

# 地下水监测网优化方法研究综述

郭燕莎<sup>1,2</sup>, 王劲峰<sup>1</sup>, 殷秀兰<sup>3</sup>

(1. 资源与环境信息系统国家重点实验室 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101;

2. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 3. 中国地质环境监测院, 北京 100081)

**摘 要:**地下水监测网优化的总体目标是用最少的投入最大化地获得满足一定精度要求的地下水动态信息。一个高效的监测网, 不仅能够提供动态实时的地下水信息, 而且可以为地下水环境的科学研究提供可靠来源, 同时也是决策者有效管理的辅助工具, 故地下水监测网布局的合理与否意义重大。关于地下水监测网的优化问题, 主要包括监测密度、监测位置、监测指标以及监测频率的优化, 现国内外众多专家学者已提出并尝试了一些定性(如水文地质分析法)和定量(如克里格插值法和信息熵等)的优化方法, 取得了诸多成效, 但基本上都是针对单一目标的优化, 多目标的综合时空分析较少, 且各种方法的组合优化不多, 使得方法间的优势未充分发挥出来, 这些都有待进一步的探索研究。本文目的旨在综合分析比较地下水监测网各种优化方法, 且在此基础上, 提出了一种多方法融合的多目标优化体系。

**关 键 词:**水位; 水质; 监测频率; 地下水; 优化方法

## 1 引言

多年来, 地下水监测网不仅动态实时的提供了地下水信息, 在某种程度上揭示了地下水动力场和水化学场的变化趋势, 而且为地下水环境的科学研究提供了重要来源, 同时也为决策者的管理提供了一定的参考依据; 但是随着经济社会的快速发展和城市规模的不断扩大, 造成了地下水的不合理和过度开采, 从而导致水位下降、水质污染及地面沉降等环境问题, 这些都从侧面暴露了现有地下水监测网存在的一些弊端。早在1986年, 美国科罗拉多州立大学的Ward等就指出监测网存在着一种深层次的问题, 即“数据丰富但信息贫乏”的综合症<sup>[1-2]</sup>, 也就是说, 虽然经过几十年的经营和积累, 获得了数量不菲的数据, 但是在实际分析时却又发现没有足够可靠和有效的信息。到目前为止, 该问题仍是许多国家普遍存在的重要问题。

长期以来, 由于忽视了对监测网科学性和完整性的评价, 导致了信息的冗余和缺失; 由于忽视了信息需求、信息量化和信息获取间的关系, 导致了目标与行为的脱节。现存问题具体如下: ①监测井的空间布局不尽合理, 有些监测区井网密度不够, 而有些监测区又存在冗余井; 且单井的代表性差。

②监测频率不尽科学。③监测手段落后, 数据存储丢失风险大, 且监测自动化程度不高<sup>[3]</sup>。④不能同步监测水质和水位, 从而使得地下水资源的评价缺乏全面性和完整性。⑤研究区内监测点不固定, 同一监测点的时间序列不长、不连续, 导致监测数据不完整且具有跳跃性, 使得其历史演变难以分析<sup>[4]</sup>。

鉴于地下水监测网的现存问题、建设和维护的高昂费用以及对科学研究和管理决策的重要性, 再加之现代创新性的监测技术和手段, 都使得监测网优化成为可能甚至成为必然。所谓地下水监测网优化, 就是指用最少的监测井来最大化的获取满足一定精度要求的地下水动态信息。

## 2 国内外研究现状

### 2.1 地下水监测网优化方法

地下水动态监测网优化设计始于1981年<sup>[5-6]</sup>。目前, 主要的优化方法包括水文地质分析法、克里格法及信息熵等。

#### 2.1.1 水文地质分析法

该方法是基于具体的气象、水文地质环境以及人类活动等综合因素, 对监测区域进行动态划分和叠加, 再通过历史监测数据和知识经验对地下水位

收稿日期: 2011-03; 修订日期: 2011-06.

基金项目: 国家自然科学基金委员会/优秀国家重点实验室研究项目(41023010); 中科院战略性先导科技专项子课题(XDA05090102); 国家科技重大专项/子课题(2009ZX10004-201); 国家科技支撑计划课题(2008BAI56B02)。

作者简介: 郭燕莎(1981-), 女, 博士研究生, 主要研究方向为优化理论方法的实现与空间分析。E-mail: guoys@lreis.ac.cn

通讯作者: 王劲峰(1965-), 男, 研究员, 博士生导师。E-mail: wangjf@lreis.ac.cn

和水质的时空分布及变化进行解读和分析,最终确定地下水监测网中所需井数的一种定性分析方法。

### (1) 地下水动态类型编图法

该方法可用于优化设计区域地下水位的监测网密度。地下水位的时空分布受气象、水文、地质、地形、生态和人类活动等综合因素的影响<sup>[6]</sup>,将这些因素在空间上进行叠加即可划分出许多不同的动态类型区,其中,每个区代表了一种时空变化特征,为了能够监测到不同水位的时空变化规律,要求每个地下水动态分区中至少应有一个监测井<sup>[3,7]</sup>,具体所需监测井的数目需参考相关的技术规范 and 标准,并结合知识经验和当地实际情况确定。

### (2) 地下水污染风险编图法

该方法可用于优化设计地下水质的监测网密度。在地下水污染风险编图过程中,首先需要进行如下3方面的分析:①地下水易污性评价(所谓易污性是指由于人类活动而产生的地表污染物进入地下水到达含水层系统的可能性<sup>[8]</sup>);②地下水的污染源分级;③地下水污染风险评价。随后,将地下水价值图与地下水易污性图叠加形成地下水保护紧迫性图,再将其与地下水污染源分级图叠加形成地下水污染风险图<sup>[4,8]</sup>。最后,按风险性大小和相关规范来调整地下水水质监测网的密度。

#### 2.1.2 克里格插值法(Kriging)

Kriging插值法可用于定量评价及优化地下水位和水质的监测网密度,是地下水监测网优化设计的常用方法之一。该方法将Kriging插值误差的标准差作为评定监测网密度的标准,其优化过程中仅依赖于监测井的位置、数量和空间布局,与实测值无关,故在优化前可预先设计监测网密度。一个最优的监测网计算的方差应当是最小的<sup>[7]</sup>。

Kriging插值误差的标准差计算中,理论半变异函数模型的应用是必不可少的,其既能描述区域化变量的结构性变化,又能概括其随机性变化<sup>[9]</sup>,故可用该模型来刻画地下水特征的空间结构,包括3个参数:块金效应(nugget effect),基台值(sill)和变程(range)。①基台值:基台值不影响Kriging权重和估计值,但影响估计误差的方差,同样数量的监测井,大的基台值得到的平均标准差大,故给定平均标准差,大的基台值则需多的监测井。②块金效应:块金效应影响Kriging的权重系数,故影响估计值和估计误差的方差;当有块金效应时,Kriging权重相似且估计方差增加,并导致网络密度图形状的改变;当无块金效应时,平均标准差一般随着监测井数增加而变小;当有显著块金效应时,在监测井

数超过一定数量时,平均标准差不再显著降低。③变程:变程是空间相关性尺度的测量,范围的变化将引起Kriging估计值和估计误差方差的变化;范围越大,空间相关性越强,给定相同数量的监测井,平均标准差随范围的增大而减小,故给定平均标准差,小的范围则需要更多的监测井<sup>[10]</sup>。目前,用Kriging插值法来优化地下水监测网,主要是基于估计误差的平均Kriging标准差(普通Kriging)与样本点数构成的密度图来确定监测井数和监测网布局。

Kriging标准差(普通Kriging)<sup>[11]</sup>:

$$\sigma_j = \sqrt{\sum_{i=1}^{n_1} w_i \gamma_{ij} + \mu} \quad (1)$$

式中:  $\sigma_j$  为第  $j$  个插值的估计标准差;  $n_1$  为现有监测井数;  $w_i$  为已知点对估计点的贡献权重;  $\gamma_{ij}$  为半变异函数值(常用的半变异函数模型:球状模型、指数模型和高斯模型);  $\mu$  为Lagrange常数。

平均Kriging标准差<sup>[7,10]</sup>:

$$\sigma = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \sigma_j \quad (2)$$

式中:  $\sigma$  为  $n$  个估计标准差的平均值;  $n$  为插值的监测井数。

平均Kriging标准差(块Kriging)<sup>[11]</sup>:

$$\sigma_{OK} = \sqrt{C_{AA} - \left( \sum_{i=1}^{n_1} w_i C_{iA} + \mu \right)} \quad (3)$$

$$C_{iA} = (1/|A|) \sum_{j|j \in A} C_{ij} \quad (4)$$

$$C_{AA} = (1/|A|^2) \sum_{j|j \in A} \sum_{k \in A} C_{jk} \quad (5)$$

$$C_{ik} = C_0 + C_1 - \gamma_{ik} \quad (6)$$

式中:  $\sigma_{OK}$  为基于块Kriging方法计算的估计标准差;  $A$  为插值区域;  $|A|$  为插值区域中的点数;  $C_{AA}$  为插值区域  $A$  中任意一对点间协方差的平均值;  $C_{iA}$  为已知样点  $i$  与插值区域  $A$  中所有点协方差的平均值;  $C_{ij}$  为样点  $i$  与插值区域  $A$  中点  $j$  之间的协方差;  $C_{jk}$  为插值区域  $A$  中任意两点  $j$  和  $k$  之间的协方差;  $\gamma_{ik}$  为与协方差相对应的半变异函数值;  $C_{ik}$  为协方差;  $C_0$  为块金效应;  $C_1$  为偏基台值( $C_0 + C_1$  为基台值)。

Kriging插值法虽然简单,但有一个前提条件就是要求二阶平稳(也就是研究区域为同质的),那么对于复杂多样的区域又该如何应用呢?以下分两种情况给出了说明。

(1) 监测区为均质或随机区域。当前文章中计算估计误差的平均标准差时都是采用普通Krig-

ing(公式(1)和(2))完成的,随着样本点的增加标准差逐渐减小<sup>[7,10]</sup>;但是当已有监测点分布相对聚集的时候,用普通Kriging计算平均标准差时,可能会出现随样本点的增加标准差出现波动的情况,笔者认为其原因是:随样本点的增加,出现了越来越多的点远离已有聚集监测井,而在计算半变异值的过程中需要用到已有点与估计点间的距离,故可能出现波动;而用块Kriging估计(公式(3)-(6))时,基本上遵循“随着样本点的增加标准差逐渐减小”的规律,笔者认为其原因是:在计算的过程中,除用到上述距离外,还用到所有插值点间的距离,这在某种程度上起到了一定的缓和作用。

在标准差与样本数的密度图中,一般选拐点处的样本数作为优化后理论上的监测井数,按照均匀布局的思想,将整个监测区按指定的井数格网化,网格的中心位置即为欲放置监测井的位置,然后再结合已有监测井和监测区的具体情况确定最终的布局方案。该方法主要是基于Kriging标准差与样点数的关系确定所需监测井数,进而决定格网大小,但并未考虑该格网大小是否为一个监测井的代表范围。

(2) 监测区为异质区域。基于监测区的各种影响因素(如自然水文地质、补给条件、污染源和气象等),通过聚类分析、经验知识或借助知识分类的思想<sup>[12-13]</sup>加以分层,然后再利用块Kriging方法进行优化设计。在这方面做的较好的有王劲峰等关于非均质表面空间均值无偏最优估计模型的研究<sup>[14-15]</sup>:通过严格的理论推导,将空间分层抽样的无偏性和Kriging估值的最优化技术在空间异质表面条件下相结合,得到了分层非均质区域均值的无偏最优估计,已实现基本原型(MSN模型)。在实践中可予以参考和尝试。

### 2.1.3 时间序列分析方法

该方法提供了优化地下水监测频率的定量标准。监测频率的确定取决于趋势特征、周期特征与平稳随机变量的特征。趋势越大,统计检验出趋势的能力就越高,故用低的监测频率即可达到目标;高频率的周期波动必须用高频率的观测才能监测到;平稳随机变量的特征包括时间相关结构与标准差,自相关越高,监测频率应越低;标准差越大,则监测频率应越高。最终,监测这3种特征的最大频率值即可作为地下水监测网的最优监测频率<sup>[7]</sup>。

### 2.1.4 聚类分析法

该方法可用于地下水水质监测网密度的优化设计。聚类分析是研究分类问题的一种多元统计方法<sup>[16]</sup>。优化设计中,以监测区的主要水质指标作为变量进行聚类分析,可识别出具有相同或相似水质指标的监测井,或者污染浓度超标与否的监测井,从而使得同一聚类井中的特征是相近的(可互相替代),不同聚类井间特征是相异的(均予以保留)<sup>[16,17]</sup>,再结合实际的水文地质情况,选出有代表性的监测井即可达到优化监测网的目的。

### 2.1.5 主成分分析法和对应分析法

二者可用于优化地下水水质监测网中的监测点和监测项目。

(1) 主成分分析法。该方法的核心是运用降维的思想将研究对象的多个相关变量(指标)转化为少数几个不相关的综合变量,且能够反映原变量提供的大部分信息,以确保分析结果的准确性<sup>[18]</sup>。

评价相对污染程度<sup>[19]</sup>:以监测指标为变量进行分析,得到每个监测井的主成分评价价值和综合评价价值,其中综合评价价值越小,说明该监测井所代表的监测区域污染越小,综合评价价值越大则说明监测井所代表的监测区域污染越大,需加强监测力度,并采取防治措施。

评价主要污染指标<sup>[20]</sup>:以监测点为变量进行分析,得到每个指标的主成分值和综合评价价值,按值的大小排序,依次为指标污染程度的次序,对照《地下水质量标准》判断各个指标的超标情况,再结合监测区域的实际情况,综合权衡和确定该监测区的主要监测指标。

(2) 对应分析法。对应分析法是在R型(研究对象为变量)和Q型(研究对象为样本)因子分析的基础上发展起来的一种多元统计分析方法<sup>[21]</sup>。该方法将二者结合起来研究变量间、样本间及变量与样本间的关系,然后将其描述在同一张图上,进而分类,并结合已有定性知识进行分析。其中,在图上,邻近的变量点表示这些变量密切相关;邻近的样本点表示这些样本点具有相似的性质;邻近的样本点和变量表示该样本点可用该变量所表征或具有该变量的特征<sup>[21-23]</sup>。

通过对应分析,可以在图上清晰且直观的看到监测点与监测指标间的空间分布与内在联系,然后分类,确定主要的监测指标以及同类中的冗余井,以达到优化的目的。

### 2.1.6 卡尔曼滤波法

该方法可用于地下水位、水质监测网的密度和



频率优化。1978年 Wilson 基于地下水系统的确定性和随机性提出了用卡尔曼滤波技术来估计地下水系统的确定性和随机性参数<sup>[24]</sup>。该方法主要是利用所建的模型模拟每个备选方案,并与设定的临界值比较,以获得最少的监测井和监测次数。荷兰将该方法应用到了全国地下水位监测网的优化设计中<sup>[25]</sup>;随后, Van Geer<sup>[26-27]</sup>、忤彦卿等<sup>[28]</sup>又发展了卡尔曼滤波法,并提出了有限元-卡尔曼滤波耦合算法来估计地下水系统的分布型参数,且给予了相应的置信区间和精度,该方法有效的优化了大庆地区的地下水动态监测网<sup>[27]</sup>。

2.1.1.7 信息熵

该方法可用于地下水位、水质监测网的密度优化。信息熵是信号通讯理论中用来评价随机信号所含信息量大小的基本概念之一,以随机信号出现的概率大小作为其量化的标准,若概率大,则因确定性成分多而信息量小,即所含的信息量与发生的概率成反比关系<sup>[29-31]</sup>。此外,信号间还具有可传递性、相关性以及衰减性等特征,这些特点也同样出现在水流系统中,所以反映其动态信息的地下水监测网可看成一个信号通讯网络,故用信息熵等相关概念来对其进行描述和评价是合理的。

(1) 相关概念和思路

① 信息熵(刻画信息量的大小):

$$H(x) = - \sum_{i=1}^n p(x_i) \ln p(x_i) \tag{7}$$

式中:  $p(x_i)$  是随机信号  $X$  (水位或水质指标  $x_i$ ,  $i = 1, 2, \dots, N$  = 数据系列长度或时间序列长度) 发生的概率,信息熵  $H(x)$  的单位取决于对数形式,自然对数时  $H(x)$  的单位是奈比(Napier)<sup>[29,32-34]</sup>。

② 互信息(定量刻画监测井间信息联系程度或信息传递量的大小)<sup>[33-34]</sup>

$$T(x_{zi}, x_{hj}) = - \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n p(x_{zi}, x_{hj}) \ln [p(x_{zi}, x_{hj}) / p(x_{zi}) p(x_{hj})] \tag{8}$$

式中:  $x_{zi}$  表示变量;  $z$  为监测井的标号;  $i$  为时间序列点;  $x_{hj}$  类似;  $p(x_{zi}, x_{hj})$  为二者的联合概率;  $p(x_{zi})$  和  $p(x_{hj})$  分别为二者的边际概率。

③ 列联表<sup>[35]</sup>

在地下水监测网的优化设计中,基于每个监测井长期的历史数据,采用列联表的方式,分别计算边际概率和联合概率(表1)。

在表1中,  $x_h$  和  $x_z$  分别表示第  $h$  和  $z$  个监测井;  $u$  和  $v$  表示相应的分类数,按公式(9)计算;  $QJ_i$  为第  $i$  个区间,其上下限值的计算参照公式(11);  $f_{vu}$  为同时发生在行列值区间中的时间段的频数,除以

总的时间序列数即为相应的联合概率;  $f_{.u}$  和  $f_{.v}$  除以总的时间序列数即为监测井在相应值区间中的边际概率。

分类数<sup>[36]</sup>:

$$NCI = 1 + 1.33 \times \ln(N) \tag{9}$$

类间距<sup>[37]</sup>:

$$gap = (maximum - minimum) / NCI \tag{10}$$

上下限值<sup>[37]</sup>:

$$value = minimum + gap \times (c - 1) \tag{11}$$

式中:  $NCI$  为理论上计算所得的分类数;  $maximum$  和  $minimum$  分别为每个监测井时间序列中的最大值和最小值;  $c$  表示上下限值位序。

关于上述区间的设置,采用的是等间距(公式(10))和左闭右开的方式,计算上下限时,通常基于公式(11),但是对于最后一个分类的下限值,由于该值为开区间,为了避免基于公式(11)得到的值小于或等于最大值,而统计不到最大值,所以当出现这种情况时,把最后一个下限值设置为最大值加0.1。

(2) 优化过程和问题

基于监测井间的互信息达到稳定时的最小距离来计算一个监测井的代表范围(公式(12)),并格网化监测区,理论上要求每个格网中有且仅有一个监测井,当格网中多于一个时,保留离格网中心最近的监测井(或保留信息熵最大的监测井:包含的信息量大);当格网中空缺时,则需在格网中心添加一个,从而达到优化监测井的目的<sup>[35-39]</sup>。

关于计算互信息达到稳定时的最小距离,当前采用指数拟合曲线(互信息-距离)的方法获得相关参数<sup>[36-39]</sup>,然后基于公式(12)完成格网大小的计算;但对某些数据,在拟合过程中,可能会出现一些参数不合法(如出现负值),导致后续的工作无法继续,此时就需根据数据的分布特征,对其进行相应的变换;此外,该方法计算概率的时候主要依据每个监测井的时间序列,故当时间序列数比较少时,概率将无法得到,过程计算失效。

格网大小<sup>[35]</sup>:

表1 二维列联表

Tab.1 Two-dimensional contingency table

		$x_h$					
$x_z$	$QJ_1$	$f_{11}$	$f_{12}$	$f_{13}$	$\dots$	$f_{1u}$	$f_{.1}$
	$QJ_2$	$f_{21}$	$f_{22}$	$f_{23}$	$\dots$	$f_{2u}$	$f_{.2}$
	$QJ_3$	$f_{31}$	$f_{32}$	$f_{33}$	$\dots$	$f_{3u}$	$f_{.3}$
	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$
	$QJ_v$	$f_{v1}$	$f_{v2}$	$f_{v3}$	$\dots$	$f_{vu}$	$f_{.v}$
	Total	$f_{.1}$	$f_{.2}$	$f_{.3}$	$\dots$	$f_{.u}$	$n$

$$\alpha=0.5(L)\cos 45=0.354L \tag{12}$$

式中： $\alpha$  为格网大小； $L$  为互信息值达到稳定时所对应的最小距离。

2.1.8 蚁群算法

蚁群算法是受自然界中真实蚁群集体行为的启发而提出的基于群体的模拟进化方法之一,是解决长期监测网优化问题的一种随机搜索算法。其基本原理:蚂蚁在寻找食物的过程中,会在路径上留下一一种称为信息素的物质,个体能够感知这种物质的存在和强度,且倾向于朝强度高的方向移动。这样短的路径由于信息素挥发的少而留存的多,使得浓度较强,吸引蚂蚁访问的频次就增加,久而久之,具有较强信息素路径就构成一条从蚁巢到食物源的最短路径,这是蚁群算法目的所在<sup>[40-41]</sup>。监测网中的冗余信息相当于蚁群算法中的信息素,所找到的最短路径也就相当于冗余信息最多的路径,故该路径上的节点即为冗余井。二者的相似性是选择用蚁群算法优化监测网的主要原因。

Li 等<sup>[42-43]</sup>率先将蚁群算法用在了小尺度的地下水监测网的密度优化设计中,并取得了良好的效果。对于蚁群算法在大尺度、频率以及监测网多目标优化设计中的应用还有待于进一步的深入研究。

2.1.9 空间抽样理论<sup>[44]</sup>

基于现有监测网的历史数据和对监测区域的经验知识,设定适当的分辨率,并用该值进行格网化,则所有的网格即构成总体,随后在其中进行抽样。对于均质或随机区域,将已有历史数据作为预抽样样本,计算出预抽样均值和方差,随后根据设定的期望方差即可得到一个满足输入条件和精度的随机抽样方案;对于非均质区域(也就是受水文地质、气象或土地类型等因素影响较大的区域),则基于各种影响因素进行分层,使得每个区域的特点相似,然后再基于上述方法,同样可得到一个随机抽样方案,最后将其与现有监测网布局比较,确定一个可行方案。该过程的实施可通过王劲峰研究小组开发的“三明治空间抽样与统计推断软件(SS-SI)”完成,在软件中集成了6种抽样和统计推断模型(简单、系统、分层、空间随机、空间分层和三明治模型),可根据不同的先验知识(如上述采用的预抽样样本信息)和精度要求加以选择来完成特定的工作,同时还可可在不同模型生成的方案间进行比较,从而得到比较合理的地下水监测网布局方案。

2.2 各种方法的比较

以上详细阐释了地下水监测网优化的各种方法,本节将以表格的形式对其进行概括总结(表2)。

表2 地下水监测网优化方法的比较

Tab.2 The comparison of the optimization methods for groundwater monitoring network

方法	基本原理	适用情况	优点	不足
水文地质分析法	动态类型编图法 叠加影响水位的动态因素,形成动态分区,要求每个区中至少有一个监测井	水位监测网的密度优化	利用了水文地质信息	只是定性分析,未做定量评价
污染风险编图法	叠加地下水价值图、易污性图和污染源分级图形成污染风险图 <sup>[6]</sup> ,按风险性大小和相关规定调整监测网密度	水质监测网的密度优化		
克里格方法	利用估计误差的平均Kriging标准差与样本点数间的密度图来确定最佳的监测井数和布局方案	水位、水质监测网的密度优化	仅与监测井位置、数量和布局相关,故可事先确定监测网密度	未考虑水文地质信息,优化后的监测井是否具有代表性未知
时间序列分析法	监测频率与趋势特征、周期特征和平稳随机变量特征有关 <sup>[7]</sup> ,基于三者的监测频率最大者即为最终的监测频率	水位、水质监测网的频率优化	利用了数据间的自相关和互相关信息	只能进行时间域插值和频率优化,未考虑水文地质信息的空间变异性 <sup>[6]</sup>
聚类分析法	将具有相似特征的监测井聚为一类,同类中的监测井选出代表井;不同类中的监测井均予以保留	水位、水质监测网的密度优化(去冗)	分类合理,操作简单	无法进行定量化的评价
主成分分析和对应分析法	主成分分析法 将多指标化为少数几个综合指标,且能提供大部分信息 将变量和样本结合起来研究变量间、样本间以及变量与样本间的关系,再结合定性知识进行分析	识别监测指标;水位、水质监测网的密度优化(去冗)	可识别和减少区域的监测指标数	无法定量研究变量与样本间的关系
卡尔曼滤波法	结合地下水流系统的确定性和随机性信息建立模型,并用其模拟每个备选方案,直到获得最小的监测井数和监测频率	水位、水质监测网的密度、频率优化	同时考虑了空间域和时间域,输入和输出特征 <sup>[41]</sup>	考虑的因素较多且复杂,计算量大,故较难实现
信息熵	基于其中的互信息来刻画监测井间的信息传递量,从而确定冗余井的存在及基本井的缺失	水位、水质监测网的密度优化	基于信息的相似性进行度量,减少了主观成分,给出了监测井的代表范围	在确定相关参数时可能出现不合法的情况,不适合时间序列少的情况
蚁群算法	模拟蚂蚁从蚁巢到食物源的最短路径,该路径上的信息素相当于监测网中的冗余信息,故其上的点即为监测网中的冗余井。	水位、水质监测网的密度优化(去冗)	全局随机优化算法,具有并行性	每个个体只可感知局部信息,无法直接利用全局信息;搜索时间较长;易出现停滞现象
空间抽样理论	将监测区格网化后,所有的网格即为总体,按给定的精度和条件抽样,得出的方案即为理论上的监测网布局方案	水位、水质监测网的密度优化	可根据不同的条件生成不同的方案	需根据经验确定分辨率的大小

3 总结和展望

关于地下水监测网的布设,国内已有明确的技术规范和相关标准可供参考。近年来,随着经济社会的发展,引发了地下水环境的种种问题,使得监测和反映该现象的地下水监测网已不能完全胜任其责,故在相关技术规范指导下,根据具体的目的、需求、经济投入和水文地质条件等进行优化和严格的科学论证就显得尤为重要和必要。

地下水监测网的优化主要包括监测密度(去除和增加监测井)、监测指标、监测位置和监测频率的优化。本文旨在单纯的针对优化方法进行一些定性和定量方面的探索性分析,其中,在总结已有方法的基础上,着重分析了Kriging(包括普通Kriging和块Kriging)方法的特点、信息熵中的等距分类及使用过程中的问题,同时将非均质表面无偏最优估计和空间抽样的思想引入了地下水监测网的优化设计中,实践中可予以参考、分析和比较。

下一步的研究方向:①定性分析与定量分析相结合,纳入人为因素;同时由于监测区水文地质条件的不同及已有数据限度,在分析过程中,可基于先验知识、历史数据或知识分类的思想<sup>[12-13]</sup>进行分层,以提高优化的精度和效率。②进行监测密度、监测频率、监测指标、监测目的以及监测费用等多目标的综合时空优化分析。③任何一种方法都不是完美的,但又都有其特定的适用场合和优势,故为了达到优化和经济的目的,方法间的交叉、变异、并行和比较,就不失为一种有益的尝试。④优化设计时,将信息需求、信息量化和信息获取联系起来,以减少“数据丰富但信息匮乏”的现象,使得从优化后的监测网中获得的信息能够满足分析决策的要求。⑤由于监测井的安装、运行和维护费用较高,故优化过程中,在满足信息精度的前提下,尽可能的选出具有代表性的点作为综合监测井(一井多用),也便于多指标的同步监测。⑥优化过程需参考相关的技术规范 and 标准。具体思路如图1所示。

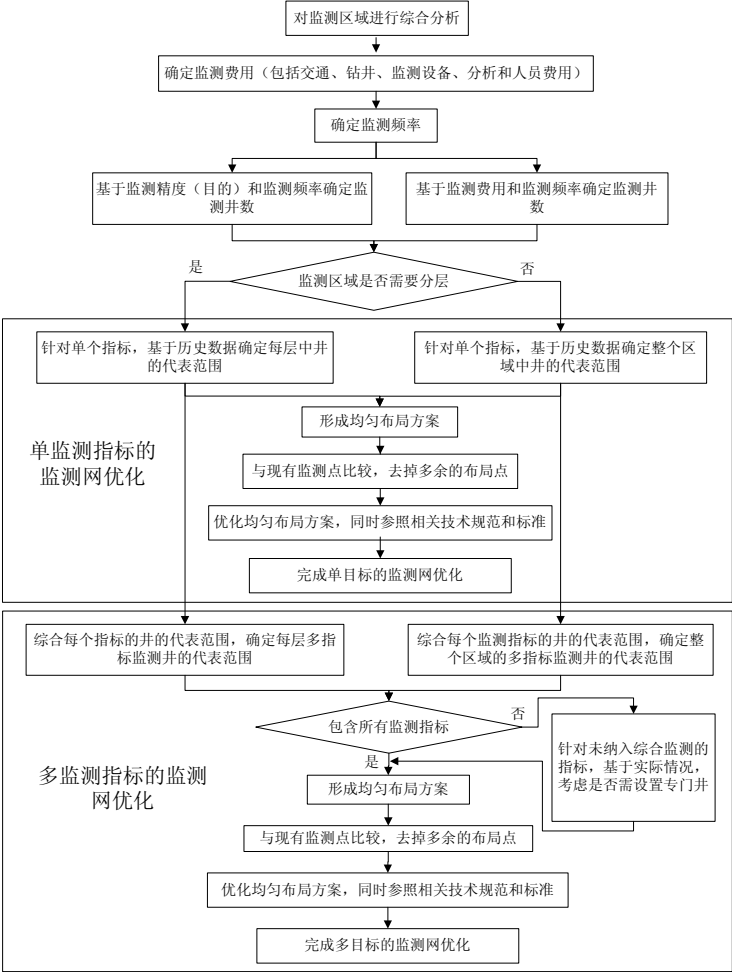


图1 地下水监测网优化的整体思路

Fig.1 An overall thinking for optimizing the groundwater monitoring network



## 参考文献

- [1] Ward R C, Loftis J C, McBride G B. The data-rich but information poor syndrome in water quality monitoring. *Environmental Management*, 1986, 10(3): 291-297.
- [2] 陈植华. 地下水观测网的若干问题与基于信息熵的研究方法. *地学前缘*, 2001, 8(1): 135-142.
- [3] 董殿伟, 林沛, 晏婴, 等. 北京平原地下水水位监测网优化. *水文地质工程地质*, 2007(1): 10-19.
- [4] 高赞东, 段秀铭, 王庆兵, 等. 济南岩溶泉域地下水水质监测. *水文地质工程地质*, 2008(2): 10-17.
- [5] Hughes J P, Lettenmaier D P. Data requirements for kriging: estimation and network design. *Water Resources Research*, 1981, 17(6): 1641-1650.
- [6] 仵彦卿, 边农方. 岩溶地下水监测网优化设计. *地学前缘*, 2003, 10(4): 637-643.
- [7] 周仰效, 李文鹏. 区域地下水位监测网优化设计方法. *水文地质工程地质*, 2007(1): 1-9.
- [8] 周仰效, 李文鹏. 地下水水质监测与评价. *水文地质工程地质*, 2008(1): 1-11.
- [9] 郭占荣, 刘志明, 朱延华. 克里格法在地下水观测网优化设计中的应用. *地球学报*, 1998, 19(4): 429-433.
- [10] Yang F G, Cao S Y, Liu X N, et al. Design of groundwater level monitoring network with ordinary Kriging. *Journal of Hydrodynamics*, 2008, 20(3): 339-346.
- [11] Isaaks E H, Mohan Srivastava R. *Applied Geostatistics*. New York: Oxford University Press, 1986: 1-561.
- [12] Li L F, Wang J F, Hareton L. A knowledge-based similarity classifier to stratify sample units to improve the estimation precision. *International Journal of Remote Sensing*, 2009, 30(5): 1207-1234.
- [13] Li L F, Wang J F, Cao Z D, et al. An information-fusion method to identify pattern of spatial heterogeneity for improving the accuracy of estimation. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 2008, 22(6): 689-704.
- [14] Wang J F, Christakos G, Hu M G. Modeling spatial means of surfaces with stratified non-homogeneity. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 2009, 47(12): 4167-4174.
- [15] Wang J F, Rober H, Cao Z D. Sample surveying to estimate the mean of a heterogeneous surface: reducing the error variance through zoning. *International Journal of Geographical Information Science*, 2010, 24(4): 523-543.
- [16] 张立杰, 刘琦, 张焕智. 聚类分析方法及其在水文地质分析中的应用. *长春科技大学学报*, 1999, 29(4): 349-354.
- [17] 李劲, 闫波, 丁志安, 等. 聚类分析在优化地下水监测点位中的应用. *中国环境监测*, 1997, 13(4): 15-18.
- [18] 梁康, 杜利生. 基于主成分分析法的吉林省西部潜水质分析. *东北水利水电*, 2007, 25(10): 55-57.
- [19] 鲁斐, 李磊. 主成分分析法在辽河水质评价中的应用. *水利科技与经济*, 2006, 12(10): 660-662.
- [20] 钟爽, 刘志斌. 露天煤矿排土场淋溶水污染区的地下水水质监测点优化. *露天采矿技术*, 2005(4): 23-25.
- [21] 张瑞钢, 钱家忠, 赵卫东, 等. 对应分析法在地下水化学特征分析中的应用. *合肥工业大学学报: 自然科学版*, 2008, 31(10): 1552-1555.
- [22] 郑连臣, 刘志斌, 周岩. 基于对应分析法的地下水水质监测点优化. *辽宁工程技术大学学报*, 2007, 26(增刊): 260-262.
- [23] 倪福全, 宫辉力. 对应分析法在地下水水质评价中的应用. *地下水*, 1993, 15(3): 97-100.
- [24] 仵彦卿. 估计地下水流系统分布型确定性: 随机性参数的耦合算法. *西安理工大学学报*, 2000, 16(2): 113-121.
- [25] 焦华. 国外地下水监测系统. *工程勘察*, 1990(6): 35-39.
- [26] Van Geer F C, Te Stroet C B M, Zhou Y X. Using Kalman filtering to improve and quantify the uncertainty of numerical groundwater simulations, the role of system noise and its calibration. *Water Resources Research*, 1991, 27(8): 1987-1994.
- [27] Van Geer F C, Zhou Y X. Using Kalman filtering to improve and quantify the uncertainty of numerical groundwater simulations. *Water Resource Research*, 1991, 27(8): 1987-1994.
- [28] 仵彦卿. 地下水动态监测网优化设计的有限元与卡尔曼滤波耦合算法. *西安理工大学学报*, 2000, 16(2): 122-128.
- [29] 陈植华, 丁国平. 应用信息熵方法对区域地下水观测网的优化研究. *地球科学: 中国地质大学学报*, 2001, 26(5): 517-523.
- [30] 陈植华. 应用信息熵方法对地下水观测网的层次分类: 以河北平原地下水观测网为例. *水文地质工程地质*, 2003, 29(3): 24-28.
- [31] 陈植华, 丁国平, 胡成. 用于水资源系统观测网空间布局优化设计的技术方法. *地质科技情报*, 2000, 19(4): 83-88.
- [32] Mogheir Y, Singh V P. Application of Information Theory to Groundwater Quality Monitoring Networks. *Water Resources Management*, 2002, 16(1): 37-49.
- [33] Mogheir Y, de Lima J L M P, Singh V P. Characterizing the spatial variability of groundwater quality using the entropy theory: I. Synthetic data. *Hydrological Process*, 2004, 18(13): 2165-217.
- [34] Karamouz M, Nokhandan A K. Design of on-line river water quality monitoring systems using the entropy theory: A case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2009, 155(1): 63-81.
- [35] Mogheir Y, Singh V P. Spatial assessment and redesign of

- a groundwater quality monitoring network using entropy theory, Gaza Strip, Palestine. *Hydrogeology Journal*, 2006, 14(5): 700-712.
- [36] Masoumi F, Kerachian R. Optimal redesign of groundwater quality monitoring networks: A case study. *Environmental Monitoring and Assessments*, 2001, 161(1): 247-257.
- [37] Guo Y S, Wang J F. Spatial analysis on the layout of groundwater quality monitoring network. 2010 18th International Conference on Geoinformatics, Geoinformatics 2010.
- [38] Mogheir Y, de Lima J L M P. Entropy and multi-objective based approach for groundwater quality monitoring network, assessment and redesign. *Water Resource Management*, 2009, 23(8): 1603-1620.
- [39] Mogheir Y, de Lima J L M P, Singh V P. Assessment of informativeness of groundwater monitoring in developing regions (Gaza Strip Case Study). *Journal of Water Resources Management*, 2005, 19(6): 737-757.
- [40] 王戈, 徐俊刚. 多层区域划分下蚁群算法研究. *电子技术*, 2009(10): 78-79.
- [41] Gutjahr W J. A graph-based ant system and its convergence. *Future Generation Computer Systems*, 2000, 16(8): 873-888.
- [42] Li Y H, Chan Hilton A B. Optimal groundwater monitoring design using an ant colony optimization paradigm. *Environmental Modeling & Software*, 2007, 22(1): 110-116.
- [43] Li Y H, Chan Hilton A B. Reducing Spatial sampling in Long-Term Groundwater Monitoring Networks Using Ant Colony Optimization. *International Journal of Computational Intelligence Research*, 2005, 1(1): 19-28.
- [44] 王劲峰, 姜成晟, 李连发, 等. 空间抽样与统计推断. 北京: 科学出版社, 2009: 1-182.

## Review of the Optimization Methods for Groundwater Monitoring Network

GUO Yansha<sup>1,2</sup>, WANG Jingfeng<sup>1</sup>, YIN Xiulan<sup>3</sup>

- (1. State Key Laboratory of Resources and Environmental Information System, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;  
2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;  
3. China Institute for Geo-Environmental Monitoring, Beijing 100081, China)

**Abstract:** The general goal of groundwater monitoring network optimization is to obtain more groundwater dynamic information with a certain precision using the least investment. A highly efficient monitoring network not only provides real-time dynamic information and reliable sources for scientific research in groundwater environment, but also helps policy-makers in making efficient decisions, and therefore a reasonable layout of groundwater monitoring network is of great importance. The optimization of groundwater monitoring network mainly includes network density, monitoring location, monitoring indicators and monitoring frequency. At present, a number of qualitative and quantitative methods have been used and many achievements have been made. These research work basically aimed at single objective optimization, and ignored the issues such as space-time analysis based on multi-objective and combined methods. The purpose for this paper is to analyze and compare the methods for optimizing the groundwater monitoring network, and then to propose a multi-objective optimization system in combination of several methods.

**Key words:** groundwater level; groundwater quality; monitoring frequency; groundwater; optimization methods

本文引用格式:

郭燕莎, 王劲峰, 殷秀兰. 地下水监测网优化方法研究综述. *地理科学进展*, 2011, 30(9): 1159-1166.