



华北平原 典型地区地下水污染 防控技术方法及案例

TECHNOLOGY METHODS AND CASES OF
GROUND WATER POLLUTION PREVENTION AND
CONTROL IN TYPICAL AREAS OF NORTH CHINA PLAIN

刘伟江 费宇红 井柳新 王 东 赵勇胜 马 骏 钱永 等/著

1 总论

1.1 研究背景

1.1.1 华北平原地下水污染概况

地下水是华北平原重要的饮用水水源，占城镇公共总供水规模的一半，供水人口达 3 013.7 万人。华北平原地下水总开采量大，地下水超采导致地面沉降和海水入侵。据《华北平原地下水污染防治工作方案》显示，华北平原地下水质量不容乐观，达到 I~III 类、满足饮用水水源功能需求的点位比例为 23.39%，IV 类占 21.76%、V 类占 54.85%。华北平原地下水污染严重，扣除天然背景值影响，遭受不同程度污染的地下水的点位比例为 35.47%（其中，较重、严重和极重污染地下水占 12.80%）。浅层地下水较深层地下水污染严重，浅层地下水受到污染的点位比例为 44.13%，深层为 12.86%。局部地区地下水存在重金属超标现象，主要污染指标为汞、铬、镉、铅等，主要分布在天津市和河北省石家庄市、唐山市及山东省德州市等城市周边及工矿企业周围；局部地区地下水有机物污染较为严重，主要污染指标为苯、四氯化碳、三氯乙烯等，主要分布在北京市市区及南部郊区，河北省石家庄市、邢台市、邯郸市城市周边，山东省济南地区—德州东部，河南省豫北平原等地区；华北平原地下水中氨氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮（简称三氮）普遍超标。

1.1.2 案例区筛选原则

本书以石家庄市综合案例区（石家庄市、正定县、藁城区、栾城区）作为典型区域，选择依据为：①该区域的水文地质特征在华北平原具有较强代表性。石家庄市位于滹沱河冲洪积扇中上部，所选案例区的面积约 2 100 km²，第四系孔隙地下水是其主要供水水源。由于地下水的超量开采，地下水位呈下降趋势，埋深最大达 40 多米，区域性地下水降落漏斗已扩展至市区边缘。该区域含水层岩性以砂性土为主，透水性较强，易污染地下水，但随着包气带增厚，对污染物运移可起到一定阻隔和降解作用。②该区域的重金

属和有毒有害有机污染源较多。化工、机械制造、纺织、印染、焦化、制药是本区的重要工业，区域内广泛存在的旱井、渗坑、渗井和地表河渠排污对区域内地下水构成直接威胁；由于历史的原因，化肥厂、农药厂和垃圾填埋场建于滹沱河河滩地或地下水水源补给区，是地下水的潜在污染源，已构成对地下水的威胁。中国地质科学院水文地质环境地质研究所完成的国土资源大调查项目在滹沱河平原区已经进行了初步的区域性地下水污染调查。③有利于向华北平原示范推广地下水污染防控技术。华北平原山前地下水开发利用程度整体较高，分布多个地下水水位降落漏斗，形成区域性的巨厚包气带。随着经济的快速发展，在华北平原其他地区如北京市、保定市、邯郸市等地，重金属和有机污染物问题逐步显现。石家庄市很好地涵盖了华北平原主要的山前地质特征与复合污染特点，因此，针对石家庄市综合案例区的地下水污染防控技术研究成果十分有利于向华北平原推广。

除石家庄市综合案例区外，本书还选择了河北省沧州市某汽配厂六价铬污染场地、天津市蓟县某有机污染场地等作为补充，兼顾了华北平原的山前冲洪积扇、冲积海积平原不同地下水系统，涵盖了华北平原重金属和有毒有害有机物等污染问题。

1.2 基本概念

1.2.1 地下水污染

地下水污染（Groundwater Pollution）指人为导致地下水化学、物理、生物性质的改变使地下水水质恶化的现象。

1.2.2 地下水污染风险

地下水污染风险（Groundwater Pollution Risk）指含水层中的地下水由于地表直接的活动造成不能令人接受程度的污染的概率，是地下水受到污染的概率和污染后果的叠加（地下水污染概率 × 地下水污染后果），地下水的脆弱性和地下水污染荷载决定地下水污染概率，地下水功能价值反映地下水污染后果。

1.2.3 地下水污染防治区划

地下水污染防治区划（Groundwater Pollution Prevention and Treatment Regionalization）：基于地下水使用功能和污染现状特征，结合地下水污染源荷载、脆弱性和功能价值评估结果，对地下水污染防治类型和等级提出分区。

1.2.4 地下水污染防控

地下水污染防控 (Groundwater Pollution Prevention and Control) 即对地下水环境的防护和对地下水污染的控制与治理。

地下水污染具有过程缓慢、不易发现和难以治理的特点。地下水一旦受到污染,即使彻底消除其污染源,也得在十几年,甚至几十年之后才能使水质复原。基于上述地下水污染的特殊性,决定了地下水污染应首先立足于“防”,即在地下水还没有或几乎没有受到污染的情况下,根据研究区的水文地质条件、水化学条件及污染物特性等,圈画出污染敏感带,并采取有针对性的预防措施(尹雅芳,2011)。

本书所提及的地下水污染防控内容还包括:利用物理、化学或生物等工程或非工程措施与方法,固定、转移、吸收、降解或转化地下水中的污染物,使其含量降低到可接受的水平,或将有毒有害的污染物转化为无害物质。

地下水污染防控是一项复杂的系统工程,它主要从地下水污染防治区划、地下水污染防控目标确立、地下水污染防控技术体系及工程方案等多个方面展开。它的主要目的就是保障人体健康和保护地下水生态环境。

1.3 国内外研究进展

1.3.1 地下水污染风险评估方法研究

1.3.1.1 地下水污染风险评估概念

地下水污染风险是在地下水脆弱性研究不断深化的基础上发展而来的,最早可以追溯到1968年法国学者Margat提出的地下水脆弱性评价(Vrba J et al., 1994)。20世纪80年代以前地下水脆弱性评价仅从自然属性(包括地质、土壤、气象、水文等)出发,称为含水层的“本质脆弱性”。需要指出的是,我国地下水脆弱性研究开始于20世纪80年代(钟佐燊,1985),主要有地下水防污性能和地下水脆弱性两种概念,二者的含义相同,均是指构成地下水系统的地质要素阻止污染物进入浅层含水层和维护地下水质量的可能性。

20世纪80~90年代,针对区域范围内广泛存在的面源污染问题,研究者将人类活动和污染源等外部因素也纳入到地下水脆弱性研究体系中,认为地下水污染是由含水层本身的脆弱性与人类活动产生的污染负荷造成的,强调如果没有污染物,即使非常容易受污染的地下水也不会有危险(Duijvenbooden W et al., 1987)。1993年,美国国家科学研究委员会将地下水脆弱性分为本质脆弱性和特殊脆弱性,本质脆弱性是不考虑人类活动和污染源而只考虑水文地质内部因素的脆弱性,特殊脆弱性是地下水对特定污染源或

污染群体或人类活动的脆弱性。通常将这种考虑人类活动影响（主要是土地利用）的地下水特殊脆弱性评价称为早期的地下水污染风险评价（张丽君，2006）。

20 世纪 90 年代以后，地下水污染风险扩展到风险受体，根据受体对象的不同，分为基于人类健康的地下水健康风险评价，基于生态环境的地下水生态风险评价及基于地下水功能的地下水污染风险评价三类（田华，2011）。

Varnes 提出了“风险”=“脆弱性”×“灾害性”的模式（Varnes D J, 1984），将“灾害理论”引入地下水污染风险评价系统中，在实际应用中，这种风险表征方式有时被简单处理为“风险”=“本质脆弱性”×“污染物超过标准的概率”（Uricchio V F, et al., 2004），但真正应用灾害理论进行地下水污染风险评价方面的研究非常有限。

英国著名的水文地质学家 Brian Morris 和 Stephen Foster 认为：地下水污染风险是指含水层中地下水由于人类活动而遭受污染到不可接受的水平的可能性（Brian Morris et al., 2006）。

意大利水文地质学家 Civita 和 Maio 将地下水污染风险定义为： $R=H_r \cdot D$ ，式中， H_r 为地下水受到污染的概率评价， D 为风险受体（地下水资源）预期损害评价。他们将这种方法应用到意大利南部的某个山前河谷地带，编制了 1 : 10 000 地下水污染风险图，为该地区的地下水资源开发利用和保护提供了关键的科学决策信息（Civita M V et al., 2006）。

地下水污染风险至今没有一个统一的定义，但归纳起来应包括三个层次：地下水脆弱性评价、地下水污染源荷载评价、地下水功能价值评价。其中前两部分反映地下水污染概率，第三部分反映地下水污染后果。地下水污染风险是地下水受到污染的概率和污染后果的叠加（地下水污染概率 × 地下水污染后果），是含水层中的地下水由于地表直接的活动造成不能令人接受程度的污染的概率。

1.3.1.2 地下水污染风险评估方法

目前应用于地下水污染风险评价的主要方法有经验法、叠置指数法、过程数学模拟法和统计方法，其中叠置指数法因方法简单、操作性强，成为应用最广的评价方法。常见的叠置方法有美国环保局的风险分级体系（HRS）法（USEPA, 1992），美国地质调查局的 GVSS 法（Hathhorn W et al., 1996）和 USGS 法（Eimers L et al., 2000），葡萄牙地质信息中心的 SI 法（毛媛媛等，2006；Diamantino C et al., 2005）等。

地下水污染风险评价常见的做法是将地下水脆弱性、污染源荷载和地下水功能价值三个指数叠加，利用 GIS 软件获得评价区的污染风险指数及其分布图。常用评价指标如下：①脆弱性评价指标体系。目前大多数的本质脆弱性评价参考 DRASTIC 模型，DRASTIC 模型被广泛学习应用的同时，其缺点也日益凸显。国内外众多学者结合我国各地区的实际情况，对 DRASTIC 模型进行了改进。②污染源荷载评价指标体系，由体现污染物和人类活动对地下水污染影响的众多指标组成，主要考虑土地利用类型、人口密度、潜在污染源污染物特征等。③地下水功能价值指标体系，有两种评价思路，一种是按“开采

价值”和“原位价值”来评价；另一种是按“水质”和“水量”来评价。

国外地下水污染风险评价主要以地下水脆弱性评价为基础，耦合其他因素如土地利用状况、污染源分布、地下水社会经济价值、开采井的集水范围等。也有不少学者应用地下水数值模拟法评价地下水污染风险，但这种方法偏重预测污染风险的时间变化，多针对场地尺度。Vito F. Uricchio 等用 SINTACS 模型计算地下水本质脆弱性，用基于专家经验的模糊逻辑法计算地下水污染源荷载（针对农业污染），将脆弱性和污染源荷载叠加得到地下水污染风险评价图，对意大利 Bisceglie 市进行了地下水污染评价，并做出了可信度图来表明评价结果的可靠程度，从而增加了成果图的有效性（Uricchio V F et al., 2004）。比利时学者 Marijke Huysmans 对匈牙利的一个研究区进行了地下水污染风险评价，通过地下水流动和运移模型，采用敏感性分析和最差情况分析法，判断污染源是否对饮用水水井造成威胁，是处理水文地质模型不确定性的较为合适的方法（Marijke H. et al., 2006）。Husam 以加沙地带巴勒斯坦地区为研究区，将地下水污染风险定义为污染可能性和污染危害的乘积，其中污染的可能性由 DRASTIC 模型评价的地下水脆弱性和土地利用情况（二者权重相等）叠加得到，污染的危害性是由开采井的集水范围的数值模拟（利用 PMPATH 进行模拟，分别模拟了 1 年、5 年、10 年和 20 年的情况）和特征污染物（硝酸、氟和氯离子）的分布情况叠加而成，结果给出了研究区的高污染风险地区，建立了基于地下水脆弱性、土地利用情况、开采井影响范围、潜在污染物影响的地下水污染风险的评价技术体系（Husam M B, 2010）。

国内地下水污染风险评价一般考虑地下水本质脆弱性、人类活动产生的污染负荷和地下水价值三个要素，评价方法多基于地下水脆弱性评价方法。孟素花等采用改进的 DRASTIC 模型对华北平原不同年份（1959 年、1984 年和 2005 年）的地下水本质脆弱性评价进行了评价，叠加地下水污染源荷载分级图和地下水资源功能图得到华北平原地下水污染风险评价结果，为地下水污染防治区划奠定基础（孟素花，2011）。江剑等以地下水脆弱性和地下水价值叠加合成的地下水保护紧迫性作为地下水污染的概率，用污染源的灾害分级代替地下水污染后果，用矩阵法将地下水保护紧迫性图和地下水污染等级分区图进行叠加，得到北京市海淀区地下水污染风险评价结果（江剑等，2010）。申利娜等构建了包括地下水脆弱性及污染源性质两个层次的地下水污染风险区划方法参数体系，建立了多指标评价模型，选择地下水污染源的存在形式、污染物负荷、迁移特征、衰减特征和毒性作为参数，利用模糊层次分析法计算了参数的权重，采用加权求和模型进行了污染源的综合评价（申利娜等，2010）。金爱芳等以地下水易污性指数和污染源潜在危害性评价指数作为风险源分级指标，采用乘积模型进行了风险源的评价与分级，其中从污染源特性和污染物性质两方面建立了污染源危害性评价参数体系（金爱芳等，2012）。黄振芳等提出的基于综合权重的多层多目标可变模糊优选模型，采用熵权法计算客观权重，二元对比法确定主观权重，并利用博弈论集结模型推导计算了综合权重，将数据对决策的贡献度和决策者的偏好有机地结合起来，充分体现了决策的科学性（黄振芳等，2010）。金菊良等建立了基于三角模糊数随机模拟的地下水环境系统综合风险评价模型

(ARA-SSTFN), 结果表明该方法比现有常规方法评价结果可靠, 能反映受多种不确定性因素综合影响的地下水环境系统综合风险评价客观实际情况, 在洪水干旱灾害等具有随机性、模糊性和数据资料不精确的各种资源环境系统综合风险评价问题中具有推广应用价值(金菊良等, 2011)。梁婕等提出了基于随机—模糊模型的地下水污染风险评价方法, 将地下水污染的环境风险定义为含水层“脆弱性”和地下水污染对人类健康“危害性”的乘积, 运用模糊属性识别理论判断环境风险的等级, 以长沙市黄兴镇蓝天化工厂锰渣场含锰废水下渗造成的地下水锰污染为例进行分析, 结果表明, 基于随机—模糊模型的地下水锰污染的环境风险与确定性模型计算结果相比有很大的优势(梁婕等, 2009)。

1.3.2 地下水污染防治区划研究

关于区域地下水污染防治区划的文献相对较少, 且多集中在污染场地的防治分区研究方面。国内较早提出污染防治区划概念是在 20 世纪 80 年代初针对我国地表水的区域污染(张立成等, 1981), 但之后较长一个时期内区域性污染防治区划研究基本处于停滞状态。随着公众及政府环境管理部门对环境问题的关注, 近年来关于大气污染的区域防治区划、流域污染防治区划、环境污染防治(董广霞等, 2005)、农业污染防治(梁书民等, 2008)、地下水污染防治区划研究都开始有研究人员开展相关研究, 甚至有研究人员从污染防治区划的立法角度进行探索(李建勋, 2010)。但从总体而言, 污染防治区划仍处于起步阶段, 相关研究或文献并不多。关于地下水污染防治区划研究主要集中于最近两年, 且主要侧重于污染防治区划方法与指标体系构建。在已完成的地质调查项目“华北平原地下水污染调查评价”中, 对地下水污染防治区划进行了探索。在该尝试中, 在综合分析调查区地下水脆弱性、污染源分布、地下水资源功能、地下水质量和污染现状的基础上, 参考土地利用分区及社会经济发展规划, 将华北平原划分为保护区、污染场地和防护区三种类型, 其中防护区分为重点防护区、中等防护区、一般防护区、自然防护区。分区方法是: 采用已有的水源地保护区划, 确定重要地下水水源保护区; 在地下水脆弱性、污染源荷载和地下水功能评价基础上, 采用综合指数法评价出重点防护区、中等防护区、一般防护区和自然防护区; 依据调查、评价结果遴选修复治理场地。孟素花等基于该项目对华北平原防治区划进行了较为深入的探讨(孟素花等, 2011)。戴长华基于益阳市区地下水调查进行该区地下水污染防治区划时, 综合考虑了两个主要因素: 污染源荷载风险性和污染危害性, 前者基于地下水现实及潜在利用价值、地下水防污性能、地下水质量、土地利用、污染现状类型和分布来确定, 后者则根据地下水不同使用功能来确定, 得出的防治区划分级图能够较好地反映出益阳市区地下水防治需求, 符合实际情况, 对下一步实际预防、监管措施的制定与实施起到指导作用(戴长华, 2013)。刘冰则从水文地质单元因素、自然和人为因素、水资源量和行政分区因素及地下水水质因素四个方面, 初步构建了铁岭市地下水污染防治区划体系, 并针对防治区划结果提出了地下水污染的预防、治理和管理措施(刘冰, 2013)。张卓等以南四湖平原区为例, 对该地区地下水污

染进行区划,提出了较为明确的多层次指标体系,其选取的评价指标包括地下水防污性能、地下水污染评价、地下水可开采资源分布、地下水开采程度和污染源荷载等(张卓等,2013)。杨磊等基于某地区地下水污染调查成果,考虑地下水资源的自然属性和社会属性,建立了由1个目标层、2个属性层、3个准则层、6个约束层和12项指标构成的地下水污染防治区划指标体系,并利用层次分析法和加权平均综合指数模型,借助MapGIS技术将区划结果进行可视化表达(杨磊等,2014)。

从上述文献来看,目前地下水污染防治分区方法主要是层次分析法,涉及的主要指标包括地下水功能(如利用价值)、地下水脆弱性、地下水污染(现状)、污染源荷载等。存在的主要问题包括:①污染防治分区的意义界定不明确;②指标繁多,可操作性有待进一步提高。

1.3.3 地下水污染防控目标研究

1.3.3.1 国外地下水污染防控目标及要求

(1) 美国

《安全饮用水法》(郑春苗,2012)授权美国环保局制定饮用水中污染物最大允许浓度标准,规范在深水井中进行废物处理的行为,划定依赖单一地下蓄水层供水的地区,建立一个全国范围的计划以鼓励美国各州建立保护公用供水井的项目,包括水源保护项目(WHPP)和地下灌注控制项目(UICP)等。

《综合环境响应、赔偿和责任法》设置联邦“超级基金”,用以清理不受控制的或者无主的危险废物场地,以及因事故和泄漏等突发事件引起的环境污染;授权美国环保局负责找出泄漏事件的责任方,确保他们在清理工作中的合作,并根据场地类型采取消除、修复和补救措施。

美国的环境保护战略规划由美国环保局制定,向美国国会提交简报,由国会批准后美国环保局发布并实施。规划年限为五年,更新周期为三年,编制周期为十个月,一般在规划的第一年发布。美国环境保护战略规划(2011—2015年)中对清洁和安全用水提出了新的目标,目标中涉及了有关饮用水和水质研究的两个子目标和战略措施,最终目标为保护人类健康、保护与修复流域与水生态系统。到2015年,90%的社区供水系统经由有效净化和水源保护措施来提供符合健康标准的饮用水;到2015年,印第安地区88%的人口将通过社区供水系统获得符合各项健康标准的饮用水。到2015年,通过与其他联邦机构合作,为13.6万印第安人和阿拉斯加原住民家庭提供安全的饮用水。

美国很多州为了应对地下水污染修复,确定地下水的修复目标,制定了自己的地下水分类系统。对于那些由于溶解性固体或其他组分的天然含量导致没有饮用功能的地下水,清理水平需要基于地下水和地表水交界处(环境和健康影响较为关注)的潜在暴露进行确定。

(2) 欧盟

《欧盟水框架指令》(WFD, 2000) 规定了管理的总目标, 其限期目标则是在 2015 年以前使欧洲所有水域达到良好状态。《欧盟地下水指令》则针对地下水提出了具体目标, 即地下水体于 2015 年前达到良好状况。

在欧盟, 地下水是根据水框架指令的一般性规定进行管理的, 直到 2006 年颁布的地下水指令对水框架指令做了补充。地下水指令是水框架指令的首部重要的附属法律。地下水指令的规定对水框架指令以下总体目标起到了支撑作用: ①减少污染, 防止水生态系统(包括湿地)状况恶化并改善其状况; ②促进水资源的可持续利用; ③减少有害物质造成的污染; ④逐步减少地下水污染; ⑤减轻洪灾影响, 更重要的是减轻旱灾影响, 特别是当地下水构成战略储备时。两个指令的关键目标是, 到 2015 年, 欧洲所有水体达到良好状况。

根据水框架指令, 地下水良好状态定义如下:

具有良好数量状况的地下水体将: ①具有稳定的地下水水位, 平均年抽取量不减少可用地下水资源量/平均年补给量; ②不会对地表水体和依赖于地下水的陆地生态系统产生负面影响; ③降低了盐水和物质入侵的风险。

具有良好化学状况的地下水体将: ①符合水框架指令和地下水指令以及相关指令的质量标准; ②不会对地表水体和相关陆地生态系统产生负面影响; ③没有盐水或其他物质入侵的迹象或影响。

1.3.3.2 国内地下水污染防控目标及要求

我国地下水污染防治工作起步较晚, 目前仍存在地下水污染底数不清、防治资金不足、法律法规不完善、技术储备不足等问题。2011 年 10 月 10 日, 国务院正式批复《全国地下水污染防治规划(2011—2020 年)》(以下简称《规划》), 首次对全国地下水污染防治工作做出总体部署, 是我国地下水污染防治第一部纲领性文件。《规划》的出台是我国水污染防治史的重要里程碑, 标志着地下水这一战略资源的污染防治工作, 正式、高层次的纳入国家层面的决策。

《规划》在认真总结国内外地下水保护经验教训的基础上, 明确提出了“保护优先、预防为主、防治结合”的地下水污染防治原则, 以及两个阶段的有限目标: 到 2015 年, 基本掌握地下水污染状况, 全面启动地下水污染修复试点, 逐步整治影响地下水环境安全的土壤, 初步控制地下水污染源, 全面建立地下水环境监管体系, 城镇集中式地下水饮用水水源水质状况有所改善, 初步遏制地下水水质恶化趋势; 到 2020 年, 全面监控典型地下水污染源, 有效控制影响地下水环境安全的土壤, 科学开展地下水修复工作, 重要地下水饮用水水源水质安全得到基本保障, 地下水环境监管能力全面提升, 重点地区地下水水质明显改善, 地下水污染风险得到有效防范, 建成地下水污染防治体系。这充分表明我国环境污染防治已经初步实现由被动应对向主动防控的转变, 开始进入防治并举、系统管理的新阶段。

2013年4月22日,国务院批准了环境保护部、国土资源部、住房和城乡建设部及水利部联合编制的《华北平原地下水污染防治工作方案》(以下简称《方案》)。《方案》是全面推动《全国地下水污染防治规划(2011—2020年)》贯彻落实,在华北平原开展地下水污染防治的纲领性文件,具有重要指导意义。《方案》目标为:到2015年,初步建立华北平原地下水质量和污染源监测网,基本掌握地下水污染状况,加强华北平原地下水重点污染源和重点区域地下水污染防治;到2020年,全面监控华北平原地下水环境质量和污染源状况,科学开展地下水污染修复示范,地下水环境监管能力全面提升,地下水污染风险得到有效防范。主要工作任务为:①加强地下水环境监测;②着力保护饮用水水源;③明确了重点污染源和重点区域防治任务;④提出了防治工作开展的保障措施。

2015年4月,《水污染防治行动计划》(以下简称《水十条》)出台,针对地下水提出:到2020年:地下水超采得到严格控制,地下水污染加剧趋势得到初步遏制,全国地下水质量极差的比例控制在15%左右。《水十条》要求定期调查评估集中式地下水型饮用水水源补给区等区域环境状况。石化生产存储销售企业和工业园区、矿山开采区、垃圾填埋场等区域应进行必要的防渗处理。加油站地下油罐应于2017年底前全部更新为双层罐或完成防渗池设置。报废矿井、钻井、取水井应实施封井回填。公布京津冀等区域内环境风险大、严重影响公众健康的地下水污染场地清单,开展修复试点。

2015年12月,国家发展改革委和环境保护部印发了《京津冀协同发展生态环境保护规划》,对京津冀区域地下水环境保护提出了更高要求,即到2020年,地下水质量极差比例控制在9.7%。

1.3.4 地下水污染防控技术研究

自20世纪80年代发达国家开展地下水污染修复至今,地下水污染修复技术在大量的研究和实践中不断得到改进和创新。目前,有许多地下水污染的修复方法和技术,如抽取—处理、原位空气扰动、可渗透反应屏障、原位反应带、原位微生物降解、自然衰减、电动力学方法等(Michelle M. Thomson, 2001; Suthan S. Suthersan, 2005)。这些修复技术的方法和原理不同,其适用的污染物和含水层条件也有差异,此外,不同的地下水使用目的、修复的时间要求,以及费用支付能力等都会影响地下水污染场地的修复。因此,开展污染场地修复前,还需针对场地的实际情况对修复技术进行比较和筛选。

我国自2004年北京市宋家庄地铁工程施工工人中毒事件发生后,环保部于同年6月1日印发了《关于切实做好企业搬迁过程中环境污染防治工作的通知》,国内有关部门开始重视污染场地的相关工作。而后逐步开展了一系列污染场地调查、评估、修复工作,并相应地展开了针对调查方法的研究、评估体系的研究和修复技术的开发。截至2014年,环境保护部已公布了关于污染场地调查的《场地环境调查技术导则》(HJ 25.1—2014)、《场地环境监测技术导则》(HJ 25.2—2014);关于污染场地评估《污染场地风险评估技术导

则》(HJ 25.3—2014);关于场地修复的《污染场地土壤修复技术导则》(HJ 25.4—2014)以及《2014 年污染场地修复技术目录(第一批)》,在该技术目录中包含 15 种场地修复技术(表 1-1)。

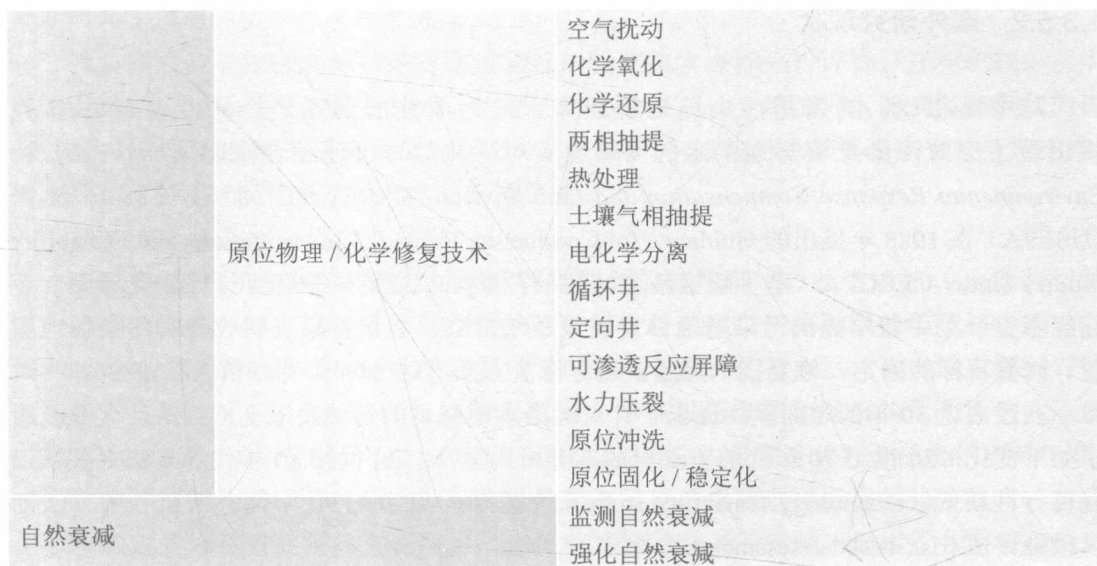
表 1-1 2014 年污染场地修复技术目录(第一批)

异位固化 / 稳定化技术	异位化学氧化 / 还原技术	异位热脱附技术
异位土壤洗脱技术	水泥窑协同处置技术	原位固化 / 稳定化技术
原位化学氧化 / 还原技术	土壤植物修复技术	土壤阻隔填埋技术
生物堆技术	地下水抽出处理技术	地下水修复可渗透反应墙技术
地下水监控自然衰减技术	多相抽提技术	原位生物通风技术

事实上,近年来地下水污染场地的修复技术发展很快且种类较多,大体可以分为异位修复技术、原位修复技术和监测自然衰减三个方面。这里只介绍一些常用的地下水污染修复技术(表 1-2)。

表 1-2 地下水污染场地修复技术

异位修复技术	异位生物修复技术	生物反应器 / 生物堆 人工湿地 土地处理
	异位物理 / 化学修复技术	吸附 / 吸收 化学萃取 氧化还原, 高级氧化 气提 地下水抽取 离子交换 混凝 / 沉淀 脱卤 分离 异位冲洗 喷淋 异位固化 / 稳定化 焚烧 / 裂解 / 热脱附 填埋
原位修复技术	原位生物修复技术	强化生物降解 植物修复 生物空气扰动, 生物通风 生物可渗透反应屏障



1.3.5 地下水污染防治技术评估方法研究

1.3.5.1 国内研究进展

从国外经验来看,污染场地治理是一项复杂的、耗资、耗时的艰巨工程,发达国家每年需要投入大量资金来对这些场地进行管理、控制和修复(Critto A, 2002)。20世纪90年代后期,人们对污染场地修复的方式从原来的“简单填埋”、“挖掘—焚烧”转变为考虑更多的现实因素,如经费来源、修复措施的环境、未来土地利用方式、经济效益等(Vlk E A, 2001; Quarles J, 2006; 张红振, 2012)。因此在拥有污染场地的修复技术后,如何合理应用这些修复技术显得尤为关键。

我国修复技术筛选研究开展较晚。2008年,谷庆宝等(谷庆宝等, 2008)提出了修复技术筛选的概念,国内最早关于技术筛选的报道是罗程钟等(罗程钟等, 2008)提出 POPs 污染场地修复技术筛选方法。而后国内陆续有学者开始研究修复技术筛选方法,2008—2011年,关于修复技术筛选(罗程钟, 2008; 吴军年, 2011; 唐小亮, 2011)的主要内容是关于:①确定修复技术筛选时需考虑的指标;②基于层次分析法确定指标权重;③根据修复技术在各个指标的评分比较确定最佳的修复技术。2011年后,对修复技术的筛选研究方向开始转变为:①采用国外较为成熟的修复技术筛选决策支持系统进行修复技术的筛选(张红振, 2011; 张海博, 2012);②采用生命周期法进行修复技术比选(胡新涛, 2012);③在以前的研究基础上采用其他决策方法替代层次分析法进行修复技术筛选(李安婕, 2012)等。

1.3.5.2 国外研究现状

与中国相比,美国是污染场地管理体系较为成熟的国家之一,20世纪70年代就出台了应对污染土壤与地下水的《环境应对、补偿与责任综合法》(*Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act*, CERCLA)。而后美国环保局(USEPA)在1988年提出的 *Guidance for Conducting Remedial Investigations and Feasibility Studies Under CERCLA* (基于超级基金法案的污染控制修复调查和可行性研究导则)是超级基金计划中较早提出污染场地修复决策系统框架,主要包括资料收集和污染场地调查、修复目标的确定、修复技术筛选、确定修复方案等几个环节(USEPA, 1988)。

在过去近30年的时间里,提出了针对污染场地修复的各种决策支持方法,大致经历了如下变化:20世纪70年代的方法以成本分析为重点,20世纪80年代的方法主要以工程可行性研究(*technology feasibility study*)为基础,20世纪90年代中期至今的方法则以风险评估(*risk-based assessment*)为指导。

如1995年的E1739文件提出了针对石油类场地基于风险的修复技术筛选指南(*Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites*);2000年的E2081文件提出了基于风险的修复技术筛选指南(*Standard Guide for Risk-Based Corrective Action*),在这两份文件中统一采用了从初步场地评估到应急方案评估,通过三层层次筛选选出合适的修复技术并进行施工,最终监测效果的流程。

目前,由于全球气候变化广受关注,污染修复的可持续性(*sustainability considerations*)如二氧化碳排放、可再生能源和可回收材料的使用情况等也逐渐进入了决策过程的考虑因素中。同时,随着人们环保意识的增强,关注污染场地修复的已不仅仅是土地所有者、投资人和工程咨询方,媒体和当地居民也逐步要求参与到决策过程当中。因此,目前情况下最理想的决策方法应当能够在尽可能多的利益相关者的参与下做出基于专业知识与工程经验的科学决策。

对修复方案进行的分析评价是基于CERCLA规定的九项原则进行的:①对人体健康和环境的全面保护;②对相关适用要求的满足;③长期的有效性与稳定性;④对污染物毒性、迁移性及污染负荷的降低;⑤短期有效性;⑥技术的可实施性;⑦成本;⑧州政府的接受程度;⑨公众的接受程度。除了要在上述九项原则下进行比较,美国环保局还规定要考虑对场地修复技术筛选的以下倾向:①在可能的情况下,对于高风险污染物应采取处理手段;②对低风险污染物或处理技术不适用的情况,应采取工程控制措施;③尽可能采取多种技术联合的方式;④采用制度管理措施作为工程控制措施的辅助;⑤当新技术具有与成熟技术相似或更优的表现时,应考虑采用新技术;⑥处理后的地下水结合场地环境状况尽其所用。

国外的修复技术筛选多分为两部分,即修复技术初筛和详细评价。初筛部分是从大量的修复技术中通过对修复的目标污染物和场地条件来划分潜在可用的修复技术以供后续详细评价筛选。修复技术的初筛比较简单,相关的学术研究较少,其具体筛选流程一

般按照各国颁布的技术筛选导则进行。

修复技术的详细筛选体系是对通过初筛的修复技术进行分析评价、互相比较，从中确定最为适合实际情况的修复技术。不同的场地条件、社会经济因素都会影响最终的选择。国内外对评价体系的研究多是指对这一部分的研究。详细筛选的体系中主要分为三类：专家评估打分法、类比筛选法和多目标决策法。

(1) 专家评估打分法

专家评估打分法是专家通过对场地调查得到的自然环境、社会经济、土地利用情况、污染物种类分布、修复目标等相关信息进行分析整理，依据各国的环境技术筛选导则和相关规定来确定最适宜场地的修复技术。针对专家评估打分法，许多国家都制订了相应的筛选导则（表 1-3）和各自的基本原则。如美国超级基金提出的九个原则，欧盟 CLARINET 提出的六个方面（E. A. VIK，2001），都旨在为专家评估打分法提供规范标准。

专家评估打分法十分灵活，针对特异性极高的场地也可选出合适的修复技术。此外由专家确定的修复方案更具有说服力，也更容易被管理者所接纳。但由于专家自身的局限性和确定最佳技术的角度不同会在最终统一意见时产生困难。此外，专家评估的过程较为专业，管理者和利益方有时很难理解筛选的全过程，因而筛选的透明度较差。

表 1-3 污染场地修复管理相关导则（罗云，2013）

国家	部门	导则名称
英国	环保署	固定化、稳定化技术处理污染土壤适用导则（2004）
		污染土地报告（第 11 版）（2004）
加拿大	污染场地管理工作组	场地修复技术：参考手册（1997）
	新不伦瑞克环境和当地政府	污染场地管理导则（2003，第 2 版）
	加拿大爱德华王子岛	石油污染场地修复技术导则（1995）
	萨斯克彻温省环境资源管理	市政废物处置场石油污染土壤的处理和处置导则（1995）
美国	新泽西州环境保护局	污染土壤修复导则（1988）
	美国环保局超级基金	修复技术调查与可行性研究导则（1988）
	华盛顿州生态病毒清洁项目部	石油污染土壤修复技术导则（1995）
丹麦	丹麦环保局	污染场地修复导则（2004）
新西兰	环境部	木材处理化学品健康和环境导则（1997）
		新西兰煤气厂污染场地评估和管理导则（1997）
		新西兰石油烃类污染场地评估和管理导则（1999）
澳大利亚	澳大利亚和新西兰环境部	澳大利亚和新西兰污染场地评估和管理导则（1992）
	环境部	昆士兰污染土地评估和管理导则（草案）（1998）
	南澳环保局	环保局导则：土壤微生物修复技术（异位）（2005）

(2) 类比筛选法

类比筛选法是通过对比两个场地间的场地条件和污染情况等因素，将已修复的相似场地的技术应用在待修复的场地中。较早提出这一方法的是美国 FRTR（Federal

Remediation Treatment Roundtable), 在其发布的 Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide (第二版) (DOD, 1994) 中, 就提出了以类比筛选为核心的技术筛选方法。

在 FRTR 的方法中, 首先应当识别目标污染物, 确定污染的种类 (分为五类, 挥发性有机物, 半挥发性有机物, 燃料, 无机物和爆炸物), 根据污染物的类型初步选定对目标污染物有效的修复技术。

而修复技术又按修复位置、原理、场地中不同环境分为 12 类:

- 针对土壤、沉积物和泥浆的原位生物修复
- 针对土壤、沉积物和泥浆的原位物理 / 化学修复
- 针对土壤、沉积物和泥浆的原位热修复
- 针对土壤、沉积物和泥浆的异位生物修复
- 针对土壤、沉积物和泥浆的异位物理 / 化学修复
- 针对土壤、沉积物和泥浆的异位热修复
- 其他针对土壤、沉积物和泥浆的修复技术
- 针对地下水、地表水和淋滤液的原位生物修复
- 针对地下水、地表水和淋滤液的原位物理 / 化学修复
- 针对地下水、地表水和淋滤液的异位生物修复
- 针对地下水、地表水和淋滤液的异位物理 / 化学修复
- 其他针对地下水、地表水和淋滤液的修复技术

在确定目标污染物后, 与按污染物为主要因素的筛选同时, 按污染的位置确定修复技术大类。在每一类中针对每种技术有相应的技术原理描述和该类技术所需的数据, 选择出适合场地条件的备选修复技术。

将针对污染物和针对场地的修复技术交叉对比后得到新的备选修复技术列表单, 而后通过分析技术的原理描述、适用性、使用限制、所需数据、修复效果、修复时间、场地信息 (一般选择三个具有代表性的信息完备的场地)、联系方案 (一般是选三个来自于不同政府组织的文件)、参考文献 (一般选五个发表的公共报告), 详细了解备选方案。

已有的修复案例按场地名称、使用技术与施工单位、修复介质 (土壤 / 地下水)、污染情况、技术运行参数、材料管理、修复效果、备注八个方面进行分类; 通过选择与场地情况和场地情况相似的修复案例, 确定最适宜场地的修复技术。

但类比筛选方法仅从修复技术的适用性方面进行考虑, 虽然所选的修复技术在实施和修复目标的达成上没有问题, 但其考虑的内容太少。从类比角度选择修复技术在 20 世纪 80 年代和 20 世纪 90 年代较为流行, 但在近年来随着技术的发展和可持续观点的提出使修复技术的选择过程需要考虑更多的因素, 因而多年前的类比样本可能不能作为很好的参照, 因而筛选出的技术也可能不是最佳的选择。

(3) 多目标决策法

多目标决策法是在选择的过程中从多个目标出发, 在通过决策者的平衡下选择符合

管理者、决策者和利益方要求的决策方法。多目标决策的过程中会将需要考虑的各个目标转化为指标,并根据各自的特点和需求将各个属性值归一化。最佳修复技术的考虑角度不同,其设定的需求指标也不同,相应地,所采用的决策方法也有差异。其中应用较多的是评分/排序法、成本收益分析法、生命周期法和最佳可用技术法(DOD, 1994)。

①评分/排序法

评分/排序法可以采用定性或定量的分析方式进行决策,通过评分、权重及相关计算方法的对修复方案的各个方面的表现进行评价,根据评价进行排序。在污染场地修复技术筛选中采用的多属性决策方法。早期多采用加权指标评分法筛选修复技术,如 Brian J. Grelk 等(Brian J. Grelk, 1998)对超级基金提出的九原则进行了指标的具体化,提出了 21 个评价指标并列出了相关的评价方式。随着计算机技术的不断成熟,往往结合 GIS 进行指标的评分并用于大型污染场地的修复技术筛选,如 Andrea Critto 等(Andrea Critto, 2006)在 DESYRE 中采用的指标有:稳定性、干预条件、有害性、社区可接收性、有效性和费用,通过空间可视化及评分结果对场地分区,分别采取修复措施。

目前针对某种类型污染场地进行修复技术筛选,将指标体系和 GIS 系统结合在一起进行修复技术筛选是主要的研究方向。

②成本收益分析法

成本收益分析实际上采用的是多属性效用函数的评价方式,通过将污染场地修复的代价和收益转换为货币价值进行比较。成本收益分析如果只限于经济领域,其成本往往被称为私人成本。而对于污染场地修复筛选,成本收益分析还需要考虑其他的因素,如人体健康、环境、土地使用等,这时所考虑的成本被称为公共成本。该方法的缺点主要有两个:一是在分析过程中可以考虑的因素有很多,而且各个场地都有差别,需要确定考虑哪些因素;二是有些影响因素难以严格地用货币价值进行评价,如风险削减和费用的关系(Johanna Forslund, 2010)。在实际评价过程中,往往可以同时进行定性和定量评估。

成本收益分析在政策制定和修复工程设计中广泛使用,也广泛用于污染场地管理决策。它可以将大量需要考虑的因素转化为统一的货币单位进行评价,但也有一定的局限性,主要包括:每个人的价值判断标准不一,在考虑因素货币价值转换过程中会有争议;对健康及生命价值的评价往往在道德方面难以接受;计算模型的选择往往会产生争议。

③生命周期法

生命周期法(LCC)是单从环境收益及支出的角度进行修复技术筛选,即用较少的环境代价实现场地修复。生命周期法采用从摇篮到坟墓的方式评估污染场地修复过程中的一系列环境影响。其特点有三个:一是从摇篮到坟墓的方式,从修复开始前资源的获取到最终废弃物的填埋,整个过程都会被考虑;二是综合性,从理论上说所有修复过程中与环境的交互过程都会被考虑,如资源获取、废物排放和其他环境干预等(Patrick A. W, 2008);三是可以进行定量或定性的评估,定量评估能够更加容易的发现生命周期中有问题的部分及采取何种措施可以进行替代。

基于生命周期理论的修复决策工具有一些,其中最为广泛使用的是荷兰的 REC 系统。

20 世纪 90 年代早期 REC 就已被开始应用, REC 是风险削减 (Riskreduction)、环境效益 (Environmental) 和费用 (Cost) 三个单词的缩写。该决策支持系统通过风险、环境和费用这三者之间的权衡来确定最佳的修复技术。

风险削减考虑的因素有: 人体、生态系统和敏感受体的暴露情况, 通过清理可以使风险降低的情况。即随着时间推移, 通过修复带来的风险减少量。风险削减量由风险模型计算。

环境效益: 用一个指标体系进行评价, 指标反映了土壤/地下水修复过程中的环境代价和收益情况。考虑的指标有: 土壤质量改善情况、地下水质量改善情况、地下水的污染情况、清洁地下水水消耗、清洁土壤消耗、常规能源消耗、空间使用、空气污染、水污染、废渣共十项。各个指标的权重由专家给出, 评分由加和计算各备选修复技术的环境效益指标得分。

费用: 包括构建费用、操作费用、处理费用和管理费用。费用支出按年进行计算, 并且根据修复年限进行折现。

REC 通过这三个指标的分值对清理方案进行综合评价。REC 的设计目的不是进行整体的污染场地修复方案筛选, 但确实可以为决策者提供一个不同修复方案环境可持续性和修复费用关系的参考。REC 模型的输出结果是各个清理方案 (clean-up alternative) 的三个指标值。

早期研究利用 LCC 法能够较为精确的评价修复技术的环境效益, 在很多污染场地修复技术筛选方面进行了应用 (Stephan Volkwein, 1999; Miriam L. Diamond, 1999), 但修复技术筛选还需要考虑社会和更多的因素, 后期的研究中开始在修复技术筛选过程中考虑更多的经济因素 (Sérgio Alberto Morais, 2010) 并与其他修复技术筛选方法联用 (A. Blanc, H. Mé tivier-Pignon, 2004; M. J. Harbottle, A. Al-Tabbaa, 2007; Yasushi Inoue, 2011)。生命周期法需要大量的场地和修复技术信息作为支持。目前我国修复技术实施的信息匮乏, 往往需要进行技术转让 (Xintao Hu, 2011), 这可能是我国 LCC 应用的一个障碍。

④最佳可用技术法

最为典型的是加拿大女王大学工学院学者发表的一系列石油类污染场地修复技术筛选文章 (Z. Chen, 2003J; Ohanna Forslund, 2010; Xintao Hu, 2011), 其就石油类污染修复技术的场地适用性进行了决策, 采用不同决策方法的决策支持系统对场地适用性的评价, 根据适用性高低确定修复技术优劣。

最佳可用技术代表了各项生产活动、工艺过程和相关操作方法发展的最新阶段, 它表明了某种特定技术在满足排放限值基础上的适用性, 或者当无法满足排放限值时, 又无其他指定技术的情况下, 采用此种技术可以使得向整个环境中的排放量达到最小。