰减作用时的解。

2. 均匀稳定河流，岸边排放。河宽 50m，河床纵向坡度 $s=0.0002$ ，平均水深 $h=2\text{m}$ ，平均流速 $u_x=0.8\text{m/s}$ ，横向扩散系数 $D_y=0.4hu^*$ ， u^* 是河流剪切速度。试计算：①污染物扩散到对岸所需的纵向距离；②污染物在断面上达到均匀分布所需的距离；③排放口下游 1000m 处的扩散羽宽度。

3. 在稳态河流中的排放口下游测定 COD 的横向分布，得到如下数据：

y/m	10	20	30	40	50	70	100	150	200
$C/(\text{mg/L})$	35.0	31.2	28.3	20.5	14.5	7.6	1.05	0.02	约 0

4. 已知排放口设在岸边，测量断面距排放口 1.5km，河流平均流速 1m/s，在观测时段内污染物稳定排放，COD 的降解可以忽略，使用作图法和矩法计算横向弥散系数 D_y 。

第四章 内陆水体水质模型

第一节 基本水质问题

一、污染物与河水的混合

污水进入河流以后，从污水排放口到污水在河流断面上达到均匀分布，通常需要经过竖向混合、横向混合两个阶段，然后在纵向继续混合。

由于河流的深度通常要比宽度小得多，污染物进入河流以后，在比较短的距离内就达到了竖向的均匀分布，即完成了竖向混合过程。完成竖向混合所需的距离大约是水深的数倍至数十倍。在竖向混合阶段，河流中发生的物理作用十分复杂，它涉及污水与河水之间的质量交换、热量交换与动量交换等问题。在发生竖向混合的同时也发生横向混合作用。

从污染物完成竖向均匀分布到污染物在整个断面上达到均匀分布的过程称为横向混合阶段。横向混合的主要动力是横向弥散作用。在弯道中，由于水流形成的横向环流，大大加速了横向混合的进程。完成横向混合所需的距离要比竖向混合大得多。

在横向混合完成之后，污染物在整个断面上达到均匀分布。如果没有新的污染物输入，守恒污染物将一直保持恒定的浓度；非守恒污染物则由于生物化学等作用导致浓度变化，但在断面上的分布则始终是均匀的。

在河流系统中，分子扩散系数的数量级为 $10^{-8} \sim 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ 之间，湍流扩散系数在 $10^{-2} \sim 10^0 \text{ m}^2/\text{s}$ 之间，而弥散系数的数量级在 $10 \sim 10^4 \text{ m}^2/\text{s}$ 之间。一般情况下，分子扩散、湍流扩散、弥散作用是同时发生的，难以区分三种分散作用的贡献，在实际应用中通常就以弥散作用代表三种作用的总和。不同方向上的弥散系数可以表达为：

$$\text{竖向弥散系数} \quad D_x = c_z h u^* \quad (4-1)$$

$$\text{横向弥散系数} \quad D_y = c_y h u^* \quad (4-2)$$

$$\text{纵向弥散系数} \quad D_x = c_x h u^* \quad (4-3)$$

Elder 和 Fisher 通过对直线河道的研究，建议： $c_z = 0.067$ ； $c_y = 0.15$ ； $c_x = 5.93$ 。

式中， h 为平均水深，m； u^* 为河床剪切速度，m/s，可以按式 (4-4) 计算：

$$u^* = \sqrt{ghs} \quad (4-4)$$

式中， g 为重力加速度， m/s^2 ； s 为河流纵向坡度。

二、生物化学分解

1. 含碳 BOD (CBOD) 的降解

河流中有机物的降解一般符合一级反应动力学规律：

$$L_c = L_{c0} e^{-k_c t} \quad (4-5)$$

式中， k_c 表示含碳有机物降解速度常数，在其他条件不变的情况下，它是温度的函数：

$$k_{c,T} = k_{c,T_1} \theta^{T-T_1} \quad (4-6)$$

θ 是水温的函数，在 $5 \sim 35^\circ\text{C}$ 时，通常取 $\theta = 1.047$ 。若取参照温度 $T_1 = 20^\circ\text{C}$ ，则：

$$k_{c,T} = k_{c,20} \theta^{T-20} \quad (4-7)$$

在实际河流中，BOD 的降解会受到河流流态的影响，这种影响可以通过一个与河床坡

度有关的活度系数 η 修正：

$$k_d=k_c+\eta\frac{u_x}{h} \tag{4-8}$$

根据 Bosko 的研究，河床活度系数 η 可以参考表 4-1 取值。

表 4-1 活度系数与河床坡度

河床坡度/‰	活度系数 η	河床坡度/‰	活度系数 η
0.47	0.10	1.89	0.25
0.95	0.15	4.73	0.40

k_d 是一个随河流流态变化幅度很大的参数。美国人 Wright 和 Mc. Donnell 根据 23 个河系 36 个河段资料的分析，提出了 k_d 与河流流量 Q ，以及 k_d 与河流湿周 χ 之间的经验关系：

$$k_d=59.1Q^{-0.49} \tag{4-9}$$

$$k_d=70.0\chi^{-0.48} \tag{4-10}$$

式中， k_d 表示河流耗氧速度常数， $1/d$ ； Q 表示河流流量， m^3/s ； χ 表示河流湿周， m 。如果利用实际河流的测量数据，可以用下式估计 k_d ：

$$k_d=\frac{1}{t}\ln\left(\frac{L_A}{L_B}\right) \tag{4-11}$$

式中， L_A 、 L_B 分别为上、下游的 BOD 测量值； t 为断面 A 和 B 之间的流行时间。

除生物降解外，引起河流中 BOD 浓度变化的另一个重要原因是沉淀和再悬浮。在水流的作用下，悬浮状或胶体状的污染物在低流速时沉淀到底部，在流速增大时又会再悬浮进入水流，这种作用可以通过引入沉淀和再悬浮参数 k_s 表示：

$$k_r=k_d+k_s=\left(k_c+\eta\frac{u_x}{h}\right)+k_s \tag{4-12}$$

从沉淀与再悬浮的含义可以看出，参数 k_s 的数值与河流流态密切相关，在沉淀时 $k_s>0$ ；在再悬浮时， $k_s<0$ 。图们江的一项研究建议 k_s 的计算式为：

$$k_s=3.86e^{-0.13Q}-0.285 \tag{4-13}$$

式中， Q 表示河流的流量， m^3/s ； k_s 的单位是 d^{-1} 。

因此，含碳 BOD 在河流中的降解可以表示为：

$$L_c=L_{c0}\left[\exp\left(-k_r\frac{x}{u_x}\right)\right] \tag{4-14}$$

2. 含氮 BOD (NBOD) 的降解

$$L_n=L_{n0}\left[\exp\left(-k_n\frac{x}{u_x}\right)\right] \tag{4-15}$$

式中， k_n 表示含氮有机物降解速度常数，硝化速度常数。

氮的降解动力学：蛋白质→水解→氨→氧化→亚硝酸盐→硝酸盐。这个过程可以用下述系列微分方程表达：

$$\frac{dN_1}{dt}=-k_{11}N_1 \tag{4-16}$$

$$\frac{dN_2}{dt}=-k_{22}N_2+k_{12}N_1 \tag{4-17}$$

$$\frac{dN_3}{dt}=-k_{33}N_3+k_{23}N_2 \tag{4-18}$$

$$\frac{dN_4}{dt} = -k_{44} N_4 + k_{34} N_3 \tag{4-19}$$

式中， N_1 、 N_2 、 N_3 、 N_4 分别表示有机氮、氨氮、亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的浓度； k_{11} 、 k_{22} 、 k_{33} 、 k_{44} 分别表示有机氮、氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮降解的反应速度常数； k_{12} 、 k_{23} 、 k_{34} 表示相应的向前反应速度常数。上述各式的解为：

$$N_1 = N_{10} A_{11} \tag{4-20}$$

$$N_2 = N_{20} A_{22} + \frac{k_{12} N_{10}}{k_{22} - k_{11}} (A_{11} - A_{22}) \tag{4-21}$$

$$N_3 = N_{30} A_{33} + \frac{k_{23} N_{20}}{k_{33} - k_{22}} (A_{22} - A_{33}) + \frac{k_{12} k_{23} k_{10}}{k_{22} - k_{11}} \left(\frac{A_{11} - A_{33}}{k_{33} - k_{11}} - \frac{A_{22} - A_{33}}{k_{33} - k_{22}} \right) \tag{4-22}$$

$$\begin{aligned} N_4 = & N_{40} A_{44} + \frac{k_{12} k_{22} k_{33} k_{10}}{(k_{22} - k_{11})(k_{33} - k_{11})(k_{44} - k_{11})} (A_{11} - A_{44}) \\ & + \frac{k_{23} k_{34}}{(k_{33} - k_{22})(k_{44} - k_{22})} \left(N_{20} - \frac{k_{12} N_{10}}{k_{22} - k_{11}} \right) (A_{22} - A_{44}) \\ & + \frac{k_{34} (A_{33} - A_{44})}{k_{44} - k_{33}} \left[N_{30} - \frac{k_{13} k_{23} k_{10}}{(k_{22} - k_{11})(k_{33} - k_{11})} + \frac{k_{23}}{k_{33} - k_{22}} \left(N_{20} - \frac{k_{12} N_{10}}{k_{22} - k_{11}} \right) \right] \end{aligned} \tag{4-23}$$

式中， N_{10} 、 N_{20} 、 N_{30} 、 N_{40} 分别为有机氮、氨氮、亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的初始浓度，且 $A_{11} = e^{-k_{11} x/u_x}$ ， $A_{22} = e^{-k_{22} x/u_x}$ ， $A_{33} = e^{-k_{33} x/u_x}$ ， $A_{44} = e^{-k_{44} x/u_x}$ 。

各参数的参考值见表 4-2。

表 4-2 氮的降解速度常数

k_{11}	k_{22}	k_{33}	k_{44}	k_{12}	k_{23}	k_{34}
0.30	0.65	2.50	0.001	0.30	0.32	2.50

三、大气复氧

大气中的氧进入水中的速度（以浓度的变化速度表示）取决于水气界面的面积、水的体积以及水中溶解氧实际浓度与饱和溶解氧浓度之差：

$$\frac{dC}{dt} = \frac{k_L A}{V} (C_s - C) \tag{4-24}$$

式中， C 表示水中溶解氧浓度； C_s 表示河流中饱和溶解氧浓度； k_L 表示质量传递系数； A 表示气体扩散表面积； V 表示水的体积。

对于河流， $A/V = 1/h$ ， h 是平均水深； $D = C - C_s$ ，表示水中的溶解氧不足量，称为氧亏，氧亏的含义是水中溶解氧的饱和浓度与实际浓度之差。则：

$$\frac{dD}{dt} = -\frac{k_L}{h} D = -k_a D \tag{4-25}$$

式中， k_a 是温度的函数，在常温（5~35℃）下通常取 $k_a = 1.025$ 。如果选取 20℃ 为参照温度，那么：

$$k_{a,r} = k_{a,20} \theta_r^{T-20} \tag{4-26}$$

k_a 也是河流流态的函数：

$$k_a = C \frac{u_x^n}{h^m} \tag{4-27}$$

上式采用的单位是： k_a ，1/d； u_x ，m/s； h ，m。许多作者研究了式中的参数（表 4-3）。

表 4-3 计算 k_a 经验公式的参数取值

数 据 来 源	C	n	m
O'Conner & Dobbins(1958)	3. 933	0. 500	1. 500
Churchill(1962)	5. 018	0. 968	1. 673
Owens(1964)	5. 336	0. 670	1. 850
Langbein & Durum(1967)	5. 138	1. 000	1. 330
Isaacs & Gaudy(1968)	3. 104	1. 000	1. 500
Isaacs & Maag(1969)	4. 740	1. 000	1. 500
Negulacu & Rojanski(1969)	10. 922	0. 850	0. 850
Padden & Gloyna(1971)	5. 523	0. 703	1. 055
Benett & Rathbun(1972)	5. 369	0. 674	1. 865

常压下淡水的饱和溶解氧浓度是温度的函数：

$$C_s = \frac{468}{31.6 + T}$$

(4-28)

饱和溶解氧浓度还受盐度的影响，式（4-29）表示饱和溶解氧是温度和盐度的函数：

$$C_s = 14.6244 - 0.367134T + 0.0044972T^2 - 0.0966S + 0.00205ST + 0.0002739S^2$$

(4-29)

式中所用单位是：溶解氧 C_s ，mg/L；温度 T ，℃；盐度 S ，μg/L。

河流中的大气复氧和生物化学耗氧是河流耗氧与复氧的两个主要因素，反映了河流中的有机物消耗与溶解氧的变化过程， $f = \frac{k_a}{k_r}$ 被定义为河流的自净系数。表 4-4 给出了不同水体 f 的参考值。

表 4-4 不同水体 f 的参考值

水体特征	池塘	缓慢的河流与湖泊	低流速的大河	普通流速的大河	陡急的河流	险流或瀑布
f 值	0.5~1.0	1.0~2.0	1.5~2.0	2.0~3.0	3.0~5.0	>5.0

四、光合作用

光合作用是溶解氧的主要来源。假定光合作用的速率与光照强度相关，而光照强度又可以表示为时间的函数，可以用正弦函数表示 [如图 4-1、式（4-30）和式（4-31）]。

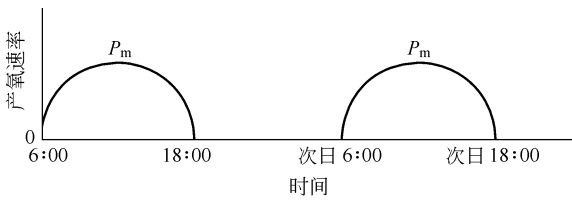


图 4-1 藻类的光合作用产氧过程

$$\frac{dO}{dt} = P_t = P_m \sin\left(\frac{t}{T} \pi\right), 0 \leq t \leq T$$

(4-30)

$$\frac{dO}{dt} = 0, t < 0 \text{ 或 } t > T$$

(4-31)

式中， T 表示白天发生光合作用的持续时间，如 12h； t 表示光合作用开始以后的时间； P_m 表示一天中光合作用产氧的最大速率。

如果只考虑时间平均值，则光合作用复氧速率可以表达为常数：

$$\left(\frac{dO}{dt}\right)_p = p$$

(4-32)

五、藻类的呼吸

藻类的呼吸要消耗溶解氧，通常呼吸耗氧速度被看作常数：

$$\left(\frac{dO}{dt}\right)_r = -R$$

(4-33)

光合作用与呼吸作用的耗氧速度可以用黑白瓶实验求得。黑瓶模拟的是呼吸作用，白瓶模拟的则是呼吸作用与光合作用之和。根据黑白瓶中溶解氧的变化，可以写出各自的平衡式：

$$\text{对白瓶} \quad \frac{24(C_1 - C_0)}{\Delta t} = P - R - k_c L_0 \quad (4-34)$$

$$\text{对黑瓶} \quad \frac{24(C_2 - C_0)}{\Delta t} = -R - k_c L_0 \quad (4-35)$$

式中， C_0 表示实验开始时水样的溶解氧浓度，mg/L； C_1 、 C_2 分别表示实验终了时白瓶和黑瓶中水样的溶解氧浓度，mg/L； k_c 表示在实验的环境温度下 BOD 的降解速度常数，1/d； Δt 表示实验延续时间，h； L_0 表示实验开始时的河水（水样）BOD 浓度，mg/L。

在通过现场实验，根据式（4-34）和式（4-35）估计 P 、 R 时，需要在试验前测定水样的 BOD (L_0) 值和 BOD 的降解速度常数值 (k_c)。

六、底栖动物和沉淀物耗氧

底泥和底栖动物耗氧可以表示为：

$$\left(\frac{dO}{dt} \right)_d = -\frac{dL_d}{dt} = -\frac{k_b}{(1+r_c)^{-1}} L_d \quad (4-36)$$

式中， L_d 表示河床的 BOD 面积负荷； k_b 表示河床的 BOD 耗氧速度常数； r_c 表示底泥耗氧阻尼系数。

第二节 湖泊水库水质模型

一、湖泊水库的水质特征

由于水力停留时间较长，流速相对缓慢，湖泊和水库具有相似的水质特征。

(1) 流速小，与河流相比，湖泊与水库中的水流流速较低，因此，水流交换周期比较长，从若干月到若干年，属于静水环境。

(2) 水质的分层分布，存在斜温层（如图 4-2 和图 4-3 所示）。湖泊水库的表层水在大气紊流的作用下充分混合，水温的竖向分布比较均匀；底层水体由于热交换缓慢，水温偏低；在表层以下会形成一层水温由高至低的突变区，由于温度竖向分布斜率在这里变化显著，这一区域被称为斜温层。

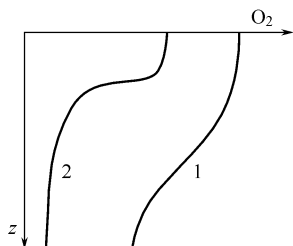


图 4-2 湖库中氧的竖向分布

1—冬季；2—夏季

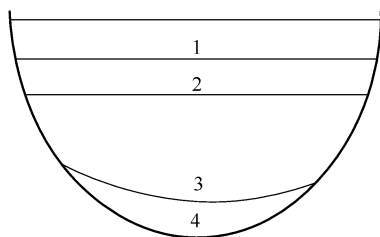


图 4-3 湖库中的热分层

1—表层；2—斜温层；3—下层；4—底层

(3) 湖泊水库的污染源除点源以外，非点源的作用尤为突出。由于湖泊水库的水力停留时间较长，不同季节进入的污染物产生累积效应。通过径流进入湖泊水库的非点源污染物（特别是营养物）与点源污染物一起促进水质的变化。

(4) 水生生态系统相对比较封闭，不受人类活动干扰的湖泊水库的生态系统结构与特征一般取决于湖泊与水库所在的地理位置、周围的土壤性质、植被类型等。

(5) 主要水质问题是富营养化。由于湖泊与水库属于静水环境，污染物进入湖泊与水库以后容易积累，特别是营养物质的积累将会导致富营养化。天然的湖泊都有一个从贫营养向富营养的发展过程，从贫营养过渡到富营养，进而发展到沼泽，直至死亡，是自然湖泊发展的规律，这是一个漫长的历史进程，但是人类活动会大大加速这个进程。

藻类的繁殖需要多种元素和营养。表 4-5 表明淡水藻类中各种元素和营养物的相对含量，其中氮磷营养的比为 0.7 : 0.08≈9 : 1。

表 4-5 湿重下淡水中各种元素的含量/%

元素名称	含 量	元素名称	含 量	元素名称	含 量
氧	80.5	磷	0.08	锰	0.0007
氢	9.7	镁	0.07	锌	0.0003
碳	6.5	硫	0.06	铜	0.0001
硅	1.3	氯	0.06	钼	0.00005
氮	0.7	钠	0.04	钴	0.000002
钙	0.4	铁	0.02		
钾	0.3	硼	0.001		

藻类生长所需要的物质的相对含量称为丰度。雷比格 (Liebig) 的最小值定理指出：任何一种有机物的产率都由该种有机物所必需的、在环境中丰度最低的物质所决定。

自然界提供的养分中，磷的丰度一般偏低，成为通常的控制性营养因子。但是工业化和城市化程度的不断提高，使得情况正在发生变化。对于藻类的正常生长，磷与氮的比例大约是 1 : 9，而在一般的城市污水中，磷与氮的比例可以达到 3 : 9。

莫诺得模型描述了生物生长速率与营养物质含量的关系：

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{KS + S} \tag{4-37}$$

式中， μ 表示某种生物的生长速率； μ_{\max} 表示某种生物最大生长速率； S 表示营养物质的实际浓度； KS 表示营养物质的半饱和常数。

在一个实际系统中，生物的生长很可能受到不止一种因素的制约，在一种营养物质消耗殆尽之前，藻类并不以最大速率增长，直至一种营养物枯竭，而是以一个较低的速率消耗着各种成分。假定碳、氮和磷都是藻类生长的主要成分，藻类的生长速率可以表示为：

$$\mu = \mu_{\max} \frac{PS}{KP + PS} \times \frac{NS}{KN + NS} \times \frac{CS}{KC + CS} \tag{4-38}$$

式中， PS 、 NS 、 CS 分别为可以用于光合作用的溶解态的磷、氮和碳； KP 、 KN 、 KC 分别为相应的半饱和常数。如果假定 $PS = 0.5KP$ ， $NS = KN$ ， $CS = 2KC$ ，此时藻类的生长速率为：

$$\mu = \mu_{\max} \frac{PS}{2PS + PS} \times \frac{NS}{NS + NS} \times \frac{CS}{0.5CS + CS} = \frac{1}{9} \mu_{\max} \tag{4-39}$$

二、完全混合模型

1. 沃伦威德尔模型

沃伦威德尔模型适用于处于稳定状态的湖泊与水库，这时的湖泊与水库可以被看作作为一个均匀混合的水体。水体中某种物质的浓度变化率是该种物质输入、输出和在水体中沉积速率的函数，可以表示为：

$$V \frac{dC}{dt} = I_c - sCV - QC \tag{4-40}$$

式中， V 表示湖泊或水库的容积， m^3 ； C 表示某种营养物质的浓度， g/m^3 ； I_c 表示某

种营养物质的输入总负荷, g/a ; s 表示该营养物质在湖泊或水库中的沉降速度常数, $1/a$; Q 表示湖泊的出流流量, m^3/a 。

如果令 $r=Q/V$, 称为冲刷速度常数, 则上式可以写为:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{I_c}{V} - sC - rC \quad (4-41)$$

在给定初始条件 $t=0$ 、 $C=C_0$ 时, 上式的解析解为:

$$C = \frac{I_c}{V(s+r)} + \frac{V(s+r)C_0 - I_c}{V(s+r)} \exp[-(s+r)t] \quad (4-42)$$

在水体的入流、出流及营养物质的输入稳定的条件下, 当 $t \rightarrow \infty$, 可以达到水中营养物的平衡浓度:

$$C_p = \frac{I_c}{(r+s)V} \quad (4-43)$$

如果进一步令 $t_w = \frac{1}{r} = \frac{V}{Q}$ 和 $V = A_s h$, 水库、湖泊中的营养物质平衡浓度可以写成:

$$C_p = \frac{L_c}{sh + h/t_w} \quad (4-44)$$

式中, t_w 表示湖泊水库的水力停留时间, a ; A_s 表示湖泊水库的水面面积, m^2 ; h 表示湖泊水库的平均水深, m ; L_c 表示湖泊水库的单位面积营养负荷, $g/(m^2 \cdot a)$ 。

其中:

$$L_c = \frac{I_c}{A_s}$$

【例 4-1】 已知湖泊的容积 $V = 1.0 \times 10^7 m^3$, 支流输入水量 $Q_{in} = 0.5 \times 10^8 m^3/a$, 河流中的 BOD 浓度 $3 mg/L$; 湖泊的 BOD 本底浓度 $C_0 = 1.5 mg/L$, BOD 在湖泊中的沉积速度常数 $s = 0.08/a$ 。试求湖泊的 BOD 平衡浓度, 及达到平衡浓度的 99% 所需的时间。

根据式 (4-42) 和式 (4-43) 可以写出:

$$\frac{C}{C_p} = 1 + \left[\frac{V(s+r)C_0 - I_c}{I_c} \right] \exp[-(s+r)t]$$

对于任意的 C/C_0 , 所需的时间 t 可以从上式导出:

$$t = -\frac{1}{s+r} \ln \left[\frac{\frac{C}{C_p} - 1}{\frac{V(s+r)C_0 - I_c}{I_c}} \right] = -\frac{1}{s+r} \ln \left[\left(\frac{C}{C_p} - 1 \right) \frac{I_c}{V(s+r)C} \right]$$

代入给定各项已知数据, 当 $C/C_p = 0.99$ 时:

$$t = \frac{1}{0.08+5} \ln \frac{(0.99-1) \times 1.5 \times 10^8}{1.0 \times 10^7 (0.08+5) \times 1.5 - 1.5 \times 10^8} = -\frac{1}{5.08} \ln 0.02033 = 0.77 \text{ (a)}$$

此外, 当 $t \rightarrow \infty$ 时, BOD 达到平衡浓度:

$$C_p = \frac{1.5 \times 10^8}{(0.08+5) \times 10^7} = 2.95 \text{ (mg/L)}$$

2. 吉柯奈尔-狄龙模型

吉柯奈尔-狄龙模型引入滞留系数 R_c 的概念。滞留系数的定义是进入湖泊水库中的营养物在其中的滞留分数。吉柯奈尔-狄龙模型写作:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{I_c(1-R_c)}{V} - rC \quad (4-45)$$

式中, R_c 表示某种营养物在湖泊水库中的滞留分数; 其余符号同前。给定初始条件 $t=0$ 、 $C=C_0$, 可以得到上式的解析解:

$$C=\frac{I_c(1-R_c)}{rV}+\left[C_0-\frac{I_c(1-R_c)}{rV}\right]e^{-rt} \tag{4-46}$$

若湖泊水库的入流、出流、污染物的输入都比较稳定，当 $t \rightarrow \infty$ 时，可以得到上式的平衡浓度：

$$C_p=\frac{I_c(1-R_c)}{rV}=\frac{L_c(1-R_c)}{rh} \tag{4-47}$$

可以根据湖泊水库的入流、出流近似计算出滞留系数：

$$R_c=1-\frac{\sum_{j=1}^mq_{0j}C_{0j}}{\sum_{k=1}^nq_{ik}C_{ik}} \tag{4-48}$$

式中， q_{0j} 表示第 j 条支流的出流量， m^3/a ； C_{0j} 表示第 j 条支流流出中的营养物浓度， mg/L ； q_{ik} 表示第 k 条支流入流水库的流量， m^3/a ； C_{ik} 表示第 k 条支流中的营养物浓度， mg/L ； m 表示入流的支流数目； n 表示出流的支流数目。

三、湖泊水库的营养水平判别

当水体中藻类大量繁殖，水中严重缺氧，导致生物死亡时，意味着水体富营养化的发生。导致富营养化的因素非常复杂，难以预测，目前也没有公认的指标和标准。通常认为，水体的水质达到表 4-6 的状态，则有可能引起富营养化。

表 4-6 富营养化的水质条件

总氮	>	0.2~0.3mg/L
总磷	>	0.01~0.02mg/L
BOD ₅	>	10mg/L
pH 值	=	7~9
细菌总数	>	100000 个/mL
叶绿素 a	>	0.01mg/L

狄龙-瑞格勒研究了夏季湖泊、水库中叶绿素 a 的浓度与氮、磷浓度之间的关系，当氮磷比例小于 4 时，氮是叶绿素 a 的制约因素，即叶绿素 a 的浓度是氮浓度的函数：

$$\lg[\text{chl. a}]=1.4(1000C_N)-1.9 \tag{4-49}$$

当氮磷比大于 12 时，磷是叶绿素 a 的制约因素，即叶绿素 a 的浓度是磷的函数：

$$\lg[\text{chl. a}]=1.45\lg(1000C_P)-1.14 \tag{4-50}$$

式中， $[\text{chl. a}]$ 为叶绿素 a 的浓度， $\mu g/L$ ； C_N 、 C_P 分别为氮和磷的浓度， mg/L 。在氮、磷比介于 4~12 之间时，采用式（4-49）和式（4-50）中计算出的小者。

沃伦威德尔根据大量实际数据，建立了湖泊、水库的营养负荷与富营养化之间的关系，它们是水深的函数。对于可接受的磷负荷（即保证贫营养水质的上限） L_{PA} ：

$$\lg L_{PA}=0.6\lg h+1.40 \tag{4-51}$$

对于富营养化危险界限的磷负荷 L_{PD} ：

$$\lg L_{PD}=0.6\lg h+1.70 \tag{4-52}$$

对于可接受的氮负荷 L_{NA} ：

$$\lg L_{NA}=0.6\lg h+2.57 \tag{4-53}$$

对于氮的危险临界负荷 L_{ND} ：

$$\lg L_{ND}=0.6\lg h+2.87 \tag{4-54}$$

式中, 营养负荷 L_{PA} 、 L_{PD} 、 L_{NA} 、 L_{ND} 的单位是 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$; h 的单位是 m 。

沃伦威德尔和狄龙还绘制了湖泊水库的营养状况判别图(图 4-4)。该图以水深 h 为横坐标, $L_P(1-R_P)/r$ 为纵坐标。根据参数计算纵坐标、横坐标的值, 从图中的 3 个分区确定营养状况。

【例 4-2】已知湖泊容积 $V=2.0 \times 10^9 \text{ m}^3$, 水面面积 $A_s=3.6 \times 10^7 \text{ m}^2$, 河流入流量 $q_{in}=3.1 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{a}$, 河水中磷的平均浓度 $C_{Pin}=0.52 \text{ mg/L}$, 出流的流量 $q_{out}=5.8 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$, 出流中磷的平均浓度 $C_{Pout}=0.15 \text{ mg/L}$, 试判断该湖泊的营养状况。

解法 (1): 图形比较法

$$\text{计算湖泊的平均水深: } h = \frac{V}{A_s} = \frac{2.0 \times 10^9}{3.6 \times 10^7} = 55.56 \text{ (m)}$$

$$\text{计算冲刷速度常数: } r = \frac{Q}{V} = \frac{5.8 \times 10^8}{2.0 \times 10^9} = 0.29 \text{ (a)}$$

$$\text{计算湖泊的滞留系数: } R = 1 - \frac{q_{out} C_{Pout}}{q_{in} C_{Pin}} = 1 - \frac{5.8 \times 10^8 \times 0.15}{3.1 \times 10^9 \times 0.52} = 0.95$$

$$\text{计算单位面积磷负荷: } L_P = \frac{q_{in} C_{Pin}}{A_s} = \frac{3.1 \times 10^9 \times 0.52}{3.6 \times 10^7} = 44.78 \text{ [g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})]$$

$$\text{计算图 4-4 的纵坐标值: } \frac{L_P(1-R)}{r} = \frac{44.78(1-0.95)}{0.29} = 7.72 \text{ (g/m}^2\text{)}$$

以 55.56 m 为横坐标、 7.72 g/m^2 为纵坐标, 交汇得到湖泊的营养状况点 A, A 点处在富营养区域(图 4-4), 说明长期的磷排放会导致湖泊的富营养化。

解法 (2): 浓度比较法

根据式 (4-51) 预测湖泊磷的平衡浓度:

$$C_P = \frac{I_c(1-R_c)}{rV} = \frac{L_c(1-R_c)}{rh} = \frac{44.78(1-0.95)}{0.29 \times 55.56} = 0.14 \text{ (mg/L)}$$

根据式 (4-52) 计算磷的危险界限:

$$\lg L_{PD} = 0.6 \lg h + 1.70 = 0.6 \times \lg 55.56 + 1.7 = 0.6 \times 1.74 + 1.7 = 2.75$$

$$L_{PD} = 10^{2.75} \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a}) = 558 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a}) = 0.558 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$$

根据上面的计算, 该湖泊实际的磷负荷已经达到 $44.78 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$, 大大超过了磷负荷的危险界限, 长期排放会导致湖泊的富营养化。

四、分层箱式模型

沃伦威德尔模型将湖泊水库看成一个整体, 相对于一个均匀混合的反应器, 在考虑湖库的长期水质变化时是实用的。但是沃伦威德尔模型忽略了湖库内部的水质变化, 特别是在夏季, 由于水温造成密度差, 致使水质强烈分层。由于大气湍流的影响, 表层形成一个一定深度的等温层, 底部的温度从上至下呈缓慢的递减过程, 在上层与底层之间存在一个很大的温度梯度的斜温层。由于斜温层的存在, 为了描述这种分层现象, 斯诺得格拉斯 (Snodgrass) 提出一个分层箱式模型, 用以近似描述水质的分层状况。分层水质模型将上层和下层分别视为两个完全混合模型(图 4-5), 该模型模拟正磷酸盐 (P_o) 和偏磷酸盐 (P_p) 两个水质组

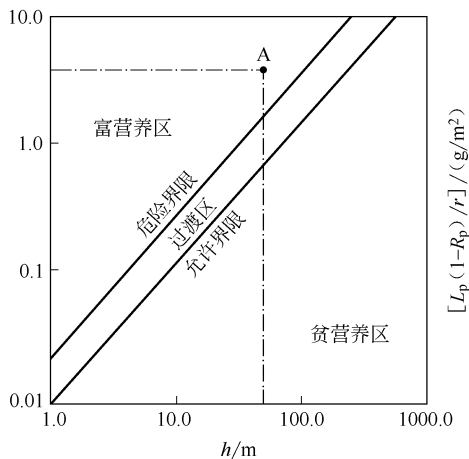


图 4-4 湖泊营养状态的判别

分的变化规律。

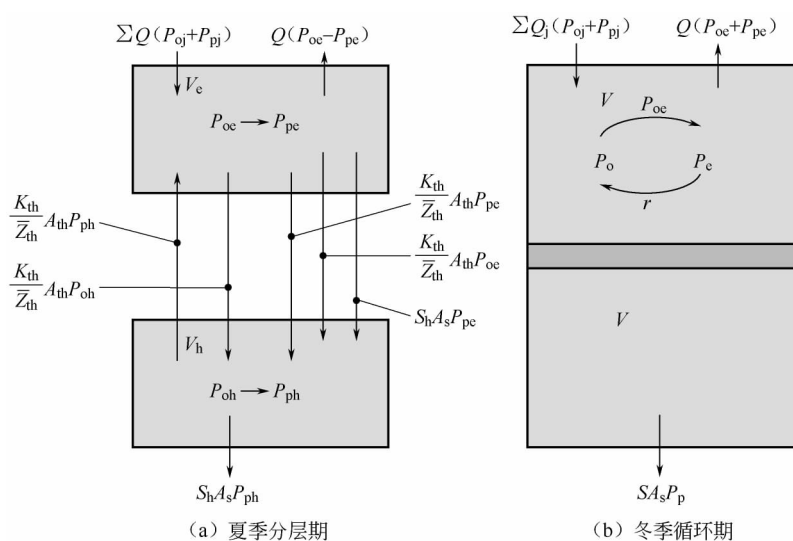


图 4-5 分层箱式水质模型概化图

对于夏季分层模型，可以写出 4 个独立的微分方程。

(1) 对表层正磷酸盐 P_{oe} ：

$$V_e \frac{dP_{oe}}{dt} = \sum Q_j P_{oj} - Q P_{oe} - P_e V_e P_{oe} + \frac{k_{th}}{Z_{th}} A_{th} (P_{oh} - P_{oe}) \quad (4-55)$$

(2) 对表层偏磷酸盐 P_{pe} ：

$$V_e \frac{dP_{pe}}{dt} = \sum Q_j P_{pj} - Q P_{pe} - S_e A_{th} P_{pe} + P_e V_e P_{oe} + \frac{k_{th}}{Z_{th}} A_{th} (P_{ph} - P_{pe}) \quad (4-56)$$

(3) 对下层正磷酸盐 P_{oh} ：

$$V_h \frac{dP_{oh}}{dt} = r_h V_h P_{ph} + \frac{K_{th}}{Z_{th}} A_{th} (P_{oe} - P_{oh}) \quad (4-57)$$

(4) 对下层偏磷酸盐 P_{ph} ：

$$V_h \frac{dP_{ph}}{dt} = S_e A_{th} P_{pe} - S_h A_s P_{ph} - r_h V_h P_{ph} - \frac{k_{th}}{Z_{th}} A_{th} (P_{pe} - P_{ph}) \quad (4-58)$$

式中，下标 e 和 h 分别表示上层和下层；下标 th 和 s 分别表示斜温区和底层沉淀区的界面；p 和 r 分别表示净产生和衰减的速度常数； k 表示竖向扩散系数，包括湍流扩散、分子扩散，也包括内波、表层风波以及其他过程对热传递或物质穿越斜温层的影响； Z 表示平均水深； V 表示箱的体积； A 表示界面面积； Q_j 表示由河流流入湖泊的流量； Q 表示流出湖泊的流量； s 表示磷的沉淀速度常数。

在冬季，由于上部水温下降，密度增加，促使上下层之间的水量循环，由上层和下层的磷平衡可以得到两个微分方程。

对全湖的正磷酸盐 P_o ：

$$V \frac{dP_o}{dt} = Q_j P_{oj} - Q P_o - P_{eu} V_{eu} P_o + r V P_p \quad (4-59)$$

对全湖的偏磷酸盐 P_p ：

$$V \frac{dP_p}{dt} = Q_j P_{pj} - Q P_p + P_{eu} V_{eu} P_o - r V P_p - S A_s P_p \quad (4-60)$$

式中，脚标_{eu}表示上层（富营养区）；其余符号同前。

夏季的分层模型和冬季的循环模型可以用秋季或春季“翻池”过程形成的完全混合状态作为初始条件，此时：

$$P_o = \frac{P_{oe}V_e + P_{oh}V_h}{V} \tag{4-61}$$

$$P_p = \frac{P_{pe}V_e + P_{ph}V_h}{V} \tag{4-62}$$

五、湖泊水库的生态系统模型

1. 概念模型

湖泊和水库是一个比较封闭的水生生态系统，以磷为核心的湖泊水库生态系统模型包括下述水质项目：藻类、浮游动物、有机磷、无机磷、有机氮、氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、含碳有机物的生化需氧量、溶解氧、总溶解固体和悬浮物等 12 个水质项目。

上述 12 个水质项目之间存在着错综复杂的关系，图 4-6 表示这种关系。

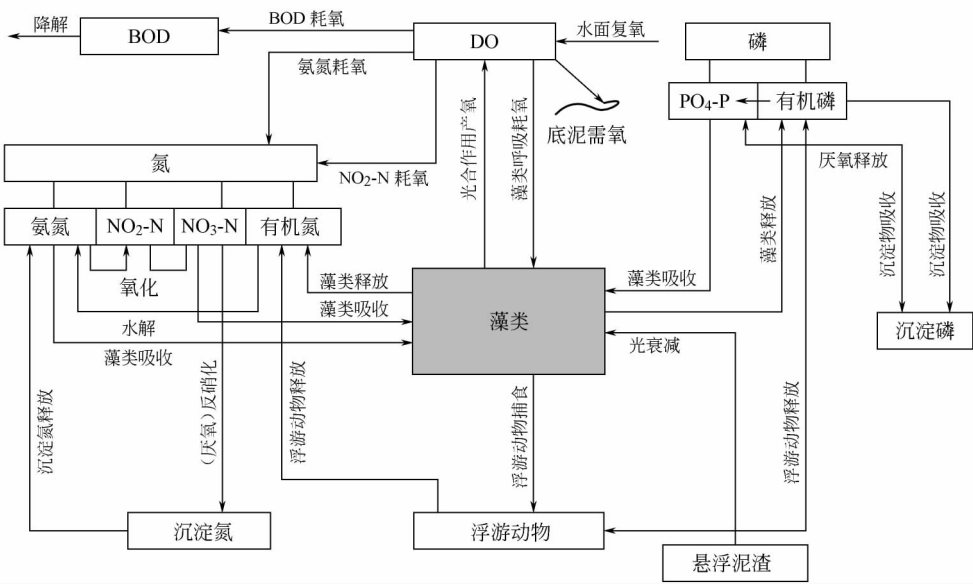


图 4-6 水库生态系统概念模型

2. 一般数学表达

上述 12 个水质项目都可以用下述偏微分方程表示：

$$\frac{\partial C}{\partial t} + (V - V_s) \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{1}{A} \times \frac{1}{\partial z} \left(AD_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + \frac{S_{int}}{A} + \frac{1}{A} (q_{in} C_{in} - q_{out} C_{out}) \tag{4-63}$$

式中， S_{int} 表示发生在湖泊水库内部的各种过程。每个水质项目（ C ）的变化都可以看成是对时间的全微分，即

$$\frac{S_{int}}{A} = \frac{dC}{dt} \tag{4-64}$$

3. 系统模拟

(1) 藻类（浮游植物）生物量 C_A 以含碳量表示藻类的生物量， C_A 的单位是 mg 碳/L。 C_A 的变化可以用下式表示：

$$\frac{dC_A}{dt} = \mu C_A - (\rho + C_g Z) C_A \tag{4-65}$$

式中, μ 表示藻类的比增长速度; ρ 表示藻类的比死亡速度; C_g 表示浮游动物食藻率; Z 表示浮游动物的浓度。

(2) 浮游动物 Z 浮游动物 Z 的浓度用单位水体中的物质量 (用含碳量表示) 代表, Z 的单位是 mg 碳/L。浮游动物在水体中的变化速度为:

$$\frac{dZ}{dt} = \mu_z Z - (\rho_z + C_z) Z \quad (4-66)$$

式中, μ_z 表示浮游动物的比生长速率:

$$\mu_z = \mu_{z \max} \frac{C_A}{k_z + C_A} \quad (4-67)$$

式中, k_z 表示 Michealis-Menten 常数; $\mu_{z \max}$ 表示浮游动物最大的比增长速率; ρ_z 表示浮游动物的比死亡速率 (包括氧化与分解); C_z 表示较高级的浮游生物对浮游动物的吞食速率。

(3) 磷 在生态模型中, 考虑 3 种磷的形态: 溶解态的无机磷 P_1 、游离态的有机磷 P_2 以及沉淀态的磷 P_3 。

对于溶解态无机磷 P_1 :

$$\frac{dP_1}{dt} = -\mu C_A (A_{pp}) + (I_3 P_3 - I_1 P_1) + I_2 P_2 \quad (4-68)$$

式中, A_{pp} 表示藻类中磷的含量, mg 磷/mg 碳; I_1 表示底泥对无机磷的吸收速率; I_2 表示有机磷的降解速率; I_3 表示底泥中有机磷的释放速率。

对于 P_2 :

$$\frac{dP_2}{dt} = \rho C_A A_{pp} + \rho_z Z A_{pz} - (I_4 P_2 + I_2 P_2) \quad (4-69)$$

式中, A_{pz} 表示浮游动物中磷的含量, mg 磷/mg 碳; I_4 表示有机磷在底泥中的富集速率。

对于 P_3 :

$$\frac{dP_3}{dt} = I_4 P_2 - I_3 P_3 \quad (4-70)$$

(4) 氮 氮的存在形态比较复杂, 在湖泊水库生态模型中, 将考虑 5 种形态的氮。

有机氮 N_1 :

$$\frac{dN_1}{dt} = -J_4 N_1 + \rho_A C_A A_{NP} + \rho Z A_{NE} + \rho_z Z A_{NE} - J_6 N_1 \quad (4-71)$$

式中, J_4 表示有机氮的降解速率; ρ_A 表示藻类的比死亡率; A_{NP} 表示藻类中氮的含量, mg 氮/mg 碳; J_6 表示底泥对有机氮的吸收速率; A_{NE} 表示浮游动物中氮的含量, mg 氮/mg 碳。

氨氮 N_2 :

$$\frac{dN_2}{dt} = -J_1 N_2 - \mu C_A A_{NP} \frac{N_2}{N_2 + N_4} + J_4 N_1 + J_5 N_5 \quad (4-72)$$

式中, J_1 表示氨氮的硝化速率; J_5 表示底部有机氮的分解速率。

亚硝酸盐氮 N_3 :

$$\frac{dN_3}{dt} = J_1 N_2 - J_2 N_3 \quad (4-73)$$

式中, J_2 表示亚硝酸盐氮的硝化速率。

硝酸盐氮 N_4

$$\frac{dN_4}{dt} = J_2 N_3 - \mu C_A A_{NP} \frac{N_4}{N_2 + N_4} - J_3 N_4 \quad (4-74)$$

式中，等号右边最后一项只发生在厌氧条件下； J_3 表示硝酸盐氮的反硝化速率。

沉淀态氮 N_5

$$\frac{dN_5}{dt} = -J_4 N_5 + J_6 N_1 \quad (4-75)$$

式中， J_4 表示沉淀态氮的释放速率。

(5) 含碳有机物的生化需氧量 L

$$\frac{dL}{dt} = -k_d L \quad (4-76)$$

式中， k_d 表示 BOD 的降解速率。

(6) 溶解氧 C

$$\frac{dC}{dt} = -k_d L - \alpha_1 J_1 N_2 - \alpha_2 J_2 N - \frac{L_b}{\Delta Z} + k_a (C_s - C) + \alpha_3 C_A (\mu - \rho) \quad (4-77)$$

式中， α_1 表示氨氮的耗氧常数，mg 氧/mg 氨氮， $\alpha_1 = 3.43$ ； α_2 表示亚硝酸盐氮的耗氧常数， $\alpha_2 = 1.14$ ； α_3 表示藻类的耗氧常数，mg 氧/mg 碳， $\alpha_3 \approx 1.6$ ； k_a 表示大气复氧速率，1/d； L_b 表示底泥耗氧速率，g 氧/(m²·d)； ΔZ 表示底泥层的厚度，m； C_s 表示饱和溶解氧浓度，mg/L。

上式中第 4 项 $\frac{L_b}{\Delta Z}$ 只发生在湖泊与水库的底层，而第 5 项 $k_a (C_s - C)$ 只发生在表层。

(7) 总溶解固体 S_d

湖泊水库中的总溶解固体用来描述盐度，若将盐类视为守恒物质，则：

$$\frac{dS_d}{dt} = 0 \quad (4-78)$$

第三节 一维河流水质模型

在笛卡儿坐标系中，如果只在一个方向（例如 x 方向）存在水质梯度，描述一个方向上水质变化的模型就是一维水质模型。一维水质模型较多应用于小型河流系统，在小型河流中，深度和宽度方向上的水质梯度一般可以忽略。在一些较大型的河流中，如果研究问题的纵向尺度与其宽度、深度相比很大，也可以处理成一维河流。

一、河流的概化

1. 河段划分

对于一条实际河流，沿程的边界条件不断变化，导致河段的水质参数不断变化。在水质模拟计算中需要保持参数的相对稳定性，因此需要对河流进行分段计算。河流分段的主要原则就是保持所分割的河段中水质参数不变。河段的划分是通过在适当的位置设置计算断面实现的。断面设置的方法是：①在河流断面形状变化处，例如由宽变窄处或由窄变宽处，由深变浅处或由浅变深处，这些河段的变化会引起流速及水质参数的变化；②支流或污水汇入处，由于流量的输入导致流速的变化，也会导致污染物浓度的变化；③取水口处，由于水量的变化导致水流速度的变化；④其他，例如在现有的或历史的水文、水质监测断面处，在这些地方设置断面，可以共享有关的水文、水质资料；在码头、桥涵附近设立断面可以便于采样作业等。

图 4-7 是一维河流概化示意图。

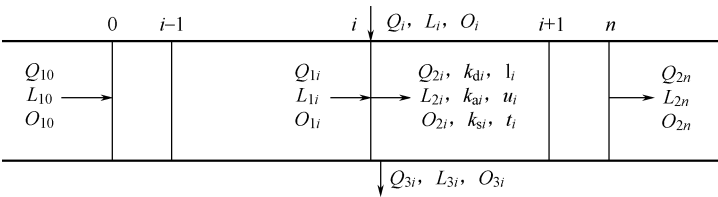


图 4-7 一维河流概化图

$i, i+1, \dots$ —河流断面编号； Q_i —在断面 i 处注入河流的污水流量；

Q_{1i} —由上一个河段流入断面 i 的河水流量；

Q_{2i} —由断面 i 向下游河段流出的河水流量； Q_{3i} —在断面 i 处引出的河水流量；

L_i, O_i —在断面 i 处注入河流的污水的污染物（例如 BOD）浓度与溶解氧浓度；

L_{1i}, O_{1i} —由上游河段流到断面 i 的河水的污染物（例如 BOD）浓度与溶解氧浓度；

L_{2i}, O_{2i} —由断面 i 流向下游河段的河水的污染物浓度和溶解氧浓度；

k_{di}, k_{ai}, k_{si} —断面 i 下游河段的水质参数（分别为 BOD 降解速度常数、大气复氧速度常数、BOD 沉淀与再悬浮速度常数）； l_i, u_i 和 t_i —分别表示由断面 i 至断面 $i+1$ 的河段长度、平均流速和流行时间

2. 河流计算流量

河流的径流量对于河流的稀释扩散作用 and 自净能力有着重要影响。相对于河流的径流量，污水量在一年中的变化要平稳得多。一般情况下，污染程度加剧多发生在径流量低的时候。在进行水质评价和水污染控制规划时，需要选择相对较为不利的径流量。我国幅员辽阔、地形气候条件复杂，采用统一的径流量标准较为困难。各地根据当地的条件分别采用 70% 和 90% 保证率的流量，也有采用近 10 年最低月平均流量作为计算流量的。

3. 水文参数

假定明渠的形状为矩形，其水深为 h ，河床宽度为 b 。那么，水流的平均流速、平均水深与流量 Q 之间的关系为：

$$u = \frac{Q}{hb} \tag{4-79}$$

$$h = \frac{Q}{ub} \tag{4-80}$$

根据明渠水力学中的 Manning 公式 $u = \frac{1}{n} R^{\frac{2}{3}} i^{\frac{1}{2}}$ ，可以得到：

$$u = \frac{Q}{hb} = \frac{1}{n} R^{\frac{2}{3}} i^{\frac{1}{2}} \tag{4-81}$$

式中， R 表示水力半径； i 表示河流纵向坡度； n 表示 Manning 粗糙系数。其中，

$$R = \frac{hb}{b+2h} \tag{4-82}$$

当 $b \gg h$ 时， $R \approx h$ ，代入上式，可以得到：

$$\frac{Q}{hb} = \frac{1}{n} h^{\frac{2}{3}} i^{\frac{1}{2}} \Rightarrow Q = f(h^{\frac{5}{3}}) \Rightarrow h = f(Q^{\frac{3}{5}}) = f(Q^{0.6}) \tag{4-83}$$

$$u = \frac{Q}{hb} \Rightarrow u = f(Q^{0.4}) \tag{4-84}$$

将水深 h 、流速 u 与流量 Q 之间的关系用一般形式表示，得：

$$u = \alpha Q^{\beta} \tag{4-85}$$

二、单一河段水质模型

如果研究河段内的流场保持均匀，且只有一个污水排放口或取水口，且都位于河段的起始断

面或终了断面时,该河段被称为单一河段。单一河段水质模型是研究复杂河段水质模型的基础。

1. S-P 模型

Street-Phelps 模型 (简称 S-P 模型) 是最早出现的河流水质模型,由美国工程师 Street 和 Phelps 在 1925 年研究 Ohio 河水质污染与自净时提出。S-P 模型的核心内容是建立河流中主要的耗氧过程 (BOD 耗氧) 与复氧过程 (大气复氧) 之间的偶合关系。S-P 模型的主要假设为: ① 河流中的耗氧过程源于水中 BOD, 且 BOD 的衰减符合一级反应动力学; ② 河流中溶解氧的来源是大气复氧; ③ 耗氧与复氧的反应速度定常。

S-P 模型的基本形式为:

$$\frac{dL}{dt} = -k_d L \quad (4-86)$$

$$\frac{dD}{dt} = k_d L - k_a D \quad (4-87)$$

式中, L 表示河流的 BOD 值; D 表示河流的氧亏值; k_d 表示河流的 BOD 衰减速度常数; k_a 表示河流的复氧速度常数; t 表示河流的流行时间。

上式的解析解为:

$$L = L_0 e^{-k_d t} \quad (4-88)$$

$$D = \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} [e^{-k_d t} - e^{-k_a t}] + D_0 e^{-k_a t} \quad (4-89)$$

式中, L_0 和 D_0 分别为河流起点的 BOD 和 OD (氧亏) 值。

如果将氧亏表达式改写为溶解氧表达式, 则有:

$$O = O_s - D = O_s - \frac{k_d L_0}{k_a - k_d} [e^{-k_d t} - e^{-k_a t}] - D_0 e^{-k_a t} \quad (4-90)$$

2. 氧垂曲线

根据 S-P 模型绘制的溶解氧沿程变化曲线称为氧垂曲线 (图 4-8), 氧垂曲线是根据 S-P 模型绘制的。令:

$$\frac{dD}{dt} = k_d L - k_a D = 0 \quad (4-91)$$

可以得到临界点的氧亏值和临界点距污水排放点的时间 (距离):

$$D_c = \frac{k_d}{k_a} L_0 e^{-k_d t_c} \quad (4-92)$$

$$t_c = \frac{1}{k_a - k_d} \ln \frac{k_a}{k_d} \left[1 - \frac{D_0 (k_a - k_d)}{L_0 k_d} \right] \quad (4-93)$$

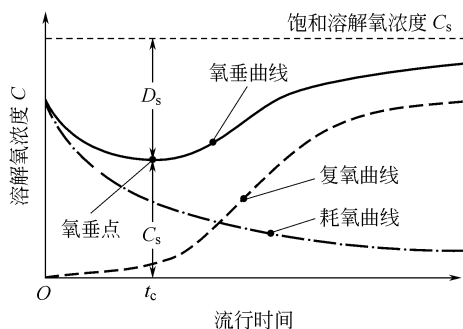


图 4-8 氧垂曲线

3. S-P 模型的修正模型

1925 年, Street-Phelps 提出 BOD-DO 偶合模型以后, 水质模型的研究在很长一段时间里进展缓慢。到了 20 世纪 60 年代, 由于环境污染的加剧, 水质问题引起人们的关注, 水质模型的研究也获得快速发展。20 世纪 60~80 年代是水质模型的快速发展时期。

(1) 托马斯模型 在 S-P 模型的基础上, 引进沉淀作用对 BOD 去除的影响:

$$\frac{dL}{dt} = -(k_d + k_s) L \quad (4-94)$$

$$\frac{dD}{dt} = k_d L - k_d D \quad (4-95)$$

式中， k_s 表示沉淀与再悬浮速度常数。

托马斯修正式的解是：

$$L=L_0e^{-(k_d+k_s)t} \tag{4-96}$$

$$D=\frac{k_dL_0}{k_a-(k_d+k_s)}[e^{-(k_d+k_s)t}-e^{-k_at}]+D_0e^{-k_at} \tag{4-97}$$

(2) 康布模型 在托马斯模型的基础上，考虑了底泥分解和光合作用的影响：

$$\frac{dL}{dt}=-(k_d+k_s)L+B \tag{4-98}$$

$$\frac{dD}{dt}=k_dL-k_dD-P \tag{4-99}$$

式中， B 表示底泥分解对水中 BOD 的贡献速度； P 表示藻类光合作用的产氧速度。

康布模型的解析解为：

$$L=\left(L_0-\frac{B}{k_d+k_s}\right)e^{-(k_d+k_s)t}+\frac{B}{k_d+k_s} \tag{4-100}$$

$$D=\frac{k_d}{k_a-(k_d+k_s)}\left(L_0-\frac{B}{k_d+k_s}\right)[e^{-(k_d+k_s)t}-e^{-k_at}]+ \frac{k_d}{k_a}\left(\frac{B}{k_d+k_a}-\frac{P}{k_d}\right)(1-e^{-k_at})+D_0e^{-k_at} \tag{4-101}$$

(3) 欧康奈尔模型 在托马斯模型的基础上，引进含氮有机物对水质的影响：

$$u_x\frac{dL_c}{dx}=-(k_d+k_s)L_c \tag{4-102}$$

$$u_x\frac{dL_n}{dx}=-k_nL_n \tag{4-103}$$

$$u_x\frac{dD}{dx}=k_dL_c+k_nL_n-k_dD \tag{4-104}$$

式中， L_c 表示含碳有机物的 BOD 值； L_n 表示含氮有机物的 BOD 值； k_n 表示含氮有机物的衰减速度常数。

欧康奈尔模型的解析解为：

$$L_c=L_{c0}e^{-(k_d+k_s)x/u_x} \tag{4-105}$$

$$L_n=L_{n0}e^{-k_nx/u_x} \tag{4-106}$$

$$D=\frac{k_dL_0}{k_a-(k_d+k_s)}[e^{-(k_d+k_s)x/u_x}-e^{-k_ax/u_x}]+\frac{k_nL_{n0}}{k_a-k_n}[e^{-k_nx/u_x}-e^{-k_ax/u_x}]+D_0e^{-k_ax/u_x} \tag{4-107}$$

上式中的 L_n 可以用氨氮的需氧量表示，根据氨的氧化反应方程：



可知，在 NH_3 被完全氧化时，氮氮与氧之比为 14：64，即 1 个单位氮氮的需氧量为 4.57 单位的氧。

三、串联反应器模型

如果将一个连续的一维空间划分成若干个子空间，每一个子空间都作为一个完全混合的反应器，而上一个反应器的输出就是下一个反应器的输入（图 4-9）。

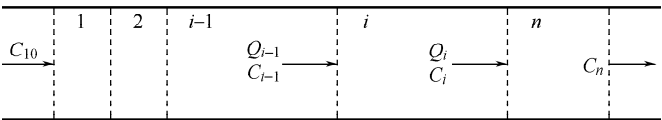


图 4-9 串联反应器模型概念图

如果以 C_1, C_2, \dots, C_i 代表相应河段的污染物浓度, 对每一个河段可以写出:

$$\begin{aligned} C_1 &= \frac{C_{10}}{1 + k_d V_1 / Q_1} \\ C_2 &= \frac{C_{20}}{1 + k_d V_2 / Q_2} \\ &\vdots \\ C_i &= \frac{C_{i0}}{1 + k_d V_i / Q_i} \end{aligned} \quad (4-109)$$

式中, C_i 表示第 i 个河段的污染物浓度; V_i 表示第 i 个河段的容积; Q_i 表示第 i 个河段的流量; C_{i0} 表示第 i 个河段的初始浓度。

若沿程没有污染物输入, 即 $q_i = 0$ 时, 且令每一个河段的容积相等, 则:

$$C_i = \frac{C_{10}}{(1 + k_d \Delta t)^i} \quad (4-110)$$

式中, $\Delta t = \frac{V}{Q}$, 为每一个河段的水力停留时间; C_{10} 为起始河段的污染物浓度。

【例 4-3】 河流长 50km, 流量 $20\text{m}^3/\text{s}$, 平均流速 0.4m/s , 初始断面污染物的本底浓度为 5mg/L , 在河流起点处有一污染源, 污水量为 $q_1 = 0.5\text{m}^3/\text{s}$, 排放的污染物浓度为 100mg/L , 污染物的降解速度常数 $k = 0.15/\text{d}$ 。试计算将河流等分成 1、5、10 和 20 个河段时的河流末端输出的污染物浓度。

解: (1) 计算初始断面的初始浓度: $C_{10} = \frac{5 \times 20 + 100 \times 0.5}{20 + 0.5} = 7.32 \text{ (mg/L)}$

(2) 若 $n=1$, 则 $\Delta t = \frac{50 \times 1000}{0.4 \times 86400} = 1.45 \text{ (d)}$, $C_1 = \frac{7.32}{(1 + 0.15 \times 0.45)^1} = 6.012 \text{ (mg/L)}$

(3) 若 $n=5$, 则 $\Delta t = \frac{1.45}{5} = 0.29 \text{ (d)}$, $C_5 = \frac{7.32}{(1 + 0.15 \times 0.29)^5} = 5.916 \text{ (mg/L)}$

(4) 若 $n=10$, 则 $\Delta t = \frac{1.45}{10} = 0.145 \text{ (d)}$, $C_{10} = \frac{7.32}{(1 + 0.15 \times 0.145)^{10}} = 5.902 \text{ (mg/L)}$

(5) 若 $n=20$, 则 $\Delta t = \frac{1.45}{20} = 0.0725 \text{ (d)}$, $C_{20} = \frac{7.32}{(1 + 0.15 \times 0.0725)^{20}} = 5.896 \text{ (mg/L)}$

(6) 根据 S-P 模型计算河流终点的污染物浓度

$$C_{SP} = C_{10} e^{-k_d \Delta t} = 7.32 e^{-0.15 \times 1.45} = 7.32 \times 0.8045 = 5.889 \text{ (mg/L)}$$

从上面的计算结果可以看出, 随着河段数目的增多, 计算结果逐渐接近一个极限值, 这个极限值就是根据连续一维河流模型的计算值。

四、多河段水质模型

1. BOD 多河段矩阵模型

河流水质特点之一是上游每一个排放口对下游任何一个断面都会产生影响, 而下游对上游则不会有影响。因此, 河流段面的水质都可以看成上游每一个断面的污染物与本断面污染物输入输出的影响的总和。

根据 S-P 模型, 可以写出河流中 BOD 的变化规律:

$$L = L_0 e^{-k_d t} \quad (4-111)$$

根据连续性原理, 可以写出每一个断面的流量 Q 和 BOD 的平衡关系:

$$Q_{2i} = Q_{1i} - Q_{3i} + Q_i \quad (4-112)$$

$$Q_{1i} = Q_{2,i-1} \quad (4-113)$$

$$L_{2i}Q_{2i} = L_{1i}(Q_{1i} - Q_{3i}) + L_iQ_i \quad (4-114)$$

根据 S-P 模型写出由 $i-1$ 断面至 i 断面之间的 BOD 衰减关系:

$$L_{1i} = L_{2,i-1} e^{-k_{d,i-1}t_{i-1}} \quad (4-115)$$

令 $\alpha_i = e^{-k_{di}t_i}$, 则有:

$$L_{1i} = \alpha_{i-1} L_{2,i-1} \quad (4-116)$$

考虑到连续性方程:

$$L_{2i} = \frac{L_{2,i-1}\alpha_{i-1}(Q_{1i} - Q_{3i})}{Q_{2i}} + \frac{Q_i}{Q_{2i}}L_i \quad (4-117)$$

令 $\alpha_{i-1} = \frac{\alpha_{i-1}(Q_{1i} - Q_{3i})}{Q_{2i}}$ 和 $b_i = \frac{Q_i}{Q_{2i}}$, 可以得到:

$$\begin{cases} L_{21} = a_0 L_{20} + b_1 L_1 \\ L_{22} = a_1 L_{21} + b_2 L_2 \\ \vdots \\ L_{2i} = a_{i-1} L_{2,i-1} + b_i L_i \\ \vdots \\ L_{2n} = a_{n-1} L_{2,n-1} + b_n L_n \end{cases} \quad (4-118)$$

这一组式子可以用一个矩阵方程表达:

$$AL_2 = BL + g \quad (4-119)$$

$$A = \begin{bmatrix} 1 & 0 & \cdots & \cdots & 0 \\ -a_1 & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ 0 & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \ddots & \ddots & 0 \\ 0 & \cdots & 0 & -a_{n-1} & 1 \end{bmatrix} \quad (4-120)$$

$$B = \begin{bmatrix} b_1 & \cdots & \cdots & \cdots & 0 \\ \vdots & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ 0 & \cdots & \cdots & \cdots & b_n \end{bmatrix} \quad (4-121)$$

式中, n 维向量 $g = [g_1 \ 0 \ \cdots \ 0]^T$, $g_1 = a_0 L_{20}$ 。

2. BOD-DO 耦合矩阵模型

根据 S-P 模型可以写出第 i 断面的溶解氧计算式:

$$O_{1i} = O_{2,i-1} e^{-k_{a,i-1}t_{i-1}} - \frac{k_{d,i-1}L_{2,i-1}}{k_{a,i-1} - k_{d,i-1}} (e^{-k_{d,i-1}t_{i-1}} - e^{-k_{a,i-1}t_{i-1}}) + O_s(1 - e^{-k_{a,i-1}t_{i-1}}) \quad (4-122)$$

同时, 根据质量平衡原理, 可以写出:

$$O_{2i}Q_{2i} = O_{1i}(Q_{1i} - Q_{3i}) + O_iQ_i \quad (4-123)$$

令 $\gamma_i = e^{-k_{ai}t_i}$, $\beta_i = \frac{k_{di}(\alpha_i - \gamma_i)}{k_{ai} - k_{di}}$, $\delta_i = O_s(1 - \gamma_i)$

$$\text{得: } O_{2i} = \frac{Q_{1i} - Q_{3i}}{Q_{2i}} (O_{2,i-1}\gamma_{i-1} - L_{2,i-1}\beta_{i-1} + \delta_{i-1}) + \frac{Q_i}{Q_{2i}}O_i \quad (4-124)$$

令: $c_{i-1} = \frac{Q_{1i} - Q_{3i}}{Q_{2i}}\gamma_{i-1}$, $d_{i-1} = \frac{Q_{1i} - Q_{3i}}{Q_{2i}}\beta_{i-1}$, $f_{i-1} = \frac{Q_{1i} - Q_{3i}}{Q_{2i}}\delta_{i-1}$

可以得到：

$$O_{2i} = c_{i-1} O_{2,i-1} - d_{i-1} L_{2,i-1} + f_{i-1} + b_i O \quad (4-125)$$

这是一个递推方程，可以用矩阵方程表达：

$$CO_2 = -DL_2 + BO + f + h \quad (4-126)$$

式中， C 和 D 是 $n \times n$ 维矩阵，分别为：

$$C = \begin{bmatrix} 1 & 0 & \cdots & \cdots & 0 \\ -c_1 & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ 0 & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \ddots & \ddots & 0 \\ 0 & \cdots & 0 & -c_{n-1} & 1 \end{bmatrix} \quad (4-127)$$

$$D = \begin{bmatrix} 0 & \cdots & \cdots & \cdots & 0 \\ d_1 & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ 0 & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \ddots & \ddots & \vdots \\ 0 & \cdots & 0 & d_{n-1} & 0 \end{bmatrix} \quad (4-128)$$

对于每一个断面的溶解氧，可以表达为：

$$O_2 = C^{-1}BO - C^{-1}DL_2 + C^{-1}(f + h) \quad (4-129)$$

式中：

$$f = (f_0 \ f_1 \ \cdots \ f_{n-1})^T \quad (4-130)$$

$$h = (h_1 \ 0 \ \cdots \ 0)^T \quad (4-131)$$

$$h_1 = C_0 O_{20} - d_0 L_{20} \quad (4-132)$$

如果将 BOD 的表达式代入，形成耦合方程：

$$O_2 = C^{-1}BO - C^{-1}DA^{-1}BL + C^{-1}(f + h) - C^{-1}DA^{-1}g \quad (4-133)$$

若令：

$$U = A^{-1}B$$

$$V = -C^{-1}DA^{-1}B$$

$$m = A^{-1}g$$

$$n = C^{-1}BO + C^{-1}(f + h) - C^{-1}DA^{-1}g$$

则：

$$L_2 = UL + m \quad (4-134)$$

$$O_2 = VL + n \quad (4-135)$$

这是描述多河段 BOD-DO 耦合关系的矩阵模型。 U 和 V 是根据给定数据计算的下三角矩阵。 U 是 BOD（对 BOD 的）响应矩阵， V 是溶解氧（对 BOD 的）响应矩阵。

【例 4-4】 已知一维河流的输入、输出数据如图 4-10 所示。设河流的饱和溶解氧值 $O_s = 10\text{mg/L}$ 。试用多河段模型模拟河流的 BOD 和 DO。

	$Q_1 = 0.5$	$Q_2 = 0.3$	$Q_3 = 0.4$	$Q_4 = 0.5$
	$L_1 = 200$	$L_2 = 200$	$L_3 = 200$	$L_4 = 200$
	$O_1 = 1$ I	$O_2 = 1$ II	$O_3 = 1$ III	$O_4 = 1$ IV
$Q_{20} = 10$	$k_{d0} = 0.3$	$k_{d1} = 0.3$	$k_{d2} = 0.3$	$k_{d3} = 0.3$
$L_{20} = 2$	$k_{a0} = 0.6$	$k_{a1} = 0.6$	$k_{a2} = 0.6$	$k_{a3} = 0.6$
$O_{20} = 8$	$t_0 = 1$	$t_1 = 1$	$t_2 = 1$	$t_3 = 1$
$Q_{31} = 0.2$	$Q_{32} = 1$	$Q_{33} = 0$	$Q_{34} = 1$	

单位：Q, m^3/s ; L, mg/L ; O, mg/L ; k_d , $1/\text{d}$; k_a , $1/\text{d}$; t , d 。

图 4-10 计算河段的概化

解：第一步，计算矩阵 A 、 B 、 C 、 D 及向量 f 、 g 、 h 的元素数值：

a_0	a_1	a_2	a_3	b_1	b_2	b_3	b_4
0.8189	0.7116	0.7112	0.7018	0.04854	0.03125	0.0400	0.05263
c_0	c_1	c_2	c_3	d_0	d_1	d_2	d_3
0.7048	0.5317	0.5268	0.5199	0.1141	0.1860	0.1843	0.1819
f_0	f_1	f_2	f_3	g_1	h_1		
2.4662	4.3710	4.3315	4.2745	1.6378	5.4102		

第二步，计算逆矩阵，并将上述计算值代入各矩阵和向量，求出 BOD 和 DO 的响应矩阵及向量：

$$U = \begin{bmatrix} 0.04854 & 0 & 0 & 0 \\ 0.03483 & 0.03125 & 0 & 0 \\ 0.02477 & 0.02223 & 0.04000 & 0 \\ 0.01738 & 0.01560 & 0.02807 & 0.05263 \end{bmatrix}$$

$$V = \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 \\ -0.00903 & 0 & 0 & 0 \\ -0.01118 & -0.005759 & 0 & 0 \\ -0.01032 & -0.007038 & -0.007276 & 0 \end{bmatrix}$$

$$m = (1.6378 \quad 1.1753 \quad 0.8359 \quad 0.5867)^T$$

$$n = (7.9253 \quad 8.3110 \quad 8.5335 \quad 8.6118)^T$$

第三步，利用 U 、 V 、 m 和 n 计算各断面的 BOD 和 DO (mg/L)：

$$L_2 = UL + m = (11.35 \quad 14.39 \quad 18.24 \quad 23.32)^T$$

$$O_2 = VL + n = (7.93 \quad 6.51 \quad 5.15 \quad 3.69)^T$$

五、含支流的河流矩阵模型

假设主流含 1, 2, ..., i , ..., n 个断面，支流含 1(i), 2(i), ..., $m(i)$ 个断面，在主流断面 (i) 汇入主流 (图 4-11)。

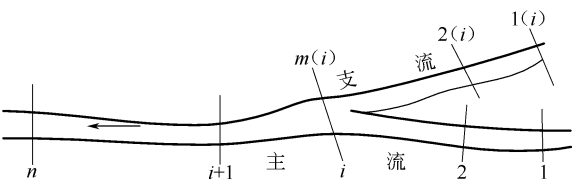


图 4-11 含支流的河流模型概化图

可以对支流写出矩阵方程，计算支流最下游断面 $m(i)$ 的水质。将支流作为污染源计入主流的矩阵方程即可。令：

$$L_i = L'_{2m}$$

(4-136)

式中， L_i 为主流上第 i 个断面（即支流汇入断面）处的污水浓度； L'_{2m} 为支流最后一个断面处的 BOD 浓度。

第四节 二维河流水质模型

一、解析模型

在流场均匀稳定的情况下，可以采用解析模型模拟污染物的运动过程。由于河岸的反射作用，河流的二维水质解析模型为：

$$C(x,y) = \frac{2Q\exp\left(\frac{-kx}{u_x}\right)}{u_x h \sqrt{\frac{4\pi D_y x}{u_x}}} \left\{ \exp\left(-\frac{u_x y^2}{4D_y x}\right) + \sum_{i=1}^{\infty} \exp\left[-\frac{u_x (2nB - y)^2}{4D_y x}\right] \right.$$

$$\left. + \sum_{i=1}^{\infty} \exp\left[-\frac{u_x (2nB + y)^2}{4D_y x}\right] \right\}$$

(4-137)

式中, B 是河流的宽度。边界的反射作用随着 n 的增加衰减很快。一般情况下取 $2 \sim 3$ 次反射即能满足计算精度。

二、数值模型

1. 正交曲线坐标系

在一个给定的河段中, 沿水流方向将河段分成 m 个流带, 同时在垂直水流方向将河段分成 n 个子河段, 组成一个包含 $m \times n$ 个有限单元的平面网格系统 (图 4-12)。

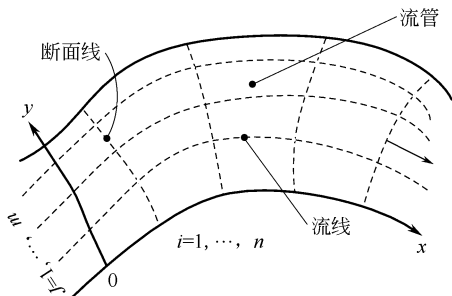


图 4-12 正交曲线坐标系

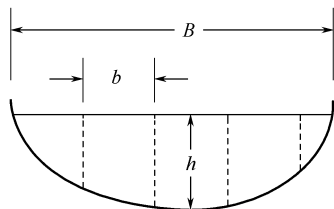


图 4-13 河流断面与流管

流管划分的原则是保持每一个流管流过相同的流量。流管的流量可以通过断面的单宽流量计算 (如图 4-13 所示)。单宽流量是局部水深 h 与断面平均水深 H 的函数:

$$q = a \left(\frac{h}{H} \right)^b \times \frac{Q}{B} \quad (4-138)$$

式中, Q 表示通过河流断面的总流量; a 和 b 表示根据断面流量分布估计的参数, 休姆 (Sium) 根据观察数据给出了估值范围。

在平直河道中:

$$\text{若 } 50 \leq \frac{B}{H} \leq 70, a = 1.0, b = 5/3 \quad (4-139)$$

$$\text{若 } 70 \leq \frac{B}{H}, a = 0.92, b = 7/4 \quad (4-140)$$

在弯曲河道中, 当 $50 \leq B/H \leq 100$ 时, $0.095 \geq a \geq 0.08, 2.48 \geq b \geq 1.78$ 。

2. 断面累积流量曲线

根据单宽流量的计算结果作出断面累积流量曲线 (图 4-14)。如果以纵坐标表示流量, 将总流量分成 m 等分, 对应的横坐标则表示流管的宽度。

由流线和断面线组成一个正交曲线坐标系。假设第 (i, j) 个单元的长度是 Δx_{ij} , 宽度为 Δy_{ij} , 平均水深 h_{ij} 。

3. BOD 模型

对任意一个单元 (i, j) , 可以写出质量平衡方程。

由推流输入、输出该单元的 BOD 总量为:

$$q_j (L_{i-1,j} - L_{i,j}) \quad (4-141)$$

由纵向弥散作用输入、输出该单元的 BOD 总量为:

$$D'_{(i-1,j),ij} (L_{i-1,j} - L_{ij}) - D'_{ij,(i+1,j)} (L_{ij} - L_{i+1,j}) \quad (4-142)$$

由横向弥散作用输入、输出该单元的 BOD 总量为:

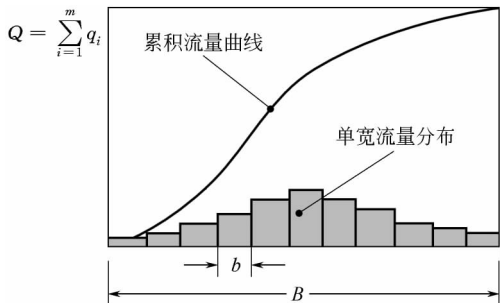


图 4-14 断面单宽流量与累积流量

$$D'_{(i,j-1),ij}(L_{i,j-1}-L_{ij})-D'_{ij,(i,j+1)}(L_{ij}-L_{i,j+1}) \quad (4-143)$$

在 (i, j) 单元内的 BOD 衰减量为:

$$V_{ij}k_{dij}L_{ij} \quad (4-144)$$

由系统外输入的 BOD 总量为:

$$q_j(L_{i-1,j}-L_{ij})-D'_{(i-1,j),ij}(L_{i-1,j}-L_{ij})+D'_{ij,(i+1,j)}(L_{ij}-L_{i+1,j}) \\ -D'_{(i,j-1),ij}(L_{i,j-1}-L_{ij})+D'_{ij,(i,j+1)}(L_{ij}-L_{i,j+1})+V_{ij}k_{dij}L_{ij}=W_{ij}^L \quad (4-145)$$

上述各式中: $D'_{(i-1,j),ij}=D_{(i-1,j),ij}\frac{A_{(i-1,j),ij}}{\bar{x}_{(i-1,j),ij}}$

$$D'_{ij,(i+1,j)}=D_{ij,(i+1,j)}\frac{A_{ij,(i+1,j)}}{\bar{x}_{ij,(i+1,j)}}$$

$$D'_{(i,j-1),ij}=D_{(i,j-1),ij}\frac{A_{(i,j-1),ij}}{\bar{y}_{(i,j-1),ij}}$$

$$D'_{ij,(i,j+1)}=D_{ij,(i,j+1)}\frac{A_{ij,(i,j+1)}}{\bar{y}_{ij,(i,j+1)}}$$

式中, q_i 表示第 i 个流带中的流量; L_{ij} 表示第 ij 单元的 BOD 浓度; V_{ij} 表示第 ij 单元的容积; k_{dij} 表示第 ij 单元的 BOD 衰减速度常数; $D_{ij,kl}$ 表示单元 ij 和 kl 间的弥散系数; $A_{ij,kl}$ 表示单元 ij 和 kl 间的界面面积; $\bar{x}_{ij,kl}$ 表示上下游相邻单元的距离; $\bar{y}_{ij,kl}$ 表示横向相邻单元间的距离。

可以写出第 ij 单元的 BOD 质量平衡关系:

$$V_{ij}\frac{dL_{ij}}{dt}=q_j(L_{i-1,j}-L_{ij}) \\ +D'_{(i-1,j),ij}(L_{i-1,j}-L_{ij})-D'_{ij,(i+1,j)}(L_{ij}-L_{i+1,j}) \\ +D'_{(i,j-1),ij}(L_{i,j-1}-L_{ij})-D'_{ij,(i,j+1)}(L_{ij}-L_{i,j+1})-V_{ij}k_{dij}L_{ij}+W_{ij}^L \quad (4-146)$$

如果问题可以简化为稳态, 则

$$\frac{dL_{ij}}{dt}=0 \quad (4-147)$$

如果将所有单元中的 BOD 值写成 $m \times n$ 维向量:

$$\mathbf{L}=[L_{11} \ \cdots \ L_{ij} \ \cdots \ L_{mn}]^T \quad (4-148)$$

将所有系统外输入也写成 $m \times n$ 维向量:

$$\mathbf{W}^L=[W_{11}^L \ \cdots \ W_{ij}^L \ \cdots \ W_{mn}^L]^T \quad (4-149)$$

可以对这个河段写出矩阵方程:

$$\mathbf{GL}=\mathbf{W}^L \quad (4-150)$$

\mathbf{G} 是一个 $(m \times n) \times (m \times n)$ 维矩阵, 称为变换矩阵。 \mathbf{G} 的各个元素 g_{kl} 计算如下:

$$\text{对 } l=k, \ g_{kl}=q_j+D'_{(i,j-1),ij}+D'_{ij,(i,j+1)}+D'_{ij,(i+1,j)}+V_{ij}k_{dij} \quad (4-151)$$

$$\text{对 } l=k+1, \ g_{kl}=D'_{ij,(i,j+1)} \quad (4-152)$$

$$\text{对 } l=k-1, \ g_{kl}=D_{(i,j-1),ij} \quad (4-153)$$

$$\text{对 } l=k+m, \ g_{kl}=-D'_{ij,(i+1,j)} \quad (4-154)$$

$$\text{对 } l=k-m, \ g_{kl}=-q_j-D'_{(i-1,j),ij} \quad (4-155)$$

$$\text{对 其余 } l, \ g_{kl}=0 \quad (4-156)$$

矩阵 \mathbf{G} 的元素是流带流量、弥散系数、单元几何尺寸及 BOD 衰减速度的函数, 如果已知上述参数, 在给定外部输入的 BOD (污染源) 时, 每个单元的 BOD 值可以计算如下:

$$\mathbf{L}=\mathbf{G}^{-1}\mathbf{W}^L \quad (4-157)$$

式中, G^{-1} 是 $(m \times n) \times (m \times n)$ 维矩阵, 称为 BOD 响应矩阵。

4. DO 有限单元模型

与 BOD 模型相似, 可以写出一个单元的 DO 平衡:

$$\begin{aligned} V_{ij} \frac{dO_{ij}}{dt} = & q_j (O_{i-1,j} - O_{ij}) + D'_{(i-1,j),ij} (O_{i-1,j} - O_{ij}) - D_{ij,(i+1,j)} (O_{ij} - O_{i+1,j}) \\ & + D_{(i,j-1),ij} (O_{i,j-1} - O_{ij}) - D_{ij,(i,j+1)} (O_{ij} - O_{i,j+1}) \\ & - V_{ij} k_{dij} L_{ij} + V_{ij} k_{aij} (O_s - O_{ij}) + W_{ij}^o \end{aligned} \quad (4-158)$$

式中, O_{ij} 为 DO 单元的 DO 浓度; O_s 为饱和溶解氧浓度; k_{aij} 为 DO 单元的复氧系数; 其余符号同前。

如果将河段各单元的 DO 浓度写成一个 $m \times n$ 维向量:

$$\mathbf{O} = [O_{11} \ \cdots \ O_{ij} \ \cdots \ O_{nm}]^T \quad (4-159)$$

将系统外输入的 DO 也写成一个 $m \times n$ 维向量:

$$\mathbf{W}^o = [\omega_{11}^o \ \cdots \ \omega_{ij}^o \ \cdots \ \omega_{nm}^o]^T \quad (4-160)$$

对于二维河流的 DO 也可以写出一个矩阵方程:

$$V_{ij} \frac{dO_{ij}}{dt} = -\mathbf{HO} + \mathbf{BL} + \mathbf{W}^o \quad (4-161)$$

对于稳态问题: $\mathbf{HO} = \mathbf{BL} + \mathbf{W}^o$

将 BOD 的表达式代入上式, 得:

$$\mathbf{HO} = \mathbf{BG}^{-1}\mathbf{W}^L + \mathbf{W}^o \quad (4-162)$$

二维河段的 DO 分布是一个与 BOD 耦合的模型:

$$\mathbf{O} = \mathbf{H}^{-1}\mathbf{BG}^{-1}\mathbf{W}^L + \mathbf{H}^{-1}\mathbf{W}^o \quad (4-163)$$

第五节 地下水水质模型基础

一、污染物在地下水中的运动特征

污染物在地下水中运动的基本特征与河流中类似, 迁移与扩散是基本的运动方式。由于地下水是在多孔介质中流动, 在颗粒表面上的沉积和吸附是水质引起变化的主要特征。

1. 实际流速与孔隙流速

地下水一般是在多孔介质中流动, 地下水在承压含水层中的渗透速度可以用式 (4-164) 计算:

$$u_x = \frac{k(H_1 - H_2)}{L} = \frac{q_e}{m} \quad (4-164)$$

式中, L 为水流的流动距离; k 为渗透系数; H_1 和 H_2 分别为起点和终点的水头; q_e 为地下水流的单宽流量; m 为含水层的厚度。实际水流 (u_x) 的速度一般都要大于渗透速度:

$$u_x^* = \frac{u_x}{n} \quad (4-165)$$

式中, n 为有效孔隙度。

2. 推流迁移

污染物在地下水中的推流迁移与河流中类似, 随着水流的流动而流动。推流迁移可以改变污染物的位置, 但不改变污染物的分布形状和总量。在 x 、 y 、 z 三个方向上, 由于推流作用导致的单位距离、单位时间的污染物质量通量 (即推流迁移通量) 可以用式 (4-166) 表示:

$$f_x^1 = u_x C; \quad f_y^1 = u_y C; \quad f_z^1 = u_z C \quad (4-166)$$

3. 扩散-弥散

弥散是由采用状态的空间平均值引起的。与河流的弥散过程模拟相类似，可以表示为式(4-167)：

$$f_x^2 = -D \frac{\partial C}{\partial x}, f_y^2 = -D \frac{\partial C}{\partial y}, f_z^2 = -D \frac{\partial C}{\partial z} \quad (4-167)$$

式中， D 为弥散系数。如果弥散系数是各向异性的，弥散系数就是一个张量，弥散通量可以写成：

$$\begin{bmatrix} f_x^2 \\ f_y^2 \\ f_z^2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} D_{xx} & D_{xy} & D_{xz} \\ D_{yx} & D_{yy} & D_{yz} \\ D_{zx} & D_{zy} & D_{zz} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} -\partial C / \partial x \\ -\partial C / \partial y \\ -\partial C / \partial z \end{bmatrix} \quad (4-168)$$

在水流方向与坐标轴一致时，上式可以简化成：

$$\begin{bmatrix} f_x^2 \\ f_y^2 \\ f_z^2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} D_x & & \\ & D_y & \\ & & D_z \end{bmatrix} \begin{bmatrix} -\partial C / \partial x \\ -\partial C / \partial y \\ -\partial C / \partial z \end{bmatrix} \quad (4-169)$$

在一个实际系统中，污染物的分散作用包括分子扩散分量和机械分散（包括湍流扩散和弥散）分量。在地下水中，分子扩散系数 \bar{D} 可以用式(4-170)表达：

$$\bar{D} = \omega D^* \quad (4-170)$$

式中， D^* 是在标准溶液中测定的分子扩散系数； ω 是由经验确定的小于 1 的系数，通常， ω 在 0.67~0.707 之间。

机械分散的分散系数可以表示为水流速度（假定流速的方向为 x 方向）的函数：

$$D_x = \alpha_x u_x \quad (4-171)$$

$$D_y = \alpha_y u_x \quad (4-172)$$

$$D_z = \alpha_z u_x \quad (4-173)$$

式中， α_x 、 α_y 、 α_z 分别称为 x 方向、 y 方向和 z 方向的弥散度，通常， α_z 较 α_y 小一至数个数量级， α_y 又较 α_x 小一至数个数量级。综合上述结果得到弥散系数的计算式为：

$$x \text{ 方向, } D_x = \bar{D} + \alpha_x u_x = \omega D^* + \alpha_x u_x \quad (4-174)$$

$$y \text{ 方向, } D_y = \bar{D} + \alpha_y u_x = \omega D^* + \alpha_y u_x \quad (4-175)$$

$$z \text{ 方向, } D_z = \bar{D} + \alpha_z u_x = \omega D^* + \alpha_z u_x \quad (4-176)$$

4. 吸附

地下水在流动过程中，与周围的多孔介质不断接触，介质表面对地下水中的污染物会产生吸附作用。吸附通量可以表示为：

$$r = -\frac{\rho_b}{n} \times \frac{\partial \bar{C}}{\partial t} \quad (4-177)$$

式中， ρ_b 为介质的容积密度； \bar{C} 为吸附在介质表面上的污染物质的浓度； n 为多孔介质的孔隙率。在吸附平衡时，污染物在介质上的浓度 \bar{C} 与在地下水中的浓度 C 具有如下动态平衡关系：

$$\bar{C} = k_d C \quad (4-178)$$

式中， k_d 称为分配系数。于是吸附通量可以写成：

$$r = -\frac{\rho_b}{n} \times \frac{\partial \bar{C}}{\partial t} = -\frac{\rho_b k_d}{n} \times \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4-179)$$

5. 污染物的衰减

可降解污染物在地下水中的衰减过程一般可以表示为：

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k_1 C \quad (4-180)$$

式中， k_1 是污染物的降解速度常数，其数值与污染物的性质、水流的状态有关，污染物在地下水中的降解速度通常小于地面水； t 为污染物在地下水中的流行时间。

二、地下水污染的途径

为了处置和输送生产和生活中产生的废水、废物，人们修建了许多污水池、管道、堆料场等构筑物；同时，为了利用污水，人们还修建了养鱼塘、污水灌溉田、氧化塘；此外，人们还广泛地利用土地处理系统处理和净化污水。这些工程都可能对地下水产生影响；利用渗坑、深井处置和排放污水，更是地下水的直接污染源；被污染的河流、渠道、湖泊也是地下水污染的主要来源。地下水的污染大多通过下述途径。

1. 通过包气带渗入

由于地下水疏干，含水层中含有空气的地层称为包气带（图 4-15）。通过包气带渗透是地面污染源污染地下水的最主要途径。

通过包气带的污染分为连续渗透污染和断续渗透污染。地面污水池、废水坑、损坏的污水管等形成的污染一般属于连续污染；地面废物堆、垃圾坑、饲养场等由于雨水淋漓造成的污染一般属于断续渗透污染。

由于地层有过滤、吸附等自净能力，污水流经包气带时浓度会发生变化，特别在包气带的岩层颗粒较细、厚度较大时，可以使污水中的污染物含量大大降低，甚至全部消除。包气带的这种作用给地下水的水质计算带来很大困难。但在连续渗透的条件下，如果污水的浓度保持不变，对地下水的污染物的补充是固定的，初始断面处的浓度可以视为不变，计算过程可以简化。

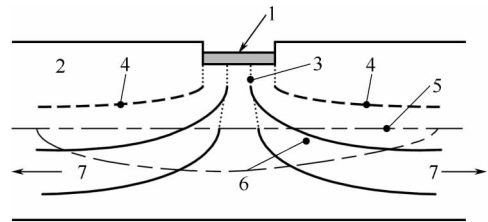


图 4-15 通过包气带进入含水层

1—污水池；2—土壤包气带；3—向下渗透带；
4—地下水位抬高线；5—初始地下水位线；
6—污染带；7—污染物扩散方向

2. 由井、孔、坑道、岩洞等通道直接注入

利用井、孔、坑道或岩洞等通道将污水直接注入地下岩石空隙中，通过过滤、扩散、离子交换、吸附、沉淀等自净作用可以将污水净化。但是地层净化污水的能力是有一定限度的，超过限度就会造成地下水的污染。采用这种方法净化污水时，需要对地质状况有比较透彻的认识，否则其后果将会是严重的。

3. 地表水体的渗入（图 4-16）

被污染的河流、湖泊、近岸海水都可能对地下水特别是潜水产生污染。

城市的地下水水源地很多都建立在地层透水性良好、水量充足的河流两岸，依靠河流的补给提供充足的水量。被污染的地下水要在含水层中流经一定的距离到达取水井。由于岩层的净化作用，污染中的污染物浓度将会有所下降。

4. 含水层之间的垂直越流（图 4-17）

开采封闭较好的承压含水层时，顶板之上如果有被污染了的潜水，对承压水来说就是潜在的污染源。在开采承压水时由于水位下降，与潜水形成较大的水头差，潜水有可能通过弱透水的隔水顶板直接越流：可以通过承压含水层顶板的“天窗”流入；也可以通过止水不严的

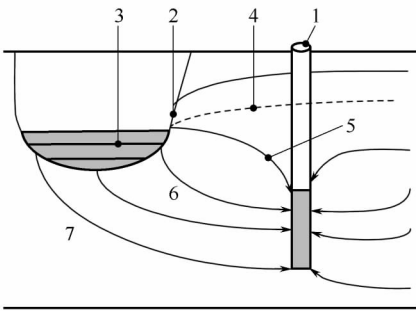


图 4-16 由地表水体渗入

- 1—抽水井；2—河流冲积层；3—被污染的地面水；
4—原地下水位；5—抽水时的地下水位；
6—诱导补给层；7—含水层

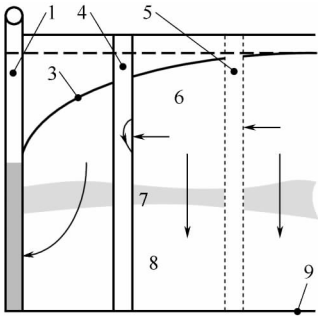


图 4-17 垂直越流

- 1—承压水抽水井；2—被污染的潜水位；
3—承压水动水位；4—被腐蚀的钻孔套管；
5—废弃钻孔；6—潜水含水层；7—弱透水层；
8—承压含水层；9—隔水层

套管（或被腐蚀的套管）的缝隙下渗到承压含水层；还可能从套管未封死的废弃钻孔流入。

开采潜水或浅层承压水时，深层承压含水层中的咸水或被污染的水同样可以通过上述途径向上越流污染潜水或浅层承压水。

三、地下水环境质量基本模型

1. 基本方程

通过考察一个微小单元的质量平衡关系（见图 4-18），可以推导地下水环境质量基本方程。基本方程反映了污染物在地下水中的基本运动特征，包括推流、扩散与弥散、吸附、降解等过程。

以 x 方向为例。流入单元体的污染物通量包括推流输入通量和弥散输入通量；流出单元体的污染物通量包括推流输出增量和弥散输出增量。

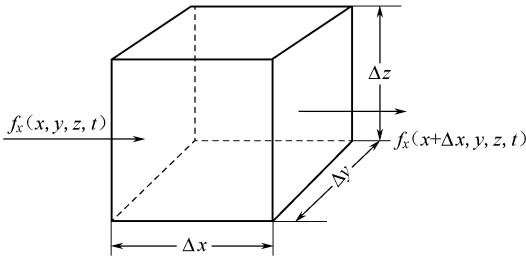


图 4-18 微小单元的质量平衡

在 x 方向上，单位时间内由推流产生的污染物的变化：

$$\begin{aligned} \Delta f_x^1 &= \frac{\partial f_x^1}{\partial x} \Delta x \Delta y \Delta z \Delta t \\ &= \frac{\partial (u_x C)}{\partial x} \Delta x \Delta y \Delta z \Delta t \end{aligned} \tag{4-181}$$

在 x 方向上弥散通量的变化为：

$$\Delta f_x^2 = \frac{\partial f_x^2}{\partial x} \Delta x \Delta y \Delta z \Delta t = \frac{\partial}{\partial x} \left(-D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \Delta x \Delta y \Delta z \Delta t \tag{4-182}$$

由于吸附作用，单位时间内产生的污染物的变化为：

$$\Delta f_x^3 = \frac{\rho_b k_d}{n} C \Delta x \Delta y \Delta z \Delta t \tag{4-183}$$

由于降解作用，单位时间内产生的污染物的变化为：

$$\Delta f_x^4 = -k_1 C \Delta x \Delta y \Delta z \Delta t \tag{4-184}$$

与第三章中推导环境质量基本模型相类似，得到一维条件下的地下水污染物弥散模型：

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u_x \frac{\partial C}{\partial x} \pm \sum_{k=1}^m W_m \tag{4-185}$$

式中, $u_x = -\frac{k_x}{n} \times \frac{\partial h}{\partial x}$, 为 x 方向的渗透速度或平均孔隙流速; C 为溶解污染物的浓度; D_x 为 x 方向的弥散系数张量; h 为水头; W_m 为输入或输出系统的源汇项, 主要包括污染物的降解和在颗粒物上的吸附等。

考虑到地下水运动过程中多孔介质的吸附作用, 上述一维模型可以写作:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b k_d}{n} \times \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4-186)$$

经整理得到:

$$\left(1 + \frac{\rho_b k_d}{n}\right) \frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4-187)$$

如果令 $R = 1 + \frac{\rho_b k_d}{n}$, 上式可以写作:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4-188)$$

或

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{u_x}{R} \times \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4-189)$$

式中, R 被称为迟滞因子, 它所起的作用是减缓污染物的迁移速度。

对于可降解污染物, 引进降解项后, 地下水中的环境质量模型为:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{u_x}{R} \times \frac{\partial C}{\partial x} - k_1 C \quad (4-190)$$

将上式推广, 可以得到二维和三维地下水环境质量模型:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{D_y}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - \frac{u_x}{R} \times \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{u_y}{R} \times \frac{\partial C}{\partial y} - k_1 C \quad (4-191)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{D_y}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{D_z}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \frac{u_x}{R} \times \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{u_y}{R} \times \frac{\partial C}{\partial y} - \frac{u_z}{R} \times \frac{\partial C}{\partial z} - k_1 C \quad (4-192)$$

对于守恒或者降解速度很慢以至于可以忽略不计的污染物, 上述一维、二维、三维模型中的降解项 $k_1 C$ 可以略去。

如果采用正交曲线坐标系统, 且流速保持恒定, 可以定义两个坐标方向 S_x 和 S_y , S_x 是沿着流线的坐标, 而 S_y 则是与流线正交的坐标, 地下水二维正交曲线坐标系统模型可以写作:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial S_x^2} + \frac{D_y}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial S_y^2} - \frac{u_x}{R} \times \frac{\partial C}{\partial S_x} - k_1 C \quad (4-193)$$

上述模型一般形式的解析解不易求得。事实上, 对一个非均匀系统不可能存在解析解。由于自然界的空隙介质通常都具有不均匀的渗透系数, 使得该问题的求解更为复杂。除了某些辐射流问题外, 几乎所有的解析解都属于均匀流和稳定流系统。这就是说, 系统中流速的大小和方向都不因时间和空间的变化而变化, 系统具有均匀的渗透系数。

2. 初始条件和边界条件

求解任何形式的时变偏微分方程, 都需要相应的初始条件和边界条件。一般形式的初始条件可以写作:

$$C(x, y, z, t) = f(x, y, z, 0), \quad t = 0 \quad (4-194)$$

根据物理约束, 可以确定三种类型的边界条件。

(1) Dirichlet 边界条件 给定部分边界的浓度:

$$C(x_0, y_0, z_0, t) = C_0(t) \quad (4-195)$$

(2) Neuman 边界条件 给定确定边界的浓度梯度:

$$D_i \frac{\partial C}{\partial x_i} = q(x, y, z, t) \quad (4-196)$$

式中, q 为已知函数, 对于不透水边界, $q=0$ 。

(3) Cauchy 边界条件 给定确定边界的浓度及其浓度梯度:

$$\left(D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} - u_i C \right) = g(x, y, z, t) \quad (4-197)$$

式中, g 为已知函数, 等号左侧括号中第一项表示弥散通量, 第二项表示推流迁移通量。

四、基本模型的解析解

1. 一维问题

首先考虑一个无限长的、渗透速度为 u 的稳定均匀流场的一维模型。在任何时间 t 和距投放点的距离为 x 处的物质浓度可以用下式表述:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{u_x}{R} \times \frac{\partial C}{\partial x} - k_1 C \quad (4-198)$$

(1) 污染物排放时间为 $0 < t \leq t_0$, 输入污染物的衰减速度常数为 α , 输入污染物的浓度可以用下式表示:

$$\begin{aligned} f(t) &= C_0 \exp(-\alpha t), \quad 0 < t \leq t_0 \\ f(t) &= 0, \quad t > t_0 \end{aligned} \quad (4-199)$$

根据所给条件可知, 当 $t=0$ 时, $C(x, t)=0$, 表示系统在初始时不含该种类物质; 当 $x \rightarrow \infty$ 时, $\frac{\partial C(x, t)}{\partial x} = 0$, 表示在空间的另一端, 浓度保持不变。 $x=0$ 的边界条件可以用式 (4-200) 表示:

$$\left(-D_x \frac{\partial C}{\partial x} + u_x C \right) \Big|_{x=0} = u_x f(t) \quad (4-200)$$

式 (4-200) 表明, 在输入边界上, 任何时刻的质量通量都等于由推流带走的通量 (即没有弥散通量)。

通过 Laplace 变换, 上述方程的解为:

$$\begin{aligned} C(x, t) &= A(x, t), \quad 0 < t \leq t_0 \\ C(x, t) &= A(x, t) - A(x, t - t_0) \exp(\alpha t_0), \quad t > t_0 \end{aligned} \quad (4-201)$$

$$\text{式中,} \quad A(x, t) = C_0 \exp(-\alpha t) A_1(x, t), \quad \alpha \neq k_1 \quad (4-202)$$

$$A(x, t) = C_0 \exp(-\alpha t) A_2(x, t), \quad \alpha = k_1 \quad (4-203)$$

$$\begin{aligned} A_1(x, t) &= \frac{u_x}{u_x + u} \exp \left[\frac{x(u_x - u)}{2D_x} \right] \operatorname{erfc} \left(\frac{Rx - u_x t}{2\sqrt{D_x R t}} \right) \\ &+ \frac{u_x}{u_x - u} \exp \left[\frac{x(u_x + u)}{2D_x} \right] \operatorname{erfc} \left(\frac{Rx + u_x t}{2\sqrt{D_x R t}} \right) \\ &+ \frac{u_x^2}{2D_x R (\lambda - \alpha)} \exp \left[\frac{u_x x}{D_x} + (\alpha - \lambda)t \right] \operatorname{erfc} \left(\frac{Rx + u_x t}{2\sqrt{D_x R t}} \right) \end{aligned} \quad (4-204)$$

式中, $u = \sqrt{u_x^2 + 4D_x R (\lambda - \alpha)}$

$$\begin{aligned} A_2(x, t) &= \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left(\frac{Rx - u_x t}{2\sqrt{D_x R t}} \right) + \sqrt{\frac{u_x^2 t}{\pi D_x R}} \exp \left[-\frac{(Rx - u_x t)^2}{4D_x R t} \right] \\ &- \frac{1}{2} \left(1 + \frac{u_x x}{D_x R} + \frac{u_x^2 t}{D_x R} \right) \exp \left(\frac{u_x x}{D_x} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{Rx + u_x t}{2\sqrt{D_x R t}} \right) \end{aligned} \quad (4-205)$$

上述各式中, $\operatorname{erfc}(x)$ 为余误差函数。

(2) $\alpha=0$ 。此时, 表示系统外输入浓度定常, 边界条件是常量, 即

$$\left(-D_x \frac{\partial C}{\partial x} + u_x C\right) \Big|_{x=0} = u_x C_0, \text{ 对 } 0 < t \leq t_0 \quad (4-206)$$

$$\left(-D_x \frac{\partial C}{\partial x} + u_x C\right) \Big|_{x=0} = 0, \text{ 对 } t > t_0 \quad (4-207)$$

令 $\alpha=0$, 得到式 (4-208) 的解为:

$$\begin{aligned} \frac{C}{C_0} = A_1(x, t) = & \frac{u_x}{u_x + u} \exp\left[\frac{x(u_x - u)}{2D_x}\right] \operatorname{erfc}\left(\frac{Rx - u_x t}{2\sqrt{D_x R t}}\right) \\ & + \frac{u_x}{u_x - u} \exp\left[\frac{x(u_x + u)}{2D_x}\right] \operatorname{erfc}\left(\frac{Rx + u_x t}{2\sqrt{D_x R t}}\right) \\ & + \frac{u_x^2}{2D_x R t} \exp\left(\frac{u_x x}{D_x} - \lambda t\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{Rx + u_x t}{2\sqrt{D_x R t}}\right) \end{aligned} \quad (4-208)$$

(3) $\alpha=\lambda=0$ 。此时, 输入污染物的浓度定常, 污染物在地下水中的衰减为零, 基本方程可以写作:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{u_x}{R} \times \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4-209)$$

此时的解为:

$$\begin{aligned} \frac{C}{C_0} = A_2(x, t), \text{ 对 } 0 < t \leq t_0 \\ \frac{C}{C_0} = A_2(x, t) - A_2(x, t - t_0), \text{ 对 } t > t_0 \end{aligned} \quad (4-210)$$

(4) $\alpha=k_1=0, R=1$ 。此时, 污染物的输入浓度定常, 地下水中的污染物衰减为零, 且不存在吸附。此时的解为:

$$\begin{aligned} \frac{C}{C_0} = A_3(x, t), \text{ 对 } 0 < t \leq t_0 \\ \frac{C}{C_0} = A_3(x, t) - A_3(x, t - t_0), \text{ 对 } t > t_0 \end{aligned} \quad (4-211)$$

式中,

$$\begin{aligned} A_3(x, t) = & \frac{1}{2} \operatorname{erfc}\left(\frac{x - u_x t}{2\sqrt{D_x R t}}\right) + \frac{u_x^2 t}{\pi D_x} \exp\left(-\frac{x - u_x t}{4D_x t}\right) \\ & - \frac{1}{2} \left(1 + \frac{u_x x}{D_x} + \frac{u_x^2 t}{D_x}\right) \exp\left(\frac{u_x x}{D_x}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{x + u_x t}{2\sqrt{D_x t}}\right) \end{aligned} \quad (4-212)$$

【例 4-5】 如图 4-19 所示, 均质含水层, 厚度 10m, 稳态均匀流, 孔隙流速 1m/d, 一条相当长的沟渠垂直水流方向通过, 沟渠水流中不含化学反应物。沟渠中的水以 $0.1\text{m}^3/\text{d}$ 的流量渗入地下。污水中的非反应物的浓度是 $10\text{kg}/\text{m}^3$, 纵向弥散度为 $\alpha_x=10\text{m}$, 土壤空隙度为 0.2。要求进行下述计算: ① 1a、2a 和 10a 以后, C/C_0 随距离的变化; ② 确定 10a 以后距沟渠多远处的地下水中污染物浓度是 $0.1\text{mg}/\text{L}$?

解: 计算地下水的体积流率:

$$Q = 1 \times 10 \times 0.2 = 2 \text{ [m}^3/(\text{d} \cdot \text{m})]$$

由于渗入污水量 $q=0.1\text{m}^3/(\text{d} \cdot \text{m})$, 仅为地下水流量的 5%, 忽略由于污水量引起的地下水流速增量, 不致有

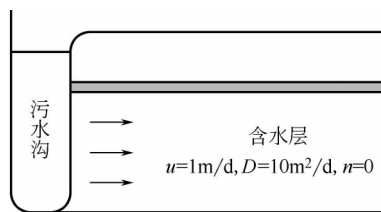


图 4-19 例 4-5 示意图

大的误差。

假定渗入的污水与地下水均匀混合，污染物在地下水中的初始浓度为：

$$C_0 = \frac{0.1 \times 10}{Q + q} \approx 500 \text{ (mg/L)}$$

根据式 (4-176) 计算弥散系数：

$$D_x = \alpha_x u = 1 \times 10 = 10 \text{ (m}^2/\text{d)}$$

计算条件：时间 $t=10\text{a}$ ；计算距离，距离污水渠 1000~6500m；空间步长 500m；弥散系数 $D_x=10\text{m}^2/\text{d}$ ；孔隙流速 $u_x=1.0\text{m/d}$ ；迟滞因子 $R=1$ ；且 $\alpha=k_1=0$ 。表 4-7 为计算结果。

表 4-7 $t=10\text{a}$ 的无量纲浓度（计算步长：500m）

x/m	C/C_0	x/m	C/C_0
1000	0.1×10^1	4000	0.9898×10^{-1}
1500	0.1×10^1	4500	0.8471×10^{-3}
2000	0.1×10^1	5000	0.3010×10^{-6}
2500	0.1×10^1	5500	0.3913×10^{-11}
3000	0.9922×10^0	6000	约 0.0000×10^{-13}
3500	0.7139×10^0	6500	约 0.0000×10^{-33}

从上述的计算结果可以看出， C/C_0 的最大变化发生在 3000~4500m 之间。为了得到这个区间更精确的结果，可以将步长缩短到 100m，计算结果如表 4-8 所列。

表 4-8 $t=10\text{a}$ 、 $x=3100\sim4300\text{m}$ 的 C/C_0 分布（计算步长：100m）

x/m	C/C_0	x/m	C/C_0
3100	0.9797×10^{00}	3700	0.4301×10^{00}
3200	0.9532×10^{00}	3800	0.2923×10^{00}
3300	0.9042×10^{00}	3900	0.1796×10^{00}
3400	0.8252×10^{00}	4000	0.4868×10^{-1}
3500	0.7139×10^{00}	4100	0.2127×10^{-1}
3600	0.5771×10^{00}	4200	0.8230×10^{-2}

为了确定浓度为 0.1mg/L 的发生位置，其相应的无量纲浓度为：

$$\frac{C}{C_0} = \frac{0.1}{500} = 0.2 \times 10^{-3}$$

由表 4-7 可以查出： $x=4500\text{m}$ 和 $x=5000\text{m}$ 处的 C/C_0 值分别为 0.84×10^{-3} 和 0.3×10^{-6} 。由此， $C/C_0=0.2 \times 10^{-3}$ 值发生在 $x=4500\sim5000\text{m}$ 之间的某处（如图 4-20 所示）。

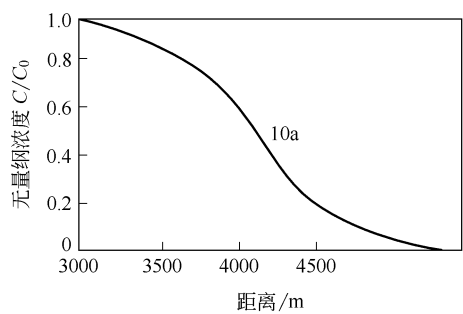


图 4-20 无量纲浓度与距离的关系

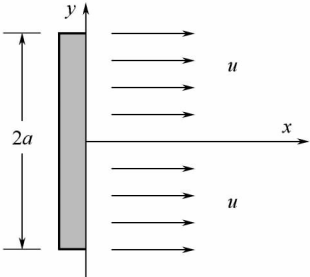


图 4-21 二维平面流问题

2. 二维平面流问题

二维对流弥散方程为：

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{D_x}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{D_y}{R} \times \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - \frac{u_x}{R} \times \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{u_y}{R} \times \frac{\partial C}{\partial y} - \lambda C \quad (4-213)$$

如果假定源的长度为 $2a$ ，且与地下水的流向正交，沿 y 轴渗入地下水（如图 4-21 所示），源的浓度随时间呈指数下降。其边界条件与初始条件如下：

$$C(0, y, t) = C_0 e^{-at}, \text{ 对 } -a \leq y \leq a$$

$$C(0, y, t) = 0, \text{ 对 其余 } y \text{ 值}$$

$$\lim_{y \rightarrow \infty} \frac{\partial C}{\partial y} = 0$$

$$\lim_{x \rightarrow \infty} \frac{\partial C}{\partial x} = 0$$

该模型的解为：

$$\begin{aligned} C(x, y, t) = & \frac{C_0 x}{4\sqrt{\pi D_x t}} \exp\left(\frac{u_x x}{2D_x} - at\right) \\ & \int_0^{t/R} \exp\left[-\left(\lambda R - aR + \frac{u_x^2}{4D_x}\right)\tau - \frac{x^2}{4D_x \tau}\right] \tau^{-3/2} \\ & \times \left[\operatorname{erf}\left(\frac{a-y}{2\sqrt{D_x \tau}}\right) + \operatorname{erf}\left(\frac{a+y}{2\sqrt{D_x \tau}}\right)\right] d\tau \end{aligned} \quad (4-214)$$

式中， τ 为沿 y 方向的流行时间。

【例 4-6】 均质含水层渗透速度为 0.1m/d 。工厂废液排入一个长 100m 、宽 5m 的污水塘中，假定污水塘的长边垂直于地下水的水流方向，污水从污水塘底部渗漏，到达含水层（图 4-22），并形成污染物浓度 100mg/L 。设含水层的横向弥散系数是纵向的 $1/10$ 。要求：① 污染物到达含水层后 $1\sim 5a$ 的下游浓度变化；② 如果给定该种污染物的容许浓度为 10mg/L ，识别污水到达含水层后 $5a$ 地下水被污染的面积。假定纵向弥散度 α 为 10m 和 50m 两个值。

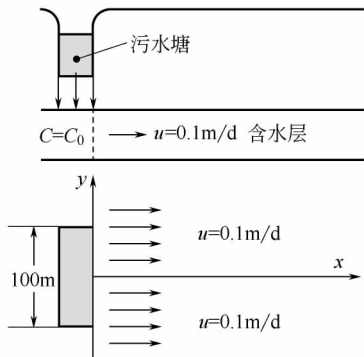


图 4-22 例 4-6 示意图

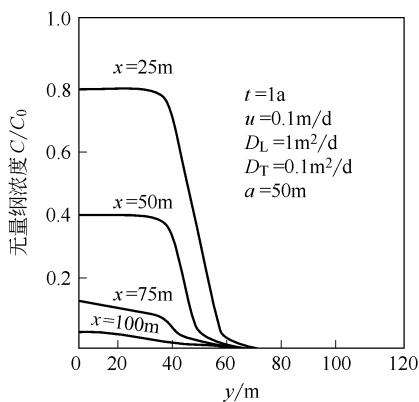


图 4-23 无量纲浓度随 y 值的变化

解：给定 $\alpha = \lambda = 0$ ，同时， $a_x = 10\text{m}$ 或 50m ， $D_x/D_y = 10/1$ ，可以得到：

$$D_x = a_x \times u_x = 10 \times 0.1 = 1 \text{ (m}^2/\text{d)}, \text{ 或 } D_x = 50 \times 0.1 = 5 \text{ (m}^2/\text{d)}$$

$$D_y = 0.1 D_x = 0.1 \text{ (m}^2/\text{d)}, \text{ 或 } D_y = 0.5 \text{ (m}^2/\text{d)}$$

图 4-23 给出了根据式 (4-214) 计算的无量纲浓度随 y 的变化值，给定的纵向弥散系数

$D_x = 1\text{m}^2/\text{d}$, $x = 25\text{m}$ 、 50m 、 70m 和 100m , $t = 1\text{a}$ 。

为了完成本例的第二项任务, 由题意给出的边界上的无量纲浓度 $C/C_0 = 10/1000 = 0.01$ 。由计算可知, 相应于 $u = 0.1\text{m}/\text{d}$ 、 $D_x = 0.1\text{m}^2/\text{d}$ 和 $t = 1825\text{d}$ (5a) 的 C/C_0 值正好处在 0.01 附近的点上。

3. 辐射流问题

通过一个完整井排放污染物时, 污染物在地下水中的分布问题就是一个辐射流问题。平面辐射流的推流弥散方程可以表达为:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{r} \times \frac{\partial}{\partial r} \left(D_r \frac{\partial C}{\partial r} \right) - u_r \frac{\partial C}{\partial r} \quad (4-215)$$

式中, D_r 为辐射方向的弥散系数, 可以用 $\alpha_L u_r$ 近似 D_r , 得:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{r} \times \frac{\partial}{\partial r} \left(\alpha_L u_r \frac{\partial C}{\partial r} \right) - u_r \frac{\partial C}{\partial r} \quad (4-216)$$

在 u_r 保持不变时, 上式可以写作:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \alpha_L u \frac{\partial^2 C}{\partial r^2} - u_r \frac{\partial C}{\partial r} \quad (4-217)$$

如果一个承压含水层的厚度为 b , 一口完整井以定常的速率 Q 排放浓度为 C_0 的某种化学物质, 该种物质在含水层中的初始浓度为 0。该问题的数学表达式如下。

首先引入无量纲半径 r_D , 无量纲时间 t_D 和无量纲浓度 C_D :

$$r_D = \frac{r}{\alpha_L}, \quad t_D = \frac{Qt}{2\pi b n \alpha_L^2}, \quad C_D = \frac{C}{C_0}$$

式 (4-217) 可以写成:

$$\frac{1}{r_D} \times \frac{\partial^2 C_D}{\partial r_D^2} - \frac{1}{r_D} \times \frac{\partial C_D}{\partial r_D} = \frac{\partial C_D}{\partial t_D} \quad (4-218)$$

这时的初始条件和边界条件为:

$$\begin{aligned} C_D(r_D, t_D) &= 0, \quad t_D = 0 \\ C_D(r_{DW}, t_D) &= 1 \\ \lim_{r_D \rightarrow \infty} C_D(r_D, t_D) &= 0 \end{aligned}$$

式中, r_{DW} 为无量纲直径。

求解式 (4-218) 是一个非常复杂的过程, 需要通过拉普拉斯变换求解。

4. 辐射流问题的近似解

近似解法借助误差函数和表格求解。

如果同时考虑弥散系数与分子扩散系数, 辐射流的对流-扩散方程可以写成:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \alpha_x u \frac{\partial^2 C}{\partial r^2} - u \frac{\partial C}{\partial r} + \frac{\bar{D}}{r} \times \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial C}{\partial r} \right) \quad (4-219)$$

式中, \bar{D} 为分子扩散系数, 上式可以变为:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \left(\frac{\alpha_x}{u} + \frac{\bar{D}}{u^2} \right) \frac{\partial^2 C}{\partial r^2} - u \frac{\partial C}{\partial r} \quad (4-220)$$

如果污染物在 $r=0$ 处以稳定的速率 Q 和不变的浓度注入, 可以得到式 (4-217) 的解:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{r^2}{2} - rut \right) \left(\frac{4}{3} \alpha_x r^3 + \frac{\bar{D}}{u} r^3 \right)^{-\frac{1}{2}} \right] \quad (4-221)$$

式中, $\operatorname{erfc}(x) = 1 - \operatorname{erf}(x)$, 是余误差函数。式 (4-221) 的边界条件为: $\frac{\partial C(r, 0)}{\partial t} = 0$ 。

这个解在源排放点处是不正确的，在距离排放点不远处可以得到近似值。

如果假设 $t=0$ 时， $\frac{\partial C}{\partial t}=0$ ，且 $\bar{D}=0$ ，得到无量纲浓度表达式如下：

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{r_D^2}{2} - t_D \right) \left(\frac{4}{3} r_D^3 \right)^{-\frac{1}{2}} \right] \quad (4-222)$$

【例 4-7】一种废液以 $20\text{m}^3/\text{d}$ 的速率连续通过一完整井排入含水层。含水层厚度 10m ，假设在水平方向无限延伸，地下水流速可以忽略。如果废液中的保守污染物浓度为 2000mg/L ，在给定纵向弥散度为 0.1m 和 10m 、含水层空隙度为 0.2 的条件下，估计 10a 后距排放井 100m 、 500m 和 1000m 处的污染物浓度。

解：(1) 当弥散度 $\alpha_x=0.1\text{m}$ 时，

$$t_D = \frac{Qt}{2\pi b n \alpha_L^2} = \frac{20 \times 87600}{2\pi \times 10 \times 0.2 \times 0.1^2} = 13941973$$

$$r_D = \frac{r}{\alpha_x}$$

式中， r 是井的辐射半径，分别为 100m 、 500m 和 1000m 。当 $\alpha_x=0.1\text{m}$ 时，相应的 r_D 为 1000m 、 5000m 和 10000m 。于是：

当 $r_D=1000$ 时，

$$\begin{aligned} \frac{C}{C_0} &= \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{r_D^2}{2} - t_D \right) \left(\frac{4}{3} r_D^3 \right)^{-\frac{1}{2}} \right] = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\frac{1000^2/2 - 13941973}{(4 \times 1000^3/3)^{1/2}} \right] = \frac{1}{2} \operatorname{erfc}(-368) \\ &= \frac{1}{2} [1 + \operatorname{erf}(368)] \end{aligned}$$

查表得： $\operatorname{erf}(368)=1$ ，则 $\frac{C}{C_0}=1$ 。就是说， 10a 以后，半径 $r=100\text{m}$ 处的浓度等于废液中的浓度。

当 $r_D=5000$ 时， $\frac{C}{C_0}=1$ ，即 $C=2000\text{mg/L}$ ；

当 $r_D=10000$ 时， $\frac{C}{C_0}=0$ ，即 $C=0\text{mg/L}$ 。

(2) 当 $\alpha_x=1\text{m}$ 时，在 $r=100\text{m}$ 、 500m 、 1000m 处，相应的 $C=2000\text{mg/L}$ 、 1886mg/L 和 0mg/L 。

(3) 当 $\alpha_x=10\text{m}$ 时，在 $r=100\text{m}$ 、 500m 、 1000m 处，相应的 $C=2000\text{mg/L}$ 、 1383mg/L 和 0.01mg/L 。

第六节 实用水质模型介绍

一、水质模型的进展

自 20 世纪初 S-P 模型诞生以来，水质模型经历了如下发展和变化。①模型机理越来越复杂，模拟状态变量越来越多。水质模型从简单的 S-P 模型发展到氮磷模型、富营养化模型、有毒物质模型和生态系统模型，体现了模型考虑因素和模拟状态变量增多、机理逐渐趋于复杂的过程。②模型的时空尺度不断增加。时间尺度：最早的水质模型都是稳态模型，20 世纪 60 年代以后，开始出现动态水质模型，动态模型既可模拟长期过程，也可模拟瞬时过程。空间尺度：现实世界都是三维的，然而水质模型却经历了从一维、二维到三维逐渐发展的过程。20 世纪 60 年代以前，以一维为主；60 年代以后，随着研究逐渐扩展到河口地区，出现了二维模型；70 年代，由于富营养化研究的需要，三维模型开始出现；90 年代后，随

着应用需求的广泛和深入，三维模型的研究得到了越来越多的重视。③模型的集成化在增强。早期的水质模型立足于解决单一的水环境问题。随着科学研究的深入和水环境集成管理的需求，模型的集成化正逐步成为一个新的研究热点。如下水道系统、废水处理厂（WWTP）和接纳水体的集成、非点源污染模型与接纳水体水质模型的集成、经济模型与水质模型的集成等。④模型的技术手段越来越先进，计算机技术、网络技术、地理信息技术和软计算技术的应用极大地推动了水质模型的发展和完善。研究人员不断发展和完善水质模型，除了因为污染物在水环境中的迁移、转化和归宿研究的不断深入外，日益广泛的应用需求也是推动模型向复杂化发展的主要原因。

目前文献中常见的三维水质模型系统有 WASP、CE-QUAL-ICM、EFDC/HEM3D、MIKE3 和 RMA10 等，可实现河流、湖泊、水库、河口和沿海水域等一系列水质问题的模拟。

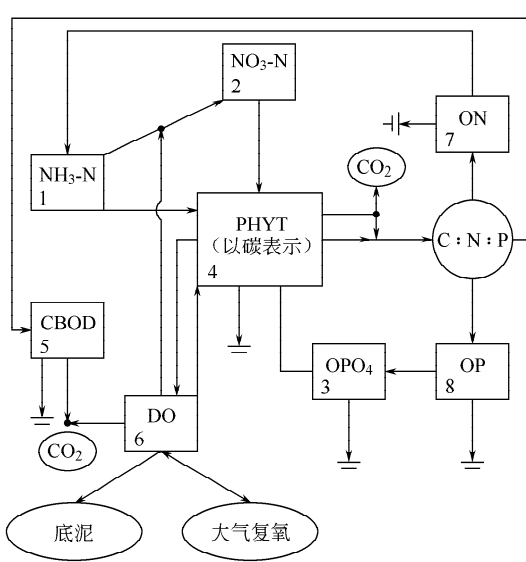
二、WASP 模型

1. 概况

WASP 模型系统（Water Quality Analysis Simulation Program Modeling System）是由美国国家环保局暴露评价模型中心开发的用于地表水水质模拟的模型。有几个不同的版本，其中 WASP5 是使用最广泛的版本，目前已有 WASP6 版本。

WASP 模型系统是为分析湖泊、水库、河流、河口和沿海水域的一系列水质问题而设计的动态多箱式模型，基本程序反映了对流、扩散、降解、点源负荷、非点源负荷以及边界交换等时间变化过程，适用于 BOD、DO、营养物、有毒化学成分和浮游生物等物质的迁移转化过程模拟。WASP 提供了一个灵活的动态模拟系统。水质模块和水动力学模块既可单独运行，又可偶合运行；子程序既可从程序库中挑选，又可由用户提供；模型概化时可将研究水体分割成段，按照一维、二维或三维来安排，以满足不同空间尺度的研究需求。由于其独有的灵活性，在国内外 WASP 模型广泛地应用于自然和人为污染水体的水质预测，如波拖马可河口（Potomac Estuary）、密歇根湖（Lake Michigan）、三峡水库和密云水库等。

WASP 模型系统包括两个独立的计算程序：DYNHYD 和 WASP。它们可以联合运行，也可以独立运行。DYNHYD 是水动力学程序，它模拟水的运动，是一维水动力学模型，适合于河流水动力学模拟；WASP 是水质程序，它模拟水中各种污染物的运动与相互作用，包括 EUTRO 和 TOXI 两个子模型。EUTRO 用来分析传统的污染，包括溶解氧（DO）、碳生化需氧量（CBOD）、营养物质和浮游植物等因子，这些变量构成 4 个相互作用的系统：浮游植物动态变化、磷循环、氮循环和溶解氧平衡；TOXI 则模拟有毒物质的污染，包括有机化学物、金属和泥沙等。



WASP 模型系统水质模块 EUTRO 模型可以模拟 8 个指标，分别为氨氮（NH₃）、硝酸盐氮（NO₃）、溶解性磷酸盐（OPO₄）、叶绿素 a（chl-a）、碳生化需氧量（CBOD）、溶解氧（DO）、有机氮（ON）和有机磷（OP）。基本反应动力学关系如图 4-24 所示，主要方

图 4-24 WASP/EUTRO 反应动力学关系图

程如式 (2-223)~式 (2-234) 所示。

式中, C_1, C_2, \dots, C_8 分别表示氨氮 (NH_3)、硝酸盐氮 (NO_3)、磷酸盐 (PO_4)、叶绿素 (chl-a)、碳生化需氧量 (CBOD)、溶解氧 (DO)、有机氮 (ON) 和有机磷 (OP), 单位: mg/L , chl-a 为 $\mu\text{g/L}$ 。此外, 在模型运算过程中, C_4 表示浮游植物碳浓度, 利用参数 a_{cchl} (浮游植物碳与叶绿素的比, mg C/mg chl-a) 进行两者的转化。

2. 藻类生长动力学方程

$$\frac{\partial C_4}{\partial t} = G_{\text{P1}} C_4 - D_{\text{P1}} C_4 - \frac{V_{\text{s4}}}{D} C_4 \quad (4-223)$$

式中, G_{P1} 表示浮游植物的生长速率, d^{-1} ; D_{P1} 表示浮游植物的死亡速率, d^{-1} ; V_{s4} 表示浮游植物的沉降速度, m/d ; D 表示单元格水深, m 。

(1) 藻类生长:

$$G_{\text{P1}} = k_{1\text{c}} \theta_{1\text{c}}^{(T-20)} X_{\text{RI}} X_{\text{RN}} \quad (4-224)$$

式中, $k_{1\text{c}}$ 表示 20°C 条件下浮游植物的饱和生长速率, d^{-1} ; $\theta_{1\text{c}}$ 表示 $k_{1\text{c}}$ 的温度调节系数; T 表示水温, $^\circ\text{C}$; X_{RI} 表示光照限制因子。EUTRO 模块集成了两种光照限制因子的计算方法: ①Di Toro 公式; ②Smith 公式。由于光照限制因子计算公式比较复杂, 本书不再赘述, 详见相关技术文档。 X_{RN} 表示营养限制因子。

$$X_{\text{RN}} = \min\left(\frac{C_1 + C_2}{K_{\text{MNG1}} + C_1 + C_2}, \frac{C_3}{K_{\text{MPG1}} + C_3}\right) \quad (4-225)$$

式中, K_{MNG1} 表示浮游植物生长的氮半饱和常数, mg N/L ; K_{MPG1} 表示浮游植物生长的磷半饱和常数, mg P/L 。

(2) 藻类的死亡与呼吸:

$$D_{\text{P1}} = k_{1\text{R}} \theta_{1\text{R}}^{(T-20)} + k_{1\text{D}} + k_{1\text{G}} Z(t) \quad (4-226)$$

式中, $k_{1\text{R}}$ 表示 20°C 条件下浮游植物的内源呼吸速率, d^{-1} ; $\theta_{1\text{R}}$ 表示 $k_{1\text{R}}$ 的温度条件系数; $k_{1\text{D}}$ 表示浮游植物非捕食性死亡速率, d^{-1} ; $k_{1\text{G}}$ 表示单位浮游动物量对浮游植物的捕食率, $\text{L}/(\text{mg C} \cdot \text{d})$; $Z(t)$ 表示食草浮游动物浓度, mg C/L 。

3. 氮循环

(1) 氨氮 (NH_3):

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_1}{\partial t} = & D_{\text{P1}} a_{\text{nc}} (1 - f_{\text{on}}) C_4 + k_{71} \theta_{71}^{(T-20)} \left(\frac{C_4}{K_{\text{mPc}} + C_4} \right) C_7 \\ & - G_{\text{P1}} a_{\text{nc}} P_{\text{NH}_3} C_4 - k_{12} \theta_{12}^{(T-20)} \left(\frac{C_6}{K_{\text{NIT}} + C_6} \right) C_1 \end{aligned} \quad (4-227)$$

式中, a_{nc} 表示浮游植物的氮碳比, mg N/mg C ; f_{on} 表示浮游植物氮死亡和呼吸转为有机氮的比例; k_{71} 表示溶解有机氮的矿化速度, d^{-1} ; θ_{71} 表示 k_{71} 的温度系数; K_{mPc} 表示浮游植物的半饱和常数, mgC/L ; P_{NH_3} 表示氨氮选择系数; k_{12} 表示 20°C 条件下的硝化速度系数, d^{-1} ; θ_{12} 表示 k_{12} 的温度系数; K_{NIT} 表示硝化的氧限制半饱和系数, $\text{mg O}_2/\text{L}$ 。

(2) 硝酸盐氮 (NO_3):

$$\frac{\partial C_2}{\partial t} = k_{12} \theta_{12}^{(T-20)} \left(\frac{C_6}{K_{\text{NIT}} + C_6} \right) C - G_{\text{P1}} a_{\text{nc}} (1 - P_{\text{NH}_3}) C_4 - k_{20} \theta_{20}^{(T-20)} \left(\frac{K_{\text{NO}_3}}{K_{\text{NO}_3} + C_6} \right) C_2 \quad (4-228)$$

氨氮选择系数:

$$P_{\text{NH}_3} = C_1 \left[\frac{C_2}{(K_{\text{mN}} + C_1)(K_{\text{mN}} + C_2)} \right] + C_1 \left[\frac{K_{\text{mN}}}{(K_{\text{mN}} + C_1)(K_{\text{mN}} + C_2)} \right] \quad (4-229)$$

式中, k_{20} 表示 20°C 条件下的反硝化速度系数, d^{-1} ; θ_{20} 表示 k_{20} 的温度系数; K_{NO_3} 表

示硝化的氧限制半饱和系数，mg O₂/L；K_{mN}表示氨氮选择半饱和系数。

(3) 有机氮 (ON)：

$$\frac{\partial C_7}{\partial t}=D_{P1} a_{nc} f_{on} C_4 - k_{71} \theta_{71}^{(T-20)} \left(\frac{C_4}{K_{mPc} + C_4} \right) C_7 - \frac{V_{s3} (1-f_{D7})}{D} C_7 \tag{4-230}$$

式中，V_{s3}表示有机物的沉降速度，m/d；f_{D7}表示溶解有机氮的比例。

4. 磷循环

(1) 无机磷 (PO₄)：

$$\frac{\partial C_3}{\partial t}=D_{P1} a_{pc} (1-f_{op}) C_4 + k_{83} \theta_{83}^{(T-20)} \left(\frac{C_4}{K_{mPc} + C_4} \right) C_8 - G_{P1} a_{pc} C_4 \tag{4-231}$$

式中，a_{pc}表示浮游植物的磷碳比，mg P/mg C；f_{op}表示浮游植物磷死亡和呼吸转为有机磷的比例；k₈₃表示溶解有机磷的矿化速度，d⁻¹；θ₈₃表示k₈₃的温度系数。

(2) 有机磷 (OP)：

$$\frac{\partial C_8}{\partial t}=D_{P1} a_{pc} f_{op} C_4 - k_{83} \theta_{83}^{(T-20)} \left(\frac{C_4}{K_{mPc} + C_4} \right) C_8 - \frac{V_{s3} (1-f_{D8})}{D} C_8 \tag{4-232}$$

式中，f_{D8}表示溶解有机磷的比例。

5. 溶解氧平衡

(1) 碳生化需氧量 (CBOD)：

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_5}{\partial t} = & a_{oc} k_{1D} C_4 - k_D \theta_D^{(T-20)} \left(\frac{C_6}{K_{BOD} + C_6} \right) C_5 \\ & - \frac{V_{s3} (1-f_{D5})}{D} C_5 - 2.9 k_{20} \theta_{20}^{(T-20)} \left(\frac{K_{NO_3}}{K_{NO_3} + C_6} \right) C_2 \end{aligned} \tag{4-233}$$

式中，a_{oc}表示浮游植物的氧碳比，mg O₂/mg C；k_D表示20℃条件下的CBOD降解速率，d⁻¹；θ_D表示水体中CBOD降解的温度系数；K_{BOD}表示CBOD降解的氧限制半饱和常数；f_{D5}表示溶解CBOD的比例。

(2) 溶解氧 (DO)：

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_6}{\partial t} = & k_2 (C_s - C_6) - k_D \theta_D^{(T-20)} \left(\frac{C_6}{K_{BOD} + C_6} \right) C_5 - \frac{64}{14} k_{12} \theta_{12}^{(T-20)} \left(\frac{C_6}{K_{NIT} + C_6} \right) C_1 \\ & - \frac{SOD}{D} \theta_{SOD}^{(T-20)} + G_{P1} \left[\frac{32}{12} + 4(1-P_{NH_3}) \right] C_4 - \frac{32}{12} k_{1R} \theta_{1R}^{(T-20)} C_4 \end{aligned} \tag{4-234}$$

式中，k₂表示20℃条件下水体的复氧速度常数，d⁻¹；C_s表示饱和溶解氧浓度；SOD表示底泥耗氧量，g/(m²·d)；θ_{SOD}表示底泥耗氧量的温度系数。

EUTRO模型的水质参数有40多个，详见表4-9。

表 4-9 EUTRO 模型的参数定义

ID	符 号	定 义 和 单 位	参数范围
11	K12C	20℃条件下的硝化速率,d ⁻¹	0.01~5.7
12	K12T	K12C 的温度系数	1.05~1.1
13	KNIT	硝化的氧限制半饱和系数,mg O ₂ /L	2.0
21	K20C	20℃条件下的反硝化速率,d ⁻¹	0~0.2
22	K20T	K20C 的温度系数	1.045
23	KNO ₃	反硝化的氧限制半饱和系数,mg O ₂ /L	0.1~1.0
41	K1C	20℃条件下浮游植物的饱和和生长率,d ⁻¹	0.2~8.0
42	K1T	K1C 的温度系数	1.01~1.15

续表

ID	符 号	定 义 和 单 位	参数范围
43	LGHTS	光照公式选项; LGHTS=1, 利用 Di Toro 公式; LGHTS=2, 利用 Dick Smith's (USGS) 公式	1 或 2
44	PHIMX	最大光子量常数, 仅当 LGHTS=2 时使用, mg C/mole photons, 缺省值为 720	—
45	XKC	叶绿素吸光度, 仅当 LGHTS=2 时使用, (mg chl-a/m ³) ⁻¹ /m, 缺省值为 0.017	—
46	CCHL	浮游植物碳与叶绿素的比, 仅当 LGHTS=1 使用, mg C/mg chl-a, 缺省值为 30	10~112
47	IS1	浮游植物的饱和光强, 仅当 LGHTS=1 时使用, ly/d, 缺省值为 300	200~350
48	KMNG1	浮游植物生长的氮半饱和常数, mg N/L	0.0014~0.4
49	KMPG1	浮游植物生长的磷半饱和常数, mg PO ₄ -P/L	0.0005~0.08
50	K1RC	20℃ 条件下浮游植物的内源呼吸速率, d ⁻¹	0.02~0.8
51	K1RT	浮游植物呼吸的温度系数, 缺省值为 1.0	1.06~1.12
52	K1D	非捕食性浮游植物死亡速率, d ⁻¹	0.005~0.1
53	K1G	单位浮游动物对浮游植物的捕食率, L/(mg C·d)	0.24~1.2
54	NUTLIM	营养物限制选项, 缺省值为 0	—
55	KPZDC	20℃ 条件下浮游植物在底泥中的分解速率, d ⁻¹	—
56	KPZDT	KPZDC 的温度系数, 缺省值为 1.0	—
57	PCRB	浮游植物的磷碳比, mg P/mg C, 缺省值为 0.025	0.01~0.05
58	NCRB	浮游植物的氮碳比, mg N/mg C, 缺省值为 0.25	0.05~0.4
59	KMPHY	浮游植物的半饱和常数, mg C/L (当浮游植物浓度增加时, 有机氮和有机磷的矿化速率随之增加。KMPHY 小, 说明浮游植物对矿化的影响不大, 反之需要较高的浮游植物浓度来驱动矿化过程, 对于一般的应用, KMPHY 取 0)	0.0~1.0
71	KDC	20℃ 条件下的 CBOD 降解速率, d ⁻¹	0.01~0.21
72	KDT	KDC 的温度系数	1.02~1.15
73	KDSC	20℃ 条件下底泥中 CBOD 的降解速率, d ⁻¹	—
74	KDST	KDSC 的温度系数	—
75	KBOD	CBOD 降解的氧限制半饱和和常数, mg O ₂ /L	0.1~0.5
81	OCRB	浮游植物的氧碳比, mg O ₂ /mg C, 缺省值为 32/12	2.67
82	K2	20℃ 条件下水体的大气复氧速率, d ⁻¹	0.1~0.2
91	K71C	溶解有机氮的矿化速率, d ⁻¹	0.001~0.14
92	K71T	K71C 的温度系数	1.05, 1.08
93	KONDC	20℃ 条件下底泥中有机氮的分解速率, d ⁻¹	—
94	KONDT	KONDC 的温度系数	—
95	FON	浮游植物氮死亡和呼吸转为有机氮的比例, 缺省值为 1.0	0.5~0.7
100	K83C	溶解有机磷的矿化速率, d ⁻¹	0.001~0.8
101	K83T	K83C 的温度系数	1.02~1.14
102	KOPDC	20℃ 条件下底泥中有机磷的分解速率, d ⁻¹	—
103	KOPDT	KOPDC 的温度系数	—
104	FOP	浮游植物磷死亡和呼吸转为有机磷的比例, 缺省值为 1.0	0.5~0.6
1	v_{s3}	有机物的沉降速度, m/d	0.0~1.0
2	v_{s5}	无机物的沉降速度, m/d	0.0~1.0
3	v_{s4}	浮游植物沉降速度, m/d	0.0~1.0

习题与思考题

1. 某湖泊的容积 $V=2.0\times108\text{m}^3$ ，表面积 $A_s=3.6\times107\text{m}^2$ ，支流入流量 $Q=3.1\times109\text{m}^3/\text{a}$ ，经多年测量得知，磷的输入量为 $1.5\times108\text{g/a}$ ，已知蒸发量等于降水量。试判断该湖泊的营养状况，是否会发生富营养化？

2. 已知某湖泊的水力停留时间 $T=1.5\text{a}$ ，沉降速率 $s=0.001/\text{d}$ ，污染物进入该湖泊以后达到平衡浓度的 90% 需要多长时间？

3. 已知河流平均流速 $u_x=0.5\text{m/s}$ ，水温 $T=20^\circ\text{C}$ ，起点 BOD: $L_0=10\text{mg/L}$ ， $\text{DO}=8\text{mg/L}$ ， $k_d=0.15/\text{d}$ ， $k_a=0.24/\text{d}$ 。计算：

(1) 临界氧亏点的距离：将 u 、 T 、 L_0 、 DO_0 、 k_d 、 k_a 依次单独递增 10%，计算临界氧亏点的距离、临界点的 DO 浓度和 BOD 浓度。

(2) 计算临界氧亏点距离 x 、临界氧亏值 D_c 和临界点 BOD 对参数 k_d 、 k_a 的灵敏度。

4. 已知某河段的沉浮系数 k_s 可以用下式表示：

$$k_s=3.86\text{e}^{-0.13Q-0.285}$$

河段平均流速 $u_x=0.006Q^{1.5}$ ， $k_d=0.18/\text{d}$ ， $k_a=0.25/\text{d}$ 。已知污水排放量是 $3000\text{m}^3/\text{d}$ ，污水 BOD 浓度为 150mg/L 。河段的月平均流量 Q 和水温 T 列在下表。上游溶解氧饱和。计算排放点下游 2km 处的月平均溶解氧浓度（单位： Q ， m^3/s ； u_x ， m/s ）。

月份	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
$Q/(\text{m}^3/\text{s})$	12	10.5	15	18	24	21	25	19	14	15	17	13
$T/^\circ\text{C}$	5	7	12	18	23	28	32	30	25	19	11	7

5. 河段长 16km，枯水流量 $Q=60\text{m}^3/\text{s}$ ，平均流速 $u_x=0.3\text{m/s}$ ， $k_d=0.25/\text{d}$ ， $k_a=0.4/\text{d}$ ， $k_s=0.1/\text{d}$ 。水流稳定，光合作用和呼吸作用不发达。如果在河段中保持 $\text{DO}\geq5\text{mg/L}$ ，在河段始端每天排放的 BOD 不应超过多少？（上游溶解氧饱和，水温 25°C ）

6. $Q=20\text{m}^3/\text{s}$ ，河流流速 $u_x=0.2\text{m/s}$ ，其实断面 BOD 浓度 $L_0=2\text{mg/L}$ ，氧亏率 $<10\%$ ，水温 20°C ， $k_d=0.1/\text{d}$ ， $k_a=0.2/\text{d}$ 。为了保证排放口下游 8km 处的溶解氧不低于 4mg/L ，试确定必须的污水处理程度。

7. 试根据 S-P 模型证明：当 $k_d=k_a$ 时，

$$D=(k_d t L_0)\exp(-k_d t)$$
$$t_c=\frac{1-\frac{D_0}{L_0}}{k_d}$$

式中， D 为计算氧亏； t_c 为临界氧亏发生的时间； D_0 、 L_0 分别为起点的氧亏浓度和 BOD 浓度； k_d 、 k_a 分别为 BOD 降解速度常数和复氧速度常数。

8. 河流二维水质模拟的有限单元编号如下图所示。其溶解氧表达式可以写作：

	5	10	15	20	
	4	9	14	19	
	3	8	13	18	
	2	7	12	17	
	1	6	11	16	

$$HO=FL+W^0$$

绘出矩阵 H 和 F 的形式（阶数及非零元素的分布）；给出矩阵元素 h_{ij} 和 f_{ij} 的计算式；说明向量 O 、 L 的阶数及物理意义。

第五章 河口及近岸海域水质模型

第一节 河口及近岸海域水文特征

一、河口水文特征

河口是指入海河流受到潮汐作用的一段水体，即感潮河段。河口与一般河流的最大差别是受到潮汐的影响，流量变化大，水质呈现出明显的时变特征。

潮汐对河口的水质影响具有两面性：一方面，由海潮带来大量的溶解氧，与上游下泄的水流相汇，形成强烈的混合作用，使污染物的分布更均匀；另一方面，由于潮流的顶托作用，水流上溯，扩大了污染的范围，延长了污染物在河口的停留时间，有机物的降解会进一步降低水中的溶解氧，使水质下降；此外，潮汐也使河口的含盐量、泥沙浓度增加。海水盐分入侵是河口的一个重要环境问题，同时泥沙对污染物的吸附与解析也会对河口水质及底质产生较大的影响。

一般污染比较严重的河口都是工业集中的城市或水陆交通枢纽。在无组织排放的条件下，可能有很多排放口伸入河口；通航的河口宽度一般都很大，也比较深，污染物要完成横向混合需要经过很长的距离。与河流相比，河口具有以下几个特点。

1. 非稳定性混合

由于潮汐的影响，河口的水每天 1 次（全日潮）或 2 次（半日潮）来回地流动，时涨时退；河口地区一般都比较开阔，风对流动有较明显的影响，在任意周期的风力变化作用下，水流在半天或一天内周期性变化的同时，还有小周期的随机性变化。流动的非恒定性导致水体的混合具有了明显的时变特征。

2. 潮汐的抽吸和阻滞作用

潮流除引起小尺度的紊动混合外，还产生较大尺度的流动，除引起类似于河流中的剪切作用以外，还引起环流，这类环流对河口中的混合产生抽吸作用和阻滞作用。

多数潮汐流可分解为往复流叠加一个净的恒定环流，常称之为“剩余环流”。在大河口引起剩余环流的原因之一是地球的自转，地球的自转使北半球的流动偏向右面，南半球的流动偏向左面。因此，在北半球涨潮流偏向左岸，落潮流偏向右岸，引起逆时针方向环流。同时潮汐流和复杂地形结构的海床相互作用以及弯道处分流的不同组合都会导致环流。这是一种有别于风力及河流引起的环流，H. B. Fischer (1979) 把这种潮汐作用产生的环流称为抽吸环流。抽吸作用是河口段污染物的运动和盐水上溯的一个重要机理，是产生纵向离散的一个重要部分。

3. 密度分层与斜压环流作用

河口中有来自河流的淡水和来自海洋的咸水，在浮力作用下，密度小的淡水和密度大的海水将分别趋向水面和河底，促使发生分层流动。对于高度分层的河口，来自海洋的咸水沿河床上溯，侵入淡水下面，形成明显的盐水楔的两层系统；一些河口则具有模糊分界两层系统；部分河口则存在垂向的密度梯度，少部分河口则属咸淡垂向均匀混合的混合型河口。河口段潮汐的作用是促使水体混合，对分层起破坏作用。河流是河口密度变化的浮力源，而潮汐则是密度变化的动能源，因此河口水体密度变化取决于浮力所提供的分层功率与潮汐

所提供的混合功率的比值，即河口理查德森数（Richardson） R 的大小：

$$R = \frac{(\Delta\rho/\rho)gQ_t}{WU_t^3} \quad (5-1)$$

式中， ρ 表示水体的密度； $\Delta\rho$ 表示海水与淡水的密度差； g 为重力加速度； Q_t 为淡水流量； W 为河宽； U_t 为潮汐流速的均方根。

当 R 取值较大时，意味着浮力作用很强，密度效应大，密度差引起的流动占主导地位，河口将强烈分层；当 R 取值较小时，意味着潮汐作用很强，河口混合得好，密度差的影响可以忽略。实际河口观测表明，只有当 R 值小到 0.08 时，才可忽略密度差的作用。

对一个局部分层的河口来说，密度等值线呈顶部倾向海洋而底部倾向陆地的倾斜状，这意味着潮周平均流速在表层朝向海洋，而在底层朝向陆地，从而在水流内部产生一个因密度变化引起的环流。为与等密度流动中所发生的“正压环流”相区别，把它叫做“斜压环流”。斜压环流是河口混合中需要分析确定的一个问题，是分层河口混合的又一个重要部分。

二、河口的冲洗时间

河口的冲洗时间是指由于上游径流作用，从河口的某一个特定位置将保守污染物输送到河口外所需的时间。河口冲洗时间基本反映了污染物进入河口后停留的时间。

河口冲洗时间的计算通常采用的方法有两种，即淡水分数法和修正进潮量法。这里仅介绍淡水分数法。

如果将河口分成 n 段进行冲洗时间的计算，其公式为：

$$T = \sum_{i=1}^n \frac{f_i V_i}{R_i} \quad (5-2)$$

式中， T 表示河段总的冲洗时间， t ； f_i 表示第 i 河段的淡水分数， $f_i = \frac{R_i}{P_i}$ ； R_i 表示第 i 河段在一个潮周期上所得的河水水量， m^3 ； P_i 表示第 i 河段在一个潮周期上的进潮量， m^3 ； V_i 表示第 i 河段河水的实际体积， m^3 。 f_i 可以用盐度分布的数据进行计算：

$$f_i = \frac{S_s}{S_i} \quad (5-3)$$

式中， S_s 表示河口外海水的盐度，‰； S_i 表示第 i 河段平均盐度，‰。

三、近岸海域水流特征

海洋沿岸水域水流构成较为复杂，海流有密度分布不均匀而引起的密度流，有风引起的风生流和潮流等，其中经常起主导作用的是潮流。

1. 潮流

(1) 潮汐 由于月球、太阳、地球三者之间相对位置的变化，以及地形的影响，潮汐一般分为半日潮（一日两次潮）、日潮（一日一次潮）和混合潮三种类型。日潮周期平均为 24h 50min，半日潮周期平均为 12h 25min。不同海区除潮汐类型不同外，还有潮汐不等现象，如一天中两次潮的潮高不等、潮时不等的日不等。模拟海区潮汐资料是进行数值模拟必需的和最基本的资料。

(2) 潮流 潮流同潮汐一样，具有周期性。沿岸区域的湾口、水道、海峡的狭窄区域，海水因受地形条件的限制，基本上在正反向作周期性交换变化，形成往复式潮流；在比较宽阔的海域，潮波受地转偏向力影响，潮流流向遍及 360° ，潮流具有旋转特性，即在潮周期内，不仅流速大小而且流向也在变化。潮流流速的大小是大洋小而近海、海湾、海峡大。

潮流调和结果中除去潮流调和分潮后还可获得余流。余流是非周期性的流，是指经

过一个潮汐周期海水微团的净位移，它包含了浅海中多种因素引起的流动，主要有潮余流、风生流、密度流以及从外海进入海域的流等。其中因摩阻、海底地形、边界形状种种原因使得潮流非线性现象所导致的余流称为潮致余流。在海区中，由潮致余流产生的环流称为潮致余环流。潮致余环流随地形的变化也有变异。潮致余流在量值上比不上潮流，但由于它的持续性，对海域物质的扩散和输移起重要作用，反映了物质输移的方向趋势。潮致余流的大小与潮流的大小有关，流速比潮流小一个量级，大潮时余流速度大，小潮时余流速度小。

2. 风生流

由于风作用引起的海水水平运动称为风生流。风生流对物质的输移扩散起着重要作用。对于水体近表层的物质，向岸风可将其带到岸边，离岸风则将其带离海岸。风还引起局部环流造成物质的迁移，离岸风可将水体底部物质带到岸边并上涌至水面，向岸风则将其产生离岸迁移。

对于近岸海域，当已知离海面 10m 高处的风速为 V_{10} (m/s) 时，可用下式估算海面风生流流速 V_s (m/s)：

$$V_s = k V_{10}$$

式中， k 为经验系数，一般取 $k = 0.03$ 。也有研究中，当风向垂直于海岸时，取 $k = 0.04$ ；当风向平行于海岸时，取 $k = 0.07$ 。

此外还有由于密度分布不均匀而引起的密度流、近岸环流、沿岸流等，均对近岸海域水动力产生影响，进而影响近海海域物质输移扩散。但对物质的输运和扩散起主导作用的是潮汐过程中引起的潮流及潮致余流，其他流及动力过程引起的流则不起正常的、持续的作用。

第二节 污染物在水体中的混合稀释

对于一个典型的排海工程，通过扩散管排放污水，污水在海洋（或河口）中的物理过程可分为三个基本阶段：初始稀释阶段、再稀释和迁移阶段、长期扩散和运移阶段。对于不同的阶段，需要应用不同的数值模型。

一、初始稀释

初始稀释阶段是污水与周围环境水体在排放口近区混合的过程。这个过程主要受控于污水的动量、浮力和海流条件。初始稀释的时间尺度一般为几分钟到几小时，空间尺度为几十米到几百米。

1. 初始稀释度

对于水下浮力排放的情况，污水在出口动量和浮力作用下边上升边发生紊动混合，当被稀释的污水达到最大的浮升高度，停止上升并水平运动时，初始混合即结束，此时达到的平均稀释度称为浮力射流的初始稀释度。

对于水下非浮力排放的情况，初始混合主要由喷口动量产生，当射流最大速度衰减到喷口的动量再也不能产生显著的混合时，如小于 0.05m/s 时，初始混合即已结束，此时达到的平均稀释度称为非浮力射流的初始稀释度。

2. 初始稀释度的确定

目前的污水排海工程均为深海潜没多孔排放，以下给出浮力条件下污水多孔排放方式的羽流轴线初始稀释度计算。

(1) 垂直排入均匀而静止的水体时：

$$S = 0.38 g^{1/3} d q^{-1/3} \quad (5-4)$$

式中, $g' = \Delta\rho dg/\rho_0$, 有效重力加速度, m^2/s^2 ; $\Delta\rho = \rho_a - \rho_0$, ρ_a 为环境水体密度, t/m^3 ; ρ_0 为出流流体密度, t/m^3 ; g 为重力加速度, m/s^2 ; d 为扩散管喷口淹没深度, m ; q 为扩散管单宽流量, m^3/s 。

(2) 水平排入均匀的静止水体时:

$$S = 0.44 g'^{1/3} d q^{-2/3} \quad (5-5)$$

(3) 垂直排入线性分层的静止水体时:

$$S = 0.31 g'^{1/3} y_{\max} q^{-2/3} \quad (5-6)$$

$$y_{\max} = 2.84 (g' q)^{1/3} \left(\frac{-g}{\rho} \times \frac{d\rho_a}{dy} \right)^{-1/2}$$

式中, y_{\max} 为射流上升最大高度, m ; $\frac{d\rho_a}{dy}$ 为环境水体垂向密度梯度。

(4) 水平排入线性分层的静止水体时:

$$S = 0.36 g'^{1/3} y_{\max} q^{-2/3} \quad (5-7)$$

$$y_{\max} = 2.5 (g' q)^{1/3} \left(\frac{-g}{\rho} \times \frac{d\rho_a}{dy} \right)^{-1/2}$$

(5) 垂直排入非线性分层的水体时:

$$S = 0.31 g'^{1/3} y_{\max} q^{-2/3} \quad (5-8)$$

$$y_{\max} = 8.06 (g' q)^{2/3} \left(\frac{\rho}{g \Delta\rho} \right)$$

式中, $\Delta\rho$ 表示 $y=0$ 和 $y=y_{\max}$ 之间的密度差, y 从扩散器喷口处算起。

(6) 水平排入非线性分层的水体时:

$$S = 0.36 g'^{1/3} y_{\max} q^{-2/3} \quad (5-9)$$

$$y_{\max} = 6.25 (g' q)^{2/3} \left(\frac{\rho}{g \Delta\rho} \right)$$

采用以上各式时应注意, 当污染羽流上升的最大高度超过了实际水深时, 取实际水深进行初始稀释度计算; 对于存在盐水楔活动的河口, 按非线性密度分层的情况计算。

3. 近区稀释的其他模型

近区的稀释扩散还有较多研究成果, 如美国环保局为满足联邦机构和各地区污水排海工程规划、设计和管理的需要, 曾建立和推荐过分层横流中多孔潜没排放的几种模型: MERGE 模型、RSB 模型、UM 模型、香港大学李行伟教授建立的 JETLAG 模型等等。

MERGE 模型是针对横流速度均匀分布的密度线性分布水域中, 潜没扩散器垂直于横流且扩散器出流平行于横流条件建立的。控制方程采用了卷吸假定, 把受纳域流体的流入率与射流的当地特性联系起来, 通过数值求解控制方程, 将所得结果以图表形式列出来, 供实际使用时查用。

美国环保局对 MERGE 模型不断改进, 于 1992 年提出了 UM 模型和 RSB 模型。UM 模型有两个显著的特色: 拉格朗日表述和投影面卷吸 (PAE) 假定。由于 UM 模型是以环境流体力学为基础编制程序的, 同时对各种条件进行了假定, 在复杂条件下应用时有时显得误差太大, 从实验结果看, 用于工程有一定精度, 但对浅水, 水体表面约束很明显, 对上层污水层厚度的估计及阻挡作用将变得十分重要的情况下, 其对稀释度的估计过于乐观。

RSB 模型是针对分层流动中多孔扩散器以试验研究为依据而建立的, 在 Robeas、Snyder

和 Baumgarmer 大量实验结果的基础上, 将实验结果绘成实验曲线, 然后适配成经验公式。根据对 RSB 模型的应用, 发现对于线性分层情况, 模型给出的结果与从曲线图获得的结果完全一致。对于非线性分层情况, RSB 假定在上升高度内是线性分布的, 实际上这是偏于保守的假设, 稀释度的计算值小于实际值。

Jetlag 3 模型是香港大学李行伟教授研制的, 并且在国内外许多污水海洋处置工程中得到成功的应用。Jetlag 3 模型是一个三维的 Lagrangian 模型, 采用 Lagrangian 分析方法积分求解羽流单元的体积变化。该模型可以较好地模拟在潮流环境下近区的稀释扩散情况。

以上模型多为结合试验而适配的经验模式, 具体模型的数学表达可查阅相关资料。

二、污染羽流再稀释预测

1. 再稀释概念

再稀释和迁移阶段是指污水场 (此时常称为污染羽流) 在海流作用下的湍流扩散和迁移过程。这一条件主要受控于海流条件及海水湍流强度, 并且与污水场初始尺度或扩散管长度有关。其时间尺度一般为几小时至几天, 空间尺度为几公里。污染物羽流的迁移过程中, 由于海水湍流扩散作用而使污染物的浓度降低。定义稀释度 S_d 为:

$$S_d = \frac{C_1}{C_{sm}} \quad (5-10)$$

式中, C_1 表示初始稀释阶段末污水场中污染物的浓度; C_{sm} 表示污染羽流中污染物的浓度。

2. 污染羽流再稀释预测

污染羽流再稀释预测的目的是确定当污染羽流侵入岸边或敏感区域 (通常考虑最不利情况) 时, 羽流中污染物的最大浓度或浓度分布。

用于污染羽流再稀释预测可以采用二维模式, 也可采用三维模式。二维模型在垂向平均, 忽略了垂向的扩散影响; 而三维模型则考虑了垂向的扩散, 羽流在垂向上随着水深在厚度上发生变化。但二维模型简单, 预测结果也较安全, 实际工程中广泛采用, 较有代表性的是 Brooks 模式。

假定环境水流是均匀流, 即流向和流速都不随时间发生变化, 流向与扩散管轴线垂直; 与横向扩散和纵向扩散相比, 垂向扩散很小, 所以可以忽略; 污染羽流的厚度近似为常数, 常取排污点处水深的 $1/3$;

扩散系数是污染羽流宽度的函数。图 5-1 为污染羽流迁移扩散示意图。

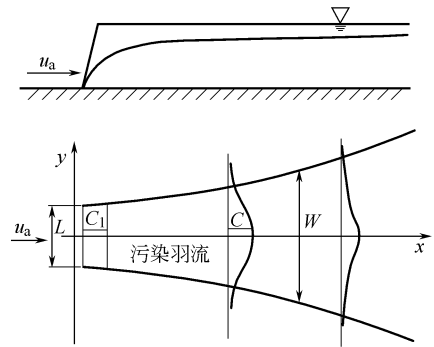


图 5-1 污染羽流迁移扩散示意图

设污染物为保守物质, 其浓度 C 满足稳态二维对流扩散模型:

$$u_a \frac{\partial C}{\partial x} = E_y(x) \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \quad (5-11)$$

$$E_y(x) = E_0 f(x) \quad (5-12)$$

式中, $E_y(x)$ 为横向扩散系数; E_0 为常数, 相应于 $x=0$ 处污染羽流宽度的扩散系数。

为求解模型 (5-11), 进行坐标变换, 设

$$dx' = f(x) dx \quad (5-13)$$

代入式 (5-11), 则

$$u_a \frac{\partial C}{\partial x'} = E_0 \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \quad (5-14)$$

确定边界条件为：

$$C(0, y) = \begin{cases} C_1 & |y| \leq L/2 \\ 0 & |y| > L/2 \end{cases} \quad (5-15)$$

在新坐标系 (x', y) 下，式 (5-14)、式 (5-15) 的解为：

$$C(x', y) = \frac{C_1}{2} \left[\operatorname{erf}\left(\frac{L/2+y}{\sqrt{2}\sigma}\right) + \operatorname{erf}\left(\frac{L/2-y}{\sqrt{2}\sigma}\right) \right] \quad (5-16)$$

式中， L 为扩散管长度； σ 为羽流横向扩散的标准差； $\operatorname{erf}(x)$ 为误差函数，其取值：

$$\sigma = \sqrt{\frac{2E_0 x'}{u_0}} \quad (5-17)$$

$$x' = \int_0^{x'} f(x) dx \quad (5-18)$$

$$\operatorname{erf}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x e^{-x^2} dx \quad (5-19)$$

由式 (5-16) 可知，现在重要的是确定 $f(x)$ 。

定义羽流的横向尺度为：

$$\left(\frac{W}{L}\right)^2 = 1 + 12\left(\frac{\sigma}{L}\right)^2 \quad (5-20)$$

式中， W 为羽流的宽度，它随 x 而变化。由扩散系数的定义：

$$E_y = \frac{d\sigma^2}{2dt} \quad (5-21)$$

和 $t = x/u_a$ 以及式 (5-20) 可以得到：

$$E_y = \frac{u_a d\sigma^2}{2dx} = \frac{u_a dW^2}{24dx} \quad (5-22)$$

再将式 (5-12) 代入式 (5-22)，得：

$$\frac{dW^2}{dx} = \frac{24E_0}{u_a} f(W) \quad (5-23)$$

按照 Brooks 给出 $f(W)$ 三种不同的形式，得到相应的最大浓度和再稀释度的解。

(1) 扩散系数为常数，即

$$\begin{aligned} E_y &= E_0 \\ x' &= x \\ \frac{W}{L} &= \left(1 + 2\beta \frac{x}{L}\right)^{1/2} \\ \beta &= \frac{12E_0}{u_a L} \end{aligned} \quad (5-24)$$

则羽流中心线上最大浓度和再稀释度为：

$$C_{sm}(x) = C_1 \operatorname{erf} \sqrt{\frac{3}{4\beta x/L}} \quad (5-25)$$

$$S_d(x) = \left[\operatorname{erf} \sqrt{\frac{3}{4\beta x/L}} \right]^{-1} \quad (5-26)$$

(2) 扩散系数随 W 线性增加，即

$$\begin{aligned}
 f(W) &= \frac{W}{L} \\
 \frac{W}{L} &= 1 + \beta \frac{x}{L} \\
 \frac{x'}{L} &= \frac{1}{2\beta} \left[\left(1 + \beta \frac{x}{L} \right)^2 - 1 \right]
 \end{aligned} \tag{5-27}$$

则羽流中心线上最大浓度和再稀释度为：

$$C_{sm}(x) = C_1 \operatorname{erf} \sqrt{\frac{3/2}{(1 + \beta x/L)^2 - 1}} \tag{5-28}$$

$$S_d(x) = \left[\operatorname{erf} \sqrt{\frac{3/2}{(1 + \beta x/L)^2 - 1}} \right]^{-1} \tag{5-29}$$

(3) 扩散系数随 W 非线性增加，即

$$\begin{aligned}
 f(W) &= \left(\frac{W}{L} \right)^{4/3} \\
 \frac{W}{L} &= \left(1 + \beta \frac{2x}{3L} \right)^{3/2} \\
 \frac{x'}{L} &= \frac{1}{2\beta} \left[\left(1 + \beta \frac{2x}{3L} \right)^3 - 1 \right]
 \end{aligned} \tag{5-30}$$

则羽流中心线上最大浓度和再稀释度为：

$$C_{sm}(x) = C_1 \operatorname{erf} \sqrt{\frac{3/2}{[1 + 2\beta x/(3L)]^2 - 1}} \tag{5-31}$$

$$S_d(x) = \left[\operatorname{erf} \sqrt{\frac{3/2}{[1 + 2\beta x/(3L)]^2 - 1}} \right]^{-1} \tag{5-32}$$

三、长期扩散和输移阶段

长期扩散和输移阶段是指污水中的污染物在海洋中的被动输移和扩散过程。这一过程主要由海洋中各种尺度的湍涡所控制，其时间尺度为十几个潮周以上，空间尺度为离开排放口几公里至整个海湾或水域。在这个阶段，由于对流扩散作用，将形成污染物的平衡浓度场。

四、稀释度

以上从污水与环境水体混合的时间过程划分，或者说从污染物在近区、远区输移扩散特点划分，引入了初始稀释度和污染羽流再稀释的概念，初始稀释度多用以指导扩散管的工程设计。实际中常用稀释度作为排污水体在纳污水域稀释程度的指标，稀释度即稀释后的水体总体积与体积中所包含的污水体积之比。

若以 S 表示稀释度， C 表示空间某个位置的污染物浓度， C_0 表示污水排放的污染物浓度， C_a 表示背景浓度，则空间某个位置的当地稀释度为：

$$S = \frac{C_0 - C_a}{C - C_a} \tag{5-33}$$

一般 C_0 要比 C_a 大得多，故可以简化为

$$S = \frac{C_0}{C - C_a} \tag{5-34}$$

若 C_a 也很小，则可进一步简化为

$$S = \frac{C_0}{C} \tag{5-35}$$

稀释度是稀释程度的指标，还不能作为污染程度的指标，因为污染物浓度 C 为

$$C = \frac{C_0 + (S-1)C_a}{S} \approx \frac{C_0}{S} + C_a \tag{5-36}$$

稀释度 S 大，污染物浓度 C 不一定低，还取决于排污浓度 C_0 和背景浓度 C_a 的高低。

除当地稀释度外，也常用断面平均稀释度或垂线平均稀释度作为指标，若以 Q_0 和 \bar{C}_0 分别表示排放口的流量和污染物的平均浓度，以 Q 和 \bar{C} 分别表示某过流断面上的流量和污染物的平均浓度，则断面平均稀释度 \bar{S} 为：

$$\bar{S} = \frac{\bar{C}_0 - C_a}{\bar{C} - C_a} = \frac{Q}{Q_0} \tag{5-37}$$

实际问题中，常直接采用式 (5-37) 来确定稀释度或稀释度场，用以宏观反映污染物的输移扩散情况。

第三节 河口水质模型

一、河口水质基本模型

由质量平衡原理可以推导出与河流水质模型相似的河口水质基本模型，即

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} = & \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \\ & - \frac{\partial(u_x C)}{\partial x} - \frac{\partial(u_y C)}{\partial y} - \frac{\partial(u_z C)}{\partial z} - KC + \sum S_i \end{aligned} \tag{5-38}$$

式中， u_x 、 u_y 、 u_z 分别为 x 、 y 、 z 方向的流速分量； E_x 、 E_y 、 E_z 分别为 x 、 y 、 z 方向的湍流扩散系数； S_i 为源或漏； K 为污染物衰减速度常数。

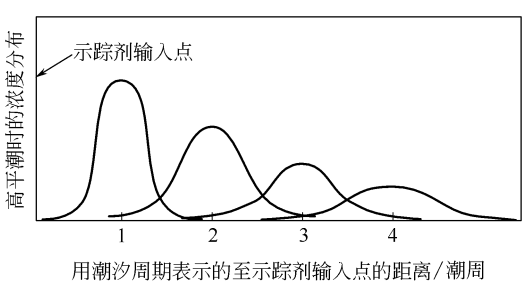
二、一维解析模型

1. 一维解析模型

假设污染物在竖向、横向的浓度分布是均匀的，可以用一维模型来描述河口水质的变化规律。如对窄、长、浅的河口，可简化为一维水质模型，式 (5-38) 化为：

$$\frac{\partial AC}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(AD_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial(u_x AC)}{\partial x} - KC + AS \tag{5-39}$$

河口中潮汐作用使得水流在涨潮时向上游运动，尽管在整个周期里净水流是向下游运动的。



用潮汐周期表示的至示踪剂输入点的距离/潮周

图 5-2 潮汐河流中的示踪剂弥散

如果在潮汐的高平潮时（涨憩）在某处投放某种示踪剂，然后在以后的每一个高平潮时测量示踪剂的浓度，就得到如图 5-2 所示的分布。它说明在一维河口，纵向弥散是主要作用。

因此，如果取污染物浓度的潮周平均值，一维河口水质模型 [式 (5-39)] 又可以写成：

$$D_x = \frac{d}{dx} \left(\frac{dC}{dx} \right) - \frac{d}{dx} (u_x C) - KC + s = 0 \tag{5-40}$$

式中， s 为系统外输入污染物的速度； D_x 为纵向扩散系数；其余符号同前。

欧康奈尔 (D. O'Conner) 对于一定的断面积和淡水流量，假定 $s=0$ ，提出了式 (5-40) 计算峰值浓度的解。

对排放点上游 ($x \leq 0$): $C = C_0 \exp(j_1 x) \tag{5-41}$

对排放点下游 ($x > 0$): $C = C_0 \exp(j_2 x) \tag{5-42}$

式中,

$$j_1 = \frac{u_x}{2D_x} \left(1 + \sqrt{1 + \frac{4KD_x}{u_x^2}} \right) \quad (5-43)$$

$$j_2 = \frac{u_x}{2D_x} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4KD_x}{u_x^2}} \right) \quad (5-44)$$

C_0 是在 $x=0$ 处的污染物浓度, 可以用下式计算:

$$C_0 = \frac{W}{Q \sqrt{1 + \frac{4KD_x}{u_x^2}}} \quad (5-45)$$

式中, W 为单位时间内投放的示踪剂质量; Q 为淡水的平均流量。

2. 纵向扩散系数计算

(1) 经验公式法

① 荷-哈-费 (Hobbey, Harbemanand, Fisher) 法

$$D_x = 63nu_m R^{5/6} \quad (5-46)$$

式中, n 为曼宁粗糙系数; u_m 为最大潮汐速度, m/s; R 为河口的水力半径, m。

② 鲍登 (Bowden) 法

$$D_x = 0.295uH \quad (5-47)$$

式中, H 为平均水深, m; u 为断面平均流速, m/s。

③ 狄齐逊 (Diachishon) 法

$$D_x = 1.23u_{\max}^2 \quad (5-48)$$

④ 淡水含量百分比法 (由 3~5 个断面求平均)

$$\begin{aligned} D_x &= 0.097 \frac{Q_h S_a}{A(dS_a/dx)} \\ &= 0.194 \frac{Q_h S_{ai}}{A(S_{ai} - S_{ai-1})} \end{aligned} \quad (5-49)$$

(2) 示踪测定 通过瞬时投放示踪剂的时间分布曲线 (图 5-3) 可以求得河口的纵向扩散系数 D_x 。

在发生海水入侵的地方, 可以用海水中的盐作示踪剂。对于盐这样的守恒物质, 可以认为 $k=0$ 和 $s=0$ 。由式 (5-40) 的解析解:

$$\ln \frac{C}{C_0} = \frac{u_x}{D_x} x \quad (5-50)$$

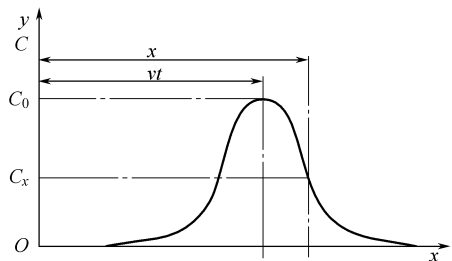


图 5-3 示踪剂浓度的时间分布

式中, $x < 0$, 为由海洋上溯的距离。由式 (5-50) 可以得到根据盐度的变化求解 D_x 的公式:

$$D_x = \frac{xu_x}{\ln C - \ln C_0} \quad (5-51)$$

D_x 的数值在很大范围内变化, 其数量级为 $10 \sim 10^2 \text{ m}^2/\text{s}$ 。

三、BOD-DO 耦合模型

对于一维稳态问题, 描述氧亏的基本模式为:

$$D_x \frac{d^2 D}{dx^2} - u_x \frac{dD}{dx} - K_a D + K_d L = 0 \quad (5-52)$$

若给定边界条件, 当 $x = \pm \infty$ 时, $D = 0$, 上式的解为:

$$\text{对排放口上游 } (x < 0), D = \frac{K_d W}{(K_a - K_d) Q} (A_1 - B_1) \quad (5-53)$$

$$\text{对排放口下游 } (x>0), D=\frac{K_d W}{(K_a-K_d)Q}(A_2-B_2) \quad (5-54)$$

式中,

$$A_1=\frac{1}{j_3}\exp\left[\frac{u_x}{2D_x}(1+j_3)x\right]$$

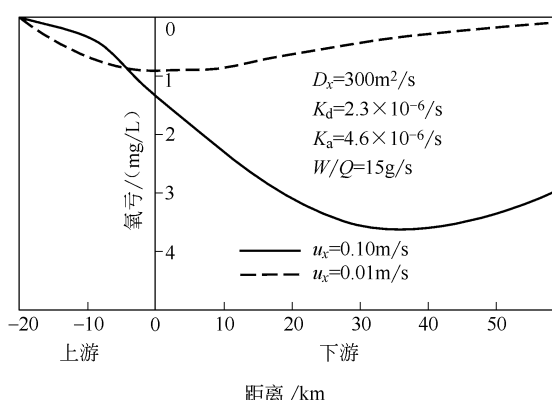


图 5-4 一维潮汐河口的氧亏

图 5-4 为根据式 (5-53) 和式 (5-54) 绘制的排放口上、下游的氧亏量分布。

四、一维有限段模型

有限段模型用若干个有限长度的体积单元代替连续的纵向空间。在每一个有限段内是一个假定的完全混合零维模型，而整个河口则是离散的一维模型，实质上是一个准一维模型。有限段模型以潮周平均值（包括状态和参数）作为计算依据，以河川净流量作为计算流量。

1. BOD 模型

对于任一个河段，它的质量平衡包括推流迁移、弥散迁移和物质衰减三部分内容。

对第 i 个河段的推流迁移量为：

$$Q_{i-1}L_{i-1} - Q_iL_i$$

式中， Q_{i-1} 、 Q_i 分别为流入河流出第 $i-1$ 和第 i 个河段的净流量； L_{i-1} 、 L_i 分别为流入河流出第 $i-1$ 和第 i 个河段的 BOD 浓度。

由弥散作用引起的第 i 个河段的质量变化：

$$D_{i-1}A_{i-1}\frac{L_{i-1}-L_i}{\Delta x_{i-1,i}} - D_{i,i+1}A_{i,i+1}\frac{L_i-L_{i+1}}{\Delta x_{i,i+1}}$$

$$\Delta x_{ij} = \frac{1}{2}(\Delta x_i + \Delta x_j)$$

式中， D_{ij} 为第 i 与第 j 河段间弥散系数； A_{ij} 为第 i 与第 j 河段间的界面面积； Δx_{ij} 为第 i 与第 j 河段的中心距。

河段内的 BOD 衰减量为：

$$V_iK_{di}L_i$$

式中， V_i 为第 i 河段的容积； K_{di} 为 BOD 衰减速度常数。

对每一个河段可以写出质量平衡关系：

$$V_i \frac{dL_i}{dt} = Q_{i-1}L_{i-1} - Q_iL_i + D_{i-1,i}A_{i-1,i}\frac{L_{i-1}-L_i}{\Delta x_{i-1,i}}$$

$$- D_{i,i+1}A_{i,i+1}\frac{L_i-L_{i+1}}{\Delta x_{i,i+1}} - V_iK_{di}L_i + W_i^L \quad (5-55)$$

令 $D'_{ij} = D_{ij} A_{ij} / \Delta x_{ij}$ ，式 (5-55) 可以写作

$$V_i \frac{dL_i}{dt} = Q_{i-1}L_{i-1} - Q_iL_i + D'_{i-1,i}(L_i - L_{i+1}) - D'_{i,i+1}(L_i - L_{i+1}) - V_iK_{di}L_i + W_i^L \quad (5-56)$$

式中， W_i^L 是由系统外输入第 i 河段的 BOD 量。

如果以 D_i 表示第 i 河段的氧亏量，可以写出氧亏量的平衡关系：

$$V_i \frac{dD_i}{dt} = Q_{i-1}D_{i-1} - Q_iD_i + D'_{i-1,i}(D_i - D_{i+1}) - D'_{i,i+1}(D_i - D_{i+1}) + V_iK_{di}L_i - V_iK_{ai}D_i + W_i^D \quad (5-57)$$

式中， K_{di} 是河段的复氧速度常数； W_i^D 是由系统外输入河段的氧亏量。

对于潮周平均状态，可以作为稳态处理，即

$$\frac{dL_i}{dt} = 0, \quad \frac{dD_i}{dt} = 0$$

对于河口的 BOD 分布，可以根据式 (5-56) 写出矩阵方程：

$$GL = W^L \quad (5-58)$$

式中， L 是由河段的 BOD 值组成的 n 维向量； W^L 是由输入河段的 BOD 组成的 n 维向量。

G 是 n 阶矩阵，对于第 i 行、第 j 列的元素 g_{ij} ，可以按下式计算：

当 $j=i$ ， $g_{ij} = Q_i + D'_{i-1,i} + D'_{i,i+1} + V_iK_{di}$

当 $j=i-1$ ， $g_{ij} = -Q_i - D'_{i-1,i}$

当 $j=i+1$ ， $g_{ij} = -D'_{i,i+1}$

其余元素， $g_{ij} = 0$

如果知道污染源 W^L ，河口的 BOD 分布就可以计算：

$$L = G^{-1}W^L \quad (5-59)$$

2. DO 模型

对河口的氧亏，也可以写出矩阵方程：

$$HD = FL + W^D \quad (5-60)$$

式中， D 是河段氧亏值组成的 n 维向量； W^D 是由输入河段的氧亏值组成的 n 维向量。

H 和 F 都是 n 阶矩阵，根据式 (5-57) 可以计算它们的元素。

对矩阵 H ：

当 $j=i$ ， $h_{ij} = Q_i + D'_{i-1,i} + D'_{i,i+1} + V_iK_{ai}$

当 $j=i-1$ ， $h_{ij} = -Q_i - D'_{i-1,i}$

当 $j=i+1$ ， $h_{ij} = -D'_{i,i+1}$

对其余元素， $h_{ij} = 0$

对矩阵 F ：

当 $j=i$ ， $f_{ij} = V_iK_{di}$

对其余元素， $f_{ij} = 0$

将式 (5-59) 代入式 (5-60)，并对 H 求逆，可以计算河口的氧亏分布：

$$D = H^{-1}FG^{-1}W^L + H^{-1}W^D \quad (5-61)$$

式 (5-59) 和式 (5-60) 比较广泛地应用在河口水质模拟和水质预测中，矩阵 G^{-1} 称为一维河口 BOD 响应矩阵， $H^{-1}FG^{-1}$ 称为河口氧亏对 BOD 的响应矩阵， H^{-1} 称为河口氧亏

对输入氧亏的响应矩阵。

河口上、下游的边界条件可以计算如下。

对于上游第一河段，可以写出：

$$Q_1 L_1 + D'_{0,1} L_1 + D'_{1,2} L_1 - D'_{1,2} L_2 + V_1 K_{d1} L_1 = W_1^L + Q_0 L_0 - D'_{0,1} L_0 \quad (5-62)$$

$$Q_1 D_1 + D'_{0,1} D_1 + D'_{1,2} D_1 - D'_{1,2} D_2 - V_1 K_{d1} L_1 + V_1 K_{a1} D_1 = W_1^D + Q_0 D_0 - D'_{0,1} D_0 \quad (5-63)$$

在计算河段上游的流量 Q_0 、BOD 值 L_0 、氧亏值 D_0 和弥散系数 $D'_{0,1}$ 时，可以将等式右边各项都记入输入源中，即令：

$$W_1^L := W_1^L + Q_0 L_0 - D'_{0,1} L_0 \quad (5-64)$$

$$W_1^D := W_1^D + Q_0 D_0 - D'_{0,1} D_0 \quad (5-65)$$

其余各项计算同前。

对于下游最末一个河段，可以写出：

$$Q_{n-1} L_{n-1} - Q_n L_n + D'_{n-1,n} (L_{n-1} - L_n) - D'_{n,n+1} (L_n - L_{n+1}) - V_n K_{dn} L_n + W_n^L = 0 \quad (5-66)$$

$$Q_{n-1} D_{n-1} - Q_n D_n + D'_{n-1,n} (D_{n-1} - D_n) - D'_{n,n+1} (D_n - D_{n+1}) + V_n K_{dn} L_n - V_n K_{an} L_n + W_n^D = 0 \quad (5-67)$$

下游最末河段计算中，存在未知数 L_{n+1} 和 D_{n+1} 。有两种处理方法：

第一种处理方法，当河口下游在入海口附近，这里的水质比较稳定， L_{n+1} 和 D_{n+1} 可以作为已知条件处理，即可以将有关 L_{n+1} 和 D_{n+1} 的项计入源 W_n^L 和 W_n^D 中。

第二种处理方法，当河口最后一个河段远离污染源时，可以把下游的浓度梯度视为 0，即令 $L_{n+1} = L_n$ 和 $D_{n+1} = D_n$ 即可。

五、二维模型

实际问题中，从解决问题的需要出发，常常忽略掉一些次要因素，假设污染物在竖向或横向的浓度分布是均匀的，则三维模型 [式 (5-38)] 分别降阶为平面二维或垂向二维。

在直角坐标系下，式 (5-38) 从水面到河床底垂向积分，可得水深平均的二维模型：

$$\frac{\partial HC}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x H \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y H \frac{\partial C}{\partial y} \right) - \frac{\partial (u_x HC)}{\partial x} - \frac{\partial (u_y HC)}{\partial y} - KC + HS \quad (5-68)$$

式中， C 、 u_x 、 u_y 分别为水深平均的污染物浓度、 x 方向和 y 方向的流速分量； D_x 、 D_y 分别为纵向、横向弥散系数； H 为水深。

同理，可在宽度上积分，得到垂向二维模型：

$$\frac{\partial BC}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(BD_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(BD_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \frac{\partial (u_x BC)}{\partial x} - \frac{\partial (u_z BC)}{\partial z} - KC + BS \quad (5-69)$$

二维模型解析解很难求得，一般均采用数值方法求解。

河口二维有限单元水质模型的建立方法与相应的河流模型一致。

第四节 近岸海域水质模型基础

一、流体动力学模型

1. 三维控制方程

对于近岸海域、半封闭海湾甚至河口，其水体基本运动是由外来潮波引起的潮汐运动，即谐振潮。因此，我们主要研究潮波及潮余流。而描述潮波运动的参考坐标系，也被置于某一不考虑地球曲率的基面上。常选用一个固着于“基面”上的直角坐标系 ($x \cdot y$ 平面)， z 轴向上为正。

对于大型水体，在考虑地球自转引起的柯氏力的作用、静水压强假定下，三维非恒定流

动的基本方程 (Navier-Stocks 方程组) 为:

连续方程

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (5-70)$$

x 方向动量方程

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \frac{\partial u^2}{\partial x} + \frac{\partial uv}{\partial y} + \frac{\partial uw}{\partial z} - fv = -\frac{1}{\rho} \times \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yx}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zx}}{\partial z} \right) \quad (5-71)$$

y 方向动量方程

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \frac{\partial uv}{\partial x} + \frac{\partial v^2}{\partial y} + \frac{\partial vw}{\partial z} + fu = -\frac{1}{\rho} \times \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial \tau_{xy}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zy}}{\partial z} \right) \quad (5-72)$$

静压力梯度:

$$\frac{\partial P}{\partial z} = -\rho g \quad (5-73)$$

式中, t 为时间; u 、 v 、 w 分别为 Cartesian 坐标系下 x 、 y 、 z 方向上的速度分量; P 为静压力; g 为重力加速度; τ_{ij} (i, j 分别表示 x 、 y 、 z 三个坐标方向组合) 为剪切应力, 分别与三个方向上的速度梯度及动力黏滞系数 μ 有关; $\mu = \rho \nu$, ν 为运动黏滞系数, ρ 为水体密度; f 为科氏力系数, $f = 2\bar{\omega} \sin \phi$, $\bar{\omega}$ 为地球自转角速度, ϕ 为当地纬度。

2. 二维控制方程

对于水平尺度远大于垂直尺度的情况, 水深、流速等水力参数沿垂直方向的变化较沿水平方向的变化要小得多, 从而将三维流动的控制方程沿水深积分, 并取水深平均, 可得沿水深平均的二维流动的基本方程。

连续性方程:
$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial hu}{\partial x} + \frac{\partial hv}{\partial y} = 0 \quad (5-74)$$

X 方向动量方程:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + \frac{\partial (u^2)}{\partial x} + \frac{\partial (uv)}{\partial y} + g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{gu\sqrt{u^2+v^2}}{C_z^2 h} \\ - \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial y} \right) - fv - \frac{f(V)V_x}{h} + \frac{1}{\rho} \times \frac{\partial P_a}{\partial x} = 0 \end{aligned} \quad (5-75)$$

Y 方向的动量方程:

$$\begin{aligned} \frac{\partial v}{\partial t} + \frac{\partial (v^2)}{\partial y} + \frac{\partial (uv)}{\partial x} + g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \frac{gv\sqrt{u^2+v^2}}{C_z^2 h} \\ - \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial \tau_{xy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial x} \right) + fu - \frac{f(V)V_y}{h} + \frac{1}{\rho} \times \frac{\partial P_a}{\partial y} = 0 \end{aligned} \quad (5-76)$$

式中, h 为水深, ζ 为水位, $h = H + \zeta$, 见图 5-5; C_z 为谢才系数, 可按曼宁公式计算:

$$C_z = \frac{1}{n} h^{1/6} \quad (5-77)$$

$f(V)$ 为风阻力系数; V 、 V_x 、 V_y 分别为风速及在 x 、 y 方向上的分速度; P_a 为大气压; τ_{xx} 、 τ_{xy} 、 τ_{yy} 为各有效剪应力组分; 其余符号同上。

若引入流量通量式 (5-74) ~ 式 (5-76) 则可化为以下形式。

连续性方程:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial q}{\partial y} = 0 \quad (5-78)$$

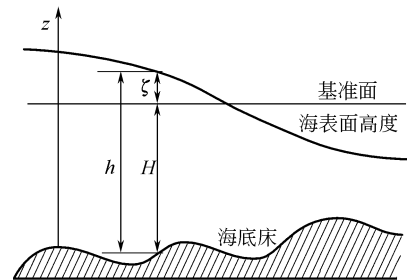


图 5-5 水位与水深关系示意图

x 方向动量方程:

$$\frac{\partial p}{\partial t} + \frac{\partial p^2}{\partial x h} + \frac{\partial pq}{\partial y h} + gh \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{gp\sqrt{p^2+q^2}}{C_z^2 h^2} - \frac{1}{\rho} \left[\frac{\partial}{\partial x} (h\tau_{xx}) + \frac{\partial}{\partial y} (h\tau_{xy}) \right] - fq - f(V)V_x + \frac{h}{\rho} \times \frac{\partial P_a}{\partial x} = 0 \quad (5-79)$$

y 方向的动量方程:

$$\frac{\partial q}{\partial t} + \frac{\partial q^2}{\partial y h} + \frac{\partial pq}{\partial x h} + gh \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \frac{gq\sqrt{p^2+q^2}}{C_z^2 h^2} - \frac{1}{\rho} \left[\frac{\partial}{\partial y} (h\tau_{yy}) + \frac{\partial}{\partial x} (h\tau_{xy}) \right] + fp - f(V)V_y + \frac{h}{\rho} \times \frac{\partial P_a}{\partial y} = 0 \quad (5-80)$$

式中, p 和 q 分别为 x 和 y 方向上的流量通量; 其他符号同上。

二、对流扩散模型

海湾中污染物的输运模型是在潮流流场模型基础上建立的, 用以预测新的污染负荷进入情况下海域污染物的浓度分布。三维对流扩散模型同式 (5-38):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \frac{\partial(uC)}{\partial x} - \frac{\partial(vC)}{\partial y} - \frac{\partial(wC)}{\partial z} - KC + \sum S_i$$

常用的二维平流-扩散物质输运模型为:

$$\frac{\partial(hC)}{\partial t} + \frac{\partial(huC)}{\partial x} + \frac{\partial(huC)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(hD_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(hD_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) - KhC + S \quad (5-81)$$

式中, C 为污染物浓度, mg/L ; 其他符号同上; u 、 v 、 w 和 h 值由水力模型提供。

三、模型求解

由于海域实际边界的复杂性, 也由于运动方程包含了非线性项, 求解十分困难, 一般只能采用数值解法。在限定的边界条件和初始条件下, 数值求解方程组的方法很多, 一般有有限差分法和有限单元法。

国内常用 ADI 法, 此法是美国兰德公司于 20 世纪 70 年代初提出的一种差分近似解法 (又称隐式方向交替法)。ADI 法的特点是稳定性较好, 积累误差小, 建立模型也只需水深资料和湾口潮位资料。

数值求解过程中, 无论二维问题还是三维问题, 选定了计算方法并正确地对各基本方程进行离散化, 并不能保证计算结果的可靠性, 还需要对诸多的问题进行处理, 基本的问题就是: 基面选取及地形概化, 边界概化, 初始条件确定, 参数的合理选取 (如底摩系数、涡黏系数、风阻系数、扩散系数等)。

由于涉及较深的理论和相关知识, 此处不做介绍, 可参阅相关书籍和文献。

四、Lagrange 质点示踪模型

在河口、海湾和近海海域, 潮流运动使得物质输运过程变得复杂。为了分析污染物质在潮流中的输运规律, 通常借助于流体质点的漂移轨迹来加以描述, 此即为流体质点的 Lagrange 轨迹示踪模拟。同时, 从质点的漂移轨迹还可以对潮流的余流特性进行分析。本节简要介绍 Lagrange 质点示踪模型。

1. Lagrange 质点示踪模型

由定点实测潮流或数值模拟可以得到 Euler 流场, 其意义为某一时刻研究水域不同空间

点的流速矢量的组合，且某一空间点的流速为时间的函数，即

$$\mathbf{U}_E = \mathbf{U}_E(\mathbf{r}, t) \quad (5-82)$$

式中， \mathbf{U}_E 为 Euler 场流速矢量； \mathbf{r} 为空间点位置矢量； t 为某一时刻。

跟踪水质点运动而研究其运动规律的方法即为 Lagrange 法，无数水质点在空间中的运动轨迹便构成了常说的 Lagrange 场。在 Lagrange 场中，某质点的坐标为时间的函数，即

$$\mathbf{r} = \mathbf{r}(\mathbf{r}_0, t) \quad (5-83)$$

式中， \mathbf{r}_0 为对应于 t_0 时刻的该质点的起始位置矢量。显然，在 t 时刻，某标识质点的 Lagrange 速度 \mathbf{U}_L 应该与该时刻所处的空间点 Euler 速度相等，即

$$\mathbf{U}_L(\mathbf{r}_0, t) = \mathbf{U}_E(\mathbf{r}, t) \quad (5-84)$$

Zimmerman 给出质点空间运动轨迹 \mathbf{r} 与 Lagrange 速度 \mathbf{U}_L 的关系为

$$\mathbf{r}(\mathbf{r}_0, t) = \mathbf{r}_0 + \int_{t_0}^t \mathbf{U}_L(\mathbf{r}_0, t') dt' = \mathbf{r}_0 + \int_{t_0}^t \mathbf{U}_E(\mathbf{r}, t') dt' \quad (5-85)$$

这样，在一个潮周内，标识质点的位移便定义为 Lagrange 漂移：

$$\mathbf{X}(\mathbf{r}_0, T) = \mathbf{r}(\mathbf{r}_0, T) - \mathbf{r}_0 = \int_{t_0}^{t_0+T} \mathbf{U}_L(\mathbf{r}_0, t') dt' = \int_{t_0}^{t_0+T} \mathbf{U}_E(\mathbf{r}, t') dt' \quad (5-86)$$

2. Lagrange 轨迹示踪数值方法

对 Lagrange 标识质点的运动进行时间离散，可以进行 Lagrange 轨迹示踪模拟。对于 $t=t_0$ 时刻的标识质点，其起始位置为 \mathbf{r}_0 ，取计算时间步长为 Δt ，则在 n 个时间步长后，即 $t=t_0+n\Delta t$ 时刻，该标识质点处于位置 \mathbf{r}_n ，则由：

$$\mathbf{r}_n = \mathbf{r}_0 + \int_{t_0}^{t_0+n\Delta t} \mathbf{U}_E(\mathbf{r}_0, t') dt' = \mathbf{r}_0 + \sum_{i=0}^{n-1} \int_{t_0+i\Delta t}^{t_0+(i+1)\Delta t} \mathbf{U}_E(\mathbf{r}, t') dt'$$

得到数值计算模型为：

$$\begin{aligned} \mathbf{X}_n(\mathbf{r}_0, t) = \mathbf{r}_n - \mathbf{r}_0 &= \sum_{i=0}^{n-1} \int_{t_0+i\Delta t}^{t_0+(i+1)\Delta t} \mathbf{U}_E(\mathbf{r}_i, t') dt' \\ &= \sum_{i=0}^{n-1} \{ \mathbf{U}_E[\mathbf{r}_i, t_0 + (n+1)\Delta t] + \mathbf{U}_E[\mathbf{r}_0, t_0 + n\Delta t] \\ &\quad + \Delta t \Delta_H \mathbf{U}_E[\mathbf{r}_0, t_0 + (n+1)\Delta t] \} \Delta t / 2 \end{aligned} \quad (5-87)$$

式中， $\Delta_H = \frac{\partial}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y}$ 。

第五节 实用模型介绍

随着科学技术特别是计算机技术的发展，河口、海洋环境质量的研究越来越倚重于定量模拟预测。近年来河口及海洋环境质量模型研究及应用软件的开发有了极大的进展，其理论研究成果不断地应用于河口及近岸海域的环境评价、预测、管理和规划等实践中。如 CJK3D 模型就是重点针对长江口水环境，由南京水利科学研究院河港研究所开发的应用软件，还有上海水利设计研究院的 SWEDRI 模型，但我国缺少自主研发的在国际上有影响的数值模型。相比之下，国外研究开发的模型较多，如美国普林斯顿大学的 POM (Princeton Ocean Model) 和 ECOM (Estuary, Coast and Ocean Model) 模型、丹麦水力研究所 DHI (Danmark Hydraulics Institute) 开发的 MIKE 系列模型、荷兰 Delft 水力研究所 (WL Delft Hydraulics) 开发的 Delft3D 模型等，均可实现河口和沿海水域水动力及水质问题的模拟，这里简要介绍 Delft3D 模型系统。

一、Delft3D 系统概况

Delft3D 是一个世界领先的 2D/3D 建模软件, 该模型系统由成立于 1927 年的荷兰 Delft 水力研究所研究开发。Delft 水力研究所具有 70 多年的研究历史, 370 多人的研发机构及相应试验模型等, 并长期得到欧盟和荷兰政府的大力支持。其开发的 Delft3D 应用软件版本不断更新, 国际上应用得十分广泛, 如荷兰、俄罗斯、波兰、德国、澳大利亚、美国、西班牙、英国、新西兰、新加坡、马来西亚等, 尤其是美国已经有很长的应用历史。中国香港从 20 世纪 70 年代中期就开始使用 Delft3D 系统, 该系统已经成为香港环境署的标准产品。Delft3D 从 80 年代中期开始在中国内地有越来越多的应用, 如长江口、杭州湾、渤海湾、滇池、辽河、三江平原。此外, Delft3D 已经成为很多国际著名的水环境咨询公司的有力工具, 如 DHV、Witteveen+Boss、Royal Haskoning、Halcrow 等公司。

二、Delft3D 系统功能

Delft3D 是目前为止世界上最为先进的完全用于河流、河口及海岸区域三维水动力-水质模型系统, 尤其是独一无二地支持曲面格式。系统能非常精确地进行大尺度的水流 (flow)、波浪 (waves)、泥沙 (morphology)、水质 (Waq) 和生态 (Eco) 等的计算。Delft3D 采用 Delft 计算格式, 快速而稳定, 完全保证质量、动量和能量守恒。通过与法国 EDF 合作, Delft3D 已经实现了类似 TeleMac 的有限单元法 (finite elements) 计算格式, 供用户选择; 系统自带丰富的水质和生态过程库 (processes library), 能帮助用户快速建立起需要的模块。此外, 在保证守恒的前提下, 水质和生态模块采用了网格结合的方式, 大幅度降低了运算成本。系统实现了与 GIS 的无缝链接, 有强大的前后处理功能, 并与 Matlab 环境结合, 支持各种格式的图形、图像和动画仿真; 基于 Visual Basic 的用户界面非常友好。系统的操作手册、在线帮助和理论说明全面、详细、易用, 既适合一般的工程用户, 也适合专业研究人员。Delft3D 支持所有主要的操作系统, 如 Windows、Unix、Linux、Mac 等。整个系统按照目前最新的“即插即用 (plug and play)”的标准设计, 完全实现开放 (open modelling system, OMS), 满足用户二次开发和系统集成需求。

三、Delft3D 的模块构成

Delft3D 包含水动力、波浪、形态学、泥沙、水质、生态等 7 个主模块, 各模块之间完全可在线动态耦合 (online dynamic coupling)。

(1) Delft3D-FLOW 模块 即 Delft3D 水动力模块。该模块是基于曲线网格、贴体边界及竖向 σ 坐标方法, 可对非稳定流、潮致应力和气象条件应力作用产生输移进行模拟计算的模型, 可用于潮流、风生流、分层和密度流、盐度入侵、湖库的热分层、污水放流、污染物输移扩散及河流和海湾的模拟预测。模型包含了潮汐作用、科氏力、压力梯度、对流扩散、风应力、涡黏作用等, 特别具有可选的矩形网格、曲线网格和椭圆网格系统, 内嵌的二维底摩应力向三维自动转换开关等。具有与其他模型, 如水质、泥沙等模型的耦合能力。

(2) Delft3D-WAVE 模块 即 Delft3D 波浪模块。可基于矩形和曲线网格上, 用于模拟计算沿海水域 (包括河口、潮汐入口、岛屿、水道等) 任意的、风致的波浪传播与转换与发展, 适合于深水、浅水不同的水域。该模型也可与其他模型 (如 Flow、Sed、Mor 等) 进行耦合, 可用于沿海的发展与管理、海上与海港建设安装的设计研究。

(3) Delft3D-SED 模块 即 Delft3D 泥沙模块。该模型可用于黏性和非黏性泥沙的输移模拟。该模型忽略了流场条件下底床变化作用, 一般用于短期的悬浮物和泥沙的计算, 模型包含了沉降作用、沉积作用、泥沙在地质不同分层间的转移以及咸淡水盐度不同产生的作用等。模型也可用于模拟水质模型中所涉及的无机、有机悬浮物和沉积物。

(4) Delft3D-MOR 模块 即 Delft 形态学模块。该模型完全集合了波浪、水流、泥沙输移在形态演变中的作用,用于模拟以多日或多年为时间尺度,包含波浪、水流、泥沙输移和地形间复杂的相互作用下,河流、河口及海岸的形态演变,其形态过程可指定为分级的树状结构过程。该模型可与 FLOW 和 WAVE 等模型通过动态形式进行偶合。

(5) Delft3D-WAQ 模块 即 Delft 水质模型。该模型是一个描述宽泛水质变化过程的水质程序,可以包含多组分任意组合而不受限于过程的复杂和数目,自带了丰富的水质和生态过程库,水质变化过程可以用线性或非线性进行描述,只需适当选取状态变量和模型参数即可。可模拟的水质组分包括 BOD、DO、氯离子、有机碳、有机氮、有机磷、无机磷、悬浮物、藻类、重金属、杀虫剂等 140 多种物质。水质过程包括生物降解过程、化学过程、藻类生长和死亡过程、颗粒物沉积和再悬浮过程、蒸发和曝气过程等。该模型可以与 FLOW 模型进行偶合,并可在比 FLOW 模型采用更大的网格和更大的时间步长上进行模拟计算。

(6) Delft3D-PART 模块 即 Delft 基于粒子跟踪的水质模型。该模型是基于 FLOW 模型计算水流结果,应用粒子轨迹方法模拟输移和简单的化学反应,通过分散的粒子轨迹平均得到动态的浓度分布。该模型最适合于中尺度模拟范围(200m~15km)的连续排放的研究,羽流的模拟(如油类泄漏)和盐度、细菌、若丹明染料、油类、BOD 以及其他保守物质,或符合一级动力学规律的可降解的化学物质。

(7) Delft3D-ECO 模块 即 Delft 生态模型。该模型针对富营养现象的认识和研究,模拟与藻类生长和营养动力学相关联的生物化学和生物学过程。与 WAQ 模型相比,该模型自带了更为细致的过程库,包含了两个子模块:模拟浮游植物 BLOOM 模块和模拟沉积物 SWITCH 模块。BLOOM 用以模拟藻类的生物量和种类组成,用线性规划的方法确定浮游植物最大净生产量;SWITCH 模拟影响沉积物中有机物质、无机物质水平的化学和物理过程。

四、Delft3D 支持工具

Delft3D 的主要支持工具包括:可视化工具 Delft3D-GPP,即 Delft3D 的后处理工具,实现软件模拟结果的可视化和数据处理;网格生成器 Delft3D-RGFGRID,应用此模型可以生成 FLOW 所需要的矩形或曲线网格,实现不同区域网格疏或稀处理、避免锯齿状边界的贴边界处理、网格调整处理以及网格光滑和正交的自动处理等;地形生成器 Delft3D-QUICKIN,用以通过测点数据生成计算用地形,采用密集测点的平均方法和稀疏测点的三角插值方法。

习题与思考题

1. 河口具有哪些水文特性?与河流相比,两者有何异同?
2. 近岸海域具有哪些水流特性?与河口相比,两者有何异同?
3. 计算掌握河口的冲洗时间对实际问题有何指导意义?
4. 污染物在河口、近岸海域水体中的混合稀释分为几个阶段?各阶段的联系与区别是什么?
5. 你是如何理解“稀释度或稀释度场,用以宏观反映污染物的输移扩散情况”的?
6. 某沿海城市拟将城市尾水进行深海排放,需预测该工程对排放海域的影响,试确定模拟预测工作内容、步骤、技术路线,确定需要收集的资料、信息和内业工作,确定需进行哪些现场试验等。
7. 试分析河流水质模拟与河口及近岸海域水质模拟的异同。河口及近岸海域水质模拟的复杂性突出的表现在哪些方面?
8. 一维河口有限段模型中 L_C 、 L_N 和氧亏之间有如下关系:

$$\mathbf{V} \frac{d\mathbf{L}_C}{dt} = -\mathbf{G}\mathbf{L}_C + \mathbf{W}^L$$

$$\mathbf{V} \frac{d\mathbf{L}_N}{dt} = -\mathbf{J}\mathbf{L}_N + \mathbf{W}^N$$

$$\mathbf{V} \frac{d\mathbf{D}}{dt} = -\mathbf{H}\mathbf{D} + \mathbf{V}(K_{dC}\mathbf{L}_C + K_{dN}\mathbf{L}_N) + \mathbf{W}^D$$

式中， \mathbf{V} 、 \mathbf{G} 、 \mathbf{J} 、 \mathbf{H} 都是 n 阶矩阵（ n 为河段数）。试写出 5 段河口上述各矩阵的形式（在非 0 元素的位置画 \times ，其余位置画 0）。

第六章 流域非点源模型

第一节 非点源污染概述

一、非点源污染定义

非点源污染 (non-point source pollution) 是指时空上无法定点监测的, 与大气、水文、土壤、植被、地质、地貌、地形等环境条件和人类活动密切相关的, 可随时随地发生的, 直接对大气、土壤、水构成污染的污染物来源。它包括大气环境的非点源、土壤环境的非点源和水环境的非点源。与水环境有关的非点源污染主要包括大气干湿沉降、暴雨径流、底泥二次污染和生物污染等。狭义的非点源污染即暴雨径流, 地表水非点源污染是指在降雨-径流的淋溶和冲刷作用下, 大气中、地面和地下的污染物进入江河、湖泊和海洋等水体而造成的水体污染。除了没有明确的污染发生地以外, 非点源污染物与点源污染物没有什么不同。来源于非点源的污染物进入水体后, 和点源排放的污染物一样会造成河流、湖库等水体的污染, 如引起水体浑浊、溶解氧减少、有毒有害物质浓度增加、富营养化等一系列问题。

非点源污染的定义是由点源污染 (point source pollution) 引出来的。点源污染往往来源于某一固定地点, 如工业企业排污口、城市下水道出口 (包括雨水和污水)、城市集中污水处理厂出口等。而非点源污染则是在流域空间范围上各处发生的, 即在流域的任何一块土地上 (包括农业用地、城镇用地等) 都可能产生非点源污染。

二、非点源污染物的种类和来源

非点源污染物主要包括泥沙、营养物 (氮和磷)、可降解有机物 (BOD、COD)、有毒有害物质 (包括重金属、合成有机化合物)、溶解性固体、固体废弃物等。

1. 泥沙

泥沙是流入河流、湖库等受纳水体中总量 (无论体积或质量) 最大、最广泛的非点源污染物, 其主要来源于地表径流对土壤的侵蚀, 如对陆地表面的破坏、河岸的侵蚀、人类放牧和建设活动等。

泥沙流失对水生生态系统的污染主要包括: ①降低水体的透明度, 增加浑浊度; ②夹带某些污染物一起迁移, 如合成有机化合物等; ③破坏水生栖息地; ④降低水体的美学质量; ⑤造成河道和湖库的淤积等。

2. 营养物质

营养物质 (氮和磷) 是引起湖库水体富营养化的主要因素。在许多流域, 非点源污染对营养物质的贡献已超过了点源污染, 而且由于营养物质氮和磷是水体中藻类和水生植物生长的潜在限制因子, 使得氮和磷成为流域污染控制中重点受关注的非点源污染物。典型的非点源营养物质一般来源于农业和城市径流、畜牧业活动和大气干湿沉降。

3. 可降解的有机物

在自然界中, 微生物对有机物的降解需要消耗氧气。非点源污染中耗氧的物质主要包括: 自然界中的有机物质、来自农田中的有机肥料流失、养殖场的污染流失和城市污水排放等。一般用生化需氧量 (BOD) 和化学耗氧量 (COD) 来衡量水体中的有机污染水平。水生生态系统中氧气消耗可能造成水生生物缺氧而死亡、营养物质的再同化作用以及沉积物中

的重金属释放等。

4. 有毒有害物质

非点源污染中的有毒有害物质主要包括各类重金属和人类合成的有机化合物，如各类农药（如 DDT）、PCB 等。这些有毒有害物质难于降解，但易于被富集到生物体内并进入食物链，严重威胁人类的健康。通常，这些有毒有害物质来源于农业非点源径流、城市和工矿企业地表径流以及大气沉降等。

5. 溶解性固体

溶解性固体通常用盐度来表示。在地表径流的产生和运动过程中会溶解地表风化的岩石中的矿物质，从而把矿物质带入受纳水体。构成盐度的组分包括钙、锰、钠、钾、硫酸盐、氯化物、氟化物、硝酸盐、重碳酸盐和碳酸盐等。过高的盐度会影响到水在许多方面的使用，如人畜饮水、农业灌溉和工业用水等。人活动对盐度的影响包括农业灌溉、农业上过度施用化肥以及城市径流等。

6. 固体废弃物污染

城市和乡村随意被丢弃的各类有毒和无毒的固体废弃物在雨季很容易被暴雨径流冲入小溪，然后汇入河流并最终污染受纳水体。流域内大面积不透水层（硬化地表面）的增加使得这一污染过程日益加剧。

三、非点源污染的危害

非点源污染物从地表流失并进入水体后，其对受纳水体的污染与点源污染没有什么差别。非点源污染的危害不仅表现在其输出的污染物对受纳水体的污染，在非点源的发生地也会造成极大的破坏，最典型的是农田土壤侵蚀造成的作物减产、土地退化等。

在发达国家，由于点源的控制取得了明显的成效，使得流域中的非点源污染已经成为水环境的重要污染源。据美国、日本等国家的报道，即使点源污染全面控制之后，由于非点源的存在，江河的水质达标率也仅为 65%，湖泊的水质达标率为 42%，海域水质达标率为 78%。据奥地利、丹麦等国报道，农业非点源提供的总氮、总磷往往超过点源。在美国，60%的水资源污染起源于非点源污染，其中农业的贡献率高达 75%。美国国家环保局（USEPA）把农业列为全美河流和湖泊污染的第一污染源。在我国，虽然点源问题还远没有解决，但很多水体，尤其是作为旅游地和水源地的湖泊、水库，非点源的污染贡献已占到非常大的比例。比如杭州西湖长期富营养化的一个重要原因是流域内的非点源污染，研究表明，由径流带入湖区的非点源负荷已成为最大的输入源，占氮负荷量的 48%，磷负荷量的 52%。其他的一些研究表明，北京密云水库、天津于桥水库、安徽巢湖、云南滇池和洱海、无锡太湖、上海淀山湖等水域，非点源污染比例已超过点源污染，成为主要的水体污染源。由此可见，非点源污染的削减与控制已刻不容缓。

第二节 流域非点源的产生与特征

一、非点源污染的特征

与点源污染相比，非点源污染发生机理复杂，影响因素众多，具有以下特点。

（1）时间上的随机性和间歇性 非点源污染的发生主要受降雨-径流过程的影响，而降雨过程受复杂的气象因素控制，具有随机性。这使得非点源污染的发生也具有随机性，不能够人为控制；另外，在不同的年份和季节，非点源污染变化很大。

（2）空间分布上的广泛性 与点源污染不同，非点源污染没有特定的排放口，是在流域尺度上发生的，即流域的任何一块受到人为因素干扰的土地上都有可能产生非点源污染。

(3) 发生机理的复杂性 非点源污染的发生与传输机理涉及了多个学科的研究范畴,主要包括水文学、水力学、土壤学等,发生机理的复杂性远远超过了点源污染。这些对非点源污染的监测、模拟模型的建立和非点源污染的控制提出了巨大的挑战。

(4) 污染物组成和负荷的不确定性 非点源污染负荷不仅随不同的土地利用类型、土壤性质等改变和降雨类型、降雨前期条件等有关,也和人类的活动(如施肥、施药、灌溉等)有关,不确定因素很多,使得非点源污染负荷的定量计算和预测非常困难。

(5) 污染控制和管理上的困难 非点源污染发生时间的随机性、发生地点的广泛性、发生机理的复杂性,以及污染组成和负荷等的不确定性,使得传统的末端处理方法难以实现,设计有效的防治方案难度很大。

二、非点源污染与水文过程

流域的非点源污染往往伴随着降雨-径流过程而产生,与暴雨过程关系密切。降雨前期地表条件、降雨的强度和历时、径流的发生过程和发生量是影响非点源负荷的主要因素。降雨前期条件直接决定了污染物的类型和潜在污染负荷,降雨对地面的冲击和径流对地表的冲刷是污染物脱离土壤、进入水体的主要动力,而径流量和流速则是污染物夹带能力的主要决定因素。

降雪或者降雨到达地面后,可以分为径流、蒸发、补充土壤含水量、补充地下水量几部分。其中径流部分包括地表径流、壤中流和地下水对地表水的补给。地表径流迁移速度快,往往夹带着大量的泥沙和其他污染物,对非点源污染负荷贡献最大。壤中流是在土壤含水量达到饱和之后发生的土壤中水分的运动,往往夹带着从土壤中溶出的污染物。地下水对地表水的补给速度最慢,夹带的污染物较少。

典型的农业非点源污染与流域水文过程的关系如图 6-1 所示,主要包括以下物理过程。

1. 降雨径流和土壤侵蚀过程

当雨水降落到地面时,首先被地表植被截留及入渗土壤,地表径流是在降雨量超过土壤入渗能力后产生的。雨滴下落击溅土壤颗粒时,会使土壤颗粒溅向四周,产生土壤分离现象。而在地面径流产生后,分离出来的土壤颗粒很容易被携带走。另外,雨滴的击溅还能够使土壤表面产生板结作用,间接增加地面径流。土壤具有不同的级配,不同的土壤颗粒具有不同的临界启动条件,使得土壤侵蚀具有选择作用。易被地表径流携带的细颗粒泥沙一般具

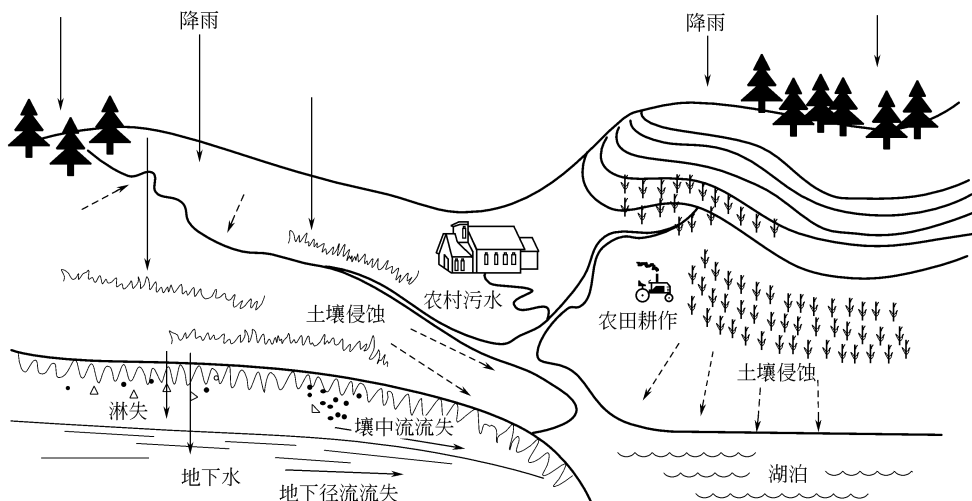


图 6-1 农业非点源污染与流域水文过程

有很强的吸附作用，因此土壤侵蚀产生的泥沙往往是一种严重的非点源污染物。

2. 泥沙传输过程

水流具有一定的泥沙传输能力，当这种传输能力大于土壤侵蚀量时，土壤侵蚀量被全部携带进入水体；否则，水流只能够携带与其传输能力相应的部分泥沙，而多余的泥沙则沉积下来。泥沙的传输量除了与径流量和流量有关外，还与坡面特征、土壤特性及植被覆盖等多种因素相关。

3. 污染物淋洗与传输

污染物以溶解态和吸附态两种形式传输。污染物的淋洗过程非常复杂，影响因素众多，如降雨特性、产汇流及污染物特性等，尤其是产流前雨滴冲击污染物时的分离过程一直是非点源污染产生的难点。在泥沙传输过程中颗粒级配的变化，如细颗粒泥沙的比例，对污染物的传输有着非常明显的影响。

壤中流和地下水补给不像地表径流那样产生强烈的机械作用，它们主要是通过对土壤中污染物质的溶解作用，携带溶解性污染物进入地表水体。

三、非点源污染模拟的历史

20 世纪 60 年代，由于计算机和数字技术的发展，使得对整个流域内的水文循环进行集成模拟成为可能。如 Crawford 和 Linsley 于 1966 年开发了第一个流域尺度上的水文模型——斯坦福模型（Stanford Watershed Model, SWM）。该模型的有关理论后来被许多其他水文模型所采用并作为进一步工作的基础。但当时并未在模型中考虑流域的水质模拟。

到了 20 世纪 70 年代，针对河流、湖库和河口等水体中出现的富营养化、工业点源和非点源的污染问题，出现了许多水质模型。例如，SWMM（Storm Water Management Model）是在 1969 年（版本 1）和 1971 年（版本 2）为美国 EPA 开发的第一个用于城市径流分析的综合模型；ANSWERS（1973 年版）则为第一个真正意义上的分布式参数流域水文模型；1974 年开发出来的 STORM 模型（Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model）可用于模拟城市区域范围内的水文过程和水质；由 Wischmeier 和 Smith（1978）开发的通用土壤流失方程（USLE）则被广泛地用于估算年均的土壤流失。

真正的非点源模拟时代始于 20 世纪 80 年代。流域水文过程和土壤侵蚀的成功模拟使得较多的研究者开始构建用于评估不同土地利用管理措施对地表水水质造成影响的非点源污染模型。基于经验的通用土壤流失方程及其修订版本被广泛地应用于非点源模型中，这些模型主要包括 CREAMS 模型、EPIC 模型、AGNPS 模型、SWAT 模型和 SWRRB 模型等。

到了 20 世纪 90 年代，多学科结合的非点源污染模型朝计算机化、模块化、大型化方向发展，与非点源污染负荷估算相关的流域决策支持系统的建立、非点源污染管理模型和非点源污染风险评价成为本时期应用模型的最新突破点。地理信息系统与模型的结合进一步应用于非点源污染敏感区域识别、非点源污染的多视图输出显示、水源防护区范围的确定和地表水监测网的设计等众多方面。如美国 EPA 开发的点源、非点源综合评价模型（BASINS），不仅完全与 ARCVIEW 相结合，为用户提供了良好的界面，而且融合了 HSPF、SWAT、QUAL2 等多个模型。非点源污染专业模型软件的出现为非点源污染研究中的负荷削减和控制提供了很好的技术手段，并大大加强了对非点源污染管理措施情景进行模拟和影响评价的功能。

第三节 流域非点源模型

一、非点源模型分类

非点源模型的分类通常有以下几种：按照模型的结构可以分为黑箱模型和灰箱模型；按

照参数的分布性质可以分为集中参数模型和分散参数模型；按照模型的模拟对象可以分为农业非点源模型、城市暴雨径流模型等；按照模型的时间序列可以分为单次暴雨径流模型和连续模拟模型。

其中，集中参数模型（lumped model）和分散参数模型（distributed model）是非点源模型应用中两个重要的概念。它们的主要差别体现在对研究对象空间上划分的不同，同时在数据需求、计算量、计算精度等方面也各有利弊。部分集中参数模型在应用于大流域时，也体现出了分散参数模型的特征，如研究区域被划分为若干的子区域，子区域内又按不同的土地利用和土壤类型分别进行划分，对不同的土地利用和土壤类型采用不同的产流和污染物流失参数等。这一类模型可以被分类为半分散参数（或半分布式）模型（semi-distributed model）。

集中参数模型把研究流域看作一个均匀的单元，大大简化了模型参数输入，减少了计算量。这类模型一般比较简单，但不易于进行非点源控制措施的情景分析。随着模型的应用发展，部分学者将上述模型与河流模型相结合，形成了新的可用于大流域长时间连续模拟的模型。这类模型的特点是按照水文自然单元划分子单元，把一个子单元视为均匀，处理过程同一般的集中参数模型；将每一子单元的水量、污染物输出视为河流模型的输入，模拟河流、水库等水体中水和污染物的迁移转化；最后获取出口的水量和污染物负荷。

分散参数模型将研究流域分成性质（土壤、土地利用类型、坡度等）相近、较小的单元，每个单元分别进行模拟，主要内容包括：单元输入，即周围单元汇入的水量、污染物量计算；单元产流、产污；单元截流、截污；单元输出，即确定单元输出的水量和污染物量，并且通过水流方向的判断确定接纳者。其计算内容比集中参数模型复杂得多。

分散参数在处理大流域和小流域时无明显区别，主要是通过子单元划分尺度的把握达到对不同空间对象模拟精度的要求。分散参数模型可以轻易地实现子单元均质，从而提高计算精度。随着计算机技术的发展，分散参数模型得到了迅速发展，对中小流域的模拟取得了令人满意的成果。

二、黑箱模型

非点源污染产生的过程复杂，影响因素众多，到目前为止，对非点源污染产生的机理研究仍然存在许多难点、疑点。非点源模型基本上以黑箱模型和灰箱模型为主。其中，非点源黑箱主要包括单位面积负荷模型、浓度（负荷）与径流关系模型、污染负荷单位线模型。

1. 单位面积负荷模型

单位面积负荷（unit area load, UAL）模型可能是最简单，但也是最广泛地被应用于估算非点源污染的模型。它根据非点源污染负荷与土地利用类型的相关关系，计算流域内总的污染负荷。这类模型识别了土地利用类型这一对非点源污染负荷非常关键的影响因子，具有一定的科学性和代表性，可以对非点源污染的危险区域识别和管理起一定的指导作用。但是由于它忽略了不同地形、土壤和气象水文条件对非点源污染的影响，应用范围受到了一定的限制。

单位面积负荷数据可通过对选定的汇水区域采用连续的水质（C）和水量（Q）监测数据来获得，所选取的研究区域应具有较均一的土地利用类型。通过对具有不同的土地利用类型的试验流域的数据分析，可获得不同土地利用的 UAL：

$$UAL = \frac{1}{AT} \int_{t_1}^{t_2} Q(t)C(t)dt \quad (6-1)$$

式中，A 为试验汇水区域的面积； t_1 为起始采样时间； t_2 为终止采样时间；T 为采样期间（ $T=t_2-t_1$ ）。

如所研究的汇水区域内有点源污染，则相应的计算公式变化如下：

$$UAL = \frac{1}{AT} \left[\int_{t_1}^{t_2} Q(t)C(t)dt - T \sum_{j=1}^m L_j \right] \tag{6-2}$$

式中， L_j 为第 j 个点源污染排放负荷；其余符号意义同前。这里假设点源在采样期间是均匀排放的。

上述单位面积负荷方法未考虑水质指标的化学和生物变化过程，严格来说该方法仅能用于研究保守物质的单位面积负荷，如用于估算总氮和总磷的污染流失情况。

2. 浓度（负荷）与径流关系模型

根据污染物负荷与径流量的关系建立经验统计模型。对于同一区域来说，污染物负荷与径流量之间通常存在着较强的相关关系，根据降雨后产生的径流量可以估算其夹带的污染物质，但是这类模型不适用于研究区域土地利用类型等因素发生改变后的情况，如不能用于预测非点源管理措施实施后的污染负荷变化。

文献中有大量关于浓度（ C ）或负荷（ L ）和径流量（ Q ）之间关系的研究报道。如对于较大且污染严重但排污均匀的河流，浓度和流量的关系通常可表示为：

$$C = a + \frac{b}{Q} \tag{6-3}$$

而对于污染较轻且水文过程变化较大的河流，浓度和流量的关系则为：

$$C = a + \frac{b}{Q} + cQ \tag{6-4}$$

式中，参数 a 、 b 和 c 为经验系数。参数 a 相当于基准浓度， $\frac{b}{Q}$ 相当于由点源贡献的浓度， cQ 相当于由于径流增加所贡献的浓度。

另一种类型的浓度-径流模型采用了来自不同流域的实际观测数据，并假设浓度（或污染负荷）表示为一组无量纲或规范化的水文和流域特征参数的函数，如土地利用或土壤类型所占比例、降雨量和径流量等参数。一个代表性的例子为 Beston 和 McMaster（1975）提出的应用于美国田纳西州田纳西山谷的水质模型，水质组分浓度可表示为径流的幂函数：

$$C = a \left(\frac{Q}{A} \right)^b \tag{6-5}$$

式中， A 为集水面积；系数 a 和 b 随集水流域的不同而变化，可表示为土地利用、土壤和其他因素的函数。

3. 污染物负荷单位线模型

借鉴水文单位线（unit hydrograph）的概念建立的污染物负荷单位线模型。这类模型能够识别污染物负荷随径流量的变化，并且能够识别污染物负荷的时间变化，具有比以上两类黑箱模型更强的分析识别功能，但需要建立在大量的暴雨径流和污染负荷的观测基础之上。

三、灰箱模型

黑箱模型的缺陷在于其移植性差，不利于非点源的管理和控制。与之相比，灰箱模型则能够较好地解决这一问题。一般来说，非点源灰箱模型通常包括三部分：水文模型、土壤侵蚀模型和污染物流失及迁移转化模型。水文模型主要包括产流和汇流模型，土壤流失模型则建

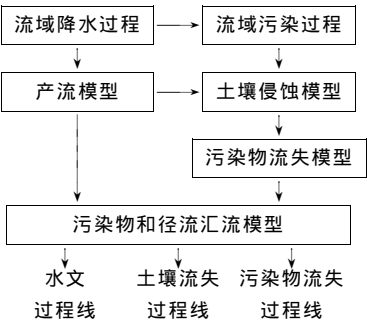


图 6-2 非点源灰箱模型基本结构

立在产流过程模型之上，而非点源模型最关心的污染物流失和迁移转化则更加复杂，它需要产流、汇流模型和土壤侵蚀模型模拟结果的支持，它主要包括污染物流失模型和迁移转化模型。汇流模型通常包括子流域内的流域汇流和河道汇流两部分。非点源模型中各主要部分之间的关系如图 6-2 所示。由此可见，水文模型是非点源模型的基础。

1. 水文模型

降雨-径流过程本身就是一个非常复杂的过程。人们对水文模型的研究已经有相当长的历史，已开发出众多的水文模型，包括集中参数和分散参数水文模型。由于非点源污染具有空间分布的特征，用于构建非点源模型的水文模型必须为分布参数模型，即必须包括产流模型和分布式的汇流计算模型两个部分。这使得众多的集中参数水文模型难以直接作为构建非点源模型的基础。虽然部分集中参数水文模型中的产流模型可应用于非点源模型中的产流计算，但由于分布式汇流计算的复杂性，使得非点源模型的构建难度大大增加。

非点源污染负荷主要由三部分组成：地表径流夹带的污染物，壤中流夹带的污染物，地下水补给夹带的污染物，且相互之间存在着较大差异。由于近年来部分流域大气污染的日益严重，降水中有污染物质的含量也日益增高，因此在这些流域中来自降水的湿沉降对非点源污染的贡献也不容忽视。

在非点源建模过程中，必须综合考虑流域土壤、坡度、植被、土地利用、人类活动等因素的影响，具有相应的可控变量。另外模型应当可应用于资料缺乏地区，并要求模型尽量简单易用，重要参数容易获取。

目前非点源模型中的水文模型基本上可以划分为两类。

一是根据地表径流的物理过程建立的模型。如 Grawford 和 Linsley (1966) 提出的 Stanford 流域模型，许多模型如农田径流管理模型 (ARM)、农药迁移和径流模型 (PTP) 等都建立在 Stanford 流域模型之上。

二是根据径流量峰值、径流率与降雨量的统计关系建立模型。典型代表是美国农业部水土保持局在 20 世纪 50 年代开发的 SCS (soil conservation service) 模型。这一模型简单实用，在非点源模型中被广泛地应用于产流计算，如化学污染物径流负荷和流失模型 (CREAMS)、农业非点源污染模型 (AGNPS)、水土评价模型 (SWAT) 等都建立在 SCS 模型之上。SCS 模型的基本形式如下：

$$\begin{aligned} \text{当 } P \geq \theta S, \quad R &= \frac{(P - \theta S)^2}{P + [(1 - \theta)S]} \\ \text{当 } P < \theta S, \quad R &= 0 \end{aligned} \quad (6-6)$$

式中， R 为日地表径流量，mm； P 为日降雨量，mm； θ 为表征土壤最大滞留量的系数（一般可取 0.2，因土壤和土地利用类型的不同，不同流域该系数会有所差别）； S 为流域最大雨水滞留量，mm。

$$S = 25.4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (6-7)$$

式中，CN (SCS curve number) 是反映降雨前土壤蓄水特征的一个综合参数，可以根据土地利用类型、土壤性质、植被覆盖、土壤前期湿润度等条件查表得出。

此外，也有部分非点源模型的水文模型采用了其他分布式的水文模型（包括产流和分布式的汇流），而不是采用 SCS 曲线数方法来模拟水文过程。从非点源模型结构来看，任何以分散参数形式的水文模型都可以作为构建非点源模型的基础。而集中参数模型中的产流模型也可以作为非点源模型中的产流部分，在实现分布式汇流计算的基础上来构建非点源模型。

2. 土壤侵蚀模型

降雨、径流过程中对土壤的侵蚀作用是一个非常复杂的过程。在非点源模型中，目前通过侵蚀原理建立侵蚀、搬运、截留、再搬运的过程模拟模型相对较少。20 世纪 80 年代中后期，美国 USDA 开发了新一代土壤侵蚀模型 WEPP (water erosion prediction project)。该模型过程模拟清晰，并且可以直接应用于流域，但是计算量大，数据要求高。目前得到广泛应用的仍然是 20 世纪 70 年代建立的通用土壤流失方程 (USLE) 及其各种修正模型。USLE 综合考虑了降雨、地形、植被、土壤以及人为管理对土地侵蚀量的影响。其基本形式如下：

$$X = R \times K \times LS \times C \times P \quad (6-8)$$

式中， X 为土壤流失量； R 为降雨侵蚀因子，是降雨侵蚀力的表征； K 为土壤侵蚀因子，反映土壤容易遭受侵蚀的程度； LS 为地形因子，是坡长和坡度的综合影响因子； C 为作物因子，表示植物覆盖和作物栽培对防止土壤侵蚀的作用； P 为措施因子，反映土地处理措施对控制污染物的影响。

USLE 建立的初衷在于计算区域多年平均的土壤侵蚀量，目前被广泛地用于非点源模型中对土壤侵蚀的模拟。虽然降雨侵蚀因子被用于表征土壤通用流失方程中的水文-气象条件，但该因子不能反映单场暴雨径流对土壤的侵蚀。为了使通用土壤流失方程能用于预测暴雨事件中的土壤侵蚀过程，一些 USLE 的修订版本把径流因素的影响考虑到了方程中，以模拟单场暴雨土壤侵蚀和适应更复杂的地形。

$$\text{MUSLE:} \quad A = 11.8(V \times Q_p)^{0.56} \times K \times LS \times C \times P \quad (6-9)$$

$$\text{Foster 和 Meyer 方程: } A = (aR + bcVQ_p^{1/3}) \times K \times LS \times C \times P \quad (6-10)$$

式中， V 为径流的体积， m^3 ； Q_p 为峰值流量， m^3/s ；参数 a 、 b 和 c 为经验系数。

其他可应用于非点源模型中土壤侵蚀模拟的模型还有一些基于物理过程的坡面流产沙和传输模型，这些模型考虑了一系列的水力学参数，如径流量、流速和剪切力、水流能量 (stream power) 等。它们可以被用作坡面流产沙和传输模型而被集成到非点源模型中。常用的坡面流产沙模型有：

$$\text{卡林斯凯-布朗 (Kalinske-Brown) 方程} \quad q_s = \alpha \tau^{2.5} \quad (6-11)$$

$$\text{雅林 (Yalin) 方程} \quad q_s = \beta \tau^{0.5} (\tau - \tau_c)^2 \quad (6-12)$$

$$\text{柏格诺尔德 (Bagnold) 方程} \quad q_s = \gamma \Omega^h D_{50}^j \quad (6-13)$$

式中， q_s 为单位宽度坡面泥沙传输速率， $\text{g}/(\text{m} \cdot \text{min})$ ； τ 为水流剪切力， $\text{g}/(\text{cm} \cdot \text{s}^2)$ ，剪切力定义为 $\tau = \rho g d S$ ； S 为平均坡度， m/m ； τ_c 为使泥沙开始传输的临界剪切力， $\text{g}/(\text{cm} \cdot \text{s})$ ； ρ 为水的密度， g/cm^3 ； g 为重力加速度， cm/s^2 ； d 为坡面流水流深度， cm ； D_{50} 为泥沙中值粒径， μm ； Ω 为有效水流能量， $\text{g}/(\text{cm}^{2/3} \cdot \text{s}^{4.5})$ ， $\Omega = (\rho g q S)^{1.5} / d^{2/3}$ ； α 、 β 和 γ 为土壤侵蚀系数 (无量纲)； h 和 j 为经验常数。

3. 污染物流失模型

污染物流失模型主要包括模拟营养物 (如氮、磷) 流失、有毒有害物质 (如农药) 流失的模型，一般可以分为溶解态污染物和吸附态污染物分别进行处理。吸附态污染物负荷与土壤侵蚀量密切相关，而溶解态污染物主要由下列几部分组成：地表径流、壤中流和地下水补给，不同的非点源模型处理方法有比较大的差异。

目前对于污染物流失的模拟模型基本上可以分为两类：一是根据流失量和降雨、土壤等因素的统计关系计算，它不考虑污染物 (如氮、磷) 在自然界的循环过程，而认为其在土壤中的浓度是不随时间变化的；第二类模型模拟氮、磷等在自然界的循环 (如作物对营养物的

吸收)，人为施肥和耕作制度等因素，认为污染物在土壤中的浓度是随时间变化的。总体上来说，第二类模型结果较准确，但过程复杂，数据要求高，计算量大。

在第一类模型中，氮随泥沙进入水体的污染负荷通常可采用下式计算：

$$L_s=Y\times\text{CON}\times\text{EF}$$

(6-14)

式中， L_s 为氮随泥沙流失的污染负荷； Y 为泥沙流失量； CON 为土壤中的氮含量； EF 为富集系数（即氮在水体中浓度与土壤中氮浓度的比）。

氮随径流进入水体的污染负荷为：

$$L_R=CQ$$

(6-15)

式中， L_R 为氮的污染负荷； C 为氮在径流中的浓度； Q 为径流量。

在第二类非点源模型中，对污染物（氮、磷和杀虫剂）的模拟考虑了它们在土壤-水-植物-大气系统中的循环。采用的模拟方程以描述物理、化学和生物过程的公式为主，但需要大量的数据来获取有关参数。其中，有些参数的估算也依靠经验公式。典型的污染物迁移转化模拟方法可参见 SWAT 模型参考文献中的相应部分。

四、常用非点源模型简介

自 20 世纪 70 年代初期美国环保局开发了第一个用于城市暴雨径流水质模拟的 SWMM 模型以来，众多研究开发人员开发出数量众多的计算机模型来模拟农业流域和城市区域的非点源污染。常用的非点源模型比较参见表 6-1。由表可见，在目前主要的非点源模型中水文模拟部分主要采用 SCS 曲线数方法，而对土壤侵蚀的模拟大多采用基于经验的通用土壤流失方程（USLE）及其各种修正版本。对污染物氮、磷和杀虫剂的模拟有的采用了简单的物质平衡计算，有的则模拟了整个流域内营养物质的循环过程（包括对植物生长过程的模拟）等较为复杂的物质平衡计算。采用复杂物质平衡计算的非点源模型对数据输入的要求较高，在不具备条件的研究区域很难应用这些模型。而采用简单物质平衡计算的非点源模型由于其对污染物迁移转化的模拟采用了一些经验模型，也使得这些模型的普适性受到质疑。

表 6-1 部分常用非点源模型比较

常用模型	参数形式	水文模拟	土壤侵蚀模拟	污染物迁移转化	应用范围
SWAT	分散	SCS 曲线数或 Green &. Ampt 模型	修正的 MUSLE	复杂的营养物质循环和物质平衡	模拟农业流域内点源、非点源污染,可模拟土壤流失、N、P 和杀虫剂;BMPs 评估
CREAMS	集中	SCS 曲线数	USLE	简单物质平衡 ^①	土壤流失、N、P 和杀虫剂模拟;BMPs 评估,适用于较小的农田面源模拟
EPIC	集中	SCS 曲线数	USLE 和 MUSLE	复杂物质平衡	最初主要用于模拟评价流域土壤侵蚀对土壤生产力的影响,现已拓展为可模拟营养物质、杀虫剂的迁移转化和 BMPs 评估
AGNPS	分散	径流单位线	MUSLE	简单物质平衡 ^①	土壤流失、N、P 和杀虫剂连续模拟;BMPs 评估
SWRRB	集中	SCS 曲线数	MUSLE	同 CREAMS 模型	土壤流失、N、P 和杀虫剂模拟;BMPs 评估
SWRRB-WQ	集中	SCS 曲线数	MUSLE	营养物质模拟同 EPIC 模型	土壤流失、N、P 和杀虫剂模拟
HSPF	集中	斯坦福水文模型	经验模型	复杂物质平衡	土壤流失、N、P 和杀虫剂模拟;BMPs 评估
ANSWERS	分散	分布参数模型	Foster & Meyer 方程	简单物质平衡 ^①	土壤流失、N、P 模拟;BMPs 评估适用于单场降雨过程的非点源模拟

① 简单物质平衡，即根据营养物质浓度、泥沙产生量和径流量之间的相关关系来计算氮、磷负荷。

第四节 非点源污染控制措施

一、农业非点源污染控制措施

农田侵蚀控制措施是最早研究的非点源污染控制措施。常采用的措施是改进农田耕作和管理方法以减少侵蚀的发生，如修筑梯田、等高种植、沟垄种植、秸秆覆盖等。这些措施控制侵蚀的效果已经为较多的研究和生产实践所证实。近年来各种侵蚀控制新技术也不断出现，如施用聚合物稳定土壤、侵蚀被覆盖等。

20 世纪 50 年代以后，农业生产中化肥的使用量越来越大，农田流失的化肥对环境的污染日益严重。为减少肥料的流失量，常用的控制措施包括：根据作物生长和土壤肥力情况进行配方施肥、平衡施肥，采用缓释肥料、控释肥料、复合肥料、肥料深施、肥料深追、叶面施肥等。

随着对非点源污染研究的不断深入，研究者提出了“最佳管理措施”（best management practices, BMPs）的概念。其基本思想是对污染物进行源头控制，采用最经济、有效、可行的管理措施减少污染物的产生量并尽可能截留污染物，最终减少进入水体的污染物总量。这一概念的提出反映了人们对非点源污染的特点和危害已经有了较全面的认识。

对非点源污染形成的径流进行处理有较大的难度，目前研究较多的技术有湿地处理、多塘系统和前置库等。这些处理技术投资较少，运行费用低，能在较大的范围内适应径流量的变化，比较适宜处理非点源污染形成的径流。对这类技术，以往的研究较多地集中在如何提高对各种污染物的去除率上。近年的研究中，这些技术对环境和流域生态系统的影响也开始受到重视。

非点源污染的形成包括多种复杂的子过程，影响因素众多，这使得非点源污染控制措施种类繁多。各种措施的分类参见图 6-3。常用农业非点源污染控制措施的使用效果、适用条件、对环境的影响比较如表 6-2 所列。

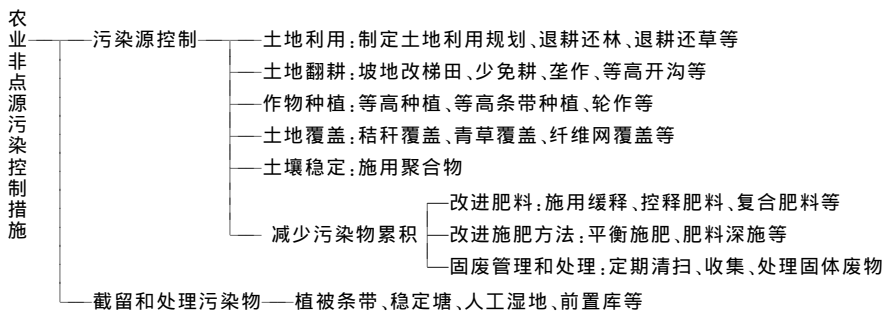


图 6-3 农业非点源污染控制措施分类

表 6-2 污染源控制措施比较

措施名称	适用条件	影 响 因 子	实施难易	管理难易	环境影响
退耕还林	陡坡地	径流量、侵蚀量、肥料施用量	难	易	好
坡改梯	陡坡、缓坡地	径流量、侵蚀量	难	易	较好
等高种植	陡坡、缓坡地	径流量、侵蚀量	较易	易	较好
秸秆覆盖	缓坡地、平地	径流量、侵蚀量	较易	易	较好
缓释氮肥	所有耕地	肥料残留率	较易	易	较好
平衡施肥	所有耕地	肥料施用量	较难	较难	较好

二、城市雨洪污染控制措施

1. 城市雨洪污染概述

随着城市区域工业点源排放逐渐得到有效控制，城市雨洪所造成的非点源污染日益受到

人们的关注。城市雨洪污染是典型的非点源污染，同样具有非点源污染的特征。与农业非点源污染的发生过程稍有不同，城市雨洪污染的过程主要如下。

(1) 降水污染（降雨的淋洗作用） 主要由于城市地区工业发展导致城市地区大气降水本身会遭到比农业地区更严重的污染，主要表现为降水中的污染物种类和浓度要比农业地区的降雨多和高。降雨淋洗了大气中的污染物质后降落到地表，不仅对水域，也对城市周边的土壤、农作物和城市中的绿化植被造成污染。其中，降水污染的一个重要表现形式是酸雨的污染，这在国内有些城市和地区已经很严重。

(2) 径流污染（径流的冲刷作用） 城市雨洪径流污染是指降雨在形成地表径流以后，在汇流的过程中不断冲刷受到人类污染的沿程地表（主要为屋顶、街道等），使得径流中的污染物浓度不断增加，径流汇入河流后最终污染城市中的水体。由于城市地面的硬化，使得城市区域具有较好的排水条件，加之路面平坦、透水性差，降到路面的雨水能较快地形成地表径流，并进入雨水系统或直接流入道路两边的水系中；同时，由于产流量的增加，汇流速度加快，使得城市地区洪水流量过程线变得尖陡，峰值增大，汇流历时缩短，峰现时间提前。这都使得雨洪径流的冲刷能力及夹带污染物质的能力显著增大。因此，城市雨洪区间尤其是旱季过后的首场暴雨所形成的地表径流和每次的初期降雨往往夹带有大量的污染物质，这使得首场降雨和初期雨水的污染物浓度相当高。有关研究表明，污染严重的街道初期径流中的 COD 浓度最高可达 900mg/L 以上，一般初期雨水的平均 COD 浓度也在 100~500mg/L 之间。由此可见，不能忽视城市径流特别是初期降雨径流对城市河湖水系的污染贡献。

2. 城市雨洪污染控制措施

城市雨洪污染一般包括街道径流、屋面径流和小区（居住区和厂区）路面径流三方面的污染。研究表明，街道径流中含有的固体污染物较多，碳氢化合物、SS 和 COD 浓度较高。其中碳氢化合物浓度与街道的交通量和交通工具排放的尾气有直接关系，而且北方城市由于冬季道路投撒除冰盐，致使径流污水盐度较高；屋面径流溶解污染物较多，如部分屋面径流中 Pb、Zn 等重金属元素浓度较高，这主要与屋面材料等有关系，而 SS 和 COD 值并不高，且随着降雨量的增加和降雨时间的延长，COD 和 SS 值均降低；小区路面径流中 SS、COD 浓度较市区街道径流低，小区内停车场使小区径流中碳氢化合物浓度也比较高，各种径流中 BOD₅ 浓度都较低。径流水质随降雨时间增加而改变，初期径流污染物浓度较高，若降雨量足以将各接触面沉积物冲洗干净，径流中污染物浓度会降低，并维持在较低值范围内。

对城市雨洪的非点源污染控制主要包括三个方面：其一是对污染源的控制，将非点源污染物的排放控制在最低限度；其二是对污染物扩散途径的控制，通过研究非点源污染的扩散机理，采取适当的措施，减少污染物排入地下或地表水体的数量；其三是采取有关末端处理手段，对雨洪污水（特别是初期雨水）进行处理，以减轻对城市河湖水系的污染。主要的城市雨洪污染控制措施参见图 6-4。

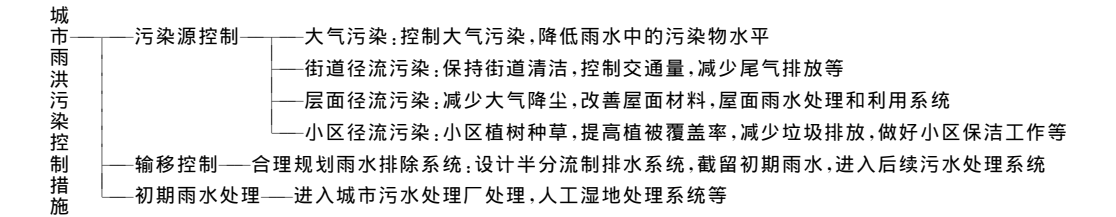


图 6-4 城市雨洪污染控制的措施

第五节 流域非点源模型 SWAT 应用实例

一、应用区域——密云水库流域

密云水库位于北京市中心东北约 100km 的密云县，是潮白河水系上最大的水库，最大库容 43.75 亿立方米，相应水面面积 188km²。密云水库的汇水流域主要为水库上游的潮白河流域，控制流域面积约 15788km²，包括潮河和白河两条大的入库分支（图 6-5）。流域地貌以山地、丘陵为主，丘陵区主要分布在潮河流域及水库周边。流域属半干旱地区，近年来（1995~2002）潮河年平均降雨量在 350~650mm 之间，白河流域年平均降雨量在 330~570mm 之间。由于受温带大陆性季风气候影响，降水的季节变化明显，大部分的降雨集中在汛期的 6~9 月份。而且，汛期的降雨多以暴雨形式出现，降雨强度大、侵蚀力强，为流域非点源污染的发生提供了动力。

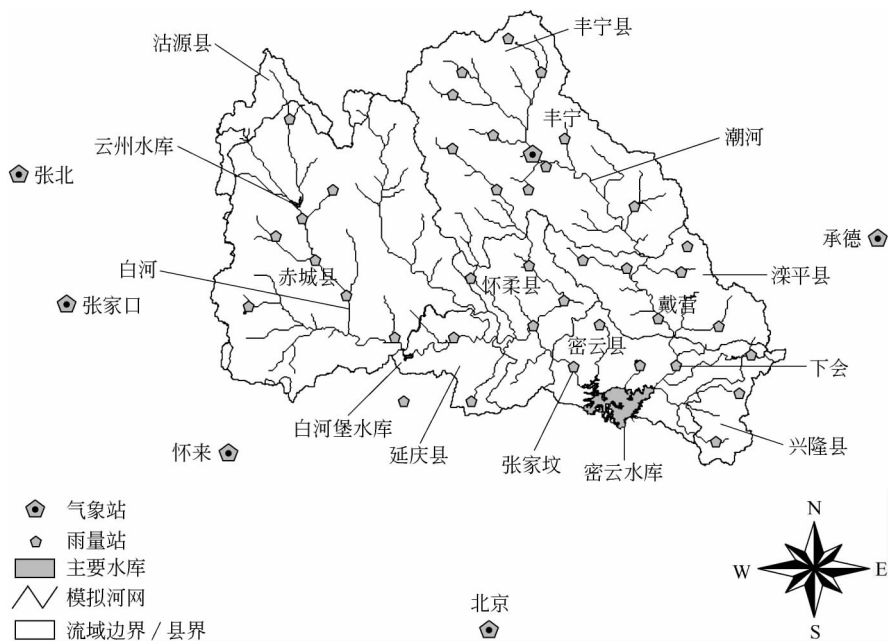


图 6-5 密云水库流域图

二、模型原理简介

SWAT (soil water and assessment tool) 模型由美国得克萨斯农业与工程大学学院站分校的水资源研究所开发，是一个以日为步长的连续空间分布的流域模型，可以模拟大流域的径流、泥沙和营养物等的运移。目前，SWAT 模型 (AVSWAT2001 版本) 已集成到 Arc-View GIS 环境中，具有良好的用户应用界面和较强的空间数据管理、分析和表达的能力，在众多的非点源模型应用中具有较强的应用优势。限于篇幅，下面只简单介绍 SWAT 模型的理论，更详细的内容可参见有关文献。

1. 水文模型

SWAT 模型是一种半分布式的水文水质模型，即整个研究流域按一定的子流域面积阈值首先被划分为若干个子流域 (sub-basins)，在子流域上进一步按土地利用和土壤面积阈值划分水文响应单元 HRU (hydrologic response unit)，并应用概念性模型来估算 HRU 上的降雨量，计算产流量和泥沙、污染物质产生量，然后进行河道汇流演算，最后求得出口断面

流量、泥沙和污染负荷。SWAT 模型中模拟的水文过程参见图 6-6。

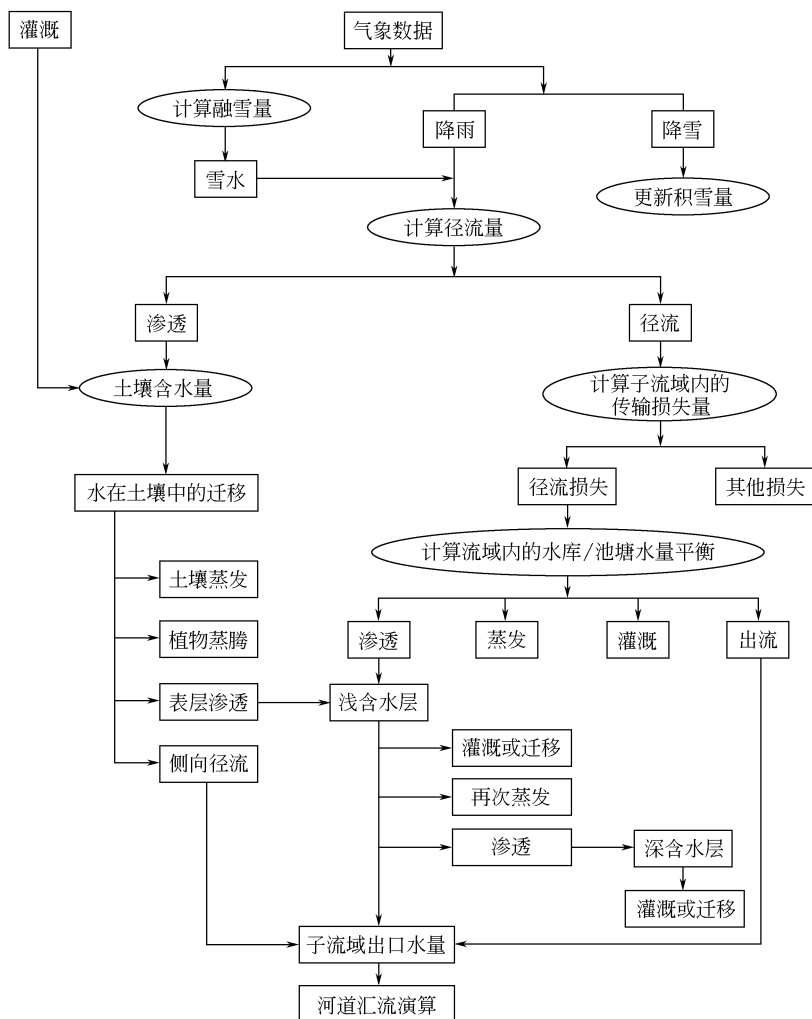


图 6-6 SWAT 模型中模拟的水文过程

SWAT 模拟的流域水文过程分为陆相部分和河道汇流部分。其中，陆相部分（产流和坡面汇流）控制着每个子流域内主河道的水、沙、营养物质和化学物质等的输入负荷；河道汇流部分决定水、沙、营养物质等从河网向整个流域出口的输移和转化过程。

水循环陆相过程的模拟是基于水量平衡方程，如下式：

$$SW_t = SW_0 + R_{\text{day}} - Q_{\text{surf}} - E_a - W_{\text{seep}} - Q_{\text{gw}} \quad (6-16)$$

式中， SW_t 为时段末土壤含水量，mm； SW_0 为时段初土壤含水量，mm； R_{day} 为时段内降水量，mm； Q_{surf} 为时段内地表径流，mm； E_a 为时段内蒸散发量，mm； W_{seep} 为时段内进入土壤剖面地层的渗透量和侧向流，mm； Q_{gw} 为时段内地下径流流出量，mm。

地表径流的模拟可采用 SCS 曲线数方法或 Green & Ampt 模型。蒸散发量的估算可采用 Hargreaves 方法、Priestley-Taylor 方法或 Penman-Monteith 方法。下渗的计算分为两种方法：当采用 SCS 曲线数法计算地表径流时，下渗量采用水量平衡法计算；当采用 Green & Ampt 模型计算地表径流时，可以直接模拟下渗过程，但需要较短时段的降雨数据。侧向流（壤中流）的计算采用动态存储模型，主要考虑水力传导率、坡度和土壤含水量。对地下

径流的模拟，SWAT 模型将地下水分为浅层地下水和深层地下水。浅层地下径流汇入流域内河流，深层地下径流汇入流域外河流。

2. 土壤侵蚀模型

土壤侵蚀模型采用 MUSLE (modified universal soil loss equation) 模型。其计算公式为：

$$S_{ed}=11.8\times(Q_{surf}\times q_{peak}\times area_{hru})^{0.56}\times K_{usle}\times C_{usle}\times P_{usle}\times LS_{usle}\times CFRG \quad (6-17)$$

式中， S_{ed} 为泥沙流失量，t/d； Q_{surf} 为地表径流深，mm H_2O/hm^2 ； q_{peak} 为峰值径流量， m^3/s ； $area_{hru}$ 为水文响应单元 (HRU) 的面积， hm^2 ； K_{usle} 为土壤可侵蚀性因子， $0.013t\cdot m^2\cdot h/(m^3\cdot t\cdot cm)$ ， C_{usle} 为植被覆盖因子； P_{usle} 为管理措施因子； LS_{usle} 为地形因子，CFRG 为沙粒因子。其中，峰值流量的计算采用修正的比例方法 (modified rational method) 估算。

3. 污染物流失模型

污染物流失模型主要包括对营养物氮、磷的流失的模拟。营养物质根据物质守恒，模拟氮、磷在自然界和人工系统中的循环，计算在降雨过程中随径流和泥沙迁移的部分。模型能模拟植物生长、营养物质在植物生长过程中被植物的吸收、营养物质在土壤中的各类物理和化学转换过程。

土壤中氮有三种主要的存在形式：腐殖质中的有机氮、土壤胶体中的无机氮和溶解态的氮。土壤中的氮增加主要来源于农业施肥、固氮菌的作用或植物体死亡等，而作物吸收、挥发以及土壤侵蚀使得土壤中的氮减少。SWAT 模型将各种形态的氮划分为 5 个部分，它们之间的相互转化关系见图 6-7。

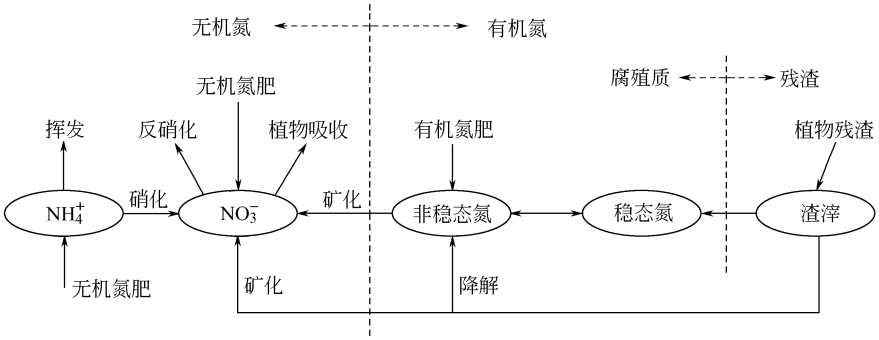


图 6-7 土壤中各形态氮的相互转化关系

SWAT 模型将土壤中的磷分为两大类：无机磷和有机磷。无机磷被分为稳态、非稳态和溶解性无机磷，有机磷也被分为非稳态有机磷、稳态有机磷和植物残渣。各种不同形态的磷之间相互转化关系见图 6-8。

4. 河道和水库的汇流演算

SWAT 模型汇流包括河道汇流和水库汇流。河道汇流演算是各主要河道在获得各自子流域输出的径流量、泥沙、非点源污染负荷和点源负荷输入后，按照汇流计算方法计算径流过程、泥沙、营养物质和农药在河网中的迁移、转化。径流的汇流计算可采用变动存储系数模型或马斯京根 (Muskingum) 法，泥沙的汇流计算同时考虑泥沙在河道中的沉积和再悬浮过程，采用经修正的 Bagnold 公式来估算泥沙的再悬浮和河道的冲刷。营养物质在河道输送过程中的迁移转化由一个河道水质模块来模拟，其理论主要来自 QUAL2E 模型。

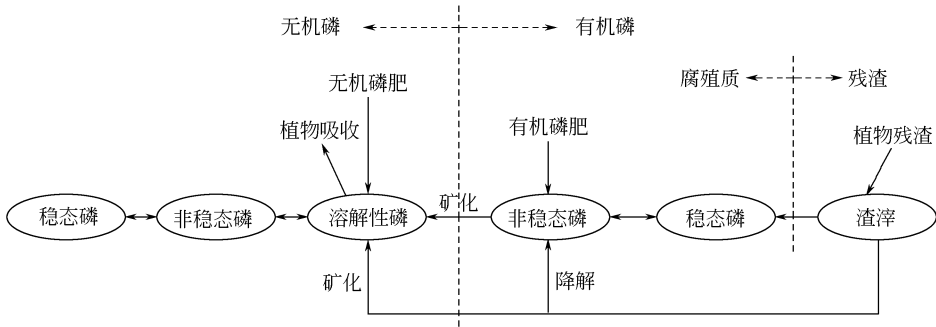


图 6-8 土壤中磷的相互转化关系

水库汇流演算主要依据水库水量和物质平衡原理。水量平衡考虑水库入流、出流、降雨、蒸发和渗流；水库泥沙汇流考虑上游泥沙输入、在水库中的沉降和随水库出流的输出。水库中营养物质汇流计算采用了一种简单的氮、磷平衡方法，考虑了营养物质在湖库中的浓度、上游输入、湖库出流及其他损失。

三、数据准备

非点源模型所需的数据输入包括大量的空间数据和与之对应的属性数据。这些输入数据包括流域地形特征、土地利用、土壤分布、气象水文和点源污染等数据。同时，非点源模型还有众多的模型参数。通常非点源模型的参数个数由十几个到上百个不等，参数值的获取方法主要有以下几种：根据输入的数据确定参数值，如根据土壤的物理性质确定水文模型渗透等级等参数；根据前人的研究成果查找对应的参数，如根据土地利用确定土壤侵蚀模型中的C值；根据实际情况和模型精度进行合理的假设，或根据非点源实验和观测数据进行参数率定。表 6-3 归纳了运行 SWAT 模型所需要的各类数据需求及数据来源。

表 6-3 SWAT 模型部分数据项及数据来源

数据类型	数 据 项	数 据 来 源
气象数据	气象监测站点的位置等； 降雨、气温、日照、湿度、风速等监测数据	气象部门
土地利用	土地利用类型； 植被类型与状态，如生物量； 与作物、植被生长有关的部分参数等	遥感图像解译(并辅以现场调研) 1：100000 土地利用数据库
土壤数据	土壤垂直分布； 水文特性、级配、密度、孔隙率等物理性质； 有机质含量、营养物含量等； 土壤可蚀性系数等特殊参数	土壤分布图 土壤理化性质表
地形地貌	坡度、坡长等	地形图或数字高程模型
河流湖泊	河道断面形状、长度、坡度等； 湖泊水库基本参数(如湖深、库容等)	水文统计资料
点源	点源位置、污染物类型、负荷等	污染源调查/排污申报和环境统计等数据库资料
管理措施	化肥、农药施用量及施用日期、施肥方式和习惯，典型农田耕作方式等	现场调研和有关农业部门统计资料

四、模型参数率定和验证

1. 率定参数和方法

SWAT 模型参数繁多，用于完成基本功能的参数即达 100 多个。主要的模型参数可以

根据国内外资料调研的结果确定初值，并且根据历年的水文、水土流失和水质观测数据进行率定。参数率定可按照下列顺序进行：先率定水文参数，然后再率定水土流失参数，最后再对污染物流失参数进行率定。需率定的参数主要包括：①影响产流的参数；②控制坡面产沙的参数；③河道汇流参数；④河道水质模拟参数。

模型率定的准则通常可采用决定系数（coefficient of determination, r^2 ）以及 Nash 效率系数（Nash-Suttcliffe 系数，NSC）来评价模拟结果。决定系数（ r^2 ）由实测值和计算值按函数 $y=x$ 做回归得到，用于评价实测值与计算值之间的吻合程度。决定系数（ r^2 ）的值在 0~1 之间，其值越接近于 1，说明计算值和实测值匹配得越好，反之则越差。NSC 效率系数的计算公式为：

$$NSC=1-\frac{\sum(Q_{obs}-Q_{calc})^2}{\sum(Q_{obs}-\bar{Q}_{obs})^2}$$

(6-18)

式中， Q_{obs} 为观测值； Q_{calc} 为计算值； \bar{Q}_{obs} 为观测值的算术平均值。当计算值等于观测值时， $NSC=1$ ；通常 NSC 在 0~1 之间，NSC 越大，计算值与观测值匹配程度越好。如果 NSC 为负值，说明模型模拟平均值比直接使用实测算术平均值的可信度更低。

2. 模型参数率定和验证结果

参数的率定和验证分别采用两组完全独立的数据。其中，1995~1996 年的实测数据作为模型的初始化，1997~2000 年间的实测数据用作参数率定，2001~2002 年实测数据用于模型的验证。SWAT 模型参数率定和验证结果表明，水文过程模拟结果往往要比泥沙流失和污染物流失模拟的结果好得多。而且，年模拟结果通常要比月模拟结果好（表 6-4）。

表 6-4 模型参数率定和验证结果

步 长	实测站点	径 流		泥 沙		TN		TP	
		r^2	NSC	r^2	NSC	r^2	NSC	r^2	NSC
年模拟率定	下会	0.95	0.96	0.96	0.96	0.99	0.99	0.59	0.44
	张家坟	0.90	0.91	0.98	0.97	0.44	0.59	0.51	0.25
月模拟率定	戴营	0.91	0.84	—	—	—	—	—	—
	下会	0.83	0.81	0.91	0.87	0.91	0.87	0.89	0.67
	张家坟	0.95	0.95	0.99	0.99	0.80	0.81	0.92	0.28
月模拟验证	戴营	0.87	0.77	—	—	—	—	—	—
	下会	0.93	0.92	0.50	0.51	0.82	0.84	0.56	0.71

五、非点源模型应用

非点源模型应用的主要目的包括：①模拟流域内非点源污染负荷的时空变化，为下游水库富营养化研究和水库水质模拟提供准确的输入负荷数据；②揭示流域内非点源负荷空间分布特征，识别非点源流失负荷关键区，为流域和水库水质管理提供科学依据；③借助情景分析手段，探求流域非点源污染控制的较佳措施和方案。

1. 非点源污染时空变化规律

非点源污染的时间变化与降雨发生的规律密切相关，而空间变化规律则与流域内土地利用、植被覆盖以及降雨量/降雨强度的空间分布有关。通过 SWAT 模型的连续模拟，可获得污染负荷的时间变化曲线和空间上的分布特征。例如，图 6-9 给出了 1998 年降雨和非点源污染流失空间分布比较图。

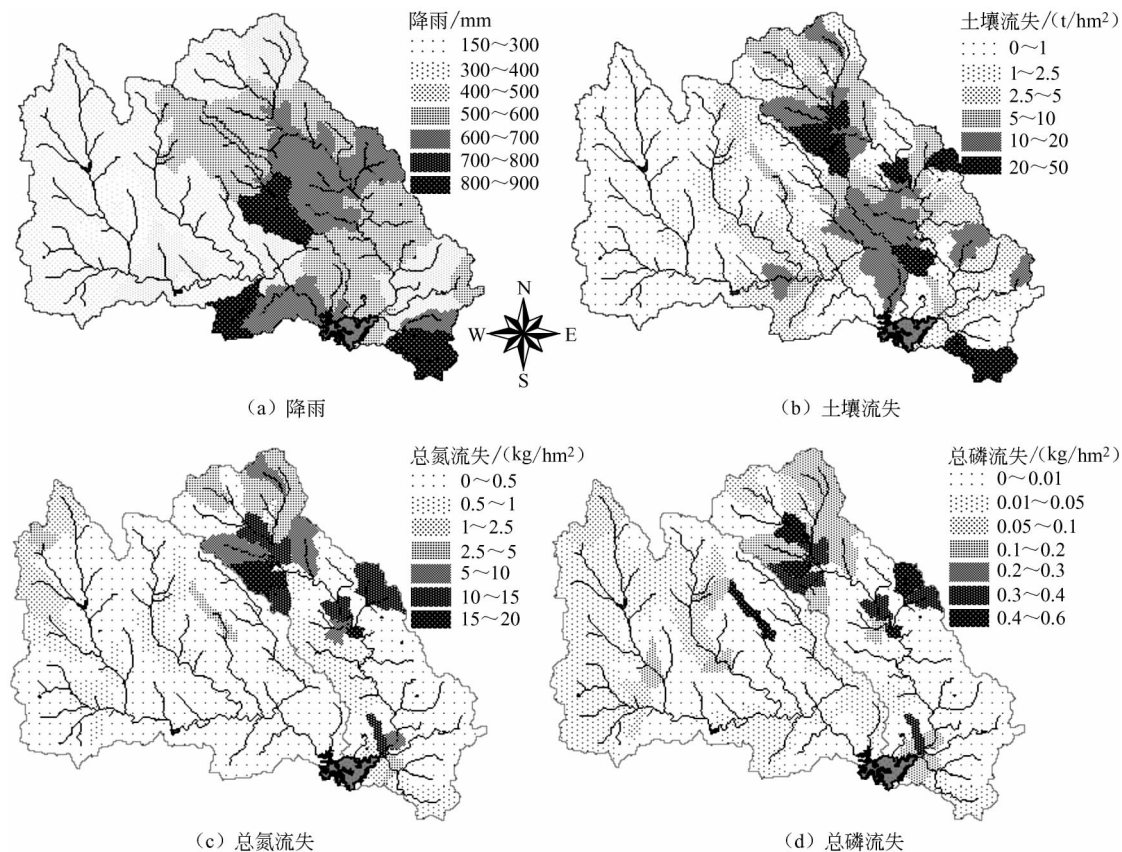


图 6-9 1998 年降雨和非点源污染流失空间分布比较

2. 非点源污染流失负荷关键区识别

非点源污染关键区是指在考虑降雨空间分布均匀的条件下，由非点源模型识别出来的那些在整个流域范围内污染物流失潜力较大的区域。本章以丰水年（1998）流域平均降雨量水平作为 SWAT 模型的降雨输入，在保持模型参数不变的前提下，通过模型模拟来确定非点源污染关键区。

由于考虑到前期降雨和土壤湿度条件对所设计的降雨水平年模拟的影响，把模型进行连续 6 年的模拟（1997~2002）。其中，1997~2001 年的降雨输入分别采用各年的流域面平均降雨，而第 6 年降雨输入采用丰水年 1998 年的面平均降雨数据。该模拟结果反映了在相同的丰水年降雨条件下，由于地形（坡度）、土地利用、土壤类型的差异所造成的对非点源污染流失分布的影响。非点源负荷关键区识别的结果参见图 6-10，其中污染物流失量采用了归一化的流失指数来表示。

3. 非点源控制情景模拟分析

根据污染源调查，研究流域内的氮磷污染主要是来源于畜禽养殖、农用化肥流失和乡镇生活污染源排放。针对这一特点，可设计以下 3 个非点源污染削减情景方案（表 6-5）和 1 个基准情景，以考察不同削减策略下对密云水库入库污染负荷的影响。其中，基准情景采用 2002 年各类污染源排放条件下的模拟结果。

表 6-6 汇总列出了不同模拟年度假定情景的氮、磷负荷削减效率范围。由表可见，改变农业化肥施肥方式，减少施用于土壤表层的化肥量，可以有效地减少因土壤流失造成的营养

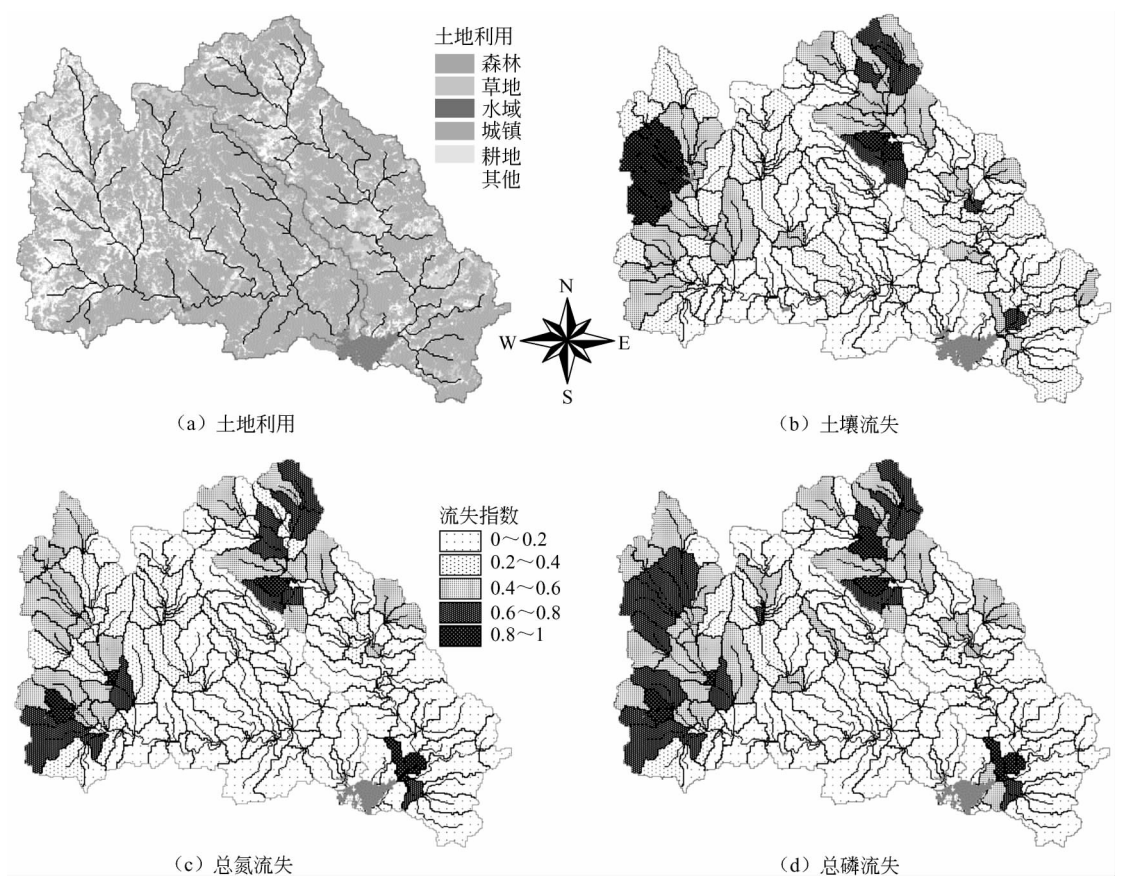


图 6-10 土地利用与非点源负荷关键区识别

表 6-5 非点源管理的情景方案设计

情景方案	情 景 内 容	情景设计目的
情景 1	畜禽养殖污染物排放削减 50%	鉴于流域内畜禽养殖排放的氮、磷总量很大,削减畜禽养殖非点源的污染显得尤为重要
情景 2	改变化肥施用方式,减少表层土施肥所占比例。基准年度表层土施肥比例约为 50%,假设改变施肥方式后该比例降低为 10%	考虑到施肥方式与营养元素随地表径流流失关系密切,特设此情景以考察改变施肥方式的重要性
情景 3	大阁镇和赤城县城生活点源入河量分别削减 50%	考虑到大阁镇和赤城县城非农业人口所占比例较高(分别为 50.4%和 44.2%),其排放的生活污染的贡献率较高,此情景用以考察两大城镇生活污水对入库负荷的影响

物流失，特别是降低磷的流失；另外，削减畜禽养殖污染物同样能有效地减少入库的营养负荷。削减大阁、赤城县城生活点源直接入河量对减少潮白河流域总氮入库负荷影响不大，但对降低总磷入库负荷影响较大，特别是对于潮河流域。

表 6-6 假定情景的氮、磷入库负荷削减效率

情景方案	潮河流域削减比/%		白河流域削减比/%	
	TN	TP	TN	TP
情景 1	9.8~23.0	5.7~34.4	0.8~3.9	6.3~19.0
情景 2	1.1~26.7	9.2~58.4	0.02~2.3	11.5~28.0
情景 3	1.2~5.7	7.7~29.1	0.0~3.8	0.05~15.9

习题与思考题

1. 非点源污染与点源污染的主要区别在哪里？
2. 举例说明身边非点源污染发生的案例。
3. 阐述水文过程与流域非点源污染之间的关系。
4. 简述集中参数模型和分散参数模型的区别。
5. 简述非点源模型的结构、建模的过程和数据需求。
6. 请分别说明一般非点源模型的系统参数、状态变量和输入变量都有哪些。其中，系统参数是指那些反映研究区域固有特征的变量，这些参数在模拟周期内不随时间变化；状态变量指那些表征流域系统状态的变量，这些变量会随模拟的时间而发生变化；输入变量则指模型的输入数据。
7. 简述非点源模型应用的主要难点在哪里。
8. 除了应用实例中提到的有关应用领域外，非点源模型还能用于哪些方面？

第七章 大气质量模型

第一节 大气污染物扩散过程

一、大气层垂直结构

常将随地球引力而旋转的大气层称之为大气圈，由地表面向外空间气体越来越稀薄，大气圈厚度很难确切地划定，一般情况下认为地球表面到 2000～3000km 的大气层作为大气圈的厚度。大气层垂直结构指的是气象要素的垂直分布情况，如气温、气压、大气密度和大气组分的垂直分布。大气层在垂向上具有层状结构。按照大气温度的垂向分布，将大气圈由地表面向外依次分为对流层、平流层、中间层和暖层，如图 7-1 所示。

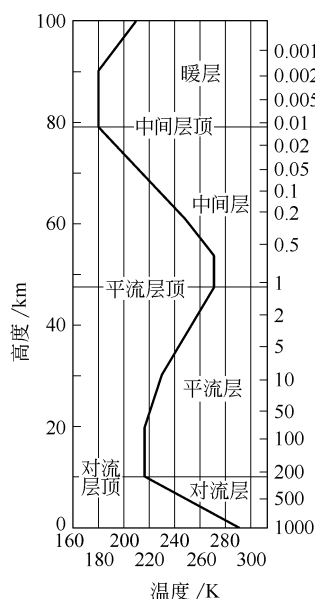


图 7-1 大气层温度垂直分布

对流层是最接近地面的一层大气，其上界因纬度和季节而异：赤道地区最高（约 15km），两极最低（约 8km）；暖季大于冷季。该层大气的主要特点是有比较强烈的铅直混合。大气的温度是向上递减的，平均每升高 100m，大气温度降低 0.65K。对流层厚度比其他层小得多，但它却集中了大气质量的 3/4 和全部的水分。云、雾、雨、雪等主要天气现象都发生在这一层，是对人类生产和生活影响最大的一层，污染物的迁移扩散和稀释转化也主要在这一层进行。

对流层上面是平流层，厚度约 38km。由于阳光自上而下地加热，温度随高度的增加而上升，并且相对保持稳定。此层臭氧会吸收阳光的紫外线，分解成氧分子和氧原子，但它们会很快又重新化合成臭氧而放出热量，因此顶部的温度可上升到 -3℃。

再上一层为中间层，厚度约 35km。该层气温又随高度的增加而下降，最低可降至约 -83℃。该层几乎没有水蒸气和尘埃，气流平稳，透明度好，狂风暴雨现象极少。

最顶层是暖层，厚度约 630km，因其中的原子氧吸收太阳能使温度急剧上升。暖层之上就是外大气层，空气极为稀薄。

二、大气的运动特征

直接影响污染物输移扩散的大气运动主要是风和湍流。

气象上将空气质点的水平运动称之为风。大气的水平运动是作用在大气上的各种力的总效应。作用于大气上的力，有由于气压分布不均匀而产生的水平气压梯度力，是大气水平运动的原动力；当大气运动时，有由于地球相对于大气的旋转效应而产生的转偏向力（科里奥利力）；有由于大气层之间、大气层与地面间存在相对运动而产生的摩擦力；还有大气在作曲线运动时受到的惯性离心力。水平气压梯度力是使大气产生运动的直接动力，而其他三个力是在大气开始运动以后才产生并起作用的。

大气的湍流是一种不规则的运动，由若干大大小小的涡旋或湍涡构成。大气的湍流与一般工程遇到的湍流有明显的不同，大气的流动湍涡基本不受限制，特征尺度很大，只要很小

的平均风速就可达到湍流状态。大气湍流的形成与发展取决于两个因素，一个是机械或动力因素形成的机械湍流，一个是热力因素形成的热力湍流。如近地面空气与静止地面的相对运动或大气流经地表障碍物时引起风向和风速的突然改变则形成机械湍流，而由于地表表面受热不均匀，或由于大气层结不稳定使大气的垂直运动发生或发展而造成热力湍流。一般情况下，大气湍流的强弱既决定于热力因子，又决定于动力因子，是两者综合的结果。

三、大气污染物扩散过程

大气污染指的是由于人类活动和自然过程引起一些物质进入大气中，呈现出足够的浓度，并因此危害人体的舒适、健康和福利或危害了环境。

直接影响大气污染物输送、扩散的气象要素是空气的流动特征——风和湍流，而垂直气温分布又在很大程度上制约着风场和湍流结构。因此，在众多的气象要素中与大气污染最密切的是风向、风速、湍流强度、垂直温度梯度和混合层高度等。风向规定了污染的方位，风速表征了大气污染物的输送速率，风速梯度又与湍流脉动密切相关，湍流强度显示了大气的扩散能力，混合层高度决定了污染物扩散的空间大小。

扩散到大气中的污染物质还会被降雨冲下、沉降和蓄积在地面的物体上。此外，氮氧化物之类的污染物质，在扩散中与烃类共存，受紫外线照射时，还会产生光化学氧化剂等二次污染物。

可见，污染物质广义的扩散过程包括了层流、湍流扩散、沉降、降雨清洗、光化学反应等过程。因此影响污染物在大气中扩散的主要因素可以概括有：风、大气湍流、大气稳定度、气温的铅直分布与逆温以及降水与雾等。随着污染源的位置、高度、排放方法等排放条件，与扩散有关的气象条件和大气结构的不同，这种扩散过程也会有很大的变化。对污染物质广义的扩散过程的分析是进行大气污染预测和模拟的基础。

四、大气污染物扩散模型分类

大气污染物在空气中的运动方式极为复杂，影响其浓度变化的因素非常多，因而针对不同的地理条件、气象条件、污染源状况、预测的时间尺度与空间范围，需要用到不同的预测模型。

按照污染物扩散的状态，代表性的扩散模型有烟流模型、烟团模型和箱式模型。按照模型的推导方法，有通过演绎法导出的物理模型和归纳法得出的统计模型；按照污染源的空间尺度，可分为点源扩散模型、线源扩散模型、面源扩散模型和体源扩散模型；根据不同的气象条件，有封闭型扩散模式、熏烟型扩散模式、微风下的扩散模式等；根据不同的下垫面地理特点，有城市扩散模式、山区扩散模式和水域附近的扩散模式等；按照预测的时间尺度，有短期浓度预测模式和长期平均浓度计算模式。

可根据不同的研究目的、研究对象、气象条件及地理特征等选用不同的模型。

第二节 污染源解析

一、污染源分类

(1) 按照污染物排放的几何形态，可分为点源、线源和面源。

大型工厂，机关，学校集中排放烟气的烟囱一般都是点源。点源又分为高架点源和非高架点源，我国规定凡不经过排气筒的废气排放以及排放高度低于 15m 的排气筒排放皆不视为高架点源，实际研究中，高架点源排放高度阈值也可按照研究范围和模拟或预测尺度而定。在环境规划研究或总量计算中也有根据污染源排放高度分为高架源、中架源和低架源的划分方式。高架点源一般都属于有组织排放。线源则是空间上连续先行分布组成的污染源。

交通频繁的铁路、公路及街道可以视为线源。面源是污染物在平面上均匀分布排放构成一个区域性的污染源，居民区一般的家庭排烟、商业区的排烟可以看作是面源。

(2) 按照污染物排放的时间，可分为连续源、间断源和瞬时源。

连续源指的是污染物连续排放，如工厂的排气筒等。间断源指的是污染物排放时断时续，如取暖锅炉和间歇性生产废气排放。瞬时源主要指排放时间短的污染源，如爆炸事故的排放。

(3) 按照污染源存在的形态，可分为固定源和移动源。

固定源指的是位置固定的污染源，如工业企业烟囱的排烟排气。移动源指的是位置可以移动且移动过程中排放污染物的污染源，如汽车。

(4) 按照污染物产生的来源，可分为工业污染源、生活污染源。

工业污染源包括燃料燃烧排放的污染物，生产过程中的排气等。生活污染源主要为家庭炉灶排气。

二、大气污染物

大气污染物种类较多，按照污染物的化学特性可分为无机气态物、有机化合物和颗粒物。

无机气态物主要包括硫氧化物、氮氧化物、一氧化碳、二氧化碳、臭氧、氨、氯化物和氟化物等。有机化合物主要包括碳氢化合物、醇类、醛类、酯类、酮类等。颗粒物主要包括固态颗粒物、液态颗粒物和生物颗粒物。固态颗粒物包括燃烧产生的烟尘工业生产过程中产生的粉尘和扬尘，强风吹起的沙尘等，扬尘又可以分为一次扬尘和二次扬尘。颗粒物从粒子直径上划分为总悬浮微粒和飘尘，其中空气动力学直径小于 $100\mu\text{m}$ 的颗粒称为总悬浮微粒，记为 TSP；空气动力学直径小于 $10\mu\text{m}$ 的粒子称为飘尘，也叫可吸入颗粒物，记为 PM_{10} ，飘尘对人体健康影响较大。近年来直径小于 $2.5\mu\text{m}$ 的细微粒子 $\text{PM}_{2.5}$ 引起更大的关注，它可以进入人体的肺泡中永久沉积，对人体健康影响最大。直径大于 $100\mu\text{m}$ 的粒子称为降尘，在重力作用下很快下降，在一般天气情况下不会远距离传输。液态颗粒物主要是酸雨和酸雾。生物颗粒物则主要是微生物、植物种子和花粉。

按照污染物的生成源可分为一次污染物和二次污染物。一次污染物指的是从各类污染源排出的物质，又可分为反应性污染物和非反应性污染物。反应性污染物性质不稳定，在大气中常与其他物质发生化学反应或作为催化剂促进其他污染物的产生化学反应；非反应性污染物性质较为稳定，难于发生化学反应。一次污染物在大气中的物理作用或化学反应主要有粒状污染物对气态污染物的吸附、气态污染物在气溶胶中的溶解或在阳光作用下的光化学反应。二次污染物指的是大气中污染物由化学反应或光化学反应催生成的一系列新的污染物，常见的二次污染物有臭氧、过氧化乙酰硝酸酯、硫酸及硫酸盐气溶胶等。

目前环境空气比较引人注意的污染物是粉尘、二氧化硫、氮氧化物和一氧化碳等，我国《环境空气质量标准》(GB 3905—1996) 中所列污染物有二氧化硫、总悬浮颗粒物、可吸入颗粒物、氮氧化物、二氧化氮、一氧化碳、臭氧、铅、苯并[a]芘和氟化物。在大气质量预测和大气污染控制规划中，二氧化硫和粉尘是主要的研究对象。

工业污染源排放的污染物则种类较多，我国《大气综合排放标准》(GB 16297—1996) 中列有二氧化硫、氮氧化物、颗粒物、氯化氢、铬酸雾、硫酸雾、氟化物、氯气等共 33 种污染物。不同行业则关注行业特征性污染物，如火电厂将烟尘、二氧化硫、氮氧化物作为控制污染物，而机械炼焦工业将颗粒物、苯可溶物和苯并[a]芘作为控制污染物。

汽车尾气引人注意的污染物是一氧化碳、碳氢化合物和氮氧化物。

三、污染源源强

源强是研究大气污染的基础数据，其意义就是污染物的排放速率。对瞬时点源，源强就是点源一次排放的总量；对连续点源，源强就是点源在单位时间里的排放量；对于线源，源强一般是单位时间单位长度线源的排放量；面源源强就是单位时间单位面积面源的排放量。

1. 预测源强的一般模型

$$Q_i = K_i W_i (1 - \eta_i) \quad (7-1)$$

式中， Q_i 为源强，对瞬时点源以 kg 或 t 计，对连续稳定排放点源以 kg/h 或 t/h 计； W_i 为燃料的消耗量，对固体燃料以 kg 或 t 计，对液体燃料以 l 计，对气体燃料以 100m³ 计，时间单位以 h 或 d 计； η_i 为净化设备对污染物的去除效率； K_i 为某种污染物的排放因子； i 为污染物的编号。

2. 燃煤的二氧化硫排放源强一般预测模型

$$Q_{SO_2} = 1.6WS(1 - \eta) \quad (7-2)$$

式中， Q_{SO_2} 为二氧化硫排放源强，对连续稳定排放点源以 kg/h 或 t/h 计； W 为燃煤量，以 kg/h 或 t/h 计； η 为二氧化硫去除效率，%； S 为煤中的全硫分含量，%；1.6 为二氧化硫排放因子，表示煤中硫的转化率为 80%。

3. 燃煤烟尘排放源强一般预测模型

$$Q_{\pm} = WAB(1 - \eta) \quad (7-3)$$

式中， Q_{\pm} 为烟尘排放源强，对连续稳定排放点源以 kg/h 或 t/h 计； W 为燃煤量，以 kg/h 或 t/h 计； A 为煤的灰分，%； B 为烟气中烟尘的质量分数； η 为烟尘去除效率，%。同样可以给出其他污染物排放的源强计算模式。

4. 流动源（汽车尾气）源强模型

汽车尾气源强与车型、燃料类型、行驶工况等关系密切，通常用综合排放因子描述特定行车条件下汽车尾气的平均源强，然后根据车流量和车流组成计算道路上汽车尾气总源强：

$$Q = \sum_{i=1}^n N_i E_i / 3600000 \quad [g / (m \cdot s)] \quad (7-4)$$

式中， n 为道路上汽车类型总数； N_i 为 i 类型汽车的车流量，辆/h； E_i 为 i 类型汽车尾气的综合排放因子，g/km。

四、污染物排放因子

在污染源源强模式计算中，污染物排放因子的确定是非常重要的。各种污染物排放因子受燃烧方式和燃烧条件影响很大。例如燃煤锅炉排烟中粉尘占总量的比例，因燃烧方式不同而有很大变化，例如链条炉产生的飘尘占到煤中灰分的 10%~25%，而煤粉炉的这个数字可以高达 75%~80%。

第三节 箱式大气质量模型

箱式大气质量模型一种较为流行的大气质量模型，它的基本假设是：在模拟大气的污染物时可以把研究的范围看成是一个尺寸固定的“箱子”，这个箱子的高度就是从地面计算的混合层高度，而污染物浓度在箱子内处处相等。

箱式大气质量模型可以分为单箱模型和多箱模型。

一、单箱模型

1. 基本假设

单箱模型是计算一个区域或城市的大气质量的最简单的模型，箱子的平面尺寸就是所研

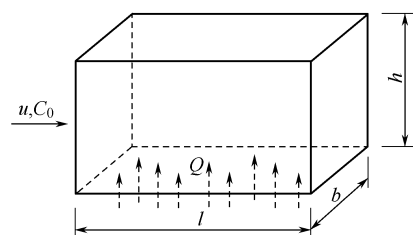


图 7-2 箱式模型

究的区域或城市的平面，箱子的高度是由地面计算的混合层高度 h （图 7-2）。

2. 基本模型

根据整个箱子的输入、输出，可以写出质量平衡方程：

$$\frac{dC}{dt}lbh = ubh(C_0 - C) + lbQ - kClbh \quad (7-5)$$

式中， C 为箱内的污染物浓度； l 为箱的长度； b 为箱的宽度； h 为箱的高度； C_0 为初始条件污染物的本底浓度； k 为污染物的衰减速度常数； Q 为污染源的源强； u 为平均风速； t 为时间坐标。

3. 模型的解

如果不考虑污染物的衰减，即 $k=0$ ，当污染物浓度稳定排放时，可以得到式（7-5）的解：

$$C = C_0 + \frac{Ql}{uh}(1 - e^{-\frac{u}{l}t}) \quad (7-6)$$

当式（7-5）中的 t 很大时，箱内的污染物浓度 C 随时间的变化趋于稳定状态，这时的污染物浓度称为平衡浓度 C_p ，由式（7-6）可得：

$$C_p = C_0 + \frac{Ql}{uh} \quad (7-7)$$

如果污染物在箱内的衰减速度常数 $k \neq 0$ ，式（7-5）的解为：

$$C = C_0 + \frac{Q/h - C_0 k}{u/l + k} \left\{ 1 - \exp \left[- \left(\frac{u}{l} + k \right) t \right] \right\} \quad (7-8)$$

这时的平衡浓度为：

$$C = C_0 + \frac{Q/h - C_0 k}{u/l + k} \quad (7-9)$$

单箱模型不考虑空间位置的影响，也不考虑地面的污染源分布的不均匀性，因而其计算结果是概略的。单箱模型较多应用在高层次的决策分析中。

二、多箱模型

多箱模型是对单箱模型的改进，它在纵向和高度方向上把单箱分成若干部分，构成一个二维箱式结构模型（图 7-3）。

多箱模型在高度方向上将 h 离散成 m 个相等的子高度 Δh ，在长度方向上将 l 离散成 n 个相等的子长度 Δl ，共组成 $m \times n$ 个子箱。在高度方向上，风速可以作为高度的函数分段计算；污染源的源强则根据坐标关系输入贴地的相应子箱中。为了计算上的方便，可以忽略纵向的扩散作用和竖向的推流作用。如果把每一个子箱都视为一个混合均匀的体系，就可以对每一个子箱写出质量平衡方程，例如对图 7-4 中的每一个子箱，其质量平衡关系为：

$$u_1 \Delta h C_{01} - u_1 \Delta h C_1 + Q_1 \Delta l - E_{24} \Delta l (C_1 - C_2) / \Delta h = 0 \quad (7-10)$$

若令 $a_i = u_i \Delta h$ ， $e_i = E_{i,i+1} \Delta l / \Delta h$ ，则式（7-10）可以写作：

$$(a_1 + e_1) C_1 - e_1 C_2 = Q_1 \Delta l + a_1 C_{01} \quad (7-11)$$

对于子箱 2~4 可以写出类似的方程，它们组成一个线性方程组，可以用矩阵写成：

$$\begin{bmatrix} a_1 + e_1 & -e_1 & 0 & 0 \\ -e_1 & a_2 + e_1 + e_2 & -e_2 & 0 \\ 0 & -e_2 & a_3 + e_2 + e_3 & -e_3 \\ 0 & 0 & -e_3 & a_4 + e_3 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} C_1 \\ C_2 \\ C_3 \\ C_4 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} Q_1 \Delta l + a_1 C_{01} \\ a_2 C_{02} \\ a_3 C_{03} \\ a_4 C_{04} \end{bmatrix} \quad (7-12)$$

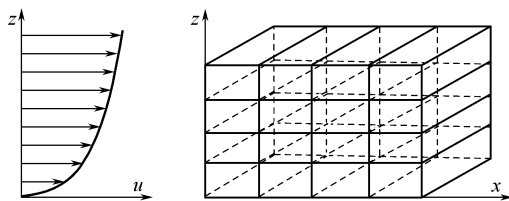


图 7-3 多箱式模型

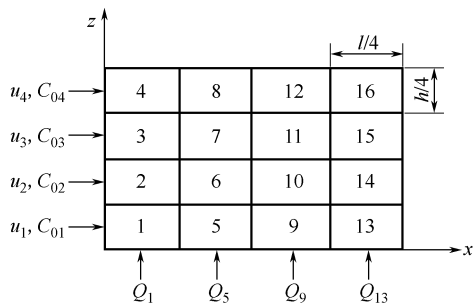


图 7-4 4×4 箱式模型

$$\text{或} \quad AC = D \quad (7-13)$$

式中, C 为由子箱 1~4 中的污染物浓度组成的向量; D 为由系统外输入组成的向量; u_i 为高度方向上第 i 层的平均风速; $E_{i+1,i}$ 为高度方向上相邻两层的湍流扩散系数; C_{0i} 为高度方向上第 i 层的污染物本底浓度; Q_1 为输入第 1 个子箱的强源。

对于子箱 1~4, A 和 D 均为已知, 则

$$C = A^{-1} D \quad (7-14)$$

由于第一列 4 个子箱的输出就是第 2 列 4 个子箱的输入, 如果 ΔL 和 Δh 是常数, 对第二列来说, A 的值和式 (7-11) 中相等, 只是 D 有所变化, 这时,

$$D = \begin{bmatrix} Q_5 \Delta l + a_1 C_1 \\ a_2 C_2 \\ a_3 C_3 \\ a_4 C_4 \end{bmatrix} \quad (7-15)$$

$$\begin{bmatrix} C_5 \\ C_6 \\ C_7 \\ C_8 \end{bmatrix} = A^{-1} \begin{bmatrix} Q_5 \Delta l + a_1 C_1 \\ a_2 C_2 \\ a_3 C_3 \\ a_4 C_4 \end{bmatrix} \quad (7-16)$$

由此可以求得第二列子箱 5~8 的浓度 $C_5 \sim C_8$ 。依次类推, 可以求得 $C_9 \sim C_{16}$ 。由此可得基于多箱模型下的浓度分布结果:

$$C = \begin{bmatrix} C_4 & C_8 & C_{12} & C_{16} \\ C_3 & C_7 & C_{11} & C_{15} \\ C_2 & C_6 & C_{10} & C_{14} \\ C_1 & C_5 & C_9 & C_{13} \end{bmatrix}$$

如果在宽度方向上也作离散化处理, 则可以构成一个三维的多箱模型。三维多箱模型在计算方法上与二维多箱模型类似, 但要复杂得多。

多箱模型从维向上进行了细分, 严格地讲为准多维模型。多箱模型可以反映区域或城市大气质量的空间差异, 其精度要比单箱模型好, 是模拟大气质量的有效工具。

第四节 点源扩散模型

污染物在大气中的迁移扩散一般呈三维运动, 基于湍流扩散的梯度理论, 在第三章已经讨论得到它的基本运动方程:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} + u_y \frac{\partial C}{\partial y} + u_z \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) - kC$$

如果忽略污染物扩散过程中自身的衰减, 即 $k=0$, 同时忽略 y 方向和 z 方向上的流动, 即 $u_y=u_z=0$, 上式可以简化为:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (7-17)$$

式 (7-17) 中等号左边第一项为局地的污染物浓度随时间的变化率, 第二项为沿 x 轴向 (与风向平行) 的推流输送项, 等号右边是 x 、 y 、 z 三个方向上的湍流扩散项。式 (7-17) 虽已经简化, 仍然是很复杂的, 在不同的初始条件、边界条件下可以得到不同的解。在求解式 (7-14) 之前, 假定大气流场是均匀的, E_x 、 E_y 和 E_z 都是常数, C 为湍流时平均浓度, 则式 (7-17) 可以写成:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial x} = E_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + E_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + E_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (7-18)$$

式 (7-18) 是各种高架点源模型的基础。

一、无边界的点源模型

1. 瞬时单烟团正态扩散模型

瞬时释放的单烟团正态扩散模型是一切正态扩散模型的基础。假设点源位于坐标原点 $(0, 0, 0)$, 释放时间为 $t=0$, 在无边界的大气环境中, 瞬间排出的一个烟团将沿三维方向扩散, 根据以上基本运动方程, 忽略污染物扩散过程中自身的衰减, 即 $k=0$, 假定大气流场是均匀的, 湍流扩散参数 E_x 、 E_y 和 E_z 都是常数, 则可得到在空间任一点、任一时刻的污染物浓度计算式:

$$C(x, y, z, t) = \frac{M}{8(\pi t)^{3/2} \sqrt{E_x E_y E_z}} \exp \left\{ -\frac{1}{4t} \left[\frac{(x-u_x t)^2}{E_x} + \frac{(y-u_y t)^2}{E_y} + \frac{(z-u_z t)^2}{E_z} \right] \right\} \quad (7-19)$$

式中, M 为在 $t=0$ 时刻, 由原点 $(0, 0, 0)$ 瞬间排放量, 即污染物的源强。

若令三个坐标方向上的污染物分布的标准差为:

$$\sigma_x^2 = 2E_x t, \quad \sigma_y^2 = 2E_y t, \quad \sigma_z^2 = 2E_z t$$

则式 (7-19) 可以写作

$$C(x, y, z, t) = \frac{M}{\sqrt{8\pi^3} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left\{ -\left[\frac{(x-u_x t)^2}{2\sigma_x^2} + \frac{(y-u_y t)^2}{2\sigma_y^2} + \frac{(z-u_z t)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\} \quad (7-20)$$

2. 无边界有风的点源模型

在有风的情况下, 不妨设风向平行于 x 轴, 忽略 y 方向和 z 方向上的流动, 即 $u_y=u_z=0$, 则在空间任一点、任一时刻的污染物浓度可以用下式计算:

$$C(x, y, z, t) = \frac{M}{\sqrt{8\pi^3} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left\{ -\left[\frac{(x-u_x t)^2}{2\sigma_x^2} + \frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\} \quad (7-21)$$

3. 无边界无风的瞬时点源模型

在无风的条件下, $u_x=0$, 由式 (7-21) 可以求得无边界无风的瞬时点源模型:

$$C(x, y, z, t) = \frac{M}{\sqrt{8\pi^3} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left\{ -\left[\frac{x^2}{2\sigma_x^2} + \frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{z^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\} \quad (7-22)$$

4. 无边界连续点源模型

实际上绝大多数污染源都是连续排放的, 对于一个连续稳定点源, $\partial C/\partial t=0$, 在有风 ($u_x \geq 1.5\text{m/s}$) 时, 可以忽略纵向扩散作用, 则式 (7-18) 可以简化为:

$$u_x \frac{\partial C}{\partial x} = E_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + E_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \quad (7-23)$$

式 (7-23) 的解为:

$$\begin{aligned} C(x, y, z) &= \frac{Q}{4\pi x \sqrt{E_y E_z}} \exp \left[-\frac{u_x}{4x} \left(\frac{y^2}{E_y} + \frac{z^2}{E_z} \right) \right] \\ &= \frac{Q}{2\pi x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{z^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \end{aligned} \quad (7-24)$$

式中, Q 为在原点 $(0, 0, 0)$ 连续稳定排放的污染源源强, 即单位时间排放的污染物质。

二、高架连续排放点源模型

在任何气象条件下, 在开阔平坦的地形上, 高烟囱产生的地面污染物浓度比具有相同源强的低烟囱要低。因此, 烟囱高度是大气污染控制的主要变量之一。

在计算中, 烟囱高度是指它的有效高度。烟囱的有效高度包括两部分: 物理高度 H_1 和烟气抬升高度 ΔH 。物理高度是烟囱实体的高度; 烟气抬升高度是指烟气在排出烟囱口之后在动量和热浮力的作用下能够继续上升的高度, 这个高度可达数十至上百米, 对减轻地面的大气污染有很大作用。烟囱的有效高度可用下式计算:

$$H_e = H_1 + \Delta H \quad (7-25)$$

烟气离开排出口之后, 向下风方向扩散, 作为扩散边界, 地面起到了反射作用, 可以通过引入虚源模拟地面反射作用, 见图 7-5。如果假定大气流场均匀稳定, 横向、竖向流速和纵向扩散作用可以忽略, 即 $u_y = u_z = 0$, $E_x = 0$, 对一个排放筒底部中心在坐标原点、有效高度为 H 的连续点源, 其下风向的污染物分布可按下式计算:

$$\begin{aligned} C(x, y, z, H_e) &= \frac{Q}{2\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \left\{ \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z - H_e)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \right. \\ &\quad \left. + \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z + H_e)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \right\} \end{aligned} \quad (7-26)$$

式中, $C(x, y, z, H_e)$ 表示坐标为 x, y, z 处的污染物浓度; H_e 表示烟囱的有效高度; Q 表示烟囱排放源强, 即单位时间排放的污染物质; 其余符号意义同前。

式 (7-26) 是高架连续点源的一般解析式, 又称高斯模型。由式 (7-26) 可以导出各种条件下的常用大气扩散模型。

1. 高架连续点源的地面浓度模型

令 $z=0$, 并代入式 (7-26), 就可以得到高架连续点源地面污染物浓度模型:

$$C(x, y, 0, H_e) = \frac{Q}{\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{H_e^2}{2\sigma_z^2} \right) \quad (7-27)$$

2. 高架连续点源的地面轴线浓度模型

地面轴线是指 $y=0$ 的坐标线, 令 $y=0$, 由式 (7-27) 就可以得到地面轴线浓度:

$$C(x, 0, 0, H_e) = \frac{Q}{\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2} \right) \quad (7-28)$$

3. 高架连续点源最大落地浓度模型

地面横向最大发生在轴线上 $0 < x < \infty$ 处。将 $\sigma_y^2 = 2E_y x / u_x$, $\sigma_z^2 = 2E_z x / u_x$ 代入式 (7-28)

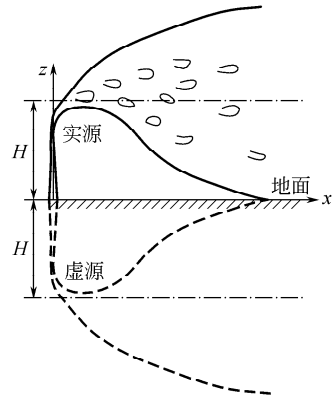


图 7-5 地面对烟羽的反射

可得：

$$C(x, 0, 0, H_e) = -\frac{Q}{2\pi x \sqrt{E_y E_z}} \exp\left(-\frac{u_x H_e^2}{4E_z x}\right) \quad (7-29)$$

将式 (7-29) 对 x 求导数并令导数等于 0：

$$\frac{dC}{dx} = \frac{Q}{2\pi x^2 \sqrt{E_y E_z}} \exp\left(-\frac{u_x H_e^2}{4E_z x}\right) + \frac{Q}{2\pi x \sqrt{E_y E_z}} \exp\left(-\frac{u_x H_e^2}{4E_z x}\right) \cdot \left(\frac{u_x H_e^2}{4E_z x^2}\right) = 0$$

可得：

$$x^* = \frac{u_x H_e^2}{4E_z} \quad (7-30)$$

当 $x = x^*$ 时，由式 (7-29) 可以求得高架连续点源的最大落地浓度为：

$$C(x, 0, 0, H_e)_{\max} = C(x^*, 0, 0, H_e) = \frac{2Q\sqrt{E_z}}{\pi e u_x H_e^2 \sqrt{E_y}} = \frac{2Q\sigma_z}{\pi e u_x H_e^2 \sigma_y} \quad (7-31)$$

4. 烟囱有效高度的估算

如果给定地面污染物的最大允许浓度，由式 (7-31) 也可以估算烟囱的有效高度 H_e^* ：

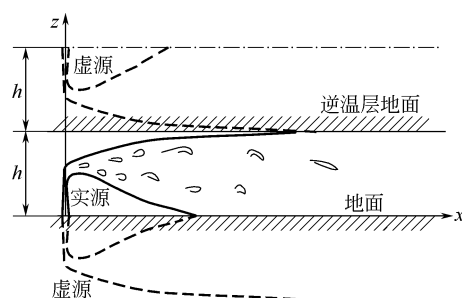


图 7-6 地面和逆温层的反射

$$H_e^* \geq \sqrt{\frac{2Q\sigma_z}{\pi e u_x \sigma_y C(x, 0, 0)_{\max}}} \quad (7-32)$$

5. 逆温条件下的高架连续点源模型

如果在烟囱排出口的上空存在逆温层，从地面到逆温层的底部的高度为 h ，这时，烟囱的排烟不仅要受到地面的反射，还要受到逆温层的反射（图 7-6）。在逆温条件下，当将地面及逆温层的反射看成为全反射时，同样可以用虚源模拟地面及逆温层的反射作用，高架连续点源扩散模型为：

$$\begin{aligned} C(x, y, z, H_e) &= \frac{Q}{2\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z - H_e^2)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z + H_e^2)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] \right. \\ &\quad \left. + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(2h - z - H_e^2)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(2h + z + H_e^2)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] + \dots \right\} \\ &= \frac{Q}{2\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z - H_e^2)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] \right. \\ &\quad \left. + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z + H_e^2)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] + \sum_{n=2}^{\infty} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(nh - z - H_e^2)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] \right. \\ &\quad \left. + \sum_{n=2}^{\infty} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(nh + z + H_e^2)^2}{\sigma_z^2}\right)\right] \right\} \quad (7-33) \end{aligned}$$

式中， h 表示由地面到逆温层底部的高度； n 表示计算的反射次数。随着 n 的增大，等号右边第三、四项衰减很快，一般经 1、2 次反射后，虚源的影响已经很小了，所以在实际计算中，只需取 $n=1$ 或 2。

将 $y=0$ 和 $z=0$ 代入式 (7-33) 可以得到逆温条件下高架连续点源的地面轴线浓度：

$$C(x, 0, 0, H_e) = \frac{Q}{\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \left\{ \exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) + \sum_{n=2}^{\infty} \exp\left[-\frac{(nh - H_e^2)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \quad (7-34)$$

式 (7-33) 和式 (7-34) 的应用条件是 $H_e \leq h$ ，否则不适用。

三、高架多点源连续排放模型

一般说来,地面上任意一点的污染物来源于不同的污染源。如果存在 m 个相互独立的污染源,在任一空间点 (x, y, z) 处的污染物浓度,就是这 m 个污染源对这一空间点的贡献之和,即

$$C(x, y, z) = \sum_{i=1}^m C_i(x, y, z) \quad (7-35)$$

式中, $C_i(x, y, z)$ 是第 i 个污染源对点 (x, y, z) 的贡献,若以 x_i 、 y_i 、 H_i 表示第 i 个污染源排出口的位置及排气筒有效高度,那么

当 $x - x_i > 0$ 时,

$$C_i(x, y, z) = C'_i(x - x_i, y - y_i, z) = \frac{Q_i}{\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \left\{ \exp \left[-\frac{1}{2} \times \left(\frac{(y - y_i)^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z - H_i)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \right\} \quad (7-36)$$

当 $x - x_i \leq 0$ 时, $C_i(x, y, z) = C'_i(x - x_i, y - y_i, z) = 0$

式中, Q_i 表示第 i 个污染源的源强; σ_{yi} 、 σ_{zi} 表示决定于第 i 个污染源至计算点的纵向距离的横向与竖向的标准差。

令 $z=0$ 代入式 (7-36), 可以计算多源作用下的地面浓度。对其余条件可以类推。

四、可沉降颗粒物的扩散模型

当颗粒物的粒径小于 $10\mu\text{m}$ 时,在空气中的沉降速度小于 1cm/s ,由于垂直湍流和大气运动的支配,不可能自由沉降落到地面,颗粒物的浓度分布仍可用前面所述各式计算。

当颗粒物的粒径大于 $10\mu\text{m}$ 时,在空气中的沉降速度在 100cm/s 左右,颗粒物除了随流场运动以外,还由于重力下沉的作用,使扩散羽的中心轴线逐渐向地面倾斜,在不考虑地面反射的情况下,由式 (7-26) 可以导出可沉降颗粒物的分布模型:

$$C(x, y, z, H_e) = \frac{\alpha Q}{2\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \left\{ \exp \left[-\frac{1}{2} \times \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2 - \frac{1}{2} \times \frac{(z - (H_e - V_g x / u_x))^2}{\sigma_z^2} \right] \right\} \quad (7-37)$$

式中, α 为系数,表示可沉降颗粒物在总悬浮颗粒物中所占的比重, $0 \leq \alpha \leq 1$; V_g 为颗粒物沉降速度; u_x 为轴向平均风速; 其余符号意义同前。

颗粒物沉降速度可以由斯托克斯公式计算:

$$V_g = \frac{\rho g d^2}{18\mu} \quad (7-38)$$

式中, ρ 为颗粒的密度, g/cm^3 ; g 为重力加速度, 980cm/s^2 ; d 为颗粒直径, cm ; μ 为空气黏滞系数,可取 $1.8 \times 10^2 \text{g}/(\text{m} \cdot \text{s})$ 。

将 $z=0$ 代入式 (7-37), 可以得到计算地面颗粒物浓度的模型:

$$C(x, y, 0, H_e) = \frac{\alpha Q}{2\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \left\{ \exp \left[-\frac{1}{2} \times \left(\frac{y^2}{\sigma_y^2} + \frac{(H_e - V_g x / u_x)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \right\} \quad (7-39)$$

第五节 线源和面源模型

一、线源模型

污染源在空间上的连续线性分布就组成了线性污染源。线源模型主要用以模拟预测流动源以及其他线状污染源对大气环境质量的影响,例如,川流不息的交通干线上的汽车废气的排放,内河航船废气的排放等。欧美等国家和日本自 20 世纪 60 年代末对机动车排气污染物扩散模型进行了多方面的研究,主要研究适用于公路扩散和城市街道扩散的模型。70 年代初提出了很多模型,并在之后不断地改进和开发新模型。

1. 无限长线源模型

当线污染源分布的长度足够大或当接受点到线源的距离与线源的长度比很小时，可以将其看作无限长线源。无限长线源可以认为是由无穷多个点源排列而成，点源的源强 Q_L 用单位长度线源在单位时间内排放的污染物质量表示，线源在空间点产生的浓度可以看作所有点源在这一点上的浓度贡献之和。

(1) 风向与线源垂直 设 x 轴与风向一致，线源平行于 y 轴，视线源由无穷多个点源排列而成，则对式 (7-26) 从 $-\infty$ 到 $+\infty$ 积分，可得下风向上任一点 $(x, 0, z)$ 的浓度为：

$$C_{\perp}(x, 0, z) = Q_L (\sqrt{2\pi} u \sigma_z)^{-1} \{ \exp[-(z + H_e)^2 / (2\sigma_z^2)] + \exp[-(z - H_e)^2 / (2\sigma_z^2)] \} \quad (7-40)$$

令 $z=0$ ，则得地面点 $(x, 0, z)$ 的浓度为：

$$C_{\perp}(x, 0, 0) = 2Q_L (\sqrt{2\pi} u \sigma_z)^{-1} \exp[-H_e^2 / (2\sigma_z^2)] \quad (7-41)$$

(2) 风向与线源平行 设 x 轴与风向一致，线源平行 x 轴，将式 (7-26) 对 x 积分可得地面任一点 $(x, y, 0)$ 的浓度。流动源多为地面源，其影响主要在近处，根据 Taylor 扩散理论，当时间 T 或 x 较小时，可假设 $\sigma_y = \gamma_1 T$, $(\sigma_z / \sigma_y) = b$, b 为常值，同时注意到只有上风向的线源才对接受点的浓度有贡献，此时则可得到解析解：

$$C_{\parallel}(x, y, 0) = Q_L / [\sqrt{2\pi} u \sigma_z (r_1)] \quad (7-42)$$

式中， $r_1 = (y^2 + H_e^2 / b^2)^{1/2}$

(3) 风向与线源成任意角 设风向与线源交角为 θ ($\theta \leq 90^\circ$)， x 轴与风向一致，则地面点 $(x, y, 0)$ 的浓度可用内插法得到：

$$C(x, y, 0) = \sin^2 \theta (C_{\parallel}) + \cos^2 \theta (C_{\perp}) \quad (7-43)$$

式中， (C_{\parallel}) 、 (C_{\perp}) 分别为用式 (7-41) 和式 (7-42) 求得的浓度值。

2. 有限长线源模型

当线污染源分布的长度有限时，在估算其产生的环境浓度时，必须考虑有限长线源两端引起的“边缘效应”。随着接受点到线源距离的增加，“边缘效应”将在更大的横风距离上起作用。

(1) 风向与线源垂直 将接受点到线源的垂足选作坐标原点，直线的下风向设为 x 轴，线源平行于 y 轴，线源范围从 y_1 延伸到 y_2 ，且 $y_1 < y_2$ 。则对式 (7-26) 从 y_1 到 y_2 积分，可得下风向上任一点 (x, z) 的浓度为：

$$C_{\perp}(x, z) = Q_L (\sqrt{2\pi} u \sigma_z)^{-1} \{ \exp[-(z + H_e)^2 / (2\sigma_z^2)] + \exp[-(z - H_e)^2 / (2\sigma_z^2)] \} [\Phi(y_2 / \sigma_y) - \Phi(y_1 / \sigma_y)] \quad (7-44)$$

式中， Q_L 为线源源强， $\text{mg} / (\text{s} \cdot \text{m})$ ；

$$\Phi(s) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^s e^{-t^2/2} dt \quad (7-45)$$

令 $z=0$ ，则得地面点 $(x, 0)$ 的浓度为：

$$C_{\perp}(x, z) = 2Q_L (\sqrt{2\pi} u \sigma_z)^{-1} \exp[-H_e^2 / (2\sigma_z^2)] [\Phi(y_2 / \sigma_y) - \Phi(y_1 / \sigma_y)] \quad (7-46)$$

(2) 风向与线源平行 取 x 轴正向与风向及线源一致，坐标原点和线源中点重合，并设其线源长度为 $2x_0$ 。同上类似，当 T 或 x 较小时，可假设 $\sigma_y = \gamma_1 T$, $\sigma_z / \sigma_y = b$, b 为常值，同时注意到只有上风向的线源才对接受点的浓度有贡献，此时则可得到长度为 $2x_0$ 的有限长线源的地面浓度解析解：

$$C_{\parallel}(x, y, 0) = \{ Q_L / [\sqrt{2\pi} u \sigma_z (r_1)] \} \times 2 \{ \Phi[r_1 / \sigma_y (x - x_0)] - \Phi[r_1 / \sigma_y (x + x_0)] \} \quad (7-47)$$

式中符号意义同前。

(3) 风向与线源成任意角 设风向与线源交角为 θ ($\theta \leq 90^\circ$)， x 轴与风向一致，则地面点 $(x, y, 0)$ 的浓度可用内插法得到：

$$C(x, y, 0) = \sin^2 \theta (C_{\parallel}) + \cos^2 \theta (C_{\perp}) \quad (7-48)$$

式中， (C_{\parallel}) 、 (C_{\perp}) 分别为用式 (7-51) 和式 (7-52) 求得的浓度值。

对于式 (7-43)、式 (7-48)，也有采用三角函数内插计算模式：

$$C(x, y, 0) = (C_{\parallel}^2 \sin^2 \theta + C_{\perp}^2 \cos^2 \theta)^{1/2} \quad (7-49)$$

3. 线源分段求和模式

除风向与线源垂直情况外，其他条件最好采用下述的线源分段求和模式。分段求和就是将线源分解成有限段并把各小段近似为点源，用有限个点源对接受点的浓度贡献近似线源对接受点的浓度贡献。与以上模型相比，上述模型可以看作为点源连续求和而得，分段求和则是离散化求和。线源分段可以等长也可不等长。

(1) 等长分段求和模式 仅就有限长线源看，假设线源的长度为 L ，线源源强为 Q_L 。把线源划分为长度为 Δl 的 n 段，长度元 Δl 看成是一个点源，它的源强是 $Q_L \Delta l$ 。线源的浓度贡献是所有点源浓度贡献之和：

$$C = \frac{Q_L \Delta l}{u} \left[\frac{1}{2} (f_1 + f_{n+1}) + \sum_{i=2}^n f_i \right] \quad (7-50)$$

$$f = \frac{1}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left[-(z + H_e)^2 / (2\sigma_z^2)\right] + \exp\left[-(z - H_e)^2 / (2\sigma_z^2)\right] \right\} \quad (7-51)$$

式中符号意义同前。这种方法适用于各种线源呈现不规则的折线或曲线形状，这与多点源浓度场的计算类同。

(2) 不等长分段求和模式 仍就有限长线源考虑，典型的不等长分段求和模式是美国环境保护局采用的线源模式 CALINE4。

将道路划分成一系列线源单元 (简称线元)，分别计算各线元排放的污染物对接受点浓度的贡献，然后再求和计算整条道路流动源在接受点产生的污染物浓度。接受点与道路的距离是指该点到道路中心线的垂直距离 (见图 7-7)。第一个线元的长度与道路宽度相等，是一边长等于路宽的正方形，它的位置由道路与风向的夹角 (θ) 决定。 $\theta \geq 45^\circ$ 时，第一个线元位于接受点的上风向； $\theta < 45^\circ$ 时，按 $\theta = 45^\circ$ 确定第一个线元的位置。其余线元的长度和位置由下面公式确定。

$$L_a = W \cdot L_r^n \quad (7-52)$$

式中， L_a 表示线元长度； W 表示道路宽度； n 表示线元编号， $n=0, 2, 3, \dots$ ； L_r 表示线元长度增长因子： $L_r = 1.1 + \theta^3 / (2.5 \times 10^5)$ ， θ 以度为单位。

上述线元划分法，主要是为了保证计算精确度的前提下减少计算量。

把划分后的每一个线元看作一个通过线元中心，方向与风向垂直，长度为该线元在 y 方向投影的有限线源 (见图 7-7)。以接受点为坐标原点，上风向为正 x 轴，则整条街道上的流动源在接受点产生的浓度可由下式表示：

$$C = \sum C_n \quad (7-53)$$

式中， C_n 表示第 n 个线元对接受点的浓度贡献，可按式 (7-46) 计算。

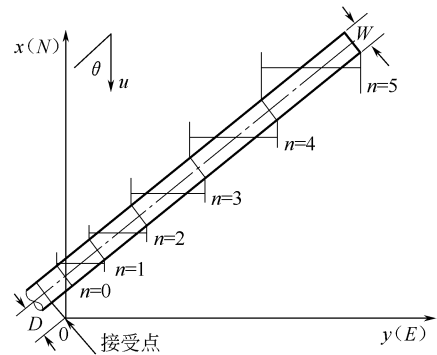


图 7-7 CALINE4 线源分段

二、面源模型

面源模型模拟在平面上均匀分布的污染源所形成的污染物分布，是比较复杂的一类模型。实际问题研究中，对于某平面区域上源强较小、排出口较低，但数量多、分布比较均匀的污染源扩散问题均可作为面源处理。如居民区或居住集中的家庭炉灶和低矮烟囱数量很大，单个排放量很小，若按点源处理计算量较大，此时可作为面源处理；平原地区排气筒高度不高于 30m 或排放量小于 0.04t/h 的许多个排放源也可以按面源处理；在城市和工业区，将低矮的小点源群和线源则可作为面源处理。

常用的面源模式有简化模型、点源积分模型及 ATDL 模型，现分别介绍如下。

1. 简化模型

(1) 拟点源修正模型 拟点源修正模型的基本假设是：面源内所有的排放源集中于面源源块中心，即面源源块的对角线交点上，形成一个“等效点源”，然后用点源公式来计算污染源产生的浓度贡献。常用的有直接修正法和点源后置法。

① 直接修正法。

面源的面积较小 ($S \leq 1\text{km}^2$) 时，该面源对面源外的接受点的浓度贡献可按位于面源中心的“等效点源”扩散模式计算，只是应附加一个初始扰动。这一初始扰动使烟羽在 $x=0$ 处就有一个和面源横向宽度相等的横向尺度，以及和面源高度相等的垂直向尺度。注意：常认为烟羽的半宽度等于 $2.15\sigma_y$ 或 $2.15\sigma_z$ ，则修正后的 σ_y 和 σ_z 分别为：

$$\sigma_y = \gamma_1 \chi^{\alpha_1} + a_y / 4.3 \tag{7-54}$$

$$\sigma_z = \gamma_2 \chi^{\alpha_2} + H / 2.15 \tag{7-55}$$

式中， χ 为接受点至面源中心点的距离； a_y 为面源在 y 方向的长度； H 为面源的平均排放高度。 γ_1 、 γ_2 、 α_1 、 α_2 分别为扩散参数的回归系数与回归指数，可通过查表获得。

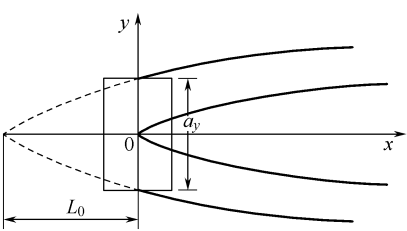


图 7-8 点源后置示意图

② 点源后置法。

点源后置法和直接修正法类似，也是把面源看作点源，地面接受点浓度按点源扩散模式计算。但把分散的排放源集中于一点，会在等效点源附近得到不合理的高浓度。为了克服这个缺点，可以把等效点源的位置移到上风向某个位置处，使该单元的面源和上风向的一个虚点源等效，相当于在点源公式中增加一个初始的散布尺度，见图 7-8。

此时接受点地面浓度公式为：

$$C = \frac{Q}{\pi u \sigma_y (x+x_y) \sigma_z (x+x_z)} \exp \left\{ -\frac{1}{2} \left[\frac{y^2}{(\sigma_y (x+x_y))^2} + \frac{H_e^2}{(\sigma_z (x+x_z))^2} \right] \right\} \tag{7-56}$$

式中， C 为污染物地面浓度； Q 为污染源强，mg/s； u 为平均风速，m/s； $\sigma_y (x+x_y)$ 为水平方向扩散参数，m； $\sigma_z (x+x_z)$ 为铅直方向扩散参数，m； y 为横风向距离，m； H_e 为有效源高，m。

应用上式时，“等效点源”的后置距离，可根据经验的烟羽横向宽度和高度及扩散参数公式与 x 的关系计算确定。例如，设扩散参数采取以下的形式：

$$\sigma_y (x) = \gamma_1 \chi^{\alpha_1}, \sigma_z (x) = \gamma_2 \chi^{\alpha_2} \tag{7-57}$$

且烟羽横向宽度和高度分别为 σ_{y0} 、 σ_{z0} 时，“等效点源”至面源中心的后置距离是：

$$x_y = \left(\frac{\sigma_{y0}}{\gamma_1} \right)^{1/\alpha_1}, x_z = \left(\frac{\sigma_{z0}}{\gamma_2} \right)^{1/\alpha_2} \tag{7-58}$$

在同一计算中，允许 $x_y \neq x_z$ ，进一步的计算与点源公式相同，只要将 $\sigma_y (x)$ 和 $\sigma_z (x)$

的自变量 x 分别代以 $x+x_y$ 和 $x+x_z$ 便可, 即

$$\sigma_y = \sigma_y(x+x_y), \sigma_z = \sigma_z(x+x_z) \quad (7-59)$$

式中, x 是以面源中心为起点的下风距离。

等效点源法可应用于面源、线源, 也可以用在建筑物附近的排放和工厂车间无组织排放的情况, 其特点是加一个初始的烟云分布, 以模拟各种情况下烟云具有的初始尺度。

当然, σ_{y0} 、 σ_{z0} 的数值因具体条件而异, 可如上所取:

$$\sigma_{y0} = a_y/4.3, \sigma_{z0} = H/2.15 \quad (7-60)$$

式中, a_y 是面源单元的边长。此时接受点浓度为:

$$C = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \left(x + \frac{a_y}{4.3}\right) \sigma_z \left(x + \frac{H_e}{2.15}\right)} \exp \left\{ -\frac{1}{2} \left[\frac{y^2}{\left(\sigma_y \left(x + \frac{a_y}{4.3}\right)\right)^2} + \frac{H_e^2}{\left(\sigma_z \left(x + \frac{H_e}{2.15}\right)\right)^2} \right] \right\} \quad (7-61)$$

(2) 拟线源修正模型 拟线源修正模型指的是将污染源二维分布的面源简化为一维线源的方法所得到的模型。基本假设是: 面源内所有的排放源集中于面源源块中心垂线上, 形成一个“等效线源”, 然后用线源公式来计算污染源产生的浓度贡献。

Terner 于 1964 年提出面源作为正态分布的横风线源处理, 把调查区分为若干个正方形网格, 每一个网格作为一个面源, 以网格中心垂线的线源代表, 所有排放点有效源高以 20m 计, 其浓度等于:

$$C = \frac{Q}{\pi u (\sigma_y + \sigma_{y0}) (\sigma_z + \sigma_{z0})} \exp \left(-\frac{1}{2} \frac{H_e^2}{(\sigma_z + \sigma_{z0})^2} \right) \quad (7-62)$$

式中, σ_{y0} 、 σ_{z0} 的取法同式 (7-60)。

2. 点源积分模型

在计算区域内, 污染源在空间上的分布是均匀的, 由此构成了均匀源强的计算问题, 它的模型可以由点源模型导出。点源积分法在数学上和线源类似, 设想面源是由无数多个分布于面源内的点源组成, 把本来的离散问题化为连续问题处理。

在大气流场均匀稳定, x 轴方向的风速 $u_x > 1\text{m/s}$ 时, 可以忽略纵向弥散系数 D_x 、横风向风速 u_y 和竖向风速 u_z 条件下, 一个高架连续稳定排放的点源模型为式 (7-27):

$$C(x, y, 0, H_e) = \frac{Q}{\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{H_e^2}{2\sigma_z^2} \right]$$

如果污染物以面源的形式排放, 假定污染源在平面上是一个矩形 (见图 7-9), 其边界分别为:

$$x=0, x=a, y=-\frac{b}{2} \text{ 和 } y=\frac{b}{2}$$

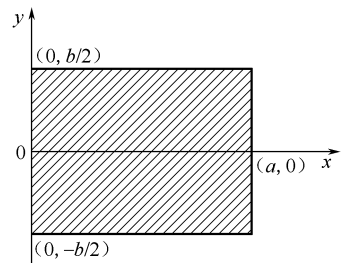


图 7-9 面源平面单元

为了计算面源对下风向的影响, 可以用单位面积的源强

Q_{xy} 取代式 (7-27) 中的点源源强 Q , 同时式 (7-27) 从 0 到 a 对 x 积分, 从 $-\frac{b}{2}$ 到 $\frac{b}{2}$ 对 y 积分, 即可得到该面源所形成的地面污染物浓度:

$$C = \int_0^a \int_{-\frac{b}{2}}^{\frac{b}{2}} \frac{Q_{xy}}{\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{H_e^2}{2\sigma_z^2} \right] dx dy \quad (7-63)$$

式中, Q_{xy} 为单位面积上单位时间的污染物排放量, 即面源源强; 其余符号意义同前。

在对 y 积分时, 可以将面源视作平行于 x 轴的一个线源 ($x=\text{常数}$) 对地面的影响, 积分结果为:

$$C_1 = \frac{Q_y}{\pi u_x \sigma_z} \exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) \sqrt{2\pi} \Phi\left(\frac{b}{\sqrt{2}\sigma_y}\right) \tag{7-64}$$

式中， Q_y 为 x 方向的线源源强，即单位长度上单位时间的污染物排放量； Φ 为误差函数，可以根据 b 和 σ_y 的值计算，也可以查误差函数表。

$$\Phi\left(\frac{b}{\sqrt{2}\sigma_y}\right) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^{\frac{b}{\sqrt{2}\sigma_y}} e^{-t^2} dt \tag{7-65}$$

根据误差函数的性质，当 $\frac{b}{\sqrt{2}\sigma_y} \geq 2.6$ 时， $\Phi\left(\frac{b}{\sqrt{2}\sigma_y}\right) = 0.99 \approx 1$ ，式 (7-64) 可以简化为：

$$C_1 = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \times \frac{Q_y}{u_x \sigma_z} \exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) \tag{7-66}$$

式 (7-66) 的条件在取 $a \leq 8\text{km}$ ， $b \leq 2\text{km}$ 时就可以满足。显然，在对一个城市或一个地区进行面源调查或计算时，都能满足这一要求（一般的网络尺寸为 $1\text{km} \times 1\text{km}$ ）。

式 (7-66) 中的 σ_z 是扩散距离 x 的函数 [见式 (7-57)]，所以可以假定： $\sigma_z = \gamma_2 x^{a_2}$ 和 $H=0$ ，代入式 (7-66)，并对 x 积分，得：

$$C = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \times \frac{Q_{xy}}{\gamma_2 (1-a_2) u_x} a^{1-a_2} \tag{7-67}$$

式中， Q_{xy} 为面源的源强； γ_2 和 a_2 为计算 σ_z 的参数，它们是大气稳定性和地面粗糙度的函数，可查表直接得到。

3. ATDL 模型

(1) ATDL 模型 ATDL 模式是由 Gifford 和 Hanna 提出的，名为大气湍流与扩散实验室 (Atmospheric Turbulence and Diffusion Laboratory，缩写为 ATDL) 模式，简称 ATDL 模式，也称之为 G-H 模型或窄烟云模式 (Narrow plume model)。ATDL 模式类似是在高斯正态烟云公式基础上得到的模式，考虑了铅直方向污染物向上逐步扩散的过程。由于它形式简单可以手算，广泛应用于城市面源模式计算中。

许多城市的污染源资料表明，一般面源强度的变化都不大，相邻两个面单元源强很少相差 2 倍以上；另一方面，一个连续点源形成的烟流相当狭窄，因此某地的浓度主要决定于上风向各面源单元的源强，上风向两侧各单元的影响相对较小。根据以上两个事实，作为一级近似可以忽略横风向面源强度的变化，而把面源扩散简化为二维问题处理。这一点与箱模式的处理方式相同，不同的是 $G-H$ 模型考虑了烟气在铅直方向上的逐步扩散过程，而不是假定立即在整个混合层内均匀混合。

为导出 ATDL 面源扩散公式，应先将面源源强资料按一定方式编目。将城市面源划分为与风向垂直的若干方块，每个单元的边长为 b ，令计算的接受点 A 所在的单元为 0 单元，其源强为 Q_0 ；相邻的上风向单元的编号为 1，源强为 Q_1 ；以此类推，至城市上风向边缘为 n 单元，源强为 Q_n ，如图 7-10 所示。

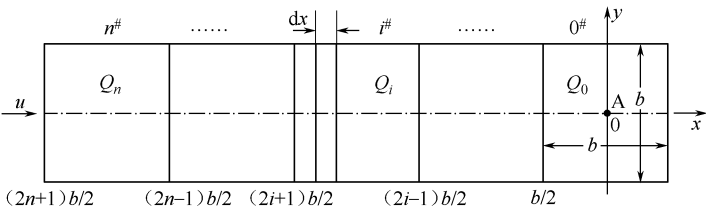


图 7-10 ATDL 面源模式示意图

现在考虑第 i 个单元中宽度为 dx 的面源在 A 点造成的浓度。显然，当 dx 取得很小时， dx 在 y 方向上的延伸相当于一号线； $Q_i dx$ 此相当于线源的源强，由式（7-66）可得此源对 A 点浓度贡献为：

$$(dC_A)_i = \left(\frac{2}{\pi}\right)^{1/2} \frac{Q_i dx}{u_x \sigma_z} \exp\left(-\frac{H_i^2}{2\sigma_z^2}\right) \tag{7-68}$$

在 i 单元中认为 Q_i 为常数，故对式（7-68）关于 x 积分得 i 单元对 A 点浓度的总贡献为：

$$(\Delta C_A)_i = \left(\frac{2}{\pi}\right)^{1/2} Q_i \int_{(2i-1)\frac{b}{2}}^{(2i+1)\frac{b}{2}} \frac{1}{u_x \sigma_z} \exp\left(-\frac{H_i^2}{2\sigma_z^2}\right) dx \tag{7-69}$$

A 点上风向每个面源单元（ $i=1, 2, \dots, n$ ）由式（7-69）积分，0 单元则从 0 到 $b/2$ 积分，然后求各项之和，得到 ATDL 面源扩散公式如下：

$$C_A = \int_0^{b/2} \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{Q_0}{u_x \sigma_z} \exp\left(-\frac{H_0^2}{2\sigma_z^2}\right) dx + \sum_{i=1}^n \int_{(2i-1)b/2}^{(2i+1)b/2} \sqrt{\frac{2}{\pi}} \times \frac{Q_i}{u_x \sigma_z} \exp\left(-\frac{H_i^2}{2\sigma_z^2}\right) dx \tag{7-70}$$

式中， C_A 表示由面源污染形成的 A 点的地面污染物浓度； Q_0 表示计算面积上的线源源强； Q_i 表示计算面积上风向处第 i 个面积上的线源源强； H_0 表示计算面积上的污染源排放高度； H_i 表示第 i 个面积上的污染源排放高度； n 表示计算面积上风向的面源的数目。

Gifford-Hanna 假设面源的源高为 0，即 $H_0 = H_i = 0$ ，且取 $\sigma_z = \gamma_2 x^{\alpha_2}$ ，则得

$$C_A = \left(\frac{2}{\pi}\right)^{1/2} \frac{1}{u_x \gamma_2 (1-\alpha_2)} \left(\frac{b}{2}\right)^{1-\alpha_2} \left\{ Q_0 + \sum_{i=1}^n Q_i [(2i+1)^{1-\alpha_2} - (2i-1)^{1-\alpha_2}] \right\} \tag{7-71}$$

若令： $d_0 = \left(\frac{2}{\pi}\right)^{1/2} \left(\frac{b}{2}\right)^{1-\alpha_2} \frac{1}{\gamma_2 (1-\alpha_2)}$ 和 $d_i = d_0 [(2i+1)^{1-\alpha_2} - (2i-1)^{1-\alpha_2}]$ ，式（7-71）可以简写成：

$$C_A = \frac{1}{u_x} \left(d_0 Q_0 + \sum_{i=1}^n d_i Q_i \right) \tag{7-72}$$

研究发现，上风向各面源单元对 A 点浓度贡献的相对权重如表 7-1 所列。

表 7-1 窄烟云模型各单元对 A 点浓度贡献的相对权重值

单元编号	0 [#]	1 [#]	2 [#]	3 [#]	4 [#]	5 [#]
相对权重	1	0.32	0.18	0.13	0.10	0.09

由表可见，1~5 号单元贡献的总和是 0.82，小于 0 单元的贡献。因此接受点 A 的浓度主要由其所在单元的源强所决定，除非 Q_i 与 Q_0 差别很大。式（7-72）可简化为：

$$C_A = A \frac{Q_0}{u_x} \tag{7-73}$$

$$A = \left(\frac{2}{\pi}\right)^{1/2} \left(\frac{2n+1}{2}b\right)^{1-\alpha_2} \frac{1}{\gamma_2 (1-\alpha_2)} = \left(\frac{2}{\pi}\right)^{1/2} \frac{x^{1-\alpha_2}}{\gamma_2 (1-\alpha_2)} \tag{7-74}$$

式中， x 是计算点到面源上风向边缘的距离。

对 A 进一步简化则有：

$$A = \frac{0.8}{1-\alpha_2} \times \frac{x}{\sigma_z(x)} \tag{7-75}$$

可见，无因次系数 A 主要决定于污染物从上风向边缘运行的距离 x 和它在这段距离上

达到的厚度 $\sigma_z(x)$ 之比。Gifford 给出不稳定、中性和稳定时 A 的典型值分别为 50、200 和 600，长期平均值为 225。

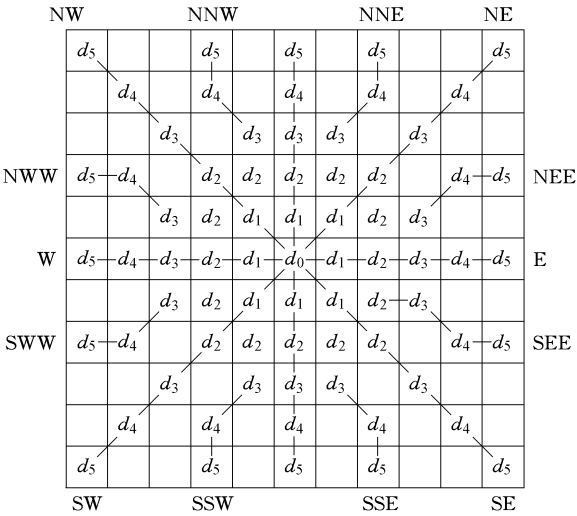


图 7-11 面源模型的应用
(图中大写字母代表风向：E—东，S—南，
W—西，N—北)

源强，控制网格的污染物地面浓度就可以由式 (7-72) 计算。

对于一个含有 $m \times n$ 个网格的城市和区域，可以逐个网格计算各风向条件下的浓度，所需计算时间一般都很长。

第六节 复杂边界层的大气质量模型

一、大气边界层

边界层 (BL) 广义地讲是在流体介质中受边界相对运动以及热量和物质交换影响最明显的那一层流体。具体到大气中，对流层内贴近地表面约 1~2km 处的大气，直接受到地面摩擦力的影响 [亦称摩擦层 (FL)]，它的厚度比整个大气层小得多，气流具有边界层的性质，故称为大气边界层 (ABL)。大气边界层的结构如图 7-12 所示。

大气边界层受地表面的影响最大，在它上边缘的风速为地转风速，进入大气边界层之后，风向、风速由于空气运动伴随着地转 (Coriolis 力) 都发生切变，在地表面由于黏性附着作用，速度梯度最大，直至风速为零；层内空气的运动总是表现为湍流的形式，成为大气边界层内运动的主要特点，绝大多数发生在边界层内的物理过程都是通过湍流输送实现的。

边界层的上述特征对大气污染物的扩散迁移影响极大，大多数大气质量模型都是基于大气边界层具有均匀下垫面物理结构建立的，不能适应复杂边界层。复杂大气边界层情况众多，这里主要考虑非均匀和复杂下垫面边界层、特殊气象条件下边界层。

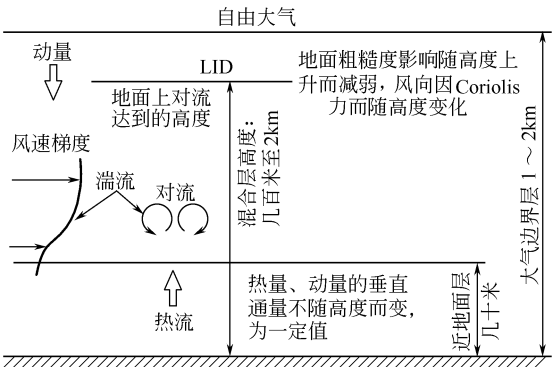


图 7-12 低层大气结构

二、小风、静风扩散模型

当风速 $0.5\text{m/s} \leq u_{10} < 1.5\text{m/s}$ 时作为小风状态, 当风速 $u_{10} < 0.5\text{m/s}$ 时则作为静风情形。

前面讨论的扩散模型几乎都假定沿平均风向即 x 方向的平均风速的推流输移速率远大于湍流扩散速率, 因此忽略 x 方向湍流扩散 ($E_x \approx 0$), 但在小风和静风条件下, 这一假设不能成立, x 方向湍流扩散不能忽略, 而应采用对瞬时点源的烟团模式积分的方法模拟连续点源的浓度分布。

类似高斯模式的推导并结合瞬时点源的烟团模式 (7-20), 可推得具有地面边界的高架源排出的烟团对点 (x, y, z) 的浓度贡献为:

$$C_i(x, y, z, t) = \frac{Q_i}{\sqrt{8\pi^3 \sigma_x \sigma_y \sigma_z}} \exp \left\{ - \left[\frac{(x - u_x t)^2}{2\sigma_x^2} + \frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right] \right\} \left\{ \exp \left[- \frac{(z - H_e)^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[- \frac{(z + H_e)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\} \quad (7-76)$$

式中, C_i 表示烟团在点 (x, y, z) 的浓度贡献; Q_i 表示一个烟团的污染物排放量; t 表示烟团从源到点 (x, y, z) 的运移时间。

现将烟团模式的概念应用到小风、静风连续点源的扩散问题中。设连续点源的源强为 Q (单位时间的排放量), 将 Δt 时间段内点源污染物排放量 $Q \cdot \Delta t$ 看成一个瞬时烟团。若在 t_0 时刻释放一个烟团, 应用式 (7-76) 可求得 t 时刻 (此时烟团运移时间为 $T = t - t_0$) 点 (x, y, z) 上的浓度为:

$$C_i(x, y, z, t) = \frac{Q \cdot \Delta t}{\sqrt{8\pi^3 \sigma_x \sigma_y \sigma_z}} \exp \left\{ - \left[\frac{[x - u_x(t - t_0)]^2}{2\sigma_x^2} + \frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right] \right\} \left\{ \exp \left[- \frac{(z - H_e)^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[- \frac{(z + H_e)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\} \quad (7-77)$$

由于连续点源在 (x, y, z) 的浓度贡献是 t 时刻内连续而得排放污染物浓度的总贡献, 可以看成若干个时间间隔为 Δt 的瞬时排放烟团的浓度贡献的叠加, 故式 (7-77) 对时间积分可得小风、静风连续点源扩散模式为:

$$C(x, y, z, H_e) = \int_0^\infty \frac{Q}{\sqrt{8\pi^3 \sigma_x \sigma_y \sigma_z}} \exp \left\{ - \left[\frac{(x - u_x T)^2}{2\sigma_x^2} + \frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right] \right\} \left\{ \exp \left[- \frac{(z - H_e)^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[- \frac{(z + H_e)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\} dT \quad (7-78)$$

令 $z=0$, 得到小风、静风连续点源地面浓度模式为:

$$C(x, y, 0, H_e) = \int_0^\infty \frac{2Q}{\sqrt{8\pi^3 \sigma_x \sigma_y \sigma_z}} \exp \left\{ - \left[\frac{(x - u_x T)^2}{2\sigma_x^2} + \frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right] \right\} \exp \left[- \frac{H_e^2}{2\sigma_z^2} \right] dT \quad (7-79)$$

实验结果表明: 当风速较小时 ($u_{10} < 1.5\text{m/s}$), 小风和静风时的扩散模式参数基本与时间 T 成正比例变化关系。即可假设: $\sigma_x = \sigma_y = \gamma_{01} T$, $\sigma_z = \gamma_{02} T$, 再假设 Q 、 u_x 均为常值, 则可得小风和静风扩散模式的解析解。污染物地面浓度可表示为:

$$C(x, y, 0, H_e) = 2Q(2\pi)^{-3/2} \gamma_{02}^{-1} \eta^{-2} G \quad (7-80)$$

式中, $\eta^2 = x^2 + y^2 + \gamma_{01}^2 \gamma_{02}^2 H_e^2$

$$G = e^{-u^2/2\gamma_{01}^2} \left[1 + \sqrt{2\pi} s e^{s^2/2} \Phi(s) \right]$$

$$\Phi(s) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^s e^{-t^2/2} dt \quad (7-81)$$

$$s = u_x x / (\gamma_{01} \eta)$$

式中, $\Phi(s)$ 是正态分布函数, 可根据 s 由数学手册查的。

静风时, 令 $u=0$, 式 (7-80) 中的 $G=1$ 。

三、熏烟模型

1. 熏烟的含义

近地层大气的温度层结时常出现典型的日变化。夜间下垫面的辐射冷却形成贴地逆温层, 日出后地面受太阳辐射增加温度, 逆温层将逐渐自下而上的消失, 形成一个不断增厚的混合层。原来在逆温层中处于稳定状态的烟羽进入混合层后, 上部的逆温使得扩散只能向下发展, 由其本身的下沉和垂直方向的强扩散作用, 污染物浓度在这一方向将接近于均匀分布, 造成地面高浓度污染, 出现所谓熏烟现象。熏烟属于常见的不利气象条件之一, 虽然其持续时间约在 30min~1h 之间, 但其最大浓度可高达一般最大地面浓度的几倍。

2. 熏烟浓度最大值

(1) 熏烟地面浓度 假定熏烟发生后, 污染物浓度在垂直方向为均匀分布, 所以将高架点源烟羽地面浓度式 (7-27) 对 z 从 $-\infty$ 到 ∞ 积分, 并除以混合层高度, 则得熏烟条件下的地面浓度 C_f 为:

$$C_f = \frac{Q}{\sqrt{2\pi} u_x h_f \sigma_{yf}} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_{yf}^2}\right) \Phi(p) \quad (7-82)$$

$$p = (h_f - H_e) / \sigma_z \quad (7-83)$$

$$\sigma_{yf} = \sigma_y + H_e / 8 \quad (7-84)$$

式中, Q 表示高架点源源强 (单位时间排放量); u_x 表示烟囱出口处平均风速; h_f 表示逐渐增厚的混合层高度; σ_y 、 σ_z 表示烟羽进入混合层之前处于稳定状态的横向和垂向扩散参数, 它们是 x 的函数; H_e 表示烟囱的有效高度; x , y 表示接受点地面坐标; $\Phi(p)$ 表示正态分布函数, 其定义同式 (7-81)。

在此用 $\Phi(p)$ 反映原稳定状态下的烟羽进入混合层中的份额多少。通常认为 $p=-2.15$ 时为烟羽垂向的下边界; $\Phi \approx 0$ 时, 烟羽未进入混合层; $p=2.15$ 时为烟羽垂向的上边界; $\Phi \approx 1$, 烟羽全部进入混合层 (可参阅图 7-13)。

(2) 熏烟地面浓度最大值 设混合层高度 h_f 升至烟囱出口处的瞬时为时间原点 ($t=0$)。结合图 7-13, 当 $t=t_f$ 时, 原处于稳定条件下的烟羽已向下风方推流扩散, 其起始点已从 $x=0$ 平流至 x_f [图 7-13 (b)~图 7-13 (c)]。在 $0 < x < x_f$ 一段的烟羽是 $t > 0$ 之后在混合层中排出的, 其扩散过程不属于熏烟问题。在 $x > x_f$ 处, 原处于稳定条件下的部分烟羽进入混合层, 由于卷夹和下沉作用, 迅速在混合层内扩散呈均匀分布状态。随着 $\Phi(p)$ 的增加, 混合层高度 h_f 将增高, 同时 σ_{yf} 在多数情况下也增大。因此, 从式 (7-82) 可知, C_f 在时间序列上必有一最大值 C_{f_m} [参阅图 7-13 (d)]。 C_{f_m} 不但是时间序列上的最大, 也是这一时刻空间分布的最大。

设 u 为常值, 则 t 时刻, 原稳定状态下的烟羽起始点从 $x=0$ 平流至 x_f , $x_f = ut$ 。

用 Δh_f 表示混合层自烟囱出口处向上的高度增量, 则由式 (7-83) 可得:

$$\Delta h_f = \Delta H + p \sigma_z \quad (7-85)$$

如无实测值, Δh_f 和时间 t 的函数关系可由下式给出:

$$x_f = A(\Delta h_f^2 + 2H\Delta h_f) \quad (7-86)$$

$$A = \rho_a c_p u (4K_c) \quad (7-87)$$

$$K_c = 4.186 \exp \left[-99 \left(\frac{d\theta}{dz} \right) + 3.22 \right] \times 10^3 \quad (7-88)$$

式中, ρ_a 为大气密度, g/m^3 ; c_p 为大气定压比热容, $\text{J}/(\text{g} \cdot \text{K})$; $d\theta/dz$ 为位温梯度, K/m ; $d\theta/dz \approx dT_a/dz + 0.0098$, T_a 为大气温度, 如无实测值, $d\theta/dz$ 可在 $0.005 \sim 0.015 \text{K}/\text{m}$ 之间选取, 弱稳定 (D-E) 取下限, 稳定 (F) 取上限。

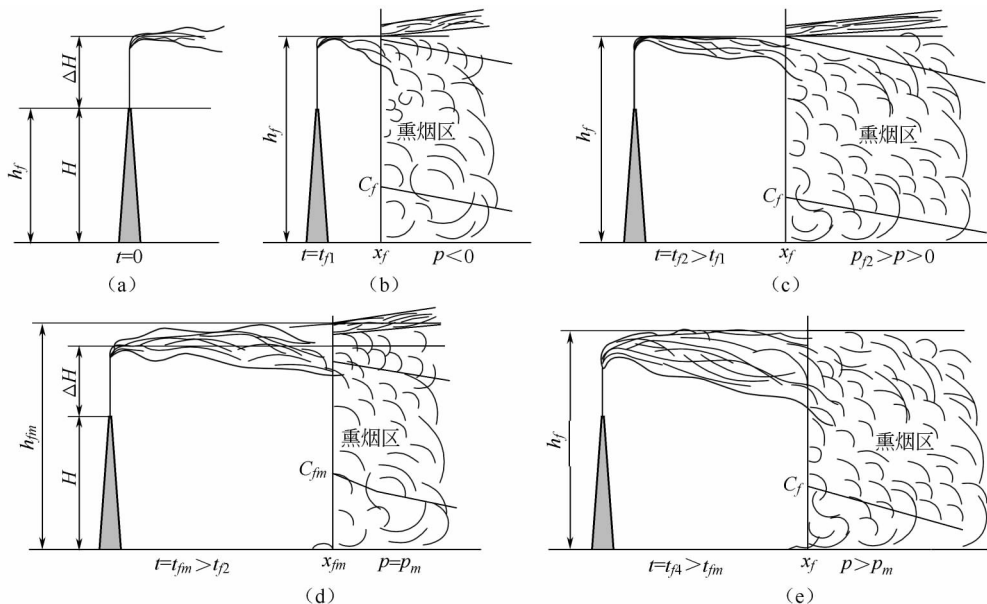


图 7-13 熏烟随时间变化过程示意

由上分析, p 与 x_f 相关, 不能任意设定。时间 t 是 p 的函数, 给定了 p 值相当于给定时间 t 。当 p 值给定且已知 $\sigma_z(x)$ 的函数形式后, x_f 应由式 (7-86) 确定。故可确定最大地面浓度 C_{fm} 的迭代算法:

- ① 给定 p 的初值, $p_0 = 2.15$;
- ② 由式 (7-85) 和式 (7-86) 确定 x_f ;
- ③ 按式 (7-83) 和式 (7-84), 根据已知的 $\sigma_z(x)$ 和 $\sigma_y(x)$ 的函数式, 分别计算 h_f 和 σ_{yf} (其中 σ 中的 x 取为 x_f);
- ④ 由设定的 p 值按式 (7-81) 确定 $\Phi(p)$;
- ⑤ 按式 (7-83) 计算 C_{f0} ;
- ⑥ 根据要求的计算精度, 设定 p 的计算步长 Δp (如取 $\Delta p = 0.05$), 取 $p_1 = p_0 - \Delta p$, 再按①~⑤各步骤计算 C_{f1} ,

若 $C_{f0} > C_{f1}$, 则 $C_{fm} = C_{f0}$, 否则再以 $p_2 = p_0 - 2\Delta p$, 按同样方法计算 C_{f2} , 直至当 $C_{fn} > \max\{C_{fn-1}, C_{fn+1}\}$, 则可得 $C_{fm} = C_{fn}$ 。

若给定的 p_0 使②中 x_f 无解, 应依次计算 p_1 、 p_2 、 \dots 时的 x_f , 直至有解为止。

(3) 烟熏浓度分布 通常不仅关心最大的地面浓度的量值, 也关心 $t = t_m$ 时刻出现最大值 C_{fm} 时, $x \geq x_{fm}$ 区间的浓度的空间分布。以下用下标 m 表示对应于最大值 C_{fm} 的有关值。

对于 $0 < x < x_f$ 一段的烟羽, 可按不稳定条件的一般方法计算, 其地面浓度和熏烟浓度相比要小的多。计算 $x > x_f$ 一段的熏烟浓度分布时, 不能沿用上从时间变化过程中求最大值的做法, 而应把 t 固定在 t_m 。此时, h_f (或 Δh_f) 为常值 ($h_f = h_{fm}$ 或 $\Delta h_f = \Delta h_{fm}$), 由式 (7-85) 有:

$$p = p_m \sigma_{zm} / \sigma_z \quad (7-89)$$

如将扩散参数表示成如式 (7-57) 的幂指数形式, 则

$$p = p_m (x_{fm} / x)^\alpha \quad (7-90)$$

式中, α 为稳定状态时 σ_z 的回归指数。

由此可得熏烟浓度分布的计算步骤:

- ① 给定 x 值;
- ② 分别由式 (7-90)、式 (7-81) 和式 (7-84) 确定 p 、 $\Phi(p)$ 及 σ_{yx} ;
- ③ 取 $h_f = h_{fm}$;
- ④ 按式 (7-82) 计算 C_f 。

四、复杂地形扩散模型

复杂地形对边界层结构也有突出影响。地形起伏和山脉的作用使得温度场、风场和湍流特征都与平原地区有很大的不同。复杂地形的丘陵、山区, 流场呈现不均匀状态, 即平均风速、风向以及湍流扩散的函数关系不再是处处一致。所以前面讨论过的正态模式特别是正态烟羽模式的适应性或假设条件已不再成立。只是在某些特定情况, 尚可采用对正态模式修正的办法处理。从根本上解决丘陵、山区的模拟或预测问题, 则需更为深入的研究。

1. 狭长山谷扩散模式

当盛行风和狭长山谷走向的交角小于 45° 时, 谷内的风向常同山谷走向一致。当谷内污染源排出的烟羽边缘接近山体两侧时, 其横向扩散将受到两侧谷壁的限制。此时可借鉴应用虚源法处理逆温层反射问题的方法 [见第四节及式 (7-33)]。

- ① 不考虑混合层反射时, 用虚源法对式 (7-27) 修正后, 可得地面浓度

$$C(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp[-H_e^2 / (2\sigma_y^2)] \sum_m \left\{ \exp\left[-(y - B + 2mW)^2 / (2\sigma_y^2)\right] + \exp\left[-(y - B - 2mW)^2 / (2\sigma_y^2)\right] \right\} \quad (7-91)$$

式中, W 表示山谷平均宽度; B 表示污染源至一侧谷壁的距离; m 表示烟羽在两侧谷壁之间来回反射次数的序号。其他符号意义同前。

经过一定距离后, 烟羽横向浓度趋于均匀分布, 地面浓度为:

$$C(x, y, 0) = (2/\pi)^{1/2} [Q / (uW\sigma_z)] \exp[-H_e^2 / (2\sigma_z^2)] \quad (7-92)$$

若为地面源, 则地面浓度为:

$$C(x, y, 0) = (2/\pi)^{1/2} [Q / (uW\sigma_z)] \quad (7-93)$$

排放口到烟羽边缘接触到谷壁时的距离 x_w , 已知谷宽 W 时可由下式反算:

$$\sigma_y(x_w) = W/4.3 \quad (7-94)$$

式 (7-94) 中的 4.3 是因为默认烟羽一侧的宽度为 $2.15\sigma_y$ (参阅本节三、)。

- ② 当考虑混合层反射时, 类似式 (7-40) 将式 (7-91) 或式 (7-92) 等号右侧的 $\exp[-H^2 / (2\sigma_y^2)]$ 代以混合层反射项即可:

$$\sum_{n=-\infty}^{\infty} \left\{ \exp[-(2nh - H_e)^2 / (2\sigma_z^2)] + \exp[-(2nh + H_e)^2 / (2\sigma_z^2)] \right\} \quad (7-95)$$

一般情况下, 谷底内地形复杂, 两侧山体岩壁弯曲且具有一定的坡度, 几乎难于具备类似于地面和混合层顶的反射界面形成多次的反射, 所以有学者提出了如下的山谷简化模型应用于实际计算中。

设谷宽为 W , 点源距山谷两侧距离分别为 W_1 和 W_2 , 且 $W_2 > W_1$, 则

① 单侧壁影响模型 当山谷较宽且点源靠近谷地一侧, 则只考虑单侧的一次反射, 得点源地面浓度:

$$C(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) \exp\left(-\frac{y-2W_1}{2\sigma_y^2}\right) \quad (7-96)$$

② 两侧壁影响模型 当考虑山谷两侧的影响时, 则只考虑一次反射, 得点源地面浓度:

$$C(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) \exp\left[-\frac{(y-2W_1)^2}{2\sigma_y^2}\right] \exp\left[-\frac{(y+2W_2)^2}{2\sigma_y^2}\right] \quad (7-97)$$

2. 山区丘陵模型

开发地形复杂的山区丘陵模型是较为困难的。通常只应用一些简单的山区扩散模型粗略的估算山区污染物的地面浓度。这些模型基本上都是通过对高斯模型烟轴高度修正方法反映地形对烟羽的影响。

(1) NOAA 模型 NOAA 模型是美国国家海洋和大气局 (National Ocean and Atmosphere Administration) 分析了起伏地形对烟流影响, 以高斯模型为基础建立的。基本要点如下:

① 扩散参数和稳定度分级仍采用平原的 P-G-T 体系。

② 中性和不稳定条件下, 假设烟流中心和地形的高差始终保持初始的有效源高, 即烟流迹线与地面平行, 随地形的起伏而起伏, 从而消除地形的影响。此时地面轴线浓度为:

$$C(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{H_e^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad (7-98)$$

③ 在稳定条件下, 假定烟流保持其初始的海拔高度不变, 此时地面轴线浓度为:

$$C(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{(H_e - h_r)^2}{2\sigma_z^2}\right] \quad (7-99)$$

式中, h_r 为计算点地面高于烟囱底的高度。当 $h_r > H$ 时, 取 $H_e - h_r = 0$ 。

(2) PSDM 模型 PSDM 模型是美国环境研究与技术公司 (Environmental Research and Technology Inc.) 在高斯点源扩散模型基础上通过对有效源高进行修正而建立的。基本模型为:

$$C(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{H_t^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad (7-100)$$

当 $h_r > H_e$ 时, $H_t = H_e$; 当 $h_r < H_e$ 时, $H_t = H_e - h_r/2$ 。

五、干湿沉积及化学转化模型

1. 定义

干沉积指的是在重力、静电力以及其他生物学、化学和物理学等因素的作用下, 被地表 (土壤、植物、水体) 滞留或吸收, 使这些物质连续不断地从大气向地表作质量转移, 从而减少其在空气中的浓度这一与降水作用无关的质量转移过程。

湿沉积指的是大气污染物 (气态物质或浮游粒子) 因雨、雪等各种形式降水而使污染物从大气中转移到地表面、减少其在空气中浓度的过程。

这里化学转化指的是大气中初生污染物由于发生化学反应变成新的污染物或放射性物质发生放射性衰变而减少其在空气中浓度的过程。

概括地看, 干沉积主要包括重力沉降和下垫面清洗两方面的作用, 发生干沉积的污染物既有颗粒物也有气态物质; 严格地讲, 湿沉积分云中中和云下两种清除机制, 在工程中, 常把这两种机制结合起来考虑; 化学转化是污染物在大气中转化的一个重要原因, 大气中的每一

种化学反应都随时随地改变其反应条件，发生各种各样的复杂化学反应，减少大气环境的浓度，增加次生污染物的浓度。

2. 源衰减模型

源衰减模型其基本思想就是在前面常数源强的点源扩散模型基础上，将由于沉积或化学转化作用引起的浓度随扩散距离而降低看作是源强的衰减。

记大气污染物自烟囱出口排出后初始源强为 $Q(0)$ ，因沉积作用将随下风距离 x 逐渐衰减的源强记之为 $Q(x)$ ，则源强 $Q(x)$ 为：

$$Q(x) = Q(0) \exp \left\{ - (2/\pi)^{1/2} (V_d/u) \int_0^x \sigma_z^{-1} \exp[-H_e^2/(2\sigma_z^2)] d\xi \right\} \quad (7-101)$$

式中， V_d 为沉积速度， m/s 。

将 $Q(x)$ 替代式 (7-26) 中的 Q 便得到干沉积的源衰减模型。

类似干沉积源衰减模型的推导，假设大气污染物的初始源强因降水随下风距离 x 成指数衰减，则有：

$$Q(x) = Q(0) \exp(-\Lambda x/u) \quad (7-102)$$

式中， x 为接受点的下风距离； u 为烟囱出口处的风速； Λ 为清除系数， s^{-1} 。

将 $Q(x)$ 替代式 (7-26) 中的 Q 便得到湿沉积模型。

化学转化模型的推导可令修正后的源强 $Q(x)$ 等于初始源强 $Q(0)$ 乘以修正因子 f_c ：

$$Q(x) = Q(0) f_c = Q(0) \exp[-x/(uT_c)] \quad (7-103)$$

式中， T_c 为大气污染物的时间常数；其他符号意义同前。

将 $Q(x)$ 替代式 (7-26) 中的 Q 便得到化学转化模型。

六、长期平均浓度模型

一般的扩散模型模拟计算得到的是 30min 等短期的平均浓度，但实际问题中需要了解污染源对环境的长期平均浓度影响，如对月、季、年的长期平均浓度感兴趣，这些也是环境管理和规划的常用指标。在这样长的时间内，需要考虑风向、风速及大气稳定度的变化及其出现不同情况的频度，以便从统计意义上确定长期平均浓度。

1. 单点源长期平均浓度模型

设确定 n 个风方位，则任一风方位 i 离源距离为 x 点的长期平均浓度 C_i ，可按式 (7-104) 计算：

$$C_i = \sum_j \left(\sum_k C_{ijk} f_{ijk} + \sum_k C_{Lijk} f_{Lijk} \right) \quad (7-104)$$

式中， j 、 k 分别为稳定性和风速的分段序号； f_{ijk} 为有风时风向方位、稳定性、风速联合频率； C_{ijk} 为对应于该联合频率在下风向 x 处有风时的浓度值，由式 (7-105) 给出； f_{Lijk} 为静风或小风时，不同风方位和稳定度的出现频率； C_{Lijk} 为对应于 f_{Lijk} 的静风或小风时的地面浓度。

$$C_{ijk} = Q[(2\pi)^{3/2} u \sigma_z x/n]^{-1} \cdot F \quad (7-105)$$

$$F = \sum_{l=-\infty}^{\infty} \left\{ \exp \left[- \frac{(2lh - H_e)^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[- \frac{(2lh + H_e)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\} \quad (7-106)$$

式中， n 为风向方位数，一般取 16；其他符号意义同前。

2. 多源长期平均浓度模型

若污染源不止一个，参照则任一接受点 (x, y) 的长期平均浓度为：

$$C(x, y) = \sum_i \sum_j \sum_k \left(\sum_r C_{rijk} f_{ijk} + \sum_r C_{Lrijk} f_{Lijk} \right) \quad (7-107)$$

式中, C_{rijk} 、 C_{Lrijk} 分别是在接受点上风方对应于 f_{ijk} 和 f_{Lijk} 联合频率的第 r 个源对接收点的浓度贡献。 C_{rijk} 、 C_{Lrijk} 的公式形式分别和 C_{ijk} 、 C_{Lijk} 相同, 但应注意坐标变换 (参考第四节多点源模型), 将坐标转换到以接受点为原点, i 风方位为正 x 轴的新坐标后, 再应用 C_{ijk} 或 C_{Lijk} 公式。

第七节 大气质量模型中的参数估计

在建立和推导大气质量模型时, 引进了一些参数, 它们是高架源排放时的烟羽有效高度 H_e , 平均风速 u_x , 大气湍流弥散系数 D_y 、 D_x 或标准差 σ_y 、 σ_x , 混合高度 h , 以及大气稳定度等。本节讨论上述参数的确定方法。

一、烟羽有效高度

废气排出烟囱之后, 在其自身的动量和浮力 (由大气和废气的密度差所产生) 的作用下继续上升。上升到一定高度后, 在大气湍流的作用下扩散。烟羽轴线与烟囱出口的高度差成为烟羽的抬升高度, 记为 ΔH 。烟羽抬升高度 ΔH 与烟囱的物理高度 H_1 之和, 称为烟羽的有效高度 H_e (图 7-14), 即

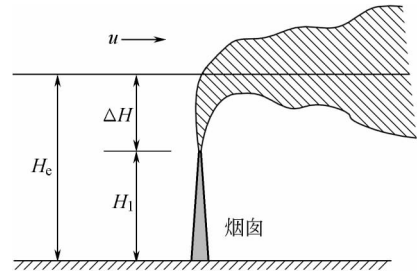


图 7-14 烟羽有的有效高度

$$H_e = H_1 + \Delta H \quad (7-108)$$

确定烟羽抬升高度的方法很多, 有数值计算、风洞模拟、现场观测等。下面简要介绍由现场观测资料分析归纳出的几种计算公式。

1. 霍兰德 (Holland) 公式 (1953 年)

霍兰德公式在中、小型烟源中应用较多, 其计算式为:

$$\begin{aligned} \Delta H &= (1.5V_s d + 1.0 \times 10^{-5} Q_H) \sqrt{u_x} \\ &= \frac{V_s d}{u_x} (1.5 + 2.68 \times 10^{-3} p \frac{T_s - T_a}{T_s} d) \\ &\approx \frac{V_s d}{u_x} (1.5 + 2.7 \frac{T_s - T_a}{T_s} d) \end{aligned} \quad (7-109)$$

式中, ΔH 为烟气抬升高度, m; V_s 为烟囱出口的烟气流速, m/s; d 为烟囱出口的内径, m; u_x 为烟囱出口处的平均风速, m/s; Q_H 为排出的烟气热量, J/s; p 为大气压, 取 1000mbar; T_s 为烟囱出口处的烟气温度, K; T_a 为烟囱出口处环境的大气温度, K。

排出的烟气热量 Q_H 按下式计算:

$$Q_H = 4.18 Q_m c_p \Delta T \quad (7-110)$$

式中, Q_m 为单位时间内排出的烟气质量, g/s; c_p 为定压比热容, 取 $1.0 \text{ J}/(\text{g} \cdot \text{K})$; ΔT 等于 $T_s - T_a$ 。

单位时间内排出的烟气质量又称烟气的质量流量, 可按下式计算:

$$Q_m = \left(\frac{\pi d^2}{4} V_s \right) \frac{p}{RT_s} \quad (7-111)$$

式中, R 为气体常数, 取 $2.87 \times 10^{-3} \text{ mbar} \cdot \text{m}^3/(\text{g} \cdot \text{K})$ 。

霍兰德公式适用于大气稳定度为中性时的情况。如大气稳定度为不稳定时, 应将 ΔH 的计算结果增加 $10\% \sim 20\%$, 稳定时则应减少 $10\% \sim 20\%$ 。

2. 摩西-卡森 (Moses-Carson) 公式 (1968)

该式适用于大型烟源 ($Q_H \geq 8.36 \times 10^6 \text{ J/s}$) 的有风 ($u_x > 1 \text{ m/s}$) 情况下。其计算式为

$$\Delta H=(C_1V_sd+C_2Q_H^{1/2})\sqrt{u_x}$$

(7-112)

式中， C_1 、 C_2 表示系数，是大气稳定度的函数，其取值参见表 7-2。

表 7-2 摩西-卡森公式的系数

大气稳定度	C_1	C_2
稳定	-1.04	0.145
中性	0.35	0.171
不稳定	3.47	0.33

3. 康凯维 (CONCAWE) 公式 (1968)

CONCAWE 即西欧清洁空气和水的保护 (Conservation of Clean Air and Water, Western Europe) 的缩写。该公式适用于有风 ($u_x>1\text{m/s}$) 情况下的中、小型烟源 (烟气流量为 $15\sim100\text{m}^3/\text{s}$, $Q_H<8.36\times10^6\text{J/s}$)，其计算式为：

$$\Delta H=2.71Q_H^{1/2}/\sqrt{u_x^{3/4}}$$

(7-113)

4. 布里格斯 (Briggs) 公式 (1969)

在静风条件下 ($u_x<1\text{m/s}$)，霍兰德公式、摩西-卡森公式和康凯维公式都不适用，一般都采用布里格斯公式。

(1) 静风条件下的布里格斯公式

$$\Delta H=1.4Q_H^{1/4}(\Delta\theta/\Delta Z)^{-3/8}$$

(7-114)

式中， $\Delta\theta/\Delta Z$ 为大气竖向的温度梯度， $^{\circ}\text{C}/\text{m}$ ，白天取 $0.003^{\circ}\text{C}/\text{m}$ ，夜晚取 $0.010^{\circ}\text{C}/\text{m}$ 。

(2) 有风条件下的布里格斯公式 在有风条件下，按不同的大气稳定度计算烟羽的抬升高度。

① 当大气为稳定时：

$$\Delta H=1.6F^{1/3}x^{2/3}\sqrt{u_x}$$

(当 $x<x_F$ 时)

(7-115)

$$\Delta H=2.4(F\sqrt{u_x}S)^{1/3}$$

(当 $x\geq x_F$ 时)

(7-116)

② 当大气为中性或不稳定时：

$$\Delta H=1.6F^{1/3}x^{2/3}\sqrt{u_x}$$

(当 $x<3.5x$ 时)

(7-117)

$$\Delta H=1.6F^{1/3}(3.5x)^{2/3}\sqrt{u_x}$$

(当 $x\geq 3.5x$ 时)

(7-118)

式中， x 表示烟囱下风向的轴线距离， m ； x_F 表示在大气稳定时，烟气抬升达最高值时所对应的烟囱下风向的轴线距离， m ； F 表示浮力通量， m^4/s^3 ； S 表示大气稳定度参数； x^* 表示大气湍流开始起主导作用的烟囱下风向的轴线距离， m 。当 $F<55$ 时，取 $x^*=14F^{5/8}$ ；当 $F\geq 55$ 时，取 $x^*=34F^{2/5}$

上述各式中的 x_F 、 S 和 F 分别可以表示为：

$$x_F=\pi u_x/S^{1/2}$$

(7-119)

$$S=\frac{g}{T}\left(\frac{\Delta\theta}{\Delta z}\right)$$

(7-120)

$$F=gV_s\frac{d^2}{4}\left(\frac{T_s-T_a}{T_s}\right)$$

(7-121)

式中， g 为重力加速度。

二、平均风速

平均风速是大气质量模型中最常用的参数之一。本书所指的平均风速为 x 轴方向的时

间平均风速和空间平均风速。

低层大气中的风速随高度变化，表示风速随高度变化的曲线称之为风速廓线。气象部门例行测定的风速都是指某一参照高度（如地面上空 10m 处）上的数值，而在大气质量模型中所用到的风速至少有两类：任一高度处的时间平均风速和由地面起算的任一高度内的竖向平均风速。时间平均风速主要用于计算排出烟囱的烟气抬升高度；竖向平均风速则主要用于大气扩散模拟。以下的风速均指时间平均风速。

1. 任意高度处的风速

风速廓线模式可以由地面风速推算任意高度处的风速，常用幂函数和对数函数的风速廓线模式，即风速与高度之间关系的有以下形式：

$$u_z = u_{z_0} (z/z_0)^p \tag{7-122}$$

或
$$u_z = M \ln(z/z_0) \tag{7-123}$$

式中， u_z 表示高度为 z 处的风速， $z > z_0$ ； u_{z_0} 表示参考高度 z_0 处的风速，此值有时以 u_{10} 表示； p 表示风速的垂直分布指数；取值见表 7-3； M 表示比例常数；

表 7-3 不同稳定度下的 p 值

稳定度分类	A	B	C	D	E、F
城市	0.1	0.15	0.20	0.25	0.30
乡村	0.07	0.07	0.10	0.15	0.25

式（7-122）称为风速的幂律分布模型，比较适用于高度为 100m 以内的范围；式（7-123）称为对数律分布模型，比较适用于高度在 100m 以上的高空。当 $z \leq z_0$ 时，通常取 $u_z = u_{z_0}$ 。

幂指数 p 是大气稳定度的函数，其值列于表 7-3。

2. 竖向平均风速

如果计算竖向平均风速的范围是由高度 z_1 至 z_2 ，其计算式为：

$$\bar{u} = \frac{1}{z_2 - z_1} \int_{z_1}^{z_2} u_z dz \tag{7-124}$$

式中， \bar{u} 为由高度 z_1 到 z_2 的竖向平均风速。

将式（7-122）代入并积分，得

$$\bar{u} = \frac{u_{z_0}}{p+1} \times \frac{z_2^{p+1} - z_1^{p+1}}{z_0^p (z_2 - z_1)} \tag{7-125}$$

若从地面到某一高度，即对于 $z_1 = 0$ ， $z_2 = z$ ，有

$$\bar{u} = \frac{u_{z_0}}{p+1} \left(\frac{z}{z_0} \right)^p \tag{7-126}$$

三、大气稳定度

大气稳定度是指大气层稳定的程度，如果气团在外力作用下产生了向上或向下的运动，当外力去除后，气团就逐渐减速并有返回原来高度的趋势，就称这时的大气是稳定的；当外力去除后，气团继续运动，这时的大气是不稳定的；如果气团处于随遇平衡状态，则称大气处于中性稳定度。

大气稳定度是影响污染物在大气中扩散的极重要因素。大气处在不稳定状态时，湍流强烈，烟气迅速扩散；大气处在稳定状态时，出现逆温层，烟气不易扩散，污染物聚集地面，极易形成严重污染。在大气质量模型中，受到大气稳定度直接影响的参数是标准差 σ_y 、 σ_z

和混合高度 h 。鉴于大气稳定度的确定对于模拟、预测大气环境质量有着极大的影响，近几十年来对此做了大量的研究。目前用于大气稳定度分类的主要方法是帕斯奎尔（Pasquill）法、特纳尔（Turner）法等。

1. 帕斯奎尔分级法（P.S.）

帕斯奎尔根据地面风速、日照量和云量等气象参数，将大气稳定度分为 A、B、C、D、E、F 六级（表 7-4）。由于该方法可以按照一般的气象参数确定大气稳定度等级，应用比较方便。

表 7-4 帕斯奎尔稳定度分级

地面上 10m 处的风速 m/s	白天日照强度			阴云密布的 白天或夜晚	夜 晚 云 量	
	强	中	弱		薄云遮天或低云 $\geq 4/8$	$\leq 3/8$
<2	A	A—B	B	D	—	—
2—3	A—B	B	C	D	E	F
3—5	B	B—C	C	D	D	E
5—6	C	C—D	D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D	D

- 注：1. A—极不稳定，B—不稳定，C—弱不稳定，D—中性，E—弱稳定，F—稳定。
2. A—B 级按 A、B 的数据内插。
3. 日落前 1h 至次日日出后 1h 为夜晚。
4. 不论何种天气状况，夜晚前后各 1h 为中性。
5. 仲夏晴天中午为强日照，寒冬晴天中午为弱日照。

2. 特纳尔分级法

特纳尔在帕斯奎尔分级的基础上，根据日照等级及其他气象条件将大气稳定度分为七级。其步骤和方法如下：

第一步，根据太阳高度角 α 确定日照等级，见表 7-5。

表 7-5 日照等级的确定

太阳高度角	$\alpha > 60^\circ$	$35^\circ < \alpha \leq 60^\circ$	$15^\circ < \alpha \leq 35^\circ$	$\alpha \leq 15^\circ$
日照等级	4	3	2	1

第二步，根据气象条件及日照等级确定净辐射指数 NRI，见表 7-6。

表 7-6 净辐射指数的确定

时 间	云 量	云 高	净辐射指数 NRI
白 昼	$\leq 5/10$	—	等于日照等级
	$> 5/10$	$< 2000\text{m}$	日照等级—2
		$2000\text{m} \leq \text{云高} < 5000\text{m}$	日照等级—1
	10/10	$> 2000\text{m}$	日照等级—1
夜 晚	$\leq 4/10$	—	—2
	$> 4/10$	—	—1
白昼+夜晚	10/10	$\leq 2000\text{m}$	0

注：如果白昼的条件与表中所列不符，可以取 NRI=日照等级。

第三步，有风裕和 NRI 确定大气稳定度，见表 7-7。

四、标准偏差 σ_y 和 σ_z

扩散方程的重要性质是在垂直于污染物迁移的方向上，存在着浓度的正态分布。标准差

表 7-7 特纳尔大气稳定度分级

<div><div>NR1</div><div>$u_x/(m/s)$</div></div>	4	3	2	1	0	-1	-2
≤ 0.5	A	A	B	C	D	F	G
0.5~1.5	A	B	B	C	D	F	G
1.5~2.5	A	B	C	D	D	E	F
2.5~3.0	B	B	C	D	D	E	F
3.0~3.5	B	B	C	D	D	D	E
3.5~4.5	B	C	C	D	D	D	E
4.5~5.0	C	C	D	D	D	D	E
5.0~5.5	C	C	D	D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D	D	D

注：A—G 所代表的大气稳定度级别与表 7-4 中的定义一致。

σ_y 和 σ_z 是高斯模型的重要参数。 σ_y 和 σ_z 是由排放源到计算点的纵向距离（下风向）和大气稳定度的函数，也与烟羽的排放高度及地面粗糙度有关。通常， σ_y 和 σ_z 的值随高度和地面粗糙度的增加而降低。

σ_y 和 σ_z 的值可以用示踪实验方法现场测定，也可以由大气湍流特征确定。目前应用较多的有帕斯奎尔模型、雷特尔（Reuter）模型等。

1. 帕斯奎尔模型

帕斯奎尔提出一组计算 σ_y 和 σ_z 的式子，它们适用于地面粗糙度很低的情况。

$$\sigma_y=(a_1\ln x+a_2)x$$

(7-127)

$$\sigma_z=0.465\exp(b_1+b_2\ln x+b_3\ln^2 x)$$

(7-128)

式中， a_1 、 a_2 、 b_1 、 b_2 和 b_3 都是大气稳定度的函数，它们的值示于表 7-8。

表 7-8 帕斯奎尔扩散参数

稳定度分级	A	B	C	D	E	F
a_1	-0.023	-0.015	-0.012	-0.006	-0.006	-0.003
a_2	0.350	0.248	0.175	0.108	0.088	0.054
b_1	0.880	-0.985	-1.186	-1.350	-3.880	-3.800
b_2	-0.152	0.820	0.850	0.893	1.255	1.419
b_3	0.147	0.017	0.005	0.002	-0.042	-0.055

2. 雷特尔模型

雷特尔（Reuter）根据气象参数（主要是风速）导出如下表达式：

$$\sigma_y=Bt^b$$

(7-129)

$$\sigma_z=At^a$$

(7-130)

式中， $t=x/\bar{u}$ ， \bar{u} 为平均风速。式中参数 A 、 B 、 a 、 b 是大气稳定度的函数。表 7-9 给出了 A 、 B 、 a 、 b 的值，表中的大气稳定度按特纳尔方法分类。

表 7-9 雷特尔扩散参数

参 数	稳 定 度 分 类					
	A	B	C	D	E	F
B	0.46	0.50	0.94	1.07	1.11	1.27
b	0.73	0.80	0.80	0.84	0.87	0.90
A	0.32	0.74	0.64	0.90	0.83	0.09
a	0.50	0.57	0.70	0.76	0.89	1.46

3. 布里格斯 (Briggs) 公式

Briggs 根据几种扩散曲线，给出一组适用于高架源的公式，见表 7-10。

表 7-10 σ_y 和 σ_z 的 Briggs 近似公式

帕斯奎尔类别	σ_y	σ_z
开阔乡间条件		
A	$0.22x(1+0.0001x)^{-1/2}$	$0.20x$
B	$0.16x(1+0.0001x)^{-1/2}$	$0.12x$
C	$0.11x(1+0.0001x)^{-1/2}$	$0.08x(1+0.0002x)^{-1/2}$
D	$0.08x(1+0.0001x)^{-1/2}$	$0.06x(1+0.0015x)^{-1/2}$
E	$0.06x(1+0.0001x)^{-1/2}$	$0.03x(1+0.0003x)^{-1}$
F	$0.04x(1+0.0001x)^{-1/2}$	$0.016x(1+0.0003x)^{-1}$
城市条件		
A-B	$0.32x(1+0.0004x)^{-1/2}$	$0.14x(1+0.001x)^{-1/2}$
C	$0.22x(1+0.0004x)^{-1/2}$	$0.20x$
D	$0.16x(1+0.0004x)^{-1/2}$	$0.14x(1+0.0003x)^{-1/2}$
E-F	$0.11x(1+0.0004x)^{-1/2}$	$0.08x(1+0.00015x)^{-1/2}$

4. 特纳尔公式

Turner 提出 $\sigma_T=\gamma^{T\alpha}$ 的时间指数形式， γ 、 α 在不同稳定度下扩散参数可选用表 7-11 的值，此表中稳定度采用特纳尔分级法，共分为 7 个等级。

表 7-11 Tuner 扩散参数

	稳 定 度	γ	α	扩散时间 T/s
σ_y	A	1.92091	0.884785	>0
	B	1.42501	0.890339	>0
	C	1.01538	0.896354	>0
	D	0.682402	0.886706	>0
	E	0.610032	0.885474	>0
σ_z	A	0.228205	1.16593	0~500
		0.049064	1.41327	500~2000
		0.017258	1.55074	>2000
	B	0.360763	1.01128	0~1000
		0.192024	1.110256	>1000
	C	0.426406	0.912511	>0
	D	0.44905	0.855756	0~1000
		1.30023	0.701154	>1000
	E	0.523275	0.77422	0~1000
		1.408	0.630929	1000~3000
		4.09832	0.497485	>3000
	F	0.64	0.69897	0~1000
		1.024	0.630929	1000~3000
		4.65031	0.441928	>3000
	G	0.773470	0.620945	0~1000
		1.74808	0.502905	1000~3000
		7.28360	0.324659	>3000

五、混合层高度

1. 混合层的含义

(1) 绝热递减速率 当一个空气团上升时, 因压力降低而膨胀, 而膨胀的结果则引起温度的降低。如果周围的空气以同样的速度下降, 在气团与其周围大气之间就不存在热交换, 这时所发生的过程是绝热的。也就是说, 在上升气团和它周围的空气之间没有能量交换。这种空气绝热升降过程中, 每升高单位距离引起气温变化的速率负值称为干空气温度垂直绝热递减速率, 简称绝热递减速率, 通常用 γ_d 表示:

$$\gamma_d = \frac{-dT}{dz} \quad (7-131)$$

式中, T 是温度; z 是地面上的高度; $\gamma_d \approx 1^\circ\text{C}/100\text{m}$ 。

(2) 垂直空气温度递减速率对污染物扩散的影响 如果一个气团的温度递减速率与大气的绝热递减速率相同, 这个气团就总是处在与其周围相同的温度与压力之下, 就不受任何作用力。但这是一种不稳定的平衡条件, 很小的一个作用力就会引起气团的无约束运动。如果气团的温度递减速率大于绝热递减速率, 如图 7-15 (a) 所示, 上升的气团就会被加热, 且其密度要比周围空气小一些, 就会受到周围空气的向上的推力 (浮力), 继续上升。所以, 当大气的温度递减速率大于绝热递减速率时, 就形成不稳定的大气状态。

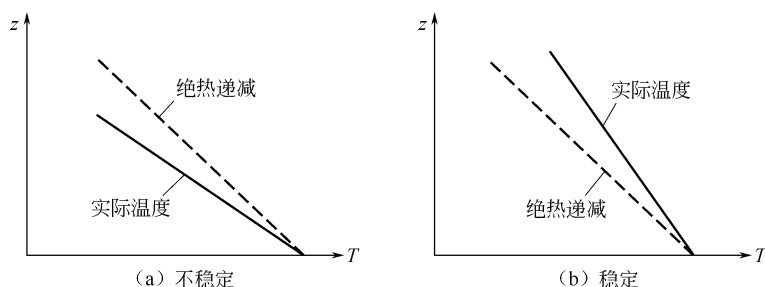


图 7-15 温度分布与大气的稳定性

当大气的温度递减速率小于绝热递减速率时, 如图 7-15 (b) 所示, 一个上升的气团处在比其周围的大气较低的温度和较高的密度之下, 所以该气团受到一个向下的作用力; 而一个向下运动的气团则受到一个向上的作用力。也就是说, 在这种情况下, 一个气团的位移总是受到一个恢复力的作用, 所以, 它总是处在稳定状态。

实际的垂直空气温度递减速率与污染物的扩散有着密切关系。大气温度的垂直分布状况确定了大气的稳定程度。大气越不稳定, 湍流发展越充分, 排放的污染物就越容易向空间扩散。垂直空气温度递减速率对污染物的扩散影响见图 7-16。

① 波浪型 $\gamma - \gamma_d > 0$, 烟羽呈波浪状, 多为白天, 发生在不稳定大气中, 污染物扩散良好。

② 锥型 $\gamma - \gamma_d \approx 0$, 烟羽呈锥状, 发生在中性大气中, 污染物扩散比波浪型差。

③ 平展型或扇型 $\gamma - \gamma_d < -1$, 烟羽垂向扩散很小, 像一条带子飘向远方; 俯视呈扇形展开。发生在烟囱出口处于逆温层中。

④ 屋脊型 烟羽呈屋脊状, 发生在日落前后, 烟羽的下部是稳定的, 而上部则是不稳定。

⑤ 熏烟型 烟羽下部 $\gamma - \gamma_d > 0$, 上部 $\gamma - \gamma_d < -1$ 。烟羽下部位于不稳定的大气中, 上部位于逆温层中。

⑥ 受限型 发生在烟囱出口上方和下方的一定距离内为大气不稳定区域, 而这一范围

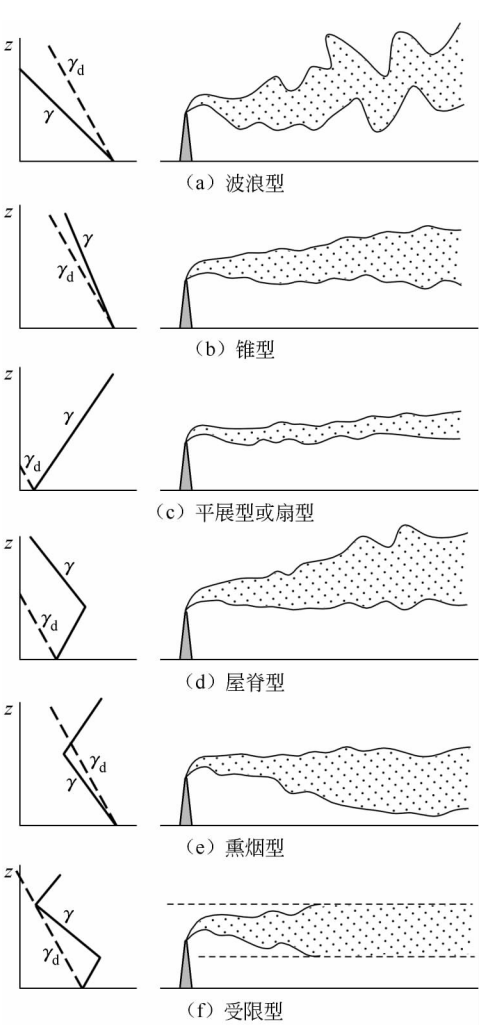


图 7-16 温度竖向分布与大气扩散

混合高度通常是有逆温条件确定的。可利用在其上边缘速度梯度趋近于零的条件导出。具体推导时用的条件是：令混合层上边缘的垂直通量等于其地面值的 5%。下列公式就是根据这一导出结果进一步做了常规参数化处理后得出的。

(1) 当大气稳定度为不稳定或中性（A 类、B 类、C 类或 D 类）时：

$$h = a_s u_{10} / f \tag{7-132}$$

(2) 当大气稳定度为稳定（E 类或 F 类）时：

$$h = b_s (u_{10} / f)^{1/2} \tag{7-133}$$

$$f = 2\Omega \sin\phi \tag{7-134}$$

式中， h 为混合层高度，m； u_{10} 为 10m 高度处平均风速，m/s，大于 6m/s 时，取为 6m/s； a_s 、 b_s 为边界层系数，按表 7-12 选取； f 为地转参数； Ω 为地转角速度，可取 $\Omega = 7.29 \times 10^{-5} \text{ rad/s}$ ； ϕ 为地理纬度，deg。

例如：我国华北某地， $\phi = 38^\circ$ ；中性时， $u_{10} = 4 \text{ m/s}$ ，其他稳定度， $u_{10} = 2 \text{ m/s}$ 。将已知值代入式（7-132）及式（7-133）后，可得各类稳定度的 h 值，如表 7-13 所列。

以上或以下为稳定的。

在地面受到太阳加热时，在近地面几百米处常出现超绝热递减速率。这时，湍流会得到充分发展，污染物可以扩散到较高的高度。在日落至日出这一段时间，由于地面热量的大量流失，形成实际的空气温度递减速率低于绝热递减速率，即形成逆温层。在逆温条件下，污染物很难向高空扩散，往往出现污染严重的不利气象条件。

(3) 混合层高度的含义 大气边界层的高度（或厚度）和结构与大气边界层内的温度分布或大气稳定度密切相关。中性和不稳定时，由于动力或热力湍流的作用，边界层内上下层之间产生强烈的动量或热量交换。通常把出现这一现象的层称为混合层（或大气边界层），其高度称之为混合层高度。

混合层高度的值主要取决于逆温条件。混合层向上发展时，常受到位于边界层上边缘的逆温层底部的限制。与此同时也限制了混合层内污染物的再向上扩散。有研究表明：这一逆温层底（即混合层顶）上下两侧的污染物浓度可相差 5~10 倍。混合层厚度越小这一差值就越大。

2. 混合层高度确定

在用箱式模型计算大气质量时，箱子的高度就是混合高度；再用扩散模型计算污染物的分布时，要考虑上下界面的反射作用，上下界面间的高度也就是混合高度。

表 7-12 我国各地区 a_s 和 b_s 值

地 区	a_s				b_s	
	A	B	C	D	E	F
新疆、西藏、青海	0.090	0.067	0.041	0.031	1.66	0.70
黑龙江、吉林、辽宁、内蒙古、北京、天津、河北、河南、山东、山西、宁夏、陕西(秦岭以北)、甘肃、(渭河以北)	0.073	0.060	0.041	0.019	1.66	0.70
上海、广东、广西、湖南、湖北、江苏、浙江、安徽、海南、台湾、福建、江西	0.056	0.029	0.020	0.012	1.66	0.70
云南、贵州、四川、甘肃(渭河以南)、陕西(秦岭以南)	0.073	0.048	0.031	0.022	1.66	0.70

注：静风区各类稳定度的 a_s 和 b_s 可取表中的最大值。

表 7-13 混合层高度 $h(m)$ 算例

大气稳定度	A	B	C	D	E	F
边界层高度	1620	1332	910	844	247	104

第八节 实用空气质量模型介绍

近年来，大气环境质量模型的研究及应用软件的开发取得了长足的进展，大气环境理论研究成果不断地应用于大气环境评价、预测、管理和规划等实践中。由中国国家气象科学院开发的 CAPPS 是我国颇具代表性的大气质量模型，而国外研究开发的大气质量模型较多，如美国国家环保局工业复合模型 ISCM (Industrial Source Complex Model)、具有模拟光化学烟雾特色的城市空气包模型 UAM (Urban Airshed Model) 等；国际应用系统研究所针对 SO₂ 和酸雨开发的 RAINS (Regional Air Pollution Information and Simulation) 模型、国际能源机构针对能源合理使用和 CO₂ 减排问题开发的 MARKAL (Market Allocation) 模型等。这里简要介绍是由英国剑桥环境研究公司开发的 ADMS (Air Dispersion Model System) 大气扩散模型系统。

一、ADMS 系统概况

ADMS 是由剑桥环境研究公司发展而来的大气扩散模型系统。其研究始于 1988 年，用具有突出优势的、基于边界层高度和 Monin-Obukhov 长度的边界层结构参数方法取代美国 ISC 或其他模型中多采用不精确的边界层特征定义的 Pasquill 稳定参数方法，1993 年发布了 ADMS 1 版本，紧接着于 1995 年发布了多源版本 ADMS 2；1999 年 2 月发布了 ADMS 3 版本，完善用户界面，增加绘图功能及与 ArcView GIS、MapInfo、Excel 的接口，输出结果或者通过国际互联网 (Internet) 展示。ADMS 是一个三维高斯模型，以高斯分布公式为主计算污染浓度，但在非稳定条件下的垂直扩散使用了倾斜式的高斯模型。烟羽扩散的计算使用了当地边界层的参数，化学模块中使用了远处传输的轨迹模型和箱式模型。

二、ADMS 的功能

ADMS 主要功能包括：应用了基于边界层高度和 Monin-Obukhov 长度的边界层结构参数的物理知识，Monin-Obukhov 长度是一种由摩擦力速度和地表热通量而定的长度尺度；“局地”高斯型模型被嵌套在一个轨迹模型中以便较大的地区（如大于 50km×50km）也可以使用此扩散模型；能处理所有的污染源类型（点源、道路源、面源、网格源和体源），同时模拟 3000 个网格污染源，1500 个道路污染源和 1500 个工业污染源（由点、线、面和体污染源）；有一个内嵌的街道窄谷模型；有包括干湿沉降、化学反应模块，化学反应模块包

括计算一氧化氮、二氧化氮和臭氧之间的反应；使用污染排放因子的数据库计算交通源的排放量；直接与排污清单数据库连接；气象预处理器可自动处理各种输入数据，计算边界层参数，气象数据可以是原始数据、小时值或经统计分析的数据；模型中使用了在对流情况下的非高斯的垂直剖面，这可以容许考虑在大气边界层中湍流歪斜的性质，解决因这种现象导致的近地表的高浓度现象；计算复杂地形和建筑物周围的流动和扩散。该模型系统可处理各种基本气态污染物： SO_2 、 NO_x 、 NO_2 、 CO 、 VOC 、苯化物、芳香烃、臭氧、 PM_{10} （ PM_2 ）、总悬浮颗粒物等。

三、ADMS 的模块构成

ADMS-Screen 模块，即 ADMS-评价（或筛选）模块。适合用于快速计算来自单个点源的污染物地表浓度及单个建筑物影响，方便地将计算浓度与中国Ⅰ级、Ⅱ级、Ⅲ级标准、世界卫生组织标准及欧盟标准比较，特别适合于恶劣（最坏）情况下对烟囱源的初步评价，以及对新建工厂的可行性研究进行法律规定的环境影响评价。

ADMS-Industrial 模块，即 ADMS-工业模块。可计算来自多点源、线源、面源和体源的污染浓度。系统包括：气象预处理模型，干湿沉降，复杂地形的影响，建筑物和海岸线的影响，烟羽可见度，放射性和化学模块；并可计算短期（秒）内的污染高峰浓度值，及对臭味的预测。输入数据输出结果均可与地理信息系统（GIS）连接，易于分析模型结果。“ADMS-工业”是为计算更详细的一个或多个工业污染源的空气质量影响而设计的。

ADMS-Roads 模块，即 ADMS-道路模块。可计算来自道路交通和临近工业或民用取暖等的点源、线源、面源和体源的污染浓度。包括有 NO_x 、光化学模型、街区峡谷模型，具有高分辨率的浓度等值线图；其输入输出与地理信息系统（GIS）连接，易于分析模型结果。“ADMS-道路”主要是为计算详细的一个或多个道路污染源的空气质量影响而设计的。

ADMS-Urban 模块，即 ADMS-城市模块。ADMS-城市，是大气扩散模型系统（ADMS）系列中的最复杂的一个系统。模拟城市区域来自工业，民用和道路交通的污染源产生的污染物在大气中的扩散。ADMS-城市模型用点源、线源、面源、体源和网格源模型来模拟这些污染源。可以考虑到的扩散问题包括最简单的（例如，一个孤立的点源或单个道路源）到最复杂的城市问题如一个大型城市区域的多个工业污染源，民用和大的道路交通面源污染排放。还包括有 NO_x 、光化学模型、街区峡谷模型和一个完整连接的地理信息系统（GIS），允许用户在城市地图上显示高分辨率的浓度等值线图。“ADMS-城市”是为详细评价和预测城市区域的大气质量而设计的。也可用于空气质量管理战略的发展和城市规划评价以及空气质量预报。

ADMS-Emit 模块，即 ADMS-排污清单管理工具。可以有效的编制包括有毒物质、温室气体及地理信息，利用强大的排污因子库通过实测数据计算各类源强。排污清单中污染物包括：区域性污染物，如 SO_2 、 NO_x 、 CO 、苯化物、颗粒物、丁二烯等；温室气体，如 CO_2 、 CH_4 等；铅、汞、TSP、苯并芘、氟化碳等。污染源类型包括了道路、铁道、工业及居民区。同时管理工具中具有与 GIS 集成的、污染源可编辑和可视化特性的地图编辑器。这些使得地方机构回顾性评估所进行的排污和有毒污染物调查，以及为达到 21 世纪议程和京都协议的目标所进行的温室气体排放调查变得容易得多。

FLOWSTAR 模块，即复杂地形的气流模型。可用于农场规划的风场预测、风力敏感结构区工程的气流预测、破坏性风力条件下森林暴露的评价以及复杂地形大气扩散模型和烟羽轨迹与扩展计算中。模型包括了复杂地形的影响和大气分层及可变地表粗糙率的作用。FLOWSTAR 是为计算大气边界层平均气流和湍流剖面而设计的。

GASTAR 模块，即有害高浓度气体扩散模型。可用于进行烟雾、热污染源等喷发、喷射、瞬时排放模拟，包括两相喷射源及复杂地形影响的模拟；可计算烟羽有效宽度、池类构筑内蒸发物质在其上空的运移变化、任意方向和高度喷射排放等。该模块是为风险评价、土地利用规划、紧急相应规划以及管理而设计。

四、ADMS 的基本计算模型

ADMS 包括的基本计算模型有：气象参数预处理、边界层参数化处理、干沉积、湿沉积、放射性排放、臭气、化学过程、平均浓度、多源排放、烟羽抬升、喷发排放、复杂地形（有山体、建筑物等）下排放（面、体、线源）、海岸线熏烟、浓度波动分析、长期平均浓度等。各模型具体表达形式可查阅相关资料。

ADMS 已于 2001 年通过我国环境保护总局的软件论证并获得证书，在我国不少地区使用，具有较好的效果。

习题与思考题

1. 分析对比大气污染物扩散过程与河流污染物扩散过程的异同。
2. 某城市建有一火力发电厂，以煤为燃料，年燃煤量为 $150 \times 10^4 \text{ t}$ ，煤的含硫量为 1.05% ，燃煤时的 SO_2 转化率为 90% ；全市居民 40 万人，约 12 万户，生活用煤平均每月每户 150kg，民用燃煤含硫量为 0.58% ， SO_2 转化率为 60% ，计算该市每年由电厂和生活产生的 SO_2 量。
3. 已知某工业基地位于一山谷地区，计算的混合高度 $h = 120\text{m}$ ，该地区长 45km，宽 5km，上风向的风速为 2m/s ， SO_2 的本地浓度为 0。该基地建成后的计划燃煤量为 7000t/d ，煤的含硫量为 3% ， SO_2 转化率为 85% ，试用单箱模型估计该地区的 SO_2 浓度。
4. 数据同上题，若将混合高度等分为 4 个子高度，将长度 45km 等分为 5 个子长度，各层间的弥散系数 $D_z = 0.25\text{m}^2/\text{s}$ 。试写出用多箱模型计算 SO_2 浓度的矩阵方程，并计算各子箱的 SO_2 浓度。
5. 已知烟囱的物理高度为 60m，排放热流量为 $10 \times 10^4 \text{ kW}$ ，计算平均风速为 6m， SO_2 排放量为 650g/s ，试计算自地面至高 240m 处的 SO_2 浓度在下风向 800m 处轴线上的垂直分布（中性稳定度）。
6. 已知某工厂排放 NO_x 的速率为 100g/s ，平均风速为 5m/s ，如果控制 NO_x 的地面浓度增量为 $0.15\text{mg}/\text{m}^3$ （标准），试求所必需的烟囱有效高度（中性稳定度）。
7. 已知混合高度为 150m，平均风速为 4.5m/s ，烟囱有效高度为 90m，飘尘的排放量为 35g/s ，试求下风向 350m 处轴线上的地面飘尘浓度增量（中性稳定度）。
8. 已知烟囱排放总悬浮颗粒物的速率为 54g/s ，颗粒物的沉降速度为 0.05m/s ，系数 $\alpha = 0.5$ ，其余数据同上题，试求下风向 350m 处的轴线地面浓度。
9. 有一长度为 120m 成直线分布的农业垃圾燃烧带，估计其烟尘总排放速率为 100g/s 。当风速以 3m/s 垂直于直线分布的燃烧带吹过时，计算距这一燃烧带中点下风向 400m 的烟尘浓度和距这一燃烧带一端下风向 400m 的烟尘浓度（中性稳定度）。
10. 在某城区中以边长 $1500\text{m} \times 1500\text{m}$ 正方形区域进行排放编目，每一方格区域估计 SO_2 排放量为 5000g/s 。设区内排放源的平均有效高度为 15m。试预测计算在大气中性稳定 E 度，风速 3m/s 的南风时， SO_2 在下风向相邻区域中心造成的浓度贡献。

第八章 环境质量评价方法与模型

第一节 环境质量评价概述

一、环境质量评价的内涵及类型

环境质量评价是对环境各个要素优劣程度的定量描述。通过评价可以明确环境质量状况、环境演变的规律及其发展趋势，为开展环境污染的综合整治、为环境规划及其管理提供科学的依据。

环境质量评价的类型很多，按照时间可分为回顾评价、现状评价、环境影响评价；按环境要素可分为单要素评价和多要素评价；按照区域可分为全球、全国、流域等评价；按评价对象的性质可分为化学评价、物理评价、生物学评价、生态学评价、卫生学评价；按评价层次可分为：建设项目环境影响评价、区域环境质量评价、规划环境影响评价、战略环境影响评价等。

二、环境质量评价的发展过程

1. 国际上的发展概况

在发达国家，关于环境质量评价的研究开展较早。在 20 世纪 60 年代中期，开始有环境质量评价方面的文献发表。如在水质评价方面，1965 年 R. K. Horton 提出了质量指数 (QI)；在大气质量评价方面，1966 年也提出了格林大气污染综合指数等。随着人们对环境质量评价研究和认识的深入，环境影响评价 (EIA) 制度开始出现。

美国首先在 1969 年颁布国家环境政策法 (NEPA)，建立了环境影响评价制度，规定：“大型工程兴建前必须编写环境影响报告书”。随后在近 30 年内环境影响评价在全球迅速普及和发展。目前已有 100 多个国家建立了 EIA 制度。最初建立 EIA 制度的是一些比较发达的国家，如加拿大 (1973)、澳大利亚 (1974)、联邦德国 (1975)、法国 (1976) 等，后来在一些发展中国家也建立起来，如中国 (1979)、巴西 (1986)、印度 (1994) 等。

2. 国内环境质量评价的发展

从 1973 年开始，我国陆续开展了环境质量评价工作，最早的是北京西郊环境质量评价研究。这些工作是对环境质量评价的初步尝试，对环境质量评价的方法（如环境质量指数）进行了广泛探索，为我国环境质量评价工作在理论和技术上以及队伍建设上奠定了基础，积累了实际经验，同时也为环境质量评价规范建设进行了准备。

1979 年我国颁布了《中华人民共和国环境保护法》（试行），该法规定在扩建、改建、新建工程时，必须提交环境影响报告书，从此中国正式实施环境影响评价制度。1981 年又颁布了《基本建设项目环境保护管理办法》，对环境影响评价的适用范围、评价内容、工作程序等都做了较为明确的规定。1989 年 12 月通过《中华人民共和国环境保护法》，重新规定了环境影响评价制度。2002 年 10 月通过了《中华人民共和国环境影响评价法》，使中国的环境影响评价制度迈进了持续提高的阶段。

第二节 污染源评价和预测

一、污染源的分类

污染源是指造成环境污染的污染物发生源，通常指向环境排放有害物质或对环境产生有

害影响的场所、设备和装置。污染源的分类示于图 8-1。

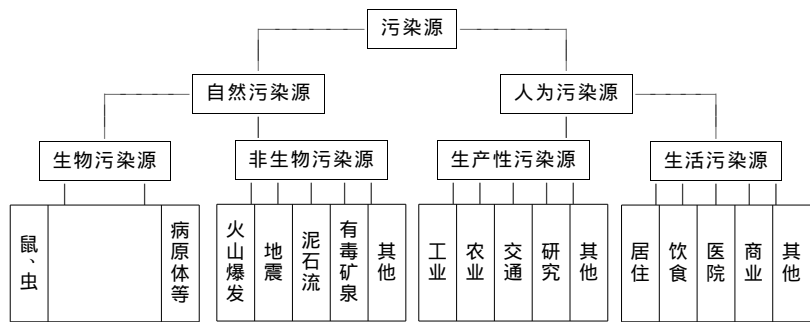


图 8-1 污染源的分类

从不同的角度还可以有不同的分类方法。例如，按照污染物的种类可分为有机污染源、无机污染源、热污染源、噪声污染源、放射性污染源、病原体污染源和同时排放多种污染物的混合污染源等；按照污染源的空间分布可分为点污染源和非点污染源，非点污染源又可以分为线污染源和面污染源；按照高污染对象可分为大气污染源、水体污染源和土壤污染源等；按人类社会活动功能可以分为工业污染源、农业污染源、交通运输污染源和生活污染源，等等。

二、污染源调查

污染源调查的目的是通过对污染源的类型、数目及其分布的识别，掌握污染物的种类、数量及其时空变化规律以及污染源的排放方式、排放规律，并在此基础上，对污染源做出评价，确定主要污染源和主要污染物。

1. 常用调查程序

对于初次调查，可以分为普查、详查和建立档案三个阶段。

普查就是对区域内所有污染源进行全面的调查。发放调查表是最常用的调查方式。我国各级环保系统每年都有各地的《环境统计数据库》、《排污申报数据库》等数据库，可以直接通过这些途径获得相关资料。

详查的主要方法是现场实地调查和监测，通过计算取得翔实和完整的数据，以便详细掌握污染物的产生及排放规律，并对主要污染物进行追踪分析。

在普查和详查的基础上，整理调查资料，写出调查报告和建立污染源调查档案，以统计表格和图式记录下来的各个污染源的基本情况。数据库是最常用的建档方式。

2. 污染物排放量的确定

污染物排放量的确定有物料衡算法、排污系数法和实测算法等方法。

(1) 物料衡算法 用质量平衡法建立污染物发生模型，是物质守恒定律在污染源评价中的应用。在生产过程中，投入的物料量，等于产品所含这种物料的量与这种物料流失量的总和：

$$\sum G_{投入} = \sum G_{产品} + \sum G_{流失} \tag{8-1}$$

式中， $\sum G_{投入}$ 表示投入的物料总量； $\sum G_{产品}$ 表示转化为产品的物料总量； $\sum G_{流失}$ 表示流失的物料总量。

式 (8-1) 既适用于整个生产过程的总物料衡算，也适用于生产过程中的任一个步骤或某一个生产设备的局部核算。使用该方法必须对生产工艺的化学反应、副反应和管理情况进行全面了解，掌握原料、辅助材料、燃料的成分和消耗定额。此法的计算工作量较大，所得

结果偏小，在应用时要注意修正。

(2) 排污系数法 单位产品或单位产值的排污量称为排污系数，利用排污系数预测排污量的方法称为排污系数法。排污系数法的计算公式为：

$$M = KW \quad (8-2)$$

式中， M 表示某种污染物的排放量； K 表示产品的排污系数； W 表示某产品的产量。

排放系数最好来源于实际调查数据，也可参照国内外文献。在选用时，应根据实际情况加以修正。在有条件的地方，可以建立排放系数库。

(3) 实测计算法 实测计算法是通过在正常的生产情况下，采样测得污染物的浓度及介质的流量，用式 (8-3) 计算污染物排放量：

$$G_j = \beta_j Q \quad (8-3)$$

式中， G_j 表示第 j 种污染物的排放量； Q 表示介质的流量； β_j 表示第 j 种污染物的实测浓度。

基于实测的数据更接近实际，但是要求所测的样本具有代表性。

三、污染源评价

污染源评价的主要目的是通过比较分析，确定主要污染物和主要污染源。污染源评价的方法有很多，在此重点介绍等标污染评价法。

等标污染评价法定义了等标污染指数、等标污染负荷和污染负荷比三个特征数。

等标污染指数：所排放的某污染物超过该污染物评价标准的倍数，亦称污染物的超标倍数：

$$N_{ij} = \frac{C_{ij}}{C_{0i}} \quad (8-4)$$

式中， C_{ij} 表示第 j 个污染源第 i 种污染物的排放浓度； C_{0i} 表示第 i 种污染物的排放标准； N_{ij} 表示第 j 个污染源第 i 种污染物的等标污染指数。

等标污染负荷：等标污染负荷在等标污染指数的基础上反映了污染物总量概念：

$$P_{ij} = \frac{C_{ij}}{C_{0i}} Q_{ij} \quad (8-5)$$

式中， Q_{ij} 表示第 j 个污染源含有第 i 种污染物的介质的排放流量； P_{ij} 表示第 j 个污染源第 i 种污染物的等标污染负荷；其余符号同前。

等标污染负荷与 Q_{ij} 具有相同的量纲。一个含 n 种污染物的污染源的等标负荷数为：

$$P_j = \sum_{i=1}^n P_{ij} = \sum_{i=1}^n \frac{C_{ij}}{C_{0i}} Q_{ij} \quad (8-6)$$

若某地区有 m 个污染源，该地区某污染物的总等标污染负荷为：

$$P_j = \sum_{j=1}^m P_{ij} \quad (8-7)$$

一个地区的所有污染源和污染物的总等标污染负荷为：

$$P_j = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m P_{ij} \quad (8-8)$$

污染负荷比：污染负荷比是指某种污染物或某个污染源的等标污染负荷在总的等标污染负荷中所占的比重。污染负荷比是确定某种污染物或某种污染源对环境污染贡献的顺序的特征量。

第 j 个污染源内，第 i 种污染物的污染负荷比为：

$$K_{ij}=\frac{P_{ij}}{P_j}$$

(8-9)

根据 K_{ij} 可以确定一个污染源内的主要污染物。
一个地区中某污染源的污染负荷比为：

$$K_j=\frac{P_j}{P}$$

(8-10)

根据 K_j 可以对污染源进行排序。
一个地区中某种污染物的污染负荷比为：

$$K_i=\frac{P_i}{P}$$

(8-11)

根据 K_i 可以确定一个地区的主要污染物。
该方法的关键问题就是要确定等标污染负荷和污染负荷比，然后在此基础上确定主要污染源和主要污染物。

【例 8-1】 某地有 3 个污染源，废水量和污染物含量如下表所示。

某工厂废水的废水量和污染物含量

污染源编号	废水量/(m³/d)	COD/(mg/L)	BOD/(mg/L)	SS/(mg/L)
1	3000	250	720	200
2	1000	880	700	600
3	2000	200	500	300

各污染物允许排放标准分别为 COD=10mg/L，BOD=5mg/L，SS=50mg/L。试用等标污染负荷法确定主要污染物和主要污染源。

解：第一步，计算污染物的等标污染负荷如下表：

<div>污染源</div> <div>污染物</div>	COD	BOD	SS	总等标污染负荷 P
1	75000	432000	12000	519000
2	88000	140000	12000	240000
3	40000	200000	12000	252000
合计	203000	772000	36000	1011000

第二步，计算各污染源的污染负荷比 k_i 和确定各污染源的主要污染物：

<div>污染源</div> <div>污染物</div>	COD	BOD	SS	主要污染物
1	14%	83%	2%	BOD
2	36%	58%	5%	BOD、COD
3	16%	79%	5%	BOD、COD

第三步，计算调查区内主要污染物：

$$K_{\text{总COD}}=203000/1011000\times100\%=20\%$$

$$K_{\text{总BOD}}=772000/1011000\times100\%=76\%$$

$$K_{\text{总SS}}=36000/1011000\times100\%=4\%$$

全区主要污染物为 BOD、COD。

第四步，计算调查区内主要污染源：

1 号污染源： $K=519000/1011000\times 100\%=51\%$

2 号污染源： $K=240000/1011000\times 100\%=24\%$

3 号污染源： $K=252000/1011000\times 100\%=25\%$

因此，全区主要污染源为 1 号，其次为 2 号。

四、污染源预测

污染源预测是一个复杂的过程。目前的技术难以达到很高的精度。即便如此，通过预测，人们还是可以预见到污染源在一个时期内的变化趋势，为宏观决策分析提供一定的依据。目前常用的污染源预测方法有趋势外推法、万元产值预测法、定额预测法和弹性系数法等。

1. 趋势外推法

趋势外推法是时间序列法中的一种，预测基础是历年的污染源监测数据。预测模型如下：

$$Q_1=Q_{t_0}\times (1+\alpha)^{t-t_0} \tag{8-12}$$

式中， Q_1 表示规划年污染物排放量， $10^4\text{m}^3/\text{a}$ ； Q_{t_0} 表示基准年污染物排放量， $10^4\text{m}^3/\text{a}$ ； α 表示年均增长率； t 表示规划年； t_0 表示基准年。

通过对等号两边取对数，将式（8-12）化为线性方程：

$$\ln(Q_1)=\ln(Q_{t_0})+(t-t_0)\ln(1+\alpha)$$

令 $Q=\ln(Q_1)$ ， $a=\ln(Q_{t_0})$ ， $T=t-t_0$ ， $b=\ln(1+\alpha)$ ，得：

$$Q=a+bT \tag{8-13}$$

式（8-13）表明， Q 和 T 呈线性关系，式中系数 a 和 b 可根据多年数据用最小二乘法求得。

在社会结构和经济结构没有重大变化的情况下，这种方法简单易行，也有一定的精确度。

2. 万元产值预测法

万元产值预测法适用于价格比较稳定的产品的工业污染源，其预测模型为：

$$Q_2=D_t\times A_t=D_{t_0}\times (1+\gamma)^{t-t_0}\times A_t \tag{8-14}$$

式中， Q_2 表示预测工业污染物排放量， $10^4\text{m}^3/\text{a}$ ； D_t 表示预测年工业产值，万元； D_{t_0} 表示基准年工业产值，万元； A_t 表示预测年万元工业产值（不变价）污染物排放量， $10^4\text{m}^3/(\text{a}\cdot\text{万元})$ ； γ 表示工业产值年均增长率。

由于技术与管理的改进，万元工业产值废水排放量将会逐年递减。考虑上述因素的公式如下：

$$Q'_2=D_t\times A_t=D_{t_0}(1+\gamma)^{t-t_0}A_t=D_{t_0}(1+\gamma)^{t-t_0}A_{t_0}(1+\beta)^{t-t_0} \tag{8-15}$$

式中， Q'_2 表示预测工业污染物排放量， $10^4\text{m}^3/\text{a}$ ； A_{t_0} 表示基准年万元工业产值工业污染物排放量， $10^4\text{m}^3/(\text{a}\cdot\text{万元})$ ； β 表示万元工业产值污染物排放量年均递减率， $\beta\leq 0$ 。

与此相类似的还有万元 GDP 预测法。

3. 生活污水量的定额预测法

城市污水量包括日常生活用水的排水和城市市政用水的排水。生活污水量以城市人口为基础进行预测：

$$Q_3=0.365A\times F\times P \tag{8-16}$$

式中， Q_3 表示生活污水量， $10^4\text{m}^3/\text{a}$ ； A 表示预测年份人口数，万人； F 表示用水定额，即人均生活用水量， $\text{L}/(\text{人}\cdot\text{d})$ ； P 表示污水产率，%；0.365 表示单位换算系数。

4. 弹性系数法

弹性系数 ϵ 的定义为污染物（或介质）的年增长率与国民经济生产总值的年增长率的比值，即

$$\epsilon = \frac{\left(\frac{Q}{Q_0}\right)^{1/(t-t_0)} - 1}{\left(\frac{M}{M_0}\right)^{1/(t-t_0)} - 1} \tag{8-17}$$

式中， M 、 M_0 分别为历史资料的末年（ t ）和初年（ t_0 ）的国民经济生产总值； Q 、 Q_0 分别为相应年份的污染物（或介质）的排放量。

若知道基准年的污染物（或介质）的排放量 Q_0 和国民经济生产总值 M_0 ，以及预测年的国民经济生产总值 M ，则可预测出预测年的污染物（或介质）的排放量 Q ：

$$Q = Q_0 \left\{ \epsilon \left[\left(\frac{M}{M_0}\right)^{1/(t-t_0)} - 1 \right] + 1 \right\}^{(t-t_0)} \tag{8-18}$$

【例 8-2】 下表为某市在十字路口测量的汽车流量与大气中 NO_x 含量的关系及逐年平均车流量。用弹性系数法预测 2010 年时空气中 NO_x 的含量（假设 2010 年的年车流量为 2003 年的 2.5 倍）。

某市某道口逐年汽车流量和大气中 NO_x 含量

年份	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
车流量/(辆/h)	35	45	52	60	69	75	80	82	86	91
$\text{NO}_x/(\text{mg}/\text{m}^3)$	0.07	0.075	0.085	0.084	0.09	0.13	0.14	0.15	0.14	0.15

解：根据弹性系数公式得

$$\epsilon = \frac{\left(\frac{Q}{Q_0}\right)^{1/(t-t_0)} - 1}{\left(\frac{M}{M_0}\right)^{1/(t-t_0)} - 1} = \frac{\left(\frac{0.15}{0.07}\right)^{\frac{1}{9}} - 1}{\left(\frac{91}{35}\right)^{\frac{1}{9}} - 1} = 0.789 \tag{8-19}$$

由公式得：

$$Q = Q_0 \left\{ \epsilon \left[\left(\frac{M}{M_0}\right)^{1/(t-t_0)} - 1 \right] + 1 \right\}^{(t-t_0)} \tag{8-20}$$

以 2003 年为基准年，则 2010 年的空气中 NO_x 含量为：

$$Q = 0.15 \left\{ 0.789 \times \left[\left(\frac{2.5 \times 91}{91}\right)^{\frac{1}{7}} - 1 \right] + 1 \right\}^7 = 0.31 \text{ (mg}/\text{m}^3) \tag{8-21}$$

第三节 环境质量评价模型

经过数十年的实践和发展，环境评价方法已经很多，这些方法各有各的特征。本节介绍最常用的环境指数评价法、模糊评价法、人工神经网络评价法。

一、环境指数评价法

环境指数评价法是最常用的环境质量评价方法，也是我国环境质量评价技术导则推荐使用的方法。环境质量指数的形式包括各种单因子指数、描述多种污染物的多因子指数、描述多环境要素的综合质量指数等。

1. 环境指数的基本形式

(1) 单因子指数 一般情况下，单因子指数等于环境质量因子的实测浓度除以相应的评

价标准，即

$$I_i = \frac{C_i}{S_i} \tag{8-22}$$

式中， I_i 为第 i 种环境因子的环境质量指数； C_i 为第 i 种环境因子的实测浓度； S_i 为第 i 种环境因子的评价标准。

环境质量指数是无量纲量，表示污染物在环境中实际浓度超过评价标准的程度，即超标倍数。 I_i 的数值越大表示该单项的环境质量越差。

环境质量指数的计算还有特例，比如水环境评价中的溶解氧和 pH 值。它们的计算方法如下：

$$I_{DO} = \frac{|O_s - C_{DO}|}{O_s - S_{DO}} \quad \text{对于} \quad C_{DO} \geq S_{DO}; \tag{8-23}$$

$$I_{DO} = 10 - 9 \frac{C_{DO}}{S_{DO}} \quad \text{对于} \quad C_{DO} < S_{DO}; \tag{8-24}$$

式中， O_s 表示对应温度下的饱和溶解氧浓度； I_{DO} 表示溶解氧指数； C_{DO} 表示溶解氧浓度检测值； S_{DO} 表示溶解氧评价标准值。

$$I_{pH} = \frac{7.0 - pH}{7.0 - pH_d} \quad \text{对于} \quad pH < 7.0; \tag{8-25}$$

$$I_{pH} = \frac{pH - 7.0}{pH_u - 7.9} \quad \text{对于} \quad pH > 7.0; \tag{8-26}$$

式中，pH 表示 pH 的实际检测值； I_{pH} 表示 pH 的环境质量指数； pH_d 表示 pH 评价标准值的下限； pH_u 表示 pH 评价标准值的上限。

环境质量指数是基于环境质量标准计算的，在进行横向比较时需注意各自采用的标准。

(2) 多因子指数 多因子指数是再单因子指数的基础上经过综合运算而来，常用的多因子指数包括均值型指数、加权型指数和内梅罗指数等。

① 均值型多因子指数

$$I = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I_i = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{S_i} \tag{8-27}$$

式中， n 为参与评价的因子数；其余符号意义同前。

均值型多因子环境质量指数的基本出发点是认为各种环境因子数对环境的影响是等价的。

② 加权型多因子指数 加权型多因子指数的基本出发点是认为各种环境因子对环境的影响是不等权的，其影响应该计入各环境因子的权系数。加权型多因子指数的计算式为：

$$I = \sum_{i=1}^n W_i I_i \tag{8-28}$$

式中， W_i 表示第 i 个环境因子的权系数。

根据权的概念，应有：

$$\sum_{i=1}^n W_i = 1 \tag{8-29}$$

合理地确定环境因子的权系数是计算加权型多因子指数的关键。目前多采用专家调查法。

③ 内梅罗 (N. L. Nemerow) 指数 内梅罗指数是一种兼顾极值的加权型多因子指数。内梅罗指数计算式为：

$$I=\sqrt{\frac{(\max I_i)^2+(\text{ave}I_i)^2}{2}}$$

(8-30)

式中， $\max I_i$ 表示各单因子环境质量指数中最大者； $\text{ave}I_i$ 表示单因子环境质量指数的平均值。

内梅罗指数特别考虑了污染最严重的因子，在加权过程中避免主观因素的影响，是应用较多的一种环境质量指数。

【例 8-3】 试按下表给定的数据计算某处的大气质量指数。

评 价 因 子	飘尘	SO ₂	NO _x	CO
日均浓度/(mg/m ³)	0.22	0.32	0.13	5.20
评价标准/(mg/m ³)	0.25	0.25	0.15	6.70
计权系数	0.2	0.5	0.2	0.1

先计算单因子环境质量指数，如下表：

评价因子	飘尘	SO ₂	NO _x	CO
I_i	0.88	1.28	0.87	0.78

计算均值型、加权型和内梅罗多因子环境质量指数，如下表：

指数类型	均值型指数	加权型指数	内梅罗指数
指数数值	0.93	1.07	1.12

由此例计算结果可以看出，在单因子评价中，只有 SO₂ 的环境质量指数大于 1，超过评价标准，均值型指数小于 1，说明其他几个因子掩盖了 SO₂ 的影响；内梅罗指数突出了最大值，因此内梅罗指数的数值最高。

2. 环境质量的综合评价指数

一个具体的环境都是多因子问题，当参与评价的因子数大于 1 时，就要用多因子指数；当参与评价的环境要素大于 1 时，就要用综合评价指数。目前国内外常用的环境质量综合指数法主要有以下几种。

(1) 简单叠加法

$$Q = \sum_{k=1}^n I_k$$

(8-31)

式中，Q 表示多环境要素的综合质量指数；n 表示参与综合评价的环境要素的数目； I_k 表示第 k 个环境要素的多因子指数。

(2) 算术平均值法

$$Q = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^n I_k$$

(8-32)

式中，符号意义同前。

(3) 加权平均法

$$Q = \sum_{k=1}^n W_k I_k$$

(8-33)

式中， W_k 表示第 k 个环境要素在综合评价中的权重系数，通常通过专家调查获得。

用于环境质量综合评价的指数还有很多，例如平方和的平方根法、突出最大值法、向量模法、统计模型法、混合加权法等。它们都是针对具体环境评价问题提出的，可以借鉴。

二、模糊综合评价

1. 模糊综合评价的过程

在环境质量综合评价中，既需要有一个明确的数量概念来反映环境污染的严重程度，又要求这个数量指标能恰当地反映环境质量分级的固有模糊性和环境质量变化的连续性，这正是模糊数学可以处理的典型问题。

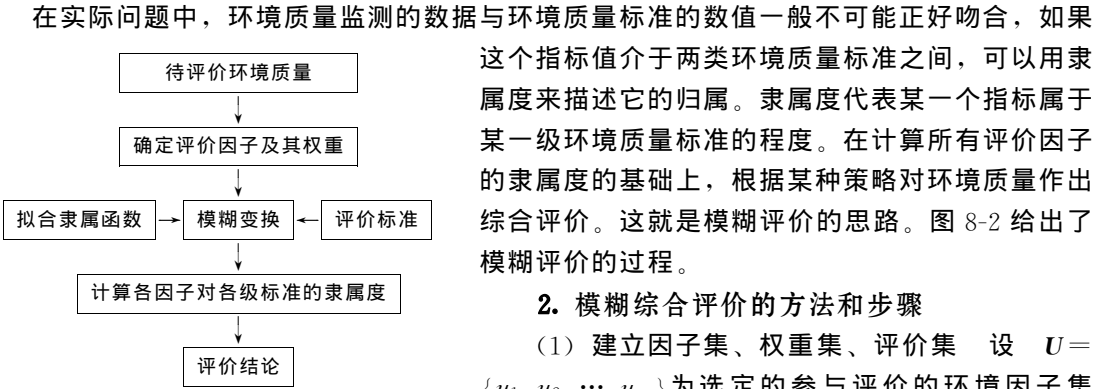


图 8-2 模糊评价的过程

2. 模糊综合评价的方法和步骤

(1) 建立因子集、权重集、评价集 设 $U = \{u_1, u_2, \dots, u_m\}$ 为选定的参与评价的环境因子集合，是一个 m 维向量；

$V = \{v_1, v_2, \dots, v_n\}$ 为评价环境质量标准集合，是一个 $m \times n$ 维矩阵；

$A = \{a_1, a_2, \dots, a_m\}$ 为环境因子的权重集合，是一个 m 维向量；

式中， n 表示选定的环境质量因子个数； m 表示评价等级数，即环境质量标准等级个数。

(2) 建立 $U \rightarrow V$ 集合的模糊关系矩阵 R

$$R = \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \cdots & r_{1m} \\ r_{21} & r_{22} & \cdots & r_{2m} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ r_{n1} & r_{n2} & \cdots & r_{nm} \end{bmatrix} \tag{8-34}$$

模糊关系矩阵 R 的元素 r_{ij} 表示第 i 种污染因子的环境质量值被评为第 j 级环境质量标准的可能性，即第 i 种污染因子隶属于第 j 级环境质量标准的程度。由此可知， R 中的第 i 行表示第 i 种污染因子的环境质量值对各级环境质量标准的隶属程度。 R 中的第 j 列表示各污染因子环境质量值对第 j 级环境质量标准的隶属程度，具体的数值由隶属函数给出。

(3) 各因子的权重 A 的计算

$$A = \frac{a_1}{u_1} + \frac{a_2}{u_2} + \cdots + \frac{a_n}{u} \tag{8-35}$$

常用的计算评价因子权重的公式如下：

$$a_i = \frac{\frac{C_i}{S_i}}{\sum_{i=1}^m \frac{C_i}{S_i}}, \quad \sum_{i=1}^m a_i = 1 \tag{8-36}$$

式中， a_i 表示第 i 个污染因子的权重系数； S_i 表示第 i 个污染因子 n 级标准的算术平均

值； C_i 表示第 i 个污染因子的实测值。

(4) 综合评判矩阵 B 的计算

根据模糊数学原理，有如下模糊变换：

$$B=A\circ R \tag{8-37}$$

式中符号“ \circ ”表示模糊矩阵合成算子。合成算子有多种计算方法，取决于研究的对象和决策者的策略，如取大、取小运算，矩阵乘法等。

(5) 隶属函数的确定

隶属函数是污染因子实测浓度和相应的环境质量评价标准的函数，通常可以采用如下的降半梯形分布来确定。

由于隶属函数有下述模糊分布，应是分段函数，用 $e(j), j=1,2,\cdots,m$ 代表各段函数的界限值。

当环境质量污染因子实测值 $x\leq e(1)$ 或 $x\geq e(m)$ 时， x 对 $e(1)$ 和/或 $e(m)$ 的隶属度为 1，而对剩余其他任何标准级的隶属度为 0。

当 x 从 $e(j)$ 变化到 $e(j+1)$ 时， x 对 $e(j)$ 的隶属度渐减至为 0，而对 $e(j+1)$ 的隶属度渐增大至 1，当 x 恰好变化到界限值 $e(j)$ ， $1<j<m$ 时，其对 $e(j)$ 的隶属度为 1。为简化计算，设其函数变化为线性。

所以给出隶属函数如下：

$$\begin{cases} u(x) = \begin{cases} 1 & x \leq e(1) \\ [e(2)-x]/[e(2)-e(1)] & e(1) < x < e(2) \\ 0 & x \geq e(2) \end{cases} \\ u_{j+1}(x) = \begin{cases} 1-u_j(x) & e(j) < x < e(j+1) \\ [e(j+2)-x]/[e(j+2)-e(j+1)] & e(j+1) \leq x < e(j+2) \\ 0 & x \geq e(j+2) \end{cases} \\ u_m(x) = \begin{cases} 0 & x < e(m-1) \\ 1-u_{m-1}(x) & e(m-1) \leq x < e(m) \\ 1 & x \geq e(m) \end{cases} \end{cases} \tag{8-38}$$

式中， $j=1,2,\cdots,m$ 。

由上述隶属函数的分析可知，隶属函数的界限值 $e(j)$ 按如下方法确定：

$$e(j)=s(j) \tag{8-39}$$

式中， $e(j)$ 为隶属函数分段的界限值， $s(j)$ 为环境质量标准级数， $j=1,2,\cdots,m$ 。

【例 8-4】 某项环评工作获得如表 8-1 所列的水质监测资料，按模糊综合评判方法评价水质等级。评价标准采用《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)。

表 8-1 水质监测数据/(mg/L)

因子	砷	汞	镉	氰	酚
实测值	0.0580	0.0003	0.0061	0.0350	0.0025

(6) 确定评价对象的因子集

$$U=\{[\text{砷}]\ [\text{汞}]\ [\text{镉}]\ [\text{氰}]\ [\text{酚}]\}=\{0.0580\ 0.0003\ 0.0061\ 0.0350\ 0.0025\}$$

(7) 建立评价集

根据《地面水环境质量标准》(GB 3838—2002)，把水质分为{Ⅰ Ⅱ Ⅲ Ⅳ Ⅴ}5个评

价集如下表：

地面水环境质量标准/(mg/L)					
指标	I 类	Ⅱ 类	Ⅲ 类	Ⅳ 类	V 类
砷	0.05	0.05	0.05	0.1	0.1
汞	0.00005	0.00005	0.0001	0.001	0.001
镉	0.001	0.005	0.005	0.005	0.01
氰	0.005	0.05	0.2	0.2	0.2
酚	0.002	0.002	0.005	0.01	0.1

(8) 建立模糊关系矩阵 R

通过式（8-34）的计算即可得到模糊关系矩阵 R ，如下表所列：

模糊关系矩阵表					
因子	$u_I(x)$	$u_{II}(x)$	$u_{III}(x)$	$u_{IV}(x)$	$u_V(x)$
砷	0	0	0.840	0.160	0
汞	0	0	0.778	0.222	0
镉	0	0	0	0.780	0.220
氢	0.333	0.667	0	0	0
酚	0	0.833	0.167	0	0

所以模糊关系矩阵就是：

$$R= \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0.840 & 0.160 & 0 \\ 0 & 0 & 0.778 & 0.222 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.780 & 0.220 \\ 0.333 & 0.667 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.833 & 0.167 & 0 & 0 \end{bmatrix}$$

(9) 权重矩阵 A 的计算

采用式（8-36）中的方法可得到如下表所列的计算过程：

权重矩阵 A 计算表					
因 子	砷	汞	镉	氰	酚
实测值 C_i	0.0580	0.0003	0.0061	0.0350	0.0025
平均标准 S_i	0.07	0.00044	0.0052	0.1310	0.0238
C_i/S_i	0.8286	0.6818	1.1731	0.2672	0.1050
归一化的 a_i	0.2712	0.2231	0.3839	0.0874	0.0344

即 $A=\{0.2712 \quad 0.2231 \quad 0.3839 \quad 0.0874 \quad 0.0344\}$

(10) 综合评判矩阵 B 的计算

这里模糊算子取模糊矩阵的复合运算 Zadeh 算子，即 $M(\wedge, \vee)$ ，这种算法称主因素决定型，对于评价参数较多或权重分配较均衡的情况不太适合。该运算类似于矩阵乘法运算，区别是两元素相乘的步骤换成取小，相加的步骤换成取大。

$$B=A \cdot R=(0.2712 \quad 0.2231 \quad 0.3839 \quad 0.0874 \quad 0.0344)$$
$$\begin{bmatrix} 0 & 0 & 0.840 & 0.160 & 0 \\ 0 & 0 & 0.778 & 0.222 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.780 & 0.220 \\ 0.333 & 0.667 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.833 & 0.167 & 0 & 0 \end{bmatrix}$$
$$=(0.0874 \quad 0.0874 \quad 0.2712 \quad 0.3839 \quad 0.0220)$$

综合评价结果： $\max(b_i)=(b_4)=0.3839$ ，该次取样的水质综合评价为Ⅳ类。

第四节 环境风险评价

一、基本概念

风险是指生命与财产发生不幸事件的概率，是一个事件产生人们所不希望的后果的可能性。环境风险是指由自然活动或人类活动的叠加引起的，通过环境介质传播的，对人类与环境产生破坏、损失乃至毁灭性作用等不利后果的事件发生的概率，具有不确定性和危害性。

环境风险评价也称事故风险评价，是对环境风险可能带来的损失进行评估，并以此进行环境管理和决策的过程。通过环境风险评价，可提出减少环境风险的方案和决策。

按评价与风险事件发生的时间关系，可以分为概率评价、实时后果评价和事故后果评价；按评价的范围，可以分为微观风险评价、系统风险评价和宏观风险评价；按评价的内容可分为各种化学物品的环境风险评价和建设项目的环境风险评价。

一个完整的环境风险评价程序主要分为环境风险识别、环境频率及后果估算、风险评价和风险管理四步。图 8-3 是通常环境风险评价程序。

第一阶段为环境风险识别，也即源项分析阶段，主要是进行危害甄别、危害框定（或危害分析）、事故频率估算。通过危害识别确定是火灾、爆炸、垮坝，还是有毒有害物的释放。对于有毒有害物的释放，确定释放物质的种类、释放量、释放时间、物质行为和释放的频率，框定评价等级、评价范围、评价时间跨度和评价人群等。

第二阶段环境后果分析就是确定环境污染途径、照射剂量估算、剂量-效应评价的环境风险和后果计算，如估算有毒有害物质在环境中的迁移、扩散、浓度分布及人员暴露的剂量。

第三阶段为风险表征或风险评价，主要给出风险的计算结果以及评价范围内某给定群体的致死率或有害效应的发生率。

第四阶段风险管理是根据风险评价结果，采取适当的管理措施，以降低或消除风险。

二、环境风险识别

1. 环境风险识别的内容

该阶段主要进行危害甄别、危害框定（或危害分析）、事故频率估算。用定性与定量的分析方法，采用筛选、监控、诊断的方法从复杂的环境系统中找出具有风险的因素的过程。识别内容包括易燃易爆、毒性等物质，化学反应，工艺过程的危险性识别，并通过定量计算对主要危险源做进一步的分析筛选，以确定最大可信灾害事故及其事故源项。

主要步骤包括：系统、子系统和单元的划分；危险性识别，以定性分析为主；对所识别的危险源的定量表征，筛选和确定最大可信灾害事故。

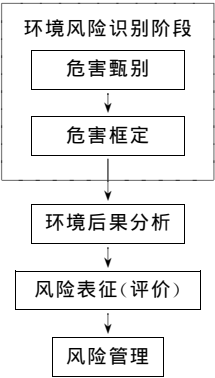


图 8-3 环境风险评价程序

2. 环境风险识别的方法

定量分析方法主要为指数法和概率法，指数法以美国道化学公司（DOW）和英国帝国化学公司的蒙德法（MOND）为代表，概率法主要是因果分析法等。

(1) 指数法

① 火灾、爆炸危险指数

$$F(FI) = M_F \times \frac{100 + P}{100} \times \frac{100 + S}{100} \tag{8-40}$$

式中， $F(FI)$ 表示火灾、爆炸危险指数； M_F 表示单元中重要物质的物质系数； P 表示一般工艺危险系数之和； S 表示特殊工艺危险性系数之和。

物质系数是表述物质在由燃烧或其他化学反应引起的火灾、爆炸中所释放能量大小的内在特性。物质系数由物质的燃烧性 N_F 和化学不稳定性 N_R 所确定，对于大多数化学物质，可以通过查询相关资料确定。

② 毒性危险指数

$$T_1 = \frac{T_h}{100} \times \frac{P + S + W}{10} \tag{8-41}$$

式中， T_1 表示毒性危险指数； T_h 表示工艺中最危险物质的毒性系数； P 表示一般工艺危险系数之和； S 表示特殊工艺危险系数之和； W 表示工艺过程毒性系数之和。

毒物的毒性表征毒物的剂量与反应之间的关系，其单位一般以化学物质引起的实验动物某种毒性反应所需剂量表示。毒性反应通常是动物的死亡数。

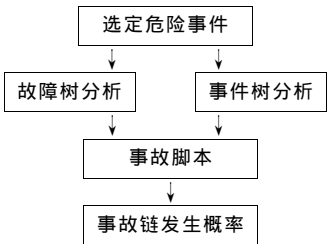


图 8-4 因果分析流程

(2) 因果分析法 因果分析是综合事件树（ETA）和故障树（FTA）分析的分析方法。分析流程如图 8-4 所示。

因果分析首先选取危险事件。危险事件选取的原则是：以有利于对事件引起的大部分后果进行分析。选取危险事件后，讨论此危险事件的可能原因和可能结果。追溯危险事件原因时，采用故障树分析；追踪危险事件结果时，采用事件树分析。其过程如下：确定危险事件；以危险事件为顶事件构造故障树，以危险事件为初因事件构造事件树，编织事故脚本；

计算事故脚本的发生概率。基于因果分析的概率风险评价计算过程如下：

设有 m 个危险事件，每个危险事件发生的概率为 $P(I_i)$ ；某个危险事件有 k 条事故链，每条事故链造成的损失为 C_k ；某个事故链中有 n 个链节点，每个链节点 L_j 的发生概率为 $P(L_j)$ ，则：

每个事故发生的概率为：

$$P_{ik} = P(I_i) \prod_{j=1}^n P(L_j) \tag{8-42}$$

危险事件的损失期望为：

$$C_{ti} = \sum_{k=1}^k P_{ik} C \tag{8-43}$$

所有危险事件的损失期望为：

$$C_t = \sum_{i=1}^m C_{ti} \tag{8-44}$$

总风险，即总暴露时间的损失为：

$$C = \sum_{t=0}^T C_t \tag{8-45}$$

三、环境后果分析

1. 环境后果分析的内容和步骤

环境后果分析是通过最大可信灾害事件的源项参数条件——事件所致的泄漏状况、泄出物质的状态和理化毒理特性、泄出物向环境的转移方式和途径、泄出物可能造成灾害的类

型的计算和时间发生后对环境——水体、大气、土壤、生物和人、财产的不利影响分析，为环境风险预测评价提供依据。通过最大可信灾害事件风险评价，可确定系统风险的可接受程度。如果最大可信灾害事件风险值超出可接受水平，需要采取降低系统风险的措施，否则是可接受的。

后果分析的步骤为：最大可信灾害事件→确定典型泄漏→确定泄漏物性质→泄漏所致后果判断→泄漏后果分析→直接释放特性分析→后果危害分析→扩散途径或危害类型→后果综述。

2. 计算方法

(1) 有害物质泄漏量的计算 有害物质的泄漏包括液体泄漏、气体泄漏和两相泄漏，不同泄漏类型的排放率、扩散性质和危害计算方法不同。

当储存有害液体的容器或管道长度与泄漏孔直径的比值小于 12 时，液体的排放保持液态，其瞬间排放速率可根据伯努利流量方程计算。

$$Q = C_d A_r \rho_1 \left[\frac{2(p_1 - p_a)}{\rho_1} + 2gh \right]^{\frac{1}{2}} \quad (8-46)$$

式中， Q 表示液体的泄漏速率，kg/h； C_d 表示排放系数，取决于孔的形状和流动状态，对于液体流动，一般取 0.6~0.64； A_r 表示泄漏孔所对着的有效开放区域（或称释放面积）， m^2 ； ρ_1 表示有害液体的密度， kg/m^3 ； g 表示重力加速度， m/s^2 ； h 表示流体的静压差（高度差）； p_1 表示容器内部压力， N/m^2 ； p_a 表示大气压力， N/m^2 。

假设有害气体的排放是在理想气体的绝热可逆膨胀过程条件下进行的，其排放速率可根据 Crane (1981) 提供的公式计算。

$$Q = y C_d A_r \rho_1 \left\{ \left[\left(\frac{M\gamma}{RT_1} \right) \left(\frac{2}{\gamma+1} \right) \right]^{\frac{\gamma+1}{\gamma-1}} \right\}^{\frac{1}{2}} \quad (8-47)$$

式中， y 表示泄漏系数，当 $p_a < p_1 \left(\frac{2}{\gamma+1} \right)^{\frac{\gamma}{\gamma-1}}$ 时， $y = 0 \sim 1$ ； T_1 表示液体温度，K； R 表示气体普适常数， $J/(mol \cdot K)$ ； M 表示有害气体相对分子质量； γ 表示热辐射率；其他符号同前。

(2) 有害物质泄漏后的扩散估算 有害液体泄漏后会迅速蔓延到地面。如果没有人工阻隔，它会一直蔓延到不能蔓延为止，或者直至液体的蒸发率与排放率相等使累积的液体量不再增加。Shaw 和 Briscoe (1978) 提出了扩散公式。

$$r = \left(\frac{t}{\beta} \right)^{\frac{1}{2}}, \quad \beta = \left(\frac{\pi \rho_1}{8gm} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (8-48)$$

对于连续泄漏

$$r = \left(\frac{t}{\beta} \right)^{\frac{3}{4}}, \quad \beta = \left(\frac{\pi \rho_1}{32gm} \right)^{\frac{1}{3}} \quad (8-49)$$

式中， r 表示蔓延半径，m； m 表示泄漏质量，kg； t 表示时间，s。

有害气体在大气中的扩散近年来引起了广泛的重视，发展了许多扩散模型。在环境风险评价中，通常比空气密度大的烟云最重要，因为这种烟云将下沉而造成危害。下面是仅考虑重力作用时的扩散公式，该模型中认为瞬间泄漏的烟云形成半径为 R 、高度为 h 的圆柱体。

$$\frac{dR}{dt} = [Kgh(\rho_2 - 1)]^{\frac{1}{2}} \quad (8-50)$$

式中， R 表示烟云形成的半径， m ； K 表示实验值，一般取 1； ρ_2 表示烟气的密度， kg/m^3 ； h 表示烟云的高度， m 。

四、环境风险评价

1. 环境风险评价的目的、内容与范围

环境风险评价是评判环境风险的概率及其后果可接受性的过程，最终目的是确定什么样的风险是社会可接受的。

环境风险评价包括以下内容。

(1) 根据引起不利的危害事件的类型来确定，危害事件的类型有项目正常运行引起的不利事件；项目非正常状态下的事故；自然灾害等外界因素对工程项目的破坏引起的危害事件。

(2) 根据接受风险的人群来判断，接受风险的人群分为项目工作人员（职业性风险）、一般公众和特殊敏感人群。

(3) 根据工程材料流程的不同阶段来确定，有些危险物品除在其自身建筑边界附近会引起风险外，还会由于另外的因素引起风险，比如原材料阶段、基本生产阶段、深加工阶段、存储阶段、运输阶段、产品作用阶段和废物处理阶段等。

(4) 根据评价的地理边界来确定，一个项目的材料流程可以延伸到距厂址很远的地方，因此，必须确定环境风险评价的适当的地理边界。

(5) 根据项目的建设的不同阶段来确定，根据项目规划、施工、调试、运营、服务期满后等不同阶段确定不同的环境风险评价边界。

(6) 根据风险存在的可能时间来确定，有些建设项目产生的有毒材料被认为能在环境中无限地循环下去。因此把评价时间仅限在使用期内是不合理的，另外还应注意采用什么样的评价指标。

2. 环境风险评价中几种常用的比较方法

(1) 与自然背景风险和行业风险进行比较 理论上说，不存在没有风险的生活方式或生产活动，但这种自然背景风险值是社会能够接受的，有时也将这种风险值成为背景值。行业风险评价标准是各行业相应的可接受风险值，分为最大可接受风险水平和可忽略风险水平。最大可接受风险是不可接受风险水平的下限，可忽略风险水平是指控制危害的次级效应可能超过其减小危险的利益（表 8-2）。

表 8-2 不同单位和学者给出的可接受风险

单位或作者	最大可接受风险	可忽略水平	备 注
瑞典环境保护局	1×10^{-6}		化学污染物
荷兰建设和环境部	1×10^{-6}	1×10^{-8}	化学污染物
英国皇家学会	1×10^{-6}	1×10^{-7}	
IAEA		5×10^{-7}	辐射
ICRP	5×10^{-5}		辐射
Miljostyrelsen(丹麦)	1×10^{-6}	1×10^{-8}	化学污染物
Gunnar Bengtsson	1×10^{-6}		
Travis(美国)	1×10^{-6}		

(2) 与减缓风险措施所需的费用及其效益进行比较 为了减少风险，就需要采取措施付出一定的代价。把采取减缓风险措施的费用与效益进行比较的目的是找出最有效、费用最低

的措施。

(3) 与承受风险所带来的好处进行比较

① 补偿极限标准 随着减少风险措施投资的增加,年事故发生率会下降,为减少风险措施的投资可以得到补偿。但当达到某一投资值以后,如果继续增加投资,从减少事故损失中得到的补偿甚微,此时的风险可以作为风险评价的标准。

② 人群可接受的风险标准 普通人受自然灾害的危害或从事某种职业造成伤亡的概率是客观存在的。如有毒气体的化学工业,在一年内由于泄漏事故引起 10 人死亡的概率是 10^{-3} ,引起 100 人死亡的概率是 10^{-6} 。因此,存在社会可以接受的某一概率。这样的风险度可以作为环境风险评价的标准。

③ 恒定风险标准 当存在多种可能的事故,而每一种事故不论其强度如何,它的风险率与风险强度的乘积都相等时就存在一个恒定风险水平。当投资者有足够的资金去补偿事故时,该恒定风险水平值作为评价和管理的标准是最客观与合理的。

五、环境风险管理

环境风险管理是指根据风险评价的结果,按照有关的法规条理,选用有效的控制技术,进行减缓风险的费用与效益分析,确定可接受风险度和可接受的损害水平,并进行政策分析和考虑社会经济与政治因素,确定适当的管理措施并付诸实践,以降低或消除风险,保护人群健康和生态系统安全。

环境风险管理的内容包括:制定毒物的环境管理条例和标准;提高环境影响评价的质量,强化环境管理;拟定特定区域、城市或工业的综合环境管理规划;加强对风险源的控制,包括风险源分布与现状、风险源控制管理规划、潜在风险预报、风险控制人员的培训与配备;风险的应急管理恢复技术。通过管理手段达到以最小的代价减少风险和提高安全性。

环境风险管理计划包含以下内容。

(1) 操作对象 把所有的风险源都纳入风险管理计划。

(2) 计划目标 以尽可能少的资金或代价来最大程度地减少风险。

(3) 管理方法 对可能出现的和已出现的风险源开展风险评价;事先拟定可行的风险控制行动方案;由专家参与风险管理计划的评判;把潜在风险的状况及其控制方案和具体措施公之于众;风险控制人员队伍训练及应急行动方案的演习;风险管理计划实施效果的规范化核查。

风险管理过程中控制风险的方式主要有以下几种。

(1) 避免风险 这也是一种最简单的风险处理方法。它是指考虑到风险损失的存在或可能发生,主动放弃或拒绝实施某项可能引起风险损失的方案,如关闭造成环境风险的工厂或生产线。

(2) 减轻风险 在风险无法避免的情况下,减轻风险就是在风险损失发生前,为了消除或减少可能引起损失的各种因素而采取的具体措施,其目的在于通过消除或减少风险因素而达到降低发生频率的目的。如采用较好的零部件,改进生产维护,加强培训来降低设备故障和人为失误频率。

(3) 抑制风险 抑制风险是指在事故发生时或之后为减少损失而采取的各项措施。采用安全和控制系统来阻止事故蔓延,但这类措施必须是系统有效时才起作用,同时也引入报警与控制系统自身的失误率。缓冲系统是一种费用较少、效果较好的方法,它不能改变污染源的故障率,但能减轻损失,如突发性环境污染事故一旦发生,应立即切断污染源,隔离污染区,防止污染扩散。

(4) 转移风险 转移风险是指改变风险发生的时间、地点及承受风险的客体的一种处理方法。如通过迁移厂址或迁出居民的方法使环境风险发生转移；通过制定合理的保险费率，对环境风险进行投保，让保险公司承担环境风险的经济损失。

六、环境风险评价实例

1. 背景

化学危险品环境风险评价，是确定某种化学危险品从生产、运输、消耗到最终进入环境的整个过程中，乃至进入环境后，对人体健康、生态系统造成危害的可能性及其后果。化学危险品环境风险评价一般应包括建设项目概况、环境风险识别、风险事故频率确定、事故环境影响预测、事故防范措施及应急处理方案等主要内容，其中事故频率及源项的确定是进行风险评价的难点和重点。

某化学公司的生产原料中有二醇类、有机酸、苯乙烯、苯酚、甲醛等，由于原料的可燃性和毒性，存在一定的环境风险。因而需对二期项目中的原料、产品和生产工艺过程进行环境风险分析，以确定发生环境事故的可能性并预测对环境的影响范围，为环境污染突发事件的防范提供依据和措施。

2. 环境风险识别及分析

对于化学危险品的环境风险识别，一是从项目所涉及的危险物料的品种入手，了解这些化学物质的潜在危险性，包括闪点、熔点、沸点、自燃点、爆炸极限、危险分类和毒性分类等；二是从生产工艺过程和设计方案入手，了解项目的装置组成和相应的配套、辅助设施，了解各装置（贮罐和管道等）的工艺参数、物料数量及潜在危险性，分析各装置的重点部位和薄弱环节。

(1) 项目物料及装置设备说明 项目中使用的危险物料及其用量、贮运方式见表 8-3，项目主要贮存及反应装置参数见表 8-4。由 8-4 可见，各主要贮存及反应装置为常压至低压，反应温度多为高温。

表 8-3 二期项目中使用的危险物料列表

危险性质	危险性分类	物 料	用量/(t/a)	贮 存	运 输
易燃	甲类	甲醇	25	205L 桶,仓库内	由供货商提供运输至厂内,风险由供货商承担
		甲基丙烯酸甲酯	510	205L 桶,仓库内	
	乙类	苯乙烯	6400	75m³ 室外贮罐	
		邻苯二甲酸酐	3835	袋装,仓库内	
有毒	中毒类	苯酚	840	40m³ 室外贮罐	
臭 味		苯乙烯	6400	75m³ 室外贮罐	
		新戊二醇	170	袋装,仓库内	

表 8-4 项目主要贮存及反应装置参数

主要反应装置	材 质	操作温度	反 应 压 力
苯乙烯贮罐	不锈钢	常温	常压(有呼吸阀与外界相通)
苯酚贮罐	不锈钢	常温	常压(有呼吸阀与外界相通)
反应釜	不锈钢	30~220℃	0.3MPa
稀释罐	不锈钢	40~200℃	常压
搅拌罐	不锈钢	40~150℃	常压

(2) 危险因素及事故预测分析 结合工程分析及以上对物料及装置的说明，初步识别出的较大的环境风险因素及可能发生的环境事故以及事故发生的概率、后果均列于表 8-5。

表 8-5 主要环境风险因素及事故

编号	主要环境风险因素及事故	事故发生概率 /[次/(罐·年)]	工厂已采取的控制措施	事故可能后果
1	苯乙烯/苯酚贮罐发生灾难性的完全破裂，原料大量外泄，引起恶臭等污染	6×10^{-6}	贮罐防腐(不锈钢作材质)；贮罐置于防火墙内可防止原料大量外泄至防火墙外；应急响应程序	苯乙烯/苯酚泄漏量大，影响程度及范围很大
2	苯乙烯/苯酚贮罐罐体发生严重泄漏(如通过罐体上约 $\phi50\text{mm}$ 的开口泄漏)，原料外泄，引起恶臭等污染	1×10^{-4}	贮罐防腐(不锈钢作材质)；贮罐置于防火墙内可防止原料大量外泄至防火墙外；应急响应程序	苯乙烯/苯酚泄漏量较大，影响程度及范围较大。且泄漏不易当场发现，至采取措施有一定的时间
3	向苯乙烯/苯酚贮罐加料装卸时，管道或泵损坏而引起物料泄漏	苯乙烯： 7.8×10^{-3} ； 苯酚： 1.04×10^{-3}	加料在防火墙内进行，可防止泄漏原料扩散至防火墙外；安装高位报警装置，当内装的物质超出警戒水平时切换开关并发出警报；标准操作程序；应急响应程序	因能及时发现，苯乙烯/苯酚泄漏时间短，泄漏量相对较小，影响程度及范围较小
4	反应釜的非正常气体排放	—	反应釜的非正常排放通常发生在：(1)焚烧炉不能正常工作。若发生，工厂将尽力重新启动焚烧炉以恢复运行，若失败，则将反应釜热源截断，以减少排放。(2)过压。由集散控制系统控制，过压气体直排大气，液体收集至事故罐中	影响较小

(3) 最大可信灾害事故及其源项 化学危险品在贮运和生产过程中，引发事故的因素多、且不确定，使得风险评价中的事故频率预测非常复杂。为了评估系统风险的可接受程度，在风险评价中筛选出系统中具有一定发生概率且其风险值为最大的事故，即最大可信灾害事故作为评价对象。根据前面分析，比较苯乙烯及苯酚，由于苯酚的挥发性远低于苯乙烯，故同为贮罐，苯乙烯罐事故状态下的后果远高于苯酚。故本评价只考虑苯乙烯罐的事故。

由表 8-5 可见，事故 1 及事故 2 发生的后果较为严重，但发生的概率较低 (6×10^{-6} 及 1×10^{-4})。事故 1 发生的原因极可能是贮罐的呼吸阀长期运作为杂质所堵，使加料时压力骤然升高而引起罐破裂。而事故 2 则可能由于物料长期对贮罐的腐蚀引起，事故发生后可能持续的时间为 30min。事故 3 因事故总在装罐时发生，有操作人员在场，可通过立即关闭送料泵而中止由于管道或泵的坏损而引起的泄漏。根据该公司其他工厂的经验，该类事故可在 10min 内加以控制。

由于事故 2 的泄漏孔 ($\phi50\text{mm}$) 与事故 3 的泄漏管径相似，经计算后得知，发生一次事故，事故 2 的泄漏量约为事故 3 的 5.6 倍。但事故 3 的泄漏发生概率为事故 2 的 78 倍。综合比较，根据风险=概率×后果，故事故 3 的风险最高。本评价拟将事故 3 作为最大可信灾害事故，预测事故 3 发生将造成的环境影响。

最大可信事故源项见表 8-6。

3. 危险后果预测

危险后果预测计算模式选用 HJ/T 2.2—93《环境影响评价技术导则——大气环境》中

表 8-6 原料泄漏事故源项

发生事故装置	苯 乙 烯 贮 罐		
事故类别	向苯乙烯贮罐加料装卸时,管道或泵损坏而引起物料泄漏		
释放速率	0.3m ³ /min 或者 4.55kg/s		
挥发速率	稳定度	挥发速率(U=3.4m/s)/(kg/s)	挥发速率(U=1.0m/s)/(kg/s)
	A—B	0.0238	0.0088
	C—D	0.0266	0.0103
	E—F	0.0275	0.0111
泄漏持续时间	10min		
释放高度	0.02m		
事故概率	7.8×10 ⁻³		

推荐的非正常排放模式，计算了不同排放速率，不同稳定度下有风（ $U_{10}=3.4\text{m/s}$ ）及小风（ $U_{10}=1.0\text{m/s}$ ）情况下主导风向向下风向自事故发生后 10min、15min、20min、25min、30min 及 1h 的地面空气中的浓度分布情况，并对照苯乙烯的不同浓度阈值危害（详见表 8-7），预测结果表明，厂界外最大浓度均低于死亡浓度。对于有风状态，最大浓度出现在不稳定气象条件下，即稳定度 E 时（厂外最大落地点浓度为 882.31mg/m^3 ）。对于小风状态，最大浓度出现在稳定度 F 时（厂外最大落地点浓度为 2.61mg/m^3 ）。由于有风状态下泄漏物料的挥发度更大，故其落地浓度亦高于小风状态。

表 8-7 苯乙烯的不同浓度阈值所对应的危害

类型	死亡	对眼睛有短时间刺激	厂界标准	嗅阈值	居住区最高允许浓度
苯乙烯/(mg/m ³)	42000	840~1680	5	0.42	0.01

4. 后果综述及风险可接受分析

由前述预测结果，对应苯乙烯的不同浓度阈值危害（表 8-7），可知，本事故尚不足以造成人员死亡，即本项目的最大可信灾害事故风险可以被接受，本项目的风险可被接受。苯乙烯贮罐在主导风向距厂界约为 100m 处，而发生事故时有风和小风状态下时苯乙烯最大落地点距离均小于 100m，故该最大可信事故较大的影响基本局限于厂内，对厂外仅在短时间内在局部区域出现厂界超标及苯乙烯在空气中浓度超过嗅阈值及质量标准，基本不产生对眼睛的刺激。受恶臭影响的主要是周边的工厂。因居民区出现的最高浓度均未超过嗅阈值，而仅在某些稳定度情况下出现超过居民区最高容许浓度，故对下风向 1.5km 处的居民区影响较小。

经计算，在 $u=3.4\text{m/s}$ ，稳定度为 E 的状态下，苯乙烯在周边受影响的空气中降至嗅阈值（ 0.42mg/m^3 ）需要约 4.8h，而降低至居住区最高允许浓度（ 0.01mg/m^3 ）则需要 23h。故工厂仍应积极采取措施，防范事故的发生。

以上预测是在最极端的情况下做出的。然而实际情况下，很多安全措施限制了事故的发生和进一步的发展。而厂区的环境和自然环境，如厂区的围墙，障碍物，厂外的树木，房屋基及下垫面的吸附等，均可使实际的环境中苯乙烯的浓度低于上述的计算值。然而环境风险仍应引起足够的重视。

5. 环境风险防范措施与对策

风险防范对策主要包括预防风险事故发生的措施和事故的应急对策两个方面。风险事故

的发生往往是由于管理不当、操作失误等引起的，因此要从管理、操作等方面着手防范事故的发生，设立报警系统，杜绝事故发生。

除表 8-5 所列的防范措施以外，该公司拟采取的事故预防措施包括以下内容。

(1) 安装独立的安全系统对反应系统进行安全监控，在必要时关闭反应开关，避免反应失控。

(2) 生产采用先进的集散控制系统，整套生产流程均为自动控制。无现场操作工人，减少工人受伤害的可能性。

(3) 在反应过程中使用惰性气体保护系统，防止反应物和产物与外界空气的接触，确保无有害气体外泄，减少火灾爆炸发生的可能。

(4) 生产区和贮罐区的地面铺设水泥和必要的防腐涂料，防止溢出的物料进入土壤和地下水。化学品仓库进出口地面均设置门槛，防止在仓库内泄漏的物料进入下水道及土壤。所有的化学品贮罐均置于地面，并设围堰，以减少物料泄漏引起的土壤及地下水污染。

(5) 定期由总部对工厂进行环境、健康及安全审计，以确保工厂的运行符合国家及地方的法律法规及公司总部的要求。

该公司拟采取的突发事故应急防范措施包括以下内容。

(1) 制定应急响应预案。预案中要考虑以下事故风险：火灾，爆炸，危险物料的释放，非危险物料的释放，运输，安全（如恐怖活动），自然灾害，停水停电等公用工程突发事故，恶臭投诉等。

(2) 建立突发事故应急组织系统和抢险救援队伍，在事故现场控制事故蔓延和连锁反应，清除现场泄漏物并及时向公司总部汇报。

(3) 加强对员工的安全和应急培训。

(4) 为装罐区操作工提供必要的个人保护用品，包括安全帽、安全眼镜、安全鞋等。

(5) 厂区配备消防设施，防泄漏设施等。

(6) 对苯乙烯贮罐开展定期检查，特别是呼吸阀及罐体焊缝处。

(7) 发生重大苯乙烯泄漏时，及时向当地环保部门报告，并按事故应急系统开展清理工作。定期开展应急响应计划的演习。

习题与思考题

1. 某城市小区有四家工厂，它们排放的废水的水质、水量如下表所列。确定主要污染源和主要污染物。

项目	COD _{Cr}	BOD ₅	Cd	Hg	污水量
	mg/L				m ³ /s
甲厂	1500	700	0.07	0.02	1.323
乙厂	850	450	0.21	0.09	0.68
丙厂	620	290	0.15	0.06	2.10
丁厂	320	80	0.33	0.17	1.55

2. 已知某城市 1995 年~2004 年的一组 SO₂ 发生量数据如下表所列，预测该城市 2010 年 SO₂ 的发生量。

年份	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
SO ₂ 发生量/(×10 ⁴ t/a)	1.052	1.081	1.123	1.119	1.150	1.212	1.254	1.315	1.420	1.440

3. 某市大气环境监测网设有 5 个监测点，测得冬季大气质量数据如下表所列：测算各站的大气污染物标准指数、上海大气质量指数和沈阳大气质量指数。

项目	TSP	SO ₂	NO _x	CO	O ₃
	mg/L				
1	0.32	0.26	0.15	10.02	0.20
2	0.18	0.16	0.18	12.15	0.35
3	0.25	0.19	0.08	8.40	0.24
4	0.12	0.08	0.09	7.65	0.25
5	0.09	0.11	0.16	9.20	0.31

注：O₃ 为 1h 平均值，其余为日平均值。

4. 已知河流某断面的一组水质监测值，试计算该断面的内梅罗（Nemerow）水质指数（取国家标准第Ⅲ级）。

监测项目	COD _{Cr}	挥发酚	氨氮	Cr ⁶⁺	As
浓度/(mg/L)	13.0	0.04	1.98	0.04	0.12

5. 为了对某市的环境质量进行综合评价（包括大气、水体、土壤及噪声），需要调查各环境要素的权重系数，试写出调查步骤，并编制必要的调查表格。

6. 论述模糊综合评价的特点和基本方法。
7. 论述环境风险评价的程序。

第九章 水环境规划

第一节 规划的原则与依据

一、规划目标与水功能区划分

水环境规划的主要目标是通过水对污染物排放的合理组织与控制，保证水体的水质满足人类生活、生产，以及生态与景观的需求。一般说来，水环境规划是一个多目标规划，涉及生态环境、经济技术、社会生活的各个方面。作为一个具体规划，其主要的目标是水质和实现水质目标的费用。

人们对水质的需求体现在水功能区目标上。水功能区是指为满足水资源开发和有效保护的需求，根据自然条件、功能要求、开发利用现状，按照流域综合规划、水资源保护规划和经济社会发展要求，在相应水域按其主导功能划定并执行相应质量标准的特定区域。

地表水的水功能区一般分为水功能一级区和水功能二级区。水功能一级区分为保护区、缓冲区、开发区和保留区四类。在水功能一级区中的开发利用区中又可以划分为七类二级区，它们是：饮用水源区、工业用水区、农业用水区、渔业用水区、景观娱乐用水区、过渡区和排污控制区。每一类水功能区都对应特定的水质标准（表 9-1）。

表 9-1 水功能区划分的条件指标和水质标准

一级区	二级区	区 划 条 件	区划指标	执行水质标准
保护区		国家级、省级自然保护区；具有典型意义的自然生境；大型调水工程水源地；重要河流的源头	集水面积、水量、调水量、水质级别	I ～ II 级或维持现状
缓冲区		跨地区边界的河流、湖泊的边界水域；用水矛盾突出的地区之间的水域	省界断面水域；矛盾突出的水域	按实际需要执行相关标准或按现状控制
开发利用区	饮用水源区	现有城镇生活用水取水口较集中的水域；规划水平年内设置城镇供水的水域	城镇人口、取水量、取水口分布等	II ～ III 类
	工业用水区	现有或规划水平年内设置的工矿企业生产用水集中取水地	工业产值、取水总量、取水口分布等	IV 类
	农业用水区	现有或规划水平年内需要设置的农业灌溉集中取水地	灌区面积、取水总量、取水口分布等	V 类
	渔业用水区	自然形成的鱼、虾蟹、贝等水生生物的产卵场、索饵场。越冬场及回游通道；天然水域中人工营造的水生生物养殖场	渔业生产条件及生产状况	《渔业水质标准》并参照执行 II ～ III 类
	景观娱乐用水区	休闲、度假、娱乐、水上运动所涉及的水域；风景名胜区内所涉及的水域	景观、娱乐类型、规模、用水量	执行《景观娱乐用水水质标准》或 III ～ IV 类
	过渡区	下游用水的水质高于上游水质状况，有双向水流且水质要求不同的相邻功能区之间的水域	水质、水量	出流断面水质达到相邻功能区的水质要求
	排污控制区	接受含可稀释、降解污染物的污水的水域；水域的稀释自净能力较强，有能力接纳污水的水域	污水量、污水水质、排污口的分布	出流断面水质达到相邻功能区的水质要求
保留区		受人类活动影响较少、水资源开发利用程度较低的水域；目前不具备开发条件的水域；预留今后发展的水资源区	水域水质及其周边的人口产值、用水量等	按现状水质控制

注：表中所列标准凡未注明者，均指《地面水环境质量标准》（GB 3838—2002）。

水功能区的划分是水环境质量标准在具体水域的具体应用，是水环境规划的依据。水功能区的划分需要遵循“自上而下”的原则，即从流域层次上制订宏观的功能区划，然后从区域或城市的角度制订具体的功能区划。

二、内陆水域水环境容量与允许排放量

环境容量一词早先用于描述某一地区的环境对人口增长和经济发展的承载能力。20 世纪 70 年代初，针对当时的环境污染和公害肆虐，环境容量一词被应用到环境保护领域。环境容量的定义为：一个环境单元在满足环境目标的前提下，所能接受的最大污染量。在环境容量的约束下，污染源的最大排放量称为允许排放量。

1. 影响环境容量与允许排放量的因素

环境容量的大小既决定于环境自身的特征，也与污水的特性及排放方式有关。具体体现为：

(1) 受体环境自身的特点 环境稀释、迁移、扩散能力是环境特点的重要表征。一般来说，环境单元的稀释能力取决于环境对象的容积，环境单元容积越大，稀释能力越高；污染物在环境中的迁移能力是环境介质运动特征（例如速度）的函数，环境介质运动速度越高，迁移能力越强；污染物在环境介质中的扩散，既决定于介质运动状态，也与污染物自身的性质有关。通常，湍流条件下的扩散条件要比层流好。

(2) 污染物质的特点 同样一个环境单元对于不同的污染物具有不同的容纳能力，主要取决于污染物的扩散特性与降解特性。在自然状态下不能降解且具有累积效应的污染物的环境容量远小于可降解的污染物。

(3) 人们对环境的利用方式 环境容量可以认为是一种潜在的资源，可用于净化污染物质。与其他资源一样，环境资源的利用也存在效率问题，污水深海排放的扩散管、烟气排放的高架烟囱就是提高环境资源利用效率的例证。

(4) 环境质量目标 接纳污染物的环境单元存在一定的使用功能，功能目标是人为确定的，不同的环境目标对应不同的环境标准。所采用的环境标准不同，环境容量也不同。一般说来，环境目标越严格，环境容量越低。

上述四个因素在一个实际的环境单元里相互影响、相互制约。在环境规划和环境管理中，一旦确定了环境功能，人们能够控制的因素仅仅是污染物的排放方式。不同的排放方式对河流水质产生不同的影响。在各种污染物排放方式中，污染物的完全分散排放（即污染物与河水完全混合）可以获得最大的水体污染物容纳量。也就是说，完全分散的排放方式所对应的污染物容纳量就是水体的环境容量；与其他排放方式相对应的污染物容纳量都称之为允许排放量。环境容量是允许排放量的极限值。

2. 河流环境容量与允许排放量

(1) 河流的环境容量 污染物进入环境以后，存在随环境介质的推流迁移、污染物质点的分散以及污染物的转化与衰减三种主要的运动形态。

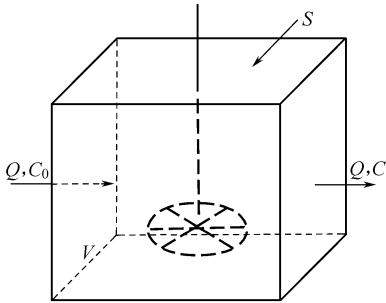


图 9-1 完全混合反应器

如果将所研究的环境看成一个存在边界的单元（图 9-1）， Q 代表环境介质的流量，反映了推流的作用； S 代表进入环境的污染物总量； C_0 代表环境介质中某种污染物的原始浓度； C 代表环境介质中污染物的允许浓度（即某种环境标准值）。完全混合模型可以写成：

$$V \frac{dC}{dt} = QC_0 - QC + S + rV \tag{9-1}$$

当系统的出水满足环境质量目标时，进入环境的污

染物总量就是该环境单元的环境容量：

$$S = V \frac{dC}{dt} - QC_0 + QC - rV \quad (9-2)$$

如果讨论稳态问题，则：

$$S = QC - QC_0 - rV \quad (9-3)$$

如果反应项只考虑污染物的衰减，即 $r = -kC$ ，那么，环境容量 S 可以表达为：

$$S = QC - QC_0 + kCV = Q(C - C_0) + kCV \quad (9-4)$$

式中， k 是污染物降解速度常数。

由上式可以看出，环境容量由两部分构成。第一部分称之为目标容量，决定于水体的流量、环境质量目标与本底值之差；第二部分称之为降解容量，与污染物的降解性能有关，降解速度越高，降解容量越大。由于污染物在河段中均匀分布，环境容量与河段的分割方式无关。

【例 9-1】 河段长 10km，平均水深 1.6m，平均宽度 12m，流量 $1.5\text{m}^3/\text{s}$ ，上游河水 BOD_5 浓度 3.5mg/L ，降解速度常数 0.8d^{-1} 。分别计算当河流执行 II 类标准和 III 类标准时的环境容量。

解：已知 II 类标准和 III 类标准的 BOD_5 浓度分别为 3mg/L 和 4mg/L 。

执行 II 类标准时， BOD_5 的环境容量：

$$S = Q(C - C_0) + kCV = -64800 \text{ (g/d)} + 460800 \text{ (g/d)} = 396000 \text{ (g/d)} = 396 \text{ (kg/d)}$$

执行 III 类标准时， BOD_5 的环境容量

$$S = Q(C - C_0) + kCV = 64800 \text{ (g/d)} + 460800 \text{ (g/d)} = 525600 \text{ (g/d)} = 525.6 \text{ (kg/d)}$$

计算结果表明，如果能够使污染物在整个河段上均匀分布，在执行 II 类环境质量标准时，河段 BOD_5 的环境容量为 396kg/d ；在执行 III 类环境质量标准时，则为 525.6kg/d 。同时，从例 9-1 可以看出，当水质目标为 II 类时，目标容量出现负值，但由于衰减容量较大，河段的环境容量仍然为正值。

(2) 河流允许排放量的计算 一般情况下，污染物的排放不可能均匀分布在河段中，因此不可能完全利用河段的环境容量。这时，可以根据污染物的排放方式，分别计算污染物的允许排放量。在河流中，可以分为三种情形进行讨论。

情形 1 一维环境，集中排放，没有混合区。此时由于不存在混合容积，所以不存在降解容量。

污染物以点源的方式进入河流，水质的最不利点就发生在排放口附近。排放口附近的 BOD_5 浓度可以用下式计算：

$$C_1 = \frac{C_0 Q + qC'}{Q + q} \quad (9-5)$$

式中， q 为污水流量； C' 为污水中污染物的浓度。当 C_1 为给定的水质标准 C_s 时，用 G 表示污染物的允许排放量，即

$$G = qC' = C_s(Q + q) - C_0 Q = Q(C_s - C_0) + C_s q \quad (9-6)$$

如果污水流量相对于河水流量可以忽略，则

$$G = C_s(Q + q) - C_0 Q = Q(C_s - C_0) \quad (9-7)$$

与式 (9-4) 相比较可以发现，情形 1 的允许排放量等于相同条件下的目标容量。

【例 9-2】 数据同例 9-1，计算一维河流、无混合区时的允许排放量。

解：执行 II 类标准时：

$$G = Q(C_s - C_0) = -64800 \text{ (g/d)} = -64.8 \text{ (kg/d)}$$

执行Ⅲ类标准时：

$$G=Q(C_s-C_0)=64800(\text{g/d})=64.8(\text{kg/d})$$

从例 9-2 的计算结果可以看出，由于此时不存在衰减容量。当采用Ⅱ类水质标准时，允许排放量出现了负值，即此时不存在允许排放量。

情形 2 一维环境，污水集中排放，存在混合区。混合区内的水质允许违反既定的水质标准，而在混合区的下边界处应该达到水质标准。混合区的范围定义为排放口下游一段给定距离内的区域。

在这种情况下，允许排放量包括两部分，即目标允许排放量和降解允许排放量，推导如下：

$$C=C_{\text{混}}e^{-kt}=\left(\frac{QC_0+qC'}{Q+q}\right)e^{-kt} \tag{9-8}$$

允许排放量：

$$G=qC'=(Q+q)Ce^{kx/u_x}-QC_0 \tag{9-9}$$

如果忽略污水流量，则允许排放量为：

$$G=Q(Ce^{kx/u_x}-C_0) \tag{9-10}$$

混合区的长度根据管理的要求确定。

【例 9-3】 数据同例 9-2，假定混合区长度为 1km，计算允许排放量。

解：根据给定数据，河段中的流速为：

$$u_x=\frac{1.5}{1.6\times 1.2}=0.078(\text{m/s})=6.75(\text{km/d})$$

采用Ⅱ类标准，即 $C=3\text{mg/L}$ 时，允许排放量为：

$$G=Q(Ce^{kx/u_x}-C_0)=1.5\times 86400(3e^{0.6/6.75}-3.5)=-28.7(\text{kg/d})$$

采用Ⅲ类标准，即 $C=4\text{mg/L}$ 时，允许排放量为：

$$G=Q(Ce^{kx/u_x}-C_0)=1.5\times 86400(4e^{0.6/6.75}-3.5)=112.9(\text{kg/d})$$

存在混合区时，增加了混合区内的降解量，河段的允许排放量大于没有混合区的情景。

情形 3 二维环境，集中排放，有混合区。利用二维水质模型按照如下步骤推求允许排放量（假定为岸边排放）。岸边排放的二维水质模型可以写作：

$$C-C_0=\frac{2Q}{u_xh\sqrt{4\pi D_yx/u_x}}\exp\left(-\frac{u_xy^2}{4D_yx}\right)\exp\left(-\frac{kx}{u_x}\right) \tag{9-11}$$

式中， C_0 为河流水质本底浓度； C 为水质标准； D_y 是横向弥散系数； Q 是单位时间内的污染物排放量，即允许排放量；其余符号意义同前。

混合区宽度可以定义为河流宽度的分数，例如河宽的二分之一、三分之一等。假定限定混合区的宽度为 y ，那么在 y 处应该满足水质标准的要求，在宽度小于 y 范围内的水质，允许劣于水质目标值。为了求得混合区边界处达到最大值（水质目标值）时的纵向距离，令：

$$\begin{aligned} \frac{d(C-C_0)}{dx} &= \frac{-2Q}{2u_xh\sqrt{4\pi D_yx/u_x}}\exp\left(-\frac{u_xy^2}{4D_yx}\right)\exp\left(-\frac{kx}{u_x}\right) \\ &+ \frac{2Q}{u_xh\sqrt{4\pi D_yx/u_x}}\exp\left(-\frac{u_xy^2}{4D_yx}\right)\left(\frac{u_xy^2}{4D_yx^2}\right)\exp\left(-\frac{kx}{u_x}\right) \\ &+ \frac{2Q}{u_xh\sqrt{4\pi D_yx/u_x}}\exp\left(-\frac{u_xy^2}{4D_yx}\right)\exp\left(-\frac{kx}{u_x}\right)\left(-\frac{k}{u_x}\right)=0 \end{aligned} \tag{9-12}$$

简化上式，得：

$$kx^2+\frac{1}{2}u_xx-\frac{u_x^2y^2}{4D_y}=0 \tag{9-13}$$

求解上述二次代数方程, 得:

$$x_{1,2} = \frac{-b \pm \sqrt{b^2 - 4ac}}{2a} = \frac{-0.5u_x \pm \sqrt{(0.5u_x)^2 + ku^2 y^2 / D_y}}{2k} \quad (9-14)$$

显然, $x < 0$ 是不合理解, 得:

$$x^* = \frac{-0.5u_x + \sqrt{(0.5u_x)^2 + ku^2 y^2 / D_y}}{2k} \quad (9-15)$$

将 x^* 代入允许排放量计算式, 可以得到:

$$G = Q = \frac{(C - C_0)}{2} (u_x h \sqrt{4\pi D_y x^* / u_x}) \exp\left(\frac{u_x y^2}{4D_y x^*}\right) \exp\left(\frac{kx^*}{u_x}\right) \quad (9-16)$$

【例 9-4】 河流宽 120m, 平均流速 0.5m/s, 平均水深 2m, 横向弥散系数 $D_y = 1.0 \text{ m}^2/\text{s}$, BOD_5 本底值为 $C_0 = 2 \text{ mg/L}$, BOD_5 降解速度常数 $k = 0.5 \text{ d}^{-1}$ 。如果给定混合区为河流半宽, 采用Ⅲ类地面水环境质量标准, 计算点源排放的允许排放量。

解: 首先计算排放点至河流半宽处达到地面水环境质量标准的纵向距离:

$$x^* = \frac{-0.5u_x + \sqrt{(0.5u_x)^2 + ku^2 y^2 / D_y}}{2k} = 882 \text{ (m)}$$

计算允许排放量:

$$G = Q = \frac{(C - C_0)}{2} (C - C_0) (u_x h \sqrt{4\pi D_y x^* / u_x}) \exp\left(\frac{u_x B^2}{16D_y x^*}\right) \exp\left(\frac{kx^*}{u_x}\right) = 251 \text{ (g/s)} = 21692 \text{ (kg/d)} = 21.69 \text{ (t/d)}$$

在上述河流与具体排放方式下, 允许每天向河流排放 BOD_5 总量为 21.96t, 而保证混合区不超过河流半宽。

对于位于河流中心的排放口或混合区宽度等于河流宽度其他分数的情景, 可以通过同样的方法计算污染物的允许排放量。

3. 湖泊水库的环境容量与允许排放量

(1) 湖库的环境容量 由于湖泊与水库的水力停留时间较长, 污染物存在累积效果, 不同季节的污染物会产生叠加效应, 点源污染物和非点源污染物都需要考虑。

对于湖泊和水库, 通常按照零维模型处理, 水库和湖泊的环境容量就是允许输入湖库的最大污染量, 而湖库的污染物来源于两个方面: 通过河流的输入 $\left(\sum_{i=1}^n Q_i C_{0i}\right)$ 和直接输入 $\left(\sum_{j=1}^m S_j\right)$ 即:

$$S_{\text{湖库}} = \left(\sum_{i=1}^n Q_i C_{0i} + \sum_{j=1}^m S_j\right) = V \frac{dC}{dt} + \sum_{k=1}^K Q_k C - rV \quad (9-17)$$

式中, Q_i 表示第 i 条入流河流的入流量, m^3/a ; C_{0i} 表示第 i 条入流河流的污染物平均浓度, mg/L 或 g/m^3 ; S_j 表示第 j 个内源的污染物释放量, g/a ; Q_k 表示第 k 条出流河流的流量, m^3/a ; C 表示流出湖库的污染物平均浓度, mg/L 或 mg/m^3 , 在计算环境容量时, C 就是水库的水质功能目标, mg/L 或 g/m^3 ; r 表示污染物的沉降速率, $\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$; V 表示湖库的平均容积, m^3 ; n 、 m 、 K 分别为入流河流、出流河流与内源的数目。

如果考虑一个较长时间的平均值, 污染物在湖库中的沉积主要由于降解作用, 即假定 $\frac{dC}{dt} = 0$, 且令 $r = -kC$, 湖泊与水库环境容量为:

$$S_{\text{湖库}} = \sum_{k=1}^K Q_k C + rV = \sum_{k=1}^K Q_k C + kCV \tag{9-18}$$

式中，系数 k 表示湖库中的污染物降解速度常数， a^{-1} 。

与河流环境容量类似，湖库的环境容量也包括目标容量 $\left(\sum_{k=1}^K Q_k C\right)$ 与降解容量 (kCV) 两部分。

(2) 湖库的允许排放量 因为在计算湖库的环境容量时采用了箱式模型，其环境容量就等于允许排放量，即

$$G_{\text{湖库}} = S_{\text{湖库}} = \sum_{k=1}^K Q_k C + kCV \tag{9-19}$$

排放到湖库中的污染源包括：①上游河流的污染物输入量，包括点源和非点源的输入量；②湖库的直接输入量，即湖库周边的点源输入量；③湖库内源的输入量（例如湖库水产养殖业的污染物排放量、底泥的释放量等）；④大气的污染物沉降。湖库允许排放量的计算任务是将计算的环境容量分配给上述污染源，这个过程比较复杂，通常需要通过决策分析解决。

在上述污染源中，大气沉降源一般不受允许排放量分配的控制，它主要取决于空气的环境质量和降水，一般作为本底值计算。

$$S_{\text{大气}} = C_{\text{降水}} A_s p \tag{9-20}$$

式中， $S_{\text{大气}}$ 表示大气沉降的污染量， g/a ； $C_{\text{降水}}$ 表示降水中的污染物平均浓度， mg/L 或 g/m^3 ； A_s 表示湖泊水库的水面面积， m^2 ； p 表示年降水深度， m 。

情形 1 只考虑流域点源的允许排放量。情形 1 意味着流域非点源和内源都作为本底值处理，此时的允许排放量计算可以看作是以流域末端输出总量为目标的全流域点源污染控制规划问题。

情形 2 只考虑流域点源和非点源的允许排放量。情形 2 意味着将内源作为本底值处理，允许排放量（即环境容量）的分配是两个层次的问题，首先在流域点源和非点源之间进行初次分配，然后在点源和非点源内部进行再分配。这两个层次的分配不可能一次完成，需要经过多次分解、协调的综合分析。

情形 3 同时考虑流域点源、非点源和内源。情形 3 所要解决的问题较之情形 2 和情形 1 更为复杂。就其对湖泊水库的水质影响来说，内源直接作用于水体，影响最为严重，应该作为优先控制对象。在解决这一类复杂问题时，情景分析是较为实用的允许排放量分配方法。

三、河口与海域的环境容量

1. 河口、海域环境容量基本模型

为了环境质量控制管理，以污染物在水体中的标准值为水质目标，确定容量模型为：

$$CA_{\text{mg}} = \int k_s (C_s - C_b) dV = \int k_s (k_e C_s - C_b) dV \tag{9-21}$$

式中， CA_{mg} 表示河口（海湾）或海域环境容量； C_s 表示污染物在水体中的标准值； C_b 表示污染物的现状浓度； k_s 表示污染物在河口中的降解速度常数； k_e 表示以技术经济指标为约束条件的社会效益参数，一般 $k_e \geq 1$ 。

由以上模型可知，环境容量的确定关键是现状污染物浓度的确定。

2. 河口环境容量的估算

应用修正潮量法划分河口为 n 段，各分段长度划分的依据是一个水质点在一个潮周期内

能够漂移的距离。计算各单个污染源对各分段贡献的平均浓度，然后进行叠加得到各分段的平均浓度 \bar{C}_i ，设各分段功能要求的标准浓度为 C_{si} ，则河口环境容量为：

$$CA = \sum_{i=1}^n (C_{si} - C_0) V_i \tag{9-22}$$

实际问题中，若 $\bar{C}_i - C_{si} \leq 0, i=1, 2, \dots, n$ ，则河口剩余环境容量：

$$CA_p = \sum_{i=1}^n (C_{si} - \bar{C}_i) V_i \tag{9-23}$$

若存在 $\bar{C}_i - C_{si} > 0$ ，则表明这些分段已经超过河口允许的纳污能力，需进行源的排量削减。

3. 海湾环境容量的估算

在满足海湾功能要求的水质标准 C_s 条件下，海湾的环境容量 CA 就是允许最大的污染物负荷量：

$$CA = \alpha_R Q_f (C_s - C_0) \tag{9-24}$$

式中， α_R 为海水潮交换率， $\alpha_R = q_{ex}/Q_f$ ； q_{ex} 为一个潮周期内交换的水量； Q_f 为涨潮期间的入流量。

设海湾当前污染物的平均浓度为 C ，若 $C - C_s < 0$ ，则海湾的剩余环境容量 CA_p 为：

$$CA_p = \alpha_R Q_f (C_s - C) \tag{9-25}$$

若 $C - C_s > 0$ ，则表明已超出海湾允许的纳污能力，需削减的污染物负荷量，其削减量 CA_E 为：

$$CA_E = \alpha_R Q_f (C - C_s) \tag{9-26}$$

四、允许排放量的分配

污染物排放总量的分配是在多层面上进行的，从国家到区域，从流域到城市，最终到点源。点源当中工业企业是污染大户，在实行基于总量控制的排污许可证的过程中，污染物排放总量指标分配的最关键问题就是如何将初始排污权公平合理地分到各企业。

企业分为现有企业和待建企业。对现有企业，由于已知其排污现状、管理经济水平、治理情况，分配有据可依；而对待建企业，由于没有既定企业的情况，则分配无据可依，相对较困难。

虽然污染物排放总量控制中存在多种形式的允许排放量的分配，但是原则上主要基于如下两种策略：一是公平性策略；二是效率策略。

顾名思义，公平性策略的出发点就是追求各个污染源之间污染物分配的公平性，通常认为，等比例削减污染物量属于公平分配之列；而效率策略则是追求污染物削减过程达到最高的效率，例如典型效率策略目标是区域污水处理费用最小。公平和效率是社会生活的两个基本准则。效率准则的实施，可以促进社会经济的发展，而公平原则则有利于保持社会的稳定和安定。效率和公平缺一不可。此外，对于水环境管理来说，可操作性也是一个不可忽略的方面。分配策略的选择需要从实际条件出发，因地制宜。表 9-2 是几种常见的污染物总量分配策略。

表 9-2 水污染物分配策略

策略类型	公平策略	效率策略	混合策略
策略举例	均等分摊允许排放量	区域总费用最小	分区均匀削减 ^①
	等比例削减实际排污量	区域削减总量最低	
	按企业的社会贡献(如产值)确定排污量	区域总效益最大	
	按照企业对环境(如水质)的影响确定排污量		

① 在各个污染控制区之间实施效率策略（如区域总费用最低），在污染控制区内部实施公平策略（如等比例削减污染物）。

根据国外在污染物排放总量控制中的经验，在污染负荷分配过程中，最小费用模型已被逐渐放弃，究其根本原因在于优化负荷分配的不公平性。被誉为经典水环境规划的美国特拉华河口污染控制规划，在考虑均匀处理、分区均匀处理与最小费用污染负荷削减的三种污染物削减方案中，选择的是分区均匀处理的折中方案。

五、污染源控制区

污染源控制区是指与水功能区对应的陆地区域（图 9-2），这个区域的污水（包括点源和非点源）通过各种形式的入河口排入水功能区。污染控制区的边界主要取决于地形地貌特征和城市规划，特别是污水收集系统规划。一个污染源控制区的必要信息是：

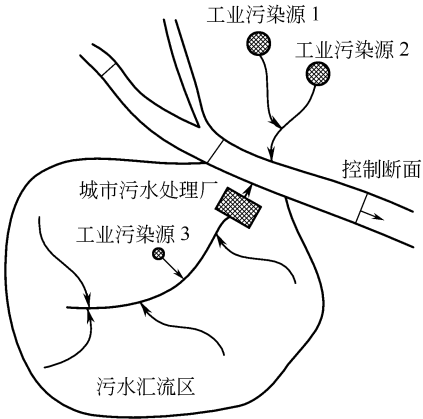


图 9-2 污染控制区

- (1) 非点源信息 包括控制区内与非点源计算有关的集流面积、地形地貌特征、人口分布、经济发展状况以及降雨与径流特征等。
- (2) 排放口的分布状况 包括点源入河排污口和非点源入河排放口。排放口的分布数据与允许排放量的计算是一致的。
- (3) 点源的分布信息 包括点源的位置，企业的性质、主要污染物、污水排放量、污染物浓度等。
- (4) 城市或区域污水排放系统现状及规划信息

包括污水收集及输运系统的走向、污水处理厂的位置、容量、最终出水的主要污染物类型及其浓度。

为了保证水体的水质满足预定的水质目标，污染控制区是水环境规划的主要对象，通过对各类污染源的控制，保证水功能区水质目标的实现，是环境规划的基本任务。

第二节 系统的组成与分类

一、组成

水环境规划系统由污染物发生子系统、污水收集输送子系统、污水处理与回用子系统和接受水体子系统四部分组成（图 9-3）。

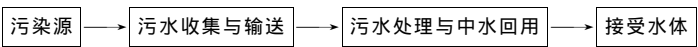


图 9-3 水环境规划系统的组成

- (1) 污染物发生子系统 污染源是污水的发生源。工业污染源和城镇生活污染物是水污染的主要来源。随着农药、化肥使用量的激增，农业污染也变得日益突出。
- (2) 污水收集输送子系统 污水收集与输送系统是指将污水由污染源输送到污水处理厂的污水管道和污水提升泵站，亦指将污水由一个区域转输到另外一个区域的污水转输系统。
- (3) 污水处理与回用子系统 污水处理系统是改善水体的核心部分。污水处理的方法很多，如常见的污水一级、二级处理，氧化塘处理，土地处理等。在污水处理系统中，污染物的去除量是可控变量。通过调节污水处理程度来调节污染物的排放量，从而达到改善水环境目标。
- 在水资源短缺地区，污水处理的另一个目的是作为再生水资源实现重复利用。
- (4) 接受水体子系统 水体是污水的最终出路，接受污水的水体包括河流、湖泊、海湾

等。水体的水质是一个地区环境质量的一部分。水体的水质标准是根据一个地区的政治、经济、文化等因素制定的，是水环境规划的主要依据。

水污染控制方法很多。早期的方法是针对每个小区的排水修建污水处理厂，控制污染物的排放量；随后，由于经济的发展和技术的进步，有必要和有可能修建大型污水处理厂，区域性的污水处理厂日渐增多。在解决污水排放和水质保护这一对矛盾的过程中人们认识到：合理利用水体的自净能力具有重要意义，它可以节省巨额的污水处理费用；对水库的运行进行合理调节，增大枯水期的流量，以减轻河流枯水期最易发生的严重污染；建设污水库，在河流径流量小时贮存污水，而在径流量大时释放污水；建设长距离输水管线，将污水输送到某个允许的地点排放以减轻工业区或城市中心区的污染。

根据当地的条件，选择合适的水污染控制方法是建立合理的水环境规划系统的基础。

二、分类

1. 按规划层次分类

(1) 流域规划 流域水环境是一个复杂的系统，各种水环境问题都可能发生（见图 9-4）。流域规划的主要内容是在流域范围内协调各个主要污染源（城市或区域）之间的关系，保证流域范围内的各个河段与支流满足水质要求。河流的水质要求主要取决于河流的功能。

流域规划的结果可以作为污染源总量控制的依据，是区域规划和流域规划的基础，流域规划是高层次规划，需要高层次的主管部门主持和协调。

(2) 区域规划 是指流域范围内具有复杂污染源的城市或工业区水环境规划。区域规划是在流域规划指导下进行的，其目的是将流域规划的结果——污染物排放总量分配给各个污染源，并为此制定具体的方案。

区域规划既要满足上层规划——流域规划对该区域提出的限制，又要为下一层次的规划——设施规划提供指导。

区域是一个具有丰富内涵的概念，涵盖面积差别很大。一般是指那些在自然条件和社会经济发展方面具有相对独立性，从而具有独特的环境特征的区域。在考虑与周边区域的相互影响以后，这个区域的环境规划可以独立进行。因此对于一个大的区域，可以包含若干个相对较小的区域，它们之间的关系可能是父系统和子系统。下一级区域的规划要接受上一级规划的指导。

(3) 设施规划 目的是按照区域规划的结果，提出合理的污水处理设施方案，所选定的污水处理设施既要满足污水处理效率的要求，又要使污水处理的费用最低。

2. 按规划方法分类

(1) 最优规划

① 排放口处理最优规划 排放口处理最优规划以每个小区的排放口为基础，在水体水质条件的约束下，求解各排放口的污水处理效率的最佳组合，目标是各排放口的污水处理费用之和最低。在进行排放口处理最优规划时，各个污水处理厂的处理规模不变，它等于各小区收集的污水量。

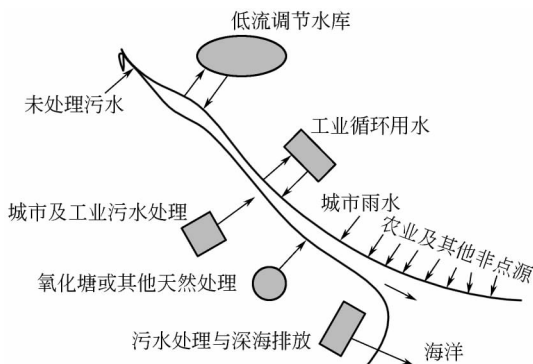


图 9-4 流域水环境规划系统

排放口处理最优规划又称水质规划。

② 均匀处理最优规划 均匀处理最优规划的目的是在区域范围内寻求最佳的污水处理
厂位置与规模的组合在同一的污水处理效率条件下，追求全区域的污水处理费用最低。

均匀处理最优规划也称污水处理厂群规划问题。在某些国家或地区规定所有排入水体的
污水都必须经过二级处理（即机械处理+生物处理），尽管有的水体具有充裕的自净能力，
也不允许降低污水处理程度。这就是污水均匀处理最优规划的基础。

③ 区域处理最优规划 区域处理最优规划是排放口处理最优规划与均匀处理最优规划的
综合。在区域处理最优规划中，既要寻求最佳的污水处理厂位置与容量，又要寻求最佳的
污水处理效率的组合。采用区域处理最优规划方法既能充分发挥污水处理系统的经济效能，
又能合理利用水体的自净能力。区域处理最优规划问题比较复杂，迄今尚未有成熟的求解
方法。

(2) 情景规划 最优规划的特点是根据污染源、水体、污水处理厂和输水管线提供的信息，
一次性求得水环境规划的最佳方案。只有在资料详尽、技术具备的情况下，才能顺利求出
最优解，最优方案可以被视为理想方案。

与最优规划不同，情景规划的工序是首先构建水环境规划的各种可能情景，然后对各个
情景进行水质模拟，以检验情景的可行性，并对情景的效益进行分析。通过损益分析或多目
标规划进行情景选优。情景规划是水环境规划的实用方法。

三、系统费用的构成

水环境规划系统的费用包括污水处理费用与污水输送费用。

如果以一个地区的污水处理厂数目为变量，污水处理费用和污水输送费用都可以表达为
污水处理厂数量的函数。随着污水处理厂数量由大变小，即由分散处理逐步过渡到集中处
理，系统的污水处理费用将会由于规模经济效应而明显下降，但污水输送的费用将会迅速上
升。这种费用的合成称为水污染控制系统的全费用。全费用曲线上的最低点就是系统目标的
最优点。

对水污染控制费用有着决定性影响的要素主要有下述三个方面：水体的自净能力（环境
容量）、污水处理与输送的规模经济效应和污水处理效率的经济效应。

图 9-5 中右图是美国人康维尔斯对马利马可河进行的规划，在整个河段上可能建设污水
处理厂的数目由 1 个递增至 18 个，水污染控制系统的全费用随着污水处理厂数量的变化而
变化，而系统费用的最低点发生在污水处理厂数目等于 4 的时候。

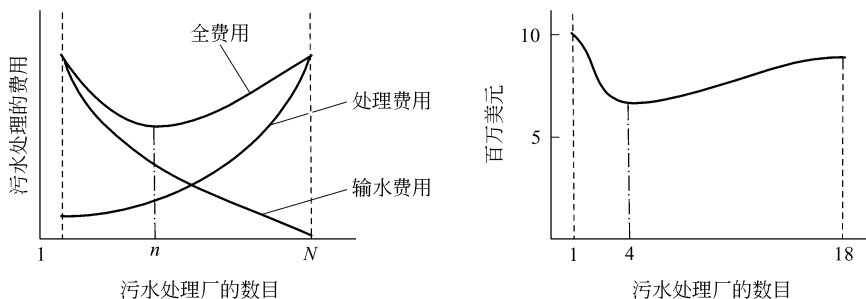


图 9-5 水污染控制费用

四、污水处理与输送的规模经济效应

污水处理的费用函数反应了污水处理的规模、效率的经济特征。目前，污水处理的费用
函数还只能作为经验模型来处理。下面是采用较多的一种形式：

$$C = k_1 Q^{k_2} + k_3 Q^{k_2} \eta^{k_4} \quad (9-27)$$

式中, C 表示污水处理费用; Q 表示污水处理规模; η 表示污水处理效率。 k_1 、 k_2 、 k_3 、 k_4 表示费用函数的参数。

在污水处理效率不变, 即 η 为常数时, 上式可以写成:

$$C = aQ^{k_2} \quad (9-28)$$

式中, $a = k_1 + k_3 \eta^{k_4}$ 为常数。

根据国内外的研究成果, 参数 k_2 的值在 0.7~0.8 之间。由于 $k_2 < 1$, 单位污水的处理费用将随着处理规模的增大而下降。费用与规模的这种关系称为污水处理规模的经济效应, k_2 称为污水处理规模经济效应指数。

污水处理规模经济效应的存在确立了大型污水处理厂的优势地位, 是建设区域污水处理厂的经济依据。

污水输送管道也存在类似的规模经济效应, 随着污水输送量的增加, 单位污水的输送费用将会下降。

五、污水处理效率的经济效应

如果污水处理规模不变, 即 Q 为常数, 污水处理费用函数可以写成:

$$C = a + b\eta^{k_4} \quad (9-29)$$

式中, $a = k_1 Q^{k_2}$, $b = k_3 Q^{k_2}$ 均为常数。

大量研究和统计成果表明, $k_4 > 1$ 。由于 $k_4 > 1$, 处理单位污染物所需的费用将会随着污水处理效率的提高而增加。污水处理费用与处理效率之间的这种关系称为污水处理效率的经济效应, k_4 称为污水处理效率的经济效应指数。

由于污水处理效率经济效应的存在, 在规划水污染控制系统时, 应首先致力于解决那些尚未处理的污水的处理, 或者首先提高那些低水准处理的污水的处理程度, 然后再进行更高级的污水处理。

水体的自净能力、污水处理规模的经济效应和污水处理效率的经济效应在水污染控制系统规划中相互影响、相互制约。例如, 为了充分利用污水处理规模经济效应, 需要建设集中的污水处理厂, 但是污水的集中排放不利于合理利用水体的自净能力; 另一方面, 为了满足水体的水质要求, 有必要提高污水处理程度, 但是又受到污水处理效率的经济效应的制约。因此, 对于一个具体的污水处理系统来说, 在适当的位置, 建设具有适当规模和适当污水处理程度的污水处理厂 (或厂群), 就是水污染控制系统规划的出发点与归宿。

六、“全部处理或全不处理”的策略

由于污水处理规模经济效应的存在, 一个小区的污水不可能被“分裂”成两部分或多部分进行处理。对一个小区来说, 它本身的污水加上由其他小区转输来的污水只存在两种可能的选择: 或者全部就地处理, 或者全部转输到其他小区去处理。这就是“全部处理或全不处理”的策略。

假设一个水污染控制系统被分成 n 个小区, 每个小区设有一个潜在的污水处理厂, 各小区之间可以互相转输污水 (图 9-6)。对第 i 小区来说, 污水处理的费用为:

$$C_{i1} = k_1 Q_i^{k_2} + k_3 Q_i^{k_2} \eta_i^{k_4} \quad (9-30)$$

在第 i 小区没有处理而转输到 $i+1$ 小区的污水输送费

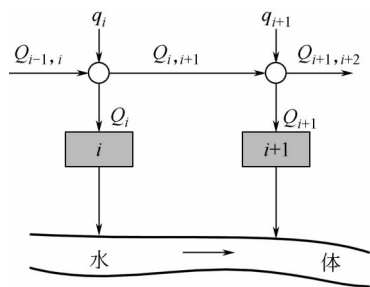


图 9-6 分散处理与集中处理

用为：

$$C_{i2}=k_5Q_{i,i+1}^{k_6}l_{i,i+1} \tag{9-31}$$

式中， $Q_{i,i+1}$ 表示由小区*i*输往小区*i+1*的传输水量； $l_{i,i+1}$ 表示输水管线的长度； k_5 、 k_6 表示转输管线费用函数的系数。

对一个包括*n*个小区的水污染控制系统，总费用可以表示为：

$$Z=\sum_{i=1}^n(C_{i1}+C_{i2}) \tag{9-32}$$

或

$$Z=\sum_{i=1}^n[(k_1Q_i^{k_2}+k_3Q_i^{k_2}\eta_i^{k_4})+k_5Q_{i,i+1}^{k_6}l_{i,i+1}] \tag{9-33}$$

约束条件可以写成：

$$\begin{aligned} Q_{i,i+1} &= Q_{i-1,i}+q_i-Q_i \\ Q_{n,n+1} &= 0 \end{aligned} \tag{9-34}$$

对任意一个小区，如何确定就地处理的污水量和转输的污水量呢？可以首先定义如下的拉格朗日函数：

$$L=\sum_{i=1}^n(C_{i1}+C_{i2})+\sum_{i=1}^{n-1}\varphi_i(Q_{i-1,i}+q_i-Q_{i,i+1})+\varphi_n(Q_{n-1,n}+q_n-Q_n) \tag{9-35}$$

式中， $\varphi_i(i=1,2,\cdots,n)$ 是拉格朗日乘子。

为了检验 Q_i 和 $Q_{i,i+1}$ 的变化对目标函数的影响，计算拉格朗日函数的海赛矩阵：

$$\frac{\partial^2 L}{\partial h^2}=\begin{bmatrix} \frac{\partial^2 L}{\partial Q_1^2} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \frac{\partial^2 L}{\partial Q_2^2} & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \frac{\partial^2 L}{\partial Q_n^2} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \frac{\partial^2 L}{\partial Q_{1,2}^2} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \frac{\partial^2 L}{\partial Q_{2,3}^2} & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \frac{\partial^2 L}{\partial Q_{n-1,n}^2} \end{bmatrix} \tag{9-36}$$

在上述海赛矩阵中，除对角线元素外全部为0。由于污水处理和输送的规模经济效应的存在，即 $k_2<1$ 和 $k_6<1$ ，得到：

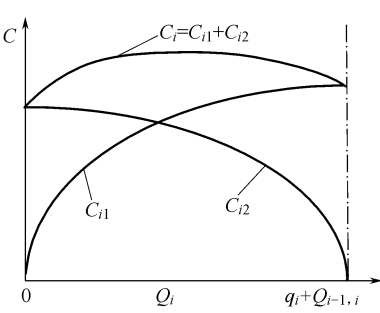


图 9-7 全部处理与全不处理的策略

$$\frac{\partial^2 L}{\partial Q_{i,i+1}}=\frac{\partial^2 C_{i2}}{\partial Q_{i,i+1}}<0 \tag{9-37}$$

和

$$\frac{\partial^2 L}{\partial Q_i^2}=\frac{\partial^2 C_{i1}}{\partial Q_i^2}<0 \tag{9-38}$$

由于海赛矩阵主对角线上的元素全部小于0，其余元素全部为0，因此海赛矩阵的奇数阶主子式全部小于0，偶数阶主子式则全部大于0。根据多元函数的极值定理，原函数（即区域水污染控制系统的总费用）在区间 $0<Q_i<(Q_{i-1,i}+q_i)$ 内取得极大值。这就意味着，对*i*小区来说，将全部污水（包括在当地收集的污水和由其他小区转

输来的污水) 分成两部分, 一部分就地处理, 一部分转输到其他小区去处理的策略是不经济的。只有在 $Q_i=0$ (全不处理), 或 $Q_i=Q_{i-1,i}+q_i$ (全部处理) 时, 水污染控制费用才能取得极小值 (图 9-7)。根据这种特性确定污水处理厂规模的策略称为“全部处理或全不处理”策略。

“全部处理或全不处理”的策略对水环境规划有着重要意义。运用这种策略来研究水污染控制系统内部的分解组合时, 可以将一个具有无穷多组解的流量组合问题降阶为一个有限组解的问题。

即使借助“全部处理或全不处理”的策略, 对一个被划分成若干小区的地区来说, 污水流量的组合方案还是很大的。如果小区的数目为 n , 流量组合方案的总数目为 2^n-1 。若 n 比较小, 可以用枚举法列出全部方案计算; 随着 n 的增大, 方案的数量增加很快。例如 $n=5$ 时, 方案的数目是 $2^5-1=31$ 个; $n=10$ 时, 方案数量会激增到 $2^{10}-1=1023$ 个。这时可以求助于混合整数规划方法。

第三节 最优规划方法

一、排放口处理最优规划

1. 规划模型

排放口最优规划以每个小区的污水排放口为基础, 在水体水质目标的约束下, 求解各排放口的污水处理效率的最佳组合, 目标是各排放口的污水处理厂建设 (或运行) 费用最低。在进行排放口最优规划时, 污水处理厂的规模不变。

排放口最优规划模型如下:

$$\text{目标函数:} \quad \min \quad Z = \sum_{i=1}^n C_i(\eta_i) \quad (9-39)$$

$$\begin{aligned} \text{约束条件:} \quad & UL + m \leq L^0 \\ & VL + n \geq O^0 \\ & L \geq 0 \\ & \eta_i^1 \leq \eta_i \leq \eta_i^2 \end{aligned} \quad (9-40)$$

式中, $C_i(\eta_i)$ 表示第 i 小区的污水处理费用; η_i 表示第 i 小区的污水处理效率; U 、 V 表示河流 BOD 与 DO 的响应矩阵; L^0 、 O^0 表示河流各断面的 BOD 约束和 DO 约束; L 表示输入河流各断面的 BOD 浓度; m 、 n 表示常数向量; η_i^1 、 η_i^2 表示对污水处理厂的效率约束。

排放口处理最优规划中的控制变量是污水处理效率 η_i , 而约束条件中的变量是污染物排放浓度 L_i , η_i 和 L_i 之间的关系可以表示为:

$$\eta_i = 1 - \frac{L_i}{L_i^0} \quad (9-41)$$

$$\text{或} \quad L_i = (1 - \eta_i) L_i^0 \quad (9-42)$$

排放口最优处理规划模型中的约束条件是线性的, 而目标函数是非线性的。

2. 目标函数的线性化

排放口最优处理规划中, 目标函数可以写作:

$$C = a + b\eta^{k_1} \quad (9-43)$$

通常对上述模型进行分段线性化。不失一般性, 假定在 $0 \leq \eta < 1$ 的区间里, 用 n 段线性

函数来近似原函数。如果将处理效率分为 $0, \eta_1, \eta_2, \dots, \eta_n$ ；对应效率区间的直线的斜率为 s_1, s_2, \dots, s_n 。对于每一段线性费用函数的表达式为：

$$\begin{aligned} C_1 &= a + s_1(\eta - \eta_0), \quad \eta_0 \leq \eta \leq \eta_1 \\ C_2 &= a + s_1(\eta_1 - \eta_0) + s_2(\eta - \eta_1), \quad \eta_1 \leq \eta \leq \eta_2 \\ &\dots \\ C_i &= a + \sum_{j=1}^{i-1} s_j(\eta_j - \eta_{j-1}) + s_i(\eta - \eta_{i-1}), \quad \eta_{i-1} \leq \eta \leq \eta_i \end{aligned} \tag{9-44}$$

使直线和曲线之间所夹面积最小，就可以使每一段直线与原函数的误差最小，即：

$$\min \int_{\eta_{i-1}}^{\eta_i} dZ = \int_{\eta_{i-1}}^{\eta_i} \left[a + \sum_{j=1}^{i-1} s_j(\eta_j - \eta_{j-1}) + s_i(\eta - \eta_{i-1}) - (a + b\eta^{k_4}) \right]^2 d\eta \tag{9-45}$$

令： $d \int_{\eta_{i-1}}^{\eta_i} dZ / ds_i = 0$ ，可以得到各线段的斜率：

$$s_i = \frac{3(A_1 + A_2 + A_3)}{(\eta_i - \eta_{i-1})^3} \tag{9-46}$$

式中， $A_1 = \frac{b}{k_4 + 2} (\eta_i^{k_4+2} - \eta_{i-1}^{k_4+2})$ (9-47)

$$A_2 = -\frac{b\eta_{i-1}^{k_4+1}}{k_4 + 1} (\eta_i^{k_4+1} - \eta_{i-1}^{k_4+1}) \tag{9-48}$$

$$A_3 = -\frac{(\eta_i - \eta_{i-1})^2}{2} \sum_{j=1}^{i-1} s_j(\eta_j - \eta_{j-1}) \tag{9-49}$$

【例 9-5】 已知污水处理费用函数为：

$$C = 200Q^{0.8} + 1000Q^{0.8}\eta^{2.0}$$

在 $Q = 1.0\text{m}^3/\text{s}$ 时，对费用函数分 3 段线性化。效率分级为： $0 \leq \eta_{i1} \leq 0.3, 0.3 \leq \eta_{i2} \leq 0.85, 0.85 \leq \eta_{i3} < 1$ ，求上述线性函数各段的斜率。

将 $Q = 1.0\text{m}^3/\text{s}$ 代入费用函数，得：

$$C = 200 + 1000\eta^2$$

即 $a = 200, b = 1000, k_4 = 2.0, \eta_0 = 0, \eta_1 = 0.3, \eta_2 = 0.85, \eta_3 = 1$ 。将它们代入斜率计算式计算各线段的斜率，得：

$$s_1 = 225, s_2 = 1073.86, s_3 = 2456.27$$

线性化的费用函数可以表示为：

$$\begin{aligned} C &= 200 + 225\eta, \quad 0 \leq \eta \leq 0.3 \\ C &= 200 + 225(0.3) + 1073.86\eta = 267.5 + 1073.86\eta, \quad 0.3 \leq \eta \leq 0.85 \\ C &= 267.5 + 1073.86(0.85 - 0.3) + 2456.27(\eta - 0.85) \\ &= 858.12 + 2456.27(\eta - 0.85), \quad 0.85 \leq \eta \leq 1 \end{aligned}$$

3. 线性规划模型

将线性化以后的目标函数代入原模型即可得到下列线性规划模型

目标函数：
$$\min \quad Z = \sum_{i=1}^n \left[a_{i0} + \sum_{j=1}^m s_{ij} \eta_{ij} \right]$$

约束条件：
$$\begin{aligned} UL + m &\leq L^0 \\ VL + n &\geq O^0 \\ L &\geq 0 \end{aligned}$$

$$\eta_i^1 \leq \eta_i \leq \eta_i^2$$

作为线性模型，可以用线性规划方法求解。

二、均匀处理最优规划

1. 模型

均匀处理最优规划的目的是在区域范围内寻求最佳的污水处理厂的位置与处理效率的组合，在同一的污水处理效率的条件下，追求区域的费用最低。均匀处理最优规划模型如下。

$$\text{目标函数:} \quad \min \quad Z = \sum_{i=1}^n C_i(Q_i) + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n C_{ij}(Q_{ij}) \quad (9-50)$$

$$\begin{aligned} \text{约束条件:} \quad q_i + \sum_{i=1}^n Q_{ji} - \sum_{j=1}^n Q_{ij} - Q_i &= 0 \\ Q_i, q_i &\geq 0 \\ Q_{ji}, Q_{ij} &\geq 0, \quad \forall i, j \end{aligned} \quad (9-51)$$

式中， $C_i(Q_i)$ 表示第 i 个污水处理厂的费用，它是污水处理规模 Q_i 的单值函数； $C_{ij}(Q_{ij})$ 表示由地点 i 输往地点 j 的输水管道的费用，它是污水输送流量的函数； q_i 表示在地点 i 收集的污水量； Q_i 表示在地点 i 处理的水量。

由于费用函数是非线性函数，均匀处理最优规划属于非线性规划。

2. 混合整数规划模型

对于均匀处理问题，处理效率 η 为常数，污水处理厂的费用可以写作：

$$C_i = k_1 Q_i^{k_2} \quad (9-52)$$

污水输送的费用为：

$$C_{ij} = k_5 Q_{ij}^{k_6} \quad (9-53)$$

由于存在规模经济效应， $k_2 < 1$ ， $k_6 < 1$ 。对污水处理厂和污水输送费用函数分别实施 3 段线性化。 a_1 、 a_2 、 a_3 分别为污水处理厂费用函数 3 段直线的斜率， b_1^0 、 b_2^0 、 b_3^0 为相应的截距； a_1^0 、 a_2^0 、 a_3^0 分别为污水输送费用 3 段直线的斜率， b_1 、 b_2 、 b_3 为相应的截距。

线性化以后的污水处理厂费用函数为：

$$\sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^3 a_{ik} Q_{ik} + \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^3 a_{ik}^0 \gamma_{ik} \quad (9-54)$$

污水输送费用为：

$$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^3 b_{ijk} Q_{ijk} + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^3 b_{ijk}^0 \delta_{ijk} \quad (9-55)$$

式中， γ_{ik} 、 δ_{ijk} 为逻辑变量，有如下特性：

$$\gamma_{ik} = \begin{cases} 0, & \text{if } Q_{ik} = 0 \\ 1, & \text{if } Q_{ik} \neq 0 \end{cases} \quad (9-56)$$

$$\delta_{ijk} = \begin{cases} 0, & \text{if } Q_{ijk} = 0 \\ 1, & \text{if } Q_{ijk} \neq 0 \end{cases} \quad (9-57)$$

均匀处理的系统费用函数是污水处理厂费用与污水输送费用之和，即

$$\min \quad Z = \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^3 (a_{ik} Q_{ik} + a_{ik}^0 \gamma_{ik}) + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^3 (b_{ijk} Q_{ijk} + b_{ijk}^0 \delta_{ijk}) \quad (9-58)$$

上述目标函数的优化必须满足下述约束：

(1) 节点流量平衡:

$$q_i + \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^3 Q_{ijk} - \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^3 Q_{ijk} - \sum_{k=1}^3 Q_{ik} = 0, \forall i \quad (9-59)$$

(2) 污水处理厂规模约束:

$$\sum_{k=1}^3 Q_{ik} \leq \mu_{ik} \gamma_{ik}, \forall i \quad (9-60)$$

式中, μ_{ik} 表示允许排入水体的污水量。

(3) 管线的输水能力约束:

$$\sum_{k=1}^3 Q_{ijk} \leq V_{ijk} \delta_{ijk}, \forall i, j \quad (9-61)$$

式中, V_{ijk} 表示给定管线的最大输水能力。

(4) 污水处理厂数量约束: 每一个小区最多建设一座污水处理厂。

$$\sum_{k=1}^3 \gamma_{ik} \leq 1, \forall i \quad (9-62)$$

(5) 污水流动方向约束: 在同一条线路上, 污水只能单方向流动。

$$\sum_{k=1}^3 \delta_{ijk} + \sum_{k=1}^3 \delta_{jik} \leq 1, \forall i, j \quad (9-63)$$

(6) 变量的非负约束:

$$Q_{ik} \geq 0, \forall i, k \quad (9-64)$$

$$Q_{ijk} \geq 0, \forall i, j, k \quad (9-65)$$

(7) 逻辑变量约束:

$$\gamma_{ik}, \delta_{ijk} = 0 \text{ 或 } 1, \forall i, j, k \quad (9-66)$$

上述目标函数和约束条件构成一个混合整数规划问题, 求解该问题可以得到系统总费用(包括污水处理厂费用与污水输送费用)和污水处理厂位置与流量组合。

三、区域处理最优规划

1. 模型

$$\text{目标函数:} \quad \min \quad Z = \sum_{i=1}^n C_i(Q_i, \eta_i) + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n C_{ij}(Q_{ij}) \quad (9-67)$$

$$\text{约束条件:} \quad \begin{aligned} UL + m &\leq L^0 \\ VL + n &\geq O^0 \end{aligned} \quad (9-68)$$

$$q_i + \sum_{j=1}^n Q_{ji} - \sum_{j=1}^n Q_{ij} - Q_i = 0, \forall i$$

$$L \geq 0$$

$$\eta_i^1 \leq \eta_i \leq \eta_i^2, \forall i$$

$$Q_i, Q_{ij} \geq 0, \forall i, j$$

式中, $C_i(Q_i, \eta_i)$ 表示污水处理厂的费用, 它既是污水处理规模的函数, 也是污水处理效率的函数。

区域污水处理最优规划的任务是既要确定污水处理厂的位置和容量, 又要确定污水处理效率。区域污水处理最优规划也是全面协调水体自净能力、污水处理规模和效率的经济效应、污水输送费用经济效应的复杂课题, 目前还缺乏有效的方法求解。

2. 试探法

试探法的指导思路是大系统的分解协调方法，其计算基础是“全部处理或全不处理”的策略。根据这个策略，可以将任一小区的污水作为决策变量，或者就地处理，或者被送到相邻小区进行共同处理，通过比较系统的总费用，选出当前的最优解，并作为下一次试探的初始目标。

在每一次试探时，原问题被分解成两个子问题：排放口最优处理规划和污水传输管线的计算。这是两个可以独立计算的问题，它们的费用之和就是系统的总费用，将总费用返回到原问题，与上一次试探的结果比较，舍劣存优。按一定的步骤重复试探过程直至预定的试探程序结束，选出满意解。图 9-8 所示为这种试探分解的计算过程。

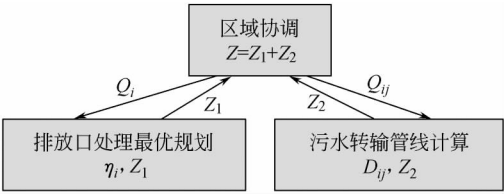


图 9-8 试探分解协调

试探法是一种直接优化方法，它本身没有固定的运作程序，其目标就是力求在试探过程中包含尽可能多的组合方案。

试探法从任意一个初始可行解开始，例如，从排放口处理最优规划开始，通过开放节点试探、封闭节点试探和输水线路试探，求出系统的满意解。

(1) 开放节点试探 开放节点是指那些建有污水处理厂的小区，该小区的污水处理厂负责处理本小区的污水和由其他节点转输来的污水。开放节点试探就是将上一次试探中确定建设的污水处理厂封闭，将其污水转输到相邻的开放节点去共同处理。如果试探的结果导致总费用下降，则以新的方案取代原方案，作为当前的最优解，否则仍维持原方案。

开放节点试探按照节点编号依次进行，对系统中所有开放节点进行一次试探称为开放节点的一次试探循环。若一次循环中产生了系统总费用改进，就返回第一个节点继续试探过程，否则进入下一个子程序——封闭节点试探。

(2) 封闭节点试探 封闭节点是指那些不建污水处理厂，而将本小区的污水转输到其他节点去处理的小区。封闭节点试探是开放节点试探的逆过程，它的任务是试探在原先封闭的节点建设污水处理厂的可能性。

与开放节点一样，封闭节点试探也按照节点编号依次进行。若在一个封闭节点试探循环中产生任何的总费用降低，就返回开放节点试探，否则进入下一个子程序——污水传输路线试探。

(3) 污水传输路线试探 在开放节点和封闭节点试探中，各个节点的污水输送都是按照节点编号顺序进行的，在实际地理环境中，一个节点的污水输送到另外一个节点，有可能不必经由中间节点的转输，在两个节点之间可能存在捷径。开放节点试探的目的就是寻找最优的输水路线。

污水传输路线探针对每一个封闭节点依次进行，计算结束，输出系统满意解及总费用。

作为一种直接最优化方法，试探法有着许多优点。它的原理简单，方法易行。试探法本身对于目标函数的形式没有特殊要求，适用范围广。在编写试探程序时需要一定的工程经验，只有在试探过程中包含了最好的方案，这个方案才有可能被推荐。因此在应用试探法时需要仔细推敲试探的过程，不要遗漏任何一个可能的好方案。

图 9-9 是应用试探法进行区域处理最优规划的主程序框图。

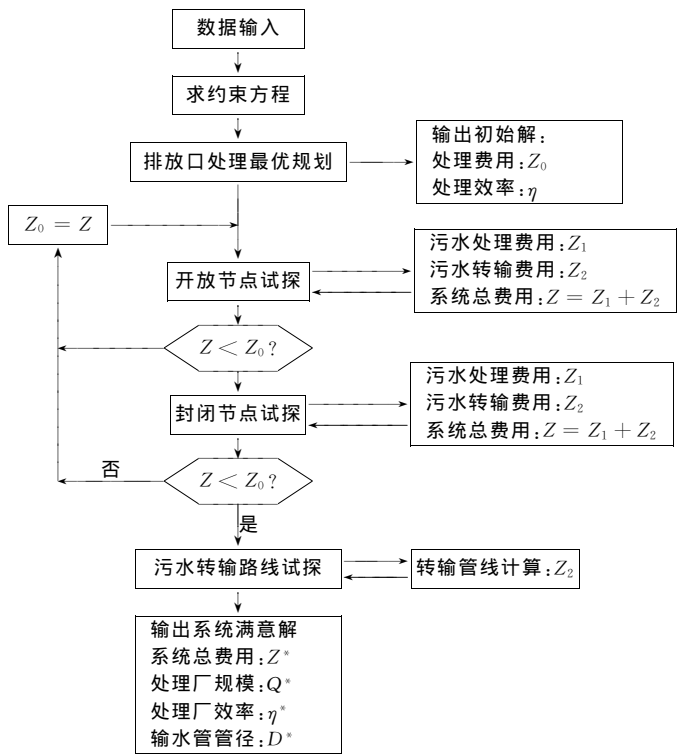


图 9-9 区域处理试探法计算流程

第四节 情景分析方法

一、基本概念

情景（scenario）是预料或期望的一系列事件的梗概或模式。对未来可能出现的情景进行分析、比较，选择实现目标最为有利的情景作为规划的优选情景，是情景分析的基本思路。

情景分析具备了以下的一些特点。

承认未来的发展是多样化的，有多种可能发展的趋势。也就是说，存在多个情景可以满足既定的目标，尽管各个情景实现目标的程度有所不同。

承认人在未来发展中的“能动作用”，即人们的主观决策对于情景的选择起着十分重要的作用，情景分析的准确性和信息量将会决定人们决策的取向。

现代的决策分析大多属于多目标决策问题，在情景分析中，要特别注意对发展起重要作用的关键因素和协调一致性关系的分析。

情景分析是一种对未来研究的思维方法，其所使用的技术方法手段大多来源于其他相关学科。如何有效获取和处理专家的经验 and 知识，是情景分析取得成功的重要因素。

一个典型的情景分析过程应该包含一系列的阶段（图 9-10），其中包括情景生成、情景分析和情景决策三个主要步骤，整个情景分析过程是一个互动和不断反馈的过程。

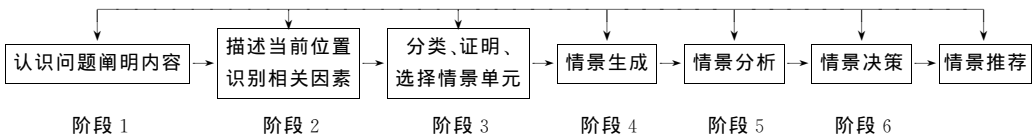


图 9-10 情景分析的技术框架

情景分析方法可以为水环境规划提供更动态、更完整的方法学支持。通过建立不同背景条件（社会、经济发展）下的情景，分析各种发展情景对社会、经济和环境的影响，筛选和推荐满意的情景，从而产生水环境规划的方案（图 9-11）。

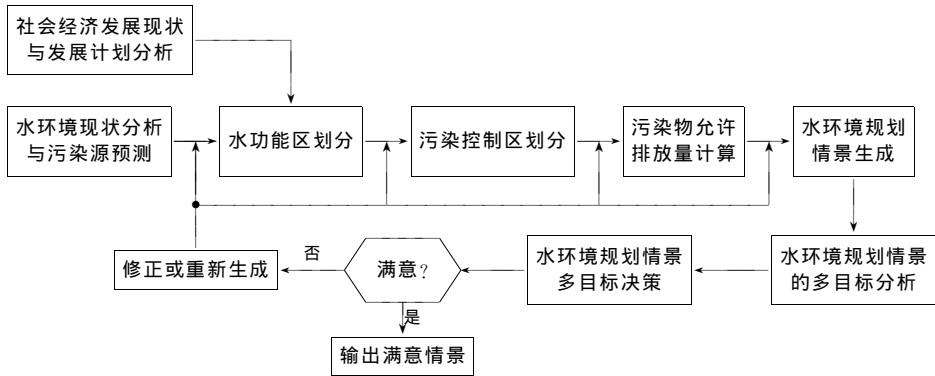


图 9-11 流域水环境规划情景分析的过程

二、情景生成

情景生成是能否产生优秀的推荐情景的基础。情景生成的过程是一个综合运用社会、经济、环境条件等因素，进行资源合理配置的过程，只有全面掌握有关信息、具备综合分析能力，才能生成好的情景。

1. 情景生成的基本条件

(1) 水文条件 水文条件主要是指水环境规划的流量保证率，高的保证率意味着高的水质要求。保证率的选择要视当地多年的水文条件而定，高者可以取 95%，低者取 50%。在严重缺水地区，河流基流的保证率可能为零。

(2) 建立污染源清单 污染源是水环境规划的控制对象，通过对污染源的削减和控制，保证水功能区目标的实现，是水环境规划的基本内容。

污染控制区内的污染源包括点源和非点源。如果规划的保护对象是水库和湖泊，点源和非点源都属于控制对象；如果保护对象是河流，一般只需要考虑点源的控制。

作为水环境规划，非点源所考虑的重点污染物是有机物和营养物，通常以年污染物总量计量；点源的源强在一年的周期内比较均衡，可以用月平均值计量。点源包括工业污染源与生活污染源，以有机物为主要控制对象，对于区域性的特种污染物也应该予以关注。

在规划之前，需要调查工业污染源治理状况。要求所有的工业污染源按照国家标准或地方标准达标排放是进行水环境规划的前提。

广义上生活污染源是指居民生活中排放的污水，以及与生活污水性质相近的城市用水。城市发展程度越高、管理越完善，生活污水所占的比例越高。生活污水已经成为许多城市周围水体污染的主要来源。对于大多数中小型接受水体，城市污水一般需要进行高级处理（例如二级处理），对于大型接受水体，污水的处理程度可以与工业废水一起进行规划，实行污染物总量控制。

对于点源、非点源多要计算进入水体的污（废）水量和需要控制的污染物量。非点源以小流域为计算单元，生活污水一般以街坊或生活小区为计算单元，工业污水则以企业为计算单元。

在污染源计算的基础上，计算各污染控制区的污染物总量。

(3) 确定预选污水处理厂和排放口的位置 一个地区的污水处理厂位置的确定取决于很多因素,最主要的是城市规划和土地利用规划。通常可以用于建设污水处理厂的候选地点不是很多。如果一个地区尚未划定污水处理厂的厂址,那么在水环境规划中有必要对此提出规划。

污水处理厂选址的必要条件是:

- ① 位于取水口下游,污水经过收集系统尽可能自流到污水处理厂;
- ② 远离人口稠密地区,有足够的防护距离;
- ③ 场地面积除满足污水处理厂建设需求,还要有足够的用于建设绿化隔离带的面积;
- ④ 在缺水地区,污水处理厂的选址要考虑到污水回用与工业、市政、生活、绿化、景观等的需求。

污水处理厂的厂址决定了污水收集系统的走向,是污染控制区的关键设施。

(4) 接受水体的条件 接受水体要有一定的自净能力。水体的自净能力可以通过水环境容量计算。

2. 情景生成的步骤

本章第二节所叙述的水污染控制系统的组成部分也就是情景的组成内容,即污染物发生子系统(污染源)、污水输送与转输子系统、污水处理与回用子系统、处理后污水接受子系统(见图 9-12)。这些子系统在水环境规划情景设计中,都存在可以替代的方案。每个子系统不同替代方案的不同组合可产生不同的情景。

(1) 污染源子系统 对污染源子系统,主要考虑形成如下的子方案。

- ① 考虑工业污染源与城市污水联合处理的可能性。一般来讲,城市工业废水应该尽可能与城市污水联合处理,这样不仅可以发挥城市污水处理厂的规模经济效应,某些富含有机物的工业废水加入城市污水以后,对城市污水的处理更为有利。但是对于下述工业污染源的工业废水不宜与城市污水联合处理: a. 工业废水中含有特殊污染物,不可能通过城市污水处理厂去除; b. 工业废水中含有不利于城市污水处理的物质; c. 工业污染源距离城市污水处理厂较远,建设污水转输管道需要较大的投资。

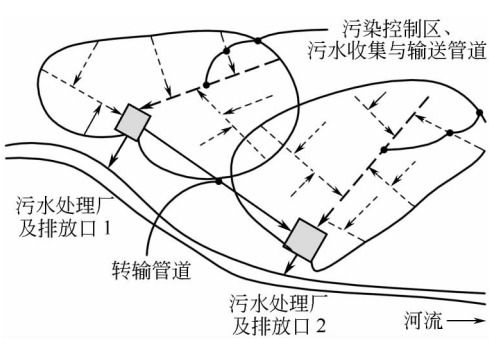


图 9-12 污水收集、输送与转输系统

② 城市污水处理厂候选位置的选择。在城市规划的基础上,提出污水处理厂可能的位置,并根据污水处理厂的分布,确定每个候选污水处理厂的容量和污染物总量。根据集中和分散布置的需求,污水处理厂的位置一般可以有多种组合。

(2) 污水收集、输送与转输子系统 污水收集、输送子系统一般由城市规划中的街区规划和道路规划决定。污水处理厂的位置基本上确定了污水收集、输送子系统的布置。在情景分析时,污水收集、输送子系统基本上是确定的,不需进行比较和分析。如果污水处理厂的位置可能有变化,则需要考虑污水由一个初始位置输送至另一个位置的污水转输路线与费用。

(3) 污水排放口与污水接收子系统 污水处理厂一般位于污水排放口附近,处于城市的下游。污水排放口是污染控制系统的最终出口。污水进入水体以后,水体的稀释、扩散作用、对污染物的降解能力都是自然净化能力的体现,不受人为控制。

水环境规划的实际努力都体现在对污水的收集和处理上。通过对污染源子系统、污水转输子系统和污水处理子系统的设定与组合，就形成了不同的水环境规划情景（图 9-13）。

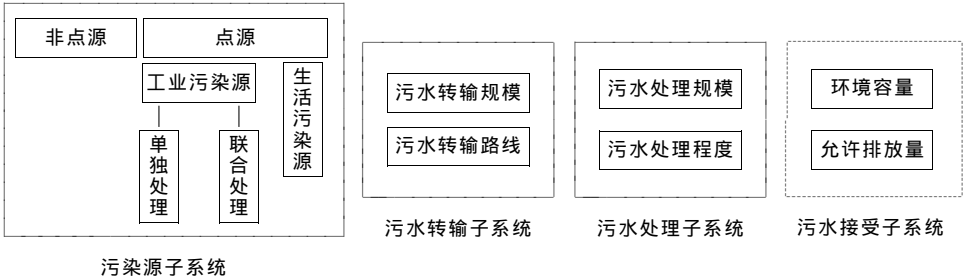
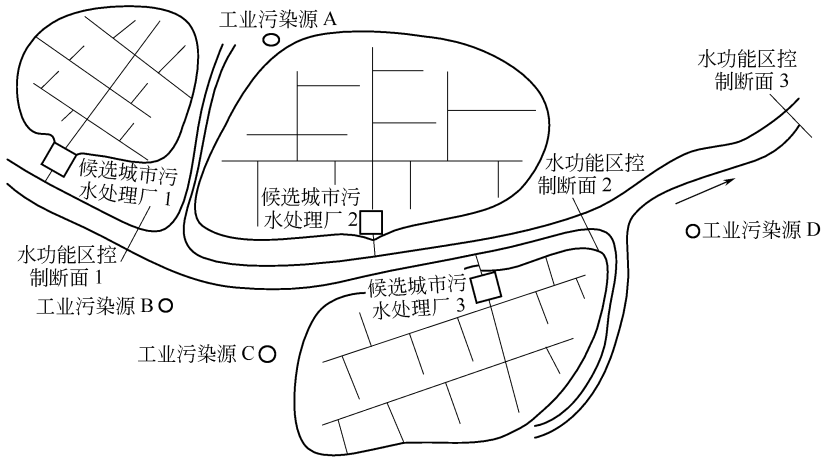


图 9-13 生成情景的各个子系统

【例 9-6】 下图表示区域水环境规划任务图。河段上设有 3 个水功能区控制断面，河段两侧分布 3 个城市居民区，分别规划有 3 个候选的污水处理厂，另外还有 4 个工业污染源（A、B、C、D）。试根据上述条件生成区域的水环境规划情景。

根据给定条件，至少可以生成如下表所列的 4 个情景：

情景编号	候选城市污水处理厂			工 业 污 染 源			
	1	2	3	A	B	C	D
1	一级处理	一级处理	一级处理	达标排放	达标排放	达标排放	达标排放
2	合并到 2	一级处理	一级处理	与 2 联合处理	达标排放	达标排放	达标排放
3	二级处理	二级处理	二级处理	总量分配	总量分配	总量分配	总量分配
4	合并到 2	二级处理	二级处理	与 2 联合处理	总量分配	与 3 联合处理	总量分配



表中情景 1 属于低水平的相对分散的污染控制；情景 2 属于低水平的相对集中的污染控制；而情景 3 和情景 4 则分别属于比较高级的分散控制与相对集中控制。如果情景 1 的控制结果可以满足控制断面 1、2、3 的水质要求，则可以采用情景 1 作为水环境规划的推荐情景，因为实现这个情景的费用相对较低；如果情景 1 不能满足水质目标的要求，则需要对情景 3 或情景 4 进行分析。情景 2 实现水质目标的效果不会优于情景 1，但是其费用是否小于情景 1，则可以通过处理规模的经济效应与污水转输费用的权衡比较确定。情景 4 与情景 3 之间的关系和情景 2 与情景 1 之间的关系相似。

本例的情景生成还可以有其他可能。在实际条件下，由于各种约束比较多，一般不会有

太多的可能情景，要根据具体条件提出候选情景。

三、情景分析

情景分析的内容取决于情景的目标，通常应该包括水质目标的可达性分析和实现情景目标的费用分析。水质目标的可达性分析可以通过水质模型模拟各个情景的水质状态实现；而费用分析可以利用费用函数计算，也可以通过估算或概算指标实现。

水环境规划的情景分析一般包括如下步骤。

1. 情景可行性分析

可行性分析的目的是检验预定情景的可行性。在情景生成过程中，已经充分考虑了每一个情景的工程可行性，例如城市污水处理厂的处理程度，一般选用一级处理或二级处理，这在工程实施上不存在任何困难；在污水处理厂的厂址选择和污水转输管道路由的选择上，都充分考虑到实际条件的限制。

在情景生成的时候，一般不能确切知道情景的水质影响，即每一个情景的水质模拟结果不是预先确定的，因此，在情景确定之后，通过水质模型模拟情景的水质影响，能够满足水功能区控制断面水质目标的情景，属于可行情景；否则属于不可行情景。在本阶段，不可行情景即被淘汰。可行情景进入下一分析阶段。

2. 非劣情景分析

对于具有多个目标的情景，如一个情景的所有目标值全部优于另一个情景的相应目标值，则这两个情景相比前一个情景称之为非劣情景，后一个则称之为劣情景。如果两个情景的各个目标之间各有优劣，则两个情景都是非劣情景。在这一阶段，所有的劣情景即被淘汰。

所有非劣情景都是可行情景。

3. 满意情景分析

从非劣情景中评选满意情景作为推荐情景是一个多目标的决策过程。各种多目标决策方法可以应用。对于最简单的双目标问题，例如水质和费用之间的决策，可以有两种选择策略：

- ① 如果实现的水质目标相同，选择费用最低的情景为推荐情景；
- ② 如情景的费用相同，则选择水质目标最佳的情景作为推荐情景。

四、情景决策

水环境规划决策在一般情况下属于多目标决策，即水环境规划的推荐情景应该满足多个目标的要求，在多个目标的综合协调中寻求总体效果最好的解。分析决策人员可以根据具体情况选择决策方法。

第五节 水资源—水质系统规划

河流污染一般发生在枯水期。解决枯水期污染的一个措施是利用上游水库的流量调节，放大河流的低流流量，以提高河流的自净能力，降低污水处理费用。

利用水库进行低流调节所需的费用可以表达为：

$$C=C_r a^{b_r} \tag{9-69}$$

$$a=\frac{Q'_{11}-Q_{11}}{Q_{11}} \tag{9-70}$$

式中， a 表示低流放大倍数； Q_{11} 表示河流低流时的流量； Q'_{11} 表示经水库调节后的河流低流流量； C_r 、 b_r 为系数，取值均大于 1，可以根据水库调节的费用估计。

由于增加了河流的流量，相对提高了河流的自净稀释能力，减轻了水库下游的污水处理

负担。规划模型可以表达如下：

目标函数：

$$\min \quad Z = \sum_{i=1}^n C_i(\eta_i) + C_r a^{b_r}$$

(9-71)

约束条件：

$$\begin{aligned} U'L + m &\leq L^0 \\ V'L + n &\geq O^0 \\ L &\geq 0 \\ \eta_i^1 &\leq \eta_i \leq \eta_i^2 \end{aligned}$$

(9-72)

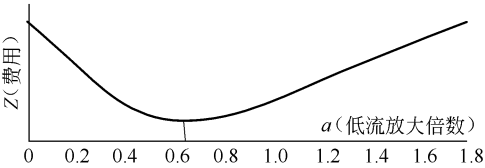


图 9-14 水资源与水环境的关系

求解本问题的最简单方法是假定一系列的 a 值，如令 $a=0.1, 0.5, 1.0, 1.5\cdots$ 然后用排放口最优规划方法求解，得到一系列的费用与污水处理效率组合。由此可以选出最佳的低流放大倍数（图 9-14）。

习题与思考题

1. 制定水功能区划的原则和依据是什么？水功能区划在水环境规划中的重要性在哪里？
2. 水污染控制系统由哪几部分组成？它们之间有什么关系？
3. 水污染控制系统规划的依据是什么？哪些因素对规划有重要影响？
4. 已知费用函数的形式为：

$$C=200Q^{0.78}+1000Q^{0.78}\eta^{2.5}$$

河流水质约束为：

$$\begin{aligned} L_2^0 &\leq 6 \\ O_2^0 &\geq 7 \end{aligned}$$

河流条件与污染源数据与第四章习题中第 5 题相同，试用线性规划和动态规划方法求解排放口最优规划。

5. 有两组污水处理费用函数：

$$\begin{aligned} C_1 &= 200Q^{0.78} + 1000Q^{0.78}\eta^{2.5} \\ C_2 &= 180Q^{0.92} + 1000Q^{0.92}\eta^{2.5} \end{aligned}$$

若其他条件不变，采用 C_1 或 C_2 作为费用函数进行区域处理最优规划时，可能会出现什么样的不同结果？

6. 什么是“全不处理或全部处理”策略？如何从数学上给以证明？在均匀处理最优规划中，潜在的污水处理厂的数量与可能的规划方案的数量存在什么关系？若潜在的污水处理厂数是 15，最大可能的方案数是多少？

7. 下图表示一个区域可能建设污水处理厂的位置，试用整数规划法或试探法确定均匀处理规划（污水处理效率为 0.85）时污水处理厂的位置和规模。已知污水处理的费用函数为：

$$C_1=350Q^{0.75}+1500Q^{0.75}\eta^{2.30}$$

污水输送费用函数为：

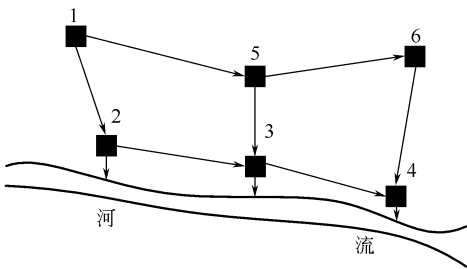
$$C_2=500Q_{ij}^{0.75}$$

污水可能的输送方向及相应的输水管长度为：

输水方向	1→2	2→3	3→4	1→5	5→3	5→6	6→4
长度/m	250	420	4280	5400	3320	6250	4420

各小区的本地污水量为：

小区编号	1	2	3	4	5	6
污水量/(m³/s)	0.56	0.32	1.25	0.88	0.56	0.36



8. 计算机编程计算。给定费用函数：

$$C_1=350Q^{0.75}+1500Q^{0.75}\eta^{2.30}$$

数据如下：

	$Q_1=0.3$	$Q_2=0.6$	$Q_3=1.1$	$Q_4=0.8$
	$L_1=200$	$L_2=200$	$L_3=150$	$L_4=150$
	$O_1=0$	$O_2=0$	$O_3=1$	$O_4=1$
0	I ↓ II ↓ III ↓ IV ↓			
$Q_{20}=50$	$k_{d0}=0.08$	$k_{d1}=0.09$	$k_{d2}=0.08$	$k_{d3}=0.10$
$L_{20}=2$	$k_{a0}=0.12$	$k_{a1}=0.15$	$k_{a2}=0.13$	$k_{a3}=0.16$
$O_{20}=7$	$l_0=3800$	$l_1=4200$	$l_2=2600$	$l_3=4500$
	$Q_{31}=0.5$	$Q_{32}=0$	$Q_{33}=0$	$Q_{34}=0$

单位：Q，m³/s；L，mg/L；O，mg/L；k_d，1/d；k_a，1/d；l，m

给定的水质约束是： $L_2^0=(5\ 5\ 5\ 5)^T$ ； $O_2^0=(4\ 4\ 4\ 4)^T$ 。河流水温 $T=24^{\circ}\text{C}$ ，平均流速 $u_x=0.15\text{m/s}$ 。

求解排放口最优规划。

9. 情景规划的特点、使用范围是什么？它与优化分配方法有什么不同？

第十章 大气环境规划

第一节 规划原则和依据

一、环境功能区划

环境空气质量功能区是指为保护生态环境和人群健康的基本要求而划分的环境空气质量保护区。环境空气质量功能区分为一类、二类和三类（见表 10-1）。

一类功能区指自然保护区、风景名胜区和和其他需要特殊保护的地区。二类功能区指城镇规划中确定的居住区、商业交通居民混合区、文化区、一般工业区和农村地区，以及一类、三类区不包括的地区。三类指特定工业区。

表 10-1 环境空气质量功能区的划分

功能区类别	类 别 范 围	主 要 内 容	执行标准 ^①
一类	自然保护区	有代表性的自然生态系统、珍稀濒危动植物物种的天然集中分布区、有特殊意义的自然遗迹等	一级
	风景名胜区	具有观赏、文化或科学价值、自然景物、人文景物比较集中、环境优美、具有一定规模和范围、可供人们游览、休息或进行科学、文化活动的地区	
	需要特殊保护的地区	因国家政治、军事和为国际交往服务需要，对环境空气质量有严格要求的区域	
二类	居住区		二级
	商业交通混合区		
	文化区		
	一般工业区	指特定工业区以外的工业企业集中区以及 1998 年 1 月 1 日后新建的所有工业区	
	农业区		
三类	特定工业区	指冶金、建材、化工、矿区等工业企业较为集中，其生产过程排放到环境空气中的污染物种类多、数量大，且其环境空气质量超过三级环境空气质量标准的浓度限值，并无成片居民集中生活的区域，但不包括 1988 年后新建的任何工业区	三级

① 中华人民共和国国家标准《环境空气质量标准》（GB 3095—1996）。

环境质量功能区由地级市以上（含地级市）环境保护行政主管部门划分，功能区的界限应充分利用现行行政区界或自然分界线。一类、二类功能区的面积不得小于 4km²。

一类区与三类区之间，一类区与二类区之间，二类区与三类区之间设置一定宽度的缓冲带。缓冲带的宽度根据区划面积、污染源分布、大气扩散能力确定，一般情况下，一类区与三类区之间的缓冲带宽度不小于 500m，其他类别功能区之间的缓冲带宽度不小于 300m。缓冲带内的环境空气质量应向要求高的区域靠。

二、大气环境容量

1. 概念

大气环境容量的概念：对于一个特定的环境单元，根据其自然净化能力，在特定的污染

源布局和结构及自然边界的条件下，为达到大气环境质量目标所允许的污染物最大排放量。

2. 影响大气环境容量的因素

(1) 气象与湍流扩散条件 气相与湍流扩散条件是影响大气环境容量的最重要因素。大气系统内的物质运动以物理过程为主。在这个过程中，污染物由于稀释扩散作用的结果而使其浓度降低，但其总量并没有减少。其次，区域气温、空气湿度、降雨等也会对大气污染物的沉积、转化过程产生影响以致影响环境容量。

(2) 地形与地貌条件 区域地形、地貌及地表的土地类型、土地利用状况、地表构筑、植被、水体等条件不同，会导致不同的边界层变化，对污染物的迁移扩散、沉积和转化等产生不同的影响，进而影响区域环境容量。

(3) 环境质量现状条件 大气环境容量是基于环境质量现状和环境质量控制目标计算的，这两者的数值对环境容量计算结果会有很大影响。

3. 大气环境容量计算模型

(1) 箱式模型 箱式模型是计算区域大气环境容量最为简单、直接的模型，也是概念较为明确的模型。箱式模型可以同时考虑点源和面源的控制。

设研究区域为一箱体，同时考虑污染物的沉积、转化因素，类似单箱模型推导过程可得箱体平均浓度为：

$$\bar{C} = \frac{\bar{u}C_0 + L(q/h)}{\bar{u} + (u_d + u_w + h/T_c)L/h} \quad (10-1)$$

式中， C_0 为上风向污染物浓度（背景浓度）， mg/m^3 ； \bar{u} 为混合层的平均风速， m/s ； u_d 为污染物干沉积速度， m/s ； u_w 为污染物湿沉积速度， m/s ， $u_w = W_r R$ ； W_r 为清洗比特征数，无量纲量； R 为年降水量， mm/a ； h 为混合高度， m ； L 为箱体下垫面顺风向长度， m ； q 为箱体内单位时间、面积的污染源强， $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ ； T_c 为污染物转化的时间常数，与半衰期关系为 $T_{1/2} = 0.693 T_c$ 。

如果令 \bar{C} 为功能区的大气环境质量目标值 C_s ，假设上风向本底浓度 $C_0 \approx 0$ ，污染物的半衰期 T_c 足够大，上式可以写成：

$$C_s = \frac{L(q/h)}{\bar{u} + (u_d + W_r R)L/h} \quad (10-2)$$

$$q = \frac{\bar{u}hC_s}{L} + C_s(u_d + W_r R) \quad (10-3)$$

这里， q 实际上就是根据箱式模型反算的单位面积、单位时间的允许排放量。假定规划区的面积为 S (km^2)，计算时间周期为 $T=1$ 年，那么整个规划区的年允许排放量为：

$$Q_a = q \times S \times T \quad (10-4)$$

如果将规划区视为圆形，其等效直径为 $L = 2\sqrt{S/\pi}$ ，将其代入并经过单位换算，得到：

$$Q_a = 3.1536 \times 10^{-3} C_s \left[\frac{\sqrt{\pi S} V_E}{2} + S(u_d + W_r R) \times 10^3 \right] \quad (10-5)$$

式中， Q_a 为规划区污染物年允许排放量，万吨/年； V_E 为通风量， m^2/s ， $V_E = \bar{u}h$ ； $W_r = 1.9 \times 10^{-5}$ 。

在进一步考虑一般城市范围的气态污染物排放的总量控制时，所有干湿沉降可以略去，式 (10-5) 可以写成：

$$Q_a = AC_s \sqrt{S} \quad (10-6)$$

$$A = 1.5768 \times 10^{-3} \sqrt{\pi} V_E \quad (10-7)$$

Q_a 可以认为就是按照箱式模型导出的区域大气环境容量，只要知道 A 值，就可以计算大气环境容量，这种计算环境容量（或允许排放量）的方法简称为 A 值法。

作为箱式模型的改进，多箱模型也可以用于估计大气环境容量，但其计算过程十分复杂。

(2) 浓度反演模型 反推法的基本原理是：由 $C=f(Q)$ 反演求得 $Q=f'(C)$ 。此处 C 和 Q 分别是某区域大气污染物浓度和影响区域的大气污染物排放量。

设 C_i 为地面节点 i 处的污染物浓度； Q_j 试位于节点 j 处的污染源源强； ϕ_j^i 为表达节点 i 的对源 j 的响应关系的转换因子。浓度与源强之间有如下线性关系：

$$C_i=\phi_j^iQ_j \tag{10-8}$$

以环境目标值 C_s 取代 C_i ，并以矩阵形式表达则有

$$Q=\phi^{-1}C \tag{10-9}$$

在多源情况下，通过浓度反演环境容量将是一个极其复杂的过程。

三、总量控制与分配

在环境规划中，污染物总量分配是总量控制的重要步骤。总量分配有多种方法，每一种方法就是一个策略，选用何种策略，要视当时当地的具体条件而定。可以考虑的总量分配方法有：

- ① 基于排污现状的分配方法，如等比例削减、等浓度削减、根据万元产值排污系数加权削减；
- ② 基于行业排污差异的分配方法，如根据行业排污标准加权削减、根据行业平均处理效率加权削减、根据行业最高处理效率加权削减；
- ③ 按区域治理费用最小削减；
- ④ 按企业的贡献率削减。

从社会公平、管理的可行性与可操作性的角度，等比例削减可能是比较明智的选择，尽管这种选择从追求效率的角度似乎并不是最佳的。追求效率目标可以在规划以后的管理过程中实现，例如通过排污权交易，即通过市场经济手段使得区域环境目标的实现逐步达到最佳状态。

第二节 规划内容与方法

一、系统组成

大气环境规划过程，即协调区域经济、社会发展和环境质量要求之间的关系，寻求决策者满意的环境规划方案。大气环境规划系统是一个涉及经济、社会 and 环境的复合系统。这个系统包含污染源子系统、污染控制子系统、污染物排放子系统和接受环境子系统（图10-1）。



图 10-1 大气环境规划系统的组成

1. 污染源子系统

污染源子系统与经济、社会密切相关。按照污染源的空间形态可以分为点源、线源和面源。面源是以分散方式存在的污染源，例如存在于商业服务区、居民住宅区的污染源。面源的特点是分布面广、排气筒较低，一般通过燃料结构和燃烧设施的改进来治理面源。线源最一般的表现形式是道路上的交通污染源，线源的特点是排气筒的高度接近地面，可以直接对

人体健康产生危害。与面源一样，点源的治理主要手段是燃料和燃烧设施的改进。点源是指那些污染物在空间上集中排放，且排气筒具有一定高度的污染源，点源的特点是排放强度大、排气筒高，对点源的控制除了调整燃料和改进燃烧设施，还可以通过调整排气筒高度和污染物的处理程度，满足环境质量的要求。对一个区域或城市来说，只有全面协调面源、线源和点源的贡献，才能解决大气环境质量问题。

由于交通线源产生的污染物以氮氧化物、一氧化碳、臭氧为主，与面源、点源通常考虑的颗粒物、二氧化硫等不同，在环境规划中线源一般可以单独处理。

2. 污染控制子系统

大气环境污染物是由燃料的燃烧和化学反应产生的，尤以前者为主，因此污染控制的主要对象是燃料结构、燃烧过程和污染物的治理。燃料结构的改变涉及一个地区的能源结构规划，取决于需求与供给的平衡与协调。采用清洁能源对于改善和保持优良的环境质量是最根本的措施。但是，我国是一个煤炭资源相对丰富的国家，煤炭在整个能源结构中占到月70%以上的份额，煤炭燃烧过程中出现的颗粒物与二氧化硫污染将是长期的环境问题，污染控制的主要方向也在于控制颗粒物和二氧化硫。

3. 污染物排放子系统

污染物的排放分为有组织排放和无组织排放两种，一般的点源排放属于有组织排放，而面源则属于无组织排放。点源通过高架排气筒排放污染物，污染物的排放浓度和排放量易于控制；面源的控制较多需要通过管理措施实现，例如改变能源结构等。

4. 接受环境子系统

大气环境规划中接受环境子系统就是污染源周围的大气环境。由于大气环境是没有边界的，大气环境子系统的范围需要具体划定。但是，在大气环境规划中，规划区的边界，一个不应小于环境功能区的规定边界。

二、规划的主要内容与过程

大气环境规划的主要目标是以适当的代价，对排放到大气中的污染物进行合理的控制，保证大气环境质量满足人类生活、生产以及生态与景观的需求。大气环境规划是一个多目标规划，涉及生态、环境、经济、社会生活的各个方面。

大气环境规划所要解决的问题主要涉及两个方面：一方面是通过污染源的控制，使大气的环境质量满足预定的环境目标；另一方面是合理的污染源控制成本。

污染源控制是大气环境规划的核心。在宏观尺度上，我国已经制定了“双控区”（即二氧化硫控制区和酸雨控制区）规划，双控区的面积达109万平方千米，其中二氧化硫控制区29万平方千米，酸雨控制区80万平方千米。对二氧化硫和酸雨的控制提出了具体的目标和措施。对于一个区域环境规划问题：一是要落实宏观规划的结果，二是要根据区域条件制定具体的环境规划目标，提出具体的环境规划方案。

大气环境规划的内容主要有：①识别大气环境现状和大气污染源现状；②根据经济和城市发展规划进行污染源预测，包括污染源排放的主要污染物、介质的量及其空间分布；③建立大气环境质量模型；④制定大气污染控制情景；⑤对情景进行环境、经济和社会影响分析；⑥通过决策分析选择推荐情景。

大气环境规划一般可以分为下述几个步骤。

（1）准备阶段 准备阶段的主要工作是识别大气环境质量现状和污染源现状，并在此基础上建立两者之间的响应关系，建立起大气环境质量模型。

（2）情景生成阶段 本阶段的主要任务是针对可能出现的条件和选项的组合建立大气污

染源治理的各种情景。各种情景可以根据下述条件生成：①可能的能源结构，包括可能利用的能源种类、各种能源利用的量以及相应的污染物含量；②可能的污染源治理方法，包括污染物的去除率、不同的污染源排气筒高度等。

(3) 情景分析阶段 不同的能源结构、不同的污染源治理方法，对环境的影响也不同，所需的费用也不同，对社会的影响也不同。针对每一个情景进行经济、环境和社会的影响分析是本阶段的主要任务。

(4) 情景决策阶段 在各种不同的情景中选择满意解，是决策阶段的主要任务。对于多目标的情景，需要进行多目标决策分析。

图 10-2 表示了大气环境规划的过程。

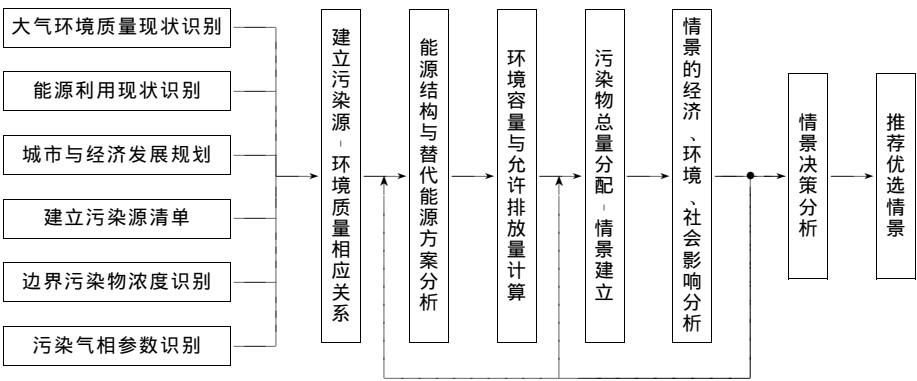


图 10-2 大气环境规划的过程

三、规划的主要问题与主要方法

根据任务，大气环境规划可以归纳为下述几类问题：

- (1) 规划合理的能源结构和合理的污染源治理方案，以满足大气环境质量的要求；
- (2) 定污染物允许排放总量，将其分配到各个污染源；
- (3) 以环境功能区的环境质量目标为依据，在污染源高度给定的条件下，确定各污染源的允许排放量；
- (4) 以环境功能区的环境质量目标为依据，同时确定污染源高度和污染物的允许排放量。

目前，用于大气环境规划的方法主要有以下几种。

(1) 情景分析方法 为了达到预定的大气环境质量目标，可以设定一系列的污染物控制情景，这些情景是各种可能的方法与措施的组合，通过对每一个情景的分析，找出满意的推荐情景。

情景分析方法属于一种选优的正向算法，在设定情景时所采用的每一种方法与措施在过程上都是可行的，但是它们是否满足环境质量目标，或者在经济上是否理想，需要进一步分析。

情景分析没有固定的程式和模式，可以采用现有的各种方法，不必建立专门的模型。因此，情景分析方法比较灵活，可以将各种技术和方案集中在一起。正因为这种特征，丰富的工程知识和经验，对于遴选优秀的情景是完全必要的。

情景分析方法比较适用于解决复杂的环境问题，例如上述的第一类和第四类问题。

(2) 比例下降模型方法 比例下降模型是一种简化的大气环境规划方法。比例下降模型实际上是一种将已知的污染物去除总量分配到各个污染源的最优化方法，“比例下降”只是

反映了一种假定的污染源与空气环境质量的响应关系。

(3) 地面浓度控制方法 地面浓度控制模型反映了大气环境规划的最为本质的内容，即根据大气环境质量的需求，寻找最佳的污染源控制策略和措施。地面浓度控制模型是通过一套最优化方法实现的，从实现环境质量和成本控制角度，地面浓度控制可能是一种比较理想的方法。但是由于它需要将一个实际问题公式化，因此很多因素可能被忽略，一些复杂的关系可能被简化，它的计算结果的适用性不能不受到影响。

(4) A-P 值法 A-P 值法是一种实用的污染物总量计算与分配的方法。它利用 A 值法计算功能区和规划区的允许排放量，利用 P 值法将允许排放量分配到污染源。尽管在理论上 A 值法和 P 值法尚没有完全融合，但是它们为复杂的大气污染物总量控制提供了有效的方法。

第三节 情景规划方法

一、概述

情景规划的基础是情景分析技术。情景分析是一种方法学的称谓，意思是将未来的发展可能设想成各种各样的“情景”，每一个情景代表着一种发展的可能；分析这些情景的发生和发展、探讨它们的可行性、研究它们的优缺点，找出一种或若干种人们希望达到并有可能达到的情景，作为情景分析的成果推荐给决策者和公众。

情景分析的特点是首先假定结果，然后分析过程。每一个情景在分析过程中是否能够满足每项要求事先不能确切地知道。如果在分析过程中发现某个情景不能满足某项要求，则该情景就被认为不可行而被弃用。对于所有的可行情景比较其各个指标之间的优劣，剔除“劣情景”，保留“非劣情景”；然后通过决策分析，从非劣情景中选出满意情景作为推荐情景。

情景分析是一个方法学概念，它为大气环境规划提供了一个解决问题的技术路线，在分析过程中可以利用各种现有的方法和技术。利用情景分析方法进行大气环境规划的过程示于图 10-3。

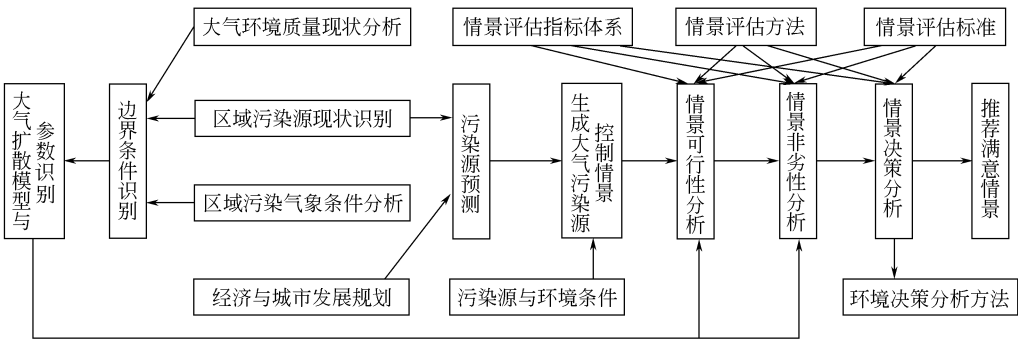


图 10-3 情景规划技术路线

二、情景生成

情景生成是对污染源的各种控制策略而言的，污染源控制的每一个过程所采用的不同方法和不同技术的组合都可以构成一个情景。理论上，情景的数量可能很多，但是受具体条件的限制，实际问题中不可能出现太多的情景。大气环境规划的情景可以根据下述变化的条件组合生成。

(1) 能源结构 一个地区或城市可供选择的能源种类、各种能源使用的比例和数量、每种能源的污染物含量等都是可以选择的，目前可以使用的能源种类包括化石能源（含煤、石

油、天然气等)、水能与核能。随着能源短缺的加剧,人们正在研究开发风能、太阳能、生物质能等可再生能源,但它们在最近投入大规模应用的可能性不大。

能源和替代能源的选择是能源规划所要解决的问题,能源规划的任何决策对于大气环境规划的影响都是根本性的。另一方面,能源应用对环境质量的影响往往又反过来影响能源规划的决策过程。

(2) 能源燃烧方式 能源对大气环境的影响一般要通过燃烧过程实现。污染源源强计算的一般形式为:

$$Q=kW(1-\eta)$$

(10-10)

式中, Q 为源强,对瞬时排放源,指一次排放的污染物总量;对连续排放源,指单位时间排放的污染物质。 W 为燃料消耗量,对瞬时排放源,指一次性燃料消耗量;对连续排放源,指单位时间的燃料消耗量。 k 为燃料中某种污染物的排放因子,即单位燃料中污染物质的含量或燃烧后的污染物生成量。 η 为污染物在处理构筑物中的去除率。

燃烧设备的效率是影响污染物排放量的重要因素,在环境规划中,要选用那些效率高的先进设备,逐步淘汰效率低的设备。

(3) 能源利用布局 能源利用布局主要针对能源转换过程的分散或集中利用而言,例如将煤或石油等化石能源转变为电能或热能,以便集中供电或供暖。能源集中燃烧的优点是可以提高能源利用效率,便于污染源治理,降低污染物排放总量,降低供电成本;但是,燃料的集中燃烧会形成集中的污染物排放,对局部环境形成冲击性负荷。因此对于燃料的集中燃烧需要在规划中进行比较。

(4) 烟囱高度 烟囱高度的变化虽然不能降低污染物的排放总量,但是可以改变污染物的分布。通过提高烟囱高度降低污染物的最大落地浓度是区域规划中常用的技术。

(5) 废气处理方法和措施 废气处理是防治污染物进入空气中的最后一道关口,针对不同的污染物有不同的控制方法。例如,对 TSP 的去除有各种沉淀器、电除尘器等,对于 SO_2 治理有各种脱硫方法和装置(例如干法、湿法)。

在上述五项内容中,每一项都存在不同的选择。将它们按照一定的规则进行组合就可以构成不同的情景(图 10-4)。

三、情景分析

(1) 建立目标体系,明确评估方法和评估标准 大气环境规划一般属于多目标决策问题,在进行情景的评估、决策之前需要建立评估目标体系、评估方法和评估标准。目标体系主要由环境质量指标和经济指标组成。制订环境质量指标的主要根据是环境空气质量功能区划,例如 SO_2 和 TSP,也可以根据具体情况补充其他指标。经济指标包括工程经济方面的内容,例如实现规划情景所需的费用等,也可以包括环境经济方面的内容,例如规划情景的损失和收益。

情景评估标准是针对指标体系确定的,是衡量情景优劣的依据。对于环境质量指标,在功能区划中已经明确;至于经济指标,一般没有绝对标准,在实现环境质量目标的前提下,可以采用费用较低的情景。

(2) 分析可行情景 情景规划方法的特点之一是所制定的情景在工程上一般都是可行

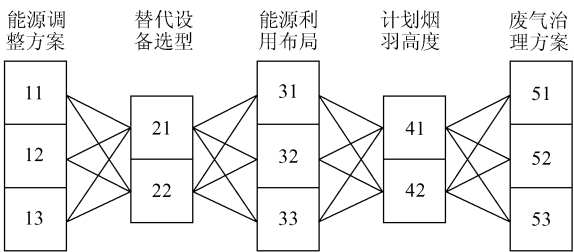


图 10-4 情景生成示意

的，但是它在实现环境目标上是否可行需要论证。情景分析的一个重要内容就是利用环境质量模型模拟大气环境质量对情景的响应，识别情景的可行性。凡是环境质量目标不能满足功能区划要求的情景，都属于不可行情景，否则就是可行情景。

如果规划中列出了其他的约束条件，那些不能满足约束要求的情景也属于不可行情景。

(3) 选择非劣情景 非劣情景是指可行情景中那些难以从单个指标上分出优劣的情景。例如甲、乙两个情景，评价指标为 A、B。如果甲情景的两个指标都优于乙情景，那么甲情景就是非劣情景，乙情景就是劣情景；如果甲情景的指标 A 优于乙情景，而指标 B 劣于乙情景，情景甲、乙难以分出优劣，两个情景都属于非劣情景。

【例 10-1】 下表列出甲、乙、丙、丁四个情景的主要目标的分析结果，情景甲因为 SO₂ 指标不达标，属于不可行情景；情景乙的两个环境质量指标虽然全部达标，属于可行情景，但是每一个指标的数值都劣于情景丙和丁，因此情景乙属于劣情景；而情景丙和丁的两个环境质量指标全都满足标准，但互有优劣，情景丙和丁属于非劣情景。

情景	环境功能区划执行标准(二级)/(mg/m ³ 标准)(年日平均)		环境质量指标/(mg/m ³ 标准)		费用/万元
	≤SO ₂	≤TSP	≤SO ₂	≤TSP	
甲	0.15	0.3	0.20	0.25	45000
乙	0.15	0.3	0.14	0.30	55000
丙	0.15	0.3	0.13	0.20	57500
丁	0.15	0.3	0.12	0.28	60500

四、情景决策

情景决策的任务是从非劣情景中选择满意情景。从上面的例子可以看出，情景的三个评估指标（SO₂、TSP 和费用）中，情景丙的 TSP 和费用指标优于情景丁，而 SO₂ 指标劣于情景丁。这种两个目标以上的决策问题属于多目标决策，可以参照本书第十一章介绍的方法求解。

第四节 比例下降规划

一、模型假设

比例下降规划的假设是污染源的污染物排放量的下降，将导致空气中的污染物浓度的等比例下降。比例下降模型在理论上并没有严格的证明，但有一些证据证明这个结论是合理的。例如，从 1967 年至 1976 年的 10 年间，美国旧金山的 CO 排放量降低了 30%，同期空气中的 CO 浓度也大约下降了 30%。

在以年平均值为基础进行空气污染控制规划时，由于时间比尺较长，各种气象条件造成的差别得到平滑，利用比例下降模型可以得到较好的结果；同样，比例下降模型适用于空间尺度比较大的区域。

根据比例下降假设，在优化模型中不必直接纳入空气质量约束，而只需将现实的环境质量与环境质量标准相比较，确定必须削减的污染物总量，比例下降规划的任务在于将污染物的削减总量分配给各个污染源。由于不包含环境质量约束，可以大大简化计算过程。

二、优化模型

假定规划区域包含 *m* 个污染源，每个污染源存在 *n* 种可选择的污染控制方法，用以控制 *q* 种污染物。

如果以 x_{ij} 表示产品的产量，其中 i 为污染源的编号， j 是该产品的废气治理方法；以 c_{ij} 表示相应于生产单位产品所需支付的污染控制费用；以 b_{ijp} 表示第 i 个污染源采用第 j 种控制方法、生产单位产品的第 p 种污染物的排放量，又称排放因子。 $b_{ijp} = (1 - \eta_{ijp})Q_{ip}$ 表示源强经处理后的污染物剩余排放量，式中， η_{ijp} 为第 i 个污染源采用第 j 种控制方法时，去除第 p 种污染物的效率； Q_{ip} 为第 i 个污染源排放第 p 种污染物的源强。

根据比例下降模型，可以写出优化模型的线性规划形式：

$$\begin{aligned} \min \quad & Z = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n c_{ij} x_{ij} \\ & \sum_{j=1}^n a_{ij} x_{ij} = S_i \quad i = 1, \dots, m; \quad j = 1, \dots, n \\ & \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n b_{ijp} (1 - \eta_{ijp}) k_p x_{ij} \leq A_p \quad P = 1, \dots, q \\ & x_{ij} \geq 0, \quad \forall i, j \end{aligned}$$

(10-11)

式中， S_i 是对第 i 个源的产品产量约束； a_{ij} 是逻辑变量，若对第 i 个源实施第 j 种污染物控制可行，则 $a_{ij} = 1$ ，否则 $a_{ij} = 0$ ； A_p 是区域内对第 j 种污染物排放量的总约束； b_{ijp} 是逻辑变量，若第 j 种控制方法对第 i 个源的第 p 种污染物有效，则 $b_{ijp} = 1$ ，否则 $b_{ijp} = 0$ ； η_{ijp} 是相应污染物的去除效率； k_p 是第 p 种污染物的排放因子，即单位燃料燃烧时释放的污染物质。

上述模型是一个线性规划模型，可以用线性规划方法求解。

【例 10-2】 一个地区范围内的污染源是两个发电厂和一个水泥厂，根据环境质量的要求和比例下降模型的假设，必须削减 TSP 的排放总量的 80%，可供选择的 TSP 控制方法是：不加任何控制、隔板式沉淀器、多级旋风除尘器、长锥体旋风除尘器、喷雾除尘器和电除尘器。变量 x_{ij} 表示第 i 个污染源采用第 j 种控制方法是的产品产量，对发电厂用燃煤量表示，对水泥厂用水泥产量表示。

TSP 控制方法			TSP 污染源		
编 号		TSP 去除效率	发电厂 A	发电厂 B	水泥厂
0	不加控制	0	x_{10}	x_{20}	x_{30}
1	隔板式沉淀器	0.59	x_{11}	x_{21}	x_{31}
2	多级旋风除尘器	0.74	—	—	x_{32}
3	长锥体旋风除尘器	0.85	—	—	x_{33}
4	喷雾除尘器	0.94	x_{14}	x_{24}	x_{34}
5	静电除尘器	0.97	x_{15}	x_{25}	—

每个污染源采用不同控制方法去除单位 TSP 的费用如下：

变 量	c_{10}	c_{11}	c_{14}	c_{15}	c_{20}	c_{21}	c_{24}	c_{25}	c_{30}	c_{31}	c_{32}	c_{33}	c_{34}
单位费用	0	1.0	2.0	2.8	0	1.4	2.2	3.0	0	1.1	1.2	1.5	3.0

三个污染源各自的产品产量、TSP 排放因子和 TSP 排放量列于下表：

污 染 源	产量/(t/a)	TSP 源强/(kg/t)	TSP 排放量/(kg/a)
发电厂 A	400000	95	38000000
发电厂 B	300000	95	28500000
水泥厂	250000	85	21250000

三个污染源的 TSP 排放总量为 87750000kg/a。为了控制 TSP 污染，需要去除 TSP 总量的 80%，即 TSP 的允许排放量为：

$$A_p \leq 87750000(1 - 80\%) = 17550000 \text{ (kg/a)}$$

根据所给条件，需要将 17550000kg/a 的 TSP 允许排放量，分配给三个污染源。如果采用优化分配策略，本例的最优化模型为：

目标函数：

$$\begin{aligned} \min \quad Z = & 1.0x_{11} + 2.0x_{14} + 2.8x_{15} + 1.4x_{21} + 2.2x_{24} + 3.0x_{25} \\ & + 1.1x_{31} + 1.2x_{32} + 1.5x_{33} + 3.0x_{34} \end{aligned}$$

约束条件：

$$\begin{aligned} x_{10} + x_{11} + x_{14} + x_{15} &= 400000 \\ x_{20} + x_{21} + x_{24} + x_{25} &= 300000 \\ x_{30} + x_{31} + x_{32} + x_{33} + x_{34} &= 250000 \\ 95x_{10} + (1 - 0.59)95x_{11} + (1 - 0.94)95x_{14} + (1 - 0.97)95x_{15} + 95x_{20} \\ &+ (1 - 0.95)95x_{21} + (1 - 0.94)95x_{24} + (1 - 0.97)95x_{25} + 85x_{30} + (1 - 0.59)85x_{31} \\ &+ (1 - 0.74)85x_{32} + (1 - 0.85)85x_{33} + (1 - 0.94)85x_{34} \leq 17550000 \\ x_{ij} &\geq 0, \forall i, j \end{aligned}$$

该模型的总费用以元/a 表示。上式中前三个约束为生产量约束（等式约束）；第四个约束为 TSP 排放总量约束；最后一个为变量非负约束。

用单纯型法容易求得本例的解：

x_{11}^*	x_{14}^*	x_{24}^*	x_{32}^*	Z^*
242793	157207	300000	250000	1517207

本例的解的意义在于：为了削减 TSP，发电厂 A 采用隔板沉淀器和喷雾除尘器；发电厂 B 只采用喷雾除尘器；水泥厂则全部采用多级旋风除尘器。

三、对偶模型

比例下降模型中给定的产品产量是未来的计划，如果实际与计划产生偏差，对目标会产生什么影响？80%的削减比例是根据比例下降的假设作出的，环境管理部门可能会怀疑它的环境治理效果，主张加强控制；工业企业则主张放松约束，以便降低控制费用。而排放量的变化又会对目标产生什么影响呢？这些问题都可以通过对原问题进行灵敏度分析得到解答，而灵敏度分析可以通过对原模型的对偶模型研究得到部分解决。

为了构造一个对偶模型，对原线性规划问题进行标准化处理，即将目标函数表示为求最大值，同时将等式约束转换为两个等价的不等式约束。

目标函数：

$$\begin{aligned} \max \quad (-Z) = & -1.0x_{11} - 2.0x_{14} - 2.8x_{15} - 1.4x_{21} - 2.2x_{24} \\ & - 3.0x_{25} - 1.1x_{31} - 1.2x_{32} - 1.5x_{33} - 3.0x_{34} \end{aligned}$$

约束条件：

$$\begin{aligned} x_{10} + x_{11} + x_{14} + x_{15} &\leq 400000 \\ -x_{10} - x_{11} - x_{14} - x_{15} &\leq -400000 \\ x_{20} + x_{21} + x_{24} + x_{25} &\leq 300000 \\ -x_{20} - x_{21} - x_{24} - x_{25} &\leq -300000 \\ x_{30} + x_{31} + x_{32} + x_{33} + x_{34} &\leq 250000 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & -x_{30}-x_{31}-x_{32}-x_{33}-x_{34} \leqslant-250000 \\ & 95 x_{10}+(1-0.59) 95 x_{11}+(1-0.94) 95 x_{14}+(1-0.97) 95 x_{15}+95 x_{20} \\ & \quad+(1-0.95) 95 x_{21}+(1-0.94) 95 x_{24}+(1-0.97) 95 x_{25}+85 x_{30}+(1-0.59) 85 x_{31} \\ & \quad+(1-0.74) 85 x_{32}+(1-0.85) 85 x_{33}+(1-0.94) 85 x_{34} \leqslant 17550000 \\ & x_{ij} \geqslant 0, \forall i, j \end{aligned}$$

假设上式中 7 个约束条件的对偶变量为 $y_1, y_2, y_3, y_4, y_5, y_6, y_7$ ，则原模型的对偶模型如下。

目标函数：
$$\min \quad Z=400000 y_1-400000 y_2+300000 y_3-300000 y_4+250000 y_5-250000 y_6+17600000 y_7$$

约束条件（用表格形式表达）：

y_1	y_2	y_3	y_4	y_5	y_6	y_7	\geqslant	\leqslant
+1	-1					+95.0	0	
-1	+1					-39.0		1.0
-1	+1					-5.7		2.0
-1	+1					-2.9		2.8
		+1	-1			+95.0	0	
		-1	+1			39.0		1.4
		-1	+1			-5.7		2.2
		-1	+1			-2.9	0	
				+1	-1	85.0	0	
				-1	+1	-34.9		1.1
				-1	+1	-22.1		1.2
				-1	+1	-13.6		1.5
				-1	+1	-5.1		3.0
$y_1, y_2, y_3, y_4, y_5, y_6, y_7$			0					

上述对偶模型的解是： $y_1^{\bullet}=y_3^{\bullet}=y_5^{\bullet}=0$ ， $y_2^{\bullet}=2.17$ 元， $y_4^{\bullet}=2.37$ 元， $y_6^{\bullet}=1.86$ 元。 $y_1^{\bullet}-y_2^{\bullet}=-2.17$ 元， $y_3^{\bullet}-y_4^{\bullet}=-2.37$ 元和 $y_5^{\bullet}-y_6^{\bullet}=-1.86$ 元分别表示发电厂 A、发电厂 B 和水泥厂用于污染控制的边际费用，即发电厂 A、发电厂 B 和水泥厂每增加 1t 燃煤或增产 1t 水泥，需要增加的 TSP 控制费用分别是 2.17 元、2.37 元和 1.86 元。对偶变量 $y_7^{\bullet}=0.03$ 元是污染物排放量约束的边际费用，即每减少 1kg 的 TSP 排放量限制，可以节省 0.03 元。如果将 TSP 约束由 17600000kg/a 放宽到 20000000kg/a，每年的污染控制费用可以节省 $(20000000-17600000) \times 0.03=72000$ 元。

第五节 地面浓度控制规划

比例下降模型在计算上比较简单，在较大的空间尺度和较长的时间尺度上，计算结果有一定的可信度。但是比例下降模型没有考虑大气中污染物的迁移扩散规律，忽略了污染物在时间和空间上分布的不均匀性。地面浓度控制是以空气质量标准为基础，通过空气环境质量模型推导污染源的允许排放量，及其在各个污染源之间的优化分配。从逻辑上讲，按照地面浓度控制规划得到的结果较比例下降规划更为科学、合理。

一、空气质量约束
对于一个高架点源，假设风向与 x 轴平行，烟羽中心线高度为 H ，平均风速为 u_x ，高

架点源下风向任意点 $(x, y, 0)$ 处的污染物浓度 $C(x, y, 0)$ 可以用下式计算：

$$C(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad (10-12)$$

式中， Q 为污染源源强； σ_y 、 σ_z 分别为污染物在 y 方向和 z 方向分布的标准差。

污染物分布标准差 σ_y 和 σ_z 是大气稳定性和地面坐标的函数，可以根据经验公式计算。高架点源的源强 Q 可以用下式计算：

$$Q_{ijp} = b_{ijp} x_{ij} \quad (10-13)$$

式中， b 为排放因子； x 为产品产量； i 、 j 、 p 分别为污染源、污染控制方法和污染物的编号。令：

$$t_{ik} = \frac{1}{\pi u_x \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y_{ik}^2}{2\sigma_y^2} - \frac{H_i^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad (10-14)$$

式中， y_{ik} 为接受点与污染源的横向距离； H 为烟羽的有效高度； k 为接受点的编号。

上式中的 t_{ik} 为被定义为位于 i 点的污染源对位于 k 点的受体的污染因子。那么接受点 k 由于污染源 i 第 p 种污染物的排放的浓度增量可以用下式计算：

$$C_{ipk} = t_{ik} b_{ijp} x_{ij} \quad (10-15)$$

如果一个地区存在 m 个污染源， n 种控制方法，则接受点 k 的污染物浓度为：

$$C_{pk} = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n t_{ik} b_{ijp} x_{ij} \quad (10-16)$$

若给定接受点处第 p 种污染物的空气质量标准是 C_{pk}^0 ，则空气质量的约束为：

$$\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n t_{ik} b_{ijp} x_{ij} \leq C_{pk}^0 \quad (10-17)$$

二、规划模型

根据上述条件，如果选择优化分配策略，地面浓度控制的规划模型如下。

目标函数：

$$\min Z = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n c_{ij} x_{ij} \quad i = 1, \dots, m; \quad j = 1, \dots, n \quad (10-18)$$

约束条件为：

$$\begin{aligned} \sum_{j=1}^n a_{ij} x_{ij} &= S_i \quad i = 1, \dots, m; \quad j = 1, \dots, n \\ \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n t_{ik} b_{ijp} x_{ij} &\leq C_{pk}^0 \quad p = 1, \dots, q; \quad k = 1, \dots, r \\ x_{ij} &\geq 0, \quad \forall i, j \end{aligned} \quad (10-19)$$

在这个规划模型中， x_{ij} 是决策变量，规划的结果是输出污染源的控制策略，即污染源的治理程度，其他数据都是已知的。这是一个线性规划模型，可以用线性规划方法求解。

第六节 空气质量-经济-能源系统规划

一、一般规划问题

能源-经济-环境三者之间构成复杂的相互制约关系。在研究能源-经济-环境这个层次的问题时，系统的目标包括空气环境质量目标、废气治理的经济目标和区域总能耗目标三个方面。

上述三个目标中，能源消耗目标是一个主动的关键目标。降低能源消耗不仅节省了能源

自身的费用，也相应降低由于消耗能源带来的废气治理费用，同时对改善空气质量目标也有积极效果，但是能源的消耗还要受经济发展和人民生活需求的制约。

二、模型

1. 目标函数：

$$\text{Opt}(C, \text{INV}, E) \tag{10-20}$$

目标函数由 3 项组成，它们是环境质量指标 C、污染控制投资指标 INV 和能源消耗量指标 E。

环境质量指标 C 就是区域空气质量，可以用各种适用的空气质量模型进行预测，空气质量预测的前提是假设能源的消耗量。

能源投资函数是与能源消耗相应的矿山建设、燃料运输、销售的费用，也应该包括所需的污染控制费用，计算如下：

$$\text{INV} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m c_i x_{ij} \tag{10-21}$$

式中， c_i 为单位能源消耗量的投资； x_{ij} 为各种能源的消耗量。

能源消耗总量 E 可以通过下式计算：

$$E = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m k_i x_{ij} \tag{10-22}$$

式中， k_i 为各种燃料折合成标准燃料的折合系数。

2. 约束条件

(1) 能源需求总量约束：

$$\sum_i^n \eta_i x_{ij} \geqslant R_j \quad i = 1, \cdots, m; \quad j = 1, \cdots, n \tag{10-23}$$

(2) 各种能源的可供量约束：

$$\sum_{j=1}^m k_i x_{ij} \leqslant P_i, \quad i = 1, \cdots, m; \quad j = 1, \cdots, n \tag{10-24}$$

这是一个多目标规划问题，需要用多目标方法求解。

上面第一个约束是能源需求总量约束，取决于社会需求。如果以 x_{ij} 表示工业和民用的能源需求，可以通过下表计算：

能源构成		民用	供暖	工 业							可供量
				机械	化工	电力	轻工	食品	
能源类型	原煤	x_{11}	x_{12}	x_{13}	x_{14}	x_{15}	x_{16}	x_{17}	...	x_{1m}	P_1
	配煤	x_{21}	x_{22}	x_{23}	x_{24}	x_{25}	x_{26}	x_{27}	...	x_{2m}	P_2
	型煤	x_{31}	x_{32}	x_{33}	x_{34}	x_{35}	x_{36}	x_{37}	...	x_{3m}	P_3
	重油	x_{41}	x_{42}	x_{43}	x_{44}	x_{45}	x_{46}	x_{47}	...	x_{4m}	P_4
	天然气	x_{51}	x_{52}	x_{53}	x_{54}	x_{55}	x_{56}	x_{57}	...	x_{5m}	P_5

	...	x_{n1}	x_{n2}	x_{n3}	x_{n4}	x_{n5}	x_{n6}	x_{n7}	...	x_{nm}	P_n
需求总量		R_1	R_2	R_3	R_4	R_5	R_6	R_7	...	R_m	...

第二个约束是可供量约束，由上表中最后一列组成。

三、系统优化模型

目标函数 (C_{k+1}, INV, E) (10-25)

约束条件 $\sum_i^n \eta_i x_{ij} \geq R_j \quad i = 1, \dots, m; \quad j = 1, \dots, n$ (10-26)

$\sum_{j=1}^m k_i x_{ij} \leq P_i, \quad i = 1, \dots, m; \quad j = 1, \dots, n$ (10-27)

这是一个多目标规划问题，要用多目标决策方法求解。

第七节 实用污染物总量控制规划方法（A-P 值法）

A-P 值法是 A 值法与 P 值法的组合算法，通过 A 值法可以计算规划区和功能区的允许排放总量，通过 P 值法可以将允许排放总量分配给点源。A 值法的基础是箱式模型，不考虑污染物分布和参数的空间差异，P 值法的基础是点源扩散模型，这两者的结合在理论上并没有充分依据，但是可以解决实际的计算问题，是一种实用的方法。

假设规划对象为一个区域，包括 n 分区，每一个分区都是一个大气环境功能区，具有一定的面积和环境质量标准。

一、A 值法

1. A 值法的基本原理

根据式（10-6）和式（10-7）可以计算一个区域的大气环境容量（或污染物允许排放量）：

$Q_a = AC_s \sqrt{S}$

$A = 1.5768 \times 10^{-3} \sqrt{\pi} V_E$

式中，A 称为总量控制系数，A 值法也因此得名；Q_a 是规划区的允许排放总量；C_s 是执行的环境质量标准；S 是规划区的总面积；A 是地区通风量 V_E 的函数，而 V_E 是地区混合高度和平均风速的函数。

2. 功能区的允许排放量计算

将规划区的面积 S 按照功能区分成 n 个分区，每个分区的面积为 S_i，则有：

$S = \sum_{i=1}^n S_i$ (10-28)

仿照式（10-6），可以写出每个分区的污染物允许排放总量：

$Q_{ai} = \alpha_i AC_s \sqrt{S_i}$ (10-29)

式中，α_i < 1，称为分担系数，反映各功能区的允许排放量与规划区允许排放总量的关系。

若取 $\alpha_i = \sqrt{\frac{S_i}{S}}$ ，则有：

$Q_{ai} = AC_s \frac{S_i}{\sqrt{S}}$ (10-30)

如果规划区中各个功能区执行不同的环境标准，分担系数的推导将十分复杂，考虑在一定的误差范围内，可以将式（10-30）写成：

$Q_{ai} = AC_{si} \frac{S_i}{\sqrt{S}}$ (10-31)

全规划区的允许排放总量为：

$Q_a = \sum_{i=1}^n Q_{ai}$ (10-32)

3. 功能区低架源的允许排放量

夜间大气温度层结稳定时，低架源和地面源可能会导致严重污染，夜间低空的污染物允许排放量 Q_b 可以用下式计算：

$$Q_b = BC_s \sqrt{S} \tag{10-33}$$

对每一个功能区：

$$Q_{bi} = BC_{si} \frac{S_i}{\sqrt{S}} \tag{10-34}$$

B 称为低空源总量控制系数，是垂直扩散参数与平均风速的函数。 A 和 B 都是取决于地区条件的系数。

令
$$\alpha = \frac{B}{A} \tag{10-35}$$

则有
$$Q_{bi} = \alpha Q_{ai} \tag{10-36}$$

全规划区的低架源允许排放量为：

$$Q_b = \sum_{i=1}^n Q_{bi} \tag{10-37}$$

根据我国各地的气象统计数据，表 10-2 给出了 A 值和 α 值。

表 10-2 我国各地区的 A 值、 α 值和 P 值

地区序号	省(市、区)名	A 值	α 值	P 值	
				总量控制区	非总量控制区
1	新疆、西藏、青海	7.0~8.4	0.15	100~150	100~200
2	黑龙江、吉林、辽宁、内蒙古(阴山以北)	5.6~7.0	0.25	120~180	120~240
3	北京、天津、河北、河南、山东	4.2~5.6	0.15	120~180	120~240
4	内蒙古(阴山以南)、山西、陕西(秦岭以北)、宁夏、甘肃(渭河以北)	3.6~4.9	0.20	100~150	100~200
5	上海、广东、广西、湖南、湖北、江苏、浙江、安徽、海南、台湾、福建、江西	3.6~4.9	0.25	50~75	50~100
6	云南、贵州、四川、甘肃(渭河以南)、陕西(秦岭以南)	2.8~4.2	0.15	50~75	50~100
7	静风区(年平均风速小于 1m/s)	1.4~2.8	0.25	40~80	40~80

4. 中架源的允许排放总量

一般情况下，假定有效高度在 30~100m 的源称为中架源。有效高度在 100m 以上者称为高架源。对于一个功能区，中架源和低架源主要对本区产生影响，而高架源的影响主要体现在区外，因此，低架源与中架源的排放总量之和不应超过功能区的允许排放总量，即：

$$Q_{ai} \geq Q_{mi} + Q_{bi} \tag{10-38}$$

式中， Q_{mi} 、 Q_{bi} 分别为功能区 i 的中架源与低架源的允许排放量。

由式 (10-38) 可以得到功能区 i 的中架源的允许排放量：

$$Q_{mi} \leq Q_{ai} - Q_{bi} = (1 - \alpha_i) Q_{ai} \tag{10-39}$$

规划区的中架源允许排放量为：

$$Q_m = \sum_{i=1}^n Q_{mi} \tag{10-40}$$

5. 高架源的允许排放总量

对于整个规划区，低架源、中架源与高架源排放量之和不应超过规划区的允许排放总

量，即：

$$Q_a \geq Q_b + Q_m + Q_H \tag{10-41}$$

可以得到高架源允许排放量的计算方法：

$$Q_H \leq Q_a - Q_b - Q_m \tag{10-42}$$

二、P 值法

1. P 值法的基本原理

如果知道污染源的高度和最大污染物落地浓度约束，则该污染源的污染物允许排放量与地面环境质量标准、源的高度平方成正比，即：

$$Q \propto C_s H_e^2 \tag{10-43}$$

写成允许排放量计算公式为：

$$Q = P \times C_s \times H_e^2 \times 10^{-6} \tag{10-44}$$

式中，Q 为点源的污染物允许排放量，t/h；P 为取决于当地污染气象条件的点源排放控制系数，t/(h×m²)；H_e 为点源排放的有效高度，m。

由于 P 值法的计算基础是单个烟囱，在一个功能区或规划区存在多个烟囱时，需要对每一个烟囱的允许排放量进行修正：

$$P_i = \beta_i \times \beta \times P \times C_{si} \tag{10-45}$$

式中，β_i 为规划区内功能区 i 的点源调整系数；β 为规划区的点源调整系数；P_i 为多源条件下，每一个污染源的点源控制系数；C_{si} 为功能区 i 的环境质量标准。

β_i 和 β 可以按下式计算：

$$\beta_i = \frac{Q_{ai} - Q_{bi}}{Q_{mi}} \tag{10-46}$$

$$\beta = \frac{Q_a - Q_b}{Q_m + Q_H} \tag{10-47}$$

式中，Q_{ai}、Q_{bi} 分别为功能区 i 的允许排放总量、低架源的允许排放量；Q_{mi} 为按照单个污染源计算的功能区 i 的中架源排放量之和；Q_a、Q_b 分别为规划区的允许排放总量、低架源的允许排放量；Q_m、Q_H 为按照单个源计算的规划区中架源的排放总量和高架源的排放总量。计算中如果出现 β_i > 1，则取 β_i = 1；β > 1，则取 β = 1。

由于 P 是计算点源允许排放量的主要参数，这种方法就定义为 P 值法。

2. 允许排放量的分配

按照 A-P 值法，对一个规划区的污染物排放总量计算和分配步骤为：

- ① 确定规划区的所在地区、面积 S，识别 A 值、α 值、P 值等参数；
- ② 确定规划区内的功能区、相应的功能区面积 S_i，执行的环境质量标准 C_{si} 等；
- ③ 计算各功能区允许排放总量 Q_{ai} 及低空源允许排放量 Q_{bi}

$$Q_{ai} = AC_{si} \frac{S_i}{\sqrt{S}} \tag{10-48}$$

$$Q_{bi} = \alpha Q_{ai} \tag{10-49}$$

- ④ 根据 A 值法计算每个功能区中架源的排放量

$$Q_{mi} = T \sum_{j=1}^m P \times C_{si} \times H_{ej}^2 \times 10^{-6} \quad \text{对所有 } H_{ej} < 100\text{m} \tag{10-50}$$

- ⑤ 根据 A 值法计算规划区的高架源的排放量

$$Q_H = \sum_{k=1}^q P \times C_s \times H_{ek}^2 \times 10^{-6} \quad \text{对所有 } H_{ek} \geq 100\text{m}$$

(10-51)

⑥ 计算功能区内调整系数 β_i 和规划区的调整系数 β

$$\beta_i = \frac{Q_{ai} - Q_{bi}}{Q_{mi}}$$

(10-52)

$$\beta = \frac{Q_a - Q_b}{Q_m + Q_H}$$

(10-53)

⑦ 计算 P 值的调整值 P_i

对中架源：

$$P_i = \beta_i \times \beta \times P$$

(10-54)

对高架源：

$$P_g = \beta \times P$$

(10-55)

⑧ 计算每一个中架源和高架源的允许排放量分配量

对功能区 i 每一个中架源： $q_{ik} = P_i \times C_{si} \times H_{ek}^2 \times 10^{-6}$

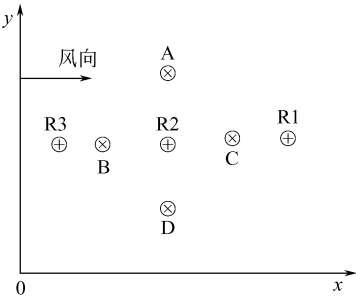
(10-56)

对规划区每一个高架源： $q_g = P_g \times C_s \times H_{eg}^2 \times 10^{-6}$

(10-57)

习题与思考题

1. 究其分类方法而言，空气污染控制规划与水污染控制规划有何异同？
2. 简述空气污染、空气污染控制、经济发展、能源利用几者之间的关系。
3. 图中，A、B、C、D为污染源，R1、R2、R3为接受点，试讨论使用比例下降模型与地面浓度控制模型的计算结果。



4. 公司有一笔资金的投资方向有两种可能的选择：发电厂和旅游业。已知建设发电厂的潜在收益为1600元/MW，而旅游业的可能收益为每游客5000元。同时建发电厂引起的污染为：TSP 240t/(MW·a)，SO₂ 50t/(MW·a)，由游客导致的污染量为：TSP 12t/(a·游客)，SO₂ 20t/(a·游客)。若环境保护部门要求控制TSP和SO₂的增量分别不超过430000t/a和110000t/a。试建立求解此问题的数学模型，并求解。
5. 线性变换的对偶模型对决策者有什么实际意义？试写出第4题的对偶模型。
6. 某地区有4个主要污染源，数据如下表：

污 染 源 编 号		1	2	3	4
污染源位置	xy/km	1,2	2,2	2,1	4,4
	烟羽有效高度 H/m	75	60	65	80
燃煤量/(kt/a)		200	100	150	250
TSP 排放因子/(kg/t)		15	24	10	6
除尘方式	除尘效率/%	除 尘 费 用			
1	60	2	3	2.5	1.5
2	70	4	6	5	3
3	80	6.5	8.4	7.5	6
4	90	8	11	9	7
5	95	11	15	13	10

- (1) 建立比例下降规划模型，编写计算机程序。
- (2) 若要求现有的 TSP 浓度降低 70%，应如何分配各污染源的削减量？
7. 对一城市区域进行大气环境规划，已知该城市的大气污染源的 SO₂ 排放数据如下表所列。试确定每个烟囱的 SO₂ 允许排放量。

功能区面积/km ²	功能区 I	功能区 II	功能区 III
	120	150	80
40m 高度烟囱数量	4	3	1
60m 高度烟囱数量	2	1	1
120m 高度烟囱数量	1	0	1
执行空气质量标准/(mg/m ³ 标准)	0.15	0.15	0.20

第十一章 环境决策分析

第一节 概 述

一、决策的基本概念

决策就是针对某一问题，确定反映决策者偏好的目标，并根据实际情况，通过科学方法从众多的备选方案中选出一个最优（或满意）的可付诸实施方案的过程。

1. 决策的基本特征

(1) 目的性 决策总是为解决某一问题进行的，不存在没有目的的决策。

(2) 实施性 不准备付诸实施的环境决策将是多余的。

(3) 最优性 决策总是在一定条件下寻找优化目标和达到目标的最优手段，否则决策就没有意义。

(4) 选择性 决策总是在若干个有价值、可行的备选方案中进行，如果只有一个方案，就谈不上决策。

2. 决策要素

(1) 决策者 决策者是决策的主体，是决策行为的发起者。决策可以是个体，也可以是群体。对于决策者的认识，目前有两种不同的假设，即“理性人”假设与“管理人”假设。

“理性人”假设对应于经济学中的“经济人”假设，具有三个基本特征：知识是完备的，价值观或偏好是一致的；以及择优的，可以对知识系统进行遍历搜索，并在所有方案中进行全面比较。

“管理人”假设对应于“有限理性”假设，认为现实中“理性人”假设是不成立的。因为现实人的知识不可能是完备的；现实人的预期体验与真实体验不可能总是一致的；现实人只能应用有限的知识进行非遍历搜索，并在有限方案集合中进行比较，最终只能得到满意的选择。

(2) 决策目标 决策目标是决策者的期望，是决策的起点，通常用方案的损益函数表示，即

$$V=(v_{ij}) \quad i=1,2,\cdots,n; j=1,2,\cdots,m \quad (11-1)$$

式中， $v_{ij}=g(C_{ij})$ ； C_{ij} 表示方案 i 在状态 j 下的损益值。

决策目标的合理性直接影响环境决策的结果。确定决策目标时要坚持三个基本原则，即利益兼顾原则、目标量化原则与结果满意原则。

(3) 决策方案 决策方案也称替代方案，是达到决策目的的手段，是选择对象。设计决策方案是整个决策过程中非常重要的环节。决策方案是由若干个可替代的可行方案组成的集合，可表示为 A ，其中 a_i 表示第 i 个决策方案，对于确定的有限方案集合，有

$$A=\{a_1,a_2,\cdots,a_i\} \quad (11-2)$$

(4) 决策环境 决策环境是指各种决策方案可能面临的自然状态与背景，诸如水文气象条件等，通常可用 Q 表示自然状态的集合， q_j 表示第 j 个可能的自然状态，则

$$Q=\{q_1,q_2,\cdots,q_j\} \quad j=1,2,\cdots,m \quad (11-3)$$

二、决策的一般过程

任何决策都以决策陈述、一批替代方案与一套准则作为其基本特征。这些基本特征在决策过程中的相互联系可通过图 11-1 表示。决策的一般过程如下所述。

1. 情报阶段

情报阶段主要目的在于识别并确切描述所要做出的决策问题，即对决策进行陈述。在本阶段，需要广泛收集与决策有关的信息；在此基础上，确定决策问题与决策目标，分析自然状态。其中决策问题识别与决策目标的确定是决策的起点；而自然状态是指决策所依据的状态，即决策的环境。

2. 设计阶段

设计阶段的主要任务是寻求和生成达到决策目标的多种可能的决策方案，应以科学技术手段为基础，所选的方案应该是切实可行的。

3. 筛选阶段

在筛选阶段，需要对众多替代方案进行评价，从中筛选出满意的方案。方案筛选首先必须确定决策准则，它是对替代方案进行评价决策的依据。

4. 实施阶段

在实施阶段，通过信息反馈，对决策进行跟踪评价，究其是否实现了预定的决策目标。一旦没有达到预期目标，就需要进行修正，或重新进行决策。

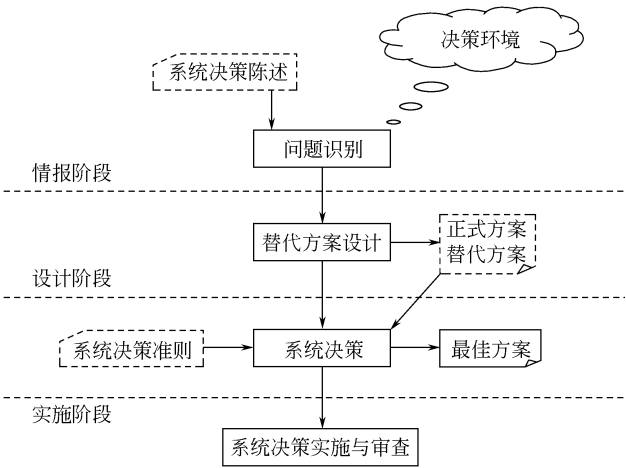


图 11-1 决策的一般过程

现代管理科学、计算机技术、自动化技术的发展，给决策分析过程赋予了新的内容和涵义；管理信息系统已成为当代决策的重要技术基础。而在筛选和实施阶段的主要技术手段是规划或综合评价模型，主要是指管理科学、运筹学、系统工程中模型方法（MS/OR/SE）。将上述两部分技术集成在一起，利用先进的计算机软硬件技术，实现上述决策过程，开发成界面友好的人机系统，也即决策支持系统（DSS）。

三、环境决策及其分类

环境决策是一种特殊类型的决策，它具有一般决策的基本特征，遵循决策的一般过程；同时，环境决策又具有其自身的特点。环境决策对象是为了解决环境问题，诸如环境污染、生态破坏与全球气候变暖等。环境决策的目标在于改善环境质量，恢复生态环境的本来面目；实现这些目标，同样具有多种途径（备选方案或替代方案），环境决策的目标就在于通

过系统科学的方法从众多的解决环境问题的备选方案中选出一个最优（或满意）的可付诸实施方案的过程。

由于环境系统的复杂性，从不同的角度，环境决策可以有不同的分类方式。

① 根据决策对象，环境决策可分为大气环境污染控制决策、水环境污染控制决策、生态环境修复决策等。

② 按决策尺度，环境决策可分为全球环境决策、区域环境决策与局域环境决策。

③ 按决策系统边界，环境决策可分为流域环境决策、城市环境决策与乡村环境决策。

④ 环境决策是为管理服务的，按环境管理功能，环境决策可分为环境规划决策、环境影响评价决策与排污收费决策等。

⑤ 按环境决策的重要性，环境决策可分为战略决策、策略决策和执行决策。环境系统战略决策是涉及环境系统发展有关全局性、长远方向性环境问题的决策。环境系统策略决策，也称环境系统战术决策，是为完成环境系统战略决策所制定目标而进行的决策。环境系统执行决策是根据环境系统策略决策的要求，制定执行具体环境决策方案的选择。

⑥ 按环境决策的性质，环境决策可分为程序化决策和非程序化决策。程序化（结构化）决策是一种有章可循的决策，具体体现为可以重复出现，制定固定程序。而非程序化（非结构化）决策问题新颖、无结构，处理这类问题没有确定答案，需要灵活处理。

⑦ 按对系统的认知程度，环境决策可分为确定型决策、风险型决策和非确定型决策。

⑧ 按环境决策的目标数量，环境决策可分为单目标决策与多目标决策。

⑨ 按环境决策的连续性，环境决策可分为单项决策和序贯决策。

第二节 环境费用效益分析

费用效益分析是环境决策的依据。费用效益分析通过评价各种项目方案或政策所产生环境方面效益和成本，权衡利弊，指导环境决策。

一、环境费用效益分析的基本步骤

环境费用效益分析包括以下四个主要步骤。

1. 明确问题类型与确定分析范围

明确分析问题是建设项目或污染控制方案，还是环境政策手段的设计等；同时，确定分析范围，分析范围要足够大，以便能够包括最主要的可以识别的结果与环境影响，且尽量消除外部影响。

2. 分析和确定重要环境影响的物理效果

在识别了主要的环境影响后，就要确定这些影响的物理效果的范围和程度，即对环境功能或环境质量的损害，以及由于环境质量变化而导致的经济损失。这需要确定环境污染及由此造成的环境功能损害间的剂量反应关系。

3. 环境损害与效果的货币估值

环境损害与效果的货币估值难度较大，是环境费用效益分析的重点，需要专门的费用效益分析技术。

4. 综合环境费用效益分析

在环境损害与效果货币估值基础上，综合计算总的环境效益、费用与净效益。其中环境费用包括间接损失费用与直接控制成本，减去可能的费用节省；环境效益包括直接效益与间接效益。最后，根据评价准则确定最佳方案。

二、环境费用效益分析评价准则

环境费用效益的比较评价，通常采用效费比与净效益两种评价指标（或准则）。

1. 环境效费比

环境效费比即环境总效益与环境总费用的比，公式如下：

$$\text{环境费效比} = \frac{\text{环境总效益}}{\text{环境总费用}}$$

(11-4)

如果环境费效比大于 1，说明环境效益大于该项目或方案的费用，项目或方案是可以接受的；反之，应该放弃。费效比的实际含义是单位环境费用所能获取的环境效益，在实际应用中，也有用环境费效比作为评价指标，它是环境效费比的倒数。

2. 环境净效益

环境净效益是总的环境效益减去总的环境费用的差额，即

$$\text{环境净效益} = \text{环境总效益} - \text{环境总费用}$$

若环境净效益大于 0，表明所得大于所失，项目或方案可以接受；否则，应该放弃。

三、环境费用效益分析的技术方法

环境费用效益分析技术包括以下三类：第一类是直接根据市场价值或劳动生产率；第二类利用替代物或相辅货物的市场价值；第三类是应用调查技术的方法。表 11-1 为三类方法的所采用的主要技术与应用领域。

表 11-1 三类方法的所采用的主要技术与应用领域

类 型	技 术	应 用 实 例
市场价值或生产率法	市场价格或生产率法 剂量-反应关系法 人力资本法或收入损失法 机会成本法或预定收入法	大气污染控制引起农作物价值的增加； 污染引起疾病与死亡上升而损失的收入； 固体废物占用农田的经济损失
替代市场法	财产价值法 工资差异法 旅行成本法	酸雨引起住宅财产价值的下降； 工人为改善环境而愿意损失的工资； 为开辟或保存公园的娱乐效益评价
调查评价法	投标博弈法 权衡博弈法 无费用选择法	为改善公园水环境质量的支付愿望； 对河流的舒适性评价； 对水质改善的支付愿望评价

1. 直接市场价格法

直接市场价格法有时称常规市场法，是根据生产率的变动情况来评估环境质量变动所带来的影响的方法。它把环境质量看作是一个生产要素。环境质量的变化会进而导致生产率和生产成本的变化，从而导致产品价格和产出水平的变化，而价格和产出的变化是可以观察到并且是可测量的。直接市场价格法利用市场价格（如果市场价格不能准确反映产品或服务的稀缺特征，则要通过影子价格进行调整），赋予环境损害以价值（环境成本）或评价环境改善所带来的效益。

2. 剂量-反应关系法

剂量-反应关系法是通过一定的手段评估环境变化给受者造成影响的物理效果。剂量-反应关系法的目的在于建立环境损害（反应）和造成损害的原因之间的关系，评价在一定的污染水平下，产品或服务产出的变化，并进而通过市场价格（或影子价格）对这种产出的变化进行价值评估。

3. 人力资本法

人力资本法就是用于估算环境变化造成的健康损失成本的主要方法，或者说是通过评价反映在人体健康上的环境价值的方法。

4. 机会成本法

机会成本法即用环境资源的机会成本来衡量环境质量变化带来的环境效益与费用。所谓环境资源的机会成本是指把该环境资源投入某一特定用途后，所放弃的在其他用途中所能获得的最大利益。在评估无价格的环境资源方面，运用机会成本法估算保护无价格的环境资源的机会成本，可以用该资源作为其他用途时可能获得的收益来表征。

5. 资产价值法

资产价值法又称内涵价格法，它认为人们赋予环境的价值可以从他们购买的具有环境属性的商品的价格中推断出来。资产价值法将环境质量作为影响资产价值的一个因素，当影响资产价值的其他因素不变的情况下，以环境质量变化引起资产价值的变化量来估算环境污染或改善带来的环境损失或效益。

6. 工资差额法

与资产价值法类似，工资差额法利用不同环境质量条件下，工人工资的差异来估计环境污染或改善带来的环境费用或环境效益。在众多影响工资的因素中，环境状况是其中之一，往往需要高工资吸引工人到污染严重的工作环境去工作。由此导致的工资差异可用来估计环境污染或环境改善带来的环境费用或效益。

7. 旅行费用法

旅行费用法是一种评价无价产品的方法，常常被用来评价那些没有市场价格的户外旅游资源或环境资源的价值。它要评估的是旅游者通过消费这些环境商品或服务所获得的效益，或者说对这些旅游场所的支付意愿（旅游者对这些环境商品或服务的价值认同）。

8. 投标博弈法

投标博弈法属于一种调查评价法，它要求对假设的情况，说出被调查者对不同数量与质量的环境物品或服务的支付意愿或接受赔偿意愿（补偿变差）。

投标博弈法又可分为单次投标博弈和收敛投标博弈。在单次投标博弈中，调查者首先要向被调查者解释要估价的环境物品或服务的特征及其变动的影响，以及保护这些环境物品或服务（或者说解决环境问题）的具体办法，然后询问被调查者，为了改善保护该热带森林或水体不受污染他最多愿意支付多少钱（即最大的支付意愿），或者反过来询问被调查者，他最少需要多少钱才愿意接受该森林被砍伐或水体污染的事实（即最小接受赔偿意愿）。在收敛投标中，被调查者不必自行说出一个确定的支付意愿或接受赔偿意愿的数额，而是被问及是否愿意对某一物品或服务支付给定的金额，根据被调查者的回答，不断改变这一数额，直至得到最大支付意愿或最小的接受赔偿意愿。通过上述调查得来的信息被用于建立总的支付意愿函数或接受赔偿意愿函数。

9. 权衡博弈法

权衡博弈法要求被调查者在不同的环境物品与相应数量的货币，即多种支出间进行偏好选择。其中最简单的就是一定数量的货币和一定数量的环境物品，后者被称为基本支出，即只有一定数量的环境物品而没有货币支出；前者为可选择的支出，即由个人的一些钱数和多余基本支出提供的环境物品数量组成。进一步，调查每个人愿意选择哪种支出方式，并计划改变可选择支出中捐赠的钱数，直到对两种支出的选择一样为止。由此得到的可选择支出的钱数就是个人为增加环境物品数量而做出的货币权衡，即个人对这种增加的支付愿望。最

后，通过访问足够多的、有代表性的人群和统计显著性试验，就可以估算出对环境物品增加量的总支付愿望。

10. 无费用选择法

无费用选择法通过询问个人在不同的物品或服务之间的选择来估算环境物品或服务的价值。选择是在多个方案中进行，而且全部方案都不用真正花钱，即选择是无费用的。其中一个方案是无价格的环境物品，其他方案可以是一笔钱或者是只有足够的收入就能买到的具体商品。如果有两个方案，那么某个人选择了环境物品，就意味着他放弃了那笔钱。如果改变上述钱数，而保持环境物品的数量不变，这种方法就变成投标博弈法；由此，可以估价环境物品的最小价值，同时使投标博弈法中的某些偏移减至最小。

第三节 常用的环境决策分析技术

常用的环境决策分析技术包括确定型环境决策分析、不确定型环境决策分析与风险型环境决策分析。

确定型环境决策问题的主要特征包括：

- ① 只有一个环境状态；
- ② 有环境决策者希望达到的一个明确的目标；
- ③ 存在着可供环境决策者选择的两个或两个以上的方案；
- ④ 不同决策方案在该状态下的收益值是清楚的。

确定型环境决策分析技术包括用微分法求极大值和数学规划方法等。

如果不止有一个状态，各状态出现的可能性的的大小又不确知，便称为不确定型环境决策，也称无概率资料风险型环境决策。

如果未来可能的环境状态不止一种，究竟出现哪种状态，不能事先肯定，只知道各种状态出现的可能性大小（如概率、频率、比例或权等），则称为风险型环境决策问题。

一、确定型环境决策

确定型环境决策面对的是每个决策行动都只产生一个确定的后果，可以根据完全确定的情况选择最佳决策方案。确定型环境决策分析的一般准则是：选择环境收益最大或环境损失最小的替代方案为最佳方案。本书前面章节介绍的污水处理系统的厂群规划、污水输送网络设计、污水处理优化设计与废气治理优化设计等都属于确定型环境决策问题。确定型环境决策分析方法主要是优化方法，包括线性规划法与微分法等。

二、不确定型环境决策

不确定型环境决策也称无概率资料型环境决策或无知型环境决策。这种风险决策问题只知道各种方案在各种自然状态下的损益值，而不知道各种自然状态发生的概率。

对于无概率资料的风险型环境决策，根据决策者对风险的态度，通常采用 5 种不同的准则选择方案：大中取大准则、小中取大准则、 α 系数准则、大中取小准则与合理性准则。现已 α 系数准则为例说明确定型决策分析方法。

α 系数准则在取大中取大与小中取大准则之间取一折中系数，即所谓 α 系数准则。 α 系数准则中的 α 系数是一个依据决策者认定情况时乐观还是悲观而且定的系数，称为乐观系数。若认定完全乐观，则 $\alpha=1$ ；若认定完全悲观，则 $\alpha=0$ ；一般情况下， $0<\alpha<1$ 。

【例 11-1】某一工厂在选择污染控制方案过程中，由于资料缺乏，对未来市场缺乏了解，无法根据未来市场需求决定产品产量，也就无法预测未来的大气污染物发生量；于是只能根据市场需求，设计高、中、低三种自然状态，其中市场需求高情景表示在市场需求较高

情况下，大气污染物发生量随着产品产量的增加，迅速增加；市场需求中与低情景以此类推；而这三种自然状态的出现概率无法预测。为了确定污染控制策略，根据上述三种自然状态设计三种方案：一是新建一套污染控制设备；二是扩建现有的污染控制设备；三是原有污染控制设备不动，从别的地方购买排污权。表 11-2 为这三个方案 α 系数准则决策表。

若决策者认为 $\alpha=0.6$ ，则各方案的 α 系数准则收益为：

$$\alpha \text{ 系数准则收益} = 0.6 \times \text{该方案最大收益} + (1 - 0.6) \times \text{该方案最小收益}$$

取各方案 α 系数准则收益最大的为决策方案（见表 11-2），即新建污染控制设施。

α 系数准则比大中取大准则或是小中取大准则都更为接近实际情况，但决策者必须认定乐观系数。

表 11-2 某工厂污染控制方案按 α 系数准则决策表

自然状态	污染控制方案			自然状态	污染控制方案		
	新建	扩建	购买排污权		新建	扩建	购买排污权
高情景	600	250	100	各方案最大收益	600	250	100
中情景	50	200	100	各方案最小收益	-200	-100	100
低情景	-200	-100	100	α 系数准则收益	280	110	100

三、风险型环境决策

1. 风险型环境决策模型

风险型环境决策模型的具体内容如下。

(1) 一个有限数量备选方案的集合 A ，每个备选方案可表示成 $a_j \in A, j=1, 2, \dots, n$ 。

(2) 一个自然状态集合 S ，每个自然状态 $\theta \in S$ 所代表的市场需求、水文、气象等自然状态。如果 S 集合中的自然状态 θ_i 为离散的，则该集合上的概率分布 $p(\theta)$ 可用概率函数 $p_i = p(\theta_i) = p(\theta = \theta_i)$ 来表示。如果 S 集合中的自然状态 θ_i 为连续的，则假设 S 是个区间，在 S 集合上的概率分布 $p(\theta)$ 需用概率密度函数 $f(\theta)$ ， $\theta \in S$ 来表示。

(3) 一个后果集合 C ，每个后果 $c \in C$ 是替代方案 a 与自然状态 θ 的函数，可表示为 $c(a, \theta)$ 。后果集合 C 及其发生概率集合 P 组成展望集合 Q ，每个展望可表示成 $q_j = (c_j, p_j) \in Q, j=1, 2, \dots, n$ 。

(4) 一个定义在展望集合 Q 上的效用函数 $u(q)$ ，效用函数是人们价值观建在决策活动中的综合表现，表示决策者对所持有风险的态度。只有当决策者的价值观具有一定合理性，才存在与其计值观相一致的效用函数。

所谓效用是指展望集合某一元素的效用，其本意是一种主观感受，是一种主观意愿的满意程度。效用是从偏好的关系派生，是偏好关系的一种度量。例如人们偏好于山清水秀的自然环境，但在城市没有这样的环境，没被污染的城市环境也好；显然，自然环境、没被污染的城市环境与被污染的城市环境的效用是有差异的。

效用函数 $u(c)$ 是展望集合 Q 上的实值函数，当且仅当 $u(q_1) > u(q_2)$ 情况下，它对所有的 $q_1, q_2 \in Q$ ，有 $q_1 > q_2$ (q_1 好于 q_2)；且在 Q 上是线性的，即如果 $q_i \in Q, \lambda_i \geq 0, i = 1, 2, \dots, m$ ；

$$\sum_{i=1}^m \lambda_i = 1; \text{ 则有 } u\left(\sum_{i=1}^m \lambda_i q_i\right) = \sum_{i=1}^m \lambda_i u(q_i)。$$

最常用的效用函数的测定方法是冯·诺依曼与摩根斯共同提出的标准测定方法。假定替代方案的收益在 0 与 M 之间，如何测定其间的货币效应。首先，设定 $u(0)=0, u(M)=1$ ；那么，

对于收益 $c(0 \leq c \leq M)$ ，有 $u(c) \leq 1$ 。为了测定 $u(c)$ ，可向决策者问如下问题：“方案 a_1 以概率 p 获得收益 M ，以概率 $(1-p)$ 获得收益 0 ；方案 a_2 以概率 1 获得效益；请问 p 为何值时，方案 a_1 与 a_2 等效？”在决策者回答概率 p 的值后，则 $u(c) = p \times u(M) + (1-p) \times u(0) = p$ 。

足够多的货币效用值可构成效用函数。利用效用函数值可代替方案环境损益值；通过计算替代方案期望效用函数值来进行决策。

2. 期望损益决策方法

期望损益决策方法是一种通过比较各方案的期望损益值或效用函数值进行决策的方法。当在自然状态 θ_j 采取替代方案 a_i ，其相应的损益值或效用函数值为 u_{ij} 。如果每个替代方案看成是离散型随机变量，随机变量的取值是每个替代方案在不同自然状态下的环境损益值或效用函数值，其概率等于自然状态的概率，则每个替代方案的期望值都可以计算出来。

$$E(a_i) = \sum_{j=1}^m u_{ij} \times p_j$$

(11-5)

式中， $E(a_i)$ 表示第 i 个替代方案的益损期望值或效用函数值； u_{ij} 表示第 i 个替代方案在自然状态 θ_i 下的益损值或效用函数值； p_j 表示自然状态 θ_i 出现的概率。

期望损益决策方法是指计算出每个方案的收益和损失的期望值，并且以该期望值为标准，选择期望收益最大或期望损失最小的替代方案为最优方案。

【例 11-2】如果三种自然状态的出现概率分别为 0.2、0.5、0.3，则可利用期望损益决策方法进行决策。表 11-3 为某工厂污染控制方案期望损益决策表，选择期望收益最大的扩建方案为决策方案。

表 11-3 某工厂污染控制方案期望损益决策表

自然状态	出现概率	污染控制方案			自然状态	出现概率	污染控制方案		
		新建	扩建	购买排污权			新建	扩建	购买排污权
高情景	0.2	600	250	100	低情景	0.3	-200	-100	100
中情景	0.5	50	200	100	期望损益值		85	120	100

3. 决策树法

决策树方法是进行风险型环境决策最常用的方法之一，它能使环境决策问题形象直观，思路清晰，尤其是在多级环境决策过程中，能使其层次分明。

如图 11-2 所示，图上的方块叫作决策点，由决策点画出若干线条，每条线代表一个方案，叫作方案分枝。方案枝的末端画个圆圈，叫作自然状态点。从它引出的线条代表不同的自然状态，叫作概率枝。在概率枝的末端画个三角，叫作结果点。在结果点旁，一般列出不同自然状态下的环境收益或损失值。

应用决策树进行环境系统决策的过程是：逆决策树的顺序，从右向左逐步后退进行分析。根据右端的收益值和概率枝的概率，计算出期望值的大小，确定方案的期望结果；然后，根据不同方案的期望结果进行选择，将代表落选的方案枝在图上修去。方案的舍弃叫作修枝，被舍弃的方案在方案枝上做“≠”的记号表示（即修剪的意思）。最后在决策点留下一条树枝，即为决策方案。

【例 11-3】随着城市规模不断扩大，某市提出了扩大城市污水处理厂的两个方案。一

个方案是建设一个大型污水处理厂，另一个方案是先建设一个小型污水处理厂，如果城市规模发展迅速，3年后，再扩建；否则，维持现状。两个方案的污水处理厂的使用期都是10年。建设大型污水处理厂需要投资600万元；建设小型污水处理厂需要投资280万元，如需扩建则需追加投资400万元。两个方案的每年损益值及自然状态的概率见表11-4，应用决策树评价方法选出该城市未来合理的污水处理决策方案。

解：各问题可分前3年和后7年两期来考虑，画出决策树的图形，见图11-3。各点的期望损益值计算如下：

点②： $0.7 \times 200 \times 10 + 0.3 \times (-40) \times 10 - 600(\text{投资}) = 680$ （万元）

点⑤： $1.0 \times 190 \times 7 - 400 = 930$ （万元）

点⑥： $1.0 \times 80 \times 7 = 560$ （万元）

表 11-4 每年损益值及自然状态的概率/万元

概 率	自 然 状 态	建大型污水处理厂年收益	建小型污水处理厂年收益	
			新 建	扩 建
0.7	城市规模发展迅速	200	80	190
0.3	城市规模发展缓慢	-40	60	

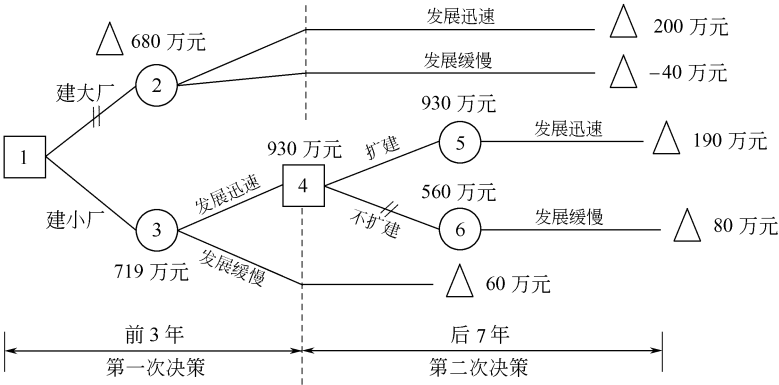


图 11-3 环境风险决策树示意

比较决策点④的情况可以看到，由于点⑤（930 万元）与点⑥（560 万元）相比，点⑤的期望损益值较大；因此，应采用扩建的方案，而舍弃不扩建的方案。把点⑤的 930 万元移到点④来，可计算出点③的期望损益值：

点③： $0.7 \times 80 \times 3 + 0.7 \times 930 + 0.3 \times 60 \times (3 + 7) - 280(\text{投资}) = 719$ 万元

最后比较决策点①的情况。由于点③（719 万元）与点②（680 万元）相比，点③的期望损益值较大；因此。取点③，而舍点②。这样，相比之下，建设大型污水处理厂的方案不是最优方案，合理的策略应采用前 3 年建小型污水处理厂，如果城市发展迅速，后 7 年再对其进行扩建的方案；否则，仍使用小型污水处理厂。

第四节 多目标环境决策分析技术

环境系统是个开放系统，其中孕育着很多矛盾冲突，这就决定了环境决策的多目标特征。首先，经济发展与环境保护是一对很难调和的冲突，经济飞速发展与人类生活水平不断提高，

是以环境质量恶化与资源过度开采为代价的；同时，任何旨在改善环境质量的工程措施，在改善环境质量的同时，还需要大量物力、财力与能量的投入。如何协调经济发展与环境保护是各级环境决策者无法回避的最根本环境决策问题，毫无疑问，这个问题是个多目标决策问题。

其次，在资源环境开发过程中，各地区或各部门间往往存在跨区域、跨部门的利益冲突；流域或区域资源环境开发决策必将涉及各区域与部门不同目标间的冲突问题。这同样是多目标决策问题。诸如流域水环境规划决策，上游经济发展导致河流水质恶化，进而威胁下游用水；这就需要在上游保护环境目标与下游经济发展目标间进行协调。

最后，除了经济发展与环境保护以外，在环境决策过程中还可能考虑诸如社会就业率、水资源合理分配与能源节约等其他目标。

由此可见，环境决策往往涉及多决策者（部门或地区），及其相互矛盾冲突的多个目标。不同决策者代表不同利益集团的利益，其间意见与要求往往是对立的，这种对立反映在各自的目标上的对立。对此，只有在更高层次才能对这些目标进行协调；由此，获取各方都能接受，同时对全局又最为有利的决策方案。这种在各决策者间进行对立目标间协调的技术就是多目标环境决策技术。

一、多目标环境决策的理论基础

1. 多目标环境决策的特点

多目标环境决策具有三大共同特点。

(1) 目标间的难于比较性，即各目标的性质乃至计量单位各不相同，很难进行相互比较。例如环境质量目标往往以污染物浓度或环境质量指数表示，而环境费用或效益却以货币为度量单位，如何比较不同量纲的目标是多目标环境决策所必须解决的问题。

(2) 目标间的矛盾冲突性，即多目标环境决策问题之间往往是相互矛盾冲突的，要提高一个目标的值，往往要以牺牲另外一些目标的值为代价。例如环境污染控制规划，如果将一个地区的环境功能区目标定得过高，势必限制该地区企业的发展。由此，影响该地区的经济目标。相反，如果某一地区制定过高的经济发展目标，必将是以牺牲环境保护目标为代价。关键在于寻求经济保护目标与环境保护目标协调发展。

(3) 决策者的偏好的差异性，即决策者对风险的态度，或对某一目标的偏好不同，最终做出的决策必不相同。如在贫困地区，决策更偏重于发展经济，通常忽视环保，而在经济发达地区则相反。

这三大特点给多目标环境决策的求解带来很多困难。

2. 多目标环境决策的基本原则

对于单目标环境决策，其相应目标值具有可比性，通过比较目标值就可获得最佳决策方案。相比单目标环境决策，多目标环境决策问题要复杂得多，它需要在多目标间进行协调。

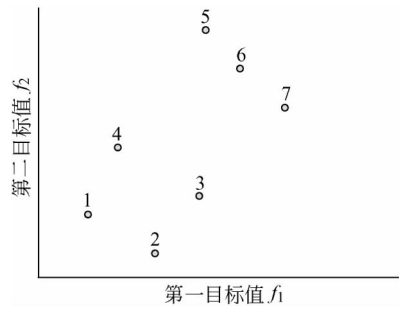


图 11-4 劣解与非劣解

图 11-4 所示为一双目标环境决策问题，它共有 7 个替代方案。对于方案①与②，①的第二个目标比②的高，但第一目标比②低；因此，无法简单地判定其间优劣。但是由图 11-4 可以确定方案③比②好，④比①好，⑤比④好，⑦比③好；但在⑤、⑥、⑦间无法确定优劣。像⑤、⑥、⑦这样无法确定优劣，而又没有其他方案比其更好的解，在多目标环境决策中称作非劣解（或有效解），其余方案为劣解。多目标环境决策的目的就在于在一系列非劣解中选择一个满意解。

由此可见，多目标环境决策过程可分为两个阶段：首先，在可行替代方案中淘汰劣解；其次是从非劣解中选择一个满意解，即决策者根据自己的偏好、意愿与某种意义的最优原则，从多个非劣解中选择出来或综合出来满意解。

为从多个非劣解选择一个满意解，多目标环境决策需遵循如下基本原则。

(1) 化多为少原则 在实际的多目标环境决策中，决策目标越多，决策问题就越复杂，获得满意解就越困难；因此，应尽可能将决策目标简化，即解决决策问题前提下，尽量减少目标的个数。具体措施包括剔出不必要目标、合并类似目标、将次要目标转化为约束条件以及通过多目标构成综合目标。

(2) 目标排序原则 所谓目标排序原则就是决策者按照目标的重要程度排成一定次序。在决策过程中，必须先达到重要目标后，才考虑下一个次要目标；最后再进行选择，做出决策。

3. 多目标环境决策的分类

根据替代方案的多少，可将多目标环境决策分为有限方案多目标决策与无限方案多目标决策。

(1) 有限方案多目标环境决策 有限方案多目标环境决策可分为两类：一是多个目标、多种方案间的优化决策；二是单个目标、多种标准与多种方案间的优化决策。后一种又称多属性决策。例如选择环境行为好的企业，环境行为好是唯一的决策目标，但环境行为不能用一个简单的指标描述，它包括多方面属性，诸如大气、水污染物排放达标率，环保投资等，需用多指标进行描述。

(2) 无限方案多目标环境决策 无限方案多目标环境决策也称多目标环境系统规划，它在给定约束范围内的方案数目是无限的，因此，事先无法枚举替代方案。各方案的属性值也是连续变化的。这就决定了多目标环境系统规划是一个逐步寻优、确定最佳决策方案的过程。

二、有限方案的多目标环境系统决策

1. 决策矩阵及其规范化

用 $A=(A_1,A_2,\cdots,A_m)$ 表示替代方案集合，用 $F_j=(F_1,F_2,\cdots,F_n)$ 表示方案的属性集合，某方案的属性值 a_{ij} 排列成决策矩阵，如表 11-5 所列。其中， $W_i=(W_1,W_2,\cdots,W_n)$ 为权重集合，表示各属性的相对重要性。

表 11-5 决策矩阵

属性 F_j		F_1	F_2	\cdots	F_n	综合属性值 ϕ_i
权重 W_i		W_1	W_2	\cdots	W_n	
方案 A_j	A_1	a_{11}	a_{12}	\cdots	a_{1n}	
	A_2	a_{21}	a_{22}	\cdots	a_{2n}	
	\vdots	\vdots	\vdots	\vdots	\vdots	
	A_m	a_{m1}	a_{m2}	\cdots	a_{mn}	

在决策过程中，由于各属性所采用量纲不同，且在数值上差异很大；如果采用原来的属性值，往往无法进行比较分析；因此，往往需要将属性值规范化，也称归一化，就是将各属性值转化到 $[0,1]$ 范围内。

① 向量规范化 通过向量规范化，可将所有属性值转化为无量纲量，且均处于 $[0,1]$

范围内，具体转换公式为：

$$f_{ij}=a_{ij}/\sqrt{\sum_{i=1}^ma_{ij}^2} \tag{11-6}$$

向量规范化方法是非线性的，有时不便于在属性间比较。

② 线性变换 如果目标是效益最大（属性值越大越好），则

$$f_{ij}=a_{ij}/\max_i(a_{ij}) \tag{11-7}$$

如果目标是成本最小（属性值越小越好），则

$$f_{ij}=1-a_{ij}/\max_i(a_{ij}) \tag{11-8}$$

③ 其他变化方法 对于目标是效益最大（属性值越大越好）的情况，有

$$f_{ij}=\frac{a_{ij}-\min_i(a_{ij})}{\max_i(a_{ij})-\min_i(a_{ij})} \tag{11-9}$$

如果目标是成本最小（属性值越小越好），则

$$f_{ij}=\frac{\max_i(a_{ij})-a_{ij}}{\max_i(a_{ij})-\min_i(a_{ij})} \tag{11-10}$$

这个变换可将属性的最大值与最小值统一为 1 与 0，这种变换的缺点是变换不成比例。

2. 决策矩阵中权重的确定方法

决策矩阵中的权重是多目标环境系统决策目标重要性的数量化表示，它涉及行为科学，很难直接用数学方法获得。决策者可以按目标的重要程度给各个目标赋予不同的权重，但在目标较多的情况下，很难直接赋值。另外，权重的确定采用个别人的观点，会存在较大的片面性，且缺乏说服力。不同人由于所从事的专业、所处环境、所积累经验各不相同，会有不同观点，给出权重也不尽相同。因此，权重的确定须将德尔菲法与层次分析法相结合，即聘请一批专家把目标进行两两比较，构造判断矩阵；然后，利用层次分析法，将目标间两两重要性比较结果综合起来确定一组权重系数，作为确定权重的依据。

(1) 构造判断矩阵 某个专家针对方案属性 $F_j = (F_1, F_2, \cdots, F_n)$ 进行排序，构造判断矩阵（见表 11-6）。

表 11-6 确定权重的判断矩阵

属性	F_1	F_2	...	F_n
F_1	f_{11}	f_{12}	...	f_{1n}
F_2	f_{21}	f_{22}	...	f_{2n}
\vdots	\vdots	\vdots	\vdots	\vdots
F_n	f_{n1}	f_{n2}	...	f_{nn}

其中， f_{ij} 为决策方案第 i 属性与第 j 属性相比的比率标度，其含义如下：

- 标度为 1 时，表示二者同等重要；
- 标度为 3 时，表示前者比后者稍微重要；
- 标度为 5 时，表示前者比后者明显重要；
- 标度为 7 时，表示前者比后者强烈重要；
- 标度为 9 时，表示前者比后者极端重要；
- 标度为 2、4、6、8 时，表示上述两个相邻判断的中间情况；

• 倒数, 后者比前者重要的情况, 其互为倒数。

(2) 计算权重 假定属性 F_i 与 F_j 的权重分别为 w_i 与 w_j , 则决策方案第 i 属性与第 j 属性相比的比率标度 f_{ij} 近似等于 w_i/w_j , 于是有

$$F = \begin{bmatrix} f_{11} & f_{12} & \cdots & f_{1n} \\ f_{21} & f_{22} & \cdots & f_{2n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ f_{n1} & f_{n2} & \cdots & f_{nn} \end{bmatrix} \approx \begin{bmatrix} w_1/w_1 & w_1/w_2 & \cdots & w_1/w_n \\ w_2/w_1 & w_2/w_2 & \cdots & w_2/w_n \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ w_n/w_1 & w_n/w_2 & \cdots & w_n/w_n \end{bmatrix} \quad (11-11)$$

其中, $f_{ij} > 0, f_{ij} = 1/f_{ji}, f_{ii} = 1 \quad (i, j = 1, 2, \dots, n)$;

$$\sum_{i=1}^n f_{ij} = \left(\sum_{i=1}^n w_i \right) / w_j, \text{ 当 } \sum_{i=1}^n w_i = 1 \text{ 时, } \sum_{i=1}^n f_{ij} = 1/w_j, (j = 1, 2, \dots, n) \quad (11-12)$$

一般来说, 决策者对 f_{ij} 的估计很难前后一致, 做到十分准确; 致使上式中的“等于”只是“近似等于”; 而权重的取值应使总体误差最小, 即使得

$$\begin{aligned} \min z &= \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n (f_{ij} \times w_i - w_i)^2 \\ &\begin{cases} \sum_{i=1}^n w_i = 1 \\ w_i \geq 0, i = 1, 2, \dots, n \end{cases} \end{aligned} \quad (11-13)$$

上述优化问题可利用拉格朗日乘子法求解, 上述优化问题的拉格朗日函数为:

$$L = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n (f_{ij} \times w_i - w_i)^2 + 2\lambda \left(\sum_{i=1}^n w_i - 1 \right) \quad (11-14)$$

L 函数分别对 $w_i (i = 1, 2, \dots, m)$ 求导, 且令其一阶导数为零, 则可得 n 个线性方程

$$\sum_{i=1}^n (f_{il} \times w_l - w_i) \times f_{il} - \sum_{j=1}^n (f_{lj} \times w_j - w_l) + \lambda = 0 \quad (l = 1, 2, \dots, m), \text{ 由上式及 } \sum_{i=1}^n w_i = 1 \text{ 可求得 } w = (w_1, w_2, \dots, w_n)。$$

(3) 一致性检验 如果决策者对各个目标的重要性的比较是正确的, 且没有前后不一致现象, 则

$$Fw = \begin{bmatrix} w_1/w_1 & w_1/w_2 & \cdots & w_1/w_n \\ w_2/w_1 & w_2/w_2 & \cdots & w_2/w_n \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ w_n/w_1 & w_n/w_2 & \cdots & w_n/w_n \end{bmatrix} \begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_n \end{bmatrix} = \lambda_{\max} \begin{bmatrix} w_1 \\ w_2 \\ \vdots \\ w_n \end{bmatrix} \quad (11-15)$$

权重向量是判断矩阵 F 的最大特征根 λ_{\max} 的特征向量; 因此, 可先计算判断矩阵 F 的最大特征根 λ_{\max} , 再求解线性方程组

$$Fw = \lambda_{\max} w \quad (11-16)$$

同样可以确定权重向量 $w = (w_1, w_2, \dots, w_n)$ 。

首先, 计算判断矩阵 F 的最大特征根: $\lambda_{\max} = \sum_{j=1}^{m_i} \frac{(F \times w)_j}{m_i \times w_j}$; 然后, 计算判断矩阵偏离

一致性指标: $CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1}$ 。

由已知的判断矩阵阶数 n , 确定平均随机一致性指标 RI 。对于 $1 \sim 9$ 阶矩阵, 其阶数与 RI 的关系如表 11-7 所列。

表 11-7 平均随机一致性指标 RI 值

<i>n</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9
RI	0. 00	0. 00	0. 58	0. 90	1. 12	1. 24	1. 32	1. 41	1. 45

最后，计算随机一致性比率： $CR=CI/RI$ 。若随机一致性比率 $CR<0.10$ ，则认为符合满意的一致性要求；否则，就需要调整判断矩阵 F ，直到满意为止。

3. 多属性环境系统决策

多属性环境系统决策的最终目标是计算各方案综合属性值 ϕ ，进一步根据各方案 ϕ 的比较，确定最佳决策方案。方案 i 的综合属性值 ϕ_i 可按加法规则，利用如下公式计算：

$$\phi_i = \sum_{j=1}^n \omega_j a_{ij}, i = 1, 2, \cdots, m \tag{11-17}$$

还可按乘法规则，利用下列公式计算：

$$\phi_i = \prod_{j=1}^n f_{ij}^{\omega_j}, i = 1, 2, \cdots, m \tag{11-18}$$

式中， f_{ij} 为方案 i 的第 j 项指标的得分； ω_j 为第 j 项指标的权重。对上式的两边取对数，得

$$\lg \phi_i = \sum_{j=1}^n \omega_j \lg f_{ij}, i = 1, 2, \cdots, m \tag{11-19}$$

乘法规则使用的场合要求方案各属性值尽可能取得较好的水平，才能使综合属性值相同。它不允许任何一项属性处于最低水平上。只要有一项属性值为零，不论其余属性值多高，综合属性值都将是零，因而该方案将被淘汰。

相反，使用加法规则时，各属性值可以线性地互相补偿。某个属性值比较低，其他属性值都比较高，综合属性值仍然比较高，任何属性的改善，都可以使得综合属性值提高。

三、无限方案的多目标环境决策

1. 无限方案的多目标环境决策模型

无限方案的多目标环境决策也称多目标环境系统规划，可用下述模型描述：

$$\begin{aligned} \max \quad & F(x) \quad x=(x_1, x_2, \cdots, x_n) \\ & G(x)=Bx \leqslant g \quad g=(g_1, g_2, \cdots, g_k) \end{aligned} \tag{11-20}$$

式中， F 为目标函数集合，对于线性目标函数，可写成：

$$\begin{aligned} \max \quad & F(x)=Ax \quad x=(x_1, x_2, \cdots, x_n) \\ & G(x)=Bx \leqslant g \quad g=(g_1, g_2, \cdots, g_k) \end{aligned} \tag{11-21}$$

式中， A 为 $m \times n$ 矩阵； B 为 $k \times n$ 矩阵。

2. 常用的多目标决策方法

(1) 效用最优模型 效用最优模型是建立在如下假设基础上的：将各个目标函数与显示的效用函数建立相关关系，各目标之间的协调可以通过效用函数进行。效用最优模型的形式为：

$$\begin{aligned} \max \quad & \varphi(x) \\ & G_k(x) \leqslant g_k \quad \forall k \end{aligned} \tag{11-22}$$

式中， φ 为与各目标函数相关的效用函数的加和函数。

在效用模型中，首先要确定权重向量 w ，它反映各目标函数在总目标中的权重。通常可假设权重之间呈线性关系，于是

$$\begin{aligned}
\max \quad & \varphi(\mathbf{x}) = \sum_{i=1}^m w_i f_i(\mathbf{x}) \\
& G_k(\mathbf{x}) \leq g_k \quad \forall k \\
& \sum_{i=1}^n w_i = 1
\end{aligned} \tag{11-23}$$

效用最优模型可以用于推导和论证某些环境决策问题，但由于推导与多目标函数相关的效用函数的难度很大，而且效用函数的主观因素较强，在环境决策中应用很少。

(2) 罚款模型 如果对于每一个目标函数，决策中都可以提出一个期望值（或称满意值） f_i^* ；那么就可以通过比较实际值 f_i 与期望值 f_i^* 之间的偏差来选择问题的解。罚款模型的数学表达式为：

$$\begin{aligned}
\min \quad & Z = \sum_{i=1}^m \alpha_i (f_i^- - f_i^*)^2 \\
& g_k(\mathbf{x}) \leq g_k \quad \forall k \\
& f_i + f_i^- - f_i^+ = f_i^* \quad \forall i
\end{aligned} \tag{11-24}$$

式中， α_i 为与第 i 个目标函数相关的权重。

罚款模型也是将多目标环境问题转化为单目标环境问题的一种方法。在处理环境决策系统问题时，关键是要给出各个目标函数的期望值（诸如期望环境质量目标、污染控制费用目标与资源消耗目标等）与权重向量 w 。罚款模型的缺点在于难以给定权重向量。

(3) 目标规划模型 目标规划模型的形式为：

$$\begin{aligned}
\min \quad & Z = \sum_{i=1}^m (f_i^+ + f_i^-) \\
& g_k(\mathbf{x}) \leq g_k \quad \forall k \\
& f_i + f_i^- - f_i^+ = f_i^* \quad \forall i
\end{aligned} \tag{11-25}$$

式中， f_i^+ 、 f_i^- 分别为相应于目标 f_i 与期望值 f_i^* 相比的超过值与不足值。与罚款模型一样，应用目标规划模型时也要求决策者预先给出目标的期望值。

(4) 约束模型 当目标可以给出一个范围时，该目标就可以作为约束条件而被排除出目标组，原问题可以简化为单目标问题。约束模型的形式为：

$$\begin{aligned}
\max \quad & f_1(\mathbf{x}) \\
& g_k(\mathbf{x}) \leq g_k \quad \forall k \\
& f_i^{\min} \leq f_i \leq f_i^{\max} \quad \forall i, i \neq 1
\end{aligned} \tag{11-26}$$

式中， f_i^{\min} 、 f_i^{\max} 分别为原目标函数所给定的下限与上限。若 f_i 值在预先给定范围内 $[f_i^{\min}, f_i^{\max}]$ 变化引起目标函数 $f_1(\mathbf{x})$ 剧烈变化，则有必要检验目标函数 f_1 对约束条件 f_i 的灵敏度和稳定性。

(5) 帕累托模型 在多目标决策过程中，所有非劣解都具有下述特征：所有非劣解若不以降低其他目标函数为代价，任何一个目标函数的值都不可能得到改善。非劣解的这种特性称作帕累托性质。

通常，一个多目标环境决策问题得到的不是一个解，而是一系列非劣解。这些解组成一个有效边界。帕累托模型认为：多目标环境决策的最满意解一定是在有效边界上的某一点，由这一点至各目标的“理想解”的距离最小。

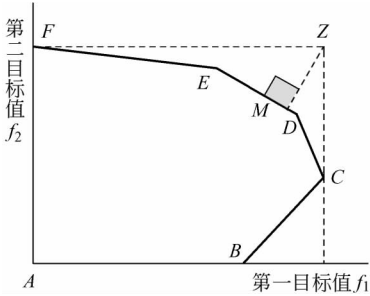


图 11-5 帕累托模型示意图

帕累托模型可以用图 11-5 说明。图中表示由两个目标构成的环境决策问题。图中 ABCDEF 围成的空间表示多目标环境决策问题的可行域，Z 点表示目标 1 (f_1) 与目标 2 (f_2) 的共同“理想解”，由 Z 至有效边界的最短距离为 ZM，M 点就被定义为帕累托最优解。

四、交互式多目标环境决策过程

综上所述，各种参数与权重向量是多目标环境决策的重要依据。由于某些参数与权重的不确定性，致使最终的决策分析结果也有不确定性。这种不确定性在环境决策过程中尤为突出。

为了消除这种不确定性，取得满意的决策结果，可以采用递归求解的方法。

寻求多目标环境决策满意解的递归过程包括：

- ① 由系统分析人员提出一组非劣解，作为决策者的第一暂定解；
- ② 由决策者提出修订意见，再由分析人员提出新的决策方案，这一过程在分析者与决策者之间交替进行，直到取得满意解为止，这种决策方法称作交互式多目标环境决策方法。

在交互式多目标环境决策过程中，分析者可以采用前文所介绍的各种多目标决策模型寻求决策方案，而决策者的任务就是修正模型中的各种参数与权重，或指明它们的修订方向。下面以递阶模型为例，说明交互式多目标环境决策的过程。

在递阶模型中，关键是要确定对每个目标的权重向量 β 的值。交互式多目标环境决策的基础是决策者可以根据前一步的输出提出对目标的修正值或允许域。也就是说，权重向量 w 在整个决策过程中不是常数，而是决策者根据前面步骤产生的输出结果来确定的。

递阶模型的第 n 步可以写作：

$$\begin{cases} \max & f_n(x) \\ f_1(x) & \leq g \\ & \vdots \\ f_{n-1}(x) & \geq \beta_{n-1} f_{n-1}^0(x) \end{cases} \tag{11-27}$$

为了求得 $f_n(x)$ 的最优值，必须给定权重向量 β 。假定对每个目标函数 f 可以由决策者给出一个允许的最低值 f_{\max} ，同时可以取得独立的最优值 $f_i^0(x)$ ；那么，与 $f_i^0(x)$ 有关的 β 允许域可以定义为：

$$\rho_i^0 = \frac{f_i^{\min}}{f_i^0} \tag{11-28}$$

在连续迭代过程中， β 受到如下约束： $\rho_i^0 \leq \beta_i \leq 1$ 。在分析人员确定每一步目标修正可行域后，由决策者选择其间的某一个值给分析人员，由分析人员继续进行决策分析，直到获得满意解。

第五节 环境决策支持系统

一、概述

1. 环境决策支持系统 (EDSS) 的定义

环境决策支持系统 (environmental decision supporting system, EDSS) 是以环境管理学、运筹学、控制论和行为学为基础，以计算机技术、仿真技术和信息技术为手段，针对半

结构化的环境决策问题，支持环境决策活动的具有智能作用的人机系统。该系统能够为决策者提供环境决策所需的数据、信息和背景材料，帮助明确环境决策目标和进行环境问题的识别，建立或修改环境决策模型，提供各种环境决策的替代方案，并且对各种替代进行评价和优选，通过人机交互功能进行分析、比较和判断，为正确环境决策提供必要的支持。

环境决策支持系统的定义包含如下三方面的内容。

(1) 问题结构的维度 即环境决策者制定的环境决策所表现出的结构化的程度。如果决策的目标简单，没有冲突，可选替代方案数量较少或者界定明确，决策所带来的影响是确定的，我们称这类环境决策是高度结构化的。与之相反，高度非结构化的决策，其决策目标之间往往是相互冲突的，可供决策者选择的替代方案很难加以区分，某个替代方案可能带来的环境影响具有高度的不确定性。环境决策支持系统的作用就是在环境决策的“结构化”部分为决策者提供支持，从而减轻决策者的负荷，使之能够将精力放在问题非结构化的部分。处理决策的非结构化部分的过程可以看成是人的处理过程，因为我们还不能通过自动化技术来有效地模拟这种过程。

(2) 环境决策的效果 即环境决策达到其目标的程度，是环境决策过程中一个最基本的元素。

(3) 管理控制 即环境决策是不同层面的环境管理部门在任何时间上分配和组织资源的手段，它是在环境管理活动中实现环境战略目标的一个主要方法。为了达到目的，环境决策支持系统应该能够对整个环境管理过程提供支持，而决策结果的最终职责、义务取决于环境管理人员。

2. 环境决策支持系统的金字塔结构

图 11-6 所示为环境决策支持系统的金字塔结构。首先，环境事务处理系统是环境信息系统的基础，它面向的是基层环境管理人员。环境管理信息系统则更加强调科学的管理方法和定量化管理模型的运用；强调对环境信息的深层次开发；强调高效低成本的系统结构与数据处理模式；强调科学的、系统化的开发方法。

其次，环境管理信息系统是环境决策支持系统的基础。尽管环境决策支持系统主要针对的是半结构化问题，但是离开处理结构化问题的环境管理信息系统，环境决策支持系统无法发挥其功能。EDSS 与 EMIS 虽然功能目标不同，但它们都是以不同的方式，为解决性质不同的环境管理问题提供信息服务。

MIS 收集、存储及提供的大量基础环境信息是 EDSS 工作的基础，而 EDSS 使 EMIS 提供的环境信息在深层次上发挥更大的作用。EMIS 需要担负起收集、反馈环境信息的作用，支持 EDSS 执行结果的验证和分析；EDSS 经过反复使用，逐步明确起来的新的数据模式与问题模式，将逐步实现结构化，并纳入 EMIS 的工作范围。EDSS 是 EMIS 的发展，是环境管理信息系统向纵深发展的一个新阶段。

环境决策支持系统面向高层环境管理者，即环境决策者，它以解决半结构化的管理决策问题为主，强调决策过程中人的主导地位，环境信息系统只是对人（环境决策者）在决策过程中的工作起支持作用。环境决策支持系统的应用可以使得环境决策过程更加有效，在决策者的智能范围内辅助制定环境决策，决策者最终控制着环境决策的过程。

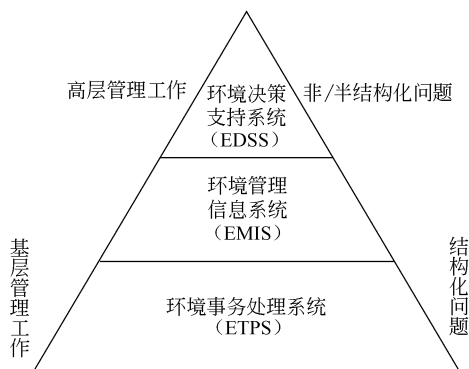


图 11-6 环境决策支持系统的金字塔结构

二、环境决策支持系统的基本功能

环境决策支持系统的宗旨在于辅助环境决策者进行环境决策，其基本功能如下。

1. 环境信息管理功能

- ① 管理并随时提供与环境决策问题有关的组织内部信息，诸如排污申报信息、环境统计信息、排污收费信息等。
- ② 收集、管理并提供与环境决策问题有关的组织外部信息，诸如环境政策法规、环境功能区划及其标准、环境背景信息等。
- ③ 收集、管理并提供各项环境决策方案执行情况的反馈信息，诸如污染源监测信息、环保项目跟踪监督信息、“三同时”执行状况等。

2. 环境模型管理功能

- ① 能以一定的方式存储和管理与环境决策问题有关的各种数学模型，诸如环境质量模拟仿真模型、污染控制规划优化模型、环境决策模型等。
- ② 能够存储并提供常用的数学方法及算法，诸如回归分析方法、线性规划、最短路径算法等。
- ③ 上述数据、模型与方法能容易地修改和添加，诸如数据模式的变更、模型的连接或修改等。
- ④ 能灵活地运用模型与方法对数据进行加工、汇总、分析、预测，得出所需的综合信息与预测信息。

3. 人机交互功能

环境决策支持系统还应具有方便的人机对话和图像输出功能，能满足随机的数据查询要求，回答“如果……则……”之类的问题；并提供良好的数据通信功能，以保证及时收集所需数据并将加工结果传送给使用者。

三、环境决策支持系统的组成结构

随着计算机技术的发展，人们对环境决策支持系统的组成结构认识也在不断变化，从三部件结构逐渐发展到五部件结构，如图 11-7 所示。

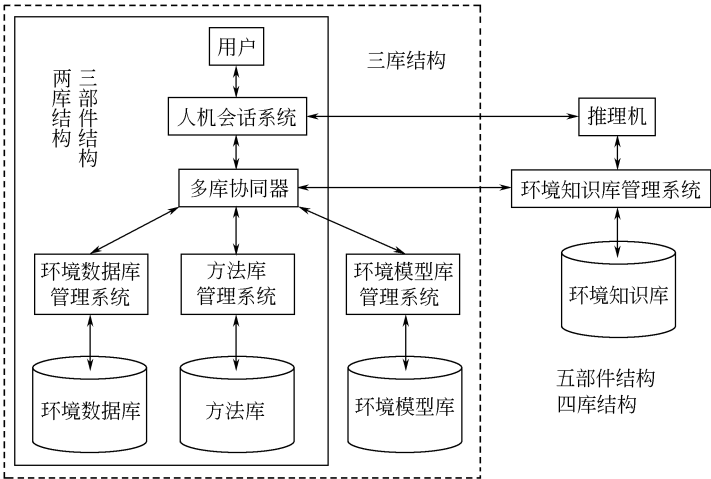


图 11-7 环境决策支持系统的基本框架

1. 环境决策支持系统的三部件结构

环境决策支持系统的三部件组成结构是 3 个子系统的有机结合，即人机交互系统、环境

数据库与其管理系统以及环境模型库与其管理系统的有机结合，也称环境决策支持系统的两库结构。

传统的环境管理信息系统可以看作由人机交互系统与环境数据库及其管理信息系统组合而成；而环境决策支持系统是在环境管理信息系统基础上，增加了环境模型库与其管理系统。这使得环境决策支持系统不仅具有环境管理信息系统的功能，同时还具有为环境管理者提供决策支持的功能。

人机交互系统是环境决策支持系统与用户的交互界面，用户通过“人机交互系统”控制实际的环境决策支持系统的运行。它包括如下内容。

① 提供丰富的显示与对话方式，其中最基本的是菜单与窗口，命令语言与自然语言。随着多媒体技术的发展，多媒体与可视化技术在人机交互系统中得到广泛应用，极大地丰富了人机交互的内容，大大增加了计算机内部数据及其处理的透明度。

② 输入输出转换。这是一个相互的过程，用户输入的信息经过人机交互系统转化为系统可以理解的内部表示形式；经过处理的信息经过人机交互系统按一定格式显示或打印给用户。

③ 控制环境决策支持系统有效运行。人机交互系统更主要的功能是将环境决策支持系统的各个部件有机地结合在一起，集成为一个系统，并由此达到控制环境决策支持系统有效运行的目的。

环境决策支持系统是辅助决策进行决策的计算工具。其辅助过程中，无论是替代方案模拟仿真还是优选，都需要运行模型，而模型的运行需要数据。环境数据库及其管理系统是环境决策支持系统的基础，一方面具有提取、浓缩和过滤环境决策支持系统外部数据的能力；另一方面，还能够从管理信息系统已有的基础数据库和专业数据库中提取自己需要的环境数据，并对这些环境数据进行浓缩与过滤，诸如将环境质量日报原始数据浓缩为环境质量月报数据等，过滤掉与环境决策模型无关的环境数据。

环境数据库是与应用彼此独立，以一定组织方式将相关的环境数据存储在一起，彼此相互关联，具有较少数据冗余，能被多个用户共享的环境数据集。其特点是结构化数据存储，减少了数据冗余，真正实现了数据共享；数据库系统具有更高的数据独立性。另外，环境数据库不是具体应用，而是面向系统，并为用户提供方便的接口，以及查询语言与交互命令，用以操纵数据库。

数据模型是环境数据库的核心，能够帮助人们理解和表达环境数据处理的静态特征与动态特征，它包括概念模型（信息模型），即不涉及信息在计算机中的表示与实现，是按用户的观点进行数据建模，强调语义表达能力；以及数据模型，即面向数据库中数据的逻辑结构，诸如关系模型、层次模型与网状模型、面向对象的数据模型等。

环境数据库管理系统的主要功能包括：

- ① 数据库定义功能；
- ② 数据库操纵功能，诸如插入、修改、删除、查询与统计等；
- ③ 数据库控制功能，诸如开发、数据完备性与权限等；
- ④ 数据库维护功能，诸如备份、导入导出、故障后恢复等；

⑤ 数据库字典功能，即存放用户建立的表和索引，系统建立的表和索引，以及用于恢复数据库的信息等；

- ⑥ 数据安全性；
- ⑦ 数据通讯等。

模型驱动是环境决策支持系统有别于其他环境管理信息系统的特点之一，模型库系统设

计成功与否是成败的关键。环境决策支持系统的模型库及其管理系统的键又在于环境模型管理部分的设计。

环境模型库是指存储于计算机内,用来描述或模拟环境决策过程各类结构化、半结构化问题的定量分析模型的集合。环境模型总是以某种计算机程序形式表示,诸如数据、语句、子程序甚至对象等。这些物理形式在环境模型库中具体为环境模型的名称及相关计算机程序、功能分类、输入输出数据库与控制参数等。一般利用环境模型字典存放这些环境模型的信息,环境模型字典的主要内容包括:

- ① 环境模型的名称和编码;
- ② 环境模型的功能和用途;
- ③ 环境模型的变量数和维数;
- ④ 环境模型所需的数据库名、数据名、单位等信息;
- ⑤ 环境模型相应的计算方法;
- ⑥ 环境模型的适用范围和条件;
- ⑦ 环境模型在模型库内存放的位置;
- ⑧ 环境建模的原始文档(建模作者和时间、修改模型作者和时间等)等;
- ⑨ 环境模型管理部分是管理环境模型库的程序,应具有模型的生成、调用、修改、删除、查询和存储,以及环境模型与环境数据库和会话系统接口的管理等功能。

2. 环境决策支持系统的三库结构

环境决策支持系统的三库结构是两库结构的一种进化,是一种将方法库独立出环境模型库的结构形式(见图 11-7),属于早期环境决策支持系统的形式。

对于模型与方法有不同的理解。首先,是用数学表达式表示模型,用求解算法表示方法。在方法库中用算法程序表示方法(诸如求解线性规划的单纯型法),而在模型库中存储环境问题的方程形式。在这种三库结构中,模型库的作用被削弱了,而更强调方法库的作用。它只适合于从模型方程等自动生成方法库中程序的环境决策问题。

其次,是将环境模型理解为算法加上数据。同样,在方法库中存放算法程序;但在模型库中存储的不是环境问题的方程表达式,而是包括算法程序文件的地址和它所需要数据的地址的索引。其特点是可以将不同数据应用于同一算法,而产生不同环境模型。例如,线性规划算法运行水污染控制规划数据,则生成水污染控制规划模型;而应用于大气污染控制规划,则生成大气污染控制规划模型。

最后,是将环境模型库与方法库合二为一。环境模型与方法只是在表现形式上有所不同,实际上,都可以看成模型。特别是在计算机中,模型的数学表达式只是模型的文本说明,最主要的还是环境模型的算法;因此,可以用环境模型的计算程序代表环境模型。对于那些一个环境模型有多个方法的情况,用一种方法表示该模型即可。例如某个多目标规划模型可有多个算法,诸如递阶法与罚款法等;在开发环境决策支持系统过程中,用常用的递阶法的程序代表多目标规划模型即可。对于那些多个方法组成的模型,则称组合模型。组合模型是由构成模型的基础模型组合而成的。由于省略了方法库,这种理解可大大简化环境决策支持系统的开发成本。

目前,在环境决策支持系统开发过程中,大多将环境模型库与方法库合并,这样三库结构就又回到两库结构,即三部件结构形式。

3. 环境决策支持系统的五部件结构

从环境决策支持系统的基本概念来看,它是用来帮助解决半结构化或非结构化的环境决

策问题，而这类问题只有凭借决策者或专家的经验做出应变的决策；因此，环境知识系统在环境决策支持系统中占有重要的地位。由此，就在三库结构基础上进化出四库结构，也称五部件结构（见图 11-7）。

所谓环境知识库，是一个能提供各种环境领域知识的表示方法，能把环境知识存储于系统内，并能够实现对环境知识方便灵活的调用和管理的程序系统。它由知识库和知识管理系统构成。环境知识库是指存储于计算机内的环境知识集（包括描述客观事物属性的事实型知识、表达因果关系的规则型环境知识，以及已经完全确认的可以用抽象的或逻辑推理等充分表达的理论型环境知识等）。

环境知识库中的知识是从环境领域专家的设计实例中收集来的，包括环境领域专家在解决相关环境问题的过程中所使用的典型环境知识，诸如对象描述和关联、解决问题的操作、约束问题、启发性知识和不确定性问题等。环境知识与环境数据有着本质的区别：那些靠收集获取的资料就是环境数据；而只有通过环境领域专家才能获取的资料就是环境知识。换句话说，描述事实的环境数据的集合就是环境数据库；环境领域专家的论据和启发性知识的收集就是环境知识库。相对于环境数据库，环境知识库包含了更加抽象的信息。环境知识库容纳了规则、框架、语义网、剧本、案例和模式匹配等信息。

环境知识库管理系统对环境知识库内存储的各种环境知识进行系统化管理，其主要功能有知识的获取、表达、存储、查询、增减、修改、更新、恢复和调用等，以便为用户接口、环境问题处理系统、动态构模及综合分析等提供必要的知识支持。

如果把环境知识库作为环境决策支持系统的大脑，那么推理机（inference engine, IE）就是肌肉。环境决策支持系统通过推理机，输入环境知识，并经过推理得到结论。推理机是基于规则和事实来执行演绎和推理的。另外，推理机也具有执行基于概率推理或模式匹配的模糊推理的能力。推理机的基本过程叫作一个控制循环，一个推理控制循环可以分成三步：

- ① 用给定的事实匹配规则；
- ② 选择下一个要执行的规则，然后执行第三步；
- ③ 执行规则，将推出的事实加入到工作存储器中。

推理机的基本工作原理是基于演绎推理的规则，即如果 A 是真的，A 蕴含 B（A、B）也是真的，那么 B 也是真的。与演绎推理法相对的一种规则是：如果 A 蕴含 B（A、B）是真的，而且 B 是假的；那么，可得出 A 也是假的。一个推理机用两种基本的方法来实现演绎推理的两种规则，并得出正确的结论。这两种基本方法就是推理链和分解法。

基于知识库与推理机的智能环境决策支持系统是当今环境决策支持系统的发展方向之一，它是管理决策科学、运筹学、计算机科学与人工智能相结合的产物。智能环境决策支持系统利用专家系统（ES）技术，预先把专家（决策者）的建模经验整理成计算机表示的知识，组织在知识库中，并用推理机来模拟决策专家的思维推理，形成一个智能的部件；在经典环境决策支持系统中需要决策者干预时，就先访问此智能部件，只有当它也无能为力时才请求人工干预，这样就可以大大提高决策效率并减轻管理决策人员的负担。

智能环境决策支持系统分为数据驱动、模型驱动、知识驱动、通讯驱动等种类。其中应用最多的是数据驱动的智能环境决策支持系统，它强调按时间序列访问和操作公司的内部数据（或外部数据）。数据仓库是数据驱动的智能环境决策支持系统的有力工具，它允许应用于特定任务或设置的特定计算工具或者较为通用的工具和算子来对数据进行操纵，为结合联机分析处理的智能环境决策支持系统提供最高级的功能和决策支持。

习题与思考题

1. 环境决策有哪些基本特征与要素？

2. 环境决策的一般过程有哪些？环境决策如何分类？

3. 何为环境费用效益分析，其基本步骤有哪些？

4. 环境费用效益分析的基本方法有哪些？

5. 常用的环境决策分析技术有哪些？

6. 决策树有哪些组成成分？其进行决策的前提是什么？

7. 多目标环境决策的特点与所遵循的原则是什么？

8. 多目标环境决策分为哪几类？有哪些常用的多目标环境决策技术？

9. 环境决策支持系统的基本概念是什么？它包括哪些方面的内容？

10. 环境决策支持系统应具有哪些基本功能？

11. 试从环境决策支持系统的组成结构变迁，分析决策支持系统的发展历程。
12. 某流域要修建成本为 500 万元的水坝，为了保护水坝要修建溢洪道，为此，流域管理委员会要决定建设成本为 300 万元的大溢洪道或是 200 万元的小溢洪道。根据历史资料估计，水坝使用期间有一次或一次以上洪水发生的概率为 0.25，有一次或一次以上特大洪水发生的概率为 0.1，两种溢洪道在洪水与大洪水时的损坏概率见下表。若溢洪道损坏，则水坝被破坏，其修复费用与水坝原造价相同，还要蒙受洪水带来的损失。发洪水时，其他财产损失为 100 万元与 300 万元的概率分别为 0.7 与 0.3；发大洪水时，其他财产损失为 300 万元与 500 万元的概率分别为 0.7 与 0.3。试建立这个问题的决策树模型，并确定最优决策。根据最优决策，如何提醒流域管理委员会？

洪水及概率 溢洪道	洪水		大洪水	
	损坏	安全	损坏	安全
大溢洪道	0.05	0.95	0.10	0.90
小溢洪道	0.10	0.90	0.25	0.75

参 考 文 献

- 1 程声通, 陈毓龄. 环境系统分析. 北京: 高等教育出版社, 1990
- 2 程声通, 孟繁坚, 徐明德. 环境系统分析题解. 北京: 高等教育出版社, 1994
- 3 韦鹤平. 环境系统工程. 上海: 同济大学出版社, 1993
- 4 余常昭. 环境流体力学导论. 北京: 清华大学出版社, 1992
- 5 姚重华. 环境工程仿真与控制. 北京: 高等教育出版社, 2001
- 6 郑彤, 陈春云. 环境系统数学模型. 北京: 化学工业出版社, 2003
- 7 张永良, 刘培哲. 水环境容量综合手册. 北京: 清华大学出版社, 1991
- 8 金腊华, 徐峰俊. 水环境数值模拟与可视化技术. 北京: 化学工业出版社, 2004
- 9 童志权. 大气环境影响评价. 北京: 中国环境科学出版社, 1988
- 10 谷清, 李云生. 大气环境模式计算方法. 北京: 气象出版社, 2002
- 11 黄河宁. 污水排海工程导论. 大连: 大连理工大学出版社, 1990
- 12 国家环境保护总局监督管理司. 中国环境影响评价培训教材. 北京: 化学工业出版社, 2000
- 13 常瑞芳. 海岸工程环境. 青岛: 中国海洋大学出版社, 1997
- 14 韦鹤平, 李行伟. 环境工程水力模拟. 北京: 海洋出版社, 2001
- 15 郭怀成, 尚金城, 张天柱. 环境规划学. 北京: 高等教育出版社, 2001
- 16 赵今声. 海岸河口动力学. 北京: 海洋出版社, 1993
- 17 张兰生. 实用环境经济学. 北京: 清华大学出版社, 1992
- 18 王金南. 环境经济学. 北京: 清华大学出版社, 1994
- 19 林齐宁. 决策分析. 北京: 北京邮电大学出版社, 2003
- 20 杨善林. 智能决策方法与智能决策支持系统. 北京: 科学出版社, 2005
- 21 陈晓红. 决策支持系统理论和应用. 北京: 清华大学出版社, 2005
- 22 金士博. 水环境数学模型. 北京: 中国建筑科学出版社, 1987
- 23 汪应洛主编. 系统工程导论. 北京: 机械工业出版社, 1982
- 24 中国人民大学管理系统工程教研室. 管理系统工程—现代化管理的方法和应用. 北京: 国防工业出版社, 1987
- 25 何小荣. 化学工程优化. 北京: 清华大学出版社, 2003
- 26 夏青. 流域水污染物总量控制. 北京: 中国环境科学出版社, 1996
- 27 国家环境保护局, 中国环境科学研究院. 城市大气污染总量控制方法手册. 北京: 中国环境科学出版社, 1991
- 28 赵刚. 非点源污染控制措施筛选研究. 清华大学硕士研究生毕业论文, 2001
- 29 胡雪涛. 滇池流域非点源污染负荷模型研究. 清华大学硕士研究生毕业论文, 2001
- 30 杨爱玲, 朱颜明. 地表水环境非点源污染研究. 环境科学进展, 1998, 7 (5)
- 31 何萍, 王家骥. 非点源 (NPS) 污染控制与管理研究的现状、困境与挑战. 农业环境保护, 1999, 18 (5)
- 32 焦荔. USLE 模型及营养物流失方程在西湖非点源污染调查中的应用. 环境污染与防治, 1991, 13 (6)
- 33 吴慧芳, 陈卫. 城市降雨径流水质污染探讨. 中国给水排水, 2002, 12
- 34 尹炜, 李培军, 可欣等. 我国城市地表径流污染治理技术探讨. 生态学杂志, 2005, 5
- 35 吴小寅, 陈竑, 余戈, 范宇航, 陈莉. 城市环境智能决策支持系统的开发和应用. 广西科学院学报, 2004, 20 (4)
- 36 宦茂盛, 袁艺, 潘耀忠. 地区级城市环境管理信息系统的设计. 北京师范大学学报 (自然科学版), 2000, 36 (1)
- 37 顾昌宙, 卓俊玲, 姜霞. 多目标决策分析模型在湖泊生态工程规划中的应用. 环境科学研究, 2003, 16 (4)
- 38 朱宝宏, 姚杰. 决策分析理论在水利工程的应用初探. 农机化研究, 2004, 5

- 39 翟丽丽. 基于 Internet 的多属性评价群决策支持系统总体设计. 哈尔滨理工大学学报, 2004, 9 (1)
- 40 范绍佳, 黄志义, 刘嘉玲. 大气污染物排放总量控制 A—P 值法及其应用. 中国环境科学, 1994, 14 (6)
- 41 龚光鲁, 钱敏平. 应用随机过程教程及其在算法与智能计算中的应用. 北京: 清华大学出版社, 2003
- 42 程声通. 水污染控制系统规划. 自动控制学报 (中国科学院), 1983, 1
- 43 程声通. 水污染控制的费用—效益分析. 城市环境与城市生态, 1987, 10
- 44 程声通等. 鸭绿下游水质模型研究. 环境污染与防治, 1987, 19 (2)
- 45 曾维华, 程声通. 会议集成水环境规划. 环境科学, 1997, 10
- 46 程声通. 河流的环境容量与允许排放量. 水资源保护, 2003, 19 (2)
- 47 程声通. 污水处理程度计算及灵敏度分析. 环境科学与过程论文集. 北京: 中国建筑工业出版社, 2005
- 48 Su Baolin. Hydrological study of non-point source pollution considering catchment characteristics, Ph. D dissertation of Tohoku University, Japan, 2003
- 49 Neitsch S L, Arnold J G, Kiniry J R, Williams J R. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation (Version 2000), Texas Water Resources Institute, College Station, Texas TWRI Report TR-192, 2001
- 50 Neitsch S L, Arnold J G, Kiniry J R, Srinivasan R, Williams J R. Soil and Water Assessment Tool User's Manual (Version 2000), Agricultural Research Service (Draft-April, 2001)
- 51 Jorgensen S E. Application of Ecological Modelling in Environmental Management, Part A, Elsevier Publishing Company, 1983
- 52 Fischer H B, Imberger J, List E J, Koh R C Y, Brooks N H. Mixing in Inland and Coastal Waters, Academic Press, 1979
- 53 A. James. Mathematic Models in Water Pollution Control. John Wiley & Sons, 1978
- 54 Ambrose R B, Wool T A, Martin J L, et al. WASP5. x, A Hydrodynamic and Water Quality Model Model Theory, User's Manual, and Progcammer's Guide. Draft: Environmental Research Laboratory, US Environmental Protection Agency, 1993
- 55 Thomann R V, Fitzpatrick J J. Calibration and Verification of a Mathematical Model of the Eutrophication of the Potomac Estuary. Prepared for Department of Environmental Services, Government of the District of Columbia, Washington, D. c. , 1982
- 56 Bierman V J, DePinto J V, Young T C, et al. Development and Validation of an Integrated Exposure Model for Toxic Chemicals in Green Bay, Lake Michigan. U. S. Environmental Protection Agency, Grosse Ile, Michigan, 1992
- 57 Beck M B. Water Quality Modeling: A Review of the Analysis of Uncertainty. Water Resources Research, 1987, 23 (8): 1393~1442
- 58 Hornberger G M, Spear P C. Eutrophication in Peel Inlet-I. The problem-defining behaviour and mathematical model for the phosphorus scenario. Wat. Res. , 1980, 14: 29~42
- 59 Spear R C, Hornberger G M. Eutrophication in Peel Inlet-II. Identification of critical uncertainties via generalized sensitivity analysis. Wat. Res. , 1980, 14: 43~49
- 60 Beven K, Binley A. The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. Hydrological Processes, 1992, 6: 279~298
- 61 Gilks W R, Richardson S, Spiegelhalter D J. Markov chain Monte Carlo in practice. London: Chapman & Hall, 1996