

山东省种植区地下水硝酸盐污染空间变异及分布规律研究

刘兴权¹, 许晶玉¹, 江丽华², 黄健熙³, 王利民⁴, 刘佳⁴, 邹金秋⁴

(1.中南大学地学与环境工程学院, 长沙 410083; 2.山东省农业科学院土壤肥料研究所, 济南 250100; 3.中国农业大学信息与电气工程学院, 北京 100083; 4.中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081)

摘要:近年来,我国部分地区地下水硝酸盐污染态势十分严峻,特别是集约化种植区由于施用大量氮肥导致的硝酸盐污染更为严重。为控制污染,应掌握地下水硝酸盐污染的空间变异规律与分布特征。采用地统计学方法,对山东省种植区地下水硝态氮含量数据进行空间变异分析。结果表明,不同区域地下水硝态氮含量存在一定的差异,存在明显的趋势效应以及变异性,且含量随地下水深度增加而减少。通过相关性分析,获得与地下水硝态氮含量相关性最高的两个因子(土壤有机质含量和全氮含量),并作为协克里金(Cokriging)插值方法中的协同因子,对山东省地下水硝酸盐污染进行插值。经比较分析,协克里金法比普通克里金法(Ordinary Kriging)的精度高,减少了80%的平均误差。协克里金法空间插值结果表明,空间分布规律表现在从西南到东北逐渐升高的方向性效应,而地下水硝态氮含量较高的区域主要分布在潍坊、青岛、烟台种植区,如青岛的平度、莱西,潍坊的寿光等农业较发达的种植区。

关键词:地下水硝酸盐污染;空间变异;地统计;协克里金法

中图分类号:X523 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2010)06-1172-08

Spatial Variability and Distribution Pattern of Groundwater Nitrate Pollution in Farming Regions of Shandong Province, China

LIU Xing-quan¹, XU Jing-yu¹, JIANG Li-hua², HUANG Jian-xi³, WANG Li-min⁴, LIU Jia⁴, ZOU Jin-qiu⁴

(1.College of Geology and Environmental Engineering, Central South University, Changsha 410083, China; 2.Soil and Fertilizer Institute, Shandong Academy of Agricultural Sciences, Jinan 250100, China; 3.College of Information and Electrical Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China; 4.Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: In recent years, groundwater nitrate pollution in some regions of China is very serious. Especially, nitrate pollution in intensive cultivation areas is more serious for the application of a large number of nitrogen fertilizer. The objective of this preliminary research is to investigate the potential of application geostatistical method to explore spatial variability of groundwater nitrate pollution in Shandong intensive farming regions in China. Detailed sample data of groundwater nitrate nitrogen were collected in 175 farming sites representing the typical cropping systems in the study area. Semi-variogram of the geostatistical method was used to analyze the groundwater nitrate nitrogen spatial variability based on the 175 sample sites data. The results indicated that there was an obvious variability and trend effect that gradually increasing from the southwest to the northeast. Furthermore, the concentration decreased with the increase in the depth of groundwater. For obtaining the spatial variation of groundwater nitrate nitrogen in the whole study area, cokriging method was utilized to interpolate the groundwater nitrate nitrogen pollution with two synergy factors (e.g. soil organic matter content and total nitrogen content) which were the most obvious relevant with groundwater nitrate nitrogen concentration. Compared with ordinary kriging method, cokriging method achieved higher precision with a decrease of 80% of the average error. Cokriging spatial interpolation results showed that areas with higher nitrate nitrogen concentration in groundwater mainly distributed in Weifang, Qingdao, and Yantai intensive farming regions, due to the excessive use of nitrogen

收稿日期:2009-11-20

基金项目:水体污染控制与治理科技重大专项“典型村镇饮用水安全保障适用技术与示范”项目子课题“村镇水源地铁约化种植区域地下水硝酸盐污染的特征”(2008ZX07425-001-01)

作者简介:刘兴权(1962—),湖北天门人,教授,主要从事地理信息系统的应用研究。E-mail:lxq0818@263.net

通讯作者:黄健熙 E-mail:jxhuang@cau.edu.cn

fertilizer in these regions. The result suggested that the cokriging spatial interpolation was an effective approach of obtaining the groundwater nitrate nitrogen spatial variability in intensive farming regions. The possible reasons for the spatial variation and distribution characteristics of groundwater nitrate nitrogen were discussed.

Keywords: groundwater nitrate pollution; spatial variability; geostatistics; cokriging

近年来,地下水正遭受着越来越严重的污染^[1]。研究表明,硝酸盐是进入地下水中最频繁的污染物质^[2]。我国硝酸盐污染地下水的现状不容乐观,华北及长江三角洲地区地下水硝酸盐污染已经比较严重^[3]。地下水一旦受到污染超过了自净能力,就很难处理,它对生态环境的破坏和人体健康的影响是长久且深远的^[4]。饮用水中的硝酸盐会导致“兰婴”综合症和胃癌、结直肠癌、淋巴瘤等癌症发病率升高^[5]。为此世界卫生组织规定美国和日本的水中硝酸盐(NO_3^- -N)最大允许浓度为 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,欧洲为 $11.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

国内外有关地下水硝酸盐污染的研究,主要集中在调查地下水硝酸盐污染情况并进行常规统计^[1,7-8],以及研究局部区域的地下水硝态氮含量的高低及其影响因素^[9-10],还有学者利用地统计学方法进行空间插值,但插值的过程并没有综合考虑与地下水硝态氮含量相关的其他因素^[11-12],缺乏地下水硝酸盐污染的物理过程与含义。另外,研究表明地下水中硝态氮的含量与农田氮肥施用量之间存在明显的相关性^[13-14]。

本文采用基于地统计学方法的协克里金法(Cokriging)对山东省地下水硝态氮含量进行空间插值,选用与地下水硝态氮含量相关性较强的因子作为协同因子,以提高区域插值精度。通过研究山东省地下水硝酸盐污染的空间变异及分布规律,明确山东省地下水硝酸盐污染状况,为控制硝酸盐污染提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

山东省地处中国东部,土地总面积 15.67 万 km^2 ,黄河贯穿鲁西南和鲁北,形成大面积泛滥冲积平原。山东的气候属暖温带季风气候类型,降水集中,雨热同季,春秋短暂,冬夏较长。年平均气温 $11 \sim 14 \text{ }^\circ\text{C}$,气温地区差异东西大于南北;年平均降水量一般在 $550 \sim 950 \text{ mm}$ 之间,由东南向西北递减;光照资源充足,平均光照时数 $2\,300 \sim 2\,890 \text{ h}$,热量条件可满足农作物一年两作的需要。

山东省的农业集约化种植程度较高,如寿光、章丘、青州、莱阳的蔬菜集约化种植规模大,闻名全国。

山东省农业生产在超量使用化肥、有机肥来维持粮食产量稳产、高产的同时,由于长期不合理使用氮肥,大量硝酸盐淋失到地下水,使农业集约化种植区以硝态氮含量超标为特征的地下水污染问题日益严重。本文研究区域覆盖山东省中部以及东部地下水硝酸盐污染较严重的青岛和烟台市部分地区,占山东省面积 60% 以上。

1.2 地下水采样与硝态氮测定方法

山东农科院于 2006 年 11 月利用遥感和地理信息系统技术,侧重于集约化种植区,进行研究区地下水硝酸盐污染抽样。针对目前对研究区地下水硝酸盐污染空间分布先验知识研究不多的现状,确定主要测试方法为一阶前向抽样的方法。该方法利用体系或者随机抽样方式抽取采样点,然后根据抽取的样本点估算抽样总体的空间结构,进行空间插值并网格化,以网格内误差均值作为标准进行采样点分布合理性的检验,逐步加密抽样点,直至形成最优空间布局,最终获得研究区域采样点 175 个(图 1)。

采用试纸法作为地下水硝态氮含量快速分析测试比较的基础方法,主要仪器为 RQflex 10,对采集的样本进行快捷、准确、简便的硝态氮含量测定。

1.3 克里金方法

空间插值技术最基本的理论假设是空间位置上越邻近的点,越具有相似特征,在此基础上形成了各种各样的插值方法。其中地统计学既考虑样本值的大小,又重视样本空间位置以及样本间的距离,弥补了经典统计学忽略空间方位的缺陷。克里金方法(Kriging)是地统计学的主要内容之一,根据未知样点有限邻域内的若干已知样本点数据对未知样点进行的一种线性无偏最优估计,它考虑了样本点的形状、大小和空间方位,与未知样点的相互空间位置关系,以及变异函数提供的结构信息。

协克里金法是克里金法的扩展,它同时考虑了变量的空间连续性和变量间的相关性,把区域化变量的最佳估值方法从单一属性发展到二个以上的协同区域化属性。当变量间有一定的相关性时,若其中一些变量有较丰富的资料,另一些变量资料则比较少,或难于测量,或费时费钱,就可以用协克里金法利用容



图1 山东省地下水硝酸盐采样点空间分布

Figure 1 Distribution of sampling points of groundwater nitrate nitrogen concentration in Shandong Province

易测量的资料去提高难于测量的变量的估值精度^[5]。其原理如下:

设 Z_1 和 Z_2 是研究区域的两个变量,测量值的个数分别是 n_1 和 n_2 。假定 Z_2 比 Z_1 更难测量,且 $n_1 > n_2$,那么用设 Z_1 和 Z_2 的资料对 Z_2 在 x_0 进行估值的协克里金公式为:

$$Z_{2CK}^*(x_0) = \sum_{i=1}^{N_1} \lambda_{1i} Z_1(x_{1i}) + \sum_{j=1}^{N_2} \lambda_{2j} Z_2(x_{2j}) \quad (1)$$

式中: N_1 和 N_2 是相邻于 x_0 的用于估值的 Z_1 和 Z_2 的数据个数。

式(1)表明 $Z_{2CK}^*(x_0)$ 是通过两个变量在空间位置上的观测值的加权平均而获得的。加权系数是由两个变量的测量点与 x_0 之间的距离、两测量点之间的距离、两变量的变异函数以及它们的协变异函数来决定的。

协克里金估值公式既要求不偏估值,还要求估值的误差方差最小,因此需要在方差最小化的过程中引入两个拉格朗日乘数值,然后用方差表达式对每个权重求导,并让导数等于0,即可推导出以下的协克里金线性方程组:

$$\begin{aligned} \sum_{i=1}^{N_1} \lambda_{1i} \gamma_{11}(x_{1i} - x_I) + \sum_{j=1}^{N_2} \lambda_{2j} \gamma_{12}(x_{2j} - x_I) + \mu_1 &= \gamma_{21}(x_0 - x_I), \\ (I=1, 2, \dots, N_1) \\ \sum_{i=1}^{N_1} \lambda_{1i} \gamma_{21}(x_{1i} - x_J) + \sum_{j=1}^{N_2} \lambda_{2j} \gamma_{22}(x_{2j} - x_J) + \mu_2 &= \gamma_{22}(x_0 - x_J), \end{aligned}$$

$$(J=1, 2, \dots, N_2)$$

$$\sum_{i=1}^{N_1} \lambda_{1i} = 0, \sum_{j=1}^{N_2} \lambda_{2j} = 1 \quad (2)$$

式中: γ_{11} 和 γ_{22} 分别是 Z_1 和 Z_2 的变异函数模型, γ_{12} 和 γ_{21} 是这两个变量的协变异函数模型, $\gamma_{12}(h) = \gamma_{21}(h)$ 。

求解以上线性方程组即可获得权重 ($\lambda_{1i}, i=1, 2, \dots, N_1; \lambda_{2j}, j=1, 2, \dots, N_2$) 以及两个拉格朗日乘数 μ_1 和 μ_2 , 用它们就可以计算 Z_{2CK}^* (式1) 及其协克里金方差:

$$\sigma_{CK}^2 = \sum_{i=1}^{N_1} \lambda_{1i} \gamma_{21}(x_{1i} - x_0) + \sum_{j=1}^{N_2} \lambda_{2j} \gamma_{22}(x_{2j} - x_0) + \mu_2 \quad (3)$$

如果 Z_1 和 Z_2 是不相关的, 那么协克里金方程就变成了普通克里金方程; 如果相关, 协克里金的方差一般比普通克里金的方差要低, 即提高了估值的精度。

在本次研究中, 以下因素被选定为主要影响因素: 土壤中全氮、有机质、粘土、粉砂、细砂、粗砂的含量, 氮肥施用量, 海拔和坡度。从中选取协克里金插值的协同因子。其中土壤数据来源于中国科学院南京土壤研究所建立的 1:100 万中国土壤数据库, 氮肥数据来自从中国农业部获得的统计数据。为了减少误差, 我们采取了 3 年氮肥施用总量。数字高程模型 (DEM) 来自于美国 SRTM 数据, 格网间距为 90 m, 坡度数据从 DEM 生成而来。这些数据都是采用经纬度坐标系, 保证数据空间参考的匹配。

2 结果与分析

2.1 数据分析

2.1.1 描述性统计分析

对 175 个山东省地下水硝态氮含量采样点数据进行经典统计分析,得到其统计特征值:均值为 $29.75\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,标准差为 $28.50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,极小值为 $0.30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,极大值为 $184.60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,数据分布呈偏态,经过对数变换可以达到对数正态分布。图 2 为对数变换后的数据分布直方图。

结果表明,研究区地下水硝态氮含量的变异程度比较大,标准差达到了 $28.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,这与各地的土壤性质、施肥情况、耕种制度、降雨量等均有关系。

2.1.2 不同深度地下水硝态氮含量比较分析

表 1 是不同深度的地下水采样的硝态氮含量的分析,从表中可以看出,随着深度的增加,地下水中硝态氮含量明显减少,采样点的平均硝态氮含量为 $29.75\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。硝酸盐污染在 0~40 m 深最严重,尤其是在 0~20 m 深的地下水中硝态氮的平均含量是 $33.68\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,且只有不足 1/5 的样本低于 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。20~40 m 深的地下水中硝态氮的平均含量是 $32.25\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,情况稍好。值得注意的是,山东省地下水硝酸

盐污染已经影响到地下 300 m 水深处,如果不采取有效的预防措施,污染势必更加严重。

2.1.3 趋势分析

由于多种因素的影响,区域地下水硝态氮含量的空间分布常呈明显的趋势特征和异向性分布。趋势分析可以简单而直观地表现空间分布,并且可以找到插值的最佳多项式。一般把趋势效应分为 0(没有趋势效应)、常量(区域化变量沿一定方向呈常量增加或减少)、一阶(区域化变量沿一定方向呈直线变化)、二阶或多阶(区域化变量沿一定方向呈多项式变化)。

图 3 为地下水硝态氮含量的全局趋势效应分析示意图。图中, X 轴表示正东方向, Y 轴表示正北方向, Z 轴表示各样点测定值的大小;左后投影面上的线表示东-西向的全局性趋势效应变化,右后投影面上的线表示的是南-北向全局性趋势效应变化。经过旋转,从图中可以看出采样点地下水硝态氮含量存在明显趋势效应,东西方向投影显示为一阶升高趋势,南北方向成明显的倒置的“U”型趋势线,能够拟合一个二次方程来反映采样数据集的全局趋势。

2.1.4 结构分析

结构分析是为空间插值做准备。球形模型、高斯模型和指数模型在地统计学方法中最常用的模型,它

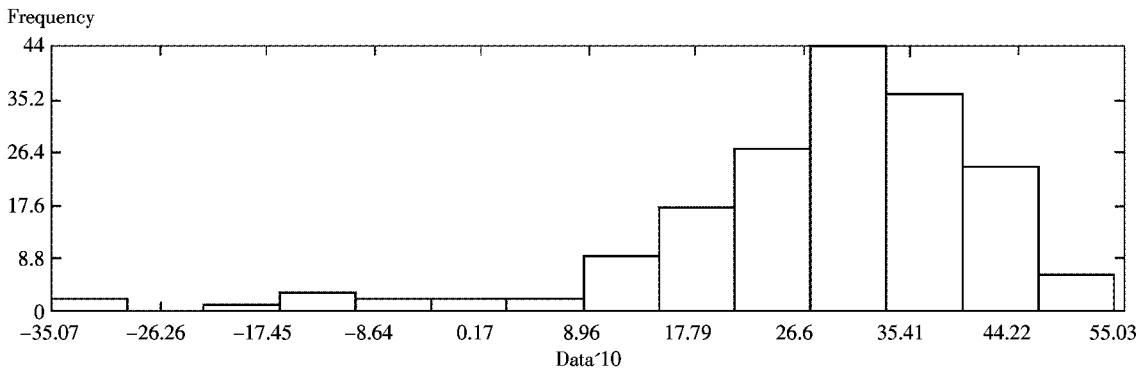


图 2 对数变换后的数据分布直方图
Figure 2 Logarithmic transformed data distribution histogram

表 1 不同深度地下水硝态氮浓度比较

Table 1 Comparative analysis of groundwater nitrate nitrogen concentration at different depths

井深/m	样本数	占样本 百分比/%	平均值/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	地下水硝态氮含量/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$					
				<10		10~50		>50	
				数目	百分比	数目	百分比	数目	百分比
0~20	97	55.43	33.68	17	17.53%	61	62.89%	19	19.59%
21~40	39	22.29	32.25	14	35.90%	15	38.46%	10	25.64%
41~60	20	11.43	19.57	10	50.00%	7	35.00%	3	15.00%
61~300	19	10.86	15.27	11	57.89%	7	36.84%	1	5.26%
合计	175	100.00	29.75	52		90		33	

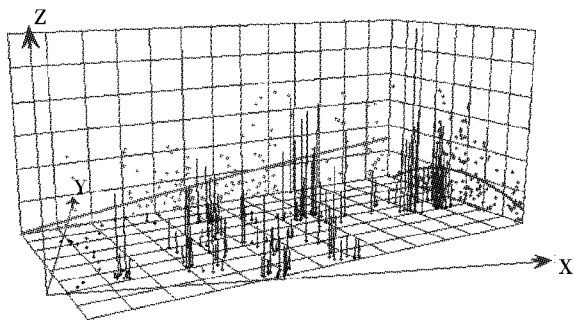


图3 地下水硝态氮含量的趋势效应

Figure 3 Trend effect of groundwater nitrate nitrogen concentration

们描述了随机变量的空间变异结构。

有关半方差函数模型类型的选取及验证可参考有关文献^[16-17],根据分隔距离 h 和计算出的半方差 $C(h)$,并考虑各向异性及二次趋势效应,得到研究区内地下水硝态氮含量的半方差函数模型(图4)。经过比较,高斯模型拟合程度最好,地下水硝态氮含量具有较好的半方差结构。

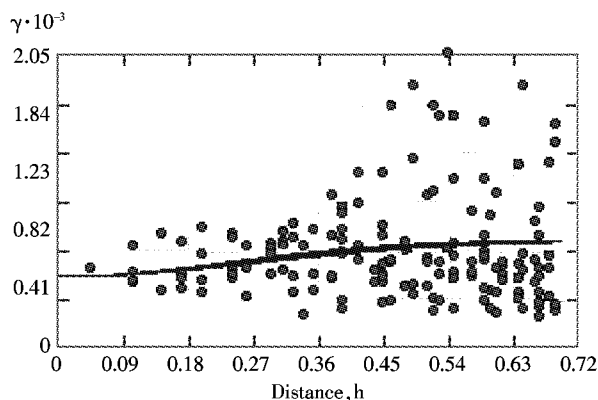


图4 地下水硝态氮含量半方差函数模型

Figure 4 Semivariance model of groundwater nitrate nitrogen concentration

半方差函数模型的参数中长轴变程为 0.69、短轴变程为 0.58,分别表示半方差在该轴方向上达到基台值的样本间距。各向异性比是长轴变程与短轴变程的比,为 1.19,表明地下水硝态氮含量呈明显的各向异性。 C_0 表示块金值,其值是 589.46,由实验误差和小于实验取样尺度上随机因素引起的变异; C 为结构方差,其值是 306.84,由施肥、土壤、降雨等区域因素(空间自相关部分)引起的变异; (C_0+C) 为基台值,其值是 896.30,表示系统内总的变异。块金值和基台值之比即块金效应,表明系统变量的空间相关程度。若块金效应小于 0.25,空间相关性强;在 0.25~0.75 之间,空

间相关性中等;大于 0.75,空间相关性弱。地下水硝态氮含量的空间分布是由结构性和随机性因素共同作用的结果。结构性因素,如土壤特性、施肥、耕作制度、地形等可以导致空间相关性,而随机性因素减弱空间相关性,朝均一化发展。地下水硝态氮含量的块金效应为 0.66,说明其具有中度的空间相关性,表明地下水硝态氮含量的变化是结构性因素和随机性因素共同作用的结果。

2.1.5 相关性分析

确定地下水有硝酸盐污染的风险的区域以及找出影响地下水中硝酸盐的主要因素是管理和保护这一资源和人类健康的一个重要步骤。GD Liu 认为地下水中硝态氮浓度的升高是一种多因子共同作用的结果^[18]。因此,影响地下水中硝酸盐污染的自然和人为的因素都应该考虑和分析。经综合考虑,以下因素被选定为主要影响因素:土壤全氮含量,土壤有机质含量,土壤中粘土、粉砂、细砂、粗砂的百分比,氮肥施用量,海拔和坡度。

相关分析是研究变量间密切程度的一种常用统计方法,使用 Pearson 相关公式计算各影响因子与地下水硝态氮含量的相关系数,结果见表 2。由表 2 可以看出,土壤全氮含量和土壤有机质含量与地下水硝态氮含量相关性较高,并且在 0.01 水平上显著。

表2 地下水硝态氮含量与相关因子的相关性分析结果

Table 2 Correlation result of groundwater nitrate nitrogen concentration and its correlative factors

因子		与地下水硝态氮含量的相关系数
1	土壤全氮含量	0.198**
2	土壤有机质含量	0.197**
3	土壤粘粒含量	0.13*
4	3 年氮肥总量	0.118
5	土壤粗砂含量	-0.086
6	土壤细砂含量	0.081
7	高程	-0.043
8	坡度	-0.034
9	土壤粉砂含量	0.026

注:Pearson 相关系数,* 表示 0.05 的显著度水平,** 表示 0.01 的显著度水平。

2.2 空间插值

在本研究中,协克里金法是在采用普通克里金法(Ordinary Kriging)的基础上,加入根据相关性分析中各个相关因子与地下水硝态氮含量的相关程度而选择的协同因子。根据表 2 的相关系数,选取了土壤中

全氮和有机质含量作为协同因子。

对于有空间变异结构方差的地下水硝态氮含量,在半方差结构模型的基础上,并考虑各向异性和趋势效应,利用协克里金插值方法,获得了山东省地下水硝态氮含量的空间分布格局图(图 5)。

地下水硝态氮含量的空间分布格局进一步表明山东省地下水硝态氮含量分布具有空间异质性,并决定了空间格局的存在。从插值结果中可方便地了解到地下水硝态氮含量的斑块大小、形状及空间分布等具有显著的差异,且存在由高到低分布梯度的规律。图 5 中地下水硝态氮含量呈现从西南到东北逐渐升高的趋势,方向性效应比较明显。

插值的精度用交叉验证法来评估,判断半方差函数模型及其参数是否合适可按以下标准综合进行:平均误差的绝对值最接近于 0;标准化平均误差最接近于 0;均方根误差越小越好;平均标准误差与均方根误差最接近;标准化均方根误差最接近于 1^[20]。

协克里金插值与普通克里金插值的误差比较见表 3。按照交叉检验精度的标准,平均误差绝对值最

接近 0 的是协克里金法(比普通克里金法精确了 80%),其标准化均方根误差更接近于 0,均方根误差也相对较小。综合比较可得出,山东省地下水硝酸盐污染空间外推模型中,协克里金插值优于普通克里金法。

从协克里金法插值结果可以看出,山东省大部分地区地下水硝态氮含量超标(世界卫生组织规定饮用水的硝态氮的含量不得超过 10 mg·L⁻¹);青岛种植区最为严重(>70 mg·L⁻¹),集中在青岛的平度、莱西等种植区,主要作物是小麦、玉米、花生;其次是潍坊的大部分种植区达到了 50~70 mg·L⁻¹,主要是寿光、昌乐、青州等蔬菜种植区;烟台市大部分种植区达到 30~50 mg·L⁻¹,部分种植区达到了 50~70 mg·L⁻¹,如莱阳和栖霞种植区。

3 讨论

硝酸盐是自然存在的离子,是氮循环的一部分,自然界存在的硝酸盐在地下水中通常很少。地下水中硝酸盐污染的来源主要有两种类型:一种类型是点源

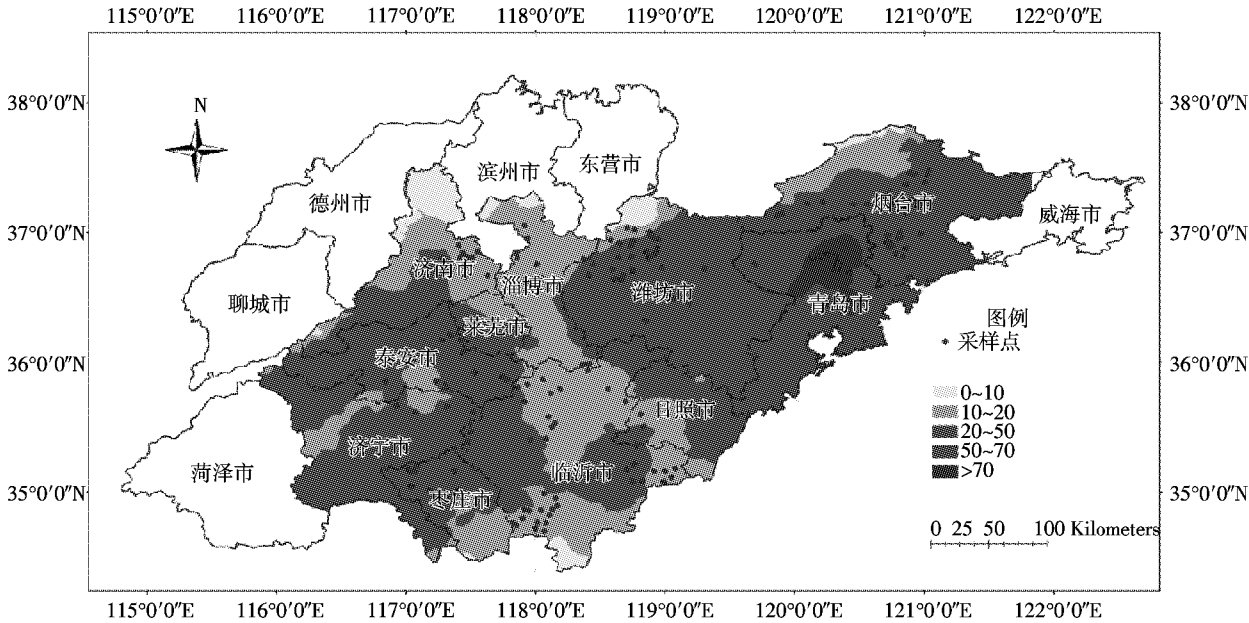


图 5 基于协克里金法的山东省地下水硝态氮含量空间分布图

Figure 5 Spatial distributions of groundwater nitrate nitrogen concentration in Shandong Province using cokriging interpolation method

表 3 协克里金法与普通克里金法插值的误差比较

Table 3 Comparison of interpolation error using cokriging and ordinary kriging method

插值方法	预测误差				
	平均误差	均方根误差	平均标准误差	标准化平均误差	标准化均方根误差
协克里金法	0.035	23.940	26.420	-0.000 1	0.915
普通克里金法	0.182	24.250	26.520	0.004	0.925

污染,即地表污水排放,通过河道渗漏污染地下水;另一种主要是农耕面源污染,农耕区过多使用氮肥,其中12.5%~45%的氮从土壤中流失并污染了地下水^[7]。

农业上长期施用高量氮肥是造成地下水、饮用水硝酸盐污染的重要原因之一。大量施用氮素化肥而氮肥利用率不断下降,使得由于土壤硝酸盐的淋溶污染地下水的潜在威胁日益加大^[20]。人工氮肥和有机肥均含有大量的氮化物,进入土壤后最终以氨氮(NH_4^+-N)形式存在,一部分被植物和作物吸收,一部分经硝化转变成 NO_3^--N 随入渗水直接进入含水层,另一部分被土壤吸附,在灌溉条件下又可转化成 NO_3^--N 而持续进入地下水^[7]。据统计流入河、湖水体中的氮有55%~60%来源于化肥^[21]。

被誉为“中国蔬菜之乡”的寿光市是山东省集约化种植区的典型代表,早在20世纪90年代初期化肥和氮肥的施用就已经达到较高水平^[22]。与其他农作物相比,蔬菜种植更加依赖于化肥的大量使用^[23]。插值结果(图5)表明寿光市大部分地区地下水硝态氮含量超标,其中有的地区甚至超过了 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。从表4对寿光地区不同种植模式下的地下水硝酸盐污染数据的统计可以看出,寿光地区的污染明显随着大棚蔬菜的种植情况分布,完全种植大棚蔬菜的地区污染情况要严重于农作物与大棚蔬菜混种的地区,可见氮肥施用量对其地下水硝态氮含量影响极大。目前生产上仍然普遍存在“氮肥越多越高产”的错误观念,过量施氮已成为集约化农业生产体系相当普遍的严重问题。从20世纪80年代以来,我国氮肥用量迅猛增长,到90年代中期我国已成为世界氮肥生产和消费的第一大国,在占世界7%的耕地上消耗了全球35%的氮肥。我国北方一些蔬菜大棚由于长期过量施用氮肥,一半以上的氮肥养分进入地下水造成饮用水硝酸盐污染^[24]。针对这种情况,应加大教育宣传力度,根据不同作物对肥料吸收量的不同,设立合理的轮作模式,减少土壤的硝酸盐残留,从而减少硝酸盐的淋失。

表4 寿光市不同种植模式地下水硝态氮浓度比较

Table 4 Comparative analysis of groundwater nitrate concentration of different cropping patterns in Shouguang

种植模式	样本数	地下水硝态氮含量/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$		
		最小值	最大值	平均值
大棚蔬菜	9	15.44	112.75	47.53
小麦-玉米;大棚蔬菜零星分布	10	0.22	15.80	6.81
合计	19	0.22	112.75	26.10

4 结论

本文基于地统计学方法,研究了山东省种植区地下水硝态氮含量的空间变异与分布规律。采样数据分析表明,不同区域地下水硝态氮含量存在明显的趋势效应以及变异性。所有地下水采样点的平均硝态氮含量为 $29.75\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,含量随深度的增加而明显减少,在0~20 m,硝酸盐污染最为严重。通过相关性分析,获得与地下水硝态氮含量相关性最高的两个因子(土壤有机质含量和全氮含量),并作为协克里金插值方法中的协同因子,对山东省地下水硝酸盐污染进行插值。协克里金法提高了普通克里金法的精度,减少了80%的平均误差。协克里金法空间插值结果表明,地下水硝态氮含量分布呈现从西南到东北逐渐升高的明显的方向效应。潍坊、青岛、烟台种植区污染较严重,如青岛的平度、莱西,潍坊的寿光等农业较发达的种植区。通过对寿光集约化种植区地下水硝酸盐污染情况分析,农业氮肥的过量施用是造成地下水硝酸盐污染的主要原因,改良种植模式与合理施肥是解决地下水硝酸盐污染的有效途径。应采用科学的养分管理技术,在降低氮肥用量的条件下既保证粮食产量又不至造成氮肥污染,实现农业和环境的“双赢”。协克里金插值法适用于山东省地下水硝态氮含量分布的研究,协同因子的加入弥补了地下水硝酸盐数据采集的不足和测定的不易,因为同时考虑了变量的空间连续性和变量间的相关性,所以提高了插值的精度。

本研究为在地下水运移流域、区域和全国地下水分区等不同尺度上地下水硝酸盐的空间变异特征,分析不同尺度上空间信息的相似性和相异性提供了有益的启示。而影响地下水硝酸盐的气候、人为耕作、地下水硝酸盐的运移模式等因素引起的随机性误差有待于做更深入的分析。

参考文献:

- [1] 薛禹群, 张幼宽. 地下水污染防治在我国水体污染控制与治理中的双重意义[J]. 环境科学学报, 2009, 29(3): 474-481.
XUE Yu-qun, ZHANG You-kuan. Twofold significance of groundwater pollution prevention in China's water pollution control[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(3): 474-481.
- [2] Michael O Rivett, Stephen R, Buss, et al. Nitrate attenuation in ground-water: A review of biogeochemical controlling processes[J]. *Water Research*, 2008, 42(16): 4215-4232.
- [3] Renshou Fu, Christine A, Shoemaker. Ground water contamination and its control in China[M]. Beijing: Tsinghua University Press, 2000.

- [4] 郭战玲, 沈阿林, 等. 河南省地下水硝态氮污染调查与监测[J]. 监测分析, 1998, (5): 125-128.
GUO Zhan-ling, SHEN A-lin, et al. Investigation and monitoring of groundwater nitrate pollution in Henan[J]. *Monitoring*, 1998, (5): 125-128.
- [5] Gabriel Gulis, Monika Czompolyova, James R Cerhan. An ecologic study of nitrate in municipal drinking water and cancer incidence in Trnava District, Slovakia[J]. *Environmental Research*, 2002, 88(3): 182-187.
- [6] Kikuo Kumazawa. Nitrogen fertilization and nitrate pollution in groundwater in Japan: Present status and measures for sustainable agriculture[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63: 129-137.
- [7] 赵秀春, 王成见, 孟春霞. 青岛市地下水中硝酸盐氮的污染及其影响因素分析[J]. 水文, 2008, 28(5): 94-96.
ZHAO Xiu-chun, WANG Cheng-jian, MENG Chun-xia. Analysis on groundwater nitrate pollution in Qingdao and its influencing factors[J]. *Journal of China Hydrology*, 2008, 28(5): 94-96.
- [8] 汪仁, 解占军, 华利民, 等. 辽宁省蔬菜主产区地下水硝酸盐污染调查[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(15): 7132-7133.
WANG Ren, XIE Zhan-jun, HUA Li-min, et al. Investigation on nitrate content in underground water in main vegetable producing regions of Liaoning Province[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2009, 37(15): 7132-7133.
- [9] Mohammad N Almasri, Jagath J Kaluarachchi. Assessment and management of long-term nitrate pollution of ground water in agriculture-dominated watersheds[J]. *Journal of Hydrology*, 2004, 295(1-4): 225-245.
- [10] Lubna Hajhamad, Mohammad N Almasri. Assessment of nitrate contamination of groundwater using lumped-parameter models[J]. *Environmental Modelling & Software*, 2009, 24: 1073-1087.
- [11] 陈淑峰, 胡克林, 刘仲兰, 等. 华北平原桓台县地下水硝态氮含量的空间变异规律及其成因分析[J]. 水科学进展, 2008, 19(4): 80-87.
CHEN Shu-feng, HU Ke-lin, LIU Zhong-lan, et al. Analysis of spatial variability of nitrate content in groundwater and its factors in Huantai county in North China plain[J]. *Advances in Water Science*, 2008, 19(4): 80-87.
- [12] 王正祥, 高贤彪, 李明悦, 等. 天津市水体硝酸盐污染调查与空间分布研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(3): 592-596.
WANG Zheng-xiang, GAO Xian-biao, LI Ming-yue, et al. Investigation and spatial distribution on nitrate contamination in water of Tianjin[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(3): 592-596.
- [13] 高阳俊, 张乃明. 滇池流域地下水硝酸盐污染现状分析[J]. 云南地理环境研究, 2003, 15(4): 39-42.
GAO Yang-jun, ZHANG Nai-ming. The present status analysis of groundwater nitrate contamination in Dianchi Lake valley[J]. *Yunnan Geographic Environment Research*, 2003, 15(4): 39-42.
- [14] 冷家峰. 济南市地下水硝酸盐污染研究[J]. 农村生态环境, 1998, 14(1): 55-57.
LENG Jia-feng. Study on nitrate pollution in groundwater of Jinan City[J]. *Rural Eco-Environment*, 1998, 14(1): 55-57.
- [15] 张仁铎. 空间变异理论及应用[M]. 北京: 科学出版社, 2005: 57-65.
ZHANG Ren-duo. Spatial variogram theory and application[M]. Beijing: Science Press, 2005: 57-65.
- [16] 赵永存, 汪景宽, 王铁宇, 等. 吉林公主岭土壤中砷、铬和锌含量的空间变异性及分布规律研究[J]. 土壤通报, 2002, 33(10): 372-376.
ZHAO Yong-cun, WANG Jing-kuan, WANG Tie-yu, et al. Spatial variability and distribution pattern of arsenic, chromium and zinc contents in the soils in Gongzhuling Area[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 33(10): 372-376.
- [17] 侯景儒, 尹镇南, 李维明, 等. 实用地质统计学[M]. 北京: 地质出版社, 1998: 31-72.
HOU Jing-ru, YIN Zhen-nan, LI Wei-ming, et al. Practical geostatistics[M]. Beijing: Geological Press, 1998: 31-72.
- [18] G D Liu, W L Wu, J Zhang B. Regional differentiation of non-point source pollution of agriculture-derived nitrate nitrogen in groundwater in northern China[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2005, 107(2-3): 211-220.
- [19] 汤国安, 杨昕. ARCGIS 地理信息系统空间分析实验教程[M]. 北京: 科学出版社, 2004: 405.
TANG Guo-an, YANG Xin. ArcGIS geographic information system spatial analysis experimental course[M]. Beijing: Science Press, 2004: 405.
- [20] 张维理, 田哲旭, 张宁, 等. 我国北方农用氮肥造成地下水硝酸盐污染的调查[J]. 植物营养与肥料学报, 1995, 1(2): 80-87.
ZHANG Wei-li, TIAN Zhe-xu, ZHANG Ning, et al. Investigation of nitrate pollution in groundwater due to nitrogen fertilization in agriculture in north China[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Sciences*, 1995, 1(2): 80-87.
- [21] 肖智毅. 海淀区地下水硝酸盐污染及其影响因素[J]. 环境与健康杂志, 2003, 20(5): 158-160.
XIAO Zhi-yi. Investigation of nitrate pollution and its influential factors in groundwater in Haidian District of Beijing[J]. *Journal of Environment and Health*, 2003, 20(5): 158-160.
- [22] 王琳, 李季, 宋效宗, 等. 集约化蔬菜种植区地下水中反硝化细菌的分离鉴定[J]. 生态环境, 2008, 17(5): 2078-2081.
WANG Lin, LI Ji, SONG Xiao-zong, et al. Isolation and identification of denitrifying bacteria from groundwater contaminated with nitrate of a typical intensive vegetable cultivation area[J]. *Ecology and Environment*, 2008, 17(5): 2078-2081.
- [23] 王小兰. 山东省寿光市蔬菜种植区化肥投入及地下水硝酸盐污染状况研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2006: 19-20.
WANG Xiao-lan. Chemical fertilizer application of vegetable planting areas and groundwater nitrate pollution conditions in Shouguang of Shandong[D]. Beijing: China Agricultural University, 2006: 19-20.
- [24] J H Guo, X J Liu, Y Zhang, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. *Science*, 2010, 327(5968): 1008-1010.