

基于 GIS 的华北高产粮区地下水硝态氮含量时空变异特征

陈淑峰¹, 李帷², 胡克林¹, 吴文良^{1*}, 褚兆辉³, 毛文峰¹

(1. 中国农业大学资环学院, 北京 100193; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 3. 山东省滕州市农业局, 枣庄 277500)

摘要: 集约化农业生产区地下水的硝酸盐污染是一个十分普遍的问题. 选取华北平原典型高产粮区桓台县为研究对象, 分别在 2002 年和 2007 年同一季节对该县境内的 394 个潜水水样和 283 个承压水水样的硝态氮含量进行了取样分析, 应用地质统计学与 GIS 技术相结合的方法对其时空变异规律进行了分析. 结果表明, 2002 年和 2007 年潜水硝态氮的平均含量分别为 $8.08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $14.68 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 承压水硝态氮的平均含量分别为 $3.87 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $7.19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 2007 年比 2002 年含量增幅均接近 1 倍. 2 个时期承压水硝态氮含量的空间相关距离均远大于潜水硝态氮含量的相关距离. 2007 年与 2002 年相比, 潜水硝态氮含量各等级 (0~5、5~10、10~15、15~20、20~30 和 $>30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的面积变化幅度分别为 -28.87%、-14.63%、13.06%、14.37%、12.23% 和 3.85%; 承压水中前 4 个等级的面积变幅分别为 -37.82%、28.01%、9.33% 和 0.48%. 通过对地下水硝态氮含量的垂向分析发现, 2 个时期的承压水硝态氮含量与取样井深存在显著负相关关系, 并且深层承压水的硝酸盐含量呈现上升趋势.

关键词: 地下水; 硝态氮; 地质统计学; 时空变异; 集约化农业

中图分类号: X523 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)12-3541-07

GIS-based Analysis of Spatio-temporal Variability of Groundwater Nitrate Concentration in High-yield Region in North China Plain

CHEN Shu-feng¹, LI Wei², HU Ke-lin¹, WU Wen-liang¹, CHU Zhao-hui³, MAO Wen-feng¹

(1. College of Resources and Environmental Science, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 3. Bureau of Agriculture of Tengzhou in Shandong Province, Zaozhuang 277500, China)

Abstract: Nitrate pollution in groundwater is very widespread in intensive agricultural region. 394 samples from phreatic water wells and 283 samples from confined water wells were collected across Huantai County at the same season of 2002 and 2007, which is representative of high-yield region of North China Plain. The NO_3^- -N concentration was determined. Geostatistics combined with GIS technique were used to analyze the spatio-temporal variability of groundwater nitrate concentration. The average nitrate concentrations in phreatic water were $8.08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $14.68 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ in 2002 and 2007 respectively, and that in confined water were $3.87 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $7.19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ respectively. The spatial correlation distances of nitrate concentrations in confined water for both periods were greater than that in phreatic water. The mapping showed that the areas of phreatic groundwater with high levels of nitrate concentrations (10-15, 15-20, 20-30, and $>30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) increased by 13.06%, 14.37%, 12.23%, and 3.85% from 2002 to 2007, while the area with low levels (0-5 and 5-10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) nitrate concentrations were decreased by 28.87% and 14.63% compared with 2002. However, the areas of confined water with nitrate concentrations of 5-10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 10-15 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and 15-20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ were increased by 28.01%, 9.33%, and 0.48% respectively, while the areas of NO_3^- -N concentration (0-5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) was decreased by 37.82%. The NO_3^- -N concentration in confined water was significantly negative related to groundwater depth for the two period, we found an increasing trend of NO_3^- -N concentration in the deeper confined water from 2002 to 2007.

Key words: groundwater; nitrate; geostatistics; spatio-temporal variability; intensive agriculture

农业驱动的水体硝酸盐污染已经成为世界性的环境问题^[1]. 国内外许多研究发现集约化农区的地下水大多存在硝态氮含量超标问题^[2-4]. 华北平原是中国的传统粮食主产区之一, 贡献了全国粮食生产的 30% 左右^[5]. 近年来该地区粮食产量迅速增长, 同时对生态环境也带来了破坏^[6], Zhang 等^[7] 1996 年就曾研究报道华北平原 14 个县的 69 口地下水井中有半数以上的水体硝态氮浓度超过 10

$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 近期的调查显示, 在华北平原的一些浅层地下水中硝态氮的浓度又有所增高^[8,9]. 地下水是华北平原居民的主要饮用水来源, 而饮用水硝态氮超标与婴儿高铁血红蛋白症、成人胃癌、肝癌、食道癌、

收稿日期: 2009-04-19; 修订日期: 2009-04-23

基金项目: 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2005CB121108); “十一五”国家科技支撑计划项目 (2006BAD17B05)

作者简介: 陈淑峰 (1979-), 男, 博士研究生, 主要研究方向为农业面源污染, E-mail: shufengchen@163.com

* 通讯联系人: E-mail: wwenl@cau.edu.cn

结直肠癌以及淋巴瘤等发病率有着密切的关系^[10, 11]. 因此了解该地区地下水硝态氮含量的时空演变规律, 对于保护环境和人体健康具有十分重要的意义.

造成地下水硝酸盐污染的因素很多, 如土地利用类型、农业水肥投入、土壤质地、饱气带的厚度等^[12-15]. 地下水硝态氮含量的空间变异性很大, 即使同一时间和地区, 不同水井地下水硝态氮含量的差异也会很大^[16, 17]. 另外, 浅层地下水硝态氮含量还受到地下水回补等因素的影响, 同一年份不同季节时段地下水硝态氮的含量可能存在较大差异, 同一水井在不同时间段的地下水硝态氮含量也可能差别很大. 以往的研究多是针对某个时期地下水水样进行分析^[3, 9, 15-19], 对于地下水取样的时间和地点也没有明显限制, 而对于跨越不同年份监测分析地下水硝态氮含量变化的研究尚不多见. 本研究是在华北典型高产粮区 2002 年地下水硝态氮含量调查的基础上, 于 2007 年对原位水井再次进行取样, 在 GIS 技术支持下, 应用地统计学方法对该区 2 个时期地下水(潜水和承压水)硝态氮的含量进行时空变异分

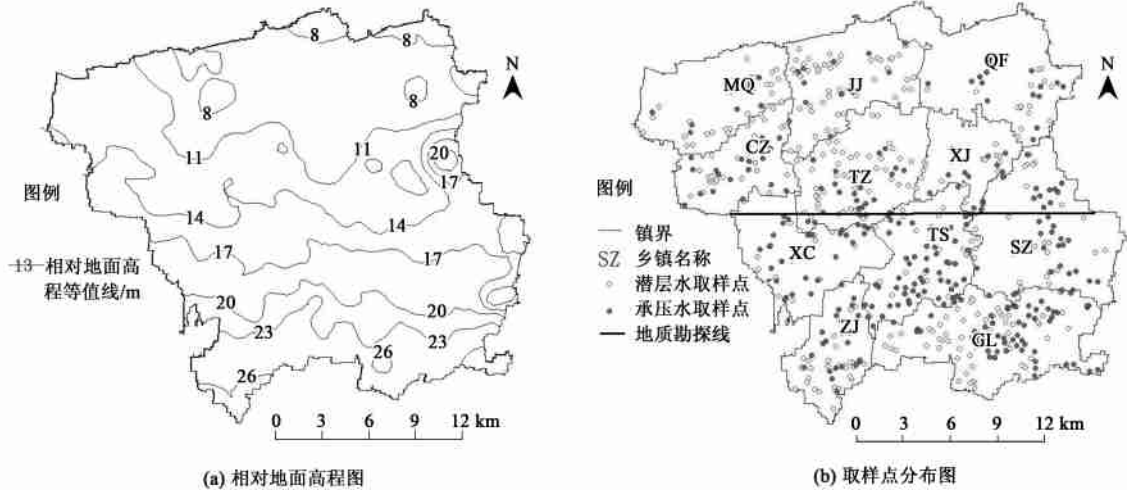
析, 以期为华北高产粮区地下水硝酸盐的污染防治提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 研究区域

桓台县位于北纬 36°51′~37°06′, 东经 117°50′~118°10′, 地处黄河中下游鲁北平原南缘, 是华北大平原的一部分, 土地总面积 520 km², 图 1(a) 显示了研究区域的地面相对高程. 中南部为山前倾斜洪冲积平原, 北部为黄河泛滥平原. 桓台县属北温带大陆季风气候, 冬春干旱, 夏秋多雨, 晚秋又旱. 年平均气温 12.5℃, 年均降雨量 542.8 mm, 蒸发量 1 842.5 mm. 地表土壤 30% 为砂质粘土, 70% 为粘质砂土.

桓台县是华北平原农业高产的典型区, 该县于 1990 年成为长江以北第一个吨粮县, 近年来又多次进入“全国综合经济实力百强县”, 是华北平原工农业发达地区之一. 桓台县农业种植结构相对单一, 以冬小麦-夏玉米一年两熟为主, 灌溉和氮肥投入过量是该地区农业管理的普遍特点, 该区的氮肥年均使用量达到了 650 kg·hm⁻²^[16].



CZ 陈庄镇; GL 果里镇; JJ 荆家镇; MQ 马桥镇; QF 起凤镇; SZ 索镇;
TS 唐山镇; TZ 田庄镇; XC 新城镇; XJ 邢家镇; ZJ 周家镇, 下同

图 1 桓台县相对地面高程图与地下水取样点分布

Fig. 1 Relative elevations in Huantai County and sampling locations of groundwater in Huantai County

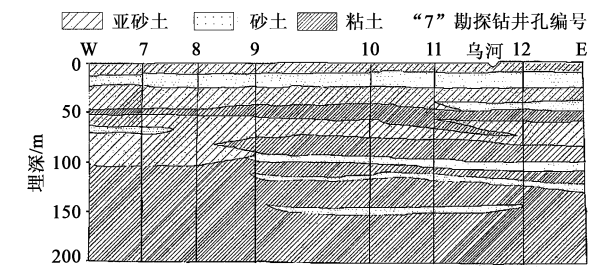
1.2 数据采集

在 2002 年 10 月最低地下水位恢复前, 在全县范围内共采集地下水样(除湖区湿地外) 1 186 个, 并在 2007 年 10 月最低地下水位恢复前, 对 2002 年取样点进行重复取样. 取样时, 记录水井深度、地理坐标、地表作物种类, 并对灌溉类型进行了调查. 以上

2 次取样均以自然村为取样单位, 取样方式采用机井提水. 水样过滤出约 40 mL, 在 - 18℃ 下冷冻保存, 统一用连续流动分析仪(TRAACS2000)测定硝态氮含量. 除去 2007 年取样时报废机井、未找到机井和无效取样后, 根据地下水类型划分获得 394 个有效潜水样本和 283 个有效承压水样本[图 1(b)].

1.3 地下水类型的划分

桓台县境内地下水类型属晚第三系、第四系沉积层孔隙水, 潜水埋深< 50 m, 含水岩性主要为砂土、亚砂土, 中间一般无隔层, 在 50 m 左右出现稳定隔水层, 中层承压水埋深一般> 50 m, 深层承压水埋深> 100 m. 隔水层一般由粘土岩层构成(图 2). 隔水层以下主要分布承压水, 含水岩性以细砂、粉砂为主^[20]. 因钻井误差以及淤井作用等, 根据该地区实际情况把井深为 60 m 的作为浅水井和深水井的划分界线, 井深< 60 m 的水井水样为潜水. 本研究中选取井深> 60 m 的水井均为饮用水水井, 因上部隔水层较深, 多在 50 m 以上, 又因潜水与承压水的划分并不是绝对的, 因此把> 60 m 的深井水近似定义为承压水.



此图为图 1(b) 中地质勘探线断面

图 2 桓台县水文地质剖面图

Fig. 2 Transect hydrogeologic profile of Huantai County

1.4 数据处理

根据地下水硝态氮浓度的大小, 将其划分为 I

(0~ 5 mg•L⁻¹)、II(5~ 10 mg•L⁻¹)、III(10~ 15 mg•L⁻¹)、IV(15~ 20 mg•L⁻¹)、V(20~ 30 mg•L⁻¹)和 VI(> 30 mg•L⁻¹) 6 个等级.

数据统计、正态性检验以及地下水硝态氮含量与取样深度之间的相关性分析均采用软件 SPSS11.5, 地统计学分析采用了软件 GS⁺ (5.3), 图形绘制及硝态氮含量各等级面积的统计采用了软件 ArcGIS(9.2).

2 结果与讨论

2.1 地下水硝态氮含量的描述性统计

首先对 2002、2007 年潜水和承压水的硝态氮含量数据的分布类型进行正态性检验, 发现样本均不符合正态分布. 2002 年潜水和承压水井样本数据经对数转换后均符合正态分布, 而 2007 年潜水井样本数据经平方根转换后服从正态分布, 承压水井样本数据经对数转换后符合正态分布(表 1). 在 2002 年潜水和承压水硝态氮含量的变异系数分别为 1.17 和 1.28. 2007 年潜水和承压水硝态氮含量的变异系数分别为 0.86 和 1.34, 2 个时期潜水硝态氮含量的变异系数均小于承压水硝态氮含量的变异系数(表 1). 2007 年与 2002 年相比, 潜水硝态氮含量的变异系数有所降低, 承压水硝态氮含量的变异系数却略有升高, 这可能是因为随着潜水污染程度的加剧, 硝态氮含量的平均值增大导致的; 而承压水随着人类对其干扰程度的加强, 硝态氮含量的差异更大.

表 1 桓台县 2002 和 2007 年地下水硝态氮含量统计特征

Table 1 Statistical feature values of ground water NO₃-N content in Huantai County in 2002 and 2007

观测项目	样点数	均值 /mg•L ⁻¹	标准差	最小值 /mg•L ⁻¹	最大值 /mg•L ⁻¹	变异系数	偏度	峰度	分布类型
2002 年 潜水 NO ₃ -N	394	8.08	1.32 ¹⁾	0.05	79.74	1.17	-0.76 ¹⁾	0.67 ¹⁾	LgN
2002 年 承压水 NO ₃ -N	283	3.87	1.25 ¹⁾	0.05	41.16	1.28	-0.37 ¹⁾	0.10 ¹⁾	LgN
2007 年 潜水 NO ₃ -N	394	14.68	1.67 ²⁾	0.03	73.21	0.86	0.24 ²⁾	-0.58 ²⁾	SqR
2007 年 承压水 NO ₃ -N	283	7.19	1.63 ¹⁾	0.01	53.37	1.34	-0.47 ¹⁾	-0.16 ¹⁾	LgN

1) 原始数据经对数转化后得到的数值; 2) 原始数据经平方根转化后得到的数值

根据前面硝态氮浓度等级的划分, 2002 年 394 个潜水样本中各等级(I ~ VI) 的样本数量依次为 208、74、55、15、29 和 13 个; 而 2007 年时依次为 96、83、60、46、57 和 52 个. 结果显示, 2007 年 394 个样本在 6 个等级中基本呈均匀分布, 而 2002 年多数样本集中在硝态氮含量低的等级, 2007 年比 2002 年潜水硝态氮含量总体有大幅提高. 2007 年所有样本的硝态氮含量平均值为 14.68 mg•L⁻¹, 相比 2002

年时的 8.08 mg•L⁻¹ 增加了近 1 倍.

承压水样本的情况与潜水的情况大致相同, 2002 年承压水 283 个样本中各等级的样本数依次为 215、47、12、3、4 和 2 个; 而 2007 年依次为 172、39、25、16、20 和 11 个. 结果显示, 承压水在 2007 年属于 IV 类、V 类和 VI 类水的样本数比 2002 年有了大幅增加, 且 2007 年承压水样本的硝态氮平均含量也比 2002 年增加了近 1 倍(表 1).

2.2 地下水硝态氮含量的结构分析

在选取 2002 和 2007 年潜水和承压水硝态氮含量的半方差模型时, 首先计算出 $\gamma(h)-h$ 的散点图, 然后分别用不同类型的模型进行拟合, 得到模型参数值及决定系数. 选取决定系数最大和块金值最小的模型, 最后用交叉验证法修正模型的参数. 本研究选用球状模型来描述 2 个时期潜水和承压水硝态氮含量的空间结构, 结果见表 2. 其中 C_0 为块金值, 表示由随机部分引起的空间异质性; Sill 表示基台值; a 表示观测点之间的影响范围, 对于球状模型则表

示观测点之间的相关距离. 从表 2 可以看出, 2002 年潜水和承压水硝态氮的空间相关距离分别为 2.85 km 和 51.87 km; 2007 年潜水和承压水硝态氮的空间相关距离分别为 2.74 km 和 48.89 km, 承压水硝态氮的空间相关距离远大于潜水, 这可能是因为潜水和承压水硝态氮含量的影响因素不同造成的, 影响潜水硝态氮含量的因素主要是地面农业生产活动以及工业污水的排放等^[6], 而承压水主要受到水文地质因素的影响^[21].

2.3 地下水硝态氮含量的水平分布

表 2 桓台县 2002 和 2007 年地下水硝态氮含量的半方差模型及参数值
Table 2 Semivariogram of NO₃-N concentrations in Huantai County and their parameter values in 2002 and 2007

时期	观测项目	模型类型	C_0	Sill	a/km	决定系数
2002 年	潜水 NO ₃ -N	Spherical	0.09	1.97	2.85	0.96
	承压水 NO ₃ -N	Spherical	0.54	4.63	51.87	0.95
2007 年	潜水 NO ₃ -N	Spherical	0.09	2.94	2.74	0.86
	承压水 NO ₃ -N	Spherical	1.11	7.34	48.89	0.95

为了更准确和直观地描述桓台县 2002 年和 2007 年这 2 个时期潜水和承压水硝态氮含量的空间分布, 根据所获得的半方差函数模型, 利用 Kriging 最优内插法, 绘制了等值线图.

由图 3(a) 可知, 2002 年该地区潜水硝态氮含量高的区域主要分布在田庄镇、邢家镇和新城镇, 整体呈现岛状分布, 其中硝态氮含量最大值出现在田庄镇, 为 79.74 mg·L⁻¹. 另外潜水硝态氮含量属于 VI 类

的区域(表 3) 仅在田庄镇中部出现, 总面积 1.76 km², 仅占全县面积的 0.34%(表 3); 硝态氮含量属于 V 类的区域主要分布在田庄镇中部、邢家镇东部及索镇北部, 总面积为 12.88 km², 占县域总面积的 2.48%; 潜水硝态氮含量不小于 II 类的区域主要分布在田庄镇大部、邢家镇东南部、索镇北部、新城镇东北部、陈庄镇东部、荆家镇南部总面积为 117.70 km², 占县域总面积的 23%.

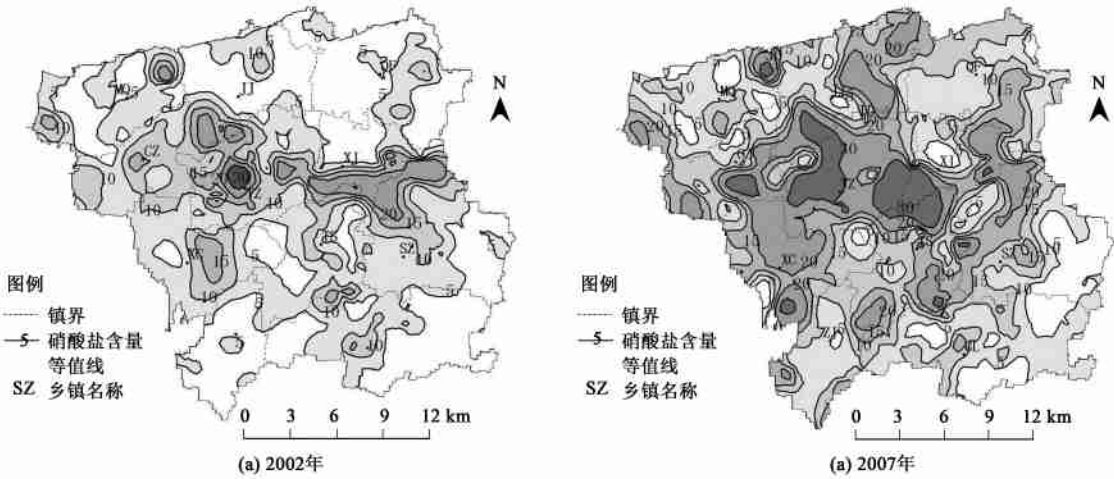


图 3 2002 年与 2007 年桓台县潜水硝态氮含量分布等值线图
Fig. 3 Contour map of NO₃-N concentrations in phreatic water across Huantai County in 2002 and 2007

2007 年该地区潜水中硝态氮含量高的区域仍主要分布在田庄镇、邢家镇和新城镇, 整体态势呈现片状分布, 硝态氮含量最大值为 73.20 mg·L⁻¹, 也出

现在田庄镇[图 3(b)]. 境内潜水硝态氮含量属于 VI 类的区域主要分布在田庄镇、邢家镇、索镇、唐山镇和荆家镇, 总面积为 21.79 km², 占全县总面积的比

例与 2002 年相比增加 3.85% (表 3); 潜水硝态氮含量属于 V 类的区域主要分布在田庄镇大部分地区、邢家镇东部和西部、索镇北部、新城镇东北部、陈庄镇东部、荆家镇东部和南部, 总面积为 76.47 km², 所占比例比 2002 年增加了 12.23%; 潜水硝态氮含量不小于 II 类的区域主要分布在马桥镇西北部、周家镇南部、果里镇南部、索镇东部以及起凤北部的地区, 总面积为 343.93 km², 占全县总面积的 66%, 比 2002 年增加了近 2 倍。

由图 4(a) 可知, 2002 年该地区承压水硝态氮含量大部分区域均属于 I 类, 仅有索镇的北部、唐山的东部和新城的西部出现承压水硝态氮含量属于 II 类

的区域, 且属于 II 类的区域面积仅占全县面积的 17% (表 3)。2007 年该地区承压水硝态氮浓度大部分地区均属于 I 类的面积比 2002 年有了大幅缩小, 减小的面积占全县面积的 37.82% [图 4(b)], 仅分布在该县北部 4 个乡镇; 而承压水硝态氮浓度属于 II 类的区域有了大幅上升, 在该县南部的大部分乡镇都有出现, 增幅面积占该县面积的 28.01%; 此外, 还在唐山市南部、果里镇北部、新城镇北部承压水硝态氮浓度出现了 II 类的区域, 而且面积占到了全县面积的 9.33%; 在唐山市和果里镇的交界处还出现了承压水硝态氮含量属于 IV 类的区域, 面积占全县面积的 0.48%。

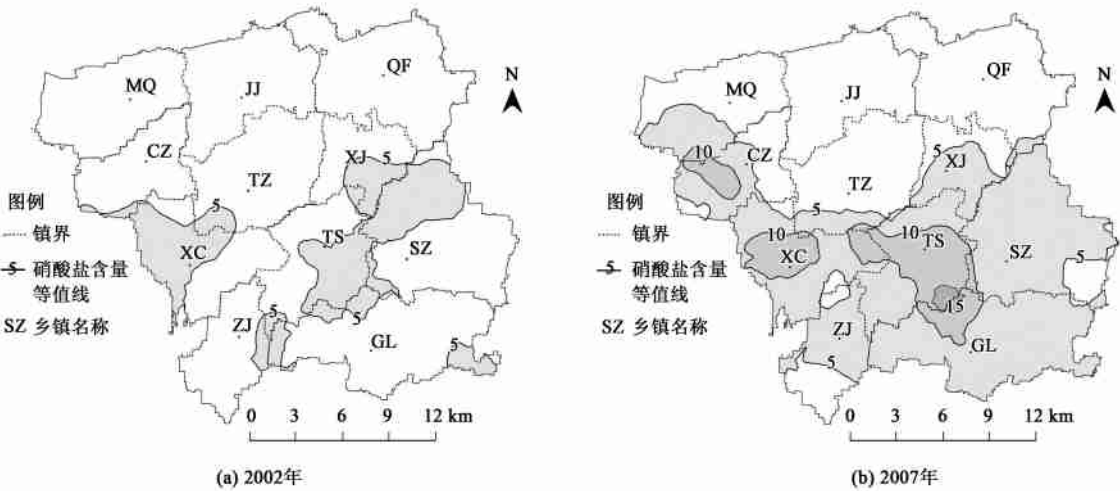


图 4 2002 年与 2007 年桓台县承压水硝态氮含量分布等值线图

Fig.4 Contour map of NO₃-N concentrations in confined groundwater across Huantai County in 2002 and 2007

表 3 2002 年与 2007 年桓台县地下水硝态氮含量分级面积

Table 3 Areas of groundwater nitrate concentrations for each grade in 2002 and 2007

项目	I (0~ 5 mg•L ⁻¹)	II (5~ 10 mg•L ⁻¹)	III(10~ 15 mg•L ⁻¹)	IV(15~ 20 mg•L ⁻¹)	V(20~ 30 mg•L ⁻¹)	VI(> 30 mg•L ⁻¹)
潜水						
2002 面积 km ²	176.87	225.71	77.21	25.85	12.88	1.76
2007 面积 km ²	26.75	149.62	145.12	100.55	76.47	21.79
增减幅度 ¹⁾ / %	- 28.87	- 14.63	13.06	14.37	12.23	3.85
承压水						
2002 面积 km ²	430.74	89.55				
2007 面积 km ²	234.09	235.23	48.50	2.48		
增减幅度 ¹⁾ / %	- 37.82	28.01	9.33	0.48		

1) 同级别下 2007 年的面积减去 2002 年的面积占全县面积的百分比

2.4 地下水 NO₃-N 含量的垂向分布

与水平分布相比, 2002 年和 2007 年地下水(潜水和承压水)中硝态氮浓度随取样井深度的变化具有很好的规律性(图 5), 地下水硝态氮的含量与取样深度存在极显著的负相关, 地下水越浅, 硝态氮污染就越严重(2002 年 $r = -0.280^{**}$, $p < 0.01$; 2007

年 $r = -0.357^{**}$, $p < 0.01$), 这与其它地区的报道相近^[22, 23]. 这种硝态氮含量自上而下减少的趋势反映了地下水中的硝态氮分布呈现自由扩散的总趋势, 说明地下水硝态氮的含量主要受到地表人类活动的影响. 下面进一步分析潜水和承压水中硝态氮浓度与取样井深的关系.

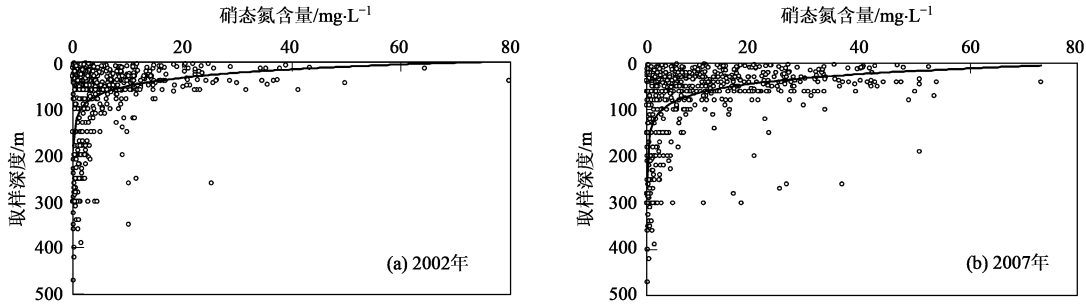


图 5 2002 年与 2007 年桓台县地下水中硝态氮含量垂向分布

Fig.5 Vertical distribution of $\text{NO}_3\text{-N}$ in the groundwater in Huantai County in 2002 and 2007

潜水中硝态氮的浓度较高,波动大,并且与取样深度没有明显相关性.浅层样品共 394 个,占总数的 57.35%,平均取样深度为 (33.77 ± 17.59) m. 2002 年硝态氮浓度变幅为 $0.05 \sim 79.74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均 $(8.08 \pm 9.51) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 2007 年硝态氮浓度变幅为 $0.03 \sim 73.21 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均 $(14.68 \pm 12.57) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 可见,潜水硝态氮的含量主要受到水平尺度上土地利用类型、农业水肥投入、灌溉水质等的影响,氮污染物的空间分布格局也非完全自由扩散.

承压水硝态氮浓度随深度增加呈非线性降低,呈极显著负相关关系(2002 年 $r = -0.359^{**}$, $p < 0.01$; 2007 年 $r = -0.375^{**}$, $p < 0.01$),表明承压水中的硝态氮含量存在自上而下的自由扩散运动,而且随着上部承压水硝态氮含量的增加扩散作用越来越明显.该组样品共 283 个,占总取样的 42.64%,平均取样深度为 148.12 m. 2002 年硝态氮变化范围为 $0.05 \sim 41.216 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均浓度为 $3.87 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 2007 年硝态氮变化范围为 $0.01 \sim 53.37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,平均浓度为 $7.19 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

深度在 100~350 m 之间的个别样品的硝态氮浓度较高,2002 年高于 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的样品有 6 个,最高值为 $25.35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 而 2007 年高于 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的样品有 13 个(图 5),最大值为 $50.63 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,这可能是由于井壁密封不良,上层污染水渗漏导致的^[24]. 2002 年井深 > 200 m 的 73 个样品硝态氮的平均含量仅为 $1.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,如果不包括 4 个可能存在取样井壁污染泄露的样品,其它 69 个深层承压水水样硝态氮的平均浓度只有 $0.96 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,也就是说该地区硝态氮的自然本底值应该低于 $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 但是在 2007 年时所有深于 200 m 的 73 个样品的硝态氮含量平均为 $2.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,即使去除 6 个可能存在取样井壁污染泄露的样品,其它 67 个深水样的平均浓度

为 $1.12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,也高于原来该地区硝态氮的自然本底值.

2.5 地下水硝态氮含量时空变异的成因探讨

在 2002 年和 2007 年,潜水硝态氮含量水平分布上较高的区域都是工农业相对发达的地区,人口聚集度高,地表河流丰富,且农田存在污水灌溉的现象.如索镇是桓台县的政府驻地,田庄镇、邢家镇部分地区存在污水灌溉等^[20].而潜水硝态氮含量较低的地方,多为非污水灌溉区或是人口稀少、农业开发较晚的区域;周家镇河流多季节性干枯,基本没有地表污水灌溉;索镇东部河流较少,人口稀少,经济相对落后;起凤镇北部地区主要是芦苇湿地,相对其它区域农业开发较晚^[20]. 2007 年时,承压水硝态氮含量水平分布较高的区域都是地势较高、地下水的水埋深也较深的地区,而且这些地区农灌井的深度也较深,从而导致了潜水通过水井涌入承压水中^[25].此外,南部地区靠近地势较高的山东工业重镇淄博市,其污染的地下水侧渗导致了承压水硝态氮含量增高.而北部地势较低,如起凤镇、荆家镇、邢家镇、马桥镇东部,过去曾经是湿地,工农业开发都较晚,承压水很少被开采或受到人类的影响,因此,这些区域承压水的硝态氮含量较低.

在垂向分布上,2 个时期潜水硝态氮含量与取样深度均没有相关性,这主要是由于潜水受地表复杂的人类活动干扰比较强,而表现出无规律性;承压水由于上部隔水层保护,受到人类行为的干扰相对较小,承压水硝态氮的含量也表现出自由扩散分布,随着上部承压水中硝态氮含量的增加,这种自由扩散的趋势越来越明显.

3 结论

(1) 2002 年的潜水和承压水中硝态氮含量的变

化均符合对数正态分布; 而 2007 年的潜水和承压水硝态氮含量分别经平方根和对数转换后符合正态分布。2002 年和 2007 年潜水硝态氮含量的变异系数分别为 1.17 和 0.86; 承压水硝态氮含量的变异系数分别为 1.28 和 1.34, 均大于同时期潜水硝态氮含量的变异系数。2007 年潜水和承压水的硝态氮平均含量都比 2002 年增加了将近 1 倍。

(2) 2002 和 2007 年地下水硝态氮含量在一定空间范围内均存在相关性, 承压水硝态氮含量的相关距离分别为 51.87 km 和 48.89 km, 远远大于同期潜水的相关距离(2.85 km 和 2.74 km)。

(3) 2 个时期潜水的硝态氮含量与取样井深均不存在相关性, 而承压水硝态氮含量与水井深度均存在显著负相关性, 且深层承压水的硝态氮含量也有明显增加的趋势。总体上, 2007 年潜水和承压水硝态氮含量高浓度等级的面积都比 2002 年有了大幅增加。

致谢: 中国农业大学 2004 届毕业生刘光栋提供部分数据, 在此表示感谢。

参考文献:

- [1] Spalding R F, Exner M E. Occurrence of nitrate in groundwater: a review[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1993, **22**: 392-402.
- [2] Rajmohan N, Elango L. Nutrient chemistry of groundwater in an intensively irrigated of southern India[J]. *Environmental Geography*, 2005, **47**: 820-830.
- [3] Thorburn P J, Biggs J S, Weier K L, *et al.* Nitrate in groundwaters of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2003, **94**: 49-58.
- [4] Babiker I S, Kato K, Ohta K, *et al.* Assessment of groundwater contamination by nitrate leaching from intensive vegetable cultivation using geographical information system[J]. *Environment International*, 2004, **29**(8): 1009-1017.
- [5] Zhu Z L, Chen D L. Nitrogen fertilizer use in China: Contributions to food production, impact on the environment and best management strategies[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, **63**: 117-127.
- [6] 张维理, 武淑霞, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策 I. 21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计[J]. *中国农业科学*, 2004, **7**: 1008-1017.
- [7] Zhang W L, Tian Z X, Zhang N, *et al.* Nitrate pollution of groundwater in northern China [J]. *Agriculture Ecosystems Environment*, 1996, **59**: 223-31.
- [8] Ju X T, Kou C L, Zhang F S, *et al.* Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: Comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain [J]. *Environmental Pollution*, 2006, **143**: 117-125.
- [9] 刘宏斌, 李志宏. 北京平原农区地下水硝态氮污染状况及其影响因素的研究[J]. *土壤学报*, 2006, **43**(3): 405-413.
- [10] Gabriel G, Monika C, James R C. An ecologic study of nitrate in municipal drinking water and cancer incidence in Trnava District, Slovakia[J]. *Environmental Research Section A*, 2002, **88**: 182-187.
- [11] 张庆乐, 王浩, 张丽青, 等. 饮水中硝态氮污染对人体健康的影响[J]. *地下水*, 2008, **30**(1): 57-60.
- [12] De Ruijter F J, Boumans L J, Smit A L, *et al.* Nitrate in upper groundwater on farms under tillage as affected by fertilizer use, soil type and groundwater [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2007, **77**: 155-167.
- [13] Kulahakao N R, Nalubega M, Thunvik R. Study of the impact of land use and hydrogeological settings on the shallow groundwater quality in a peri-urban area of kampala, Uganpala[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, **381**(1-3): 180-199.
- [14] LaMotte A E, Greene E A. Spatial analysis of landuse and shallow groundwater vulnerability in the watershed adjacent to Assateague Island National Seashore, Maryland and Virginia, USA [J]. *Environmental Geography*, 2007, **52**: 1413-1421.
- [15] 赵新峰, 杨丽蓉, 施茜, 等. 东北海伦地区农村地下饮用水硝态氮污染特征及其影响因素分析[J]. *环境科学*, 2008, **29**(11): 2993-2998.
- [16] Liu G D, Wu W L, Zhang J. Regional differentiation of non-point source pollution of agriculture-derived nitrate in groundwater[J]. *Agriculture Ecosystem and Environment*, 2005, **107**: 211-220.
- [17] Hu K L, Huang Y F, Li H, *et al.* Spatial variability of shallow groundwater level, electrical conductivity and nitrate concentration, and risk assessment of nitrate contamination in North China Plain[J]. *Environment International*, 2005, **31**: 896-903.
- [18] 刘宏斌, 雷宝坤, 张云贵, 等. 北京市顺义区地下水硝态氮污染的现状与评价[J]. *植物营养与肥料学报*, 2001, **4**: 385-390.
- [19] Chen J Y, Tang C Y, Yu J J. Use of ^{18}O , ^2H and ^{15}N to identify nitrate contamination of groundwater in a wastewater irrigated field near the city of Shijiazhuang, China[J]. *Journal of Hydrology*, 2006, **326**: 367-378.
- [20] 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): 131-137.
- [21] 姬亚东, 张黎, 钱会. 银川地区地下水氮污染原因及防治[J]. *地球科学与环境学报*, 2005, **27**(3): 100-103.
- [22] Hudak P F. Chloride and nitrate distributions in the Hickory aquifer, central Texas, USA[J]. *Environment International*, 1999, **25**(4): 393-401.
- [23] Gelberg K H, Church L, Casey G, *et al.* Nitrate levels in drinking water in rural new York state[J]. *Environmental Research Section A*, 1999, **80**: 30-40.
- [24] 桓台县水资源管理办公室. 山东省桓台县地下水开发利用研究报告[R]. 1997. 20-28.
- [25] 韩彦杰, 刘秀杰, 赵旭. 平原区地下水水质污染机理分析[J]. *地下水*, 2007, **29**(4): 105-106, 129.