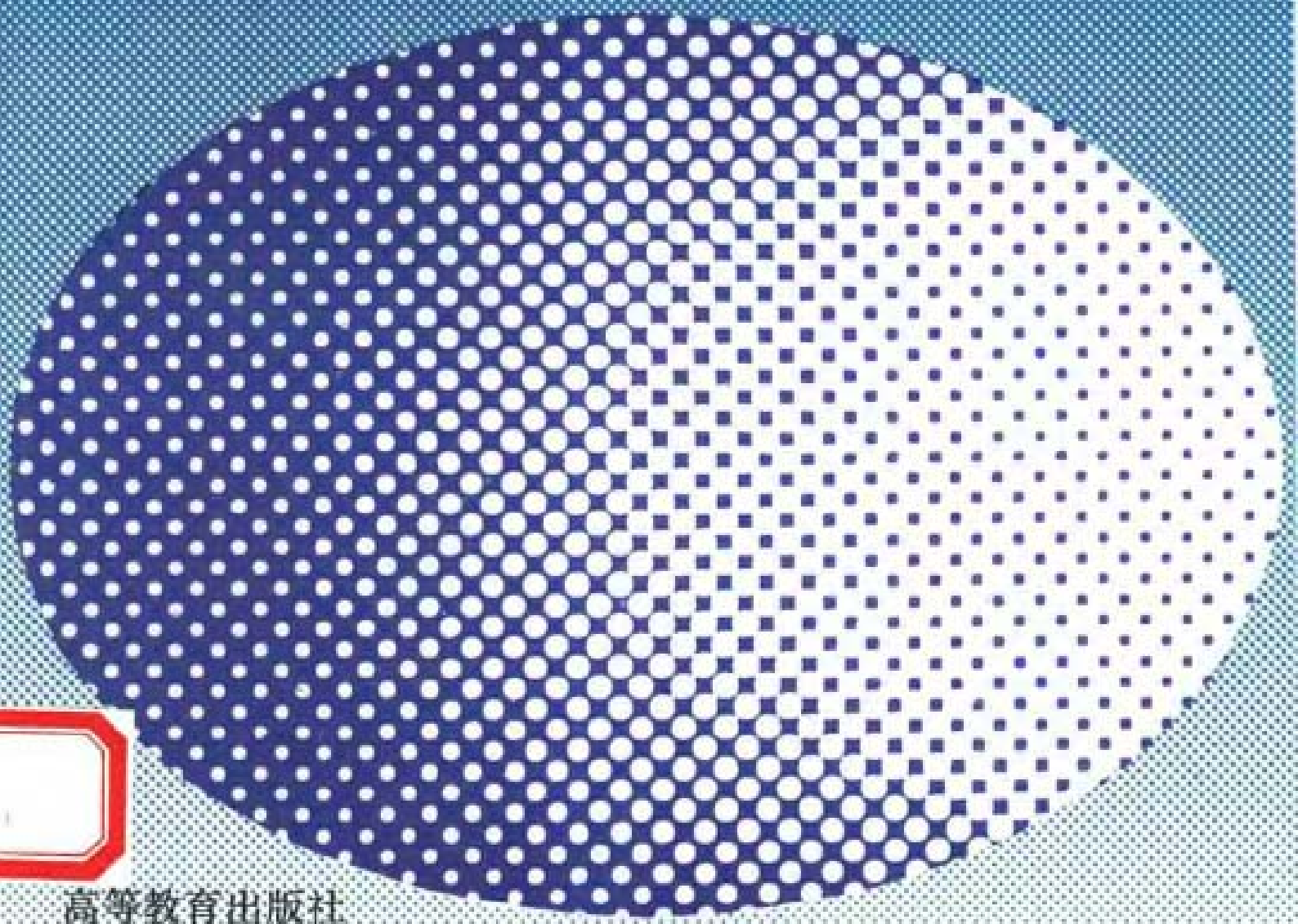
高等学校教材

环境质量评价学

叶文虎　栾胜基 编著



高等教育出版社

高等学校教材

环境质量评价学

叶文虎　栾胜基　编著

高等教育出版社

1994年4月

内 容 提 要

本书从环境质量的价值原则出发，在阐明环境质量价值及其与环境质量评价之间关系的基础上，系统地介绍了环境质量评价学的原理和方法。全书共分为八章，前五章分别从环境质量评价的对象、标准和方法等方面讲述了环境质量评价学的理论基础；后三章以环境质量现状评价、影响评价和风险评价等为主要内容讲述了环境质量评价学理论的应用。

本书可作为高等院校环境科学、环境工程、环境规划与管理专业大专生、本科生及研究生的教材或参考书，亦可提供环保、建筑及规划部门从事环境保护工作的专业技术人员参考。

责任编辑　张月娥

图书在版编目(CIP)数据

环境质量评价学/叶文虎，栾胜基编著．—北京：高等教育出版社，1994.4(2000 重印)
ISBN 7-04-004614-8

Ⅰ．环…　Ⅱ．①叶…　②栾…　Ⅲ．环境质量-评价　Ⅳ．X8

中国版本图书馆 CIP 数据核字(98)第 00553 号

出版发行	高等教育出版社		
社　址	北京市东城区沙滩后街 55 号	邮政编码	100009
电　话	010—64054588	传　真	010—64014048
网　址	http://www.hep.edu.cn		
经　销	新华书店北京发行所		
印　刷	山东省济南新华印刷厂		
开　本	787×1092　1/16	版　次	1994 年 4 月第 1 版
印　张	16	印　次	2000 年 3 月第 6 次印刷
字　数	380 000	定　价	13.10 元

凡购买高等教育出版社图书，如有缺页、倒页、脱页等质量问题，请在所购图书销售部门联系调换。

版权所有　侵权必究

前　言

根据国家教委高等学校环境类理工科教学指导委员会的要求，为适应理工类高等院校环境专业的教学需要，我们编写了这本《环境质量评价学》教材。

环境质量评价学是环境质量学的核心内容之一，是环境科学的一个重要分支学科。它从环境质量这一基本概念出发，依据环境价值论的基本原理，探讨环境质量与人类社会行为间的价值关系，评价人类经济活动和发展对环境质量的影响以及环境质量变化对人类社会行为、生存与发展的影响。这是对人类社会行为进行判断、调整和选择的科学依据。

本教材共分八章，第一章绪论，在分析了环境质量对人类的价值基础上，讲述了价值与评价的关系，第二、三章分别论述了环境质量评价的两大基本要素，即评价对象和评价标准，重点阐明了环境评价对象不是环境质量本身，而是环境质量与人类生存发展之间的价值关系；环境质量标准不是环境质量评价标准的全部，而是一种初级形式；第四、五两章介绍环境质量评价方法。根据环境质量对人类价值的不同表现形式，详细介绍了决定论、经济论和模糊综合评价方法，并着重分析了环境质量评价的不确定性和模糊性；第六、七、八三章是在前五章的基础上，结合国内外环境质量评价的实际，介绍了环境质量现状评价、环境影响评价和环境风险评价。在环境影响评价的一章中，将环境影响评价分为微观、中观和宏观三个不同层次，即工程建设项目的、区域开发的和公共政策的环境影响评价。

环境质量评价学的理论、方法正在迅速发展和完善之中，应该说目前关于这方面的研究和探索还远远不够，本书只能是在这方面做一种探讨和尝试。本书是由叶文虎、栾胜基二人通力合作写成的。由于我们的水平所限，书中的错误、遗漏之处是难免的，恳请读者不吝批评指教。本书的编写受益于北京大学环境科学中心的老师们的多年教学经验和科研心得，在编写过程中也得到了许多同事的帮助。在此向他们表示感谢。

最后，我们特别要对高等教育出版社张月娥同志表示深深的谢意。感谢她对本书的书稿进行十分认真的审阅和加工。没有她的帮助和支持、督促和鼓励，本书很可能至今仍是出版计划中的一个书名。

作　者

1993 年夏于北京大学

目　录

第一章　绪论……1
　第一节　环境……1
　　一、环境的概念与定义……1
　　二、环境的基本特性……2
　　三、环境系统……3
　　四、环境系统的结构与状态……4
　第二节　环境质量……5
　　一、环境质量的概念与定义……5
　　二、环境质量的变异规律……6
　　三、环境质量的价值……7
　第三节　环境质量评价学……9
　　一、价值与评价……9
　　二、环境质量评价……10
　　三、环境质量评价学……12
第二章　环境质量评价的对象……14
　第一节　人类社会行为与需要的分析……14
　　一、人类社会的经济发展行为分析……15
　　二、人类社会生存发展需要的分析……16
　第二节　环境质量的发展价值和生态价值……18
　　一、环境质量的发展价值……18
　　二、环境质量的生态价值……21
　第三节　环境质量的生存价值……22
　　一、环境与人体内环境的平衡……22
　　二、环境质量对人体健康的影响……23
第三章　环境质量评价的标准……30
　第一节　环境质量标准……30
　　一、环境质量标准与环境质量基准的关系……30
　　二、环境质量标准的类型和级别……31
　　三、制定环境质量标准的原则、依据和步骤……32
　　四、国内外主要的环境质量标准……35
　第二节　环境质量评价标准……43
第四章　环境质量识别……45
　第一节　环境质量的监测……45
　　一、监测的目的……45
　　二、监测方案的制定……45
　　三、大气环境质量监测方案简介……46
　　四、地面水环境质量监测方案简介……47
　　五、地下水环境质量监测方案简介……49
　　六、土壤背景值调查方案简介……50
　第二节　环境质量的预测（Ⅰ）…51
　　一、线性外推预测法……52
　　二、线性外推预测法的推广……54
　　三、生长曲线外推预测法……55
　第三节　环境质量的预测（Ⅱ）…58
　　一、污染物在环境系统中的运动规律……59
　　二、常用的大气环境质量模型……60
　　三、常用的水环境质量模型……69
第五章　环境质量评价方法……83
　第一节　决定论评价法……83
　　一、指数评价法……83
　　二、专家评价法……86

第二节　经济论评价法 ……93
一、概述……93
二、效益-费用分析法 ……94
三、费用-效果分析法简介……102
第三节　模糊综合评价方法……105
一、环境质量评价中的不确定性分析 ……105
二、模糊集理论在环境质量评价中的应用 ……106
三、实例分析 ……112
四、环境质量评价方法综述 ……114
第六章　环境质量现状评价…… 118
第一节　环境质量现状评价概述 ……118
一、环境质量现状评价的视角 ……118
二、环境质量现状评价的基本程序与方法 ……119
第二节　大气环境质量现状评价 ……121
一、大气污染指数评价法 ……121
二、大气污染生物评价法 ……127
三、大气污染经济学评价方法 ……130
第三节　水环境质量现状评价 ……132
一、水污染指数评价 ……132
二、水环境质量的生物学评价 ……141
第四节　土壤环境质量现状评价 …… 151
一、土壤资源的评价 ……152
二、土壤和农作物的污染评价 ……158
第七章　环境影响评价…… 170
第一节　环境影响评价的概述 …… 170
一、环境影响 ……170
二、环境影响评价及其制度 ……171
三、环境影响评价方法 ……173
第二节　工程建设项目的环境影响评价 …… 182
一、工程建设项目环境影响评价的工作程序 ……182
二、工程建设项目环境影响评价的工作内容 ……186
三、工程建设项目环境影响评价的管理 ……194
第三节　区域开发的环境影响评价 …… 202
一、区域与区域开发 ……202
二、区域开发环境影响评价的主要特点 ……203
三、区域开发环境影响评价实例 ……204
第四节　公共政策的环境影响评价 …… 211
一、公共政策的定义、特点和类型 ……211
二、公共政策的环境影响评价及其意义 ……212
三、公共政策环境影响评价的视角 ……213
四、公共政策环境影响评价的方法 ……214
五、公共政策环境影响评价的实例 ……215
第八章　环境风险评价…… 217
第一节　概述 …… 217
一、风险的概念 ……217
二、环境风险 ……218
三、环境风险评价 ……219
第二节　环境风险识别 …… 220
一、专家调查法 ……221
二、幕景分析法 ……222
三、故障树分析法 ……224
第三节　环境风险的度量 …… 227
一、风险度的定义 ……227
二、危害的估计 ……229
第四节　环境风险评价与管

理 …… 233
一、环境风险评价的目的 ……233
二、环境风险评价的内容与范围 ……235
三、环境风险评价的管理 ……236
附录Ⅰ 联合国环境规划署理事会1987年6月17日第14/25号决定——关于环境影响评价的目标和原则 …… 238
附录Ⅱ 联合国1991年2月25日于Espoo(芬兰)签订的——关于跨越边界区(建设项目)的环境影响评价公约 …… 241
参考书目 …… 248

第一章 绪 论

“环境质量”是环境科学的一个最重要的基本概念。“环境质量说”则是环境科学基本理论的柱石之一。而“环境质量评价”是环境科学的一个主要分支学科，同时也是环境保护工作的一个重要组成部分。

几千年的文明史使人们认识到，人体的健康、人群的生活、人类社会的经济发展以及自然生态系统的维持都与该地的环境质量密切相关。另外，人们还逐渐认识到，人类的行为，特别是人类社会的经济发展行为，必然会引起环境的状态与结构发生不同程度的变化，也就是说会引起环境质量的改变。而环境质量的变化，有的将有利于人类的生存与进一步发展，有的则不利于人类的生存和持续发展。

在人类社会持续发展需要的推动下，人们越来越关注人类社会行为所引起的环境质量变化的问题，以及如何评价环境质量变化的问题。于是，当代环境科学的一个分支学科——环境质量评价学就逐步发展了起来。

第一节 环 境

一、环境的概念与定义

环境，作为一个被广泛使用的名词，它的含义是极为丰富的。从哲学的角度来看，环境是一个相对的概念，即它是一个相对于主体而言的客体。环境与其主体是相互依存的；它因主体的不同而不同，随主体的变化而变化。因此，明确主体是正确把握环境的概念及其实质的前提。

环境，作为一个专门术语，当然有比哲学定义更明确更具体的科学定义。因为不同的学科有着不同的研究对象和研究内容，所以，在不同的学科中，“环境”的科学定义是不同的，其差异也源于对“主体”的界定。比如，在社会学中，环境被认为是以人为主体的外部世界，而在生态学中环境则被认为是以生物为主体的外部世界。这一基本概念的不同就导致了学科研究内容的不同。比如各种各样的人际关系，像家庭关系、婚姻关系等，就都是社会学研究的主要内容，而传统生态学的研究内容则分成：物种生态学、种群生态学、群落生态学以及生态系统生态学等几种。

对于环境科学而言，“环境”是一个决定本学科性质和特点、研究对象和内容的基本概念。因此，赋予它一个什么样的科学定义是一个极为重要的大问题。几十年来，环境科学家们在这个问题上进行了长时间的探讨，作出了巨大的努力。应该指出“环境问题”是在人类

异化于自然界并组织成社会的早期就出现了，而环境问题的提出则是在人类社会组织程度、科学技术水平、生产经济水平均较高且对自然界的冲击能力较大的20世纪50年代提出的；至于环境科学则是在解决环境问题的社会需要的推动下产生和发展起来的。基于上述这些历史事实，就不难得出“环境”的科学定义应是：以人类社会为主体的外部世界的全体。这里所说的外部世界主要指：人类已经认识到的、直接或间接影响人类生存与社会发展的周围事物。它既包括未经人类改造过的自然界，如高山、大海、江河、湖沼、天然森林以及野生动植物等，又包括经过人类社会加工改造过的自然界，如街道、房屋、水库、园林等。

还有一种因适应某些工作方面的需要，而为“环境”下的工作定义，它们大多出现在世界各国颁布的环境保护法规中。比如，我国的环境保护法规中明确指出：“本法所称环境是指：大气、水、土地、矿藏、森林、草原、野生动物、野生植物、水生植物、名胜古迹、风景游览区、温泉、疗养区、自然保护区、生活居住区等”。这是一种把环境中应当保护的要素或对象界定为环境的一种工作定义，它纯粹是从实际工作的需要出发，对环境一词的法律适用对象或适用范围所作的规定，其目的是保证法律的准确实施。

由以上所述可见，环境一词在哲学、工作、科学三个层次上有不同的定义文字，它们之间在本质上是相通的，既有紧密的内在联系，又不可相互取代。

二、环境的基本特性

环境的特性可以从不同的角度来认识和表述。如果从对人类社会生存发展的利弊角度来考察和研究环境，我们可以把它归纳为如下几点：

（一）整体性与区域性

环境的整体性指的是环境的各个组成部分和要素之间构成了一个完整的系统，故又称系统性。这就是说，在不同的空间中，大气、水体、土壤、植被乃至人工生态系统等环境的组成部分之间，有着相互确定的数量与空间位置的排布及其相互作用关系。也就是说，环境的各组成部分之间以特定的方式联系在一起，形成了特定的结构。通过稳定的物质、能量流动网络以及彼此关联的变化规律，该结构在不同的时刻将呈现出不同的状态。

整体性是环境的最基本特性。整体虽是由部分组成的，但整体的功能却不是各组成部分的功能之和，而是由组成整体的各部分之间通过一定的联系方式所形成的结构以及所呈现出的状态决定的。比如一般来说，气、水、土、生物和阳光是构成环境的五个主要部分，作为独立的环境要素，它们对人类社会的生存发展各有自己独特的作用。这些作用（功能）不会因时空的不同而不同。但是，由这五个部分所构成的某个具体环境，则会因这五个部分间的结构方式、组织程度，物质能量流的规模与途径的不同而有不同的具体特性。比如，城市环境和农村环境，水网地区的环境与干旱地区的环境，滨海地区的环境和内陆地区的环境等，分别就有不同的整体特性与功能。

环境的区域性指的是环境（整体）特性的区域差异，具体说来就是：不同（面积大小的不同或地理位置的不同）区域的环境有不同的整体特性。因此它与环境的整体性是同一环境特性在两个不同侧面上的表现。

环境的整体性与区域性使人类在不同的环境中采用了不同的生存方式和发展模式，并进而形成了不同的文化。

（二）变动性和稳定性

环境的变动性是指在自然的和人类社会行为的共同作用下，环境的内部结构和外在状态始终处于不断变化之中。这一点是不难被理解和被接受的。事实上人类社会的发展史就是人类与自然界不断相互作用的历史，也就是环境的结构与状态不断变化的历史。

与变动性相对应的是环境的稳定性。与变动性相比，稳定性是相对而言的。所谓稳定性是指环境系统具有一定的自我调节功能的特性，也就是说，在人类社会行为作用下，环境结构与状态所发生的变化不超过一定的限度时，环境可以藉助于自身的调节功能使这些变化逐渐消失，结构和状态得以恢复。

变动性与稳定性是共生的，是相反相成的。变动是绝对的，稳定是相对的，前述的“限度”是决定能否稳定的条件。环境的这一特性表明：人类社会的行为会影响环境的变化，因此人类社会必须自觉地调控自己的行为，使之与环境自身的变化规律相适配、相协调，以求得环境向着更加有利于人类社会生存发展的方向变化。

（三）资源性与价值性

人类之所以如此地重视环境，其根本原因在于人类越来越深刻地认识到：环境是人类社会生存与发展须臾不可离开的依托。甚至可以说、没有环境就没有人类的生存，更谈不上人类社会的发展。从这个意义上来看，环境具有不可估量的价值。

环境价值源于环境的资源性。

人类的繁衍、社会的发展都是环境对之不断提供物质和能量的结果。也就是说，环境是人类社会生存发展的必不可少的投人，因此说环境就是资源。

过去，人们较多注意的是环境资源的物质性方面（以及以物质为载体的能量性方面），比如地上的生物资源，地面的土地、上壤、淡水资源，地下的矿产资源等。这些无疑都是环境资源的重要组成部分，是人类社会生存发展所必须的物质资源。

近几十年来，通过对环境科学的深人研究，人们已进一步认识到，资源的概念除物质性部分以外，还应包括非物质性的部分。具体到环境而言，状态也是一种资源。不同的环境状态，对人类社会的生存发展将会提供不同的条件。这里所说的不同，既有所处方位上的不同，也有范围大小上的不同。比如说，同样是海滨地区，有的环境状态有利于发展港口码头，有的则有利于发展滩涂养殖；同样是内陆地区，有的环境状态有利于发展旅游业，有的则有利于发展重工业；有的环境状态有利于发展城市，有的则有利于发展疗养地，等等。总之，环境状态因其将影响着人类的生存方式和发展方向的选择，并对人类社会发展提供不同的条件，因此说环境是一种资源，这就是环境的资源性。

三、环境系统

“系统”这个词是一个极为抽象的概念，它的内涵主要有如下几点：

1．系统是由两个以上各自独特功能的单元所组成。

2．系统中的各个单元之间有着确定的有机的联系，并存在着物质、能量以及信息等的流动。

3．系统的总体功能和特性建立在各单元功能和特性的基础之上，但又不等同于单元功能之和或特性之和。

4．当系统中任一单元的变化超过一定范围时，将会导致整个系统的结构和功能发生变化。

“系统”的划分是人为的。我们可以根据研究的需要或解决问题的方便把一些事物作为系统的单元（要素）划为系统内部，而把另一些事物划为系统的外部。

从系统的结构来考察，可以把系统分为两大类：一类是系统的内部和外部事物之间没有物质、能量、信息等的联系，外部事物的变化最多只能作为小干扰来影响系统，不会使系统的结构发生改变，这称之为封闭系统；另一类是系统的内部事物和外部事物之间有着这样或那样的物质、能量和信息等方面的联系，且外部事物的变化可以引起系统结构的改变，称之为开放式系统。

环境是一个系统，而且是前述的这类开放式系统。

环境系统可以分成不同的层次。如环境系统可以有子系统（环境要素）：包括大气环境、水环境、土壤环境、生物环境等等，而这些子系统还可以再在下一个层次上分成若干个二级子系统。如水环境系统下还可以再分为流域环境系统、海洋环境系统和湖泊环境系统等。

环境要素是环境系统的独立基本单元，一般主要指大气、水、土壤、生物等。

环境系统和环境要素是不可分割地联系在一起的。一方面当环境系统处于稳定状态时，它的整体性作用就决定并制约着各环境要素在环境系统中的地位、作用以及各要素之间的数量比例关系；另一方面，各环境要素间的联系方式和相互作用关系又决定了环境系统的总体性质和功能。比如，各环境要素之间处于一种协调、和谐和适配的关系时，环境系统就处于稳定的状态。反之，环境系统就处于不稳定状态。

四、环境系统的结构与状态

环境结构和环境状态分别是环境系统特征的内在和外在表示。

环境结构指的是环境整体（系统）中各独立组成部分（要素）间数量的比例关系、空间位置的配置关系以及联系的内容和方式。通俗地说，环境结构表示的是环境要素是怎么样结合成一个整体的。比如，滨海地区和内陆地区的环境结构是不同的，因为后者至少比前者缺少海洋以及栖息于海洋的动植物等环境要素；又如，即使同为内陆地区，林草茂密的林区和干旱的沙漠地区的环境结构也是不同的，因为后者至少缺少了森林以及栖息在森林中的野生动物这些环境要素，如此等等。这说明，所谓不同的环境，实质上指的是它们有不同的结构。

环境结构是环境系统具有不同特性的内在原因，比如滨海环境和内陆环境就具有十分不同的环境特点。前者有广阔的海洋，绵长的海岸线这样的环境要素，后者有广袤的土地、丰富的地上和地下资源这样的环境要素。显然，这两种环境具有不同的结构和不同的整体特性，因此它们对人类社会的生存发展就提供了不同的条件。前者可以建港口、修滩涂，发展远洋运输业、港口工业、远洋捕捞业或近海养殖业，而后者可以修铁路、开矿山，或者修水利、建农田，发展采掘业、冶炼业、加工业或农业。人类社会在不同的环境中选择不同的生存方式和发展方向，其根本的原因是环境结构的不同。

环境状态是环境结构的运动和变化的外在表现形态。不同的环境结构具有不同的环境状态，同样结构的环境，在其运动和变化的不同阶段也可能会呈现出不同的环境状态。比如

说，对于一个环境系统，若其任一环境要素中的污染物含量发生了变化，譬如说大气中二氧化硫的含量增加了一倍，那么我们就说这一环境系统的状态发生了改变。但这时，此环境系统的结构并没因此而变化。又若一个环境系统中任一环境要素的数量发生了变化，譬如由于围湖造田，使该环境的水面面积大大减少，也可以说这一环境系统的状态发生了改变，但该环境系统的结构并没发生变化。如果环境状态变化到超过某一限度，譬如在上例中，水面面积减少到零，那么此系统的环境结构就发生了改变。因此，可以通俗地说，环境状态是环境系统的外貌。

第二节　环境质量

一、环境质量的概念与定义

环境质量是决定环境科学性质与特点的一个最重要的基本概念。它的逻辑前提是承认环境是一个整体，是一个系统。因为如果把环境只看成是一些相互之间没有任何联系的各种事物的集合体，那么最多只能抽象出各个事物的质量的概念，而不存在什么环境的质量这一概念。

目前，国内外对环境质量一词存在着很多种解释，流行得最广泛，影响也最大的主要有：环境素质的优劣、环境的优劣程度、对人群的生存和繁衍以及社会发展的适宜程度等。这几种解释，文字上大同小异，但在实质上都是人类对环境本质的认识处于初级阶段的表现。

仔细分析上述几种解释可以发现，这几种解释的一个共同点是把人们对环境的直觉定义为环境质量，抽象地说，就是把主体对客体的直觉定义为客体的质量。这些提法首先从本质上否定了环境质量一词所应具有的客观实在性。另外，这些提法还使得环境质量一词变成一个难以捉摸、无法把握的概念。因为高与低，好与坏，优与劣都是主体对客体的评论，而且都是相对而言的，必须通过比较才能得到。这里首先就存在一个比较的对象是否具有可比性的问题，其次还存在一个比较的着眼点是否同一的问题。即使比较的对象具有可比性，但由于比较的主体认识水平的不同，价值取向不同，着眼点不同，结果对同一个评价对象——某一环境而言，就会因评价的主体不同而得出不同的评价结论。这就会出现同一个环境有多个不同环境质量的结果。

由以上分析不难看出，目前流行的对环境质量一词的理解和定义是不合适的，严格地说是不科学的。

正确理解环境质量一词的概念并赋以科学的定义，必须从分析环境的基本概念和特征入手。如前文所述，环境是一个系统，环境系统的内在特征表现为环境结构，环境系统的外在特征表现为环境状态。

人类对宏观事物的认识过程一般都是由表及里，从外部到内部的。人类对环境的认识也不例外，也是由局部到整体，由外表到内里。人们用已掌握的方法和手段，能够加以定性或

定量描述的，首先是环境系统的外部特征——环境状态。因此对环境质量一词应作如下的定义：环境质量是环境系统客观存在的一种本质属性，并能用定性和定量的方法加以描述的环境系统所处的状态。

二、环境质量的变异规律

环境系统，作为环境的整体表示，始终处于不停的运动和变化之中；环境质量，作为环境系统所处状态的表示，也始终处于不停的运动变化之中。环境质量的运动变化所遵循的客观规律，称之为环境质量的变异规律。

了解和掌握环境质量的变异规律，有助于深入理解环境质量的概念，同时还是进一步研究环境质量评价的前提。

环境质量变异通常都是自然力和人类行为的共同作用引起的，一般来说这两种作用是不可分割的，但在研究和表述时，总是把它们区分开来加以说明。

（一）人类行为导致环境质量变异

这类变异是指通过人类的活动，整治农田、兴修水利、建造工厂、开挖矿山、兴办学校、架设桥梁等等，都使环境质量发生了很大的变异，这些变异使人类的生存条件、生活条件、生产条件得到了很大的改善，对人类社会的发展和进步起到了很大的促进作用。但与此同时，人们假如无选择无节制的毁林开荒、毁草开荒、围湖造田以及向环境中大量排放各种各样的有毒有害物质，则又会使环境质量发生许多对人类生存发展极为不利甚至十分有害的变异。

人类行为引起的环境质量变异，其过程虽然总是遵循由量变到质变的规律，但其速度却有快有慢。快的可以使人们在当代就感觉到这些变异所带来的影响，而慢的则可能在第二代、第三代甚至若干代以后才能感觉得到。俗话说“前人栽树，后人乘凉；前人砍树，后人遭殃”就生动地说明了这一特点。

另外，由于各环境要素间通过物质和能量的流动，有着十分密切的联系；因此人类活动的作用虽然可能只是直接针对着环境的某一要素，而环境质量的变异却会因环境要素间的连锁作用而在整体上显示出来。简捷地说就是，对单个环境要素的作用将引起整个环境系统发生变化，即将造成环境质量的变异。这是人类行为引起环境质量变异的另一重要特点。

（二）自然力导致环境质量的变异

这类环境质量变异的规律可以分别从时间和空间两个角度上来认识。

从空间的角度来看，环境质量的变异规律还可进一步分为纬度地带性、经度地带性的和非地带性的两种。地带性的环境质量变异主要是指在地球表面上，从赤道到南北极，环境状态在纬度方向上呈现出差异，同时，在中纬度地区，从海洋到内陆或从内陆到海洋，环境状态在经度方向上也呈现出差异。前者主要是由于到达地面的太阳辐射能的分布密度因纬度而异造成的；后者主要是由于海洋和陆地对太阳辐射能的吸收、反射、贮存和转化率的差异造成的。虽然直接发生改变的只是太阳辐射能这一个环境要素，但是它引起了其他环境要素以至整个环境系统的状态都发生了变化。非地带性的环境质量的变异主要是由区域或局地环境结构的差异引起的。比如山区的环境结构和平原的环境结构就有很大的差异，河网地区的环境结构和干旱地区的环境结构也有很大的差异等等。

需要指出的是，地带性变异因素与非地带性变异因素彼此不是孤立的，而是相互联系的。因此，非地带性的变异是在地带性变异的基础上产生的。由非地带性变异因素产生的环境质量变异，多少都带有地带性因素影响的烙印。只是在不同的情况下，其地带性程度有所不同而已。

从时间角度来看，环境质量的变异规律可以分为节律性变异和非节律性变异两种。节律性变异又因节律的长短而有快慢两种。快节律的变异指的是环境质量的日变化、月变化和年变化。慢节律的变异指的是以年代、世纪，甚至万年、亿年为时间单位所考察的环境质量的改变，这种变异又称为演化性变异。非节律性变异往往是由于重大的自然现象或自然灾害造成的，比如火山爆发引起周围湖泊河流和土壤的酸化，山洪爆发冲毁了堤坝、淹没了农田，甚至破坏了城市等等。这些变异一般都不具有明显的周期性，但将同样引起环境质量的极大改变。

综上所述可见，环境质量的变异是客观存在的。从对人类社会生存发展的影响来考虑，环境质量的变异是有利有弊的。另外，引起环境质量变异的原因是多种多样的，虽然这里将它们分门别类地加以阐述，但在实际变异过程中，这些原因绝不是各自孤立地起作用的。因此在研究具体环境质量变异的原因时，必须进行具体分析，从而找出引起变异的主要因子。

三、环境质量的价值

（一）价值概念的实质

在哲学上，所谓价值，就是客体与主体需要之间特定（肯定或否定）关系的主体性描述。这里所说的主体，在环境科学中指的是人、是人群或人类社会。在人类历史的长河中，真正认识到环境质量的价值，还是最近几十年的事。以往人们一直认为环境是个“天赐”资源，可以无穷无尽地利用，可以无代价地使用，从来也不去考虑环境对人类这种肆无忌惮的做法会作出什么样的反应。

今天，世界上几乎所有的国家和地区，都遇到了环境问题的严重挑战：森林覆盖率急剧下降，水土大量流失，沙漠化迅速扩大，空气和水的品质极端恶化，……。人类在环境不留情面的报复下，生存和发展受到了严重的威胁。

于是人们开始反省，逐步认识到环境质量与人类需要之间客观地存在着一种特定的关系——环境质量的价值。

1972年6月，联合国人类环境会议发表《人类环境宣言》，宣告：“保护和改善人类环境已经成为人类一个迫切任务”。宣言说：“现在已达到历史上这样一个时刻：我们在决定世界各地的行动的时候，必须更加审慎地考虑它们对环境产生的后果。由于无知和不关心，我们可能给我们的生活和幸福所依靠的地球环境造成巨大的无法挽回的损害。反之，有了比较充分的知识和采取比较明智的行动，我们就可能使我们自己和我们的后代在一个比较符合人类需要和希望的环境中过着较好的生活”。

这是人类对环境的认识的一个飞跃，是人类思想、意识和价值观念的一次重大的转变。它表明人类已在思想中建立起了新的环境观念，并重新认识到环境质量对人类的价值。

（二）环境质量价值的主要特点

前文已经论述了环境质量具有价值，接下来需要进一步分析的是环境质量价值的特点。

因为只有了解了这些特点才能正确地把握住环境质量价值的概念和实质。

1．环境质量价值的多维性：因为人类社会生存发展的需要是多方面的和多层次的，所以环境质量价值的第一个特点是它的多维性。这可以从以下几个方面来理解：

（1）人类健康生存的需要：这是人类生存的第一需要。比如要求有和煦的阳光，清新的空气，洁净的水，肥沃的土壤，丰富的食品等。显然，环境状态能否满足这一需要，或满足的程度如何，是环境质量价值在这一个方面的体现。

（2）人类生活条件提高的需要：这是人类生存的进一步需要。一般来说除前述要求外，还要求有宽敞舒适的住宅，景色秀丽的游览地，设备齐全的医院，快速方便的通讯和交通，以及可以使子女受到良好教育的学校等。同样，环境状态能否满足或能在多大程度上满足这一需要，是环境质量的价值在又一方面的体现。

（3）人类发展生产的需要：这一需要是人类生存发展需要在另一个层次上的表现。因为发展生产本身就是人类为了更好地生存而进行的一种社会性活动。它需要一定的环境质量提供保证。比如，发展农业生产需要环境提供肥沃的土壤和一定品质的灌溉用水；发展工业生产还需要环境提供适宜的原料和充足且洁净的能源；发展旅游业就需要环境提供引人入胜的景色等等。环境状态能否满足人类在这一方面的需要也是环境质量价值的另一种体现。

（4）维持自然生态系统良性循环的需要：这一需要虽然显得比较间接，但却是人类生存发展所不可缺少的，因为若没有一个良好的自然生态系统作后盾，人们所追求的社会生态系统或人类生态系统是不可能形成的。因此，环境状态能否满足这一需要是环境质量价值的第四方面的体现。

上面的简单分析，已有力地说明了环境质量价值的多维性。但需要指出的是，环境质量价值的取向（重要程度），在不同的地方、不同的历史时期是不相同的。比如说，在一个贫穷落后的国家，人群食不果腹，衣不蔽体，他们这时对环境的最迫切的需要必然是为解决温饱问题提供物质生产的条件。因此名山大川的清新空气和秀丽景色（一种环境状态）对他们来说则是没有什么价值的。而在一个发达富足的国家里，人群对令人心旷神怡的美景就看得很重了。

2．环境质量价值的动态性：这是环境质量价值的第二个特点。这一点是不言而喻的，因为环境质量在自然力和人类行为的共同作用下不断变化，人类生存发展的需要也在不断变化，因此两者之间的具体关系也必然随之发生变化，这里要特别强调指出的是，这一特点表明在人类活动的干预下环境状态将会发生变化。也就是说，人类的社会行为可以使环境质量的价值得到提高，也可以使环境质量的价值降低，人类的文明程度越高，环境就建设得越好，环境质量的价值也就得到迅速的提高。反之，人类的文明程度越低，环境就可能被破坏得越严重，一个山清水秀的环境很可能在短短的几年或几十年之间就变成乌烟瘴气的穷山恶水，环境质量的价值就急剧地降低。

由上所述可见，人类必须学会如何认识和评定一个环境质量的价值，以及如何提高环境质量的价值。这是一门高度艺术化的科学，也是一门高度科学化的艺术。人类社会和环境之间协调发展的水平和程度是人类文明进步的一个最重要的标尺。

第三节　环境质量评价学

本节将从价值与评价的关系出发，介绍环境质量评价和环境质量评价学的科学内涵。

一、价值与评价

正确认识价值与评价的关系，是正确把握环境质量评价实质的关键，是做好环境质量评价工作的前提。当前，环境科学界对于这一关系的认识是很混乱的，常常混淆了二者之间的界限。下面我们将努力对此加以澄清。

1．价值是一种客观存在着的关系：这是因为价值是客体与主体需要之间的一种特定关系。客体是客观存在的。不论是经过人类实践活动创造的，如城市、房屋、道路、车、船、飞机和桥梁等，或者是没有经过人类实践活动创造的，如空气、阳光、河流、海洋、野生动植物和地下矿藏等。不论是物质形态的，或者是精神形态的（如科学、真理等），这些客体显然都是客观存在的；主体需要指的是社会的需要，是社会的人的需要（包括物质需要和精神需要）是由社会历史所客观决定的，也是一种客观存在。但主体需要不是恒定不变的，而是随着人类社会的发展和文明的进步不断变化的。比如，人们早在古代就发现了石油，但不知道如何利用它，更不知道还可以从中提炼出各种各样的化工原料，因此就不可能产生利用石油的这种主体需要。到现代，人们发现石油不但可以作燃料，而且可以在非常广阔的领域里加以利用，于是探测石油、开采石油、炼制石油、发展石油化工就成为人类谋求生存发展的一种主体需要了，由此可见，主体需要是随着社会的进步和历史的发展不断丰富和变化的；因此，作为客体和主体需要之间关系的价值，是一种客观存在的关系。严格地说，也是一种客观存在。

2．评价是主体对价值进行的判断：前文说到，价值是客观的，即客体与主体需要之间的关系是客观存在的。但是，对任何一个具体的客体而言，它与主体需要之间究竟有无关系，或有什么样的关系的问题，是需要加以判断的。评价就是对这一关系进行判断，更明确一点，应该说是主体对这一关系（价值）进行判断。

为了能真正把握住评价的这一实质，我们必须对下述几个问题有透彻的了解：

（1）对客体要有透彻的了解：也就是说，要对客体本身的结构、特征、特性及其运动变化规律进行研究并把握住它。比如说，当要评价一个具体的房屋（客体）和人类（主体）需要之间的关系时，首先要了解这一房屋的结构、位置和特点等，这是对房屋本身进行的研究和了解。然后才能进一步考虑这所房屋是否能满足或在多大程度上满足人类对这所房屋的需要。

（2）正确把握主体的需要：这里所说的主体需要指的是社会的需要或社会的人的需要。由于不同人有不同的需要，即使同一个人在不同的条件下也会有不同的需要，所以决不能用个体人的需要来代替人类的主体需要。然而，人类的主体需要又不能脱离开个体人的需要，因此正确把握人类的主体需要是个极为重要又十分困难的问题。

人类既需要住宅又需要厂房，既需要商店又需要医院，既需要学校又需要公园，等等。显然，人类的主体需要是多方面的，必须具体的把握，必须着眼于人类社会的进步和人类文明的发展。比如说，人类既需要砍伐树木，以生火做饭，造纸盖房，同时又需要植树造林，以调节气候、涵养水土。那么究竟如何确定人类对树木的主体需要呢？应该说，这两种需要都是主体的需要，我们要把握的是他们的“度”，即既不应该无限制地去毁林，也不应该无限制地去造林。把握这个“度”必须因时、因地制宜。

（3）评价是价值在人类意识中的反映：价值是一种客观存在，评价则是人类对这一种特殊的客观存在的判断和评定。也就是说，是客体与主体需要的关系在人类意识中的主观反映。这就意味着，评价的结论（主观的判断）可能是对的，也可能是错的。

评价离不开人类对客体和主体需要的认识单独存在，同样，人类对客体和主体需要的认识也离不开评价（作为认识的目的和动力）而单独存在，但这二者也不是一回事。

二、环境质量评价

（一）环境质量评价的目的和对象

环境质量评价的对象是环境质量的价值而不是环境质量本身。为了能对环境质量的价值作出正确的判断或评价，首先必须对环境质量本身的特点及其变异规律有所了解和掌握，即认识环境质量。但认识环境质量和评价环境质量在本质上是两回事，不能混为一谈。举例来说，我们可以用最先进的物理和化学的仪器来研究大气，掌握大气微团的运动规律和大气组分的变化规律。但不管我们对大气本身研究得如何深入，掌握得如何透彻和准确，我们仍旧无法判断这一大气与人类生存发展的需要有着何等的关系。

由此可见，大气是人类生存所必需的条件的这一判断，不是通过对大气本身进行研究得到的。另外人们在认识了“大气是人类生存条件”之后，往往还会提出“这个生存条件是怎样的”一类问题。如果我们回答“这个生存条件是好的”，那么这就更不是得自于对大气本身所进行的研究了。显然，它只能来自于把这里的大气与别处的大气或与人类关于大气的理想状况或与某种约定的标准进行比较的结果。

概括地说，环境质量评价的对象是环境质量与人类生存发展需要之间的关系。也可以说，环境质量评价所探讨的是环境质量的社会意义。

人们之所以要对环境质量进行评价，是由人类的社会实践的需要所规定的。在这个新时代，人成了自己命运的创造者，人对于环境质量采取不自觉的和漠不关心态度的那种时代已告结束。人不得不努力去认清自己与环境质量之间的关系。如果人类想继续存在的话，那么就应当在充分认识到自己行为将会产生什么样的后果之后才开始行动。这是因为，无意识的行动超出了一定的限度，它对环境质量所造成的破坏，远比有意识的作恶所造成的破坏要大得多。人类对环境质量进行评价的目的是为了能够行动；而为了行动，就应该对环境质量进行评价。

（二）环境质量评价的本质和特点

环境质量评价的本质在于，环境质量评价是环境质量价值的反映。这句话包含了三层意思：首先，它是环境质量这一客观存在的反映；其次，它是人对环境质量的需要和追求的反映；第三，它是环境质量和人类社会对环境需要之间关系的反映。环境质量的价值是客观

的，而人对这一价值的反映则是主观的。

正确把握环境质量评价的本质是建立环境质量评价学理论体系、发展环境质量评价的方法和手段，做好环境质量评价实际工作的前提和关键。在这里，特别重要的是要把握住两个关系：一是价值评价和科学认识的关系以及价值评价与社会实践的关系。

科学认识是主体对客体的认识。由于客体的存在不依主体的意识而转移，因此科学认识与主体的需要都和主体的意识无关。比如，某地现在的大气环境是一个客体，科学认识是通过各种手段去了解它的组成、它的运动规律和变异规律，而价值评价则是在这一认识的同时，还要研究人类生存发展对这一大气环境的需要，并在此基础上判断这一大气环境和相应的需要之间的满足程度。由此可见，离开了主体的需要就谈不上什么客体的价值，离开了主体的判断就谈不上对客体价值的评价。也就是说，价值评价是离不开主体的存在的。正如前文已反复说明的那样，价值是客观存在的，价值评价是价值在主体意识中的反映，它虽因主体的不同而不同，但不因主体的意识而转移。

总之，价值评价要以科学认识为前提和基础，但不能用科学认识来代替价值评价。

社会实践是统一科学认识和价值评价的基础。社会实践的主体是人类社会，这一主体出于自身生存发展的需要，去研究客体（环境）的客观属性，揭示其可以满足主体需要的可能性，并在此基础上修正自己的需要，调整自己行为的目的，从而组织活动，进行实践，去追求目的的实现，即需要的满足。由此可见，认识客体的自然属性、认识自己的需要、判断客体特性能否满足自己的需要、调整自己的需要、选择恰当的行为去改变客体等等全都在社会实践中得到了统一。

从上述关于对环境质量评价的本质认识，可得出这样的结论：环境质量评价是一个过程，在这个过程中，作为环境质量评价的主体——人类社会认识到自己的需要和环境在现有条件下对这些需要的满足程度，同时还对满足自己需要的理想的环境质量形成了概念。在评价的进程中，不仅要确知客观存在的环境质量，而且要判断这种环境质量对自己需要来说有什么问题。同时，评价主体也不能停留在对环境质量与自己的需要之间现存关系的确认上，而是要进一步研究这些关系的重要性，就是说要从评价主体需要的角度来思考这些已被认识的环境质量意味着什么？

环境质量评价的本质，决定了环境质量评价的基本特点：

1．环境质量评价随评价主体的变化而变化：环境质量评价的结果是以环境质量对人类生活和工作特别是对人类健康的适应程度为依据的。因此，在评价的过程中必然要折射出人的态度、意志和选择。而人是社会的人，是具体的、历史的、不断变化着的，因此环境质量评价的一大特点是把一定的或变化着的环境状态，同不断发展着的人及其需要联系起来加以判断。

2．环境质量评价随道德准则的不同而不同：环境质量评价的结果要受到道德准则的制约和影响。比如说，某地的环境质量对一部分人来说可能不能满足其生活和工作的需要，而对另外一部分人来说则相反，于是就出现了以这一部分人的需要还是以那一部分人的需要作为主体需要的问题，这在本质上是个道德准则的选取问题。这是环境质量评价上作者所无法回避的棘手问题，必须十分审慎地加以研究和处理。既不能以少数人的眼前利益作为主体需要来对待，又不能简单粗暴地扣上几顶“个人主义”、“地方主义”、“小团体主义”的帽子而不予理睬。

除上述两点外，环境质量评价还有许多其他特点，如综合性、动态性等，这里不加说明了。

（三）环境质量评价的作用和地位

环境质量评价是一个统称，它可以从不同的角度被分成许多类型，如从时间域上可以分为环境质量回顾评价、环境质量现状评价、环境质量影响评价等；从空间域上可以分为项目环境影响评价、区域（流域）环境质量评价、全球环境评价等；从要素上可以分为大气环境评价、水环境评价、土壤环境评价等；从内容上可以分为健康影响评价、经济影响评价、生态影响评价、风险评价、美学景观评价等。随着环境质量评价实际工作的广泛开展，随着环境质量评价学理论的进一步完善、充实和提高，今后还会有许多新的类型出现。不同类型的环境质量评价因其有不同的目的而有不同的内容和侧重点，也就起着不同的作用和具有不同的地位。

总的说来，环境质量评价是环境管理工作的一个重要组成部分，或者说是环境管理工作的基础。环境质量评价为环境管理工作提供的是决策的科学依据。因为只有弄清了环境质量的价值，即它与社会发展需要之间的关系，才有可能制定出恰当的管理对策，选用合适的管理技术，以及衡量管理的效果。

从学科发展的角度来看，环境质量评价是形成环境质量评价学的基础，并与环境质量评价学相互依存。因为只有通过大量的环境质量评价的实践，才能建立和发展出环境质量评价学的理论和方法。反过来，这些理论和方法又将指导着和推动着环境质量评价工作往更深入更广泛的方向发展。

三、环境质量评价学

环境质量评价学是关于环境质量评价的理论、方法及其应用的科学，它是环境科学的一个不可分割的组成部分，是一个重要的新兴分支学科。目前，它在许多方面还很不成熟，亟待努力发展和完善。

（一）环境质量评价学的基本任务

从环境科学的基本理论体系来看，环境质量评价学是环境质量学说的核心部分之一。它的直接任务是评定环境质量的价值，以便作为人类社会选择自己行为的依据。因此，可以概括地说，它是一门为人类社会行为的决策提供科学依据的分支学科。

这门学科的基本任务有以下几方面：

1．揭示人类社会生存发展需要与环境系统状态之间的客观关系：也就是揭示环境质量的价值关系。这一价值关系的正确揭示将提高人类的环境意识，加强人类必须与环境协调发展、和谐共处的观念，并进而去推进人类文明的进步。

2．探讨环境质量评价的原则及其标准：环境质量的价值虽然是客观的，但对它的评价则具有较大的主观性，因为它要受到评价主体的较大影响，特别是它要受到评价主体对主体需要把握程度的较大影响。主体需要有眼前的、长远的，局部的和全局的之分。如果评价主体把眼前的和局部的需要作为主体需要，或者把长远的和全局的需要作为主体需要，那么，对同一环境质量所真正具有的价值就会作出不同的评价。这句话中的两个“作为”反映出评价主体的认识水平，把握能力和对“理想状态”追求的迫切程度。

由此可见，从理论上探讨环境质量价值评价的一般性原则与方法是具有极为重大意义的。但另一方面，环境质量评价的实际工作又是非常具体的，因而仅有一般性的评价原则与方法是远远不够的，还必须探讨可供具体操作的标准。这又是一个十分艰巨的任务，因为评价，包括选择标准在内，是一种主观活动，它必然要显示出许多主观性的特点。但评价工作又要求评价标准是客观的。因此，如何保证评价标准的客观性是环境质量评价工作中需要十分重视的问题。

（二）环境质量评价学的主要内容

环境质量评价学的研究内容，主要包括以下几点：

1．环境质量概念的实质与表述；

2．环境质量在自然力和人类社会行为作用下的变异规律；

3．环境质量的价值关系及其表现；

4．环境质量评价的原则与标准；

5．环境质量评价的方法与应用；

6．环境质量评价结果的合理性检验；

7．环境质量评价的技术支持系统；

8．环境质量评价结果与人类社会行为决策之间的反馈机制。

总之，环境质量评价学的研究对象和主要内容是十分广泛的。但它并不包罗万象，而是很具体的。它需要利用对环境质量本身的认识，它要指出环境与人类行为之间协调的途径，但它本身不需要包括对环境的具体治理工作。如果把环境质量评价学的内容扩展得太广，从环境监测、采样到污染源调查；从污染物迁移转化规律到对人体健康的影响；从环境污染到防护治理等等全都包括在内，这样貌似全面，实质上就走向了反面，反而使得环境质量评价的概念模糊不清了。

第二章　环境质量评价的对象

环境质量评价的对象究竟应该是什么，至今仍是一个争论不休的问题，或者说在实际工作中未能得到共识的问题。因此有必要首先从理论上进行分析并加以明确。

从学科发展的角度来看，推动和伴随环境科学诞生和发展的是环境质量问题的研究，即如何表示环境质量，如何判别环境质量对人类社会生存发展的作用以及如何改善环境质量等等。因此，环境质量评价先是作为环境保护实际工作的一部分，用来判别环境质量对人类社会生存发展的作用的，随着环境质量评价实际工作的广泛开展，它的理论概念得到不断地明确，方法和技术也日益完善，环境质量评价学就逐渐形成并且成为环境科学中的一个主要组成部分。

从环境科学的形成和发展的角度来看，环境质量评价的对象应该是环境质量对人类社会生存发展需要的满足程度，即环境质量的价值。

评价与价值是相辅相成的，没有价值就无须评价，没有评价价值就无从表现。因此环境质量的价值即是环境质量评价的对象。价值是一种关系，是客体与主体需要之间的适配程度的表现，因此对于环境质量评价而言，有两个必不可少的工作内容：其一是环境质量(客体)的识别，通俗地说就是搞清楚环境质量究竟是怎么样的。不难设想，搞不清楚环境质量是什么样的，又如何能够去判别它是否适应人类社会生存发展的需要，或适应到什么程度呢？因此这是环境质量评价的一个必不可少的工作内容。关于这一部分，我们在本书中有专门章节进行介绍；其二是人类社会生存发展（主体）需要的分析。同样，若没把人类社会生存发展的需要明确地表示出来，又如何去衡量环境质量是否能适应它呢？因此这是环境质量评价的又一个必不可少的工作内容。

另外，由于环境质量评价的目的在于调整人类社会的行为，使在人类社会行为作用下环境质量朝着更加满足有利于人类社会生存发展需要的方向变化；加之识别环境质量，特别是预测环境质量又必须搞清楚人类社会行为与环境质量改变之间的关系，因此环境质量评价的工作内容中还应该把人类社会行为包括在内。

鉴于以上认识，本章将重点介绍人类社会行为的分析，特别是发展行为的分析；人类社会生存发展需要的分析，特别是对环境质量需要的分析，以及环境质量价值的分析。

第一节　人类社会行为与需要的分析

人类的社会行为，内容十分丰富，构成了一个庞大的体系，其中与环境质量关系最为密切的是经济发展行为。

一、人类社会的经济发展行为分析

人类社会的经济发展行为可以从不同的角度和侧面来认识和分类。比如，从功能的角度可以分作生产活动、流通活动和消费活动；从技术和管理的角度可以分为农业活动、工业活动和第三产业活动。其中还可以进一步细分为农、林、牧、副、渔和采掘、冶炼、加工、运输等。

这种认识和分类非常直观、具体而且便于管理，但是它无助于对环境质量的价值进行认识。从环境与发展关系的角度来看，人类的社会行为应该在一个四维空间中进行描述和分类。这个四维空间由层次、类型、范围、时序组成。下面分别加以说明：

（一）层次

人类是一个高度组织起来的社会。它有自己的目标和意志，它的行为是在意识、观念指导下的行为。因此层次性是它的第一个特点，甚至可以说是最重要的特点。

人类社会的经济发展活动，大体上可以分为三个主要层次：

1．战略层次：具体指经济发展方向的选择和经济结构的安排。比如对一个地区而言，是想往科技文教中心发展呢，还是想朝着工业基地发展？是想往金融贸易中心发展呢，还是朝交通枢纽方向发展？对于滨海地区，是想往港口方向发展呢，还是朝滩涂养殖发展，等等。总之，人类对经济发展方向的选择和经济结构的安排是人类社会意志在经济活动方面的体现，是人类社会行为的一个十分重要的组成部分。若当地的环境质量条件与这一层次的行为不适应的话，这一行为的执行就必然会遇到极大的障碍，使原定的目标得不到实现，即使勉强执行下去，其结果则是使当地的环境质量恶化，障碍着当地社会经济的进一步发展。

2．政策层次：具体指产业或行业部门的平面布局。对任何一个地区而言，不论其经济发展方向如何明确，其经济结构也决不能是单一的，就是说，工业、农业、商业一定要有一个适当的配比；在工业中冶金、化工、建材、交通等各种行业也一定要有一个适当的配比；在社会生活中生产、生活也一定要有一个适当的配比。因此必须在平面上对这些有个布置。

布置，总有一定的指导思想和原则以及相应的政策。过去，基本上是以经济利益为原则，很少从环境—经济协调发展的角度来考虑。因此造成了很多事后难以消除的环境问题。比如，不少地区把严重影响大气和水体的工矿企业布置在该地区的上风向和上游，甚至安排在水源地附近，有的地区在名胜古迹的附近冒出滚滚的黑烟等等。

总之，有的政策与管理措施使经济布局从环境中取得源源不断的支持，有的则使周围的环境质量日趋恶化。因此，这是与环境质量密切相关的第二个层次的人类社会行为。

3．技术层次：只要是经济活动，不论发展方向选择得如何正确，经济结构如何合理，布局如何得当，它总是要消耗环境资源，总是要向环境中排放一定量的废弃物，也就是说一定会在不同方面和不同程度上影响环境质量。因此必须选择先进的生产工艺，选择有效又切实可行的治理措施。这些都属于技术层次，也就是人类社会行为的第三个层次。

人类的上述三个层次的经济活动都直接与环境质量的变化有着密切的联系，它们从一个侧面上表现了人类的社会行为。

（二）类型

如前所述，描述人类的社会行为，特别是经济发展活动的第二侧面是经济活动的类型。

经济活动的类型粗略地可以分为工业、农业和第三产业；细致地分，可以列出很多行业，这是表现人类社会行为的又一个侧面。由于人们对这一种描述方法十分熟悉，故这里不再赘述。

（三）范围

指人类社会行为所涉及到的空间的大小和特征。经济发展活动受环境的影响和影响到的环境在空间上都是有一定边界的。有的经济发展活动的相关环境范围只有几平方公里方圆，比如一座规模不太大的工厂等；有的经济发展活动，其相关的环境范围较大，比如全面开发一个湖泊或一个流域等；有的经济发展活动，其相关的环境范围甚至更大。

影响范围不同的经济发展活动，对环境质量的影响亦不同，因此从环境的角度来看，范围也是描述人类社会行为的第三个侧面。

（四）时序

时序是指经济发展活动的阶段。任何一个经济发展活动都有一个过程，一般来说这个过程大体上可以分为三个不同的阶段：一是筹划阶段，也可以称为规划阶段；二是实施阶段，包括计划、设计和建设的全过程；三是运行阶段。不难看出不同的阶段将会对环境有不同的影响。从环境与发展相协调的角度来看，不同的阶段应采用不同的环境政策。大体说来，在经济发展的筹划阶段，应把重点放在作好环境规划上；在实施阶段应把重点放在环境影响评价上；在运行阶段应把重点放在监测和治理上。因此可以说，时序是表现经济发展活动阶段性的表现，是描述人类社会行为的第四个侧面。

综上所述可见，人类的社会行为，特别是经济发展活动对应着四维行为空间中的一个点。如果需要的话，我们可以结合具体情况把行为空间设计为五维、六维以至更多维。比如，若把经济发展活动的资金投入量作为强度，则行为空间就成为五维的了。在这里之所以设计成四维是从广义的社会行为分析考虑的，因为在一般的社会行为中，资金投入量并不一定与对环境的影响有十分密切的关系。另外，即使有关系，其影响也可以从影响范围这一侧面中反映出来。

二、人类社会生存发展需要的分析

前文关于环境质量价值的论述告诉我们，对环境质量进行评价实质上就是对环境质量与人类社会生存发展需要满足程度进行评定。因此，作为环境质量评价工作的一个组成部分，我们必须弄清楚在一定的地域上和时期内，人类社会究竟有哪些生存发展的需要。

需要这个词，似乎带有很浓的主观色彩，因为不同的人对人类社会生存发展的需要可能有不同的看法和提法，而且这些看法或提法之间不但会存在着差异，甚至会完全相反或对立。但是，由于这一需要是人类社会文明进步规律的反映，因此它必须是客观的。因此我们必须对人类社会生存发展的需要进行深入的分析，并进而从各种不同的看法和提法中把眼前利益和长远利益能结合起来，把局部利益和全局利益能结合起来的，真正符合历史发展潮流的需要正确地归纳提炼出来。

在现阶段的认识水平上，我们认为人类社会生存发展的需要主要表现在以下几个方面：

（一）人类群体健康生存的需要

人类群体健康生存的需要是人类社会生存发展的第一需要或最基本的需要。因为人类在环境中生存和繁衍，它就必定要对环境质量有一定的要求。比如，它要求环境中有毒有害的

化学物质的含量不超过一定的限度，否则就会使人体受到不同程度的损害，导致疾病的发生，甚至瘟疫的流行。在历史上，特别是在近代史中，这样的例子不胜枚举。又如，它要求环境给人体的辐射剂量也不超过一定的限度，否则就会使人致畸、致癌，损害健康，影响生育，危及生命，甚至危及下一代。二次大战中原子弹爆炸给日本长崎人民带来的灾难就是最典型的例子；再如，基于同样的原因，它要求食品中的有害微生物和病毒、细菌等也不能超过一定的限度。

总之，人类健康生存对环境质量的要求是由生理学、病理学、毒理学等许多分支学科研究所得的客观规律，是不以人的主观意志为转移的。环境质量与这一需要之间客观地存在着一种满足关系，我们称之为环境质量的生存价值。其满足程度可用来衡量这种价值的大小。事实上目前世界上大多数国家所颁布的环境质量标准就是对这种价值的认可和衡量。

（二）人类社会发展经济的需要

人类区别于自然界中其他动物的根本点在于，人类能够以一定的形式组织成社会，并以社会作为一个整体去和自然界相互作用，以谋求更好的生存条件。

人类社会和自然界之间最基本的最直接的作用是经济发展活动。人类进行什么样的经济活动是体现了人类的认识和意志的，但经济活动本身与环境条件之间的关系却是客观存在的，比如说，火力发电就必须从环境中取得煤，在一定的技术水平下，平均发一度电要消耗多少煤是一定的；放养牛、羊就必须要环境提供草场，有多大面积和什么等级的草场能放养的牛、羊数目大体上也是一定的；要种植粮食就必须要环境提供土壤有一定厚度和肥力的土地等等。这就说明经济开发活动对环境质量的要求也是客观存在的。

虽然人类发展经济活动的设想不是纯主观意志的产物，而是人类几千年甚至上万年生产活动实践经验的总结，是人类行为必须和环境条件匹配这一认识升华的产物。比如说，人类绝不会做出在海洋里去放牧牛羊，在石头上去种植庄稼这类蠢事。但这并不能认为人类开展经济活动的设想中没有人类的主观意志；相反，它恰恰是人类主观意志的体现。人类在获得更多的物质财富这种主观追求的支配下，总是设想出各种各样的经济发展活动去主动地改造自然。当人类设想的经济活动与其所需的环境质量条件相符时，人类的主观意志和愿望就得以实现，反之则受到挫折甚至失败。

由此可见，环境质量还存在一个能否满足或在多大程度上满足人类社会经济发展需要的问题。我们称环境质量与人类社会经济发展需要之间的满足关系为环境质量的发展价值。

由于人类社会经济发展活动对环境质量的需要既有环境要素的数量方面，也有品质方面，有的则还有要素间的组合方面。因此表征和衡量环境质量的发展价值比表征和衡量环境质量的生存价值要困难得多。目前世界各国的环境质量标准中还很少包含这方面的内容，而在环境质量评价内容中已在不同程度上涉及到这方面的内容。

（三）生态系统良性循环对环境质量的需要

维持、保护和建设生态系统的良性循环是人类社会生存的深层次需要，因为人类社会的生存与发展必须不断地从生态系统中吸取物质、能量和其他条件。一个处于良性循环状态的生态系统，其物质产出量和能量产出量是相对稳定的，而且是不断提高的，也就是说它具有较大的活力。人类社会只有依托在这样一个生态系统中才有可能获得持续稳定的发展。

维持生态系统良性循环需要一定的环境质量条件。比如说，严重的大气污染将危及许多

植物包括森林的生长或生存，而因森林的贫乏则将使其调节气候、涵养水分、固结土壤的功能丧失，并进而引起水土流失、沙漠化、气候恶化，反过来又影响植物的生长，于是生态系统处于一种恶性循环之中，物质、能量的产出量都将大大减少。当这些产出量不能维持人类的起码生存时，人类则将进一步毁林开荒、毁草开荒、围湖造田，从而使人类-生态系统也卷入一个更大的恶性循环之中；又如当水污染严重时，有些种类的水生生物可能不能存活，另一些水生生物的种群数则可能恶性增长，不管出现那种情况其结果都只能是使食物链被破坏，生态系统中的物质流和能量流不正常。这样的一个生态系统当然无法向人类稳定地提供所需的物质和能量。

由此可见，维持生态系统良性循环需要有一定的环境质量条件。我们称环境质量对这一需要的满足关系为环境质量的生态价值。

由于不同地域上的生态系统有不同的结构和特点，因此不可能希望得到一个通用的衡量这一价值的标准，而只能去寻求衡量的原则和方法，然后结合不同地方的具体情况去评定。

（四）人类意识、观念进步对环境质量的需要

这是人类社会生存发展最高层次的需要。人类社会进步对环境质量的需要是不断提高的，是逐渐深化的，是不断发展的。当人类基本解决了温饱问题之后，很自然地就想去追求更好的物质生活条件，如更好的饮食条件、住房条件、交通条件等。而当人类基本满足了对物质生活的追求之后，就希望精神生活更充实一些，更丰富一些。比如说，当人们对居住的室内条件（宽敞、舒适、方便）的要求基本上得到满足之后，就进一步追求室外条件，希望室外的环境条件能陶冶性情，启迪思维，得到美的享受等等。这时环境质量能否满足需要的问题就提到追求的日程表上来了。

当然这里所说的人类社会进步对环境质量需要的不断提高在时序上并不是截然分开的。这些需要是同时并存的，只不过是在不同时期有不同的侧重点而已。

由于人类社会的这一需要涉及到世界观、道德观、文化传统、生活习俗等许许多多极为抽象的内容。同时，这一需要的迫切性和广泛性还没有足够大，因此目前在全世界范围内，还基本上停留在研究和探讨阶段，所得结果一时还不能直接用于实际。我们称环境质量对这一需要的满足关系为环境质量的文化价值，其表述方法和衡量办法还正在探讨之中。

本章将对环境质量的前三种价值重点加以介绍。

第二节　环境质量的发展价值和生态价值

人类社会的经济发展活动指人们以一定的方式组织起来，利用工具去改造劳动对象，生产出适合人类需要的物质资料的种种社会活动。

一、环境质量的发展价值

环境质量与人类社会经济发展活动的关系主要有两大方面：一是环境质量支持着并约束

着经济发展活动；二是经济发展活动改变着环境质量。

（一）环境质量给人类社会的经济发展活动提供了必不可少的支持

关于这一点，似乎无需多说，因为人们早已对此有了共识。事实上，人类从起源发展到现在，始终都没有离开过环境的支持，也不可能脱离开环境的支持。只不过，过去人们常常只看到环境要素在提供物质资源方面的支持而已。现在，人类对这一问题的认识已发生了深刻的变化。

1．环境要素的量和质方面的支持：阳光、空气、土壤、水及各种地上的和地下的，生物的和非生物资源等环境要素，都是人类发展经济活动的主要物质对象和能量来源。离开了这些环境要素，人类社会的经济发展活动根本就无从谈起。这些环境要素对经济活动的支持，有量的方面，也有质的方面。所谓量的方面就是数量方面，不难想像，没有足够数量的土地资源，如何能够去修公路、盖厂房？没有足够数量的淡水资源，如何能够去建设城市、发展工业？没有足够数量的深水岸线，如何能够去建码头，发展港口？如果没有足够数量的滩涂，又何以去发展海产养殖？等等。然而，光有数量方面的支持还是不够的，与数量方面支持的同时，还有环境要素的质的方面的支持。同样很难想像，即使滩涂面积很大，而海水却污染得很严重，海产养殖业又如何能得到很好的发展？即使淡水资源的数量很多，但水质很差，又如何能够促进工业的发展，保证城市居民的饮用？

总之，环境要素对人类社会生存发展需要的满足程度取决于环境要素的量和质两个方面。量多质高的环境要素对人类社会经济发展活动的支持程度就高，反之就低。换句话说，前一种情况下环境质量的发展价值就高，后一种情况下，环境质量的发展价值就低。这种认识给我们提供了一个重要的启示，那就是应该把环境要素的数量和品质列为环境质量的指标体系，并且应该用经济发展活动对环境要素在量和质方面的需要，以及环境要素在量和质方面能够提供的水平之间的比较来表示环境质量的发展价值。

2．环境系统净化能力方面的支持：人类社会的经济发展活动，一方面不断地从环境中索取物质和能量，一方面又不断地向环境中排放大量的各种各样的废弃物。环境系统具有一定的净化能力，能够通过环境要素中和环境要素间的物理作用、化学作用和生物作用把废弃物加以转化，并进入到环境要素中有关物质的再生过程中。正因为环境系统具备这样种种能力，才对人类社会经济发展活动的持续进行提供了可能。这是从另一方面对经济发展活动提供支持。没有这种支持，人类早就被千百年来祖祖辈辈的经济活动所排放出的污染物“淹没”了。

环境系统净化废弃物能力的大小因废弃物种类的不同而不同。因此可以看出，环境系统对不同废弃物的净化能力也应该是环境质量指标体系中的一部分，同时经济发展活动的废弃物排放量和净化能力之间的比较也应该用来表示环境质量的发展价值。

3．环境系统结构状态方面的支持：环境系统的结构状态，指的是构成该环境系统的主要环境要素之间的数量比例关系、空间的位置关系以及联系内容和联系方式。不同地区和不同发展时刻的环境，其结构状态不同，对人类社会经济发展活动的支持也不同。

另外，人类社会经济发展活动的内容也有着十分明显的层次性，首先是经济结构类型的层次，即经济发展方向分布的层次；其次是经济发展活动在平面上的安排，即经济发展空间分布的层次；再有是经济活动的规模配置，即经济发展强度分布的层次。因此环境系统结构

状态对人类社会经济发展活动的支持，在不同层次上有着不同的内容或体现。比如平原地区对农业发展活动可以提供较大的支持，山林地区一般可以对林业发展活动提供较大支持，草原可以对畜牧业发展活动提供较大支持，河网地区可以对养殖捕捞业的发展活动提供较大的支持，等等。值得注意的是，这里只用了“可以”而没有用“一定”这个词，因为它们都只是从单要素角度来考察的，一旦把别的要素考虑进去，结论就可能完全不同。比如，对于平原地区，如果其水资源严重匮乏的话，它就不可能对农业发展活动提供较大的支持，对于草原地区，如果其水资源不丰富的话，也同样不可能对畜牧业的发展活动提供很好的支持，等等。

总之，环境系统的结构状态又从另一个侧面上对人类社会的经济发展活动提供了支持。目前，如何对环境系统的结构状态进行量化，并把它纳入到环境质量的指标体系之中，尚是一个有待进一步研究和解决的问题。

（二）环境质量给人类社会经济发展活动施加了不可忽略的约束

从前面的论述中，可以认识到环境质量对人类社会的经济发展活动可以提供巨大的必不可少的支持，同时也可以从中看到，它也对人类社会的发展活动施加了不可忽略的约束。

首先，从环境要素方面来说，虽然它们的物质组分具有再生能力，但其大小快慢总是有一定的限度。比如煤、石油等非生物资源的再生能力就很小，速度也很慢，几乎可以认为它们是不可再生的；鱼、虾、牛、羊等生物资源的再生能力虽然较大也较快，但也有一定的限度；土壤、森林、淡水等要素的再生能力则属于中等。总之，环境要素资源的再生能力是有限的，人类社会的发展活动必须尊重这一客观存在的事实。过去人们对这一点的认识很不够，没有很好地重视它的约束作用，从而在经济发展活动中采取了不少过度的行为，如滥伐森林、毁坏草场、围湖造田等，致使今天在许多地方都出现名为能源危机、资源危机的能源性和资源性的环境问题。

其次，从环境系统的净化能力方面来说，它们也是有限的。同样，由于过去（特别是近几十年来）人们将大量未经处理和处置的废弃物无节制地排放入环境，根本不考虑环境系统的转化能力是否能够承受，从而造成许多引起人类震动的污染问题和公害问题。

再有，从环境系统结构状态来看，它们对人类社会经济发展活动的约束作用更为明显。比如说，有的地区虽然适于开展工业活动，但由于土地面积的有限性、淡水供应量的有限性等等，其发展内容和规模就必然要受到一定的限制；有的地区虽然适宜于建设码头，但由于海湾的面积和深水岸线的长度都是有限的，因此其发展规模也必然要受到一定的限制，等等。

由上所述可见，环境质量对人类社会的经济发展活动存在着明显的不可忽视的约束。

人们忽视环境质量对人类社会经济发展活动的约束作用，其后果必然是经济发展得不到环境的有力支持，环境质量将进一步恶化。因此环境质量评价工作者必须对环境质量的发展价值作出明确的判定，以便为人类社会经济活动的决策提供科学依据。

（三）人类社会经济发展活动对环境质量的作用

在第一章中我们曾经指出，环境的一大特点是其变化的绝对性，即环境始终处于不停的运动与变化之中。也就是说，环境质量是处于不断变化之中的。

引起环境质量发生变化的原因有两大类：一类是自然力的作用；一类是人类社会发展活动的作用。这两类作用的差别在于：前者不以人类社会的意志为转移，而且它们引起的环境质量的变化是缓慢的；后者则体现着人类社会的意志，而且它所引起的环境质量的变化是快

速的。比如，人类社会可以在短短的几个月内修成一条公路、建成一片住宅区；可以在短短的几年内在废墟上建起一座城市、填掉一个湖泊、摧毁一片森林；既可以使一个山清水秀的地区变成一个污水横流的工业区，也可以使一座浓烟滚滚的工厂变成一个清新明亮的花园，等等。

显然，人类社会的经济发展活动既可能使环境质量提高，也可能使环境质量下降，当然更多的是使环境质量的某些方面得到提高，而另一方面下降。

总之，环境质量与人类社会的经济发展活动之间的作用是相互的。由于人类社会的经济发展活动体现着人类的意志，因此人类有责任也有可能对经济发展活动的方向、内容、规模、速度和方式加以选择，以确保环境与发展的协调。特别是在当前，人类社会因科学技术的进步，发展活动对环境质量具有巨大的改变能力，因此准确地估计人类社会的经济活动所引起的环境质量的变化，正确地评定环境质量的价值，是环境质量评价工作的主要内容和基本对象。

二、环境质量的生态价值

一般来说，生态系统中的无生命物质如水等，供给了人类社会生存发展的各种需要，如人畜饮用、工业使用、农业使用以及其他许多种类的使用；生态系统中的生物如鱼类、猪、牛、羊、鸡等，则源源不断地供人类食用。由此可见人类社会的生存发展离不开各种各样生态系统的支持，因此生态系统稳定与否，产出量大小如何与人类社会生存发展的关系极为密切。

（一）环境质量对生态系统的作用

决定一个生态系统稳定性高低的因素有二：一是该系统的结构特点，二是环境质量的状况。对于任何一个结构明确的生态系统，合适的环境质量条件可使它的稳定性和产出量都得到提高，不合适的环境质量可使该系统日趋脆弱，产出量不断减少。概括地说，环境质量对生态系统既可能起促进作用，也可能起促退作用。

当环境质量对生态系统起促进作用时，可以说这一环境质量具有较高的生态价值；反之则认为它的生态价值较低。比如对于一个水体（湖泊或江河）当人类的社会行为没有对它引起干扰时，它将始终保持着原有的状态。而当人类向此水体排入过量的油类污染物后，就会使该水体的环境质量就发生了明显的变化。这种变化使得大气向该水体输入氧的速度大大降低，造成水体中的溶解氧不能保持原有的水平，继而将影响各种水生生物的生长、发育和繁殖，甚至会使不少水生生物因缺氧而死亡。而这些死亡了的水生生物又在水底发酵进一步耗氧，于是一个原本正常的水生生态系统就坠入了恶性循环之中。又比如，对于一个原来是处于贫营养状态的水体，当人类排入一定数量的含氮、磷、钾的废弃物后，增加了水体中的营养元素，改善了它的营养状态，则可能有利于该水生生物系统的运行。

由此可见，环境质量对生态系统的影响千变万化，必须结合实地情况进行具体分析。也就是说，环境质量的生态价值必须将环境质量与生态系统良性循环的需要结合起来。

（二）生态系统对环境质量的作用

前面讲述了环境质量对生态系统的作用，实际上生态系统对环境质量的改变也有一定的作用，二者是相互联系在一起的。

生态系统能够对环境质量发生作用的原因在于生态系统具有“活力”即一定的自我调节

能力。比如对于一个水体，若其溶解氧含量发生了一定限度的变化（或增加或减少）后，该生态系统的其他要素或环节就会逐步发生数量上或品种上的变化，使耗氧量增加(或减少)，经过一段时间后，该水体中的溶解氧含量就又恢复到原有水平(或缺氧)。这就意味着环境质量就得到了改善（或恶化)。又如某些陆生生态系统中包含了一些具有吸收一定二氧化硫含量能力的植物，当大气环境质量因二氧化硫含量的增加而降低时，在这些植物的吸收作用下，大气中的二氧化硫含量会得到一定程度的降低，使大气环境质量得到提高或改善。因此可以说生态系统同样也在一定程度上具有改变环境质量的能力，这在评定环境质量的生态价值时，必须对生态系统的这种能力有所了解和掌握。

第三节　环境质量的生存价值

一、环境与人体内环境的平衡

人类是自然界中一个特殊的组成部分，它既有生物性的一面，又有社会性的一面，它既是自然界的一员，又是异化于自然界的对立面。人类社会在利用自然发展自身的同时又在改造自然。我们把经过人类改造的和未经人类改造的自然，统称为环境。环境一方面支持着人类社会的生存发展，同时又在改变着人类。环境与人类的这种关系是生物发展史上长期形成的一种互相联系、互相支持，互相制约又互相作用的复杂关系。

环境与人类之间最基本的关系，是能量的传递和物质的转换关系。人类的生存首先必须依赖环境提供的包含有光、热、空气和水分等媒质在内的一定活动空间，同时还必须依赖环境提供物质与能量。人通过各种直接和间接的方式，将环境中的物质和能量摄入体内，组成机体细胞和组织的各种成分，以维持机体的正常生长和发育。此外，人类还要将机体内代谢活动的产物和物质、文化生活活动中的废弃物排放到环境中去。由此可见，人类与环境之间存在着一种循环关系。良好的环境质量能为人类的生存提供适宜的条件，促进人体健康成长发育；恶劣的环境质量不仅不适宜人体正常发育和需要，甚至会引起各种疾病的发生和死亡。

从生态学的观点来看，生态系统通常都是处于动态平衡之中的。人类通过生产活动和消费活动从环境中获取为其生存和发展所需要的物质资源和条件，同时并不断地改变着环境的这种供应能力。在这一错综复杂的过程中，环境的构成及状态所发生的任何变化，都会在不同方面和不同程度上影响着人体的有关生理活动。与此同时，人体内部的调节能力又能在一定程度上改变自身的某些生理活动，以适应环境的变化，从而维持着整个生态系统的动态平衡。这一平衡的实现，是保持人体处于健康状态的基本条件。

环境中的基本物质单元是化学元素。在人体-环境这个系统中，许多化学元素都经常反复地参与了物质循环过程。在生物进化过程中，随着环境条件的变化，生态平衡的破坏，一些不适应的物种被淘汰，一些适应性较强的物种与变化了的环境建立了新的平衡，得以存活和发展。生态系统的这种平衡—失衡—新平衡的运动过程，使生命进行着由低级到高级，从简单到复杂的发展运动。人类就是这样通过调整自身的适应性来与不断变化着的环境保持着

平衡。人体血液中60多种化学元素含量之间的比例关系与岩石中这些元素含量的比例关系之间呈现出的明显相关性和丰度曲线的一致性，就充分地说明了这一点。

在人类长期发展的历史过程中，人体适应环境变化的调节机能，有了很大的增强。只要环境条件的变化不超过人体的适应范围，人体的健康及生活能力就不会受到影响。但人体对环境变化的这种适应能力是有限度的，如果环境条件的变化，超过了人体的生理调节范围，便会引起人体某些功能、结构发生异常，使机体的健康受到不同程度的影响，甚至出现病理变化，影响人的寿命。

环境条件的异常变化是否会造成环境与人体之间的生态平衡的破坏，一方面取决于环境因素的特性、变化的程度和持续的时间；另一方面还取决于机体状况和接触方式。在一般情况下，环境条件的异常变化对人群带来的有害影响表现为：当环境条件变化对人体影响的程度较小时，机体可以适应，不会引起生理的异常变化；如果影响程度较大，则会引起生理的异常变化，这时机体将呈现代偿状态，如代偿过程相对较强，机体可保持相对稳定，不出现疾病的临床症状，如此时停止接触有害因素，机体便向健康方面恢复；如果有害因素持续作用下去，或剂量不断增加，超过了机体的适应范围，或机体的代偿能力减弱，代偿发生障碍，机体便出现该有害因素所引起的特有的疾病，或使一般疾病的发病率增加。

环境中有害因素对机体的影响，随剂量的增加而增加（图2-1），同时也因人群敏感性及环境因素的不同而不同。由图也可以看出，在各种临床症状中，敏感人群的反应剂量均比正常人群的要低。此外，由于影响毒物毒性大小的环境因素很多，而且彼此之间存在着复杂的联系，因此剂量反应随环境因素变化的状况是极其复杂的。一般说来，温度增高可促进机体对毒物的吸收而使毒性加剧，反之可使毒性反应减轻。在高湿环境中，某些毒物如氯化氢、氟化氢等对人体的刺激作用增大；某些毒物则因其形态发生了变化，而改变了它原来的毒性，如二氧化硫在湿度增高时，其中一部分变为三氧化硫和硫酸气溶胶而改变了毒性。

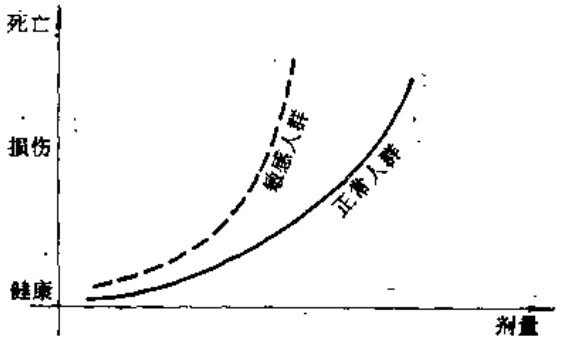


图 2-1 不同人群对环境因素变化的剂量——反应关系

二、环境质量对人体健康的影响

前面已经指出，环境质量的恶化主要是由环境污染造成的，因此环境质量恶化对人体健康的影响和危害，主要就是指环境污染对人体健康的影响和危害。由于环境质量恶化的形式多种多样，人体健康受到影响和危害的表现也各不相同，因此这里只能择其主要者加以说明。

（一）环境质量的物理方面对人体健康的影响

1．微小气候的影响：由于地表性质不均或人类和生物的活动所造成的小范围内的特殊气候称为微小气候，如车间、仓库、居室和房前、屋后的气候。这种气候主要由气温、湿度、气流（风）和热辐射等四种要素组成，并且经常地、综合地作用于人体。良好的微小气候，有利于人体中枢神经系统的机能处于正常状态，从而改善人的温热感和光电效应，提高工作

效率和促进体力的恢复；反之，由于中枢神经系统的调节机能处于紧张状态，也会影响到机体其他系统的功能，降低各系统的抵抗力，使患病率和死亡率提高。微小气候各要素对机体健康影响的机制是不同的，但其效果有的是相互叠加的，有的是相互抵消的。

（1）气温的影响：气温对人体的热调节起着主要的作用。在气温开始升高时，在中枢神经系统的调节下，机体皮肤末梢毛细血管扩张，温度升高，使辐射、传导和对流的散热量相应增加，从而使机体内部体温保持稳定；气温继续升高时，汗腺的活动显著增强，蒸发逐渐成为主要的散热方式。由于汗腺活动增强，汗液大量分泌，可引起体内水分、盐分损失，甚至出现水盐代谢障碍。人在高温环境中停留时间较长，当局部体温高达38℃时，机体的代谢和生化过程就会出现显著的改变，使人产生不适反应，容易感到疲劳；如果气温继续升高，就可能出现头晕、头痛、胸闷、心悸、眼花、嗳心、呕吐等。温度过高还会引起虚脱、肢体强直、晕厥、昏迷，甚至死亡。反之，当气温降低时，在中枢神经系统的调节下人体皮肤的末梢毛细血管收缩，血流量减少，皮肤温度降低，使辐射和传导对流数量减少，从而保持人体深部体温的稳定。但人在低温环境中停留时间较长，深部体温便会逐步降低，从而出现一系列的低温症状：开始，出现呼吸和心率加快、颤抖等现象，接着出现头痛等不适反应；当深部体温降至34℃以下时，即出现健忘、呐气和定向障碍；降至30℃时，全身剧痛，神志不清；降至27℃以下时，随意运动丧失，瞳孔反射、深部腱反射、皮肤反射等全部消失，机体濒临死亡。

（2）湿度的影响：空气的相对湿度对人体的热平衡和温热感都有重大的影响作用，尤其是在高温和低温的条件下，高湿的作用更为明显。在高温时，机体主要依靠蒸发散热来维持热平衡，相对湿度增高，将防碍汗液的蒸发，导致热平衡的破坏，使人的体温和脉搏随之增高；在低温条件下，高湿可加速机体散热，使人体更感寒冷，从而引起毛细血管收缩，代谢减低，甚至使组织内血液循环和细胞代谢发生障碍，组织营养失调，这将促进感冒、风湿病及其并发症的发生。

（3）风的影响：风对人体健康在不同的季节有不同的影响。风可促使机体散热，在炎热的夏季可使机体感到舒适。但当气温高于皮肤温度时，风将使机体从外界吸收更多的热量，从而对机体热平衡产生不良影响；在冬季，风可使机体感到更加寒冷，尤其在高湿的环境中，较大的风速会因散热过多而引起过冷。

（4）热辐射的影响：热辐射包括太阳辐射和人体与其周围环境之间的辐射。由于任何两种不同温度的物体之间都有热辐射存在，而且都是从温度较高的物体向温度较低的物体辐射热量，因而当周围物体温度比人体皮肤温度高时，就会通过辐射方式使机体受热，在皮肤温度高达41—44℃时，会感到灼痛，如再升温则皮肤基础组织便会受到伤害；反之，当热从机体向四周辐射时，便会使人体散热，在寒冷的季节常因辐射丧失大量热量而受凉。

2．噪声的影响：噪声对人体健康的影响，主要有以下几个方面：

（1）损伤听力：噪声对听力的损伤随噪声的性质不同而异。在噪声不大，听觉敏感性下降不超过10—15 dB(分贝）时，离开噪声环境2—3分钟即可恢复，称为听觉适应；在强烈噪声的持续作用下，听觉敏感性超过15 dB，离开噪声环境数分钟、数小时或10小时才能恢复，这种现象称为听觉疲劳；如继续在强烈噪声中工作一段较长时间，内耳听觉器官便发生器质性病变，成为噪声性耳聋。

（2）影响生理机能：噪声作用于中枢神经系统可以使人的大脑皮层的兴奋和抑制平衡失调，导致条件反射异常，脑血管张力遭到损害，神经细胞边缘出现染色质的溶解，甚至引起渗出性出血灶。这些生理变化，时间长了会波及植物神经系统，导致病理变化，出现头痛、昏晕、耳鸣、多梦、失眠、心慌和全身无力等症状。此外还会影响人体其他器官的功能，如引起肠胃机能紊乱，消化液分泌异常，使肠胃系统疾病的发病率增高。

噪声作用于植物神经系统，可引起末梢血管收缩，心室组织缺氧，血中胆固醇增高，以及散发性心肌损害等。噪声还影响心血管系统，使交感神经紧张，导致心跳加速，心律不齐，血管痉挛和血压升高等。因此在高噪声车间工作的人，高血压、动脉硬化、冠心病的发病率，往往比低噪声车间的高。

（3）影响儿童和胎儿发育：研究资料表明在噪声环境下生活的儿童，比在安静环境中生活的儿童，智力发育延缓，通常会低20%。另外，噪声还会使母体产生紧张反应，引起子宫管收缩，影响胎儿营养的供应，致使胎儿发育不良，有时甚至会造成胎儿的畸形，如豁唇等。

3．电磁辐射的影响：电磁辐射的波谱十分宽广，按波长的不同可分为：无线电辐射、红外线辐射、可见光辐射、紫外线辐射、x射线辐射、γ辐射等。其中对人体健康影响较大的是下面几种：

（1）紫外线辐射：紫外线是太阳光谱中不可见的部分之一。它对机体健康的影响，随辐射波长不同而异：波长3200—4000 Å的紫外线，可使皮肤中的黑色素源通过氧化酸的作用，转变成黑色素，导致皮肤发生色素沉着。由于色素的沉着，使皮肤的反射能力和吸收能力发生改变，被色素吸收的光能变为热能，使汗液分泌增强，局部散热作用加大，皮肤不致过热。同时也防止了光线尤其是短波光线深入穿透组织，避免内部组织过热受害。波长2750—3200 Å的紫外线对机体健康的影响最大，最主要的是有抗佝偻病作用和红斑作用。前者的机制是人体皮肤和皮下组织中的麦角固醇和7—脱氢胆固醇，在紫外线的照射下，能转化成维生素D，从而能避免由于缺乏维生素D引起的钙、磷代谢障碍所产生的佝偻病。后者的机制则是表皮细胞在紫外线的照射下受到破坏，使组织胺和类组织胺放出，刺激神经末梢，通过反射活动引起表面血管扩张，以及皮肤在光线的刺激下，通过反射作用使毛细血管扩张，从而使皮肤、血管的通透性增加，引起皮肤发红和水肿。波长2000—2750 Å的紫外线，对机体的细胞有强烈的作用，具有最大的杀菌能力。主要是由于细胞核蛋白中的脱氧核糖核酸，能很大程度吸收2600 Å左右的紫外线，从而使单核者酸之间的磷脂键和嘌呤、嘧啶间和氢键发生破坏，引起核蛋白变性，甚至发生蛋白凝固而使细胞死亡的缘故。

除了以上四大作用之外，紫外线辐射还能增加机体的免疫力和对传染病的抵抗能力；能提高组织的氧化过程，使酶更活泼而促进物质代谢；可脱敏和促进创伤的愈合，并能使血液中的血红素增加，引起白、红血球的变化。对中枢神经系统而言，中剂量紫外线的照射能兴奋周围神经及交感神经的感受器，而大剂量照射则有抑制作用。但必须指出，紫外线照射过度时，对机体健康将有损害，如强烈照射于皮肤，可发生日照性皮炎，皮肤上出现红斑、水泡和水肿等；作用于中枢神经系统，可出现头痛、头昏、体温升高；作用于眼睛，可发生结膜炎与角膜炎等。

（2）可见光辐射：可见光是人类生存不可缺少的条件，因为在人的各种感官和知觉中，眼睛的视觉功能至关重要。光通过视觉器官、皮肤等所受到的温热感和光电效应，可刺激机

体神经系统，增强全身各系统的机能，如免疫力、组织再生力等都能得到不同程度的增强；另外它还能影响人体的生殖过程，使体内的物质代谢、脉搏、体温及睡眠和觉醒等生理机能发生节律性变动。实验证明，可见光能显著地作用于高级神经系统，但眼睛对可见光的每个部分的感受性是不同的，对波长为5550 Å的黄绿色光最敏感，对其他两侧的光则感受性逐渐减少，红光能起兴奋作用，蓝、绿光起镇静作用，黄色光和黄绿色光对机体最舒适；适宜的光线能预防眼睛疲劳、近视和眼球振荡等症，视觉器过度疲劳能使视觉器官极度紧张，引起全身疲劳。总的看来，可见光辐射对机体是一种积极因素。

（3）红外线辐射：太阳是自然界中红外线的光源。太阳辐射中的红外线对人体健康的影响，主要是通过热效应引起的。机体把吸收的射频能转换为热能，在吸收量适当的情况下，可使吸收处的温度增高，局部组织的血管扩张充血，促进新陈代谢和细胞增殖，具有消炎、镇痛等作用。但吸收量过多则会由于过热而引起损伤，过强的红外线辐射，可以引起热射病和日射病。

（4）微波：微波是一种高频电磁辐射，其波长处于无线电波与远区红外线之间（1毫米至1米范围）。它对人体健康的影响主要是易引起白内障和角膜损伤。前者是由于微波照射能使保护晶状透明度的维生素C和谷胱甘肽减少，加速了晶体的老化所致；后者则是眼睛受照射的结果；其次是影响机体心血管系统的功能。在慢性微波作用下，常可发生窦性心律不齐，出现房性或室性期前收缩，以及房性及室性传导阻滞。长期受微波作用的人，低血压发生率较高，也可发生高血压；因为微波既可影响血管张力增高，也可使之降低，这完全取决于个性的生理反应性。

4．放射性的影响：放射性物质可以通过食物链经消化道进入体内，也可经呼吸道进入体内。放射性物质进入人体后，其放射线将对机体产生持续的内照射，直到放射性核素蜕变成稳定性核素或全部被排出体外为止。机体受射线作用后，既可引起急性和慢性的疾病，还可产生种种远期的影响。

急性放射病是短期内受到大剂量照射造成的。临床表现有昏晕、恶心呕吐、神经机能失调、反射减弱、广泛性出血等，有时可因心肌内出血产生严重的心力衰竭或脑溢血。

慢性放射病是小剂量长时间照射造成的，它所造成的损害有局部的与全身性的两种：局部性损害最为常见，如α线工作人员的手部出现皮肤发红、萎缩、脱毛、溃烂，以及指甲板凸度改变等；全身性损害的主要表现为神经系统的机能性和器质性的改变，如出现反射机能衰退，感觉障碍等症状，继而出现白细胞和血小板减少等。

远期影响是超剂量放射性物质在体内长期作用所致。主要危害是诱发癌症和影响遗传。诱发的癌变主要有皮肤癌、骨肉癌、肺癌、白血病、甲状腺癌、恶性淋巴瘤等。如原子弹在日本的广岛、长崎爆炸后，当地居民长期受到辐射远期效应的影响，肿瘤、白血病的发病率明显增高；放射性矿山的工人、肺癌的发病率较高等，都是这方面的例证。对遗传的影响，主要表现在对生育力与后代的影响上，如男性的阳萎、精子变性，女性的闭经，妊娠中断和胎儿的畸形等，这主要是由于基因产生的突变不能恢复的缘故。

（二）环境质量的化学方面对人体健康的影响

1．大气中化学性污染的影响：空气是人类生存的重要环境因素，其正常化学组成是保证人体健康的必要条件。机体和外界环境不断地进行着气体交换过程，从外界环境中吸收生命

所必需的氧，并将物质代谢过程中产生的二氧化碳呼出体外。在通常情况下，成人每次呼吸约吸入空气0.5升，每日需要吸入空气12立方米，以维持机体的正常生理活动。在正常情况下，大气中的化学组成是稳定的，完全能够满足人体生理机能和健康的需要。但是，当大气遭到污染后，它就在不同方面和不同程度上丧失了这一功能。大气污染物的种类很多，其化学性质和毒性也各不相同，对人体的健康危害较大或普遍存在的污染物有几十种，如降尘和飘尘（包括各种金属尘粒、碳粒、多环芳烃、硫酸盐、硝酸盐等）、硫氧化物（SO_2，SO_3，H_2SO_4雾等）、氮氧化物（NO，NO_2、HNO_3等）、碳氧化物（CO，CO_2等）、碳氢化物（烯烃、烷等），以及氨和硫化氢等等。

大气化学污染物侵入人体的途径，主要是与机体的表面接触，通过食物进入和呼吸进入。其中以后者为主。大气的化学污染对人体健康的危害主要是引起呼吸道疾病。在突发性的高浓度污染物的作用下，可造成急性中毒，甚至在几天内夺去成千上万人的生命，如1952年12月5—9日发生的伦敦烟雾事件，就比历年同期多死亡3500—4000人；在低浓度污染物的长期作用下，可引起慢性支气管炎、支气管哮喘和肺气肿等。此外大气中的多环芳烃和脂肪烃类，砷、镍、铍、铬等无机物，还具有致癌作用；有些有害化学物质对眼睛、皮肤有刺激作用；有的散发恶臭气味，可引起机体感官性状不良反应，危害呼吸、内分泌、消化和血循环系统等。

2．水体中化学性污染的影响：水也是人类生存的一个重要环境要素。在人体组织内水分含量约占体重的65%，一切生理活动如体温调节、营养输送、废物排泄等，都需要由水来完成。当机体内水分含量减少10%时便会引起疾病；减少20—22%时会引起死亡。

水是一种成分极其复杂的溶液。因为当水汽凝结为小水滴时，其中就包含有一定量的可溶性物质；另外，水在运动过程中又不断地和其他物质接触，并或多或少地溶解它们。经过水体的净化作用，一些有害物质通过分化和降解可以转化为毒性较小甚至是无害的物质。因此，尽管水体中承纳了许多原来没有的物质，但只要它对人体健康和其他生物的正常生存不产生危害影响，人们就认为它是“清洁”的。随着城市和工农业生产的发展，大量生活污水、工业废水和农业污水等未经无害化处理就向水体排放，从而使得一些水体中的污染负荷超过了水体的净化能力，达到了危害人体健康的水平，其主要表现有以下几方面：

（1）引起急性和慢性中毒：当人们长期饮用含砷量较高的水以后，可引起慢性中毒，出现食欲不振、胃痛、恶心、肝肿大等消化系统症状及神经系统症状；饮用含氰量高的水后，可引起急性中毒，出现恶心、呕吐、头昏、耳鸣、震颤、全身乏力、呼吸困难、痉挛、麻痹等；少量氰化物经消化道进入人体，可引起慢性中毒，出现神经衰弱症状。

（2）激发癌变：水体受砷、铬、镍、铍、苯胺、苯并（a）芘和其他的多环芳烃、卤代烃等化学物质污染后，如果被机体长期饮用的话，就可能诱发癌症。美国俄亥俄州饮用地面水的居民患癌症的死亡率较饮用地下水的为高，就是因为地面水污染较地下水严重的缘故。

（3）其他影响：水体污染后，常可引起水的感官性恶化，如某些污染物可使水体发生恶臭、异味、异色，呈现泡沫和油膜等，这些水体也会给人体健康带来不良影响。

3．食物中化学性污染的影响：人体各种生命活动的动力是通过食物获取的能量（热量），因此，食物是整个人类赖以生存和繁衍的最基本的条件。人类的食物可分为植物性食物和动物性食物两大类。如果供食用的动、植物生活和生长在污染了的环境中，有毒物质就

会从水体、土壤和大气中转移到它们的体内；另一方面，在食物的加工、运输、贮藏、分配、销售和烹调等过程中也会遭致污染。食物的污染，可分为生物性污染和化学性污染两大类：前者指病原微生物和寄生虫卵的污染；后者是化学物质的污染，如农药、重金属、硝酸和亚硝酸盐、苯并（a）芘、聚氯乙烯以及食物脱色和脱臭剂（多氯联苯等）、食品添加剂（防腐、发色、香料等）。

食物的化学污染对人体危害有多方面的表现：一次大量摄入受污染的食品可引起急性中毒，即食物中毒，如农药食物中毒、氰化物中毒、铬食物中毒和砷食物中毒等；长期（半年或一年以上）少量摄入含污染物的食品，可引起慢性中毒，如食用残留有机汞农药的粮食数月后，会出现全身乏力、尿汞量增高等症状；含有醋酸苯汞、甲基汞、2,4-滴、狄氏剂、艾氏剂、DDT、氯丹、七丹和敌枯双等致畸物质的食品，可通过母体使胎儿发生畸形，含有苯并（a）芘，DDT、狄氏剂和烷基汞化合物等致突变物的食品，可发生致突变作用，突变如发生在生殖细胞，可使正常妊娠发生障碍，甚至不能受孕，胎儿畸形或早死亡，含有多环芳烃化合物、芳香胺类、氯烃类、亚硝胺化合物、砷化合物和生物烷化剂等致癌物的食品，可诱发癌症。

（三）环境质量的生物方面对人体健康的影响

环境质量的生物方面对人体健康的影响，主要有下述几方面：

1．大气中生物性污染的影响：因为大气中没有细菌和其他微生物生长所需要的足够水分和养料，并且具有能抑制或杀死微生物的日光照射，所以它不是微生物产生和生长的良好场所。但是由于人们的生产和生活活动的影响，特别是在通风不良、人员拥挤的室内空气中，仍然会存在着包括病原微生物在内的许多微生物，并通过空气引起某些疾病的传播，从而使大气生物性污染也成为人们所关注的问题之一。由于污染物质不同，大气中生物性污染对人体健康的危害状况也有所不同。

大气微生物污染主要是寄生在人和动物体内的微生物从呼吸道排出，或随排泄物排放到地面后随尘土飞扬造成的。这些微生物，首先可以引起病毒性呼吸道传染病的传播流行，其次是容易引起细菌性呼吸道传染病的传播流行，再次是可以引起创伤与烧伤等疾病的继发感染。

大气中变应原污染主要是由于花粉、真菌孢子、尘螨和毛虫毒毛等引起的。因它们能引起人体变态反应而成为变应原。最常见的花粉变应原有臭蒿、艾蒿、菌陈蒿和豚草素等花粉。

2．水体中生物性污染的影响：水体是微生物分布广泛的良好场所，各种水体体都含有多种微生物，但其中绝大多数都是水中天然的寄生者，一般说来对人类无致病作用。然而，随垃圾、人畜粪便、生活污水以及某些工业废水、废渣进入水体的微生物，其中有些是能够引起人体疾病的病原体，它们污染水体后，有可能引起传染病的爆发流行。另外，某些寄生虫也可通过水体传播疾病。它们都能对人体健康造成极大的影响。下面简单地介绍几种介水传染病。

（1）伤寒和副伤寒：饮用含伤寒门氏菌及副伤寒甲沙门氏菌、副伤寒乙沙门氏菌、副伤寒丙沙门氏菌的水，往往会引起伤寒和副伤寒疾病。前者有持续发热、脉搏相对缓慢、表情淡漠、舌苔厚腻、肠气胀、脾肿大症状，后者分甲、乙、丙三型，甲、乙型临床表现大致和伤寒相同，但较轻；丙型类似急性胃肠炎或败血症。

（2）霍乱与副霍乱：霍乱是由霍乱弧菌引起的烈性传染病，多见于夏秋，主要症状为剧烈吐泻，因体内水分和电解质大量损失而很快出现虚脱，死亡率很高，但典型霍乱目前已经很少。副霍乱是由埃突弧菌引起的急性肠道传染病，临床表现与霍乱非常相似，还有肌肉痉挛、尿少或尿闭。历次大的霍乱爆发流行，都与饮用水的污染有关。

（3）痢疾：水源被含有痢疾杆菌的粪便污染后，饮用的人群就可能发生痢疾的水型爆发流行。其主要症状是大便频繁、带血、脓和粘液，腹痛和发热等。

（4）传染性肝炎：水源被传染性肝炎病毒污染时，就有可能引起水型爆发流行，也可由于污染病毒的水使贝壳类污染，人吃了这些受污染的贝壳，间接感染了肝炎病毒而发生显性肝炎。其主要症状有发热、乏力、厌食、黄疸、肝肿大和肝痛等。

（5）脊髓灰尘炎：水源被脊髓灰尘炎病毒污染，就可引起脊髓灰尘炎急性传染病，因多见于小儿，故亦称小儿麻痹症。病情轻者仅有低烧而不致瘫痪；重者发热较高，肢体疼痛，数天出现下肢软瘫，偶尔发现吞咽和呼吸困难而危及生命。

（6）钩端螺旋体病：钩端螺旋体寄生在感染动物（猪、牛、羊、马、狗、鼠等）的肾脏内，随尿排出而污染水体，再通过破损的皮肤或粘膜侵入人体，引起钩端螺旋体病。主要症状是高烧、剧烈肌痛（尤其是小腿肌肉）、头痛、全身乏力、眼结膜充血、淋巴结肿大；部分有肝脾肿大、黄疸、出血、脑膜脑炎、严重肾脏损害等。

（7）血吸虫病：这是血吸虫的尾蚴从螺体逸出后，通过水体钻入人体内发育成虫所引起的寄生虫病。急性期有发热、咳嗽、肝肿大和肝痛；慢性期有腹泻、肝脾肿大；晚期有肝硬化等。儿童得病，可严重影响生长发育，骨骼发育迟缓，形成侏儒症。

3．食物中生物性污染的影响：食物是微生物生存和繁殖的良好场所。食物在生产和加工过程中受有害的病毒、细菌、真菌和寄生虫的侵入，就可能引起食物的生物性污染。从生物学的角度来看，污染食物的微生物大致可分为：能在食物中繁殖，并以分解食物作为营养物质来源的腐生性微生物；能在人体、动植物体内寄生，并以其中有机物作为营养物质来源的腐生性微生物；以及既能在食物上腐生，也能在人体内寄生的兼性微生物。后者是微生物在长期进化过程中经过选择和适应的结果。食物中有害微生物危害人体健康的途径主要是：在食物中繁殖，产生毒性代谢物如细菌外毒素和真菌素，人食用后可引起各种急性和慢性中毒；细菌随食物进入人体，在肠道内分解释放出内毒素，可使人中毒，也可以侵入组织使人感染致病。但是，由于各类食物各有其特殊的性质，在一定的外界条件下，只适于某些微生物生存，因此微生物只有在适宜其生存的条件下才能大量繁殖，危害人体健康。

来自土壤、腐败植物的飘浮于大气的孢子中的曲霉和青霉，可使谷类、豆类食物霉烂，某些菌株能产生真菌毒素。其中对人体危害严重的是黄曲霉毒素，长期食用黄曲霉毒素污染的粮食，能引起肝细胞变性、坏死、脂肪浸润和胆管上皮细胞增生，甚至诱发癌变；此外，还能引起致突变作用，如突变发生在生殖细胞，可使正常妊娠发生障碍、甚至不能受孕，胎儿畸形或早死。

综上所述可见，环境质量对人体的健康有着重大的明显的影响，因此环境质量的生存价值可用受影响人群的健康水平的变化来表示和衡量。为了增加可比性，也可用因此造成的经济损失（如出勤率的降低、医疗费用的增加等）来衡量。

第三章　环境质量评价的标准

环境质量是指在特定的历史时期和特定的条件下环境系统状态的整体表示，环境质量评价则是对环境系统状态与人类社会生存发展需要之间所存在的客观关系进行评定。这里所说的环境系统的状态可以是今天的现实，也可以是某一时期后所可能出现的状况。说得更明确一些，环境质量评价就是对现实的或未来的环境系统状态的价值进行评定。

由此可以看出，一个评价者对环境质量（环境系统的状态）能否作出正确评价结论的关键，不仅在于对环境质量有清晰的认识，而且更在于能否对评价主体（人类社会生存发展的需要）有正确的把握。因为环境质量价值的大小完全决定于环境质量对人类社会生存发展需要的满足程度。

于是，为了对环境质量的价值进行评定，必须建立起一套既能体现出人类社会生存发展的需要，又能具体衡量环境质量对于人类社会生存发展需要满足程度的指标体系。我们将这套指标体系及各个指标值的对应含义称作为环境质量评价标准。显然，环境质量评价标准是环境质量评价学的重要组成部分之一。

由于人类社会生存发展的需要与人类社会在特定历史时期的文明程度、技术经济发展水平、社会的组织形态以及占主导地位的文化传统、哲学思想以至生活习俗均有十分密切的关系。因此，环境质量评价标准应该是环境质量价值的一种外在表现，也就是说它既应符合环境质量价值的基本概念和科学原理，又应体现出国情的差异和历史时期的差异。

迄今为止，国内外对环境质量的标准已经进行了很多研究，但由于认识上的局限和理论上的困难，至今尚未能形成一套完整而又实用的体系。目前在很大程度上只能暂时用环境质量标准来代替环境质量评价标准。

第一节　环境质量标准

环境质量标准是各国政府对环境要素中各种污染物在一定时间和空间范围内的允许含量所作的强制性的规定。从原则上来说，它应该能体现出社会生存和发展需要的程度。然而目前的问题在于：社会的生存发展对环境系统状态的需要，不仅有环境要素的被污染程度方面，而且还有环境要素的配置状态和联系状态等其他方面。因此在环境质量标准的内涵未作进一步扩大之前，现行的环境质量标准只能是环境质量评价标准的初级形式。

一、环境质量标准与环境质量基准的关系

在具体介绍环境质量标准及其制定办法之前，必须先了解它与环境质量基准的联系与区

别。这可以归纳为以下几点来理解：第一，基准是单一学科的研究结果，它所表述的是某种污染物质在某一环境要素中的存量与单一效应之间的关系；而标准则是在多个学科研究得到的基准的基础上所表述的环境污染与人类社会生存与发展的政治的、经济的、技术的等多种效应之间的综合关系。第二，基准是纯粹的科学研究结论，它不以人们的意志为转移，不能作为环境质量评价的依据；而标准则是将基准与人群健康、社会经济发展和生态保护等对环境的需要综合起来进行综合分析和平衡的结果，并由国家以法律形式颁布，因此它是环境质量评价的依据。第三，基准没有时间性，或者说它的时间性与地球演化的周期在同一数量级上，而标准则有明显的时间性，也就是说它将随着人类社会的条件以及其生存发展需要的改变而改变。

总之，基准是属纯自然科学范畴的，是标准的基础和核心，而标准则属于上层建筑范畴；基准值决定了标准的基本水平，也决定了环境质量应控制的基本水平；“基准”与“标准”不是同义词，而是两个既密切相关但又不能混淆的概念。

一般说来，所规定的环境质量的标准值与基准值之间的关系可能出现三种情况：一种是两者数值相同，即把标准值订在基准值的水平上（特定对象要求的最低水平）。在这种情况下，如污染物超越这一界限，就会对特定对象带来危害，因此其安全系数是比较小的；另一种是标准值低于基准值，即标准值位于基准要求的水平之上。在这种情况下，即使污染物超标但不超过基准值，也不会给特定对象带来危害，所以其安全系数比较大。这时我们可以根据政政、经济和技术条件，把标准值放松到满足基准要求的基础上，也可以根据政治、经济等方面的需要，把标准值提得更严些；再一种是标准值大于基准值，即标准值位于基准要求的水平以下。显然这是不允许的，因为基准值已是特定对象所要求的最低水平，任何标准都不应制定在基准已表明对特定对象能够产生危害的范围内。

二、环境质量标准的类型和级别

1．环境质量标准的分类：环境质量标准的类型有很多种分法，但大多以环境要素的类型来划分，如大气环境质量标准，水环境质量标准，土壤环境质量标准等等。另外还有从功能的角度来进行分类的，如居住环境质量标准和工作环境标准等等。实际上，不同类型的提法常常是混合使用的，比如在水环境质量标准中，常分为饮用水质标准、渔业水质标准和灌溉水质标准等等。这些名称都是既体现出要素的特点又体现功能的特点的。由此可见，如何对环境质量标准进行分类，是一个认识角度的问题。

2．环境质量标准的分级：环境质量标准的级别也有不同的分法。由于环境质量标准主要是为环境管理服务的，因此根据管理的层次或行政隶属关系可以分为国家级和地方级两个层次，或称为国家环境质量标准和地方环境质量标准。这里所说的地方环境质量标准也包括流域或水系的环境质量标准。

国家环境质量标准是由国家规定的，是指各种环境要素中各类有害物质在一定时间和空间范围的容许含量。它是统一衡量全国各地环境质量所达到水平的准绳，是各地进行环境管理的依据。

国家环境质量标准除包括各环境要素的质量标准之外，还包括一些特定的地区，为特定目的和要求所制定的专业环境质量标准。如《生活饮用水卫生标准》、《渔业水质标准》、《农田

灌溉水质标准》等。

地方环境质量标准是根据国家环境质量标准的要求，结合地方的环境特点制定的。通常是以当地的自然地理环境特点如气象、水文、土壤、地质、地貌、生物以及经济技术水平、工农业生产布局、人口密度、政治文化要求等诸因素为依据，由地方环境保护部门会同其他有关部门，对整个地区进行全面规划和综合平衡之后，补充国家环境质量标准中不包含的主要污染物的项目及其容许浓度。因此它是国家环境质量标准在地方的具体体现，是实现环境质量分级管理的具体依据。

另外，在国家级和地方级的环境质量标准中，有的还对下一层次的级别作了规定。比如，我国的国家大气环境质量标准就具体分为三级：一级是“为保护自然生态和人群健康，在长期接触情况下，不发生任何危害影响的空气质量要求”；二级是“为保护人群健康和城市、乡村的动、植物，在长期和短期接触情况下，不发生伤害的空气质量要求”；三级是“为保护人群不发生急、慢性中毒和城市一般动、植物（敏感者除外）正常生长的空气质量要求”。从以上所述可以看出，上述这些细化后的三种级别的标准，分别是具有下述不同社会功能区域的大气所应达到的最低要求：一类区为国家规定的自然保护区，风景游览区，名胜古迹和疗养地等；二类区为城市规划中确定的居民区、商业交通居民混合区、文化区、名胜古迹和广大农村等；三类区为大气污染程度比较重的城镇和工业区以及城市交通枢纽、干线等。其中一类区由国家规定，一般执行一级标准。二、三类区由当地人民政府划定，一般依次执行二、三级标准。

三、制定环境质量标准的原则、依据和步骤

环境质量标准的名称繁多，内容也互不相同，但它们的出发点是相同的，所要达到的最终目的和所应起到的作用与方式也是完全一致的，因此它们应该有共同的制定原则、相同的依据和步骤。

（一）制定的原则

1．保障人群的身体健康，使人类不因环境质量的变化而受到危害或毒害；

2．既要与当前的社会经济水平相适应，又要有利于促进社会经济的进一步发展；

3．保障自然生态系统不受破坏；

4．因地制宜，切实可行。

由于各地区的人群构成和生态系统的结构不同，对污染物的敏感程度有差异，以及不同地区的技术水平和经济能力有差异，因而在制定环境质量标准时必须充分注意这些地域性差异，并且进行详细的损益分析，合理协调代价和效益之间的各种关系，以达到经济上合理、技术上可行，使标准建立在切实可行的基础之上。

以上四点归纳起来是环境质量标准或评价标准的合理性原则。所谓环境质量评价标准的合理性，是指评价者在一定的约束条件下，依据人类社会生存发展的需要对环境质量的价值能够作出衡量。所谓合理性这里有两层涵义：第一层涵义是它们应该是特定时期社会生存发展需要的反映，即它们是否反映了这一社会生存和发展的必然、合乎规律需要和利益。如果符合，那么这一标准就是合理的，反之则是不合理的；第二层涵义是它们必须与这一特定时期社会的历史地位（技术、经济条件）相适应。因为制订出的标准必须付诸实施，如果在当

前的社会历史条件下，或者由于技术上的原因，或者由于经济上的原因，使这一标准实施不了，那么它就是不合理的。这就是说，环境质量评价标准或环境质量标准的制订，都必须和特定的社会历史条件相适配。

（二）制定的依据

1．以环境质量基准值为科学依据：环境质量基准是环境中的污染物在一定条件下，作用于特定对象不产生不良或有害影响的最大剂量或浓度，因此这个最大剂量或浓度应当是环境质量标准中的最低一级的值。环境质量标准值必须受环境质量基准值的制约，这是勿庸置疑的。然而，要使环境质量基准真正成为制订环境质量标准的重要科学依据，就必须很好地符合以下三点要求：

（1）环境质量标准必须以同本标准的目的相一致的基准资料为根据。因为每一种标准都有其特定的目的、内容和适用范围，标准中每一个项目的确定也都有它特定的出发点，因此只有根据与本标准的目的相一致的基准资料，才能真正把握住特定对象达到免受危害要求的最低水平。

由于不同的特定对象的基准资料不同，因而同一个项目在几个不同的标准中，其标准值也可能不同。如我国现行的《生活饮用水卫生标准》、《工业企业设计卫生标准》和《渔业水质标准》中，都规定有铜的项目，但三个标准中铜的标准值就各不相同，依次为1.0、0.1和0.01毫克每升，这是由于各个标准的适用范围不同，对铜的要求不同所致。即《生活饮用水卫生标准》对铜的要求是保证生活饮用水没有铜臭异味，其阈浓度是1.0毫克每升；《工业企业设计卫生标准》对铜的要求是保证其对水体自净起重要作用的水中微生物不产生有害影响，故其阈浓度为0.1毫克每升；《渔业水质标准》对铜的要求较严，则是因鱼类等水生生物对铜离子很敏感，故要求铜的浓度不超过0.01毫克每升。

（2）环境质量标准必须以长期、慢性、低浓度的基准资料为依据。这是环境质量标准旨在保障人体或其他主体在一定环境中受某一物质长时间作用下不产生有害影响的这个属性所要求的。在制订标准时，只有依据长期、慢性、低浓度的基准资料，才能保障人体或其他主体免遭危害的要求得到满足。正因为如此，各国制订有害物质在大气和水体中的最高容许浓度时，都依据动物慢性中毒的实验资料，一般是持续6个月的实验结果，最低的不少于4个月。我国的卫生标准、渔业水质标准以及近期制订的各种环境质量标准，也都是以慢性动物实验资料作为制订标准的主要依据。

（3）环境质量标准必须选用中毒途径一致的基准资料。因为污染物的中毒作用，除了与该物质的浓度、作用时间和动物的特性密切相关之外，中毒途径不同，结果就可能不一样。因此必须根据特定的对象选用相应中毒途径的基准资料。如制订大气环境质量时，只能选用通过呼吸道这个中毒途径的实际资料，而不能用通过消化道这种中毒途径的实验资料。因为大气污染时对人体或其他生物的危害，主要是通过呼吸道这个途径。

2．以环境、经济和社会效益的协调统一作为制订标准的技术依据：要求既能保证人群健康和生态系统不受破坏，又能避免标准过高过严而脱离现实，造成经济、技术力量的浪费，达到经济、技术合理。为此，在制定质量标准时，要尽可能进行详细的损益分析，剖析实现标准的代价与所得效益之间的各种关系，并加以合理的协调与平衡，探求投入费用最小，而收益最大的方案。只有这样，才能制定出一个好的环境质量标准。

鉴于我国目前的经济力量和污染治理技术水平发展不平衡，应从现实与可能出发，针对不同情况具体确定指标值的高低程度。

3．以国家环境保护法作为法律依据：国家环境保护法是各国开展环境保护工作的基本法令。环境质量评价标准或环境质量标准既是环境管理工作的一个依据，又是环境法规体系中的一个重要组成部分，因此它必须以国家环境保护法中的有关准则作为法律依据。

（三）制定的主要步骤

要制定出切实可行、经济、合理的环境质量标准，除了严格遵循前面提出的原则和依据外，还必须运用科学的制定方法。制定环境质量标准的程序主要应包括以下四个步骤：

1．通过科学实验和调查确定基准值。各种污染物的基准值得出之后，美国由政府通过，加拿大则由全国研究会科学基准协会研究，政府颁布。但是，由于各国所采用的试验方法不同，以及概念理解上的差异，各国所确定的基准值并不相同，如美、英是按病理学效应来确定基准值的，前苏联是按生理学效应来确定基准值，德国则以植物和器物受害程度来确定基准值等。

2．从环境基准出发，通过社会-经济、技术的评定，确定环境质量的远期理想目标和近期规划目标。

3．统一名词术语和分析方法。

4．具体确定各种情况下各类项目的环境质量标准值。这些标准的数值应是现实可行的，在近期内可以达到的，但不一定能够达到远期的目标。

我国制定环境质量标准的工作，大体采用以下几个步骤：

（1）组成编制组：这个编制组应由多学科的研究人员为主组成，编制组的首先任务是制定编制工作计划。

（2）全面开展调查研究：这是编制工作的技术基础。调查研究的内容包括：

① 环境基准的调查研究：由于基准是科学实验资料，各国均可互相借鉴，因而在一般情况下多利用现有的各种文献，选出所需基准资料，但必要时也可立题另行研究，然后在此基础上对获得的基准资料进行综合分析、研究，初步确定分级界限。

② 污染现状的调查与评价：主要是调查、分析历年的监测资料和各部门掌握的数据，确定环境介质中的主要污染物、背景值、污染现状以及扩散、稀释的特点和规律，以便确定标准值中的污染物项目，掌握制订分级、分区标准的基础资料。

③ 监测方法的研究：包括布点、采样、化验、数据处理方法等等。由于不同的监测方法获得不同的基准资料，因而必须根据标准的特定目的和适用范围来确定必须采用的监测方法。

④ 技术经济的调查：通过调查初步掌握要达到各级标准的污染物的削减量，以及与其对应的有哪些工艺、技术和综合防治手段，并且考察它们的经济性。

（3）初步拟定分级标准值：在前面的全面调查研究的基础上，对所获得的成果、资料进行综合分析，初步拟定出分级标准值。

（4）可行性调查验证：这包括组织召开专家评议会，听取专家评议意见；向全国各有关部门、单位发出征求意见稿，收集有关方面的意见；召开不同地区的意见听取会，听取不同地区的意见；组织有关人员进行典型城市或地区的调查；最后做出决定。

为了便于评价工作中掌握和运用标准，现举大气飘尘为例，说明它在大气中二级标准情

况下所容许浓度的制定依据和过程。

大气被飘尘和煤烟污染时，透明度降低，能见度缩小，从图3-1可以看出，大气中煤烟浓度为0.01—0.04毫克每立方米时，大气能见度变化很小，但从0.05毫克每立方米开始，大气能见度显著下降。考虑到大气飘尘中含煤烟约为30%，亦即0.05毫克煤烟每立方米，相当于0.167毫克飘尘每立方米，可以推荐0.15毫克飘尘每立方米作为大气飘尘二级标准。

再从分析大气中飘尘含量与太阳辐射损耗量之间的关系（图3-2）可以看出，当飘尘浓度为0.15毫克每立方米时，太阳辐射损失率为12%，这比由大气中水蒸汽所造成的损失要小，所以认为这个浓度是可以容许的。

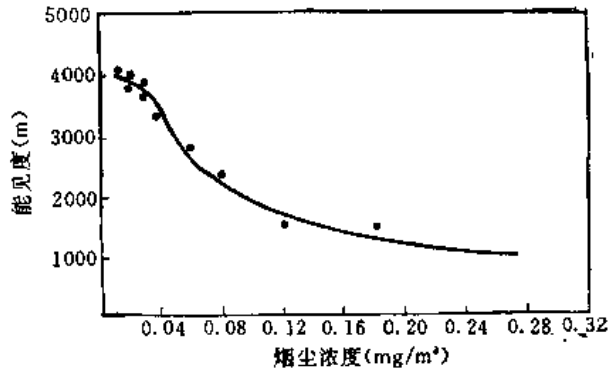


图 3-1 大气能见度与煤烟之间的关系

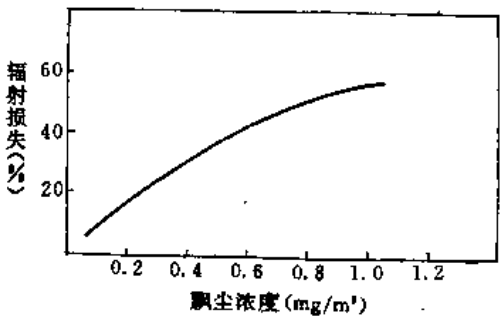


图 3-2 大气飘尘含量与太阳辐射损耗之间的关系

除了上述对大气质量的舒适性的价值影响外，还对人体健康有直接危害作用。煤烟中含有强致癌剂苯并（a）芘，其含量约0.00001%，如按每人每天呼吸空气量为15立方米计，当大气中煤烟浓度为0.05毫克每立方米时，则一日进入人体的致癌物苯并（a）芘的量为0.000075微克。实验证明，苯并（a）芘最小致癌剂量为0.4—2.0微克。可见大气飘尘如能在0.15毫克每立方米以下时，对人体产生的危害较小。

四、国内外主要的环境质量标准

（一）我国主要的环境质量标准

1．大气环境质量标准：我国在1962年颁布了《工业企业设计卫生标准》，首次对居民区内大气中的12种有害物质规定了最高容许浓度。后于1982年4月颁布了《大气环境质量标准》（GB 3095—82）。具体内容见表3-1。

表中，日平均为任何一日的平均浓度不许超过的限值；任何一次为任何一次采样测定的浓度不许超过的限度，不同污染物的任何一次采样时间见有关规定；年日平均为任何一年的日平均浓度均值不许超过的限值。

另外，表中的总悬浮微粒指100微米以下的颗粒物；飘尘指10微米以下的颗粒物为参考标准；光化学氧化剂（O_3）的一小时均值每月不得超过一次以上。

由于我国幅员辽阔，不同地区有着不同的自然条件与不同的经济发展水平。即使在同一地区中，不同的地段也具有不同的社会功能，因而对环境的质量也就有不同的要求，因此我国的大气环境质量标准值分为三级，它们分别对应着社会功能的三个类区：一级标准为对一

表 3-1 大气环境质量标准

污染物名称	浓度限值 mg/m³			
	取值时间	一级标准	二级标准	三级标准
总悬浮微粒	日平均	0.15	0.30	0.50
	任何一次	0.30	1.00	1.50
飘尘	日平均	0.05	0.15	0.25
	任何一次	0.15	0.50	0.70
二氧化硫	年日平均	0.02	0.06	0.10
	日平均	0.05	0.15	0.25
	任何一次	0.15	0.50	0.70
氮氧化物	日平均	0.05	0.10	0.15
	任何一次	0.10	0.15	0.30
一氧化碳	日平均	4.00	4.00	6.00
	任何一次	10.00	10.00	20.00
光化学氧化剂	1小时平均	0.12	0.16	0.20

类区的要求，即对国家规定的自然保护区、风景游览区、名胜古迹和疗养地等的要求；二级标准为对二类区的要求，即对城市规划中确定的居民区，商业、交通和居民混合区，文化区以及农村等的要求；三级标准为对三类区的要求，即对大气污染比较重的城镇和工业区以及城市交通枢纽、干线等的要求。

一类区由国家确定，二、三类区由当地人民政府确定。

2．地面水环境质量标准：地面水环境质量标准（GB 3838—88）是众多水环境质量标准中比较重要的一种，它适用于江、河、湖泊和水库等地面水水域。依据对地面水的使用目的和保护目标，我国将地面水环境质量的标准分为五类：

一类标准适用于源头水和国家自然保护区。

二类标准适用于集中使用生活饮用水水源地的一级保护区、珍贵鱼类保护区及鱼虾产卵地。

三类标准适用于集中使用生活饮用水水源地的二级保护区、一般鱼类保护区及游泳区。

四类标准适用于一般工业用水区及人体非直接接触的娱乐用水区。

五类标准适用于农业用水区及一般景观要求水的标准。

上述这五类地面水环境质量标准列于表3-2。

3．环境噪声标准：由于目前环境噪声主要发生于城市及高速公路两侧，故我国制定《城市区域环境噪声标准》（GB 3096—82），作为主要的环境噪声标准，具体内容见表 3-3。

其中，一类混合区指一般商业与居民混合区。

二类混合区指工业、商业、少量交通与居民混合区。

交通干线指车流量每小时 100 辆以上的道路。

各类区域的划分由地方人民政府确定。

表 3-2 地面水环境质量标准 单位：mg/L

序号	参数		分类				
			Ⅰ类	Ⅱ类	Ⅲ类	Ⅳ类	Ⅴ类
	基本要求		所有水体不应有非自然原因所导致的下述物质： a．凡能沉淀而形成令人厌恶的沉积物 b．漂浮物，诸如碎片、浮渣、油类或其他的一些引起感官不快的物质 c．产生令人厌恶的色、臭味或混浊度的物质 d．对人类、动物或植物有损害、毒性或不良生理反应的 e．易滋生令人厌恶的水生生物的				
1	水温（℃）		人为造成的环境水温变化应限制在： 夏季周平均最大温升≤1，冬季周平均最大温降≤2				
2	pH		6.5—8.5				6—9
3	硫酸盐*（以SO_4^{2-}计）	≤	250以下	250	250	250	250
4	氯化物*（以Cl^-计）	≤	250以下	250	250	250	250
5	溶解性铁*	≤	0.3以下	0.3	0.5	0.5	1.0
6	总锰*	≤	0.1以下	0.1	0.1	0.5	1.0
7	总铜*	≤	0.01以下	1.0（渔0.01）	1.0（渔0.01）	1.0	1.0
8	总锌*	≤	0.05	1.0（渔0.1）	1.0（渔0.1）	2.0	2.0
9	硝酸盐（以N计）	≤	10以下	10	20	20	25
10	亚硝酸盐（以N计）	≤	0.06	0.1	0.15	1.0	1.0
11	非离子氨	≤	0.02	0.02	0.02	0.2	0.2
12	凯氏氮	≤	0.5	0.5	1	2	2
13	总磷（以P计）	≤	0.02	0.1（湖、库0.025）	0.1（湖、库0.05）	0.2	0.2
14	高锰酸盐指数	≤	2	4	6	8	10
15	溶解氧	≥	饱和率90%	6	5	3	2
16	化学需氧量（COD_{Cr}）	≤	15以下	15以下	15	20	25
17	生化需氧量（BOD_5）	≤	3以下	3	4	6	10
18	氟化物（以F^-计）	≤	1.0以下	1.0	1.0	1.5	1.5
19	硒（4价）	≤	0.01以下	0.01	0.01	0.02	0.02
20	总砷	≤	0.05	0.05	0.05	0.1	0.1
21	总汞**	≤	0.00005	0.00005	0.0001	0.001	0.001
22	总镉***	≤	0.001	0.005	0.005	0.005	0.01
23	铬（6价）	≤	0.01	0.05	0.05	0.05	0.1
24	总铅**	≤	0.01	0.05	0.05	0.05	0.1
25	总氰化物	≤	0.005	0.05（渔0.005）	0.2（渔0.005）	0.2	0.2

续表

序号	参数		分类				
			Ⅰ类	Ⅱ类	Ⅲ类	Ⅳ类	Ⅴ类
26	挥发酚**	≤	0.002	0.002	0.005	0.01	0.1
27	石油类**（石油醚萃取）	≤	0.05	0.05	0.05	0.5	1.0
28	阴离子表面活性剂	≤	0.2以下	0.2	0.2	0.3	0.3
29	总大肠菌***（个/L）	≤			10000		
30	苯并（a）芘***（μg/L）	≤	0.0025	0.0025	0.0025		

* 允许根据地方水域背景值特征做适当调整的项目；

** 规定分析检测方法的最低检出限，达不到基准要求；

*** 试行标准。

表 3-3 城市区域环境噪声标准

单位：等效声级 L_{eq}/dB(A)

适用区域	昼间	夜间
特殊住宅区	45	35
居民、文教区	50	40
一类混合区	55	45
二类混合区	60	50
商业中心区	60	50
工业集中区	65	55
交通干线两侧	70	55

表 3-4 美国的大气环境质量标准

污染物	接触时间	第一种标准浓度值		第二种标准浓度值		备注
		ppm	μg/m³	ppm	μg/m³	
一氧化碳	1小时	39	40 000	35	40 000	①接触时间为1，3，8，24，小时的标准，一年中不得超过一次 ②接触时间为1年的标准，任何一年均不得超过
	8小时	9	10 000	9	10 000	
碳氢化合物	3小时	0.28	160	0.28	160	
二氧化氮	1 年	0.05	100	0.05	100	
光化学氧化剂	1小时	0.08	160	0.08	160	
颗粒物质	24小时		260		150	
	（1年几何平均值）		75		60	
硫氧化物	3小时			0.5	1 300	
	24小时	0.13	365	0.1	260	
	1 年	0.03	80	0.02	60	

说明：1．第一种标准用以保护公共卫生的标准，并且有相当程度的安全性；

2．第二种标准用以保护水、土壤、农作物、植物、工业品家畜、野生生物、大气能见度、气候、运输以及人体健康免受污染危害的标准。

（二）国外主要的环境质量标准

为了供读者了解国外的环境质量标准，下面分类列出了几个主要国家所颁布的有关标准。

1．国外的大气环境质量标准：见表3-4、5、6。

表 3-5 德国的大气环境质量标准①

污染物质	30 分 钟 平 均 值			
	mg/标准m³	ppm	mg/标准m³	ppm
	长 期 暴 露		8小时不超过一次	
氯 气	0.3	0.1	0.6	0.2
硫化氢	0.15	0.1	0.3	0.2
氮氧化物	1	0.5	2	1
二氧化硫	长 期 暴 露		2小时不超过一次	
	0.4	0.15	0.75	0.3

① 指原西德的大气环境质量标准。

表 3-6 加拿大和日本的大气环境质量标准

污 染 物	日 本 (1973.5)			加 拿 大 (1973.1)		
	暴露时间及统计参数	最大允许浓度		暴露时间及统计参数	最大允许浓度	
		μg/m³	ppm		μg/m³	ppm
二氧化硫	每天时平均值	120	0.04	年平均值	30	0.01
	1小时平均值	300	0.10	24小时平均值	180	0.07
				1小时平均值	510	0.17
一氧化碳	每天时平均值	12	10	8小时平均值	6	5
	8小时平均值	25	20	1小时平均值	16	13
悬浮物颗粒	每天时平均值	100	—	年平均值	60	—
	1小时平均值	200	—			
二氧化氮	每天时平均值	40	0.02			
光化学氧化剂	1小时平均值	120	0.06			
总氧化剂				24小时平均值	30	0.015
				1小时平均值	100	0.05

注：①在比较不同国家的标准时，必须注意到大气质量标准的意义和测量大气质量的方法两者的差别；

②悬浮物颗粒指悬浮物在大气中的气动力直径不超过10微米的颗粒物质；

③光化学氧化剂是指由光化学反应所产生的氧化物如臭氧、过氧硝酸乙酰酯等。（它们仅限于那些从中性碘化钾缓冲液中将碘化物分离出来的物质，二氧化氮不包括在内）。

2．国外的地面水环境质量标准：见表3-7、8。

表 3-7 美国 1971 年对地面水环境质量标准的建议

离子、生物或物质名称	单位	水的用途			
		城市	工业	农业	休养（海类和野生动物）
藻类	标准单位体积	1000	1000	无有毒藻类	无有毒藻类
碱度	ppm	120	50—120	—	—
氨	ppm	0.1	—	—	0.3
BOD	ppm	最大1.0—3.0	未制定	未制定	未制定
		平均0.75—1.5		未制定	未制定
碳氢酸盐	ppm	150	3—100	—	—
硼	ppm	1	—	0.2—0.5	—
镉	ppm	0	0	0	0
钙	ppm	—	—	40	—
二氧化碳	ppm	—	—	20—40	—
碳酸盐	ppm	—	200—400	10	—
氯化物	ppm	50	20—250	100	—
铬	ppm	0	0.05	0	10.0
大肠杆菌	MPN/100mL	50	—	—	500—100
色度		20—70	100—1000	—	—
铜	ppm	3.0	—	0.2	1.0
氰化物	ppm	0	0	0	0
溶解氧(DO)	ppm	4.0以上	0.2—2.0	0.2	4.0以上
上浮固体		0	0	0	0
氟化物	ppm	1.5	1.0	—	5.0
氢离子浓度	pH	6.5—8.5	6.0—9.6	—	5.0—9.5
铁	ppm	0.3	0.5	—	—
镁	ppm	—	—	20	—
硝酸盐	ppm	10	0	—	44
油	ppm	0	0	0	0.3
酚类化合物	ppm	0	0.001—0.01	0.005—0.02	0.2—1.0
放射性	Ci/l	基底	基底	基底	基底
钠	ppm	0—10	50	10	—
硫酸盐	ppm	250	100—250	190	—
悬浮固体	ppm	—	—	无污泥沉积	无污泥沉积
总溶解固体	ppm	1000	100—1000	—	—
温度（期望）	℃	10	15.6	15.6	0—33.3
总氮	ppm	10	—	—	10
混浊度	ppm	0—40	10—50	—	2000

表 3-8 美、日、法、前苏的水环境质量标准

有害物名称	最高允许浓度 (mg/L)				
	美国（1968 a）	日本	法国	前苏联（1971 a）	
	公共水体标准	河水水质污染法（1970年内阁会议决定）	水体中特殊组分的最大允许浓度	地面水有害物质最高允许浓度	沿海水质标准
悬浮物	—	25—100	—	—	—
酸碱度（pH）	5.8—8.6	6.5—8.5	—	6.5—8.5	—

续表

有害物名称	最高允许浓度（mg/L）				
	美国（1968 a）	日　本	法　国	前苏联（1971 a）	
	公共水体标准	河水水质污染法（1970年内阁会议决定）	水体中特殊组分的最大允许浓度	地面水有害物质最高允许浓度	沿海水质标准
BOD_5	——	1—10	——	4	——
COD	——	——	——	——	——
硫化物（以H_2S计）	——	——	——	无	——
氰化物（以CN计）	0.1（不得已时0.2）	不能检出	不能检出	0.1	——
氟化物（以F计）	0.8—1.7	——	1	1.5	——
游离氯（以Cl计）	——	——	——	无	——
氯化物	<250，理想<25	——	250（以Cl计）	——	——
氮及其化合物	0.5，期望<0.01	——	——	——	——
氨化物	——	——	——	2（以N计）	——
硝酸盐	10，理想0	——	2—5（以N计）9—22（以NO_2计）	10（以N计）	——
硫酸盐	250，期望<50	——	250	——	——
可溶性固体	——	——	——	——	——
铁	0.3	——	0.2	0.5	——
铬	0.05（6价铬）	<0.05（6价铬）	不能检出	0.1（6价铬）0.5（3价铬）	0.1（6价铬）0.5（3价铬）
砷	0.01（不得已时0.05）	<0.05	0.05	0.05（无机、3价砷）	——
银	0.05	——	——	——	——
铜	1.0	——	1.0	0.1（2价铜）	0.1
汞	0.05	不能检出	——	0.05（无机，2价汞）	——
镉	0.01	<0.01	——	0.01（2价镉）	0.01
钡	1.0	——	——	4.0	——
锌	5.0	——	5.0	1.0	1.0
铅	0.05	<0.1	0.1	0.1（二价铅）0.0001（四乙基铅）	无
镍	——	——	——	0.10（二价镍）	——
硒	0.01	——	0.05	——	——
镁	——	——	125	——	——
铍	——	——	——	0.0002	——
锰	0.05	——	0.1	10.0（4价锰）1.0（2价锰）	——
油类	——	——	——	0.1（汽油）	0.1
多氯联苯	——	——	——	——	——

3．国外的环境噪声标准：见表3-9。

表 3-9 各国环境噪声标准

国家名称	地区分类与标准值 [dB(A)]		修正值
ISO 第43技术委员会 （声学）	基本值：35—45[dB(A)] 不同地区噪声标准的修正值： 乡村住宅．医疗地区 郊区住宅、小马路 城区住宅 工厂附近或主要道街道旁的住宅 城市中心 工业地区	 0 +5 +10 +15 +20 +25	时间修正｛白天 0 晚上 −5 深夜 −10到−15 脉冲性与纯音性噪声修正+5
英国	基本值：50dB(A) 不同地区噪声标准的修正值 乡村 郊区、少量交通 城市居住区 居住为主，但混有一些轻工业或主要道路 一般工业区 主要工业区，很少居民	 −5 0 +10 +10 +15 +20	时间修正｛工作日8:00—18:00 +5 夜间22:00—7:00 −5 其他 0 新工厂、新结构、新工艺 0 非特定区的已建工厂 +5 特定区内旧厂 +10
前苏联	住宅区(距离2 m) 中学、幼儿园 疗养区 新设计的住宅区 居民点的住宅区	45 40 45 50	时间修正｛白天 +10 夜间 +0 持续时间｛56—100% 0 18—56% 5 6—18% 10 <0% 15

美国（昼/夜）	区域	基本噪声水平	常见的峰值	不常见的峰值	备注
	医院、疗养院	45/35	50/45	55/50	室内噪声级
	安静居住区	55/45	65/55	70/65	生活区为50
	混合区	60/45	70/55	75/56	卧室为35
	商业区	60/50	70/60	75/65	新学校为45
	工业区	65/55	75/60	80/70	老学校为55
	主要交通干线	70/65	80/70	90/80	

瑞士（昼/夜）	区域	平均	1 h6—70次峰值声级	1 h1—6次峰值声级	建设作业发生率	修正
	医院	45/35	50/45	55/50	20%	5
	居住区	55/45	65/55	70/65	5%	10
	工厂、居住混合区	60/45	70/55	75/65	1%	15
	商业区	60/50	70/60	75/65		
	工业区	65/55	75/60	80/70		
	干线路旁	70/60	80/70	90/80		

第二节　环境质量评价标准

前文已说明，目前世界各国拟订的环境质量标准只是环境质量评价标准的外在表现，而且只是初级形式或过渡形式。也就是说，即使这些环境质量标准的条文规定得再详尽、再具体，仅仅依靠它们还是不可能安全地把握住对环境质量的评价。因为环境质量的评价要能深刻地反映出人类社会的根本利益和客观需要，或者说，对环境质量的评价是人类在特定社会的生产方式、生活方式和思维方式基础上形成的对环境质量认识的具体体现。因此可以说，环境质量评价标准是环境质量具有价值的外在表现形式，而环境质量价值则是环境质量评价标准的内在依据。这些内在依据作为哲学基础决定着外在的表现形式。当外在表现形式由于认识上或技术上的原因不够完善时，这些内在依据将在环境质量评价工作中直接发挥作用。因此必须对这一内在依据作进一步的探讨。

环境质量具有价值。这一点已在第一章中作了扼要的阐述。其核心含义是指环境质量与人类社会生存发展的需要之间存在着的一种客观关系。当一地的环境质量能较好地满足当地社会生存发展的需要时，就说这一环境质量的价值较大或较高，反之则认为是较小或较低。

上述的提法虽然是无可非议的，但它属于理性的或概念性的表述。为了能把这种价值观具体体现在实际工作中，为此必须给出环境质量价值的理论表示和衡量方法。

如果注意到环境质量价值的实质是环境质量对人类社会生存发展需要的满足程度，那么首先应该分析的是人类社会生存发展的需要究竟应该归纳成哪几个方面，其中的每一个方面又应该通过哪些指标来表征？另外还应该研究环境质量在不同方面所具有的价值，又应该如何衡量和计算？

一般来说，可以把人类社会生存发展的需要归纳为m个方面，于是可以把环境质量的价值记为：

$$E=(E_1,\ E_2,\ \cdots,\ E_m) \tag{3-1}$$

其中，$E_i(i=1,\ 2,\ \cdots,\ m)$是环境质量在人类社会生存发展需要的第$i$个方面所体现出来的价值，不妨称之为第$i$个价值分量。比如说，如果我们把保障人群身体健康列为人类社会生存发展对环境质量的第一个需要的话，于是可以称环境质量价值的第一个价值分量E_1为环境质量的健康价值。具体来说，这一价值分量应该用空气的清新程度、水的洁净程度、食物与住房的丰裕程度等来表示和衡量。若用数学形式来表示，可以写成：

$$E_1=f_1(\vec{e}_{11},\ \vec{e}_{12},\ \cdots,\ \vec{e}_{1n}) \tag{3-2}$$

在一般情况下，即对于任一价值分量，则可写成：

$$E_i=f_i(\vec{e}_{i1},\ \vec{e}_{i2},\ \cdots,\ \vec{e}_{im})\ i=1,\ 2,\ \cdots,\ m \tag{3-3}$$

此式是价值分量的数学表达式，可以把它称之为"价值公式"。其中$\vec{e}_{ij}$为环境质量的第i个价值分量中（$i=1,2,\cdots,m$）的第j个价值指标（$j=1,2,\cdots,n$）；f_i是以$\vec{e}_{ij}$（$j=1,2,\cdots n$）为自变量的函数表达式，它所表出的是环境质量的第i个价值分量。

仔细分析上面的论述可以看出，我们现在面临的是三个十分困难的问题：第一是环境质

量的价值分量究竟归纳为几个为宜，说得简洁点就是应把m定为多少；第二是对每一个价值分量而言，如何构造其指标体系？说得明确些就是如何具体的给定每一个$\vec{e}_{ij}$；第三是在解决了前两个问题的基础上，如何构造每一个价值分量的价值公式，即给出f_i的函数形式。

对于第一个问题，目前我们认为环境质量的价值分量至少可以归纳为以下四个：

（1）环境质量的健康价值：其含义是指一地当前的环境质量对该地人群的健康生存和繁衍需要的满足程度。其具体指标可从影响人体健康的环境条件中来提取，比如空气的清新度、水的洁净度、噪声和辐射的强度、食物和住房的丰裕度等。其中的每一项指标都还可能包含若干个二级指标，如空气的清新度中就还包含着大气中的SO_2含量、CO含量、TSP含量等等。不难看出这里还存在着一个如何把若干个二级指标提炼归并为一级指标的技术性问题。

（2）环境质量的经济价值：这是指一地当前的环境质量对该地经济活动需要的满足程度。类似地，这一价值分量的具体指标应该从影响当地经济发展活动的基本环境条件中来提取。由于不同类型的经济活动对环境条件的需求可能有较大的差异，因此确定这一价值分量的指标体系是一个比较困难的研究课题。尽管存在着较大的技术困难，但解决这一难题的头绪还是清楚的。因为经济活动对环境条件的需求在总体上可以分为两大类。一类是对各个环境要素的需要，如可供使用的土地面积和等级、可供使用的淡水数量和品质，可供持续投入的物质性资源（地下的和地上的，生物的和非生物的）等；另一类是对环境状态的需要，如交通便利程度、通讯先进程度、自然景观的类型和等级等等。

（3）环境质量的生态价值：这是指一地当前的环境质量对该地自然生态系统保持良性循环需要的满足程度。换句话说，这是指“大自然”的再生产或扩大再生产所需环境条件的满足程度。因此其具体指标可以从保持生态系统多样性、群落多样性、物种多样性、以至基因多样性所需的环境条件中去提取。这一方面的工作正在全世界范围内由众多生物学家和生态学家蓬勃开展着。这是我们环境质量评价工作者应予以密切注意的一个重要方面。

（4）环境质量的文化价值：这一价值分量指的是环境质量对该地人群生活习俗的改变、文化观念的更新、文明程度的提高等诸多方面需要的适应力。从历史上来看，人类的文明始终是在人类社会与环境的相互作用中不断地进步的。人类社会不断地在适应环境、改造环境、保护环境和建设环境，而环境又总是在不断地影响着人类的认识、意识、观念、思想和行为。而这些均属上层建筑范畴的内容，因此这一价值分量的指标体系的提取将因其不确定性、模糊性而显示出更大的难度。

从以上的论述中可以明白地看出，环境质量的评价必须以环境质量的价值为依据。因为对和人类社会生存发展的需要毫不相干的事物，即对没有价值的事物，人类没有必要去评价它。正因为如此，环境质量评价的标准也必须从能否衡量上述“需要”满足程度的角度去研究和建立。因此，在以环境质量标准这一过渡形式为依据进行环境质量评价时，一定会发现存在着许多不足之处。这时，我们必须以环境质量的价值为依据去进行评价。

第四章　环境质量识别

环境质量识别包括两大部分内容，一是通过调查、监测及分析处理，确定现实的环境质量；二是根据环境质量的变异规律，预测在人类社会行为作用下环境质量的改变。

环境质量识别是环境质量评价的前提和基础，是环境质量评价工作的必要组成部分。

目前国内广泛实行的环境质量评价工作，大多是对主要环境要素受污染的程度进行评价，因此环境质量识别也就大多局限在对主要环境要素中污染物的含量进行识别。这种识别显然只能主要依赖于对各主要环境要素中污染物的含量进行监测，以及根据不同品种不同形态的污染物在环境要素中和在环境要素间的迁移、扩散、转化、富集规律来预测环境要素中有关污染物含量的变化。

第一节　环境质量的监测

一、监测的目的

环境质量评价工作所进行的环境质量监测与常规的环境质量监测有很大的差异。主要是监测目的上的差异。

环境质量的常规、例行监测的主要目的是正确掌握环境质量的现状，并从长期积累的监测资料中，考察出环境质量的历史性变化规律。环境质量评价工作中的环境质量监测，其目的除为了掌握环境质量的现状外，更重要的是希望能在此基础上，借助于环境质量的变异规律预测出在人类社会行为作用后的环境质量。甚至要能在此基础上，建立适用于该地的环境质量变异模式。因此对环境质量评价中的环境质量监测进行深入的研究是十分必要的。

二、监测方案的制定

进行环境质量监测的第一步工作是制定监测方案，因为能否从监测结果中正确和准确地得到关于环境质量的信息，除了仪器设备的先进程度和所处的工作状态外，更重要的是取决于监测方案是否得当。

一个完整的监测方案应包括以下内容：

（一）确定监测项目

表现环境质量的项目有很多，在实际工作中没有必要也没有可能对所有的项目进行监测，只能从中选择一些能起指示作用的项目进行监测。所以以识别环境质量为目的的监测方案中，首先要明确监测项目。选择并确定监测项目应遵守优先的原则。所谓优先原则，具体指

的是：（1）对环境质量影响大的污染物优先；（2）有可靠监测手段并能获得准确数据的污染物优先；（3）已有环境标准或有可比性资料依据的污染物优先；（4）人类社会行为中预计会向环境排放的污染物优先。

（二）确定监测范围

确定监测范围的目的是为了布置监测点位。能否恰当地确定监测范围取决于对环境质量发生变化的范围是否有正确的估计。不同的环境评价任务应有不同的监测范围。比如工程项目的环境影响评价、区域或流域的环境质量评价、环境风险评价等就各有不同的监测范围。甚至，同属工程建设项目的类型，但由于项目的规模和性质不同，其监测范围也会有很大的差异。

（三）确定监测周期

选择监测周期的目的是为了掌握环境质量在时间域上的变化规律。由于这一规律既决定于污染物的排放规律，又受到相应的环境要素特性的影响，因此它必须根据排放的实际情况和环境要素的实际情况来研究决定。比如在监测大气环境质量情况时，就要根据大气污染源的排放特点（间断排放还是连续排放）及气象特点来决定。在监测地面水环境质量状况时，要根据河流水文要素的变化（如丰水、平水、枯水期等），也要考虑污染源排放规律（一日之内有几次周期性的涨落）。

（四）确定监测点位

确定监测点位是为了掌握环境质量及其变化在空间上的分布特征。在不同的环境要素中和对不同的监测项目监测点位的布置也不同。比如，大气污染物在空间上的分布是十分复杂的，它要受到气象条件、地形地物、人口密度和工业布局等许多因子的影响，因此在布置监测点时要特别仔细，既要尊重以往的理论结果，又要尊重经验。监测点一般有扇形布点法、同心圆布点法、网格布点法和功能区布点法几种。

三、大气环境质量监测方案简介

（一）监测项目

一般总是选择总悬浮微粒、飘尘、二氧化硫、氮氧化物、一氧化碳和光化学氧化剂等几种。由于大气环境污染物的时空变化规律还要受到气象条件的很大约束。因此还需要同时对气象因素进行同步观测。表 4-1 给出的是污染气象条件调查的一些项目。

（二）监测范围

对于工程建设项目而言，若以高架点源为主的建设项目，监测范围的半径可定为用大气扩散模式估算的最大落地浓度距离的1—2倍。

（三）布点

表 4-2 给出了几种布点类型及其适用范围。

（四）监测周期

一般根据评价工作的精度来确定。如一级评价每季监测一次；二级评价应有冬、夏、春（或秋）三个季节的监测资料；三级评价至少有 1 月和 7 月两个月的监测资料，以代表不同大气条件下的冬、夏两季。每期监测天数一般应为3—7个监测日，所谓监测日是指有效数据的天数。如在监测期的某一天，气象条件恶劣，所监测数据无法使用，则需补足。

表 4-1 大气污染气象资料调查内容

历史气象资料			现场大气扩散试验		
资料名称	地面气象	低空气象	资料名称	地面气象	低空气象
风向、风速	○	△	风向、风速	○	○
云状、云量	○	—	气 温	○	○
气温	△	△	气 压	○	—
混合层高度	—	△	流 场	△	○
大气稳定度	○	—	云状，云量	○	—
辐射量	△	—	大气稳定度	○	△
湿度	△	—	大气扩散参数	○	○
降水量	△	—	烟气抬升	—	○
流 场	○	△			
紫外线	△	—			

注：○：必要收集的资料；△：尽可能或根据需要收集的资料；—：不需收集。

表 4-2 布点类型及适用范围

布点方法	布设要点	适用范围
扇形布点	以污染源为中心，沿烟羽走向呈45°—90°扇形内布设	模式验证，测定扩散参数，在某风向频率较高时的浓度分布
网络布点	在监测范围内分成若干等面积方形网格，在网格内布设监测点	为弄清多而分散分布污染源，所引起的大气污染
功能布点	将监测范围按工业区、生活区等分成若干功能区，在各功能区内布设监测点	适用于为弄清某些特定区域污染影响
放射形布点	以污染源为中心画若干同心圆，再以圆心向各方位以 22.5°的角度画出射线，射线与圆周交点可选为监测点	为弄清某地区各风向方位的污染状况

四、地面水环境质量监测方案简介

（一）监测项目

表4-3给出地表水水质监测的参考项目，与此同时还应配有水文监测项目，包括河道断面、水位、流量变化参数等。

（二）监测范围

地面水的监测范围可根据污水排放量与水域规模，参考表 4-4 来确定。

（三）布点

对于河流，断面垂线的设置及垂线上采样点的设置可参考表 4-5 与表 4-6 来确定。

对于湖泊（水库），测点位置采样位置可参考表 4-7 来确定。

（四）监测频率

根据当地的水文水质资料确定可代表监测水域的丰、平、枯水期的季节或月份。

一级评价：需调查三次，分别在丰水期、平水期与枯水期进行，每次需进行水文水质同

表 4-3 地表水监测项目

地表水类型	必 测 项 目	选 测 项 目
河 流	水温、pH、悬浮物、总硬度、电导率、溶解氧、化学耗氧量、5日生化需氧量、氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、挥发性酚，氰化物、砷、汞、六价铬、铅、镉、石油类等	硫化物、氟化物、氯化物，有机氯农药、有机磷农药、总铬、铜、锌、大肠菌群、总α、总β、铀、镭、钍等
饮用水源地	水温、pH、浑浊度、总硬度、溶解氧、化学耗氧量、5日生化需氧量、氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、挥发性酚、氰化物、砷、汞、六价铬、铅、镉、氟化物、细菌总数、大肠菌群等	锰、铜、锌、阴离子洗涤剂、硒、石油类、有机氯农药、有机磷农药、硫酸盐、碳酸根等
湖泊水库	水温、pH、悬浮物、总硬度、溶解氧、透明度、总氮、总磷、化学耗氧量、5日生化需氧量、挥发性酚、氰化物、砷、汞、六价铬、铅、镉等	钾、钠、藻类（优势种）、浮游藻、可溶性固体总量、铜、大肠菌群等
排污河渠	根据纳污情况定	

表 4-4 地表水环境现状调查范围

污水排放量 (m^3/d)	水域类型与调查范围				
	河流 (km)			湖泊	
	大河 (>150 m/s)	中河 (15—150 m/s)	小河 (<15 m/s)	调查半径 (km)	调查面积 (km^2)
>50 000	15—30	20—40	30—50	4—7	25—80
50 000—20 000	10—20	15—30	25—40	2.5—4	10—25
20 000—10 000	5—10	10—20	15—30	1.5—2.5	3.5—10
10 000—5 000	2—5	5—10	10—25	1—1.5	2—2.5
<5000	<3	<5	5—15	≤1	≤2

注：河流包括两岸和自排污口上游 500米（背景断面）算起的长度范围；湖泊调查半径均以排污口为圆心，调查面积为半圆形面积。

表 4-5 河流断面垂线设置

河流水面宽度(m)	垂 直 线	说 明
≤50	一条：（中泓线）	断面垂线应避开污染带，需要监测污染带时，可在污染带内酌情增加垂线 没有污染的河流，并有充分数据证明断面水质均匀时，可只设中泓一条垂线
50—100	二条：（左右岸边有明显水流处）	
>100	三条：（左、中、右）	

表 4-6 河流断面垂线上采样点的设置

水 深(m)	采样点数	说 明
≤5	一点（水面下0.5 m 处）	1.水深不足 1 m时，在1/2水深处 2.河流封冻时，在冻下0.5 m处 3.有充分数据证明垂直线上水质均匀时，可酌情减少采样点
5—10	二点（水面下 0.5 m 河床上 0.5 m处）	
>10	三点（水面下0.5m处，1/2水深处,河床上 0.5 m 处）	

表 4-7 湖泊(水库)测点采样位置

监测点水深（m）	分 层 采 样 位 置
<5	表层（水面下 0.5 m）
5—10	表层、底层（湖底上 0.5 m）
10—15	表层、中层（水面下10 m）、底层
>15	表层、斜温层上、下及底层

步调查 7 天。

二级评价：需调查二次，分别在丰水期与枯水期，每次需进行水文水质同步调查 5 天。

三级评价：一次调查，要求在枯水期或水质较差时进行，需进行水文水质同步调查 3 天。

对于潮汐河流，每天两涨两落，需加密监测次数。潮汐影响小的河流，每隔3—4小时采一次水样，静水 4—12 小时采样一次。

五、地下水环境质量监测方案简介

（一）监测项目

监测项目选择应符合下列要求：

1．属于建设项目自身排放的主要污染物；

2．在现有监测资料中已被检出超标的污染物；

3．为划分地下水质类型和反映水质特征的常规监测项目（如矿化度、总硬度、钾、钠、钙、镁、重碳酸根、硫酸根、氯离子等）。但在同一水文地质单元、监测井比较密集的地区，可选取其中有代表性的井点取样分析；

4．常见的有害物质，如硝酸盐氮、酚、氰、有机氯等；

5．细菌指标（细菌总数、大肠菌群）。

（二）监测范围与测点布置

在透水性良好的地区，或是年限较久的老污染源，其污染范围可能较大，故监测线应当适当延长，监测范围应加大；反之可适当减小。

监测井位的布置应考虑水文地质条件、地下水的开采情况、污染物的扩散规律或其分布型，以及该区域的水化学特征等因素。监测点的密度一般可按评价等级取0.2—1点每平方公里。对已有较多监测资料的地区，监测点数可适当减少。

监测点的布置形式可根据污染物的种类和该地区的扩散条件选择。一般可分以下几种：

1．点状污染源（如渗坑、渗井）可沿地下水流向布点，以控制污染带长度，同时再垂直于地下水流向布点以控制污染带宽度。

2．线状污染源（如排污沟和已污染的河流）应选择垂直于污染体布点。

3．面状污染源（如灌区）可采用网格法均匀布点。

（三）采样时间与采样频率

采样时间：在一个水文年内，最好按枯、平、丰水季各采样一次。如果同时进行地表水监测时，地下水采样时间应与地表水同步。

采样频率：每一个采样期至少采样一次。对有异常情况的井应适当增加采样次数。

六、土壤背景值调查方案简介

（一）样品分析项目

土样分析项目，可按土壤评价工作的需要安排。目前土壤本底值调查一般分析重金属元素、微量元素、农药及其他污染物质。土壤分析方法可参照环境监测分析方法。

（二）采样单元的确定

由于土壤特性本身在空间分布上具有不均一性，所以一个采样单元是指由若干个不同方位上的样品经过均匀混合后所得到的样品。

采样点的数量和间距大小可依调查的目的和条件而定，一般是靠近污染源的采样点间距小些，远离污染源的采样点间距可稍大些。对照点应设在远离污染源、不受其影响的地方。

样品数量可按数理统计学的要求以及人力、物力等条件来决定。关于土壤样点所需的数量（n）可按下式计算：

$$n=\frac{c^2t^2}{E^2}$$

式中：c 为样本的变异系数；t 取 95%的可靠性时，则 t 为 1.96；E 为允许误差限，若抽样精度不低于 80%，则 E 为 0.2。

上式表明，样点数量并不完全取决于区域土壤面积的大小，而是取决于土壤种类性质的差异变化大小及工作必须达到的精度，在确定工作精度要求后，样点数取决于土壤样本分析项目浓度的变异系数，这可参考有关资料和工作经验来定，不同的元素或分析项目需要的样点数不同，一般应满足最大样点数。

（三）采样点布置方法

1．网格法布点：网格的大小、网格内布点数量可根据评价区的范围大小、工作量和评价要求确定，这种方法布点，分布均匀，代表性强。

2．对角线布点采样法：这种布点法适宜面积小、地形平坦、受污水灌溉的田块。

3．梅花形布点采样法：适宜面积小、土壤较均匀的地块，一般采样点在5—10个以内。

4．棋盘式布点采样法：适应中等面积、地形完整，但土壤不均匀的田块，采样点在10个以上。

5．蛇形布点采样法：适宜于面积大、地势不平坦、土壤不够均匀的田块。采样点要求较多。

（四）采样点的深度

一般样点可取表层（0—20 cm）和底层（20—40 cm）土，主要土类和母质的样点，可按土壤剖面的发生土层中分别取样。取样时应除去接触铁铲部分的土壤，以免污染。每个土样一般取1千克。

第二节　环境质量的预测(Ⅰ)

前节所述的环境质量监测是对现实的环境状况进行调查和分析，它是对现实环境质量的价值进行评价的依据。环境质量预测是对未来的环境状况进行估计，它是对未来的环境质量的价值进行评价的依据。显然，环境质量监测和环境质量预测二者在性质上和方法上有本质的差异。

预测是预测者依据历史资料对未来所作的主观推断，因此预测结果的正确性在很大程度上要决定于预测者所选用的预测方法是否恰当。预测方法作为预测学（未来学中的一门重要分支学科）的核心内容，已得到了极其迅速的发展，目前常用的预测方法大体上可以分为以下四大类：一类是统计分析方法，它的要点是在掌握大量历史的和现在的数据资料的基础上，运用统计数学的方法进行处理，从而揭示出以这些数据资料为反映的内在客观规律，并据此对未来的状况进行预测；另一类是因果分析方法，它的要点是从机理上对客观事物和它的影响因子之间的因果联系进行定量分析，通过演绎或归纳获得其内在规律，然后对未来进行预测；第三类是类比分析方法，它的要点是把正在发展中的事物与历史上曾发生过的相似事件作类比分析，从而对未来进行预测；第四类是专家系统方法，它的要点是用层次分析技术将众多专家对事物未来所作的估计进行综合分析，从而对未来作出预测。这四类方法各有自己的适用条件和范围，我们分别将它们命名为：统计推断法、模式预测法、类比分析法和专家系统法。

在环境质量评价工作中常用前两种方法，即统计推断法与模式预测法。本节着重介绍统计推断法。

统计推断的具体做法涉及到数学中很多分支学科和方法，这里只能扼要介绍其基本原理和常用的具体做法。

统计推断法的实质或核心是数据拟合。也就是说，选用恰当的数学公式去逼近已掌握的数据资料，然后用此公式去预测未来。所谓逼近就是对选定的数学公式中的待定参数加以确定。在参数确定后，若用该数学公式进行计算所得的结果和已掌握的数据资料之间的误差在

允许范围之内，那么就说这一逼近是正确的，数据已得到了正确的拟合。不难看出，数据拟合正确与否的关键在于：一是原始数据的数量和质量，二是拟合的数学公式形式的选用，三是参数的确定方法。这三点无疑都会对预测结果有重大影响，但对初学者而言，最难把握的是第二点，即拟合公式的正确选用。因为这既要对事物的本身有深刻的理解，又要有丰富的数据处理经验。下面具体介绍一些常用做法。

一、线性外推预测法

预测总是在时间域上进行的。因此，问题的提法通常是：对于某环境质量指标y，我们测量出了它在时刻t_a到时刻t_b之间的若干个值，希望能预测出它在时刻T的值，这里$T>t_b$。

具体做法是：

首先将测得的环境质量指标y和与其对应的时刻t列成如下表格：

时　刻　t	t_0	t_1	t_2	…	t_b
指　标　y	y_a	y_1	y_2	…	y_b

然后在直角坐标纸上标出其相应的点（如图4-1），如果直观上看去，y的这些监测值大体上落在一条直线的附近，那么就可以考虑采用线性外推法进行预测。线性外推法的拟合公式为：

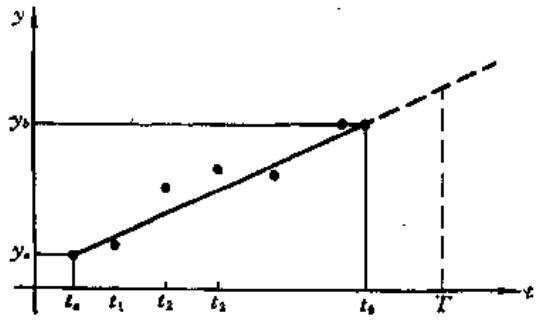


图 4-1　线性外推拟合直线

$$Y=A+Bt \qquad (4-1)$$

式中：Y为该环境质量指标；t为时间；A和B为待定参数。

下一步的工作是根据(y_a, t_a)，(y_1, t_1)，(y_2, t_2)，…(y_b, t_b)来确定A，B的值。一般常根据最小二乘原理来确定。

依据最小二乘原理确定待定参数A，B的公式推导如下：

设监测值y_i与相应时刻t_i组成的数据点为：(y_1, t_1)，(y_2, t_2)，…(y_n, t_n)。

设已得拟合直线为：

$$Y=A+Bt$$

那么，依据此拟合直线计算出的时刻t_i的监测值为：

$$Y_1=(A+Bt_1),\ Y_2=(A+Bt_2),\ \cdots Y_n=(A+Bt_n)$$

最小二乘原理要求各时刻t_i的监测值和计算的离差平方和为最小，即要求

$$Q=(Y_1-y_1)^2+(Y_2-y_2)^2+\cdots+(Y_n-y_n)^2$$

$$Q=\sum_{i=1}^{n}(Y_i-y_i)^2$$

$$=\sum_{i=1}^{n}(A+Bt_i-y_i)^2$$

为最小。这就是说，要求所确定的A，B值能使Q达到最小，或者换个说法，就是要求函数$Q(A,B)$的最小值点。根据高等数学原理，这就相当于要从方程组

$$\begin{cases}\dfrac{\partial Q}{\partial A}=0\\[2ex]\dfrac{\partial Q}{\partial B}=0\end{cases}\tag{4-2}$$

中求解出A，B。

由于

$$\begin{cases}\dfrac{\partial Q}{\partial A}=2\sum_{i=1}^{n}(A+Bt_i-y_i)\\[2ex]\dfrac{\partial Q}{\partial B}=2\sum_{i=1}^{n}(A+Bt_i-y_i)t_i\end{cases}$$

于是解前述方程组即相当于求解方程组：

$$\begin{cases}\sum_{i=1}^{n}(A+Bt_i-y_i)=0\\[2ex]\sum_{i=1}^{n}(A+Bt_i-y_i)t_i=0\end{cases}\tag{4-3}$$

不难得出，此方程组的解应为：

$$\begin{cases}A=\dfrac{\sum_{i=1}^{n}y_i\cdot\sum_{i=1}^{n}t_i^2-\sum_{i=1}^{n}t_i\cdot\sum_{i=1}^{n}t_iy_i}{n\cdot\sum_{i=1}^{n}t_i^2-\left(\sum_{i=1}^{n}t_i\right)^2}\\[3ex]B=\dfrac{n\sum_{i=1}^{n}t_i\cdot y_i-\sum_{i=1}^{n}t_i\cdot\sum_{i=1}^{n}y_i}{n\cdot\sum_{i=1}^{n}t_i^2-\left(\sum_{i=1}^{n}t_i\right)^2}\end{cases}\tag{4-4}$$

至此，得到了关于环境质量指标Y随着时间t变化的数学公式：

$$Y=A+Bt\tag{4-5}$$

根据（4-5）式将T代入（4-5）式中的t，即可得出指标Y在T时刻的预测值Y_T：

$$Y_T=A+BT\tag{4-6}$$

这里还存在一个Y_T值的可信程度到底多大，也就是说，所确定下来的A，B值究竟准确到什么程度的问题。要回答这一问题，必须在得到（4-5）式以后，对其进行检验。

二、线性外推预测法的推广

在实际预测工作中，我们还会遇到很多不能用线性公式来描述其变化规律的情况，这时就必须去探索新的外推预测法。在这些新的外推预测法中，有一类是线性外推预测法的推广使用，也称之为可线性化的外推预测法。具体说来，它指的是那些变化规律呈非线性的，其待定参数能使用线性拟合办法来间接确定的一类外推预测法。主要有以下几种：

（一）三角函数外推法

在环境质量的监测中，经常会发现有些环境质量的指标，随着时间的变化呈现出周期性。比如，因人群每日三餐生火做饭时间大体稳定相同，在一段时期里，气象条件的日变化规律也大致一样，因此，SO_2总排放量和地面浓度值的日变化就呈现出一定的周期性；又如，在我国北方，冬季为采暖期，每年冬季SO_2的排放量比夏季的都要高得多，因此SO_2地面浓度值的年变化也呈现出明显的周期性。如此等等，可以举出很多实例。对于这些具有明显周期性的监测数据，一般均采用如下形式的三角函数来拟合：

$$y=a+b\sin t \tag{4-7}$$

式中：y为某环境质量指标的监测值；t为时间；a、b为待定的拟合参数。对应的数据组为：

$$(t_1, y_1), (t_2, y_2), (t_3, y_3)\cdots, (t_n, y_n) \tag{4-8}$$

显然，此拟合函数不是一个线性函数，不能用线性拟合的办法来确定其待定参数a，b。

但若选择一个数学变换，令

$$\begin{cases} T=\sin t \\ Y=y \end{cases} \tag{4-9}$$

则数据组就变为：

$$(T_1, Y_1), (T_2, Y_2), (T_3, Y_3), \cdots, (T_n, Y_n) \tag{4-10}$$

拟合函数就变为线性函数：

$$Y=a+bT \tag{4-11}$$

不难看出，这时可用前一小节中线性外推法中的最小二乘法，通过数据组$(T_i, Y_i)(i=1, 2, \cdots, n)$确定出$a$、$b$，从而求得（4-7）式。进而，利用（4-7）即可作预测。

（二）指数函数外推法

类似于前述，还有一些环境质量监测数据随时间呈指数型变化，这时可选指数函数作为拟合函数：

$$y=ab^t (a>0, b>0) \tag{4-12}$$

相应的数据组为(t_i, y_i)，$i=1,2,\cdots,n$。显然，这也不能直接用线性最小二乘法来拟合，因此也需要先通过数学变换。为了寻找出合适的数学变换，先对（4-12）式两边取对数，得

$$\ln y=\ln a+t\ln b$$

记 $A=\ln a$, $B=\ln b$, 便得数学变换：

$$\begin{cases} T=t \\ Y=\ln y \end{cases} \tag{4-13}$$

于是，数据组变为：

$$(T_i, Y_i) i=1,2,\cdots,n$$

拟合函数变为：

$$Y=A+BT \tag{4-14}$$

由此不难看出，采用前述的线性最小二乘法可据数据组 $(T_i, Y_i) i=1,2,\cdots,n$ 确定（4-18）式中的参数 A，B，然后再对其施加对数运算，

即

$$\begin{cases} a=e^A \\ b=e^B \end{cases}$$

便得到 a，b 的值。也就是说得了这一组监测数据的拟合函数（4-12），并用此进行预测。

（三）对数函数外推法

类似于前述，若环境质量监测的数据值随时间呈对数变化，拟合函数选用：

$$y=a+b\ln t \tag{4-15}$$

则可选数学变换：

$$\begin{cases} T=\ln t \\ Y=y \end{cases} \tag{4-16}$$

使数据组和拟合函数分别变为：

$$(T_i, Y_i) i=1,2,\cdots,n \tag{4-17}$$

$$Y=a+bT \tag{4-18}$$

于是，用线性最小二乘法即可定出 a，b，从而得到（4-15）式，即可用此式进行预测。

总之，对于所可能通过适当的初等数学变换变成线性函数的拟合函数，都可采用类似于这里所介绍的做法去进行预测。一般来说，这主要指可用初等函数的形式来描述的那些变化规律。

三、生长曲线外推预测法

生长曲线外推预测法又称增长曲线外推预测法。这类方法早先是生物学家研究出来的预测生物生长的方法，后来发现在环境领域和技术发展领域中，很多事物的变化规律均与其类似，故归为一类。图4-1和图4-2分别绘出了南瓜的生长曲线和酵母菌的生长曲线。

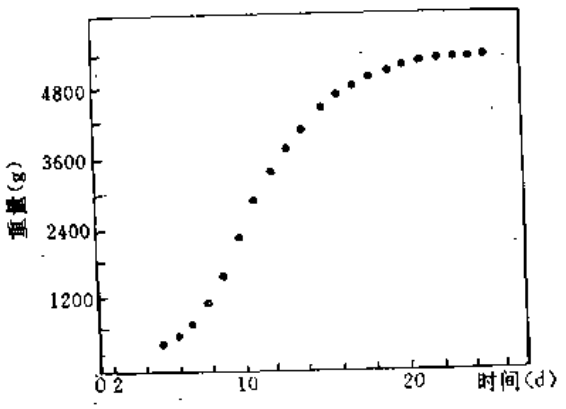


图 4-2 南瓜生长曲线

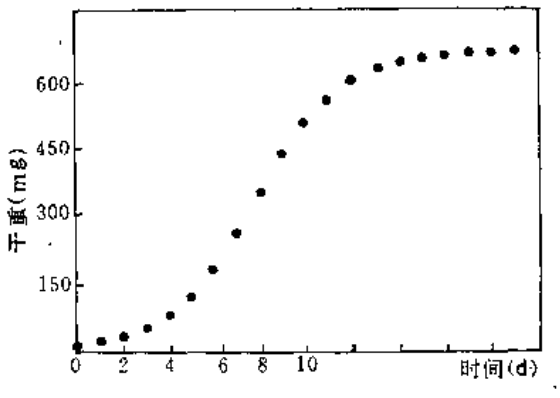


图 4-3 酵母菌生长曲线

由上面二图可以看出，曲线呈S形，故通常又简称为S曲线法。这类变化规律的特点

是：变化的早期变化速度较小；变化的中期变化速度较大且在某一时刻达到最大；变化的末期变化速度又变小，最终趋向于一个极限值。

下面介绍两个有代表性意义的生长曲线模型。

（一）皮尔（Pearl Curve）模型

雷蒙德·皮尔（Raymond Pearl 1870—1940）是美国生物学家和人口统计学家，经过对生物的繁殖和生长过程的广泛研究，他提出了如下的生长模型：

$$y(t)=\frac{L}{1+ae^{-bt}} \tag{4-19}$$

式中：t 是时间；a,b 是待定参数；L 是 y 的生长上限，即 $t=\infty$ 时，$y=L$。

如果在 $t=-\infty$ 时，即在初始时刻，若 y 不为零，不妨可设

$$y(-\infty)=y_0$$

于是上式也可写成：

$$y(t)=y_0+\frac{L}{1+ae^{-bt}} \tag{4-20}$$

另外，根据高等数学的原理可知，若令 y 的二阶微商为零，可求出此曲线的拐点，即在拐点前的时段内，y 的生长速度在逐渐增大，而在拐点后的时段内，y 的生长速度在逐渐减小，直至为零。

由于 $$y''(t)=\frac{2abe^{-bt}\cdot e^{-bt}(1+ae^{-bt})-be^{-bt}(1+ae^{-bt})^2}{(1+ae^{-bt})^4}$$

因此，$y''(t)=0$，即

$$2abe^{-bt}\cdot e^{-bt}(1+ae^{-bt})-be^{-bt}(1+ae^{-bt})^2=0$$

即

$$2ae^{-bt}-1-ae^{-bt}=0$$

即

$$ae^{-bt}=1$$

对此式两边取对数得

$$\ln a-bt=0$$

即

$$t=\frac{1}{b}\ln a \tag{4-21}$$

也就是说，此时 y 曲线处于拐点，即在此时刻后 y 的生长速度将逐渐变慢。

在应用这种模型进行预测时要解决好下述两个问题：

第一要根据对客观事物的本质的了解，正确地给定变化的上限值 L；第二是要选取一个恰当的数学变换，以便可以采用线性最小二乘法来确定待定参数 a，b。确定 a，b 的具体做法如下：

由（4-19）式可得：

$$\frac{L}{y}=1+ae^{-bt}$$

即

$$\frac{L}{y}-1=ae^{-bt}$$

两边取对数得：

$$\ln\left(\frac{L}{y}-1\right)=\ln a-bt \tag{4-22}$$

若记

$$A=\ln a,\ B=-b, \tag{4-23}$$

并令

$$\begin{cases}T=t\\ Y=\ln\left(\frac{L}{y}-1\right)\end{cases} \tag{4-24}$$

则数据组和（4-19）式就分别变换成：

$$(T_i,\ Y_i)\quad i=1,2,\cdots,n$$

$$Y=A+BT \tag{4-25}$$

这时，可用线性最小二乘法定出（4-25）式中的A，B，然后再通过（4-23）式求出a，b。至此，式（4-19）即可用来进行预测了。

（二）龚珀兹（Gompertz Curve）模型

宾吉明·龚珀兹（Benjamin Gompertz，1779—1865）是英国统计学家和数学家，他提出的预测模型为：

$$y=Le^{-be^{-kt}} \tag{4-26}$$

与皮尔模型类似，此式中的t为时间，b，k为待定参数，L亦为生长的上限值。采用与皮尔模相同的分析，可知：

$$y''=k^2bL(be^{-be^{-kt}}\cdot e^{-kt}\cdot e^{-kt}-e^{-kt}\cdot e^{-be^{-kt}})$$

令

$$y''=0$$

得

$$be^{-kt}=1$$

两边取对数得：

$$\ln b-kt=0$$

即

$$t=\frac{1}{k}\ln b \tag{4-27}$$

就是说，这时曲线处于拐点。

对龚珀兹模型进行数学变换，以便确定其待定参数b、k的办法如下：

由（4-26）式得：

$$\frac{y}{L}=e^{-be^{-kt}}$$

对此式两边取对数得：

$$\ln y-\ln L=-be^{-kt}$$

即

$$\ln L-\ln y=be^{-kt}$$

$$\ln\left(\frac{L}{y}\right)=be^{-kt}$$

对此式两边再取对数得

$$\ln\ln\left(\frac{L}{y}\right)=\ln b-kt$$

若记

$$A=\ln b,\ B=-k \tag{4-28}$$

再令

$$\begin{cases} Y=\ln\ln\left(\dfrac{L}{y}\right) \\ T=t \end{cases}$$

则数据组与（4-26）式就分别变成：

$$(T_i, Y_i)\quad i=1,2,\cdots,n$$

$$Y=A+BT \tag{4-29}$$

这时，可用线性最小二乘法定出（4-29）式中的A，B值，然后再通过（4-28）式即可求出b，k值。至此，（4-26）式就可用来进行预测了。

皮尔模型与龚珀兹模型在曲线形状上非常相近，但数学表达式和性质却有很大的不同。图 4-3 和图 4-4 分别绘出了它们的标准图形。

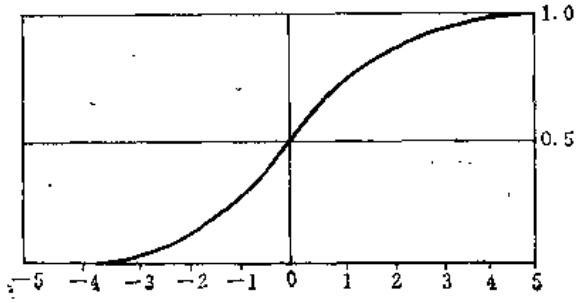


图 4-4 标准皮尔曲线
（$L=1, a=1, b=1$）

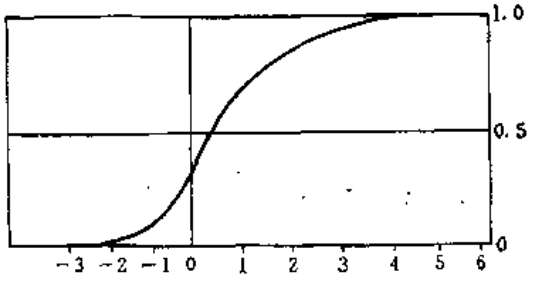


图 4-5 标准龚珀兹曲线
（$L=1, b=1, k=1$）

上面介绍了一些常用的经典的统计预测模型与方法。实际上，还有许多方法可以学习、借用、借鉴和参考。本书限于篇幅，不能一一列举，有兴趣有需要的读者可去参阅数理统计学的专门教材。

第三节 环境质量的预测（Ⅱ）

当环境质量指标的监测值不能构成时间序列或当向环境中排放污染物的人类社会行为尚未实施前，要预测该污染物将在环境中达到什么数值（环境质量的一种指标）时，无法采用前节所介绍的统计分析推断法，只能采用本节将要介绍的因果分析推断法。

在环境质量的预测中，所谓因果分析推断法指的是依据污染物在环境中运动（迁移、扩散、转化或富集）规律的数学表示，根据人类社会作用于环境的行为（如污染物的排放状况）和该处环境的实际条件，去计算未来的环境质量的指标值。

本节将首先介绍污染物在环境中的运动规律及其主要简化形式，然后分别介绍它们在大气环境质量和水环境质量预测中的具体应用。

一、污染物在环境系统中的运动规律

污染物在环境系统中的运动是一个极其复杂的过程。从污染物质运动的历程来看，它先是在一种环境要素中进行运动，而后进行从这种环境要素到另一种环境要素的运动，继而又在另一环境要素中进行运动，如此循环不已。从形态上，污染物的运动大体可分为物理的、化学的和生物的三种。在实际运动过程中，这三种形态的运动不是截然分开而是联合进行的。不过对于不同的污染物而言，这三种运动形态所占据的地位和重要性是不同的。

由此可见，要完整地表现出污染物在环境系统中的运动规律，是一件十分困难的工作。这里，针对实际环境质量评价工作需要，着重介绍污染物在大气和水体中的运动规律。

根据物质守恒原理和梯度传输理论，污染物在大气或水体中的运动规律可以写成如下形式：

$$\frac{\partial c}{\partial t}+u\frac{\partial c}{\partial x}+v\frac{\partial c}{\partial y}+w\frac{\partial c}{\partial z}=\frac{\partial}{\partial x}\left(K_x\frac{\partial c}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(K_y\frac{\partial c}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(K_z\frac{\partial c}{\partial z}\right)+\sum_{p=1}^{N}S_p \tag{4-30}$$

式中：c：污染物质的平均浓度；x，y，z：三个方向上的坐标；u，v，w：三个方向上的速度分量；K_x，K_y，K_z：三个方向上的扩散系数；t：时间；S_p：污染物源、汇的强度。这里需要指出的是方程（4-30）描述的是一种污染物在大气或水体中的运动规律。若有多个污染物在大气中或水体中联合运动，则应由若干个类似于（4-30）的方程所构成的一个偏微分方程来描述。

（4-30）式是一个二阶三维变系数的偏微分方程，根据高等数学的原理可知，即使不考虑由于S_p项的存在所引起的复杂性，也无法在普遍意义下求得此方程的解析解。甚至想求得此偏微分方程的数值解也是极为困难的。因为若想求得其数值解就必须在全流场中已知u、v、w，K_x、K_y、K_z，以及S_p，同时还必须给出相应的初始条件和边界条件。由于上述7个量均为（x，y，z，t）的函数，要事先确定它们几乎是不可能的，因此在环境质量预测工作中，一般不采用寻求方程（4-30）的解析解或数值解的办法。

在实际工作中常用的办法是针对具体情况对方程（4-30）进行简化。主要的简化假定及其所得形式有以下几种：

（一）假定运动是稳态的

所谓稳态，亦称定常，是指污染物浓度在全流场的变化与时间无关，用数学符号来表示，即

$$\frac{\partial}{\partial t}=0 \tag{4-31}$$

于是方程（4-30）变为：

$$u\frac{\partial c}{\partial x}+v\frac{\partial c}{\partial y}+w\frac{\partial c}{\partial z}=\frac{\partial}{\partial x}\left(K_x\frac{\partial c}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(K_y\frac{\partial c}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(K_z\frac{\partial c}{\partial z}\right)+\sum_{p=1}^{N}S_p \tag{4-32}$$

（二）针对具体情况降维

所谓降维就是减少微分方程中空间自变量的个数。降维的具体做法应根据实际情况具体选定。比如，在研究污染物在静风中或静水中的运动规律时，显然可以假定：

$$u = v = w = 0 \tag{4-33}$$

在此种情况下，显然还可以进一步假定：

$$K_x = K_y = K_z = 常数 = k$$

当污染物扩散半径 $r = \sqrt{x^2 + y^2 + z^2}$ 方程（4-30）立即可以化为：

$$\begin{aligned} \frac{\partial c}{\partial t} &= k\left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial z^2}\right) + \sum_{p=1}^{N} S_p \\ &= \frac{k}{r^2}\frac{\partial}{\partial r}\left(r^2 \frac{\partial c}{\partial r}\right) + \sum_{p=1}^{N} S_p \end{aligned} \tag{4-34}$$

从此式可以看出，在这种具体情况下，描述污染物运动规律的微分方程已由三维的简化为一维的。这样，既抓住了问题的本质，又降低了预测的难度。

采用类似的作法，可以对方程（4-30）作出各种不同的简化，从而使在不同情况下预测环境质量工作的需要得到满足。

二、常用的大气环境质量模型

常用的大气环境质量模型有很多类，很多种，而且还在不断地发展着。比如，只考虑单点源排放出的污染气体在大气中的物理运动，其预测模型就有：烟流模式、烟团模式、箱模式等许多类。在烟流模式中又可分 CRSTER 模式、Valley 模式、ATDL 窄烟流模式、熏烟模式等若干种。但其基础均是高斯模式，也就是说常用的大气环境质量预测模式大都是高斯模式在不同背景条件和污染源条件下的应用。下面逐一介绍些主要的预测模式：

（一）连续点源的高斯模式

为导出在连续点源条件下预测大气环境质量的高斯模式，先提出如下的假定：

（1）假定大气的流动是稳定的、有主导方向的；

（2）假定污染物在大气中只有物理运动、没有化学运动和生物学运动；

（3）假定在所要预测的范围内大气中没有其他同类污染源和汇。

这三条假定即意味着有：

$$\begin{cases} \dfrac{\partial}{\partial t} = 0 \\ u = U = 常数，\ v = w = 0 \\ S_p = 0 \quad (p = 1,\ 2, \cdots, n) \end{cases}$$

于是方程（4-30）即变为：

$$U\frac{\partial c}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x}\left(K_x \frac{\partial c}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_y \frac{\partial c}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(K_z \frac{\partial c}{\partial z}\right) \tag{4-35}$$

进一步分析可以看出，在有主导风的情况下，主导风对污染物的输送将应远远大于湍流运动引起的污染物在主导风方向上的扩散，因此还可以合理地增加一条假定：

$$U\frac{\partial c}{\partial x}\gg\frac{\partial}{\partial x}\left(K_x\frac{\partial c}{\partial x}\right)$$

于是方程（4-35）又进一步变为：

$$U\frac{\partial c}{\partial x}=\frac{\partial}{\partial y}\left(K_y\frac{\partial c}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(K_z\frac{\partial c}{\partial z}\right) \tag{4-36}$$

这时，再硬性规定K_y与y无关，K_z与z无关，于是可进一步写成：

$$U\frac{\partial c}{\partial x}=K_y\frac{\partial^2 c}{\partial y^2}+K_z\frac{\partial c^2}{\partial z^2} \tag{4-37}$$

为了给出方程（4-37）的解，这里还需给出定解条件：

在$x=y=z=0$时　　$c=\infty$

在x、y、$z\to\infty$时　　$c=0$

以及质量守恒条件：

$$\int_{-\infty}^{\infty}\int_{-\infty}^{\infty}Uc\,dy\,dz=Q$$

其中Q为连续点源的源强。

在上述假定和限制条件下，方程的（4-37）的解为：

$$c(x,y,z)=\frac{Q}{2\pi x(K_yK_z)^{\frac{1}{2}}}\exp\left\{-\frac{U}{4x}\left(\frac{y^2}{K_y}+\frac{z^2}{K_z}\right)\right\} \tag{4-38}$$

如果记　$x=Ut$，并令

$$\sigma_y^2=2K_yt$$

$$\sigma_z^2=2K_zt$$

则解（4-38）就可写成：

$$c(x,y,z)=\frac{Q}{2\pi U\sigma_y\sigma_z}\exp\left\{-\frac{1}{2}\left(\frac{y^2}{\sigma_y^2}+\frac{z^2}{\sigma_z^2}\right)\right\} \tag{4-39}$$

这就是著名的一般常称之为高斯公式的标准形式。从以上推导过程可以看出，得出这一公式需要有很强的假定，另外它也未能把许多影响较大的实际情况，如地面和地形的条件，除风速以外的其他气象条件，污染源的空间位置等考虑在内，因此这一形式的公式很难直接投入应用。尽管如此，我们可以通过对这一公式的形式加以修正的做法把上述各种影响考虑进去，而不必一切均从求解方程（4-30）着手，因此这一公式在理论上和实用上均有重大的意义和价值。

（二）高斯公式的地面及源高的修正

如果连续点源是一个在平坦地面上的高架点源，那么（4-39）式可修正为：

$$c(x,y,z)=\frac{Q}{2\pi U\sigma_y\sigma_z}\exp\left\{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right\}\cdot\left\{\exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right]+\alpha\exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right]\right\} \tag{4-40}$$

式中：$H=h+\Delta h$是有效源高，h是实际源高，Δh是烟气抬升高度；α是地面对污染物的反射系数，$\alpha=0$表示地面对落到地面的污染物全部吸收，$\alpha=1$，表示地面对污染物全部反射。在进行规律研究时，一般取$\alpha=1$；σ_y、σ_z是污染物浓度在y方向和z方向上分布的标准差，它们都是x的函数，分别被称为侧向和垂向扩散参数。关于如何确定抬升高度ΔH、反射系

数 α、扩散参数 σ_y、σ_z的具体方法将在本节最后部分介绍。

下面进一步介绍人们在实际大气环境质量预测工作中主要关心的几个问题。

1．污染物在地面的浓度分布：这只要在（4-40）式中令 $z=0$ 即可导出：

$$c(x,y,0)=\frac{Q}{\pi U\sigma_y\sigma_z}\exp\left\{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right\}\cdot\exp\left\{-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right\} \tag{4-41}$$

如果进一步想了解污染物浓度沿下风轴线的分布，则只要上式中再令 $y=0$ 即可导出：

$$c(x,0,0)=\frac{Q}{\pi U\sigma_y\sigma_z}\exp\left\{-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right\} \tag{4-42}$$

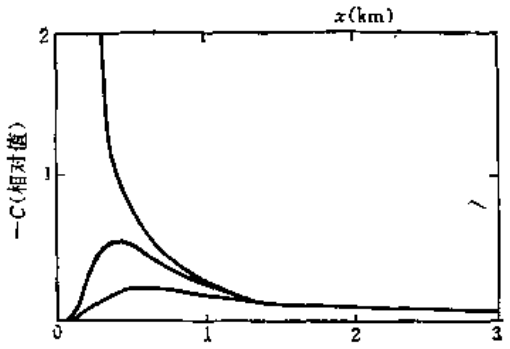


图 4-6　下风轴线上的地面浓度分布

图 4-6 给出了高架源和地面源排放的污染物在下风轴线上的地面浓度分布。

2．最大地面浓度及其位置：最大地面浓度值及其出现位置是大气环境质量评价工作所十分关注的一个问题，因此它是大气环境质量预测工作必须回答的一个问题。为了便于回答这一问题，人们往往先将扩散参数 σ_y、σ_z 分别表示成下述的经验形式：

$$\sigma_y=ax^b;\quad \sigma_z=cx^d \tag{4-43}$$

其中 a、b、c、d 是因气象条件和地面特点的不同而不同的常数参数。

将（4-43）式代入（4-42）式后，运用高等数学中求极值的方法即可得出：

$$c_{max}=\frac{Q}{\pi UH^{(b+d)/d}}\cdot\frac{c^{b/d}}{a}\left(\frac{b+d}{d}\right)^{\frac{(b+d)}{2d}}\cdot \exp\left\{-\frac{b+d}{2d}\right\} \tag{4-44}$$

$$x_{max}=\left(\frac{H}{c}\right)^{1/d}\left(\frac{d}{b+d}\right)^{1/2d} \tag{4-45}$$

这里，c_{max} 是地面浓度的最大值，x_{max}是最大值点的下风距离。由这二式可以看出，在源强、气象条件确定的条件下，烟气的有效高度 H 对地面浓度的最大值及其出现的位置起着决定性的影响。

（三）高斯公式的气象条件修正

气象条件对污染物在大气中的运动有重大影响是不言而喻的，然而经典高斯公式并不能很好地体现出这一影响。因此必须对经典的高斯公式作气象条件的修正。

1．出现混合层时的修正：在动力或热力过程的作用下，大气边界层中经常会出现一个上下层湍流特征不连续的界面。如果下层空气的湍流强，上部空气湍流弱，那么下部的污染物就比较容易混合扩散，但不易穿过界面向上扩散。这个界面就如一个顶盖抑制着下层大气污染物质向上输送。在污染气象学中将不连续面以下的大气称为混合层，它到地面的距离称为混合层高度。

有混合层出现时，混合层顶对污染物的传输起反射作用，从而使污染物在地面和混合层

顶之间沿垂直方向反复反射、扩散，而在水平方向的运动仍按常规进行。在这种情况下，对高斯公式进行修正后得到的连续点源空间浓度分布的普遍公式为：

$$c=\frac{Q}{2\pi\bar{U}\sigma_y\sigma_z}\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)\sum_{n=-\infty}^{+\infty}\left\{\exp\left[-\frac{(z-H+2nL)^2}{2\sigma_z^2}\right]+\exp\left[-\frac{(z+H+2nL)^2}{2\sigma_z^2}\right]\right\} \tag{4-46}$$

式中：L为表示混合层高度；n为反射次数。

地面浓度分布的公式为：

$$c(x,y,0)=\frac{Q}{\pi\bar{U}\sigma_y\sigma_z}\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)\sum_{n=-\infty}^{+\infty}\exp\left[-\frac{(H+2nL)^2}{2\sigma_z^2}\right] \tag{4-47}$$

当x足够大时，污染物经多次反射的作用在垂直方向上得到均匀混合，因此可以直接根据质量守恒原理得到：

$$c(x,y,z)=\frac{Q}{(2\pi)^{1/2}\bar{U}L\sigma_y}\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \tag{4-48}$$

当x足够小时，(4-47) 式中的级数收敛很快，可以略去$|n|\geq 0$的项，从而就简化为：

$$c(x,y,0)=\frac{Q}{\pi\bar{U}\sigma_y\sigma_z}\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)\exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) \tag{4-49}$$

在实用工作中，可以粗略地认为在$x\leqslant x_L$时，(4-49) 式适用，在$x\geqslant 2x_L$时，(4-49) 式适用。当$x_L\leqslant x\leqslant 2x_L$时，可对两种公式计算的结果进行适当内插来得到预测结果。这里x_L可通过下式确定：

$$\sigma_z(x_L)=\frac{L}{2.15} \tag{4-50}$$

这种处理方法实际上意味着在x_L处，烟云的边缘刚扩散至混合层顶，反射作用才开始。在采用经验表达式$\sigma_z=cx^d$时，不难得知：

$$x_L=(0.47\,L/c)^{1/d} \tag{4-51}$$

虽然 (4-46) 式是通用公式，其中n值取至± 3就能达到一定精确度，但计算量仍旧太大，因此常用后一种方法进行计算。

早晨当逆温破坏混合层抬升的过程中会与先前在夜间排入稳定层的浓密烟云相截。被混合层顶截入混合层内的污染物在强的对流湍流作用下会迅速扩散至地面，形成短时间的高浓度。这个过程将持续至混合层抬升至烟云主体以上时结束。对污染物的运动而言，这个过程被称为薰烟扩散过程。

根据前人的建议薰烟扩散时的浓度计算公式为：

$$c_f(x,y,0,H)=\frac{Q\int_{-\infty}^{\frac{L_i-H}{\sigma_z}}\frac{1}{(2\pi)^{1/2}}\exp\left(-\frac{p^2}{2}\right)dp}{(2\pi)^{1/2}\bar{U}\cdot\sigma_{yF}L_i}\cdot\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_{yF}^2}\right) \tag{4-52}$$

式中：$p=\frac{L_i-H}{\sigma_z}$；L_i：表示抬升中的混合层高度；(L_i-H)：表示混合层顶和烟云轴线的

高差；σ_{yF} 是薰烟条件下的侧向扩散参数。根据经验它可以近似地写成：

$$\sigma_{yF}=\sigma_y\ (\text{稳定})+\frac{H}{8} \tag{4-53}$$

由（4-56）式可以看出，大致在混合层高度 L_i 升至

$$L_i=H+2.15\,\sigma_z \tag{4-54}$$

的时候，出现最严重的薰烟污染。

出现薰烟的最近距离是人们关心的另一个问题。在混合层开始上升时，已排入稳定层的污染物被上升的混合层截至很远，而当混合层已升到足够高的时候，在混合层里排放污染物也不会发生造成薰烟污染。只有当混合层 L_i 到达 h_r 的时刻（t_1），而截到的那一部分污染物向下薰烟扩散的时间为 t_2 时，这部分污染物出现薰烟的下风距离是：

$$x_F=U(t_2-t_1) \tag{4-55}$$

式中：U 为稳定层中的平均风速。

在环境影响评价中如果评价对象包括排放量大的高架源，通常需要对薰烟条件的地面浓度和最近距离进行估算。一般只作最大薰烟浓度和最近距离计算：

$$c_F(x_F,0,0)=\frac{Q}{(2\pi)^{1/2}\bar{U}\sigma_{yF}L_i} \tag{4-56}$$

$$x_F=Ut_m \tag{4-57}$$

$$L_i=H+2.15\,\sigma_{zF}$$

式中：t_m 是 L_i 自 h_i 升至 $h_r+\Delta h+2.15\,\sigma_{zF}$ 的时间差。

以上讨论表明，薰烟型扩散计算的关键在于混合层高度及其抬高速率的确定。一般是利用干绝热上升曲线法求取清晨最低混合层和午后最高混合层高度，然后按时间进行线性内插来确定，如果清晨最低混合层不存在，则把日出后逆温开始破坏时刻的混合层高度与午后最大混合层高度进行内插。

2．静风情况的处理：静风是在我国大部分地区经常出现的一种气象条件，污染物在这种大气条件下的运动规律是极其复杂的。因为在地面观测为静风的时候，几十米以上的高空中并不一定也是小风，而大气污染物的排放高度往往就在几十米到一、二百米的高空；再有，在静风时，由于平均风速太小，主导风向不确定，因而推导高斯公式的前提假定之一，即

$$U\frac{\partial c}{\partial x}\gg\frac{\partial}{\partial x}\left(K_x\frac{\partial c}{\partial x}\right)$$

不能成立，也就是说不能直接应用经典的高斯公式来预测静风时的大气环境质量。

正因为存在着上述困难，故迄今为止，静风条件下污染物在大气中运动规律的研究，一直未能取得实质性的突破和进展。但是解决实际问题的需要又不能等待理论研究的进展，因此目前大多采用经验办法进行处理。

下面介绍一种在实际工作中比较适用的模式。

这一模式首先充分注意到以下两个基本事实：一是在静风时，气象台站所观测到的风速值往往偏低；二是在地面观测认为属于静风时，几十米以上高空的风速常常并不太小。因此本模式适用于在电接风向风速计（10 分钟自记记录）的记录为静风的情况。此时认为风向完全不定，并假定污染物在360°范围内的各个水平方向上等概率散布，而在垂直方向上运动与有风条件下的规律相同。在这种假定条件下，本模式给出的计算公式为：

$$c(r)=\left(\frac{2}{\pi}\right)^{1/2}\cdot\frac{Q}{2\pi U r\sigma_z}\cdot\exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) \tag{4-58}$$

式中：r 为高源点的距离；U 取定为 0.4 m/s；σ_z 为垂直方向的扩散参数。

（四）高斯公式对不同形式源的应用

大气环境质量的预测方法因污染源形式的不同而不同。前文介绍的连续点源的高斯型预测模式是基本模式。实际上还有线源（公路或街道）和面源（工业区）两大类，在线源中还分有限长线源和无限长线源两种。这里把运用高斯模式预测线源和面源污染的具体办法扼要介绍如下：

1．线源污染的预测：从原则上来说，不论对于有限长线源还是无限长线源，预测它们造成的污染分布均可由点源公式沿线进行积分或求和来得到。

对于有限长线源，当平均风向与线源的方向垂直时，取 x 轴与平均风向平行，坐标原点位于线源中点。若记线源长度为 $2y_0$，则地面浓度分布的计算公式为：

$$c(x,y,0)=\frac{2Q_i}{\sqrt{2\pi}U\sigma_z}\cdot\exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right)\cdot$$

$$\cdot\int_{p_1}^{p_2}\frac{1}{\sqrt{2\pi}}\exp\left(-\frac{p^2}{2}\right)\mathrm{d}p \tag{4-59}$$

式中：Q_i 为线源单位长度的源强，$p=\frac{y}{\sigma_y}$，$p_1=\frac{-y_0}{\sigma_y}$，$p_2=\frac{y_0}{\sigma_y}$。

对于无限长线源，相应的地面浓度分布的计算公式则可写为：

$$c(x,y,0)=\frac{2Q_i}{\sqrt{2\pi}U\sigma_z}\cdot\exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) \tag{4-60}$$

采用类似的办法，可以导出风向与线源方向平行时的计算公式，以及风向与线源方向成一定角度时的计算公式。这些公式可以在有关的污染气象学专门教材或手册中查到，这里不再一一列举。

2．面源污染的预测：与线源污染预测的处理办法类似，从原则上来讲，面源污染的预测也可以通过对点源污染的预测公式按面积求积分或求和来得到。但在实际工作中常常采用等效点源的办法来处理。

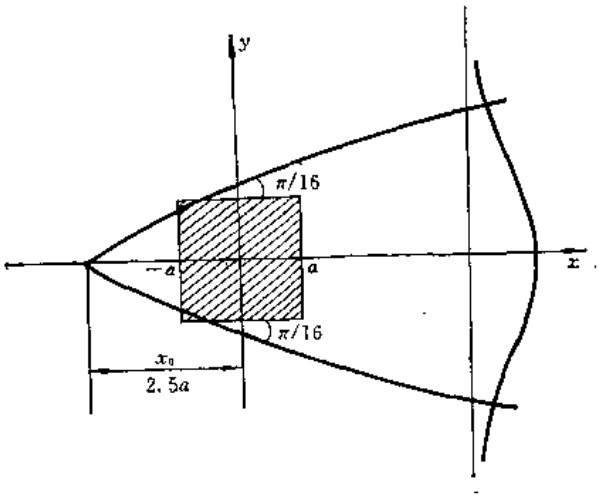


图 4-7　等效点源法示意图

等效点源法的思想是：认为面源造成的下风向地面浓度分布相当于由面源上风向某处的点源造成的地面浓度分布（见图4-7）。这样就可以利用点源污染预测模式来预测面源污染的结果。若设等效点源的位置与面源中心相距为 x_0，则可得地面浓度的计算公式为：

$$c(x,y,0)=\frac{Q_A}{\pi U\sigma_y(x+x_0)\sigma_z(x)}\cdot\exp\left\{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2(x+x_0)}\right\}\cdot$$

$$\exp\left\{-\frac{H^2}{2\sigma_z^2(x)}\right\} \tag{4-61}$$

式中：Q_A为面源单位时间的总排放量。虚拟距离x_0用下法确定：先假定等效点源下风向距离为x_0处的扩散参数为σ_{y_0}，那么它应该与面源中心处的初始侧向扩散参数值相等。一般来说，若面源边长为a，则经验地认为面源中心的初始侧向扩散参数值可定为$\frac{a}{4.3}$，即应有

$\sigma_{y_0}=\frac{a}{4.3}$。在计算出$\sigma_{y_0}$后，各$x_0$即可根据大气稳定度的级别反推得到。这种计算处理的办法较为简便，但应注意它在近距离处和实际结果会有较大偏差。

（五）高斯模式中计算参数的确定

上述各种类型的高斯模式中主要的计算参数有两个：一是烟气的抬升高度，一是大气的扩散参数。在使用高斯模式进行预测时，必须首先已知这两个参数，现分别介绍如下：

1．烟气抬升高度Δh的确定：分析高斯模式可知，污染物的地面浓度大约与烟气有效源高H的平方成反比。另外，又由于$H=h_s+\Delta h$，（h_s为实际源高，Δh为抬升高度），且在动力和热力的作用下，Δh常可达到h_s的2—10倍以上。这就意味着，在烟气抬升运动的作用下，地面污染的浓度值会大大减小，甚至可能会减小100倍。因此烟气抬升高度Δh是使用高斯模式时必须事先确定的一个极为重要的参数。

烟气的抬升运动一般要经历以下几个阶段：喷出阶段、浮升阶段、瓦解和变平阶段，最后达到终极高度。分析这个运动的全过程可以看出，影响抬升的主要因子有：烟气自身的动力学和热力学特性、外部的气象条件和地形地物条件等。

烟气的喷出与浮升阶段主要决定于烟气出口时的初始动量和浮力，即决定于烟气的出口速度V_s、烟气排放口的内径d_s、烟气排放口高度上的水平风速U，以及烟气出口时的温度T_s和大气环境的温度T_a；烟气的瓦解和变平阶段决定于烟气和周围大气的掺混速率，即决定于大气的平均风速、湍流强度和层结性质。

由此简单说明可以看出，烟气的抬升是一个极其复杂的运动过程。到现在为止，已对这一运动过程进行过大量的理论研究、实测研究和模拟研究，建议过不下几十种的计算公式。这里仅介绍已列入我国“大气污染物排放标准制定原则”中的一些实用公式。

在烟气热释放率$Q_H\geqslant 500\times 4.187$千焦每秒或$T_s-T_a\geqslant 35$℃的条件下建议采用：

$$\begin{cases}\Delta H=2.5\,Q_H^{\frac{1}{3}}h_s^{\frac{2}{3}}U^{-1}(\mathrm{m}) \\ \qquad\text{适用于农村或远郊区} \qquad Q_H\geqslant 5000 \\ \Delta H=0.784\,Q_H^{\frac{3}{5}}h_s^{\frac{2}{5}}U^{-1}(\mathrm{m}) \\ \qquad\text{适用于农村或远郊区} \qquad 500\leqslant Q_H<5000\end{cases} \tag{4-62}$$

$$\begin{cases}\Delta H=2.2\,Q_H^{\frac{1}{3}}h_s^{\frac{2}{3}}U^{-1}(\mathrm{m}) \\ \qquad\text{适用于城区} \qquad Q_H\geqslant 5000 \\ \Delta H=0.69\,Q_H^{\frac{3}{5}}h_s^{\frac{2}{5}}U^{-1}(\mathrm{m}) \\ \qquad\text{适用于城区} \qquad 500\leqslant Q_H\leqslant 5000\end{cases} \tag{4-63}$$

在烟气热释放率$Q_H<500\times 4.187$千焦每秒或$T_s-T_a<35$℃的条件下建议采用：

$$\Delta H=2.0\times\frac{1.5V_sd_s+0.04Q_H}{U}(\mathrm{m}) \tag{4-64}$$

2．扩散参数 σ_y、σ_z 的确定：从预测计算的角度来看，扩散参数 σ_y、σ_z 是应用高斯模式的一个重要的计算参数。从高斯模式的数学形式来看，扩散参数 σ_y、σ_z 是污染物浓度在侧向和垂向呈正态分布的标准差。由于这两个浓度分布曲线均随下风距离 x 的增加而渐趋平缓，故 σ_y、σ_z 均为扩散距离 x 的单调递增函数，若记 $x=Ut$，则亦可认为 σ_y、σ_z 为扩散时间 t 的单调递增函数。再从物理的角度来看，σ_y、σ_z 是大气对污染物扩散能力的表征。

大气对污染物的扩散能力主要取决于大气的湍流结构。影响大气湍流结构的因素有动力因素和热力因素，其主要因子有大气中温度、风速、风向的垂直分布以及地形的变化和地面粗糙度等。也就是说，σ_y 和 σ_z 是上述这些因子综合作用的表现，因此确定 σ_y 和 σ_z 的表示式和量值是一件难度较大的研究课题。目前大多针对实际工作中的具体情况以及自身所具有的条件，从实用的角度出发将现场实地观测结果和经验结果结合起来进行确定。具体做法分两大类：一类是在实地观测大气湍流结构特征量的基础上，根据湍流结构和湍流扩散之间的理论关系来计算 σ_y 和 σ_z；一类是在建立了大气稳定度级别和扩散参数之间经验关系（见图4-8和图 4-9）的基础上，根据大气稳定度的级别来确定 σ_y 和 σ_z。在这两类方法中，前者理论根据比较充分但实际操作起来比较困难。后者理论上虽不严密，但使用起来比较简便。故经过长期以来的广泛应用，已发展成为一个比较完善的实用体系，通常被称为 P-G 法或 P-G-T 法。

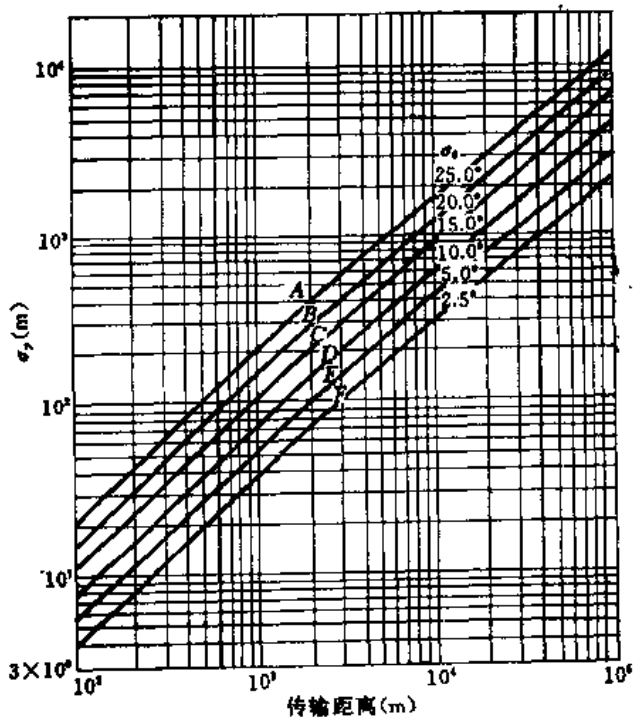


图 4-8 连续点源浓度侧向分布的标准偏差 σ_y 与迁移距离的函数关系

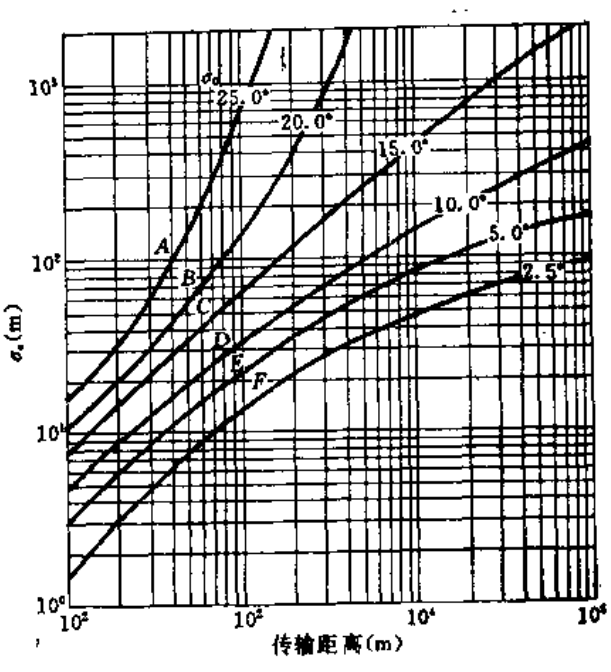


图 4-9 连续点源垂直浓度分布的标准偏差 σ_z 与迁移距离的函数关系

由上面二图可以看出，应用 P-G 法计算扩散参数的前提或基础是对大气稳定度作好分类。对大气稳定度进行分类的方法有很多种，主要有：一是用根据风向脉动标准差的大小来

分类；二是将大气温度垂直递减率与平均风速结合起来进行分类；三是用大气湍流特征量，如理查逊数 R_i 或莫宁-奥布霍夫长度 L 来进行分类；四是根据常规气象观测资料中的平均风速、辐射和云量对大气稳定度进行分类。以第四种最简便易行，通常称为帕斯奎尔（F. Pasquill）分类法。表 4-8 给出帕斯奎尔分类法中各级的具体指标。

表 4-8 帕斯奎尔大气稳定度分级表

地面上10m处的风速 (m/s)	辐射（太阳高度角）			白天或黑夜	夜晚	
	强 >60°	中 30°—60°	弱 <30°	阴云密布	低云量在5或5以上	低云量在4以下
<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
76	C	D	D	D	D	D

这里需要强调指出的是，大气稳定度是由大气的动力学因素和热力学因素决定的，但不同大气稳定度条件下的扩散参数则不仅决定于大气条件，而且要受到地形和地面粗糙度的影响，甚至要随着离地面的高度而变化。前面给出的扩散曲线图是依据在平坦开阔地面上所得到的大量实验结果总结出来的，因此在实际使用时要注意作进一步的修正。另外，上述用曲线形式表示扩散参数的办法，也难以适应计算机使用的要求。考虑到这种情况，布里根斯（G.A. Briggs）于 1973 年给出了一套用函数形式给出的扩散参数，见表 4-9。

表 4-9 Briggs扩散参数表

（Ⅰ）适用于开阔平坦地面

稳定度	σ_y(m)	σ_z(m)
A	$0.22x(1+0.001x)^{-1/2}$	$0.20x$
B	$0.16x(1+0.001x)^{-1/2}$	$0.12x$
C	$0.11x(1+0.0001x)^{-1/2}$	$0.08x(1+0.002x)^{-1/2}$
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	$0.04x(1+0.0001x)^{-1/2}$	$0.16x(1+0.0003x)^{-1}$

（Ⅱ）适用于城市

稳定度	σ_y(m)	σ_z(m)
A—B	$0.32x(1+0.0004x)^{-1/2}$	$0.24x(1+0.001x)^{-1/2}$
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	$0.11x(1+0.0004x)^{-1/2}$	$0.08x(1+0.0015x)^{-1/2}$

三、常用的水环境质量模型

下面要介绍的水环境质量模型主要指地面水的环境质量模型。它们与大气环境质量模型的主要异同之处有下述几点：首先，地面水与大气一样，同为流动的物质，因此污染物在其中的运动规律遵循同样的原理；其次，水与大气不同，地面水的运动有明确的边界；第三，大气环境质量一般指大气中污染物的含量，而地面水环境质量则不仅指污染物的含量，而且还指地面水中的某些物理性质（如水温）和某些组成成分（如溶解氧）的变化。

因此，在描述地面水环境质量变化的规律中，化学变化过程和生物变化过程是其不可缺少的组成部分。

（一）地面水环境质量变化的基本模型

所谓水环境质量的变化主要体现在水环境质量指标值的变化上。水环境质量的指标大体可以分为物理的、化学的、生物的以及综合的几大类。具体说来主要有温度、浑浊度、溶解氧浓度、细菌密度、藻类密度、生化需氧量等。在记水环境质量的某一指标值为C时，描述C的变化规律的基本方程可以写成：

$$\underbrace{\frac{\partial C}{\partial t}}_{(1)}+\underbrace{u\frac{\partial C}{\partial x}+v\frac{\partial C}{\partial y}+w\frac{\partial C}{\partial z}}_{(2)}=\underbrace{\frac{\partial}{\partial x}\left(E_x\frac{\partial C}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(E_y\frac{\partial C}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(E_z\frac{\partial C}{\partial z}\right)}_{(3)}+\underbrace{\sum_{p=1}^{N}S_p}_{(4)} \tag{4-65}$$

其中：（1）是C在时间作用下的变化率；（2）是C在对流运动作用下的变化率；

（3）是C在分子扩散和湍流扩散联合作用下的变化率；

（4）是环境中由源和汇的存在对C的增加率和衰减率之和。

应当注意的是，当C代表不同的指标值时，方程(4-69)中各项的含义是不同的。比如当C代表温度时，方程中的（2）代表对流传热，（3）代表湍流传热，（4）代表传导、蒸发等其他各种方式的热导入和热导出的总和；而当C代表某污染物的浓度时，方程中的（2）代表该污染物在对流作用下的迁移，（3）代表该污染物在湍流作用下的扩散，（4）代表由人类行为或化学反应或生物运动所引起的污染物的净增加率。

还应当注意的是方程（4-65）不可能在普遍意义下求得具有通用形式的解析解，必须根据实际问题中源的情况，水环境的具体特点把方程加以简化，从而进行求解。下文分别对几种有代表性意义的情况进行介绍。

（二）湖泊（水库）的水质模型

湖泊（水库）的水质问题是地面水环境质量问题的重要组成部分。在湖泊和水库中，最突出的水质问题是：下层水体厌氧状态的出现与富营养化。所谓富营养化是一个过程，它主要是由人类的某些活动引起的，比如大量使用化肥和家庭洗涤剂使得氮、磷等营养物质大量流入水体，导致水质变坏。由于湖泊和水库有大有小，有深有浅，有的有出口和入口，有的没有出入口，加之污染物质的种类不同，排入方式和排入量也不尽相同，因此湖泊（水库）的水质模型极为繁多。主要可以分为两大类：

1．完全混合型模型：对于面积小，深度浅，封闭性强，四周污染源多的湖泊（水库），在湖流和风浪的作用下，可以近似地认为湖泊内各处的水质浓度均一，即水质浓度的变化与空间位置无关，只与时间有关，此时可采用此模型。模型的表达式可由（4-65）式简化为：

$$\frac{\partial c}{\partial t}=\sum_{p=1}^{N}S_p$$

或

$$\frac{\Delta c}{\Delta T}=\sum_{p=1}^{N}S_p \tag{4-66}$$

此式还可以分两种情况加以化简：

（1）对于难降解的污染物质：上式可以写成：

$$Vc_2-Vc_1=S_i\Delta T-S_0\Delta T \tag{4-67}$$

式中：V：湖泊或水库的体积；ΔT：所需研究的时段；

c_1：ΔT 开始时湖泊中该污染物的浓度；c_2：ΔT 结束时湖泊中该污染物的浓度；

S_i：ΔT 时段内污染物流入湖泊的平均量；S_0：ΔT时段内污染物流出湖泊的平均量。

（2）对于易降解的污染物质：上式可以写成：

$$V\Delta c=(Q\Delta T-Mc\Delta T-KcV\Delta T) \tag{4-68}$$

式中：V：湖泊或水库的体积；ΔT：时段长；Δc：污染物质在 ΔT 时段内的浓度差；

Q：单位时间内污染物质的定常流入量；M：单位时间内出入水量之差；

K：降解速率。

由上所述可以看出，若将（4-68）式两边除ΔT，并令ΔT趋于零，求极限则化为微分方程：

$$-\frac{\mathrm{d}c}{\mathrm{d}t}=\frac{Q}{V}-\frac{M}{V}c-Kc \tag{4-69}$$

若记 c_0 为初始浓度，$\alpha=\frac{M}{V}+K$，则上式解为：

$$c(t)=\frac{Q}{\alpha V}\left(1-e^{-\alpha t}\right)+c_0e^{-\alpha t} \tag{4-70}$$

2．分层模型：前述的完全混合型模型是假定污染物质在整个水体中完全混合。但实际上许多湖泊和水库的水体存在着明显的垂直温度分布，它们有效地阻碍着完全混合，因此这时不宜选用前进模型。

在只存在温度的垂直分布的情况下，可以假定污染物质在水平面内是完全混合，只在垂直方向上有变化，因此可将（4-65）式化简为：

$$\frac{\partial c}{\partial t}+w\frac{\partial c}{\partial z}=\frac{\partial}{\partial z}\left(E_z\frac{\partial c}{\partial z}\right)+\sum_{p=1}^{N}S_p \tag{4-71}$$

通过分析这一方程可以知道，要获得此方程的解析解几乎是不可能的。即使可以假定湖水没有垂直运动（即$w=0$），忽略分子扩散对污染物在垂直方向运动的影响，也不可能得到此方程的数值解，因为E_z中不仅应包含湍流对污染物的扩散作用而且还包含了温度差（密度差）

对污染物的扩散作用。因此还必须对湖泊或水库水体中温度的垂直分布加以平行研究。

类似于（4-71）式的原理，可以得到湖泊的温度模型如下：

$$\frac{\partial T}{\partial t}+\frac{1}{A}\frac{\partial}{\partial z}(M_z T)=\frac{1}{A}\frac{\partial}{\partial z}\left(A\varepsilon_m\frac{\partial T}{\partial z}\right)+\frac{M_i T_i-M_0 T}{A}-\frac{1}{\rho c_p A}\frac{\partial}{\partial z}(A\varphi_z) \tag{4-72}$$

式中：$T=T(z,\ t)$ 为水体的温度；A：湖泊或水库的水平截面积；

M_z：垂直方向上的水流量；ε_m：分子热扩散系数；

M_i：流入的水流量分布；M_0：流出的水流量分布；

T_i：流入的水温分布；φ_z：垂直方向的热辐射量；

ρ：水的密度；c_p：水的定压比热。

（三）河流的水质模型

河流水质模型的具体化是从方程（4-69）出发的，但由于河流形状和特点的差异，有的可以简化为一维问题来处理，有的需要简化为二维问题来处理，有的（如河口）则必须作三维问题来处理。另外，在水环境质量的众多指标中，有的指标与其他指标间没有明显的联系，有的指标则与其他指标有密切的联系，因此用模式计算的方法来预测水环境质量时，有的只须使用单变量的模型，有的则必须采用多变量的模型。由上所述可见，河流水质模型的种类极其繁多，使用时必须在仔细分析实际问题的基础上加以选择，下面把这些模型归纳成以下几类来介绍。

1．单变量水质模型：对于某一河段，若河水流动对污染物的迁移作用大于湍流对污染物的扩散作用，则可把（4-65）简化成一维的作为一种近似处理。假设此河段的任一断面上流速和水质浓度均为均匀分布，并记浓度值为 c，则方程（4-65）简化为：

$$\frac{\partial c}{\partial t}+\frac{Q}{A}\frac{\partial c}{\partial x}=\sum_{p=1}^{N}S_p \tag{4-73}$$

式中：坐标方向 x 取沿平均流向；A 为该河段的横断面积；Q 为流量；S_p 同前。

在上游污水来量是稳定的，水流运动也是稳定的，则可认为在该河段中水质的运动是定常的，于是上式可进一步简化为：

$$\frac{Q}{A}\frac{dc}{dx}=\sum_{p=1}^{N}S_p \tag{4-74}$$

当河段中水体在三个方向上的扩散作用不能全被忽略时，比如 x 方向的扩散作用不能被忽略时，方程（4-65）就被简化为：

$$\frac{\partial c}{\partial t}+\frac{Q}{A}\frac{\partial c}{\partial x}=\frac{\partial}{\partial x}\left(E_x\frac{\partial c}{\partial x}\right)+\sum_{p=1}^{N}S_p \tag{4-75}$$

类似于前述，若进一步假定水质运动是定常的，且认为纵向扩散系数 E_x 为常数，则可得

$$\frac{Q}{A}\frac{dc}{dx}=E_x\frac{d^2c}{dx^2}+\sum_{p=1}^{N}S_p$$

当认为河水在纵向和横向的扩散作用都不能忽略时，方程（4-69）就简化为：

$$\frac{\partial c}{\partial t}+\frac{Q}{A}\frac{\partial c}{\partial x}=\frac{\partial}{\partial x}\left(E_x\frac{\partial c}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(E_z\frac{\partial c}{\partial z}\right)+\sum_{p=1}^{N}S_p$$

同样，在假定水质运动定常，E_x、E_z均为常数，则可得

$$\frac{Q}{A}\frac{\partial c}{\partial x}=E_x\frac{\partial^2 c}{\partial x^2}+E_z\frac{\partial^2 c}{\partial z^2}+\sum_{p=1}^{N}S_p \qquad (4\text{-}76)$$

依此类推，可得出单变量的三维水质模型（三维水质运动方程）。从数学的角度考察这些单变量的水质模型可以发现，求解的关键在于确定S_p。因此必须对不同情况下不同污染物的S_p作具体的分析。一般分析可以表述如下：

① 从河段两岸分散流入和集中流入的污染物量或浓度；

② 在河段底部的河床上，由于沉淀或溶出再悬浮以及其他化学、生物作用引起的进入水体的污染物总量或浓度；

③ 在河水表面由于水气作用、呼吸作用或光合作用引起的进入水体的污染物总量或浓度；

④ 在水体内部由于生物、化学作用引起的污染的增生（或衰减）量。

为了加深对各种单变量水质模型的理解，也为了掌握它们在实际问题中的应用方法，下面以水中溶解氧含量的预测为例，具体介绍上述模型的应用。

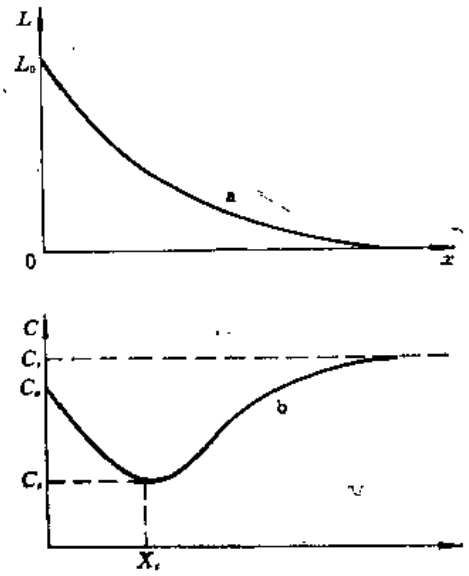


图 4-10 Streeter-Phelps 模型的解

a. 耗氧累积曲线；b. 复氧累积曲线；C_s. 氧垂曲线；C_c. 临界浓度；X_c. 临界距离。

水中溶解氧（DO）的减少和短缺是一种普遍性的水质问题。引起河水中DO减少的原因主要有：河水中有机物的分解、底泥中有机物的分解，以及水生生物的呼吸作用等。河水中DO的产生来源主要有：大气复氧、水体中水生植物光合作用复氧等。图4-10给出了BOD-DO变化关系的示意。

对水中BOD-DO变化关系的研究，起步很早，1925年H.W.Streeter和E.B.Phelps在研究美国Ohio河流时，就首次建立了BOD-DO模型。常被称作Streeter-Phelps模型（S-P模型）。这一模型到60年代后得到了迅速的发展，内容和形式越来越复杂，各有其自己的推导条件和使用要求。一般说来，较复杂的模型可以较为全面地反映客观实际，但确定模型中各种计算参数所需要的信息量将大大增加。另外，对不同的河流而言，影响水质的主要因素一般是不相同的，因此不能理解为模型的变量和参数越多就越好。应当从模型的复杂程度、实际的需要和目前所能获得的信息等几个方面来综合考虑，并作出适当的选择。

下面介绍Streeter-Phelps模型及其主要修正型，它们依次代表了BOD-DO模型的发展历史和复杂程度，但需要指出的是S-P模型及其各种修正型都属于一维、稳态、均匀、无扩散河流水质模型，在一般情况下，模型的使用结果也是很令人满意的。

（1）Streeter-Phelps模型：该模型是1925年H.W.Streeter和E.B.Phelps在研究Ohio河的有机污染与自净时提出的。他们是在不考虑河流扩散作用的前提下，从以下两个假设出发推导出来的：

① 对方程式中的S_p项，只考虑好气微生物参加的BOD衰减反应，并且认为这种反应是一级反应。根据一级反应动力学原理，即有：$S=-K_1L$，其中K_1为BOD一级反应衰减速率，L为BOD浓度。

② 对河水中的DO来说，认为耗氧的原因仅由BOD的衰减造成，即BOD的衰减速率等于DO减少速率。同时认为，河水中DO恢复的速率与水中的氧亏成正比，并只考虑大气复氧作用。

于是从（4-74）出发有

$$\begin{cases} V\dfrac{dL}{dx}=-K_1L & (4\text{-}77) \\ V\dfrac{dc}{dx}=-K_1L+K_2(c_s-c) & (4\text{-}78) \end{cases}$$

式中：V：该河段中的平均流速；L：河段中距起端距离为x处的BOD浓度；

c：河段中距起端距离为x处的DO浓度；

K_1、K_2：BOD的耗氧和大气复氧系数；

c_s：河水中饱和溶解氧浓度。

这就是著名的S-P方程的基本形式，式中的两个方程是互相耦合的，当取边界条件为：

$$\begin{cases} L=L_0 & x=0 \\ c=c_0 & x=0 \end{cases}$$

时，可得解析解：

$$\begin{aligned} L&=L_0e^{-K_1x/V} \\ c&=c_s-(c_s-c_0)e^{-K_2x/V} \\ &\quad+\frac{K_1L_0}{K_1-K_2}\left(e^{-K_1x/V}-e^{-K_2x/V}\right) \end{aligned} \qquad (4\text{-}79)$$

由此可见，据S-P模型可以在排污断面处河水的BOD、DO的浓度值分别为L_0和c_0时，求得沿河下游各断面上的溶解氧浓度值。

另外，令$\frac{dc}{dx}=0$，还可从中求出该河段中最低溶解氧浓度值及其位置，即c_c和x_c。

$$\begin{aligned} x_c&=\frac{V}{K_2-K_1}\ln\left\{\frac{K_2}{K_1}\left[1-\left(\frac{K_2}{K_1}-1\right)\left(\frac{c_s-c_0}{L_0}\right)\right]\right\} \\ c_c&=c_s-\frac{K_1}{K_2}L_0\left\{\frac{K_2}{K_1}-\left[1-\left(\frac{K_2}{K_1}-1\right)\left(\frac{c_s-c_0}{L_0}\right)\right]\right\}^{\left(1-\frac{K_1}{K_2}\right)} \end{aligned} \qquad (4\text{-}80)$$

由（4-80）式可以看出，在L_0相当大时，从此式中求出的c_c很可能是负值。这是因为S-P模型的假设是耗氧的原因仅由BOD的衰减造成，认为耗氧速度与溶解氧的浓度无关。在溶解氧浓度较低时，这个假设是有疑问的。

（2）Thomas修正型：河水中的有机物，在随水流向下游流动过程中，随着水力条件的变化，可以反复发生沉淀—由水相到底泥，再悬浮—由底泥再进入到水相的过程。这一过程将影响河水中耗氧和复氧的状况，因此，Thomas在S-P模型的BOD方程中引入了一个沉淀—再悬浮系数 K_3，得出下式：

$$\begin{cases} V\dfrac{dL}{dx} = -(K_1+K_3)L \\ V\dfrac{dc}{dx} = -K_1L+K_2(c_s-c) \end{cases} \tag{4-81}$$

K_3反映了河流的携带能力和有机物的颗粒特性，以及吸附特性对河水中BOD值的影响；K_3为正时表示河水中悬浮物的沉淀，为负时表示与沉淀效应相反的冲刷作用。K_3的量纲为1/d。

在 $x=0$；$L=L_0$；$c=c_0$ 的边界条件下，上式的解为：

$$\begin{cases} L = L_0e^{-(K_1+K_3)x/V} \\ c = c_s-(c_s-c_0)e^{-K_2x/V} \end{cases} \tag{4-82}$$

$$+\frac{K_1L_0}{K_1+K_3-K_2}\left(e^{-(K_1+K_3)x/V}-e^{-K_2x/V}\right) \tag{4-83}$$

（3）Dobbins-Camp修正型：Dobbins等在Thomas的基础上又进一步考虑了沿河坡面径流、底泥耗氧与藻类光合作用的影响，于是在Thomas修正型方程上各增加了一个常数项R和P。即

$$\begin{cases} V\dfrac{dL}{dx} = -(K_1+K_3)L+R \\ V\dfrac{dc}{dx} = -K_1L+K_2(c_s-c)-p \end{cases} \tag{4-84}$$

式中：R：沿河坡面径流使河水BOD增加的速率常数〔mg/(L·d)〕；

P：水生生物光合作用与呼吸作用和底泥有机物分解耗氧所引起的DO的变化〔mg/(L·d)〕。

在 $x=0$，$L=L_0$；$c=c_0$ 的边界条件下，其解为：

$$L = L_0F_1+\frac{R}{K_1+K_2}(1-F_1) \tag{4-85}$$

$$c = c_s-(c_s-c_0)F_2+\frac{K_1}{K_1+(K_3-K_2)}\cdot\left(L_0-\frac{R}{K_1+K_2}\right)(F_1-F_2)$$

$$-\left[\frac{P}{K_2}+\frac{K_1R}{K_2(K_1+K_2)}\right](1-F_2) \tag{4-86}$$

式中：$F_1=\exp[-(K_1+K_3)x/V]$；$F_2=\exp(-K_2x/V)$。

（4）O′Connor修正型：O′Connor假定总BOD是碳化BOD和硝化BOD两部分之和，即 $L=L_c+L_N$，这样就将Thomas修正式变为：

$$V\frac{dL}{dx} = -(K_1+K_3)L_c \tag{4-87}$$

$$V\frac{dL_N}{dx}=-K_NL_N \tag{4-88}$$

$$V\frac{dc}{dx}=-K_1L_c-K_NL_N+K_2(c_s-c) \tag{4-89}$$

式中：K_N：硝化反应耗氧速率常数（1/d）。

在 $x=0$，$L_c=L_c(0)$；$L_N=L_N(0)$，$c=c_0$ 的边界条件下，其解为：

$$\begin{cases} L_c=L_c(0)\exp\left[-\dfrac{(K_1+K_3)x}{V}\right] \\ L_N=L_N(0)\exp\left[-\dfrac{K_Nx}{V}\right] \\ c=c_s-(c_s-c_0)\exp\left[-\dfrac{K_2x}{V}\right]+\dfrac{K_1L_c(0)}{K_1+K_3-K_2}\left\{\exp\left[-\dfrac{(K_1+K_3)x}{V}\right]\right. \end{cases}$$

$$\left.-\exp\left(-\frac{K_2x}{V}\right)\right\}+\frac{K_NL_N(0)}{K_N-K_2}\cdot\left[\exp\left(-\frac{K_Nx}{V}\right)-\exp\left(\frac{K_2x}{V}\right)\right] \tag{4-90}$$

2．二维水质模型：当污水排入河流中时，常常需要知道污染物的影响范围以及它在影响区内的浓度分布。对一般河流来说，入河物质在垂向的扩散是瞬时完成的，在一般情况下河水的流动基本上是恒定的，因此在恒定排污情况下，只需要建立河流水平二维稳态水质模型就可以回答上述问题。

在稳态情况下水平二维浓度场的基本方程可以表述为：

$$-\frac{\partial}{\partial x}(VHc)-\frac{\partial}{\partial y}(UHc)+\frac{\partial}{\partial x}\left(D_xH\frac{\partial c}{\partial x}\right)$$

$$+\frac{\partial}{\partial y}\left(D_yH\frac{\partial c}{\partial y}\right)-KcH=0 \tag{4-91}$$

式中：c：浓度；x：沿河道主流方向的坐标；y：垂直于 x 轴的横坐标；V、U：河流纵向横向的速度分量；H：水深；D_x、D_y：是纵向及横向的湍流扩散系数；K：化学、生物衰减系数。

当边界条件比较简单时，上式可直接求解析解。如在等宽等深的直河道中，断面平均流速 V 沿程不变，横向平均流速 $u=0$，横向湍流扩散系 D_y 的平均值 $\bar{D}_y$ 为常数。当纵向湍流扩散项远小于平流项时，上式简化为：

$$-V\frac{\partial c}{\partial x}+\bar{D}_y\frac{\partial c}{\partial y^2}-Kc=0 \tag{4-92}$$

在无对岸岸边影响的岸边排放条件下，当线源强度为 m 时，上式的解为：

$$c(x,y)=\frac{m}{(4\pi\bar{D}_yx/V)^{\frac{1}{2}}}\cdot\exp\left\{-\frac{Vy^2}{4x\bar{D}_y}-K\frac{x}{V}\right\} \tag{4-93}$$

在等强度的岸边线源排放情况下，由于在 $y<0$ 的区域内（河岸上）无浓度场存在，为保持浓度场中物质总量不变，同一点上的浓度应为无限边界中排放时对应浓度的 2 倍。即

$$c(x,y)=\frac{m}{(\pi\bar{D}_yx/V)^{\frac{1}{2}}}\cdot\exp\left(-\frac{Vy^2}{4x\bar{D}_y}-K\frac{x}{V}\right) \tag{4-94}$$

3．多变量水质模型：水环境质量的指标之间并不都是相互独立的，实际上不少水质指标之间有着很密切的关系，人为地割断这些客观存在的联系，只考虑一个指标自身的运动规律，是不能正确地反映客观实际的。因此必须用多变量水质模型来刻划它。多变量水质模型较为复杂，因实际问题而异，下面简要介绍美国提出的QUAL—Ⅱ模型，以供从中学习其解决这类问题的思路。

QUAL—Ⅱ模型描述了13种水质指标的运动规律：（1）溶解氧（DO）；（2）生化需氧量（BOD）；（3）水温（T）；（4）叶绿素a（藻类）；（5）氨氮（NH_3）；（6）亚硝酸氮（NO_2）；（7）硝酸氮（NO_3）；（8）可溶性磷（Cph）；（9）大肠杆菌（E）；（10）一种任选的可降解物质；（11）三种任选的不可降解物质。

QUAL—Ⅱ模型认为各水质指标之间的联系如图4-11所示。

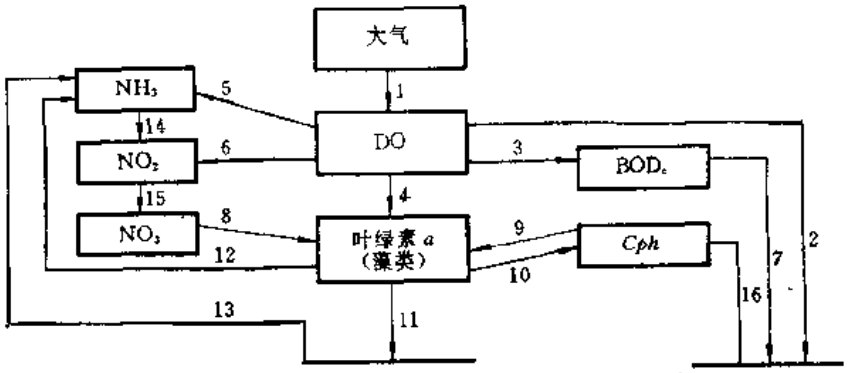


图 4-11　水质指标关系图

图中标有数字的箭头线表示的过程含义如下：

（1）复氧作用；（2）河底生物（含底泥）的耗氧；（3）碳化BOD的耗氧；（4）光合作用产氧；（5）氨氮氧化耗氧；（6）亚硝酸氮氧化耗氧；（7）碳化BOD的沉淀；（8）浮游植物对硝酸氮的吸收；（9）浮游植物对正磷酸盐的吸收；（10）浮游植物呼吸作用产磷；（11）浮游植物的死亡和沉淀；（12）浮游植物呼吸作用产生氨氮；（13）底泥释放氨氮；（14）氨氮转化为亚硝酸氮；（15）亚硝酸氮转化为硝酸氮；（16）底泥释放磷。

QUAL—Ⅱ模型建立了十三种水质指标之间的16种联系关系。对于描述这13种水质指标运动规律的方程而言，每个方程的前几项都是相同的，差别仅在于S_p项。这些方程通过S_p项的表示式组合成一个联立的微分方程组。求解这一联立方程组即可对上述13种水质指标作出预测。

（四）河口的水质模型

所谓河口，指入海河流受到潮汐作用的一段河流，又称感潮河段。水质在这一河段中的运动规律和特点决定于潮汐作用的影响。潮汐对河口水质的影响可以归纳为以下两个方面：一方面是海潮带来了大量的溶解氧，同时因与上游来的淡水相汇而加剧了湍流运动，可以认为潮汐有减轻河口水体污染的作用；另一方面由于潮汐对河水的顶托作用，延长了河水在河口段的停留时间，给进一步发生化学和生化反应提高了可能，因此潮汐又有加剧河口水体污染的作用。

由此可见，一般来说河口水质的运动规律远比一般河段的复杂得多，加之河口的几何形状和水力学特性也比较复杂，一般不能对（4-69）式使用稳态和降维的近似方法来简化。

（五）非点源水质模型

1．概述：本世纪60年代以前，人们普遍认为只要控制住点源污染，就能使水体水质保持良好，因此很多国家花了大量资金去建污水处理厂，但是并没有达到预想的结果。因此，从70年代中期开始人们对非点源污染重视起来了。以美国为例，美国城市面积只占国土总面积的3％，建设了二级处理厂后，雨水径流带来的耗氧物占年总量的40—80％，当暴雨强度大时，约95％的BOD负荷来源于暴雨径流。其次，城市区降雨径流带来的有毒污染物也很可观，如一个中等城市排铅可达37000—93000千克，排汞可达2200—11000千克。在农田方面，美国在160万平方公里的耕地上，每年约有1800×10^9千克泥沙被冲走，沉积在河湖中，并随之将有毒的农药带进水体，估计农用氮肥约有10—15％流入水体；每年有730×10^6千克磷由地面排入水体。在开矿方面，美国目前开采的矿区已有12000平方公里，并以每年1400平方公里的速度增加，这些矿山地区，除水土流失外，每天排放酸性水达100万吨。综合上述情况可见，在美国水体出现超标的情况中，有65％是由非点源造成，35％是由于点源与非点源共同造成。为此，美国环保局在1977—1982年的5年科研计划中，特地将非点源污染源的问题也安排在内。

非点源污染物主要有有机物（可用BOD来表示的）、病原微生物、植物营养盐类、重金属和泥沙等。非点源排放是和暴雨径流相联系的。为了掌握非点源污染的规律性，必须开展现场观测。但是影响非点源污染负荷的因素是非常复杂的，它要受降水量与降水强度的影响，也受地理、地质和土壤条件的影响。再者由于人类发展经济的需要，在不断开发自然资源活动的过程中也改变了地面性质，影响着非点源污染的不断变化。

非点源污染物排出量，有人主张由河道上下游质量通量之差进行估算，但是目前在河道上缺少连续的水质监测数据，区间流域的源和汇也难以全面了解，估算结果的可靠性很差。因此，目前较多的人主张把每一个研究流域，按地理、地质、土壤等条件及土地利用类型分类、分区、开列清单，在同类型的小流域中挑选若干个代表作为研究水质模型的样本，进行研究与监测。对代表区（如一个小流域）非点源污染负荷的监测，一般要求在整个降水过程中同步监测降水量、地表径流量和污染物浓度。一个小集水区（小流域）内最低限度要有两个地点监测降水量，地表径流监测断面应设在小集水区的出口处，至少要经历一个水文年度的监测，才可初步的建立水质模型。

建立水质模型的程序大致是：首先是进行某水面积的水文模拟，其次是集水面积下产污的模拟，最后是建立径流与污染物产出率的相互关系，即产流、产污、汇流、集污的问题。在选定有代表性的集水面积上，进行现场调查及水文水质监测，确定模型的各个变量，用适当的计算方法，求得各种适合于特定集水面积的待定参数，另外还要将这样建立的水质模型在其他类似的集水区进行验证。

2．非点源水质模型简介

（1）非点源模型特征：在农业地区，非点源污染物主要由被侵蚀的地表土壤组成；在城市地区通常是一些集中在不透水地面上的尘埃和垃圾。当降雨到达地表时，一部分被它们吸附的化学物质，如农药、化肥、重金属等变化为溶液而被解吸。当雨量大到足以产生径

流时，这些化学物质将以固体和溶液的形式被输送。其中，固体是被冲刷的沉积物带着吸附的化学物质，而溶液中则是未吸附的化学物质，两者的浓度常以线性关系来模拟：

$$b = Kd \tag{4-95}$$

式中：d 为溶液中化学物质的浓度（mg/L）；b 为吸附在沉积物上的化学物质的浓度（mg/kg）；K 为分配系数，它可在实验室中求得。式（4-95）是简单模型的基础，用于估算暴雨径流所产的污染物质。假定暴雨时吸附于沉积物上的污染浓度为 b(mg/kg)，暴雨径流量为 Q(m³)；在径流中沉积物量为 X(kg)；排出的污染物总量为 P。则应划分为固态的（被吸附的）和被溶解的两部分，即 S 和 D(mg)：

$$P = S + D = bX + \mathrm{d}(1000Q) \tag{4-96}$$

假设大部分沉积在汇水面上的沉积物被暴雨均匀地冲刷，则可估算为 b_0X。由式(4-95)和（4-96）解出浓度 b 和 d。

固态和被溶解的污染物质的产量是：

$$S = \left[\frac{Kb_0X}{KX + 1000Q}\right]X \tag{4-97}$$

$$D = \left[\frac{b_0X}{KX + 1000Q}\right]1000\,Q \tag{4-98}$$

在一次径流中，固态排出与溶质排出之比 S/D 为：

$$\frac{S}{D} = \frac{K}{1000}\cdot\frac{X}{Q} \tag{4-99}$$

这个简单的模型表示在非点源模型必须包括的因素，吸附较弱的化学物质其主要排出在溶解状态中，而沉积物的排出相对说是不重要的。对吸附力强的污染物，必须重视其沉积物排出的估算。

（2）城市非点源污染模型：城市径流模型中的关键参数是与不透水的汇水面积（街道、停车场和屋顶表面）成比例。从不透水的汇水面积产生的径流率比透水的大。城市范围内一般的污染物，例如粉尘和大气降尘，垃圾等汇集到不透水地表的排水沟内，一般说来，城市汇水区的非点源负荷和它的不透水表面积直接有关。

① 城市径流量：通过一实际的例子加以说明。设有 t 日的一次降雨，降雨量为 h_t(cm)。如径流系数为 α，填洼的水量为 DS_t。则 t 日的总径流量 Q_t(cm)。这里用径流深表示为：

$$Q_t = \alpha h_t - DS_t \tag{4-100}$$

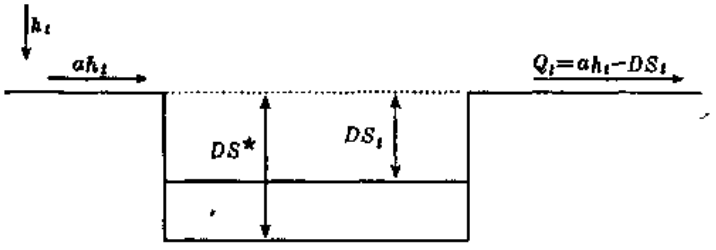


图 4-12　城市径流过程的概念化模型

如上图所示，洼地蓄水池可看作容量为DS^*的水库，池于前期降雨充蓄了此容积的一部分，因此，此次降雨的有效容积小于DS^*。

式（4-100）是建立在日降雨资料、径流系数α以及洼地蓄水容量DS^*三者基础上的。后两个参数可以从不透水的汇流面积成数I来估算。如果P_i和P_p分别为不透水和透水汇流面积的雨量成数，那么总汇流面积上的径流系数是：

$$\alpha = P_i I + P_p(1-I) \tag{4-101}$$

若不透水和透水的洼地蓄水容量分别为d_i和d_p(cm)，则总的洼地容量可计算为：

$$DS^* = d_i I + d_p(1-I) \tag{4-102}$$

美国环境保护局的一级暴雨管理模型取：$P_i=0.90$、$P_p=0.15$，$d_i=0.15$和$d_p=0.60$。

不透水面积的成数可从地图上直接估算，也可用建立在人口密度上的回归方程估算：

$$I = 0.069 PD_d^{0.49} \tag{4-103}$$

式中：I为汇水面积中不透水的成数；

PD_d为区域内人口密度（人/ha）。

② 城市非点源污染物数量：通常假定城市的非点源污染物是吸附于堆积物上，因此污染物的累积量是和堆积物的聚集成正比，若堆积物内污染物i的浓度为S_i(mg/kg)，则日积累量（kg/d)·为：

$$y_i = 10^{-6} S_i y L \tag{4-104}$$

式中：y为街道单位长度的日堆积物积聚量（kg/km·d)；

L为汇水区内街道总长度（km)。

（六）水质模型中单一参数的估值

对水质模型中参数进行确定的过程，即称为参数估值（计）或参数识别。在建立水质模型的过程中，参数估值是一个关键环节，它直接关系到模型的准确性和可靠性。对此，许多工作者研究了河流水质模型的参数估值方法。

水质模型中的参数，如弥散系数D、耗氧速率常数K_1、大气复氧系数K_2和沉淀再悬浮系数K_3等等，是用来表征河流水体中所发生的物理、化学和生物过程的动力学常数。对这些动力学常数，人们已作了相当多的研究，特别是对K_1和K_2研究的更为广泛。但在电子计算机应用之前，人们还只是局限在单独估算模型中各个参数的水平上，直到本世纪60年代电子计算机被广泛地应用以来，水质模型的参数估值方法才有了较大突破，并发展了模型中所有参数同时估值的各种方法。

1．纵向弥散系数D_x的估值：纵向弥散系数D_x是反映天然河流纵向混合输送特性的重要参数。它与河流的水力条件密切相关，纵向弥散系数在河流水质预报尤其是事故性排放或泄漏对下游用户的影响，以及对河口区水质的影响上起着非常重要的作用。在这种情况下，纵向弥散系数是不容忽视的。

确定纵向弥散系数的方法可归纳为两种：经验公式法和实测法。

（1）经验公式法

① Elder 公式：

$$D_x = 0.55 \bar{H} \sqrt{g \bar{H} S} (\mathrm{m^2/s}) \tag{4-105}$$

式中：$\bar{H}$：平均水深（m)；g：重力加速度$=0.981$ (m/s²)；S：河床坡降。

② Fischer 公式：

$$D_x=0.011\bar{U}^2\bar{W}^2/\bar{H}U_* \tag{4-106}$$

式中：$\bar{U}$：平均流速（m/s）；$\bar{W}$：平均河宽（m）；U_*：摩阻流速$=\sqrt{g\bar{H}S}$（m/s）。

③ Liu 公式：

$$D_x=\beta\bar{U}^2\bar{W}^2/\bar{H}U_* \tag{4-107}$$

式中：$\beta=0.18(U_0/\bar{U}^2)^{1.5}$

④ McQuivey 公式：

$$D_x=0.058Q/S\bar{W} \tag{4-108}$$

式中：Q：平均流量 m^3/s。

⑤ Thackston 公式

$$D_x=C\bar{H}U_*(\bar{U}/U_*)^{1/4} \tag{4-109}$$

式中：C 为常数。

以上是几个常被引用、比较精确的公式。由于这些公式是在特定条件下建立的经验公式，所以在应用时须进行选择和校正。

（2）示踪实验法：纵向弥散系数也可由示踪实验求得。其方法是将示踪剂瞬时投入河流某断面，在投放点下游断面采样测定不同时间（t）下示踪剂的浓度（$\bar{c}$）。将此 c-t 变化数据代入下式，估计D_x：

$$\bar{c}(x,t)=\frac{W}{A\sqrt{4\pi D_x t}}\exp\left[-\frac{(X-\bar{U}t)^2}{4D_x t}\right] \tag{4-110}$$

式中：$\bar{c}$：下游断面示踪剂的平均浓度（mg/L）；W：示踪剂质量（g）；A：断面面积(m^2)；$\bar{U}$：平均流速（m^2/s）；t：时间（s）；X：下游断面距投放点的距离（m）。

2．耗氧系数K_1的估值

表 4-10 BOD 实验数据

培养时间(d)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
BOD(mg/L)	6.5	11.0	15.0	18.0	20.0	22.0	23.0	24.0	25.0	26.0

（1）由BOD的室内实验数据估算K_1：实验室测定K_1的方法是将所研究河段的水样做有机物的累积耗氧实验，也就是有机物的分解特性实验。具体做法是将同一样品取10瓶，放入 20℃ 恒温培养箱培养，分别测定1—10天的BOD(见表 4-10)，用表中的数据，可以画出该样品的有机物分解特性曲线，见图(4-12)。

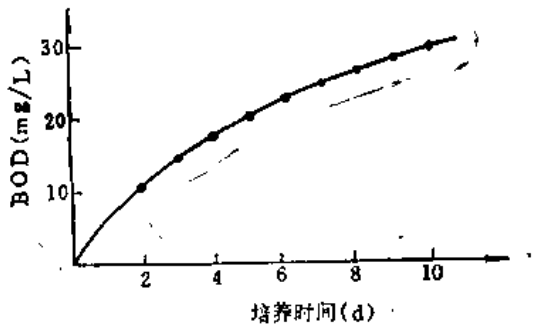


图 4-13 有机物分解特性曲线

我们要求的K_1值，就是由实测数据拟合的这条分解曲线的斜率。

由于河流中有机物的生化降解条件与实验室的条件大不相同。实验室是一个封闭系统，其在恒温、遮光等条件下进行，而河流是一

个开放系统，其水温、DO、细菌、光照都在变化之中。实验证明，河流中K_1实测值要比实验室测定值大得多。因此，最好还是通过现场实测数据来估计K_1值。但对实验室求得的K_1值，也可以把它换算为河流的K_1值。

Bosko提出了实验室K_1与河流K_1的关系式：

$$K_1(\text{河})=K_1(\text{实验室})+\alpha\frac{u}{H} \tag{4-111}$$

式中：u：河流平均流速m/s；H：平均水深（m）；α：与河流坡度有关的系数。

高流速　$\alpha=0.6$，

水深或低流速　$\alpha=0.1$。

我国，华东水利学院在清安河的BOD研究中，做出了室内K_1值和河水实测K_1值的关系式，其相关性很好。如果能得到这种关系式，就可以用实验室测定K_1代替河道实测，这不仅简单，且可节省大量人力物力。

3．大气复氧系数K_2的估值：确定K_2的方法大体可分为两类：一类是根据现场实测资料或实验室模拟实验的结果来确定，另一类是依据机理模型或经验、半经验公式来推算。

（1）实验测定法：这里以Hormberger法为例来说明，这是通过测定夜间DO浓度变化求算K_2值的方法。该方法假定：①测量河段的状态是稳定的；②水生植物昼夜的呼吸速率不变；③夜间水生植物不进行光合作用。

根据这三个假定，他给出描述夜间DO浓度变化速度的表达式为：

$$\frac{dc}{dt}=K_2(c_s-c)-R \tag{4-112}$$

式中：R为呼吸系数，取其为常数R_0。将上式对t从t_i到t_{i+1}进行积分，记$\delta=t_{i+1}-t_i$则得

$$c_{i+1}-c_i=\left[(\bar{c}_{si}-c_i)-\frac{R_0}{K_2}\right]\left[1-e^{-K_2\delta}\right] \tag{4-113}$$

式中：c_i和c_{i+1}为t_i和t_{i+1}时刻DO的浓度；$\bar{c}_{si}$：为饱和DO浓度的平均值。

若记

$$\begin{aligned}&d_i=c_{i+1}-c_i\\&a_i=\bar{c}_{si}-c_i\\&\begin{cases}\xi_1=1-e^{-K_2\delta}\\\xi_2=R_0/K_2\end{cases}\end{aligned} \tag{4-114}$$

则（4-113）式可改写为：

$$d_i=a_i\xi_1-\xi_1\xi_2 \tag{4-115}$$

于是根据最小二乘法原理可求得ξ_1和ξ_2，然后再根据（4-114）式即可求得R_0和K_2的值。

（2）公式推算法：常用于推算K_2值的公式很多，这里仅介绍使用得比较普遍的经验公式：

$$K_2=P\cdot\frac{u^m}{H^n} \tag{4-116}$$

式中：u为河段中的平均流速；H为河段的平均水深；P、m、n为经验参数。

对水深较大，流速较小的河段，可采用下式：

$$K_2 = 128\frac{D_m^{1/2}u^{1/2}}{H^{3/2}} = 1.698 \cdot \frac{u^{1/2}}{H^{3/2}} \tag{4-117}$$

对水深较浅，流速较大的河段，可采用下式：

$$K_2 = 480\frac{D_m I^{1/4}}{H^{5/4}} \tag{4-118}$$

式中：D_m为氧在水中的分子扩散系数，它与水温有关；I为水面比降。

在结束本章的介绍时，需要指出的是：各种环境质量的监测方法主要是用来识别环境质量现状的；各种环境质量的预测方法则是用来识别在人类社会行为作用下环境质量可能发生变化的。这都是评价环境质量现状或环境质量的变化对人类社会生存发展影响的基础。也就是说，不能用对环境质量的识别（现在的或未来的）来代替对“环境对人类的影响”的评价。

第五章　环境质量评价方法

环境质量评价实际上是对环境质量优与劣的评定过程，而且是一种有方向性的评定过程。这个过程包含有许多个层次，如环境评价因子的确定、环境监测、评价标准、环境识别等等，最终的方向是评定人类生存发展活动与环境质量之间的价值关系。因此，广义地讲，环境质量评价方法应包括这一过程中使用的全部方法。

本章将提供某些建立在经济学或决定论基础上的环境评价方法，用来评价现在的和未来的人类生存发展活动与环境质量的价值关系。评价这种价值关系的合理方法有以下几个要素：一、必须确定与这一价值关系有关联的标准或目标函数；二、必须假定一些调节这一价值关系的模型。这种模型在合理的置信度下，可以对不同备选方案进行比较；三、建立效用或损失概率分布来判断不确定条件下产生的后果。这三个要素一般地讲并不是要同时考虑，而是按照评价的目的和要求予以具体引用。例如，在环境风险评价中要重点考虑第三个要素，因为环境风险评价所要解决的矛盾是在众多不确定因素下分析这一价值关系变化的可能性。

目前，国内外使用的环境质量评价方法很多，但大体上可分成以下几类：专家评价法、指数评价法、经济分析法、运筹学评价法和模糊综合评价法等。

第一节　决定论评价法

所谓决定论评价法，是通过对环境因素与评价标准进行判断与比较的过程。使用这种方法，首先设定若干评价指标和若干判断标准，然后将各个因子依据各个判断标准，通过直接观察和相互比较对环境质量进行分等，或者按评分的多少排序，从而判断该环境因素的状态。它包括指数评价法和专家评价法。

一、指数评价法

指数评价法是最早用于环境质量评价的一种方法。近十几年来，这一方法在环境质量评价中得到了广泛的应用，并有了很大的发展。它具有一定的客观性和可比性，常用于环境质量现状评价中。

1．环境质量指数的基本形式：根据不同评价目的的需要，环境质量指数可以设计为随环境质量提高而递增，也可设计为随污染程度的提高而递增。

设只有一种污染物作用于环境因素的情况下，其环境质量指数的公式可写为：

$$P=\frac{c}{S} \tag{5-1}$$

式中：P为环境质量指数；c为该污染物在环境中的浓度；S为该污染物对人类影响程度的某一数值或标准。

如果一个地区某一种环境因素中的污染物是单一的或某一种污染物占明显优势时，上述计算求得的环境质量指数大体可以反应出环境质量的概况。

若某一环境因素中有多种污染物，并且这些污染物之间并没有明显的激发或抑制作用。这时，可以近似地认为它们基本上是各自独立发挥作用，那么环境质量指数计算公式可写为：

$$P=\frac{c_1}{S_1}+\frac{c_2}{S_2}+\cdots+\frac{c_n}{S_n}=\sum_{i=1}^{n}\frac{c_i}{S_i} \tag{5-2}$$

若考虑多种污染物之间发生明显的化学反应，上式可分别乘以K_n修正系数；若考虑各环境因素在某一环境中所占的比例不相等，则需要根据各环境因素在环境系统中各自与人类行为发生关系时所占的比例来确定其权重。

总之，各地区按不同特点和要求所设计的公式有不同的形式。但计算的基本思路是一致的：①对于某一环境系统或某一环境因素，其环境质量值是各种污染物影响的综合结果，所以计算公式需以各污染物的种类数目作为公式中参数的数目；②按一定数学公式计算环境质量值，公式中通常以污染物实际浓度与相应的评价标准之比值为基本结构，有的则在各比值前乘以不同的系数，使影响环境质量值的主要因于能得到考虑；③选择S值是运用该公式的关键。根据环境质量评价的不同目的，S可有不同的选择。如以保护渔业为目的，进行一个河系或海域的环境质量评价时，S可选用“鱼类半致死浓度”；以污水灌溉为目的进行评价时，可选用导致作物质量下降的最低浓度值，等等。

2．环境质量指数在环境质量评价中的作用：把通过环境监测和调查得到的大量的数据（包括化学的、生物的、卫生的和物理方面的数据）置于环境评价者面前时，我们将很难鉴别它们所表现的环境质量状况。因此只有用环境质量指数对不同区域的环境质量进行比较，才能说明环境质量的状况。

具体说，环境质量指数有以下作用：

（1）对区域环境质量进行分级，以便对不同区域、不同时期的环境质量进行比较；

（2）可为专家评价法提供比较客观的量化的依据；

（3）可作为评价标准的替代形式，进行信息交流；

（4）将大量的监测数据归纳为少数有规律的指数表达式，可提高环境质量评价方法的可比性。

环境质量指数是随着环境问题的产生而提出的，目前已较普遍地研究使用。但是环境质量指数仅仅是对环境质量的极其粗略的静态描述。因此，环境质量指数的研究还需在理论上进一步完善。

3．用环境质量指数评价的主要环节

（1）收集、整理数据和资料：在收集和整理资料的基础上分析所要评价的区域环境要素背景的监测数据和资料。在现有监测数据不足时，要组织环境背景特征的调查，设计监测

网络系统，确定本地区环境中污染物和各种有关参数的背景值。监测计划的内容、监测网点的设置，应根据区域环境质量现状评价的目的、任务及评价区域自然环境特点、污染源分布的具体情况来确定。

（2）确定所要评价的环境要素及其评价因子：确定评价环境要素及其评价因子的依据是：

① 所选择的评价要素及评价因子应能满足预定的目的和要求。一般说，在做环境质量现状评价时，选择的因子应是例行监测浓度较高以及对人群健康已经有影响的因子；在做环境影响评价时，应选择可能受拟议行动影响的要素和因子；做区域环境质量综合评价时，要求选择较多的环境要素及其因子参加评价，以利作出较全面、确切的评价结论；

② 已开展的区域污染源调查和评价所确定的主要污染源和主要污染物；

③ 尽可能选择环境质量标准所规定的因子；

④ 评价单位可能提供的监测和测试条件。

（3）评价指数的选用和综合：选用的评价指数要作到有可比性。做环境质量评价应尽可能选择国内或地区范围内已通用的评价指数。这样作的优点是评价结果既有可比性又节省工作量；其次是选用国内外使用较多、较成熟的指数。在必要的情况下才自行设计指数。新设计的指数要求物理概念明确、易于计算。

从单元指数（5-1）式变成分指数，再从分指数转成总指数，都有一个指数综合的问题。综合的基本目的在于能从整体上描述环境质量。综合的方法常用的有三种：

① 代数叠加：即把每个分指数的权值按1考虑叠加，例如北京西郊环境质量的综合指数即属这类；

② 加权平均：可以是用分指数和权值的乘积加和取平均，也可以是用分指数的幂函数与数值乘积加和再开方取平均来求得。前者如南京城区环境质量的综合指数，后者如加拿大的大气质量指数；

③ 加权平均兼顾极值：在分指数中往往有个别极大值对环境质量的变化有重要影响。因此，在考虑平均值外还需兼顾极值的情况。这类指数的求法如第六章将介绍的内梅罗（Nenerow，1974）提出的水质指数和姚志麟提出的上海大气质量指数等。

（4）环境质量分级：为了评价环境质量的现状，需将指数值与环境质量状况联系起来，建立分级系统。分级系统是依据环境质量评价的目的，根据历史和现在的环境质量状况，经过汇总分析，在找出环境质量指数与实际环境污染的定量关系基础上建立起来的。环境质量分级系统应在实用中不断检验、修订，逐步完善，使之较为客观地反映环境质量状况。

一个环境质量分级系统是评价方法的重要组成部分，实际上是如何使评价结果更准确地反映环境质量的一种手段和标准。一般均按一定的指标对环境指数范围进行客观分段。其分段依据通常是污染物浓度超标倍数、超标污染物的种数，以及不同污染物浓度对应的环境影响程度等。如南京城区环境质量分级即根据污染物超标倍数和超标个数确定的；沈阳地区环境质量分级则根据污染物浓度对应的环境影响及超标倍数确定的。

环境质量高低主要是从生态状况，尤其是人群健康状况出发。环境质量分级应力求使划分的质量级别与生物、人群健康受环境污染影响的程度相联系。具体方法可采用系统分级法。从污染物浓度分级，综合成环境要素的质量级别，进而再综合成环境单元的质量级别。

二、专家评价法

（一）专家评价法的特点

专家评价法是一种古老的方法，但至今仍有重要地位。这是将专家们做为索取信息的对象，组织环境科学领域（有时也需要请其他科学领域）的专家运用专业方面的经验和理论对环境质量进行评价的方法。

专家评价法有以下几个特点：

1．专家评价法的最大特点在于对某些难以用数学模型定量化的因素，例如，社会政治因素可以考虑在内。

2．在缺乏足够统计数据和原始资料的情况下，可以作出定量估计。

值得指出的是，现代的专家评估方法与古老的直观的评估法，不是简单的历史重复，而是有质的飞跃，它们之间有截然不同的特点，其中较突出的有：

（1）已经形成一套如何组织专家，充分利用专家们的创造性思维进行评价的理论和方法；

（2）不是依靠一个或少数专家，而是依靠专家集体（包括不同领域的专家），这样可以消除个别专家的局限性和片面性。根据数理统计中的大数定律可知，如果几个专家的评估值为独立分布的随机变量时，只要n足够大，其评估的算术平均值就可以逼近数学期望值。

（3）现代的专家评价法是在定性分析基础上，以打分方式作出定量评价。

比较有代表性的专家评价法是特尔斐法，本节将重点介绍特尔斐法。

（二）特尔斐法

特尔斐法是美国兰德公司于1964年首先用于技术预测的。特尔斐是古希腊传说中的神谕之地，城中有座阿波罗神殿可以预卜未来，因而借用其名。

特尔斐法是专家会议预测法的一种发展，它以匿名方式通过几封函询征求专家们的意见。预测领导小组对每一轮的意见都进行汇总整理，作为参考资料再发给每个专家，供他们分析判断，提出新的论证。如此多次反复，专家的意见日趋一致，结论的可靠性越来越大。

特尔斐法是种系统分析方法，是在意见和价值判断领域内的一种有益延伸。它突破了传统的数量分析限制，为更合理地制定决策开阔了思路。由于能够对未来发展中的各种可能出现和期待出现的前景作出概率估价，特尔斐法就为决策者提供了多方案选择的可能性，而用其他任何方法都很难获得这样重要的，以概率表示的明确答案。

特尔斐法已在环境科学领域中得到广泛应用，说明该方法本身在环境预测和环境价值判断方面具有相当价值。下面将特尔斐法的特点、确定评价主题、编制评价事件一览表、选择专家、环境预测和价值判断过程、结果的处理和表达方式等七个问题分别加以论述。

1．特点：特尔斐法有以下三个特点。

（1）匿名性：为克服专家容易受到心理因素影响的缺点，特尔斐法采用匿名函询征求意见，可以消除某种心理因素的影响。

（2）轮回反馈沟通情况：特尔斐法不同于民意测验，一般要经过四轮。在匿名的情况下，为了使参加评价的专家掌握每一轮的汇总结果和其他专家提出的评价意见，达到相互启发的目的，组织领导小组对每一轮的结果作出统计，并作为反馈材料发给每个专家，提供出

下一轮评价时参考。

（3）评价结果统计特性：采用统计方法，对结果进行定量处理是特尔斐法的一个重要特点。

2．确定评价主题、编制评价事件一览表：经典特尔斐法是从一张白纸开始，即第一轮仅向专家提供预测或评价主题，而具体事件则由专家提出。应邀参加评价的专家围绕主题，提出应评价的事件寄给组织领导小组。组织领导小组对专家提出的预测或评价事件，经筛选整理，排除重复的和次要的事件，形成另一组事件。

这里值得指出的是，经典特尔斐法的第一轮，只提供给专家一张主题表，这样固然可以排除领导小组先入为主的问题，有益于充分发挥专家的个人才智和作用，但是某些专家由于对特尔斐法不甚了解或其他原因，不得知从何下手，有时提供的事件也杂乱无章，无法归纳。同时也难于保证在第一轮中专家提出的事件符合领导小组的要求。为了克服这些缺点，领导小组可根据现已掌握的资料或征求有关专家意见，预先拟定一个事件一览表，作为第一轮提供给专家，使他们从对事件一览表作出评价开始工作。当然，在第一轮，专家们也可对事件一览表进行补充和提出修改意见，这就是一种派生特尔斐法。

根据评价要求，预测事件和价值判断一览表有多种格式，其中主要有：

（1）价值关系调查表：领导小组和专家一起，对已掌握的数据进行分析，确定评价对象的总目标和子目标，以及达到目标的手段，见表（5-1）。

表 5-1 价值关系调查表

		协调总目标				
		子目标A	子目标B	子目标C	……	……
达到协调目标的手段	手段a					
	手段b					
	手段c					
	……					
	……					

例如，在评价火力发电厂对大环境质量的影响时，总的评价目标是：当某一地区急需电能发展经济，大气环境质量的发展趋势将会如何？其子目标可化为：A、SO_2的浓度变化；B、总悬浮微粒浓度的变化；C、经济发展的变化等等。达到目标的手段为：a、改变用煤的成分；b、改变燃烧方法；c、提高用电价格……。

（2）制定专家应答问题调查表：这个调查表是特尔斐法的重要工具，是信息的主要源。制表时要对问题进行分类：一类是定量估计，如各环境要素的相互影响（用权重、比分表示）等；第二类是半定性的说明，如推断式回答，见表5-2有条件的回答等；第三类是作出充分的说明，肯定式判断调查，见表5-3。

表 5-2 推断式判断调查表

措施名称	为提高某评价区域内的环境质量的总体水平，你认为如下措施哪一种可能最有效
发展经济	
提高民众的环境意识	
加强环境管理	

表 5-3 肯定式判断调查表

措施名称	为了改善大气环境质量，你认为下述各种措施，哪种肯定最有效	
	领导小组的意见	你的意见
改进燃烧方式		
改变煤的成分		
减少火力发电量		

（3）根据具体情况，对时间、权重、择优等方面设计调查表：这对环境影响预测，各选方案的评价都是非常有用的。

在确定主题、编制评价事件一览表时有以下几个问题是需要注意的：

① 向专家提供背景资料：环境科学是多学科相互交叉、渗透，不可能要求每一个专家对所有知识都非常了解。因此，有必要提供必要的背景材料；

② 问题要集中：环境问题涉及面很广，但对于某一环境质量评价，往往有一、二个主要环境问题是制约经济发展的因素。因此，问题要集中并有针对性，不要过于分散，以便使各个事件构成一个有机整体；

③ 调查表要简化：调查应有助于而不是妨碍专家作出评价，应使专家把主要精力用于思考问题，而不是理解复杂的和混乱的调查表。调查表的应答要求，最好是选择一个日期或填空。调查还应有足够的地方，以便专家阐明意见。

3．选择专家：特尔斐法是一种对意见和价值进行判断的作业，因而选择专家是成败的重要一环。

那么选择专家应如何进行呢？这里有四个问题：什么叫专家，怎样选择专家，选择什么样的专家，以及专家的人数。

（1）什么叫专家：在组织预测或评价时，拟选的专家不能仅仅局限于一个领域的权威，因为权威的人数是有限的。特尔斐法拟选的专家是指在该领域从事十年以上技术工作的专业干部。

（2）怎样选择专家：怎样选择专家是由评价目的决定的。如果要求比较深入地了解本地区的环境质量与经济活动的历史过程，则最好从本地区选择专家。从本地区选择专家比较简单，既有档可查，又熟悉专家的现实情况。如果评价任务关系到重大工程项目，对当地的经济、社会、人口的影响，则最好同时从本地区内外挑选，从行业内外挑选。

从外部选择专家，一般要经过几轮。首先要收集本行业、本地区比较熟悉的专家名单，而后再从有关期刊和出版物中物色一批知名专家。以这两部分专家为基础将调查表发给他们，征求意见，同时要求他们推荐1—2名有关专家。预测领导小组从推荐名单中，再选择一批有两人以上同时推荐的专家。

（3）选择什么样的专家：在选择专家过程中，不仅要注意选择精通技术，有一定名望，有学科代表性的专家。选择承担技术领导职务的专家固然重要，但要考虑他们是否有足够时间认真填写调查表。经验表明，一个身居要职的专家匆忙填写的调查表，其参考价值还不如一个专事某项技术工作的一般专家认真填写的调查表。再有乐于承担任务，并坚持始终，也是选择专家时要注意的一个问题。

（4）专家组人数：人数视评价规模而定。人数太少，限制学科代表性，并缺乏权威；人数太多，难以组织，对结果处理也比较复杂。研究结果表明，当人数接近15人时，进一步增加专家人数则对预测精度影响不大。因而小组人数一般以10—50人为宜。当然，对于一些重大问题，专家人数也可扩大到100名以上。在确定专家人数时，值得注意的是即使专家同意参加预测，因种种原因也不见得每轮必答，有时甚至中途退出，因而预选人数要多于规定人数。

美国马尼托巴大学曾邀请40名专家就能源和环境问题进行了预测。40名专家中，美国专家28名，法国专家3名，英国专家3名，前联邦德国和瑞士专家各2名，日本和比利时专家各1名。专家们任职年限的中位数和均值都是21年。专家们的职业分布是：8名就职于政府机关，6名在大学工作，11名在专业期刊编辑部，15名在工业和工业研究部门。专家的学位头衔：48%具有博士学位，37%是硕士，15%是学士。三轮预测参加到底的应答者约占2/3，每一轮的人数都超过30人。由于人员比较稳定，排除了人员波动对调查结果的影响。

4．环境预测和价值判断的过程：调查表制订后，就可以开始预测。预测过程中要创造条件使专家能够自由、独立地进行判断。经典特尔斐法一般分四轮进行。

第一轮：发给专家的第一轮调查表不带任何框框，只提出预测或评价主题。围绕主题由专家提出应预测或评价的事件。领导小组对专家填写的调查表进行汇总整理，归并同类事件，排除次要事件，用准确术语提出事件一览表，并作为第二轮调查表发给每个专家。

第二轮：专家对第二轮调查表所列的每个事件作出评价，并阐明理由。领导小组对专家意见进行统计处理。

第三轮：根据第二轮统计材料，专家再一次进行判断和预测，并充分陈述理由。有些判断和预测在第三轮时仅要求持异端意见的专家充分陈述理由，这是因为他们的依据经常是其他专家忽略的一些外部因素或未曾研究过的一些问题。这些依据往往对其他成员重新作出判断产生影响。

第四轮：在第三轮统计结果基础上，专家们再次进行预测和判断。根据领导小组要求，有的成员要重新作出论证。

通过这四轮，专家们的意见一般可以相当协调。但在预测过程中有几个问题是需要注意的。

（1）领导小组意见不应强加于调查表中：在评价过程中，领导小组认为已经存在着较明显的判断和大量事实时，领导小组就应试图把自己的观点加在调查中，以作为反馈材料供

下一轮预测时参考。这样处理势必出现引导现象，使专家的评价向领导小组意图靠拢。因而由此得到的预测结果或判断结论其可靠性是值得怀疑的。

（2）减少应答轮数：经典特尔斐法一般经过四轮，有时甚至五轮。但是一系列短期实验表明，通过两轮意见已相当协调。因而就现有经验来看，一般采用三轮较为适宜。

（3）部分取消匿名性：匿名性有助于发挥个人长处，不受外界的支持和反对意见的影响。但是在某些情况下，全部或部分取消匿名性也能保持特尔斐法的优点，从而有助于加快预测或判断进程。其具体作法是：首先采取匿名询问，而后公布结果并进行口头辩论，最后再进行匿名询问，由此而得出的结果作为最后评价。经验表明，这种方法较好，这是因为先匿名调查，每个人都经过独立思考，作出应答，因而在辩论时容易坚持己见，引起争论，通过讨论取得协调意见。

（4）部分取消反馈：部分取消反馈是只向专家反馈四分点或十分点，而不提供中位数。这样有助于防止有些专家只是简单地向小组中位数靠拢，借以回避提出新的评价和论据的倾向。

5．结果的处理和表达方式：对应答结果进行分析和处理，是特尔斐法预测和判断的最后阶段，也是最重要的阶段。处理的方法和表达的方式，取决于评价问题的类型和对评价的要求。

在介绍结果处理之前，我们首先要研究一下专家意见的概率分布问题。因为只有掌握作为随机变量的专家意见的概率分布，才能对专家意见的数字特征作出估计。从许多试验可以得出一个结论，专家的意见分布是接近或符合正态分布的，这是我们对数据进行处理的数学基础。掌握了专家意见概率分布后，就可以对专家意见的数字特征作出估计。

目前，特尔斐法在环境质量评价中应用较为广泛的是：对环境影响事件发生的时间提出评价；对某一环境因素在环境质量总体中的比重进行评价；尤其是近来对重大工程项目的多目标多方案的环境影响相对重要性进行评价，如三峡工程的环境影响评价中采用了这种方法。在这里将重点介绍相对重要性的处理方法。

多目标多方案的相对重要性评价，包括了专家意见的集中程度、协调程度及其统计显著性、专家积极性系数和专家的权威程度。

（1）专家意见的集中程度

① 计算某方案的算术平均值：首先将全部专家对所有方案的平分值 C_{ij} 列表（5-4）；

表 5-4　相对重要性评价表

专　家	工程建设项目的备选方案					
	1	2	j	…	n	
1	C_{11}	C_{12}	C_{1j}	…	C_{1n}	
2	C_{2n}	C_{22}	C_{2j}	…	C_{2n}	
⋮	⋮					
i	C_{i1}	C_{i2}				
⋮	⋮	⋮	⋮	…		
m	C_{m1}	C_{m2}	C_{mj}	…	C_{mn}	

以表 5-4 为基础，求各方案的算术平均值，得：

$$n_j=\frac{1}{m_j}\sum_{i=1}^{m_j}C_{ij} \tag{5-3}$$

式中：n_j 为 j 方案算术平均值；m_j 为参加 j 方案评价的专家数；C_{ij} 为 i 专家对 j 方案的评分值。

算术平均值为 0—100 分，n_j 越大，方案的重要性越高。

② 方案的满分（100分）频率：所谓满分频率，就是对 j 方案给满分的专家数与对 j 方案作出评价专家总数之比，其计算方法为：

$$K'_j=\frac{m'_j}{m_j} \tag{5-4}$$

式中：K'_j 为 j 方案的满分频率；m'_j 为给满分的专家数。

j 方案满分频率为0—1。K'_j 可以作为 n_j 的补充指标。K'_j 越大，说明对方案给满分的专家人数越多，因而方案的重要性可能越大。

（2）专家意见协调程度：这是一项十分重要的指标，通过协调程度的计算，还要找出高度协调专家组和持异端意见的专家。

① 求 j 方案评价结果的变异系数：变异系数是代表评价相对波动大小的重要指标，具体求法按如下顺序进行：

a．计算 j 方案评价的方差。方差代表评价的离散程度，其公式为：

$$S_j^2=\frac{1}{m_j-1}\sum_{i=1}^{m_j}\left(C_{ij}-n_j\right)^2 \tag{5-5}$$

b．

$$\sigma_j=\sqrt{S_j^2}=\sqrt{\frac{1}{m_j-1}\sum_{i=1}^{m_j}\left(C_{ij}-n_j\right)^2} \tag{5-6}$$

式中：σ_j 为 j 方案的标准差。

c．计算 j 方案评价变异系数。已知 j 方案的算术平均值与标准差，可求得变异系数：

$$V_j=\frac{\sigma_j}{n_j} \tag{5-7}$$

式中：V_j 为 i 方案评价的变异系数。

V_j 表明了专家们对 j 方案相对重要性的波动程度，也就是协调程度，V_j 越小，专家们的协调程度越高。

② 专家意见的协调系数：变异系数仅能说明 m_j 个专家对于 j 方案的协调程度，但是我们往往还希望了解全部 m 个专家对全部 n 个方案的协调程度。这一协调程度用 W 表示：

$$W=\frac{12}{m^2(n^3-n)-m\sum_{i=1}^{m}T_i}\sum_{i=1}^{n}d_j^2 \tag{5-8}$$

式中：T_i 为相同等级指标。

$$T_i=\sum_{l=0}^{L}\left(t^3_l-t_l\right) \tag{5-9}$$

式中：d_j^2 是 j 方案等级与全部方案等级总和的算术平均值之差的平方

L为i专家评价中的相同评价组数；t_i为L组中的相同等级数。

协调系数W在0—1之间，W越大，表示所有专家对全部方案协调程度越好。协调系数不大，意味着专家意见协调程度比较低。协调系数小，可能是由以下两种原因引起的：①参加同一方案预测的专家之间缺乏交流；②在对同一方案预测的专家组中存在着一些高度协调组，但各高度协调组之间意见相互对立。因而，某些预测的结果，W可能很小，极端情况甚至为零。这对预测结果没有什么影响，这时的关键问题是要找出各高度协调组。因为通过对各高度协调专家组就某方案判断的分析，有助于从事多方案选择。

（3）协调程度统计显著性：评价或预测是在一定假设前提下进行的，假设专家意见按正态分布，但预测或评价结果如何呢？则要进行假设检验，也称为显著性检验，它用以比较理论结果与实际观测结果的差异。统计量落入拒绝区域的概率（%表示）称为显著性水平。在数量上显著性水平等于1减去置信水平。因而显著性水平数值越小，专家组意见协调的概率越大。如果显著性水平超过0.05（5%）则认为在专家意见协调方面将是不足置信的。协调程度的显著性检验按皮尔逊（R. Pearson）X_R^2准则进行：

① 计算X_R^2值：

$$X_R^2=\frac{1}{mn(n+1)-\frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{m}Ti}\sum_{j=1}^{n}d_j^2 \tag{5-10}$$

② 计算自由度：自由度为计算X_R^2值时用到的独立观测值的个数：

$$f=n-1$$

③ 根据自由度f和显著性系数a，从X^2分布表中查到X_f^2，如果$X_R^2>X_f^2$，则可认为专家意见相当协调。

（4）专家的积极性系数：所谓专家的积极性系数就是专家对某方案的关心程度，其计算方法为参与对j方案预测的专家与全部专家数之比，即

$$C_{aj}=\frac{m_j}{m} \tag{5-11}$$

式中：C_{aj}为积极性系数；m_j为参与j方案预测的专家数；m为全部专家数。

（5）专家权威程度：任何一个专家都不可能对预测中的每一个问题都是权威的，而权威与否对评价的可靠性则有相当大的影响。因而，在对评价结果进行处理时，常常要求考虑专家对某一问题的权威程度。

专家的权威程度一般由两个因素决定：一个是专家对方案作出判断的依据，用C_i表示，一个是专家对问题的熟悉程度，用C_r表示。专家的权威程度以自我评价为主，有时也可相互评价。

问题的熟悉程度取0.1—10分。如果认为对这个问题最权威，记1.0分，相当权威记0.8分，可以满足要求记0.5分，不太熟悉记0.2分。

权威程度为判断系数和熟悉程度系数的算术平均值，即

$$C_s=\frac{C_i+C_r}{2} \tag{5-12}$$

权威程度求出以后，把它作为权数，对专家评分值进行加权平均计算。

方案的相对重要性的计算比较复杂，其中有些运算还没有成熟经验，然而相对重要性计算对于大型工程建设项目和区域开发的环境影响评价中的多方案选择是十分重要的，因而必须引起重视。

在这一节中，我们介绍的方法是决定论评价法的二种形式。它们的主要优点是：①把定性的要素指数化；②可根据评分明确排列顺序。

第二节　经济论评价法

一、概述

在费用（或支出、投资）与收益的相互比较中可评价人类活动与环境质量之间的关系，这种从经济的角度进行环境评价的方法，称为经济论评价法。由空气、水、土地等环境要素构成的环境质量，为人类提供直接或间接产生经济效益的商品和劳务，它可以成为消费性的商品和劳务，也可以是生产性的商品或劳务，如秀丽的山水具有使人舒服的价值，是消费性的；而大气对工厂排放污染物的净化能力是生产性的。环境质量的经济论评价法其根本立足点在于环境质量在人类活动过程中所具有的经济价值。人类活动对环境质量产生的影响，可能危害环境质量及其周围的受纳体（包括人群、动植物、建筑等）从而把经济费用强加于社会。如果把环境质量看作为是一个生产要素，环境质量的变化即相当于生产率和生产成本的变化，于是就导致价格和产出水平的变化，而后者是可以观察和测量的。例如：①土壤流失的减少可以保持甚至增加山地农作物产量，于是土壤质量改善所得的经济效益可以用农作物的增产量乘以它的市场价格来计算；②灌溉水质的改善，如盐分的降低可以提高作物生产率，因此产量的增加乘以产品的价格可以作为水质改善的效益；③化工厂的空气污染对厂区周围的农业生产有不利影响。于是损失农作物产量的经济价值就可以作为减少污染所得到的效益；④酸雨可以引起某些材料的腐蚀和损坏。这种损坏可以通过材料的处理、更新来补救，其所消耗的货币价值是可计量的；⑤空气污染引起人类发病率和死亡率的增加，因而对人的劳动生产率有不利的影响。改善空气环境质量，使劳动生产率增加的经济价值是可以计量的，以此可以代表空气污染治理的经济效益。

以上的例子说明，环境质量的变化影响生产率的变化。如果生产率的变化能够用市场价格来表示，那么环境质量变化的效益或损失就可以度量。在度量的过程中，除了考虑经济因素外，某些社会因素也是经济论评价中所必须的。通常需要考虑的社会要素主要有：①人口——人口总数、密度、组成、结构以及分布等情况；②人体健康情况，包括出生率、死亡率、医疗保健设施、人体健康的背景值等；③文化教育，包括当地的传统文化、历史遗产、文化水平以及入学率、教学水平等；④社会福利，主要指社会保险和福利事业；⑤收入与分配，包括总收入水平、人均收入水平以及分配的合理性、平均程度等。

亚洲发展银行推荐采用人类发展指数HDI来综合描述人类社会经济发展水平。

$$HDI = 1 - \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} I_i \tag{5-13}$$

式中：I_i 为第 i 种社会要素的损失指数。

$$I_i = \frac{\max Y_i - Y_i}{\max Y_i - \min Y_i} \tag{5-14}$$

式中：$\max Y_i$ 表示第 i 种社会要素的最大期望值；$\min Y_i$ 表示第 i 种社会要素的最小期望值；Y_i 表示第 i 种社会要素的实际期望值。

亚洲发展银行在计算亚洲各地区各个国家人类发展指数时，给出寿命期望值 $\max Y_1 = 78.04$ 和 $\min Y_1 = 41.80$；文化水平的期望值 $\max Y_2 = 100$ 和 $\min Y_2 = 12.3$（成人识字率）；把 Y_3 定义为人均国民收入，其最大和最小值可以根据一定的目标值或人口收入水平来确定。

美国社会卫生组织（ASHA）提出一个包括六个社会要素的综合指标：

$$\text{ASHA指标} = \frac{\text{就业率} \times \text{识字率} \times \text{平均寿命} \times \text{人均收入增长率}}{\text{人口出生率} \times \text{婴儿死亡率}}$$

二、效益-费用分析法

评价论的评价过程大致可分为四步：①确定经济要素、社会要素与环境要素之间的关系，或者确定人类开发行为对环境的重要影响；②将这种关系或影响加以定量化，如大气中某些污染物质的浓度增加使人群发病率增加多少等；③对这些量的变化加以估价，尽可能用货币价值来表示，最后，进行经济分析。

一般地讲，经济论评价法，可根据环境质量经济价值计算的难易程度分为不同的方法。对于有一定依据计量其效益和损失的可采用效益-损失法，而对于那些计算环境质量效益比较难的问题，可采用费用-效果分析法。

（一）基本原理

效益-费用分析的一个基本假定是，可以按照人们为消费商品和劳务准备支付的价格表计量消费者对需求的满足程度。因此，环境质量的效益费用评价是以人们对环境质量改善的支付愿望，或由于破坏接受补偿的愿望为基础的。这里涉及如下几个基本概念。

1．效用、边际效用和边际效用递减规律

（1）效用是一个人通过消费商品或劳务所得到的需求上的满足。在一定的范围内，一个人消费得越多，他的总效用水平越高。它说明了商品或劳务对个人的使用价值，也代表着个人本身的效益（见图5-1）。

（2）边际效用是效用随消费量而变化的速率（见图5-2），它与单位时间内消费的商品数量 Q 的增量有关，也可以说是消费量增加一个单位时所增收的效用，可用效用曲线的斜率表示：

$$mu = \frac{\Delta u}{\Delta x} \tag{5-15}$$

式中：mu 为边际效用；Δu 为效用增量；Δx 为消费增量。

（3）边际效用递减规律，由于效用 u 与边际效用 x 不是直线关系，而是凸曲线关系。当数量增加，边际效用逐渐减少，即单位消费量的效用减少，到了 x_i 点，边际效用等于零，此后边际效用变为负值，说明了边际效用函数为递减关系（见图5-2）。

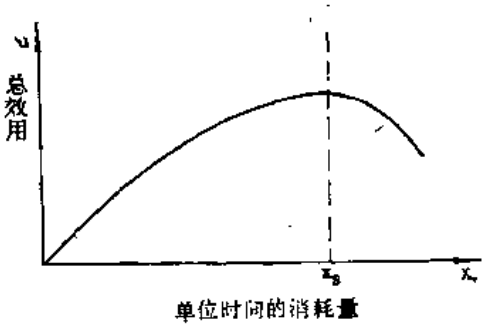


图 5-1 个人效用函数

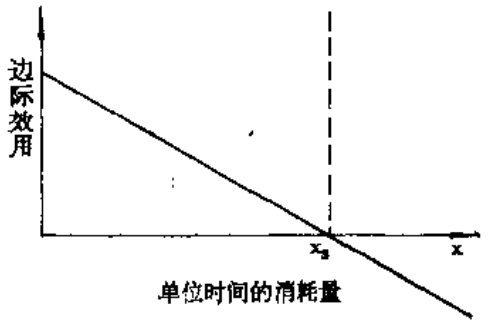


图 5-2 边际效用的函数关系

2．支付意愿、需求曲线和消费者剩余：效用本身不能用绝对值来度量，因此间接地用消费者所愿意支付的货币数量即价格加以衡量，这就是消费者的支付意愿，它取决于商品的价格和消费者本人对该商品的边际效用。当消费品的价格小于边际效用时，消费者才乐于支付；需求曲线也是一种递减关系，其规律是符合需求的量越多价格越低，符合需求的量越少价格越高；消费者剩余的概念，是用来评价某销售商品和劳务的经济效益的。对于某一商品，使用者愿意为其支付的费用减去他实际支付的费用叫做消费者剩余，市场商品价值可以用消费者剩余表示。同样，非市场商品的价值也可以用消费者剩余表示。然而非市场商品（如为消费者使用的环境劳务，这里称其为纯公共商品）的需求经常是不明显的。因一般不支付实际价格，所以在评价技术中需借助“支付意愿”的概念来计量消费者的效益，这是用对需求曲线的超过来进行的（见图5-3）。

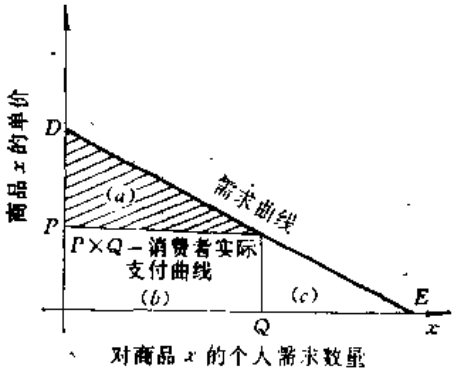


图 5-3 消费者需求曲线及消费者剩余示意图

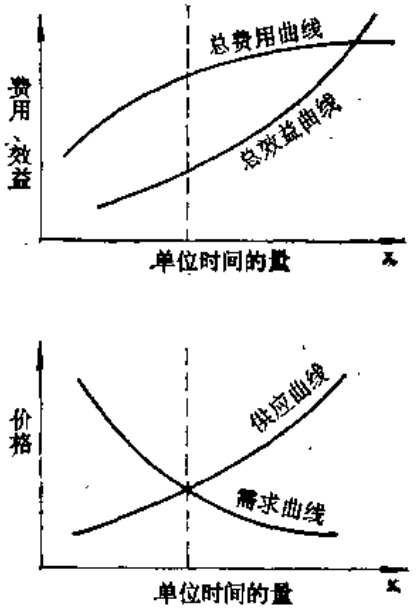


图 5-4 商品 x 生产和消费的最优水平

图中 a 为商品实际价格为 P 时的消费者剩余；$b+a$ 为对数量 Q 支付的意愿；$a+b+c$ 为价格等于零时对商品的总支付意愿。

若某一公共商品（如自然景观）观赏时不需支付门票（价格＝0），那么图中需求曲线

的面积，即 $a+b+c$ 为公共商品的（如自然景观）价值。

根据上述基本原理，可以把对环境质量的改善比做为一种商品的生产为达到某种环境质量要求所需付出的费用和所获得的效益，可用图 5-4 表示。阴影面积表示净效益。

（二）费用和效益的分类

1．费用的分类：费用的划分可以从不同的角度来进行，若从经济学角度讲，按外部费用和内部费用来划分更为合理。内部费用是企业为了防止污染而安装的防治设备的投资和运行费用，这一部分费用由企业支付，并以提高产品的出售价格的方式把这笔费用转嫁到消费者身上。在这里，市场经济规律起作用，内部费用包括环境设备的基建费和运行费。外部费用则是由于开发利用环境质量或对环境质量造成的损害费用，目前以纳税或其他形式支付。外部费用包括社会的，如因污染致害的医疗费、赔偿费，包括经济的，如水体污染使鱼产量下降、农作物减产造成的经济损失等。

2．效益的分类：一般按货币效益和非货币效益进行分类，也可分为直接效益、间接效益或社会效益。社会效益一般不能货币化，也难以估算。因此在实际工作中，侧重于直接效益的计算。

费用和效益的比值常用来评价环境质量的价值，或人类某一活动的经济效果 E。

$$E=\frac{B}{C} \tag{5-16}$$

式中：B：效益；C：费用。

衡量经济效果好坏的标准是：

$$E=\frac{B}{C}\longrightarrow \max \tag{5-17}$$

评价经济效果最基本的条件应该是：

$$E=\frac{B}{C}\geqslant 1 \tag{5-18}$$

即效益必须大于费用，比值至少等于 1，否则从经济上说是不合理的。

在工程建设项目的环境影响评价中，经常要比较建设项目在不同时期的费用、效益和净效益，这时就需要对费用、效益打个折扣，并采用一定的贴现率作折扣的量度。从经济学理论看，这主要是基于人们对效益时间偏好，即对于相同的效益，人们都希望早日得到它。同时，存在着“复利效益”，即可以通过把效益不断投入下一个生产过程来获益，使未来的利益不断增加。对于考虑了一定贴现率的费用、效益，就称其为现值，即把效用、效益、净效益都转化为同水平年的现值，使它们在整个时间段上有可比性。

在考虑一定贴现率的情况下，费用现值计算公式如下：

$$\mathrm{PVC}=\sum_{t=0}^{n}\frac{C_t}{(1+r)^t} \tag{5-19}$$

式中：PVC为费用现值；C_t 为第 t 年的费用；

r 为贴现率；t 为年度变量；

n 为服务年限。

效益现值计算公式为：

$$\mathrm{PVB}=\sum_{t=0}^{n}\frac{B_t}{(1+r)^t} \tag{5-20}$$

式中：PVB 为效益现值；B_t 为第 t 年效益；其他符号同（5-19）式。

净效益现值计算公式为：

$$\mathrm{NPVB}=\mathrm{PVB}-\mathrm{PVC}=\sum\frac{B_t-B_c}{(1+t)^t} \tag{5-21}$$

按照净效益准则的一般要求，只要项目的净效益值大于零，即 $\mathrm{B}>0$，就认为项目是可行的，但在实际中人们希望项目的净效益值越大越好。

（三）环境质量价值的估算模式

根据所考虑的问题不同，衡量环境质量价值可从效益和费用两个方面去评价：一是从环境质量的效用，从它们满足人类需要的能力，以及从得到好处的角度进行评价；另一是从环境质量遭到污染，并进行治理所需花费多少进行评价。

1．市场价值法：这种方法认为环境质量是一种生产要素。其状态的好坏直接影响生产率和生产成本，从而导致生产的利润和产量的变化，而产品的价值、利润是可以利用市场价格来计量的，市场价值法就是利用因环境质量变化而引起的产品产量和利润的变化来评价环境质量变化的经济损失，用公式表示为：

$$S=V\sum_{i=1}^{n}\Delta R_i \tag{5-22}$$

式中：S 为环境污染或生态破坏的价值损失；V 为受污染或破坏物种的市场价格；

ΔR_i 为某种产品受 i 类污染或破坏程度时的损失产量，i 一般分为三类（$i=1, 2, 3$）分别表示轻度污染、严重污染或遭到破坏。

ΔR_i 的计算方法与环境要素的污染或损失过程有关，如计算农田受污染损失时可按下式计算：

$$\Delta R_i=M_i(R_0-R_i)$$

式中：M_i 为某污染程度的面积；R_i 为某污染程度的单产；R_0 为未受污染或类比区的单产。

2．人力资本法：为了评价环境质量对人类健康的经济价值，经济学界和环境学界提出了很多方法，人力资本法是其中发展最快的一种。人类是社会发展的最重要资源，环境质量变化对人类健康有很大影响，如果人类生存环境受到污染，使原来的环境功能下降，就会给人类的健康带来损失，这不仅使人们失去劳动能力，而且还会给社会带来负担，人力资本法就是对这种损失的一种估算方法。对人体健康方面所造成的损失主要包括：过早死亡或病休所造成的收入损失、医疗费开支的增加等等。人体早得病或死亡的社会效益损失是由个人对社会劳动的部分或全部损失带来的，它等于一个人丧失工作时间内的劳动价值或预期的收入。根据米山（Mishan，1971）理论：

$$L=\sum_{t=T}^{\infty}y_tP_T^t(1+r)^{-(t-T)} \tag{5-23}$$

式中：L 为个人的预期收入现值或效益损失现值；y_t 为预期个人在第 t 年所得收入（扣除非人力资本收入）；r 为贴现率；P_T^t 为个人从第 T 年活到 t 年的机率。

3．机会成本法：这是在自然资源使用选择的各备选方案中能获得经济效益最大方案的效益。在环境污染或破坏带来的经济损失估算中，考虑到环境资源是有限的，被污染或被破坏后就会失去其使用价值，因此在资源短缺的情况下，可利用它的机会成本作为由此而引起的经济损失，即：

$$P = V_2 W \tag{5-24}$$

P为损失的机会成本值；V_2为某种资源的单位机会成本；W为某种资源的污染或破坏量，其估算方法与环境要素和污染过程有关。

人力资本法和机会成本法也都是市场价值的表现。

4．资产价值法：这是一种替代市场价值法，它与市场价值法的区别在于，它不是利用受环境质量变化所影响的商品或劳务的直接市场价格来估计环境效益，而是利用替代或相辅产品的价格，来估计无价格的环境商品或劳务。如清洁空气的价值、不同水平的环境舒适性价值，都可成为销售商品价格中的一个因素。在工程建设项目的环境影响评价中，经常考虑由建设项目引起周围环境质量发生变化，则附近的房地产价格也受其影响，由此使人们对房产的支付愿望或房地产的效益发生了变化。

$$\Delta B = \sum_{i=1}^{n} a_i (Q_{i2} - Q_{i1}) \tag{5-25}$$

式中：ΔB为效益的变化，可以是由于建设项目引起房产效益的减少，也可以是空气污染防治使房产效益的增加；a_i为边际支付愿望，若第i个替代产品的价格为P_i，相应的环境质量水平为Q_i，则$a_i = \frac{\partial P_i}{\partial Q_i}$。$Q_{i1}$，$Q_{i2}$分别为变化前和变化后的环境质量水平。

5．旅行费用法：是根据消费者为了获得娱乐享受或消费环境商品所花费的时间和费用，用来表明消费者对这个娱乐场所的真实评价。因而，这种方法可以应用于估计现有娱乐场所的真正经济价值（包括消费者剩余）。一般情况下，不考虑其他因素影响时，建立旅行者人数或天数和边际旅行费用的需求函数或需求曲线（见图5-5 a），就可计算出代表娱乐性环境商品的效益。图5-5 b给出我国学者杨宏伟等[①]计算三峡自然风光价值的实例。这个实例说明用旅行费用法计算环境质量提供给人类的享受与舒适价值是可行的，但正如作者所指出的，由于以一次性估算旅行费用作为边际旅行费用，这种边际旅行费用的估算是偏低的。

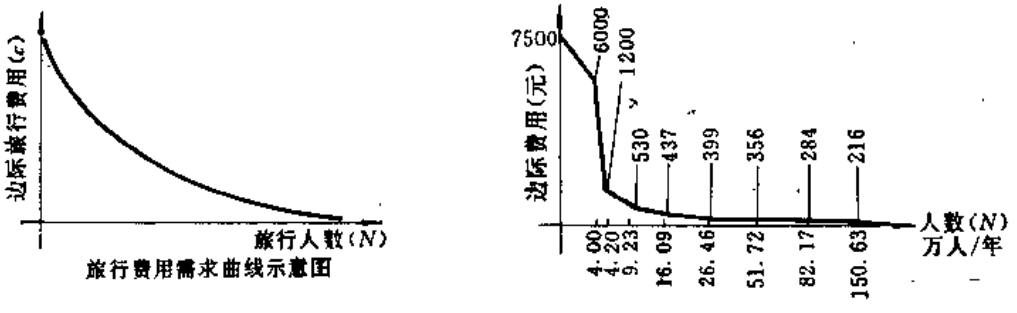


图 5-5　计算三峡自然风光价值的实例

① 杨宏伟、陈国阶：重庆环境科学，Vol 13. No 3 1991。

前面介绍的五种方法，是完全依赖于以支付意愿为基础的环境质量效益评价方法。但是，在很多情况下，全面估计到保护和改善环境质量的经济效益是一件很困难的事情。一方面受研究技术和资料的限制；另一方面受支付意愿的理论上不完整的限制。实际上，许多有关环境质量的评价是在没有对效益进行货币估算的情况下做出的，是用一些特定目标或某种物理数量指标来代替货币效益的，如排放总量。下面介绍的是根据计算出替代被破坏的环境劳务所需的费用来评价环境质量的方法。

6．防护费用法：防护费用法是生产者和消费者愿意承担防护费用时所显示出的环境质量效益所得的隐含价值。根据它们所包含的费用，按照所使用那些资源的经济价值，就提供了产生效益的最低估计。防护费用已被广泛用于环境影响评价中。假设对一个拟建飞机场进行噪声污染损失评价，由于机场附近住户对飞机噪声引起的负效用都有其主观评价，其效益损失为LB，如果住户为避免噪声污染，决定迁居到一个较为安静的地区，则需要支付一定的费用，这些费用包括：

（1）反映房主附加的价值或实际租金超过房屋市场价格的消费者剩余S；

（2）由噪声引起房地产价格降低D；

（3）搬迁费用R。

如果$LB>S+D+R$，房主一定会搬迁；如果$LB<S+D+R$，则房主可能会留下来忍受噪声。但无论如何，房主所选择的方案都要使总费用降到最低，其费用可作飞机噪声污染引起效益损失的最低估价。

7．恢复费用法：由于建设项目或环境管理措施不适当造成环境质量下降以及由此造成其他生产性资产损害，恢复环境质量或生产性资产的初始态所需费用可作为估计环境效益损失最低期望值。水污染引起农、渔业的损失，开矿引起地面下沉而造成建筑物损失的恢复费用，就是这方面的例子。

（四）效益-费用分析法的实例说明

为了能对上述一些方法的使用有一个全面的了解，这里摘要介绍中国学者(葛吉琦1992)研究水污染对人体健康影响的经济损失估算方法。该研究成果，重点突出了人力资本法、机会成本法和防护费用法的使用过程。

1．确定水环境污染因素与人体健康的关系：在估算水污染影响健康所导致的经济损失时，考察污染水体威胁人体健康所作出的反应是必要的。污染水体中致病性物质将通过直接或间接途径进入人体，引起急慢性疾患乃至传染病爆发流行。人患病后，通常采取治疗、休息等措施来恢复机体。在传染病流行时，人们还得采取许多疫情控制的应急措施。平时，为预防水污染疾病，社会还开展防疫、饮用水和食品卫生等工作。因此，由于水污染对人体健康的影响，人们必须支付水污染疾病的治疗费用，承受患病引起的工时损失；同时也不得不支付相当数量的水性疾病的防护费用。这里把由水体污染影响健康造成的社会支出和减少的收入称之为水污染对健康影响引起的经济损失，简略为水污染健康损失，用C_n代表；把因水污染疾病带来的经济损失称为健康损害费用，用L_n表示；并把预防水污染疾病的社会支出称为防护费用，并用P_n表示。我们认为，水污染健康损失等于水污染对健康损害费用与水污染疾病防护费之和。即

$$C_n=L_n+P_n \tag{5-26}$$

水污染对健康损害费用主要包括：①水污染疾病的治疗费用（L_c）；②因水性疾病丧失工作日的经济损失（L_w）；③因水性疾病早逝造成的经济损失（L_d）；④在传染爆发流行时，疫区中许多正常的社会经济活动因之取消、推延或受到限制所诱发的经济损失（L_i）；⑤因治疗费用支出导致经济开发机会丧失所造成的损失（O_c）。

这样，$L_n=L_c+L_w+L_d+L_i+O_c$ (5-27)

社会为防治水污染所作的一切努力都将对人民健康有益。不过，这里水污染疾病的防护费用仅局限于生活用水卫生及防疫保健的范围内。其防护费用将主要包括：①用于水性疾病防护的卫生事业费用（P_0）；②自来水厂因水污染而被迫进行的取水口改建工程费用（P_w）；③增加的生活用水水处理费用（P_t）；④农村用水改革费用（P_v）；⑤防护支出造成的投资机会的损失（O_p）。

这样 $$P_n=P_0+P_w+P_t+P_v+O_p \quad (5-28)$$

以（5-26）、（5-27）式构成水污染健康损失估算模式，是基于对水污染影响健康导致费用支出的实际分析而建立的框架。把水污染病的支出作为水污染健康损失的一个部分，这是因为它也是由于水污染对健康的损害作用而强加给社会的一笔额外开支。这与估算水污染工业损失时，把增加的水处理费用作为其损失的一部分有相似之处。事实上，这样处理与环境经济学基本理论是吻合的。环境经济学中认为，环境污染损害费用与污染防护费用可归并为同一类型，这便是通常称谓的环境污染损失。

2．费用计算的方法

（1）治疗费用的计算：治疗费用等于水污染疾病患者人数乘以病者平均治疗费用。人均治疗费用可通过统计得到。水污染疾病患者人数可以通过清洁区与污染区差异推求，但在目前情况下，欲寻找一个与计算区自然条件相似而不受污染的清洁区似难求得。笔者以下式推求治病费用：

$$L_c=\sum_{i=1}^{k} l_{ci}\cdot S_i\cdot a_i \quad (5-29)$$

式中：k为列入计算的水污染疾病种类数；l_{ci}为i种疾病平均治疗费用；S_i为i种疾病患者人数；a_i为i种病人中因水污染引起的比例数。

a_i的确切值仍有待于环境医学的研究结果，但目前可以通过病因调查确定。例如，根据苏州市防疫站的调查，在急性腹泻病人中，由生水加食物、生水加果品，以及游泳时喝生水导致的患者人数约占85%，故取该肠炎、痢疾的a值为0.85。

（2）工时损失和早逝损失的计算：休养期间病者与陪护人员的工时损失以及早逝损失都是一种工作机会的丧失所导致的损失。但两者有不同之处，病者仍须吃饭，死者已无消耗，损失计算也因之有异。

工时损失可用下式计算：

$$L_w=\sum_{i=1}^{k} G_a\cdot N_i\cdot S_i\cdot a_i \quad (5-30)$$

式中：G_a为人均日国民收入；N_i为i种疾病患者平均的病休日数与须陪护日数之和；k、S_i、a_i意义同前。

早逝者导致的损失理解为：如果人还健在，他在未来的工作年限中，劳动所能产生的价

值减去本身消耗的部分，这可以用国民经济统计资料中的年积累来估算：

$$L_d=\sum_{i=1}^{k}\sum_{t_0=1}^{t_n}D_i,t_0\cdot l_d,t_0 \tag{5-31}$$

式中：t_0 为死亡时的年龄；t_n 为工作年龄的上限，可取 $t_n=60$ 岁；

D_i，t_0 为 i 种疾病患者在 t_0 岁死亡人数；

l_d，t_0 为个人在 t_0 时死亡的平均损失，可用下式计算：

$$l_d,t_0=\sum_{t=t_0}^{t_n}\frac{At_0(1+R)^{t-t_0}}{(1+r)^{t-t_0}} \tag{5-32}$$

式中：A_{t_0} 为在 t_0 死亡当年的人均积累；如果 t_0 小于起始工作年龄，A_{t_0} 以平均养育费用计算，且取负值；

R 为社会年积累的平均增长率；r 为社会平均贴率。

（3）防护支出的计算：防护费用中的卫生事业费、供水设施生活供水所增加的水处理费用、取水口改建工程费用以及农村水改费用等一般都可以通过调查统计取得。因计算污染损失时，往往取年为时间单位，所以在涉及防务工程的费用时，可借用工程经济学方法，以年度费用计算。

年度费用包括年度运行费和维修费，以及把工程投资分摊到使用年上的资金恢复费用。等于：

$$\text{资金恢复费用}=(P-F)/n\ \text{（不计利息）}$$

式中：P 为工程投资；F 为弃置不用时残值；n 为工程服务年限。

前述工程损失、早逝损失的计算是对工作机会丧失的一种估价，实质上是在用机会成本概念来分析处理环境经济问题。所谓机会成本乃是一种隐蔽含蓄的可能发生的成本，是为了完成某种任务而放弃的其他任务所造成的损失。在分析治疗费用和防护费用时，实际的损失值不只是帐面支出的治疗费用和防护费用，而应该计入本可把这些资金用于经济开发所带来的收益，即计算其机会成本，拟用下式计算：

$$\begin{aligned}O_n&=O_c+O_p\\&=I_c\cdot R_i+(P_0+P_w+P_tP_e)\cdot R_i\end{aligned} \tag{5-33}$$

式中：O_c，O_p 分别为治疗费用、防护支出的机会成本；R_i 为每百元资金产生的利润加税收。

3．实例：某市位于水网化地区，工业发达，人口稠密。水体受到比较严重的生活污染和工业污染。经调查，该市的主要水污染疾病为肠道传染病及消化道癌症。因此选择伤寒、传染性肝炎、霍乱、痢疾、肠炎及食道癌、胃癌、肠癌、肝癌为进行统计的主要病种，取1985年资料进行计算。

该市原自来水厂水源受到严重污染，不得不延伸管路向长江取水，耗资二千多万元，且使能耗等运行管理费用增加；该市每千吨自来水的助凝剂、消毒剂用量高于水源水质尚好的地区自来水厂用量。该市自 1983 年起在农村开展用水改革，至 1985 年底投资约1040万元，收益数19.6 万人，供水成本 0.40 元每吨。该市人均日国民收入 4.00 元，人均年积累 558.7 元，积累的平均增长率取9.2%，社会基准贴现率 r 取8%，每百元资金可产生 32.87 元的利润和税收。依照上述资料，可算得该市水污染健康损失（参见表5-5）。该市1985年因水污染

影响健康造成的经济损失为4500万元，相当于市国民生产总值的1%。其中对健康损害费用药占3/4，防护费用占1/4。该市每年用于水污染疾病的治疗费用（包括生活用水卫生范围内的水性疾病的预防费用）约为2500万元，约损失160万个工作日，包括工时损失在内的机会损失约2000万元。

表 5-5 某市1985年水污染健康损失估算结果

单位：万元

健康损害费用L_n			防护费用 P_h			总损失 C_n	
分项	金额	%	分项	金额	%	金额	%
治疗费用	1748.41	38.8	卫生事业费	30	0.7		
L_n 之机会成本工时损失	574.40	12.7	自来水口改建	438.31	9.7		
	638.98	14.2	水处理增加	66.90	1.5		
早逝损失	533.94	11.8	农村水改费	228.00	5.1		
			防护支出机会成本	250.86	5.5		
小计	3495.73	77.5	小计	1014.07	22.5	4509.80	100

三、费用-效果分析法简介

费用效果分析法是在不能对效益进行计量时，采用的一种恰当地权衡效益和资源费用的一种方法。在某些情况下，如根据新经济开发区的规划方案进行环境影响评价，若完全从经济上评价改善环境质量的效益是相当困难的。因此，在制定开发政策时必须以费用效果分析为基础，确定环境质量目标。例如，开发区域环境的美学价值、生活质量价值、人体健康价值、总量控制目标等，通过使各种目标的费用最小找到一个经济有效的方案。因为任何效果都是表示特定活动预期目标的实现程度。所以，费用效果分析法是可以通过对活动的效果进行比较来实现的。如：（1）在费用相同的条件下，比较它们效果的大小；（2）在效果相同的条件下，比较它们费用的多少；（3）有效性比较，即比较它们的费用对效果或效果对费用的比率。

在水资源开发利用的发展规划中，常常遇到水携带性病行疾病，如血吸虫病等。在对发展规划进行环境影响评价时，必不可少的要分析这一传染性疾病对人体健康的影响，目标是要减少、阻止这种传染病的流行。如何使实现这个目标的费用最小，是难以用效益-费用分析法计算的，而用费用效果分析法是可行的。Rosentieedcmel Bomeer（1978）给出了一个实例，并对这种方法进行了说明，他们通过四个步骤完成了费用效果的分析：

（一）第一步，建立模型，确定疾病的发病率和流行率

发病率的定义是：在给定的人口中在一段规定时间内，感染血吸虫病的人数和未感染的人数的比例变化率；流行率是在任何时段内已经感染了血吸虫病的人口百分比；发病率是棲栖群钉螺的数量与水接触的人数（有钉螺棲栖的水）和给定人口中流行率的函数。从理论上

讲，评价发病率的方程应该是：

$$A=f(H.W.P) \tag{5-34}$$

式中：A是血吸虫病的发病率；H是棲栖钉螺数量；W是接触水的人数；P是血吸虫病的流行率。

问题是要从理论模型研究出一个能运算的评价方程。

目前已经研究出几种运算模型，这里仅介绍两个模型：

1．包括H和P两个变量的模型（Rosenfied 等，1977），该模型对流率的估计为：

$$P=(r_t)\ (\text{总人口}) \tag{5-35}$$

$$A=b_0(H^{b1})\ (P^{b2}) \tag{5-36}$$

$$r_t+d_t=\left(r_t-\frac{A}{A+B}\right)e^{-(A+B)d_t}+\frac{A}{A+B} \tag{5-37}$$

式中：P为人口中受感染的人数；r为传染人口的百分数；A为发病率感染比率系数；b_0、b_1、b_2为回归系数；H为人们离棲栖钉螺的距离（m）；B为消除感染的比率系数；t为时间。

消除感染是指血吸虫病患者本身摆脱疾病的自然过程。系数B被认为是按特定的血吸虫病型式而确定的。

2．包括W和P两个变量，用下式估计疾病流行率：

$$P=(r_t)(\text{总人口}) \tag{5-38}$$

$$A=b_0(W^{b1})\ (P^{b2}) \tag{5-39}$$

$$r_t+d_t=\left(r_t-\frac{A}{A+B}\right)e^{-(A+B)d_t}+\frac{A}{A+B} \tag{5-40}$$

式中所有的变量与方程（5-35、36、37）中的相同，W为接触水的参数。

表5-6说明了与某一灌溉工程有关的典型人和钉螺的接触点。设定这些接触点后，为了

表 5-6　灌溉工程中的人类活动与血吸虫病的传播关系

人　类　活　动	人和钉螺的接触点
1.农田灌溉	农田中不流动的水，使用支渠的虹吸水所有的沟渠
2.灌溉系统的维护	
3.冲洗（人体、衣服、餐具）	支渠、排水沟、河流、田边的水坑
4.娱乐（游泳等）	田边水坑，河流、排水渠、主渠
5.取水	支渠、排水沟、河流、田边水坑
6.饮用水	排水沟、支渠、河流、田边水坑
7.废弃物处理	
（1）人的废弃物	田野、排水沟、毛支渠、河流
（2）垃圾	排水主支渠、河流
8.家畜管理	河流、漫滩、田边、水坑

发展（获得）有代表性的不同年龄组的接触水的模型，还需要有必要的经验数据。

为了预测流行率使用的模型（例如上述两个模型之一），首先要假定没有采取管理措施，另外要有可以估计预测血吸虫病流行率的函数

（二）第二步，研究减少血吸虫病流行率的具体措施

这些措施包括减少棲栖钉螺地、限制与水有关的人类活动，使用化学疗法医治受传染的病人（见表 5-7）。

（三）第三步，提出可供选择的各种方案

表 5-7　减少血吸虫流行率的具体措施

Ⅰ．减少人和钉螺的接触
A、减少钉螺的栖息地和钉螺数量，或减少栖息地或减少钉螺数量
1．化学除虫
a 所有的栖息地
b 有病灶的（只处理已经知道是传染疾病的钉螺栖息地）
2．为了阻止钉螺进入灌溉系统可在引水点安装机械筛
3．干渠加衬
4．排除田野和干渠以及支渠里的死水
5．从干、支渠和排水沟里清除植物的污泥
6．引进食肉动物或各种天敌
7．用管道输送水到二级支渠
8．提高灌溉效率
B、改善人类活动
1．用庭院中的水塔供给家庭用水
2．配置洗衣房
3．配置淋浴装置
4．配置游泳池
5．保护水上娱区
6．沟渠的位置远离现有居民区
7．为灌溉者和灌溉系统的维修工人提供长统水靴
8．在靠近干、支渠和排水沟的村庄设置公共厕所和垃圾处理场
9．保护牧区
Ⅱ．用药物对人进行化学治疗
A、对所有受感染的人进行治疗
B、对特定范围的人进行治疗

资料来源：Rosenfield and Bower, 1978。

这些方案体现了各种有关的具体措施和各种公共设施的安排。（表5-8）列出了 6 种可供选择的具体方案，这 6 种是根据特定情况发展出来的，并反映出从第 1 种向第 6 种进行时疾病流行率减少的程度逐步提高的现象。

（四）第四步，评价各方案的费用并与效果水平相比较

具体内容见表5-9，从以上的分析可以看出，在环境质量评价中经济论评价法是很有希望的一种方法。但是，也不能对它们抱过高的期望，这主要有以下两个原因：①经济评价主要依赖于对人类发展活动的物理、化学、生物影响的理解和估量；②在确定非市场商品和劳务的货币价值中现有的概念和经验方法是很不完善的。例如，评价人的寿命和对人体健康的损害是很困难的。因为即使已知空气污染对人体健康的影响，如何评价人类健康的损害，这在经济学家之间也没有一致的看法。其次，还有一些很重要的社会问题，对其进行经济评价也不是很容易的。因此，经济论评价法在环境质量评价中的应用还需要进一步地发展完善。

表 5-8 减少血吸虫病流行的几种具体方案举例

Ⅰ. 对血吸虫病没有采取具体的管理措施

Ⅱ. 对所有地方施用杀软体动物的药剂（Ⅰ.A.1.d）

Ⅲ. 对全部受感染的使用化学疗法（Ⅱ.A）

Ⅳ. 在工程建设之前对所有的人使用化学疗法（Ⅱ.A）；在饮水点安装机械筛（Ⅱ.A.2）；排水设施（Ⅰ.A.4）；清除植物和淤泥（Ⅰ.A.5）；提高灌溉效率（Ⅰ.A.8）

Ⅴ. 对病灶性的地方施用杀软体动物的药剂（Ⅰ.A.1.b）；提高家用水质量（Ⅰ.B.1）；保护水上娱乐场所（Ⅰ.B.5）；为灌溉者和灌溉维修工人提供长统水靴（Ⅰ.B.7）；对特定范围内的人使用化学疗法治疗（Ⅱ.B）

Ⅵ. 对所有地方施用杀软体动物的药剂（Ⅰ.A.1.d）；在饮水点安装机械筛（Ⅰ.A.2）；排水（Ⅰ.A.4）；清除植物和淤泥（Ⅰ.A.5）；提供家庭给水（Ⅰ.B.1）；提供洗衣房（Ⅰ.B.2）；提供淋浴设施（Ⅰ.B.3）；提供游泳池（Ⅰ.B.4）；提供公共厕所和垃圾处置场（Ⅰ.B.8）；特定范围的化学疗法（Ⅱ.B）。

注：括号中数字参阅表5-7。

表 5-9 减少血吸虫流行率的各组具体措施的有关费用和效果

具体措施组别	年度净费用（美元）	稳定下的流行率（%）	增加的费用（美元）	稳定下减少的流行率（%）	单位费用流行率减少的增量（%/美元）
Ⅰ	0	90—100	1.2×	10.0	8.3/×
Ⅱ	1.2×	85—90	0.3×	10.0	12.5/×
Ⅲ	2.0×	70—80	1.5×	30.0	20.0/×
Ⅳ	3.5×	40—50	2.0×	34.5	17.2/×
Ⅴ	5.6×	8—13	3.5×	8.5	2.4×
Ⅵ	9.0×	1—3			

注：工程至少在设计水平上运转 3 年。

第三节 模糊综合评价方法

环境是一个多因素耦合的复杂动态系统，“当这个系统的复杂性日益增长时，我们作出系统特性的精确而有意义的描述能力将相应降低，直至达到这样一个阈值，一旦越过它，精确性和有意义性就变成两个相互排斥的特性”。① 随着环境质量评价工作的不断深入，需要研究的变量关系也愈来愈多、愈加错综复杂，其中既有确定的可循的变化规律，又有不确定的随机变化规律。另外，人们对环境质量的认识也是既有精确的一面，又有模糊的一面。环境质量同时具有的这种精确与模糊、确定与不确定的特性都具有量的特征。有的时候可以用精确的语言来表述，有的时候则需要用模糊的语言来表述。环境质量评价中引入了模糊评价方法是客观事物的需要，也是主观认识能力的发展。

一、环境质量评价中的不确定性分析

不确定性是客观事物具有的一种普遍属性。量子力学中的测不准原理不论它是由客观对象本身的变化性造成的，还是由于人们认识的模糊性所致，都说明了不确定性的存在。

① L. A. Zadeh Fussy sets Informations and Control, 1965。

在环境质量评价的整个过程中，被评价的对象、评价方法甚至评价主体及其掌握的评价标准都具有不确定性。把环境质量评价中不确定性的原因大致可归纳为：认识上的局限性、数据的不充分性或不可靠性、环境质量本身具有的随机性和可变性等三个方面。

1．认识的局限引起的不确定性

（1）受环境科学发展的局限：对复杂的环境系统和重要的因果关系缺乏认识。如有毒化学品、重金属等在食物链中的累积作用尚缺乏深入的认识。

（2）受预测模式的局限：环境质量的预测模式是对真实情况的近似描述，它既可以是对环境系统的不严格的智力图象，也可以是物理、数学的高度抽象概括出来的具有严密结构的图式。因此，预测模式的局限性一方面表现在模式不可控制的变量中永远存在着不可确定性，另一方面表现在人们描述真实情况的能力。

（3）受监测技术发展的局限：目前，人们对环境质量的监测能力是有限的，其中一个主要原因是监测技术和分析手段尚不完善。

2．环境监测数据的不充分和不可靠引起的不确定性

（1）受采样条件的限制数据不充分，如受仪器、时间、经费等原因的限制，监测数据少，时间、空间重复率低。

（2）数据的代表性差，特别是在难以得到监测数据时，经常以外推的方式得到。如某种污染物对人体健康的效应-剂量曲线，是根据同一污染物在动物身上做实验来推断的。

（3）缺少历史累积数据

3．随机性和可变性引起的不确定因素

（1）随机性是环境要素具有的一种属性，如影响大气和水体稀释自净能力的湍流过程就是一个随机过程。

（2）环境质量有其自身的演变规律，人类活动对环境质量的改变，是叠加在这个变化规律之上的。这也就体现了环境质量变化的可变性。

（3）预测误差中的随机性。

4．评价主体的心理因素造成的不确定性

根据上面对环境质量评价中不确定因素的简要分析，可以看出环境质量评价结论必然存在一定程度的不确定性。如何处理评价中的不确定性因素，不仅关系到评价结论是否全面地反映环境质量的价值，而且还关系到依据评价结论所做的决策是否正确。

目前，处理不确定性常用的方法有概率方法，该方法对随机性造成的不确定因素的分析比较有效。当监测数据缺乏或不可靠时多采用数据分布特性和统计的方法将不确定的程度平滑掉。为了了解不确定因素对评价结论有多大影响时，常采用灵敏度分析的方法，以了解哪些不确定性因素对评价结果影响最大。

模糊数学的兴起为确定和不确定，为精确与模糊的沟通建立了一套数学方法，也为解决环境质量评价中的不确定性开辟了另一途径。

二、模糊集理论在环境质量评价中的应用

科学问题需要数学描述，以实现其严谨性。环境质量评价所使用的数学模型有确定性数学模型、随机性数学模型和模糊性数学模型。

（一）模糊集合理论简介

随机性和模糊性都是不确定性。所谓随机性，是指事件的发生与否而言，但事件本身的含义是确定的，而是由于条件不充分，事件的发生与否有多种可能的不确定性，如在[0,1]上取值的概率分布函数就是描述这种随机性的；所谓模糊性，是指元素对集合的隶属关系而言，而事件本身的含义是不确定的，但事件的发生与否是可以确定的，因而元素（事件）对集合的隶属关系是不确定的。在[0，1]上取值的隶属函数就是描述这种模糊性的。模糊数学就是用数学的方法来研究、处理实际当中存在的大量不确定的、模糊的问题。

1．集合是现代数学中一个最基本的概念。所谓集合是指“具有某种性质的、确定的、彼此可以区别的事物的汇总。”构成集合的事物叫做集合的元素或元，通常用大写字母A、B、C…等表示集合，而小写字母a、b、c…等表示元。当元a属于集合A时，记为$a \in A$，当元a不属于集合A时，记为$a \overline{\in} A$。集合也简称为集。

2．模糊集合，正像模糊数学所研究的问题一样，无法用一种精确的语言或概念来加以描述，只有通过在与普通集合的比较过程理解它。普通集合是用于描述“非此即彼”的清晰概念，因而它可用属于或不属于来确定集合的全体成员。如所有大于1的实数，这是一个清晰的的概念，可用集合

$$A=\{x \mid 1<x<\infty\}$$

来表示。它表明凡大于1的实数都是A的成员，尽管A的元素无法一一列举，但其范围是可以完全确定的。

若将上述概念改为“所有比1大得多的实数”，这就变成一个模糊概念了。因为无法划出严格分明的界限，在此界限内部都属于“比1大得多的实数”，在此界限外都不属于。而只能说某数比1大得多的实数的程度高，另一数属于它的程度低。又如，判断一个人的年龄年轻和年老；评价环境质量未污染、污染较重、污染严重等，都很难找出一个分明的界线，它们都是一些模糊概念。因此，对于模糊集而言，不能用“属于和不属于”来表达。可用模糊集合$\underset{\sim}{A}$

$$\underset{\sim}{A}: U \to [0,\ 1]$$

来表示，它表明$\underset{\sim}{A}$是论域U上的一个模糊集合。

3．隶属度与隶属函数：隶属度表示元素u属于模糊集合$\underset{\sim}{A}$的程度，也就是对模糊集合的判断是用元素对此集合的从属程度大小来表达的。这就使集合界线模糊不清无关紧要了，它并不会影响我们对元素属于集合的判断，隶属度可以是0—1间的任何数。隶属度的概念是普通集合论和模糊集合论的关键区别。

仿照用特征函数表示普通集的方法，用隶属函数表示模糊集。隶属函数是指在论域U到[0，1]上的映射μ，即　　$\mu: U \to [0,\ 1]$

当$\mu(u)=1$时，则u完全属于模糊集合，当$\mu(u)=0$时，则u完全不属于模糊集合，$\mu(u)$越接近1，u属于$\underset{\sim}{A}$的程度就越大。显然，当隶属度只取0，1等值时，模糊集合便退化为普通集合了，即不确定性变成了确定性。为简便计，约定　$\mu_A=\underset{\sim}{A}$

为了对上述概念加深理解，下面介绍两个例子加以说明：

例1　设$\underset{\sim}{A}$是所有比1大得多的实数，$\underset{\sim}{A}$就是论域R上的一个模糊集。$A: R \to [0,\ 1]$，x属于R关于$\underset{\sim}{A}$的隶属度为：

$$\underset{\sim}{A}(x)=\begin{cases}0 & x\leqslant 1\\ \dfrac{1}{1+\dfrac{100}{(x-1)^2}} & x>1\end{cases}$$

若 $x_1\leqslant 1$，则 $\underset{\sim}{A}(x_1)=0$，故 x_1 不属于 $\underset{\sim}{A}$。即小于或等于 1 的数不可能是比 1 大得多的数。

若 $x_2=11$，则 $\underset{\sim}{A}(x_2)=0.5$，故 11 属于此集的程度是50%；

若 $x_3=101$，则 $\underset{\sim}{A}(x_3)=0.99$，故 101 属于此集的程度是99%。

例 2　“年轻”和“年老”是两个模糊概念，取论域 $U=[0,\ 100]$（年龄），设描述“年轻”和“年老”的这两个隶属函数 μ_Y 和 μ_O，或这两个模糊集分别为 $\underset{\sim}{Y}$ 和 $\underset{\sim}{O}$，年龄 u 分别属于这两个模糊集的隶属度为：

$$\underset{\sim}{Y}(u)=\begin{cases}1 & 0\leqslant u<25\\ \left[1+\left(\dfrac{u-25}{5}\right)^2\right]^{-1} & 25\leqslant u<100\end{cases}$$

$$\underset{\sim}{O}(u)=\begin{cases}0 & 0\leqslant u\leqslant 50\\ \left[1+\left(\dfrac{u-50}{5}\right)^{-2}\right]^{-1} & 50<u\leqslant 100\end{cases}$$

$\underset{\sim}{Y}(23)=1$，$\underset{\sim}{O}(80)=0.97$，这意味着 23 岁属于年轻的程度为 100%，80 属于年老的程度为 97%。

以上介绍了模糊性是通过隶属函数来实现的，即用模糊集合表现模糊性，但模糊性的概念是很广的，还可能有其他方式来表现模糊性。这里之所以用模糊集表现模糊性，是由于模糊集可视为普通集的推广，因而集于集论的经典数学中的一套成熟方法便可相应地移植过来，这为讨论模糊集带来了极大方便。

（二）环境质量综合评价的模糊数学模型

1. 用隶属度刻划环境质量的分级界线：在模糊集理论中，运用隶属度来刻划客观事物中大量模糊的界线，而隶属度可用隶属函数来表达。环境质量评价中，“污染程度”就是一个模糊概念，从而作为评价污染程度的分级标准也应是模糊的，像水质、大气、土壤的分级界线就是一个模糊界线。因此，在评价过程中，有必要用隶属度来描述它。现在环境质量评价中常采用一个简单的数字指标作为分界线，界线两边截然分为不同级别。例如有的标准把一级水的溶解氧（DO）规定为 8.0 mg/L。如果实际情况是 8.1 mg/L 则算作一级水，而 7.9mg/L 则算作非一级水，实际上8.1与7.9相差很小。所以这样分级不太客观。当采用模糊概念，用隶属度来刻划这条界线就好得多。比如可以说，DO 值为 8.1 mg/L 时隶属一级水的程度达到 100%，而 7.9 mg/L 时隶属一级水的程度为 95%，相应地隶属于一级水的程度就是 5%，对于其他数值也可给予不同的隶属度。显然这样刻划其界线要合理的多。

为了进行模糊运算，需要确定隶属函数。这里仍以 DO 为例，为了便于说明问题，隶属函数取线性的，若 DO 指标一级水标准为 8 mg/L，二级水标准为 6 mg/L，则 DO属于一级水的隶属度可用隶属函数表示为：

$$\mu(u)=\begin{cases}1 & u\geqslant 8\\ \dfrac{1}{2}(u-6) & 6<u<8\\ 6 & u\leqslant 6\end{cases}$$

函数表达的意思是当实测值 u 大于 8 mg/L 时，DO属于一级水的隶属度是100%，当实测值 u 小于 6 mg/L，属于一级水的隶属度为 0，如果实测值 u 界于两者之间，对于一级水的隶属度为 $\frac{1}{2}(u-6)$。

再举一例，来说明隶属函数的建立过程。若 BOD 有分级标准如表 5-10 所示。

表 5-10 BOD 分级标准　　单位mg/L

水质标准	一级标准	二级标准	三级标准	四级标准	五级标准
BOD	1	2	5	8	12

BOD 对一级水质标准的隶属函数为：

$$\mu_1(u)=\begin{cases}1 & u\leqslant 1\\ -\frac{1}{2}(u-3) & 1<u<3\\ 0 & u\geqslant 3\end{cases}$$

BOD 对二级标准的隶属函数为：

$$\mu_2(u)=\begin{cases}0 & u\leqslant 1,\ u\geqslant 5\\ \frac{1}{2}(u-1) & 1<u\leqslant 3\\ -\frac{1}{2}(u-5) & 3<u<5\end{cases}$$

$$\mu_3(u)=\begin{cases}0 & u\leqslant 3,\ u\geqslant 8\\ \frac{1}{2}(u-3) & 3<u\leqslant 5\\ -\frac{1}{3}(u-8) & 5<u<8\end{cases}$$

$$\mu_4(u)=\begin{cases}0 & u\leqslant 5,\ u\geqslant 12\\ \frac{1}{3}(u-5) & 5<u\leqslant 8\\ -\frac{1}{4}(u-12) & 8<u<12\end{cases}$$

$$\mu_5(u)=\begin{cases}0 & u\leqslant 8\\ \frac{1}{4}(u-8) & 8<u<12\\ 1 & u\geqslant 12\end{cases}$$

2．对单项指标分别进行评价：不论是评价大气、水体、还是土壤等因子时，都有几项甚至十几项参数指标。若取U为污染物各单项指标的集合，V取分级标准的集合。例如评价水体污染，可取U{BOD,DO,COD,酚，CN}，取V{Ⅰ级水，Ⅱ级水，Ⅲ级水，Ⅳ级水，Ⅴ级水}，对U上的每个单项指标进行评价，通过隶属函数求出单项指标对于 5 个级别水的隶属

度。如BOD项有实测值$u=4$，就可分别求出属于Ⅰ，Ⅱ，Ⅲ，Ⅳ，Ⅴ级水的隶属度$\mu(u)$，得出一组5个数。$\mu_1(4)=0$，$\mu_2(4)=0.5$，$\mu_3(4)=0.5$，$\mu_4(4)=0$，$\mu_5(4)=0$。同样DO、COD、酚、CN也分别得出一组5个数，每项指标的5个数依次排列，组成一个5×5的模糊矩阵，称作模糊关系矩阵$\underset{\sim}{R}$。第一行是BOD对5个级别水质的隶属度，第一列是U上五个单项指标分别对于Ⅰ级水质的隶属度。其他行列意义类推。如果U取n项，则$\underset{\sim}{R}$为$n\times 5$矩阵。

$$\underset{\sim}{R}=\begin{pmatrix}0 & 0.5 & 0.5 & 0 & 0\\ 0 & 0 & 0.69 & 0.31 & 0\\ 0 & 0 & 0.09 & 0.91 & 0\\ 0 & 0.48 & 0.52 & 0 & 0\\ 0 & 0.33 & 0.67 & 0 & 0\end{pmatrix}$$

3．计算权重：由于各单项评价指标（或评价要素）对某一环境综合体的贡献存在差异，即对综合体的作用不同，相应有不同的侧重。因此对各单项指评要给予一定的权重。计算权重的方法很多，这里介绍一种反映污染超标轻重的加权法。对于总体污染状况，显然超标越多，实际浓度越大，影响越大。任何污染物只有当它达到一定浓度时才产生危害，这一方法反映了超标多，加权大的特点。

计算权重公式：$W_i=\dfrac{C_i}{S_i}$

式中：C_i为i种指标（污染物）的实测浓度；S_i为i种指标在某种功能情况下浓度标准值。

因为单项指标总体中权重的大小与某种功能下的单项分级标准无关。所以对于S_i，如果某单项指标分为5个级别，则取它们的均值：

$$S_i=\frac{1}{5}(S_1+S_2+S_3+S_4+S_5)$$

由于DO不是污染物质，其指标与其他指标相反，其值越大说明水质越好。故计算权重时应取倒数：

$$W_{DO}=\frac{1}{\dfrac{C_{DO}}{S_{DO}}}=\frac{S_{DO}}{C_{DO}}\quad(C_{DO}\neq 0)$$

为了进行模糊运算，各单项权重值还须归一化，所以：

$$\overline{W}_i=\frac{C_i/S_i}{\sum_{i=1}^{n}C_i/S_i}$$

对于模糊集合U上单项指标的权重，也可以写成矩阵形式，如$\underset{\sim}{B}=(0.20,\ 0.19,0.30,\ 0.18,\ 0.13)$说明BOD的权重为0.20，DO的权重为0.19以此类推。如果U取n项，则$\underset{\sim}{B}$为$1\times n$矩阵。

4．模糊矩阵复合运算：进行单项评价并配以权重后，可得到两个模糊矩阵，即权重模糊矩阵$\underset{\sim}{B}$和关系模糊矩阵$\underset{\sim}{R}$。所谓关系模糊矩阵$\underset{\sim}{R}$就是隶属度矩阵。在此基础上，把$\underset{\sim}{B}$和$\underset{\sim}{R}$进行复合运算便得出综合评价指数。模糊矩阵复合运算非常类似于普通矩阵乘法，只是将矩阵乘

法运算中的“×”号改为“∧”号，将“+”号改为“∨”号。“∧”意为两数之中取小的，“∨”意为两数之中取大的。试比较：

普通矩阵乘法：设$F=(2,\ 3,\ 4)$　$E=\begin{pmatrix}3&4&5\\2&1&2\\3&2&3\end{pmatrix}$

F与E两矩阵相乘：

$$FE=(2,3,4)\begin{pmatrix}3&4&5\\2&1&2\\3&2&3\end{pmatrix}$$

$=〔(2\times3)+(3\times2)+(4\times3),\ (2\times4)+(3\times1)+(4\times2),\ (2\times5)+(3\times2)+(4\times3)〕$

$=〔24\quad 19\quad 28〕$

模糊矩阵复合运算，设$\underset{\sim}{F}=(2\ 3\ 4)$

$$\underset{\sim}{E}=\begin{pmatrix}3&4&5\\2&1&2\\3&2&3\end{pmatrix}$$

$$\underset{\sim}{F}\circ\underset{\sim}{E}=(2\quad 3\quad 4)\begin{pmatrix}3&4&5\\2&1&2\\3&2&3\end{pmatrix}$$

$=〔(2\wedge3)\vee(3\wedge2)\vee(4\wedge3),\ (2\wedge4)\vee(3\wedge1)\vee(4\wedge2),\ (2\wedge5)\vee(3\wedge2)\vee(4\wedge3)〕$

$=〔3\ 2\ 3〕$

再回到水质模糊评价的例子：

$$\underset{\sim}{B}\circ\underset{\sim}{R}=(0.20\ 0.19\ 0.30\ 0.18\ 0.13)\begin{pmatrix}0&0.5&0.5&0&0\\0&0&0.69&0.31&0\\0&0&0.09&0.91&0\\0&0.48&0.52&0&0\\0&0.33&0.67&0&0\end{pmatrix}$$

$=〔(0.2\wedge0)\vee(0.19\wedge0)\vee(0.30\wedge0)\vee(0.18\wedge0)\vee(0.13\wedge0),$
$(0.2\wedge0.5)\vee(0.19\wedge0)\vee(0.30\wedge0)\vee(0.18\wedge0.48)\vee(0.13\wedge0.33),$
$(0.2\wedge0.5)\vee(0.19\wedge0.69)\vee(0.30\wedge0.09)\vee(0.18\wedge0.52)\vee(0.13\wedge0.67),$
$(0.2\wedge0)\vee(0.19\wedge0.31)\vee(0.30\wedge0.91)\vee(0.18\wedge0)\vee(0.13\wedge0),$
$(0.2\wedge0)\vee(0.19\wedge0)\vee(0.30\wedge0)\vee(0.18\wedge0)\vee(0.13\wedge0)〕$

$=〔0\vee0\vee0\vee0\vee0,\ 0.2\vee0\vee0\vee0.18\vee0.13,\ 0.2\vee0.19\vee0.09\vee0.18\vee0.13,$
$0\vee0.19\vee0.30\vee0\vee0,\ 0\vee0\vee0\vee0\vee0〕$

$=(0\quad 0.2\quad 0.2\quad 0.3\quad 0)$

得出的指数是对应于集合V上各项的隶属度。即对一级水的隶属度为0，对二级水的隶属度、三级水的隶属度均为0.2，对四级水的隶属度为0.3，对五级水的隶属度为0，结果对四级水的隶属度为最大。结论：水体为四级。

用两个模糊矩阵的复合运算做综合评价的含义是这样的：$\underset{\sim}{B}$中5个数是U上5个单项指

标对于总体污染作用的权重大小，$\underset{\sim}{R}$中第一列是U上五个单项指标分别属于一级水的隶属度，第二列是各项指标分别属于二级水的隶属度，以此类推。在综合考虑总体对各级水的隶属度时必然要考察各项分指标对各级水的隶属度和其在总体中的重要程度。这就是$\underset{\sim}{B}$矩阵与$\underset{\sim}{R}$矩阵中各列复合计算的目的。经过一番取大取小的选择，可得出总体对于各级水的隶属度。

如果在模糊矩阵复合运算结果中出现两个最大值的情况，这时要考虑次大值贴近哪个。例如：某一复合运算结果为：

$$\underset{\sim}{B} \circ \underset{\sim}{R} = (0.18 \quad 0.30 \quad 0.30 \quad 0 \quad 0)$$

结果中对于二级、三级水的隶属度都是0.30，但对于一级水的隶属度为0.18，对四级水的隶属度为0。所以结论应更偏向一级水方向，故最终结论定为二级水。

综上所述，综合评价的模糊数学模型为：

设：环境质量的因素集合为：

$$U = \{u_1, u_2, u_3, \cdots, u_n\}$$

式中：$u_1, u_2, \cdots, u_n$为参与评价的n个环境因素的数值，环境质量评价标准集合为：

$$V = \{v_1, v_2, v_3, \cdots, v_m\}$$

式中：$v_1, v_2, \cdots, v_m$为与u_i相应的评价标准集合。

在U和V给定之后，因素论域（各环境因素）与评语论域（各评价标准）之间的模糊关系可用模糊矩阵$\underset{\sim}{R}$来表示

$$\underset{\sim}{R} = \begin{pmatrix} r_{11} & r_{12} \cdots r_{1m} \\ r_{21} & r_{22} \cdots r_{2m} \\ \vdots & \\ r_{n1} & r_{n2} \cdots r_{nm} \end{pmatrix}$$

r_{ij}表示第i种因素的环境质量数值，属于第j类评价标准的隶属度。

因素论域U上的每一个单因素u_i在所有因素中所起作用的大小，可用权重$\underset{\sim}{B}$度量。

$$\underset{\sim}{B} = \{b_1, b_2, b_3, \cdots, b_n\}$$

$b_1, b_2, b_3, \cdots b_n$表示单因素$u_i$在所有因素中的权重系数。

则环境质量模糊综合评价模型为：

$$\underset{\sim}{Y} = \underset{\sim}{B} \circ \underset{\sim}{R}$$

式中：$\underset{\sim}{Y}$为模糊综合评价结果，是评语论域V上的模糊子集，0为模糊矩阵的复合运算，一般取算子“V”和“Λ”。

三、实例分析

以某城市各类功能区大气环境质量现状的数据为例，用上述方法进行综合评价如下：

1．评价参数的选择和评价标准的建立：根据该市历年大气监测的实际情况，选取SO_2、NO_x、TSP三个主要污染因子构成评价因素集合：

$$U = \{SO_2, NO_x, TSP\}$$

参照国家大气质量标准，建立评价集

$$V = \{\text{Ⅰ级}, \text{Ⅱ级}, \text{Ⅲ级}\}$$

$$V=\begin{Bmatrix}0.02 & 0.06 & 0.10\\ 0.05 & 0.10 & 0.15\\ 0.15 & 0.30 & 0.50\end{Bmatrix}$$

论域V上第一、二、三行分别是SO_2、NO_x、TSP的一、二、三级评价标准。

$$U=\begin{Bmatrix}0.025 & 0.031 & 0.514\\ 0.019 & 0.089 & 0.630\\ 0.013 & 0.026 & 0.276\\ 0.007 & 0.012 & 0.153\end{Bmatrix}$$

论域U上第一行为工业区的SO_2、NO_x、TSP的监测值，第二行是交通区，第三行是居民区，第四行是对照区。

2．求各单项指标对每级隶属度函数并建立模糊关系矩阵$\underset{\sim}{R}$：

第一级（$K=1$）

$$\mu^j_{iK}(u_i)=\begin{cases}0 & u_i\geqslant v_{i2}\\ \dfrac{u_i-v_{i2}}{v_{i2}-v_{i1}} & v_{i1}<u_i<v_{i2}\\ 1 & u_i\leqslant v_{i1}\end{cases}\qquad(5\text{-}41)$$

第二级（$K=2$）

$$\mu^j_{iK}(u_i)=\begin{cases}0 & u_i\geqslant v_{i3},\ u_i\leqslant v_{i1}\\ \dfrac{u_i-v_{i2}}{v_{i2}-v_{i1}} & v_{i1}\leqslant u_i\leqslant v_{i2}\\ \dfrac{u_i-v_{i3}}{v_{i2}-v_{i3}} & v_{i2}<u_i<v_{i3}\end{cases}\qquad(5\text{-}42)$$

第三级（$K=3$）

$$\mu^j_{iK}(u_i)=\begin{cases}0 & u_i\leqslant v_{i2}\\ \dfrac{u_i-v_{i2}}{v_{i3}-v_{i2}} & v_{i2}<u_i<v_{i3}\\ 1 & u_i\geqslant v_{i3}\end{cases}\qquad(5\text{-}43)$$

式中：$i=1,2,3$ 表示各个污染因素；

$j=1,2,3,4$ 表示各类功能区；

$K=1,2,3$ 表示各级大气质量标准。

然后，分别把各功能区的SO_2，NO_x，TSP的实测值（u_i）和各级浓度标准值（v_{iK}）代入公式(5-41)、(5-42)、(5-43)，即得模糊关系矩阵$\underset{\sim}{R}^j$

$$\underset{\sim}{R}^1=\begin{pmatrix}0.88 & 0.12 & 0\\ 1 & 0 & 0\\ 0 & 0 & 1\end{pmatrix}$$

$$\underset{\sim}{R}^2=\begin{pmatrix}1 & 0 & 0\\ 0.22 & 0.78 & 0\\ 0 & 0 & 1\end{pmatrix}$$

$$\underset{\sim}{R}^3=\begin{pmatrix}1 & 0 & 0\\ 1 & 0 & 0\\ 0.16 & 0.84 & 0\end{pmatrix}$$

$$\underset{\sim}{R}^4=\begin{pmatrix}1 & 0 & 0\\ 1 & 0 & 0\\ 0.98 & 0.02 & 0\end{pmatrix}$$

R的上脚标1，2，3，4分别表示工业区、交通区、居民区和对照区。

3．计算各功能区的各因素权重，并组成矩阵$\underset{\sim}{B}^j$

$$b_{ij}=\frac{u_{ij}/v_i}{\sum_{i=1}^{3}\frac{u_{ij}}{v_i}}$$

b_{ij}为第j类功能区的i污染物的权重。

$\underset{\sim}{B}^1=(0.179\quad 0.133\quad 0.688)$

$\underset{\sim}{B}^2=(0.100\quad 0.280\quad 0.620)$

$\underset{\sim}{B}^3=(0.162\quad 0.194\quad 0.644)$

$\underset{\sim}{B}^4=(0.164\quad 0.168\quad 0.668)$

$\underset{\sim}{B}$的上脚标同$\underset{\sim}{R}$

4．进行模糊矩阵复合运算：

$\underset{\sim}{B}^1\circ\underset{\sim}{R}^1=(0.291\quad 0.021\quad 0.688)$

$\underset{\sim}{B}^2\circ\underset{\sim}{R}^2=(0.162\quad 0.218\quad 0.620)$

$\underset{\sim}{B}^3\circ\underset{\sim}{R}^3=(0.459\quad 0.541\quad 0.000)$

$\underset{\sim}{B}^4\circ\underset{\sim}{R}^4=(0.987\quad 0.013\quad 0.000)$

评价结论为工业区的大气环境质量为三级，交通区的为三级，居民区的为二级，对照区的为一级。结果表明，该市各类功能区大气环境质量存在明显差异。工业区、交通区大气污染较为严重，其中工业区大气环境质量属于国家大气环境质量三级标准的隶属度为0.688，交通区为0.622。显然，这两类区域是该市大区环境治理的重点区域。居民区大气环境质量较好，对国家二级标准的隶属度为0.541，但也要看到，与对照区相比，也明显受到了市区其他功能区大气污染的影响。

模糊综合评价法与其他一些计算综合评价指数的方法相比较，其特点是用隶属度来刻划环境质量分级的界限，并注意界限的模糊性。隶属度可用隶属函数来表达。因此，引入隶属度的概念进行环境质量评价是该方法的核心。

四、环境质量评价方法综述

目前，国内外使用的环境质量评价方法很多，但大体上可以分以下几类：决定论评价法、经济论评价法、模糊数学评价法和运筹学评价法，每一类方法中又分成许多种不同方法。具体地说，专家评价法（决定论评价法的一种），是以评价者的主观判断为基础的一种评价方法，通常以分数或指数等作为评价的尺度进行衡量。这些评价者，大都是某一方面的权威，其评价意见具有权威性。经济分析法，是考虑环境质量的经济价值，这是以事先拟定好的某一环境质量综合经济指标来评价不同对象，常用的有两类方法：一是用于一些特定的环境情况所特有的综合指标，如森林资源的经济评价、农业土地经济评价等；另一类是费用-效益

分析法，也是目前常使用的一种方法，其评价标准是效益必须大于费用 $B/C \geqslant 1$ 。模糊综合评价法，其关键是求某一评价因素，属于第 j 级评价的隶属度。此法对于处理由于不确定性造成难以确切表达的模糊问题很有用处。以上三种方法本书都作了介绍。运筹学方法，是利用数学模型对于多因素的变量进行定量动态评价。这种方法理论性强，对于带有不确定因素的环境质量评价来说，能够从本质上逐步逼近，以求出最优解，最适合于复杂环境质量系统或区域性评价。目前经常使用的方法有：以图论为工具建立的数学模型——结构模型；以线性理论为基础，建立的含有环境因素的投入产出模型；以及目前在环境质量评价工作中处于研究阶段的以控制理论为指导建立的系统动力学模型。

为了使读者能对环境质量评价方法有个全面理解，这里仅就前两种方法作以下简要介绍：

1．结构模型：在环境质量评价中最有用的一种是流模型，也就是通常所谓"网络系统"。其特点是作为有向图顶点的各环境因素之间的关系是以某种物理量的流动为依据来决定的。这种流动的物理量可以是物质、能量、信息和时间等等。在环境质量评价中经常使用的污染物质流模型，其表达式为：

$$\overline{d}(t)=\overline{m}Q^t+\sum_{t=0}^{t}\overline{f}Q^t \tag{5-44}$$

式中：$\overline{d}(t)$ 为 t 时刻污染物质的分布；

$\overline{m}$ 为 $t=0$ 时刻的污染物的初始分布，$\overline{m}=(m_1, m_2,\cdots,m_n)$；

$\overline{f}$ 为 n 个污染源排放量：$\overline{f}=(f_1, f_2,\cdots,f_n)$；$Q$ 为转移矩阵，

当时间 $t\to\infty$ 时，

$$\overline{d}(\infty)=\overline{f}(I-Q)^{-1} \tag{5-45}$$

式中：I 为单位矩阵。

(5-45) 式是污染物质流模型的极限分布。它在环境质量评价中既有重要的理论意义也有实际的应用价值。极限分布的存在首先在理论上说明如果源排放恒定，各地点的污染并不会因为常年的排放积累而无限地增大。这在一定程度上解释了严重的污染问题为什么只在现代大工业迅速发展(源排放不断增加)的情况下才突出来。而历史上并没有因为污染物千百年来的积累而产生公害的恐慌。(5-45)式还表明极限分布与初始分布无关。这又在理论上指导我们认识到，不管污染现状多么严重，只要能严格控制住源排放，污染问题就能获得解决。

2．经济-环境质量投入产出模型：这是区域开发的环境质量评价中常用的模型。总产出必须满足的条件：

$$x_t=Ax_t+f_t$$

式中：x_t 是时间周期为 t 的几个部门的总产出（或总产值）向量；$A=(a_{ij})_{n\times n}$ 是直接需求系数矩阵；f 是最终需求量。

模型求解如下：

$$(I-A)x_t=f_t$$

$$x_t=(I-A)^{-1}f_t$$

式中：I 是单位矩阵；$(I-A)^{-1}$ 是里昂节夫逆矩阵。

经济的投入用向量 q 表示，并通过解下列方程组来确定

$$q_t=Bx_t$$

式中：B是增补的经济系数矩阵。

如果把经济发展引起的环境质量损失作为一种经济的投入来考虑，则环境质量影响用向量R来表示，应用环境质量系数矩阵E，使用与经济投入同样的方法求得：

$$R_t=Ex_t$$

因为 $$x_t=(I-A)^{-1}f_t$$

所以 $$R_t=E(I-A)^{-1}f_t$$

定义累积环境质量系数矩阵为：

$$C=E(I-A)^{-1}$$

那么最终需求环境质量可确定为：

$$R_t=Cf_t$$

3．区域性经济-排污量投入产出模型：

已知基本方程

$$x_t=(I-A)^{-1}f_t$$

再设部门i的排污系数（单位产值的排污量）为L_i，记

$$L=\begin{pmatrix} L_1 & & \\ & L_2 & \\ & & \ddots \\ & & & L_n \end{pmatrix}$$

则各部门的排污总量为：

$$Q_t=Lx_t=L(I-A)^{-1}f_t$$

其中$Q=(q_1, q_2, q_3, \cdots, q_n)$为各部门排污总量向量，当给定最终需求向量$f_t$时，$Q$实际上是由线性方程组

$$(I-A)L^{-1}Q_t=f_t$$

解出的。

按现代控制工程思想，区域经济发展导致的区域环境质量的变化，按其输入的激振过程而论，基本属于一个非确定系统。这个系统的状态由状态变量来描述。所以在评价时，选择合适的状态变量是一个十分关键的环节。一般说来，状态变量的选择和它所描述的层次有关，首先应考虑的是那些能反映系统内部宏观特征的变量，而不是那些反映微观特征的变量。

尽管已形成了许多种环境质量评价方法，但关于环境质量评价方法学的研究正方兴未艾。从目前所进行的环境质量评价工作看，以下方法学的问题值得进一步研究：

1．关于环境质量评价指标体系的研究：评价指标，即能反映环境质量状况的因子，其数量值要体现明确的价值意义。然而，目前所选择的评价指标，多数反映污染程度的因子。

2．关于环境质量价值（经济价值）计量体系的研究：费用-效益分析法，以边际效用论为依据，将环境质量作为一种稀缺资源进行计量。不管边际效用理论还有什么不足或缺陷，就其作为一种方法，对防治污染，改善环境进行经济分析仍是可行的。然而也存在许多不足，有由于边际效用理论本身不足造成的，也有由于技术上的困难造成的。例如，有的学者提出，所采用的效益-费用标准，能否作为表达公共利益的手段值得怀疑，又如费用-效益分析法假定，“社会的全部费用是可以编制出来并分摊下去的，”有的学者认为这是令人难以置信的设想，等等。

3．不确定性的处理：不确定性既存在于事物的状态之中，又存在于我们对它的感觉之中。在环境质量评价的过程中，始终存在着不确定性。为了尽可能减少对评价结论的不确定性影响，首先要对评价过程中的不确定性进行识别，即确定有哪些不确定性因素，这些因素在评价中的地位，以及选择所必须考虑的主要因素；其次，要对不确定性进行估计，包括用统计分析、灵敏度分析、定量估计不确定性因素对评价结果影响的大小等。由此，可以看出不确定性处理是环境质量评价方法学研究的一个重要内容。

第六章　环境质量现状评价

在前面几章系统地介绍了环境质量评价的对象、标准和方法之后，可以清楚地认识到：环境质量评价学的内涵首先是由其研究的对象决定的。在环境质量评价学的研究对象中，一类是相对稳定的研究对象，它们往往是以要素形式出现，主要有大气、水、土壤等；另一类是变动的研究对象，这类研究对象往往是存在于发展与环境的矛盾之中，并经常以问题的形式表现出来；还有一类则是以时间序列为特征，既把要素的或问题的按时间排序。因此，从环境质量评价的体系的角度来看，大致可以分为：

1．以要素为导向的环境质量评价体系：如大气环境质量评价、水环境质量评价、土壤环境质量评价……。

2．以问题为导向的环境质量评价体系：如某地区的能源结构对大气环境的影响评价，某水源地的水质对人体健康的评价等。

3．以时序为导向的环境质量评价体系：如环境质量的回顾评价、环境质量的现状评价和环境质量的影响评价等。

本章主要介绍的是以要素为导向，反映当前环境质量状况的评价。

第一节　环境质量现状评价概述

一、环境质量现状评价的视角

对一定区域内人类近期的和当前的活动致使环境质量变化，以及受此变化引起人类与环境质量之间的价值关系的改变进行评价，称为环境质量现状评价。

环境质量的现状反映了人类已进行或当前正进行的活动对环境质量的影响。由于人类对环境质量的要求，除了要求维持生存繁衍的基本条件外，还要求能满足人类追求安逸舒适的需求。因而对这种影响的评价应根据一定区域内人类对环境质量的价值取向来进行评价。环境质量状况所能反映出的价值大致有以下四种：自然资源的价值、生态价值、社会经济价值和生活质量价值。

自然资源的价值，主要是指大气、水和土壤在人类利用它们的过程中体现出来的一种属性。人们把大气、水和土壤，尤其是大气看作为是一种有限的资源，是工业化革命以来由于污染事件不断发生而逐渐认识到的。因此，人们在对大气、水和土壤进行评价时更多注意的是污染评价，即评估人类的生产与生活活动所排放出来的各种污染物对大气、水和土壤的污染程度，以及由此对人体健康所造成的危害程度。

生态价值的评估主要以生态学原理为基础，以保护生态平衡、永续利用自然资源为目的，评估一定区域内生态系统是否处于良性循环状态，以及生态系统被破坏的程度。

社会经济价值和生活质量价值，可称为文化价值。可从不同的角度去评价，如适应人类生活的美好舒适的需要，从审美的观点出发，采用一定的评价方法对环境美学价值进行评价，以适应人类公共健康的需要，可从卫生学的角度进行评价；以社会经济协调发展为目的，可从经济学的角度进行评价。

环境质量现状评价的视角可以是多方位的。然而从理论到方法目前比较成熟的是环境污染评价，实际工作中也大量地进行环境污染的评价。但是这并不意味着环境质量现状评价就是环境污染评价。

二、环境质量现状评价的基本程序与方法

（一）环境质量现状评价的基本程序

环境质量现状评价的程序因其目的、要求及评价的要素不同，可能略有差异，但基本过程如下：

1．确定评价目的、判定实施计划：进行环境质量现状评价首先要确定评价目的、划定评价区的范围、制定评价工作大纲及实施计划。

2．收集与评价有关的背景资料：由于评价的目的和内容不同，所收集的背景资料也要有所侧重。如以环境污染为主，要特别注意污染源与污染现状的调查；以生态环境破坏为主，要特别进行人群健康状况的回顾性调查；以美学评价为主，要注重自然景观资料的收集。

3．环境质量现状监测：是在背景资料收集、整理、分析的基础上，确定主要监测因子。监测指标的选择因区域环境污染的特征而异，有关各类监测指标，可参看高等教育出版社出版的《环境监测》一书。

4．背景值的预测：事先对背景值进行预测有时这也是非常必要的。例如在评价区域比较大或监测能力有限的条件下，就需要根据监测到的污染物浓度值，建立背景值预测模式。

5．进行环境质量现状的分析：要选取适当的方法，指出主要的污染因子、污染程度及危害程度等。

6．评价结论及对策：对环境质量状况给出总的结论，并提出建设性意见。

以上是一般意义上的环境质量现状评价的工作程序，根据具体情况和具体要求，现状评价的程序可有很大的不同。

（二）环境质量现状评价的方法

1．环境污染评价方法：其目的在于分析现有的污染程度、划分污染等级、确定污染类型。经常使用的是污染指数法。分为单因子指数和综合指数两大类。

单因子污染指数的计算公式为：

$$P_i=\frac{C_i}{S_i}$$

其算术平均值：

$$\bar{P}_i=\sum_{i=1}^{K}\frac{P_i}{K}$$

式中：P_i为污染物i的污染指数；C_i为污染物i的实测浓度；S_i为污染物i的评价标准值；$\bar{I}_i$为污染物i的平均污染指数；K为监测次数。

综合污染指数有以下几种形式：

叠加型指数：

$$I = \sum_{i=1}^{n} \frac{C_i}{S_i}$$

均值型指数：

$$I = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} \frac{C_i}{S_i}$$

加权均值型指数：

$$I = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} W_i P_i$$

均方根型指数：

$$I = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} P_i^2}$$

式中：I为综合污染指数；n为评价因子数；W为污染物i的权系数。

上述指数形式仅是基本形式，根据评价工作的需要可自行设计。

2．生态学评价方法：是通过各种生态因素的调查研究，建立生态因素与环境质量之间的效应函数关系，评价自然景观破坏、物种灭绝、植被减少、作物品质下降与人体健康和人类生存发展需要的关系。由于生态学的内容非常丰富，生态学评价方法也有许多种，这里主要介绍植物群落评价、动物群落评价和水生生物评价。

（1）植物群落评价：一个地区的植物与环境有一定的关系。评价这种关系可用下列指标——植物数量，说明该地区的植被组成、植被类型和各物种的相对丰盛度；优势度，即一个种群的绝对数量在群落中占优势的相对程度；净生产力，是指单位时间的生长量或产生的生物量，这是一个很有用的生物学指标；种群多样性，是用种群数量和每个种群的个体量来反映群落的繁茂程度，它反映了群落的复杂程度和“健康”情况。通常使用辛普生指数，其公式为：

$$D = \frac{N(N-1)}{\Sigma n(n-1)}$$

式中：D为多样性指数；N为所有种群的个体总数；n为一个种群的个体数。

由于指数受样本大小的影响，所以必须用两个以上同样大小的群落进行对比研究。

（2）动物群落评价：一个地区的动物构成取决于植物情况。因此，植物群落的评价结果及方法，在动物群落评价中都有重要作用。动物群落评价注重优势种、罕见种或濒危种，通过物种表、直接观察等方法确定动物种群的大小。

（3）水生生物评价：水生态系统（包括河流、海洋）的生物在很多方面与陆生生物和陆生群落不一样。因此，采集的方法和评价的方法也不同。例如，由于藻类是水生生物王国中主要的食物生产者，如果水质、水温、水位、流量、有机质含量等发生变化，藻类的生产就会受到影响。对某些评价工作就需要对藻类进行评价。在评价过程中，通常需要了解组成成分，即某区域内有什么生物体存在；丰盛度，某种水生生物在该研究区域内所有水生生物

中相对数量；生产力，为了说明某种生物在它的群落食物链中的相对重要性。其次是对水生动物的评价。水生动物包括范围很广，种类繁多，应根据评价的目的选择评价因子。

3．美学评价法：是从审美准则出发，以满足人们的追求舒适安逸的需求为目标，对环境质量的文化价值进行评价。评价的方法主要有定性评价，如美感的描述；定量评价，如美感评分，对风景环境的美学评价；还可采用艺术评价手段，如摄影艺术，以此可烘托出环境美的意境来。

美感的描述主要包括对人文要素和环境要素构成美的内在关系的描述。美感评分，是采用主观概率法计算美感值，其计算公式可以采用：

$$Q=\sum_{i=1}^{n}Q_iW_i$$

式中：Q为评价对象的美感值；Q_i为第i个要素美感值；W_i为第i个要素的权系数。

例如，在北戴河风景区环境质量评价中，确定的评分等级为：

Q	100—90	89—80	79—70	<70
等　级	最　美	较美	美	一般

需要指出的是美感值的评价结果往往受评价者主观因素影响较大。在评价中应该使有经验的专家评分与公众的调查评定结果相结合，再加以分析调整，才有可能得到比较客观一致的评价结果。目前环境质量的美学评价方法还不成熟，需要进一步完善。

第二节　大气环境质量现状评价

在当今，由于受到人类科学发展水平和人类认识能力所限，人们对大气环境质量现状的认识只被局限在大气环境被污染的程度。因此，当前所进行的大气环境质量现状评价通常是大气环境的污染评价。

大气环境污染的形成过程首先是由于污染源排放污染物质，这些污染物质进入大气环境之后，在大气的动力和热力的作用下向外扩散。当大气中的污染物积累到一定程度之后，就改变了背景大气的化学组成和物理性状，构成对人类生产、生活直至人群健康的威胁，这就是大气污染的基本过程。大气环境质量现状评价，是针对这一过程的末端而言，即注意污染的程度。有时也需要对这一过程的开端进行评估，即污染源的调查与评价。这里重点讨论前者。

一、大气污染指数评价法

该方法是目前进行大气环境污染评价的主要方法。所谓污染指数评价法是指用大气污染监测结果和大气环境质量标准定义的一种数量尺度，并以此作依据来评定现实的大气环境质量对人类社会发展需要的满足程度。

（一）国内外常用的一些大气环境质量指数

1．均值型指数法：

$$I = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} P_i \tag{6-1}$$

式中：P_i 为单因子污染指数，即

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \tag{6-2}$$

（6-2）式中的 C_i 为第 i 类污染物的实测浓度，S_i 为相应污染物的环境质量标准。

我国的北京、南京等地区都先后使用过均值型指数。在不同的地区可选择不同的污染因子，例如：

$$I_{南京} = \frac{1}{3}\left(\frac{C_{SO_2}}{S_{SO_2}} + \frac{C_{降尘}}{S_{降尘}} + \frac{C_{NO_2}}{S_{NO_2}}\right) \tag{6-3}$$

$$I_{北京} = \frac{1}{2}\left(\frac{C_{SO_2}}{S_{SO_2}} + \frac{C_{飘尘}}{S_{飘尘}}\right) \tag{6-4}$$

2．上海型大气质量指数：由上海第一医学院姚志麒教授提出，形式如下：

$$I_{上海} = \sqrt{\max\left(\frac{C_i}{S_i}\right) \times \left(\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{C_i}{S_i}\right)} \tag{6-5}$$

式中：$\max\left(\frac{C_i}{S_i}\right)$为各分指数中数值最大者，其余意义同前。引入 $\max\left(\frac{C_i}{S_i}\right)$项是为了现状污染最严重的因子对整个大气环境质量的影响。

$I_{上海}$以最高 C_i/S_i 值与平均 C_i/S_i 值的几何均值兼顾了多种污染物的平均污染水平和某种污染物的最大污染水平。这种指数形式简单，适应污染物个数的增减，是比较适用的大气质量指数。沈阳环保所的研究人员参照美国PSI值对应的浓度和人体健康的关系，对 $I_{上海}$值进行了大气污染分级，结果见表 6-1。

表 6-1　上海大气污染指数分级标准

分　级	清　洁	轻污染	中污染	重 污 染	极重污染
$I_{上海}$	<0.6	0.6—1	1—1.9	1.9—2.8	>2.8
大气污染水平	清　洁	大气质量二级标准	警戒水平	警告水平	紧急水平

3．分级评价法：环境质量评价专业委员会曾建议采用此评价方法。按国务院环境保护办公室制订的《中华人民共和国大气质量暂行标准》，并参照12个城市大气污染实际水平，将大气质量划分为5级。其中第一、第二、第三级相当于保护大多数人的健康和城市一般植物需要达到的水平；第四、第五级相当于污染和重污染水平。大气中所选取的几种污染物的浓度限值及其评分如表 6-2 所示。

本评价方法，暂选用监测规范中的降尘、颗粒物、二氧化硫为必须评价的参数。一氧化碳、氮氧化物、总氧化剂为自选项目，可任选其中污染最重的一项参加评价。因此，本评价

表 6-2 大气质量单因子评分及分级标准　　浓度单位：mg/m³

项目	级别									
	第一级 理想级		第二级 良好级		第三级 安全级		第四级 污染级		第五级 重污染级	
	浓度范围	评分 A_i	浓度范围	评分 A_i	浓度范围	评分 A_i	浓度范围	评分 A_i	浓度范围	评分 A_i
降尘	≤8	25	≤12	20	≤20	15	≤40	10	>40	5
飘尘	≤0.01	25	≤0.15	20	≤0.25	15	≤0.50	10	>0.50	5
SO_2	0.05	25	≤0.15	20	≤0.25	15	≤0.50	10	>0.50	5
NO_x	≤0.02	25	≤0.05	20	≤0.20	15	≤0.50	10	>0.50	5

方法共计选 4 个参数。

分级评分的计算方法，采用百分制，评分愈高，大气质量愈好。评价时先由表 6-2 求得各评价参数的评分值A_i，根据各参数评分值A_i求和M，M值即为大气质量的分数。计算式如下：

$$M=\sum_{i=1}^{4}A_i \qquad (6\text{-}6)$$

式中：A_i为 i 参数评分值，由表 3-4 查得；M为大气质量分数；4 为评价时选用的评价参数的项数。

计算结果，M值在 20—100 之间，然后按表 6-3 提供的分级标准进行分级。

表 6-3 综合大气质量等级

M	100—95	94—75	74—55	54—35	34以下
质量等级	第一级	第二级	第三级	第四级	第五级

使用本方法时应注意二点：此分级表与大气质量标准不完全相同，采用时应根据大气质量标准进行修正；另外，在评价因子数有增有减时，评分值也应相应进行调整。

4．美国污染物标准指数评价法：该法简称为 PSI，是由英文的污染物标准指数第一个字母缩写而成的。PSI 考虑二氧化硫、颗粒物、一氧化碳、臭氧、氮氧化物以及二氧化硫与颗粒物的乘积等 6 个参数。PSI 与 6 个参数的关系是分段线性函数。已知各污染物浓度后可以利用表 6-4，用内插法计算各污染物的分指数，然后选择各分指数中最大者报告为 PSI。也可以将表6-4制成图，从图上确定分指数。

PSI 是在全面比较 6 个因子之后，选择污染最重的分指数来报告大气环境质量的，突出了单一因子的作用，使用方便，结果简明。PSI 值分级与人体健康状况对照明确，分级的原则和依据可供其他指数分级时参考。

但在 PSI 表中只有 6 个因子，可参照 PSI 制定分段线性函数的方法，以确定其他污染

表 6-4 PSI的污染物浓度分级

PSI	大气污染水平	六个参数						大气质量分级	对健康的一般影响	要求采取的措施
		颗粒物质(24 h) μg/m³	SO_2(24 h) μg/m³	CO(8 h) mg/m³	O_3(1 h) μg/m³	NO_2(1 h) μg/m³	SO_2×颗粒物 μg/m³			
500	显著危害水平	1000	2620	57.5	1200	3750	490000	危险性	病人和老年人提前死亡，健康人出现不良症状影响正常活动	全体人群应停留在室内，关闭门窗，所有人均应尽量减少体力消耗，避免运动
400	紧急水平	875	2100	46.0	1000	3000	393000		健康人除明显强烈症状，降低运动耐受力外，提前出现某些疾病	老年人和病人应当留在室内，避免体力消耗，一般人群应避免户外活动
300	警报水平	625	1600	34.0	800	2260	261000	很不健康	心脏病和肺病患者症状显著加剧，运动耐受力降低，健康人群中普遍出现症状	老年人和心脏病、肺病患者应停留在室内，并减少体力活动
200	警戒水平	375	800	17.0	400	1130	65000	不健康	易感的人症状有轻度加剧，健康人群出现刺激症状	心脏病和呼吸系统疾病患者应减少体力消耗和户外活动
100	大气质量标准	260	365	10.0	240	①	①	中等		
50	大气质量标准的50%	75②	80②	5.0	120			良好		

注：①浓度低于警戒水平时，不报此分指数。
②美国EPA制定的一级标准中年平均浓度。

物的 PSI 值与浓度之间的分段线性函数关系，用于其他污染物的 PSI 值的预报。

5．美国格林大气污染综合指数：格林（1966年）提出以 SO_2 和烟尘浓度（烟尘浓度用间接测定空中颗粒物质含量的烟雾系数 COH 表示）为参数。他对 SO_2 和烟雾系数建议用希望、警戒和极限三级水平的日平均数值（表 6-5）作为假设标准，采用幂函数形式表达 SO_2 和烟雾系数两个污染指数，并规定当 SO_2 或烟雾系数达希望、警戒和极限水平时，污染指数分别为 25、50 和 100。格林把 SO_2 和 COH 污染指数加以平均，得出大气污染综合指数如下：

SO_2 污染指数 $I_1=a_1S^{b_1}=84.0\,S^{0.431}$

COH污染指数 $I_2=a_2S^{b_2}=26.6\,C^{0.576}$

污染综合指数 $$I=\frac{1}{2}(I_1+I_2)=0.5(84.0\,S^{0.431}+26.6\,C^{0.576}) \qquad (6\text{-}7)$$

表 6-5 格林建议的SO_2和烟雾系数日平均浓度标准

污染物	期望水平	警戒水平	极限水平
SO_2(ppm)	0.06	0.3	1.5
烟雾系数 (COH单位/305m)	0.9	3.0	10.0
污染指数	25	50	100

式中：S为SO_2实测日平均浓度(ppm)；C为实测日平均烟雾系数(COH单位/305m)；a_1为确定指数尺度的常数；a_2为确定指数尺度的常数；b_1为确定指数尺度的常数；b_2为确定指数尺度的常数。

当测得污染指数<25时，说明空气清洁而安全；当指数>50时，说明空气有潜在危险性；在指数达50、60、68时，应分别发出一、二、三级警报，采取减轻污染的有关措施；指数等于68时，相当于煤烟型大气污染事件的水平。

这种大气污染指数适用于我国北方冬季或以燃煤为主要污染源的场合。由于我国反映烟尘污染水平的参数一般取飘尘，当飘尘浓度单位取mg/m^3时，烟雾系数约是它的10倍，换算后代入（6-7）式，即可计算格林大气污染的综合指数。

6．美国橡树岭大气质量指数（ORAQI)：它是由美国原子能委员会橡树岭国立实验室于1971年9月提出的。ORAQI按下式计算：

$$ORAQI=\left[5.7\sum_{i=1}^{5}\frac{C_i}{S_i}\right]^{1.37} \qquad (6\text{-}8)$$

式中：C_i为i污染物24小时平均浓度；S_i为i种污染物的大气质量标准。

ORAQI规定了5种污染物，即二氧化硫、氮氧化物、一氧化碳、氧化剂、颗粒物等。ORAQI的尺度是这样确定的，当各种污染物的浓度相当于未受污染的本底浓度时，ORAQI=10；当各种污染物的浓度均达相应标准，即$C_i=S_i$时，ORAQI=100。上式的系数为5.7和1.37就是根据这个尺度条件算得的。橡树岭国立实验室按ORAOI的大小，将大气质量分为6级。见表6-6。

表 6-6 ORAQI与大气环境质量分级

分级	优良	好	尚可	差	坏	危险
ORAQI	<20	20—39	40—59	60—79	80—100	≥100

ORAQI所选参数比较多，可以综合反应大气环境质量，在应用时如果低于5个参数，可以参照ORAQI确定系数的方法加以修正。

7．加拿大大气质量指数：与前几个指数形式相比，这个由加拿大殷哈勃建议的大气质量指数相对来说复杂一点，它是由三个指数组成——特定污染物指数、城际大气质量指数和工业排放量指数。

（1）特定污染物指数：包括SO_2、NO_x、CO、氧化剂、颗粒物质和烟雾系数（COH）6个

分指数。以颗粒物质的分指数I_{PM}为例，按下式计算：

$$I_{PM}=\frac{(c_1\times c_2\times c_3\times\cdots c_n)^{\frac{1}{n}}}{70}$$

式中：n为每个监测站一个月内的监测数据的个数；c为各次监测浓度（$\mu g/m^3$）；70 $\mu g/m^3$为加拿大大气质量标准规定的颗粒物质几何年平均浓度。

计算程序是：当计算出月平均指数后，再计算年平均指数（各月的算术平均），当一个城市设有几个监测站时，将各站指数加以平均，可得全市年平均指数。最后，把全国各城市的年平均颗粒物质分指数按城市人口数加数，即为全国年平均颗粒物质分指数，其余5种污染物的分指数各有计算公式，这里从略。同样，可计算全市、全国污染物的年平均分指数，并进而用下式计算全国某年的特定污染物指数I_{SP}

$$I_{SP}=\left[\frac{1}{5}\ (0.5I^2_{PM}+0.5\ I^2_{CO}+I^2_{SO_2}+I^2_{CO}+I^2_{Ox}+I^2_{NOx}\right]^{\frac{1}{2}}$$

（2）城际大气质量指数：又称区域性大气质量指数(I_{reg})，它是为评价市区周围的大气质量而设计的。计算时，以各地机场(通常位于市中心以外若干距离)上的能见度为参数I_{reg}：

$$I_{reg}=\frac{V_n}{2V_a}$$

式中：V_a为某地机场的平均能见度（剔除有降水时的数据）；V_n为殷哈勃选作基准的北方两航站的平均能见度，这两航站远离主要城市，很少受大气污染影响。

（3）工业排放量指数：这类指数多用于评价远离市中心的地区，特别是大工厂附近地区的大气质量。所谓工业排放量（考虑SO_2和颗粒物质），是指加拿大全国的排放量减去各城市地区的排放量。工业排放量指数（I_{ie}）按下列公式计算：

$$I_{ie}=\frac{F_{ie}}{P_c}\Big/\frac{E_i}{P_{can}}$$

式中：F_{ie}为一个省内工业排放的SO_2或颗粒物质数量；P_c为这个省的人口数；E_i为全国的SO_2或颗粒物质排放量；P_{can}为加拿大全国人口数。

计算的I_{ie}按各省人口加数，计算成全国平均的SO_2和颗粒物质工业排放量指数，再按下式综合成一个全国工业排放量指数I_{ie}：

$$I_{ie}=\left[\frac{(I_{ie\cdot SO_2})^2+(I_{iePM})^2}{2}\right]$$

（4）大气质量综合指数：殷哈勃建议对三个分指数I_{SP}、I_{reg}、I_{ie}分别加权5，3，2，最后综合成全国大气质量综合指数I_a：

$$I_a=\left[\frac{5(I_{SP})^2+3(I_{reg})^2+2(I_{ie})^2}{10}\right]$$

（二）我国大气质量指数

近几年来，我国一些城市开始重视大气的污染情况，进行了一些监测和评价工作。现简要介绍如下：

1．北京西郊的大气环境质量系数：在进行北京西郊的环境调查、研究工作中，曾进行了大气质量评价。他们使用统一形式的公式来评价大气、地面水、地下水等等，其通式如下：

$$P=\sum_{i=1}^{n}P_i$$

$$P_i=\frac{c_i}{c_{is}}$$

式中：P为环境质量系数；P_i为i污染物的污染指数；c_i为i污染物的实测浓度；c_{is}为i污染物的评价标准；n为污染物种类数。

他们只用飘尘和二氧化硫为计算参数。按我国规定的居民区大气日平均最高允许浓度标准，$c_{飘尘}=0.15\ g/m^3$；$c_{SO_2}=0.15\ mg/m^3$。

他们在作出飘尘和SO_2浓度等值线分布图的基础上，采用微分面积叠加法（方格网）计算各部位的大气环境质量系数（$P_{大气}$）值，并提出下列分级标准，见表6-7。

表 6-7　北京西郊大气质量分级标准

$P_{大气}$	0—0.01	0.01—0.1	0.1—1	1—4.5	4.5—10	>10
级　别	清　洁	微污染	轻污染	中度污染	重 污 染	严重污染

2．南京的大气环境质量指数：在南京市城区环境质量综合评价研究中，亦进行了大气质量评价。他们也是使用的公式来计算各种环境要素的质量，其计算式为：

$$Q_i=\sum_{i=1}^{K}W_iP_i$$

二、大气污染生物评价法

该方法是从生物学的角度来评价受污染的大气环境给植物生长带来的影响，同样根据这种影响也可反映大气环境受污染的程度。

植物长期生活在大气环境中，其生理功能与形态特征常常受大气污染作用而发生改变，大气中的某些污染物还可被植物叶片吸收，在叶片中积累。所有这些变化都可在一定程度上指示大气污染状况。由于植物长期生活在一个固定的地方，所以它指示的大气污染状况具有长期和综合的特点。尽管大气污染引起的植物伤害症状有其特征，但往往缺乏唯一性，即多种不良的生长条件（如热、冷、旱、涝、盐、风、病虫害等）都可以引起同样或类似的伤害症状；另一方面，种类繁多的植物对同一种污染物的反应也不一样。因此，任何人都不可能只观察少数几张叶片就对大气环境污染状况作出结论。这里既需要必备的基础知识，又需要经验，还要求有其它方面的资料配合。

总的说来，植物对大气污染的反应，特别是大气污染物在叶子上造成的可见伤害症状，常用来研究大气污染对植物的作用，评估人类活动对大气环境的影响程度。

1．各种有害气体对植物伤害症状的鉴别：这是大气污染生物评价的基础。鉴别的方法主要有：

（1）根据污染源的排放特征及其位置进行判断：这不仅要了解附近工厂企业排放的有害气体种类，并且要了解其排放数量、烟囱高低、位置等，判断出何种有害气体是危害的主要

原因。例如有一片农田发生了危害，附近有三处污染源，一处在距离农田 300 米的西北方，排放盐酸气，但排放量很小；另一处在距离农田350米东北方，排放二氧化硫，烟囱高80米，排放量较大；第三处为只排放氟化氢的化铁炉，位于距离农田50米的东南方，烟囱低矮，间歇生产，但生产时排放量较大。发生危害期间主要刮东南风。根据上述情况进行分析判断：第一处盐酸气排放量少，距离较远，并且位置在农田的下风向，因此造成危害的可能性不大；第二处二氧化硫，排放量较大，但位置不在农田的正上风向，且烟囱高达80米，高烟囱能将污染物送至比较远的地方（污染最严重的地方一般在烟囱高度的10—20倍处，即800—1600米范围），而350米处污染物浓度反而较低（除非有不通过烟囱的无组织排放），所以看来二氧化硫的危害也不会是主要的；第三处为氟化氢，烟囱低，距离近，排放量大，位置处在农田的正上风向，因此可以判断氟化氢是造成危害的主要原因。

（2）根据植物叶片上出现的症状进行判断：有害气体危害植物的症状主要表现在叶片上，不同的有害气体往往使植物叶片出现不同形式的危害症状。因此，除了调查污染源来判断受害原因外，应该根据受害症状的不同，来鉴别造成危害的气体种类。

现将几种常见的有害气体造成的典型症状简述如下：

二氧化硫（SO_2）：症状主要出现在叶脉间，呈现大小不等的、无一定分布规律的点、块状伤斑，与正常组织之间界线明显，也有少数伤斑分布在叶片边缘，或全叶褪绿黄化、幼叶不易受害，伤斑颜色多为土黄或红棕色，但伤斑的形状、分布和色泽因植物种类和受害条件的不同，都会有一定的变化。例如单子叶植物伤斑常沿平行脉呈条状，分布在叶尖或叶片隆起部位；针对树受害部位一般从叶尖开始向基部扩展，阔叶树通常在脉间出现不规则的大斑块或斑点，有时伤斑成长条状。

氟化氢（HF）：伤斑多半分布在叶尖和叶缘，受害伤斑与正常组织之间有一明显的暗红色界线，少数为脉间伤斑，幼叶易受害。另外，伤斑的分布与叶片的厚薄、叶脉的粗细和走向也有一定的关系，通常侧脉不明显或细弱的叶片受害斑多连成整块，位置也不固定；侧脉明显的伤斑多分散在脉间；平行脉叶片的受害部位常在叶尖或叶片的隆起部位；叶质厚硬的伤斑常分布在主脉两侧的隆起部位或叶缘；叶片大而薄的伤斑多分布在边缘，常连成大片。

氯气（Cl_2）：大多为脉间点块状伤斑，与正常组织之间界线模糊，或有过渡带，严重时全叶失绿漂白甚至脱落。

氨气（NH_3）：大多为脉间点块状伤斑，伤斑褐色或褐黑色，与正常组织之间界线明显，症状一般出现较早，稳定得快。

二氧化氮（NO_2）：大多为叶脉间不规则形伤斑，呈白色、黄褐色或棕色，有时出现全叶点状斑

臭氧（O_3）：大多为叶面散布细密点状斑，呈棕色或黄褐色，少数为脉间块斑。

过氧乙酰硝酸酯（PAN）：叶片背面变为银白色、棕色、古铜色或玻璃状，不呈点、块状伤斑，有时在叶子的先端、中部或基部出现坏死带。

乙烯（C_2H_4）：叶片发生不正常的偏上生长（叶片下垂），或失绿黄化，并常常发生落叶、落花、落果以及结实不正常的现象。

酸雾（硫酸、盐酸、硝酸等）：叶上出现细密、近圆形坏死斑。

（3）根据叶片内部形态变化及含污量鉴定：当根据外部症状尚不能确定危害的污染物

种类时，可以进一步观察叶片内部的形态变化及分析其含污量。例如，将受害叶片作横切面观察，受二氧化硫危害的叶片维管束一般看不出明显的影响，而受氟化氢危害的叶片导管和韧皮部细胞会受影响而表现红棕色；受二氧化硫危害的细胞收缩变形，原生质变为黄褐色，而被氟化氢危害的细胞不明显变形，原生质表现红褐色或红棕色。

叶片含污量分析应该在了解污染源的基础上进行。如有二氧化硫、氟化氢、氯气、氨气污染源的可以分别分析叶中含硫量、含氟量、含氯量、总氮量或铵态氮等是否增高。

（4）根据受害植物种类的不同来判断污染物的种类：有些植物对不同污染物的抗性和敏感性并不相同，因此根据受害植物种类的不同，也可以帮助判断污染物的种类。例如，唐菖蒲对氟化氢十分敏感，而对二氧化硫不太敏感；棉花对二氧化硫敏感，而对氟化氢有较强的抗性；紫花苜蓿对氟化氢抗性强，而对二氧化硫及臭氧抗性弱；木槿对二氧化硫、氯气抗性强，而对二氧化氮抗性弱；杏、葡萄对氟化氢极敏感，而对二氧化硫不太敏感；梨则相反。因此，如果发现唐菖蒲受害严重而紫花苜蓿受害轻，则可以判定为氟化氢危害；如果棉花受害严重而杏、葡萄等受害轻，则很可能是SO_2危害。表6-8给出了对主要污染物敏感的植物及其反应浓度。

表 6-8　对主要污染物敏感的植物及其反应浓度

污染物	反应浓度	敏感植物
SO_2	<0.25—0.3ppm不引起急性中毒，0.1—0.3ppm长期暴露可慢性中毒	紫花苜蓿、大麦、棉花、小麦、三叶草、甜菜、莴苣、大豆、向日葵等
臭氧	在0.02—0.05ppm时最敏感植物可产生急性或慢性中毒	烟草、番茄、矮牵牛、菠菜、土豆、燕麦、丁香、秋海棠、女贞、梓树等
PAN	在0.01—0.05ppm时最敏感的植物产生危害，也可引起早衰	矮牵牛、早熟禾、长叶莴苣，斑豆、番茄、芥菜等
HF	最敏感的植物在0.1ppm即有反应在叶中浓度达到50--200ppm时敏感植物出现坏死斑	唐菖蒲（浅色的比深色的敏感）、郁金香、金芥麦、玉米、玉簪、杏、葡萄、雪松

2．综合生态指标：可以根据植物种类和生长情况选择一些综合性的指标作为评价因子，然后仔细观察记录这些评价因子的特征，以此划分大气污染等级。表6-9是根据树木生长和叶片症状划分的大气污染等级。

表 6-9　大气污染的生物学分级

污染水平	主要表现
清洁	树木等生长正常，叶片面积含铅量接近清洁对照区指标
轻污染	树木生长正常，但所选指标明显高于清洁对照区
中污染	树木生长正常，但可见典型受害症状
重污染	树木受到明显伤害、秃尖，受害面积达50%

3．评价中值得注意的问题：主要是区分大气污染对植物的伤害与其他因素对植物的伤

害，通常除了工厂排放有害气体会使植物受害外，冻害、病虫害、肥料不足、农药药害等也可使植物受害，并且有时它们所产生的危害症状十分相似，容易混淆，这样就会使正确评价大气环境，及时采取对策带来一定的困难。根据国内外所积累的经验，要判别大气污染和其他因素所造成的危害，大致有以下一些途径。

（1）调查污染源：调查在受害植物地区附近是否有排放有害气体的工厂、车间或装置，以及排放有害气体的种类。

（2）观察叶子受害症状：若植物受到有害气体的急性危害，必然会在叶子上表现伤害症状。但是冻害、病虫害、干旱、施肥不足等原因也能引起叶子的受害症状，这需要仔细观察，并有较丰富的经验。

（3）观察植物受害方式：具体观察受害区域与风向的关系，与污染源的距离，是否是某一种植物受害较重等。

在上述途径不能判断受害原因时，可借助于叶片污染物的含量分析，因植物受某种污染物伤害，其含量必然会增高。

三、大气污染经济学评价方法

众所周知，环境是一种资源，大气、水、土壤作为环境要素，为人类提供了赖以生存的必要条件，同时也为人类提供了具有较大经济价值和经济效益的生产资料和消费资料，环境的这些功能给人们带来的效益称为环境效益。过去人们认为环境资源是取之不尽用之不竭的观点显然是错误的，人们已充分认识到环境资源是稀缺的。环境一旦被污染，为了改善或恢复它以适应人类生存发展的需要，必然要投入资金，人类活动污染了环境，使环境的某些功能退化，给社会带来危害，造成经济上的损失，这就是环境污染引起的经济损失。大气污染经济学评价方法就基于这样一种思想上建立起来的。

1，大气污染经济损失估算的程序：首先在大气污染费用效益分析过程中，弄清楚费用效益的对象，分析大气污染的主要问题、内容和涉及的地域范围；其次是大气环境功能分析，由于大气环境受到污染，使大气环境功能发生了变化，而这些变化所带来的经济损失是多方面的，主要有对人体健康呼吸系统的影响，对农业生产的影响，对古代、现代建筑物的影响，对人们居住环境舒适性的影响等；第三，如果大气环境质量现状评价的目的是为区域环境规划服务，那么需要制定大气质量目标，因为目标的制定在很大程度上取决于大气环境功能；第四，估算规划方案的费用。最后，是费用与效益的比较。

2．大气污染经济损失参数的确定：由大气污染造成各方面的经济损失是相当复杂的问题。这里重点介绍三个方面：

（1）大气污染对人体健康造成损失的估算参数：根据世界卫生组织（WHO）资料表明，在不同时间内接触一定浓度的SO_2和烟尘，都会对身体造成有害影响，见表9-10。

值得注意的是，大气中二氧化硫被氧化成硫酸雾，随着直径小于10μm的飘尘进入人的肺泡，它的危害比二氧化硫单因子的危害大10倍。我国南方城市，湿度大、雾天多，也属于使用高硫煤的城市，其形成的硫酸雾对人体健康的影响较为严重。

用“人力资本法”计算大气污染造成人体健康损害的损失费用，主要有四部分：患病人员的预防费用损失；因病死亡人员的丧葬费用损失；患病人员因住院和休养耽误工作而带来

表 6-10 SO_2和烟尘对人体健康造成的有害影响

指标	项目		
	SO_2 ($\mu g/m^3$)	烟尘 ($\mu g/m^3$)	有害影响
日平均	500	500	超过正常死亡率，住院率增加
月平均	250—500	250	呼吸系统疾病加重，病情恶化
年平均	100	100	有呼吸道疾病症状

的损失；过早死亡人员对社会贡献的损失。需要指出的是，当使用不同的计算方法，所选择的损失费用参数也不相同。

（2）大气污染造成农业损失的估算参数：大气污染引起植物伤害的临界浓度称为伤害阈值。目前国际上比较公认的SO_2对作物的伤害阈值浓度为0.01—0.05ppm（相当于0.03—0.14mg/m^3）。

用“市场价值法”估算大气污染对农业造成的损失，是把大气环境看成生产要素，大气环境质量的变化导致生产率和生产成本的变化从而导致产值和利润的变化，而产品的价值和利润可以用市场价格来计量。基本公式为：

$$L_i=\sum_{j=1}^{n}A_j\cdot P_j\cdot S_j\cdot Q_j$$

式中：L_i为i类污染物造成的农业经济损失；A_j为相应于I类污染物的j类农作物减产物的百分率；P_j为相应于I类污染物的j类农作物的价格；S_j为受I类污染物污染的j类农作物的面积；Q_j为j类农作物的单位产量。

根据国内外大气污染物对农作物的剂量-反应研究结果表明，大气环境中SO_2对农作物影响的阈值取0.03mg/m^3时，粮食、蔬菜、水果减产率为5%。

（3）大气环境污染对居民舒适性的经济损失估算参数：大气环境污染给人们日常生活、工作带来的不愉快或不舒适是没有市场价格的。估算大气污染造成居民的舒适性影响的经济损失，可采用“投标搏弈法”取得，即通过对大气环境污染受害者或大气环境资源使用者进行调查、投标，以获得人们对大气环境的支付愿望。人们对大气污染的感受程度及对大气环境舒适性的反映程度与人们的文化素养、身体素质、社会地位及生活、工作环境等因素有关。因此，人们对大气环境舒适性的支付愿望有很大的不同。比如，为评估某一区域大气环境污染的状况，经常用房租的价格作为收集投标的手段。但需要注意影响房租价格的因素很多，如交通是否方便等。为着重体现大气污染这一因素对目前居民房租价格造成的经济损失，在调查居民对清洁大气环境支付愿望时，必须假设除大气环境发生变化外，居住地的其他因素与现居住地有相同的条件。也就是在建立住房舒适性价值方程中，需要把空气污染看作是住房的一种特性。在方程中选择空气污染变量可以是SO_2也可以是NO_x的限度值。国外有的学者以NO_x浓度值的非线性形式NO_x^2纳入方程中。因为不同的指数P意味着空气污染对住房价值的影响不同，则人们对空气质量改善的支付愿望也不同。

第三节　水环境质量现状评价

一、水污染指数评价

水污染是由于在水体中的污染物质没有得到充分稀释和净化之前，造成了污染物在水体中的积累和富集而形成的。其结果影响了水体功能，构成了对水生生物和人群健康的威胁。

虽然水污染指数的研究较大气污染指数研究稍迟一些，但自60年代以来，国内外不断有文献进行讨论，近年来发展有几十余种。大致可以分为以下三种类型：一是以相对污染浓度值构造的迭加指数型；二是以绝对污染浓度构造的分级型或评分型；三是以绝对污染强度出现的机率构造的统计型。

水质评价是一种非常复杂的综合工作，因为影响水质污染的物质很多，而且这些物质的浓度和影响都不相同。从目前看来，这些水质指数仍具有一定的局限性，还不能全面反映出某一水域的水质污染情况。因为某一水域水质污染状况应从三个方面来评定：第一是污染强度，即水中污染物的浓度和它们的影响效应；第二是污染范围，即在水域中各种污染强度所影响的范围；第三是污染历时，即在水域中各种污染强度所持续的时间。因此，对一个水域的全面水质污染评价，应包括这三个方面的内容才能完善。但是，上述的一些评价指数中，一般只能在一定程度上反映了水质的污染强度。其他两个方面多是采用一些补救方法，这是很不完善的。现举例说明：

1．N. L. 内梅罗（N. L. Nemerow）河水污染指标方法：N. L. 内梅罗建议的水质指标的计算公式如下：

$$PI_j=\sqrt{\frac{\left(\max\frac{C_i}{S_{ij}}\right)^2+\left(\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{C_i}{S_{ij}}\right)^2}{2}} \tag{6-9}$$

式中：PI_j 为水质指标；C_i 为 i 污染物的实测浓度；S_{ij} 为 i 污染物的水质标准（j 代表水的用途）。

该水质指标考虑了各污染物的平均污染水平、个别污染物的最大污染状况、水的用途设计上是比较合理的等条件。因为在污染物平均浓度比较低的情况下，有时个别污染物的浓度可以很高。此时，为了保证该项水质的用途，对个别污染物常需要特殊处理（该水质指标法对水质处理具有指导意义）。

内梅罗建议选取以下各项作为计算水质指标的参数——温度、颜色、透明度、pH、大肠杆菌数、总溶解固体、悬浮固体、总氮、碱度、氯、铁和锰、硫酸盐、溶解氧等。并将水的用途划分为三类：

（1）人类接触使用的（PI_1）：包括饮用、游泳、制造饮料等。

（2）间接接触使用（PI_2）：包括养鱼、工业食品制备、农业用等。

（3）不接触使用（PI_3）：包括工业冷却用、公共娱乐及航运等。

根据水的不同用途，拟定了相应的水质标准（表6-11，6-12，6-13）作为计算水质指标的依据，进而计算出各种用途水的水质指标值。

表 6-11　人类直接接触用水的水质允许标准（N. L. 内梅罗）

用　途	温度 (°F)	颜色 (单位)	透明度	pH	大肠杆菌数 (100 mL)	总固体 ppm	悬浮固体 ppm	总氮 ppm	碱度 ppm	硬度 ppm	氯 ppm	铁和锰 ppm	硫酸盐 ppm	溶解氧 ppm
饮　水	–	5	5	–	5	500	–	45	–	–	250	0.35	250	
游　泳	85	–	–	6.5—8.3	– 200	–	–	–	+	+	+	+ –	–	–
制造饮料	–	10	–	–	–	–	–	–	85	–	250	0.35	–	– 1
平　均	85	13	5	6.5—8.3	– 103	500	–	15	/	/	/	/	250	40

表 6-12　人类间接接触用水的水质允许标准（N. L. 内梅罗）

用　途	温度 (°F)	颜色 (单位)	透明度	pH	大肠杆菌数 (100mL)	总固体 ppm	悬浮固体 ppm	总氮 ppm	碱度 ppm	硬度 ppm	氯 ppm	铁和锰 ppm	硫酸盐 ppm	溶解氧 ppm
渔　业	55	–	30	6.0—9.0	– 2000	–	–	–	–	+	–	–	–	–
农　业	–	+	–	6.0—8.5	–	500	–	45	–	+	+	10	–	–
果　树 蔬　菜	+	5	5	6.5—6.8	–	500	10	10	250	250	250	0.4	250	–
工　业	/	/	18	6.2—8.6	– 2000	500	100	28	250	1	1	0.7	250	30≒
平　均														

表 6-13　不接触用水的水质允许标准（N. L. 内梅罗）

用　途	温度 (°F)	颜色 (单位)	透明度	pH	大肠杆菌数 (100mL)	总固体 ppm	悬浮固体 ppm	总氮 ppm	碱度 ppm	硬度 ppm	氯 ppm	铁和锰 ppm	硫酸盐 ppm	溶解氧 ppm
铜铁冷却水	100	+	+	5—9	+	–	10	+	–	–	–	–	–	–
水　泥	–	–	+	6.9	+	600	500	+	400		250	25.5	250	–
石　油				6.0—9.5	+	1000	10	+	–	350	300	1.0	+	–
纸　浆	95	10	–	6.10	+	–	10	+	–	100	200	11	+	–
纺　织	–	5	–	1.4—103	+	100	5	+	–	25	–	0.2	–	–
化　学	–	5	–	6.5—81	+	338	5	–	145	210	28	0.2	85	–
航　运	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–		–	–
美观的	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
平　均	/	/	/	6.1—9.1	/	510	9.0	/	27.4	17.1	195	5.6	/	20≒

注：（–）尚有争论，（+）没有特殊限制，（/）因为存在（+）而没有确定，（≒）假定航运和美观的，用水尚无有效的标准。

为了表明各种用途用水的总水质指标，内梅罗建议根据 PI_1, PI_2, PI_3 求和计算 PI 值。这里，首先需要确定该水体在利用中不同用途所占的份额，分别以 W_1、W_2、W_3 代表，这样，总水质指标用下式计算：

$$PI = W_1 \cdot PI_1 + W_2 \cdot PI_2 + W_3 \cdot PI_3$$

下面是用内梅罗指数方法计算 Oneida 湖水质的实例，他给出了水的用途分类指标和各类用途的水质参数的$\frac{C_i}{L_{ij}}$值（见表6-14）。

表 6-14　Oneida 湖的 PI_j 值的计算

项　目	$\frac{C_i}{L_{i1}}$	$\frac{C_i}{L_{i2}}$	$\frac{C_i}{L_{i3}}$	C_i
水　温	0.75	1.15		63.3
水　色	0.96	——		12.0
混 浊 度	2.90	0.4		12.0
pH	0.89	0.89	0.89	8
大 肠 菌	0.70	0.036		72
总 固 体	0.42	——	0.41	209
总　氮	——	——		——
碱　度	——	——	0.31	86
氯 化 物	——	——	0.27	260
硬　度	——	——	0.36	128
铁　锰	——	——		0
硫 酸 盐	0.34	——		84.4
溶 解 氧	0.10	——	0.2	4
平 均 值	0.882	0.619	0.51	

$PI_1 = 2.14$；$PI_2 = 0.92$；$PI_3 = 0.73$。

如估计Oneida湖40%用于游泳，40%用于渔业，20%用于航行，这样加权值可定为$W_1 = 0.4$，$W_2 = 0.4$，$W_3 = 0.2$，则PI 之值即为：

$$PI = 0.4 \times 2.14 + 0.4 \times 0.92 + 0.2 \times 0.73 = 1.37$$

2．有机污染综合评价值：我国环境科学工作者鉴于上海地区黄浦江等河流的水质受有机污染突出的问题，进行了一系列研究，综合出氨氮与溶解氧饱和百分率之间的相互关系，在此基础上提出了有机污染综合评价值 A，其定义为：

$$A = \frac{BOD_i}{BOD_i} + \frac{COD_i}{COD_i} + \frac{NH_3\text{—}N_i}{NH_3\text{—}N_0} - \frac{DO_i}{DO_0} \qquad (6\text{-}10)$$

式中：A 为综合污染评价指数；

BOD_i 和 BOD_0 分别为 BOD 的实测值和评价标准值；

COD_i 和 COD_0 分别为 COD 的实测值和评价标准值；

$NH_3\text{—}N_i$ 和 $NH_3\text{—}N_0$ 分别为 NH_3—N 的实测值和评价标准值；

DO_i 和 DO_0 分别为溶解氧的实测值和评价标准值。

可见根据有机物污染为主的情况，评价因子只选了代表有机物污染状况的 4 项，其中溶解氧项前面的负号表示它对水质的影响与上三项污染物相反（溶解氧不能理解为污染物质）。

上式也可改写成：

$$A=\frac{BOD_i}{BOD_0}+\frac{COD_i}{COD_0}+\frac{NH_3—N_i}{NH_3—N_0}+\frac{DO_{fe}—D_i}{DO_{fe}—D_0} \tag{6-11}$$

式中：DO_{fe}为实测水温条件下中饱和溶解氧浓度。

在计算时，根据黄浦江的具体情况，各项标准值规定如下：

$$BOD_0=4mg/L;\ COD_0=6mg/L;\ NH_3—N_0=1mg/L;$$

$$DO_0=4mg/L$$

由公式（6-10）可以看出，当前三项分别大于1，第1项小于1时，则A值必大于2。因此，定$A\geq 2$做为开始受到有机污染的标志，并根据A值的大小，分级评定水质受到有机物质污染的程度，结合黄浦江的具体情况，水质质量评价分级如表（6-15）所示。

表 6-15 黄浦江水质质量评价分级

A 值	污染程度分级	水质质量评价
<0	0	良 好
0—1	1	较 好
1—2	2	一 般
2—3	3	开始污染
3—4	4	中等污染
>4	5	严重污染

有机污染综合评价值（A），可以综合地评价水质受有机污染的情况，在实际工作中，证明在受到有机物质污染较严重的河段是适用的。但与各项标准值的规定要根据具体情况酌情确定。

3．分级型指数：介绍一种与我国国家地面水质量标准相配套的方法（由中国环境监测总站蒋小玉同志提出），该评价方法将地面水水质标准分为六级，前三级分别与现行地面水质标准的第一、二、三级相同，对超过地面水三级标准的污染水质按其不同浓度所产生的污染程度分为轻、中、重污染三级。在以往的评价工作中，往往以各评价因子的实测值超过某一评价标准的相同倍数划定分级标准，这种做法与实际情况往往不相符合。因为超过同一标准相同倍数的不同污染物，它所产生的实际影响往往是不相同的，这是由于各种污染物的毒理性质不同所决定的。毒物浓度的增长与所产生的毒理效应不都呈线性关系，而是“S”型的。因而，不宜将相同倍数的浓度间隔作为水质分级的标准。本评价方法中对超过地面水三级标准的后三级标准是根据上述指导思想确定的，污染等级上升一级，各污染物浓度不都是增长相同的倍数，而是根据其毒性特点确定的。

本评价方法在地面水水质标准所列的20个监测项目中选取了15个作为评价因子，其分级情况如表6-16所示。

评价方法采用评分制，分制越高，表示水质越好。各水质等级分值如表6-17所示。

将各评价因子实测值对照表6-17，得出各因子相应分值，逐项相加，即得总分值，缺少实测值的因子可用近期测定值代替，并加括号以示区别。

评价结果除说明水质等级之外，还想把主要污染因子及污染特征表示出来。故评价结果按下面两种情况分别表示：

表 6-16　地面水水质分级

项　　目	评　价　分　级					
	地面水环境质量标准			污染水质分级		
	第一级(Ⅰ)	第二级(Ⅱ)	第三级(Ⅲ)	轻污染(Ⅳ)	中污染(Ⅴ)	重污染(Ⅵ)
臭（级）	无异臭	臭强度一级	臭强度二级	臭强度二级	臭强度四级	臭强度五级
色度（铂钴法度）	≤10	≤15	≤25	>25	>40	>50
溶解氧(DO)	饱和率≥90%	≥6	≥4	<4	<3	<1
生化需氧量(BOD_5)	≤1	≤3	≤5	>5	>15	>30
化学需氧量(COD)	≤2	≤4	≤6	>6	>20	>50
挥发酚类	≤0.001	≤0.005	≤0.01	>0.01	>0.1	>0.5
氰化物(CN)	≤0.01	≤0.05	≤0.1	>0.1	>0.5	>2
铜(Cu)	≤0.005	≤0.01	≤0.03	>0.03	>0.2	>2.0
砷(As)	≤0.01	≤0.01	≤0.08	>0.08	>0.3	>1.0
总汞(Hg)	≤0.0001	≤0.0005	≤0.001	>0.001	>0.01	>0.05
镉(Cd)	≤0.001	≤0.005	≤0.01	>0.01	>0.05	>0.1
六价铬(Cr^{6})	≤0.01	≤0.02	≤0.05	>0.05	>0.2	>1.0
铅(Pb)	≤0.01	≤0.05	≤0.1	>0.1	>0.3	>1.0
石油类	≤0.05	≤0.3	≤0.5	>0.5	>5.0	>20
大肠菌群(个/l)	≤500	10000	≤50000	>50000	>300000	>500000

注：表中未注明单位者为 mg/L。

表 6-17　水质等级分值

级　　别	单因素分值	总评价分值
第一级（Ⅰ）	10	145—150
第二级（Ⅱ）	9	135—144
第三级（Ⅲ）	8	120—134
轻污染（Ⅳ）	6	110—119
中污染（Ⅴ）	3	90—109
重污染（Ⅵ）	1	15—89

（1）所有评价因子浓度都在Ⅰ—Ⅲ级范围内时，按总分值确定水质等级，表示式为：

$$\frac{\Sigma a_i}{P}$$

式中：a_i 为各评价因子相应的分值；P 为总分值（Σa_i）所处水质等级。

（2）评价因子中有属于污染水质级别（Ⅳ—Ⅵ级）时，以水质最差的污染因子所在的级别为定级依据，并注明该因子的化学符号或中文名称，即

$$\frac{\Sigma a_i}{P\max(N_i)}$$

式中：$P\max$ 为水质最差的评价因子所属的水质级别；N_i 为最差级别污染因子的化学符号或名称。

下面举两例河水水质的评价（见表6-18）加以说明。例1中各评价因子分值多在Ⅰ—Ⅲ级范围内，总分值143分，属Ⅱ级水质，结果表示为$\frac{143}{\text{Ⅱ}}$；例2的评价因子中有4项属轻污

表 6-18 河水水质评价实例

参数	实测值及相应分值			
	例 1		例 2	
	实测值	相应分值	实测值	相应分值
臭（级）	一 级	10	二 级	9
色度（色）	18	8	30	8
溶解氧(DO)	8.2	10	4.0	8
生化需氧量(BOD)	2.6	9	3.52	8
化学需氧量(COD)	4.4	9	27.30	3
挥发酚类（酚）	0.003	9	0.013	6
氰化物(CN)	未检出	10	0.041	9
铜(Cu)	0.03	8	0.67	6
砷(As)	痕 迹	10	0.110	6
总汞(Hg)	未检出	10	未检出	10
镉(Cd)	未检出	10	0.001	10
六价铬(Cr^{6+})	0.006	10	0.007	10
铅(Pb)	0.01	10	（二级）	(9)
石油类（油）	0.01	10	0.4	8
大肠菌群（菌）	<500	10	<10000	9
总分值	Σ 143		Σ(117)	
结果表示	$\frac{143}{\mathrm{I}}$		$\frac{(117)}{\mathrm{V\,(COD)}}$	

注：每一参数括弧内的符号或文字供表示评价结果时用。

染，一项属中污染，总分值 117 分，应属中污染，但其污染最重因子为 COD，属Ⅴ级污染，因而据此表示评价结果为$\frac{(117)}{\mathrm{V\,(COD)}}$。（117）的括号表示评价因子浓度中有代用数据，整个水质等级评定为Ⅴ级（中污染级），（COD）表示最严重的污染因子为 COD。

4．水质质数(WQI)：1970 年，R. M. Brown 等发表了评价水质污染的水质指数(WQI)。他们对 35 种水质参数征求 142 位水质管理专家的意见，选取了 11 种重要水质参数。即溶解氧、BOD_5、混浊度、总固体、硝酸盐、磷酸盐、pH、温度、大肠菌群、杀虫剂、有毒元素等，然后由专家进行不记名投票，确定每个参数的相对重要性权系数。水质指数 WQI 按下式计算：

$$\mathrm{WQI}=\sum_{i=1}^{n} W_i P_i$$

式中：WQI 为水质指数，其数值在0—100之间；P_i 为第 i 个参数的质量，在0—100 之间；W_i为第 i 个参数的权重值，在0—1 之间；

$$\sum_{i=1}^{n} W_i = 1\ ,\ n \text{ 为参数个数}$$

P_i 值大表示水质好，P_i 值小表示水质差，是按拟定的分级标准来确定，如表 6-19 所示。

求权重值 W_i 的步骤如下：

表 6-19 pH 和溶解氧的 P_i 值

pH	评分	溶解氧（饱和%）	
6—8	100	>70	100
5—6,8—9	80	50—70	80
4—5,9—10	40	30—50	60
		10—30	30
<4, >10	0	<10	0

（1）各参数重要性评价的尺度为“1”代表相对重要性最高，“5”代表相对重要性最低，以所有调查者给出的评价值计算每个参数重要性评价的平均数。

（2）将所有参数的权重值归一化：先求中介权重，即用溶解氧的平均数分别除以各参数的平均数，显然溶解氧的中介权重为1。然后将各参数的中介权重相加求总和。最后，用各参数的中介权重除以中介权重的总和，得到归一化的权重值 W_i、见表6-20。

表 6-20 9个参数的重要性评价及权重系数

水质参数	应答者寄回的所有重要评价的平均数	中介权数	最后的权值 W_i
溶解氧	1.4	1.0	0.17
大肠菌密度	1.5	0.9	0.15
pH	2.1	0.7	0.12
BOD_5	2.3	0.6	0.10
硝酸盐	2.4	0.6	0.10
磷酸盐	2.4	0.6	0.10
温度	2.4	0.6	0.10
混浊度	2.9	0.5	0.08
总固体	3.2	0.4	0.08
合计		$\Sigma=5.9$	$\Sigma=1.00$

WQI 的应用实例如表 6-21 所示。

$$WQI=\Sigma W_iP_i=74.3$$

由上分析得出：本例河水水质是较高的。

5. S. L. Ross 的水质指数：从理论上讲、水质指数可以用任何参数的指标来计算，但指标数量过多会使水质指数的使用变得复杂。1977 年，Ross 在总结以前的一些水质指数的基础上，对英国的克鲁德河的干、支流进行了水质评价的研究，提出了一种较简明的水质指数计算方法。

Ross 选用了四个参数作为水质指标进行计算，其理由是，在他们研究的区域内不选用受区域地球化学影响的参数。如PV、碱度、氯等，不选用对河流污染程度变化不敏感的参数，如磷酸盐等。因此，他选了BOD、氨氮、悬浮固体和 DO，并对这 4 个参数分别给予它们不同的权重系数，见表6-22。

表 6-21 WQI评价的参数和参值

参　数	测量值	各别质量评价 (P_i)	权值(W_i)	总的质量评价 ($P_i \cdot W_i$)
溶解氧饱和(%)	80.0	86	0.17	14.6
粪便大肠菌密度（个/100mL）	10.0	68	0.15	10.2
pH	7.3	92	0.12	11.0
BOD(mg/L)	2.0	75	0.10	7.5
硝酸盐	10.0	48	0.10	4.8
磷酸盐	1.0	40	0.10	4.0
温度（℃）（与平衡的差距）	0	95	0.10	9.5
浊度单位	10.0	76	0.08	6.1
总固体(mg/L)	100.0	82	0.08	6.6

表 6-22 不同参数的权重系数

参　数	BOD	氨　氮	悬浮固体	DO	权重系数合计
权重系数	3	3	2	2	10

注：DO 可用浓度也可用饱和百分数。

在计算水质指数时，不直接用各种参数的测定值或者相对污染值来统计，而是事先把它们分成等级，然后再按等级数进行计算，各参数见表6-23。

表 6-23 水质指数各参数的评分尺度

悬浮固体		BOD		氨　氮		DO		DO	
浓　度 (mg/L)	分级	浓　度 (mg/L)	分级	浓　度 (mg/L)	分级	浓　度 (饱和度%)	分级	浓　度 (mg/L)	分级
0—10	20	0—2	30	0—0.2	30	90—105	10	＞9	10
10—20	18	2—4	27	0.2—0.5	24	80—90		8—9	8
20—40	14	4—6	24	0.5—1.0	18	105—120	8	6—8	6
40—80	10	6—10	18	1.0—2.0	12	60—80		4—6	4
80—150	6	10—15	12	2.0—5.0	6	＞120	6	1—4	2
150—300	2	15—25	6	5.0—10.0	3	40—60	4	0—1	0
＞300	0	25—50	3	＞10.0	0	10—40	2		
		＞50	0			0—10	0		

其计算公式为：

$$WQI=\frac{\Sigma\text{分级值}}{\Sigma\text{权重值}}$$

Ross 计算法要求WQI 值用整数表示，这样将水质指数共分成从0—10 的 11 个等级，数值愈大则表示水质愈好。各级指数可以这样概括描述：

WQI＝10、8、6、3、0分别为无污染、轻污染、污染、严重污染、水质腐败5种状态。

计算举例：某河段水质测定结果如表6-24所示，从表6-24中可查出污染物的分级值及权重值：

表 6-24 某河段水质测定结果

参　数	测定结果	分级评价值	权重值
悬浮固体(mg/L)	27	14	2
BOD(mg/L)	6.8	18	3
DO(mg/L)	8.9	8	1
DO（饱和度%）	78	6	1
氨氮(mg/L)	1.3	$\frac{12}{58}$	$\frac{3}{10}$

根据公式：

$$WQI=\frac{\Sigma 分级值}{\Sigma 权重值}=\frac{58}{10}=5.8\simeq 6$$

计算结果表明，此河段是污染状态。

6．统计型水质评价值：在实际工作中，由于受各种因素的制约，对于在水质污染浓度随时间变化的认识尚不充分的情况下。可以不按时序来考虑其污染的历时情况，而把每一个测值都看成一个随机变量。当取一定数量的检测值时（例如在30—40个以上），便可用概率的方法处理，以推求某种出现机率的污染强度是多大。即用各种污染强度的出现机遇来表示时间因素，如某种强度出现机会多，则表示在时间上它经常出现，亦即其污染历时较长。这样可将概率统计方法用到水质评价中去。

另外，对于一个测站若干次检测之后的浓度一般采用均值表示，以避免偶然性的缺点，但也确有大值被小值拉平的现象，即使用数学期望值和方差的方法，也未能从本质上改变上述缺欠。如果对水中污染检测值的随机系列，不只用均值、最大值来代表或对比，而采用各种机率的强度值或各种强度的机率来表示或比较，则能更切合实际。这也是采用概率方法做水质评价的理由。

7．频率公式：对于某一河段上的DO、COD和酚、氰、砷、汞、铬等污染物的检测系列用下面经验频率公式计算：

$$P=\frac{m}{n+1}\times 100(\%)$$

式中：P为累积频率；n为总检测次数；m为从大到小的累积频率。

选用若干河段上的检测资料，计算它们大于某浓度的累积频率（P），并做出它们的经验频率曲线图。在实际计算中，为了方便，可以直接由图上查出各种污染物在各种概率下的浓度值，如表6-25所示。从表上，可看出各种频率下的水质状况，或者大于某种浓度的出现机率。而这些可表征不同污染强度的污染历时情况。如在B断面，浓度超过地面水标准时，

酚的出现机会为26%；COD为12%；砷为6%。又知在80%的机会中，B断面的酚不会大于0.012毫克每升；COD不大于4.0毫克每升；砷不大于0.015毫克每升，等等。这样就可以给水质评价方法中增加了可以反映污染历时或机遇的表示方法。

表 6-25 黄河兰州段各种累积频率的浓度值(mg/L)

项目		机率									
		$P=10\%$	$P=20\%$	$P=30\%$	$P=40\%$	$P=50\%$	$P=60\%$	$P=70\%$	$P=80\%$	$P=90\%$	均值
X断面	DO	11.1	9.9	9.2	8.6	8.1	7.7	7.3	6.9	6.3	8.42
	COD	3.6	2.8	2.3	2.0	1.6	1.5	1.3	1.1	0.8	1.99
	酚	0.0080	0.0037	0.0021	0.0012	0.0007	0.0003	0	0	0	0.0024
	氰	0.0046	0.0026	0.0015	0.0004	0	0	0	0	0	0.0014
	砷	0.0261	0.0165	0.0120	0.0098	0.0070	0.0050	0.0028	0.0008	0	0.0098
	汞	0.0016	0.0008	0.0004	0.0002	0.0001	0	0	0	0	0.0006
Z断面	DO	10.4	9.8	9.6	9.0	8.7	8.4	8.0	7.4	6.7	8.72
	COD	3.2	2.7	2.4	2.2	2.0	1.8	1.6	1.4	1.2	2.31
	酚	0.0121	0.0095	0.0055	0.0035	0.0020	0.0010	0.0005	0	0	0.0075
	氰	0.0100	0.0072	0.0047	0.0030	0.0018	0.0010	0	0	0	0.0035
	砷	0.0300	0.0190	0.0120	0.0080	0.0060	0.0030	0.0020	0	0	0.0116
	汞	0.0015	0.0006	0.0004	0.002	0	0	0	0	0	0.0007
B断面	DO	8.90	8.40	8.00	7.70	7.35	7.05	6.75	6.30	5.70	7.27
	COD	5.24	4.05	3.30	2.90	2.60	2.25	1.95	1.70	1.45	2.99
	酚	0.0232	0.0122	0.0092	0.0072	0.0056	0.0044	0.0032	0.0024	0.0012	0.0091
	氰	0.0095	0.0040	0.0030	0.0028	0.0022	0.0018	0.0015	0.0010	0	0.0060
	砷	0.0255	0.0150	0.0090	0.0045	0.0027	0.0010	0	0	0	0.0111
	汞	0.0016	0.0006	0.0001	0	0	0	0	0	0	0.0007
S_1断面	DO	8.45	7.95	7.55	7.20	6.90	6.65	6.35	5.80	4.7	6.79
	COD	4.1	3.4	2.9	2.6	2.4	2.2	2.1	1.9	1.7	2.7
	酚	0.0056	0.0042	0.0034	0.0029	0.0024	0.0019	0.0014	0.0009	0.0004	0.0030
	氰	0.0073	0.0052	0.0037	0.0026	0.0020	0.0014	0.0011	0.0006	0.0002	0.0034
	砷	0.0210	0.0125	0.0080	0.0050	0.0020	0	0	0	0	0.0083
	汞	0.0019	0.0003	0	0	0	0	0	0	0	0.0008

二、水环境质量的生物学评价

水生生物与它们生存的水环境是相互依存、相互影响的统一体。水体受到污染后，必然对生存在其中的生物产生影响，生物也对此作出其不同的反应和变化。其反应和变化是水环境评价的良好指标——这是水环境质量生物学评价的基本依据和原理。

在进行评价时，一般要对水生生物进行调查，调查的项目主要有：种类、种类总数、多度、初级和次级生产力等。它们都从不同的侧面反映了水质的变化，例如，水质污染严重时，种类总数减少；而多度则反映了当污染不很严重时，对水生生物产生的影响仅是个数量的变化，而不是某个种的突然消失。调查的目的是要了解各类水生生物具有的不同生物特性，由此反映出它们在水生生态系统中具有的不同结构和功能，以及它们对水环境变化所产生的不同反应。不同的生物类群在用于评价时具有不同的特点和意义。

利用藻类的生物学特性进行水环境质量评价是目前较常用、较成熟的方法。这是因为藻类在整个水生生态系统中起着独特的作用，它能为系统提供物质和能量的基础。在水体中，藻类的作用要比高等的初级生产者——水生高等植物常常要大得多。藻类种类繁多，它的生态习性和生活方式多种多样，在水体中分布广泛，可以生存在不同地理区域、不同类型的水体，以及水体的不同生境中，这是藻类作为水环境监测和评价因素的一个重要条件。

藻类与水污染有着密切的关系。因为水体的富营养化最明显的表现就是某些藻类的过量增殖，形成所谓“水华”，而藻类的过量增殖，又是水质变坏、危害水体资源利用的主要原因；另一方面，水体受到一般有机物，如生活污水的污染时，藻类可通过其光合作用与细菌等相互配合在水体净化过程中起着重要作用。当水体受到各种有毒物质污染时，一些毒物对藻类的有毒作用忍受力也不相同，会引起藻类在种类和数量方面的变化，也会引起藻类形态、生化、生理等方面的反应，还有转移、积累污染物质等作用。因而，藻类在水环境质量评价方面有着特别重要的作用。下面根据章宗涉（1989）的文章，对藻类在水环境质量评价中的应用作以下介绍。

1．指示种类法：这里指的是狭义的指示生物法，即以某些种类的存在或消失来指示水体中有机物或某特定污染物的多寡与污染程度。1908年，Kolkwitz 等人就提出了指示河流有机污染的污水生物系统，为各个污染带举出了不同的指示生物，其中包括各种藻类。Palmer（1969）根据165名作者295篇报告对可忍受有机污染的藻类作了综合分析，并对这些藻类的指示作用作了评分（见表6-26、27、28）。

应注意的是，同一属内的不同种类，其耐污染程度（或其指示作用）可以很不相同。以裸藻为例，列于各属之首，一般都认为是耐有机污染种类，如绿裸藻 *E. Viridis*，在表6-27中占第一位，有50位作者提出，总得分为93分，在表6-28中易变裸藻 *E. Mutabilis* 却只有9分，说明不太耐有机污染，（表6-27）在其他属也有同样情况。因此，应该注意有时只根据属来指示污染可能会导致不正确的结论，同时也说明了在水环境的生物评价中正确鉴定种类的必要性。

除了一般的生活污水引起的有机污染外，有不少工业废水中也含有机物质，不过它们的性质可以很不相同。有些有机工业废水，如粮食和肉类加工的废水、饲养场和屠宰废水、某些生物制品废水等，其中所含主要有机物从性质上可能接近于生活污水。它们如无其他有毒物质，对藻类的影响可能与生活污水的相似。污染极严重时，藻类种类不多，常出现一些无色素鞭毛类。当有机物分解，营养物大量释放后，藻类种类和数量都会大量增加。指示藻类可与上述一般有机污染的相类似。

当水体受到有机物和无机物污染时，水生生物的反应随污染物的种类而各不相同，指示藻类的应用就更为复杂。表6-29根据资料举出了一些可能有指示作用的藻类供参考。

指示生物的应用有悠久历史，在指示一般有机污染方面取得了较好效果，在国外和我国都得到广泛应用。

但狭义的指示生物方法，即根据某种生物的存在与否来判断污染，受到不少限制，存在较大缺陷。某一种类要作为指示生物，必须对这一种类与某种污染的关系及其忍受范围有确切的了解，这方面的资料还很不足。而且生物对某种污染的忍受限并不能截然划定，并常受其他环境条件的影响而变化。所以有时同一种类可被作为不同污染程度的指示生物。因而一个

表 6-26 耐有机污染藻类的属（按评分排列）

编号	属名	门类①	作者数	评分	编号	属名	门类①	作者数	评分
1	裸藻属 (*Euglena*)	F	97	172	31	双菱藻属(*Surirella*)	D	27	33
2	颤藻属 (*Oscillatoria*)	B	93	161	32	冠盘藻属(*Stephamodiscus*)	D	22	32
3	衣藻属 (*Chlamydomonas*)	F	68	115	33	空球藻属(*Eudorina*)	F	23	30
4	栅藻属 (*Scenedesmus*)	G	70	112	34	鞘丝藻属(*Lyngbya*)	B	17	28
5	小球藻属(*Chlorella*)	G	60	103	35	卵囊藻属(*Oocystis*)	G	20	28
6	菱形藻属(*Nitzschia*)	D	58	98	36	*Agmenellum*	B	19	27
7	舟形藻属(*Navicula*)	D	61	92	37	螺旋藻属(*Spirulina*)	B	17	25
8	毛枝藻属(*Stigeoclonium*)	G	50	69	38	桑椹藻属(*Pyrobotrys*)	F	16	24
9	针杆藻属(*Synedra*)	D	44	58	39	桥弯藻属(*Gymbella*)	D	19	24
10	纤维藻属(*Ankistrodesmus*)	G	36	57	40	集星藻属(*Actinastrum*)	G	20	24
11	扁裸藻属(*Phacus*)	F	39	57	41	空星藻属(*Coelastrum*)	G	21	24
12	席藻属 (*Phormidium*)	B	37	52	42	苍白刚毛藻(*Cladophora*)	G	22	24
13	直链藻属(*Melosira*)	D	37	51	43	菱板藻属(*Hantzschia*)	D	18	23
14	异极藻属(*Gomphonema*)	D	35	48	44	等片藻属(*Diatoma*)	D	19	22
15	小环藻属(*Cyclotella*)	D	35	47	45	椎椎藻属(*Spondylomorum*)	F	16	21
16	新月藻属(*Closterium*)	G	34	45	46	多芒藻属(*Golenkinia*)	G	14	19
17	微芒藻属(*Micractinium*)	G	27	11	47	曲壳藻属(*Achnanthes*)	D	16	19
18	实球藻属(*Pandorina*)	F	32	12	48	黄群藻属(*Synura*)	F	14	18
19	组囊藻属(*Anacystis*)	B	28	39	49	羽纹藻属(*Pinnularia*)	D	15	18
20	鳞孔藻属(*Lepocinclis*)	F	25	38	50	绿球藻属(*Chlorococcum*)	G	13	17
21	水绵属 (*Spirogyra*)	G	26	37	51	星杆藻属(*Asterionella*)	D	14	17
22	鱼腥藻属(*Anabaena*)	B	27	36	52	卵形藻属(*Cocconeis*)	D	14	17
23	隐藻属 (*Cryptomonas*)	F	27	36	53	鼓藻属 (*Cosmarium*)	G	14	17
24	盘星藻属(*Pediastrum*)	G	28	35	54	盘藻属 (*Gonium*)	F	15	17
25	节旋藻属(*Arthrospira*)	B	18	34	55	黄丝藻属(*Tribonema*)	G	10	16
26	囊裸藻属(*Trachelomonas*)	F	26	34	56	辐节藻属(*Stauroneis*)	D	14	16
27	四鞭藻属(*Carteria*)	F	21	33	57	月芽藻属(*Selenastrum*)	G	13	15
28	绿梭藻属(*Chlorogonium*)	F	23	33	58	胶网藻属(*Dictyosphaerium*)	G	11	14
29	脆杆藻属(*Fragilaria*)	D	24	33	59	中华波缘藻(*Cymatopleura*)	D	13	14
30	丝藻属 (*Ulothrix*)	G	25	33	60	十字藻属(*Crucigenia*)	G	13	14

① 门类：B．蓝藻；D．硅藻；F．鞭毛藻；G．绿藻。

生物种类对环境变化的反应并不是简单的全有或全无。而且生物本身的分布还有地区性，这些都是应加注意的。

2．优势种群法：该方法是在指示种类方法基础上，提出了用整个藻类群落的种类组成和优势种群的变化来评价水环境污染的方法。

Fjerdingstad（1964）用群落中的优势种来划分污染带。在 Kolkwitz 和 Marrson 的污水生物系统的基础上，根据受生活污水污染的水体（主要是河流）中优势生物种类的不同，划分为 9 个污水带。他的优势群落中包括了原生动物、细菌和藻类等，这里仅列出藻类中的优势种类。

（1）粪生带：无藻类优势群落。

（2）甲型多污带：裸藻群落，优势种为绿裸藻，亚优势种为华丽裸藻。

（3）乙型多污带：裸藻群落，优势种为绿裸藻和静裸藻。

表 6-27 耐有机污染藻类种类（按评分排列）

编 号	种 名	门类①	作者数	评 分
1	绿色裸藻 (*Euglena viridis*)	F	50	93
2	谷皮菱形藻 (*Nitzschia Palea*)	D	45	69
3	泥生颤藻 (*Oscillotoria limosa*)	B	29	42
4	四尾栅藻 (*Scenedesmus quadricauda*)	G	26	41
5	弱细颤藻 (*Oscillatoria ienuis*)	B	26	40
6	小毛枝藻 (*Stigeoclonium ienue*)	G	25	34
7	肘状针杆藻 (*Synedra ulna*)	D	25	33
8	镰形纤维藻 (*Ankistrodesmus falcuius*)	G	21	32
9	实球藻 (*Pandorina morum*)	F	23	30
10	绿色颤藻 (*Oscillatoria chlorina*)	B	17	29
11	小球藻 (*Chlorella vulgaris*)	G	19	29
12	郑氏节旋藻 (*Arthraspira jenneri*)	B	15	28
13	变异直链藻 (*Melosira varians*)	D	22	28
14	梅尼小环藻 (*Cyclotella meneghiniana*)	D	20	27
15	纤细裸藻 (*Euglena gracilis*)	F	18	26
16	细菱形藻 (*Nitzschia acicularis*)	D	18	26
17	隐头舟形藻 (*Navicula cryptocephala*)	D	19	25
18	巨颤藻 (*Oscillatoria princeps*)	B	16	24
19	泥颤藻 (*Oscillatoria putrida*)	B	13	23
20	微小异极藻 (*Gomphonema parvulum*)	D	14	23
21	双尖菱板藻 (*Hantzschia amphioxys*)	D	18	23
22	铜色颤藻 (*Oscillatoria chalybea*)	B	14	22
23	冠盘藻 (*Stephanodiscus hantzschii*)	D	16	22
24	尖尾裸藻 (*Euglena oxyuris*)	F	15	21
25	锐新月藻 (*Closterium acerosum*)	G	16	21
26	斜生栅藻 (*Scenedesmus obliquus*)	G	16	21
27	蛋白核小球藻 (*Chlorella pyrenoidosa*)	G	11	20
28	啮蚀隐藻 (*Cryptomonas erosa*)	F	15	20
29	空球藻 (*Eudorina elegans*)	F	16	20
30	棱形裸藻 (*Euglena acus*)	F	16	20
31	卵形双菱藻 (*Surirella ovata*)	D	16	20
32	卵形鳞孔藻 (*Lepocinclis ovum*)	F	14	19
33	美丽颤藻 (*Oscillatoria formosa*)	B	14	19
34	灿烂颤藻 (*Oscillatoria splendida*)	B	14	19
35	梨形扁裸藻 (*Phacus pyrum*)	F	11	18
36	微芒藻 (*Micractinium pusillum*)	G	12	18
37	*Agmenellum quadriduplicatum*	B	13	18
38	颗粒直链藻 (*Melosira granulata*)	D	14	18
39	短棘盘星藻 (*Pediastrum boryanum*)	G	15	18
40	普通等片藻 (*Diatoma vulgare*)	D	17	18
41	编织鳞孔藻 (*Lepocinclis texia*)	F	12	17
42	静裸藻 (*Euglena deses*)	F	13	17
43	椎楛藻 (*Spondylomorum quaternquaternarium*)	F	13	17
44	钩状席藻 (*Phormidium uncinatum*)	B	15	17
45	莱因衣藻 (*Chlamydomonas reinhardii*)	F	10	16
46	绿棒藻 (*Chlorogonium euchlorum*)	F	10	16

续表

编　号	种　　名	门类①	作者数	评　分
47	多形裸藻 (*Euglena polymorpha*)	F	11	16
48	宽扁裸藻 (*Phacus pleuronectes*)	F	11	16
49	微缘舟形藻 (*Navicula viridula*)	D	13	16
50	秋季席藻 (*Phormidium autumnale*)	B	13	16
51	劳氏颤藻 (*Oscillatoria lauterbornii*)	B	8	15
52	茧状项圈藻 (*Anabaena constricta*)	B	9	15
53	鱼形裸藻 (*Euglena pisciformis*)	F	11	15
54	集星藻 (*Actinastrum hantzschii*)	G	13	15
55	尖针杆藻 (*Synedrat acus*)	D	9	14
56	长绿梭藻 (*Chlorogonium elongatum*)	F	10	14
57	黄群藻 (*Synura uvella*)	F	11	14
58	扁圆卵形藻 (*Cocconeis placentula*)	D	12	14
59	弯曲菱形藻 (*Nitzschia sigmoidea*)	D	12	14
60	小空星藻 (*Coelastrum microporum*)	G	13	14
61	极小曲壳藻 (*Achnanthes minutissima*)	D	10	13
62	草鞋形波缘藻 (*Cymatopleura solea*)	D	12	13
63	二形栅藻 (*Scenedesmus dimorphus*)	G	8	12
64	克劳脆杆藻 (*Fragilaric crotonensis*)	D	9	12
65	衣藻组囊藻 (*Anacystis cyanea*)	B	10	12
66	尖头舟形藻 (*Navicula cuspidata*)	D	10	12
67	尖细栅藻 (*Scenedesmus acuminatus*)	G	10	12
68	中型裸藻 (*Euglena intermedia*)	F	11	12
69	二角盘星藻 (*Pediastrum duplex*)	G	11	12
70	莱布新月藻 (*Closterium leibleinii*)	G	8	11
71	锤头颤藻 (*Oscillatoria brevis*)	B	8	11
72	旋转囊裸藻 (*Trachelomonas volvocina*)	F	8	11
73	美丽胶网藻 *Dictyosphaerium pulchellum*	G	9	11
74	钝脆杆藻 (*Fragilaria capucina*)	D	9	11
75	团集刚毛藻 (*Cladophora glomeraia*)	G	10	11
76	卵形隐藻 (*Cryptomonas ovata*)	F	10	11
77	盘藻 (*Gonium pectorale*)	F	10	11
78	近轴裸藻 (*Euglena proxima*)	F	7	10
79	纤细桑椹藻 (*Pyrobotrys gracilis*)	F	7	10
80	钝角角棘藻 (*Tetraedron muticum*)	G	7	10

① 门类：B. 蓝藻；D. 硅藻；F. 鞭毛类；G. 绿藻。

表 6-28　裸藻属(*Euglena*)中最耐有机污染的12个种

编号	种　　名	作者数	评分	编号	种　　名	作者数	评分
1	绿色裸藻 (*Viridis*)	50	93	7	鱼形裸藻 (*Pisciformis*)	11	15
2	纤细裸藻 (*Gracilis*)	18	26	8	中型裸藻 (*Intermedia*)	11	12
3	尖尾裸藻 (*Oxyuris*)	15	21	9	近轴裸藻 (*Proxima*)	7	10
4	梭形裸藻 (*Acus*)	16	20	10	旋纹裸藻 (*Spirogyra*)	9	10
5	静裸藻 (*Deses*)	13	17	11	隐突裸藻 (*Velata*)	7	9
6	多形裸藻 (*Polymorpha*)	11	16	12	易变裸藻 (*mutabilis*)	8	9

表 6-29 对污染可能有指示作用的藻类

一、酸性废水	pH
衣　藻(*Chlamydomonas*)	<3
喜酸衣藻(*Chl.acidophila*)	2
一种衣藻(*Chl.applanata var acidophila*)	1.3
易变裸藻(*Englena mutabilis*)	1.3
卵形鳞孔藻(*Lepocinclis ovum*)	低pH
小头曲壳藻(*Achnanthes microcephala*)	低pH
短小短缝藻(*Eunolia exigua*)	3.5—5
间断羽纹藻(*Pinnularia interrupta* f.)	
双头变型(*biceps*)	2—3
菱形肋缝藻(*Frustulia rhomboides* var.)	
岩生变种(*saxonica*)	2.3
啮蚀隐藻(*Cryptomonas erosa*)	<3
卵形隐藻(*Cr.ovata*)	<3
二、重金属	
丝　藻(*Ulothrix*)	Cu、Zn、Pb
微孢藻(*Microspora*)	Cu、Zn、Pb
转板藻(*Mougeotia*)	Zn、Fe
小毛枝藻(*Stigeoclonium tenue*)	Cu、Zn、Pb、Cr等
四孢藻(*Tetraspora*)	Cr
锐新月藻(*Closterium acerosum*)	Cr
绿球藻(*Chlorococcum*)	Cu
近生曲壳藻(*Achnanthes affinis*)	Cu
肿节曲壳藻(*A.nodusa*)	Cu
小头曲壳藻(*A.microcephala*)	Zn
肘状针杆藻(*Synedra ulna*)	Zn
偏肿桥弯藻(*Cymbella ventricosa*)	Cu、Zn
短小短缝藻(*Eunotia exigua*)	Zn、Fe、Cu
谷皮菱形藻(*Nitzschia palea*)	Cr、Cu、Zn
微绿舟形藻(*Navicula viridula*)	Cu
间断羽纹藻双头变型(*Pinnularia interrupta* f.*biceps*)	Cu、Zn
玻氏羽纹藻(*P.brebissonii*)	Cu、Zn、Hg、Pb
微绿脆杆藻(*Fragilaria virencens*)	Cu、Zn
棱形裸藻(*Englena acus*)	Cr
绿裸藻(*E.viridis*)	Cr
隐多甲藻(*Peridinium inconspicuum*)	Cu、Ni等
链丝藻(*Hormidium*)	Cu、Zn、Pb
鲍氏织线藻(*Plectonema borynum*)	Zn
三、其他	
脆弱刚毛藻(*Cladophora fracta*)	DDT等
团集刚毛藻(*C.glomerata*)	DDT等
小毛枝藻(*Stigeoclonium tenue*)	酚
谷皮菱形藻(*Nitzchia palea*)	酚，H_2S
草履波纹藻(*Cymatopleura solea*)	酚
菱形肋纹藻岩生变种(*F.rhomboides* var.*saxonica*)	硫化物
普通等片藻(*Diatoma vulgale*)	含油废水，造纸废水
无隔藻(*Vaucheria*)	石油
微小异板藻(*Gomphonema parvulum*)	酚

（4）丙型多污带：绿色颤藻群落。

（5）甲型中污带：环丝藻群落或底生颤藻群落或小毛枝藻群落。

（6）乙型中污带：脆弱刚毛藻或席藻群落（包括蜂巢席藻、韧氏席藻）。

（7）丙型中污带：红藻群落，优势种群为串珠藻或河生鱼子菜；或者绿藻群落，优势种为团刚毛藻或环丝藻。

（8）寡污带：绿藻群落，优势种为簇生竹枝藻或环状扇形藻群落；或红藻群落，包括环绕鱼子菜、漫游串珠藻、胭脂藻；或无柄无隔藻群落；或洪水席藻群落。

（9）清水带：绿藻群落，优势种为羽状竹枝藻或红藻群落，包括胭脂藻等；或蓝藻群落，包括蓝管孢藻眉藻属种类。

Hutchinson 和 Wetzel 总结了不同营养类型湖泊的藻类群落中的优势种群，见表 6-30。

表 6-30　不同营养类型湖泊中常见主要浮游藻类群落特征

营养类型	湖水特征	优势藻类	其他常见藻类
贫营养型	略酸性，盐度极低	鼓藻、义链藻(*Staurodesmus*) 义星藻(*Staurastrum*)	球囊藻(*Sphaeroeystis*) 胶囊藻(*Gloeocystis*) 根管藻(*Rhizosolenia*) 平板藻
	中性至微碱性，营养贫乏湖泊	硅藻，特别是小环藻(*Cyclouella*) 和平板藻(*Tabellaria*)	若干星杆藻(*Asterionella*) 直链藻(*Melosira*) 锥囊藻(*Dinobryon*)
	中性至微碱性，营养贫乏湖泊或营养降低季节的较高产湖泊	金藻，特别是锥囊藻(*Dinooryon*) 和一些鱼鳞藻(*Mallomonas*)	其他金藻，如黄群藻(*Synura*) 扁尾藻(*Uroglena*) 硅藻中平板藻(*Tabellaria*)
	中性至微碱性，营养贫乏湖泊	绿球藻类中的卵囊藻(*Oocystis*) 或金藻中的丛粒藻(*Botryococcus*)	贫营养类硅藻
	中性至微碱性，通常营养贫乏，常见于浅水、北极湖泊	甲藻，特别是一些多甲藻(*Peridinium*) 和角藻(*Ceratium*)	小型金藻，隐藻和硅藻
中营养型或富营养型	中型至微碱性；全年优势或某些季节	甲藻，一些多甲藻和角藻	薄甲藻(*Glenodinium*) 和其他许多藻
富营养型	通常是营养物丰富的碱性湖泊	全年多见硅藻，特别是星杆藻(*Asterionella*) 针杆藻(*Synedra*) 冠盘藻(*Stephanodiscus*) 克劳脆杆藻(*Fragilaria crotonensis*) 颗粒直链藻(*Melosira granulata*)	其他许多藻类，特别是温暖季节常见绿藻和蓝藻，如溶解性有机物高时有鼓藻
	通常碱性，营养物丰富，温暖季节的温带湖泊，或热带湖泊	蓝藻，特别是微囊藻(*Microcystis*) 束丝藻(*Aphanizomenon*) 鱼腥藻(*Anabaena*)	其他蓝藻，如有机物丰富时有棵藻

3．各种藻类的污染指数：它与大气、水质的污染指数不同之处，在于它是从藻类的生态学特性来指示水环境的污染程度，因此需根据不同藻类的种数、频率、数量等计算污染指数。

（1）藻类种类商：Thunmark 和 Nygaard 以藻类种类数作为指标，根据不同藻类类群与有机污染和营养物的大致关系，求出商值，划分水质类型。

$$\text{蓝藻商}=\frac{\text{蓝藻种数}}{\text{鼓藻种数}}$$

$$\text{绿藻商}=\frac{\text{绿藻种数}}{\text{鼓藻种数}}\quad\text{（不包括鼓藻）}$$

$$\text{硅藻商}=\frac{\text{中心壳目硅藻种数}}{\text{羽状壳目硅藻种数}}$$

$$\text{裸藻商}=\frac{\text{裸藻种数}}{\text{蓝藻}+\text{绿藻种数}}$$

$$\text{复合藻商}=\frac{\text{蓝藻}+\text{绿藻}+\text{中心壳目硅藻}+\text{裸藻种数}}{\text{鼓藻种数}}$$

绿藻商，0—1 为贫营养型，1—5 为富营养型，5—15为重富营养型。

复合藻商小于 1 为贫营养型，1—2.5 为弱富营养型，3—5 为中度富营养型，5—20为重度富营养型，20—43为重富营养型。

（2）硅藻指数：有的学者在河流中根据硅藻种系数计算出硅藻指数（I），计算公式为：

$$I=\frac{2A+B-2C}{A+B-C}\times 100$$

式中：A 为不耐有机污染种类数；B 为对有机污染无特殊反应种类数；C 为有机污染地区独有生存的种类数。

（3）藻类污染指数：Palmer（1969）对能耐受污染的20属藻类，分别给予不同的污染指数值（表 6-31）。根据水样中出现的藻类，计算总污染指数，如总污染指数大于 20，属重污染，15—19为中污染，低于15为轻污染。

表 6-31 藻类的污染指数值

属　　名	污染指数值	属　　名	污染指数值
组囊藻(*Anacystis*)	1	微芒藻(*Micractinium*)	1
纤维藻(*Ankistrodesmus*)	2	舟形藻(*Navicula*)	3
衣　藻(*Chlamydomonas*)	4	菱形藻(*Nitzschia*)	3
小球藻(*Chlorella*)	3	颤　藻(*Oscillatoria*)	5
新月藻(*Closterium*)	1	实球藻(*Pandorina*)	1
小环藻(*Cyclotella*)	1	席　藻(*Phormidium*)	1
裸　藻(*Euglena*)	5	扁裸藻(*Phacus*)	2
异极藻(*Comphonema*)	1	栅　藻(*Scenedesmus*)	4
鳞孔藻(*Lepocinclis*)	1	毛枝藻(*Stigeoclonium*)	2
直链藻(*Melosira*)	1	针杆藻(*Synedra*)	2

（4）污生指数（SI）：根据不同藻类种类和出现频率，分别给予分值，计算后评价有

机污染。

$$SI=\frac{\Sigma S\cdot h}{\Sigma h}$$

式中：S 为不同种类的分值，从寡污染种到多污种为1—4；

h 为出现频率，从少到多分为三或五级，分值为1—5。

如SI 1.0—1.5 为轻污染，1.5—2.5 为中污染，2.5—3.5 为重 污染，3.5—4.0 为严重污染。

（5）污染评价值：这是捷克的 Zelinka 和 Marvan 1961 年首先 提出的一种方 法，这种方法与前几种指数基本上是近似的，不同的是考虑的因素更多一些，计算时更复杂一些，他们给予不同生物（包括动物和植物）以不同的污染价和污染指示值。前者是根据某一种生物在不同污染地带生理的相对重要性，其总和为10。一种生物其污染价（10）集中在某一污染带，则表示这种生物在指示这种污染程度时相对重要，也表示它的污染指示作用大；某一种生物的污染价越是均匀分散在各个污染带，则它的指示作用也就越低。根据这一点，所以又给每一种生物一个污染指示值，它的变动范围是由1—5，值越大则指示污染的价值越大。

计算污染评价值（A）时的公式为：

$$A=\frac{\sum_{i=1}^{n} a_i\cdot h_i\cdot g_i}{\sum_{i=1}^{n} h_i\cdot g_i}$$

式中：a_i 为 i 种的污染价；h_i 为 i 种的个体数；g_i 为 i 种的污染指示值。

由之得到某一采样点对应于不同污染带的 A 值。A 值在某一污染带的值最高，该采样点就属于该污染带。

Zelinka 和 Marvan 是根据包括细菌、藻类、原生动物、蠕虫、软体动物、水生昆虫等19类底生生物来计算污染评价值的。如果只根据藻类也是可以用的，他们提出的各种藻类种类的污染价和污染指示值可参考沈韫芬等编的《微型生物监测新技术》。

（6）营养状态指数：卡尔森（Carlson）根据湖水透明度 SD、浮游植物现存量 chl（以叶绿素 a 值代表）、湖水总磷浓度 TP 间存在的相关关系，以透明度作基准，求出营养状态指数（TSI），其值由 0—100，用以划分水体的富营养化程度。

根据叶绿素 a 值（chl）计算 TSI（chl）的公 式为：

$$TSI_{chl}=10\left(6-\frac{2.04-0.68\ln chl}{\ln 2}\right)$$

其他TSI值计算公式为：

$$TSI_{SD}=10\left(6-\frac{\ln SD}{\ln 2}\right)$$

式中：SD 为透明度（m）。

$$TSI_{TP}=10\left(6-\frac{\ln 48/TP}{\ln 2}\right)$$

式中：TP 为总磷浓度（mg/m^3）。

日本相崎守弘等以叶绿素 a 值作基准，根据日本湖泊的资料，求出修正的卡尔森营养状

态指数（TSI）。

$$TSI_{chl}=10\left(2.46+\frac{\ln chl}{\ln 2.5}\right)$$

$$TSI_{SD}=10\left(2.46+\frac{3.69-1.53\ln SD}{\ln 2.5}\right)$$

$$TSI_{TP}=10\left(2.46+\frac{6.71+1.15\ln TP}{\ln 2.5}\right)$$

TSI 值可单独采用，也可用几个单项TSI值求总TSI值，如

$$TSI_{总}=\frac{TSI_{chl}+TSI_{SD}+TSI_{TP}}{3}$$

TSI＜37，为贫营养型；TSI38—53，为中营养型；TSI＞54，为富营养型。

（7）生物学污染指数（BIP）：Horasawa（1942）提出生物学污染指数（BIP）计算公式为：

$$BIP=\frac{B}{A+B}\times 100$$

式中：A为生产者（藻类）数量；B为消费者（原生动物）数量。

他提出下列数值为例，划分污染带：BIP值0.6 为清水带；12.0 为中度分解带；30.9为强烈分解带；55.1为腐生带。

（8）自养指数（AI）：也即异养性指数（HI），叶绿素a值和去灰分重的比值是水体中自养生物和异养生物生物量的多少的粗略表示，可用于指示有机污染：

$$AI=\frac{去灰分量}{叶绿素\,a\,值}$$

评价时标准各人有所不同，如有人在海洋中以AI 大于100时认为受有机物污染；有人认为在淡水中可采用 67（50—100）作为正常值。

4．种的多样性指数：一个群落中的种类多样性，是群落生态组织水平的独特的、可测定的生物学特性，是反映群落功能的组织特征。种类多样性具有两个成分：一是群落中的种类数和总个体数；另一是群落中各种类个体数的分布，这两个成分是种的多样性概念的一个完整部分。

一般在未污染水体中，种类多而种群量大都偏低；而在污染水体中，由于不同种类对污染的反应不同，少数种类的种群数量增加；但在严重污染时，种类数和种群数量都降低。种的多样性指数能够反映由水环境污染造成群落结构的明显变化，因此，种的多样性可以用来评价水质。下面举出一些多样性指数的计算公式：

（1）Gleason 和 Margalef 多样性指数：

$$d=\frac{S-1}{\lg_e N}$$

式中：S为种类数；N为个体数。

（2）Simpson 多样性指数：

$$d=1-\Sigma(n_i/N)^2$$

或

$$d=\frac{1}{\Sigma(n_i/N)^2}$$

式中：n_i为i种的个体数（或其他现存量参数）；N为总个体数（或其他现存量参数）。

（3）Shannon-Weaver 多样性指数：

$$\bar{H}=-\Sigma(n_i/N)\cdot\lg_2(n_i/N)$$

式中n_i和N同上式。

（4）均匀度指数：由上述多种多样性指数的计算公式可知，多样性指数决定于种类数（S）、总个体数（N）和每种的个体数（n_i）。

每种的个体数越接近，即$n_1\approx n_2\approx\cdots n_i$时，则各种个体数的分布的均匀度就越高，反之则越低。

把实测的多样性指数$\bar{H}$与一定的S值时的最小或最大H值相比较，并通过一定公式计算，就可得到均匀度指数。

Pielou 提出的均匀度指数公式为：

$$e=\frac{\bar{H}}{H_{max}}\qquad 而H_{max}=\lg S$$

故均匀度$(e)=\dfrac{\bar{H}}{\lg S}$

式中：$\bar{H}$为 Shannon-Weaver 指数；S为种类数。

至于评价标准，一般来说，多样性指数越大，则水质越好。如$\bar{H}$值，0—1为重污染，1—3为中污染，大于3为轻污染或无污染；e值，0—0.3为重污染，0.3—0.5为中污染，0.5—0.8为轻污染或无污染。

（5）Cairns 连续比较指数（SCI）：Cairns 和 Deckson（1971）考虑到上述各种多样性指数均需要有鉴定种类的专门知识，为克服这一困难，提出了连续比较指数（SCI），

$$SCI=\frac{r}{N}$$

式中：r为组数。在镜检时，依次连续比较相邻的藻类个体，如后一个体与前一个体形态相同则为同一组，如形态（大小、形状、颜色等）不同则作为另一新组。全部计数完毕时，统计组数，即为r值。

N为总计数个体，一般至少200个。

此法不必鉴定种类名称，仅需作形态对比，其意义与多样性指数相似。在相同的总计数个体时，组数越多则多样性越大。

以上是利用藻类群落结构的变化特征作为评价指标，对水环境进行评价，当然还可以从形态、生化和生理等方面进行，这一方面取决于评价的目的要求；另一方面取决于评价地区存在的物种。这里不再一一介绍。

第四节　土壤环境质量现状评价

土壤是一种位于陆地表层的具有一定肥力和能支持植物生长的疏松层，它是人类环境的

重要组成要素，是为人类提供食物的生产资料，是人类社会最基本、最重要和不可替代的自然资源。做为人类环境要素的土壤环境有以下特点：

第一，土壤环境是一个开放系统。土壤和水、大气、生物等环境要素之间，以及土壤内部系统之间都不断地进行着物质与能量的交换，这是土壤环境发生与发展，并随外界条件发生改变而演变的主要原因。土壤具有吸收和储存各种物质的能力，但土壤的纳污和自净能力是有一定限度的，当进入土壤的污染物超过其临界值时，土壤不仅会向环境输出污染物，使其他环境要素受到污染，而且土壤的组成、结构及功能均会发生变化，最终可导致土壤资源的枯竭与破坏。

第二，土壤具有生产植物产品的功能。这些植物产品是人类生活所必需的，但植物产品的数量和质量主要为土壤环境质量所决定。而土壤环境通过食物链来影响着人们的生活与身体健康。

正是由于上述两个特点，本节将着重讨论土壤资源评价和土壤-农作物的污染评价。

一、土壤资源的评价

（一）土壤资源评价的意义

土壤资源的主要用途是为人类生产粮食、饲料和衣着原料等。由于人口的不断增长，经济不断发展，人们对土壤资源利用的要求日益提高。因此，土壤资源利用与土壤破坏的矛盾日益突出，主要表现在：

1．土壤侵蚀加剧：目前，全世界森林由于乱砍滥伐而破坏的速度相当快，大约每年毁林2000×10^4公顷，在过去十几年中，仅农业生产一项就使1.9×10^8公顷的热带森林被毁。森林面积的减少，以及不合理的开垦，使土壤侵蚀加剧，这给农业和生态环境带来了严重的影响。例如，美国水土流失每年丧失表土达30×10^8吨，哥伦比亚每年水土流失丧失的活土达4×10^8吨，印度达60×10^8吨；中国长江流域土壤侵蚀量每年24×10^8吨左右，黄河、长江每年输沙量20×10^8吨，折合每年毁坏肥沃土壤达40万公顷。上述情况说明，防止土壤侵蚀是当前土壤资源利用中急待解决的问题；

2．土壤肥力减退：目前世界共有可耕地30.66×10^8公顷，约占地球陆地面积的1/10左右，其中50％左右已开垦，由于自然和人为的原因，许多耕地土壤肥力不断下降，只有靠不断地增施化肥才能维持或增加粮食等作物的产量；

3．土壤沙漠化加剧：全世界沙漠化和受沙漠化影响的面积达3800×10^4平方公里，目前沙漠化每年约以6×10^4平方公里的速度扩大，相当于一年吞掉两个比利时的国土。按这样的速度发展，到本世纪末，全世界将有14％左右的人生活在干旱和半干旱地区，2/3的人将受到沙化的威胁；

4．人口增长的威胁：远在渔猎时代，估计世界人口约500万人，到公元元年人口增至2—3亿，19世纪初达10亿人，20世纪初增至20亿。1980年世界人口约44亿，仅在80年内人口就净增24亿。人口的急剧增长是造成粮食紧张、土壤资源紧张的主要根源。

由此看来，人类为了生存和发展，在地球上进行了各种生产活动，但如何合理利用土壤资源，并加以保护和改造，在以前相当一段时间内具有很大的盲目性，从而产生了上述一系列严重问题。为了合理开发利用土壤资源、整治已存在的问题，建立合理的地域经济结构，

恢复生态平衡，使土壤资源永续利用，因此进行土壤资源评价是非常必要的，它是决定土壤资源开发利用及合理布局的重要基础。

（二）土壤资源评价的类型及评价程序

1．土壤资源评价的类型：土壤资源评价，根据土壤利用现状和土壤利用的适宜性可分为以下四种类型：（1）农用土壤资源评价；（2）林业土壤资源评价，（3）牧用土壤资源评价。

2．土壤资源评价程序

（1）确定评价目的，并据其确定评价精度；

（2）收集评价区内的社会经济、自然地理和土壤利用状况等资料，以确定指示这一地区土壤肥力的因子；

（3）确定土壤的类型；

（4）建立各种土壤类型的肥力总指数，在此基础上对分别适宜于各种利用方式的不同土壤，评价其质量的优劣。

（5）按质量评价等级进行分析，提出合理利用土壤资源和提高土壤肥力的途径和措施。

（三）土壤资源的评价

下面通过几个实例[①]分别介绍农业土壤资源评价、林业土壤资源评价和牧业土壤资源评价的方法及过程。

1．农业土壤资源的评价：根据农业的性质可分为水田和旱地两种类型。在我国赣中水田土壤资源评价中，主要以土壤性质和肥力水平的特点作为评价的原则和依据，其评价的基本内容和方法为：

（1）根据水稻生长对土壤环境的需求，将影响土壤肥力的因子挑选出9项分别评价，即挑选评价项目和进行单项评价；

（2）由于各肥力因子影响产量的作用大小是不同的。所以，在分项评价时，对评价指数范围的设置也有所不同；

（3）对耕层厚度、酸碱度、全磷、全钾和粘土矿物类型等5个项目，给予0—3的指数范围。0表示不宜水稻生长，是限制因子；1代表对水稻生长尚可；2代表可；3代表适宜。

（4）对质地、水分状况（以潜育层发育程度及其在剖面构造中的形成部位来鉴别）、有机质和全氮含量等四项，由于它们影响土壤肥力的作用较大，因此分得更细一些，指数范围扩大一倍，即从0—6；

（5）如土壤中有盐分或其他有害物质时，则可根据其含量及为害程度，制定出负指数，并参加总指数的计算；

（6）总指数，即各项指数相加的和；

（7）将各类土壤的总指数排列起来，就可以比较它们经过综合后的总的肥力水平。总指数值愈大，肥力水平愈高。

① 黄瑞农：《环境土壤学》，高等教育出版社，1989。

（8）如地区范围较小，粘土矿物组成变化不大，该项可不列入。

（9）该法经过应用证明，不但与当地农民对这些土壤的评价相一致，而且也与各类土壤的水稻平均产量的高低趋势基本相符。这种方法，还可用表6-32作补充说明。

表 6-32　赣中地区水稻土的肥力因子指数

项目质地	黑泥田		沙脚田		冷浆田		泛泥田		黄泥田	
	指标	指数	指标	指数	指标	指数	指标	指数	指标	指数
	中壤	6	砂壤	2	轻壤	4	砂壤	2	中壤	6
耕层厚度(cm)	14	2	10	1	10	1	0	0	10	1
酸碱度(pH)	5.6	3	5.6	3	4.5	2	3.8	1	4.7	2
水分状况	Ap Bg C	6	Ap B_1 Bg	5	Ag Pg G	2	Ag G	1	Ap B_1 Bg	5
有机质(%)	1.93	4	2.05	5	1.91	4	1.89	4	1.58	4
全　氮(%)	0.202	6	0.096	2	0.090	2	0.084	2	0.134	4
全　磷(%)	0.115	3	0.039	1	0.038	1	0.130	3	0.102	3
全　钾(%)	3.46	3	2.20	3	5.40	3	3.33	3	2.40	3
总 指 数	33		22		19		16		28	

根据何同康，1980。

从表6-32可以看出，各项肥力因子指数，除能应用于比较、评价土壤肥力高低外，还能反映出限制各类型土壤肥力发挥的主要限制因子。主要限制因子表现为在各项中其指数数值相对最小者。如对照该项的指数设置范围，还可探究出限制强度，即在该单项中在其指数范围内所出现的绝对值的大小。由此还可进一步反映出随当前问题解决后，将继之可能出现的另一个主要限制因子。这样，就为我们有根据地提示出了改良土壤的步骤和各阶段的主攻目标。

以土是以土壤类型为单位，对土壤性质特点所作的肥力评价。但在某一地区内，由于土壤形成条件和熟化程度的差别，各类型土壤形成和分布的面积也就不同。它们各自在该地区中作为资源所起的作用的大小，还要受到分布状况的影响。要解决这一问题，就必须引入有关面积的数量因素。为此，便提出了地力指数的概念。地力指数，即是某类土壤的肥力因子总指数与该类土壤分布面积百分数的乘积。按此对各类型土壤分别计算出的地力指数能够表明在一个地区内各类土壤的质量与数量的统一体间的差别。虽然，这仍然是对单个土壤类型的肥力评价，但在应用上更有实际意义，也对土壤类型组合进行肥力评价奠定了基础。

如果在较大范围内对比和评价几个地区的土壤资源，就必须对土壤类型的组合进行肥力评价，这对制定农业发展规划是有重要参考意义的。对此，他们也作了有益的尝试，如表6-33所示。

由表6-33可以看出：

（1）地区肥力指数是对土壤组合所作的肥力评价，它只能以对土壤类型的肥力评价为基础；

（2）地区肥力指数是地区中各类型土壤的地力指数之和，其乘以%，只是为了约简数值，方便比较；

表 6-33 赣中三个地区的肥力指数

项目	山区					丘陵区					平原区		
	黑泥田	沙脚田	冷浆田	乏泥田	黄泥田	潮田	黑土田	黄板田	结板田	红土田	潮泥田	夹沙潮田	硬泥田
土壤肥力因子总指数(1)	33	32	19	16	28	29	26	24	21	23	26	24	24
土壤分布面积(2)	20	40	25	5	10	5	20	30	30	15	35	50	15
地力指数(1)×(2)	660	880	475	80	280	145	520	720	630	345	910	1200	360
地区肥力指数×%	23.75					23.60					24.70		

根据何同康，1980。

（3）地区肥力指数只是在需要将相邻的两个以上的地区进行比较时，才有其重要意义；

（4）地区间的比较是对土壤组合的总的肥力水平作概括的比较，它与各地区当前的作物总产水平有密切关系。但根本的目的在于找出各地区中影响地区肥力指数或高或低的主要土壤类型，分析其质量与数量的因素关系，从而有根据地拟定各地区中土壤培肥或改良的重点对象和步骤。

应该说明的是，用肥力因子指数所评定的土壤肥力水平，一般来说是与产量相符的。但因受气候因素的影响，也有不符的时候。

表 6-34 林用土壤资源肥力评价指数表

	肥力项目	评价指数				
环境因素	1. 土层厚度 (cm)	cm 指数	>30 3	30—15 2	<15 1	
	2. 含砾石层 (%)	% 指数	>25 3	50—25 2	>50 1	
	3. 有机质层厚度 (cm)	cm 指数	>30 3	20—10 2	<10 1	
	4. 水分状况	状况 指数	润 3	湿 2	干 1	
养分因素	5. 有机质	% 指数	>7 4	7—4 3	5—3 2	4—2 1
	6. 全氮	% 指数	0.30—0.25 4	0.25—0.20 3	0.20—0.15 2	0.15—0.10 1
	7. 全磷	% 指数	0.25—0.20 4	0.20—0.15 3	0.15—0.10 2	0.10—0.06 1
生物因素	8. 蓄积量	m^3/ha 指数	>150 3	510—120 2	<120 1	
	9. 生长量	$m^3/a \cdot ha$ 指数	>6 3	6—4 2	<4 1	

根据赵其国等，1980。

2．林业土壤资源评价：赵其国（1980）利用9项评价指标，对中国黑龙江省黑河地区林用土壤资源进行评价。

在具体评价中，将黑河地区适于林用的土壤进行分类，然后根据林用土壤肥力评价指数，确定本地区各种林用土壤的肥力因子指数。最后按肥力因子指数的大小分级，以作为林用土壤资源利用的依据，表6-34给出林用土壤资源肥力评价指数，肥力指标定为9项，其中将有机质、全磷、全氮的分级及指数定为1—4，而其他几项定为1—3。表6—35给出黑河地区林用土壤类型的肥力因子指数，共有7种土壤类型，肥力总指数分别为：28、20、12、25、23、23、10。根据总指数变幅范围，分为三级，这三级即为林用土壤资源、肥力等级或适宜性等级，见表6-34、35、36。

表 6-35　林用土壤类型的肥力因子指数表

土壤及指数	壤质暗棕壤		砂质暗棕壤		砂质暗棕壤		生草暗棕壤		白浆化暗棕壤		草甸暗棕壤		暗棕壤性火山灰土	
1．土层厚度（cm）	＞30	3	15—30	2	＜15	1	＞30	3	15—30	2	15—30	2	＜15	1
2．砾石含量（%）	＜25	3	25—50	2	＞50	1	＜25	3	＜25	3	＜25	3	＞50	1
3．有机质层厚度（cm）	＞20	3	＞20	3	＜10	1	10—20	2	10—20	2	＞20	3	＜10	1
4．水分状况	润	3	润	3	干	1	湿	2	湿	2	湿	2	干	1
5．有机质（%）	4—7	3	3—5	2	3—5	2	＞7	4	＞7	4	＞7	4	2—4	1
6．全　氮		4		2		2		3		4		3		2
7．全　磷		3		2		2		4		3		3		1
8．蓄积量（m^3/ha）	＞150	3	120—150	2	＜120	1	120—150	2	120—150	2	120—150	2	＜120	1
9．生长量（m^3/a·ha）	＞6	3	4—6	2	＜4	1	4—6	2	＜4	1	＜4	1	＜4	1
肥力总指数		28		20		12		26		23		23		10

根据赵其国，1980。

表 6-36　林用土壤资源肥力因子总数与肥力类型关系表

肥力总指数	肥力等级	土壤类型	利用方向
＞25	Ⅰ（高）	壤质暗棕壤，生草暗棕壤	适于种植红松、落叶松、椴树、黑桦等
15—25	Ⅱ（中）	白浆化暗棕壤、草甸暗棕壤、砂质暗棕壤	适于种植落叶松、水曲柳、色木、白桦、柞树等
＜15	Ⅲ（低）	砾质暗棕壤、暗棕壤性火山灰土	适于种植柞树、山杨等

根据赵其国，1980。

3．牧用土壤资源评价：评价牧用土壤资源的肥力因素主要是与草质有密切关系的肥力特性。在黑河地区牧用土壤资源评价中，使用了7项肥力评价因子（见表6-37）对8种土壤类型进行评价（见表6-38），按其肥力总指数的变幅范围，可将适宜牧用的土壤类型归为三类（见表6-39）。

从评价结果可以看出，本区土壤质量高的牧地同时也是质量最优的农地。为使土壤资源

表 6-37 牧用土壤资源肥力评价指数表

肥力项目		评价指数				
草类因素	1. 草类	种类	五花草甸榛柴杂草	中生性杂类草	湿生性草类草	小叶樟苔草 塔头苔草
		指数	4	3	2	1
	2. 草质	等级	优（优>60%）	中（优50%，劣50%）	低（优40%，劣60%）	劣（劣>60%）
		指数	4	3	2	1
	3. 草量	kg/ha（鲜草）	>660	500—660	330—500	<330
		指数	4	3	2	1
土壤因素	4. 土层厚度	cm	>100	50—100	30—60	<30
		指数	4	3	2	1
	5. 质地	名称	壤质	砂壤、轻粘	粗砂、细砂	中粘、重粘
		指数	4	3	2	1
	6. 水分状况	状况	排水好	稍持水	易滞水	常年季节积水
		指数	4	3	2	1
	7. 有机质	%	7—10	5—7	2—6	>10
		指数	4	3	2	1

根据赵其国等，1980。

表 6-38 牧用土壤类型的肥力因子指数表

项目	中层黑土		壤质草甸土		砾质黑土		砂砾质草甸土		沼泽化黑土		白浆化黑土		草甸沼泽土		沼泽土	
1. 草类	五花草甸	4	五花草甸	4	中生杂草	3	中生杂草	3	湿生杂草	2	湿生杂草	2	小叶樟苔草	1	塔头苔草	1
2. 草质	优	4	优	4	中	3	中	3	低	2	低	2	劣	1	劣	1
3. 草量(kg/ha)	500—600	3	330—500	2	330—500	2	330—500	2	500—660	3	500—660	3	500—660		>660	4
4. 土层厚度(cm)	>100	4	>100	4	30—50	2	50—80	3	50—80	3	50—80	3	>100		>100	4
5. 土壤质地	壤质	4	壤质	4	粗砂	2	粗砂	2	中粘	1	中粘	1	中粘		重粘	1
6. 水分状况	排水好	4	排水好	4	排水好	4	排水好	4	易滞水	2	稍持水	3	积水		积水	1
7. 有机质（%）	7—9	4	7—10	4	2—4	2	5—6	3	5—6	3	5—7	3	>10		>10	1
总指数		27		26		18		20		16		17		12		13

根据赵其国等，1980。

表 6-39 牧用土壤资源肥力因子总指数与肥类型关系表

总指数	肥力水平	土壤类型	利用方向
>25	Ⅰ（高）	中层黑土、壤质草甸土	亦为优质农用地，在优先发展农业前提下，可划出少量地块为牧用 亦为良好农地，在发展农业前提下，可划出一定面积作为牧地
15—25	Ⅱ（中）	砂砾质草甸土、砾质黑土、白浆化黑土、沼泽化黑土 草甸沼泽土、沼泽土	
<15	Ⅲ（低）		亦为低质农地，通过排水、改良、可变优良牧地，目前为本区规划牧业用地的主要对象

根据赵其国等，1980。

合理利用，应对全牧区作全面安排。

二、土壤和农作物的污染评价

（一）污染源及其对农作物的危害

土壤和农作物构成的系统是人类生存环境中的一个重要组成部分，它影响和制约着人类和动植物的生活，如果该系统受到污染，就会打破原来的生物和环境间比较协调的动态平衡关系，破坏良性的生态平衡，从而影响农业生物的生长、繁殖，甚至阻碍农业生产的发展，污染严重时将破坏农业资源，危害人畜健康。

据不完全统计，当前我国农业受工业“三废”污染的耕地面积在2 500万亩以上，占全国耕地面积的1.68％左右，局部地区受矿山和冶炼厂的影响和危害，污染面积可达到1/3甚至50％以上。

1．污染源：土壤环境的污染源主要来自三个方面：工业“三废”、城市废弃物和农业化学物质。

工业废水中，含有机毒物的种类很多，如酚类、氰化物、多环芳烃、苯、醛、吡啶、有机氯、有机磷、硝基化合物等，无机毒物主要为重金属，如汞、铬、镉、镍、锌、铅、铜等，还有硫化物、砷化物、氯化物、硼等，其他如石油、酸、碱、各种悬浮物、煤粉、黄磷、放射性物质和病原微生物等；工业废气中有氟化物、二氧化硫、金属飘尘（镉、铅、汞、砷等）煤烟煤粉尘和水泥粉尘等；工业废渣中，含有多种重金属和放射性物质，以及煤矸石、矿渣等。

工业污染源主要是化工、电镀、冶炼、矿山、造纸、农药、化肥和石油等企业。

农业化学物质污染，是高残留的有机氯、有机磷和其他一些农药、过量施用的氮肥，以及磷肥中带来的镉和二氯乙醛等等物质造成的。

2．土壤污染对农作物的危害：由于污染而造成的农业减产只是一个方面，而污染物进入食物链影响人类健康、土地的损坏以及生态环境的破坏等等，其后果更难以衡量。因此，了解各种污染物对农作物危害途径及危害程度是对该体系进行评价的基础。

工业废气对植物的危害在前面已经叙述。下面着重介绍水、渣、放射性物质和农药对农作物的危害：

（1）工业废水对农作物的危害

① 石油类：污染物可分烷烃及稠环芳烃，在后者中大约有一半是致癌物质，其中以苯并（a）芘毒性最强，一般地表水中稠环芳烃的含量为0.01—0.1微克每升，饮用水中允许浓度为0.2微克每升。我国灌溉水规定石油类不得超过10毫克每升，油类靠渗透作用进入植物体内，弥散在细胞间隙中，不参加代谢过程，但它能降低植物的蒸腾作用，增强呼吸作用，减少光合强度，在微生物的作用下，土壤对油类污染物的自净能力很强。

我国对食物中苯并（a）芘的含量，只规定了豆油中不应超过5—10 ppb，其他尚无标准。

② 镉：地壳中含量仅0.18 ppm，常与锌伴生，是污染环境最危险的物质之一，来源于有色金属矿山、冶炼厂、电镀、电池、颜料等工业的废水。镉在环境中稳定，可积累而不易消除。农作物受较低浓度镉污染时没有明显症状，因而会在不知不觉中进入食物链，肉、禽、

奶、蔬菜、水果等都会积累镉。我国农灌水规定镉含量不得超过 0.005 毫克每升，水稻污染界限为0.4毫克每千克，如达 1 毫克每千克，便不能食用。

③ 汞：汞的毒性很强，有机汞的毒性超过无机汞，有机汞在脂肪中溶解度可达到在水中的100倍，而且易于进入生物组织，有很高的蓄积作用。我国农灌水规定含汞量不应超过0.001毫克每升，粮食中汞的食品卫生标准为0.02毫克每升。

④ 铅：来自采矿、冶炼、油漆等工业的废水中，含铅汽油废气污染空气后也会进入水体，植物会从土壤中吸铅并积蓄在体内，我国农灌水规定含铅不应超过 0.1 毫克每升，按联合国粮农组织和世界卫生组织规定的最大允许摄入量计算，粮食含铅不应超过 0.5 毫克每千克。土壤含铅量与粮、菜的含铅量相关性不明显。

⑤ 砷：砷的化合价有三价和五价两种，三价砷的毒性比五价砷更强。水体中的砷主要来自采矿、冶炼、农药、氮肥、制革等工业的废水，含砷杀虫药也是污染来源之一。

水溶性砷和代换性砷较易为植物吸收利用，微量砷可以加速作物体内酶的活性，超量砷则影响作物生长发育，造成减产。我国农灌水标准规定砷含量不应超过0.05毫克每升，粮食卫生标准是0.7毫克每千克。而某些白菜的砷含量高达60—70毫克每千克。

⑥ 三氯乙醛：这是生产DDV、DDT、乐果、敌百虫等农药的一种中间产物，因此它的来源主要是农药厂排放的污水。我国农田灌溉水规定其含量不应超过 0.5 毫克每升，作物对三氯乙醛的忍耐能力，双子叶植物大于单子叶植物，水稻大于小麦。当灌溉水含三氯乙醛浓度达到 1 毫克每升时，对小麦发芽和生长便有影响，可减产 5—12%；5 毫克每升以上时，危害明显；15毫克每升时返青的小麦便受害致死。

三氯乙醛进入土壤后，受到微生物的作用，很快便氧化为三氯乙酸，有人对0—18厘米表土测定，施入后仅18小时，三氯乙醛的转化率便达到75—78%，三氯乙酸对作物的危害作用与三氯乙醛相似，在土壤中可保留70—100天。

⑦ 铬：来自电镀、染色、制革、照相器材等工业，具有致癌性。我国灌溉水规定六价铬含量不应超过0.1毫克每升，参考性粮食最高允许含铬量为 1 毫克每千克，但不少地区的灌溉水和作物含铬量都超过标准。

⑧ 硼：农作物对硼的适应浓度范围相当窄，灌溉水的范围大约为 2.0—5 毫克每升。硼酸和硼砂工厂附近农田可因硼污染而导致减产甚至绝收。

⑨ 锌：饮水中的锌含量达 10—20 毫克每升时便有致癌作用，锌来自采矿、电镀、人造纤维等工业废水。我国灌溉水规定锌含量不应超过 3 毫克每升，粮食含锌量不应超过20毫克每千克。

土壤锌含量与作物锌含量之间没有正相关的关系，随土类而有差异，例如广西阳朔土壤锌最高值为 26 000 毫克每千克，作物锌最高值为 35.4 毫克每千克；而北京石景山则分别为500和59.5毫克每千克。

⑩ 氟化物：天然水中氟（F^-）的含量一般在4.0 毫克每升以下，来源于电解铝和炼钢、磷肥、氟塑料生产、陶瓷厂等。我国灌溉水规定含氟量不得超过 3 毫克每升，在碱性土壤中氟成为 F^- 时，易被植物吸收。玉米、大麻等对氟比较敏感。氟在植物基杆中的残留量高于种子中，农业污染一般是由含氟废水和废气同时造成的。

⑪ pH 值：大多数农作物适宜于微酸性至微碱性范围中生长，当灌溉水的 pH 值＜5.5

时，土壤中的硝化细菌便不活动，而有些有毒的重金属和铝的溶解度则增大，土壤亦变板结，如长期灌溉 pH＞8 的水，则氮肥易变为氨而损失，土壤中的钠离子变得活跃，影响作物生长；pH值更高时，作物便受到伤害。我国农灌水标准规定pH 值为5.5—8.5。

⑫ 次生盐渍化：这是干旱地区农田采用大水漫灌，引起地下水位上升至临界深度以上，以及用某些工厂含有大量盐分的污水灌溉所造成的。我国农灌水质规定，非盐碱土农田的灌溉水全量盐不超过1500毫克每升，氯化物（Cl^-）不超过300毫克每升。

⑬ 氰化物：来自炼焦、电镀、合成氨、冶炼等工业的废水，一般在天然水体中不含氰化物，我国灌溉水规定氰化物含量不能超过0.5毫克每升，土壤对氰化物具有强烈的分解能力。据北京西郊的研究，农田自净氰化物的自净率高达 98.98%，而且土壤中无逐年积累现象。我国粮食食品卫生标准氰化物为≤5 毫克每千克，饮用水标准不超时0.05毫克每升。氰化物对农业环境的污染主要是对农村饮用水的污染。

⑭ 酚类化合物：这是我国废水中普遍存在的污染物质，主要来源于煤气、焦化、石油化工、木材加工、有机合成、农药、油漆等多种工业。我国灌溉水规定挥发酚不超过 1 毫克每升，如用高含酚量污水灌溉，能使蔬菜和其他作物品质降低，黄瓜有异味，油菜、番茄含糖量下降，酸度增加，玉米、水稻、小麦和一些蔬菜的残留酚升高，水稻产量降低。

含酚灌溉水会使土壤含酚量短期增高，但据北京西郊测定，农田自净率为 98.77%，没有逐年累积现象。

总起来说，用工业废水灌溉农田，污灌后粮食品质下降，粗蛋白和粗脂肪减少，含糖量降低，重金属含量增加，蔬菜异味较大而且煮不烂。但污水不但是缺水地区重要的水资源之一，而且含有丰富的养分，因此亦应积极稳妥地加以利用。

（2）废渣：污染物主要是重金属，使土地及河水污染，并且占据农田。

（3）放射性物质：随着工业的发展，放射源在我国日益增多，对人畜健康具有潜在威胁。放射性矿物开采和冶炼排放的污水、废渣，含有天然放射性物质铀、镭、钍等，可污染水源和农田，放射性同位素在工农业和医药上日渐广泛地应用，所排放的污水和废弃物亦可以造成污染；核燃料的生产和核爆炸所产生的大量放射性降尘，亦造成污染。我国有些工业区和城市区检测到放射性污染在有些地区已超过国家标准。

锶^{90}是属于放射性高毒组，半衰期长达28年，某工业区附近农田可测到锶^{90}的放射性，原粮中富集的锶^{90}达19.5—77.6微居里每千克。

（4）农药污染：自40年代开始，DDT、666 问世，化学农药的生产和使用日增，目前已生产500种以上。我国农药施用水平仅次于日本和欧洲，而与美国相仿。如不使用农药，则农产品产量的一半将被病、虫、草害所夺去。但是，连续大量使用剧毒和残留性化学农药，则易造成污染，这主要表现在农作物及农田环境中农药的残留，并进入食物链而危害人畜健康；其次，随着害虫的抗性增强，农药施用量也相应增加，使农药的残留毒性也加剧；第三，害虫的天敌遭到摧残，有些主要害虫更加猖獗。

当前在我国，污染性农药主要是有机氯杀虫剂，含砷、汞的制剂、某些特异性除草剂以及剧毒性的有机磷、有机氯农药666，DDT 等其理化性质稳定，残留期长，已使用30年，用药量大，使用范围广，因此666、DDT 及其异构体、代谢物等已成为我国农业环境中主要的农药污染物。截止1979年累计，已使用6664万吨，DDT50万吨之多。

国家卫生标准中，加工粮的666为0.3毫克每千克，DDT（包括四种异构体）为0.2毫克每千克。不少地区生产的粮食，都有超标的情况，目前这两种农药虽已限制使用，但土壤中的残留量仍不小，因此作物仍在吸收这些农药，例如烟草，茶叶等。烟叶中的DDT污染要比666严重得多。其他如蔬菜、水果、牧草、畜产品，中草药等均有超标出现。

不同作物的污染程度亦有所不同，一般是油料作物＞淀粉类作物，花生＞大豆，粮食作物中小麦＞稻米＞玉米、高粱，稻米中晚稻＞早稻，米糠＞糙米＞精白米。

各种农药在土壤中存留的持久性，决定于淋溶、蒸发和降解。表6-40列出各种农药当施入量的75%消失时所需要的时间（据I. J. Graham-Bryce）。

表 6-40　各种农药的消失时间

名称	西文	Barban	Parathion	2，4 D	Disulfoton
	中文	燕麦灵	1605	二，四滴	2 拌磷
时间（月）		0.5	0.5	1	1—5

名称	西文	MCPA	Diazinon	Trifluralin	Diuron	Simazine
	中文	二甲四氯	二嗪农	氟乐灵	敌草隆	西玛津
时间（月）		3	4	6	8	1年

名称	西文	Picloram	r—HCH	Dieldrin	DDT
	中文	毒莠定	丙体666	狄氏剂	
时间（a）		1.5	3	3	3

据1979—1980年15个省市449个土壤点的检测结果，绝大多数土样的666和DDT检出率达到100%，只有少数几个是在87—95%之间，各类土壤中666污染水平依次为果园土＞棉田土＞牧草土＞菜园土＞水稻土＞小麦土＞茶园土＞烟草土；DDT为果园土＞棉田土＞茶园土＞小麦土＞烟草土＞水稻土＞牧草土，但其间的差异小于666。

有机汞中以烷基最毒，其次为无机汞、苯汞和甲氧乙基汞。汞制剂在土壤中残留的半衰期长达10—30年，是一种高残留性、对人类具有剧毒的农药，因此许多国家均曾发生过汞制剂农药毒害的事故。1977年我国明令限制汞制剂的使用，但因残留期长，几年后仍检测到汞的存在。

有机磷的残留期较短，但在某些作物中也有较长的，例如在胡萝卜中的残留情况是：乐果100天，敌百虫105天，1605在200天以上。

（5）化肥污染：随着化学工业的发展，我国化肥施用量逐年增加，1952年全国化肥施用量为29.5万吨，1978年已猛增至4300万吨。长期过量乱施化肥，会带来下列威胁：

① 土壤物理性质恶化，肥力下降，过量施用氮肥可使土壤、农作物和饲料中硝酸盐积

累，引起癌变，据调查北京蔬菜中硝酸盐含量较高，这与作物生长后期大量施用氮肥有关，国外使用氮肥的标准为250—360毫克每千克；

② 大部分营养元素随水进入水体，造成水体富营养化，影响鱼类生存和水体自净，并污染饮用水；

③ 氮肥分解释放的氨和氧化氮污染大气；

④ 磷肥中常含有较多的镉、砷、放射性物质等，过量施用则使农产品受污染。

（二）土壤污染评价

（1）土壤的背景值：在未受污染的土壤中，所含的元素有些是与“三废”中可产生毒害的元素相同的，例如重金属元素，由于浓度低，在大多数情况下它们不产生毒害作用。这些元素在未污染土壤中含量的数值称为背景值或本底值。

土壤背景值的调查方法很多，并无统一规定，可根据不同情况拟定工作程序。这里重点介绍土壤和作物间的相关法。相关法指的是土壤和作（植）物中所含元素含量之间的相关性。因为土壤是植物生长发育的基地，土壤环境条件及其元素均对作物有很大影响。一般说，土壤或植物中的化学元素及其含量在一定的区域范围内均与环境效应存在良好的相关性。同一种植物，对土壤化学元素的吸收、累积的能力大致相同，也就是说，植物中的化学元素含量能客观地反映土壤中化学元素的含量。所以，只要通过广泛深入细致的调查研究，便可以建立土壤—植物之间的数学模式，即土壤—植物元素的含量回归方程。根据两者之间的相关回归方程求出与植物中元素差别值相当的土壤元素的含量。根据同样理由，也可以建立起土壤某成分与另一成分的数学模式，以求得土壤背景值。相关性法，也会因自然条件的差异而不同。

在调查过程中难免计入已被污染的土壤样品。为更真实地反映区域背景值的实际情况，需要将污染的土壤样品剔除。通常可采用数据检验的方法对分析后的数据进行处理：

① 差异检验：即用表土层和底土层的化学元素含量的差异显著性去检验。其方法是选出表土平均含量高于底土平均含量的元素作为检验对象，如表土含量大于底土含量的频率大于1/2时，可用下式求出大值：

$$t=\frac{\bar{X}-\bar{Y}}{\sqrt{\frac{(n_1-1)S_1^2+(n_2-1)S_2^2}{n_1+n_2-1}}\sqrt{\frac{1}{n_1}+\frac{1}{n_2}}} \tag{6-12}$$

式中：$\bar{X}$，$\bar{Y}$ 分别为表、底土层中元素的平均值；n_1、n_2 分别为表、底土的样品数；S_1、S_2分别为表、底土层中元素的标准差。

标准差（S）的求法：

$$S=\sqrt{\frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n}(C_i-\bar{X})^2} \tag{6-13}$$

C_i为某污染物质的实测浓度。也可用Fisher氏对比法进行 t 检验：

$$t=\frac{X_d\cdot\sqrt{n}}{S_d}$$

式中：X_d为表、底土层中元素浓度差之平均值；

n为样品数；

S_d为表、底土层中元素浓度差之标准差：

$$S_d=\sqrt{\frac{\Sigma d^2-(\Sigma d)^2/n}{n-1}}$$

d为表、底土层中某元素的浓度差。

上述二式中的显著性水平P大于0.1时，差异无显著性，表示处于背景水平；差异显著则表示该土壤表土可能或已被污染，应予剔除。该法适宜于区域性的土壤检验。具体土壤则需做表层土壤与底土层土壤某一元素的比值，如比值显著大于1者，则认为有污染。

② 富集系数法：利用含量较高的抗风化物质TiO_2或Al_2O_3作为指示矿物，用下式计算某一元素的富集系数：

$$\text{富集系数}=\frac{\text{土壤中元素含量/土壤中}TiO_2\text{（或}Al_2O_3\text{）含量}}{\text{岩石中元素含量/岩石中}TiO_2\text{（或}Al_2O_3\text{）含量}}$$

富集系数大于1者，则土壤有可能被污染，应予剔除（建议富集系数小于1.5为未污染土壤）。富集系数应明确指出为表土层，因为同一母质上发育的土壤，在自然成土过程中，土壤中某元素有可能向下淋洗、淀积。在下层富集系数可能超过1，这是土壤发育过程的表现。同时由于生物的累积，也可能使某元素在表层积集，为此就需要在调查、研究后加以确定。做该检验时还应注意，同一剖面不同层次的土壤，应发育于同一母质上，才能按此法计算，否则应作钛、铝比，以确定剖面是否为同一母质发育的土壤。

③ 平均值加标准差法：此法规定样品中化学元素实测浓度值大于平均值加2倍标准差或3倍标准差，则认为异常值或污染样品应予剔去。

④ 4d法：样品中某元素的含量与该元素平均值的差数大于平均偏差的4倍，即认为该样品为污染样品，并予以剔除。例如，设有一组实测值（见表6-41），其中实测值20.96是否应舍弃？用4d法检查如下：

表 6-41　4d 法例表

实　测　值（c）	偏　　差（$c-\bar{x}$）
20.18	0.09
20.96	——
20.23	0.04
20.35	0.08
20.32	0.05
$\bar{x}$ = 20.27	平均偏差 = 0.065

步骤：a．去掉可疑值求实测值的平均值；

b．求各实测值的偏差及平均偏差；

c．将可疑值减去平均值（$\bar{x}$）等于0.69；

d．平均偏差为0.065，4倍平均偏差0.26；

e．因0.69＞0.26，所以可疑值20.96应舍去不用。

目前对土壤背景的表示尚无统一的规定，有的用几何平均值加减一个标准差表示；有的用算术平均值加减一个标准差表示；有的用平均值表示；有的根据区域土壤元素概率分布类型，分别用算术平均值或几何平均值加减一个或二个标准差来表示。土壤元素浓度概率分布类型有：正态分布、对数正态分布和偏态分布。正态分布以算术平均值加减一个标准差（$\bar{X}\pm S$）表示，对数正态分布和偏态分布以几何平均值乘除一个标准差（$M/D—M\cdot D$）表示，单用丰度表示土壤背景值是不够的，不能区别土壤化学元素分布类型；一概用算术平均值或几何平均值加减一个标准差，表示化学元素背景值也是不够确切的。我们认为将两者结合起来比较合理。例如，在确定渡口市区域土壤背景值时，就是采取首先确定元素的分布类型，再按剖面的土壤厚度求得剖面各元素的加权平均值，其权值的求法为：权值i=（i层土壤厚度/全剖面土壤厚度）×100%。全剖面元素含量=$\sum_{i=1}^{n}$（权值$i\times i$层元素含量），n=土壤层次，然后根据基岩所占区域的面积比，求出土壤各元素的背景值，这样做较能充分反应岩性对元素的影响。

（2）土壤污染评价的方法：目前要定量地评价土壤的质量，并不容易，因为世界各国还没有“土壤中有毒物质最高容许浓度”的标准。各国对这个问题的研究，主要从三个角度进行：

① 与背景值对比：以土壤中同一元素的一般含量或平均含量作为背景值，视其超过背景值多少作为评价土壤污染程度的依据。

地壳中各元素的平均含量，地球化学家们所得的结果都比较一致。但是，经过诸多差别的岩石风化和成土过程的影响，各种类型的土壤所含的某一元素的多少，也就是背景值的大小，就可能有很大的差别。因此，污染土壤最好与一个地区同一类型成相近类型土壤中元素平均含量进行对比，方能比较确切地说明问题。此外，各元素在土壤中的含量，随土壤不同而有一个比较宽的范围。例如Cr为5—3 000ppm，Ni和Pb都是可以差到100倍，这就说明了作为背景值的未污染土壤的选择的重要性。另一个难题是土壤中某元素含量超过背景值的多少，方算受到污染，目前因缺乏土壤污染指标，亦颇难确定。尽管如此，国内外许多学者在这方面作了大量研究。这里转引一部分土壤污染指标的建议范围和污染等级，可作为评价工作的参考（见表6-42）。

② 单因子指数法：通过单因子评价，可以确定出主要的污染物质及危害程度，同时也是多因子综合评价的基础。一般以污染指数来表示，借以消除量纲或化为一量纲，便于各污染物之间的比较分析。

污染指数计算主要有两种方法：

a．以污染物实测值和评价标准相比除去量纲来计算污染指数：

$$P_i=\frac{C_i}{S_i}$$

式中：P_i为i污染物的污染指数；C_i、S_i为污染物实测值及评价标准。

b．根据土壤和作物中污染物积累的相关系数来计算污染指数。利用此法，必须先行确定土壤中有毒物含量和作物体中该物质累积量的相关数值。其具体做法是：

首先确定污染等级划分的起始值：

表 6-42 污染土壤指标的建议范围和数值

(mg/kg 风干土，pH 值除外)

参　数	未污染土壤的典型值	轻度污染	污　染	重度污染	不寻常的重度污染
pH（酸性）	6—7	5—6	4—5	2—4	＞4
pH（碱性）	7—8	8—9	9—10	10—12	＞12
Sb	0—30	30—50	50—100	100—500	＞500
As	0—30	30—50	50—100	100—500	＞500
Cd	0—1	1—3	3—10	10—50	＞50
Cr	0—100	100—200	200—500	500—2500	＞2500
Cu（有效性）	0—100	100—200	200—500	500—2500	＞2500
Pb	0—500	500—1000	1000—2000	2000—1.0%	＞1.0%
Pb（有效性）	0—200	200—500	500—1000	1000—5000	＞5000
Hg	0—1	1—3	3—10	10—50	＞50
Ni	0—20	20—50	50—200	200—1000	＞1000
Zn（有效性）	0—250	250—500	500—1000	1000—5000	＞5000
Zn 当　量	0—250	250—500	500—2000	2000—1.0%	＞1.0%
B（有效性）	0—2	2—5	5—50	50—250	＞250
Se	0—1	1—3	3—10	10—50	＞50
Ba	0—500	500—1000	1000—2000	2000—1.0%	＞1.0%
Be	0—5	5—10	10—20	20—50	＞50
Mo	0—500	500—1000	1000—2000	2000—1.0%	＞1.0%
V	0—100	100—200	200—500	500—2500	＞2500
Mg	0—500	500—1000	1000—2000	2000—1.0%	＞1.0%
SO_4^{2-}	0—2000	2000—5000	5000—1.0%	1.0—5.0%	＞5.0%
S（游离）	0—100	100—500	500—1000	1000—5000	＞5000
S^{2-}	0—10	10—20	20—100	100—500	＞500
CN（游离）	0—1	1—5	5—50	50—100	＞100
CN（全量）	0—5	5—25	25—250	250—500	＞500
$Fe(CN)_6^{4-}$	0—100	100—500	500—1000	1000—5000	＞5000
CNS^-	0—10	10—50	50—100	100—500	＞500
煤焦油	0—500	500—1000	1000—2000	2000—1.0%	＞1.0%
酚	0—1	2—5	5—50	50—250	＞250
甲苯萃出物	0—5000	5000—1.0%	1.0—5.0%	5.0—25.0%	＞25.0%
环己烯萃出物	0—2000	2000—5000	5000—2.0%	2.0—10.0%	＞10.0%

(a) 土壤污染显著积累起始值：指土壤中污染物恰超过评价标准的数值，以 X_a 表示。

(b) 土壤轻度污染起始值：指土壤污染超过一定限度，使作物体内污染物质含量相应增加，以致作物开始受污染危害时土壤中该物质的含量，称轻度污染起始值，以 X_c 表示。

(c) 土壤重度污染起始值：指土壤污染物含量大量积累，作物受到严重污染，以致作物体内的某污染物含量达到食品卫生标准时的土壤中该物质含量，即为重度污染起始值，以 X_D 表示。

其次，确定污染等级和污染指数范围：有了上述 X_C、X_D 数值，可以据此确定污染等级和污染指数范围。污染等级分为以下几类：

(a) 非污染：土壤中某污染物实测值 $C_i \leqslant X_a$，污染指数 $P_i = C_i/X_a$，$P_i \leqslant 1$。

（b）轻度污染：土壤中某污染物实测值 $C_i > X_a$，但小于或等于 X_c，即 $X_a < C_i < X_c$，此时污染指数 $P_i = 1 + \frac{C_i - X_c}{X_c - X_a}$，$1 \leqslant P_i < 2$，

中度污染：土壤中某污染物实测值 $C_i > X_c$，但小于或等于 X_p，即 $X_c < C_i \leqslant X_p$，此时该污染物的污染物指数 $P_i = 2 + \frac{C_i - X_c}{X_p - X_c}$，$2 \leqslant P_i < 3$

（c）重度污染：土壤中某污染物 $C_i > X_p$，此时污染指数 $P_i = 3 + \frac{C_i - X_p}{X_p - X_c}$，$P_i \geqslant 3$

④ 综合污染指数法：单因子污染指数，只能分别反映各个污染物的污染程度，不能全面、综合地反映土壤的污染状况。故进行土壤评价时，需将单因子污染指数按一定方法综合，较全面反映土壤环境质量，由于污染指数 P_i 消除了量纲，为综合指数的获取提供了方便。常见的方法主要有：

a．叠加法确定综合指数：将各污染物指数直接叠加，求得综合指数：

$$P = \sum_{i=1}^{n} P_i = \sum_{i=1}^{n} \frac{C_i}{S_i}$$

式中：P 为土壤污染综合指数；P_i 为 i 污染物指数；n 为评价因子个数。

此方法是将单因子污染指数平等对待，较大的污染指数常被较小的指数拉平，以致综合指数等级可能比实际情况为小；再者，它是视各个污染指数 P_i 对综合污染状况的贡献是同样的，但实际情况是具有同等数值 P_i 的污染后果大不相同。如对于镉 $P1=2$（即超标 1 倍）要比对于铜 $P2=2$ 的危害后果大得多。

此算法适合于各个分污染指数相差不大，对综合指数贡献大致相同的简单情况。如北京西郊的土壤综合评价即采用土式，其优点是计算简便。

b．根据内梅罗污染指数计算土壤污染综合指数：在水污染评价时介绍过此指数，它兼顾了单因子污染指数平均值和最高值，可以突出污染较重的污染物的作用。计算式为：

$$P = \sqrt{\frac{\text{平均}\ (C_i/S_i)^2 + \text{最大}\ (C_i/S_i)^2}{2}}$$

式中：平均 $(C_i/S_i)^2$ 为土壤中各污染指数平均值；$\max\ (C_i/S_i)^2$ 为污染物中最大污染指数。

此方法用于强调了最大污染指数，与其他方法相比，其综合指数常常偏高。如北京东南郊土壤质量多因子评价，为了给较严重污染物以较大的权值，就采用了上述方法。

c．权重法确定综合指数：此方法以土壤中各污染物的污染指数和权重大小求算综合指数。此方法可以全面反映土壤各污染物的不同作用，计算式为：

$$P = \sum_{i=1}^{n} W_i P_i$$

式中：W_i 为污染物 i 的权重。

由于土壤中不同污染物对土壤质量的影响程度不同，为更准确反映污染物在土壤中的相对关系及综合作用，应确定或计算不同污染物的权值，以求更真实地反映土壤环境质量状况。权值可根据主观概率、专家调查等方法求得。例如，上海市宝山吴淞地区土壤质量综合评价，为了表示各污染物对土壤环境质量作用的不同，就采用了上述公式进行评价。其中权

重W，用因子分析法，求得结果如表6-43所示。

表 6-43 土壤 P_i 因子的权重

污染物	Hg	Ca	As	Zn	Cr	Mn	F
权值	0.26	0.082	0.12	0.12	0.074	0.22	0.124

（三）农作物的污染评价

（1）农作物遭受污染的途径主要有3个方面：

① 表面附着：农药或粉尘降落在作物叶面，以物理方式粘附在表面。表面积大的叶菜类和表面粗糙有毛的附着量也大；乳剂农药比粉剂农药附着的多。这些附着物可因风吹、雨淋或蒸发而脱落，脂溶性或内吸性农药则可渗入到作物组织内部。农药在内外条件的作用下逐渐降解，但直到作物收获时往往还残留有一定数量的农药，不过时间越长则残留愈少，如浙江农业大学通过实验说明在水稻田里使用666农药，开始在叶片上的附着量为121.5ppm，三天内消失很快，第一天消失48.7%，三天共消失76%。施药31天后，消失了98.6%，到施药后41天收割时，叶片上尚残留0.71ppm。

② 吸收：污染物可通过作物的主动吸收和被动吸收而进入体内。大气中的气体污染物或粉尘，可以通过作物叶面的气孔，经细胞间隙进入导管而输送到其他部位。例如HF可由气孔进入叶内，溶解在细胞壁的水分中，一部分被叶肉细胞吸收，大部分沿维管束运输在叶尖和叶缘积累，使其组织坏死。如以HF熏桑苗时，受害愈重的桑叶，其含氟量亦愈高。可熔性金属亦可通过叶面渗透而被吸收，微量养分元素的叶面喷施就是根据这个作用。同样，污染物亦可通过这条途径而进入植物体内。

作物从土壤和水体中吸收各种成分，有些是必须的，有些并非需要，还有些甚至是有害的，作物吸收必须的养分是主动吸收，有选择性。由于降低叶面温度的需要，作物还要吸取大量水分以供蒸腾降温，溶于水中的物质就随水而进入植物体，这种吸收是被动吸收，污染物可以通过这条途径而进入。

各种作物从土壤或水体中吸取有机污染物的多少与土壤类型、污染物数量和种类，以及作物种类有关。作物从沙质土壤中对农药和重金属离子的吸收率要高于相同浓度的粘质土壤。一般而言，农药的溶解度愈大就愈容易被作物吸收。豆类具有较高的吸收率，块根类作物比茎叶类作物吸收率高，油料作物对脂溶性农药（如DDT）的吸收率比非油料作物高。

不同种类和品种的蔬菜对污染物的吸收亦各不相同，例如硝酸盐虽为作物重要的氮素养分之一，但吸入过多时可在体内积累，经硝酸还原酶的作用而变成亚硝态氮，对人畜有害，只有当亚硝态氮继续还原成氨再转化为氨基酸，才变为无害。蔬菜生育期短，因此在上市以前两三周内，应停止施用硝态氮肥，以免硝酸盐在体内积累。

③ 生物浓缩：动物通过食物链、植物通过吸收，使某些化合物或离子在生物体内累积起来。某种物质或离子在生物体内的浓度（Cb）与生物生长环境（水、土、空气）中该物质或离子浓度（Ce）之比（Cb/Ce），称为浓缩系数，它受着物质或离子种类和浓度、元素价态、物质结构形式、生物的特性以及外界环境条件的控制，最常见的例子如动物产品中DDT的累积、耐盐植物中盐分的累积等。

（2）农作物的污染评价：农作物污染评价的主要过程如下：

① 选择评价的农作物种类：如可以选择蔬菜作为对象，因为蔬菜种类多、生长条件比较一致，便于比较。当然也可选择某些大田作物为对象。

② 调查项目：主要包括产量是否正常，或者减产、中度减产、严重减产；品质是否正常、或者轻度下降、中度下降、严重下降；受害情况；污染物质残留量；家畜、家禽通过食物链的受害情况，如慢性中毒、急性中毒、减产或者死亡等。

③ 调查方法：一般需要野外调查和抽样的办法。调查点或抽样点可选择方格法，即将一个地区划分成许多等面积的方格（在地图上进行），在每一个方格中布点调查；样条法，即确定几个贯穿该地区的样条，然后在样条上选点调查。样条可以是定距平行线，也可以是一点出发向四面放射；随机法，即任意布点调查。

④ 评价法：通常采用作物指示法，即将一些对污染敏感的指示作物栽在盆钵中，同时放到各调查点上，经一定时期后测定各点上作物的干物重，求出相对生长率（RGR）以此来评价各点的土壤—作物的环境质量。RGR由下式给出：

$$RGR=[\ln(w_2-w_1)/t_2-t_1]\times 100$$

式中：t_1，t_2为发芽后的日数；w_1，w_2为相应t_1，t_2时刻的作物干物茎。

通过作物污染途径的分析，可以看出关于作物污染评价，主要应着眼于作物的可食部分中存在的重金属和有机污染物含量与食品卫生标准相比较。我国的农产食品标准，还没有一个广泛的、普遍的尺度，各地曾分别对少数作物的污染指标进行过研究，利用盆栽等方法确定某些作物对某种有毒污染物的忍受能力、导致减产浓度、致死浓度等等。研究得比较多的是水稻的镉害，其他如小麦及某些蔬菜等亦有人进行研究，但同样的是缺乏包括大多数主要作物的指标。

使作物污染评价变得困难的还有许多其他原因：不同作物以及同一作物的不同品种之间，由于呼吸和累积的特点不同，受污染程度会有差异；作物各部分所含污染物是不一致的，镉在水稻植株、谷壳以及糙米中含量的差异，就是很好的明证；季节不同，植物对污染物积累会有所不同，例如NO_3^-在植物体内的含量，随生物化学过程而不同，而后者是植物在不同季节中的生长发育阶段所决定的；植物在不同生育期对有毒物质的忍耐性积累情况亦会有差异。植物的忍受水平、致毒水平以及对人体的毒害是三个既有联系又互不相同的概念，而毒害物质有些又是可以在人体内积累起来，虽然开始时不致于致毒，但积累多了以后就会发生毒害，如汞、666等。所有这些，以及其他一些原因都增加了作物污染评价的复杂性。

兹将曹仁林等引来的农作物中的重金属水平列于表6-44，供分析参考。

从表6-44可以看出，建议的忍受水平比普通平均含量范围大几倍、几十倍，但大多数是比最高含量大1—2倍或3—5倍，而且作物忍受水平亦可能已经超过卫生许可的范围，例如Cd的糙米超标为＞1mg/kg，As则为0.7mg/kg。

土壤和农作物构成的生态体系，是土壤环境中的一个重要组成部分。因此，对土壤的环境质量现状评价，不能仅仅评价土壤被污染的状况，更重要的是要评价这种污染状况对农作物、植物、水体等的作用关系，即土壤作为资源被利用的一种价值关系，如果离开这种价值关系对土壤的污染进行评价，这会只看到“物”而忽视了作为环境主体的“人”。但目前，由

表 6-44 农作物中的重金属水平

元　素	可能的有效态	普通平均组成的范围（ppm）	建议的忍受水平（ppm）
Ba	Ba^{2+}	10—100	200
Cd	Cd^{2+}	0.05—0.20	3
Co	Co^{2+}	0.01—0.30	5
Cu	Cu^{2+}	3—40	150
Fe	Fe^{2+}	20—300	750
Mn	Mn^{2+}	15—150	300
Hg	Hg^{2+}	0.001—0.01	0.04
Li	Li^{+}	0.2—1.0	5
Ni	Ni^{2+}	0.1—1.0	3
Pb	Pb^{2+}	0.1—5.0	10
Sr	Sr^{2+}	10—30	50
Zn	Zn^{2+}	15—150	300
As	AsO_4^{-}	0.01—1.0	2
B	HBO_3^{-}	7—75	150
Cr	CrO_4^{2-}	0.1—0.5	2
F	F^{-}	1—5	10
I	I^{-}	0.1—0.5	1
Mo	MoO_4^{-}	0.2—1.0	3
Se	SeO_4^{-}	0.05—2.0	3
V	VO_3^{-}	0.1—1.0	2

于对土壤—农作物，土壤—植物，土壤—水体等体系的评价方法、评价手段（包括监测手段），远不如其他环境要素成熟。因此，还需要对土壤环境质量评价做大量的基础性研究工作。

第七章　环境影响评价

长期以来，由于人类活动产生的环境问题往往是被忽视的。随着对环境问题的关注，保护环境的新观念已形成，人类对环境采取不自觉的和漠不关心的那种时代已告结束。逐渐认识到人类与环境的关系不仅仅存在认识关系、改造关系、价值关系，还存在协调关系，如果人类想继续存在的话，那么它就应当在充分认识到自己行为将会产生的后果才开始行动，这是因为，无意识的行动超出了一定的限度，对环境所造成的威胁，要比有意识的作恶所造成的威胁要大得多，因此，在维持地球作为宇宙中适于居住的星球这个进程中，人类应义不容辞地检讨自己的行为并进行调整，以使地球作为可居住的行星长期保持活力。环境影响评价就是这一进程合乎逻辑的第一步，因为这表明人类不论是在制订宏观决策还是在开发某一项具体工程时，都有可能考虑到那些在平常市场商品交易中未考虑到的行动影响。对于人类的某一行动来说，所产生的环境影响应与行动所产生的效益是相匹配的、相协调的。只有这样，环境与发展才能达到协和与统一。

第一节　环境影响评价的概述

一、环境影响

影响是一件事物对其他事物所发生的作用，环境影响则强调人类活动对环境产生的作用和环境对人类的反作用。

人类活动按活动的内容可分为三大类：政治活动、经济活动和社会活动。就目前人类已经认识到对环境产生显著作用的政治活动主要是公共政策的制订和执行；经济活动主要是区域开发和工程项目的建设等。

对环境产生的影响可以是有害的，也可以是有利的，可以是长期的，也可以是短期的，可以是潜在的、也可以是现实的。通常按影响的来源可以分成原发性影响和继发性影响。这种区分的方法，对在考虑如何采用替代方案和如何减少不良影响时有重要意义。原发性影响是人类行动的直接结果。如建造水泥厂直接引起周围的空气污染，制订排污总量控制政策直接减少环境污染。原发性影响一般比较容易分析和测定。继发性影响是原发性影响诱发的结果，是一种间接的影响。如变农田为工业用地，使原来的农作物和绿色植被消失是原发性影响。随后，工厂和居民区发展起来，人口增加引起能耗增加，造成对大气、水质环境的影响，是继发性影响。在生物环境中，继发性影响特别重要。例如植被的破坏可以导致严重的水土流失，后者会引起河水混浊和河床升高，从而对河流的水质和水生生物产生不良影响。

环境影响以影响效果划分，可分为可逆和不可逆的影响，可恢复和不可恢复的影响。不可逆影响一般指对临危物种、化石燃料、矿物或荒地等资源的不可更新的效应；反之，可逆影响则是指开发活动停止后即可更新的效应。不可恢复性影响是指某价值的丧失和不能恢复，如开发活动使某种自然风景破坏，其观赏价值或舒适性价值完全丧失；可恢复性影响则指开发活动停止后即可恢复到开发前面貌的影响。

以往在探讨人类活动对环境影响时，更多地是注意经济活动，有意或无意地忽略了政治活动对环境的影响。但是这并不意味着政治活动对环境的影响不重要。政治活动对环境产生的影响是决策层次上的宏观影响。如在制订某项经济政策时，仅仅信奉纯经济交易，仅计算经济效益，而不考虑经济交易的背后对环境有什么影响，以及对环境可能产生多大效益，就可能对某一社会、某一区域、甚至全球造成长时期的，甚至是不可逆的重大影响。人类在检讨和调整自己的行动时，不能忽视这种宏观的影响。经济活动对环境产生的影响，相对于政治活动而言，是微观的，具体的影响。因为，一项新政策法令的实行所造成的环境影响会远远大于一项建设工程所造成的环境影响。

当然，即使没有人类活动的存在，自然环境也在不断变化之中，只是这种变化的过程往往十分缓慢，其计量尺度往往以百万年计。如大陆漂移和造山运动等，这些变化有的是不可逆的，有的是周期性的。只是由于变化缓慢，使得人类生活能逐渐适应这种变化。人类活动大大加快了自然环境的变化，甚至可以在短期内改变自然环境的面貌，尤其是在人口不断增长和技术不断发达的今天。如现代化的农业生产追求高产量和良种化，加快了生态系统的单一化；现代化的工业生产消费了大量能源和自然资源，向自然环境排放污水和有害气体，导致过快地耗竭自然资源和加快局部的、全球的环境变化。社会矛盾的急剧产生，各个国家制定了众多的政策和法令，一方面规范了人类的行动，另一方面又为人类影响环境提供了合法化、系统化的依据。

总之，人类活动对环境产生的作用是多变的，复杂的。要识别这些影响，并制定出减轻不利影响的对策措施，是一项技术性极强的工作。

二、环境影响评价及其制度

（一）环境影响评价

环境影响评价是一项技术，用以识别和预测某项人类活动对环境所产生的影响，解释和传播影响信息，制定出减轻不利影响的对策措施，从而达到人类行为与环境之间的协调发展。

根据目前人类活动的类型及其对环境的影响程度，可以将环境影响评价分为三种类型，组成一个较完整的环境影响评价体系。

1．单个建设项目的环境影响评价：这是环境影响评价体系中的基础，具有评价内容和评价结论针对性强的特点。例如，根据某一建设项目的建议书，开始对建设项目的选址和确定项目的性质、规模以及提出减缓不利影响的措施。它与建设项目的可行性研究同时进行。

2．区域开发的环境影响评价：它与单个建设项目的环境影响评价不同，区域开发的环境影响评价更具有战略性，它着眼于在一个区域内如何合理地进行建设。强调把整个区域作为一个整体来考虑，评价的重点在于论证区域内未来的建设项目的布局、结构和时序，同时也

根据区域环境的特点，对区域的开发规划提出建议，并为开展单个建设项目的环境影响评价提供依据。例如根据地方规划，在一定的时期内，在某个区域中将进行一系列开发建设活动，这些项目的建设与运行将对本地区的环境产生相当大的复合影响。因此，需要对区域内建设项目的合理布局、性质、规模、排污总量的控制以及发展的时序进行分析和评价。

3．公共政策的环境影响评价：对国家权力机构发布的公共政策，主要是指国家的发展政策和各行业的发展政策。这一类的环境影响评价是一项战略性极强的环境保护工作内容。它与前两种评价类型不同之处在于，评价的区域是地区性的，识别的影响是潜在的、宏观的，评价的方法多以定性的和半定量的各种综合判断、分析的方法。总之，公共政策的环境影响评价是在最高层次上进行的环境影响评价，是为高层次的开发建设决策服务的。

显然，三种类型的环境影响评价尽管任务、内容、方法都有不同，但彼此之间又存在密切联系，见图7-1。

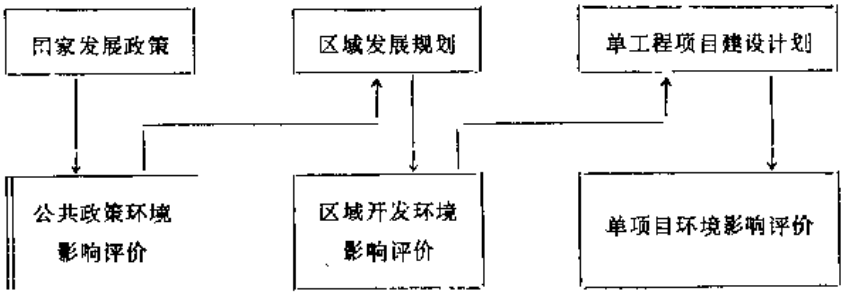


图 7-1　三种环境影响评价之间的相互关系

环境影响评价是正确认识经济发展、社会发展和环境发展之间相互关系的科学方法，是正确处理经济发展使之符合国家总体利益和长远利益，强化环境管理的有效手段，对确定社会经济发展方向和保护环境一系列重大决策上都有重要的作用。

环境影响评价能为某一地区的社会经济发展指明方向，合理确定一个地区发展的产业结构、产业规模和产业布局。环境影响评价过程是对一个地区的自然条件、资源条件、环境质量条件和社会经济发展现状进行综合分析的过程，它是根据一个地区环境、社会、资源的综合能力，使人类活动不利于环境的影响限制到最小。

（二）环境影响评价制度

环境影响评价能为制订开发项目的污染防治对策提供科学依据。一般的开发建设活动都消耗一定的资源，给环境带来有益或有害的影响。通过环境影响评价的环境论证，效益损失论证，可以得到比较合理的环境保护对策，使经济建设能够发展，把环境污染限制在允许的范围之内，达到开发建设项目社会效益、环境效益和经济效益的一致。

环境影响评价制度是把环境影响评价工作用环境法律或行政规章定为一个必须遵守的制度。

历来人们都是以经济、技术、管理、组织、商业与财政来决定一个项目的取舍，特别是从经济角度，根据利润成本分析来取消那些效率低、成本高的项目。但是在工业发达的国家中，由于经济发展带来环境污染，对人类造成危害已有历史教训，所以把环境影响评价作为一种外加的监督因素，并形成了一种制度。美国是世界上第一个把环境影响评价工作在国家环境法规中肯定下来的国家。随后瑞典、澳大利亚、法国、日本、加拿大、中国等也建立了

不同形式的环境影响评价制度。正是在这种共识的基础上，联合国环境规划署理事会于1987年6月17日作出“关于环境影响评价的目标和原则”的第14/25号决定。（参见附录Ⅰ）。

环境影响报告书是环境影响评价工作的基本成果，即是供人类活动决策用的技术文件，又是履行环境保护法规，执行环境影响评价制度的具有一定法律程序的法律文件。它要求所列的数据、资料必须准确，所做的结论必须客观、公正。

随着我国环境影响评价研究的不断深入，同时借鉴外国的经验并结合中国的实际情况逐渐形成了中国的环境影响评价制度。主要特点表现在以下几方面：

1．具有法律强制性：中国的环境影响评价制度是国家环境保护法明令规定的一项法律制度。以法律形式约束人们必须遵照执行。具有不可违抗的强制性。

2．纳入基本建设程序：《建设项目环境保护管理办法》规定了对未经环境保护主管部门批准的环境影响报告书的建设项目，计划部门不办理设计任务书的审批手续，土地管理部门不办理征地手续，银行不予贷款。这样就更加具体地把环境影响评价制度结合到基本建设的程序中去，使其成为建设程序中不可缺少的环节。因此，环境影响评价制度在项目前期工作有较大的约束力。

3．评价的对象偏重于工程建设项目与环境的关系：由于我国的经济力量比较薄弱，正在进行大规模的经济建设，因此在现阶段只限于评价建设项目对环境的影响，而对环境有重大影响的政策和法令的制订和执行还没有开展评价工作。

4．分类进行：根据《建设项目环境保护管理办法》规定，面对不同的建设项目，环境影响评价可分为两类进行：一类是必须编报环境影响报告书的项目，另一类可以只填环境影响报告表即可。对于前者，又根据工程特征和环境特征把环境影响评价分为三个工作等级，一级为最详细，二级次之，三级为最简单。对评价工作的重点也因类而异、对于新建项目，评价重点主要解决合理布局与优化选址问题；对于扩建和技术改造项目，其评价的重点在于搞清工程实施前后可能对环境造成的影响。

5．突出工程实用性：评价工作应结合工程的性质，提出有效污染防治对策，反馈到设计部门和建设部门。

三、环境影响评价方法

所谓环境影响评价方法，是指在环境影响评价的实际工作中，按照评价工作的规律，为解决某种特殊矛盾而创造和发展的一类方法。它已不是简单的搬用其他专业的方法，而是逐渐从一成不变的零零碎碎的状态中发展到反映人类活动与环境状况的方法。

环境影响评价方法有几个目的：首先是要保证所有需要考虑的受影响的环境因素都能被识别。由于人类不同类型的活动都可能对环境这个复杂系统产生各种影响，包括对环境的生态价值、美学价值、经济价值等的影响和干扰，正确无误地识别对所有有价值的环境资源的影响是非常必要的，那种只注重生态方面的影响是不全面的；其次是要对将要受人类活动影响的环境状态作出测验，以便充分识别人类自己的行为将会产生的后果；第三是解释和传播环境影响的信息，以求得社会各个层次不同角度的认识与理解；第四是提出减轻不利影响的措施或对策不能仅满足于治理措施，因为这种污染产生后的措施是被动的、低效益的，应尽可能提出积极的，具有建设性的提高环境质量的措施，尽可能使人类行为与环境保护相协调；第五

是在符合国家环境政策法的前提下，向决策部门或公众提供总结形式的报告或资料。从以上分析可以看出，环境影响评价方法有以下一些共同特点：

1．具有综合性：从孤立地处理单个的环境参数发展到综合处理各参数之间的联系，能反映出人类活动对环境影响的整体轮廓和整体关系。

2．具有可比性：能将不同的环境影响换为具有同一量纲或无量纲的结果。

3．具有可辨别性：能将某一活动造成的环境影响与其他原因造成的环境影响区别开来。

4．具有动态性：能利用动态观点来预测人类活动对环境造成的影响。

5．具有客观性：能结合监测数据、社会调查等手段保证影响评价的客观性。

一般认为，环境影响评价方法有三种职能：一是识别，二是预测，三是提出对策或措施。识别环境影响的方法有助于详细说明可能发生的影响区域，包括它们的空间范围和时间阶段，一般地说，识别方法要回答的问题是人类活动的成分，以及可能受这些成分影响的有哪些环境要素，预测环境影响的方法和技术最多，有物理-化学的，有生物的，有美学的，有经济的，也有综合的，这是从不同的角度来回答人类活动对环境要素产生影响的后果。对环境影响提出对策或措施，就是要协调人类活动与环境的关系。它需要根据一个国家或一个地区的社会-经济发展的状况，科学技术水平以及人类活动的性质而定。

（一）环境影响的识别方法

对环境影响进行识别的目的就是要描述现在的环境系统，确定人类活动的成分，明确受影响的环境因素。目前经常使用的有核查表法和矩阵法。

1．核查表法：这种方法是在识别潜在的影响时，把必须考虑的环境参数或影响一一列出。这些表经修正后可反映人类活动的性质。核查表法是用于环境影响评价的基本方法之一，它可以分为四类：① 简单型核查表，仅是一个参数表，不能说明如何度量和如何解释环境参数的判据；② 描述型核查表，包含有环境参数的识别，并有说明环境参数如何度量的准则；③ 分级型核查表，是利用分级技术评价人类活动的环境影响，附有对环境参数主观分级的判据；④ 分级-加权型核查表，包括对表中环境参数的叙述和对每个参数的数值等级和重要程度的说明。概括地说，前两种方法能识别潜在的影响，但不能评估这些影响的相对强度。后两种方法，是在前两种方法基础上发展的，除了有识别功能外，还可以评估这些影响的相对强度。下面重点介绍简单型核查表和分级—加权型核查表的使用。

（1）简单型核查表：用一个实际例子对该方法作以说明，表7-1给出了泰国 Huosai-Thale Noi 公路工程所作的简单核查表。

由表7-1可以看出，公路建设项目中可能受影响的环境因子与可能产生影响的性质列在一张表上，它可以给评价工作者一个定性的影响识别的分析，但对于决策者来说，仅此是不足以作决策的依据。

（2）分级-加权型核查表：这种方法由美国 Battelle 哥伦布实验室为水资源项目而建立的。它对核查表中所列可能受影响的环境因子进行描述，并指出每个环境因子与其他因子的相对比例及重要性（见图7-2）。这种方法的关键是要计算一项工程对环境产生的净影响，即计算在有工程项目和没有工程项目两种情况下的环境质量值之差EI，若 $EI<0$ 则说明工程对环境有不利影响，若 $EI>0$ 则说明工程对环境有有利的影响，若 $EI=0$ 则说明工程对环境产生的各种影响可以忽略。

表 7-1 Huosai-Thale Noi公路工程建设的环境影响的简单型核查表

可能受影响的环境因子	可能产生影响的性质									
	不利影响						有利影响			
	ST	LT	R	IR	L	W	ST	LT	SI	N
水生生态系统		×		×	×					
渔业		×		×	×					
森林		×		×	×					
陆生野生生物		×		×		×				
稀有及频危生物		×		×		×				
陆地水文		×		×		×				
地表水质量		×								
地下水		*		*	*	*	*	*	*	*
土壤										
空气质量	×				×					
航行		×			×					
陆上运输								×	×	
农业							×			×
社会经济								×	×	
美学		×			×					

注：ST表示短期的影响，LT 表示长期的影响，R 表示可逆的影响，IR 表示不可逆的影响，L 表示局部的影响，W表示大范围的影响，SI表示显著的影响，N 表示正常的影响；* 表示可忽略的影响。

$$EI=\sum_{i=1}^{m}(V_i)_1W_i-\sum(V_i)_2W_i \qquad (7\text{-}1)$$

式中：EI：为环境的净影响；$(V_i)_1$：为有工程项目情况下第 i 种参数的环境质量值；

$(V_i)_2$：为无工程项目情况下第 i 种参数的环境质量值；W_i：为第 i 种参数的相对权数（重要性）；m：为参数的总数。

为了把每种参数的估计值转化成环境质量值，将系统中51个参数都分别用一幅数值函数图表示。图7-3给出了 Lohani 和 Kan 设计的一些典型的数值函数图。DCC等人建议用下述程序来确定一个环境参数的数值函数：

① 收集有关该参数与环境质量之间关系的资料；

② 定出该参数的尺度，一般放在横坐标上，因此最小值为 0；

③ 把环境质量分成0—10的等间距尺度，并适当地确定该参数在每个间隔上的值。本项程序要连续进行直至能够画出一条合理的曲线；

④ 以上1—3步骤必须由不同的专家独立地重复进行，必须用专家们的平均值来画组合曲线，如果该参数仅是一项价值判断，就必须选取一个有代表性的典型值；

⑤ 如果不同的专家得出的结果有很大差异，可能要进行一次复查；

⑥ 以上1—5步骤要由不同的专家组重复进行以测试其再现性。

对所有有关的环境参数都必须进行以上程序。以上程序近似德尔菲法。

下一个步骤就是要由7-1式计算环境净影响 EI。Lohani 和 Kan 用本方法对泰国南部

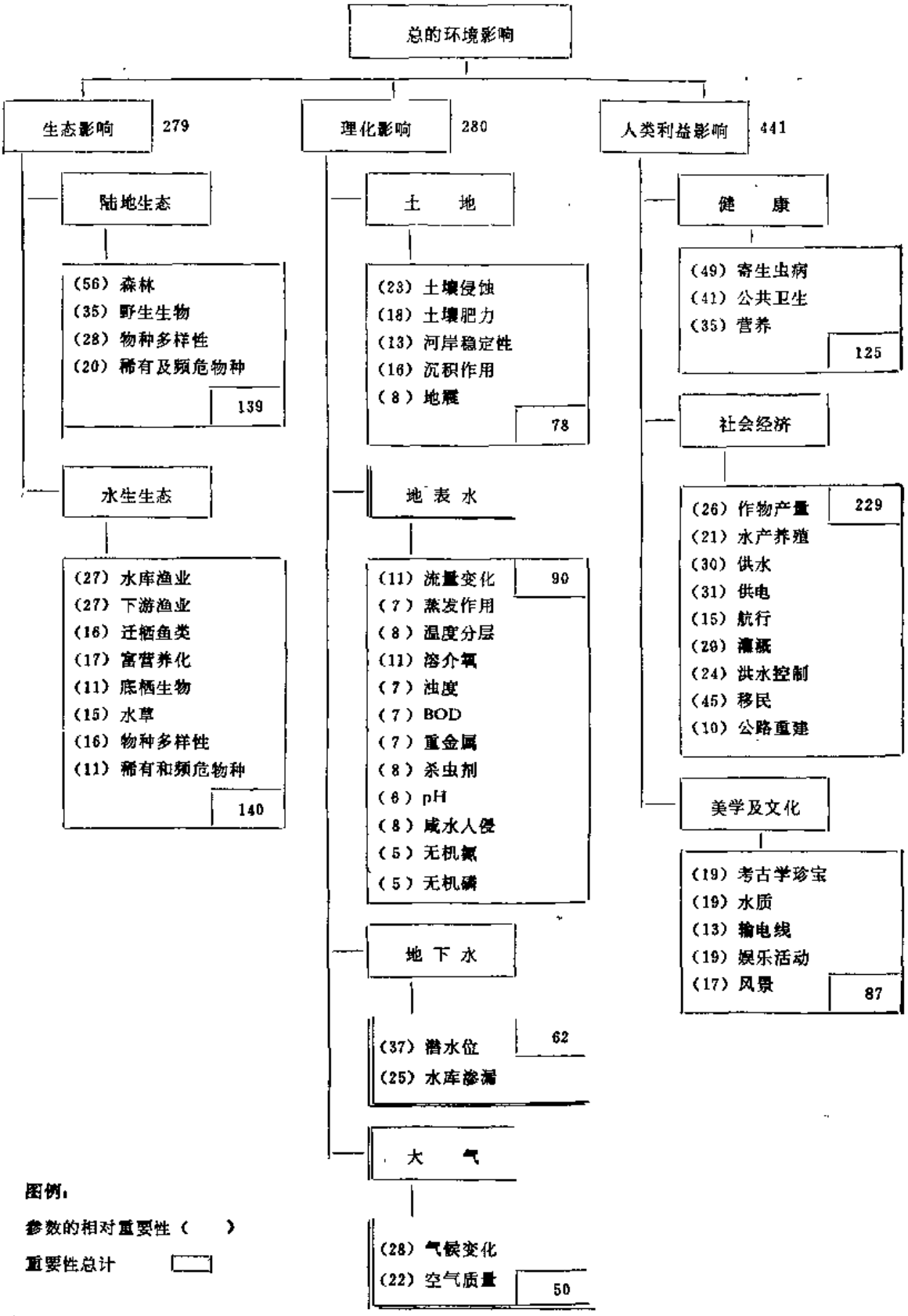


图 7-2 水资源开发项目的环境影响识别

摘自：《泰国水资源环境评价》Lohani, B. N 与 Khan, S. N 合著，1983

Pattani的多用途水资源工程进行了评价(图7-3)。表7-2归纳了各种环境类别的计算结果。

评价结果显示，该工程有正影响值661.9。这主要是因为对人体健康和经济效益的净影响有很大好处。

分级-加权型核查表，对已识别的环境影响作了详尽的说明。由于应用了多学科专家组合的判断，具有高度的可重复性和综合性等优点。该方法把所有的数值都合并成一个总的指数，使大量的信息丧失掉，容易忽视某些重要的影响。

2．矩阵法：环境矩阵是核查表的延伸，该方法是把人类活动和受影响的环境特征和标志组成一个矩阵，在它们之间建立起直接的因果关系，定量或半定量地说明人类活动对环境的影响。

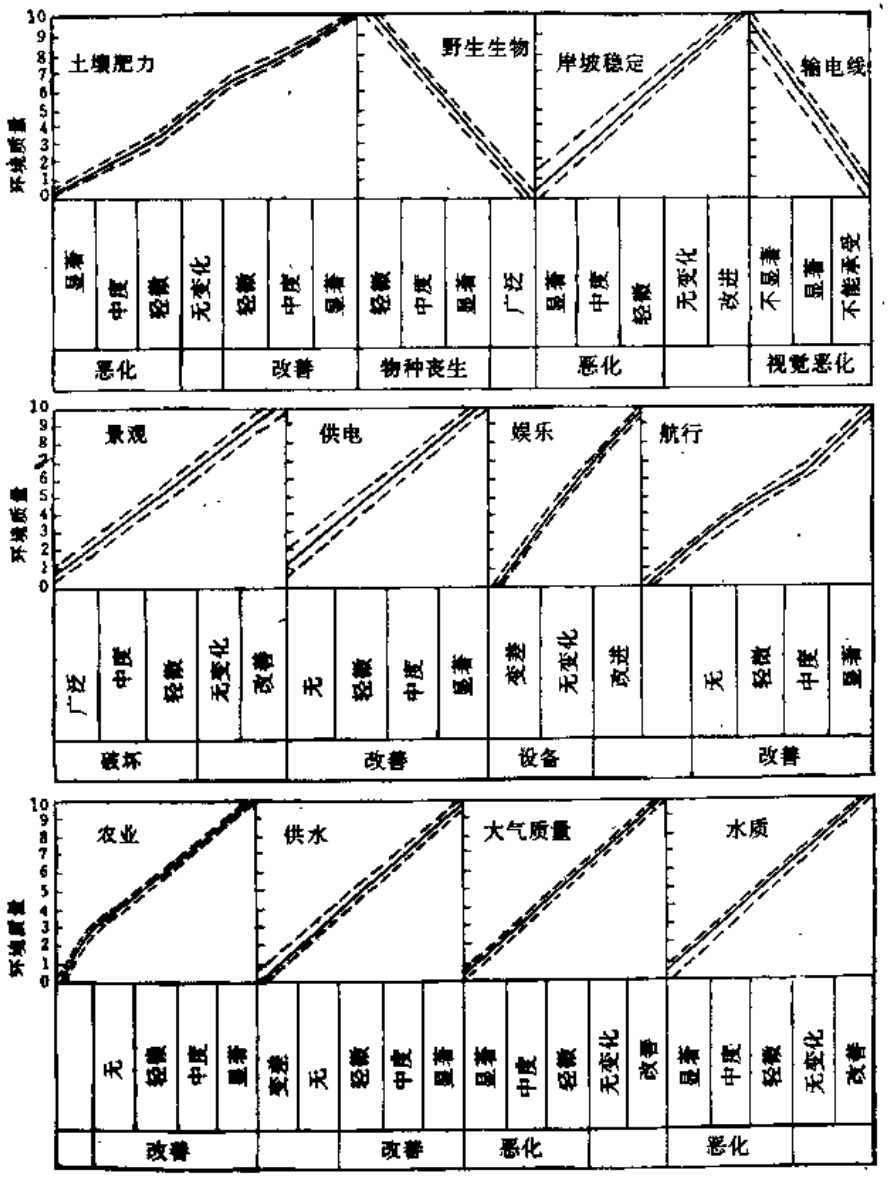


图 7-3　水资源开发项目的环境影响功能曲线

摘自《泰国水资源环境评价》Lohani, B. N 与 Khan, S. N 合著，1983

表 7-2 水资源项目环境影响的分级一加权型核查表

环境影响类别		无工程项目情况下的环境质量 $(V_f)_2$	有工程项目情况下的环境质量值 $(V_f)_1$	环境的净影响
生态影响	陆地生态	883	693	-190
	水生生态	484.3	721.6	237.3
	小　计	1367.3	1414.6	47.3
物理～化学影响	土　地	518.5	368.3	-150.2
	地表水	535.9	341.9	-194.0
	地下水	530.8	270.6	-260.2
	大　气	405.6	355.3	-50.3
	小　计	1990.8	1336.1	-654.7
社会～经济的影响	健　康	247.6	779	531.4
	经　济	806.0	1586.2	780.2
	小　计	1053.6	2365.2	1311.6
美学影响	美　学	660.5	618.2	-42.3
	小　计	660.5	618.2	-42.3
合　计		5072.2	5734.1	661.9

（1）Leopold 矩阵：Leopold 等人设计了一个用于资源开发工程的环境影响评价矩阵。从此以后，他的方法已被用作很多矩阵法的基础，形成了一些各具特色的矩阵法。比如，叠代矩阵法、关联矩阵法、最优通道矩阵法以及交叉影响矩阵法等。下面以纸浆厂工程为例说明 Leopold 矩阵法的使用。具体作法是，在 Leopold 矩阵中的每一个空格都要填上以下三个内容（见表 7-3）：

① 如果一种影响可能发生，则在该空格上划一对角线；②在对角线上方写上1—10之间的一个数值来表示这一可能影响的幅度（1 为最小，10为最大）；③在对角线下方写上1—10之间的一个数值来表示这一可能影响的重要性（1 为最小，10为最大）。

上述幅度定义为影响程度的范围，重要性则是影响显著程度的加权，前者以事实为依据，后者则以判断为基础。

把所有有关空格都填好后就可以编制一个简化的矩阵表，此表中只包括有相互影响的工程活动和环境特征（即有横线的格子）。

由于 Leopold 矩阵表包罗万象，可包括100个工程行动88个环境特性与状况。因此，编制起来很麻烦，而且不能明确表达出存在于复杂环境系统之间的关系网络。

（2）交叉影响矩阵法：该法对于一组将来可能产生的影响用两种数据来表示。第一种数据估计每一种影响在将来的某个特定时间间隔内将要发生的概率；第二种数据估计任何一种可能发生的影响，会对其他影响产生作用的概率。引用一个例子说明这种方法在环境影响评价中的应用。

如果要发展某一种具有潜在危害的技术，由此可能对环境系统产生影响。

通过对这个问题的适当分析，并应用主观概率估计法，把这些概率的估计值直接填到交叉影响矩阵的每一方格中去。主要步骤如下：

表 7-3 某纸浆厂工程的 Leopold 矩阵表

开发行动受影响的环境因素	工厂建设	红麻种植	杀虫剂及化肥的使用	原料运输	抽水	固体废弃物	废水排放	废气排放	职工雇用
地表水质量			6/7			4/4	2/8		5/5
地表水水文					1/7				
空气质量	3/6			2/6				4/5	
渔　业			2/5				2/7		
水生生态			2/6				2/5		
陆生野生生物栖居地	3/4								
陆生野生生物	2/5								
土地利用形式	5/6	8/7							
公路、铁路				6/5					
供　水			3/6				2/7		
农　业		7/7							
住　房									7/6
健　康						3/5	2/8	2/6	
社会经济状况		10/8							8/8

①估计各影响事件之间的相互作用(交叉影响)的范围、方式、强度和时间延迟程度；

②选定任一影响，利用模拟技术，确定其是否发生；

③根据在第一步骤中估计的相互作用调整其余事件的概率。

④从其余事件中选择另一个事件，和第二步骤一样决定它是否发生（这是再一次应模拟技术)；

⑤继续这个过程，直到全部影响决定它为止。

按照上述步骤，计算了一个实例(见表7-4和表7-5)，该矩阵反映了一个发展中国家在发展科学技术时应该考虑的环境影响和社会影响。

任何一种影响会对其他影响产生作用的概率见表7-5。

完成上述工作后，就可用计算机和模拟技术分析这个矩阵。

在识别环境影响方法中，还有一种网络法，由于这种方法引进了“原因—条件—结果”

表 7-4 每一种影响将发生的概率

t	P	A	S	H	C_P	T_P	E
0.1	0.005	0.005	0.001	0.001	0.001	0.0001	0.0015

表 7-5 交叉影响矩阵表

	t	P	A	S	H	C_P	T_P	E
t	0.75	0	0	−1.0	0	0	0	0
P	0.5	0	0	0	0	0.9	0	0
A	0	0.5	0	0	−0.8	0	0	0
S	0	0.5	1	0	0	0	0	−0.5
H	0	0	0	0.8	0.1	0	0	0
C_P	0	0	0	1.0	0	0	0.2	0
T_P	0	0.6	0	0	0	0	0	0
E	0	0	0	0	0	0.1	0.15	0

的网络而发展了矩阵法的概念。网络法可识别累积或间接影响，而由“原因—结果”关系所表明的矩阵不能适用于这些影响。

（二）环境影响预测法

其目的是在识别可能是重大的环境影响之后，预测环境价值的变化量、空间的变化范围、时间的变化阶段等。在本书的有关章节中已经介绍了物理—化学的影响预测法、生物的影响预测法，社会—经济的影响预测法以及美学的影响预测法。

现有的许多环境影响评价方法，都是以建立被评价对象的精确预测模型为前提。但由于许多实际环境问题相当复杂，其精确的数学或物理预测模型很难建立，甚至不可能建立。即使能够建立比较精确的模型，也不可能得到精确的解析解，而往往都是数值解或近似解。这正是目前某些通用预测模型的精确性同其实用性之间存在的不可调和矛盾的原因所在。因此，许多从事环境影响评价的学者与专家已经认识到，环境影响评价的预测作用已被夸大了。正因为如此，有的学者发展了一种自适应性影响预测法。自适应性处理方法实际上是把各种基于同一主题的处理手段、概念和方法结合起来。这一主题是把不确定性看作影响评价的突出的或最主要的部分。采用自适应性处理方法的必然性是由于我们已经认识到，单靠一种方法不可能掌握环境影响评价的所有方面。大多数自适应性处理方法，提倡在评价过程中按不同阶段、不同需要，而采用不同的方法。一种被广泛地使用的自适应性处理方法是自适应的环境评价和管理程序（AEAM），这个程序把预测影响的方法与处理不确定性的手段结合在一起。

（三）环境影响信息的解释和传播方法

其目的是及时向公众提供环境影响信息，使公民个人或公众团体有效地投入到检讨人类行为的工作中去。目前比较流行的方法是公众参与。

公众参与可以说是一个连续的，双向传递的过程。其中包括政府部门或评价机构将有关的公共政策或环境影响信息传递给公众个人或公众团体的过程，以及公民或公众团体将信息传递给政府部门或评价机构的反馈过程。反馈信息有助于决策者做出及时而令人满意的决

策。

参与环境影响评价的公众，可按几种方式进行分类，其中重要的一种是以受影响的程度进行分类。

1．受某一活动直接影响，如住在建设项目地点附近的人们。

2．某一活动实施后的受益者。

3．环境保护主义者。

有许多吸收公众参与的方法，表7-6综述了吸收公众参与的各种方法的效力。

表 7-6　各种公众参与办法的效力

吸收公众参与的各种方法		传递的特征			所能达到的环境影响评价的目的		
		双向传递的程度	处理特定利害问题的能力	同公众保持联系达到的程度	提供教育信息	评价问题与价值	解决事议及问题
座谈会类	公众意见听取会	L	L	M		✓	
	非正式小组会	H	M	L	✓		✓
	一般公众信息会	M	L	M	✓		
	面向群众团体的报告会	M	M	L	✓		
	信息协调座谈会	H	H	L	✓	✓	
实地走访与考察类	设立听取意见的现场办公室	L	M	L		✓	✓
	走访当地规划部门	H	H	L		✓	
	现场走访或参观	H	H	L	✓		
	建设项目模型说明	M	L	M	✓		
	新闻宣传材料	L	L	H	✓	✓	
	对公众质询的问答	M	H	L	✓		✓
	发信征求意见	L	H	L		✓	
特殊讨论会类	专题讨论会	H	H	L		✓	✓
	顾问委员会	H	H	L		✓	✓
	特别工作组	H	H	L		✓	✓
	居民委员会	H	H	H		✓	
	人民代表会	M	M	H		✓	✓

表注：L = 低，M = 中，H = 高，表示能达到目的。

公众参与有优点也有缺点。主要优点是，给公众个人或公众团体一个发表意见的机会，他们可能提供有用的信息，尤其是某些影响难以识别或不容易定量表达的时候。有时，也可以让公众发泄被抑制的情绪，起到安全阀的作用。因为有些项目，必然会使一部分人受到较严重的不利影响。例如，占用了他们的土地等。主要缺点是，可能会引进许多新的，一时难以定论的观点，使评价过程推迟以致增加项目费用等。

公众参与正在日益成为环境影响评价方法的重要组成部分。目前，各国使用的环境影响评价方法约有100多种，应根据所进行的影响评价的特点，选择适当的评价方法。在选择评价方法时应注意以下几个问题：

1．注意人类活动对环境影响的类型。如果以直接影响为主，可选择某种矩阵的方法。

如果以二次影响为主，可考虑选用整体指标方法。

2．注意显著受影响的环境因素的特征。这包括哪些环境因素受影响？影响过程是否清楚？是用相对量，还是绝对量表示受影响程度？

3．注意提交评价结论的形式与要求。

总之，没有一种可适用于所有情况的环境影响评价方法，每一种评价方法都有其优点和缺点。在选用哪种方法最适合于某一环境影响评价，还取决于资金、技术及时间上的限制。因此，有时凭经验判断哪种方法更适当也是必要的。

第二节　工程建设项目的环境影响评价

国家要发展经济必然要搞建设，建设有经济效益的各类工程项目是其中很重要的内容。它不仅可以使一个国家的经济状况发生改变，而且还可以提高人民生活水平，提高就业机会等。然而，工程项目的建设也会给环境造成有益或有害的影响，如在施工或运行阶段形成的废弃物以固体、液体和气体的形态影响或危害土壤、水和大气，从而影响或破坏了人类的生活质量。

工程建设项目的环境影响评价的目的，就是为某一工程建设项目的布局、选址和确定其发展规模，提出环保措施服务的。换句话说，是在造成环境损害之前，为早期识别和解决某一工程建设项目可能对环境造成的影响，而尽可能提供全部信息。它可以为工程项目的实施带来很多好处：

1．确保在工程项目的规划中，对工程的环境影响后果以及环境对工程项目的制约因素给予全面的考虑。

2．改善工程项目决策的效果，工程项目环境影响评价的结果和工程设计之间始终存在着反馈，环境影响评价可用在检验备选项目设计方案的早期阶段，有助于选择效益最大、有害影响小的设计方案。因此，工程项目的环境影响评价不仅可用来考察和避免有害影响，还可增加效益。

3．减少工程费用和工程设计时间。如果在工程设计的早期发现潜在的环境问题，就可以在设计阶段进行修正，减少在工程的建设和实施阶段用在环保方面的费用和时间。

4．若在某一工程项目有多个地址和考虑多种替代方案的情况下，环境影响评价提供了进行决策的基础。它有助于确定哪些地区对不利影响最敏感，从而指导选定收益最大而有害影响最小的合适地址。

一、工程建设项目环境影响评价的工作程序

在世界上许多国家和国际机构，尤其像世界银行和亚洲开发银行这样的金融机构，都对工程建设项目的环境影响评价作了一些具体规定，编制了一定的工作程序。

（一）环境影响评价与工程建设程序的关系

工程建设项目的环境影响评价工作必须在项目建设前期工作的可行性研究阶段进行。因

此，这一评价的技术依据是已被有关部门批准并纳入前期工作计划的项目建议书。根据我国关于工程建设程序的规定，工程建设的可行性研究是建设前期的重要工作内容，是工程建设程序中调研和评价阶段的主要工作之一。尽管环境影响评价与可行性研究分别进行，但作为建设项目决策的主要依据之一，它应该与工程项目的可行性研究同时完成。如亚洲开发银行对环境影响评价的管理就有自己的规定。由于亚洲开发银行的业务主要是向发展中国家发放工程建设项目贷款。因此，在管理程序上很注重工程建设程序与环保步骤相匹配，并强调环境影响评价报告书是项目可行性研究报告中的一个独立章节，显然它必须与工程的可行性研究同时完成。表7-7给出亚洲开发银行的项目建设程序与环境影响评价活动。

表 7-7　亚洲开发银行的项目建设程序与环境影响评价活动

工程项目建设程序	相应的环境影响评价工作
1.现场调查研究	现场环境情况调查
2.编制工程项目的预可行性研究	编制环境影响初评(IEE)
3.编制工程项目的可行性研究	进行环境影响评价，编写报告书
4.工程设计	监督设计，落实评价结论
5.施工	监督环保设计在施工中实施
6.运行	进行周围环境监测

总之，尽管国内的环境影响评价与工程建设程序关系相对国际来说有些差异。但在环境影响评价与可行性研究的关系上是基本一致的。即它们应分别独立进行，同时完成，紧密配合，相互反馈。

（二）环境影响评价的工作程序

环境影响评价的工作程序，应该是环境影响评价工作自身规律的反映，有其自身的特点。但也应该认识到，不同的国家有着不同的文化素养、环境意识和经济结构，因而这一工作程序也不尽相同。下面给出几个国家的环境影响评价的工作程序，加以比较。通过分析可以得到共同的基本步骤：

（1）制订所需要的参数及评价的深度；

（2）对基本情况的收集，包括实地考察；

（3）通过对资料的分析，给出工程项目对环境的影响及进行定量的分析；

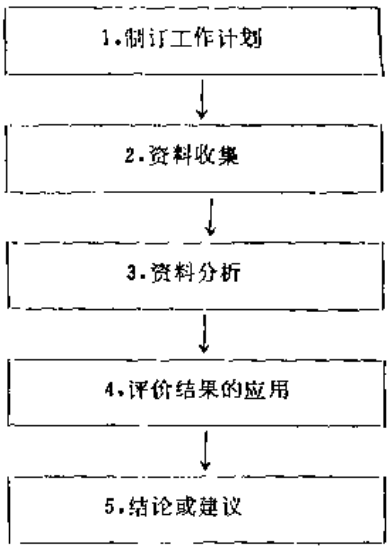


图 7-4　环境影响评价的工作程序示意图

（4）应用评价结果以确定工程建设项目如何进行修正，以最大限度减少不利的环境影响，其工作程序参见图 7-4。有关国家的环境影响评价的工作程序见表7-8 和图 7-5、6。

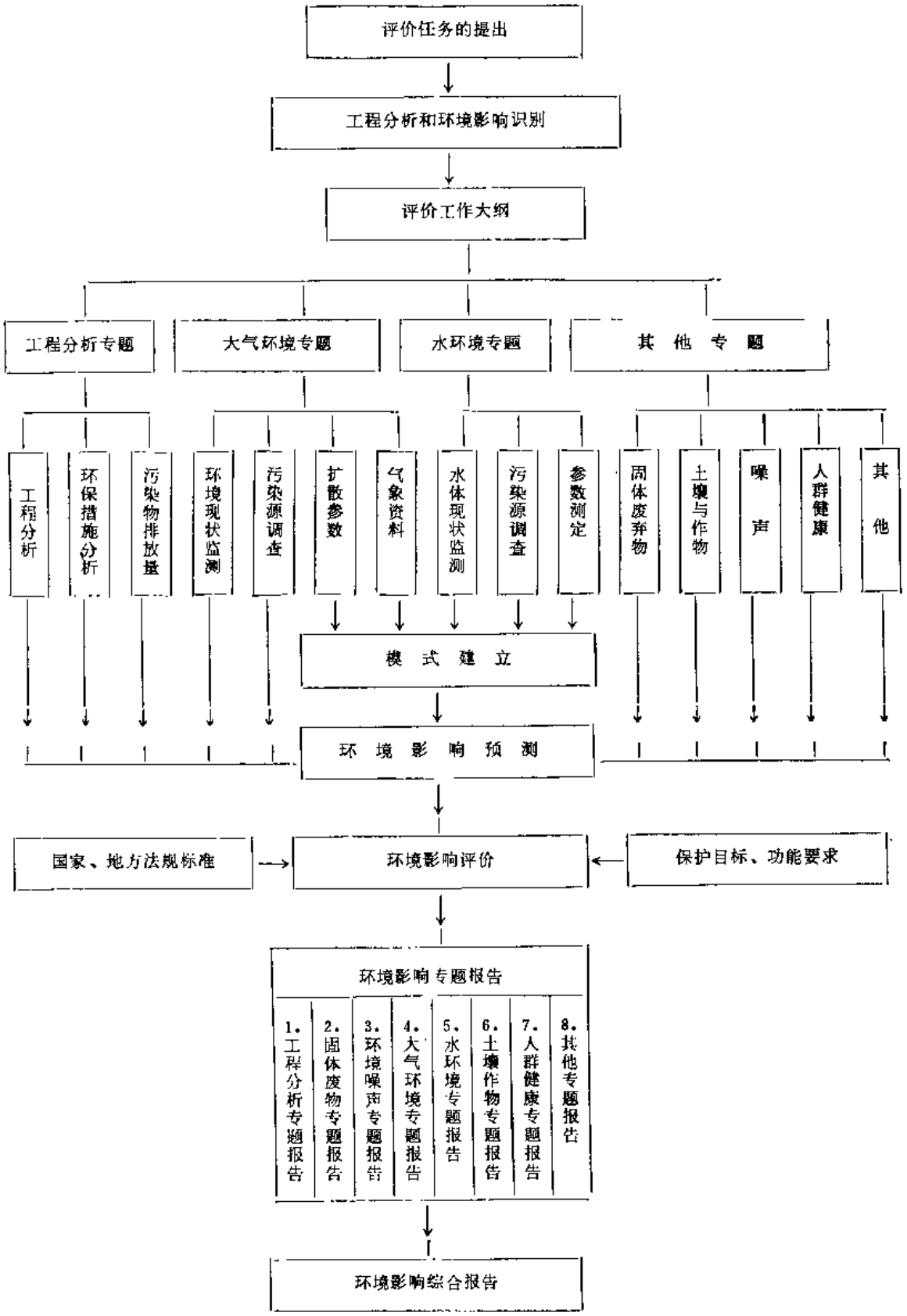


图 7-5 中国环境影响评价工作程序

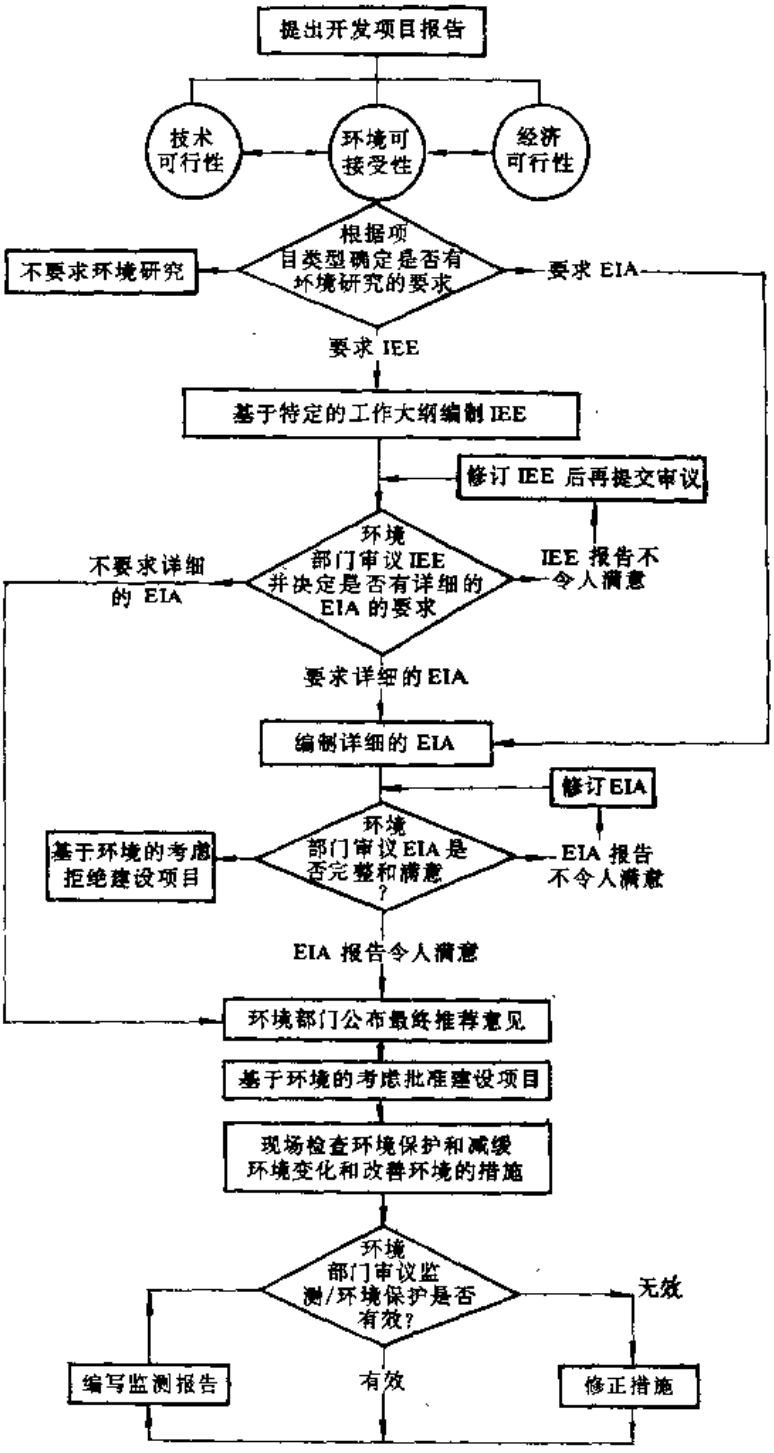


图 7-6　ESCAP推荐的环境部门评价工作程序

表 7-8 发展中国家环境影响评价工作平衡

评 价 步 骤	什么时候做?	由 谁 做?
1.初步研究	在可行性研究期间	项目管理和环境研究小组
2.影响识别（确定范围）	在可行性研究和初步设计之间进行	环境研究小组
3.基础研究	在初步设计期间	环境和工程研究小组
4.影响评价	在初步的最终设计之间进行	环境研究小组和技术专家
5.环境对策措施	在初步和最终设计之间进行	环境研究小组协同工程研究小组
6.方案比较	在最终设计之前	环境研究小组
7.报告编制	在最终设计之前	环境研究小组
8.决策	在最终设计之间	环境研究部门
9.追踪调查	在运行开始后	项目运行和管理部门

二、工程建设项目环境影响评价的工作内容

工程建设项目环境影响评价的工作内容取决于工程项目对环境所产生的影响，由于工程项目的类型千差万别，所产生的影响也有明显差别。但就评价工作而言，应有一个基本内容，在此基础上，可根据工程项目的类型及其产生的影响，确定评价工作内容的深度。

（一）工程分析

工程分析是从有可能对环境产生影响角度对工程项目的建设性质、生产规模、原料来源、工艺方法、土地利用、移民安置等进行系统分析。其目的是确定主要影响因子，查清其影响的过程及危害特性。

工程分析的工作内容应根据工程项目的特征来确定。比如，单项工程项目，主要是以排放污染物为主要特征，还有一类是以破坏自然资源、或降低生态价值为主要特征的工程项目。现以前者为例，介绍主要工作内容：

1．工程概况：包括工程特征、污染物排放、环保措施和工程布局等分析。最后应回答以下几方面的问题：①建设项目的选址、布局、生产规模与产品结构是否合理；②主要污染源和主要污染因子是哪些；③工程本身已有的污染因子治理措施或防治措施是什么；④可能发生的事故及其减缓措施是什么。

2．工程分析方法：一般来说对工程的物料流分析、能源流分析和污染物流分析多采用定量的分析法，而对基础设施等采用定性的类比分析法。物料衡算法是计算污染物排放量通常采用的方法，它依据物质不灭定律，把污染物的产生排放与其生产过程联系在一起，即在生产过程中投入物料总量等于产品量和物料流失量：

$$\Sigma G_1 = \Sigma G_2 + \Sigma G_3 \qquad (7\text{-}2)$$

其中：ΣG_1是投入物料总和；ΣG_2是所得产品总和；

ΣG_3是物料或产品流失量总和。

还有一种方法是用经验公式计算污染物排放量，计算方式为：

$$G_i = K_i \cdot W \qquad (7\text{-}3)$$

式中：G_i是某污染物的排放量（t/d）；M是产品量（t/d）；K_i是某污染物的排放系数。

运用经验公式计算污染物排放量，排放系数的选取是计算中的关键问题，它随生产规模、工艺流程、设备类型、操作管理及外部因素而变化，在选取时应根据实际情况予以修正。有关评价手册都给出各工业部门的K_i值。

经验计算法虽不能精确，但没有物料衡算法那样繁琐。由于它具有实用简单、方便而使评价工作者选用。

（二）各类工程项目的环境影响分类及其识别

工程项目的环境影响是随工程项目的类型、性质和规模而异。即工程项目有众多类型，可能受影响的有价值的环境资源也有不同的分类。因此，在对其影响进行识别前，能有一个简单的分类是必要的。目前，国际比较流行的环境资源分类是采用美国陆军工程团和美国环境质量委员会提出的方法，见表7-9。

表 7-9 环境资源/价值分类

类别	资源或价值	
自然资源	地表水、地下水、大气、土壤、其他	
生态价值	森林野生生物、低洼沼泽地、河流生态、河口生态、海洋生态、自然渔业	
人类使用价值	供水、运输、耕作、水产、畜牧、娱乐、土地、利用、基础设施等	
生活质量价值	社会经济	人类生态、移民、公众健康、经济和社会结构
	文化价值	历史文化、古建筑
	美学价值	娱乐、美学

工程项目的类型比较繁杂，但目前对各种环境资源影响比较显著的工程项目有：工业工程类、能源工程类、水利工程类、交通工程类和农业工程类。根据亚洲开发银行EIA培训教材提供的资料，以列表形式给出上述五项工程类对环境的可能影响（见表7-10）至表（7-12）。

1．对自然资源价值的影响：主要包括对水、大气、土壤等环境要素的影响。

（1）对水质的影响：包括对地下水和地表水的影响。许多工程需用大量的水用于生产或冷却。这会严重影响地表水文，如径流路迳阻塞，流量和水位发生变化，使河床岸线的给定性受到影响。同时需要考虑由于工厂兴建带来的服务行业，特别是人口的增长，都会增加地表水文和供水需求的矛盾。伴随着工业发展而来的新兴城镇与其他行业的发展对水质也要产生影响，对水质影响评价不仅考虑现状和未来，还要特别注意目前的排水状况和历史上洪水排泄状况。因为排水不佳会使大量污染物质流入水体中去。在地下水是主要供水水源的地区尤其要强调工程建设项目对地下水文、水质的影响。高浓度的废水和固体废弃物若处置不当会污染地下水。地表水与地下水之间通过渗滤、蒸腾、回灌、排放而相互影响，也会使地下水质发生变化，由此产生对水源地的影响。

表 7-10　工业工程类对环境的主要影响及识别

环境参数		建设项目									
		食物加工	制糖	纸浆和造纸	化肥	水泥	制革	制药	钢铁制造业	电镀	石油化工
自然资源	地表水文	N	M	M	N	M	M	M	N	N	M
	地表水质	S	S	S	S	N	S	S	S	S	N
	地下水文	S	M	N	N	N	M	M	N	M	N
	大气质量	N	N	N	S	N	S	N	S	M	N
	土地质量（污染）	M	M	M	M	S	N	N		M	S
	矿藏资源				N	S			S		S
生态价值	鱼　类	N	N	S		N	S	S	N	N	N
	植　物	N			S					S	M
	森林（资源消耗）	N	S	S							
生活价值	美　观	N	N	N	N	N	S	M	N	M	N
	社会一经济	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
	公众健康	M	M	M	N	N	N	S	N	M	N

S：显著影响；M：中等程度影响；N：可忽略影响。

表 7-11　能源工程类对环境的主要影响及识别

环境参数		建设项目						
		热电厂	核电厂	水力发电	石油和天然气勘探和开发	天然气和石油提炼	石油加工	生物能源
自然资源	地下水文	N	N		M	N	N	
	地下水质	N	S		M	N	N	
	地表水文	S	N	S	N	M	S	
	地表水质	S	S	M	S	S	S	
	空气质量	S	S		M	S	S	M
	侵蚀/沉积		M	M	M			
	地震/地质		M	S	S			
	矿产资源	N	M		S	M	M	
生态价值	鱼　类	S	S		M	S	S	
	土地质量（污染）		S					
	森　林	M		S				S
	陆地野生动物		S					M
人类使用价值	土地使用	N	M	S	N	N		S
	航　行					M	M	
	工　业	M	M	M	N			
生活质量价值	社会一经济	S	S	S	S	M	M	M
	美　观			M		M	M	M
	公众健康/安全	M	S		N	N	N	N

S：显著影响；M：中等影响；N：可忽略影响。

表 7-12 水利工程类对环境的主要影响及识别

环境参数		建设项目				
		水坝和水库	灌 溉	区域海岸带开发	疏浚和填埋	开 河
自然资源	地表水文	S			S	S
	地表水质	M	S	S	M	M
	地下水文	M		M		
	大气质量			M	M	M
	侵蚀/沉积	S				
	热分层	S				
	地质/地震	S				
	排水和含盐量	S	S			
	土壤肥力	M	M			
生态价值	鱼 类	S	S	S	S	M
	陆地野生动物	M		M	M	
	森 林	M		S	S	
人类使用价值	航 行	N		N	N	
	土地使用	N	S			
	营养物		S			
	防 洪	M				
	公路/铁路	M			S	S
生活质量价值	考 古	M				
	移 民	S				
	美 学	M				
	公众健康	S	M	N	N	N
	社会一经济	S	S	S	M	M

S：显著影响；M：中等程度影响；N：可忽略影响。

表 7-13 交 通 工 程

环 境 参 数		建设项目				
		港口港湾	机 场	高速公路	公 路	油/天然气输送管线
自然资源	地表水质	S			M	
	空气质量	S	S	N	S	M
	地震/地质			S	M	S
	侵 蚀	M		N		S
	土地质量					M
生态价值	鱼 类	S			M	M
	森 林			M	M	M
	陆地野生动物			M	M	M
人类使用价值	噪 声	M	S	M	S	N
	土地使用			M	M	S
	美 学				N	N
	工 业	S		M	N	S
	移 民	N	S	S	M	
生活质量价值	考古/历史价值			M	N	M
	公众健康	N	N	N	N	N
	社会一经济	S	S	S	S	S

S：显著影响；M：中等程度影响；N：可忽略影响。

（2）对大气环境质量的影响：主要是指排放的气体污染物对人类与动植物的健康和生产力产生不利的影响。如酸雨对建筑物的破坏等。在进行影响评价时，应充分注意大气运动的无界特性，需要对风向、风速、温度等进行足够的论述。逆温层的存在对大气污染物的输送扩散很不利，而有些地区很容易形成逆温层，对明显的人气污染物及其发生源应进行分析，并应掌握排放的数量及形式。

（3）对土壤质量的影响：一般包括三个方面的影响：①污染影响，指由于大气悬浮物沉降、地表水的渗透、污水灌溉和固体废弃物的自然淋滤和机械风化；②引起土壤退化，指由于建设活动引起的水土流失、土壤沙化、土壤酸化、土壤次生盐渍化以及沼泽化等；③造成土壤和土地资源破坏。

2．生态价值的影响：是对动植物种类的分布和丰度造成的影响。物种多样性是衡量某一生态系统的重要指标，而某一区域内物种的多少是相互依赖的，因而其影响并不仅限于直接的影响，间接的影响可能也很重要。例如，动物常常由于在其生活地区赖以生存的食物或植物达到破坏而间接受到影响。一般地说，植被和野生生物有可能受工程项目的不利影响，尤其是珍稀物种。维持陆生生物群落和水生生物群落的多样性，应是选择影响因子所必须考虑的，也是工程项目设计中的一个重要目的。

3．美学影响：是指工程建设项目对与美感有关事物的作用。美感是人们面对具有审美价值的客体（环境质量），从耳、鼻、眼感官开始，通过想象、情感、道德等多种心理要素的相互作用，综合而成的一种心理感受状态。尽管美感在性质上是主观的，是反映个人感觉和文化修养的。然而一些基本性质，如清新的空气、色彩和尺寸的和谐等，对于大多数人来说都能有比较一致的观点，因而存在公正评价的基础。选择美学环境影响因子，首先要看该因子是否能对美感产生影响。

有关美学影响因子的选择可考虑土地、空气、水、生物和人造景物。前四种因子已经介绍了许多，但此处则强调它们的美学价值。如山脉和溪流、大气的能见度与气味，水的美丽景色、生物景观等方面。而人造景物的影响，重要的并不一定是其本身受损，而是破坏了其周围的环境。因此，人造景物对环境产生影响的因素主要有：拟建工程项目的设计造型与现有景观是否协调。

4．社会经济影响：简单地说是工程建设项目对人的影响，这些影响可能是工程建设项目对经济、社会、人类健康和福利产生的直接影响，也可能是由于通过改变各种环境因子而造成间接的影响。工程建设项目的环境影响评价不能仅仅局限于生物、物理-化学影响的考虑，应该对社会或人的影响予以足够的注意。这是因为社会经济影响是环境影响的组成部分。通常从下面四个范畴中选择社会经济影响因子：

（1）对人口的影响：由于从事工程项目工人的移入而引起人口大量增加，使人口的组成、分布等产生变化，以致于影响劳力市场，影响本地居民就业。

（2）厂区服务设施的影响：为就业者及其家属提供住房、交通、卫生、教育等社会服务是这一类影响的主要选择因子。

（3）对经济的影响：对经济影响是好是坏的判别具有社会性，影响的后果不可能均匀分配于全社会或每个人。可以设想，如果某一工程建设项目没有经济效益，是不会建设的。因此，关键的问题是要了解经济利益是怎样分配的，社会的受益、受害程度如何？

（4）对价值观的影响：主要是指对生活方式和生活质量的影响。由于受工程建设的经济活动影响，使厂区附近的居住、文化、精神水平以及生活方式发生了改变，生活质量发生变化。

正如前面所提到的，社会经济影响领域有许多局限性，并经常处于动态的社会系统之中。因此，选择社会经济影响因子要比选择物理-化学和生态的影响因子更困难一些。

（三）环境影响预测

环境影响预测通常是对现有的相应资料数据加以合理的研究和分析之后，对受人类活动影响的未来的环境状况作出预计或推测。环境影响预测是环境影响评价结论的重要依据之一。它是根据事物规律来判断未来，它强调对环境影响的论述、求证和应用的统一，重点不在于认识规律，而是在认识了规律的基础上证得出、用得上。换句话说，环境影响预测是从方法论上探讨人类活动与环境变化之间的某些规律。

一般说来，构成环境影响预测有三部分内容：一是环境影响预测分析，二是环境影响预测技术，三是环境影响预测应用。

环境影响预测分析就是研究各种可能受影响的环境信息。首先需要回答预测的对象或重点是什么，如某一火电厂的建设项目，对环境的可能影响是大气质量的变化以及由此而产生对人类生活质量的影响；其次要确定调查什么，根据已经确定了的预测目标和有关的受影响的环境因素，调查与该预测有关的从过去到现在的环境质量状况，即环境质量现状的监测与评价；第三要回答分析什么，通过对环境影响信息的数据处理以及经验的主观判断，可以得出某些环境的演变规律。这种演变规律是对环境影响预测目标的历史发展程度与趋势用数字模型或图表表示出来的一种科学概括。最后要回答怎样预测。不是任何演变规律都有预测意义，因为用不同的预测信息，同一信息的不同取材和用不同的处理方法都有可能得到多种演变规律，因此必须进行选择，选择出可以代表或说明受人类活动影响的未来环境那种演变规律。

环境影响的预测技术是影响预测分析的方法和手段。可以根据环境影响预测技术在预测分析中的不同作用进行分类，一般可分为两类：

一类是定性预测技术——定性分析。定性，定的是受人类活动影响的环境未来发展的性质。其中包括明确已知受影响性质的概念，如 SO_2 对人类呼吸道的影响等；判断其未来发展，揭示某些不肯定因素等，定性分析的主要用途是对定量分析进行准备工作；在缺乏定量数据时直接用于预测；对定量预测结果进行评价；与定量方法结合起来，提高预测可信程度。定性分析多采用专家调查法、主观概率法和交叉概率法等。

另一类是定量预测技术——因果分析，是研究受影响的环境因素与预测目标之间的因果关系及其影响程度。影响因素是前因，造成预测目标的某种变化是后果。建立这种因果关系和确定受影响的程度，往往采用数学模拟法和物理模拟法。如模拟大气环境质量变化的高斯公式、水质量变化的S-P模型等；在物理模拟方面有风洞、水洞等技术。

对于不同的预测对象，选择合适的预测技术是非常重要的。在工程项目环境影响评价中选择预测技术有以下几个因素需要考虑：

1．工程项目对环境产生影响的时间范围：不同的预测技术适合预测未来的时间间隔也不尽相同。如定性预测方法较多应用于较长期的预测，而定量的预测方法较适合中期和较短期的预测；另一方面不同的工程项目所产生的环境影响的时间间隔也不相同。例如对于水利工

程要预测施工阶段、运行阶段和运行若干年后的环境影响，而有的工程项目则强调运行后若干年产生的影响，如火电厂的工程建设。

2．环境背景数据的类型：不同的环境背景数据的类型可选择不同预测模式。例如具有时间序列的环境背景数据可选择趋势性模型，而对于随机涨落的数据可选择统计模型。

3．预测模式的类型：由于环境影响预测强调未来的环境变化，因此时间因素被看作是确定模式类型的重要因素。预测模式的类型具有多样性。如因果关系模型、统计关系模型、模糊关系模型和时间序列模型等。对于环境影响评价者来说，重要的不是必须理解每一模型的数学原理，而在于应该了解建立各种模型的基本假设是不同的，有一定的适用范围和适用条件。因此，模式的预测效果不仅取决于模式本身，还取决于正确地应用。

4．预测的精确度：即确定预测的允许误差范围，它受科学技术的发展、模式本身的缺陷等因素制约。如目前经常使用的高斯大气环境质量预测模式，其预测值的允许误差范围经常在100%左右。

5．容易使用：环境影响预测是为环境管理、环境决策服务的，在尽可能满足预测对象的要求外，还要考虑管理上的使用方便。

预测应用就是用预测规律来判断未来。环境影响预测是决策科学化的前提，在环境影响评价的实际工作中，预测和决策往往结合起来使用。假定预测未来的环境质量状况严重恶化，决策者接受这一预测，并采取措施加以预防，可以避免或者减缓这种影响。因此，环境影响预测的价值在于它是否有用，而不是能否实现。

尽管，环境影响预测在环境影响评价中有很重要的作用，但不可过分夸大。应该明确，预测规律不是客观规律。因为预测规律是基于过去和现在的已知，过去和现在不是未来，已知终究不是未知。因此用预测规律判断未来，肯定是有误差的。其原因在于，环境影响预测所要研究的是未来的、未知的不确定性问题，需要在不确定性之中研究各种可能，减少人类活动（工程项目）对未来环境的影响，以增强人类活动(工程项目)对未来环境的适应能力，主动应付在未来环境可能出现的各种变化（防治措施等），达到环境与发展的协调。关于环境影响预测误差可参看环境影响评价中不确定性分析一节。

下面就大气环境和水环境影响预测为例，作以简要说明。

1．大气环境影响预测：预测的项目根据评价大纲的规定进行。在一般情况下，要求正常生产条件下和事故排放时的污染影响预测，工程的施工期、运行期和服务若干年后三个阶段的污染影响预测。这里强调污染影响预测是因为目前的大气环境影响评价，重点仍在于预测大气污染物质的时空分布及浓度值。因此，对于大气环境影响预测的内容：一种是短期污染物平均浓度分布，其中有任何一次浓度和日平均浓度。日平均浓度一般是按典型日的气象条件进行，另一种是长期平均浓度分布，是指年、季、月的日平均浓度分布，预测时需要应用相应的年、季、月的风向、风速、稳定度的联合频率。

大气环境影响的预测技术主要是对污染源、污染气象和大气化学的参数化处理技术，以及数学-物理模拟技术，表征污染源的参数有污染源的类型。污染源的使用率越高，污染源的影响也就越大。有些项目使用率具有周期性，如随着季、月、周等变化，变化明显的污染源，须搞清时间分布。污染源的空间分布是为了提高预测的空间分辨能力，往往需要在评价区域内网格化处理。污染气象参数是大气环境影响预测的关键因素。比如，经常使用高

斯模式必须知道当地的风向、风速和近地面层的大气稳定度。大气化学参数是对次生污染物质形成的一种化学描述。它对光化学污染和酸雨的预测中有着重要的作用。数学-物理模拟技术是利用数学物理方法建立大气质量模式，把污染源与大气质量联系起来，估算污染源与下风向地区大气质量之间的因果关系。尽管大气环境质量模式的建立是大气环境影响预测的核心，是一个既有简单模式又有复杂模式[①]技术性很强的环节，但必须认识到，预测模式计算的结果，不能简单的用来作评价结论。

2．地表水环境影响预测：预测的重点应根据地表水的水体功能结合建设项目的特性来确定。如当地面水环境属重要水生生物保护区时，应分析工程项目对水生生物的影响。对地面水产生影响的信息载体主要有持久性污染物、非持久性污染物、水质酸碱度，水的温度等。由于这种信息载体有上百种。因此，预测水质参数的选择要考虑到预测技术的可行性，做到有代表性又不过多。对于不同的水文时期，所要考虑的水质参数不完全相同，对于项目建设的不同阶段，也要根据各自的具体情况决定预测水质参数。这里需要强调指出：水质影响预测的目的，不仅仅是确定水质和水量的变化，而且还要为综合性环境影响预测的其他方面提供必要的数据。因为水质变化对水生生物群系、水处理费用和其他重要因素都有显著影响。

地表水环境影响预测技术主要是数学模拟技术的应用。模拟步骤大致可以分为五个基本过程：①建立模型，已经有许多模型可供环境评价者使用，根据可供使用的数据和评价所要求的精度，使用或改进某一模型；②校正模型，把一组最理想的数据输入模型中，把算出的值与实际观察到数值都画在坐标纸上。对于稳态模型以距离为横坐标，对于动态模型以时间为横坐标。观测值与模型预测值之间的差别应尽可能协调，这种协调过程称为校正；③验证模型，即应用另一组数据进行检验；④模型应用，经过②、③两步之后，模型可用来预测由工程项目对水质造成的影响。首先把模型用于没有该项目时的情况，接着加入该工程项目的废水指标参数；⑤灵敏度分析，估计基本参数和输入数据在模型研究中的相对重要性，常用于预测的模型有混合区模型、溶解氧模型、温度模型，小型湖泊模型、径流模型、侵蚀和沉积模型等[②]。

3．地下水环境影响预测：预测的重点除了要考虑水文、水质的变化外，还要分析污染物渗入的途径。尤其针对特殊工程项目，需要分析由此产生的其他影响，如矿山工程会形成一个以矿井为中心的降压漏斗，而改变邻近地区地下水的补给及排泄条件，可能使一定范围内的含水层被流干，造成农田和生活水源枯竭；水源开采地引起的其他影响有地面形态的变化，如墨西哥城由于过量开采地下水引起地面沉降量达7米，上海市从1921—1965年累计沉降量为2.63米。急剧的地面变形也常导致地面建筑物毁坏和地下管网断裂等事故。

地下水影响预测技术有模拟试验、勘察技术、数学模型。模拟实验是通过进行地层渗水、注水和抽水试验、固体废弃物浸出试验以及上壤淋滤试验来得到预测所需要参数的。预测中的某些参数还可以通过勘察取得。主要有测井法、重力法、充电法等物理勘探技术，还有水环境同位素分析法，其特点是成功地解决了地下水的来源及其运动特征。环境工作者引用这一方法在查明地下水中的污染物来源、污染时间、确定污染范围等方面已经取得了比较理想

① 参看李宗凯：《污染气象学原理》。

② 环境影响分析手册：[美]约翰·劳，大卫·伍登著，北京科学技术出版社。

的效果。地下水影响预测数学模型主要有水质模型、水量模型和水位动态模型。地下水与蓄水层之间的化学过程非常复杂，建立地下水质模型是一个比较困难的课题。有关地下水质、水量和水位动态的模型可参看 W·金士博《水环境数学模型》，中国建筑工业出版社，1987。

三、工程建设项目环境影响评价的管理

工程项目环境影响评价是一个过程。这个过程受初始的目的和最终的效果所制约。因此对环境影响评价这一过程进行管理是非常必要的。在环境影响评价工作中，曾出现过一些管理程序上的混乱，如，环境影响评价进行得太迟，不能在工程计划之前完成，起不到为决策提供依据的作用；环境影响评价的类别繁杂，降低了影响评价的质量和效率；环境影响评价的结论和对策落实或执行不力，使评价工作流于形式。上述种种现象，都说明任何一个好的工程项目环境影响评价都必须配上好的管理程序，才能起到工程项目环境影响评价所应该起到的作用。

（一）国内外环境影响评价管理程序的介绍

1．中国建设项目环境影响评价的管理程序：根据我国的环境影响评价制度，建设项目环境影响评价的管理程序主要有：①建设单位应在委托设计单位进行可行性研究的同时委托评价单位编制环境影响报告书或填写环境影响报告表；②评价单位在接受委托后应首先编制环境影响评价大纲并得到负责审批的环境保护部门的同意；③评价单位按同意的环境影响评价大纲进行工作，在可行性研究阶段完成环境影响报告书编制工作；④编制好的环境影响报告书交给建设单位，由建设单位上报主管部门和环境保护部门进行预审、审查和审批。

2．美国环境影响评价管理程序：按 NEPA 规定，每一项计划行为首先要提交环境主管部门讨论和确认环境影响评价的必要性。如经研究认定没有必要开展环境影响评价时，执行单位即可进行开发建设。如果环境主管部门和其他有关部门会商认定有必要编制环境影响报告书时，应按管理程序进行环境影响评价。环境影响报告书一旦完成，应迅速征求各有关部门、州及群众的意见，然后报送环境保护局审查评议。如果审查评议过程中没有问题，报告书可交还执行单位着手开发。若有问题或异议，应再提交环境质量委员会进行审查和评价，评价单位根据环境质量委员会所提意见作出最终环境影响报告书，再经环境保护局与环境质量委员会审议批准后，方可着手开发与建设。

美国现行的环境影响评价制度，有人认为还存在一些缺点，主要反映在环境影响报告的编报时间太迟，不能赶在计划之前，起不到为决策提供依据的作用。为了解决这一问题，环境咨询委员会于 1976 年决定重新制定一项适用于联邦政府各部门的规定。新规定的中心内容是：要求“尽早开始实行环境影响评价的手续，以达到评价制度本来的目的，即环境影响评价应成为决定事业计划的资料”。为此，环境咨询委员会于同年 9 月发出通知，要求今后有关计划性的行为或有连贯性的联邦政府活动都要提出《计划环境影响报告书》（简称 PEIS），也就是综合性的报告书。

3．世界银行环境影响评价管理程序：世界银行是国际金融组织，对其贷款项目的环境影响评价作出了具体管理程序，其目的是“确保拟开发项目在环境方面是合理的、适当的，并且使任何环境方面的后果在项目建设前期得到重视，同时在项目设计中予以落实”，其管理程序见表 7-14。

表 7-14　世界银行环境影响评价管理程序

贷款项目管理程序	环 境 影 响 评 价 工 作
贷款项目的鉴定	环境类别筛选（*A*—*C*）；环境问题确认；环境评价大纲；开始征求受影响团体的意见
预可行性研究	进行环境现场调查，确定评价大纲
准备阶段到可行性研究阶段	根据评价大纲，进行环境影响评价，评价影响及可能的减缓措施，进行环境经济分析
详细设计方案	审查评价结论，以确定项目是否上马
项目实施阶段	根据最终环评报告提出的建议，审查环保措施的落实情况
项 目 完 成	监督，对未预见到的环境影响采取补救措施 后评估，对重大的生态系统项目进行事后检验，以确定环境影响评价预测结果的准确性

4．巴基斯坦环境影响评价的管理程序：巴基斯坦于 1986 年将工程项目的环境影响评价列入环保法中，该国的环评管理程序在亚太地区有一定的代表性。介绍如下（见图 7-7）。

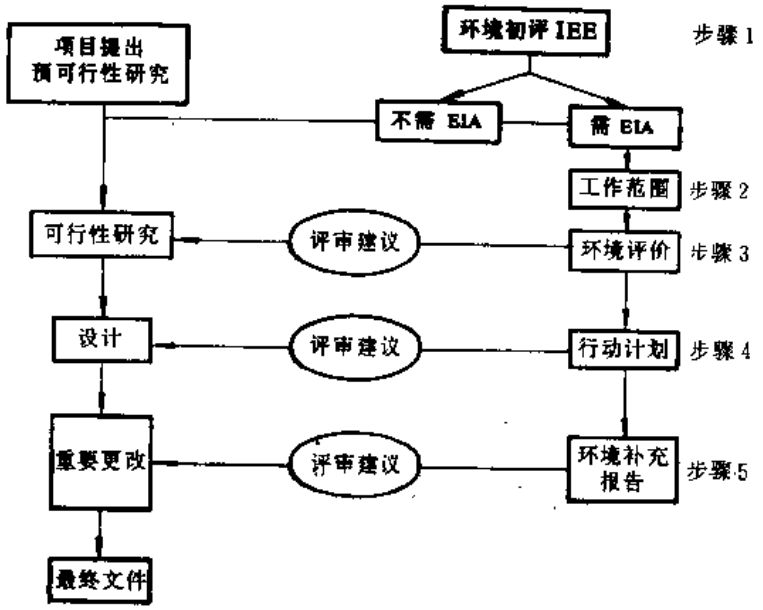


图 7-7　巴基斯坦环境影响评价的管理程序

（二）环境影响评价类别的筛选

环境影响评价类别筛选，亦称环境筛选，这是确定一建设项目是否需要进行环境影响评价和确定环境影响评价深度的过程。这一过程的实施，有利于提高环境影响评价的质量和效率，减少盲目性，提高环境影响评价的管理水平。

1．筛选的判据：对于环境筛选这个确定过程并非是单纯地凭主观臆想所能完成的。可依据下列判据进行筛选：①建设项目的工程特征：建设规模、建设时间、投资总额、影响源强的排放特性；②拟建地区的环境特征：环境功能、环境质量目标、环境质量现状；③项目可

能产生环境影响的特征：潜在影响的严重性、潜在影响的空间波及性、持续影响的时间性、减轻不利影响的可能性。

2．筛选的可能趋向：应用上述判据分析建设项目开发各阶段的活动可能造成的环境影响，筛选的可能性趋向有：①无影响，当某一工程项目的建设肯定不会对环境的某一领域有不利影响时，可以得出此结论；②有影响，当有潜在的不利影响，但不重大时；当潜在的不利影响程度不明时，都可属有影响；③严重影响，其严重性的判断是根据科学技术因子，或引起公众以及专业界的关心或争论的可能性。

3．筛选的结论：根据筛选的可能趋向，归纳如下几条结论：①对环境不产生不利影响的工作项目，不需要对此进行环境影响评价；②当有潜在的不利影响，而经环保工程，或其他非工程措施，如加强环境管理和培训的措施可以使不利影响减轻的，不需要进行环境影响评价；③当有潜在的不利影响，但影响的性质和范围不清楚时，需要进一步作环境初评，以确定其严重程度；④对环境影响严重，必须作环境影响评价。

4．环境影响评价的类别：为了对上述筛选过程有所理解，这里介绍世界银行、泰国和菲律宾的环境影响评价的分类方法。也可供读者在实际工作中参考。

（1）世界银行操作指南中有关环境筛选①

环境评价类型的确定

① 筛选的目的是确定准备进行的环境评价（EA）或环境分析的性质和深度。每一拟建项目的分类取决于拟建项目类型、地点、敏感程度及规模，也取决于其潜在影响的性质和大小②，在立项和提出立项概要（IEPS）之前，项目需经环境问题筛选，并定为A、B或C三种类型中的一种③。类型的选择应根据可能的环境影响、整个过程中高水平的专业判断来考虑。

A类：需完整的EA。

B类：虽然不需作完整的EA，但需进行环境分析。

C类：不需作EA或环境分析。

② EA的分类由任务经理（TM）会同地区环境处（RED）进行。一般EA要对整个项目，但大部分时间和注意力是集中在潜在不利影响最大的方面以及与项目其他方面的联系，任何项目都有可能含有有益于环境的成分，然而由几个部分组成的项目中，其中环境影响最严重的部分须作为重点。项目的分类是按潜在不利影响最严重的组成部分而定的，不应采用双类（如A/C）。例如，相对较好的项目，其中只有一个部分归为A类，则此项目就是A类。筛选的结果应在世界银行和国际开发协会建议项目月度执行概要（MOS）上刊登，并在环境资料单上说明。

环境评价类别的修正

① 源自世界银行操作指南OD 4.01附录E，1991年10月；

② “地点”指靠近或伸入环境脆弱地区，如红树林、湿地和雨林。“规模”需依任务经理（TM）根据国家情况而确定，若是大规模，一般视作A类项目，“敏感阶段”指问题诸如影响是不可逆转的，影响弱小少数民族，或涉及非自愿的迁居；

③ 在本指南颁发前归为D类的项目需重新分类，可能的话由TM会同地区环境处。以前分类为D的环境项目可能归为三类中的任一类。

③ 作为筛选工作的一部分项目EA归类是基于最佳判断和最初阶段能提供的资料。如果项目有了修正或又有了新的资料可调整分类，则TM应重新对拟建项目分类。重新分类要会同RED一起进行。KSS上刊登的新的分类需注明“(R)”以表示经修正，任何重新分类的理由需在环境资料单上记录在案。

④ 世界银行及国际上的经验表明某些门类或某些类型的项目一般最好能如下分类。这些仅是一些例子，并不意味着除此之外别无他法了①。

*A*类项目/组分

⑤ 如果一项目会有重大的不利影响，这些影响是敏感的、不可逆转的，而且是多样的，就需做完整的EA。这些影响可能是综合性的、范围广的、全行业门类的或显露在前的，影响一般是未来项目的主要组成部分，并对整个地区或全部门产生影响。

（a）水坝和水库；

（b）林业生产项目；

（c）工厂（大规模）和工业区；

（d）灌溉、排水及防洪（大规模）；

（e）土地清理和平整；

（f）矿产开发（包括油和气）；

（g）港口开发；

（h）开垦和新土地开发；

（i）居民迁移和所有可能对人群造成重大影响的项目；

（j）河流流域开发；

（k）热电和水电开发；

（l）杀虫剂或其他危险和（或）有毒品的生产、运输、使用。

*B*类项目/组分

⑥ 项目可能有不象*A*类那样重大的对环境不利影响。这些影响如有的话基本都不是不可逆转的，影响并不如*A*类影响那样的敏感、数量多、重大或多样；补救措施也较容易设计。对许多*B*类项目来说仅用治理方法即可。*B*类项目基本上都不用有单独的环境报告，大多数仅需在项目筹备或可行研究中有单独章节。

（a）农产业（小规模）；

（b）电力传输；

（c）水产养殖和海产养殖；

（d）灌溉和排水（小规模）；

（e）可再生能源；

（f）乡村电气化；

（g）旅游；

（h）乡村供水和公共卫生；

---

① 例如公路和乡村道路项目和重大城市水或公共卫生项目。通常为*A*类，下面未列，因为有例外，所以这些例子不确切。

（i）流域项目（管理或改造）；

（j）改造、维护和提高项目（小规模）。

C类项目/组分

⑦ 由于项目不可能有不利影响，因此EA或环境分析对这类通常不需要。专业的判断发现这种项目仅有轻微的、不重大或很小的环境影响。

（a）教育；

（b）计划生育；

（c）健康；

（d）营养；

（e）组织机构开发；

（f）技术援助；

（g）大多数人才资源项目。

（2）亚洲开发银行按潜在环境影响的项目分类①

A类：不太可能产生重大的不利环境影响的项目

此类项目一般包括教育、研究、培训、人口与卫生（毋需处理医院废物）、资本市场、住房信贷。

对属这类项目，环境专家的工作总是很少的，仅涉及内业审查、联络和提供资料。

B类：会产生重大不利环境影响的项目，但其治理措施较现成。

此类项目一般包括农产品加工工业、作物增产计划、农用化学品、畜牧、养鱼、渔业设施、燃木供热计划、小型灌溉计划、住房开发（包括贫民区改造）、已有道路改造、长途通信、小型工业及工业区、地下采矿、输电线（不在生态敏感区域）、小型电厂、农业和工业开发财政机构、纺织工业、工业区和废物处置计划的卫生项目等。

对这类项目，环境专家的工作应随项目性质的不同而应有不同的侧重。在大多数情况下，主要包括环保措施技术要求，或在开发财政机构项目中保证贷款文件规定适当的安全条款，以避免或控制不利环境影响。对这类项目环境专家要采用导则、核查表或其他适当的分析技术，并在其应用时对人员进行指导。环境专家还要进行内业审查，并与有关人员联络，并进行环境初评（IEE）。通过初评可指出环境影响评价的必要性，若需要，环境专家应在项目进行阶段参与到代表团中去。

C类：会产生重大不利环境影响，需进行详细环境评价的项目

此类项目包括大规模灌溉和水管理项目，河流流域开发（河流工程、河流调水等）、排水项目、农业和城市开发的新土地开发（土地平整或森林或红树林的开垦）、大牧场、涉及大量施用杀虫剂的卫生或农业项目（例如作物保护）、本土的和传染病控制社区的迁移、新道路特别是穿越森林或其他环境敏感地区、新机场、大规模港口和码头、大规模贮水和（或）河流取水供水（大规模土地围垦）、中等和大规模发电和工厂、大量贮水、地表和地下采矿、高压输电线经敏感地区、金属精炼、矿砂开发、洗矿、煤气化、重要城市开发、堤道。

此类项目需要EIA，在这一点上，环境专家应紧密地参与到这些项目的规划设计和实施

① 源自亚洲开发银行操作手册第14节附录2，1991年9月。

阶段中去。通常环境专家在项目进行早期参与到实地的代表团，并在项目实施阶段进行环境审查。

*D*类：着重环境的项目

此类项目包括林业开发项目（重新造林/造林、流域规划和管理、树林/小林地开发及社区林业开发）、土地和土壤管理项目（退化/荒芜土地的开垦、土壤侵蚀/淤塞控制、综合城市开发、放牧地/作物地的环境管理及土壤盐渍控制），环境控制和改善（水/大气质量规划和管理、工业污染控制包括农业废物的利用、无贮水的供水、环境卫生、固体废物处置包括卫生填埋，以及噪声控制），自然资源及农业系统海岸带管理（包括红树林），渔业/水产养殖管理、综合虫害管理、野生生物管理及保护区和国家公园的建立，环境卫生和疾病控制（工作环境条件的控制、疾病媒介如疟疾等的生物/综合控制和消灭），以及环境机制建立（自然资源清册、环境资源立法、环境质量监测、环境法规的制订/实行。环境影响评价/土地利用规划，环境科学技术研究及环境教育和培训）。

此类项目需内业审查和与有关人员联络，需进行 IEE 或 EIA。环境专家应紧密地参与这些项目的规划、设计和实施阶段中去。

（3）泰国关于需进行环境影响评价的项目类型和规模①

泰国 1975 年颁布、1978 年修订的国家环境质量法第 17 节授权科学技术能源部颁发哪些项目或活动的类型和规模需提出环境影响评价报告，以及提出防治和补救环境质量有害影响的措施，1981 年 7 月 14 日发布了首号公告，其要点如下：

① 水坝或水库：蓄水容量超过 1 亿立方米，或蓄水面积大于 15 平方公里；

② 灌溉：灌溉面积大于 12 800 公顷；

③ 民用机场：任何规模；

④ 旅馆或旅游设施：客房超过 80 间，位于环境敏感地区如邻近河流沿岸、湖泊或海滩地区或国家公园附近；

⑤ 公共交通系统和快速道路：任何规模；

⑥ 由矿物法有关条款确定的采矿：任何规模；

⑦ 由泰国工业区管理机关法确定的工业区：任何规模；

⑧ 商港码头：能停泊船只，吨位超过500吨；

⑨ 热电厂：容量超过 1 万千瓦；

⑩ 工业

（a）石油化学工业：石油精炼和（或）天然气分离生产过程所需原料超过 100 t/d；

（b）石油精炼：任何规模；

（c）天然气加工分离：任何规模；

（d）氯碱工业，原料用 NaCl 生产 Na_2CO_3、NaOH、HCl、Cl_2、NaOCl 和漂白粉，每种或合起来产品生产能力超过 100 t/d；

（e）炼铁和（或）炼钢工业：用废铁作原料生产超过100 t/d，或用炉窑每批合起来超过 5 吨；

① 本公告已在泰国严格的实施了 10 年，较成功。

（f）水泥工业：任何规模；

（g）除钢铁以外的冶炼工业：生产能力超过 50 t/d；

（h）纸浆工业：生产能力超过 50 t/d。

（4）菲律宾总统公告（第 2146 号）①

菲律宾总统于 1981 年12月14日签署第 2146 号公告，宣布某些区域和项目类型为环境敏感，并属总统法令第 1586 号所规定环境影响报告体系范围

A．环境敏感项目

Ⅰ．重工业

a．有色金属工业；

b．钢铁工业；

c．包括油和气的石油及石油化学工业；

d．冶炼厂。

Ⅱ．资源开采工业

a．较大采矿和采石项目；

b．林业项目

（a）伐木；

（b）较大木材加工项目；

（c）公有或私有森林中外来动物种引进；

（d）占用森林；

（e）红树林产品开采；

（f）放牧。

c．渔业项目

（a）筑堰和鱼塘开发项目

Ⅲ．基础设施项目

a．较大水坝；

b．较大电厂（化石燃料、核燃料、水力或地热）；

c．较大围垦项目；

d．重要道路和桥梁。

B．环境敏感区域

（a）法律宣布为国家公园、水源保护地、野生生物保护地和禁猎区；

（b）具有美学价值有可能成为旅游点的区域；

（c）有任何原产菲律宾濒危或受威胁的野生动植物种栖息地的区域；

（d）独特的有历史、考古或科学价值的地区；

（e）由文化社区或部落传统所占的地区；

（f）常遭自然灾害（地质灾害、洪水、台风、火山活动等）袭击地区；

（g）具有临界斜坡的地区；

① 本公告自颁发以来实际上基本未实行。

（h）类属基本农业用地地区；

（i）地下含水层回灌区；

（j）具有下列一个或数个条件的水体：已开发为生活水源；在由有关部门宣布的控制和（或）保护区域内；支持野生生物和渔业活动；

（k）具有下列一个或数个条件的红树林地区：原始的并新生密集；毗邻重要水系河口；靠近或邻近传统鱼苗生产地或渔场；作为防止岸的冲刷、抗强风和风暴洪水的天然缓冲地带；人民赖以生存的；

（l）具有下列一个或数个条件的珊瑚礁：50%及以上复有活珊瑚藻；鱼类产卵和养育场；作为岸线的天然防波堤。

（三）工程建设项目的环境影响后评估

这是环境影响评价管理的一种形式。它有两方面主要内涵：一是对于在环境影响评价中难以预测的长期的潜在环境影响，尤其是出现重大环境问题的，应在工程投入运行后进行事后评估；二是对提交的环境影响评价报告书进行事后验证，验证的内容主要是出现了哪些环境影响，这些环境影响在报告书中是否预见到了，报告书中的防护措施是否有效。

后评估的意义在于，进一步加强对环境影响评价的管理工作，检查和监督环境影响评价和工程建设单位认真履行各自的职责，以保证环境影响评价和环境影响报告书的质量。通过后评估发现重大环境问题，查明原因和责任，提出解决问题和补救措施。

1．后评估的对象：一般应根据工程的性质，排放物质的毒性，影响的区域的大小来确定评估的对象。比如大中型工程项目建设在环境敏感地区；排放一定量有毒物质或危害严重的建设项目；对有潜在的影响而在环评报告书中对其影响尚不能给出明确结论或建议的工程项目。总之，需要根据具体情况作出判断。

2．后评估的主要内容：①有关工程概况的验证，验证工程项目是否发生较大的变更，以致使评价报告书中的内容和结果不能反映实际情况。由于工程建设是一个动态过程，一般允许工程运行后产生的污染状况与评价报告书中预测状况有一定的差别；②环保建议与措施落实的验证，一方面验证评价报告书提出的建议和措施是否合理、适用，能否满足环保的要求，另一方面对环保措施运行管理的检验；③某些重点评价要素的验证。这里需要着重指出的是环评报告书的验证不是环评报告书的重复。因此验证要突出重点，对那些敏感区的敏感要素进行验证，这也体现了对预测技术使用是否合适的验证。

3．后评估的基本方法：主要方法应以现场调查与测试的方式收集资料，然后组织环境专家和特别监督团进行专家评估。

工程项目的环境影响后评估，是当前国际上正在兴起的一种环评管理形式，还有许多理论问题、方法问题没有完全解决。比如，由谁来决定进行事后评估，判断评估好坏的标准是什么，对于评估不好的环评报告书应负什么责任等。在中国，环境影响评价的事后评估，也引起了有关部门的重视。国家环保局开发监督司和北京市环境保护科学研究所等单位，已着手研究“建设项目环境影响报告书事后验证规划”，其中对验证的原则、验证时间的选择、验证内容及方法、验证报告书的编写等，都作了规定。

工程项目环境影响事后评估是一项复杂而且又有一定难度的工作。但是对促进经济发展、保护环境又是很有希望的。这一工作会在今后的几年中得到迅速发展。

第三节　区域开发的环境影响评价

区域开发作为人类利用、改造自然的经常性活动，自有人类以来从未停止过。但随着近代经济发展的需要，世界各国越来越广泛地采用区域开发的方式来发展经济，充分显示了规模大，效益显著的优势。例如，在2000年前中国大运河的修建，导致了中国南北经济的发展和北京到杭州之间一系列城市的繁荣，这项运河工程对今日中国的经济发展仍起着重要作用，50年代中国西北部地区的交通建设促进了民族团结、国家安定和地区的经济发展。60—70年代中国先后建设了大庆油田，大港油田和胜利油田，不但摘掉了中国贫油的帽子，缓和燃料短缺的状况，也促进了油田地区的经济发展；到80年代，随着中国的改革开放，先后建设了一系列的经济特区、经济开发区和保税区，充分显示了经济发展的活力。在国外，美国、日本等发达国家也建设了一些区域发展项目，随着区域开发的深度、广度和强度而不断加大，同时也产生了一些人类所面临的共同问题，其中主要是经济发展与环境的矛盾；经济发展与人口的矛盾；经济发展与资源合理利用、分配的矛盾以及经济发展与城市化的矛盾等。区域开发引起的环境质量变化是造成经济发展与环境矛盾的根本原因，而这种变化所产生的影响具有面广、时间延续性强、复合影响大等特点。如果在开发区域分别进行各建设项目的环境影响评价，则不可能准确预测最终的环境变化，也不可能提出合理的环境保护对策，本区域的环境质量保护目标也难以最终实现。近年来，人们逐渐开始了区域开发环境影响评价，这标志着人类对环境认识的深入和管理水平的提高。

一、区域与区域开发

（一）区域的概念

区域是对地球表层划分的一种方式，即人们按照一定目的和标准对地表划定的片断。区域和地区是有区别的。其地区是指任意划分的片断，也可是特意划分的片断，而区域则必须是按一定目的和标准划分的片断。例如，为行使国家主权和执行国家任务而划定的行政区；按照自然界各组成要素间的相互作用及其分异规律而划定的某种自然区；为了军事、文化、旅游等方面的需要而划定的军事区、文化区、旅游区等。各种划分方法的共同点是在于区域内部具有某种程度的一致特征、区域之间存在某种程度的差异性。

（二）区域开发的概念及其特点

1．区域开发的概念：区域开发是人类在限定的地区、限定的时间，按照明确的目的对周围环境及资源条件利用的行为。

按照上述理解，区域开发不应该是任意地区的开发，而应该是某一特定地区的开发。开发与未开发也只能作相对的理解。在当今社会，人类的力量几乎遍及了地表的所有领域。因而，开发实际上是对已经开发过的地区的继续开发，开发是没有穷尽的。

2．区域开发的特点：

（1）规模大，包括需要投入大量的资金、人力、物质与能源；

（2）占地广，如我国上海浦东开发区占地面积就达三百多平方公里；

（3）综合性强，开发区一般为综合性开发，区内要建设不同规模和类型的工程；

（4）层次性显明，这表现在由区域发展的总体规划到具体的方案设计，由短期开发到长期发展，由部门参与到行业参与等多种层次。如上海正在建设的吴淞工业区占地21平方公里，由七个工业局和一个公司参与，现有21家工厂、计划发展116个建设项目；

（5）环境影响复杂。由于开发区内建设项目多、规模大，所产生的环境影响大于它们单一影响之和。那些长距离、大范围的区际间影响，包括有利和不利影响比较难以识别。例如，我国长江三峡水电建设工程，有可能对1800公里以外的长江和上海市的环境产生影响；

（6）便于集中管理，开发区内众多的建设项目有可能在企业之间实行某种产业链，形成一种良性循环，同时，也便于采用集中污染控制对策，以最小污染控制费用，换取最佳的污染控制效果。

（三）区域开发的类型

无论是发展中国家还是发达国家，区域开发所面临的问题都将集中在两个方面：一是对老的工业城镇发达地区和衰退地区进行调整、改造，其关键在于结构的改善；二是对新区进行开发，这主要有三种情况：①在开发大型矿产资源、水能资源基础上，促进地区经济的全面开发；②在沿海或主要交通线交叉点附近开辟大型工业区、经济特区等，积极参与区际间分工与协作；③不发达地区的社会经济综合开发。因此，对于区域开发的环境影响评价的工作对象来说，可以有以下几种类型的区域开发。

1．按开发建设的性质，可以划分为工业、农业、矿业开发计划；

2．按照地区发展过程，可以划分为新区建设、老区改造或扩建等；

3．按产业结构，可以划分综合性区域开发。

上述这些分类也不是绝对的能分清的，有时是交叉的，如沿海新经济综合开发区就属于交叉性质的。

二、区域开发环境影响评价的主要特点

区域开发环境影响评价是为区域内一系列建设项目的布局、性质、规模、结构以及发展时序的决策提供科学依据的。它着眼于区域开发与环境的协调关系，强调把整个区域作为一个整体来考虑，是实现合理布局、合理配置资源、调节经济结构的重要手段。

区域开发环境影响评价不同于单项工程建设项目的环境影响评价。它有以下主要特点：

1．开发对象的可选择性：区域开发环境影响评价的工作对象有很强的可选择性。这首先是由于开发是一个相对的概念，是否开发取决于开发的深度、广度和强度，其次是因开发有着不同的类型。因此评价的工作对象应根据具体情况来确定。目前，在我国已开展的有：区域性的大规模集团建设项目的环境影响评价；区域社会发展规划或经济发展计划的环境影响评价；特大型的单项工程建设，其影响能达到区域规模的环境影响评价。

2．区域性、动态性、非线性和自适应性：区域开发环境影响评价方法更强调区域性、动态性、非线性和自适应性。

（1）区域性是区域开发环境影响评价不同于其他评价的主要特征之一，要体现区域作为整体的组合效应，即反映总建设规划的影响与单项建设的影响，单项建设影响之间的统一

性、综合性。正是由于区域开发产生的整体影响不等于它的部分影响之和，所以在评价方法中多采用总量控制法和表达区域环境整体性的环境容量、环境承载力等概念；

（2）动态性表现了区域开发在时间上处于不停地进行结构与功能的演变、在空间上不断发生人口、货源和污染物质的交换。环境影响评价的方法应该而且必须反映这种演变与开放的特性；

（3）非线性从本质上讲是由区域开发引起环境要素时空不均匀、作用不对称和影响不确定等因素造成的。如减少污染物的排放量与治理污染的费用就是非线性的；

（4）自适应性是由于评价工作者已经认识到单靠一种方法不可能掌握环境影响评价的所有方面，尤其是对于区域开发的环境影响评价。因此提倡在评价过程中，可按不同的阶段、不同的需要而采用适应性较强的不同方法。

3．评价内容反映整体性、动态性：区域开发环境影响评价特有的工作内容。除单项工程建设项目环境影响评价工作已有的评价区域的划定、评价因子的选择、污染源的调查、现状评价等内容外，还有能够反映区域开发的整体性、动态性的有关内容，如：环境承载力和污染物总量控制规划，环境功能区划分、选择可持续、协调发展的开发格局等。

三、区域开发环境影响评价实例

（一）露天煤矿矿区开发的环境影响评价

这是一种对新区进行开发的类型，通过矿产资源的开发，促进这一区域经济的全面发展。评价工作主要步骤与内容如下所述：

1．露天开采总体方案及工程综合分析：首先要了解开采规模与主要工艺流程，这是评价工作的基础。主要包括：总体布局、发展规模及远景、分步实施与进度安排等；其次要调查污染物类型、排放量与排放方式。

2．开采矿区及其周围的社会状况、自然、环境质量状况的调查：社会状况调查内容包括土地利用率、人口数量及分布、现有产业及结构、交通设施及运输情况、文物古迹等；自然状况调查包括除地质、地貌、气候、水文等内容外，重要的是对植被及其生态系统状况的调查。由于露天开采将会对植物、动物、草场等产生严重的影响，比如霍林河矿区地处半干旱草原地区，是生态系统比较脆弱的“边界地区”，其自然系统一旦受到破坏，恢复其平衡是很困难的。这里的植物资源包括饲用植物200种以上，药用植物50多种，观赏绿化植物60余种，食用植物约10多种；动物资源包括很多珍禽奇兽和经济动物约有10余种；草场面积为322.09平方公里，载畜量为62 010只，是临近四个乡的夏营地。正是由于对生态系统的现状有了正确的认识，因此在草原牧区实行现代化露天煤矿开采，并采用林业生态工程，建立一个具有特殊功能的林—草—矿三位一体的人工复合生态区①。

3．露天开采的环境影响识别

（1）露天开采对大气环境的影响识别：对矿区大气中悬浮颗粒物影响的主要因子除排气筒排放的烟尘外，地面起尘是一个非常重要的因素，这方面又可分为两种情况：一是由于植被受到破坏，土壤裸露遇有大风或车辆经过产生的机械力，使地面沙尘飞离地面，飘入大

① 霍林河矿区环境影响评价及污水处理方案选择。

气中增大了大气中悬浮颗粒物；二是由于矿区开采造成的影响，如挖掘机挖煤和挖剥离物装车时的起尘量及载重车卸车时的起尘量，由传输带运输下落时煤灰所产生的起尘量、运输道路上的起尘量、储运场由于风蚀产生的起尘量等。

（2）露天开采对土壤的影响：主要包括对地貌的影响，煤田开采完成后若无复用计划，将会形成数个有一定深度和面积的大坑，这将会对本区域生态环境产生有利影响和不利影响。不利影响是排土场地表松散又无植被覆盖，极易遭受风蚀和水蚀，威胁排土场周围的草场，促进附近土壤的盐渍化过程；有利影响是，大坑水面可提供一定的淡水资源，对解决半干旱地区草原生产和植树造林创造良好条件；对水土流失、土壤盐渍化和土壤沙化的影响，主要表现在对排土场植被不合理的开垦、筑路、滥挖乱采和过度放牧造成的，据有关资料表明，草地被破坏，裸沙一亩，吹蚀的沙将影响邻近3亩草地。霍林河露天煤矿计算结果表明，由于受沙漠化的影响，土壤生产力将不断减退，沙化土壤有机质含量将减少79.2%，全氮量减少77.7%，全磷量减少85.7%，全钾减少5.5%，物理性粘粒减少50%。

（3）露天开采的复合影响：大气污染对草原的影响、大气污染物主要是SO_2和悬浮颗粒物。当SO_2浓度达到0.01—0.03 ppm时，草原一些敏感性植物，如紫花苜蓿等便开始发生急性症状，叶片呈现出暗绿色，有水渍状斑点、干后呈灰白色，进而变黑色以致枯萎死亡。悬浮颗粒物是露天开采矿区对草原植被危害较大的污物，根据资料，菊科植物当滞尘量为14—40g/m^{2}时植物便会受害。另外，交通运输、工程实施、矿区建设都会对草原植被产生影响。上述所有因素都会对草原植被产生不良的影响，又会引起生态系统失调，最终可能导致向更加干旱的方向演变。

4．矿区生态环境建设的对策研究：对于不同矿区所处的地理位置，可以有不同的生态环境建设的重点。以霍林河露天煤矿为例，由于该矿是处在一片开阔的草原上，为缓解由于煤田开采带来的种种环境压力，确定建立防护林体系为生态环境建设的重点。但是否可行，还需要从不同的侧面加以分析。如该地区的水热条件分析、土类性质的分析、废水资源是否可造林利用，毗林地区天然林的状况等进行调查分析后方可采取措施。

矿区内环境污染防治综合对策，也是生态环境建设的重要内容。不同矿区可根据环境资源可利用的条件，确定污染防治的重点。如在水资源丰富地区，一般不会因为水资源而影响区域的发展；但在缺水地区，水的供需平衡矛盾就相当突出。霍林河是流经霍林河矿区的主要地面水系，也是内蒙科尔沁草原牧区人畜的重要地表饮用水源之一，其重要性可想而知。但霍林河矿区的开发，每天将要排放上万吨的废水，如果不寻求合理的污水出路，霍林河将成为矿区的排污沟。经过论证分析，提出了如下治理对策：采用土地处理工艺，应用生态工程原理，通过污水一级处理后进入污水库，然后污水灌溉林、草的多层次防护措施，从而防止霍林河免受污染，而含有氮、磷营养成分的污水通过灌溉林地，解决了造林水源不足的问题。

5．环境保护综合对策研究：任一露天矿区的开发建设，都将以现代化的工业生产方式进入到矿区，从而改变了原有的生态系统，如原有的丘岭-沙漠生态系统、牧业-草原生态系统等，都将受到改变或加速原系统的物质循环内容和过程，从而影响环境质量，改变系统的生态平衡。因此，必须提出综合保护措施，以达到环境与发展相互协调的目的。这种综合保护措施有技术的、有管理的、也有教育的。如建立林—草—矿三位一体的生态区，以保持生

态环境的良性循环；建设矿区现代化的农业生产基地，减少以滥垦乱植来解决副食供应不足的矛盾；控制区内污染物排放总量，优化分配污染负荷；加强环保科技队伍的建设，建立监测网点等。

6．环境保护经济效益分析：区域开发的最终目的是要发展经济，环境保护的目的也要产生效益。如何计算效益有许多不同的方法，这里仍以霍林河露天煤矿的开发为例。环境保护总投资包括以下几部分：建设林业生态工程的投资，实行污水土地处理系统基建和运转费用投资，实行矿区内点源治理费用投资，集中供热实行煤气化的投资。这四项总投资为3059.63万元。由环境保护产生的经济效益，可采用实物法和等效益替代法计算，如木材生产效益按实物法计算，即每立方米活立木平均40元的山价估算（1985年以前的价格），计算吸收 CO_2 放出 O_2 的效益按等效益替代法，即按医用氧气每公斤0.7元批发价格计算。又如防风固沙效益，按本区治理每公顷流沙需投资525元计，则被庇护的2911.4公顷沙地将减少治理投资152.85万元。最后总效益按下列公式计算：

$$M=\sum_{i=1}^{n}Q_iP_i-Z \tag{7-4}$$

式中：M为环境保护综合效益的价值（元）；Q_i为第i种实物或等效益物数量；P_i为实物或等效益物的价格（元）；Z为环保工程建设的总投资（元）。

（二）水资源开发的环境影响评价

水资源开发项目一般可分为水库（水坝）工程、引水工程、灌溉工程。由这些工程产生的环境影响不同于单项工程建设项目仅在建设点附近，而是一个流域，即上下游河道，尤其是流域的下游往往影响几百公里甚至到河口。在水利工程枢纽地区不仅影响河道，而是上下游沿河两岸几公里甚至十几公里范围都受影响，对于灌溉工程其影响显然是灌溉区域。因此，水资源开发工程具有区域性的特点。

一般地说，水资源开发是为了兴利除害。因此，所产生的有利影响较多，尽管如此，仍需要充分注意对环境不利影响的重要性，有许多影响造成的恶果是不可弥补的。例如对生态环境的破坏造成的影响，往往是无法估量的长远影响，埃及兴建的阿斯旺坝造成地中海的沙丁鱼捕获量减少95%，下游农田的富营养化淤泥显著减少，埃及的地中海海岸受到海水的严重侵蚀、又如中国的三峡工程属于世界上最大水资源开发工程之列，同世界上任何大工程一样，对生态与环境的影响有利有弊。为此，水资源开发的环境影响评价必须既充分肯定有利影响，即为人类提供重大经济利益的同时，又对不利的环境影响要尽量做到科学的预测，提出减缓或改善的对策和措施。

为了适应我国改革开放的形势，我国的环境影响评价工作的程序应该符合世界通用的程序和方法，尤其对大型开发项目。为此，我们以加拿大国际工程管理处扬子江联营公司（CYJV）完成的三峡水资源开发环境影响评价报告为例，向读者介绍当前国际通用的进行水资源开发的环境影响评价的思想方法、工作内容和技术路线，同时也可以了解国外对三峡工程生态环境影响评价的观点和结论。

由CYJV完成的三峡水资源开发的环境影响评价工作是在明确了研究任务及范围的条件下，主要进行了以下工作：三峡工程比选方案论证的回顾；工程概况的描述；主要环境因子的研究；减缓环境影响的措施；建议与结论。具体工作内容与方法分述如下：

1．三峡工程的论证：论证的中心是该项目能否立项。涉及的主要内容有经济效益、工程特征指标和对生态环境的影响。

（1）经济效益：防洪、发电、航行三大功能是构成三峡工程经济效益的主要组成部分。三峡工程的防洪效益十分重要，但定量估算有相当大的困难。例如，仅计入因洪水引起的物质损失显然低估了效益，因为该工程可避免遇大洪水时大量人口的死亡。仅本世纪内，沿江死亡于洪水的人数即超过30万，见表7-14。

表 7-14 长江历史上洪水死亡人数

发洪水时间(a)	受灾人数	死亡人数	死亡率
1931，长江	28 550 000	145 500	0.5%
1935，长江（全部）	10 030 000	142 000	1.4%
1935，汉口	3 000 000	80 000	2.7%
1954，长江	18 880 000	33 000	0.29%

资料来源：三峡工程“中国防洪专家组中间报告表”。

此外，大洪水的发生常难以预测，从历史上看有时可能几年内都没有严重的洪水，而在另一个时期，几年内可能发生数次灾害性洪水。计算三峡工程防洪效益的另一种方法是与其他方案比较。例如，为减轻长江中下游防洪问题，有三个基本方案可作比较：

① 增加中游的宣泄能力，如开挖一条与长江平行的辅助渠道；

② 调蓄超额水量，即当洪水超过河道宣泄能力时，可采用调蓄洪水的办法防止洪水，如建三峡水库或三峡上游调蓄水库或中游调蓄水库；

③ 增补堤防。尽管三峡工程可进一步改善长江中游堤防系统，保护一些大的城镇安全，但加高堤防的作用是有限的，因洪灾的主要原因是河道宣泄一次巨大洪水量的能力有限。堤防还容易造成一种错误的安全感，一旦生命财产遭受损失可能更大。因此增补堤防只能是提高保护居民标准的补充措施，而不能看做是三峡工程的替代方案。

通过方案比较论证，三峡工程将改善下游约2000平方公里地区，1000万人口的防洪条件。总折算防洪效益为46亿元左右。这个效益对经济增长率和人口增长率十分敏感。

三峡工程可提供大量电能，这是支持中国工业发展所迫切需要的。由于三峡工程的位置和规模，可供给广大需电地区包括华东电网、华中电网及四川的一部分发电的效益比较容易估算，它相当于在有无三峡工程条件下，各发电工程方案的总费用之差值。若不建三峡工程则有三种发电工程替代方案，现比较如下：由CYJV推荐的三峡工程方案需移民727000人，淹没200平方公里农田；水火电混合替代方案，煤矿、运输和电厂供需移民85000人，占用土地350平方公里（假定为农田）；燃煤发电（方案），将会影响所在地区约100亿立方米的水质，而水量和水质对数百万人的长期健康和发展十分重要。它还将在30年内排放约450万吨SO_2到大气中去，进而产生酸雨影响数百万人的健康。CYJV的评价工作中还对纯火电工程和三峡上游水电站的替代方案进行了分析。

通过水火电混合替代方案与三峡工程的不同方案的组合，在51个比较方案中三峡工程发

电效益分别从100亿元到180亿元之间。

航运的效益主要是明显改善宜昌至重庆的航行条件，使水运费用降低，增加水系的运输能力。其效益相当于货物及旅客通过长江上游航道时降低的客货费用，具体效益由不足5亿元至超15亿元不等。

（2）工程特征指标：主要回答哪些特征指标效益最大而费用最小；哪些特征指标可组合成技术上、经济上和环境上最优的优选方案。CYJV主要对如下指标进行选择：三峡库区位置的选择、坝址的选择、枢纽的布置、运行水位的选择。选择最优水位应使下列各值最大：平均年发电量、可靠电能、下游防洪效益、航运潜力；同时也使下列指标最小：水库泥沙淤积量、移民人数、环境影响等。

（3）三峡工程对环境的影响：三峡工程对环境有着重大影响，特别是对坝的下游某些珍稀和濒危物种的生境是个潜在的影响源。在肯定了三峡工程在防洪、发电、航运方面的合理性，分析了可能有的效益/费用和不利影响后，需要考虑从工程本身所产生的减轻、补偿和改善这些影响的可能性。所有影响需要联系到有形的和实际的总效益进行评价。

通过5个不同运行水位的方案比较见表7-15，水位越高与天然状况的差别就越大，对环境（自然方面、社会经济方面）的影响也越大。虽然环境影响大小不同，但性质是相同的，各方案受影响的环境因子或参数也是一样的。环境上认为最可行的方案应该是运行水位最

表 7-15 比较方案的主要运行特征

特征	长办比较方案（m）				CYJV
	150	160	170	180	160
坝顶高程（m）	175	175	175	185	185
正常蓄水位（m）	150	160	170	180	160
防洪限制水位（m）	135	135	140	150	140
发电消落水位（m）	130	145	150	160	140
装机容量（MW）	13000	14820	16900	18720	16750

摘自：长江水资源保护译文集。

低、水位波动最小、库容最小等。尽管对自然环境改变最小的方案在环境上最可行，但在选择最佳方案时应考虑其他因素的作用。首要选择标准是净经济效益，其次是具有最佳的削减大洪水的防洪库容。三峡工程推荐方案（CYJV推荐方案为：正常蓄水位160米，防洪限制水位140米）费用与效益见表7-16。在表中简要地列举了推荐方案的费用和效益，并表明折现率10%时，工程效益比工程费用大65.14亿元左右，表中所有费用和效益均采用影子价格，并折算到1987年年中价格，以便于比较。

结论：三峡工程是减轻长江中游防洪唯一经济可行的办法，是华中、华东电网的一个经济电源，是明显降低宜昌至重庆间航运费用的唯一方法。因此认为，在三峡工程影响的范围内，是解决长江问题的最可行的措施，是利用长江的最优方案。

2．三峡工程概况分析：这是为了确定工程对环境影响的原因而从环境角度来描述工程。包括对工程所处的环境背景、三峡水利枢纽的施工特性、水库蓄水、水库运行、流量特性和

表 7-16　三峡工程160/140方案费用与效益

	名　　称	价　值（百万元）
费用	工程费	8176
	移民费	4045
	输电线费	610
	环境保护	194
	运行及管理费用	492
	合　　计	13517
效益	发　　电	14579
	防　　洪	4685
	航　　运	767
	合　　计	20031
	净 效 益	6514
	益 本 比	1.482

摘自：长江水资源保护，1989.5。

泥沙特性的改变，以及输电线等建设过程的描述。

（1）环境背景：主要分析了长江流域的自然地理、环境特征、库区的地形地貌、植被、野生动物和社会经济状况。分析的结果表明：几千年来，由于长江流域内人口不断增加，长江的自然环境已发生了显著变化，已由原始状态变为目前的这种状态，即土地利用方式以农业和水产业为主，城市和工业化日趋加速，尽管如此，长江流域仍为大量物种提供了重要栖息场所，这些物种包括许多经济类和少数珍稀濒危类。在长江中下游最引人注意的是西伯利亚鹤、白鳍豚、中华鲟、扬子鳄和江豚、在长江上游，特别是受三峡工程影响的江段则有大鲵，长江鲟、胭脂鱼。

（2）三峡水利枢纽对环境的影响：将分别起因于施工、水库蓄水、水库运行和随之而来的流量特性和泥沙特性的改变。施工特性包括坝址概况、施工进度、物资来源、工程管理、劳力需求、基础设施等内容。通过分析，认为施工特性对环境的影响并不十分重要，而水库蓄水对环境的影响则是主要因素，它改变了库区的物理特征，影响到干支流河谷的生态和社会状况。还改变了坝址上下游的水文情势，破坏了水生和陆生生态系统的基本结构。水库运行是受防洪、发电、航运和泥沙调度的要求所控制。因此，水库运行分四个阶段，11—4月份为正常蓄水阶段，5月份为泄水阶段，6—9月份为防洪限制水位阶段，10月份为蓄水阶段。不同的运行阶段对环境影响也就不同。三峡工程引起长江流量特性和泥沙特性的改变都与水库运行的特性有关。水库泥沙特性的改变是通过水库调度以减小水库的泥沙淤积速率和极限淤积库容，使水库长期保留较大的有效库容。泥沙淤积在坝址附近可影响枢纽建筑物，泥沙淤积在库区上游可引起洪水水位抬高，泥沙淤积在库区内可使坝下游含沙量降低，而且能引起河床下切。水库一旦开始蓄水，即会产生上淤下冲的现象。

3．三峡工程环境影响的识别：这部分包括潜在影响的识别、影响的显著性评价和环境的可行性评价。

潜在影响的识别，是识别一系列的可能受工程影响的环境组成成分及参数，根据因果关

系列出影响识别矩阵，参见图7-2和图7-3。在三峡水利工程的环境影响识别中将工程建设活动分为准备期、施工期、移民安置期、运行和维修期，共计27项开发活动；将环境要素分为社会经济、生态和物理化学三大类共40多项指标。

一般说来，环境组分都被分解为基本因素或参数，例如，水质被细分为9个不同参数，濒危物种则分解列种。识别的目的就是要删去一大批对环境可接受性不起显著作用的工程——环境相互影响，因为不可能对所有可能产生影响都给予同等的地位。为达此目的，需要进行环境影响显著性评价。

潜在影响的显著性是受影响环境组分变化的程度和大小的函数，也是由社会有关各界认定的受影响环境组分所显示的重要性的函数。因此，为了评价潜在影响的显著性，必须掌握可能受影响的程度以及相对于其他环境影响的重要性的资料。资料的质量决定并限制了评价潜在环境影响显著性的精确性。由于这个原因，十分重要的是在预测潜在影响的基础及评价它们的相对重要性的方法上都必须毫不含糊。

环境可行性评价，可分为社会经济和自然两个方面。前者的重点是移民可行性，是最重要的环境课题。这里的可行性与在工程评价中经常使用的技术可行性或经济可行性不同，它需要根据有关移民政策来进行评价，这种可行性应对移民全部恢复其政治、经济环境的既定目标负责，包括改善其生活标准与生产水平的机会；关于自然方面，是利用各种环境评价标准来判断各工程活动的相对可接受性以及整个环境的可行性。以下几方面的可行性是相当重要的：

（1）受威胁的、珍稀的或濒危物种的处境发生显著的变化；

（2）受威胁的、珍稀的或濒危物种栖息地的承载容量或质量发生显著变化；

（3）各个参数偏离国家标准的程度；

（4）灾难性事件的风险；

（5）补救措施或改善措施的可操作性。

在环境可行性评价过程中，除了依据充分的证据，充分的识别潜在的环境影响等，还必须在适当的时候，指出基本资料不足或现阶段不可能纠正的方法学上的缺陷。

4．主要环境要素的研究：三峡工程确定的主要环境要素有11个。它们是环境水文学的影响、库区气候的影响、环境地质的影响、泥沙特性的影响、水质的影响、水生环境的影响、陆生环境的影响、景观的影响、文物古迹的影响、人群健康的影响、人口和土地的影响，每一环境要素又有若干环境因子，如水生环境要素中又多为库区的水生植物、水生动物、珍稀濒危物种、下游区的水生动物——渔业、珍稀濒危物种和河口区的水生生物。每一要素研究都遵循这样一条技术路线，即在分析历史和现状的基础上阐述各有关地段的重要环境因子，然后识别主要的可能环境影响，并根据其程度和重要性来评价影响的显著性，最后提出建议，或者设计出改进工程环境可行性的合理方案和弥补方案。为了加深对这一过程的理解，现以环境水文学的影响研究为例加以说明。

环境水文学的影响：在研究了长江的历史及现状之后，对兴建三峡工程和不兴建三峡工程对环境水文的影响进行了识别和预测。水库蓄水和运行是坝的上、下游发生水文变化的主要原因，重点分析了其中一些关键影响。如上游开发对环境水文的影响，因为不论有无三峡工程，长江及其支流都要进行水资源的综合开发，尤其是在上游。这些工程都将会完全改变

河流的水文情势，使流量和水位这两个对栖息地环境有重要影响的参数发生变化；又如，由于三峡水库蓄水引起长江流量和水位变化，使江汉平原四湖地区渍水及盐渍化，这是中国目前极为关心的问题。研究表明：三峡工程对江汉平原的影响是有利的。正由于水文条件的变化是三峡工程对环境可能产生影响的主要原因，减免产生影响的原因比减缓影响本身更经济实惠。有效库容是决定水文变化的关键参数，减小有效库容可降低影响的程度及其显著性，因此，根据不同的评价参数，其影响可能是显著的或不显著的。长江开发的累积影响，是CYJV评价中所考虑的又一个重要影响。随着今后几十年长江流域水资源的不断开发，环境水文特性将受到改变。报告中例举了11项主要开发工程，而所有工程都加重了对长江水文及流域生态条件的累积性影响，由于没有足够的拟建工程的资料，只能对长江不断开发的累积影响提出非常简单的看法。报告中指出：最显著的环境变化发生在10月份，下泄流量减2/3，这与天然状态的冬季月平均流量相似，这又会对咸水入侵、泥沙特性、河口与海岸动力学和生态环境产生显著的二次影响；而冬季流量略有增加，这可以稳定生态环境，减少咸水入侵。应该指出，尽管这里累积性影响的评价是初步的，但它在区域环境影响评价中是十分重要的。

根据上述对环境水文学影响的识别与分析，提出了具体的建议。如建议三峡工程和一切其他长江开发工程都要在综合性长期开发规划基础上进行评估，这一规划应考虑对环境产生的累积性影响。这是由于三峡工程只是长江流域内已规划的一系列水资源开发工程之一，其他各种工程都将对河流水文和泥沙特征，并随之对生态特征产生不断的、累积性的影响。

上面的例子只是介绍了由于大型建设项目，促进地区经济的全面开发这种类型的区域环境影响评价，这仅是区域环境影响评价工作的一部分。目前、国内外评价工作不仅注意区域内的环境影响，而且也充分注意到区际间的相互影响。为了促进区际间分工与协作，联合国1991年颁布了《跨越边界区（建设项目）的环境影响评价公约》（见附件Ⅱ）。从中可以看出，区域开发的环境影响评价将会随着经济活动的区域化而愈来愈受到重视。

第四节　公共政策的环境影响评价

在任何一国的政治过程中，始终贯穿着政府公共政策的制定和执行。从一般意义上来说，公共政策是国家制定的社会行为的重要准则或行动方案。众所周知，环境问题的出现和解决都必然要涉及到经济和政治领域。因此研究公共政策的制定和执行过程对环境的影响以及如何评估、分析这种影响，并进而对公共政策提出修正或补充意见，是一项具有重大现实意义的工作。它与人们已熟知的工程项目的环境影响评价不同，它是一种在战略层次上的环境影响评价。

一、公共政策的定义、特点和类型

（一）公共政策的定义

要研究公共政策对环境产生的影响及评价，首先必须弄清楚什么是公共政策。公共政策

是社会公共权威在一定历史时期为达到一定的目标而制定的行动方案和行为准则。

这里所说的社会公共权威，是指能够运用它的物质力量对社会公共事务作出权威性决定，对社会资源作出权威性分配的政治实体。因此，公共政策也可以理解为是社会公共权威的一种行为，也正是从这个意义上理解，我们把公共政策与一般的企业战略、销售计划等微观决策区别开来。

“在一定历史时期为达到一定目标”反映了公共政策是由政府或社会公共权威为解决某一历史时期内某种社会问题或解决某种社会矛盾而作出的行为选择。一般认为，公共政策所要解决的问题包括两个方面：一是社会的维持和稳定所面临的问题；一是社会的延续和发展所产生的矛盾。针对这两方面的问题，政策往往可大致上分为两个方面：解决问题型和指导未来型。

（二）公共政策的特点

1．权威性：制定公共政策的主体只能是社会的公共权威　所制定的公共政策总是必须执行的，因此它必定具有权威的特征。

2．政治性：制定公共政策的社会公共权威代表着统治阶级的利益，具有强烈的政治倾向，这种政治倾向必然要反映到政策之中。

3．环境性：公共政策的环境性表现在需要用自然环境和社会环境说明公共政策，表明了公共政策与环境的依赖关系。这里所谓的自然环境，是指包括作为生产资料和劳动对象的各种自然条件。它是各项政策得以形成和实施的自然基础。所谓社会环境，是指除自然环境之外的社会存在，它既包括政治的，也包括文化和道德的；既包括历史的，也包括现实的。

4．普遍性：由于公共政策是以解决某种社会问题或社会矛盾而制定的行为准则和行为依据，因此它在“问题”和“矛盾”所涉及的范围内具有普遍的效力。

上述特点反映了对公共政策进行环境影响评价的必要性。由于公共政策的权威性和政治性，对其评价的工作显然比一般以技术性为主的评价工作有更高的要求。

（三）公共政策的类型

1．积极型政策与消极型政策：积极型政策是指通过积极的行为而达到某种目标的政策；消极型政策是指通过消极的不良行为而达到某种目标的政策。

2．能动型政策和被动型政策：以适应社会的发展，提出新需求为宗旨的政策为能动型政策；以解决社会存在问题为宗旨的政策为被动型政策。

另外，还有全局性政策与局部性政策，长期政策与短期政策等等。

尽管上述政策类型的划分只具有相对意义，但足以反映了对公共政策进行环境影响评价时，应该注意公共政策所规范的行为准则和行为依据的形式与内容。因此，并非所有的公共政策都需要进行环境影响评价。就目前人类社会发展阶段，尤其是对发展中国家而言，主要是针对那些具有积极型和能动型的国家或地区的发展政策进行评价。发展政策是在区域发展理论指导下，在一个相当长的时期内，为实现特定区域开发目标所必须采取的对策和行为准则。

二、公共政策的环境影响评价及其意义

公共政策的环境影响评价，是应用客观的方法对公共政策进行评定和衡量，显示公共政

策的价值和对环境造成的冲击，以评判公共政策对环境影响的利弊得失。

当今，由于某些公共政策尤其是发展政策而产生的环境问题已影响到整个社会福祉与安危，并非仅仅是那些不幸的受害者。资源浪费、环境污染、害疾病、臭氧层破坏、酸雨等都从各个侧面向公共政策理论提出了新的问题，70年代以来，不少的公共政策学家研究了环境污染与公共政策的关系。众多的案例表明：我们不能把公共政策的执行作为政策过程的终结，因为政策在执行过程中还会出现种种问题，其中包括环境问题、公共政策被环境问题所制约的问题，同时公共政策又在很大程度上影响着环境，因此需要有一个公共政策环境影响评价的过程。对于公共政策的制订和执行进行环境影响评价的意义。

可从以下几方面加以说明：首先，决策科学化的需要，当代社会所进行的政治活动受环境问题所制约，当代社会所面临的环境问题，归根结底是由于人类活动的不当所造成。解决当代社会所面临的如此复杂的问题，仅靠某些人的主观经验是不能解决的。因此对于公共政策的制订与执行的科学化要求，不仅需要有政治学、经济学、社会学、心理学等，而且还必须有环境科学。在宏观决策层次上进行全面的科学化研究，可以避免重大决策的失误，尤其对于那些不可再生、不可循环的环境资源的使用显得更为重要。这一点在国际和国内都有许多例子可以证明。因此，公共政策环境影响评价对于决策科学化的作用在于：它可以超越少数政策制定者的有限见识，客观而又全面地对公共政策的环境影响进行评价和鉴定，在此基础上，可以及时地对某项政策进行必要的修正、补充甚至中止。

其次，政策的环境影响评价有利于政治民主化，政治民主化在政治过程中的主要特征是，人民群众对于政策制定的广泛参与。这种参与不能理解为参与政策的制定，而是通过某种形式影响政策的制定。公共政策的环境影响评价就是公众参与的一种形式，它本身具有政治开放性和大众化的特点。公众或公众利益的代表者，可对公共政策作出据以自己判断的评论。因此，公共政策的环境影响评价，可以看作是公众的一项基本权利；而且，通过评价，也可以促进公共权威决策行为的民主化。

第三，公共政策的环境影响评价还具有对公共政策传播的意义，有利于政策的准确、有效执行。我国兴建三峡水利工程的重大决策，经过环境影响评价的反复论证，不仅使公众对三峡水利工程的性质、意义有了认识，而且对三峡水利可能造成的环境影响，以及减缓措施都有了一定程度的理解。这样就有利于该项政策的执行。

公共政策环境影响评价的目的主要可分解为积极目的和消极目的两个方面。从积极的目的讲，是公共政策对环境产生了良好的影响，或者产生的不良影响是社会可以接受的，从而可使公共政策实施时间延长和范围扩大，或者改进公共政策实施的程序，以利于政策目标的实现，以及强化政府的施政能力。从消极的目的讲，是该项公共政策对环境产生的影响是破坏性的、不可逆的，或者目前仍然把握不准的。通过影响评价，以推迟或终止政策实施的进展，或者总结教训，批评错误等。总之，公共政策环境影响评价的主要目的，在于确定一项政策是否造成预期的环境影响，证实公共政策对环境造成影响的因果关系，排除政策本身以外的因素，估计公共政策对环境产生影响的利弊，设法去除非预期的、不良好的额外影响。

三、公共政策环境影响评价的视角

由于评价主体的出发点不同，又由于公共政策本身的复杂性，所以公共政策评价是可以

从不同的视角进行的。从逻辑上说，公共政策评价的视角应该是多方面的，但这里仅就主要的几个视角作些分析。

（一）公共政策与环境协调性分析

1．经济政策与环境相协调：环境问题主要是在经济发展中产生的，要使经济与环境协调发展，关键是从经济政策的制订与执行过程都要把环境因素考虑进去。经济政策的制订要尽量保证环境资源的永续利用和环境质量不受损害。工业发达国家走了一条“先污染后治理”的路子，实践证明，环境被损害后，不是在短时期内能恢复过来的，要花很大的代价。发展经济不能牺牲环境，要把保护环境作为经济和社会发展的一个战略任务，并把环境目标作为公共政策制订过程中所考虑的经济和社会发展目标的一个重要内容。

2．科学技术政策要与环境相协调：一般认为环境问题的产生与科学技术落后有关。科学技术的发展为解决环境问题提供了科学依据和技术方法，这无疑是对的。但是，从环境问题的发生和发展过程来看，科学技术发展也会带来环境问题。比如核工业的发展，遗传工程的应用等等，都可能对环境产生不利的影响，这就要求对科学技术政策的影响评价应从两方面来考虑。第一，科学技术成果是科学技术政策的一种产出形式。衡量科学技术成果，既要考虑其经济效益，又要考虑它对环境的总作用。长期以来，评定科学技术成果，只视其本身的经济效果，很少注意环境的影响。在国际上，DDT 的使用就是一个突出的例子。在国内，一些地区修建中小型水利工程，往往只考虑水利需要，没有全面考虑其对生态的影响，建成后造成河流断航，水产资源减少等不良后果。所以一项科学技术政策的执行，必须把它的产出对环境的近期和长期影响作为全面评价的一项内容，但也不排除由于受历史发展的限制而对某些后果还不能预测到的情况。

3．环境政策要与经济发展相协调：制订环境政策必须符合现有的经济条件。评估环境政策的影响，不仅仅要评判它对环境产生的效益，而且还要判定它是不是有利于而不是限制或不利于经济的永续发展。

（二）公共政策的可行性分析

制定政策是为了推行政策并解决某种问题或矛盾的。因此，人们对于某项政策最简单最起码的评价出发点就是：政策是不是可行的。某项政策对于环境的影响是否可行，主要考虑是否受环境资源的限制。环境资源是公共政策推行的物质保障，如果环境资源受到限制，那么可行性就不高。

四、公共政策环境影响评价的方法

最理想的影响评价方法是以实验的方法来测定一项政策对环境的净影响。然而，有的公共政策很难区分为实验组与控制组，甚至这样区分在道德上是不许可的。因此，在此处描述的方法为一般常用的方法，其准确程度难以与实验方法相比，但它们适合公共政策的特点，也不违反道德观念。

1．制定政策者自我评价法：这种方法是公共政策制定的参与者对公共政策的环境影响效果进行评价的方法。这种方法的主要缺点在于公共政策制定的参与者可能不完全了解政策对环境产生的影响；何况参与者会由于政策在保护其它方面的利益时，其满足感比较高，而失去了评价的客观性。

2．专家评价法：这种方法是由专家检验有关公共政策的环境影响记录、与制定政策和执行政策人员谈话、鉴定公共政策的成效。专家评价法的关键取决于专家是否具有专门方面的知识，若专家对环境领域的知识不足，则不易获得正确的影响评价。

3．政策执行人员的评价：政策的制定者与执行者并非同者，后者能对政策实现目标及对环境的影响进行相当正确的描述，根据这些描述可判断政策对环境的影响。因此，这个评价方法特别重视建立良好的记录制度，可靠的记录可作为环境影响评价结论的基础。这种方法的缺点是，政策执行人员往往又是受益者，容易忽略对环境不良影响的记录，而无法确知公共政策对环境影响的真正效能；执行人员每天忙于执行公务，无法分心兼顾对环境的影响。

4．经济效益评价：环境作为一种有限的资源，其经济价值可以用货币形式表现。一项公共政策支出了各项成本（包括环境的）是否造成了足够的利益（经济的、社会的、或其它的）。一般而言，衡量一项公共政策的损失与效益应从环境、经济、社会相协调的观点出发。不过评价者在进行损失效益分析之前，必须考虑如下因素：公共政策对环境影响幅度（范围、大小）的有效估计；环境的损失可以用货币表示。

5．影响评价的公式：一项公共政策对环境产生的影响，可能是政策本身所引起的，也可能是社会其他因素所引起的。一个理想的政策环境影响评价，应尽量设法排除政策本身以外的因素所造成的影响，而尽量表现出公共政策对环境的影响力。比如：偶发事件的干扰，长期变化趋势的干扰，都可能成为公共政策本身以外的影响因素。

公共政策环境影响评价的目的，在于估计一项政策对环境产生的净影响，即该影响的产生完全由于公共政策本身的缘故，排除其他因素造成的影响。根据 P. H. Rossi 等人提出的净影响评价公式为：

$$I = E_2 - C_2 \tag{7-4}$$

$$I = (E_2 - E_1) - (C_2 - C_1) \tag{7-5}$$

I：公共政策对环境产生的净影响；E_1、E_2：分别为公共政策实施前、后对环境的影响；C_1、C_2：分别为对照区在政策实施前、后的环境的变化。

公式(7-5)为净影响的主要公式。

五、公共政策环境影响评价的实例

制订科学技术政策的主要目的是促进科学技术的进步，因此科学技术政策对环境质量的影响可以从科学技术进步对环境质量的影响中来考察。下面介绍一个关于科学技术进步的环境影响评价的实例[①]。

科学技术进步的环境影响评价，通常是对采用某一种先进的科学技术或者综合的科学技术进步因素等对环境的影响评价。前者如推广型煤技术对大气环境的影响、采用膈膜法制碱工艺代替汞法制碱工艺对环境的影响等等，后者如节能、节水等。这种综合的科学技术进步，除了科学技术上的改进外，还包括经济结构、产业结构、科学管理等多方面的因素。

科学技术进步的环境影响评价指标一般有：

$$W_i = W_0 - W_g \tag{7-6}$$

① 过孝民、张惠勤，《第二届环境科学学术报告论文集》，P 373，1988。

$$\alpha = \frac{W_0 - W_g}{W_0} \tag{7-7}$$

$$\beta = \frac{W_0 - W_g}{W_0 - W_g + W_a} \tag{7-8}$$

式中：W_r为因科学技术进步而削减（治理）的污染物量；W_0为按初期的科学技术水平计算，期末应产生的污染物量；W_g为期末实际产生的污染物量；W_a为采用工程措施实际削减的污染物量；α为科学技术进步削减量占污染物产生量比率；β为科学技术进步削减量占总削减量的比率。

$$B = (W_0 - W_g) \cdot P_a \tag{7-9}$$

$$D = W_a \cdot P_a \tag{7-10}$$

式中：P_a为工程削减单位污染物的投资；D为工程削减污染物的实际投资；B为科学技术进步的间接环境保护投资效果。

α是一个很重要的评价指标，它表明科学技术进步将污染物消灭在工艺过程中的程度，α越大其环境效益也越大，特别是在预测未来污染物产生量时，可以先按现在的污染物产生系数估计未来活动的污染物产生量，然后再用α值加以修正，以表示科学技术进步因素的作用，最后得到预测值。β表明削减的污染物中依靠科学技术进步的程度。若按初期科学技术水平计算产生的污染物的数量被科学技术进步和工程全部削减，则β值等于α值。

根据上式，我国“六五”期间工业节水的环境影响指标如下：

$W_0 = 396 \times 10^8 m^3$；$W_g = 257 \times 10^8 m^3$；$W_a = 56 \times 10^8 m^3$；$Pa = 1$ 元/m^3

则 $W_r = 396 - 257 = 139 \times 10^8 m^3$

$$B = (396 - 257) \times 1 = 139 \text{（亿元）}$$

$$\alpha = \frac{396 - 257}{396} = 0.35$$

$$\beta = \frac{396 - 257}{396 - 257 + 56} = 0.71$$

计算结果表明，我国“六五”期间节水削减的污水量达139亿立方米，节水削减的污水量占污水生产量的35%，在工业水污染控制中，节水贡献达71%，节水的间接环保投资效益为139亿元，反映出在水污染控制中，节水起了十分重要的作用。

公共政策评价长期以来，被认为是公共政策制定、执行过程中不可缺的一环，是公共政策学研究的重要内容之一。公共政策的环境影响评价是基于环境问题的不断地被社会化、政治化，环境在决策过程中的地位日益重要的情况下在政策评价研究的基础上提出来的。因此，公共政策的环境影响评价的理论与方法尚不完善，有些内容是借鉴了政策评价研究结果的。

第八章　环境风险评价

第一节　概　　述

一、风险的概念

通俗地讲，风险就是发生不幸事件的概率。换句话说，风险是指一个事件产生我们所不希望的后果的可能性。

风险广泛存在于人们的生活、生产等活动的环境之中。中国有句古语“天有不测风云，人有旦夕祸福”。对于未来的事，谁能有百分之百的把握？即便是很有把握的事情，也难免会有意外发生。总之，我们生活在风险之中。在我们日常生活中的旅游，或上、下班的过程中，都有遇到交通事故乃至被汽车撞伤或撞死的风险。英国有一家化学工业公司曾统计了该公司工人在一天24小时中经历的死亡事故风险分布的情况，并从大量的统计数据中求出工人每小时死亡的概率。其实，即便是在家睡觉，也会有意外的死亡事故发生，只不过这种概率甚小，一般人都不去考虑这种风险罢了。然而，对于代表人类文明与进步，显示人类聪明才智的化学工业、石油工业、核电工业等等造成的突发性恶性事件，却愈来愈引起人类的不安和关注。例如，1978年3月16日夜，隶属美国标准石油公司的超级油轮，航行中因船舵失灵，在法国的布列塔尼海岸搁浅。从油轮中溢出的6 800万加仑的原油迅速在海面上形成长130公里、宽29公里的污染带。造成的直接损失达1.64亿美元，其中还不包括死于溢油污染的1万只海鸟和5 000多吨被原油污染的牡蛎，以及对210公里风景如画的法国海岸风光及其旅游资源的破坏。又如，1979年3月28日，美国三里岛核电站发生部分放射性物质外泄，引起放射性污染事故，迄今发生了多起核事故，其中以原苏联的切尔诺贝利事件最为严重。

1986年4月26日，切尔诺贝利核电站4号反应堆爆炸起火，大量放射性物质外泄。先后造成280多人死亡，526个居民点13万居民需要迁出，直接经济损失达120亿卢布。尤为严重的是，在20年内将有1—3万人面临患癌症的危险，当地的生态系统也受到了极度的破坏，很难适于人类的生存了。再如1984年12月3日，印度博帕尔市市郊的美国联合碳化公司所设的一家农药厂，由于管理混乱，操作不当，致使贮罐内剧毒物甲基异氰酸酯压力升高而爆炸外泄，45吨毒气形成一股浓密的烟雾，袭向博帕尔市区。据悉，死亡人数达0.6—2万人，受害人数达10—20万人，受害面积达40平方公里，数千头牲畜被毒死。

据美国环保局调查，在1980—1985年间，美国的工厂发生各种严重污染事件6928起，平均每天5起。另据英国核能安全局统计，全世界平均每年发生200多起严重的化学污染事故。而对于这些严重破坏人们生存环境的污染事故，人们往往无法确切地了解其发生的时

间、危害程度以及影响范围等。

综上所述，无论对整个社会还是我们个人，也无论从事何种工作，都会遇到风险。

在生活中，我们还常常用到“危险”这个词。严格地说来，风险和危险在含义上是有差别的。风险是指人或事物遭受损失、伤害、不利或毁灭的可能性；危险是指人或事物容易遭受伤害、损失的程度，或者是指处于紧迫或可怕险境中的状态或形势（如人体健康、财产等暴露在受损害、遭毁灭或丧失的境地之中）。其次，作为表述不幸事件发生的概率的风险，它符合一定的统计规律，即在一定的时间条件下，在一定的空间范围中，某个事件具有一定的发生概率，即具有一定的可能性；而作为表征事物处于险境中的状态或形势的危险，不仅与时空条件以及事件性质有关，而且还与事件的承受者——人或事物紧密相连。比如对于一个水库大坝而言，在一定时间条件下，结合大坝特定的工程、技术背景，大坝遭受因洪水冲击而垮倒的可能性，即大坝面临的被冲毁的风险是一定的；然而大坝倒塌，却使其影响范围内的不同事物，面临各种不同的危险状态。

风险与危险又是紧密相联的。正是由于风险反映了一定时空条件下不幸事件发生的可能性，揭示了事件发生的规律，因而风险可以看成危险的根源。也就是说，正是由于客观存在着产生不利后果的可能性，才使得一定范围中的事物处于危险的境况之中。

二、环境风险

环境风险是指由人类活动引起的，或由人类活动与自然界的运动过程共同作用造成的，通过环境介质传播的，能对人类社会及其生存、发展的基础——环境产生破坏、损失乃至毁灭性作用等不利后果的事件的发生概率。

环境风险具有两个主要特点，即不确定性和危害性。不确定性是指人们对事件发生的时间、地点、强度等事先难以准确预料；危害性指事件的后果而言，具有风险的事件对其承受者会造成威胁，并且一旦事件发生，就会对风险的承受者造成损失或危害，包括对人身健康、经济财产、社会福利乃至生态系统等带来程度不同的危害。

环境风险广泛存在于人们的生产和其他活动之中，而且表现方式纷繁复杂。根据产生原因的差异，可以将环境风险分为化学风险、物理风险以及自然灾害引发的风险。化学风险是指对人类、动物和植物能发生毒害或其他不利作用的化学物品的排放、泄露，或者是易燃易爆材料的泄露而引发的风险；物理风险是指机械设备或机械结构的故障所引发的风险；自然灾害引发的风险是指地震、火山、洪水、台风等自然灾害带来的化学性和物理性的风险，显然，自然灾害引发的风险具有综合的特点。

另外，我们也可以根据危害性事件的承受对象的差异，将风险分为三类，即人群风险、设施风险以及生态风险。人群风险是指因危害性事件而致人病、伤、死、残等损失的概率；设施风险是指危害性事件对人类社会的经济活动的依托——设施，如水库大坝、房屋等造成破坏的概率；生态风险是指危害性事件对生态系统中的某些要素或生态系统本身造成破坏的可能性，对生态系统的破坏作用可以是使某种群数量减少，乃至绝灭，导致生态系统的结构、功能发生异变。

三、环境风险评价

环境风险评价，广义上讲是指对某建设项目的兴建、运转，或是区域开发行为所引发的或面临的灾害（包括自然灾害）对人体健康、社会经济发展、生态系统等所造成的风险可能带来的损失进行评估，并以此进行管理和决策的过程。狭义上讲是指对有毒化学物质危害人体健康的可能程度进行概率估计，并提出减少环境风险的方案和决策。

人们已经逐渐认识到，环境风险与人类社会的经济发展往往是联系在一起的。对于人类社会的经济发展所带来的或面临的不确定性，特别是一些重大的不确定性影响进行分析、预测和评价，有助于决策者做出更为科学的决策。同时，从人类社会的开发行为的效益和风险两方面考察人类的行为，也反映了人们认识范围的扩大和水平的提高。

环境风险评价包括三个紧密相联的步骤，即环境风险识别、环境风险估计以及环境风险对策和管理。

环境风险识别，又称为危险识别，是进行环境风险评价时首先进行的重要工作。这是因为，引起环境风险的因素很多，其后果严重程度也各不相同；同时环境系统中各个因素间又错综复杂。忽略或遗漏某些重要因素对于决策的科学化是很危险的；然而面面俱到地考虑每个因素又会使问题复杂化。环境风险识别就是根据因果分析的原则，用筛选、监控和诊断的方法，把环境系统中能给人类社会、生态系统带来风险的因素识别出来的过程。它将对有哪些环境风险应当考虑？引起这些环境风险的主要原因是什么等问题作出回答。环境风险识别是整个评价过程的基础。

环境风险估计，或称环境风险度量，是指对环境风险的大小以及事件的后果（包括事件涉及的时空范围，强度等）进行量测。在环境风险识别中已回答了要遇到的风险及引发的因素是什么？在环境风险估计时就应回答这个风险有多大，给出事件发生的概率以及其后果的性质。在回答这个问题之前，必须先确定风险事件危害的范围，分析环境风险的途径。确定环境风险的危害范围，应该从空间和时间两方面考虑。比如，在大多数环境风险评价中，从空间来讲有国界就足够了。例如一个新的杀虫剂厂需进口某种有毒物质，在该国的环境风险评价过程中空间范围将限于码头以及国内运输的途径，而不必去考虑别的国家加工以及在公海中运输的风险。另一方面，某些污染物有重大的区域性或全球性影响，空间范围的边界就应适当放宽。时间范围的限定对评价也很重要，比如难降解的有毒重金属物质在环境中的积累和富积，将造成潜在的重大风险。分析环境风险的途径是考虑初始事件对人类健康造成最终影响之间的联系。这种联系的途径一般包括：（1）气、水、土壤和食物；（2）人通过皮肤接触、咽下或吸入有害物质。

环境风险估计常常采用定量化的方式估计不利事件发生的概率以及造成后果的严重程度来表示，如用单位时间内不希望出现的后果或某种损失超过正常值或背景值的增量来表示。

环境风险决策和管理是指根据风险分析、评估的结果，结合风险事件的承受者的承受能力，确定风险是否可以被接受，并根据具体情况采取减小风险的措施和行动，如工程技术措施等等。

在环境风险管理和环境风险识别之间存在一个反馈环(如框图)，这表明环境风险评价是一个动态过程，是一个可以迭代的过程。初始阶段可能把环境风险范围限定得相当小，在风

险管理、决策阶段，便可修正系统边界以及风险表达式。

目前，根据环境风险评价的内容，可以将环境风险评价分为两类，即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。

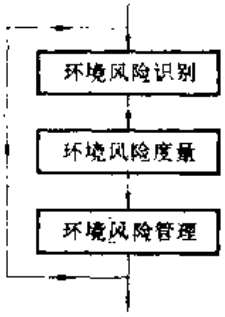


图 8-1 环境风险管理与环境风险之间的反馈环

化学物品的环境风险评价，是确定某种化学物品从生产、运输、消耗至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。对化学物品进行环境风险评价，不仅要从化学物品的生产技术及产量、化学物品的毒理性质等方面进行考虑，而且应考虑人体健康效应、生态效应以及环境效应。目前人工合成的化学物品已超过 700 万种，经常使用的也达数万种。如果对这些化学物品逐一进行评价，将耗费大量的人才、物力和财力。因此，对化学物品的环境风险评价的一般作法是，分门别类（或筛选）加以识别，并根据它们对人体健康和环境造成危害的相对能力进行排队，并确定它们的优先级，根据其优先程度进行评价。

建设项目的环境风险评价是针对建设项目本身引起的风险进行评价。它所考虑的是建设项目引发的，具有不确定性的危害事件发生的概率及其危害后果。主要包括：（1）工程项目在建设和正常运行阶段所产生的各种事故及其引发的短期急性和长期慢性危害；（2）人为事故、自然灾害等外界因素对工程项目的破坏而引发的各种事故及其短期、长期的危害；（3）工程项目投产后正常运行产生的长期（慢性）危害。建设项目的环境风险评价主要应用于核工业、化学工业、石油加工业、有害物质运输、水库、大坝等建设项目，其中，以核工业建设项目的环境风险评价比较成熟。

总之，环境风险评价主要是研究具有不确定性的危害事件的发生概率以及后果的严重性。本章主要讨论建设项目的环境风险评价。

在实际工作中，常常遇到环境影响评价和环境风险评价，二者有什么区别和联系呢？

环境影响评价和环境风险评价之间最根本的区别，就在于环境影响评价所考虑的影响是建设项目引起的相对确定的事件，而且其影响程度也相对比较容易测量和预测；而环境风险评价是考虑建设项目引起的不确定性的危害事件，或者说考虑潜在的危险事件，这类事件的发生具有概率特征，危害后果发生的时间、范围、强度等，事先都难以准确预测。例如，对热电厂而言，环境影响评价主要集中讨论正常工作条件下，其排放的SO_2和TSP对人群以及周围环境的影响；而环境风险评价则不考虑正常运转条件下的影响，而考虑火灾、爆炸、泄露等意外事故而导致对环境的严重影响。

环境风险评价与环境影响评价又有一定的联系，环境风险评价不是一个分离的、孤立的评价，它是在环境影响评价确定了某些重大的危险因素的基础上，所作的进一步的分析。

第二节 环境风险识别

环境风险识别是指运用因果分析的原则，采用一定的方法（筛选、监控、诊断等）从纷

繁复杂的环境系统中找出具有风险的因素的过程。环境风险识别是环境风险评价的首要步骤。

环境风险识别主要回答下列问题：

1．有哪些风险是重大的，并需要进行评价？

2．引起这些风险的主要因素是什么？

在进行某个建设项目时，能引起的风险事件较多，存在许多不确定性。环境风险识别就是要合理地缩小这种不确定性。

本节将主要讨论用于环境风险识别的主要方法。但其中的方法并不仅限用于环境风险评价，有些方法，如特尔菲法既可用于环境风险识别，又可用于环境质量预测等。

一、专家调查法

由于在环境风险识别阶段的主要任务是找出各种潜在的危险并作出对其后果的定性估量，但不要求作定量的分析；又由于有些危险因素很难，或者说不可能在短时间内用统计方法、实验分析的方法或因果论证的方法得到证实，例如河流污染对附近居民的癌症发病率的影响等。在这种情况下，人们用于环境风险识别的常用方法是专家调查法。所谓专家调查法在前面的有关章节已讲过，这是一种专家按照规定程序对有关问题进行调查的方法，它能够尽量准确地反映出专家们的主观估计能力，是经验调查法中的一种比较可靠、具有一定科学性的方法。专家调查法不仅用于环境风险识别中，也常用于其他方面。

（一）智力激励法

这是一种刺激创造性、产生新思想的方法。它可以由各个单个人完成，然后将他们的意见汇集起来。参加的人数一般为10人左右。如果将此法运用于环境风险识别中，就应提出类似于以下的问题：进行某项工程项目，将会遇到哪些危险？这些危险危害各个方面的程度如何？为避免重复，提高效率，应首先将已进行的分析结果向有关方面说明，使人们不必在一些简单问题上花费过多的时间和精力。这样，可使环境风险识别者打开思路，寻求危害事件。在使用这种方法时应注意如下规则：

1．解放思想，对风险识别人员所发表的思想不得有任何非难。

2．应将参与人所提的意见进行分类、组合以及合理的改进。对风险识别提的意见愈多，数量愈大，出现有价值的意见的概率也就愈大。

参加识别的人员应由环境风险评价的专家、某个相应专业领域内的专家和工程项目的设计者组成。这种方法适用于所研究或探讨的问题比较单纯、目标也比较明确的情况。如果问题牵涉面较广，包含因素太多，就应首先进行一定原则下的分解，然后再采用此法。

（二）特尔斐法

前面所讲的智力激励法是将专家们召集起来，同他们提出并交流各自对建设项目的观点以及对风险的判识。这种方法的优点是能发挥专家的智力、技能优势，然而也具有以下缺点：①代表性不全。由于一个工程项目面临的潜在危险涉及面可能较宽，加上受专家本人专业知识及业务水平的限制，使得其中某些潜在的危险可能没被识别出来；②有口才善言辩的专家占上风，但观点并不一定正确；③有些人处于对权威的崇佩可能导致错误的认识。

在第五章中介绍的特尔斐法，应用于环境风险识别中有以下几个主要用途：

1．明确一些可以产生环境风险的因素。这些因素，有人为的，也有自然的；有物理的，也有化学的；有技术性的，也有非技术性的。

2．对环境风险的实现及其时间作概率估计。

3．利用专家，评价环境风险的时间进程。

4．检查某一危险在既定条件下的可能性。

5．在缺乏客观数据和资料时，对工程项目引发的环境风险作出主观定量测量。

关于特尔斐方法的特点和一般程序可以参考本书第五章。

二、幕景分析法

幕景分析方法是一种能帮助识别关键因素的方法。其研究的重点是：当某种能够引起环境风险的因素发生变化时，会有什么危险发生？对整个工程项目又会发生什么作用？这正如电影上一幕又一幕的场景，供人们进行研究和比较。

幕景分析方法常用于以下几种情况：

1．提醒决策者注意某种措施可能引发的风险或危害性后果。

2．提供需要进行监控的风险的范围。

3．研究某些关键性因素对环境以及未来的影响。

4．处理各种相互矛盾的情形。

作为幕景分析方法的具体应用、筛选、监测和诊断常常用于环境风险识别之中。筛选是用某种程序将具有潜在性的危险的产品、过程和现象进行分类选择的风险识别过程；监测是对应于某种危险及其后果，对产品、过程和现象进行观测、记录和分析的过程；而诊断则是根据症状或其后果，找出可疑的起因，并进行仔细分析和检查。

筛选、监测和诊断是紧密相联的，它们分别从不同的侧面进行环境风险的识别。Goodman在1976年提出了一个描述筛选、监测和诊断关系的风险识别各元素的序列图。他认为以上三种过程均使用相同的元素——疑因估计、仔细检查和症兆鉴别，只是各过程顺序不尽相同：

筛选：仔细检查—症兆鉴别—疑因估计；

监测：疑因估计—仔细检查—症兆鉴别；

诊断：症兆鉴别—疑因估计—仔细检查。

图 8-2 表示了风险识别三元素的顺序图。

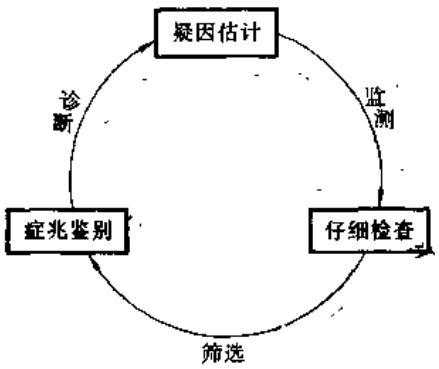


图 8-2 风险识别三元素的顺序图
R. W. Kates, Risk Assessment of Environmental Hazards

1．筛选：建设项目的环境风险的筛选是指找出项目具有哪些可能的危害，需要进行什么类型的风险评价。一般说来，根据建设项目可能存在的环境影响，可以把建设项目分为需要进行环境风险评价的项目和不需要进行环境风险评价的项目两类。对于前者，首先进行初步筛选，其目的是为了挑选出哪些需要做环境风险评价的项目，如杀虫剂、石化产品、合成有机化合物的生产、加工；石油、天然气和有害废物的处理、存贮和运输；核电站、水库及大坝的兴建等等，然后再进一步作化学风险筛选和物理性风险筛选。

物理性风险的筛选主要包括：

（1）交通风险：是指有害有毒化学物品、易燃易爆物品的运输过程中发生泄露、扩散等事故所造成的风险。对于工业项目而言，要考虑其原材料和产品的运输过程中是否可能发生的事故。如：拟建项目是否会引起局部或区域性的公路、铁路、水路以及空中运输量的大量增加？拟建项目要使用的交通路线是否有反常的事故发生？交通系统是否受到拟建项目的不利影响等。

（2）水库和大坝项目中的洪水风险：主要包括水坝或水库的建筑失事是否会引发洪水？有没有采取一定防范措施防止洪水向潜在的受灾区域扩散？

（3）自然灾害引发的环境风险：主要包括地震、台风和洪水等对建设项目造成破坏而引发的环境风险。

（4）工程项目面临的风险常常与以下因素或条件有关：该项目是否使用高气压、高电压、高温、微波辐射、离子辐射等？该项目的流程是否错综复杂，任一部分的失事都将引发一系列的事故？该项目是否需要工作人员执行潜在的危险性任务，操作人员的失误将产生不利后果？

图8-3给出了化学性风险的筛选过程。其中：（1）是根据已有成果来确定的，一些手册上给出了某些有毒有害化学物品的清单；（2）在这个筛选过程中，把化学物品的量用三个水平来衡量：第一，该量比阈值低，不需要进行环境风险评价；第二，该量比阈值高，又低于阈值的10倍；第三，该量大于阈值的10倍。

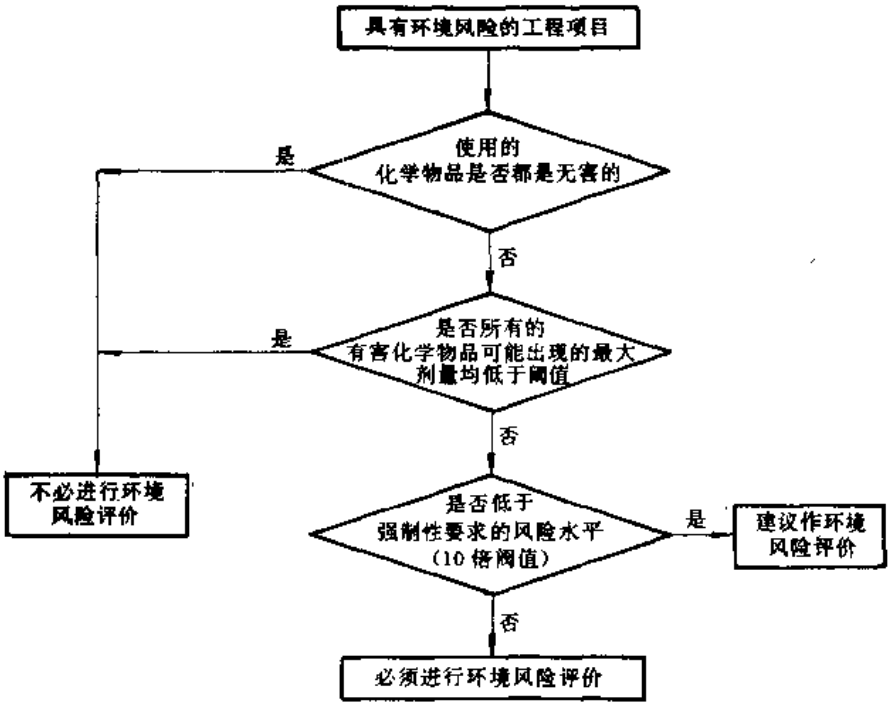


图 8-3　化学性风险筛选框图

上面我们介绍了几种环境风险筛选的程序和内容。然而我们应注意，至今尚无一种统一的筛选方式或模式，应根据研究的具体情况，来确定某种相应的筛选方式。只有这样，才有

可能从复杂的环境系统中，找出主要的环境风险。

2．监测：尽管人们提出了越来越多的有助于筛选的方案，但人们仍然非常注意运用监测这一手段。这里所说的监测是指事故性监测，它不同于研究性监测和监视性监测。它的特定目的是将监测技术用于建设项目和大型设备中的事故、危险等的识别。

监测是一个极其复杂的过程。为了正确描述各危险因素，首先应使监测记录或数据具有时间上和空间上的代表性。科学地布置观测采样点、确定适当的采样频率是保证监测结果具有代表性的关键；其次应根据优先监测原则，确定优先监测的因素，即确定那些危害严重，而且出现频率高的因素。具体地说，优先监测的因素是：（1）对环境和人体健康危害极大的污染物；（2）已有可靠方法并能获得准确数据的污染物；（3）对环境和人体健康的影响具有一定阈限的污染物。

监测技术有许多类型，目前使用较多的是化学、物理监测和生物监测。根据建设项目的性质，可采用一种或几种监测方法。例如对于核工业建设项目，放射性监测是主要内容，其中放射性化学分析技术是一种重要手段。

不论采取自动、连续监测，还是采用简易、快速的监测手段，都必需保证监测过程的准确性和良好的监测质量，这是由环境风险的不确定性决定的。由于监测对象成分复杂，时间、空间、量级上的范围广泛，而且随机多变，难以准确测量。这就要求从采样到提供的数据都具有可比性，以便作出正确的结论。如果没有一个科学的监测质量保证程序，由于人员的技术水平、仪器差异，难免出现监测资料相互矛盾、数据不能利用的现象，造成大量人力、物力和财力的浪费。

3．诊断：是依据因果关系，从不利事件的后果中分析产生不利事件的原因。

目前经常使用的化学性风险筛选过程实际上是一种诊断的筛选方式。由于某些化学物品所造成的后果是比较明确的，有些手册给出了有毒有害化学品清单。只要根据手册中给出的阈值，就可以将某些产生环境风险的因素筛选出来。

诊断作为环境风险识别的一种方式，在环境风险管理过程中也是很有用的。依据风险可能造成的后果，查找产生的原因，制订减缓风险的措施。由于是逐步向初级查找，因此最终制订的减缓措施带有根本性。

三、故障树分析法

故障树分析法就是利用图解的形式将大的故障分解成各种小的故障，并对各种引起故障的原因进行分解。由于图的形状像树枝一样，越分越多，故得名故障树。这是环境风险分析的有力工具，最常用于直接经验很少的风险辨识中，(见图8-4)。

分解原则是故障树分析法的基本原则，它是将复杂的环境风险系统分解成比较简单的容易被识别的小系统。例如，可以把建设化肥厂引发的环境风险分解为化学风险、物理风险等。然后对每一种风险再作进一步的分析。

例如，化学风险可以分解以下几方面：

1．易燃易爆、有毒有害材料加工、存贮等方面的风险。其中包括设计是否符合标准，这些标准是否包括中心控制系统、压力和温度的极限控制、泄漏监测和自动关闭等方面。

2．人为失误造成的风险。如工人们是否经过培训？是否有操作类似设备的经验？

化学风险是化学工业、石油加工业、有害材料运输业的建设项目所必须考虑的因素。对不同的建设项目，有不同的分解内容。就化肥厂而言，也同样存在物理风险，如运输过程中造成的危险。总之，分解原则便于在诸多的风险因素中将问题简单化。

下面通过一个假想的例子来说明故障树分析法的使用。为使一个容纳有毒物质的贮存罐不发生泄漏，需通过一个水循环系统制冷，当贮存罐中的压力超过某一阈值，贮存罐的安全阀自动起保护作用，通过安全阀将有毒物质引入充满水体的吸收池内。在此例中，我们将有毒物质泄漏到大气中作为最严重的危险事件。

有毒物质泄漏到大气中有两种可能性，一是贮存罐破裂，另一种是保险控制失效。造成贮存罐破裂的原因有正常操作条件下的破裂和非正常操作条件下的破裂，而保险控制失效主要由于自动制冷系统失灵。

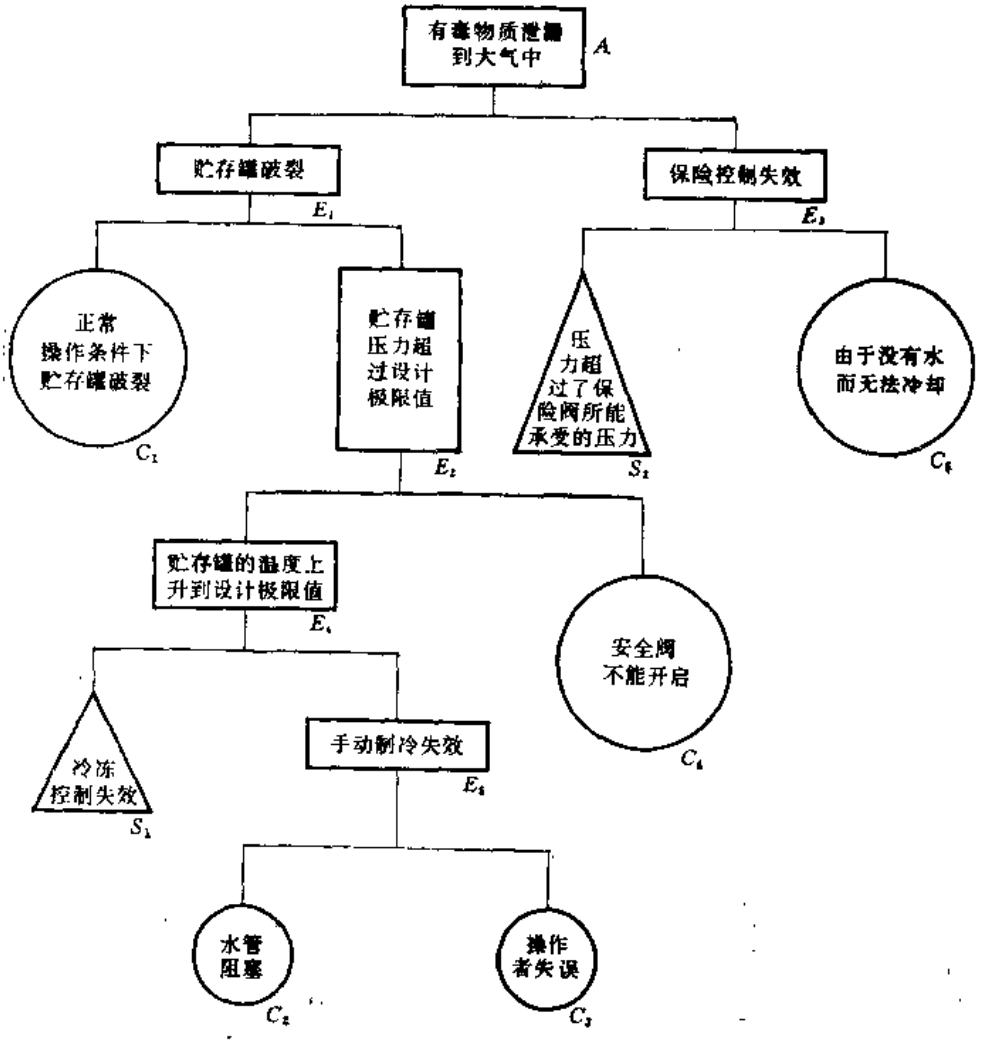


图 8-4　事件追踪故障树

图 8-4 只是一个简单的例子，是故障树的一种形式。事件追踪故障树是对引起故障的各种原因进行分解，本例并未列出所有可能性。实际故障树可以有很多分枝，十分复杂。

如果我们借助形式逻辑的符号，将事件追踪故障树重新绘制成符号故障树，会更有助于环境风险的识别以及环境风险度量，首先介绍几种常用的形式逻辑符号（见8-5）。

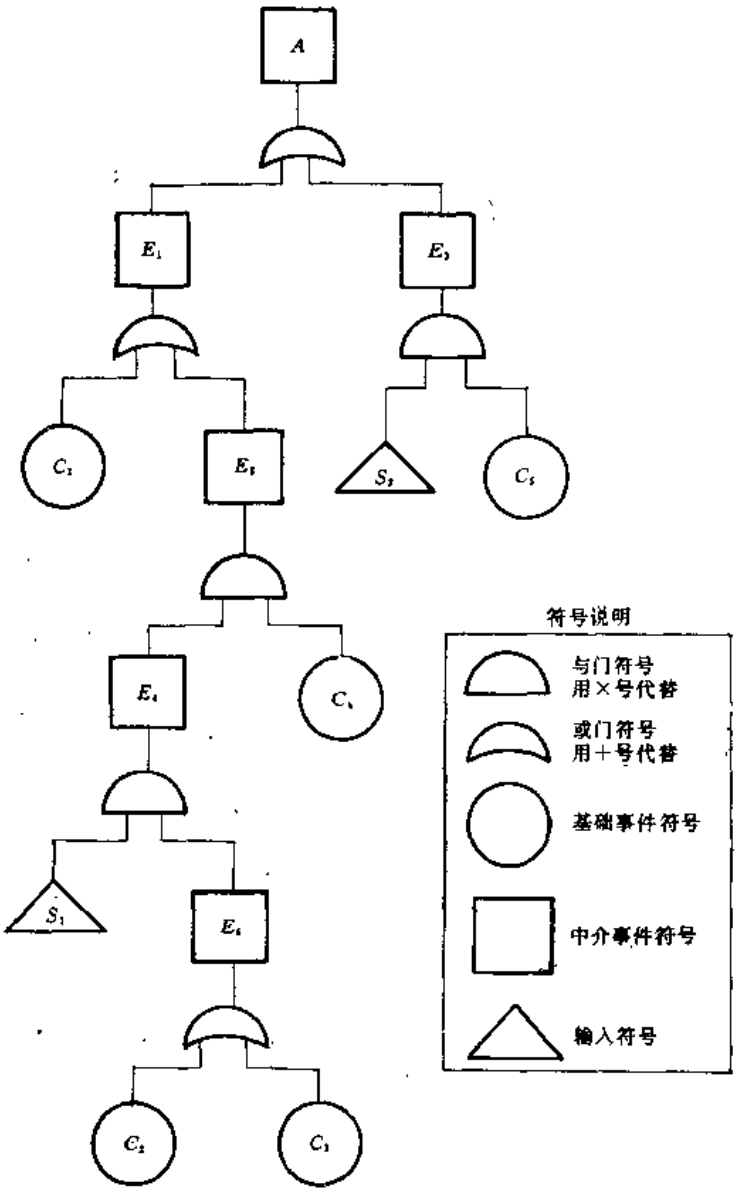


图 8-5 符号故障树

环境风险识别的理论实质上是关于环境危害的推断和搜索的理论，它是一个统计分类的过程。例如，研究海洋污染引起的风险时，要将各种进入海洋的物质分成危险、安全和需要进一步研究三大类，这是一个经典的分类问题，为此需要进行统计推断。由于环境风险辨识中要考虑的因素很多，不确定性严重，有些因素难以定量描述。因此，在环境风险识别中有以下几个问题值得注意：

1．可靠性问题，即是否有严重的危险未被发现？

2．成本问题，即为了环境风险识别而进行的收集数据和监测所消耗的费用。盲目扩大监测范围，一味追求高新技术，不能充分利用监测数据都是造成提高成本的因素。

总之，环境风险识别的理论及方法，还远没有达到完善的地步，值得作进一步研究。环境风险识别的目的就是要找出风险之所在和引起风险的主要因素。它是环境风险评价的第一步，是十分重要的一项工作。

第三节　环境风险的度量

环境风险度量就是对风险进行定量的量测，它包括事件出现概率的大小和后果严重程度的估计。如果说环境风险识别所回答的问题是工程项目引发的风险是什么？则环境风险度量所回答的问题是这风险有多大？

一、风险度的定义

风险度是将风险的概率特性进行量化的一种表示方式，可以有不同的表示方式。一种是将危险事件出现的概率定义为风险度。应当说，给出了概率分布也就有了关于风险度量的基本资料。但有时为了比较各种方案，常需要一个归一化的数字来描述风险，这时则采用另一种定义：标准方差 σ 与期望值 M_x 之比，即

$$\text{风险度} FD=\frac{\sigma}{M_x} \tag{8-1}$$

风险度愈大，就表示对将来愈没有把握，风险也就愈大，这应当成为决策时一个重要考虑因素。

就上节有毒物质泄漏到大气环境中的风险为例，说明如何度量这一风险。根据上节介绍的符号故障树中的“与”门、“或”门的关系，我们可以得到一系列的，有显著不同的事件集。

$$A=E_1+E_3 \tag{8-2}$$

$$\left.\begin{aligned} E_1&=C_1+E_2\\ E_3&=S_2\times C_5\\ E_2&=E_4\times C_4\\ E_4&=S_1\times E_5\\ E_5&=C_2+C_3 \end{aligned}\right\} \tag{8-3}$$

将（8-3）式代入（8-2）可以得到

$$A=C_1+(S_1\times C_2\times C_4)+(S_1\times C_3\times C_4)+(S_2\times C_5) \tag{8-4}$$

由此看出，在下列事件集

$$\left.\begin{aligned} &C_1\\ &S_1\times C_2\times C_4\\ &S_1\times C_3\times C_4\\ &S_2\times C_5 \end{aligned}\right\} \tag{8-5}$$

中任何一个发生，都将导致有毒物质泄漏到大气中去，我们将从故障树上切割下来的，这类

事件集称为最小切割集。

每一个最小切断集发生的概率，是根据概率理论计算的。如最小事件集$S_1 \times C_2 \times C_4$发生的概率为

$$P(S_1 \times C_2 \times C_4) = P(S_1) \times P(C_2) \times P(C_4)$$

为了进一步说明环境风险的概率特性，可以设想一个由菲尔特法得到的各单元事件发生概率（见表8-1、2）

表 8-1 各单元发生事件概率表

事件名称	P
C_1 贮存罐破裂	1×10^{-7}
C_2 水管堵塞	5×10^{-3}
C_3 操作者无反应	4×10^{-3}
C_4 安全阀未开启	1×10^{-5}
C_5 没有水	1×10^{-2}
S_1 制冷系统失效	1×10^{-4}
S_2 压力控制系统失效	5×10^{-5}

注：表中的概率均假设，不可在实际中应用。

表 8-2 最小切断集发生概率

最小切断集	发生概率	所占全部事件的比重
C_1	$100\,000\times10^{-12}$	17%
$S_1\times C_2\times C_4$	5×10^{-12}	～0
$S_1\times C_3\times C_4$	4×10^{-12}	～0
$S_2\times C_5$	$500\,000\times10^{-12}$	83%

在上述条件下，一年工作日的泄漏事件概率为最小切断集概率之和。

$$P(A) = 600009\times10^{-12}$$

从表8-2中可以看出，在压力控制系统失控S_2和吸收池无水C_5而使保险控制失效造成泄漏事件的可能性最大，占全部风险的83%，因此，对决策者来说，要减少泄漏事件的风险，可以加强S_2和C_5的改善与管理。

一般关于概率的计算，是根据大量试验所取得的足够多的信息用统计方法进行计算。用这种方法得到的概率数值是客观存在的，不依计算者或决策者的意志而转移，故称为客观概率。但在环境风险评价中，经常不可能获得足够多的信息，如核电站的泄漏事故不可能作大量的试验，又因危险事件都是将来发生的，因而很难计算客观概率。但由于决策的需要，要求对事件出现的可能性作出估计，只好由决策者或专家对事件出现的概率作出一个主观估计，这就是主观概率。主观概率是用较少信息量作出估计的一种方法。

下面对主观估计的量化作一个实例分析。近年来由于CFC的影响，臭氧层遭到破坏，紫外线透射增强，对皮肤癌的发病率有直接影响，影响有多大呢？关于影响大小问题的研究，可以用统计方法、相关分析方法和生理分析等方法，但所需时间、经费、人力都较多，为了

适应某种急需，可以使用主观估计法。例如：

设在我们所研究范围内皮肤癌发病人数增长率与紫外线照射强度增长率之间成线性关系：

$$\Delta U/U=a\Delta C/C \tag{8-6}$$

式中：ΔU为皮肤癌病人增长数；U为皮肤癌病人数；ΔC为紫外线照射强度增长数；C为紫外线照射强度；a为比例系数。

由该式提出的问题是：对比例系数a作出估计，拟采用专家调查的方法，要求被调查的专家A、B、C、D、E（被调查人的代号）对8-3式都有所了解，根据他们的长期经验和观察，对于a取值范围也有一个大致估计。因此，需要制定如8-3形式的调查表：

表 8-3 被调查人代号××

累积概率	1% ①	25% ②	50% ③	75% ④	99% ⑤
a 值					
说 明					

其中：⑤档99%，是可能的最大数值，说明a值小于或等于该值的可能性占99%；

①档1%，是可能的最小数值，说明a值小于该值的可能性仅有1%；

③档50%，是最大和最小的中间值，说明a值大于或小于该数值的可能性各占50%；

④档75%，是50%与最大值之间的中间值；

②档25%，是50%与最小值之间的中间值。

这样用不断将各区间分成两半的作法进行下去即可取得许多数值。用这种方法是为了被调查人便于思想和回答，分的太细也没有必要，因为被调查人也说不太准确。

二、危害的估计

环境风险的另一个特征就是造成后果的严重程度。在分析了有害物质泄漏后会造成什么样的不利事件之后，就需要定量的分析有害物质会造成多大的影响。

1．有害物质泄漏量的计算：有害物质的泄漏主要分为有害液体的泄漏和有害气体的泄漏。

根据伯努力流量方程式计算有害液体从容器中排放的速率。对于加压贮存的有害液体，其泄漏推动力取决于液体的势能差以及容器内部压力P_i和外部大气压力P_a的差值。

$$Q=C_dA_r\rho_l\sqrt{\frac{2(P_i-P_a)}{\rho_l}+2gh} \tag{8-7}$$

式中：C_d：为排放系数，取决于孔的形状和流动状态。对于液体流动，排放系数一般为0.6—0.64。

A_r：为泄漏孔所对着的有效的开阔区域（或称释放面积）（m^2）

ρ_l：为有害液体的密度（kgm^{-3}）

g：全力加速度（ms^{-2}）

h：流体的静力势差（高度差，m）

P_1：容器内部压力（Nm^{-3}）

P_a：大气压力（Nm^{-3}）

本公式所采用的单位皆为国际单位（SI）制，以下公式除有说明外，也同样为（SI）制。

上式假定贮存有害液体的容器或者管道的长度与泄漏孔的直径比值很小（<12），那么通过小孔排出的流体在排放时保持液态，不会挥发成气态。这个公式只适用于计算瞬间排放速率，而不适用于随着排放时间的延续，压力和液面势差下降的情况。

对于有害气体排放速率的计算，是在假设为理想气体的绝热可逆膨胀过程的条件下进行的。根据 Crane（1981）提供的公式计算排放率：

$$Q=YC_dA_rP_1\sqrt{\left[\frac{m\gamma}{RT_1}\right]\cdot\left[\frac{2}{\gamma+1}\right]^{\frac{\gamma+1}{\gamma-1}}} \tag{8-8}$$

当 $P_a<P_1\left[\frac{2}{\gamma+1}\right]^{\frac{\gamma}{\gamma-1}}$ 时，$Y=1-0$

式中：Y：泄漏系数；T_1：液体的温度（K）；R：气体普通常数（$Jmol^{-1}K^{-1}$）；m：有害气体的分子量；γ：热辐射率；其他符号同（8-7）式。

此公式适用于大贮存容器或管道中的有害体排放。

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。如果没有人工阻界，如堤岸、围墙，它会一直蔓延直至达到最小的厚度不能再蔓延为止，或者是直至液体的蒸发率与排放率相等使积累的液体量不再增加。为了进行计算，必须研究有害液体扩散（蔓延）过程，找出蔓延半径随时间变化的函数关系。Shaw和Briscoe（1978）提出了圆形积块的传播公式：

$$r=\left[\frac{t}{\beta}\right]^{\frac{1}{2}} \qquad \beta=\left[\frac{\pi\rho_1}{8gm}\right]^{\frac{1}{2}} \tag{8-9}$$

对于连续现象：

$$r=\left[\frac{t}{\beta}\right]^{\frac{3}{4}} \qquad \beta=\left[\frac{\pi\rho_1}{32gm}\right]^{\frac{1}{3}} \tag{8-10}$$

式中：m：质量（kg）；ρ_1：液体的密度（kgm^{-3}）；r：扩散半径（m）；t：时间（s）。

$$D=D_0\sqrt{\rho_{a2}/\rho_{a1}}$$

式中：D_0：泄漏孔的直孔（m）；

ρ_{a1}：在喷射情况下，相对于周围空气的瞬时密度（kgm^{-3}）；

ρ_{a2}：在常温下，相对于周围空气的密度（kgm^{-3}）。

距孔源 x 处喷射轴上的浓度为：

$$C_m=\left[\frac{\frac{b_1+b_2}{b_1}}{0.32\frac{x}{D}\cdot\frac{\rho_{a1}}{(\rho_{a2})^{1/2}}+1-\rho_1}\right] \tag{8-11}$$

b_1、b_2 是形态常数。

$$b_1=50.5+48.2\rho_1-9.95\rho_1^2$$

$$b_2=23.0+41.0\rho_1$$

这个公式可以估算蒸气高速喷射的扩散行为，但对于有毒气体的排放需用其他模式计算。

有害物质在大气中的扩散近十几年来引起了广泛的重视，因而发展了许多不同扩散模式。最近，随着对有毒物质分析的发展，人们开始注意有害物质的密度与空气密度明显不同的扩散行为。在环境风险分析中，通常比空气密度大的烟云最重要，因为此烟云将下沉而造成危害。因此，这里将主要介绍高密度气体扩散模式。在这个模式中，认为瞬间泄漏的烟云形成半径为 R，高为 H 的圆柱体，在重力作用下消散，这些烟雾从中心向半径方向扩散，同时其中心又随风移动，同时又在夹卷作用和热力传递作用下改变烟云体积。

在重力作用下的扩散公式为：

$$\frac{\mathrm{d}R}{\mathrm{d}t}=[Kgh(\rho_2-1)]^{\frac{1}{2}} \tag{8-12}$$

空气的夹卷作用：

$$Q_e=\gamma\frac{dR}{dt}\quad（从烟雾的四周夹卷）$$

$$U_e=\frac{\alpha u_1}{R_i}\quad（从烟雾的顶部夹卷）$$

式中：γ：边缘夹卷系数、取 0.6；R_i：雷诺数；α：顶部夹卷系数，取 0.1；u_1：风速 ms^{-1}；K：实验值，一般取1.0。

热量传递作用主要是因为烟与地表的温差很大，地表的热量传递到烟云中，使烟云的体积发生变化。

热传递量的公式为：

$$q_n=h_n(T_c-T_g)^{4/3}$$

式中：q_n：热传递量（$Jm^{-2}S^{-1}$）；h_n：传导系数，取 2.7；T_c：烟体温度（K）；T_g：地面温度（K）。

需要指出，当湍流引起的扩散速率大于重力扩散速率时，高密度的扩散模型不再适用。这个过渡条件为：

$$\frac{\mathrm{d}R}{\mathrm{d}t}=\frac{\mathrm{d}\sigma_y}{\mathrm{d}t}=\frac{\mathrm{d}\sigma_y}{\mathrm{d}x}\cdot u \tag{8-13}$$

3．有毒物质释放的影响：有毒物质泄漏引起的影响程度，取决于暴露时间和暴露浓度以及物质的毒性。遗憾的是许多物质的毒性都不知道，因为它们对人体的影响资料非常少，大部分资料都是通过动物实验获得的，实验毒物的浓度和持续时间可以人为控制，但将这些实验结果用到人体上就有问题了，因为体重及生理机能皆不相同。另一方面人群易损伤性也是不同的。因此，毒性影响表达式中的人群数只能表明某一特定人群所受的影响。由于以上诸多原因，要想总结物质的毒性并作比较是非常困难的。

比较物质毒性的常用方法有以下几种：

半致死浓度：表示在接触期间内有50％的生物死亡的浓度。

极限阈值浓度：表示在给定的暴露时间内不产生危害的极限接触浓度，一般应指出正常工作条件下的极限值浓度和紧急暴露短期极限阈值浓度。

以上数据对扩算计算中选择最低浓度都是有用的。有毒气体的浓度一般采用大气微量污

染物扩散模式，连续排放时的地面浓度计算公式为：

$$c(x,y,o)=\frac{C_rQ}{\pi\sigma_y\sigma_z u}\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y{}^2}-\frac{H_e{}^2}{2\sigma_z{}^2}\right) \tag{8-11}$$

式中：C_r为有害气体的排放效率系数，与温度、光照有关；Q为泄漏率；其它符号同高斯模式。

对于在一定时间内接触的毒性影响可用概率公式计算，概率y可通过接触浓度和时间来计算：

$$y=A_t+B_t\ln(C^n t_e)$$

式中：A_t、B_t、n是与有毒物质性质有关的参数；C是接触浓度（ppm）；t_e是接触时间（分钟）。

表8-4给出一些物质毒性的参数。

表 8-4 一些物质毒性参数

物质	A_t	B_t	n
氯气	-5.3	0.5	2.75
氨	-9.82	0.71	2.0
丙烯醛	-9.93	2.05	1.0
四氯化碳	0.54	1.01	0.5
氯化氢	-21.76	2.65	1.0
甲基溴	-19.92	5.16	1.0
光气	-19.27	3.69	1.0
氟化氢（单体）	-26.4	3.35	1.0

如果死亡率50%的概率为5，对于连续排放源则有：

$$\exp\left[\frac{5-A_t}{B_t}\right]=C^n t_e$$

4．爆炸的影响：爆炸是突然释放出大量热量产生的冲击波。常发生的爆炸有：

（1）易燃气体扩散时产生的爆炸性燃烧或缓慢性燃烧，这就是通常所说的自由烟气爆炸。

（2）在一个有限空间内易燃混合物的爆炸。

（3）加压容器由于泄漏反应或其他异常过程而引起的爆炸。

（4）加压容器内物质不发生化学反应的燃烧引起的爆炸。

前三种爆炸释放出化学能量，后一种爆炸释放出物理能量。物理性爆炸的影响只局限在某处，而化学性爆炸会产生广泛的影响。因此，对爆炸及危害性的研究多数集中在化学爆炸上。

根据爆炸能量与产生危害之间的关系，可以估算爆炸的影响。下面给出一个直接估计危害程度的公式，该公式可用于预测伤害半径R：

$$R=C(NE_e)^{1/3} \tag{8-15}$$

式中：C：实验常数，用来定义伤害程度（C和伤害程度的关系见表8-5）；

E_e：爆炸的总能量，等于燃烧物质单位质量上释放的热量乘以燃烧物质的总质量（J）；

N：是冲击波产生的能量所占E_e的百分数。

表 8-5 C 和伤害程度的关系

C	伤害情况	
	对设备	对人
0.03	对建筑及设备产生重大危害	1%人死于冲击波的伤害，50%以上人的耳膜破裂，50%以上人受到爆炸片严重伤害
0.06	对建筑物造成可修复的损坏	1%人的耳膜破裂，1%人受到爆炸片的严重伤害
0.15	玻璃破裂	受到爆飞片的轻微伤害
0.1	10%的玻璃受损	

第四节　环境风险评价与管理

一、环境风险评价的目的

环境风险评价的最终目的是确定什么样的风险是社会可接受的，因此也可以说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。判断一种环境风险是否能被接受，通常采用比较的方法，即把这个环境风险同已经存在的其他风险、承担风险所带来的效益、减缓风险所消耗的成本等进行适当的比较。

为了有利于比较环境风险的大小，经常使用环境风险值R来表述：

$$R=f(P\times C) \tag{8-16}$$

P：为事件发生的概率；C：为事件发生后果的严重程度。

从（8-16）式可以看出，有了事件发生的概率和后果的严重程度，就不难计算风险值的大小。风险值函数关系式的确定要具备可比性，否则无法判断风险的大小，也就不能决定风险能否被接受。

在环境风险评价中，有以下几种常用的比较方式：

1．与自然背景风险进行比较：众所周知，不存在没有风险的生活方式或生活地点，但这种自然背景风险值是社会能接受的，有时也将这种风险值称为背景值。有的学者把人类遭受无法控制的自然灾害，如雷击、风暴、地震、火山爆发等对个人的风险值10^{-6}/年，作为环境风险的背景值。也有的学者将人类遭受水灾、中毒、车祸等意外事故的风险值10^{-5}/年，认为是社会可接受的风险水平。

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是要找出最有效的、所需费用最低的措施。

3．与承受风险所带来的好处进行比较：因为承担了风险就应该有效益。一般地说，风

险愈大，效益愈高。如建设水坝用于灌溉和发电，那么洪水的风险可与增加农作物的产量和发电带来的好处进行比较。

4．与某些风险评价的标准进行比较：可分为以下几种标准：

（1）补偿极限标准：这种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。但当达到某点时，如果继续增加投资，从减少事故损失中得到的补偿甚微，此时的风险度可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，在一年内由于化学品泄漏事故引起10个人死亡的概率为10^{-3}，引起100人死亡的概率为10^{-5}。因此，存在某一概率是社会所能接受的。这样的风险度可作为环境风险的评价标准。对于从事某一单一危险工业的成组人群而言，经常采用的标准是致死人数超过某个确定的突发死亡数的事件概率（见图8-6）。

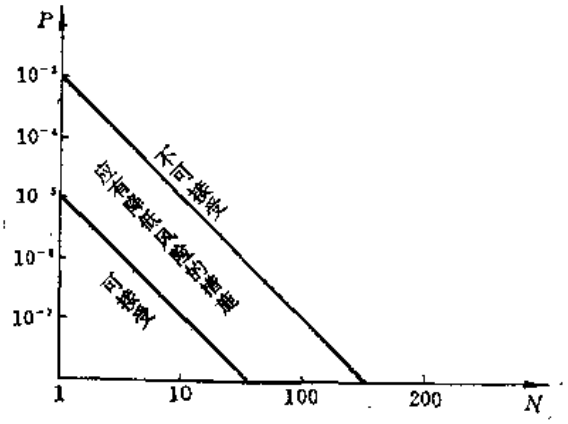


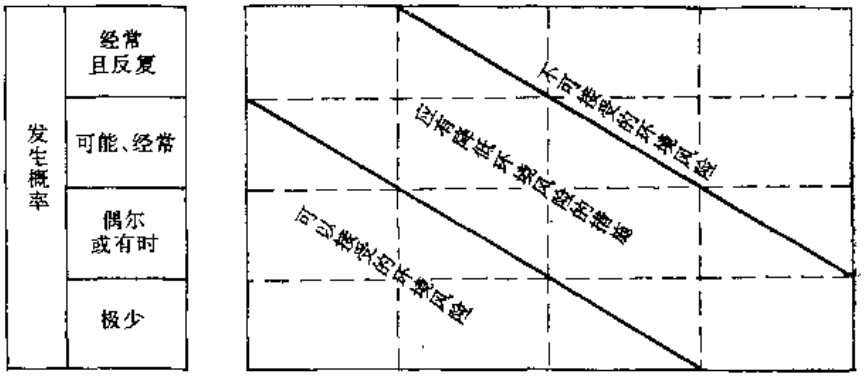
图 8-6　人群死亡概率的可接受程度

（来源 Van Kuijén, 1988）

横坐标N：表示事故中突发死亡人数；纵坐标P：表示每年所发生的超过N个死亡人数的事件概率。

图8-6中的两条斜率是限定在概率降低两个数量级，死亡人数增加10人的条件下。这种限定看起来十分严格，但是对同一组人群可能接受到许多如此的风险。因此，任一单一工厂的风险必须降低，以使环境风险总和仍可接受。应该强调指出，仅用死亡率作为风险可接受性的单一指标是不可取的。这是因为：死亡率仅是众多社会、经济效应中的一种思考方法（单一指标只能缩小在环境中实际存在的不确定性的变化范围）。

作出环境风险是否能被接受的判断或决策，还涉及经济、生态甚至政治等因素。因此，通过各事件发生的概率和各种后果的严重程度给出定性环境风险评价的形式也是非常必要的。下面通过国外一个案例，可对此种方法进一步理解（见图8-7）。



		后果及破坏的范围、大小			
		可忽略的（较小）	有限的	严重的	灾难性的
工业和公共设施	破　坏	恢复期＜1d	维修设施需要几天时间	一个月以上设备不能使用	财产大量破坏，一些设备丧失
	财　政	＜$100 000元的损失	损失在$100 000—1000 000元之间	损失达到$10百万	大于1千万的财产损失
人身健康和安全		轻微病伤不能工作的时间＜12工作h/月	因病或伤不能工作的时间＞12工作h/月	发生死亡或严重疾病≥1人	死亡人数＞10人，严重疾病＞100人
生态系统污染损害		对生态系统中某些物种有轻微的可恢复的破坏	暂时的、可恢复到早期阶段的破坏	关键物种消失，大量居地破坏	影响范围内的所有生命不可恢复的破坏

图 8-7　综合判断环境风险可接受程度的案例

二、环境风险评价的内容与范围

环境风险的可接受性，除了表现人的心理因素外，还表现风险所涉及到的时空范围。因此，环境风险评价的深度和广度要依据可接受性的程度来确定。

1．风险评价的边界：一般从以下7个方面来考虑确定。

（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而引发的危害事件。

（2）根据接受风险的人群来判断：如为此项目工作的人员（职业性风险）；一般的公众；特殊敏感人群。

（3）根据工程材料流程的不同阶段来确定：因为有些危险物品除在其自身建筑边界附

近会引起风险外，还会因另一些有关的行动引起风险，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、产品使用阶段和废物处理阶段。

（4）根据评价的地理边界来确定。一个建设项目的材料流程可以延伸到距场址很远的地方，甚至跨越国界。因此适当的确定评价的地理边界是很重要的。

（5）根据项目进行的不同阶段来确定：包括规划、施工、调试、运营、保养等阶段。前苏联切尔诺贝利核电站事故就是发生在调试阶段。

（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在环境中能无限循环下去。因此，若把评价时间范围仅限在使用期内是不合理的。另外，还应注意采用什么样的风险评价指标等。

2．风险评价的深度：根据环境风险的可接受程度和环境风险管理的不同要求，评价的深度可以不同。一般可以分为微观性、系统性和宏观性风险评价。

（1）微观性风险评价：是针对建设项目产生的一种或几种污染物的风险评价。典型的例子是美国国家环保局采用的方式，经常以化学品致癌表示风险。虽然微观性风险评价有一定局限性，但可以提许多可靠的数据资料。

（2）系统性风险评价：是考虑一系列行为以及不同阶段的不同风险，一般通过系统性风险评价可以获得较全面的结论。

（3）宏观性风险评价：是在经济—社会领域中进行的风险评价。一个工程建设项目处在某一系统中，它能在某一些方面引起风险，而在另一些方面能降低风险。采用宏观性风险评价可以较好地解决这一问题，能比较全面地反映风险的可接受性。

三、环境风险评价的管理

（一）环境风险管理的概念

环境风险管理就是提出减缓或控制环境风险的措施或决策，达到既要满足人类活动的基本需要，又不超出当前社会对环境风险的接受水平。这个概念包括以下三个方面的内容：

1．提出减缓或控制环境风险的措施或决策。实质就是采用技术的、经济的、法律的、教育的、政策的和行政的各种手段对人类的行动实施控制性的影响，使人们按生态规律、自然规律和经济规律去办事。

2．人类需要应与环境相协调。人类的需要又必须与社会发展水平相协调，包括对自然资源、环境资源的合理利用，因此，人类活动的基本需要，必须满足与环境的协调关系。

3．以环境风险制约人类的活动。不存在没有风险的活动，人类要生存、要发展就必须承担环境风险。但是环境风险的可接受性又与多种因素有关，不仅包括技术的、经济的、政治的，还包括心理的和社会的等因素。因此，在制定人类活动方案时要充分考虑各种能产生环境风险的因素。

（二）环境风险控制的方式

环境风险是可以预测的，也是可以控制的，控制措施的方式有以下几种：

1．减轻环境风险：通过改革生产工艺或改进生产设备使环境风险降低。

2．转移环境风险：如利用迁移厂址、迁出居民等措施使环境风险转移。

3．替代环境风险：通过改变生产原料或改变产品品种可以达到用另一种较小的环境风

险替代原有的环境风险。

4．避免环境风险：要想真正避免某一种环境风险，只有关闭造成这一环境风险的工厂或生产线。

此外对决策者还可以提出改革预防措施，加强应急对策，提高人员素质等。

对于上述提到的四种控制措施，可以在风险产生的全过程实施，图 8-8 是一种因果关系的风险管理方式。

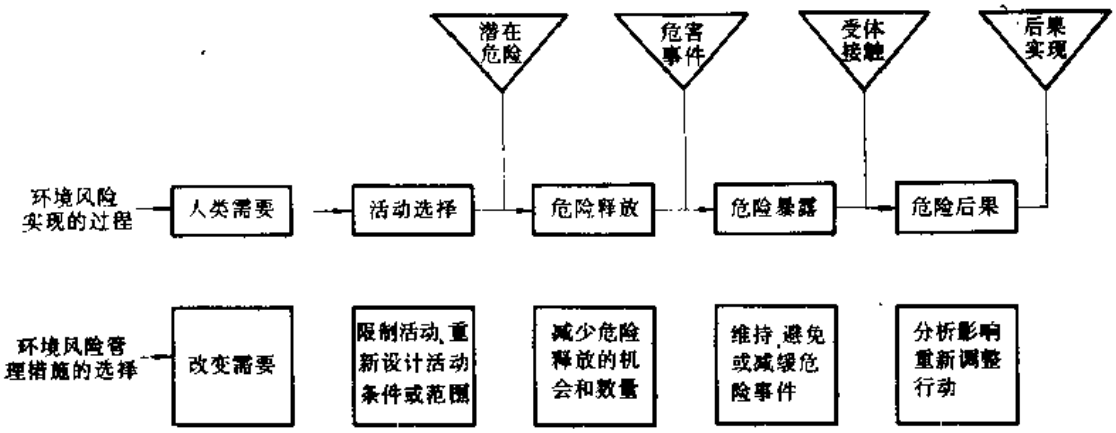


图 8-8　一种风险管理方式框图

图 8-8 需要指出的是，这种因果关系的环境风险管理方法、控制措施应从右端开始，随着时间或环境风险可接受的程度逐渐移向比较初步的原因（左端）。

（三）进行环境风险评价应注意的问题

环境风险是社会发展必然产生的一种现象，环境风险评价是为了了解环境风险并提出降低风险的措施和方法，它实际上是对社会效益、经济效益和环境风险进行比较，寻找出社会经济发展的最佳途径。环境风险评价有如下一些特点：

1．各种环境风险是相互联系的，降低一种风险可能引起另外一种风险。因此要求评价主体应具有比较风险的能力，要作出是否能接受的判断。

2．环境风险与社会效益、经济效益相联系的。通常是风险愈大，效益愈高。当降低一种环境风险意味着降低该风险带来的社会效益和经济效益。因此必须予以合理地协调。

3．环境风险评价与不确定性相联系。环境风险本身是由于各种不确定性因素形成的，而识别环境风险、度量环境风险仍然存在着不确定性。环境风险不可能被精确地衡量出来，它只能是一种估计。

4．环境风险评价与评价主体的风险观相联系。对于同一种环境风险，不同的风险观可以有不同的评价结论。

综上所述，环境风险评价的理论、方法及其内容仍需不断地探索和完善。

附录Ⅰ　联合国环境规划署理事会1987年6月17日第14/25号决定——关于环境影响评价的目标和原则

环境影响评价系指对计划中的活动所进行的检查、分析和评价，以确保环境无害地和持续地发展。

下述环境影响评价的原则和目标在性质上自然是很笼统的，因此在国家、区域和国际一级执行环境影响工作时可对它们加以进一步修改。

目　　标

1．规定主管当局在决定进行或受权进行有可能重大影响环境的活动以前，应对这些活动给环境带来的影响做出充分考虑。

2．促进所有国家实行与其法律和决策过程相容的适当程序，从而实现上述目标。

3．当拟议中的活动有可能会给有些国家的环境带来重大的跨国界影响时，鼓励这些国家之间制定关于情报交流、通知和协商的互惠程序。

原　　则

原则1

各国（包括它们的主管当局）在对有关活动的环境影响做出早期事先考虑以前不应开始或授权开始这些活动。当拟议中的活动范围、性质或地点可能重大地影响环境时，应按照下述原则做出全面的环境影响评价。

原则2

用以确定一活动是否可能重大地影响环境并因此须对其做出环境影响评价的标准和程序，应该通过立法、规章或其他手段做出明确规定，从而得以迅速和肯定地查明这些活动，并可在活动计划过程中实施环境影响评价。

原则3

在环境影响评价过程中，应对有关的重大环境问题进行鉴定和研究。应酌情尽力在这一过程的初期查明这些问题。

*例如，这一原则可以通过各种办法加以实施，包括：

（a）从性质上，有可能或无可能产生重大影响的活动类别清单；

（b）特别重要或敏感地区清单（例如国家公园或湿地地区），在这类地区的任一活动有可能产生重大影响；

（c）资源类别清单（诸如水、热带雨林等），或引起特别关注的环境问题清单（诸如不断加重的土壤侵蚀、沙漠化、森林砍伐），任何这些资源的减少或这类问题的加重都可能是“重大的”；

（d）“初期环境评估”，对拟议中的活动做出的迅速的非正式的评价，以确定其影响是

否可能是重大的；

（e）拟议中的活动带来的影响是否重大来确定指导标准。

如果采用清单的办法，建议各国政府保留在特定的基础上要求准备环境影响评价的斟酌决定权，以确保它们具有对始料未及的情况做出反应所必须的灵活性。

原则 4

环境影响评价至少应当包括：

（a）拟议中的活动之描述；

（b）对可能受影响的环境之描述，包括对拟议中的活动给环境带来的后果进行鉴定和评价所必须的专门资料；

（c）酌情描述可行的替代办法；

（d）对拟议中的活动和替代办法带来的可能的或潜在的环境影响之评价，包括直接的、间接的、累计的、短期的和长期的影响等；

（e）减轻拟议中的活动和替代办法给环境带来的不利影响的现有措施之鉴定和描述，以及对这些措施的评价；

（f）收集必要的资料中可能遇到的知识差距与不确定情况之说明；

（g）拟议中的活动或替代办法是否可能会影响到任何其他国家或本国管辖以外的任何地区的环境之说明。

（h）按照上述标题所提供的情报之非技术性简明摘要。

原则 5

在对环境后果进行环境影响评价时，评价之详细程度应与其可能产生的环境意义相称。

原则 6

在做出决定以前，应对作为环境影响评价之一部分而提供的资料做出公正的检查。

原则 7

在对一活动作出决定以前，政府机构、公众、有关学科的专家和有关团体应可得到适当的机会对环境影响评价做出评论。

原则 8

在经过一段适当的时间来审议按照原则 7 和 12 做出的评论以前，不得做出有关活动是否可以得到授权或开始之决定。

原则 9

对任何需要做出环境影响评价的拟议中的活动之决定应当以书面做出，说明理由，并包括关于防止、减少或减轻对环境的损害的任何可能规定。

有关的个人和团体应可得到这一决定。

原则 10

在正当需要时，对经过环境影响评价的活动作出决定以后，该活动及其对环境的影响或有关这一活动的决定的规定（按照原则 9）应当受到适当的监督。

原则 11

各国应当努力酌情达成双边的、区域的或多边的安排，以便在互惠的基础上，就它们控制或管辖的、有可能给其他国家或本国管辖范围以外的地区带来重大影响的那些活动的潜在

环境后果提供通知、交换资料，以及进行经同意的协商。

原则 12

当做为环境影响评价之一部分而提供的资料表明，另一国家的环境可能因拟议中的活动受到重大影响时，计划进行这一活动的国家应当尽可能：

（a）将拟议中的活动通知可能受到影响的国家；

（b）将环境影响评价的一切有关资料转交给可能受到影响的国家，这种转交不受国家法律或规章的禁止；

（c）在经有关的国家之间同意时，及时进行协商。

原则 13

应制定适当措施以确保环境影响评价程序的实施。

注：在本文件中，对计划活动的环境影响所作的评价被称为环境影响评价。

附录Ⅱ　联合国1991年2月25日于Espoo（芬兰）签订的
——关于跨越边界区（建设项目）的
环境影响评价公约

本公约的各方

·考虑到经济活动和由此产生的环境后果之间的相互关系。

·认识到需要确保环境的健康和持续的发展。

·决定增强（加强）国际间在环境影响评价方面的相互合作，特别是跨越边界区方面的相互合作。

·意识到研究先行政策的重要性和必要性，做到对一般的，特别是跨越界区的重大、有害的环境影响的预防、调节和监测。

·回顾联合国宪章；人类环境的斯德哥尔摩宣言的有关条款；欧洲安全和合作大会形成的最终条例以及欧洲安全和合作大会所有参加国的马德里和维也纳代表大会的闭幕文件。

·表彰各国正在进行的活动，通过各国的法律和管理条例认识各国的政策，以确保环境影响评价的执行。

·意识到在应用环境影响评价作决策时，需要在早期详细考虑环境的各方面因素，作为提高供决策人使用的情报资料质量的一个必需的工具。从而能对环境作出正确的决定，最大限度地减少重大、有害的影响，特别是跨越边界的影响。

·鉴于国际组织在促进利用环境影响评价达到国内和国际水平方面所做的努力；考虑到在联合国欧洲经济委员会领导下进行的环境影响评价工作，特别是环境影响评价大会（1987年9月，华沙，波兰）所取得的成果，以及注意到被联合国环境规划署理事会所采用的环境影响评价方面的原则、条例和持续发展的部分宣言（1990年5月，奥尔根，挪威）。

一致通过如下：

第一条　定　义

本公约的目的

（1）除文中另行说明，“各方”意为本公约的契约方；

（2）“原方”意为本公约的契约的一方或各方在其管辖范围内设想会进行一项建设活动；

（3）“受影响方”意指本公约的契约方或各方可能受到跨越界区的建设项目所带来的影响的一方；

（4）“有关方面”意指按本公约进行环境影响评价的原方和受影响方；

（5）“计划要做的建设项目”意为按照国家的合法程序，经主管当局决定的任何一项活动或任何一项活动的主要变化；

（6）“环境影响评价”是指用于评价一项建设活动可能对环境产生的影响的一个程序；

（7）“影响”指任何由建设活动造成的对环境的影响，包括对人类健康和安全，对植

物、动物、土壤、大气、水、气候、风景、名胜古迹的影响，或对其他建筑物的影响，或由此造成的这些因素之间的相互影响。同时也包括对文化遗产的影响或对由这些因素变化造成的社会经济条件的影响；

（8）“跨越界区影响”指某一管辖范围内某一地方由建设活动造成的影响，而建设活动所处的自然（地理）位置全部或部分处于另方管辖；

（9）“主管当局”指由一方委托，负责本公约所列各项工作进行的一个或多个部门；或者是指由一方委托对一项建设活动做决定的一个或多个部门；

（10）“公众”指一个或更多的自然人和法人。

第二条 总 则

1．各方无论是独自还是联合行动，都应采取一切合适的、有效的方法来预防、减少和控制由建设活动造成的重大有害的边界区的环境影响。

2．各方应采取必要的法律、行政或其他方法来履行本公约的各项条款，包括附件一所列的建设活动有可能造成的边界区重大的、有害的影响，附件二所述的允许公开参与的环境影响评价程序的建立和环境影响评价文件的准备。

3．原方应确保依照本公约的条款，在进行附件一所列的有可能对跨越界区造成有害、重大影响的建设活动之前，委托进行环境影响评价。

4．原方应始终按照本公约的条款，确保将附件一所列的对边界区有可能造成严重有害影响的建设活动通知受影响的一方。

5．有关的契约方应对附件一中未提到的但也可能对界区产生严重有害影响的建设活动进行讨论、研究，并按所提到的项目那样进行处理。只有契约的各方达成一致同意意见后，方可进行一切项目建设。鉴定重大、有害影响的标准，条款将在附件三中说明。

6．原方应根据本公约的条款为有可能受到影响的一方提供机会使之参与有关建设项目环境影响评价程序，还应保证为受影响方提供的机会与为原方提供的机会相等。

7．按照本公约的要求，对环境影响评价的最低要求应达到建设项目工程水准。为达到一定的程度，契约的各方应力图将环境影响评价的方针应用到政策、规定和计划当中去。

8．本公约的各项条款不影响契约各方履行国家的法律规则、行政规定的权利或接受合法行动来维护有损工业和商业秘密或国家安全的一切情报资料。

9．本公约的各项条款不影响契约各方通过双边或多边协议去履行合适的，比本公约更为严密的各种措施的权利。

10．本公约的各项条款不会侵害契约各方按国际法进行有关已经形成或可能形成对边界区影响活动的职责（合约）。

第三条 通 知 书

1．对附件一中所列的可能造成严重不利影响的建设项目，原方应本着确保第五条下的充分和有效地协商的原则，尽早通知任何可能受到影响的一方，不得迟于建设项目自己的一方。

2．本通知书应包括：

a．有关建设项目的资料，包括任何可能对边界区产生危害影响的各方面的资料；

b．可能形成的决议的原件；

c．按本条款第三自然段要求的时间说明，以考虑建设项目的性质；也包括本条款第5段所列的资料。

3．受影响方应在通知书中所指定的时间内给原方作出答复，告知收到通知书，说明是否打算参与环境影响评价过程。

4．如果受影响方表示不打算参加环境影响评价程序，或如果在通知书所规定的时间内未做出答复，那么本条款第5、第6、第7和第8以后第4、第7条款不予实施。在这种情况下，原方有权按照本国法律和实践决定是否执行环境影响评价。

5．一旦接到受影响方的答复，表示愿意参与环境影响评价程序，原方应为受影响方提供（如果还未提供的话）；

a．有关环境影响评价程序方面的资料，包括评论传送时间计划说明；

b．建设活动（项目）的有关资料和可能对边界区造成的严重危害影响。

6．受影响方应按原方的要求提供其管辖范围内最新的对环境有潜在影响的资料，这些资料在准备环境影响评价文件时都是必需的，资料的提供需迅速、及时、准确。

7．当一方认为自己有可能会受到附件一中所列的建设项目带来的对边界区的严重影响，未按本条款第一段的要求接到通知，有关方面根据受影响方的要求，交换充足的材料以供讨论决定是否会造成有害影响。如果各方一致认为有可能造成对界区的影响，那么，应相应地采用本公约，如果各方对是否会带来界区影响不能达成一致意见，可按附件四的规定将问题提交咨询委员会，由他们作顾问，判断是否有对界区造成影响的可能性，排除他们同意用另外的方法解决问题。

8．有关各方应保证通知可能受到影响的一方，并（如有可能）提供评估意见或对建设活动提出的反对意见，或是将这些评估、反对意见传送给原方能解决问题的部门，或直接传送给本署，也可通过原方传给本署。

第四条　环境影响评价文件的准备

1．提交给原方主管当局的环境影响评价文件至少应包括附件二中所列的资料。

2．原方应为受影响方提供环境影响评价文件。有关方面应将文件传发给有可能受到影响的周围地区的主管当局，向原方的主管当局提出评估意见，也可以直接提交本署或通过原方在建设项目决定前的合适的时间内提交。

第五条　环境影响评价文件准备后的协商会

原方在环境影响评价文件准备完毕后，应及时开始与有关受影响方召开磋商会议，讨论建设活动可能产生的影响以及减少或消除影响的方法。协商会应与下面内容有关：

a．尽可能地向建设项目方提供可供选择的方案，包括可能调节、控制边界重大影响的方法以及由原方负担情况下去监测这些方法的效果；

b．其他有助于减少建设项目对边界有害影响的方法；

c．其他与建设有关的情况。

各方在这个协商会一开始就应该在时间问题上达成一致意见，即协商会应持续多长时间。

第六条　最终决议

1．各方在作出建设项目的最终决议时应保证将环境影响评价的结果作为应有的一项，包括环境影响评价文件的提供和按照第三条第8段、第四条第2段收到的评估意见，以及第五条提到的协商会的结果。

2．原方应向受影响方提供有关建设项目的最终决议以及理由和补偿。

3．有关一个建设项目造成重大影响的资料，在项目做出决定时仍未准备完毕的话，将会大大地影响决议的形成。这些资料在项目开始前是必要的，应立即通知有关方面。如果有一方提出要求，就应召开协商会，以便决定是否需要重新修改决议。

第七条　工程项目分析

1．有关方面应根据任何一方的要求，决定是否需要进行某种程度的工程分析。由根据本公约承担环境影响评价的单位来考虑项目可能产生的对环境的有害影响，所进行的工程分析应特别包括：项目的监督、有害影响的确定。监督和确定有害影响应围绕附五中所列的目标来进行。

2．作为工程项目分析的结果，原方或受影响方有理由总结得出结论，是否已经发现重大危害的影响以及造成这些影响的因素，应将此情况立即通知其他方面。有关各方接着协商出必要的措施（方法）去减轻或消除这种影响。

第八条　双边和多边合作

各方可继续进行或开始新的双边或多边协议，或作出其他安排以便履行本公约的各项职责。这种协议和安排应建立在附件六中所列的内容基础上。

第九条　研究计划（方案）

各方应特别考虑研究方案的提出、强化，着眼于：

a．改进和提高评价建设项目影响的定量方法；

b．对于造成影响因素之间的相互关系以及它们在综合环境管理方面的作用要有充分的认识和理解；

c．分析和监测建设项目决定后执行的情况，以减轻或预防影响；

d．开发研究有创造性的方法，找出可供建设项目、生产、消费等活动选择的合理方法，减少对环境的污染；

e．研究巨大经济规模的环境影响评价理论（规则）的应用方法。

以上所述的计划方案的结果应在各方之间相互交换。

第十条　附件的地位

本公约所附的附件是整个公约的一个组成部分。

第十一条　各方会议

1．各方召开会议，内容尽可能与ECEC欧洲经济委员会、政府环境与水问题高级顾问年会有关。首次会议不得迟于本公约开始生效之日后的一年召开。此后，各方会议也可以根据需要在其他时间召开，或由任何一方写出书面申请要求，由秘书处在六个月内将申请要求转达给各方，会议应至少得到三分之一方的支持。

2．各方应保持连续地履行本公约，将之牢记在心：

a．评估各方环境影响评价的政策和方法，以便进一步改进界区环境影响评价程序；

b．对于总结和完成双边和多边合作或其他有关界区环境影响评价的应用等方面所取得的经验和资料，应互相交流；

c．请求国际主管部门和科学委员会，在完成本公约的有关理论和方法等方面进行帮助；

d．在首次会议上，就应考虑和一致通过会议程序的规则；

e．考虑并通过（有可能的话）本公约的修改意见；

f．考虑和解决因完成本公约而提出的任何其他情况。

第十二条　选举投票权

1．本公约的每一方都一票。

2．除了本条款第一段所提的权力之外，地方经济联合组织在其能力所及范围之内，用于它们的成员国一本公约的各方相等的票数，行使自己的选举权。如果这些组织的成员国只选举自己的一方，那么，这样的组织不能行使投票权，反之亦然。

第十三条　秘书处

欧洲经济委员会执行秘书处应履行以下秘书处的职责：

a．召集和准备各方会议；

b．将收到的与本公约有关的报告和资料传达给各契约方；

c．其他职责的履行由本公约或由各契约方所涉及内容而定。

第十四条　本公约的修改

1．任何一方都可对本公约提出修改意见。

2．所提出的修改方案，以书面形式提交秘书处，由秘书处将之转达给契约方。在下次的各契约方会议上将对所提出的修改方案进行讨论，所提出的修改方案至少应提前90天由秘书处转达给契约方。

3．各方应尽可能对所提出的本公约的修改方案达成一致意见。如果尽了一切努力，也未能达成一致意见，最后将采取投票方式，以四分之三的多数票数通过。

4．根据本条约第三段所采用的本公约的修改方案，由受委托人提交给所有契约方批准、认可或接纳。一经各方认可、通过、接纳，本修改方案在收到由委托人转发的通知书一一告之修改方案以四分之三的多数票通过，以后的第九十天开始生效。此外，对于其他契约方，

方案也是在契约方接到修改方案批准、认可书后的第九十天开始生效。

5．对于本条款来说，“契约的各方赞成和投票”指契约各方赞成，投同意票；不同意，投反对票。

6，本条款第三段所述的投票方法并无意要为欧洲经济委员会以后的协商会达成一致意见创造一个惯例。

第十五条　分歧的解决

1．如果在两方或两方以上之间，对于本公约的阐述或应用产生了意见分歧，可通过协商解决或寻求契约方可以接受的其他解决意见分歧的方法。

2．一旦鉴定、认可、接受、通过或同意本公约，在此后的任何时间，一方也可用书面形式向委托人宣布，未能按照本条款第一段解决分歧，而接受下面其中一种或两种解决分歧的方法，作为各方接受同样职责的强制手段：

a　将分歧提交给国际法院；

b　按照附件七所列的程序进行仲裁。

3．如果契约方已经接受了本条款第二段的解决分歧的两种方法，除非契约方同意别的方法，否则就可只将意见分歧提交给国际法院。

第十六条　签　　名

本公约从1991年2月25日至3月1日在Espoo（芬兰）公开签字。此后一直到1991年9月2日这段时间里，在纽约联合国总部，由欧洲经济委员会成员国签字；（按照1947年3月28日经济和社会协商会36号决议，成员国具有与欧洲经济委员会进行协商的权力）由欧洲经济委员会主权国组成的地方经济联合组织签字。成员国已转达了有关本公约的权限，包括与有关这些事情缔结条约的权限。

第十七条　批准、认可、承认、通过

1．本公约须经各签字国地方经济联合组织批准、认可、通过方可生效。

2．从1991年9月3日起，本公约通过第十六条所提到的各成员国和组织的批准、认可。

3．批准、承认、认可同意书存放于联合国秘书处，由秘书处履行受托人的职责。

4．第十六条所提到的任何一个组织——成为本公约的契约方，但其成员国未成为本公约契约方，有义务执行本公约所有职责。在这些组织中，其一个或多个成员国是本公约的一契约方的情况下该组织和其成员国各自决定履行本公约的责任和义务。在这种情况下，该组织和其成员国不予以同时履行本公约的权利。

5．在批准、承认、认可或同意书中，第十六条所提到的地方经济联合组织应声明其在本公约下的有关权限范围，该组织也应将其权限的有关修改意见通知受托人。

第十八条　开始生效

1．本公约在批准、承认、认可、同意书保存十六日之后为第九十天开始生效。

2．为了本条款第一段的目的，由地方经济联合组织保存的批准书不应看作是由这个组

织的成员国存放的批准书的附件。

3．对于第十六条所提到的批准、承认、同意本公约的每个国家和组织来说，在保存、批准、承认、认可、同意书第十六日后，同意、认可了。那么，本公约将在由该国和组织保存其批准、认可、同意、承认书之日后第九十天开始生效。

第十九条　退　　出

从本公约开始生效之日四年后的任何时间里，一方可以向受托人发出书面通知，要求退出本公约。受托人收到通知后的第九十天，撤约生效。撤约生效前本影响本公约第三条一第六条款的履行——就建设活动，按照第三条第一段的要求，做出书面通知；或按照第三条第七段的要求做出书面申请要求。

第二十条　正 式 文 本

本公约的原文英、法、俄文版，保存于联合国秘书处。为签名凭证，正式委托，在此签下本公约。

1991 年 2 月 25 日于 Espoo（芬兰）

参 考 书 目

1．曲格平，《中国的环境管理》，中国环境科学出版社，1989年

2．李连科，《哲学价值论》，中国人民大学出版社，1991年

3．余谋昌，《当代社会与环境科学》，辽宁人民出版社，1986年

4．N. J. 格林伍德等著，刘之光等译，《人类环境和自然系统》，化学工业出版社，1987年

5．苏文才等，《环境质量学概论》，河南大学出版社，1989年

6．郦桂芬，《环境质量评价》，中国环境科学出版社，1989年

7．王华东等，《环境影响评价》，高等教育出版社，1989年

8．蔡贻谟等，《环境影响评价手册》，中国环境科学出版社，1987年

9．奚旦立等，《环境监测》，高等教育出版社，1987年

10．桑玉成等，《公共政策学导论》，复旦大学出版社，1991年

11．黄以柱，《区域开发与规划》，广东教育出版社，1991年

12．黄瑞农，《环境土壤学》，高等教育出版社，1987年

13．梅纳德，M·哈弗斯密特等著，过孝民等译，《环境、自然系统和发展——经济评价指南》，华加工出版社，1983年

14．D. P. Chattopadhyaya, *Environment Evolution and Values*, South Asian publishers Pvt Ltd, 1984

15．H·M·Dix, *Environmental Pollution*, John Wiley and Sons Ltd, 1981

16．L·W·Canter and L·G·Hill, *Handbook of Variables for Environmental Impact Assessment*, Ann Arbor Science Publishers, Inc. 1979

17．James E. Dooley, *Risk Analysis for Health and Environmental Management*, Atlantic Nova Print, 1990

18．Jan Rotmans, *An Intergrated Model to Assess the Greenhouse Effect*, Kluwer Academic Publishers, 1990

19．R·A·Carpenter and J·E·Maragos, *How to Assess Environmental Impacts on Tropical Islands and Coastal Areas*, Asian Development Bank 1989

20．ADP (Asian Development Bank), *Trainning Workshop on Environmental Impact Assessment and Evaluation* Ⅰ, Ⅱ, Lucknow, India, 1988

21．World Bank, *Environmental Impact Assessment Guidelines for Industrial Development*, Office of Environmental and Scientific Affairs, Washington, D. C, 1985

22．World Bank, *Techniques for Assessing Industrial Hazards a Manual*, Office of Environmental and Scientific Affairs, Washington, D. C., 1985

