



饮用水水质风险 评价技术

杨 敏 安 伟 胡建英 著
肖淑敏 彭 辉 潘申玲



科学出版社



饮用水水质风险 评价技术

杨 敏 安 伟 胡建英 著
肖淑敏 彭 辉 潘申玲



科学出版社

北 京

内 容 简 介

本书系统全面地介绍了饮用水水质风险评价的方法和案例,汇集了在水专项”支持下饮用水水质风险评价科学领域的前沿成果,重点论述了饮用水水质风险评价方法及其案例应用。本书具有以下特点:①操作性强,全面介绍饮用水中病原微生物和化学物质的健康风险评价方法和案例,可为卫生、环境和市政专业学生学习环境风险评价提供了具体操作性范例;②可读性强,本书论述,数据图文并茂,深入浅出,简明易懂;③实用性强,强调方法的应用,兼顾教学与自学。

本书可作为卫生、环境及市政等领域专业人士参考用书,也可以用于高等院校本科生及硕博生教材。

图书在版编目(CIP)数据

饮用水水质风险评价技术 / 杨敏等著. —北京: 科学出版社, 2018. 6

ISBN 978-7-03-057874-7

I. ①饮… II. ①杨… III. ①饮用水-水质管理-风险评价-研究
IV. ①TU991. 21

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2018) 第 126422 号

责任编辑: 林 剑 / 责任校对: 樊雅琼

责任印制: 张 伟 / 封面设计: 无极书装

科学出版社 出版

北京东黄城根北街 16 号

邮政编码: 100717

<http://www.sciencep.com>

北京九州迅驰传媒文化有限公司 印刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2018 年 6 月第 一 版 开本: 720×1000 1/16

2018 年 6 月第一次印刷 印张: 9 1/4

字数: 200 000

定价: 98.00 元

(如有印装质量问题, 我社负责调换)

前 言

饮用水安全风险评估是我国安全保障中的重要环节。然而，我国在饮用水风险评估方面研究起步较晚。20 世纪 90 年代开始，风险评价已经成为国际上饮用水安全管理和标准制定的重要工具；但我国在饮用水水质管理方面仍然在沿用过去的老办法，既没有建立起用于风险评价的方法学基础，也缺乏开展风险评价的污染物暴露数据，标准制定也只能以借鉴参考其他国家标准为主，导致我国饮用水标准的制定及风险制定方法都不得不依赖于国外的标准和技术指南。实际上我国饮用水的消费习惯和污染类型，都和国外有很大区别，例如，我国人民喜欢喝开水和吃熟食，以致对病原微生物进行了二次消毒。针对我国在饮用水水质管理上落后的局面，“水体污染控制与治理”重大科技专项饮用水主题在“饮用水安全保障管理技术体系研究与示范”项目中设置了“饮用水水质风险评价方法及其应用研究”课题，目的是通过对 35 个重点城市的水源和饮用水的水质调查，揭示主要健康相关污染物在我国代表性水源及饮用水中的暴露水平；开展饮用水健康风险评价方法研究，并以重点城市水质调查数据为基础选择若干污染物进行风险评价，形成我国开展饮用水水质健康风险评价的方法和数据基础，为我国饮用水水质管理及标准制定及国际接轨提供科技支持。

针对不同的污染物，本课题选择了熵值法、累积概率法及疾病负担法等不同的方法进行了风险评价。在方法学上也进行了一些积极的尝试，如在病原微生物风险评价上充分考虑了我国民众的饮用水消费习惯、人群分布特征及免疫状况；同时，以人体药代模型和污染物血液浓度为基础，建立基于人体内暴露的饮用水贡献率计算方法。此外，本课题开展了基于疾病负担法的风险评价，使得具有不同作用终点的污染物之间可以直接进行风险比较。本课题的成果不仅为我国饮用水水质管理提供了方法学支持，也为风险评价方法本身的发展做出了一定的贡献。

本课题在调查我国典型地区居民饮用水消费行为和饮用水摄入量的基础上，应用病原微生物学（隐孢子虫）和全氟化合物利用统合分析方法对不同来源毒性数据进行整合，初步构建了基于我国饮用水消费习惯、人群年龄分布及免疫状况的病原微生物健康风险评价方法，以及基于人群暴露累积概率分布的致癌污染物及非致癌污染物健康风险评价方法；尝试了基于流行病学数据构建剂量效应关

系，以及基于人体药代模型进行人群暴露量评价和饮用水贡献率计算的方法，最终构建了相对完整的污染物风险评价方法体系，并在此基础上完成了对隐孢子虫、氯乙酸和全氟化合物等几类污染物的定量风险评价。

本书以“饮用水水质风险评价方法及其应用研究”课题的研究成果为基础，在第2章对饮用水水质风险评价方法进行总体介绍，然后在第3章~第5章分别以隐孢子虫、氯乙酸和全氟化合物为代表，详细介绍病原微生物、致癌污染物和非致癌污染物的定量风险评价过程，并在第6章以若干消毒副产物及砷与氟等具有不同作用终点的污染物为例，基于疾病负担方法进行了风险排序的尝试。

作 者

2016年10月30日

目 录

第1章 概述	1
1.1 饮用水的风险管理	1
1.2 污染物的暴露数据	3
1.3 风险评价在饮用水水质标准制定中的作用	3
参考文献	6
第2章 饮用水水质风险评价方法	9
2.1 健康风险评价的方法概述	9
2.2 危害识别	10
2.3 暴露评价	13
2.4 剂量-效应评价	20
2.5 风险表征	24
参考文献	30
第3章 饮用水隐孢子虫健康风险评估	34
3.1 病原微生物隐孢子虫研究现状	34
3.2 原水中隐孢子虫污染分布情况	37
3.3 隐孢子虫暴露评估	40
3.4 隐孢子虫毒性评价	47
3.5 隐孢子虫风险计算	48
参考文献	52
第4章 饮用水中消毒副产物卤乙酸健康风险评价	57
4.1 卤乙酸的研究现状	57
4.2 卤乙酸的健康风险评价	62
4.3 对我国卤乙酸饮用水标准修订的建议	70
4.4 结论	77
参考文献	77
第5章 饮用水中全氟化合物健康风险评价	82
5.1 全氟化合物研究现状	82
5.2 全氟化合物暴露评价	86

5.3	全氟化合物毒性评价方法	89
5.4	健康指导值制定	92
5.5	全氟化合物风险计算	93
5.6	结论	95
	参考文献	96
第6章	基于 DALYs 的饮用水中污染物的风险估算和排序	100
6.1	风险排序在饮用水水质管理中的应用现状	100
6.2	消毒副产物的 DALYs 计算	101
6.3	氟化物的 DALYs 计算	110
6.4	饮水砷的 DALYs 计算	117
6.5	污染物的风险排序	123
6.6	结论	128
	参考文献	130
	缩略语	138

第 1 章 | 概 述

1.1 饮用水的风险管理

工业革命极大地促进了人口向城市集中，也催生出了将饮用水通过管道输送到千家万户的现代自来水系统。欧洲是工业革命的发源地，也是现代自来水系统的发源地^[1]。然而，人们很快就发现，这种将饮用水通过管道输送到千家万户的现代自来水系统在给人们的生活带来极大便利的同时，也给病原微生物的大规模、广范围传播提供了良好条件^[2]。病原微生物包括病毒、细菌、真菌和原生动物等，可通过生活或畜禽废水排放及暴雨径流等途径进入水源，成为影响饮用水安全的最主要问题。为了切断病原微生物通过现代自来水系统传播的途径，19 世纪末英国和法国等一些欧洲国家率先在自来水厂设置专门的消毒工艺。当时主要的消毒剂是氯气，也使用了臭氧^[2]。100 多年前，我国在上海市、天津市、台北市和北京市等城市开始建设由英国工程师设计的这种使用了消毒工艺的现代自来水系统。日本、美国的学者指出，这种具有消毒功能的现代自来水系统的普及对各国水系传染病的控制发挥了极为重要的作用^[3]。

然而，美国国家环境保护局（United States Environmental Protection Agency, USEPA）在 20 世纪 70 年代中期发现氯消毒饮用水中存在三卤甲烷（THMs）类消毒副产物（disinfection byproducts, DBPs）^[4]，这些 DBPs 有可能与流产和膀胱癌患病率上升有关^[5]。由此，饮用水中的 DBPs 成为当时人们关注的一大热点问题。随后大量研究发现，氯会同水中残留的天然有机物及多种人工化学品进行反应，生成种类繁多的 DBPs。据报道^[6]，饮用水中已经得到确认的 DBPs 多达 600 种以上，而且，至少还有上千种含 1~2 个氯原子的有机物的结构和毒性有待确认。因此，以病原微生物控制为首要选择就不得不接受一定程度的 DBPs 的潜在危害，如果放弃氯消毒就得承受一定程度的病原微生物传播的风险，如此，氯消毒这一曾经在保障人类健康和生命安全上发挥重大作用的技术成为饮用水行业一种两难的选择^[7]，也促使人们重新思考饮用水消毒问题。

以美国为代表的多数国家仍然坚持认为控制病原微生物是饮用水安全保障最优先的任务，饮用水输配过程中需要有余氯来保障生物安全；以德国、荷兰为代

表的一些欧洲国家为了彻底避免 DBPs 的产生, 取消了氯消毒工艺, 采取过滤和紫外线消毒等多级屏障来消除出厂饮用水中的病原微生物; 而对管网水的病原微生物主要通过降低生物可利用有机碳 (AOC)、选择生物稳定性高的管材及保障管网完整性等措施来进行控制^[8]。然而, 无论是哪种方式, 都很难保障饮用水的绝对安全。1984 年美国得克萨斯州发生通过饮用水传播的耐氯性隐孢子虫群体感染事件^[9]后, 世界各地不断有关于隐孢子虫群体感染事件的报道。1993 年美国威斯康星州密尔沃基市 (Milwaukee) 发生了历史上规模最大的一次感染事件^[10], 该市 161 万人中有约 40 万人出现了感染隐孢子虫的症状, 由此引起了世界各国供水界对通过饮用水系统传播的隐孢子虫导致大规模人群感染问题的高度关注。这一系列的事件表明, 仅仅依靠氯消毒并不能保障饮用水的生物安全。同时, 作为替代消毒剂的氯胺虽然能大幅降低三卤甲烷 (THMs) 等常规 DBPs 的产生水平, 但在一些前驱体 (如某些仲胺) 存在的情况下会产生毒性更强的亚硝胺类物质^[11]。即使取消氯消毒的供水系统, 有些病原菌也可以通过包裹在颗粒或其他生物体内等方式躲避紫外线消毒等各级屏障, 进入没有余氯的管网后寻找机会滋生。

近年来, 从饮用水中检出的农药、医药品和内分泌干扰物等痕量污染物又引起了人们对各种人工化学品可能导致的健康危害的关注^[12]。当前, 全世界已经登记注册的化学品超过 10 万种, 进入商品流通的化学品为 3 万~7 万种, 而且, 每年仍然有大量新的化学品被合成出来。大量人类有意或无意中产生的化学品在生产、流通和消费等过程中逐步向环境, 特别是水环境中扩散和积累, 最终可能会进入饮用水。通常情况下, 这些污染物以 10^{-9} g/L ~ 10^{-6} g/L 的水平在水中存在, 有些物质 (如农药和医药品等) 具有很高的生物活性, 而且常规的水处理工艺去除效率不高。因此, 对饮用水中的这类污染物如何进行管理和控制已成为一个新的问题。

综上所述, 水源中可能含有各种各样的污染物, 同时, 在制水过程中还会产生一系列的 DBPs, 导致饮用水中可能存在成百上千种污染物, 而且, 随着检测技术的进步, 被检出的污染物数量还会不断增加。因此, 从现实的角度来看, 人类不可能对饮用水中可能出现的各种污染物都进行同样的管理。在这种情况下, 利用风险评价的手段进行饮用水水质管理显得非常重要。风险也就是污染可能导致的危害, 通常用危害发生的概率来表示。在对污染物进行风险评价时, 我们不仅要考虑污染物的毒性强度, 还必须考虑人对污染物的暴露途径及暴露量, 然后根据风险大小筛选出高风险污染物进行管理和控制。这样, 我们才能够采用较小的代价取得更好的饮用水安全保障效果。

1.2 污染物的暴露数据

污染物风险评价的前提是要有充分的污染物暴露数据。如上所述,迄今为止已报道的饮用水污染物高达上千种,对所有污染物全部进行暴露水平调查成本太高,而且也没有必要。通常情况下,不同的工农业产业结构、环境管理水平或水源类型都会导致水源污染存在显著的差异。例如,在规模化、集约化农业生产区域,各种农药和动植物生长促进剂的污染水平较高;在化工业密集的区域,各种有机溶剂、化工中间产物及一些特定的化工产品的污染水平较高;在城市污水处理率较低的区域,水源中耗氧量、病原微生物和氨氮的污染水平较高;在湖库型水源地,藻类代谢产物(如藻毒素和臭味物质)含量会高于河流型水源;而地下水源可能含有铁、锰、砷和氟等地质构造形成的污染物。

因此,各世界国在开展污染物调查时,都会根据本国的实际情况,结合国际上相关研究的最新结果,确定一份目标污染物清单。我国在“十一五”期间,依托国家“水体污染控制与治理”重大科技专项课题“饮用水水质风险评价方法及其应用研究”,课题组组织了针对全国35个重点城市127座自来水厂的水源水、出厂水和部分管网水的两次水质调查,水质指标除了《生活饮用水卫生标准》(GB 5749-2006)中规定的106项以外,还包括22种全氟化合物[全氟辛磺酸盐(PFOS)、全氟辛酸盐(PFOA)]、标准外大量使用的农药(乙草胺和仲丁威等6种)、新型DBPs(9种亚硝胺类物质、标准外的7种卤乙酸)、标准外的多环芳烃(15种)、雌激素(5种)、主要致嗅物质(二甲基异炭醇和土臭素等)、标准外的邻苯二甲酸酯(2种)及高氯酸盐等指标,总数达到170项。本次水质调查覆盖的供水量占35个重点城市平均公共供水量的54%,获得了迄今为止我国检测指标最多、覆盖面最广的饮用水水质数据,为开展全国饮用水水质风险评价奠定了良好的基础。

1.3 风险评价在饮用水水质标准制定中的作用

饮用水水质标准是世界各国对饮用水水质安全进行管理的主要依据^[3]。世界卫生组织(World Health Organization, WHO)所制定的《饮用水水质准则》考虑到了多个国家的水处理条件和最新的毒性数据,提供了一种世界范围内饮用水水质安全的准则。诸多国家中,美国对饮用水水质标准制定最为重视,制定了一套非常严谨的程序,形成了较为完善的饮用水水质标准制定方法,这些程序和方法也是世界各国学习、借鉴的对象。美国最早于1914年颁布了《公共卫生署饮用水

水质标准》，当时只有两个细菌学指标。该标准经过 1925 年、1942 年、1946 年和 1962 年的历次修订，截至 1962 年水质指标增加至 28 项。1974 年美国国会通过了《安全饮用水法》(Safe Drinking Water Act, SDWA) 以后，USEPA 于 1975 年首次发布了具有强制性的《饮用水一级标准》，并于 1979 发布了非强制的《饮用水二级标准》。随着各种污染物不断从饮用水中检出，USEPA 于 1986 年对 SDWA 进行了重大修正，将 83 种污染物列为控制目标，要求分年度进行评价和确认。

根据 SDWA 和《1986 年安全饮用水法修正条款》的要求，美国至少每 6 年要对《饮用水一级标准》进行一次修订，以便能及时吸收最新的科技成果。同时，USEPA 开始采用美国国家科学院 (National Academy of Sciences, NAS) 于 1983 年提出的风险评价方法制定标准^[13]，该程序需要经过以下四个方面的评估。

1.3.1 检测技术可行性

对需评价的污染物，必须要求污染物水质判断的结果是可信任的。这对水质检测方法提出了很高的要求：分析方法必须可靠，而且开展水质分析所需的条件在一般的水质检测单位都能满足。决定一种污染物分析方法是否可行，主要考虑以下几个因素：①分析方法的灵敏度和重现性；②方法的抗干扰性（方法专一性）；③方法具有普遍适用性，常规的水质检测实验室具备相应的分析条件，技术人员经过简单的培训即可掌握方法；④分析成本合理，要求的检出限不能过于严格，只要充分达到安全阈值范围即可，并且费用在一般的检测单位能够承受的内范围。

方法检出限 (method detection limit, MDL) 或实际定量限 (practical quantitation limit, PQL) 通常用来表达方法的灵敏度^[14]。仪器对污染物浓度存在一个响应阈值，一旦低于这个限值，仪器就无法检出（浓度值为 0）。因此，MDL 被定义为“在 99% 的置信度下，一种物质被检测高于零的最低浓度”，而 PQL 被定义为“一种化学物在常规实验室条件下以指定的精确度和准确度就可以被可靠地检测出来的最小浓度”。由于操作者、仪器、基质不同，MDL 很难在不同实验室之间重复出来，所以，使用 PQL 比较符合执行标准的要求。

1.3.2 健康影响

对一种污染物是否进行风险评价，首先需要对其污染的健康危害进行甄别，对现有的毒理数据进行整合。污染物主要分病原微生物和化学物质，其中，化学物质的毒性作用终点分类，主要分为非致癌和致癌作用^[15]。

非致癌危害效应：参考剂量（reference dose, RfD），即人体终生暴露都不会受到明显危害的日入口暴露量^[16]。确定 RfD 时，需要对动物实验或流行病学调查数据进行综合评估。在毒性评价实验中，不会引起毒害效应的最高剂量被称为无影响作用剂量（no observed adverse effect level, NOAEL），而发现有毒害效应的最低剂量被称为最低毒性剂量（lowest observed adverse effect level, LOAEL），LOAEL 也被称为临界效应，再根据人体特征折算成 RfD^[17]。

如果数据比较充分，从可靠性的角度，一般优先考虑采用基准剂量（benchmark dose, BMD）替代 NOAEL 来估算 RfD^[18]。BMD 是指根据实验数据，采用剂量-效应曲线进行模拟，并外推得到 BMD，而 BMD 的置信下限（95%）值（benchmark dose modelling, BMDL）通常用来替代 NOAEL。

致癌效应：致癌效应的数据可以分为定性评估（危害识别）和定量评估（剂量-效应评估）两部分^[19]。对致癌物质进行定性评估包括对证据分量的评估，需要从动物致癌数据、人类致癌证据及一些可能的致癌机理三个方面进行综合考虑。

在 USEPA 的致癌风险评估中，根据污染物对人类致癌可能性程度差异进行了如下分级^[20]：A，对人类有致癌性；B，很可能使人类致癌；C，有可能致癌；D，评估致癌信息不足；E，没有人体致癌证据。致癌作用强度量化则由其作用方式决定。如果致癌的潜力是线性的，这种潜力可以用斜率因子（slope factor, SF）来描述。如果癌症是非遗传毒性机制（如再生性增生）作用的结果，而且对剂量来说不存在线性响应，采用一个类似于 RfD 的阈值来进行量化，该值是根据致癌模式中剂量-效应关系中的前兆效应来确定的。

SF 代表随着化学污染物浓度增加导致癌症发生概率增长的潜力^[20]。由于致癌污染物无安全阈值，在环境中也不可能彻底将其清除，通常设定一个可接受的致癌发生概率（ $10^{-6} \sim 10^{-5}$ ）^[21]，该值通常作为制定环境基准的参照效应值（effective dose, ED）。

然而，由于人体数据缺乏，绝大部分污染物没有充分的流行病学数据，大部分情况是通过选择不确定因子从动物数据外推到人体数据。根据数据的充分性不同，不确定因子有较大差异（一般为 1、3、10 三个数值），具体选择可以参照《化学物质的风险评价》相关内容^[19]。

1.3.3 饮水水中暴露水平

进行风险评价之前，确定污染物在供水系统中的暴露水平是风险评价和水质标准制定的重要基础^[22]。在评估人体的污染暴露水平时，不仅要有污染物的浓

度数据,还需要供水的人口数量、样品类型(原水或出水)及样品采集的时间、周期和频率等信息。在进行风险评价时,水质数据质量非常关键。水质数据主要来源包括:①管理部门或者自来水厂日常监测数据;②文献数据;③未纳入法规但是被要求检测的污染物;④科研项目数据;⑤行业调查数据;等等。通常碰到的情况是污染物并非在所有样品中被检测出,大部分情况下都是只有少部分被检测出来即存在左删失数据,如何进行左删失数据的恢复也是风险评价过程中的一项重要工作。

1.3.4 控制技术可行性

标准制定过程中,由于经济发展水平的限制,通常不得不考虑技术的经济可行性问题。因此,美国在制定过程中采用比较弹性的做法,即设定一项处理技术(TT)来替代。TT就是规定用一种处理方法(如过滤、消毒或其他控制饮用水中污染物浓度的方法)来保证达到预期的处理效果。例如,对饮用水中的两虫(隐孢子虫和贾第鞭毛虫)进行可靠检测的成本将会非常高,因此,USEPA要求采取有效消毒和过滤等措施来达到99%的去除率或灭活率^[23],也就是说,在实验室通过可靠的实验及检测,确定了某项处理技术及规范能够保证两虫的去除率或灭活率,在实际使用中只要严格执行该项技术规范,不必再检测两虫。

我国在1956年12月颁布了第一部饮用水水质国家标准,当时设有15项指标。此后经过1959年、1976年和1986年三次修订,水质指标数增加至35项。2006年,卫生部和国家标准化委员会联合发布了《生活饮用水卫生标准》(GB 5749-2006)^[24]。这次标准修订改动非常大,水质指标增加至106项,增加了71项,并修订了8项,包括微生物指标6项,饮用水消毒剂4项,毒理指标74项,感官性状和一般理化指标20项,放射性指标2项。但由于缺乏方法学和基础数据的支持,此次标准的修订仍然是以美国、欧盟、俄罗斯、日本及WHO等国家和组织的现行标准为蓝本确定指标及其限值。

参 考 文 献

- [1] Howe C W. Benefit-cost analysis for water system planning [J]. Water Resources Monograph, 1971, 2 (2): 184-187.
- [2] Hutzinger O. The Handbook of Environmental Chemistry [M]. Berlin: Springer-Verlag, 1980.
- [3] WHO. Guidelines for Drinking- Water Quality 4th ed [M]. Geneva: World Health Organization, 2011.
- [4] Bunn W W, Haas B B, Deane E R, et al. Formation of trihalomethanes by chlorination of surface water [J]. Environmental letters, 1975, 10 (3): 205-213.

- [5] Waller K, Swan S H, Delorenze G, et al. Trihalomethanes in drinking water and spontaneous abortion [J]. *Epidemiology*, 1998, 9 (2): 134-140.
- [6] Zhang H, Zhang Y, Shi Q, et al. Study on transformation of natural organic matter in source water during chlorination and its chlorinated products using ultrahigh resolution mass spectrometry [J]. *Environmental Science and Technology*, 2012, 46 (8): 4396-4402.
- [7] Sedlak D L, von Gunten U. The chlorine dilemma [J]. *Science*, 2011, 331 (6013): 42-43.
- [8] Payment P. Poor efficacy of residual chlorine disinfectant in drinking water to inactivate waterborne pathogens in distribution systems [J]. *Canadian Journal of Microbiology*, 1999, 45 (8): 709-715.
- [9] D'Antonio R G, Winn R E, Taylor J P, et al. A waterborne outbreak of cryptosporidiosis in normal hosts [J]. *Annals of Internal Medicine*, 1985, 103 (6_Part_1): 886-888.
- [10] Mackenzie W, Hoxie N, Proctor M, et al. Massive waterborne outbreak of *Cryptosporidium* infection associated with a filtered public water supply, Milwaukee, Wisconsin, March and April 1993 [J]. *New England Journal of Medicine*, 1994, 331 (3): 161-167.
- [11] Richardson S D, Jr A D T, Caughran T V, et al. Identification of new drinking water disinfection by-products from ozone, chlorine dioxide, chloramine, and chlorine [J]. *Springer Netherlands*, 2000, 123 (1-4): 95-102.
- [12] Schwarzenbach R P, Escher B I, Fenner K, et al. The challenge of micropollutants in aquatic systems [J]. *Science*, 2006, 313 (5790): 1072-1077.
- [13] National Research Council. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process [M], Washington, DC: National Academy Press, 1983.
- [14] Scroggin D G. Detection limits and variability in testing methods for environmental pollutants: Misuse may produce significant liabilities [J]. *Hazardous Waste and Hazardous Materials*, 1994, 11 (1): 1-4.
- [15] Zeise L, Wilson R, Crouch E. Use of acute toxicity to estimate carcinogenic risk [J]. *Risk Analysis*, 1984, 4 (3): 187-199.
- [16] Barnes D G, Dourson M. Reference dose (RfD): Description and use in health risk assessments [J]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology Rtp*, 1988, 8 (4): 471-486.
- [17] Fox M A. Evaluating cumulative risk assessment for environmental justice: A community case study [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2002, 110 (Suppl 2): 203.
- [18] Barnes D G, Daston G P, Evans J S, et al. Benchmark dose workshop: Criteria for use of a benchmark dose to estimate a reference dose [J]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 1995, 21 (2): 296-306.
- [19] USEPA. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment [M]. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, 2005.
- [20] Albert R E. Carcinogen risk assessment in the U. S. Environmental Protection Agency [J]. *Critical Reviews in Toxicology*, 2008, 24 (1): 75-85.
- [21] Chowdhury S, Rodriguez M J, Sadiq R. Disinfection byproducts in Canadian provinces;

- Associated cancer risks and medical expenses [J] . Journal of Hazardous Materials, 2011, 187 (1): 574-584.
- [22] USEPA. Guidelines for Exposure Assessment [M] . Washington, DC: US Environmental Protection Agency, 1992.
- [23] Betancourt W Q, Rose J B. Drinking water treatment processes for removal of Cryptosporidium and Giardia [J] . Veterinary Parasitology, 2004, 126 (1-2): 219-234.
- [24] 卫生部与国家标准化管理委员会. 生活饮用水卫生标准 (GB 5749-2006) [S] . 2006.

第 2 章 | 饮用水水质风险评价方法

2.1 健康风险评价的方法概述

健康风险评价 (health risk assessment) 是环境风险评价的重要组成部分,是将环境污染与人体健康联系起来,通过估算有害因子对人体健康影响发生的概率,评价暴露于该有害因子的个体健康受到影响的风险。一般来说,饮用水中的污染物可以分为病原微生物和化学物质两大类。而根据毒性作用终点的不同,化学物质又可以进一步分为致癌物质和非致癌物质。因此,饮用水的健康风险对相应分为病原微生物、致癌物质及非致癌物质三种类型的健康风险评价。

人类很早就认识到环境受污染后可能会影响人体的健康。20 世纪 60 年代以后,科学家开始使用一些数学模型预测健康效应,首先在动物实验剂量-效应关系曲线的基础上估计人终身患癌症的发生概率。进入 80 年代后,随着毒理学及相关科学研究的深入,对化学物质危害的评价逐渐由定性向定量发展,环境健康风险评价作为联系环境毒理学、环境流行病学与卫生政策,以及科学家与卫生管理者之间的纽带,其作用日益受到重视。NAS 和国家研究委员会 (National Research Council, NRC) 经过反复研究,认为健康风险评价是保护公众免受化学物质危害及为风险管理提供重要科学依据的最合适方法,并于 1983 年提出了环境健康风险评价的基本步骤。1989 年,USEPA 参照上述方法也提出了与之相类似的环境污染物风险评价方法。由于各国制定的风险管理法律规定不同,不同国家采用的健康风险评价方法有一定差别。国际化学品安全规划署从 1993 年起召开了多次会议,最后确定健康风险评价的基本框架 (图 2-1),该框架包括四个步骤,即危害识别、暴露评价、剂量-效应评价和风险表征。

目前,“四步法”已经被广泛应用于饮用水中病原微生物、致癌物质及非致癌物质的健康风险评价,本章将针对这四个基本步骤作详细的介绍。

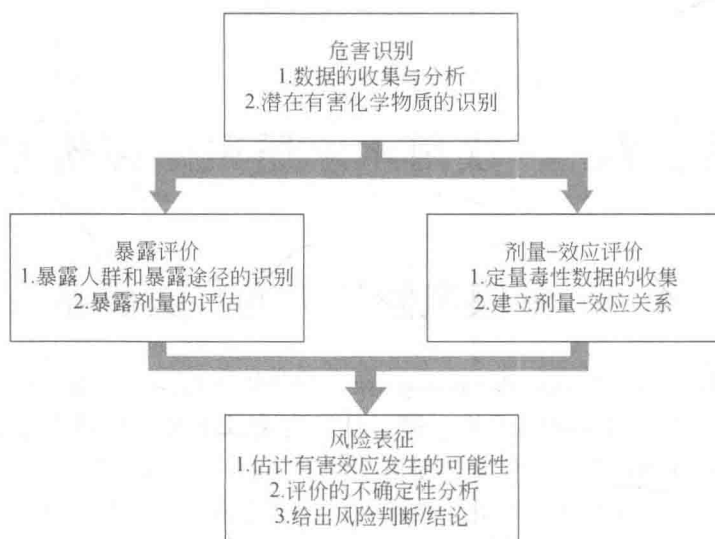


图 2-1 健康风险评价的基本框架

2.2 危害识别

危害识别是健康风险评价的第一步，主要是根据文献资料，判定某种特定污染物是否产生危害并进一步确定其危害的结果，由此筛选出目标污染物。

2.2.1 毒性数据资料

通常，危害识别的主要判断依据分为：①人类流行病学研究资料；②实验室条件下长期哺育动物的实证研究。

流行病学研究的资料可直接反映人群接触暴露后所产生的有害影响特征，不需要进行种属的外推，是危害识别中最有说服力的证据。但是，流行病学研究本身有局限性，在实际应用中受到了一定限制。其局限性表现在：首先，流行病学研究很难得到准确的暴露信息，因此，当混合暴露存在时，很难从流行病学研究资料中确定原因物质；其次，现有的资料往往来源于职业流行病学的研究，而职业流行病学的研究对象多数为成年男性，其对污染物的反应差异比一般人群要小得多，因此，所得结果有时很难用于预测一般人群的影响。

与流行病学研究资料相比，动物实验研究可较好地控制暴露情况、暴露对象及效应的测定等。对一些缺乏流行病学研究资料的化学物质或者尚未投入市场的