

基于过程模拟的地下水脆弱性评价研究进展

郇 环^{1,2}, 王金生^{1,2}, 滕彦国^{1,2}, 翟远征^{1,2}

1. 北京师范大学 水科学研究院, 北京 100875; 2. 地下水污染控制与修复教育部工程研究中心, 北京 100875

摘 要:地下水脆弱性评价是进行地下水污染防控的关键。经过近 40 年的研究,过程模拟法被认为是最具实际意义和最精确的评价方法。目前学者对地下水水流和溶质运移模型与地下水脆弱性评价的耦合进行了探索研究,充分发挥了过程模拟法物理意义明确、评价结果可靠度高、主观性低、实用性强等优势。但该方法仍受限于水流和水质长观资料、存在不确定性、不易获取表征特征污染物在地下水系统中的转化过程的定量参数等缺点,因此,未来包气带中溶质迁移转化理论、包气带和饱和带的耦合模型、随机模型和各种智能方法与过程模拟法的结合、过程模拟法和评价结果的不确定性以及 GIS 技术与各种数学模型的结合都将是基于过程模拟研究地下水脆弱性的重要发展方向。

关 键 词:地下水脆弱性;过程模拟;数学模型;量化

中图分类号:P641.76 **文献标识码:**A **文章编号:**1007-2802(2013)01-0121-06

Progress in Groundwater Vulnerability Based on Process Simulation

HUAN Huan^{1,2}, WANG Jin-sheng^{1,2}, TENG Yan-guo^{1,2}, ZHAI Yuan-zheng^{1,2}

1. College of Water Sciences, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. Engineering Research Center for Groundwater Pollution Control and Remediation, Ministry of Education, Beijing 100875, China

Abstract: Groundwater vulnerability assessment is a key to groundwater pollution prevention and control. Process simulation method is considered to be the most accurate and meaningful according to a large amount of achievements on groundwater vulnerability assessment of forty years. Nowadays, the combination of groundwater fate and transport model and groundwater vulnerability assessment has been investigated to reveal the advantage of process simulation method, such as specific physical meaning, high reliability of evaluation results, low subjectivity and strong availability. However, process simulation method is limited by long period groundwater flow and transport data, and such has the disadvantage of uncertainty. Besides, it's difficult to obtain the quantitative parameters reflecting the fate and the transport of contaminants. Therefore, this paper pointed out that the fate and the transport theory of pollutant in the vadose zone, the combining model of the vadose and the saturated zone, coupling of random model, various intelligent models and process simulation method, uncertainty analysis of process simulation method and evaluation results and integrating of GIS and groundwater flow and pollutant migration model should be paid more attention in future groundwater vulnerability assessment research.

Key words: Groundwater vulnerability; process simulation method; mathematical model; quantification

地下水是一种重要的资源和关键的生态环境因子,其重要性日益显著。但地下水污染形势日益严峻。一旦地下水受到污染,其治理和恢复的难度大,花费高。因此,地下水污染防治应秉承“以防为主,防重于治”的方针,而地下水脆弱性评价是地下水污

染防治最主要的措施。地下水脆弱性评价是基于最有效的数据和科学的判断,为地下水保护提供一套决策工具,以致能以最小的代价获得最大的环境和公共效益^[1]。地下水脆弱性评价,在社会经济活动规划阶段指出哪些地区是地下水易遭受污染的地

收稿日期:2011-12-12 收到,2012-03-19 改回

基金项目:环保公益性行业科研基金重大资助项目(201009009)

第一作者简介:郇环(1984—),女,博士研究生,研究方向:地下水污染控制。E-mail: huanxiaohuan0825@yahoo. cn.

通讯作者:王金生(1957—),男,教授,研究方向:地下水科学与工程。E-mail: wangjs@bnu. edu. cn.

区,给予避让,在建设后期,结合污染源分布,集中力量解决重点污染突出问题和区域,可以为地下水水源地选取及保护区划分、地下水污染防治方案、区域土地利用开发政策制定、城市垃圾堆放场地选址、地下水水质监测网布设等方面提供理论指导。

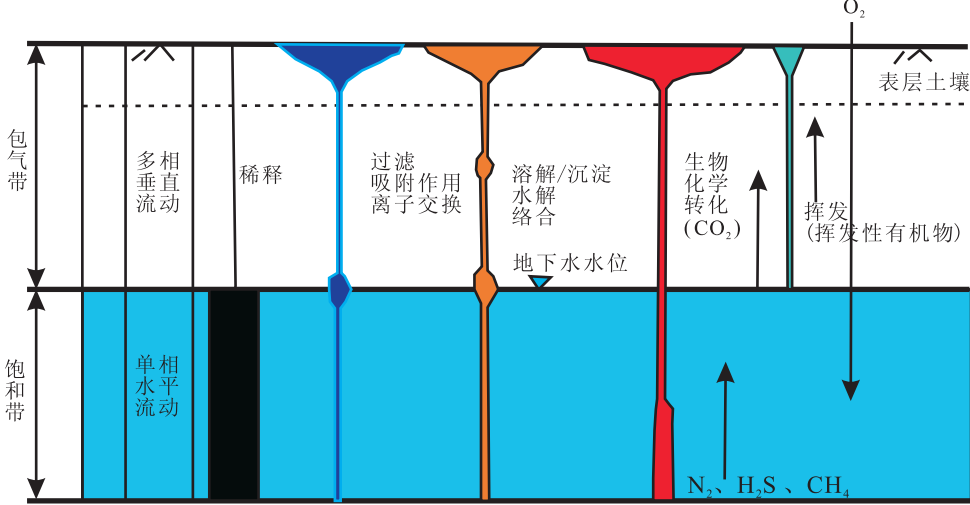
国外的地下水脆弱性研究始于 20 世纪 70 年代,80 年代以来成为国际水文地质研究的热点问题^[2]。国内的研究虽始于 20 世纪 90 年代中期,但发展较快。经过 40 年的研究,地下水脆弱性评价积累了丰富的研究成果,但缺乏规范性的技术评价体系。我国在 2002 年实施的第二轮全国综合水资源规划和 2004 年中国地质调查局主持开展的《中国城市环境地质调查与评价》均开展了地下水脆弱性评价研究;由环保部、水利部、国土资源部和财政部共同下达的全国地下水基础环境状况调查评估课题(2011~2015 年)中明确要求产出《地下水脆弱性评价技术指南》。总的来说,地下水脆弱性评价被国内外学术界公认为是防治地下水污染的重要举措,并需要形成系统正规的评价体系。

地下水脆弱性的评价方法主要包括迭置指数法、过程模拟法、统计方法^[3]和一些新兴方法^[4~6]。如果说迭置指数法是应用最广泛,使用最简便的方法,那么过程模拟法就是最具有实际意义和最精确

的方法,它不仅可以告诉决策者哪里可能发生污染,而且会表明为什么会发生污染,什么时间可能发生污染,从污染机理上研究了污染物对于地下水环境影响程度和过程,对制定城市规划、土地利用规划和地下水的可持续发展具有更加明确和准确的指示意义。Gogu 和 Dassargues^[7]指出未来水文地质学家的一个主要挑战就是建立起脆弱性评价方法和过程模拟法结合的评价体系。Zwahlen^[8]验证了经过校正的数学模型对于解决脆弱性成图的有效性。本文基于国内外关于过程模拟研究地下水脆弱性的研究进展,在阐述过程模拟法原理的基础上,对地下水水流和溶质迁移转化数学模型在地下水脆弱性评价中的作用进行了归纳总结,并指出了未来基于过程模拟研究地下水脆弱性可能的发展方向。

1 过程模拟法原理

过程模拟法是在地下水流和污染物运移模型的基础上,建立一个脆弱性评价数学公式,将各评价因子量化后,得出区域脆弱性综合指数^[9~11]。“过程”包括补给水源和污染物进入地下水前途经土壤、包气带、饱和带的过程以及污染物在包气带和饱和带中的迁移转化过程。具体的过程和反应见图 1^[12]。



注:线条的粗细表明这些过程在地下不同区域的相对重要性

图 1 地下水污染物转化过程示意图

Fig. 1 Transformation process of groundwater pollutants

表层土壤和包气带中存在着多相垂直流动,污染物以物理、化学和生物作用为主,延缓了污染物到达地下水面的过程,其中在表层土壤中的反应强度比包气带的高。饱和带中水流以水平运动为主,污染物浓度的衰减主要依靠地下水流的稀释作用,其次是各种反应。这些过程可归结到地下水水流系统

和地球化学作用系统,并决定地下水对污染的脆弱性^[13]。地下水流动系统控制因素,如地下水的补给、径流和排泄条件以及含水层本身的性质(孔隙度、导水系数、厚度等)等直接影响地下水的本质脆弱性。在地下水流系统中控制污染物迁移转化的重要机理是污染物的扩散-弥散过程,而改变地下水中

污染物浓度的主要作用包括吸附-解吸、溶解-沉淀、氧化-还原-络合作用等^[14]。

过程模拟方法既可以用于评价地下水本质脆弱性,也可以用于评价针对某种污染物的特殊脆弱性,一般应用在大比例尺(大于1:50000)的区域^[15]。其中认识地下水的来源和运动是过程模拟法研究地下水本质脆弱性的重点,关注污染物的来源、运移和转化是特殊脆弱性的评价重点。该法主要受限于地下水水流和溶质的长时间序列观测资料的获取。

模拟是实现通过“过程”研究地下水脆弱性的工具,建立地下水水流和溶质迁移转化模型是实现过程模拟法研究地下水脆弱性的关键。因为经过识别和验证的地下水水流和溶质迁移转化模型在一定程度上保证了基于模型获取地下水脆弱性评价结果的准确性和可靠性,所以过程模拟法不仅是一种评价地下水脆弱性的方法,其评价过程也是检验地下水脆弱性评价结果的过程^[15]。

2 数学模型在地下水脆弱性研究中的作用

目前地下水水流和溶质迁移转化模型很多,但是用于脆弱性评价的很少^[16]。地下水脆弱性评价中存在以下若干问题:①许多研究表明地下水脆弱性是时间的函数^[17,18],但在评价和成图方法里没有体现。②迭置指数法在选取指标、指标分级和赋值、确定权重和等级的划分等都存在较大的主观性。③迭置指数法不足以解释污染实际发生的过程和原因。④很少研究井和泉等地下水排泄区的地下水脆弱性。数学模型在地下水脆弱性评价中遭遇的这些棘手问题均有用武之地,主要体现在以下几个方面。

2.1 定量化控制性参数

地下水水流和溶质迁移转化模型不仅能让研究者更好地理解地下水循环过程和污染物在地下水介质中的迁移转化规律^[19],而且可以通过验证后的模型获得某些指标的空间分布,这种指标的定量化可以减少评价主观性。水力传导系数,含水层净补给量、地下水水流速度等体现地下水本质脆弱性的指标和污染物在包气带的迁移时间、在饱和带的滞留时间、某种污染物在土-岩-地下水系统中的衰减能力等体现地下水特殊脆弱性的指标都可以通过数学模型更加真实地获取。

Witkowski 和 Kowalczyk^[20] 基于 MODFLOW 和 GIS,借助 DRASTIC 模型绘制了1:50000 的喀斯特裂隙含水层的本质脆弱性图,其中选用的评价指标——净补给量、水力传导系数和地下水水流速

度是从验证过的模型得到的空间分布。张树军等^[21]综合运用了地下水数值模型(Visual MODFLOW)、遥感解译技术、实证权重统计方法和 GIS 技术开展了山东省济宁市地下水污染脆弱性评价。其中所选用的含水层给水度、地下水水位埋深和地下水运移速度空间分布图是根据水文地质抽水试验以及数值模拟结果确定的。孟宪萌等^[22]以承压含水层顶板处总硬度浓度超过最大允许浓度(300 mg/L)的累计时间作为承压含水层特殊脆弱性指数,基于溶质运移方程,采用数值计算,得到承压含水层特殊脆弱性指数,根据其累计频数统计曲线,将脆弱性划分为高脆弱性区(<200 d),较高脆弱性区(200~900 d),中等脆弱性区(900~1600 d),较低脆弱性区(1600~1万 d),低脆弱性区(>1万 d),结果较为可靠。

2.2 定量划定指标等级

根据各评价因子数据的取值范围,应用数值模型在一定的控制条件下对污染物运移过程进行模拟,可以得出各评价因子变化对地下水脆弱性的影响,从而建立各评价因子的评分标准,克服因子评分过程中的主观性。

Guo 和 Wang^[23] 基于 DRARCH 模型评价了流域范围内的地下水对于砷污染的脆弱性,选择了地下水埋深、净补给量、含水层厚度和渗透系数、粘土层累计厚度与包气带总厚度的比值和包气带沉积物对污染物的吸附系数作为评价指标,在 HYDRUS2.0 的帮助下,计算各指标在一定范围内的值与污染物运移距离的曲线关系,并据此进行等级划分和赋值。雷静和张思聪^[24]在进行唐山市地下水本质脆弱性评价时,根据评价因子的数值范围用 HYDRUS 模型进行数值模拟得到各评价因子的评分标准。但是此法的一个缺点是评分体系利用数学模型法对各评价因子单独进行来获得的,没有考虑到各指标间的关系和影响,并且得到的评分体系不具有统一性和可比性。

2.3 地下水排泄区的脆弱性评价

地下水可分为地下水资源(Groundwater resource)和地下水源头(Groundwater source)被保护的。当地下水脆弱性评价的目的是对水资源保护时,污染物的排泄地和研究对象是潜水面;当地下水脆弱性评价的目的是饮用水水源地保护时,排泄地和研究对象为单井或泉(图2)。据此,有关碳酸盐含水层脆弱性和风险成图的欧洲 COST620 法令认为地下水脆弱性概念要基于源-路径-目标模型^[25]。解决基于源-路径-目的地的地下水脆弱性问题也可以借助数学模型。

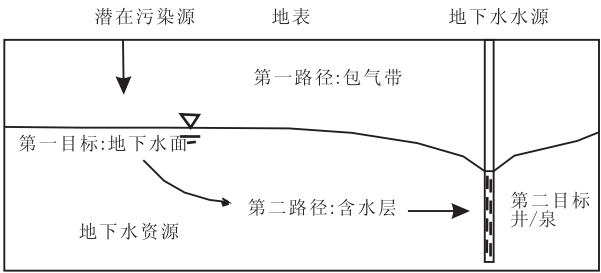


图2 地下水脆弱性评价中的源-路径-目标模型

Fig. 2 The origin-pathway-target model for vulnerability assessment

Nobre 对巴西东北部沿海城市的地下水脆弱性和污染风险进行了评价。根据井的捕获带确定了污染物的运移时间,并据此划分了井的地下水脆弱性分区。但该法很难预测高脆弱区在今后抽水井抽水情况下的变化^[10]。

Frind 等^[26]利用伴随理论和向后溶质运移模型定量评价了井的本质脆弱性,抽水井位于加拿大安大略冰期多层含水层组成的三维地下水系统。研究利用污染物运移模型得到抽水井处的污染物浓度穿透曲线,从中获取污染物运移到井的时间、因弥散作用的浓度减小量、浓度达到某种水质标准的时间和污染持续超标时间,并将这 4 个物理量作为评价井本质脆弱性的评价指标。

Joung 等^[27]在南韩昌原市两处有硝酸盐污染的野外试验场地,基于溶质运移模型,采用向后溶质运移等式计算了抽水井处污染物浓度穿透曲线和污染物到达抽水井的运移时间。结果表明硝酸盐在含水层中的地球化学性质影响井脆弱性结果,因此明确污染物的地球化学性质对于地下水脆弱性的研究很关键。

2.4 地下水脆弱性动态表征

地下水脆弱性是随时间变化的物理量^[17,18]。地下水脆弱性随时间的变化可以提供更加具体定量化的信息,如 50% 的污染物进入地下水中的时间,污染物污染地下水的长短、污染物稀释程度、什么时间地下水脆弱性最高/低等,因此地下水随时间变化的研究结果可为水资源管理和地下水污染控制和治理增加了自由度。但是目前由于所获取资料的有限性,我们仅就某个时间点进行地下水脆弱性评价。

此外,地下水脆弱性是排泄点对点源污染脉冲的响应。其动态研究主要借助不同目的地(地下水面或井、泉)处的浓度穿透曲线。该曲线一般通过地下水溶质运移模型获取。研究者多从浓度穿透曲

线中提取反映地下水脆弱性的指标,如目的地污染物浓度到达源处污染物浓度的 25%、50%、75% 的运移时间 t_{25} 、 t_{50} 、 t_{75} 、入渗水的最高浓度与入渗水初始浓度的比值 C_{max}/C_0 、25%、75% 污染物进入目的地的时间差 $t_{25}-t_{75}$ 、地下水面处污染的不均匀性 $(t_{25}-t_{50})/(t_{50}-t_{75})$ 等。Yu 等^[28]选用 t_{75} 作为山东黄水河流域地下水脆弱性的表征指标。Brouyere 等^[29]指出如果某污染在研究区内发生,地下水脆弱性研究应该要关注污染物到达排泄点的时间,超标持续时间和最大污染浓度。

Christoph 和 Peter^[30]借助数学模型得到了排泄区 6 个泉的浓度穿透曲线,从中分别读取污染物最高浓度、污染物开始超标的时间和超标历时等物理量,并将其作为脆弱性指数。研究结果体现了排泄区泉处的地下水脆弱性分布,且体现了喀斯特地下水脆弱性随时间的变化。

Christoph 和 Rafig^[15]把非饱和带一维地下水水流和溶质运移模型与水文地质的空间分布特点联系在一起,通过分析溶质穿透曲线和在不同水流长度上的溶质稀释状况等溶质运移的数值模拟结果,建立了运移时间、包气带不同介质层厚和地下水年补给量之间的关系,用运移时间作为评价地下水本质脆弱性的指标。结果表明,在德国西南部喀斯特岩溶区,当污染物在冬天(1 月 1 日)从地表开始入渗,地下水脆弱性最高;当污染物在初夏从地表开始入渗,地下水脆弱性最低。

Brouyere 等^[29]讨论了三种脆弱性评价结果的检验标准,从源到汇的污染物的平均运移时间、目的地污染物穿透曲线的偏差、目的地最大的浓度和污染源处释放的浓度之比,但因需要过多基础资料而不适用于在大范围使用。他认为更灵活的检验方法需要基于入渗时间的概念,入渗时间指携带污染物的溶液从地表入渗点经过包气带到达地下水水面的运移时间,是个基于物理过程的研究指标。入渗时间已多次用于评价喀斯特地区地下水本质脆弱性^[31~34]。表 1 列出了部分研究成果。

3 结论与展望

基于过程模拟研究地下水本质脆弱性的重点是认识地下水的来源和运动,研究特殊脆弱性的重点是识别污染物的来源、运移和转化。过程模拟法能够基于地下水水流和溶质迁移转化模型对过程进行机理性描述,但也存在如下缺点:①仅适用于大比例尺(1:50000 以上)研究区的脆弱性分区;②需要足够的长时间序列地下水水位和水质资料;③过程模

表 1 入渗时间用于评价地下水脆弱性的部分模型列表

Table 1 Part groundwater vulnerability evaluation models by transit time

国家	指 标	公 式	脆弱性分类	参考文献
加拿大	溶质自地表到达潜水面的垂直向下对流时间 DAT	$DAT = \frac{1}{q} \sum_{i=1}^n m_i \theta_i$ 式中, q 为地下水补给速率, m/s; m_i 为层厚, m; θ_i 为体积含水率, mL/cm ³	非常高(<0.5 a)、高(0.5~5 a)、中到高(5~20 a)、中(20~50 a)、低(50~100 a)、非常低(>100a)六类。	[35]
德国	包气带中的入渗时间	$t_s = \frac{T}{V_s} = \frac{\sum T_i \times FC_i}{GWR}$ 式中, V_s 为入渗水运移速度, dm/a; GWR 为地下水补给速率, mm/a; FC_i 为包气带第 n 层土壤的田间持水量, mm/dm; T 为包气带厚度, m。		[36]
德国	包气带中的入渗时间 GLA	包气带介质每层厚度、渗透性和入渗水量计算通过包气带到达地下水水面的时间。	非常高(<1 a)、高(几个月~3 a)、中(3~10 a)、低(10~25 a)、非常低(>25a)五类。	[37]
非洲	包气带中孔隙水的滞留时间	$R = DM_i / N_i$ 式中, R 为包气带中孔隙水的滞留时间, a; D 为地下水埋深, m; M_i 为平均含水量, mL/cm ³ ; N_i 为平均净入渗补给速率, m/a。	非常高(<1 a)、高(1~3 a)、中(3~10 a)、低(10~25 a)、非常低(>25 a)。	[38]

拟法在地下水脆弱性评价中存在不确定性;产生的原因包括客观不确定性因素和主观不确定性因素。地下水系统的随机、复杂多变性决定了客观不确定性,研究者对研究对象认识(如水文地质概念模型的建立、数学模型的刻画、求解以及模型中所需参数)片面造成了主观不确定性;④特征污染物在包气带和饱和带中的迁移转化规律以及定量表征参数的获取存在不确定性。因此,今后过程模拟法在解决地下水脆弱性上可从以下几个方面开展工作:

①在进行地下水资源脆弱性评价时,注重包气带中溶质迁移转化理论研究,在进行地下水源脆弱性评价时,怎样综合体现包气带和饱和带对地下水脆弱性影响以及包气带和饱和带水流和污染物运移模型的耦合值得深入研究。

②探索将过程模拟与随机模型、各种智能方法(灰色系统、BP 神经网络、投影寻踪、可拓学等)结合共同研究地下水脆弱性的方法。

③从地下水脆弱性评价的技术措施角度来看, GIS 技术与各种数学模型的结合将是地下水脆弱性评价的一个最主要的发展方向。

④过程模拟法评价地下水脆弱性具有物理意义明确、评价结果可靠度高、主观性低、实用性强等特点,但由于地下水系统本身的复杂随机不确定性,因此,今后在脆弱性评价方法本身和评价结果的不确定性分析方面需要进一步研究。

参考文献 (References):

[1] 严明疆, 徐卫东. 地下水脆弱性评价的必要性[J]. 新疆地质, 2006, 23(3): 268—271.
[2] 孙才志, 潘俊. 地下水脆弱性的概念、评价方法与研究前景

[J]. 水科学进展, 1999, 10(4): 444—449.
[3] 姜桂华. 地下水脆弱性研究进展[J]. 世界地质, 2002, 21(1): 33—38.
[4] Sadek M A, EI-Samie S G A. Pollution vulnerability of the Quaternary aquifer near Cairo, Egypt, as indicated by isotopes and hydrochemistry[J]. Hydrogeology Journal, 2001, 9: 273—281.
[5] Mahlkecht J, Medina-Mejia G. Intrinsic aquifer vulnerability assessment: validation by environmental tracers in San Miguel de Allende, Mexico[J]. Environ. Geol., 2006, 51: 477—491.
[6] Panagopoulos G P, Antonakos A K, Lambrakis N J. Optimization of the DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment via the use of simple statistical methods and GIS [J]. Hydrogeology Journal, 2006, 14: 894—911.
[7] Gogu R C, Dassargues A. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods [J]. Environ. Geol., 2000, 39(6): 549—559.
[8] Zwahlen F, editor. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. Final report of COST Action 620. Brussels: European Commission, Directorate-General XII Science, Research and Development, 2004.
[9] Antonakos A K, Lambrakis N J. Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model, an example from NE Korinthia, Greece [J]. Journal of Hydrology, 2007, 333 (2-4): 288—304.
[10] Nobre R C M, Rotunno O C, Mansur W J, Nobre M M M, Cosenza C A N. Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2007, 94 (3-4): 277—292.
[11] Almasri M N. Assessment of intrinsic vulnerability to contamination for Gaza coastal aquifer, Palestine[J]. Journal of Environmental Management, 2008, 88(4): 577—593.
[12] Foseter S S D. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollutions risk and protection strategy[J]. TNO Committee

- on Hydrological Research, Delft, The Netherland, 1987, 12—18.
- [13] 吴登定, 谢振华, 林健, 杨澍. 地下水污染脆弱性评价方法[J]. 地质通报, 2005, 24(10-11): 1043—1047.
- [14] 姚文峰. 基于过程模拟的地下水脆弱性研究[D]. 北京: 清华大学, 2007.
- [15] Christoph N, Rafig A. Quantitative assessment of intrinsic groundwater vulnerability to contamination using numerical simulations[J]. Science of the Total Environment, 2009, 408(2): 145—254.
- [16] Goldscheider N. Hydrogeology and vulnerability of karst systems-examples from the Northern Alps and the Swabian Alb[D]. University of Karlsruhe, 2002. Available at <http://digbib.ubka.uni-karlsruhe.de/volltexte/1812002>.
- [17] Ryan M, Meiman J. An examination of short-term variations in water quality at a karst spring in Kentucky[J]. Ground Water, 1996, 34(1): 23—30.
- [18] Auckenthaler A, Raso G, Huguenberger P. Particle transport in a karst aquifer: Natural and artificial tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres[J]. Water Sci. Technol., 2002, 46(3): 131—138.
- [19] Zheng Chenmiao, Gordon D B. Applied Contaminant Transport Modeling (second edition)[M]. Beijing, 2009.
- [20] Witkowski A J, Kowalczyk A. Groundwater vulnerability map of the Chrzano'w karst-fissured Triassic aquifer (Poland)[J]. Environmental Geology, 2003, 44(3): 59—67.
- [21] 张树军, 张丽君, 王学风, 姚文峰, 罗陶露, 耿直. 基于综合方法的地下水污染脆弱性评价——以山东济宁市浅层地下水为例[J]. 地质学报, 2009, 83(1): 131—137.
- [22] 孟宪萌, 田富强, 胡和平. 越流区承压含水层特殊脆弱性评价模型[J]. 清华大学学报(自然科学版), 2010, 50(6): 844—847.
- [23] Guo Qinghai, Wang Yanxin. A new model (DRARCH) for assessing groundwater vulnerability to arsenic contamination at basin scale: A case study in Taiyuan basin, northern China[J]. Environ. Geol., 2007, 52(5): 923—932.
- [24] 雷静, 张思聪. 唐山市平原区地下水脆弱性评价研究[J]. 环境科学学报, 2003, 23(1): 94—99.
- [25] Goldscheider N, Klute M, Sturm S, Hötzel H. The PI method- a GIS-based approach to mapping groundwater vulnerability with special consideration of karst aquifers[J]. Environ. Geol., 2000, 46(3): 157—166.
- [26] Frind E O, Mollson J M, Rudolph D L. Well vulnerability: A quantitative approach for source water protection[J]. Groundwater, 2006, 44(5): 732—742.
- [27] Joung W L, Bae G O, Lee K K. Groundwater vulnerability assessment by determining maximum contaminant loading limit in the vicinity of pumping wells[J]. Geoscience Journal, 2009, 13(1): 79—85.
- [28] Yu C, Yao Y Y, Gregory H, Zhang B X, Zheng C M. Quantitative assessment of groundwater vulnerability using index system and transport simulation, Huangshuihe catchment, China[J]. Science of the Total Environment, 2010, 408(24): 6108—6116.
- [29] Brouye're S, Jeannin P Y, Dassargues A, Goldscheider N, Popescu I C, Sauter M, Vadillo I, Zwahlen F. Evaluation and validation of vulnerability concepts using a physically based approach. in Sci. Tech. Envir, Me'm. H. S., Proceedings of the 7th Conference on Limestone Hydrology and Fissured Media, Besancon, 20-22 September, 2001, 67—72. Universite' de Franche-Comte, Sciences et Techniques de l' Environnement, Besancon.
- [30] Christoph B, Peter H. Enhanced vulnerability assessment in karst areas by combining mapping with modeling approaches[J]. Science of the Total Environment, 2009, 407(3): 1153—1163.
- [31] Jeannin P Y, Corbaton F, Zwahlen F. VULK-A tool for intrinsic vulnerability assessment and validation[A]. 7th Conference on Limestone Hydrology and Fissured Media, Besancon 20—22 Sep. 2001, Sci. Tech. Envir., no. 13, 185—190.
- [32] Connell L, Van Den Daele G. A quantitative approach to aquifer vulnerability mapping[J]. Hydrol., 2003, 276(1-4): 71—88.
- [33] Voigt H J, Heinkele T, Wolter R. Characterisation of groundwater vulnerability in Germany[J]. Groundwater vulnerability assessment and mapping, International Conference, Ustron, Poland, 2004, 15—18.
- [34] Karolin B, Tobias G, Ali S. Travel time based approach for the assessment of vulnerability of karst groundwater: the Transit Time Method[J]. Environ. Geol., 2008, 54(5): 905—911.
- [35] Martin R, Richard M, Rene L, Michel P, Martine M S. Assessing rock aquifer vulnerability using downward advective times from a 3D model of surficial geology: A case study from the St. Lawrence Lowlands, Canada[J]. Geofisica Internacional, 2004, 43(4): 591—602.
- [36] Voigt H, Heinkele T H, Jahnke C H. Characterization of groundwater vulnerability to fulfill requirements of the water framework directive of the European Union[J]. Geofisica International, 2004, 43(6): 567—574.
- [37] Holting B, Haertle T, Hohberger K H. Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasseru..berdeckung (Concept of protection assessment of the groundwater cover)[J]. Geologisches Jahrbuch, 1995, 63: 5—24.
- [38] Schwartz M O. Numerical modeling of groundwater vulnerability: The example Namibia[J]. Environ. Geol., 2006, 50: 237—249.