



IDENTIFY
The hazards

DETERMINE

Who might be at risk and how



ASSESS

The likelihood and severity of the risks

ACTIONS

Identify actions to eliminate or control the risks



EVALUATE

Conduct an evaluation



地下水水质与风险诠释程序范例

爱德华 麦克比恩

翻译: 贾克力



THE
GROUNDWATER
PROJECT

地下水水质与风险诠释程 序范例

The Groundwater Project

爱德华 麦克比恩

教授

加拿大圭尔夫大学工程学院

翻译：贾克力

中国内蒙古农业大学

地下水水质与风险诠释程序范例

The Groundwater Project
Guelph, Ontario, Canada

ii

本出版物受版权保护。未经作者的书面许可，不得以任何形式或以任何方式复制本书的任何部分（欲获得许可请联系：permissions@gw-project.org）。严禁进行商业分销和复制。GW-Project 著作可以免费从 gw-project.org 下载。任何人都可使用和分享 gw-project.org 网站链接下载 GW-Project's 著作。但是，不允许向其他网站直接提供 GW-Project 著作，也不允许将文件的副本直接发送给其他网站。请尊重这个让你和所有想了解地下水的人受益的免费知识来源。

爱德华 麦克比恩（作者）拥有版权©2023。

The Groundwater Project, Guelph, Ontario, Canada, 2023 出版。

麦克比恩.爱德华

地下水水质与风险诠释程序范例/作者（爱德华麦克比恩）- 加拿大、安大略、圭尔夫 2023，40 页

国际标准图书编号 ISBN: 978-1-77470-093-8

贾克力

地下水水质与风险诠释范例，2023，42 页

请注册 GW-Project 的电子邮件通讯录，以随时了解新书的发布、相关事件和参与 GW-Project 的方式。当你注册我们的电子邮件通讯录时，就帮助我们建立一个全球地下水团体，[注册](#)。

APA 第七版引用: 麦克比恩, E. (2023). [地下水水质与风险诠释范例](#). The Groundwater Project.



域编辑: 艾琳波特和约翰切里

董事会: 约翰切里、谢家华，卡尔维吉，埃弗顿德奥利维拉，和艾琳波特

筹划指导委员会: 约翰切里、范英、艾伦 弗里兹、谢家华、伊内克 卡尔维吉、道格拉斯麦凯、斯蒂芬 莫兰、埃弗顿 德 奥利维拉、贝丝 帕克、艾琳 波特、沃伦 伍德和严正。

封面: The Groundwater Project

翻译: 贾克力

献词

献给马太（Matthew）、德里克（Derek）、和梅丽莎（Melissa）因为他们是未来！

目录

地下水水质与风险诠释程序范例	I
作者	II
献词	IV
THE GROUNDWATER PROJECT (地下水项目) 序言	VI
前言	VII
致谢	VIII
译者致谢	IX
1 绪论	10
2 导致风险管理风险评估范例	13
2.1 风险内涵	13
2.2 风险评估	14
2.3 对风险进行量化的需求	15
2.4 地下水水质数据变化的来源	16
2.5 连续数据值的独立性	17
3 地下水水质风险诠释程序的范例	18
3.1 地下水质量风险评估的背景	18
3.2 暴露浓度导致风险的情景	18
3.2.1 例1: 饮用未经处理的地下水作为水源的人的砷暴露浓度	18
3.2.2 例2: 估计砷的摄入量(剂量)和村民因饮用含砷地下水患癌症的概率	20
3.2.3 例3: 概率性环境风险评估范例	22
4 总结	27
5 练习	28
练习1	28
练习2	28
练习3	29
练习4	30
6 参考	31
7 表格	33
表格1 正态分布曲线下面积表	33
表格2: 学生 t-分布的百分位数表	35
8 练习答案	36
练习1 答案	36
练习2 解答	37
练习3 解答	38
练习4 解答	39
9 作者	41
10 翻译	42

The Groundwater Project (地下水项目) 序言

在 2022 年 12 月举行的联合国 (UN) 水峰会上, 代表们同意将所有重要的地下水相关事件的陈述统一为一个综合的地下水要旨。这个要旨在联合国 2023 年水论坛大会上发布, 这是一个具有里程碑意义的事件, 在国际最高层面上引起了人们对地下水对人类和生态系统未来重要性的关注。这一要旨使地下水问题变得清晰, 可以促进全球了解解决世界地下水问题所面临的挑战和需要采取的行动。地下水教育是关键。

2023 年世界水日的主题“加速变革”是与 Groundwater Project (GW-Project) 目标一致。GW-Project 是 2018 年注册的加拿大非盈利组织, 从事把提高地下水教育作为一种手段来加速实施与我们重要的地下水资源相关的行动。为此目的, 通过地下水知识的全民化的方法, 创新和传播普及相关的知识。利用网站“gw-project.org”来实现我们的目的, 该网站的原则是“知识是免费的, 最好的知识应该是免费的知识”, 不计名利的。

GW-Project 的宗旨是促进全球地下水学习。通过向所有想学习地下水的人提供可获得的、吸引人的、高质量的教育材料——免费在线的和多种语言来实现的。简而言之, GW-Project 为人类和生态系统的未来提供了可持续发展地下水所需的基本知识和工具。这是一种新型的全球教育尝试, 是通过来自不同学科的国际专业人员的贡献而实现的。针对从儿童、高中、本科和研究生以及从事地下水工作者等不同层次的学习需求, 由学者、专业顾问、退休学者和专家来撰写书籍和学习材料。目前, 来自 127 个国家和六大洲的 1000 多名专职志愿者参与其中, 而且参与人数还在不断增加。未来几年, 数百本书将在网上出版发布, 首先是英文的, 然后是其他语言的。

GW-Project 书籍的一个重要原则是强调可视化清晰的插图, 以激发学员的空间思维和批判性思维。在未来, 这些出版物还将包括视频和其他动态学习工具。将随时发布这些书籍材料的修订版。鼓励使用者提出修改意见。

我们感谢读者您成为 GW-Project 团体的一员。我们希望能听到您对 GW-Project 材料的意见和感想, 并欢迎提出想法和成为志愿者!

GW-Project 董事会

2023 年 1 月

前言

风险是指导致问题发生的事件或情况。因此，风险辨识首先关注风险的来源，然后识别暴露于人或环境的风险，以及这些暴露风险是否值得重视，如果是，如何管理这些风险。风险暴露和管理的问题具有挑战性，因为风险可能有许多来源，每个来源又有多种暴露途径和管理选择，而且往往用于风险特征描述的数据有限。虽然我们通常会寻求避免风险，但一个人所做的每件事都存在风险，因此需要在可行的程度上管理风险。风险管理的一个例子是需要确定风险是否足够小，足以与我们在常态下可接受暴露的其他风险来源所构成的风险相匹配；如果是这样，因为风险不能完全消除，就可以决定接受这个新的风险。

麦克比恩博士从事风险评估和管理决策五十多年了。他是受污染地下水运移及其相应的影响污染水平现象的数学建模专家，他在本书中讨论的基础材料数据的统计诠释方面有渊博的知识。所面临的挑战在于，在一本书中这些问题不能得到充分全面地阐述。近年来，与评估地下水风险相关的信息和方法的演变已经发生了变化。这本书只是对这个迷人的课题研究与工程实践领域的初步见解，目的是为那些有兴趣做进一步研究这一领域的人提供指导。

约翰 切里 Groundwater Project 主任
加拿大、安大略、圭尔夫，2023 年六月

致谢

我非常感谢下列专家学者对本书所做的全面和有用的审阅和贡献。

- ❖ 艾琳·波特博士，美国科罗拉多矿业学院名誉教授；
- ❖ 约翰·切里博士，圭尔夫大学兼职教授；加拿大滑铁卢大学名誉教授
- ❖ 康妮·布赖森，编辑，*The Groundwater Project*，加拿大；
- ❖ 比尔·里克西，美国德克萨斯州休斯顿大学土木与环境工程系卡伦工程学院副教授；
- ❖ 亚历山大·孙，美国德克萨斯大学奥斯汀分校经济地质局高级研究员；和
- ❖ 马蒂斯·迪本纳尔；比勒陀利亚大学工程地质学和水文地质学副教授。
- ❖ 埃弗顿·德·奥利维拉，巴西希德罗普兰研究所主席，巴西阿瓜·苏斯坦塔维尔研究所（可持续水研究所）研究所所长。

我感谢阿曼达·希尔斯和*Groundwater Project*的排版团队对这本书的督导和排版的贡献。我感谢艾琳·波特（科罗拉多矿业学校，戈尔登，科罗拉多，美国）审阅、编辑和制作本书。

译者致谢

我非常感谢地下水项目翻译协调员艾米丽·霍洛德斯尼女士在本书翻译和编辑排版过程中给予的支持和帮助。感谢加布里·阿莫里姆先生对本翻译书的校阅。

1 绪论

风险评估是一个涵盖面广、应用广的方法，地下水只是风险评估在许多领域应用之一。一般来说，风险评估从不同类型和复杂性的定量和定性分析开始，然后制定与风险相关问题恰当的管理策略。风险评估旨在通过对某系统被评估风险问题添加结构和完整性，来更好地了解该系统。一般来说，风险评估体现了经验学习的启发式方法，是对风险的相对重要性的最佳知识估计

风险评估定义为一个辨识危害和评估其相关风险，然后实施合理的风险管理措施来消除或减少风险的系统过程。

为了更好地理解风险评估的概念，重要的是要明确风险评估不是单独应用的，而是作为更广范畴的风险分析的一部分。这个更广泛的风险分析内容包括风险评估、风险管理和风险沟通，每一个都作为整个程序的一个组成部分。具体来说，总的风险分析就由这三个组成部分构成：

1) 风险评估 尽管在本书中只考虑定量的风险评估，但是，风险评估可以是定性的或定量的。评估程序要对与危害相关的潜在不利影响做描述和估计。一个与地下水有关的例子是评估含有物理、化学和/或微生物溶剂水的消耗量。风险评估首先是辨识危害；其次是确定谁可能受到伤害（谁是接触危害的受体）以及暴露程度-例如，化学溶剂的暴露时间和浓度；最后，风险评估（例如，食用化学溶剂有多危险）。因此，第一部分的目的是对危害进行评估，包括评估通过采取控制措施，例如评估安装水处理设施消除危害或降低危害风险水平的影响。

2) 风险管理 是风险评估的第二部分。它包括权衡不同可能的管理备选方案，并根据风险评估的结果采取适当的行动。这需要探索一系列的管理替代方案，包括社会价值观、工程、经济、法律和政治等方面的问题。风险管理还需要制定如何管理风险的指南。

3) 风险沟通 - 风险评估第三部分是风险沟通，这有许多层次，包括向管理人员、政府人员和公众提供相关信息。这一阶段的复杂因素包括公众对科学事实的不同的观点，以及交换科学信息存在的困难。

综上所述，风险评估有三个组成部分：风险的来源，从来源到受体的传播/迁移，以及对受体的影响，如图1所示。这三种成分（来源、传播或受体）中缺乏任何一种都意味着没有风险，因为任一个受体无法暴露。在源和受体之间有许多风险传播途径（例如，通过地下水摄入；地下水通过蒸发进入到包气带，导致化学物质从土壤剖面通过类似空气鼓风机鼓风被吸入到家庭环境中）。然而，如果没有完整的使得该受体暴露的途径，那么就不存在风险（至少对该受体没有风险）

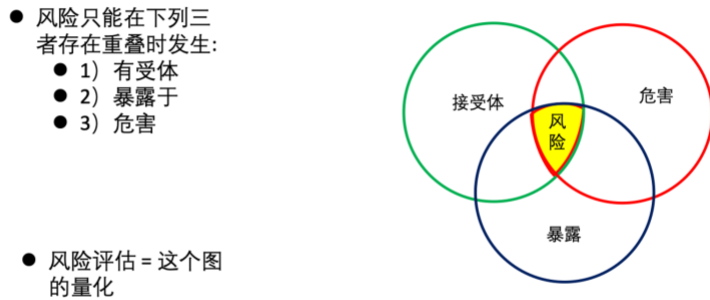


图 1 – 风险评估的三个组成部分。

环境风险是由环境数据确定的。而环境数据会存在以下的缺陷：数据来源的特殊性；对传播途径的评估；以及接收历时（受体活动引起的暴露持续时间）。因此，作为与地下水问题相关的风险评估的一部分，是有必要对环境数据进行诠释的。对于环境风险，需要评估环境事件潜在的严重程度和发生的概率。在处理环境数据时，要了解所涉及的一些基本概念，即风险评估是基于合理的数据和对这些数据的合理解释。

风险是衡量由于系统故障而暴露于潜在受体的不良后果的概率和严重程度组合；它可以只用事件的一个测度来表示（例如，耗水历时多久？）。风险是表示所评估的潜在损失，通常由对不良事件发生后果的数学期望来估计。

其结果是，风险可以表示为事件发生的概率和其所产生后果严重程度的乘积，如式(1)所示。

$$\text{Risk} = p S \tag{1}$$

式中：

Risk = 风险

p = 事件发生概率

S = 事件发生的结果或严重程度

事实上，风险的水平取决于危害的程度以及防止不利影响的保障措施或预防措施的数量；因此，风险也可以用以下概念关系来定义：

$$\text{Risk} = \text{灾害/预防措施}$$

或

$$\text{Risk} = f(\text{灾害}, \text{暴露}, \text{保障措施})$$

即：预防措施或保障措施是暴露的函数，或与暴露程度成反比。

与地下水水质有关的风险评估和管理要用事实性信息数据来确定地下水暴露于人和环境对健康的潜在影响。例如，通常会遇到确定一种化学物质从泄漏的位置经运移扩散、进入到地下水含水层中并到达饮用水井的范围程度。与地下水相关的风险管理包括权衡政策和补救替代方案；将风险评估的结果与工程数据以及社会、经济和政治问题相结合；并达成相应的风险管理决定。

风险评估的一个主要目标是制定系统的、全面的、负责的和有自我意识的风险管理决策。人们早就认识到，没有什么事情本身是完全安全的，也不是完全危险的，而是所涉及的目标、使用的方式和条件决定了危险或安全的程度。

本书讨论了估计和管理风险的方法，风险沟通的问题超出本书范围。本书的重点是与地下水相关的风险，然而，这些原理是普遍的，可以应用于广泛的情形。

2 导致风险管理风险评估范例

2.1 风险内涵

风险的概念是普遍的，因为它适用于广泛的问题。当应用于地下水，风险的重要应用是确定遭受危害的危险概率，例如不可接受的地下水质量，即水不可用或饮用有危险。为了进一步说明这一点，风险评估可以诠释为，评估地下水质量不可接受的可能性或频率（例如，在某些用途上超过水质标准和/或评估地下水质量的季节性变化）。

由于风险是可能导致问题的事件（例如，疾病或死亡），通常的做法是从关注风险的来源开始做起。这可能涉及到做风险评估，以评估现有的科学信息，包括剂量-反应关系和人暴露于某种化学物质的程度，其中某个指标（如化学物质的浓度）表明饮用该地下水是有危险的。

然而，需要区分第一节中提到的危害和风险。风险的特征是后果或影响乘以概率，如式(1)所示。另一方面，危害是潜在的伤害或不利影响（例如，某化学物，如果有暴露途径，就有可能使人生病）。重要的是要理解这种差异，以便根据是否只存在危害或是否真正存在风险而需要把资源集中采取行动。

危害是指有可能产生不希望产生的不良后果（如砷等致癌的化学物质）；暴露是对危害的脆弱性（例如，摄入含砷的水）。如果砷的浓度足够高，那么饮用后可能很快就会死亡。然而，如果砷浓度相对较低，但饮用受污染的水的持续了相当长的时间，那么由于可能多年的长期暴露，就会得癌症，并导致疾病/死亡。因此，风险是由于危害处境而产生不利影响的或然性或概率。对饮用水中的化学物等所造成的潜在危害性的评估，必须包括对有关该化学物的现有科学和技术信息、可能暴露的潜在受体的脆弱性以及可能的暴露方式和持续时间进行临界评估。

需要了解风险和不确定性之间的差异。如上所述，风险的特征是将事件后果或影响乘以概率。而不确定性是指对相关事件缺乏了解的术语。有几种类型的不确定性，主要类型有认知的和假设的不确定性。认识性的不确定性与可能发生的单一案例或可能正确的单一陈述有关。假设的不确定性与重复实验中各种结果的概率有关。

我们只能部分地观察到一些风险的影响。例如，在地下水水质方面，如果没有（尚未）关于未来暴露程度的充分信息，由于对暴露的了解有限，就可能存在不确定性。例如，全氟烷基物质和多氟烷基物质（PFAS）是我们目前还不太了解的新兴污染物。我们没有足够的信息来了解它们对健康的危害程度，对暴露情况也不是很了解（Dourson & Gadagbui, 2021 年）。

风险和不确定性都与风险评估的主题高度相关，这两个概念都必须作为风险评估的组成部分。例如，如果已知地下水中一种化学物质的浓度，并且充分了解其危害，那么可能就有足够的信息来描述确定由于将地下水作为饮用水而引起的疾病风险。然而，测量的浓度和/或对危害的描述界定也可能存在不确定性，这将导致地下水水质中某化学物对人类健康影响的评估结果。对风险和不确定性的了解都很重要，因为每年引入市场的大约 5000 种新化学物质中任何一种都可能成为一种新兴的污染物，而与该污染物相关的不利影响是以后才能知晓（McBean, 2019）¹。

为了说明地下水中某种物质的存在和健康问题是分开的，但却是很微妙的，McBean (2019a) 用了三章讨论风险评估，用了八章讨论不确定性的特征（即，有多少数据值可用，以及在浓度等参数确定方面的不确定性）。

风险评估的另一个重要因素是，社会趋于更多地参与许多决策中。例如，如果准备安装一污水管道，将某固体废弃物填埋场渗滤液输送到污水处理厂，社区会参与项目的评估，即确定如果管道泄漏，那么经常从附近水井取水的人是否存在风险。

通常情况下，来自公众（住在污水道管道附近、依靠地下水井供水的人们）的投入意见往往集中于拒绝接受他们可能面临的风险。人们可能不想承担这种风险，因此会拒绝任何提高他们潜在风险的提议。这种思维的流行缩写语是 NIMBY 表示“不在我的后院”或 NOPE 表示“不在地球上”。

因此，就有必要认识理解公众对风险的态度。其结果是，需要将风险与危害事件发生的机会联系起来。这就需要量化其发生的概率。它要求风险评估的程序必须合乎逻辑和透明，以促进与公众就如何计算风险进行对话。在实践中，通常要求对居民暴露化学物的风险是最小且是合理的。这可能很简单，比如比较不熟悉事件（如污水管道泄漏）的概率与公众熟悉的事件（如因吸烟或车祸而患癌症）的风险。这可能很简单，比如将一个不熟悉的事件（如污水管道泄漏）的概率与公众所熟悉的事件（如吸烟导致癌症或出车祸）的风险进行比较。

2.2 风险评估

简而言之，计算风险要素需要分成多个步骤来实现。首先，辨识风险，然后评估其管理措施是否有必要和可行（即，风险是否足够严重，足以证明需要努力控制或管理风险？）。这个过程需要考虑该事件发生的概率。单一风险被认为是一个特定个体在某危害事件实现或发生时造成特定危险而能维持一定程度的不良后果或不利影响的频率。

随着专业人士对评估程序的持续改进，制定风险评估和决定是否需要做风险管理往往是一个正在进行的工作。然而，随着评估程序的改进，甚至有更多的问题和不确定性被识别出来。不管怎样，当数据持续累积和知识库不断扩展时，理解基本原理并在理解中加入更新是很有必要的。

本书以最基本的形式来研究风险。方法是：

1. 辨识灾害或危险事件，
2. 分析与该危害事件相关的暴露，
3. 确定风险，和
4. 确定是否需要努力消除或控制风险（例如，这可能需要评估决策在利用地下水之前是否应处理地下水）。

因此，与地下水相关的风险涉及诸多方面。例如，附近的垃圾填埋场是否会将浸出污染物渗滤到地下水中，被污染的地下水是否运移到可能有人喝水的地方，是否有合理的依据来确定这种风险是否会对饮水人的健康造成影响？

风险在广泛的范围内与公众相关。表 1 显示了每个人每天可能遇到的风险的例子。每天，人们都在权衡所遇到的不同类型活动的风险（要认识到他们可能没有意识到任何程度的风险升高），并决定是否参与。冒险的刺激也可能影响他们是否参与的决定。

表 1-公众所遇到的日常风险的例子

风险例子	风险结果
开灯	可能触电
从楼梯台阶上摔下来	受伤
咖啡/茶中的咖啡因	血压升高
咖啡和茶中的甜味剂	与糖相关疾病恶化
花生酱	暴露于黄曲霉毒素（一种霉菌）和患肝癌的风险，特别是在发展中国家，花生的储存是一个重大问题
骑自行车去上班或锻炼身体	增加了发生事故的可能性
饮水	水氯化消毒副产品引起的癌症
砖和煤渣砖	暴露于氡之中，因此有可能发展为癌症
用于疾病诊断的 x 射线检查	诊断疾病本身就可能会导致癌症
空中旅行	暴露于紫外线辐射；有可能发生飞机失事或恐怖活动

从每天遇到的一系列问题的后果表明，在大多数方面，每个人都面临着许多风险。同样明显的是不能将所有风险降低到零风险，但我们可以——而且经常可以——避免一些风险。对于不同的情况，必须采用不同的方法才是适当的，可利用的数据也是有不同范围程度的。例如，与地下水水质有关的策略和关注点必须考虑到人与环境有关的风险（例如，考虑到盐度对植被的影响在许多方面比对人的影响更具挑战性；因此，要认识到与地下水有关问题的是面广和深远的）。

最终，风险评估需要同时考虑人类健康和环境。然而，风险评估由于涉及一系列维度而变得复杂，如一种化学物质的生物积累和生物放大的程度、生态建模的重要性以及对许多物种的生态剂量反应方法等。因此，风险评估和管理是数据密集型的，由于其适用于地下水问题（以及其他活动），就需要仔细考虑在空间和时间上数据的可变性和可利用性。

风险管理程序远远超出了风险评估的范围。需要对问题的诸多方面做全方面的研究，需要对事情的严重程度、收集额外数据的成本以及管理的可行性作出响应。

2.3 对风险进行量化的需求

风险可以表征为统计上可验证的或统计上不可验证的。

- 可统计验证的风险是与自愿或非自愿活动相关的风险，这些风险是通过大量观察数据确定的，如与饮用含砷地下水或食用砷污染地下水灌溉作物的食品的统计数据（Joseph 等人，2015a，2015b）。因为有大量的数据，这些类型的风险（例如，饮用受砷污染的水可能导致的癌症）就有可能进行相互比较。

- 统计上无法验证的风险来自于利用非常有限的观测数据集和数学方程的非自愿活动 (Sharma et al., 2007)。一个例子是使用有数据的两种化学品的插值来推断第三种化学品对健康影响的可能性。另一个例子是, 我们知道, 一起核能发电事故致死一个人的风险很低, 由于此类事件很少发生, 在确定其发生概率时存在重大挑战。这种类型的风险评估可能需要依赖于定性的风险评估, 而不是用 McBean (2019a) 第 3 章中所述的定量风险评估。

因此, 虽然统计上可验证和不可验证的风险在某些方面是相似的, 但它们是非常不同的。这意味着需要考虑这两个方面, 尽管对它们进行比较不一定总是可行的。

与风险评估相关的最具挑战性的方面之一是, 大多数人既不理解也不会量化他们每天所面临的风险。大多数人的行为就好像生活根本没有风险(或者, 至少, 参与的刺激性让他们接受参与危险活动的风险)。

风险通常将表示为与一个特定活动(例如, 饮用低砷水平的地下水)相关的影响概率。另外, 也可能存在地下水水质是在恶化还是只是由于对地下水水质特征表述准确而出现恶化的问题, 后者通常是由于只有少数测量数据造成的 (McBean & Rovers, 1985, 1992)。

对许多人来说, 世界似乎是一个危险的地方, 但实际上是由于社会关注的增多造成风险问题的增多, 以及我们现在对风险问题的觉察意识的提高使得风险问题越来越多。例如, 如果我们回顾一个世纪前的世界, Wilson (1979) 指出, 预期寿命已经从 50 年大幅增加到 70 年以上。因此, 所有风险的总和肯定比历史上的总和要小。

在某些情况下, 管理风险的评估程序是清晰的。例如, 如果饮用水中某种化学物质的浓度造成了不可接受的健康风险, 那么要么必须进行水处理, 要么必须确定一种替代水源。因此, 管理风险的方法是风险评估的自然结果。理解这些基本原则是很重要的, 因为它们不受变化的影响, 并且在广义上适用于风险评估。有些则可以进行定量分析, 而有些则必须做定性分析。

环境质量定性数据的统计诠释在影响定性分析、评估后果、风险测量和证据诠释等方面发挥着重要作用。

2.4 地下水水质数据变化的来源

地下水数据质量的变化极大地影响着哪种统计分析是有效的。统计分析的细节取决于对感兴趣的现象的定义和抽样方式。一般来说, 地下水水质数据表征样本总体特征的能力取决于以下几个方面:

- 有多少个样本可用,
- 获得样本数据的程度和随机性,
- 样本中观察数据之间的独立性程度, 和
- 在风险评估中使用的方法。

如果需要作大量的监测, 数据汇编整理会很昂贵的。然而, 在许多对环境现象的评估中, 对地下水水质的估计只能采用稀疏的数据记录(即在时间和空间上都是有限的记录)进行估计分析。其结果是, 少量的数据只可用于特定的应用程序。地下水数据集的这些特征使得在某些情况下难以用作统计分析。在风险评估中使用的分析程序必须对较小的变

化很敏感（例如，提早发现到达社区抽取地下水井处受污染的地下水流）；然而，当额外数据收集的成本不能保证可以收集到评估需要的最少新数据要求时，评估效果差的点就会出现。

因此，在许多情况下，必须仔细考虑应如何进行风险评估的统计分析。对许多有长时间暴露记录的化学物有效/有用的统计分析技术，在只有短时间暴露记录的情况下几乎没有什么用处。更复杂的问题是，由于诸如季节现象等因素，许多数据集是高度可变的或有噪声的。在这些情况下，使用具有较高最低检测限的仪器确定的在此之前可用的数据只能表示为截尾数据

日益增加的挑战的另一个方面是，仪器的改进允许测量较低的浓度。在这些情况下，使用具有较高最低检测限的仪器确定的在此之前可用的数据只能表示为截尾数据（例如，不是有一个特定的值，它只能被记录为小于在分析时的最低检测限——也许是 $<10\text{ mg/L}$ ）。其结果是，与截尾数据集的统计分析相关的问题越来越具有挑战性。此外，许多化学品具有人类和环境可暴露的最高浓度水平（ mcl ）要求，非常接近现有仪器可检测到的最低浓度。

本节中指出的各种原因表明，在风险评估中没有唯一的统计分析方法。相反，经常需要采用一系列的方法，每一种方法都提供了适合于解决特定问题的有用信息。环境质量数据的统计解释在效应定性、评估后果、风险衡量和解释各种行动的后果等领域发挥着重要作用（Unwin 等人，1983 年；McBean & Rovers, 1992 年）。

2.5 连续数据值的独立性

时间序列分析与估计趋势和周期（例如，季节变化）的问题有关。在现场调查中，每个测量之间有不同程度的独立性，这必须在作数据的统计分析时进行评估。例如，当某地下水观测井今天产生高氯浓度，明天产生类似的高氯值，而且附近的观测井也相应产生高氯浓度时，这些数值就不一定是相互独立的。类似地，重复采样（例如，将一个样本分成几个样本）确实会产生独立的观察结果。这些问题都需要在数据分析中加以考虑。

3 地下水水质风险诠释程序的范例

3.1 地下水质量风险评估的背景

风险评估的问题是复杂的，通常，源于数据收集的费用，使得收集的数据是稀疏的，发现污染物后需要快速采取行动，而污染物在环境中移动缓慢，阻碍了对污染物羽流演变的测量。数据集随时间变化方面也是所面临的问题，因为风险（例如，化学物质）从其来源处传播到受体可能需要很长时间。例如，化学物质的释放必须通过土壤，到达地下水位，然后运移到受体暴露于井水中的化学物质的位置。此外，地下水数据样本的收集、对样本进行实验室分析以及对信息的整理解释都需要巨大的费用。因此，在评估结果数据时必须勤勉和节约，以确保所做的诠释是全面和合理的。

对风险暴露的求解来自于目前可以诠释环境质量数据的强化的统计解释能力。统计分析并不是对事实的解释。相反，如果正确使用，统计分析使事实更容易掌握，使得在做与风险评估和管理相关的决策时可以考虑其他因素。

地下水水质风险评估和管理问题涉及范围很广。可能有许多暴露途径，也可能需要包括许多污染物。因此，水质风险评估不可能在几个例子中就能完全说明。相反，下面这一节的重点是提供相关具体技术的一般性指导和参考文献。

3.2 暴露浓度导致风险的情景

在环境数据的收集汇编过程中，确定其概率分布是很有用的。该分布可以用来确定超过某一特定值的概率，这可以用来确定饮用水是否存在严重的暴露风险。例如，如果地下水水质数据可以用高斯（即正态）概率分布表示，就可以用平均值和标准差来评估暴露风险，并估计一个人是否可能因饮用此地下水而生病。

地下水风险评估中常用的概率分布有正态分布（[表格 1B](#)）、对数正态分布，以及偏态的耿贝尔分布或对数-皮尔逊分布（即，不像其他钟形曲线分布，而是数据集中在分布曲线的一侧）。一旦确定了可以合理地描述相关数据特定的分布（例如，高斯分布），就可以计算出特定浓度的超过量值，并可以估计暴露风险。这种类型的风险评估相对简单，只要有足够的数据来确定所关注的化学物致病的可能性即可。

目前正在进行广泛、大量的工作，以确定由化学物质暴露所引起的疾病的程度。确定这些疾病的程度的主要困难在于有大量的化学物质，以及将疾病风险降低到极低水平的愿望（即极小或可忽略的风险）。

以下各例说明如何考虑不确定性、风险评估和风险管理等问题。

3.2.1 例 1：饮用未经处理的地下水作为水源的人的砷暴露浓度

一个小村庄从附近的一口井里取水作为饮用水。砷是一种常见的地下水污染物，其来源有自然原生的，也有来自附近的工业产生的。例如，法罗和 McBean（2016）和 McBean（2013）所描述的，几千年来，喜马拉雅山脉的侵蚀形成了河流三角洲的砷沉积，其中一条河流经孟加拉国，在该地区的大部分区域引起大范围的砷中毒问题。

假设井中的砷浓度数据服从对数正态分布，因为在对数正态纸上绘制采样数据可以用一条直线近似拟合，这在本例后面的绘制数据中得到证实。假设井中的砷浓度数据服从

对数正态分布，因为在对数正态纸上绘制采样数据可以用一条直线近似拟合，这在本例后面的绘制数据中得到证实。

因为浓度小于零是不可能的，就像一个对数是负值是不可能的一样，对数正态分布经常被用来求解某一种化学物质的超出值的概率。对数分布的值不能是负的，并且在右尾端是无界的。

砷浓度数据列于表 2 的第 2 列。表 2 的第 4 列列出了砷浓度的排序值。第 6 列列出了每月采样的地下水水质连续分析的砷浓度值的对数转换（ln）砷浓度值。

表 2 – 砷浓度 (McBean, 2019a)

样本数	砷浓度 (µg/L)	序次	排序后的砷浓度	韦伯分布绘点值	对数转换浓度值 (自然对数 'e')
1	1.1	1	22.7	0.06	3.122
2	1.8	2	15.4	0.13	2.734
3	2.7	3	10.2	0.19	2.322
4	15.4	4	8.6	0.25	2.152
5	8.6	5	6.6	0.31	1.887
6	2.75	6	5.1	0.38	1.629
7	3.2	7	3.7	0.44	1.308
8	2.2	8	3.2	0.50	1.163
9	10.2	9	2.9	0.56	1.065
10	2.9	10	2.75	0.63	1.012
11	5.1	11	2.7	0.69	0.993
12	22.7	12	2.4	0.75	0.875
13	2.4	13	2.2	0.81	0.788
14	3.7	14	1.8	0.88	0.588
15	6.6	15	1.1	0.94	0.095

注：韦伯分布绘点公式是 $m/(n+1)$ ，式中 m 是序次 n 是总的样本数值。

应用韦伯分布，韦伯分布绘点公式是 $m/(n+1)$ ，式中 m 是序次 $n = 15$ ，是样本总数。

下一步是在概率纸上绘制排序数据，如图 2 所示。数据图可以近似地用一条直线拟合（图 2），因此该数据服从对数正态分布的假设是合理的。使用沿横轴的 5% 的概率值，并投影到拟合的线上，我们发现超过 5% 的砷浓度的自然对数值是 3.1。计算得知，3.1 的指数是 $22.7 \mu\text{g/L}$ 。最后，由于规避风险，这个值被假定为 95% 的砷浓度。因此，在风险评估

程序中，将使用 22.7µg/L 的浓度来估计饮用未经处理的地下水的村民随着时间的推移是否会由于这种砷暴露途径而患上癌症。

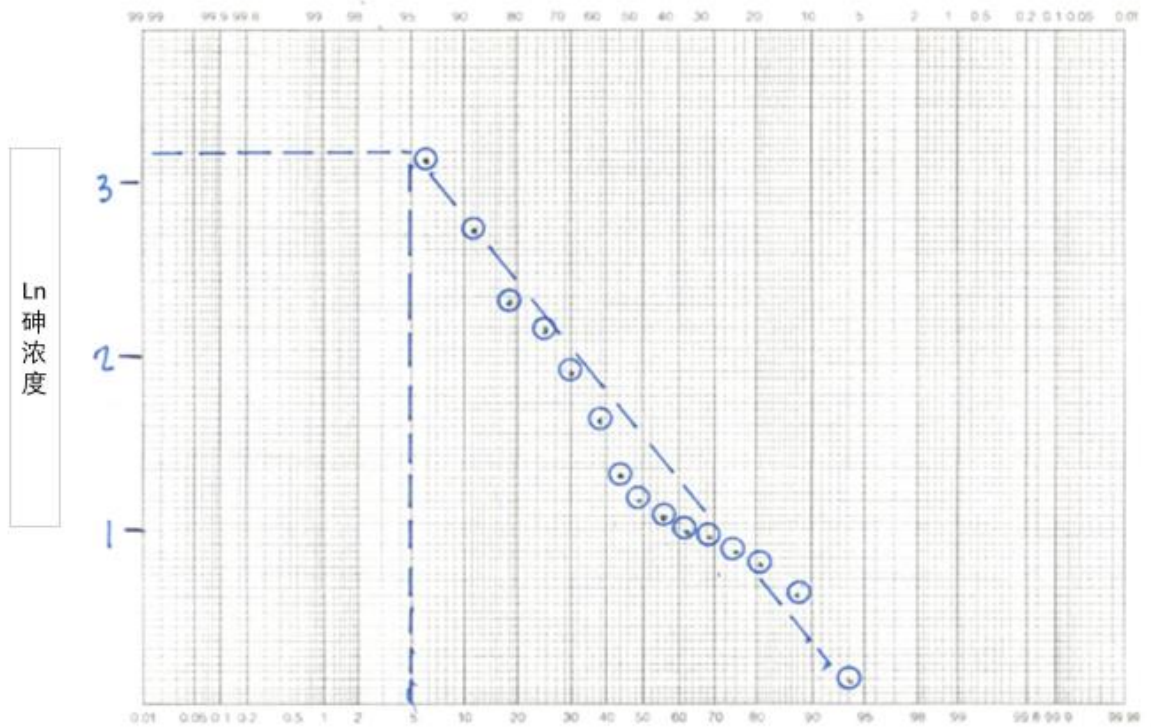


图 2 – 砷浓度超过概率 (ln = 对数转换).

Joseph 和其他人提供了关于砷污染的其他见解 (2015a, 2015b)。

3.2.2 例 2: 估计砷的摄入量 (剂量) 和村民因饮用含砷地下水患癌症的概率

利用第 3.2.1 节计算得出的浓度为 22.7µg/L 的结果，估计砷的摄入量或剂量。摄入量通常用单位时间内单位体重 (BW) 进入人体的化学物质 (在这种情况下是砷) 的质量来表示。平均每日摄入量使用公式(2)计算。

$$\text{Intake (mg/kg}_{\text{BW}}\text{/day)} = \text{LADD} = \frac{(C) (IR) (EF) (ED)}{(BW) (AT)} \tag{2}$$

式中：

Intake = 摄入量 (毫克/单位体重公斤/日)

LADD = 终生平均日剂量

C = 水中浓度

IR = 受污染介质的摄入量 (单位: 升/天)

EF = 暴露频率用每年发生的天数表示

ED = 年暴露历时

BW = 体重 kg

AT = 平均天数

平均摄入时间（AT）取决于暴露发生的方式。对于这个例子，假设成年人的体重是 70 公斤，饮用水摄入量 2L/day，暴露频率为 365 天/年。该村民全年都住在村里，并将继续这样生活 70 年。

$$\begin{aligned} LADD &= \frac{(22.7 \mu\text{g/L}) (2 \text{ L/day}) (365 \text{ days/yr}) (70 \text{ yrs})}{(70 \text{ kg}_{\text{BW}})(70 \text{ yrs})(365 \text{ days/yr})} \\ &= \frac{0.649 \mu\text{g}}{\text{kg}_{\text{BW}} \text{ day}} \frac{1 \text{ mg}}{1000 \mu\text{g}} = 0.000649 \frac{\text{mg}}{\text{kg}_{\text{BW}} \text{ day}} \end{aligned}$$

砷是一种已知的致癌物。假设致癌物暴露是累积的，即使暴露接触间隔几年，每一次额外的暴露都会增加患癌症的可能性。对于其作用方式涉及突变的致癌物，不存在暴露阈值；如果剂量大于零，则风险大于零。

为了量化与致癌物暴露相关的风险，将 LADD 乘以该化学物癌症斜率因子（CSF），本例的化学物是砷，从而估计出额外终身癌症风险增量（IELCR），如式(3)所示。

$$IELCR = LADD \times CSF \quad (2)$$

化学物癌症斜率因子 CSF（也称为效力值）是根据流行病学和毒理学数据和模型，得出的摄入单位致癌物风险的增量的单位风险估计。CSF 通常以 $(\text{mg}/\text{kg}_{\text{BW}}/\text{day})^{-1}$ 为单位表示。对于本例中的砷，CSF 为 $1.5 (\text{mg}/\text{kg}_{\text{BW}}/\text{天})^{-1}$ 。McBean (2019a) 给出了更多关于这个主题的信息。因此，如图所示，额外终身癌症风险增量为 9.7×10^{-4} 。

$$\begin{aligned} IELCR &= \frac{0.649 \times 10^{-3} \text{ mg}}{\text{kg}_{\text{BW}} \text{ day}} \times 1.5 \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}_{\text{BW}} \text{ day}} \right)^{-1} \\ IELCR &= 9.7 \times 10^{-4} \end{aligned}$$

通常，CSF 是根据计算机模型得出的上限来确定不可能超过的风险水平。然而，这也意味着风险可能会更小，事实上，根据苏布拉曼尼亚等人（2006）的研究，风险甚至可能是零。一个村民在 70 年的寿命内饮用这水的风险上限值 IELCR 为 9.7×10^{-4} 。

值得注意的是，最小风险，或可忽略的风险，是一个上限，为万分之一到百万分之一，表示为 1×10^{-4} 到 1×10^{-6} 。虽然人们希望只有“零”风险，却只能处于不断地暴露在风险之中。村民骑自行车去工厂上班，在这两次活动中都可能受伤。美国环境保护署通常将可接受的致癌风险上限定义为 1×10^{-4} 到 1×10^{-6} ；风险大于 1×10^{-4} 是不可接受的，必须采取风险管理措施。在这个简单的例子中，癌症死亡的上限是 9.7×10^{-4} ，这是不可接受的，所以在使用该井作为饮用水源之前，应该采用除砷技术进行处理。

这个例子只是做风险评估的一个简单例子。也可以做更详细的风险分析，但是会涉及到数千种变化和假设。

3.2.3 例 3：概率性环境风险评估范例

虽然前一节的评估相对简单，只是计算特定化学物质相关的风险超定值，当涉及许多风险因素时，会面临更大的挑战。图 3 的情况说明了这种复杂性。图 3 是一个城市的垃圾填埋场。这是一个复杂的垃圾填埋场，有覆盖物和渗滤液收集系统。覆盖物和收集系统的设计是为了控制通过表面覆盖材料渗入到废弃物中，废弃物中的污染物溶解到下渗水中，产生渗滤液。底部的低渗透性衬砌旨在拦截运移的渗滤液，并将渗滤液导向渗滤液收集系统。渗滤液收集系统包括一系列多孔管道，可收集大部分渗滤液，随即输送到渗滤液处理系统中经处理后再排放。

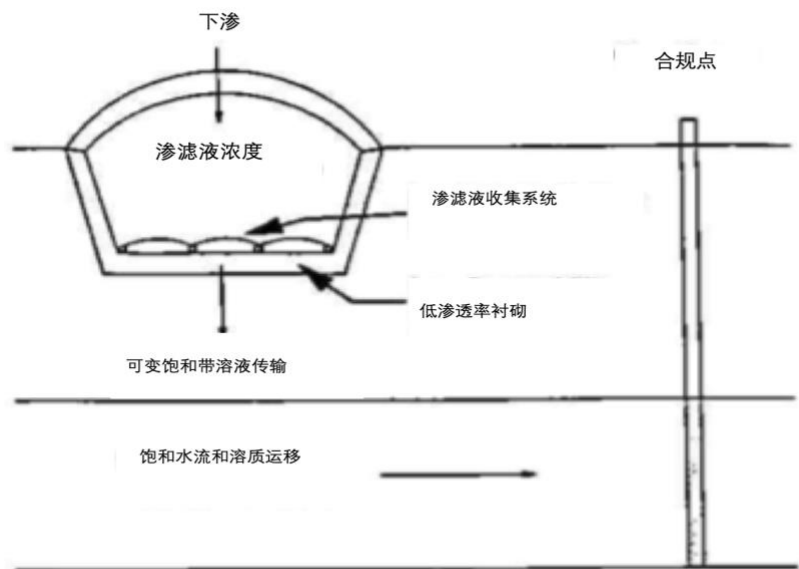


图 3 - 在合规点上影响水质的暴露路径的建模构成示意图 (McBean, 2019a).

对垃圾填埋场及其组成部分的描述说明，建造一个高度完整性的垃圾填埋场需要花费大量的费用—然而，控制渗滤液运移的支出在一定程度上可以减少。下列这些问题是所关注的：人们是否使用这种水作为供水，这些人可能面临的暴露浓度是多少？这种暴露浓度值对依赖于利用地下水的人有风险吗？解决这些问题可能需要增加额外的费用包括建造一个更好的垃圾填埋场衬砌，以确保能更好地阻挡渗滤液迁移，从而降低地下水开采点（合规点）上水中污染物的浓度。

在这种情况下，需要确定与下游井（合规点）饮用水水质相关的垃圾填埋场的暴露风险。必须评估垃圾填埋场设计的每一个要素，和渗滤液向地下水井的迁移路径。与这类评价方法相关的范例如下：

- *垃圾填埋场产生的渗滤液量。*考虑的因素包括降雨、垃圾填埋面蒸发和渗透的大小，最终有多少液体会排入废弃物中，以及有多少渗滤液会进入渗滤液控制系统。

- 渗滤液在填埋场衬砌上产生有压水体的规模。这取决于渗滤液收集系统和衬砌的特性 (Murray et al., 1995)。影响低渗透率衬砌上有压水体规模 (图 4) 的有渗滤液水平运移到排水暗管的排水砂层的质量、排水暗管的间距以及衬砌的渗透性等。此外, 衬砌系统的渗透性还受到其安装敷设质量的影响。如果衬垫是柔性膜衬垫 (例如高密度聚乙烯衬垫), 材料重叠处密封的完整性会影响渗滤液沿接缝处通过孔或缝隙迁移的能力。敷设时密封的全面质量控制会影响衬垫敷设的成本和渗滤液通过膜衬垫运移的潜在性。

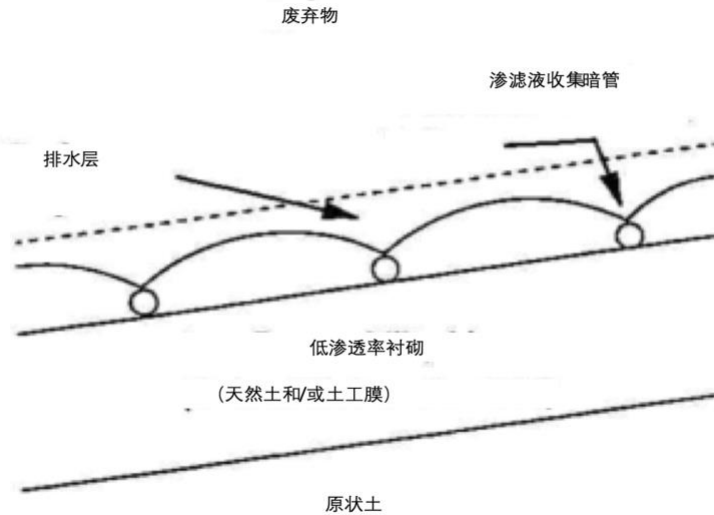


图 3 – 渗滤液收集和衬砌系统 (McBean, 2019a).

- 如何收集和清除渗滤液。为收集和清除渗滤液, 在规定的间隔内敷设渗滤液收集暗管, 将收集到的渗滤液排至垃圾填埋场边缘, 然后清除渗滤液并进行后续处理。相对较小的渗滤液收集暗管间距会减小柔性膜衬上的有压水体规模, 降低水头, 从而减少通过低渗透膜衬运移的渗滤液体量。然而, 较小的渗滤液收集暗管间距, 会增加垃圾填埋场的建造成本。这是渗滤液运移风险和垃圾填埋场建造成本之间权衡的另一个例子。
- 额外的防护。为了进一步防止渗滤液通过垃圾填埋场底部的低渗透性衬里的运移, 可以在柔性膜衬里下面做一个低渗透性粘土层。同样, 敷设柔性衬膜和做粘土层可以降低风险, 但会增加成本。

减少渗滤液在含水层中运移流入到地下水井的风险的支出是可以确定的。这是一个费用和风险之间权衡的问题。这种复杂的暴露风险情形在计算决策变量的每个维度方面也更具挑战性 (例如, 增加/降低粘土层的质量, 以确保其施工后达到最小化渗漏就涉及到额外成本的增加)。设计师在什么情况下认为风险足够低, 因此不需要额外的支出费用来降低风险?

莫雷 (Murray) 和其他研究人员 (1996 年) 总结了一种确定与垃圾填埋场收集和衬砌系统相关的成本和暴露风险之间权衡的方法。该结果有助于证明, 在渗滤液/衬砌系统的

设计中，繁琐复杂的设计并不会显著降低暴露风险。这是用蒙特卡罗计算机模拟来证明的。每个风险变量均根据与该参数相关的概率分布给予赋值，简要总结如表 3 所示。

表 3 -模拟渗滤液运移到地下水井暴露点的风险的参数列表 (McBean, 2019a)。

风险例子	不确定性的简要描述
废弃物填埋场和渗滤液/衬砌组成	
渗入到废弃物中的下渗率	几何平均值 0.070m/年, 底为 10 的对数标准差为 0.1 ¹⁰
渗滤液、衬砌系统内排水层导水系数	几何平均值 1×10^{-2} cm/s, 底为 10 的对数标准差为 0.333
天然土壤导水系数	几何平均值 7.68×10^{-9} cm/s 和对高质量黏土的底为 10 的对数标准差为 0.2646
柔性膜衬垫中的孔隙率	差的施工质量和质量管理措施点的几何孔隙率平均值 125 孔洞/ha
初始渗滤液溶质 (氯) 浓度	几何平均值 3,500 mg/L 和底为 10 的对数标准差为 0.052
城市固体废物中包含可溶性氯化物质的比例	几何平均值百分之 0.139 和底为 10 的对数标准差为 0.052
城市固体废物干密度	几何平均值 of 327 kg/m ³ 和底为 10 的对数标准差为 0.056
可变饱和带模拟	
纵向弥散系数	几何平均值 of 1.0 m 底为 10 的对数标准差为 0.023
表观分子扩散系数	几何平均值 of 0.40 和底为 10 的对数标准差为 of 0.100
平均饱和度	几何平均值 0.40 和底为 10 的对数标准差为 0.100
饱和带模拟	
地下水补给	几何平均值 0.110 m/yr 和底为 10 的对数标准差为 0.087
含水层导水系数	几何平均值 273 m/yr 变幅为 189 to 471 m/yr
孔隙度	几何平均值 0.30 和底为 10 的对数标准差为 0.059
纵向弥散系数	几何平均值 0.40 m 和底为 10 的对数标准差为 0.133

其中一个风险/成本权衡的例子如图 5 所示；在纵轴上是合规点浓度，这是那些从合规点使用地下水作为其饮用水的人的暴露风险的一个指标。在横轴上，显示了衬砌系统的成本。随着更多的花费支出（即沿横轴方向延伸的点），合规点（水井）水质提高。该图显示了衬砌施工中的额外费用是如何改善水质的。问题是，应该使用什么风险水平来决定要发生的费用？

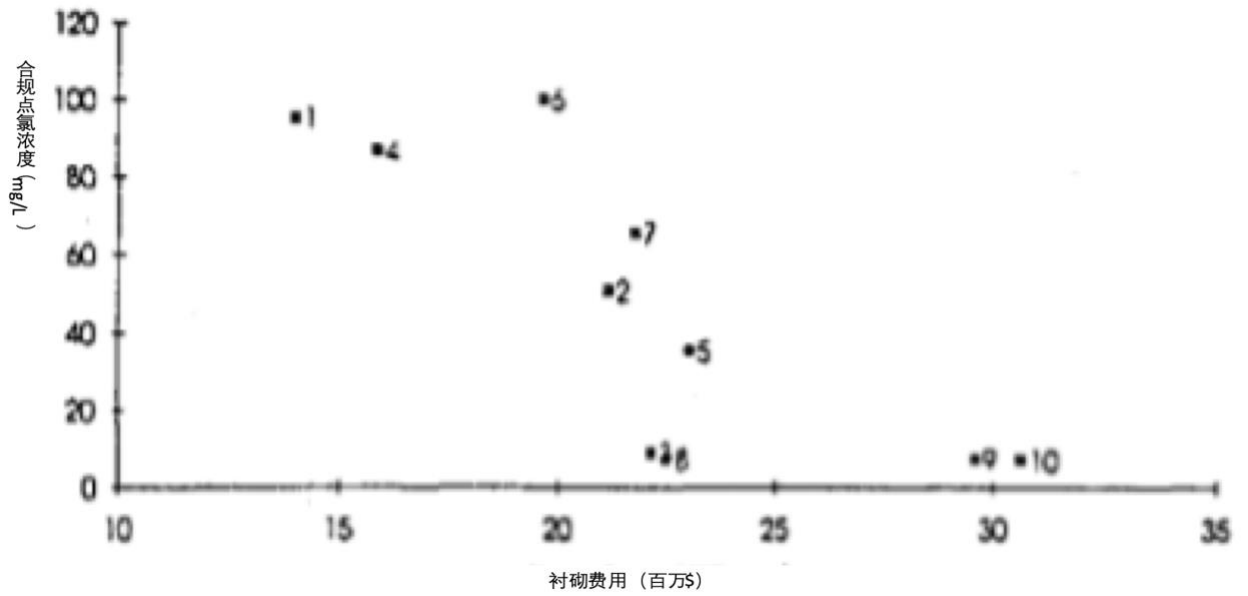


图 4 - 数据点旁边的数字表示的不同方案模拟的合规点氯离子浓度与线性成本费用的期望值。这些方案包括各种排水垫层材料、各种粘土类型和质量、各种渗滤液暗管间距以及不同的质量保证/质量控制工作。

图 5 显示，风险计算中第 9 和第 10 设计的组合方案相关的费用并没有比第 8 个方案表现出显著改善。在某个时候，需要决定所花费的费用足以将风险降低到一个可接受的水平。

这个例子说明了如何对垃圾填埋场的设计进行成本与风险的评估。评估和模拟特定的不同设计情景，提供了确定收益递减水平的机会，即额外增加的费用并不能降低风险，以及降低风险可能不必增加额外的费用。

4 总结

与饮用地下水有关的风险评估是利用事实性信息来确定饮用水对健康产生影响的暴露可能性；是与地下水利用相关的风险管理包括权衡政策和选择补救替代方案的过程。即将风险评估的结果与工程数据以及社会、经济和政治问题相结合后作出风险管理决定。虽然对这些化学物的性质和运输特性的了解在不断改进提高，但仍然是一项挑战，因为污染物有机会通过不同的途径与人接触，并在迁移过程中持续发生物理、化学和生物的转化。

未来数据数量和质量充分性和恰当性问题，以及水安全的总体问题将成为 21 世纪最重要的问题。地下水风险评估是多维度的，而且还有机会改进对地下水质量和数量的风险评估方法。这本书介绍了几个如何进行风险评估的例子。

本书的目的是要强调，地下水风险评估的关键必须包括图 1 中的所有因素。即必须考虑到危害、暴露程度和受体。风险评估程序需要在这些维度之间建立联系。当危害和受体通过暴露途径联系起来时，就存在风险评估问题。地下水风险评估是一个庞大且不断发展变化的领域。这里的描述给出了一些风险评估程序的导引。。

不确定性的问题并不是风险评估和管理问题所特有的问题。本书描述了风险的一般特征，并用一些具体的例子来说明需要如何考虑不确定性、风险评估和风险管理有关的事宜。从更广泛的角度来看，风险评估和风险管理领域是大而多方面的。McBean (2019a) 对地下水风险评估和风险管理程序做了较为详细的论述。在本质上，确定风险存在的问题是数据不足。如果未来会产生大量关于现场条件和暴露影响的数据，那么对风险就可以很容易地进行评估，所以对于今天的社会来说，可能只有不确定性，而不是风险。

5 练习

练习 1

地下水监测井水中镁背景测量值分别为0.8、3.1、1.7、0.6、1.1、2.8、1.8和0.9。利用这些数据计算背景浓度平均值的95%置信限。如果您不熟悉计算一组样本数据的平均值、标准差和置信限，请在互联网上搜索找到相应的公式后做计算。[表格 2](#)中给出了找到计算95%置信限值所需的学生t-分布表。如果您难以确定求解方法程序，为此练习提供的解答如下。

[点击查看练习 1的答案?](#)

练习 2

通常只要地下水样品中化学物质XYZ的浓度小于5.2 mg/L，我们就可以假设地下水中受到污染的可能性是可以接受的（即，不足以导致饮用这些水的人患病）。我们已经找到了地下水中XYZ的化学分析的充分的数据，其平均值为12 mg/L，标准差为9，并且知道数据可以用高斯分布来描述。

该地下水中XYZ超过对人健康危害的浓度的概率是多少？

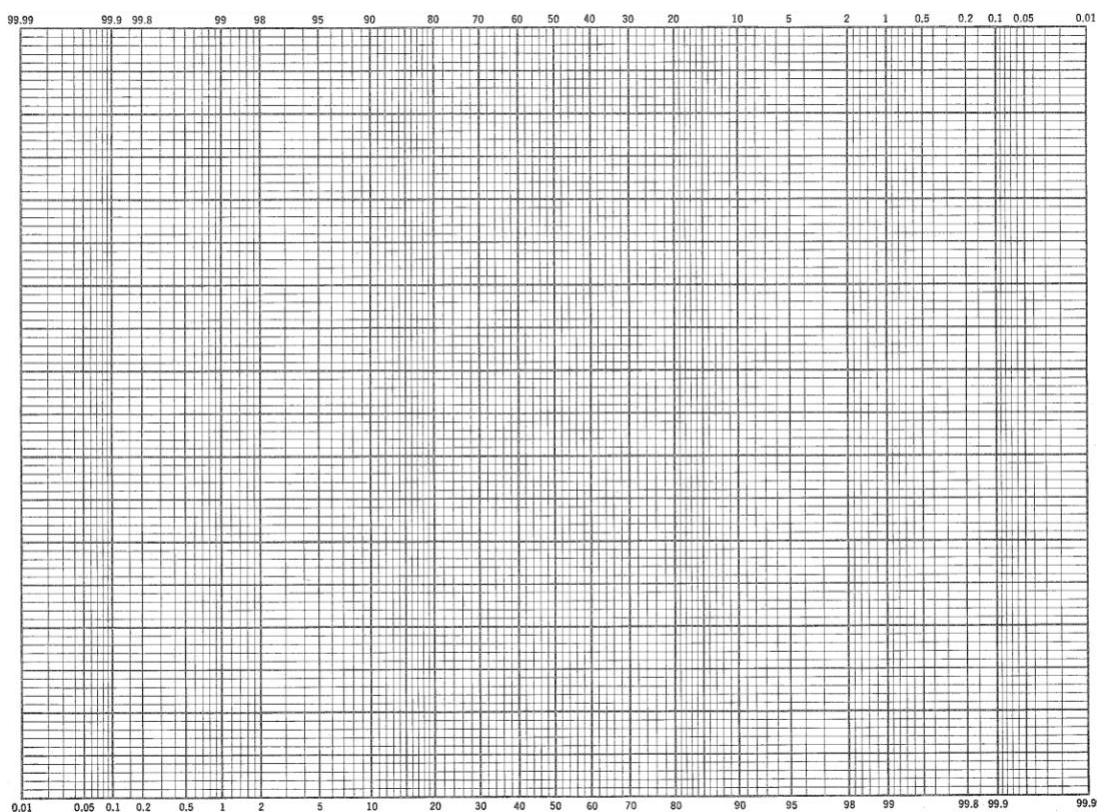
[单击查看练习 2的答案?](#)

练习 3

下面是一现场实测水质系列数据表（McBean&Rovers, 1990,1992）。假设数据服从正态分布的，估计数据的平均值和标准差。首先填写下面的表格，然后在概率纸上绘制这些值。在表后提供了一张算术概率纸。

I 水质数据	II 序次	III 排序后水质数据	IV 绘点位置
8.2			
5.3			
< 5			
< 5			
10.1			
9.3			
7.6			
< 5			

用绘点位置公式 = $m/(n + 1)$ 点绘数据

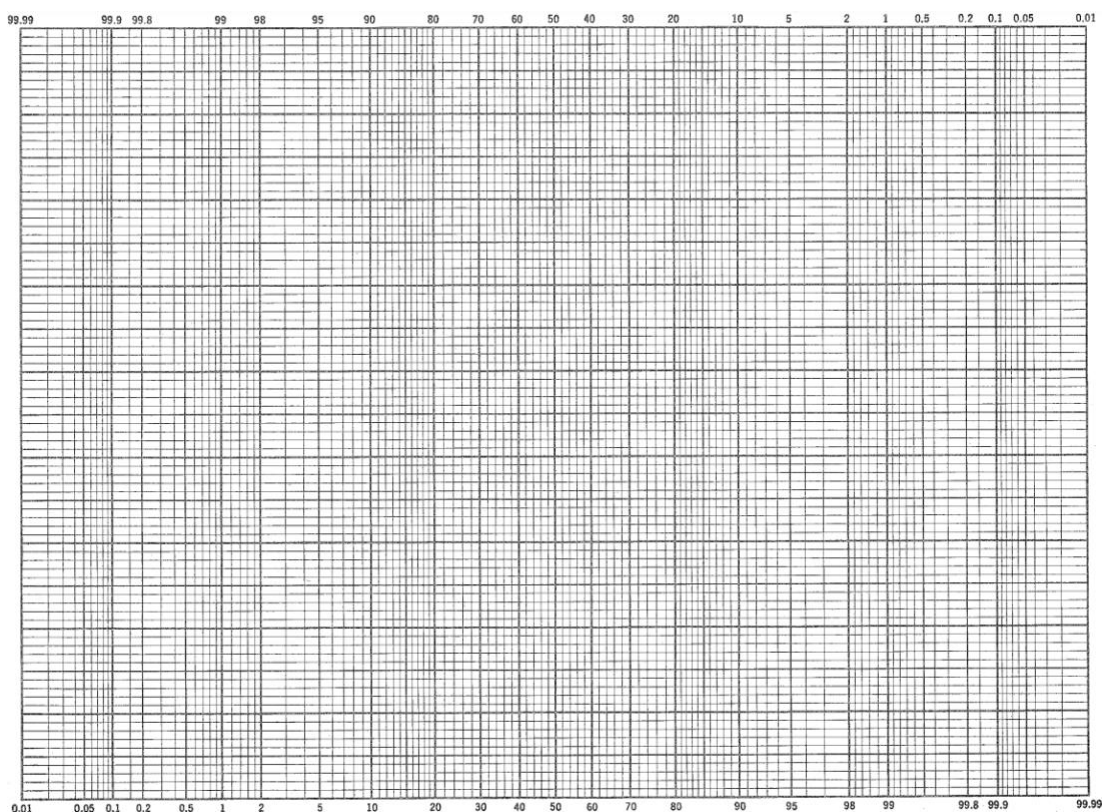


[单击查看练习 3 的答案](#)

练习 4

金矿附近的社区水井中地下水砷 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) 的7个数据值，如下所示。

- 1.43, 19.3, 4.13, 37.6, 1.77, 1.01, 5.10
 - 算术平均值 = 10.0
 - 原始数据标准差= 13.7
 - 几何平均值 = 1.51
 - 对数变换的标准差 (自然对数) = 1.36
- a. 假设砷浓度服从对数正态分布，砷浓度大于 $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的概率是多少？
 - b. 假设数据具有对数正态分布的特征，将数据绘制在概率纸上（如下图所示）。为什么这些值绘制在概率纸上时没有形成一条直线？
 - c. 使用概率纸，假设地下水水质数据采样100次，对100个样本中出现的最高值的最佳估计是什么？



[单击查看练习 4 的答案](#)

6 参考

- Barbalace, R. C. (2022). The chemistry of polychlorinated biphenyls. PCB The manmade chemicals that won't go away. *Environmental Chemistry.com*.
<https://environmentalchemistry.com/yogi/chemistry/pcb.html>↗.
- Beyer, W. H., (Ed.). (1966). *CRC handbook of tables for probability and statistics* (2nd ed.). John Wiley & Sons.
- Dourson, M., & Gadagbui, B. (2021). The dilemma of perfluorooctanoate (PFOA) human half-life. *Regulatory Toxicology and Pharmacology: RTP*, 126, 105025.
<https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2021.105025>↗.
- Farrow, C., & McBean, E. (2016). Human health risk assessment: Arsenic exposure risks in Bangladesh. *Journal of Environmental Science and Engineering Technology*, 4(1), 22–28.
<http://dx.doi.org/10.12974/2311-8741.2016.04.01.3>↗.
- Joseph, T., Dubey, B., & McBean, E. (2015a). A critical review of arsenic exposures for Bangladeshi adults. *Science of the Total Environment*, 527–528, 540–551.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.035>↗.
- Joseph, T., Dubey, B., & McBean, E. (2015b). Human health risk assessment from arsenic exposures in Bangladesh. *Science of the Total Environment*, 527–528, 552–560.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.053>↗.
- McBean, E. (2013). Improved human health risk characterization for regions with arsenic-contaminated groundwater. *Journal of Groundwater Research*, 2/2, December.
- McBean, E. (2019a). *Risk assessment: Procedures and protocols*. Wiley.
- McBean, E. (2019b). Removal of emerging contaminants: The next water revolution. *Journal of Environmental Informatics Letters*, 1(1), 1–7.
[http://jeileters.org/index.php?journal=mys&page=article&op=viewFile&path\[\]=771&path\[\]=pdf_1_1](http://jeileters.org/index.php?journal=mys&page=article&op=viewFile&path[]=771&path[]=pdf_1_1)↗.
- McBean, E. A., & Rovers, F. A. (1985). Analysis of variances as determined from replicates versus successive samplings. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 5(3), 61–64.
<https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.1985.tb00930.x>↗.
- McBean, E. A., & Rovers, F. A. (1990). Flexible selection of statistical discrimination tests for field-monitored data. In D. M. Nielsen & A. I. Johnson (Eds.), *Groundwater and vadose zone monitoring* (pp. 256–265). American Society for Testing and Materials Special Publication. <https://doi.org/10.1520/STP23418S>↗.
- McBean, E., & Rovers, F. A. (1992). Estimation of the probability of exceedance of contaminant concentrations. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 12(1), 115–119.
<https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.1992.tb00416.x>↗.
- Murray, G., McBean, E., & Sykes, J. (1995). Estimation of leakage rates through flexible membrane liners. *Groundwater Monitoring and Remediation*, 15(4), 148–154.
<https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.1995.tb00562.x>↗.

- Murray, G., McBean, E. & Sykes, J. (1996). Risk-based engineering design for a landfill leachate collection and liner system. *Groundwater Monitoring and Remediation*, 16(2), 139–146. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.1996.tb00134.x>.
- Sharma, M., McBean, E., & Gowing, A. (2007). Bioconcentration of dioxins and furans in vegetation. *Water, Air and Soil Pollution*, 179(1), 117–124. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-006-9218-7>.
- Subramanian, R., White, P., Cogliano, J. (2006). Comparison of Cancer Slope Factors Using Different Statistical Approaches. *Risk Analysis*, 26(3), 825-30. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2006.00769.x>.
- Unwin, J., Miner, R., Srevers, G., & McBean, E. (1985). Groundwater quality data analysis. *National Council for Air and Stream Improvement Technical Bulletin*, 462. <https://www.ncasi.org/resource/technical-bulletin-no-0462-groundwater-quality-data-analysis/>.
- Wilson, R. (1979). Analyzing the daily risks of life. *Technology Review*, 41, 41–46.

7 表格

表格 1 正态分布曲线下面积表

正态分布曲线下的累积面积的计算方法如下图所示。

$$F(z) = \int_0^z \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2}z^2} dz$$

式中:

F = 函数

z = 变量

e = 欧拉数, 2.71828(无量纲)

正态分布曲线下的面积.

z	0.00	0.01	0.02	0.03	0.04	0.05	0.06	0.07	0.08	0.09
0.0	0.0000	0.0040	0.0080	0.0120	0.0159	0.0199	0.0239	0.0279	0.0319	0.0359
0.1	0.0398	0.0438	0.0478	0.0517	0.0557	0.0596	0.0636	0.0675	0.0714	0.0753
0.2	0.0793	0.0832	0.0871	0.0910	0.0948	0.0987	0.1026	0.1064	0.1103	0.1141
0.3	0.1179	0.1217	0.1255	0.1293	0.1331	0.1368	0.1406	0.1443	0.1480	0.1517
0.4	0.1554	0.1591	0.1628	0.1664	0.1700	0.1736	0.1772	0.1808	0.1844	0.1879
0.5	0.1915	0.1950	0.1985	0.2019	0.2054	0.2088	0.2123	0.2157	0.2190	0.2224
0.6	0.2257	0.2291	0.2324	0.2357	0.2389	0.2422	0.2454	0.2486	0.2518	0.2549
0.7	0.2580	0.2611	0.2642	0.2673	0.2704	0.2734	0.2764	0.2794	0.2823	0.2852
0.8	0.2881	0.2910	0.2939	0.2967	0.2995	0.3023	0.3051	0.3078	0.3106	0.3133
0.9	0.3159	0.3186	0.3212	0.3238	0.3264	0.3289	0.3315	0.3340	0.3365	0.3389
1.0	0.3413	0.3438	0.3461	0.3485	0.3508	0.3531	0.3554	0.3577	0.3599	0.3621
1.1	0.3643	0.3665	0.3686	0.3708	0.3729	0.3749	0.3770	0.3790	0.3810	0.3830
1.2	0.3849	0.3896	0.3888	0.3907	0.3925	0.3944	0.3962	0.3980	0.3997	0.4015
1.3	0.4032	0.4049	0.4066	0.4082	0.4099	0.4115	0.4131	0.4147	0.4162	0.4177
1.4	0.4192	0.4207	0.4222	0.4236	0.4251	0.4265	0.4279	0.4292	0.4306	0.4319
1.5	0.4332	0.4345	0.4357	0.4370	0.4382	0.4394	0.4406	0.4418	0.4430	0.4441
1.6	0.4452	0.4463	0.4474	0.4485	0.4495	0.4505	0.4515	0.4525	0.4535	0.4545
1.7	0.4554	0.4564	0.4573	0.4582	0.4591	0.4599	0.4608	0.4616	0.4625	0.4633
1.8	0.4641	0.4649	0.4656	0.4664	0.4671	0.4678	0.4686	0.4693	0.4699	0.4706
1.9	0.4713	0.4719	0.4726	0.4732	0.4738	0.4744	0.4750	0.4756	0.4762	0.4767
2.0	0.4772	0.4778	0.4783	0.4778	0.4793	0.4798	0.4803	0.4808	0.4812	0.4817
2.1	0.4821	0.4826	0.4830	0.4834	0.4838	0.4842	0.4846	0.4850	0.4854	0.4857
2.2	0.4861	0.4865	0.4868	0.4871	0.4875	0.4878	0.4881	0.4884	0.4887	0.4890
2.3	0.4893	0.4896	0.4898	0.4901	0.4904	0.4906	0.4909	0.4911	0.4913	0.4916
2.4	0.4918	0.4920	0.4922	0.4925	0.4927	0.4929	0.4931	0.4932	0.4934	0.4936
2.5	0.4938	0.4940	0.4941	0.4943	0.4945	0.4946	0.4948	0.4949	0.4951	0.4952
2.6	0.4953	0.4955	0.4956	0.4957	0.4959	0.4960	0.4961	0.4962	0.4963	0.4964
2.7	0.4965	0.4966	0.4967	0.4968	0.4969	0.4970	0.4971	0.4972	0.4973	0.4974
2.8	0.4974	0.4975	0.4976	0.4977	0.4977	0.4978	0.4979	0.4980	0.4980	0.4981

z	0.00	0.01	0.02	0.03	0.04	0.05	0.06	0.07	0.08	0.09
2.9	0.4981	0.4982	0.4983	0.4983	0.4984	0.4984	0.4985	0.4985	0.4986	0.4986
3.0	0.4987	0.4987	0.4987	0.4988	0.4988	0.4989	0.4989	0.4989	0.4990	0.4990
3.1	0.4990	0.4991	0.4991	0.4991	0.4992	0.4992	0.4992	0.4992	0.4993	0.4993
3.2	0.4993	0.4993	0.4994	0.4994	0.4994	0.4994	0.4994	0.4995	0.4995	0.4995
3.3	0.4995	0.4995	0.4996	0.4996	0.4996	0.4996	0.4996	0.4996	0.4996	0.4997
3.4	0.4997	0.4997	0.4997	0.4997	0.4997	0.4997	0.4997	0.4997	0.4998	0.4998
4.0	0.499968									

[返回到文本链接表格 1 的位置](#) ↑

表格 2: 学生 t-分布的百分位数表

一个单侧检验的学生 t-分布的百分位数如下表所示。

学生 t 分布的百分位数 (df = 自由度) (用于单边检验) (Beyer, 1966)。

F/df	0.60	0.75	0.90	0.95	0.975	0.990	0.995	0.9995
1	0.325	1.000	3.078	6.314	12.706	31.821	63.657	636.619
2	0.289	0.816	1.886	2.920	4.303	6.965	9.925	31.598
3	0.277	0.765	0.633	2.353	3.182	4.541	5.841	12.941
4	0.271	0.741	1.533	2.132	2.776	3.747	4.604	8.610
5	0.267	0.727	1.476	2.015	2.571	3.365	4.032	6.859
6	0.265	0.718	1.440	1.943	2.447	3.143	3.707	5.959
7	0.263	0.711	1.415	1.895	2.365	2.998	3.499	5.405
8	0.262	0.706	1.397	1.860	2.306	2.896	3.355	5.041
9	0.261	0.703	1.383	1.833	2.262	2.821	3.250	4.781
10	0.260	0.700	1.372	1.812	2.228	2.764	3.169	4.587
11	0.260	0.697	1.363	1.796	2.201	2.718	3.106	4.437
12	0.259	0.695	1.356	1.782	2.170	2.681	3.055	4.318
13	0.259	0.694	1.350	1.771	2.160	2.650	3.012	4.221
14	0.258	0.692	1.345	1.761	2.145	2.624	2.977	4.140
15	0.258	0.691	1.341	1.753	2.131	2.602	2.947	4.073
16	0.258	0.690	1.337	1.746	2.120	2.583	2.921	4.015
17	0.257	0.689	1.333	1.740	2.110	2.567	2.898	3.965
18	0.257	0.688	1.330	1.734	2.101	2.552	2.878	3.922
19	0.257	0.688	1.328	1.729	2.093	2.539	2.861	3.883
20	0.257	0.687	1.325	1.725	2.086	2.528	2.845	3.850
21	0.257	0.686	1.323	1.721	2.080	2.518	2.831	3.819
22	0.256	0.686	1.321	1.717	2.074	2.508	2.819	3.792
23	0.256	0.685	1.319	1.714	2.069	2.500	2.807	3.767
24	0.256	0.685	1.318	1.711	2.064	2.492	2.797	3.745
25	0.256	0.684	1.316	1.708	2.060	2.485	2.787	3.725
26	0.256	0.684	1.315	1.706	2.056	2.479	2.779	3.707
27	0.256	0.684	1.314	1.703	2.052	2.473	2.771	3.690
28	0.256	0.683	1.313	1.701	2.048	2.467	2.763	3.674
29	0.256	0.683	1.311	1.699	2.045	2.462	2.756	3.659
30	0.256	0.683	1.310	1.697	2.042	2.457	2.750	3.646
40	0.255	0.681	1.303	1.684	2.021	2.423	2.704	3.551
60	0.254	0.679	1.296	1.671	2.000	2.390	2.660	3.460
120	0.254	0.677	1.289	1.658	1.980	2.358	2.617	3.373
∞	0.253	0.674	1.282	1.645	1.960	2.326	2.576	3.291

[返回到文本链接表格 2 的位置](#) ↑

8 练习答案

练习 1 答案

当标准差 S 的估计值已知，但总体标准差 σ 不知道时，用 t -检验计算均值的置信水平。如果 σ 已知，并且我们假设数据为高斯分布或正态分布，则 μ 的 95% 置信限由下式给出。

$$\bar{x} - \frac{1.96\sigma}{\sqrt{n}} \leq \mu \leq \bar{x} + \frac{1.96\sigma}{\sqrt{n}}$$

式中：

\bar{x} = 均值的估计值

σ = 标准差

n = 样本数据数

μ = 总体均值

当 σ 被 S 取代时，计算 μ 的 95% 置信限所需的唯一变化是用 $t_{\alpha/2}$ 表示的量代替方程中的数字 1.96（其中 $\alpha/2$ 用于表示双侧检验，在平均值上和下，如下所述）。因此，该方程如下所示。

$$\bar{x} - \frac{t_{\alpha/2}S}{\sqrt{n}} \leq \mu \leq \bar{x} + \frac{t_{\alpha/2}S}{\sqrt{n}}$$

式中：

α = 指定的显著性水平

S = 标准差的样本估计

平均值 \bar{x} 是样本数据值的和除以样本数据总数。标准差 S 的计算方法是每个数据点与平均值之间的差的平方值，将这些平方值的相加，除以数据点的总数，并取该值的平方根。从所给出的数据求得， \bar{x} 为 1.60 和 S 为 0.94。

对于 $n = 8$ ，自由度为 $8-1=7$ 。使用表格 2 [表 2 ↑](#)，由于表中的值是单边检验，对于 $\alpha = 5\%$ ，我们查到自由度为 7 个的列值为 0.975（即从 1 减去 0.05 的一半）。表示学生的 t 值 $t_{\alpha/2} = 2.365$ 。置信界的计算方法如下所示

$$95\% \text{ 置信限: } \mu = 1.60 \pm \frac{2.365(0.94)}{\sqrt{8}} = 1.60 \pm 0.79 \text{ 或在 } 0.81 \text{ 到 } 2.39 \text{ 之间}$$

[回到练习 1 ↑](#)

练习 2 解答

对于高斯分布，计算该分布中的一个值小于一个指定值的概率，如下所示。

$$z = \frac{x - \bar{x}}{S}$$

式中：

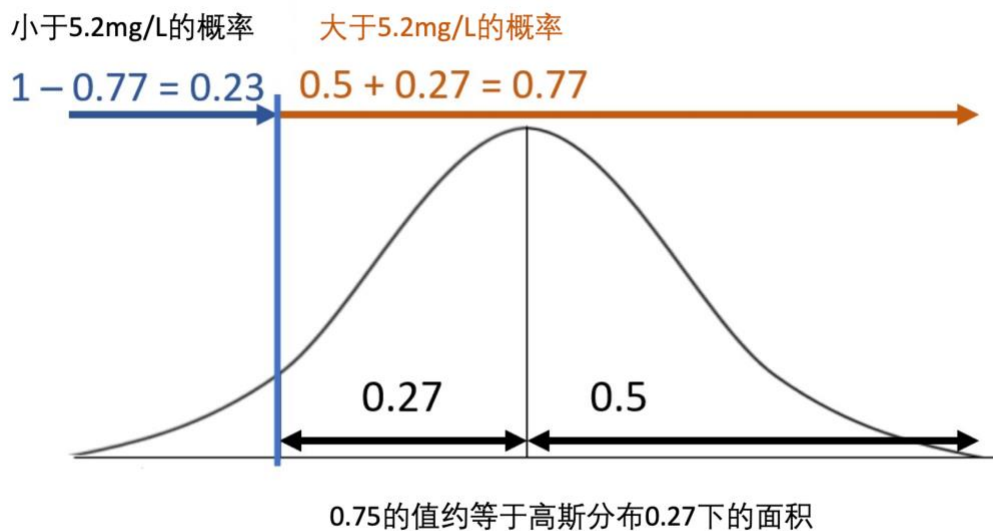
- x = 样本值
- \bar{x} = 样本均值
- S = 样本标准差

因此，计算，小于 5.2 mg/L 的 z 值如下。

$$\frac{5.2 - 12}{9} = -0.75$$

然后，从表1给出的正态分布曲线下面积表中，可以得到0.75的 z 值，在第一列读到0.7，然后读到0.05，值为0.2734或大约为0.27。这是曲线下整个面积为1的一部分。

正态分布中0.27的位置如下图所示。它是在平均值的左边测量的，因为 z 值是负的。化学物质XYZ的采样值超过5.2 mg/L的概率为 $0.5 + 0.27 = 0.77$ 。



[回到练习 2 ↑](#)

练习 3 解答

步骤 1

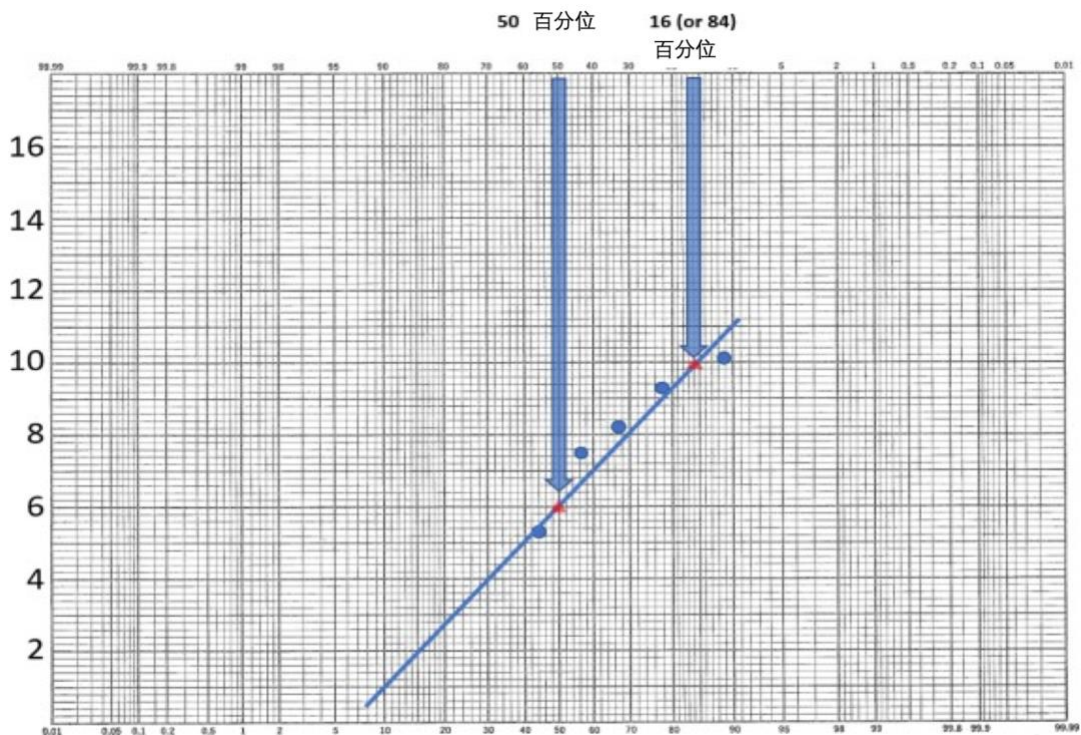
对监测数据进行排序，然后利用韦伯公式等绘点位置公式，确定绘点位置，如下表所示。

I 水质数据	II 序次	III 排序后的水质数据	IV 绘点位置
8.2	1	10.1	0.111
5.3	2	9.3	0.222
< 5	3	8.2	0.333
< 5	4	7.6	0.444
10.1	5	5.3	0.556
9.3	6	< 5	0.667 (校核数据)
7.6	7	< 5	0.778 (校核数据)
< 5	8	< 5	0.889 (校核数据)

Use plotting position = $m/(n + 1)$

步骤 2

如下图所示，使用上横轴绘制这些值。将数据点拟合一条直线，并从图表中读取平均值和标准差。平均浓度对应于第 50 个百分位数。假设正态分布的一个标准差对应于正态分布曲线下面积的 34%，标准差对应上轴上第 50 和 16 百分位的差（或底轴上的第 84 和 50 百分位），因此平均值 = 6.0 和标准差 = 9.9 - 6.0 = 3.9（红色三角形）。



[回到练习 3 ↑](#)

练习 4 解答

- a. 首先，计算浓度值的自然对数，然后计算其平均值和标准差
 0.36, 2.96, 1.42, 3.63, 0.57, 0.01, 1.63 → 均值 = 1.51, 标准差 = 1.36
 计算 (45) 的自然对数值
 自然对数 45 → 3.81

如练习 2 中的答案所示，计算出砷浓度大于 45 μg/m³ 时的 z 值。

$$z = \frac{x - \bar{x}}{S}$$

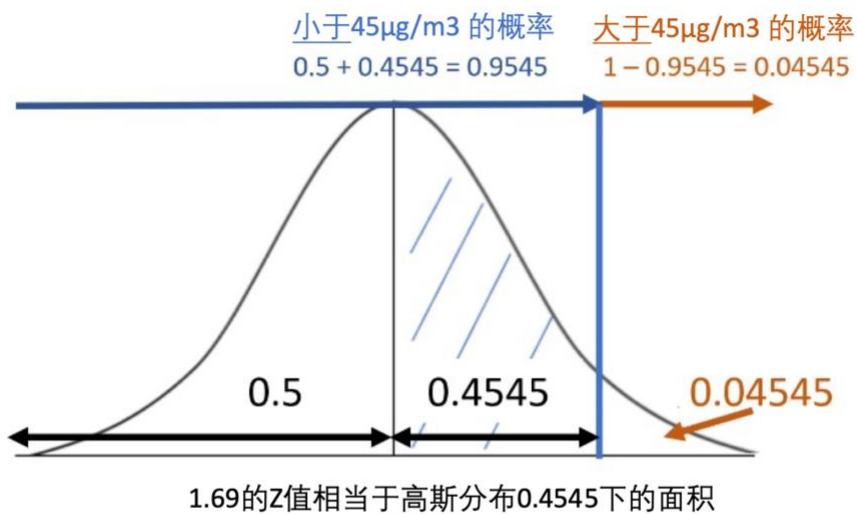
式中:

- z = 均值为零、标准差为 1 的变量
- x = 样本数值
- \bar{x} = 样本均值
- S = 样本标准差

代入式中:

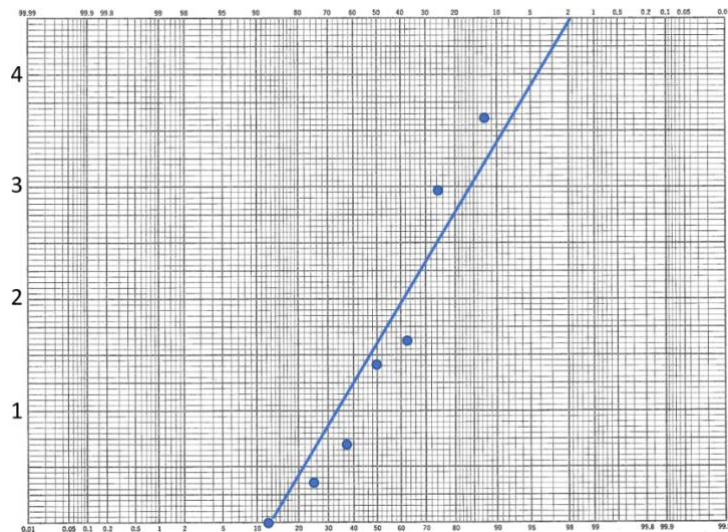
$$z = \frac{x - \bar{x}}{S} = \frac{3.81 - 1.51}{1.36} = 1.69$$

然后，从表1中给出的正态分布曲线下面积表中，向下读取1.6，然后横向到0.09，得到1.69的z值为0.4545。这是概率分布曲线下整个面积为1的一部分。它是正的，所以被绘制在平均值的左边。因此，小于砷浓度45 μg/m³ 的概率为0.5+0.4545 = 0.9545，大于45 μg/m³的概率为1-0.9545 = 0.04545，即4.55%，如下图所示。



b. 转换后的排序数据与相关的韦伯绘点位置和图如下所示。数据不是完全的对数正态，而是近似的用对数正态表示数据分布的。因为，浓度的变化存在不确定性，这是由于采样时间、野外采样过程、和实验室分析程序中都有不确定性所决定的。

序次	对数变换后排序的数据	韦伯绘点位置
1	3.63	0.125
2	2.96	0.250
3	1.63	0.375
4	1.42	0.50
5	0.57	0.625
6	0.36	0.75
7	0.01	0.875



c. 100 个值中的序次为 1 的会点为 $m/(n+1)$ 或 $1/(101) = 1\%$ ，因此拟合线超过 1% 值的浓度值给出了期望的最大浓度估计值。拟合的线可以向上或向下移动一点，斜率可以更大或更小点，但拟合的线在图上的 1% 值（即 1/100）的投影会在 5 左右。取指数为 5，得到的浓度为 $148 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

另一种方法是用表格 1 中的表找到 0.495 对应的 z 值，它代表 99 个百分位数（即 100 个样本中的 1 个），并求解 x，然后对该值进行对数变换。0.495 对应的 z 值是 2.575。对公式(a)做变换以求解 x，然后确定概率为 0.01 时的浓度 C 值如下：

$$z = \frac{x - \bar{x}}{S}$$

$$x = zS + \bar{x}$$

$$x = 2.575 (1.36) + 1.51 = 5.012$$

$$C = e^x = e^{5.012} = 150.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

[回到练习 4 ↑](#)

9 作者



1973 年爱德华·麦克比恩获得 MIT（麻省理工学院）博士；随即在康奈尔大学做博士后；然后是在滑铁卢大学做了几十年教师；当了十年 CRA 工程公司总裁，担任 20 年的加拿大供水安全研究主席和大学领导首席教授，圭尔夫大学水安全首席教授。爱德华获得了许多奖项包括加拿大科学院工程学院研究员，获得美国水资源工程学会欧盟科学院研究员，获得美国水利工程学会和美国土木工程师学会杰出研究和创新奖，获得安大略专业工程师研发奖章，越南东都唐大学终身成就奖。麦克比恩博士在科学技术文献上发表了 400 多篇文章。

10 翻译



贾克力教授 1982 年毕业于中国南京大学地质系水文地质工程地质专业，获学士学位。1986 年毕业于爱尔兰国立大学戈尔维学院工程水文系，获硕士学位。贾克力一直在内蒙古农业大学工作，讲授过水文地质学、工程水文学、随机水文学，地下水动力学，水文水质模拟模型等课程。主要研究水文水环境。作为咨询顾问参与了在内蒙古自治区实施的联合国粮食计划署（WFP）、世界银行的扶贫项目；世界银行的水利灌溉项目。作为项目经理负责由加拿大国际发展署支持的中加农业可持续发展项目。获得内蒙古自治科技进步奖。

请注册 GW-Project 项目邮件通讯录，以随时了解新书的发布、GW-Project 项目的相关事件和参与 GW-Project 项目的方式。当你注册我们的电子邮件通讯录时，即可以帮助我们建立一个全球地下水团体。注册[Sign up](#)。

